

Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA  
SERGIO AROUCA  
ENSP

Ana Carolina Chaves Fortes

**Índice de qualidade de água para consumo humano:** uma proposta de ferramenta para a  
vigilância da qualidade da água comunicar os resultados à sociedade

Rio de Janeiro

2018

Ana Carolina Chaves Fortes

**Índice de qualidade de água para consumo humano: uma proposta de ferramenta para a vigilância da qualidade da água comunicar os resultados à sociedade**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Saúde Pública. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador (a): Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Débora Cynamon Kligerman.

Co-orientador (a): Prof. Dr. Paulo Rubens Guimarães Barrocas.

Rio de Janeiro

2018

Catálogo na fonte  
Fundação Oswaldo Cruz  
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica em Saúde  
Biblioteca de Saúde Pública

F738i Fortes, Ana Carolina Chaves.  
Índice de qualidade de água para consumo humano: uma proposta de ferramenta para a vigilância da qualidade da água comunicar os resultados à sociedade / Ana Carolina Chaves Fortes. - 2018.  
153 f. : il. color. ; graf. ; mapas ; tab.  
Orientador: Débora Cynamon Kligerman.  
Coorientador: Paulo Rubens Guimarães Barrocas.  
Dissertação (mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2018.  
1. Água Potável. 2. Pesquisa. 3. Qualidade da Água. 4. Indicadores (Estatística). 5. Análise da Água. 6. Abastecimento de Água. 7. Fiscalização e Controle de Instalações. I. Título.

CDD – 22.ed. – 628.16

Ana Carolina Chaves Fortes

**Índice de qualidade de água para consumo humano:** uma proposta de ferramenta para a vigilância da qualidade da água comunicar os resultados à sociedade

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Saúde Pública. Área de concentração: Saneamento e Saúde Ambiental.

Aprovada em: 28 de março de 2018.

Banca Examinadora

Doutora em Geociências, Sandra de Souza Hacon

Pesquisadora na Escola Nacional de Saúde Pública – ENSP/Fiocruz

Doutor em Geociências, Christovam de Castro Barcellos Neto

Pesquisador do Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica em Saúde-  
ICICT/Fiocruz

Doutora em Planejamento Ambiental, Débora Cynamon Kligerman (Orientadora)

Pesquisadora na Escola Nacional de Saúde Pública – ENSP/Fiocruz

Doutor em Oceanografia, Paulo Rubens Guimarães Barrocas (Orientador)

Pesquisador na Escola Nacional de Saúde Pública – ENSP/Fiocruz

Rio de Janeiro

2018

Dedico àquela que quis voar, mas não pode:  
minha amada avó, **Antônia Vieira Chaves de Sousa** (*in  
memorian*).

## AGRADECIMENTOS

Sempre tive a certeza que sozinho ninguém realiza, e esta certeza se consolida ao ‘fim’ deste ciclo. A minha caminhada até a pós-graduação foi resultado de uma série de encontros de vida, a lista é imensa. Agradeço aos amigos, colegas de profissão e incentivadores desse processo *Bruna de Freitas Iwata, Lilian Francisca Soares Melo, Rafael Jardim Albieri e Reurysson Chagas de Sousa Moraes*. Cada um, a sua forma, apoiou meus passos até aqui. Não poderia deixar de expressar minha gratidão aos meus primeiros mestres, e hoje, honrosamente companheiros de instituição professores *Paulo Borges da Cunha e Marcos Antônio de Castro Teixeira*. Aproveito, para em nome destes dois, agradecer ao *Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí* por apoiar e valorizar a minha capacitação profissional. Agradeço ao CNPq pelo apoio à pesquisa; à Coordenação Geral de Vigilância Ambiental – CGVAM/ MS pela pronta disponibilização dos dados requeridos. O momento também é mais do que propício para materializar em palavras a gratidão que tenho aos meus orientadores *Débora Cynamon e Paulo Barrocas*, pela confiança em mim depositada, paciência e empatia manifestada diante de meus momentos limitantes, e sobretudo, pela generosidade com que ambos conduziram este processo, o meu eterno respeito e carinho por vocês. Não poderia deixar de agradecer aos ‘bônus’ que tive no mestrado: estar na ENSP me permitiu ter novos encontros na vida, deixo aqui minha gratidão aos colegas de subárea e aos *inadequados* que se reconhecerão ao ler esta nota. Gratidão aos amigos que fiz no Rio e que transformaram a cidade em um lugar mais acolhedor, tornando esta jornada mais leve, e aos que estiveram distantes fisicamente, mas vibrando por mim. Por fim, agradeço a minha mãe, meu tio e irmãos, aqueles que essencialmente fazem parte do que sou, e que apoiam incondicionalmente as minhas decisões de vida. Gratidão pelo privilégio de poder ter voz!

*Penso que não cegamos, penso que estamos cegos.  
Cegos que veem, cegos que vendo, não veem.*

José Saramago, 1995. Ensaios sobre a  
cegueira.

## RESUMO

A água é recurso fundamental ao desenvolvimento individual, social e econômico da humanidade, sendo o acesso ao recurso reconhecido mundialmente como direito humano. Segundo a OMS, as doenças de veiculação hídrica são responsáveis, especialmente nos países como menor grau de desenvolvimento, por altas taxas de morbimortalidade. No atual contexto de baixa disponibilidade de água de qualidade, a avaliação para consumo apresenta-se como ação de monitoramento essencial, contribuindo para garantir saúde das populações. A água para consumo deve atender a padrões estabelecidos normativamente, no Brasil estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde. Esta, define as atividades de monitoramento e vigilância que garantem acesso à água segura. A qualidade da água é tradicionalmente caracterizada com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. A comunicação destas informações isoladamente é de difícil entendimento à população consumidora, que, muitas vezes não possui subsídio técnico para interpretá-las. Os índices podem ser vistos como ferramenta capazes de superar esta lacuna, transformando uma gama de dados em um único número, facilmente convertido em elemento qualitativo, integralizando a comunicação. A presente pesquisa identificou na literatura os Índices de Qualidade de Água utilizados para caracterizar água potável, a fim de indicar um que possa se adequar ao contexto das vigilâncias no Brasil. Realizou-se uma vasta busca na literatura, e foram recuperados 128 artigos que atendiam a temática. Os índices mais utilizados foram o modelo da National Sanitation Foundation, o de Horton, o modelo Canadense e o de Tiwari e Mishra. A análise da literatura e dos modelos mais utilizados apontou o índice do Canadian Council of Ministers of the Environment, o IQA-CCME, como o mais flexível e de fácil aplicação. Para demonstração do índice foram utilizados dados referentes às análises de amostras de água da rede de distribuição do município do Rio de Janeiro, alimentados no Siságua entre os anos de 2014 a 2017. Foram utilizados grupos distintos de parâmetros e observou-se que os parâmetros mais críticos para a qualidade da água foram cloro residual e turbidez uma vez que ambos foram os mais violados. Os cálculos indicaram que o fator escopo (F1), correspondente ao número de parâmetros do universo que são violados, é o que possivelmente tem maior influência sobre o score final do índice. Em função da flexibilidade e mensurabilidade o IQA-CCME atende às condições técnicas e operacionais da vigilância de qualidade da água. Entretanto, devem ser realizados mais estudos com vistas a mitigar suas limitações.

**Palavras-chave:** Água potável, VIGIÀGUA, comunicação de resultados, índices de qualidade de água.

## ABSTRACT

Water is a fundamental resource for the individual, social, economic and human development. So the access to quality water has been recognized worldwide as a human right. According to the WHO, water-borne diseases are still responsible, especially in lower-developing countries, for high morbidity and mortality rates. In the current context of low availability of quality water, the evaluation of this resource for human consumption presents itself as an essential monitoring action, contributing to guarantee population's health. The safe drinking meets standards of potability. In Brazil established by the Ministry of Health Ordinance 05/2017. It also defines the monitoring and surveillance activities that ensure the population's access to safe water. Water quality is traditionally characterized based on physical, chemical and microbiological parameters. The communication of this information in isolation is difficult to understand by the consumer population, who often do not have the technical subsidy to interpret them. The indexes can be seen as a tool capable of overcoming this gap, transforming a range of data into a single number, which can easily be converted into a qualitative element, completing communication. The present research identified in the literature the Water Quality Indexes used to characterize potable water, in order to indicate one that can be adapted to the surveillance context in Brazil. A vast literature search was carried out, and 128 articles were retrieved that addressed the theme. The most used indices were the National Sanitation Foundation model, the Horton model, the Canadian model, and the Tiwari and Mishra models. The analysis of the literature and the most used models pointed to the Canadian Council of Ministers of the Environment's index, the IQA-CCME, as the most flexible and easy to apply. For the application of the index, we used data referring to the analysis of water samples from the distribution network of the city of Rio de Janeiro, fed in Siságua between the years 2014 to 2017. Different groups of parameters were used and it was observed that the parameters critical to water quality were residual chlorine and turbidity since both proved to be the most violated. The calculations indicated that the scoping factor (F1), corresponding to the number of parameters of the universe that are violated, is what possibly has greater influence on the final score of the index. Due to the flexibility and measurability, the IQA-CCME meets the technical and operational conditions of water quality monitoring. However, more studies should be undertaken to mitigate their limitations.

**Key words:** Drinking water, VIGIÀGUA, communication of results, water quality indexes.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> – Etapas do desenvolvimento da revisão sistematizada	25
<b>Figura 2</b> – Cronologia das diretrizes para qualidade da água para consumo humano	49
<b>Figura 3</b> – Ações básicas de operacionalização da vigilância da qualidade da água para consumo humano	58
<b>Figura 4</b> – Pirâmide de informação	62
<b>Figura 5</b> – Árvore de resultados, busca 2, na base de indexação WOS, julho de 2017	76
<b>Figura 6</b> – Árvore de resultados, busca 2, na base de indexação SD, julho de 2017	77
<b>Figura 7</b> – Árvore de resultados, busca 2, na base de indexação PM, julho de 2017	77
<b>Figura 8</b> – Árvore de resultados, busca 2, na base de indexação BVS, julho de 2017	78
<b>Figura 9</b> – Fluxograma do processo de seleção de publicações e quantitativo da busca 2, julho de 2017	79
<b>Figura 10</b> – Distribuição geográfica das publicações recuperadas pela busca bibliográfica, 2005 a julho de 2017	84
<b>Figura 11</b> - Modelo conceitual do índice	111

## LISTA DE GRÁFICOS

<b>Gráfico 1</b> – Percentual de perda de artigos por base de indexação pesquisada, na busca 1 e busca 2, julho de 2017	78
<b>Gráfico 2</b> – Distribuição temporal das publicações sobre IQA: total de artigos publicados de 2005 a julho de 2017	80
<b>Gráfico 3</b> – Distribuição das publicações por grupo de periódicos no período de 2005 a julho de 2017	81
<b>Gráfico 4</b> – Distribuição de variáveis componentes dos índices por categoria	89
<b>Gráfico 5</b> – Distribuição de publicações por tamanho do conjunto de variáveis componentes dos índices	90
<b>Gráfico 6</b> – Distribuição de variáveis componentes dos índices por número de citações	92
<b>Gráfico 7</b> – Distribuição anual das publicações que utilizavam o IQA-Horton, no período de 2005-2017	98
<b>Gráfico 8</b> – Distribuição anual das publicações que utilizavam o IQA-NSF, no período de 2005-2017	102
<b>Gráfico 9</b> – Distribuição anual das publicações que utilizavam o IQA-Tiwari e Mishra, no período de 2005-2017	108
<b>Gráfico 10</b> – Distribuição anual das publicações que utilizavam o IQA-CCME, no período de 2005-2017	109
<b>Gráfico 11</b> – IQA-CCME geral (G1), para os anos de 2014, 2015, 2016 e 2017, segundo dados do Siságua, 2017.	123
<b>Gráfico 12-</b> Frequência ( $F_2$ ) obtidas para os diferentes grupos de parâmetros nos anos de 2014,2015,2016 e 2017Influência da remoção individual de parâmetros sobre o índice final, nos anos de 2014,2015,2016 e 2017	126
<b>Gráfico 13-</b> Percentual médio de violação dos parâmetros analisados de 2014-2017	127
<b>Gráfico 14-</b> Média das somas normalizadas ( <i>nse</i> ) das excursões	129
<b>Gráfico 15-</b> Influência da remoção individual de parâmetros sobre o índice final, nos anos de 2014-2017	129

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1</b> – Classificação ambiental das doenças relacionadas com a água	41
<b>Quadro 2</b> – Comparativo das portarias de potabilidade quanto a definições, parâmetros e vigilância	53
<b>Quadro 3</b> - Agrupamento de periódicos segundo a Lei de Bradford	82
<b>Quadro 4</b> - Descrição e comparação dos índices mais utilizados no período de 2005 a jul/2017	116
<b>Quadro 5</b> - Categorias de classificação da qualidade da água, IQA-CCME	121
<b>Quadro 6</b> – Valores máximos e mínimos permitidos, preconizados pela Portaria do Ministério da Saúde- MS nº 2.914/2011	121
<b>Quadro 7</b> – Conjuntos de parâmetro utilizados na composição/aplicação do IQA-CCME	122
<b>Quadro 8</b> - Aplicação do IQA-CCME: dados básicos, F1, F2, <i>nse</i> , F3 e IQA , 2014	124
<b>Quadro 9</b> - Aplicação do IQA-CCME: dados básicos, F1, F2, <i>nse</i> , F3 e IQA , 2015	124
<b>Quadro 10</b> - Aplicação do IQA-CCME: dados básicos, F1, F2, <i>nse</i> , F3 e IQA , 2016	125
<b>Quadro 11</b> - Aplicação do IQA-CCME: dados básicos, F1, F2, <i>nse</i> , F3 e IQA , 2017	125

## LISTA DE EQUAÇÕES

<b>Equação 1</b> – Cálculo do peso relativo no IQA de Horton	99
<b>Equação 2</b> – Cálculo da escala de classificação no IQA de Horton	99
<b>Equação 3</b> – Cálculo da escala de classificação do pH no IQA de Horton	99
<b>Equação 4</b> – Cálculo do subíndice no IQA de Horton	100
<b>Equação 5</b> – Fórmula de agregação no IQA de Horton	100
<b>Equação 6</b> – Fórmula de agregação aditiva do IQA-NSF	102
<b>Equação 7</b> – Fórmula de agregação multiplicativa do IQA-NSF	102
<b>Equação 8</b> – Cálculo do peso nos modelos adaptados do IQA-NSF	103
<b>Equação 9</b> – Cálculo da escala de classificação no IQA-NSF	103
<b>Equação 10</b> – Fórmula de agregação adaptada do IQA-NSF	104
<b>Equação 11</b> – – Fórmula de agregação do IQA-Tiwari e Mishra	107
<b>Equação 12</b> – Cálculo do peso no modelo IQA-Tiwari e Mishra	107
<b>Equação 13</b> – Cálculo da constante proporcional no modelo de IQA-Tiwari e Mishra	107
<b>Equação 14</b> – Cálculo da escala de classificação no IQA-Tiwari e Mishra	107
<b>Equação 15</b> – Cálculo do escopo ( $F_1$ ) no modelo de IQA-CCME	111
<b>Equação 16</b> – Cálculo da frequência ( $F_2$ ) no modelo de IQA-CCME	111
<b>Equação 17</b> – Cálculo da amplitude ( $F_3$ ) no modelo de IQA-CCME	112
<b>Equação 18</b> – Cálculo da soma normalizada das excursões ( $Nse$ ) no modelo de IQA-CCME	112
<b>Equação 19</b> – Cálculo das excursões individuais no modelo de IQA-CCME, quando as análises extrapolam o padrão	112
<b>Equação 20</b> – Cálculo das excursões individuais no modelo de IQA-CCME, quando as análises não extrapolam o padrão	112
<b>Equação 21</b> – Fórmula de agregação do IQA-CCME	112

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado no Brasil: internação/100 mil habitantes, nos anos de 1993,2003 e 2010	42
<b>Tabela 2</b> – Resumo da sistematização realizada por Heller e Andreazzi <i>et al</i>	42
<b>Tabela 3</b> – Percentual de aproveitamento das publicações encontradas nas diferentes bases de indexação, julho de 207	78
<b>Tabela 4</b> – Distribuição das publicações por fonte de água analisada e finalidade, 2017	86
<b>Tabela 5</b> – Total de análises disponibilizadas por ano, 2014 a julho de 2017	120

## LISTA DE SIGLAS

OMS	Organização Mundial de Saúde
ESPIN	Emergência em Saúde Pública de Importância Nacional
VIGIAGUA	Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
IQA	Índice de Qualidade de Água
NSF	National Sanitation Foundation
WOS	Web of Science
SD	Science Direct
PM	PubMed
BVS	Biblioteca Virtual em Saúde
DeCS	Descritores em Ciências da Saúde
MeSH	<i>Medical Subject Headings</i>
SISÁGUA	Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
CEP	Comitê de Ética em Pesquisa
TCLE	Termo de Consentimento Livre e Esclarecido
TCUD	Termo de Compromisso de Uso de Dados
UNESCO	<i>United Nations Educational Scientific and Cultural Organization</i>
ODM	Objetivos de Desenvolvimento do Milênio
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
SNIS	Sistema Nacional de Informação Sobre Saneamento
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
WASH	<i>Water Supply, Sanitation and Hygiene</i>
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
DALY	<i>Disability-Adjusted Life Years</i>
SAA	Sistemas de Abastecimento de Água
ETA	Estações de Tratamento de Água
MS	Ministério da Saúde
SDWA	<i>Safe Drinking Water Act</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
NPDWR	<i>National Primary Drinking Water Regulation</i>
NSDWR	<i>National Secondary Drinking Water Regulation</i>
MCLG	<i>Maximum Contaminant Level Goal</i>
MCL	<i>Maximum Contaminant Level</i>
TT	<i>Treatment Technique</i>
GDWQ	<i>Guidelines for Drinking Water Quality</i>
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
SUS	Sistema Único de Saúde
SVS	Secretaria de Vigilância em Saúde
COPASAD	Conferência Pan-Americana sobre Saúde e Ambiente no Desenvolvimento Humano Sustentável
CGVAN	Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental
CNEPI	Centro Nacional de Epidemiologia
SINVISA	Subsistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental
APSA	Atenção Primária em Saúde Ambiental
OPAS	Organização Pan-americana de Saúde
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
IAP	Índice de Qualidade de Água Bruta para Fins de Abastecimento Público

IVA	Índice de Preservação da Vida Aquática
ISTO	Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas
IET	Índice do Estado Trófico
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
IQAD	Índice de Qualidade de água Distribuída
IGQA	Índice Geral de Qualidade de água
IQAR	Índice de Qualidade de Água de Reservatórios
IQUETA	Índice de Qualidade de Estação de Tratamento de Água
IQNAS	Índice de Qualidade Natural de Água Subterrânea
IQUAS	Índice de Qualidade de Água Subterrânea

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>18</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>23</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	23
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	23
<b>3 METODOLOGIA</b> .....	<b>24</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA .....	24
3.2 PESQUISA BIBLIOGRÁFICA E DOCUMENTAL EM BASES INDEXADAS .....	24
<b>3.2.1 Descrição das bases de indexação</b> .....	<b>25</b>
<b>3.2.2 Definição de termos adequados a pesquisa e estratégia de busca</b> .....	<b>26</b>
<b>3.2.3 Definição de critérios de inclusão e exclusão</b> .....	<b>28</b>
<b>3.2.4 Seleção dos artigos</b> .....	<b>28</b>
3.3 ANÁLISE DOS ARTIGOS, SISTEMATIZAÇÃO DA INFORMAÇÃO E AVALIAÇÃO DOS ÍNDICES .....	28
3.4 APLICAÇÃO DO ÍNDICE SELECIONADO E ANÁLISE DOS DADOS.....	29
3.5 QUESTÕES ÉTICAS.....	30
<b>4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>31</b>
4.1 O PAPEL DA ÁGUA NAS SOCIEDADES .....	31
<b>4.1.1 Água: uma questão de direito de acesso</b> .....	<b>34</b>
<b>4.1.2 Água, saneamento e saúde</b> .....	<b>38</b>
4.2 REGULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO .....	45
<b>4.2.1 A Normatização da qualidade da água para consumo humano no mundo</b> .....	<b>45</b>
<b>4.2.2 A normatização da qualidade da água para consumo humano no Brasil</b> .....	<b>50</b>
4.3 A VIGILÂNCIA DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO .....	55
<b>4.3.1 Vigilância, informação e empoderamento</b> .....	<b>59</b>
4.4 INDICADORES E ÍNDICES: DEFINIÇÕES E USOS .....	61
<b>4.4.1 Indicadores da qualidade de água</b> .....	<b>65</b>
<b>4.4.2 Os índices de qualidade de água</b> .....	<b>70</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>75</b>
5.1 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA- IQA: UMA ANÁLISE DA LITERATURA INDEXADA NO PERÍODO DE 2005 A 2017 .....	75
5.2 ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA: DESCREVENDO OS ÍNDICES MAIS CITADOS NA LITERATURA .....	93
<b>5.2.1 A construção dos índices</b> .....	<b>94</b>

<b>5.2.2 Índice de Qualidade de Água de Horton</b> .....	97
<b>5.2.3 Índice de Qualidade da Água da <i>National Sanitation Foundation</i> – IQANSF</b> .....	101
<b>5.2.4 Índice de Tiwari e Mishra</b> .....	105
<b>5.2.5 Índice de Qualidade de Água do <i>Canadian Council of Ministers of the Environment</i> – IQACCME</b> .....	108
<b>5.2.6 Uso de índices: limitações e potencialidades a explorar</b> .....	114
<b>5.3 APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA SELECIONADO</b> .....	118
<b>6 CONCLUSÕES</b> .....	131
<b>7 RECOMENDAÇÕES</b> .....	134
<b>REFERÊNCIAS</b>	
<b>APÊNDICE</b>	

## 1 INTRODUÇÃO

A água é reconhecidamente o recurso natural de maior relevância para existência de vida, uma vez que se faz presente na constituição dos organismos, além de estar envolvida de forma direta e indireta no desenvolvimento de diversas atividades econômicas (CUTOLO, 2009). Heller e Pádua (2010) chamam atenção para o papel essencial que o recurso tem para a sobrevivência humana e o desenvolvimento da sociedade ao afirmarem que a necessidade de uso de água para abastecimento é indissociável da história.

Embora a superfície da Terra seja coberta em 75% por água, quando se pensa em abastecimento, duas questões relevantes se apresentam: a da disponibilidade quantitativa e a qualitativa do recurso. Atualmente, “o abastecimento público de água em termos de quantidade e qualidade é uma preocupação crescente, em função da escassez do recurso água e da deterioração da qualidade dos mananciais.” (BRASIL, 2006a, p. 18)

O que se observa que a questão quantitativa é agravada pela qualitativa: as atividades antrópicas têm desencadeado alterações ambientais significativas, com a diminuição da disponibilidade de água de qualidade devido à contaminação de corpos hídricos, o que acaba por restringir as possibilidades de uso, especialmente, para consumo humano. Nos países em desenvolvimento, essa problemática é agravada pela baixa cobertura da população com serviços de saneamento básico, especialmente, de coleta e tratamento de efluentes (BRASIL, 2006a).

O acesso ao saneamento é tido como condição imperativa à dignidade e sobrevivência da pessoa humana, tal qual o provimento adequado de água em quantidade e qualidade. Afirma-se que o envolvimento dos indivíduos na atividade econômica e social depende, primeiramente, de qualidade de vida, por sua vez, viabilizada por acesso ao saneamento, à moradia, à saúde e à educação. Deduz-se, portanto, que o acesso à água é essencial para o desenvolvimento socioeconômico (PAGANINI; GALVÃO JUNIOR, 2009; RAZZOLINI; GÜNTHER; OTHERS, 2008).

Ao apontar o acesso à água como direito universal, Neves-Silva e Heller (2016) afirmam que o recurso deve estar disponível em quantidade suficiente para os usos pessoal e doméstico, além de ser seguro e de qualidade, ou seja, que não represente risco à saúde. Entretanto, ainda existem populações sendo atendidas por água em condições insalubres. Dados do Relatório, publicado pela Organização Mundial de Saúde -OMS, *Saúde no Mundo* em 2006, mostra que 85 de 102 agravos à saúde e traumatismos, são atribuídos ao saneamento ambiental deficiente. Estimativas, contidas no mesmo Relatório, retratam que 24% das enfermidades e 23% das

mortes prematuras resultam da exposição a ambientes insalubres e sem atenção sanitária. No Brasil, o saneamento adequado poderia evitar, por exemplo, 80% dos casos de febre tifoide e paratifoide; 60% a 70% dos casos de tracoma e esquistossomose; e de 40% a 50% das doenças diarreicas e outras parasitoses (RAZZOLINI; GÜNTHER; OTHERS, 2008).

Recentemente, o relatório *Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and Sustainable Development Goal baselines*, avalia os serviços de provimento de água segura e esgotamento sob a perspectiva global, e aponta que em função do estabelecimento dos Objetivos do Milênio, da década de 2000 até o presente, bilhões de pessoas tiveram acesso a serviços básicos de água e saneamento. Todavia, este contingente, não necessariamente vem sendo atendido por água segura. Como resultado, todos os anos 361 mil crianças com menos de cinco anos morrem por processos relacionados a doenças diarreicas (ORGANIZATION; UNICEF, 2017).

No contexto brasileiro, em que foi decretada Emergência em Saúde Pública de Importância Nacional (ESPIN), por meio da Portaria nº 1.813 de 11 de novembro de 2015 do Ministério da Saúde, devido à alteração do padrão de ocorrência de microcefalias no Brasil, resultado da epidemia do Zika vírus, evidencia-se que “além de ser elemento essencial para redução da mortalidade infantil, o acesso à água e ao esgotamento diminui a prevalência de má-nutrição e de doenças tropicais como malária, dengue, Chikungunya e Zika” (BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2015; NEVES-SILVA; HELLER, 2016, p. 1866). Essas últimas, tem participação indireta da água em seu ciclo de transmissão, estando a sua prevalência relacionada a ausência de coleta de esgotos e drenagem pluvial.

Cabe destacar, que, além de facilitar o acesso, ou ampliar a cobertura dos sistemas de abastecimento, é fundamental garantir que a água fornecida atenda aos requisitos de qualidade para os usos a que se destinam. O que vem a ser adequado ou não, em termos de oferta qualitativa, tem relação direta com o tipo de uso aplicado: para cada uso específico (industrial, agrícola preservação e consumo humano) há um padrão a ser considerado.

No caso da água para consumo humano, no Brasil, a Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde, consolida as normas sobre as ações e serviços de saúde do Sistema Único de Saúde, e em seu *Anexo XX*, dispõe sobre o ‘*controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*’ (BRASIL, 2017).

A água para consumo humano é definida como aquela destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e higiene pessoal, e independentemente da sua origem, deverá atender aos padrões de potabilidade, definidos e estabelecidos na norma supracitada. Considera-se,

portanto, água potável a que atende ao padrão de potabilidade, estabelecido no *Anexo XX* da Portaria de Consolidação nº 05/17, e o seu consumo não oferece riscos à saúde (BRASIL, 2017).

Para que a água se torne apta para consumo, ou seja, potável, comumente, deve passar por procedimentos que a tornem adequada para tal finalidade. A Portaria do Ministério da Saúde (*Op. Cit.*), dentre outros objetivos, visa garantir que os procedimentos de tratamento executados nos chamados sistemas de abastecimento cumpram sua finalidade, ao estabelecer o Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (VIGIAGUA), âmbito no qual estão inseridas as ações de controle e vigilância da qualidade.

No Brasil, dentre as atribuições da vigilância, destaca-se a divulgação permanente e contínua das informações sobre a qualidade da água para consumo humano e os riscos à saúde associados, regulada pelo Decreto Federal de Nº 5.440/2005 que *disciplina os instrumentos para divulgação da informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano* (BEVILACQUA et al., 2014; BRASIL, 2005, 2017; BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011). O determinado normativamente, tem sido parcialmente cumprido: a vigilância tem disponibilizado relatórios anuais sobre a qualidade da água, e alguns parâmetros considerados de monitoramento básico em sua base online.

Por ser considerada um atributo dinâmico no tempo e no espaço, variando em função de diversos aspectos, a qualidade da água, e sua quantificação se encontra atrelada e definida, por parâmetros diversos como: físicos, químicos e biológicos (BOYACIOGLU, 2010; PARPAROV et al., 2006). Entretanto, cabe destacar que, individualmente, a avaliação dos parâmetros de qualidade da água pode não fornecer uma compreensão adequada aos indivíduos com *background* científico distintos, de forma que, o desenvolvimento de ferramentas de comunicação da qualidade da água para gestores e a sociedade é uma tarefa relevante e imperativa (ABTAHI et al., 2015; BOYACIOGLU, 2010; HURLEY; SADIQ; MAZUMDER, 2012).

No âmbito do controle, monitoramento e vigilância da qualidade de água, o envolvimento e participação ativa dos diversos atores sociais, seja na elaboração, execução ou avaliação da qualidade da água para consumo humano é atividade importante e apresenta-se como desafio a ser superado pelo modelo de vigilância vigente. Entretanto, para que essa participação seja efetiva, é fundamental que o monitoramento seja implementado de forma contínua e robusta, e que as informações acerca da qualidade da água estejam alimentadas regularmente no Siságua e disponibilizadas à sociedade (FREITAS; FREITAS, 2005). Deve-se

destacar que não somente a apresentação destas informações é pertinente, mas também é importante a forma de apresentação destas, de forma a permitir o seu entendimento pelo público leigo, o que reforça o uso de ferramentas como os índices de qualidade de água.

A sistematização e divulgação dos dados sobre a qualidade da água a população consumidora é um dos níveis de ação de procedimentos de vigilância, e segundo a Organização Pan-americana de Saúde (OPAS), tem um grau de complexidade maior e depende do sucesso das demais etapas como a de monitoramento (BRASIL, 2006a). Uma das etapas fundamentais no processo de elaboração de informação dentro do processo de vigilância é a organização de uma rede de laboratórios. Estes oferecem suporte para a verificação da conformidade da qualidade da água ao padrão estabelecido na legislação. A organização de uma rede que possibilite atender as demandas em diferentes níveis, compatibilizando poder de resolução e eficiência econômica em acordo com a realidade de cada município tem sido um desafio imperativo por anos (BRASIL, 2006b).

A abrangência e o sucesso das ações supracitadas devem-se, ainda, a disponibilidade de recursos humanos e materiais. Considerando que o município, ora é ponta do sistema na operacionalização das ações de vigilância, ora porta de entrada do fluxo de informações, o fator recurso, sejam materiais ou imateriais refletem de forma direta nos resultados obtidos. Assim, o arranjo institucional necessário à adequada operacionalização da vigilância da qualidade da água para consumo humano será sempre característico e peculiar a cada município. Estes contextos acabam por ter reflexo no monitoramento e produção de indicadores a serem utilizados na comunicação ao público consumidor, muito embora, haja um conjunto de parâmetros básicos a ser monitorado (BRASIL, 2006a).

Neste sentido, um dos desafios da vigilância refere-se à produção de informações, e adequar a linguagem e o conteúdo de forma clara e objetiva, e que possa atingir o consumidor leigo. As dificuldades, neste âmbito, vão desde a geração e conversão dos dados em informações, até a disponibilização destas para a sociedade (BEVILACQUA et al., 2014; BRASIL, 2006a; FREITAS; FREITAS, 2005).

A partir destas considerações, parte-se do pressuposto de que a comunicação sobre a qualidade da água consumida pela população não é realizada de forma adequada e tampouco conforme o preconizado, uma vez que alguns contextos não há dados disponíveis, e em outros o que vem sendo disponibilizado são elementos numéricos para atributos básicos de qualidade, que nem sempre são inteligíveis pela população consumidora, inviabilizando, portanto, o cumprimento do princípio do acesso à informação pública, direito essencial ao exercício de

outros direitos, como por exemplo, o de cidadania, preconizado pelo Sistema Único de Saúde e pelo Vigiágua. Assim, a presente pesquisa tem a seguinte questão norteadora: ***Dentro da vigilância da qualidade da água para consumo humano o que se pode usar como ferramenta estratégica que viabilize, de forma específica, ao consumidor leigo, a compreensão fácil e objetiva dos atributos de qualidade da água consumida?***

Sugere-se que uma alternativa para traduzir estes dados técnicos, possivelmente de difícil compreensão, e eliminar essa lacuna de comunicação atrelada a classificação e interpretação do estado da qualidade de água, são os índices de qualidade de água.

A elaboração de índices é considerada uma das estratégias mais eficientes para agrupar informações contidas em um grande número de indicadores que isoladamente poderiam ser de difícil interpretação (ABTAHI et al., 2015; BOYACIOGLU, 2010; FREITAS, 2011; HURLEY; SADIQ; MAZUMDER, 2012).

Sob esta perspectiva, a obtenção de um Índice de Qualidade de Água para Consumo Humano, que possa ser utilizado pela vigilância de qualidade da água nos diferentes contextos do país, é relevante, especialmente para a consolidação do princípio da divulgação e informação, facilitando o processo e compreensão da sociedade acerca da qualidade da água consumida e garantindo o empoderamento da população consumidora no que tange a qualidade da água ofertada.

O primeiro índice desenvolvido foi proposto por Horton, em 1965; posteriormente revisado pela *National Sanitation Foundation* (NSF); ao longo dos anos os índices têm sido aprimorados para aplicação aos usos múltiplos da água (ABTAHI et al., 2015; AKTER et al., 2016; SCHEILI; RODRIGUEZ; SADIQ, 2015). Embora tenham sido usados por muitas décadas em vários países, no Brasil, os índices vêm sendo utilizados com maior robustez a partir da década de 2000 (ROCHA; ANDRADE; LOPES, 2015).

Este trabalho visa identificar na literatura científica os índices de qualidade que vem sendo utilizados para expressar qualidade de água, e por meio da avaliação quantitativa-qualitativa do *portfólio bibliográfico* gerado pela revisão sistematizada, sugerir o uso de um, especificamente, para uso da vigilância de qualidade.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Apresentar um índice de qualidade de água para consumo humano que possa ser utilizado pela vigilância em saúde para comunicar os resultados a sociedade.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Identificar na literatura os índices de qualidade utilizados para caracterizar a água para consumo humano;
- Descrever os índices identificados, suas potencialidades e limitações, a fim de eleger um índice específico para o estudo;
- Aplicar o índice selecionado utilizando dados disponíveis em condições técnicas diversas e analisar a consistência dos resultados obtidos a partir dos diferentes grupos de dados utilizados.

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA

O presente estudo classifica-se, quanto aos objetivos como exploratório e descritivo, uma vez que teve a finalidade de elucidar um problema específico. Quanto ao procedimento trata-se de uma revisão criteriosa, uma vez que respondeu a uma pergunta específica, e teve a seleção de material balizada por critérios específicos e aplicados uniformemente, com etapas bem definidas, sendo, portanto, reproduzível. Este tipo de revisão é uma metodologia que proporciona síntese do conhecimento acerca de uma determinada temática e a incorporação da aplicabilidade de resultados de estudos significativos na prática. Trata-se de estratégia para revisar a literatura com rigor metodológico e combinar estudos com diversas metodologias, permitindo a combinação de dados da literatura empírica e teórica. Objetiva, portanto, a definição de conceitos, identificação de lacunas nas áreas de estudos, revisão de teorias e evidências, análise metodológica dos estudos, além de proposição de implementação de intervenções efetivas (DE SOUZA; DA SILVA; DE CARVALHO, 2010; DYNIEWICZ, 2014).

A presente também tem caráter experimental, uma vez que um de seus objetivos foi a demonstração do índice a partir do uso de diferentes variáveis.

#### 3.2 PESQUISA BIBLIOGRÁFICA E DOCUMENTAL EM BASES INDEXADAS

A pesquisa bibliográfica foi norteada pelo interesse em *identificar os índices de qualidade de água relatados na literatura científica nos anos de 2005 a 2017, e dentre estes, aqueles passíveis de uso para avaliação da qualidade de água para consumo humano*. Destaca-se que não deve haver confusão entre a pergunta de pesquisa (“o que pode ser usado no contexto da vigilância para comunicação”?) e a pergunta norteadora da revisão (“quais os índices utilizados?”).

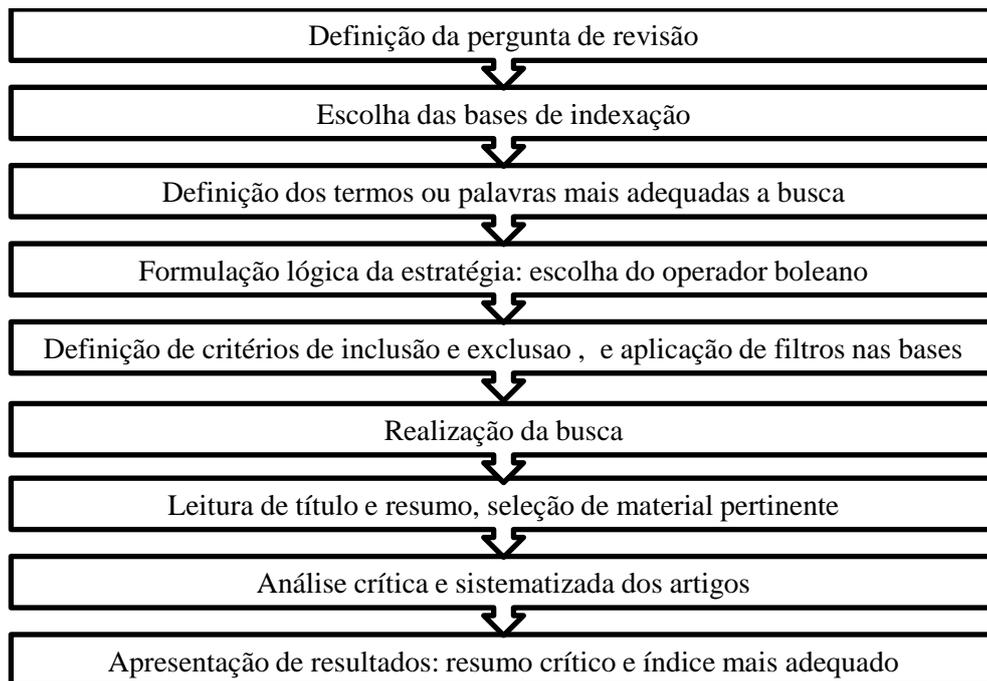
No tangente à janela temporal tomou-se como referência o artigo de Sadiq e Rodriguez (2005), intitulado *Interpreting drinking water quality in the distribution system using Dempster-Shafer theory of evidence*, publicado no periódico internacional *Chemosphere*. Os autores apontam a necessidade de explorar estudos que fomentem a fusão e agregação de dados na forma de índices a fim de tornar a comunicação acerca da qualidade de água mais consistente.

Para realização da revisão procedeu-se com pesquisa bibliográfica em bases de dados científicas indexadas, livros acadêmicos e publicações oficiais. A pesquisa documental centrou-se em documentos institucionais disponibilizados nos sítios eletrônicos oficiais do Ministério da Saúde, da Organização Mundial da Saúde e outras organizações ligadas à saúde, e agências reguladoras da qualidade da água internacionais.

As normas de interesse para a construção da presente pesquisa foram consultadas nos sítios eletrônicos oficiais dos órgãos legisladores. Quanto aos artigos, optou-se por utilizar artigos indexados nas bases *Web of Science*(WOS), *Science Direct* (SD), *Pub Med* (PM) e Biblioteca Virtual em Saúde (BVS) utilizadas para busca por intermédio do sítio eletrônico do Periódico CAPES (<http://www.periodicos.capes.gov.br/>).

O infográfico que segue aponta as etapas desenvolvidas na realização da revisão a partir da busca em bases de indexação (Figura 1).

**Figura 01** – Etapas do desenvolvimento da revisão sistematizada.



Fonte: Autoria própria, 2018.

### 3.2.1 Descrição das bases de indexação

As bases de indexação reúnem um conjunto de títulos de periódicos, permitindo que os usuários realizem recuperação dos artigos, nelas indexados. Cada base possui critérios próprios de indexação e características específicas, e o seu conteúdo pode variar de acordo com a

diversidade temática das mesmas, pode ser orientado a um determinado assunto, ou para a missão da instituição que as desenvolvem (LOPES, 2002) .

Para esta pesquisa foram selecionadas duas bases multidisciplinares e duas que indexam prioritariamente conteúdo na área de saúde, respectivamente: *Web of Science* (WoS), *Science Direct* (SD), *PubMed* (PM) e Biblioteca Virtual de Saúde (BVS).

A *Web of Science* é uma base de dados multidisciplinar da *Thomson Reuters* que indexa artigos de periódicos nas áreas de ciências exatas e naturais, ciências sociais, artes e humanidades, permitindo a realização de levantamento bibliográfico por assunto, autor e título, o resultado é apresentado em forma de referência incluindo resumo e referências. A base ainda possibilita verificar os artigos mais citados e Fator de Impacto da revista.

A *Science Direct* também é uma base multidisciplinar, vinculada a editora *Elsevier* e editoras subsidiárias, como *Academic Press* e *Mosby*. É caracterizada por ter ampla cobertura na área de ciência, tecnologia e medicina, o que inclui as áreas de Ciências Biológicas, da Saúde, Agrárias, Exatas e da Terra, Engenharias, Ciências Sociais Aplicadas, Ciências Humanas e Letras e Artes.

O *PubMed* é uma interface (recurso) de acesso público aos dados da base *MEDLINE*, desenvolvida pela *National Center for Biotechnology Information* (NCBI) uma das unidades da *National Library of Medicine*. A base indexa ainda artigos das áreas de enfermagem, odontologia, medicina, medicina veterinária, saúde pública vinculados a outras bases.

A Biblioteca Virtual de Saúde –BVS é um portal integrado de informação em saúde, composta de bases de dados como a LILACS, *Medline* e outras fontes abertas de interesse na área da saúde na América Latina e Caribe.

### **3.2.2 Definição de termos adequados a pesquisa e estratégia de busca**

A pergunta de pesquisa necessita de informação para que seja devidamente respondida, assim, a estratégia de busca representa uma forma de obter eficiência na resolução do problema, podendo ser definida como “uma técnica ou conjunto de regras para tornar possível o encontro entre uma pergunta formulada e a informação armazenada em uma base de dados.” (LOPES, 2002, p. 61)

Antes de compor a estratégia a ser adotada, procedeu-se com a identificação e seleção dos termos mais adequados ao tema, com busca no vocabulário controlado dos Descritores em Ciências da Saúde (DeCS) e no *Medical Subject Headings* (MeSH). A consulta ao DeCS e

MeSH foi realizada utilizando termos ou palavras: qualidade de água, água potável e índice. Considerando o indicado por Lopes (2002), após consulta foi realizada uma análise semântica dos principais termos vinculados ao objeto de estudo. O número de descritores, associados aos termos buscados, encontrados no DeCS foi maior do que o do *MeSH* (Apêndice 01).

As definições de qualidade da água e de água potável encontradas são harmônicas a temática de estudo, entretanto, o termo ‘índice’ ou *index* figura de forma isolada no vocabulário controlado, assim, seu uso não é recomendado nesta pesquisa como descritor, e sim como termo livre, uma vez que se refere a tipos de publicação e não a uma composição de indicadores (DeCS, 2016).

O termo encontrado que mais se aproximou da representação de índice de qualidade de água foi o de “modelos de qualidade da água” ou *water quality models*, entretanto, este não tem conceito cadastrado no DeCS e tampouco figura no MeSH como vocabulário controlado. Ademais, conceitualmente, os modelos matemáticos são instrumentos de previsão de situações reais, em que os componentes mais importantes de um sistema são identificados levando em conta suas interações, estes, ajudam a definir as variações de concentração de determinada carga poluente em função do espaço e do tempo, o que não se adequaria ao objetivo deste trabalho (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013).

Embora não tenha sido identificado no vocabulário controlado com a conotação da pesquisa, o termo ‘índice’ é um elemento chave para o desenvolvimento desta, e por esta razão foi incluído nas estratégias de busca na condição de termo livre. Esta associação de termos livres com vocabulário controlado pode resultar em uma recuperação maior de referências de interesse. Após a verificação do vocabulário controlado optou-se, inicialmente, por combinar no algoritmo de busca os termos controlados *water quality*, *drinking water* e o termo livre *index* (Busca 1). Entretanto, após uma busca exaustiva e diante de um volume considerável de falsos positivos e de referências descartadas, adotou-se em definitivo (Busca 2) a associação entre o termo *drinking water*, do vocabulário controlado, e a expressão composta por termos livres ‘*water quality index*’, de maior relevância ao objetivo da pesquisa (Apêndice 2).

A estratégia adotada foi restrita e consistiu na combinação dos termos supracitados por meio do operador lógico (booleano) *AND*, utilizado para associar termos na busca. Os campos de busca e aplicação das palavras chave e do vocabulário controlado variaram de acordo com a base pesquisada (Apêndice 2).

### 3.2.3 Definição de critérios de inclusão e exclusão

Os critérios de inclusão/exclusão foram aplicados com auxílio dos filtros presentes na interface de cada uma das bases: foram incluídos artigos publicados do ano de 2005 até 31 de julho de 2017; considerou-se o idioma de publicação o inglês, espanhol e português. Foram eliminados textos/documentos publicados em anais de congressos e conferências, artigos que não atendam aos critérios de inclusão e não atendam ao objetivo do trabalho. Considerou-se ainda como critério de exclusão a indisponibilidade do material na íntegra, tendo sido excluídos artigos pagos.

### 3.2.4 Seleção dos artigos

Realizada a aplicação dos filtros, refinamento da busca, procedeu-se a leitura dos títulos e resumos (*abstract*) para seleção dos artigos de interesse a pesquisa. Foram recuperados os artigos científicos, obtidos a partir da busca nas bases escolhidas, que estavam em consonância com os objetivos.

Para gerenciamento das referências utilizou-se o Software livre *Zotero Standalone*®. O gerenciador permitiu armazenamento/gerenciamento das referências e identificação dos artigos duplicados. Destaca-se que a contabilização dos artigos duplicados não foi realizada, como habitualmente, antes da leitura dos *abstracts*. Os duplicados foram eliminados após a seleção de material de interesse de cada uma das bases, de forma a permitir que fosse identificada a base que mais indexa artigos na temática pesquisada.

## 3.3 ANÁLISE DOS ARTIGOS, SISTEMATIZAÇÃO DA INFORMAÇÃO E AVALIAÇÃO DOS ÍNDICES

Realizada a seleção de artigos por meio da leitura dos títulos e resumo, procedeu-se com a leitura dos mesmos na íntegra. Nesta fase realizou-se a última triagem, tendo sido excluídos artigos de acesso restrito (pagos), os que demonstraram baixa relevância para a pesquisa, assim como aqueles que passaram pelos filtros, entretanto, não atendiam aos critérios determinados.

A leitura foi realizada de forma criteriosa e para compressão da qualidade da busca e da temática, elaborou-se um quadro síntese (matriz de análise) no Microsoft® *Excel*®2016, onde foram sistematizados os aspectos de análise: ano de publicação, local de realização do estudo,

periódico da publicação, finalidade do índice utilizado, índice utilizado, modelo matemático do índice, número de parâmetros que compõem o índice.

O portfólio bibliográfico criado com auxílio do gerenciador de referências *Zotero Standalone*® e do *software* de planilha eletrônica *Excel versão 2017*® subsidiaram a análise quantitativa da literatura recuperada na busca por meio de estatística descritiva (frequências simples, máximo e mínimo). Após levantamento na literatura, foram selecionados os índices de uso mais frequente, e estes foram avaliados considerando critérios como tipo de uso, facilidade de aplicação ou aplicabilidade, custo-benefício, flexibilidade e mensurabilidade.

### 3.4 APLICAÇÃO DO ÍNDICE SELECIONADO E ANÁLISE DOS DADOS

Selecionado o índice considerado mais adequado, realizou-se a aplicação deste mediante o uso de dados secundários.

Os dados utilizados foram gerados a partir de operações de rotina, coletados ao longo da rede de distribuição, seguindo o plano amostral da vigilância, são referentes aos parâmetros de qualidade da água para consumo humano tidos como básicos, obtidos pela Vigilância em Saúde Ambiental da cidade do Rio de Janeiro, no período compreendido entre 2014 e 2017. A opção por trabalhar com dados do Rio de Janeiro, em detrimento dos demais municípios, deu-se em função deste ser o maior município do Estado, com população estimada em 6.520.266, o equivalente a 38% da população do estado (IBGE, 2017). Pressupõe-se que este tenha o maior sistema de abastecimento e maior capacidade técnica e operacional para executar as atividades de vigilância, o que supostamente garantiria uma maior uma maior densidade e qualidade de informações.

Foram considerados o número de análises e os valores individuais obtidos das análises das amostras. A aplicação respeitou a modelagem original do índice eleito, não houve adaptações das escalas e da forma de apresentação final. Utilizou-se o número mínimo de variáveis recomendado no modelo e foram feitas simulações com número maior de variáveis, de acordo com a sua disponibilidade e adequação, de modo que fosse verificada a influência de cada parâmetro nos resultados obtidos.

Os dados foram disponibilizados pela Coordenação Geral de Vigilância e Ambiente, vinculada ao Ministério da Saúde, extraídos do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (*Sisagua*), instrumento de informação do Vigiágua, vinculado ao Ministério da Saúde.

### 3.5 QUESTÕES ÉTICAS

Em consonância ao que determina a Resolução do Conselho Nacional de Saúde do Ministério da saúde Nº 466, de 12 de dezembro de 2012, que dentre outros, visa assegurar os direitos e deveres que dizem respeito aos participantes da pesquisa, à comunidade científica e ao Estado, esclarecemos que a presente pesquisa foi submetida a apreciação do Comitê de Ética em Pesquisa- CEP da ENSP/Fiocruz, tendo sido aprovado sob o nº **CAAE 69843417.6.0000.5240**, parecer de nº **2.157.687**. Solicitou-se a dispensa de aplicação do Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE), entretanto, apresentou-se o Termo de Anuência para acessar dados do VIGIAGUA e o Termo de Compromisso de Utilização dos Dados (TCUD). Destaca-se que embora os dados utilizados sejam de caráter irrestrito, não estão sendo disponibilizados à sociedade de forma integral, necessitando solicitação especial para acesso e uso destes.

## 4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 4.1 O PAPEL DA ÁGUA NAS SOCIEDADES

A água ocupa aproximadamente 75% da superfície do Globo terrestre, além de ser o constituinte inorgânico mais abundante na matéria viva. Da água disponível na Terra, 97% é de água salgada, localizada nos mares e oceanos, de difícil potabilização, portanto, pouco utilizada para a maioria das atividades antrópicas. Restam 3% de água doce, vale lembrar que a maior parte desse percentual se encontra na neve, gelo, ou lençóis freáticos profundos inviabilizando o consumo; e destes apenas 0,3% constitui a água doce efetivamente, disponível para uso em diferentes atividades, o correspondente as águas doces superficiais e subterrâneas rasas (BARBOSA, 2008; CAMELLO et al., 2009; LIBÂNIO, 2010).

A distribuição natural da água no mundo e sua disponibilidade variam no tempo e no espaço, e geralmente não coincide com a ocupação humana, ou seja, não é compatível com as necessidades das sociedades: existem áreas densamente povoadas e sujeitas a condições de estresse hídrico, e áreas com grande volume de água e baixa população, o que contribui para geração de pontos de tensão e conflito por água doce, seja entre países ou até mesmo entre regiões de um mesmo país (CUTOLO, 2009; RIBEIRO, 2008).

O papel da água, enquanto recurso de valor social, econômico e ambiental é tão fundamental que conflitos se iniciam e intensificam mediante escassez do recurso (CLARKE; KING, 2005). Conflitos pela posse e controle de fontes são observados, por exemplo, no semiárido brasileiro, entre o Sudão e Egito envolvendo o Rio Nilo; entre Israel e Palestina, uma vez que Israel controla o acesso a água na Palestina; entre Síria e Israel pelo uso do Rio Jordão; entre Síria, Iraque e Turquia pelos Rios Tigre e Eufrates; Paquistão e Índia pelo Rio Indo; Guiné, Mali e Senegal pelo Rio Senegal (BARBOSA, 2008; RIBEIRO, 2008).

No Brasil, estima-se que estejam concentrados de 12 a 16% do volume total de recursos hídricos do Planeta Terra. Embora essa seja uma participação expressiva, os recursos não são distribuídos de forma homogênea pelas regiões brasileiras. A situação das águas no Brasil, assim como no mundo, envolve problemas de quantidade e qualidade: os mananciais subterrâneos e superficiais têm sofrido grande pressão, seja pela exploração excessiva, ou pelo acúmulo de impactos de várias magnitudes e origens (CLARKE; KING, 2005; LIBÂNIO, 2010).

Dada a relevância do recurso, este panorama de comprometimento da qualidade de água e, portanto, de sua disponibilidade, desencadeia problemas nos mais diversos âmbitos da vida humana. Para dimensionarmos a problemática, ou até mesmo da importância do recurso, basta lembrar que 70% do corpo humano é composto por este elemento, e que o recurso é utilizado tanto em atividades cotidianas e domésticas, como em processos produtivos dos mais variados segmentos econômicos.

No panorama mundial o uso agrícola corresponde a 69% do volume de água, o industrial a 21% e apenas 10% do volume total é utilizado para consumo humano direto. Embora o consumo da água seja maior na produção agrícola e industrial, há uma multiplicidade de usos que envolvem ainda a dessedentação animal, silvicultura, pesca, lazer e recreação, transporte, geração de energia, dentre outros usos (CLARKE; KING, 2005; LIBÂNIO, 2010; RIBEIRO, 2008).

Os recursos hídricos guardam consigo muitas simbologias que perpassam de elemento essencial à saúde e bem econômico a benção divina. Presente na criação do mundo, as águas são consideradas dádivas divinas abundantes e por isso mesmo seu desaparecimento significa o fim da própria sociedade (DIEGUES, 2009, p. 13). Esta relação entre o homem e os corpos d'água, segundo Libânio (2010), é antiga: acredita-se que o advento agrícola trouxe uma mudança na forma de organização social, permitindo a fixação do homem em núcleos populacionais, comumente estabelecidos próximos a fontes hídricas.

Historicamente, observa-se que ao longo dos cursos de água surgiram as primeiras grandes civilizações: a primeira surgiu na Mesopotâmia, entre os vales dos Rios Tigre e Eufrates, região onde nasceu a agricultura e a irrigação, há seis mil anos (CLARKE; KING, 2005; CUTOLO, 2009; LIBÂNIO, 2010).

Cada sociedade ao longo do tempo estabelecia uma relação particular com a água: para os povos pré-colombianos o recurso era fator essencial para estabilidade e organização da comunidade; os Incas, por exemplo, acreditavam que o Lago Titicaca não era apenas a fonte de vida, mas o centro do mundo original; já os Astecas acreditavam que o Tláloc era o Deus da Chuva (ZANIRATO, 2009).

Nas sociedades tradicionais da Antiguidade, por exemplo, a água é vista como bem da natureza, muitas vezes dádiva divina, responsável pela sua abundância ou escassez. Nas sociedades urbanas e modernas, passa a ser um bem material, de valor: torna-se uma mercadoria (DIEGUES, 2009).

Na América pós-colonização portuguesa, as fontes de água determinaram os locais de acampamento: nas áreas ocupadas pelas populações nativas foram implantadas outras formas de organização social, com povoamento localizado em torno das águas correntes. Para atender a demanda crescente dos novos núcleos populacionais foram construídas fontes cacimbas e poços para armazenar água para consumo. Destaca-se, que embora a ocupação no Brasil tenha tido início na região litorânea, a interiorização foi ocorrendo seguindo o curso dos rios brasileiros (CUTOLO, 2009; ZANIRATO, 2009).

Os poços são considerados as primeiras fontes de suprimento de água construídas pelos europeus. Na cidade do Rio de Janeiro, os primeiros foram os poços do Morro Cara de Cão; do Porteiro, na base do antigo Morro do Castelo; Pocinho da Glória, no início da Rua do Catete. Com o crescimento da cidade, o serviço de poços tornou-se insuficiente para o abastecimento e passou a ser retirada água do Rio Carioca para abastecimento. Nesse momento surge o primeiro serviço de distribuição de águas da cidade: a atividade dos aguadeiros, que eram índios e escravos que transportavam água do Rio Carioca até as residências. No ano de 1723 foi ativado o Aqueduto da Carioca; estrutura que passou a captar água no alto de Santa Tereza e levar até o Largo de Santo Antônio, hoje conhecido como Largo da Carioca. No mesmo Largo da Carioca, constituiu-se primeiro sistema oficial de abastecimento de água do Brasil, composto pelo chafariz da Carioca, ao lado das bicas, poços e cisternas (ZANIRATO, 2009).

Atualmente, tanto as populações urbanas quanto as rurais enfrentam problemas para obtenção de água de qualidade, seja em função da degradação dos mananciais superficiais e subterrâneos, ou por ineficiência de suprimento dos sistemas de abastecimento. Essa carência de suprimento é mais intensa em áreas de menor poder econômico (RIBEIRO, 2008).

A visão da água como *commodity* vem ganhando espaço na sociedade moderna como recurso capaz de exercer influência e poder nas relações humanas: admite-se que dentre os vários recursos naturais, de reconhecida importância, a água é um dos que detém um maior valor econômico agregado, uma vez que se faz presente e necessária de forma direta ou indireta em todos os processos socioeconômicos relevantes (BARBOSA, 2008).

Nessa perspectiva, em que a água é posta como insumo básico dos processos, a UNESCO aponta os setores produtivos como geradores de empregos e dependentes da disponibilidade hídrica, fato que fundamenta a ligação entre água e emprego. Acrescenta-se a estes campos o do ecoturismo. O relatório *Water and Jobs* afirma que em síntese, 78% dos empregos que constituem a mão de obra mundial são dependentes dos recursos hídricos, destes, 36% estão

moderadamente dependentes de água (UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME, 2016).

Além de fundamental para o desenvolvimento econômico de atividades cotidianas e bem estar humano, o atendimento na oferta deste recurso repercute de forma direta sobre o binômio saúde/doença, podendo, portanto, ter repercussão na vida social e econômica do país: as doenças relacionadas ao saneamento inadequado e o impacto das ações de saneamento sobre a saúde das populações são de natureza complexa, e nem sempre são facilmente visualizadas ou compreendidas em sua amplitude (BRASIL;FUNASA, 2010).

#### **4.1.1 Água: uma questão de direito de acesso**

A discussão acerca do acesso a água como um direito humano fundamental data da década de 1970, período em que muitas foram as conferências e convenções que punham em pauta a água sob a forma de direito fundamental humano.

No ano de 1977, as Nações Unidas afirmaram, pela primeira vez, que todas as pessoas, independentemente da situação econômica e social, tinham direito ao acesso à água potável em quantidade e qualidade suficiente para garantir as necessidades básicas. Já no ano de 1979, a Convenção pela Eliminação de Todas as Formas de Preconceito Contra a Mulher, reconhecia que era preciso garantir o acesso à água às mulheres. Dez anos depois, em 1989, a Convenção pelos Direitos da Criança, estabeleceu o livre acesso à água para as crianças, uma vez que esta seria uma premissa fundamental para seu desenvolvimento. Mais recentemente, na década de 2000, o direito à água foi citado no *General Comment* para a saúde, como direito fundamental a promoção da saúde humana (RIBEIRO, 2008).

Apesar dos marcos citados, o acesso à água só veio a ser reconhecido internacionalmente como direito humano pela Assembléia Geral das Nações Unidas, em 2010, com a resolução A/RES/64/292 que dispunha sobre o Direito Humano a Água e ao Esgotamento Sanitário (NEVES-SILVA; HELLER, 2016).

No panorama mundial, embora o suprimento de água tenha aumentado de 4 bilhões em 1990, para quase 5 bilhões em 2000, diante do crescimento da população isso não é considerado um avanço suficiente. O maior contingente de pessoas sem acesso a água encontra-se na Ásia e na África, especialmente na zona rural (CLARKE; KING, 2005). Segundo o relatório Situação Global de Suprimento de Água e Saneamento, publicado em 2000 pela OMS, no

mundo, 1,1 bilhão de pessoas não tem acesso a abastecimento adequado de água (GIATTI, 2009a).

Diante deste panorama, o acesso à água potável foi inserido nos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM), pactuados pelas Nações Unidas em 2000. Os objetivos correspondem a metas pactuadas e dirigidas a áreas prioritárias para melhoria das condições de saúde, educação, eliminação da extrema pobreza, entre outros (WHO/UNICEF, 2015).

O ODM 7, visava assegurar a *sustentabilidade ambiental*, e trazia como meta a redução pela metade da população sem acesso permanente e sustentável à água potável e esgotamento sanitário, que deveria ser alcançada até o ano de 2015 (DANIEL; CABRAL, 2011; WHO/UNICEF, 2015). O Relatório de Acompanhamento dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio da UNICEF aponta que no âmbito global, a referida meta foi cumprida antes do prazo estabelecido, em 2010, quando mais de 90% da população passou a ter acesso a fontes melhoradas de água, inclusive no Brasil. Entretanto, é preciso mencionar que há um déficit de 2,4 bilhões de pessoas sem instalações sanitárias adequadas. O relatório estima ainda que 663 milhões de pessoas em todo o mundo ainda usam água oriunda de fontes não seguras, e aproximadamente metade das pessoas que fazem uso dessas fontes estão em países localizados na África Subsaariana e na Oceania. Deve ser destacado, ainda, que o acesso não implica necessariamente em qualidade adequada, de forma que é questionável admitir que as metas foram integralmente cumpridas (WHO/UNICEF, 2015).

No Brasil, embora a Constituição Federal não reconheça de forma explícita a universalidade do acesso aos serviços de água e esgoto como direito social, quando institui a saúde e a moradia como direitos fundamentais, indiretamente acaba por contemplar também o direito ao acesso aos serviços de saneamento (PAGANINI; GALVÃO JUNIOR, 2009).

A Lei nº 11.445/2007, que dispõe sobre as Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico, encontra-se fundamentada em princípios como o da universalização, integralidade, disponibilidade, eficiência e sustentabilidade econômica, segurança, qualidade e regularidade e integração das infraestruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos. Tais princípios ajudam a reforçar a ideia de que o acesso ao saneamento e a água potável, são um direito humano fundamental (BRASIL, 2007).

A distribuição de água potável e o acesso regular a esta, encontram-se intimamente ligado ao processo de formação das cidades. No contexto brasileiro, marcado por forte desigualdade sócio espacial e ambiental, a segregação intensiva, determinou o acesso diferenciado à infraestrutura de saneamento, em função das condições socioeconômicas, assim,

comumente, nas áreas de população de baixa renda o acesso aos serviços de saneamento é precário (RAZZOLINI; GÜNTHER; OTHERS, 2008). No Brasil, o déficit do setor de saneamento básico é elevado, sobretudo no que se refere ao esgotamento sanitário, com maior carência nas áreas periféricas dos centros urbanos e nas zonas rurais, onde se concentra a população mais pobre (PAGANINI; GALVÃO JUNIOR, 2009).

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB-2008) do ano 2008, a cobertura de abastecimento de água alcançou a marca de 99,4% dos municípios do País, com destaque para a Região Sudeste em que 100% dos municípios são abastecidos pela rede geral. Embora a cobertura nos municípios tenha aumentado, há um déficit com aproximadamente 12 milhões de residências no País sem acesso à rede geral (IBGE, 2010).

O Sistema Nacional de Informação Sobre Saneamento (SNIS) também fornece dados que permitem avaliarmos a situação de cobertura e acesso à água. De acordo com o último relatório disponível, *o Diagnóstico dos Serviços de Águas e Esgotos -2016*, o índice total de atendimento com água da rede geral nos municípios brasileiros foi de 83%, na região Sudeste a cobertura é maior com um percentual de 91,2%, sendo a menor cobertura na região Norte onde o nível de atendimento dos municípios é de apenas 55,4%. Em função de inconsistências no método de cálculo pode haver elevação do índice de atendimento para alguns municípios que chegam a apresentar 100% de cobertura, o que muitas vezes não é condizente com a realidade (BRASIL, 2018).

Ao avaliar as deficiências do acesso, Razzolini e Günther (2008) pontuam que o acesso pode ser compreendido como alcance a uma fonte de abastecimento, definido num contexto espacial e temporal, destacando que alguns autores apontam que há acesso a água quando a fonte de abastecimento está situada a até 1 km de distância e o tempo gasto para atingi-la é, no máximo, trinta minutos. Esta concepção de acesso considera apenas o contexto espacial e temporal. É necessário destacarmos que o acesso à água potável é um processo complexo em função dos diversos fatores envolvidos, devendo considerar requisitos como disponibilidade, qualidade/segurança, aceitabilidade de suas características pelo consumidor, acessibilidade física e financeira; além dos princípios gerais dos direitos humanos (NEVES-SILVA; HELLER, 2016).

Assim, o acesso deve ser avaliado sobre a perspectiva quantitativa e qualitativa, e o simples acesso à rede ou o percentual de cobertura, não reflete verdadeiramente a universalização do serviço, e tampouco a qualidade deste. Por esta razão, o Plano Nacional de Saneamento Básico, o PLAN SAB adota uma definição mais ampla para o entendimento do

déficit em saneamento. De acordo com o documento, não somente a infraestrutura deve ser considerada, mas também elementos socioeconômicos e culturais das comunidades e a qualidade dos serviços ofertados. O déficit é entendido como todas as situações que caracterizem atendimento precário com potencial comprometimento a saúde humana, como por exemplo, a ausência de canalização interna, o não atendimento aos padrões de potabilidade, a intermitência da rede, o racionamento, o uso de cisternas, carros pipas ou o não atendimento pelo serviço (BRASIL, 2013).

O problema do déficit se adensa quando se observa que em regiões carentes a população não tem acesso aos serviços públicos básicos. Nesses contextos, a busca por fontes alternativas pode levar ao consumo de água sem qualidade sanitária e em volume insuficiente e irregular para o atendimento das necessidades básicas (RAZZOLINI; GÜNTHER; OTHERS, 2008).

Conforme já explicitado, a cobertura não implica em universalização do acesso à água potável. Outros fatores como, por exemplo, a qualidade da água e a continuidade/intermitência do abastecimento devem ser avaliadas. No que tange a qualidade da água, por exemplo, de acordo com dados apresentados no PLANSAB-2013, 38 milhões de pessoas no ano de 2010 foram abastecidas por sistemas públicos de abastecimento de água (SAA) que não atendiam em sua plenitude o estabelecido pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde (MS) no que se refere ao parâmetro de microbiológico coliformes termotolerantes (BRASIL, 2013).

Corroborando os dados apresentados no PLANSAB, a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico- PNSB de 2008 aponta que a maior parte dos municípios brasileiros (87,2%) distribuía a água totalmente tratada, entretanto, em 6,2% dos mesmos, a água era apenas parcialmente tratada e, em 6,6%, a água não era submetida a nenhum tratamento (IBGE, 2010).

Quanto à intermitência, em 2010 segundo dados do SNIS, 19,2 milhões de domicílios foram atingidos com pelo menos uma intermitência no mês (BRASIL, 2013). Estas informações nos leva a compreensão de deficiências no acesso, mesmo em um contexto de suposta ampla cobertura. Ainda segundo o PLANSAB (2013), no ano de 2010 apenas 59,4% dos domicílios tiveram atendimento adequado, sendo que o déficit foi distribuído em 34% de acesso precário e 6,8% de domicílios não atendidos.

Sob esta perspectiva informacional, Galvão Jr e Paganini (2009) atentam para a fragilidade destes dados utilizados para caracterizar a cobertura de saneamento: a avaliação da população coberta apenas identifica se o domicílio estava ligado à rede de distribuição de água, não fornecendo informações acerca da qualidade e da continuidade do abastecimento,

elementos fundamentais para inferir sobre a qualidade do acesso. Em suma, pode-se concluir que o acesso à água potável é uma questão complexa e imbricada por inúmeros fatores que devem ser avaliados conjuntamente, e sua precariedade pode implicar em risco ao aumento na incidência de doenças associadas à água.

#### 4.1.2 Água, saneamento e saúde

A relação entre o ambiente e a saúde humana já é consenso científico, entretanto, deve-se destacar que a compreensão desta relação oscilou ao longo da história, existindo diferentes percepções quanto ao entendimento dos fenômenos e processos que interferem na saúde entre culturas e povos (GIATTI, 2009b).

A relação água e saúde é historicamente conhecida: na Grécia Antiga, Hipócrates, considerado o pai da medicina, em sua obra *Água, ar e lugares* já reconhecia tal relação. Em sua obra, observa-se o primeiro esforço sistemático para apresentar as relações de causa e efeito entre o meio físico e a doença (GIATTI, 2009b; HELLER, 1997; LIBÂNIO, 2010; REZENDE; HELLER, 2008).

Nas mais diversas culturas do mundo antigo observa-se o estreitamento do binômio saúde e água. Na Índia, por exemplo, há relatos de hábitos sanitários e sua relação com saúde; no Egito Antigo manifestava-se preocupação com escoamento da água; historiadores relatam construção de aquedutos na cultura Creto –Micênica, Babilônia, Índia, Grécia, China há mais de 4.000 anos; os quíchuas, nas Américas, já tinham noções de engenharia sanitária (HELLER, 1997; ROSEN, 1994).

Alguns estudos constam que em 2.000 A.C. os persas já haviam estabelecido a proibição do lançamento de esgotos nos rios. Na Roma Antiga, a água já havia sido reconhecida como elemento ambiental relevante para a saúde humana; a obra de *Sextus Julius Frontinus*, intitulada *De aquis urbis Romae*, datada de 104 d.C apontava princípios adotados pelo abastecimento de água na cidade de Roma, ainda considerados na atualidade. Roma também foi referência na coleta de esgotos, durante o reinado de Tarquinio Prisco, foi construída a cloaca máxima, o grande sistema de drenagem e coleta de esgotos da Roma moderna. No século XVI, podemos apontar os registros de observação do francês *Ambroise Paré*, que relacionava algumas doenças a animais venenosos presentes em águas paradas (GIATTI, 2009a, 2009b; LIBÂNIO, 2010; ROSEN, 1994).

Embora desde a Antiguidade já tenha sido estabelecida relação entre saúde e qualidade das águas, a confirmação desta relação se deu no século XIX com as observações de John Snow em 1855. Os estudos do médico comprovavam a associação entre fontes de água consumida pela população do distrito de *Broad Street*, em Londres, e a incidência da cólera. As suposições de Snow foram validadas em seguida por *Louis Pasteur* com o advento do microscópio e advento da era bacteriológica (HELLER, 1997; LIBÂNIO, 2010; ROSEN, 1994). A partir do trabalho de John Snow, ocorrem significativos avanços na compreensão da relação entre água contaminada e doenças: a qualidade da água torna-se, então, uma questão de interesse para a saúde pública (FREITAS; FREITAS, 2005).

Associações entre doenças causadas por microrganismos e fatores ambientais são cada vez mais comuns. Doenças como a cólera, por exemplo, tem relação direta com águas contaminadas; de outro lado tem-se associações indiretas como a caracterizada no processo de transmissão da dengue, em que a ausência de drenagem de águas pluviais e gerenciamento de resíduos favorecem o acúmulo de água, e conseqüente proliferação dos insetos vetores (GIATTI, 2009b).

No Brasil rural, da década de 30, em que as condições de saneamento eram extremamente precárias, havia altas prevalências de doenças parasitárias intestinais, assim como de outras doenças de veiculação hídrica (GIATTI, 2009a).

Nas últimas décadas, uma gama de estudos epidemiológicos tem apontado incremento de esperança de vida, redução de taxa de mortalidade infantil, dentre outros benefícios à saúde, em função da melhoria dos serviços de abastecimento de água e de esgotos.

Para melhor compreensão de como se dá essa relação entre água e saúde, é interessante fazermos menção à definição moderna de saúde, que segundo a Organização Mundial de Saúde – OMS, é “*um estado de completo bem-estar físico, mental e social, e não apenas a ausência de doença*”, não restringindo o problema de saúde ao âmbito das doenças.

Seguindo este entendimento, Buss (2000), sustenta que a saúde é produto de um amplo espectro de fatores relacionados com a qualidade de vida, o que inclui desde o padrão adequado de alimentação e nutrição, de habitação e saneamento; condições dignas de trabalho; acesso à educação; ambiente físico salubre; redes sociais fortalecidas e um uma gama de cuidados pessoais à saúde. A partir de seu entendimento, podemos afirmar que a garantia de condições adequadas de saneamento, portanto, é uma forma de garantir saúde (BUSS; OTHERS, 2000; CAMELLO et al., 2009).

Destaca-se ainda, que classicamente, por definição, o saneamento ambiental consiste nas ações de controle dos fatores do meio físico, que exercem efeito adverso sobre o bem-estar físico, mental e social. Tais ações objetivam alcançar salubridade ambiental por meio do abastecimento de água potável, gerenciamento de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, uso ordenado do solo, drenagem urbana, controle de doenças. Portanto, fica evidente que o saneamento é indissociável do conceito de saúde (BRASIL;FUNASA, 2010; HELLER, 1997, 1998; HELLER; PÁDUA, 2010).

O ambiente guarda estreita relação com os problemas sanitários da atualidade, e um fator ambiental com grande impacto sobre a saúde das populações refere-se às redes de abastecimento de água e esgoto (OLIVEIRA; LEITE; VALENTE, 2015). A Organização Mundial de Saúde (OMS) estima que a água de baixa qualidade, e a precariedade do saneamento e das condições de higiene causam a morte de 200 pessoas/hora. Ainda segundo estatísticas da organização, 80% das doenças nos países em desenvolvimento é disseminado pelas águas; seja de maneira direta, como a diarreia, ou indiretamente como a malária, dengue, febre amarela, e outras relacionadas a vetores que dependem da água para sua proliferação (CAMELLO *et al.*, 2009; CLARKE; KING, 2005; NEVES-SILVA; HELLER, 2016).

A Fundação Nacional de Saúde – FUNASA, ao tentar avaliar os impactos do saneamento sobre os sistemas de saúde, no Brasil, estimou que para cada R\$ 1,00 aplicado em medidas de saneamento, pode obter-se uma economia de R\$ 4,00 na medicina curativa, corroborando a existência de efeito direto entre saúde e saneamento. Nessa mesma perspectiva, OMS estima que os investimentos em água e esgotamento sanitário poderiam impactar em aproximadamente 9,1% da carga global de doenças, ou seja na carga de mortalidade prematura e anos perdidos por conta de doenças (CAMELLO *et al.*, 2009; GIATTI, 2009a; OLIVEIRA; LEITE; VALENTE, 2015).

Para a UNESCO, a carência em abastecimento de água, saneamento e higiene (WASH – *Water Supply, Sanitation and Hygiene*) é fator determinante para a saúde e o bem-estar. As deficiências desses serviços geram um elevado ônus financeiro, incluindo a perda considerável nas atividades econômicas, seja por perda da água como matéria prima, seja por prejuízos diretos à saúde da população. Segundo a instituição, investimentos em abastecimento de água e saneamento resultam em ganhos econômicos substanciais; nas regiões em desenvolvimento, o retorno do investimento foi estimado entre US\$5 e US\$28 por cada unidade de dólar investido (UNESCO, 2015).

Muitos modelos epidemiológicos têm sido propostos para explicar a relação causal entre ações de saneamento e saúde. Heller (1998), chama atenção para o fato de que os modelos propostos têm centrado a compreensão sanitária sobre o abastecimento de água e esgotamento sanitário, em detrimento das outras ações de saneamento. Na década de 1970, os estudos epidemiológicos além da classificação biológica clássica - que agrupava as doenças apenas em função de seu agente etiológico, passam a considerar as vias de transmissão e o ciclo das doenças e estratégias ambientais de controle (HELLER, 1997).

Nesse contexto, em 1983, foi proposta uma classificação ambiental das doenças, a de *Cairncross & Feachem*, que agrupa em sete categorias as doenças relacionadas com a água consumida ou esgotos (HELLER, 1997; RAZZOLINI; GÜNTHER; OTHERS, 2008; SOARES; BERNARDES; NETTO, 2002). Em se tratando especificamente da classificação ambiental das infecções relacionadas com a água, esta, origina-se do entendimento dos mecanismos de transmissão que se agrupam em apenas quatro categorias: de transmissão hídrica, relacionada com a higiene, baseada na água e por vetores (Quadro 1) (HELLER, 1997). Esse modelo de classificação ambiental das doenças permite “antecipar os efeitos das intervenções de saneamento na saúde pública e ainda inferir sobre as possíveis relações com o meio ambiente”. (SOARES; BERNARDES; NETTO, 2002, p. 1718)

**Quadro 1** - Classificação ambiental das doenças relacionadas com água.

<b>CATEGORIA</b>	<b>INFEÇÃO</b>	<b>ESTRATÉGIA DE CONTROLE</b>
Feco – oral (transmissão hídrica ou relacionada com a higiene)	Diarreias e disenterias Febres entéricas Poliomielite Hepatite A Ascariíase Tricuríase	Melhora da quantidade, disponibilidade; melhora do tratamento da água e educação sanitária.
Doenças não feco- oral relacionadas com a higiene	Doenças infecciosas da pele, dos olhos, transmitidas por pulgas	Melhora da quantidade, disponibilidade; e educação sanitária.
Baseada na água Por penetração na pele Por ingestão	Leptospirose Esquistossomose Difilobotríase outras infecções por helmintos	Diminuição do contato com águas contaminadas, Melhora nas instalações hidráulicas, Educação sanitária.
Transmissão por inseto vetor	Doença do sono Filariose Malária Arboviroses (Febre amarela, dengue, leishmaniose)	Identificação e eliminação de locais de procriação, Controle biológico, Melhoria da drenagem pluvial, Educação sanitária.

Fonte: Adaptado de SOARES et al, 2002 e HELLER, 1997.

De acordo com dados do Ministério da Saúde disponíveis no Portal Brasileiro de Dados Abertos, nas últimas décadas houve uma modificação no padrão de ocorrência de doenças ambientais relacionadas com a água, observado a partir da redução pela metade das internações por doenças de transmissão feco – oral, e aumento significativo de internações por doenças transmitidas por inseto vetor (Tabela 1).

**Tabela 1** – Doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado no Brasil: internações /100.000 habitantes nos anos de 1993,2003 e 2010\*.

CLASSIFICAÇÃO AMBIENTAL	ANO		
	1993	2003	2010
<b>Transmissão feco-oral</b>	681,1	325,3	264,3
<b>Transmitidas por inseto vetor</b>	36,4	40,5	54
<b>Transmitidas através do contato com a água</b>	3,7	2,3	1,5
<b>Relacionadas com a higiene</b>	8,4	0,8	5,1
<b>Geo-helmintos e teníases</b>	3,2	0,8	0,5

Fonte: <http://dados.gov.br/dataset/doencas-relacionadas-ao-saneamento-ambiental-inadequado-drsai/resource/59221b80-7a27-446a-8f1b-33463d59b455>.

\*Última atualização em 2016.

Muitos são os estudos dedicados a estabelecer uma relação entre abastecimento adequado de água de consumo e saúde. No Brasil, um dos primeiros trabalhos sistemáticos a discorrer sobre a relação saneamento e saúde foi o de Heller (1997), que levantou 256 estudos epidemiológicos sobre saneamento, dentre os consultados e referidos (Tabela 2). Estes foram realizados em diferentes países e utilizando metodologias diversas.

Dez anos após o levantamento realizado por Heller, Andreazzi *et. al* (2007) (Tabela 2) discorreram sobre indicadores de saúde e saneamento por meio de uma revisão sistemática sobre estudos que fizeram esta correlação entre o ano de 1995 e 2004. Os autores destacam que em relação ao aspecto do saneamento avaliado nos artigos, o abastecimento de água foi abordado por 88,0% (14) dos estudos levantados, apontando correlação positiva entre saúde e abastecimento em 70%, o que demonstra a relevância e a pertinência da temática.

**Tabela 2** – Resumo da sistematização realizada por Heller e Andreazzi *et al*.

Pesquisadores	Período da revisão	Total de estudos	Estudos sobre variável água de abastecimento	Resultado positivo	
				N	%
<b>Heller (1997)</b>	1929 a 1995	256	198	147	77
<b>Andreazzi <i>et.al</i>(2007)</b>	1995 a 2004	17	14	12	70

Fonte: Heller, 1997 e Andreazzi *et al*, 2007.

Embora o recorte temporal dos dois grupos seja distinto, e haja uma diferença considerável entre o número de pesquisas abordadas por estes, ambos grupos de pesquisadores observaram a partir dos estudos levantados, que os componentes do abastecimento de água e da qualidade da água têm impacto positivo sobre a ocorrência de agravos como diarreias, parasitoses e hepatites, podendo contribuir, inclusive, para melhoria do índice de desenvolvimento humano (ANDREAZZI; BARCELLOS; HACON, 2007; HELLER, 1997).

Realizar uma análise conjunta de indicadores sociais e de saneamento é algo pertinente e possibilita a verificação dos impactos positivos do abastecimento sobre a qualidade de vida e saúde de forma global. Nesta perspectiva, Libâneo et al (2005), ao tentar relacionar indicadores sociais a condições de saúde e saneamento, observou que nos países em que o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) era mais elevado e que tinham uma maior expectativa de vida ao nascer, coincidentemente, apresentavam maior cobertura dos serviços de saneamento. A situação oposta também foi observada, países com menor IDH e uma menor longevidade, possuíam uma cobertura menor nos serviços de saneamento (LIBÂNIO; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2005a).

No Brasil, o mesmo estudo, constatou que os Estados com piores indicadores sociais e IDH ( $< 0,6$ ) apresentam menores índices de cobertura por rede de esgotamento sanitário ( $< 50\%$ ). Enquanto aqueles com melhores indicadores sociais – maior esperança de vida ( $> 70$  anos) e IDH ( $> 0,7$ ) – apresentam maiores índices de cobertura por rede de abastecimento de água ( $> 60\%$ ) (LIBÂNIO; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2005b, p. 225). Observou-se ainda, que os Estados com os melhores indicadores de saúde – menores taxas de mortalidade ( $< 0,04\%$ ) e morbidade ( $< 3\%$ ) – situam-se entre aqueles que apresentam os maiores índices de cobertura por rede de abastecimento de água ( $> 60\%$ ).

Heller (1998), ao discutir sobre saneamento e desenvolvimento, aponta ser essa relação entre saneamento e desenvolvimento uma relação já esclarecida e amplamente difundida pela literatura. A persistência dos problemas de saneamento está, segundo ele, fortemente vinculada ao modelo sócio econômico vigente, em que a população mais vulnerável, é também excluída dos chamados benefícios do desenvolvimento, confirmando a pertinência do binômio saneamento – saúde. Afirma ainda que, no geral, países com elevado grau de desenvolvimento apresentam menores carências de atendimento de suas populações por serviços de saneamento; ao mesmo tempo em que países com melhores coberturas por saneamento têm populações mais saudáveis, o que por si só constitui um indicador de nível de desenvolvimento. Essa premissa é igualmente útil para corroborar os dados de Libâneo e colaboradores (*Op. cit.*).

Estudos de Briscoe, apontados por Heller (1997) postulam que intervenções ambientais consideradas sistêmicas, como o abastecimento de água e o esgotamento sanitário, apresentam efeitos de longo prazo sobre a saúde superior aos obtidos por intervenções médicas. Ademais, as intervenções ambientais podem prevenir cerca de quatro vezes mais mortes, além de poder elevar a expectativa de vida em até sete vezes mais, que as intervenções de natureza médico curativa. (HELLER, 1997, 1998).

Recentemente, Teixeira *et al.* (2014) avaliaram o impacto do saneamento sobre a saúde da população brasileira na década de 2000, utilizando dados dos sistemas de informação em saúde. O estudo constatou que o número total de óbitos por doenças relacionadas ao saneamento básico inadequado correspondeu a uma média de 1,31% dos óbitos ocorridos no período de estudo. Ainda segundo este estudo, entre as dez doenças de notificação compulsória relacionadas ao saneamento inadequado atendidas no SUS, a média anual foi de 466.351 casos, tendo sido as quatro doenças com maior número de casos: a dengue, a hepatite A, a esquistossomose e a leptospirose.

No estado de Minas Gerais, Oliveira *et. al* (2015), ao avaliarem o impacto do sistema de abastecimento de água e saneamento sobre doenças diarreicas em crianças, a partir do DALY (*Disability-Adjusted Life Years*), observaram que a fração da diarreia atribuível ao sistema de abastecimento de água e saneamento em todo o Estado foi de 83,0%, e que esta, poderia ser reduzida para 78,3%, caso o saneamento tivesse uma cobertura de 100% no Estado. Estima-se que investimentos em saneamento adequado podem reduzir as taxas de morbidade e mortalidade das doenças relacionadas a ele entre 20% e 80%, respectivamente (GIATTI, 2009a).

Como apontado, as evidências da estreita relação entre o abastecimento de água e saúde são incontestes. Entretanto, é salutar destacar que, a implementação de sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário é condição necessária para o controle de doenças, porém, isoladamente não se fazem suficientes para garantir a eliminação das mesmas (HELLER, 1997).

## 4.2 REGULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Dentre os usos múltiplos previstos para a água, o abastecimento humano é considerado o uso mais nobre. A partir da descoberta de John Snow em 1855, acerca da relação existente entre consumo de água contaminada e a incidência de cólera em Londres, as ações relativas à manutenção da potabilidade da água tornam-se prioritárias no âmbito da Saúde Pública. Desde então, o uso de água para abastecimento, é feito mediante tratamento prévio para atendimento de requisitos mínimos de qualidade e segurança (CUTOLO, 2009).

O atendimento destes requisitos é obtido a partir da potabilização das águas brutas. Este processo envolve tecnologias diversas, envolvendo procedimentos unitários distintos, baseados em dois fenômenos considerados complementares e fundamentais: a clarificação e a desinfecção (BRASIL, 2006a). Tais etapas são realizadas nos Sistemas de Abastecimento de Água (SAA), dentro das estruturas físicas das Estações de Tratamento de Água (ETA).

Sob a perspectiva conceitual e finalística, os Sistemas de Abastecimento de Água (SAA), correspondem ao conjunto de obras de engenharia que visam prioritariamente superar os riscos à saúde impostos pela água de baixa qualidade. Este horizonte pode ser ampliado, se considerarmos que a oferta de água em condições seguras pode garantir a saúde das populações, o que por sua vez implica em ganhos econômicos, atribuindo, portanto, além da finalidade sanitária dos sistemas, a finalidade econômica, sob o espectro do planejamento de políticas públicas (BRASIL, 2006b).

Todavia, é preciso desmistificar a ideia de que basta a concepção do projeto de um SAA, sua implantação, operação e manutenção adequada para que os riscos à saúde sejam eliminados. É necessário o estabelecimento de ações no âmbito do controle e vigilância, além de outras medidas estruturais mais abrangentes. Nesse patamar temos também o estabelecimento de marcos conceituais, regulatórios e institucionais, como as normas de potabilidade que balizam a qualidade da água ofertada, assim como as ações a serem desenvolvidas no âmbito do controle e vigilância (BRASIL, 2006a).

### 4.2.1 A Normatização da qualidade da água para consumo humano no mundo

A noção de potabilidade é tida como um conceito universal, entretanto, as normas e os padrões de potabilidade nos diversos países variam em função de aspectos ambientais, como a qualidade das águas captadas para potabilização, em função de aspectos sociais, culturais,

econômicos e tecnológicos, que juntos podem refletir na viabilidade de aplicação das normas (PINTO, 2006). Assim, cada país deveria, considerando aspectos epidemiológicos, os ensaios toxicológicos e de qualidade de água, estabelecer padrões de potabilidade passíveis de aplicação, monitoramento, controle e vigilância.

Nos Estados Unidos, a discussão sobre padrões de potabilidade iniciou-se em 1914, quando o *United States Public Health Service* referenciou pela primeira vez a contaminação bacteriológica, entretanto, a norma federal americana, estabelecia um padrão de qualidade microbiológica apenas para a água produzida por sistema de abastecimento que seria transportada em navios e trens para outros Estados (FREITAS; FREITAS, 2005; LIBÂNIO, 2010; PINTO, 2006).

Em 1925, a norma supracitada passou pela primeira vez por processo de revisão em que foram inseridas recomendações acerca da proteção dos mananciais de abastecimento e os efeitos da poluição sobre estes, além do que, os limites bacteriológicos tornaram-se mais restritivos, assim como os estéticos. Sugeriu-se, normativamente que a água para consumo deveria ser inodora, sem gosto e isenta de cor, além de não conter substâncias minerais solúveis. Nos anos seguintes diversas revisões foram feitas, com destaque para a realizada em 1942, em que foram inseridos pontos de amostragem para coleta e análise bacteriológica na rede de distribuição, e limites para chumbo, cobre, zinco e ferro. A última alteração sofrida ocorreu no ano de 1962, nesta ocasião a portaria contava com delimitação de 28 parâmetros (LIBÂNIO, 2010; PINTO, 2006).

Em função da perda de qualidade das águas captadas para abastecimento e da necessidade do estabelecimento de padrões mais restritos, em 1974 o Congresso Norte Americano aprovou o *Safe Drinking Water Act* – SDWA (Lei de água de consumo seguro), correspondente da norma de potabilidade do Ministério da Saúde Brasileiro (FREITAS; FREITAS, 2005). O SDWA estabeleceu valores máximos e mínimos para uma série de compostos orgânicos e inorgânicos na água de abastecimento, e à medida que as técnicas laboratoriais foram sendo aprimoradas, novos valores máximos permitidos foram sendo estabelecidos, a lei prevê revisão a cada seis anos. Atualmente o SDWA é administrado pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), que tem adotado duas categorias de padrão de potabilidade: o *National Primary Drinking Water Regulation* (NPDWR), e o *National Secondary Drinking Water Regulation* (NSDWR) (FREITAS; FREITAS, 2005; PINTO, 2006).

O *National Primary Drinking Water Regulation* (NPDWR) é composto por padrões referentes aos contaminantes que possam representar risco à saúde e tem caráter obrigatório. A estes parâmetros somam-se o estabelecimento das técnicas e tratamento aplicáveis para alcance dos valores estabelecidos. O *National Secondary Drinking Water Regulation* (NSDWR), não se trata de um padrão normativo compulsório, e sim de diretrizes sobre as substâncias que podem produzir impactos estéticos e organolépticos, podendo ou não ser adotados como recomendação pelos Estados (FREITAS; FREITAS, 2005; PINTO, 2006 ; USEPA, 2017).

O SDWA orienta-se por três definições básicas: a de *Maximum Contaminant Level Goal* (MCLG), a de *Maximum Contaminant Level* (MCL) e a de *Treatment Technique* (TT). O MCLG significa o nível máximo de um contaminante ou valor máximo desejável, que presente na água potável não exerça efeito adverso sobre a saúde das pessoas. O MCLG é definido a partir de estudos toxicológicos e epidemiológicos, e nem sempre são viáveis de aplicação. Nestes casos a SDWA determina o uso obrigatório do MCL que se refere ao nível mais alto de contaminante permitido na água potável distribuída aos consumidores e são definidos como próximos aos MCLG; o MCL é definido em consonância com a capacidade tecnológica de detecção e a *Treatment Technique* (TT) que se refere a melhor tecnologia de tratamento disponível para reduzir os níveis de contaminantes considerando o custo benefício. Ocorre que quando o estabelecimento de um nível máximo para um contaminante não é viável técnica e economicamente ou ele é de difícil detecção, segundo o SDWA, deve ser estabelecida uma técnica de tratamento passível de atingimento de metas e controle, ao invés de limite máximo permitido (PINTO, 2006; USEPA, 2017).

Tal medida garante flexibilidade aos sistemas e maior segurança aos consumidores. O contrário parece ocorrer no Brasil, onde os parâmetros não são adequados à realidade operacional e o tipo de tratamento é definido em função da qualidade da água captada em detrimento aos padrões desejados.

Na década de 50 a Organização Mundial da Saúde lança as primeiras diretrizes para padronização da qualidade de água para consumo. No ano de 1956, foi publicado o *Standards of Drinking - Water Quality and Methods of Examination Applicable to European Countries*, a publicação sofre sua primeira revisão ainda na década de 50, em 1959. O trabalho foi a primeira iniciativa da Organização Mundial de Saúde (OMS) na elaboração de diretrizes relativas à potabilidade da água, tinha o objetivo de “uniformizar a forma de expressão dos resultados das análises dos diversos tipos de tratamento, além de evitar surtos de doenças de transmissão

hídrica por meio de um restrito controle pelas autoridades de saúde responsáveis pela qualidade da água distribuída” (PINTO, 2006, p. 24).

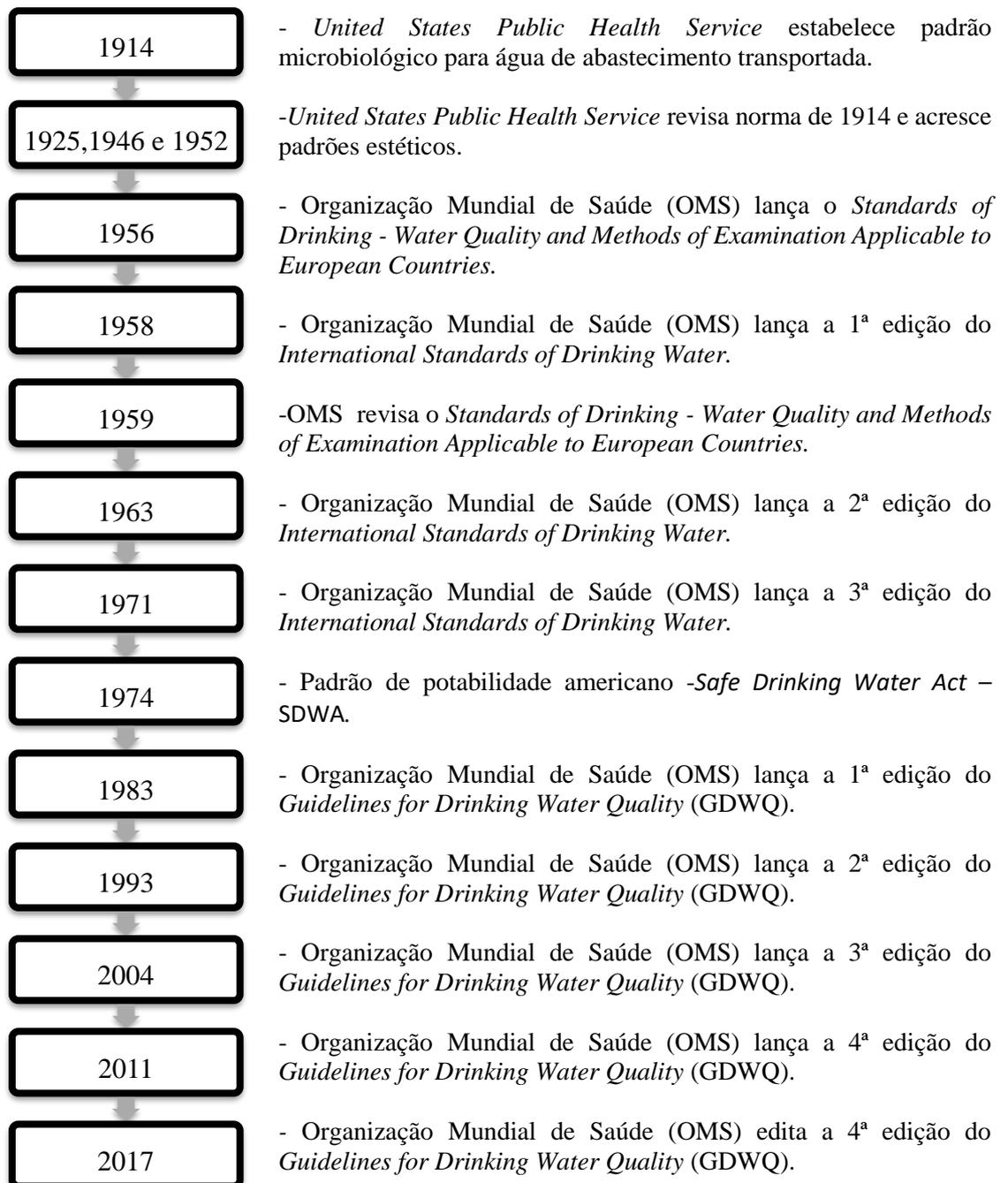
Após o lançamento dos padrões europeus, a OMS publica em 1958 a primeira edição do *International Standards for Drinking-Water*, destinado aos demais países. O documento estabelecia os padrões mínimos de qualidade para o abastecimento doméstico, além de determinar em seu bojo os métodos adequados para a análise. A estratégia adotada pela OMS era de estimular outros países a melhorar a qualidade da água ofertada. Entretanto, observava-se um distanciamento entre os padrões adotados como ‘europeus’ e os chamados ‘padrões internacionais’: os internacionais estabeleciam padrões mínimos, passíveis de serem alcançados, inclusive, por países em desenvolvimento; ao passo que os europeus, em função do aparato econômico e tecnológico, apresentavam padrões mais rigorosos (PINTO, 2006).

Após três edições do *International Standards for Drinking-Water*, os padrões internacionais deram lugar, em 1983, ao *Guidelines for Drinking Water Quality* (GDWQ), que unificou as recomendações relativas à qualidade da água para consumo humano, sem distinguir os países em função de aparato econômico e tecnológico. O guia fomentava ainda que cada país considerasse suas especificidades ao formular suas normas (PINTO, 2006). Dez anos depois, em 1993, foi publicada a segunda edição, a terceira edição foi publicada em 2004 e a 4ª e última edição foi a publicada em 2011, tendo sido reeditada em 2017. A figura 02 aponta a cronologia das publicações da OMS e principais normas e diretrizes da qualidade de água para consumo humano.

O último *Guidelines for Drinking Water Quality* (GDWQ), publicado em 2011 e reeditado em 2017, além de estabelecer diretrizes para padrões microbiológicos, químicos, radioativos e organolépticos, traz em seu bojo metas de proteção à saúde das populações. A 4ª edição do guia, seguindo processo iniciado em sua 3ª edição, extrapola a concepção de potabilidade além da mera adequação dos limites estabelecidos, direcionando as ações para a gestão do risco integrado ao longo de todo o processo de potabilização. As novas metas propostas estabelecem marco referencial para que as companhias e suas entidades reguladoras verifiquem a adequação dos sistemas de abastecimento. O documento elenca como metas as quantificáveis com relação à saúde como carga tolerável de doença; as de qualidade da água, refletidas, por exemplo, nos valores recomendados para determinado composto tóxico; as de desempenho e de tecnologia (WHO, 2011, 2017). O novo documento prioriza ainda aspectos referentes a gestão da qualidade da água diante das mudanças climáticas e situação de escassez; revisão de substâncias químicas, considerando as novas constatações científicas.

Muitas normatizações vêm sendo criadas com o objetivo de garantir às futuras gerações a disponibilidade de água em padrões adequados aos diferentes usos e à manutenção de uma boa qualidade de vida. Cada país estabelece procedimentos e normas a fim de alcançar as metas supracitadas. No Brasil, as normas aplicáveis são instituídas pelo Ministério da Saúde (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013; FREITAS; FREITAS, 2005).

**Figura 02** – Cronologia das diretrizes para qualidade da água para consumo humano.



Fonte: Autoria própria, 2018.

#### 4.2.2 A normatização da qualidade da água para consumo humano no Brasil

No Brasil, as normas de potabilidade existentes seguem basicamente os padrões recomendados pela Organização Mundial de Saúde- OMS, contidas no *Guidelines for Drinking Water Quality*. O Decreto Federal Nº 79.367 de 09 de março de 1977 atribuiu competência ao Ministério da Saúde para elaborar normas e o padrão de potabilidade de água para consumo humano. No mesmo ano a primeira norma de potabilidade, a Portaria do Ministério da Saúde nº 56 foi instituída. Esta definia os limites máximos para as diversas características físicas, químicas e biológicas inerentes às águas de consumo humano. Até então, as recomendações do Serviço Norte Americano de Saúde Pública (*United States Public Health Service*), juntamente com as diretrizes da OMS, norteavam a qualidade de água para consumo humano (BRASIL, FREITAS; FREITAS, 2005; LIBÂNIO, 2010).

Entretanto, ainda que a Portaria nº 56 determinasse que os responsáveis pelos sistemas de abastecimento devessem cumprir com o estabelecido nesta, nem todos os Estados realizavam efetivo controle para a verificação do atendimento aos padrões estabelecidos. Assim, como forma de incentivar as secretarias de saúde estaduais a realizar ações no âmbito da vigilância, em 1986 o Ministério da Saúde cria o Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano. A criação do programa previa também uma revisão da portaria até então instituída (FERNANDES NETO, 2010; FREITAS; FREITAS, 2005).

Posteriormente, o Ministério da Saúde publicou em janeiro de 1990 a Portaria nº 36, aumentando o número de parâmetros e tornando alguns limites mais restritivos. Em função destas restrições, a implementação desta norma foi postergada para o ano de 1992, por solicitação dos entes públicos envolvidos na administração de sistema de abastecimento de água no país (BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1990; LIBÂNIO, 2010).

A Portaria 36/1990 inova ainda ao dividir o padrão de potabilidade em três categorias: um referente às características físicas, organolépticas e químicas; uma relativa às características bacteriológicas e outra às características radioativas (BRASIL, 2006a). Apesar das significativas alterações em relação à primeira portaria, em função das mudanças decorrentes da criação do Sistema Único de Saúde- SUS emerge a necessidade de novas mudanças na portaria (FERNANDES NETO, 2010).

Uma década após a edição da Portaria 36/90, extrapolando o prazo de revisão estabelecido na norma, em 2000 foi publicada a Portaria de nº 1.469, implementada apenas em janeiro de 2003. Entretanto, no mesmo ano, houve uma mudança estrutural: foi criada a

Secretaria de Vigilância em Saúde- SVS, que assumiu algumas das atribuições da Fundação Nacional de Saúde- FUNASA. Tal mudança fez com que a portaria anterior fosse revogada pela Portaria de nº 518 de março de 2004. Cabe destacar, que neste processo, as mudanças realizadas entre uma portaria e outra foram tangentes às competências anteriormente da FUNASA, que passaram a SVS, recém-criada (FERNANDES NETO, 2010; LIBÂNIO, 2010).

A Portaria 518/2004 traz inovações uma vez que a portaria anterior não categorizava os parâmetros microbiológicos de acordo com a fase de tratamento. Esta passou a considerar o padrão microbiológico incluindo padrão de turbidez para água pós-filtração e pré-desinfecção; padrão para substâncias químicas que representam risco à saúde, padrão de radioatividade e padrão de aceitação para consumo humano (BRASIL, 2006a).

Em se tratando de substâncias químicas que oferecem riscos à saúde, a portaria as categorizou como inorgânicas, orgânicas, agrotóxicos, desinfetantes e produtos secundários da desinfecção. Destaca-se que os agrotóxicos não foram caracterizados como substâncias orgânicas, e sim como tipologia específica de substâncias, em função de sua persistência nas matrizes ambientais e sua relevância no contexto de saúde pública da época. Outra inovação relevante da Portaria nº 518 foi a inclusão de cianobactérias no padrão microbiológico, ineditamente inclusive aos padrões internacionais, além de reafirmar a tendência internacional de considerar a *E. coli* como indicador de contaminação fecal recente (FERNANDES NETO, 2010; LIBÂNIO, 2010).

A edição seguinte foi estabelecida pela Portaria de nº 2.914/2011. Esta é a quinta portaria sobre a potabilidade desde 1977. Segundo editorial da Revista DAE, dentre as revisões feitas, essa foi a mais democrática e participativa, tendo contado com o envolvimento de diversos segmentos participantes do controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano (RIBEIRO, 2012). Esta portaria ajustou os valores máximos e mínimos para uma série de substâncias com base na abordagem de avaliação quantitativa de risco químico. Já o estreitamento do padrão microbiológico seguiu a metodologia de avaliação quantitativa de risco microbiológico, que orientou a definição do padrão de turbidez da água filtrada, como indicador da remoção de protozoários, e dos parâmetros de controle da desinfecção, indicadores da inativação de bactérias, vírus e protozoários (RIBEIRO, 2012).

Outra alteração advinda da nova Portaria é o número de substâncias químicas que representam risco à saúde e o padrão organoléptico: a Portaria 518/2004, em conjunto, regulamentava 74 substâncias e características da água, esse número foi elevado para 87 com a publicação da Portaria 2914/2011. Destaca-se ainda, o controle mais rigoroso do padrão de

turbidez, como parte do padrão microbiológico, de 1 uT para 0,5 uT, e a inclusão da obrigatoriedade da avaliação de toxinas como saxitoxina, e da recomendação das análises de cilindrospermopsina e anatoxinas, quando for detectada a presença de gêneros dessas cianobactérias (RIBEIRO, 2012).

A Portaria supracitada esclarece o procedimento de controle dos padrões organolépticos que passam a ser medidos em termos de intensidade máxima de percepção por meio de técnicas padronizadas de avaliação sensorial. O padrão microbiológico mantém a obrigatoriedade da análise de *E. coli*, considerado como indicador ouro para contaminação fecal. Foi incluída a exigência de análise periódica de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em mananciais com elevada presença de *E. coli* (BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011; RIBEIRO, 2012).

Recentemente, o Ministério da Saúde publicou a Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017, através desta e de seu Art. 864, inciso CXXXIII, revogou a portaria 2.914/11 (BRASIL, 2017). O conteúdo referente ao Programa de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano passa a integrar o Anexo XX da referida portaria. A portaria consolida as normas sobre ações e todos os serviços de saúde ofertados pelo SUS. Sob a perspectiva legal, a consolidação em teoria não materializa modificação do alcance dos dispositivos consolidados e nem sua força normativa, ela apenas integra normas em um único diploma legal.

O quadro 2 pontua aspectos objetos de mudanças entre as portarias já instituídas ao longo dos anos. Observa-se que da primeira portaria até a atual, novas definições foram incorporadas, o número de parâmetros a serem monitorados teve um aumento significativo e função do suporte tecnológico e das novas descobertas toxicológicas. Ademais, fica evidente que a noção de vigilância da qualidade da água é fortalecida na portaria mais recente, porém, se considerarmos a relevância das ações executadas e magnitude dos seus impactos, a atuação ao longo dos anos ainda é tímida e fragilizada pelos arranjos estruturais dos executores, os municípios.

**Quadro 02** – Comparativo das portarias de potabilidade quanto a definições, parâmetros e vigilância.

<b>PORTARIA/ANO</b>	<b>Portaria Ministério da Saúde nº 56, 1977</b>	<b>Portaria Ministério da Saúde nº 36, 1990</b>	<b>Portaria Ministério da Saúde nº 1.469, 2000</b>	<b>Portaria Ministério da Saúde nº 518, 2004</b>	<b>Portaria Ministério da Saúde nº 2.914, 2011**</b>
<b>ASPECTOS</b>					
<b>DEFINIÇÕES</b>	- Valor Máximo Desejável (VMD).	- Extinção do Valor Máximo Desejável (VMD) e substituição pelo Valor Máximo Permissível (VMP).	- Aprimora as definições de: água potável, controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano. - Acrescenta definição de solução alternativa de abastecimento, cianobactérias e cianotoxinas.	- São mantidas.	- Definição de água para consumo humano e água potável, padrão de potabilidade, padrão organoléptico, água tratada, solução alternativa individual e coletiva e outras definições.
<b>PARÂMETROS</b>	- Total de 36 parâmetros microbiológicos, físico, químicos e organolépticos: 12 substâncias orgânicas, 10 inorgânicas e 14 organolépticas.	- Padrão de potabilidade dividido em 3 categorias: características físicas, organolépticas e químicas (4 físicas, 10 componentes que afetam a qualidade organoléptica, 31 químicos, sendo 11 inorgânicos e 20 orgânicos, incluem os subprodutos de desinfecção); características bacteriológicas (tolerante a coliformes termotolerantes) e	- Padrão microbiológico distinto para água para consumo humano, na saída do tratamento e no sistema de distribuição. - Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção definido para água subterrânea, submetidas à filtração lenta e filtração rápida. - Padrão de potabilidade pra substâncias químicas que representam risco à saúde: 13 inorgânicas, 12 orgânicas, 21 agrotóxicos, 6 desinfetantes e produtos	- Padrão microbiológico distinto para água para consumo humano, na saída do tratamento e no sistema de distribuição. - Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção definido para água subterrânea, submetidas à filtração lenta e filtração rápida. Padrão de potabilidade pra substâncias químicas que representam risco à saúde: 13 inorgânicas, 12 orgânicas, 22 agrotóxicos (acrescenta o	- Padrão microbiológico distinto para água para consumo humano, água tratada na saída do tratamento. Água tratada no sistema de distribuição. - Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção definido para água subterrânea, submetidas à filtração lenta e filtração rápida. - Padrão de potabilidade para substâncias químicas que representem riscos à

		características radioativas	secundários a desinfecção, Icianotoxina. -Padrão de radioatividade: alfa global e beta global. - Padrão de aceitação para consumo humano: 20.	hexaclorobenzeno),6 desinfetantes e produtos secundários a desinfecção, 1cianotoxina.	saúde: 15 inorgânicos, 15 orgânicos, 27 agrotóxicos, 7 desinfetantes e produtos secundários à desinfecção, cianotoxinas. -Padrão de radioatividade da água: rádio 226 (alfa) e 228. -Padrão organoléptico: 21 substâncias e parâmetros que alteram características organolépticas.
VIGILÂNCIA	-Não define vigilância, mas obriga as secretarias estaduais de saúde a efetuar registro contínuo das informações sobre qualidade de água.	-Define controle e vigilância da qualidade de água de abastecimento público. - Pouco explícita quanto às funções, competências e responsabilidades.	-Define controle e vigilância da qualidade de água para consumo humano. -Torna mais clara as competências, procedimentos e responsabilidades das três esferas considerando as diretrizes e modelo de organização do SUS.	- Define controle e vigilância da qualidade de água para consumo humano. -Torna mais clara as competências, procedimentos e responsabilidades das três esferas considerando as diretrizes e modelo de organização do SUS.	- Esclarece a atuação municipal no contexto do Vigiagua. -Estabelece procedimentos de controle operacional tanto para sistemas como para soluções alternativas.

Fonte: Autoria própria, 2018.

\*\* A Portaria de Consolidação nº 5/2017 não modificou definições, nem parâmetros.

### 4.3 A VIGILÂNCIA DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

As reformas políticas ocorridas nas décadas de 80 e 90 permitiram que as ações de vigilância em saúde no Brasil inserissem de modo conjunto os modos de vida e determinantes socioambientais dos problemas de saúde. Dentre estas reformas, Freitas e Freitas (2005) destaca a criação do Sistema Único de Saúde-SUS em 1990, com a Lei nº 8.080, e o Plano Nacional de Saúde e Ambiente no Desenvolvimento Sustentável, elaborado em 1995 como contribuição brasileira a Conferência Pan-Americana sobre Saúde e Ambiente no Desenvolvimento Humano Sustentável (COPASAD) ocorrida em 1992.

Por intermédio destes, a vigilância em saúde ambiental passa a ter vínculos com as atribuições do SUS, estabelecidas na Constituição de 1988. A Vigilância Ambiental é um processo contínuo e sistemático de acompanhamento, coleta de dados e análise de informações sobre saúde e ambiente, e seus efeitos adversos, com o intuito de aprimorar medidas de controle de fatores ambientais que interferem na saúde (BRASIL, 2006a; CAMELLO *et al.*, 2009; FREITAS; FREITAS, 2005).

Até o ano de 2002 a Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental, a CGVAM, estava ligada ao Centro Nacional de Epidemiologia, o CENEPI, vinculado à FUNASA. Entretanto, no ano de 2003 o CENEPI foi incorporado pela Secretaria de Vigilância em Saúde do Ministério da Saúde (SVS/MS), a qual a CGVAM ficou subordinada (BRASIL, 2006a).

Com o advento da Instrução Normativa 01/2005, do Ministério da Saúde, foram estabelecidas as competências das diferentes esferas nas áreas de vigilância de saúde ambiental no país. Esta norma regulamentou o Subsistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental (SINVSA), que tem entre atribuições a coordenação, avaliação, planejamento, acompanhamento, inspeção e supervisão das ações de vigilância, relacionadas às doenças e agravos à saúde no que se refere à água para consumo humano, contaminação do solo e ar, desastres naturais, contaminantes ambientais e substâncias químicas, acidentes com produtos perigosos, efeitos dos fatores físicos e condições saudáveis no ambiente de trabalho. Atualmente o sistema de vigilância ambiental engloba as áreas de vigilância da qualidade da água para consumo humano, vigilância controle de fatores biológicos, contaminantes ambientais e as questões de saúde relacionadas a desastres e acidentes com produtos perigosos (BRASIL, 2005; CAMELLO *et al.*, 2009)

Considerando a água como recurso fundamental a existência de vida e de saúde, e na tentativa de verificar a relevância das ações de vigilância da qualidade da água para consumo,

a Organização Mundial de Saúde realizou um estudo no período de 86/96 objetivando determinar a prevalência das doenças de transmissão hídrica em 26 países da Europa; a pesquisa concluiu que em países onde vigoram padrões de potabilidade e programas de vigilância e qualidade mais restritivos, tais como Inglaterra, País de Gales e Suécia verificou-se predominância de surtos provocados por protozoários (agentes infecciosos mais resistentes ao tratamento) e em países onde a infraestrutura sanitária é mais frágil houve significativa incidência de doenças de origem bacteriana (menos resistentes ao tratamento). A época, a pesquisa reforçou a importância da vigilância sobre a qualidade do serviço ofertado (LIBÂNIO, 2010).

No Brasil a vigilância da qualidade da água para consumo humano emerge em 1986, quando o Ministério da Saúde, por meio da divisão de Ecologia Humana e Saúde Ambiental cria o Programa Nacional de Vigilância da Água para Consumo Humano. Na ocasião, a vigilância não tinha o escopo atual: era restrita ao controle laboratorial e normativo. Entretanto, é com a edição da Portaria nº 1.469/00 (*Op. cit.*, p.37) que o Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiágua) passa a ser implementado, por meio da Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental (CGVAM) (BEVILACQUA *et al.*, 2014; CAMELLO *et al.*, 2009; FREITAS; FREITAS, 2005).

A vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano compreende o conjunto de ações adotadas de forma sistemática e contínua pelas autoridades de saúde pública para garantir que a água consumida pela população atenda ao padrão e as normas estabelecidas na legislação vigente e para avaliar os riscos que a água de consumo representa para a saúde humana (BRASIL, 2006a). O Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiágua) traz como objetivo “desenvolver ações de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano que garantam à população o acesso à água em quantidade suficiente e qualidade compatível com o padrão de potabilidade estabelecido na legislação vigente, para a promoção da saúde.” (BRAZIL, 2005, p. 38) O programa compreende ações de vigilância e controle da qualidade da água.

Comumente é feita uma confusão conceitual entre os termos controle, vigilância e monitoramento. Deve ser destacado que as ações de controle e vigilância são distintas. As duas vertentes diferenciam-se basicamente por atribuição de competência. A vigilância é de responsabilidade do setor saúde e o controle de qualidade da água para consumo humano de competência dos responsáveis pela operação dos sistemas de abastecimento. Ambas ações

configuram instrumentos essenciais para a garantia da proteção à saúde dos consumidores (BRASIL, 2006a; BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

O termo monitoramento equivale a acompanhar e avaliar, controlar mediante acompanhamento, observar ou controlar processos ou variáveis com propósito específico (CAMELLO *et al.*, 2009). Este termo encontra-se vinculado e consolidado na área ambiental, onde o monitoramento é compreendido como a elaboração e análise de mensurações visando detecção de mudanças no ambiente ou no estado de saúde da comunidade (BRASIL, 2006a). Entretanto, no campo da Saúde Pública inclui a análise contínua de indicadores da qualidade de produtos de consumo humano e dos riscos ambientais, configurando-se em um instrumento da vigilância e do controle (BRASIL, 2006a).

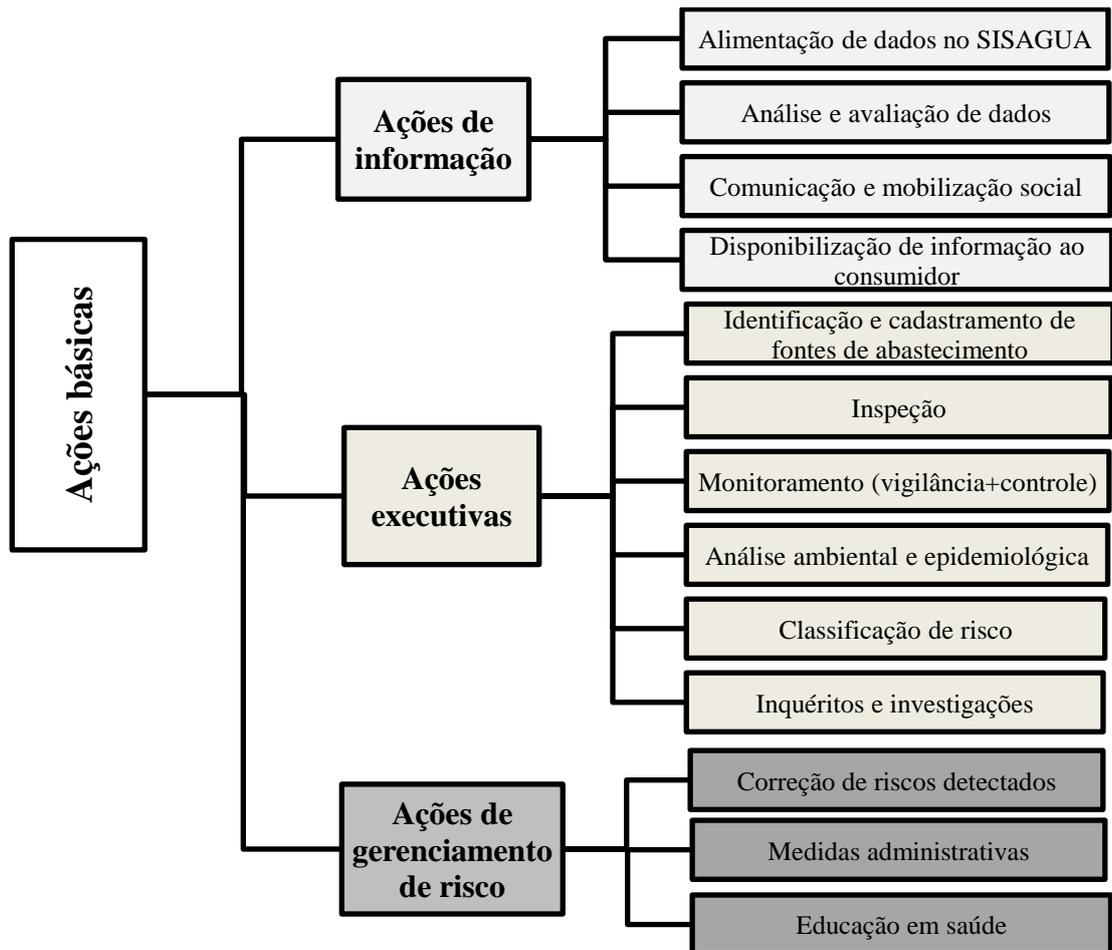
A vigilância da qualidade da água para consumo humano integra ações de inspeção, de monitoramento e informacionais, necessitando de indicadores operacionais dos responsáveis pelo abastecimento, indicadores físico-químicos e microbiológicos da água, bem como indicadores epidemiológicos, sanitários e ambientais (BRASIL, 2006b). Um dos desafios é garantir a avaliação integrada, que é compreendida como interpretação conjunta de dados sobre a qualidade de água para consumo humano ao longo do abastecimento e consumo, compondo as partes de um todo dinâmico (BEVILACQUA *et al.*, 2014; FREITAS; FREITAS, 2005).

A Secretaria de Vigilância em Saúde, na tentativa de padronizar as ações de vigilância de qualidade da água adotou um modelo de atuação com ações divididas em ações estratégicas e básicas. As ações básicas estão distribuídas em três grupos: ações de informação, ações executivas e ações de gerenciamento de risco (Figura 03). As ações de informação dizem respeito à alimentação do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua), análise e avaliação dos dados, comunicação e mobilização social, e disponibilização de informação ao consumidor. Estas ações relacionam-se diretamente às ações executivas de monitoramento, e por sua vez permitem a realização de ações de gerenciamento de risco como as atividades de educação em saúde (BRASIL, 2006b).

O Sisagua tem sido alimentado com dados de monitoramento de parâmetros microbiológicos, químicos e físico-químicos realizado pelo controle de qualidade da água e pela vigilância. Cabe destacar que o sistema visa dar suporte às ações de vigilância, provendo informações a respeito do fornecimento e a qualidade da água para consumo humano oriunda de todas as formas de abastecimento. A inserção dos dados continuamente no Sisagua é, portanto, condição fundamental para o alcance de objetivos específicos do Vigiagua como o acompanhamento sistemático do monitoramento, a informação da população acerca da

qualidade da água e riscos à saúde, promoção de educação, comunicação e mobilização social e oferta de subsídios a definição de estratégias de ação pelos entes envolvidos no processo de garantia da qualidade da água (BRASIL, 2006b; BRAZIL, 2005; FREITAS; FREITAS, 2005).

**Figura 03** – Ações básicas de operacionalização da vigilância da qualidade de água para consumo humano.



Fonte: Adaptado de Brasil, 2005 e 2006b.

Ao avaliar os desafios do SISAGUA e das ações de vigilância Freitas e Freitas (2005) destaca a geração de dados, análise e disseminação da informação como etapas da vigilância executadas precariamente. Os autores apontam que a fragilidade na coleta dos dados, análise e alimentação nos bancos de dados geram problemas de disponibilidade das informações para todos os níveis. Esta não disponibilidade de informações, na percepção destes, “contraria uma das atribuições do nível federal, na proposta do modelo de vigilância em saúde, que é o de divulgar informações visando à ampliação da consciência sanitária e à participação da

população nas atividades de vigilância e controle de agravos”. (FREITAS; FREITAS, 2005, p. 1000)

A divulgação de informações ao consumidor, conforme instituído no Decreto nº 5.440/2005, deve ser feita de forma clara e de fácil compreensão, o que necessita de um olhar mais cuidadoso para se avaliar a adequação do que vem sendo disponibilizado ao público. A Portaria nº 2.914/11, em consonância com o decreto supracitado, destaca que o responsável pelo abastecimento deve sistematizar as informações sobre a qualidade da água de forma compreensível aos consumidores e disponibilizando-os para pronto acesso, assim como delimita que os estados deverão garantir informação à população em conformidade com o decreto 5.440/2005. Devem ser observados neste processo de informação aspectos de linguagem, conteúdo veiculado, meios de comunicação empregados, e, sobretudo, deve ser feita uma reflexão sobre a efetividade da comunicação (BEVILACQUA *et al.*, 2014; BRASIL, 2005; BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

Almeida (2007), faz uma crítica a portaria de potabilidade, que define os padrões, mas não permite uma classificação da água dentro de uma escala de qualidade, o que requer explicações adicionais ao público leigo. Dentro desta perspectiva, outro desafio que pode ser apontado é o da gestão participativa. Na concepção de Freitas e Freitas (2005) o entendimento de participação dos gestores e técnicos que atuam na vigilância e controle, tem sido meramente de informar a população e os conselhos de saúde e meio ambiente, sobre a qualidade da água, “de forma assimétrica e passiva, por meio de relatórios mensais, que registram um determinado estado qualitativo passado, insuficiente para a prevenção de doenças.”(FREITAS; FREITAS, 2005, p. 1001) A proposição de um índice para a caracterização da qualidade da água pode ser um elemento facilitador do processo de comunicação com o público.

#### **4.3.1 Vigilância, informação e empoderamento**

No contexto de urbanização, em que mais de 80% da população reside nas cidades, e considerando que mais de 2 bilhões de pessoas no mundo não tem saneamento adequado, destaca-se que promover saúde implica em promover qualidade de vida, com foco em um ambiente saudável e sustentável para a promoção da saúde, o alcance de tal engloba a importância do acesso à água de boa qualidade e ao saneamento (TOLEDO; PELICIONI, 2009).

No processo de promoção da saúde as comunidades assumem papel relevante, uma vez que, segundo definição proposta pela primeira Conferência Internacional Sobre Promoção da Saúde, realizada em Ottawa -1986, a promoção da saúde é um processo de capacitação da comunidade para atuar em prol da melhoria de sua qualidade de vida, possibilitando o controle dos determinantes em saúde, o que compreende um maior engajamento e participação social (BUSS; OTHERS, 2000) . Reafirmando o valor do papel das comunidades na promoção de saúde, a sexta Conferência Internacional de Promoção da Saúde, realizada no ano de 2005, em Bangkok, Tailândia, enfatizou a relevância de formar recursos humanos para a promoção de saúde, preconizando que a promoção de saúde seja foco também das iniciativas comunitárias e da sociedade civil (TOLEDO; PELICIONI, 2009).

No Brasil, o Sistema Único de Saúde, o SUS, encontra-se organizado seguindo algumas diretrizes básicas, dentre elas a participação da comunidade. A vigilância da qualidade da água no Brasil encontra-se fundada nos princípios e diretrizes do SUS, dentre os quais evidencia-se os doutrinários, que são os da integralidade, igualdade e equidade; os organizacionais que versam sobre descentralização, regionalização, hierarquização e os executivos, que determinam o uso da epidemiologia, integração de ações de saúde, meio ambiente e saneamento, organização dos serviços de modo a evitar duplicidade de meios para fins idênticos, divulgação de informações e participação da comunidade. Além do princípio da essencialidade, entendendo que o acesso à água em quantidade suficiente e qualidade adequada é fundamental à vida humana (BEVILACQUA *et al.*, 2014).

Destacam-se como componentes fundamentais dentro das ações de vigilância para qualidade da água de consumo humano a coleta de dados, a análise regular destes e a sua disseminação periódica. Esse tripé subsidia as ações de controle, educação e comunicação social (BRASIL, 2006a).

A disponibilização de informações acerca da qualidade da água ofertada a população deve ser feita de forma clara, dando-lhes autonomia para enfrentamento de seus problemas. Essa autonomia é o que Toledo e Pelicioni (2009) chamam de *empowerment* ou empoderamento, trata-se de um processo de ampliação do indivíduo como sujeito social, de desenvolvimento pessoal, interpessoal ou de ampliação de poder político. Segundo os autores, na promoção da saúde o empoderamento possibilita que os indivíduos ampliem o controle sobre suas vidas pela participação comunitária.

Como extensão da promoção a saúde, surge, na década de 90 a Atenção Primária em Saúde Ambiental (APSA), que segundo a Organização Pan-americana de Saúde (OPAS), trata-

se de uma estratégia de ação ambiental de caráter preventivo e participativo em nível local que permite a definição de suas responsabilidades e deveres em relação à proteção, conservação e recuperação do ambiente e da saúde em nível individual e comunitário (CAMELLO *et al.*, 2009).

Em todos os contextos, seja da promoção da saúde, da APSA ou da vigilância da qualidade da água, o desenvolvimento das comunidades requer um pleno e contínuo acesso a informação, condição fundamental para o processo de *empowerment* (TOLEDO; PELICIONI, 2009). No processo de vigilância da qualidade da água para consumo humano, Freitas e Freitas (2005) apontam como entraves à participação da sociedade e controle social a limitação na produção da informação. Existe uma clara dificuldade na conversão de dados em informação e indisponibilidade destes as mais distintas esferas e até mesmo a população.

A disponibilidade de informações a sociedade assistida por ações de saúde está prevista na Lei Federal 8.080/90 (lei de criação do SUS) e a própria Portaria 2.914/11 deixa claro que compete aos responsáveis pelo controle e vigilância manter a população informada acerca da qualidade da água. Ademais, consta no Código de Defesa do Consumidor na condição de direito básico a informação adequada e clara sobre produtos e serviços. A não disponibilidade contraria ainda o papel da União no sentido de fomentar a consciência sanitária e a participação da população. Para os autores, a forma como a comunicação sobre a qualidade da água tem sido feita, é reducionista, excluindo da tomada de decisão a comunidade usuária (BRASIL, 2006b; BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011; FREITAS; FREITAS, 2005). Sugere-se, diante deste contexto, o uso de alternativas que possam facilitar este processo de comunicação, tornando-a efetiva.

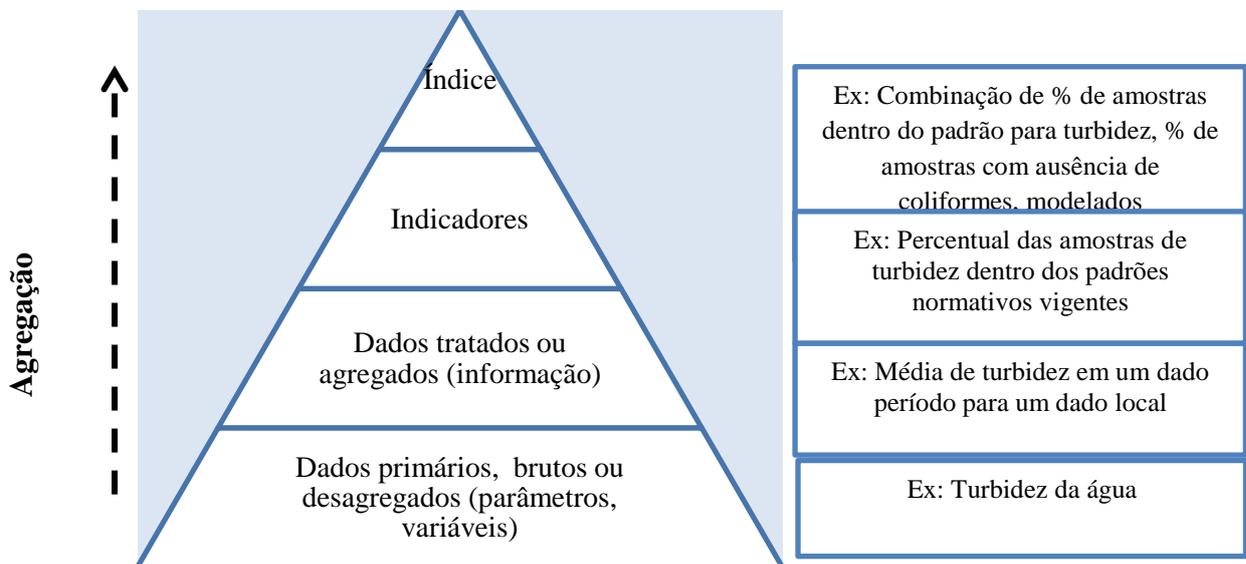
#### 4.4 INDICADORES E ÍNDICES: DEFINIÇÕES E USOS

Em função das diversas definições existentes, o termo indicador e índice guardam alguma ambiguidade conceitual, sendo equivocadamente utilizados como sinônimos em diversas publicações. Poucas são as referências que aplicam corretamente os termos, e sem dúvidas o termo indicador é o mais utilizado (FREITAS, 2011; SICHE *et al.*, 2007)

Para melhor entendimento conceitual e funcional acerca de indicadores e índices é apropriado ilustrar por meio de uma de uma pirâmide de informações os diferentes graus de agregação que envolve cada um destes elementos (Figura 04). A base da pirâmide é composta por dados brutos (variáveis ou parâmetros) com baixa agregação, matéria prima para a

composição dos demais constituintes da pirâmide. Os dados depois de contextualizados e receberem tratamento passam a carregar consigo informações, que por sua vez podem ser convertidas em indicadores de modo a facilitar comunicação aos diversos atores sociais. No topo da pirâmide temos os índices com um grau de agregação de informações mais complexo, representando ponderação numérica de um conjunto de variáveis ou parâmetros (BRASIL; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2014; FREITAS, 2011; SICHE et al., 2007) (Figura 04).

**Figura 04** – Pirâmide de informação.



Fonte: Adaptado de Siche, 2007; Freitas, 2011 e Brasil, 2014.

Na base da pirâmide, os dados representam a informação não lapidada, matéria prima para a produção de indicadores. Conceitualmente são números brutos que ainda não sofreram qualquer espécie de tratamento estatístico, podem ainda ser denominados valores quantitativos referentes a um fato ou circunstância que isoladamente não traduzem os fenômenos a que se destinam, só são representativos quando capazes de gerar informação mediante tratamento e agregação de outros dados, ou quando convertidos em indicadores. No segundo nível da pirâmide aponta-se a informação, equivalente ao dado contextualizado (CAMELLO et al., 2009; FREITAS, 2011; LEÃO et al., 2008)

No processo de transformação de dados em informação deve-se destacar que ao se contextualizar os dados (parâmetros ou variáveis mensuráveis), ou ao se trabalhar com um conjunto de dados, se está agregando a ele valor, e, portanto, informação (segundo nível da

pirâmide). A pirâmide ilustra claramente a diferença de nível entre estes elementos frente à síntese e aglomeração de informação.

No terceiro nível da pirâmide temos os indicadores, tidos como medidas-síntese que contêm informação relevante sobre atributos específicos acerca da realidade que visa elucidar. De acordo com Freitas (2011), a finalidade dos indicadores é basicamente melhorar a capacidade de comunicação dos dados brutos, além de adaptar as informações a linguagem dos diversos atores sociais, uma vez que são modelos simplificados de uma dada realidade, que facilitam a compreensão desta. O termo indicador pode ser ainda entendido como um parâmetro selecionado e considerado isoladamente ou em combinações com os outros para refletir sobre as condições do sistema em análise, desde que contextualizados (SICHE *et al.*, 2007).

Outra concepção de indicadores aponta que estes tratam-se de uma variável qualitativa ou quantitativa de informações pontuais, no tempo e no espaço, que servem para informar de forma direta ou indireta a evolução de processos dinâmicos ou avanços em direção a metas, podendo revelar tendências ou fenômenos que não são facilmente detectáveis por meio de dados, facilitando a compreensão dos processos (BRASIL; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2014)

Para a vigilância em saúde ambiental os indicadores podem ser a expressão da relação entre a saúde e o ambiente a serem expressos de forma a facilitar a interpretação dos problemas para uma tomada de decisão eficaz (CAMELLO *et al.*, 2009). Existem na literatura diversos tipos de indicadores, que constituem ferramenta de avaliação substancial para as diversas áreas. Pode-se citar os indicadores de crescimento econômico, de análise do desenvolvimento humano, de desempenho, de saúde, epidemiológicos, sanitários, ambientais, etc.

Apesar da diversidade de indicadores existentes, nem sempre é possível abordar um cenário por meio de um único indicador, sendo necessária a ponderação de um conjunto de indicadores para compreensão da situação (FREITAS, 2011; LEÃO *et al.*, 2008). Em função do volume de dados e informações disponíveis, foram construídas outras medidas síntese, como os indicadores compostos, identificados na literatura como índices. Estes, são elaborados mediante a agregação de dois ou mais indicadores simples de dimensões distintas ou não, a fim de facilitar a comunicabilidade (FREITAS, 2011).

Enquanto o indicador procura evidenciar um fenômeno, o índice tenta sinalizar por meio de único valor, tanto uma relação de aproximação com o representado quanto à evolução de um valor em relação a uma referência (FREITAS, 2011, p. 38). Pode-se afirmar que os indicadores

são normalmente utilizados como pré-tratamento de dados para a composição dos índices, que por sua vez correspondem a um nível superior de agregação (SICHE *et al.*, 2007).

Os índices constituem uma das principais estratégias para agrupamento de informações presentes em um grande número de indicadores, que isoladamente seriam de difícil interpretação. Boyacioglu (2010) defende que o Índice de Qualidade de Água (IQA) deva resumir uma gama de dados sobre qualidade em expressão qualitativa, o que os torna de fácil compressão, ofertando um relato consistente à gestão e à sociedade. Em seu processo de composição as variáveis são agregadas em uma única medida síntese. A síntese advinda da construção de índices aumenta o valor agregado dos dados utilizados na composição, há um crescente interesse na elaboração e aplicação desta ferramenta (índice) em diversas áreas de atuação devido à facilidade de comunicação por ele proporcionada (FREITAS, 2011).

A ideia de índice tem origem no campo da economia, e logo foi incorporada em análises ecológicas. Pode-se afirmar que compõem representações de diversas situações, a partir de componentes diferentes. A combinação de dados em um único número ordinal facilita a compreensão do quadro geral de um dado elemento ou situação. Os índices de qualidade de são utilizados como ferramentas de comunicação por diversas agências para refletir um estado de saúde, qualidade, condições em ambientes específicos, etc (SICHE *et al.*, 2007).

Muitos países desenvolveram índices de qualidade da água para descrever o estado de suas águas domésticas, os Estados Unidos por meio das pesquisas de Cude , 2001; Taiwan por meio de Liouetal, 2004; Argentina com os trabalhos de Pesce e Wunderlin, 2000; Canadá, com as pesquisas de Khan *et al.*, 2003, Lumb *et al.*2006, CCME2001 e Nova Zelândia , com Smith1989, 1990 e Nagels *et al.*, 2001 (RICKWOOD; CARR, 2009).

Enquanto Freitas (2011) considera que os índices podem simplificar em demasia a complexidade dos fenômenos, o que levaria a uma perda de informações; Siche *et. al* (2007) não consideram estas limitações e apontam o índice como um valor numérico que representa a “correta interpretação da realidade de um sistema simples ou complexo, utilizando em seu cálculo, bases científicas em elementos adequados”. O índice, tal qual os indicadores podem servir como instrumento de tomada de decisão e previsão (SICHE *et al.*, 2007, p. 139).

A construção de indicadores (simples ou compostos = índices), assim como a seleção destes para a representação de uma dada realidade, deve ser guiada por suas propriedades. Quando se trata de propriedades desejáveis de indicadores reportamos aquelas características que justifiquem seu uso por determinado segmento. A relevância social, é uma das mais importantes, trata-se da pertinência de sua produção. A especificidade, diz respeito ao grau de

associação existente entre os dados utilizados para a construção de um indicador. Outra propriedade apontada é a inteligibilidade, relacionada à transparência da metodologia. Menciona-se ainda, a mensurabilidade, que se trata da factibilidade de sua obtenção a baixo custo e em tempo adequado. Estas propriedades podem ser igualmente assumidas pelos indicadores compostos, os índices. (BRASIL; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2014; FREITAS, 2011; SICHE *et al.*, 2007).

#### **4.4.1 Indicadores da qualidade de água**

A água pura, enquanto composto químico, possui uma composição molecular constante e propriedades físicas e químicas específicas que a distingue de outras substâncias. Ao passo em que, as características físicas, químicas, biológicas e radiativas são os elementos que diferenciam e caracterizam as águas naturais. Cabe lembrar que estas características da água estão associadas a diversos processos que ocorrem no corpo hídrico e em sua bacia de drenagem, guardando relação com propriedades da água como capacidade de dissolução e transporte (BRASIL, 2006c; LIBÂNIO, 2010).

Em função da capacidade da água de dissolver diversas substâncias químicas e gases, a qualidade da água (determinada pelas características físicas, químicas, biológicas e radiativas) é considerada um atributo dinâmico no espaço e no tempo, sendo a determinação destas fundamentais para definição dos usos da água (BOYACIOGLU, 2010; BRASIL, 2006b). O padrão brasileiro para o consumo humano é composto por padrão microbiológico, de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção, padrão de substâncias químicas que representam riscos à saúde, padrão de radioatividade e de aceitação para consumo humano a partir de características organolépticas. A potabilidade é definida pelo atendimento dos valores estabelecidos para cada um dos parâmetros (BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

As características microbiológicas das águas naturais referem-se aos diversos microrganismos que habitam a água. O controle da qualidade da água para consumo por meio do monitoramento de todos os microrganismos patogênicos seria inviável. Por esta razão, são eleitos organismos indicadores de contaminação. De maneira geral, os indicadores microbiológicos ideais devem ser de origem exclusivamente fecal, apresentar maior resistência que os demais patogênicos, serem removidos ou inativados no tratamento pelos mesmos mecanismos que os demais patogênicos, apresentar-se em maior número que os demais

patogênicos, ser de fácil detecção e não se reproduzir no ambiente (BRASIL, 2006b; LIBÂNIO, 2010).

Não há como eleger um único indicador ideal para todas as situações, mas é possível apontar o que apresenta melhor a associação entre os riscos à saúde e a contaminação da água. Para o padrão microbiológico as bactérias do grupo dos coliformes são apontadas pela literatura como indicador padrão de contaminação microbiológica. O termo coliforme totais inclui um amplo conjunto de bactérias ambientais e de origem fecal, sendo que a maioria das bactérias do grupo coliforme pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies pertençam ao grupo. Os coliformes termotolerantes são um subgrupo do grupo de coliformes que fermentam a lactose a  $44,5 \pm 0,2C$  em 24 horas. Anteriormente os termotolerantes eram denominados coliformes fecais, entretanto, o grupo incluía gêneros de bactérias que não necessariamente eram de origem fecal. O principal representante do grupo de termotolerantes é a *Escherichia coli*, bactéria patogênica de origem exclusivamente fecal, considerada o indicador de contaminação fecal recente mais específico. Dentre as características das bactérias do grupo termotolerantes que explicam seu amplo uso como indicadores microbiológicos de qualidade de água citamos a quantidade eliminada diariamente por um indivíduo, resultando em altas concentrações nos esgotos domésticos, elevando a probabilidade de sua detecção em águas brutas contaminadas (LIBÂNIO, 2010).

O uso de organismos indicadores vale-se do pressuposto de que a sua ausência reflete a ausência dos demais patógenos e a inexistência de falhas no processo de tratamento da água de consumo. Os coliformes termotolerantes são indicadores de remoção de bactérias patogênicas uma vez que são mais resistentes à cloração que as demais. Assim, para aferição da qualidade bacteriológica da água tratada, a ausência de coliformes totais é considerada indicador adequado e suficiente para aferir a eficiência do tratamento, uma vez que se não há coliformes totais, não há presunção nem expectativa de haver coliformes termotolerantes. O padrão normativo adotado não aceita a presença de coliformes totais (indicador de eficiência de tratamento), nem de *E. coli* (indicador de contaminação fecal) em águas após a desinfecção na saída do tratamento e no sistema de distribuição. Entretanto, há flexibilização e tolerância de para coliformes totais nos sistemas de distribuição (reservatórios e rede), sendo tolerada a presença de coliformes totais em até 5% das amostras, uma vez que sua presença pode se dar por influência da queda brusca de cloro residual e por fatores externos ao tratamento, funcionando como indicador de integridade do sistema de distribuição (BRASIL, 2006b, 2006c).

Na rede de distribuição o uso de contagem de heterotróficas é auxiliar a contagem de coliformes totais na indicação de possível deterioração da qualidade da água no sistema de distribuição. É comum que a qualidade microbiológica da água seja alterada durante o processo de distribuição, essas alterações são parcialmente atribuídas a existência de conexões clandestinas, vazamentos e baixa pressão dos sistemas (GIBRILLA et al., 2011b).

As bactérias heterotróficas são microrganismos que usam o carbono orgânico como fonte de energia, trata-se indicadores menos específicos, cujo o teste inclui a detecção inespecífica de bactérias, esporos de bactérias de origem fecal, ou componentes da flora natural, ou ainda resultantes da formação de biofilmes no sistema de distribuição. Apesar da baixa especificidade, são representativas para indicar desinfecção ineficaz e contaminação na rede. O padrão nacional é similar ao americano, e estabelece um limite de 500 UFC/100 ml. Deve-se destacar que o padrão brasileiro de potabilidade indica o parâmetro na forma de recomendação em seu artigo 28, admitindo que as análises tenham a frequência mínima de 20% do total de análises para coliformes totais (BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011; LIBÂNIO, 2010; SALCEDO-SANCHEZ et al., 2016).

Ainda que a verificação de coliformes seja um bom indicador da eficiência dos processos de desinfecção, alguns organismos como vírus entéricos e protozoários são mais resistentes ao agente desinfetante, assim, a verificação de eficiência do tratamento necessita de indicadores complementares como a turbidez, teor de cloro residual e monitoramento de protozoários e helmintos (BRASIL, 2006b).

A atenção maior é para os gêneros *Giardia* e *Cryptosporidium*, causadores da giardíase e criptosporidiose, ambas, zoonoses que tem como principal fonte de contaminação o esgoto sanitário. A Portaria 2.914/11 aponta as situações em que deve ser feito monitoramento de protozoários no ponto de captação e os procedimentos adequados para tratamento e remoção de turbidez quando seus valores forem elevados (BRASIL, 2006b; BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

A turbidez decorre da presença de material em suspensão na coluna de água. Compostos como argila, silte, plânctons, microrganismos, matéria orgânica e inorgânica particulada são responsáveis pela ocorrência de turbidez. Essa característica do ponto de vista físico constitui a inferência da concentração de partículas suspensas na água obtida por meio da passagem de um feixe de luz através da amostra e é expressa em unidade de turbidez (uT) ou unidades nefelométricas (UNT) (LIBÂNIO, 2010). Em águas naturais encontra-se, comumente, na faixa entre 3 a 500 UT, já para fins de potabilidade deve ser inferior a uma unidade (uT). Esse

parâmetro em qualquer parte do sistema não tem significado apenas estético, já se convencionou que a turbidez é relevante do ponto de vista sanitário (BRASIL, 2006a; LIBÂNIO, 2010).

A turbidez vem sendo utilizada como indicador complementar ao microbiológico, uma vez que seus valores servem para monitorar a eficiência de remoção e inativação de patógenos como helmintos e protozoários. A concentração máxima de protozoários não é apontada de maneira explícita e seu controle deve ser feito mediante remoção de turbidez, que segundo a Portaria 2.914/11 tem valor máximo permitido de 0,5 uT para águas tratadas por filtração rápida e 1,0 uT para águas submetidas a filtração lenta, sendo o limite máximo para qualquer amostra pontual de 5,0 uT, assegurado, simultaneamente, o atendimento ao VMP de 5,0 uT em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede). Ademais, as partículas suspensas na água, além de exercerem o efeito escudo aos microrganismos, podem adsorver substâncias tóxicas como agrotóxicos e organoclorados (BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011; LIBÂNIO, 2010).

O teor de cloro residual livre é mais um parâmetro apontado como indicador da qualidade da água para consumo humano. No processo de desinfecção, após a eliminação dos microrganismos, e oxidação total das cloroaminas, o cloro adicionado converte-se em cloro livre, processo denominado *breakpoint* (BRASIL, 2006a). Espera-se que ao final do tratamento haja resquícios de cloro com a finalidade de prevenir a contaminação ao longo da distribuição. Os padrões brasileiros apontam como obrigatória a manutenção de no mínimo 0,2 mg/L de cloro residual livre em toda a extensão do sistema de distribuição, e recomenda como teor máximo em qualquer ponto do sistema de abastecimento o valor de 2 mg/L (BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

Um parâmetro físico químico relevante do ponto de vista operacional e da saúde facilmente mensurado é o pH. A Organização Mundial de Saúde -OMS, recomenda o controle do pH para evitar a corrosão na rede e danos à saúde. No ambiente, o parâmetro pode ser influenciado por uma série de fatores que incluem a composição do solo e das rochas, nestes casos, o pH alcalino é comum em função da presença de minerais como o cálcio e magnésio (AKTER et al., 2016). Dentro das estações de tratamento de água, talvez seja o parâmetro que mais seja monitorado, uma vez que afeta uma série de processos de potabilização, como a coagulação e desinfecção, controle de corrosão e na formação de subprodutos da desinfecção. O padrão de potabilidade nacional recomenda que no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 (BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

No que tange as substâncias químicas nas águas brutas que representam risco à saúde, estas podem ter origem natural ou antrópica. A Portaria 2.914/11 apresenta nesta categoria 15 substâncias orgânicas, 15 inorgânicas, 27 agrotóxicos e 7 subprodutos de desinfecção, além de 2 cianotoxinas. Para todas estas substâncias são estabelecidos os limites máximos permitidos. Estes foram delimitados a partir de ensaios toxicológicos e estudos epidemiológicos. A amostragem para análise segue frequência diferenciada, sendo que para os subprodutos da desinfecção esta deve ser feita trimestralmente e para as demais substâncias semestralmente (BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

As águas superficiais submetidas a tratamento convencional passam pelo processo de fluoretação, uma etapa do tratamento na qual se objetiva conferir as águas determinada concentração de fluoreto (LIBÂNIO, 2010). Do ponto de vista da saúde humana, pequenas dosagens de fluoreto são essenciais. A concentração de 2mg/dia pode ser efetiva na redução de cáries dentárias, entretanto, exposições acima disso, a longo prazo podem levar a fluorose (WEINER, 2000). Não existem estudos que comprovem carcinose ou efeitos similares devido a ingestão elevada de fluoretos, entretanto, uma ingestão de concentrações superiores a 4 mg/L a longo prazo pode favorecer o desenvolvimento de osteoclerose. O padrão brasileiro estabelece o limite de máximo de 1,5 mg/L (BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011; LIBÂNIO, 2010; WEINER, 2000).

As águas superficiais e subterrâneas podem apresentar, em função do contato com solos e rochas, uma radioatividade natural. Nesse sentido, o padrão nacional de potabilidade faz menção a radioatividade global alfa e beta (Rádio 226 e 228), para o qual estabelece valores máximos permitidos (LIBÂNIO, 2010).

O padrão de aceitação para consumo humano funda-se também em critérios estéticos, conhecidos como parâmetros organolépticos, que segundo a Portaria 2.914 são parâmetros caracterizados por provocar estímulos sensoriais que afetam a aceitação da água para consumo humano, mas que não necessariamente implicam em risco à saúde. A portaria aponta 21 parâmetros como responsáveis por alteração de aceitação da água. Algumas das substâncias que geram sabor e odor na água para consumo também oferecem riscos à saúde, entretanto, o limiar de percepção de gosto e odor ocorre em concentrações menores que as que ofertam riscos à saúde (BRASIL, 2006b; BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

Existe uma dificuldade de monitorar alguns dos parâmetros citados na norma, comumente metais pesados ou substâncias orgânicas de difícil aferição. Libâneo (2010) destaca que enquanto a maioria dos parâmetros de qualidade de água encontra-se abaixo dos valores

máximos permissíveis, as análises de sabor e odor, por exemplo, apresentam dificuldade relacionada a variedade de compostos químicos que não causam malefícios a saúde, mas que constituem juntamente com a cor aparente nas reclamações mais comuns dos consumidores.

Em virtude da diversidade de parâmetros existentes, expressar a qualidade de água por meio destes, de forma individualizada é um processo complexo, e muitas vezes não reflete a qualidade geral da água. Evidentemente, alguns parâmetros são mais relevantes para determinados usos específicos, podendo ser indicativo de qualidade, todavia, a combinação de parâmetros tem sido defendida por diversos pesquisadores, especialmente na forma de índices, indicadores compostos (DAMO; ICKA, 2013; HURLEY; SADIQ; MAZUMDER, 2012; LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

#### **4.4.2 Os índices de qualidade de água**

Tradicionalmente, a avaliação da qualidade da água consiste na comparação dos níveis individuais de parâmetros de qualidade com seus valores padrão. Este tipo de avaliação exige uma compreensão acerca do significado da extrapolação ou adequação de cada parâmetro avaliado, o que comumente, não é permitido ao consumidor, de forma que, o desenvolvimento de ferramentas que facilitem a comunicação da qualidade da água para gestores e a sociedade é desafio imperativo. Sob esta perspectiva foram desenvolvidos os Índices de Qualidade de Água (IQA) (ABTAHI et al., 2015; BOYACIOGLU, 2010; DASCALESCU et al., 2017; HURLEY; SADIQ; MAZUMDER, 2012; MOHEBBI et al., 2013).

Os Índices de Qualidade de Água (IQA), são ferramentas metodológicas que permitem a conversão de um conjunto de dados ou informações (parâmetros) em um único indicador numérico, capaz de expressar atributos de qualidade de água, com base na comparação dos valores destes parâmetros de qualidade com suas respectivas normas e limites legais. A praticidade em seu uso reside na oferta de um único valor para a qualidade da água, que pode ser expresso qualitativamente através de escalas previamente definidas. Estes, são considerados por muitos autores, como o método mais eficaz de traduzir a qualidade da água, permitindo compreensão pelo público em geral (AKTER et al., 2016; BOYACIOGLU, 2010; HURLEY; SADIQ; MAZUMDER, 2012; LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

Os IQA podem, portanto, ser úteis na gestão de recursos hídricos, de bacias hidrográficas e saneamento. Segundo Rocha e colaboradores (2015), também podem reduzir o

custo das análises ao serem otimizados por meio da escolha dos parâmetros mais adequados a sua finalidade.

Diversas são as tentativas de construção de índices, através de um conjunto de dados ou de parâmetros intervenientes em um determinado fenômeno, visando a torná-lo inteligível ao público leigo. No que diz respeito à qualidade das águas, os índices surgem como indicadores compostos que, por meio dos resultados das análises das características físicas, químicas e biológicas, constituem meios para relatar informações coletadas dos sistemas de monitoramento e vigilância, por intermédio de um número, uma classe, uma descrição verbal ou uma cor (LIBÂNIO, 2010; LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011; SOUZA; LIBÂNIO, 2009).

Na concepção de Derisio (2012), existem vários tipos de índices destinados a mensurar a qualidade da água, como os índices de qualidade de água em geral, os de uso específico, os utilizados para ações de planejamento do uso de recursos hídricos e os desenvolvidos segundo abordagens estatísticas.

No ano de 1948, na Alemanha, realizaram-se os primeiros estudos sobre a expressão da qualidade da água: trata-se de uma tentativa de relacionar a qualidade da água com a ocorrência de comunidades de organismos vivos. Este modelo não utilizava escala numérica para categorizar a qualidade da água. O índice nos moldes modernos, que utilizam escala numérica, surge apenas na década de 60, o primeiro foi proposto por Horton em 1965 (ABTAHI et al., 2015; AKTER et al., 2016; DERISIO, 2012; LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011; SCHEILI; RODRIGUEZ; SADIQ, 2015).

Já na década de 1970, Brown e Fundação Nacional de Saneamento dos Estados Unidos (NSF) aprimoraram o índice proposto inicialmente por Horton, e para tal utilizaram a metodologia Delphi: foi formulado um painel para estruturar a opinião de um grupo de 142 profissionais da área de qualidade da água. O índice proposto pelo painel era composto por nove parâmetros selecionados, cada um com peso atribuído (LOPES; LIBÂNIO; OTHERS, 2005).

Ainda na década de 1970, o índice de Prati foi formulado para expressar o grau de poluição utilizando a concentração dos poluentes. O índice de Deininger, de 1971, era voltado para a qualidade da água para abastecimento público. No ano seguinte, Dinius propõe um índice voltado para o planejamento e tomada de decisões que refletiam o nível de poluição em águas doces (ALMEIDA, 2007).

A grande maioria dos índices existentes é formulada a partir da metodologia Delphi. Esta constitui uma ferramenta de obtenção de consenso temático, fundado na opinião de

especialistas. No processo, além da definição, à luz da expertise dos especialistas, dos parâmetros relevantes é estabelecida hierarquia entre os atributos utilizados (SOUZA; LIBÂNIO, 2009).

Ao longo dos anos os índices tem sido aprimorados para aplicação aos usos múltiplos da água, ganharam destaque e passaram a ser constantemente utilizados em programas de monitoramento de águas superficiais com a finalidade de acompanhar, por meio de uma síntese de informações, a qualidade e a possível deterioração dos recursos hídricos em função do tempo e espaço, além de permitir um fácil entendimento pelas pessoas envolvidas no gerenciamento dos recursos hídricos (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013).

Atualmente, são vários os índices utilizados que guardam relação com a qualidade da água, uma vez que os indicadores utilizados em sua composição são atributos diretos ou indiretos de qualidade, quais sejam: índice de balneabilidade, índice de biodiversidade, índice de qualidade de águas brutas, índice de qualidade de estações de tratamento, índice de qualidade de águas subterrâneas, etc. Almeida (2007) elenca em seu trabalho 14 índices de qualidade de água, destes a maioria (11) era destinada a qualidade de águas superficiais e os demais a qualidade de águas subterrâneas. A autora explica que provavelmente a maioria dos índices é voltada a qualidade de águas superficiais em função do processo de perda de qualidade desta ter sido mais evidente, urgindo a necessidade de elaboração de instrumentos de classificação, os índices.

No Brasil, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo-CETESB, adaptou em 1975 o modelo proposto pela NSF, e desenvolveu o IQA – Índice de Qualidade das Águas que incorpora nove variáveis importantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para abastecimento público. O objetivo do índice era o de comunicar a qualidade dos corpos hídricos aos atores institucionais de uma bacia hidrográfica, sejam eles a população, as prefeituras, os órgãos de controle ambiental, os comitês das bacias hidrográficas ou organizações não-governamentais. (ALMEIDA, 2007; CETESB, 2016; FLECK; TAVARES; EYNG, 2013; LIBÂNIO, 2010).

Embora tenham sido usados por muitas décadas em vários países, e a CETESB tenha sido pioneira, no Brasil seu uso tem se intensificado com robustez a partir da década de 2000 (ROCHA; ANDRADE; LOPES, 2015).

Os parâmetros de qualidade que compõem o cálculo do IQA elaborado pela CETESB refletem especialmente a contaminação dos corpos hídricos por esgotos domésticos. O índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas para uso em abastecimento público, não

contemplando, portanto, outros usos. Reconhecida as limitações do IQA, em especial a limitação do uso do índice para todas as modalidades de uso, a CETESB desenvolveu na década de 2000 índices para usos específicos como o Índice de Qualidade de Água Bruta para Fins de Abastecimento Público- IAP, considerado mais fidedigno para qualidade da água bruta a ser captada para tratamento; o índice de Preservação da Vida Aquática – IVA, mais adequado para refletir a qualidade da água com vistas à proteção aquática (ALMEIDA, 2007; CETESB, 2016).

O IAP é o produto da ponderação dos resultados do IQA (Índice de Qualidade de Águas) e do ISTO (Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas), sendo o último composto pelo grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água, bem como de substâncias tóxicas (CETESB, 2016).

O índice de balneabilidade é específico para avaliação da qualidade de água para recreação de contato primário. O Índice do Estado Trófico (IET) tem por finalidade classificar corpos hídricos em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas e cianobactérias. Já o IVA tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora considerando contaminante e seus efeitos a vida aquática. A CETESB utiliza ainda índice de qualidade de águas costeiras, este foi adaptado do Índice de Qualidade elaborado pelo CCME - *Canadian Council of Ministers of the Environment* (2001) (CETESB, 2016).

Seguindo o exemplo da CETESB, muitas agências ambientais e concessionárias de serviço de saneamento desenvolveram índices para qualificar a água afluyente em seus sistemas e a de abastecimento, a exemplo o Índice de Qualidade de água Distribuída (IQAD) utilizado no Paraná pela SANEPAR, pela COPASA de Minas Gerais e CAESB do Distrito Federal; o Índice Geral de Qualidade de água (IGQA) desenvolvido pela SABESP; o Índice de Qualidade de Água de Reservatórios (IQAR) desenvolvido pelo Instituto Ambiental do Paraná. Destaca-se que muitos dos índices desenvolvidos por companhias de saneamento são adaptados de índices originalmente compostos para denotar a qualidade de água bruta, entretanto, utilizados para medir eficiência do tratamento de água (ALMEIDA, 2007).

Com a exclusiva finalidade de mensurar desempenho das Estações de Tratamento de Água, o Índice de Qualidade de Estação de Tratamento de Água (IQETA) foi proposto no Brasil por pesquisadores da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) em 2005. O IQETA objetivava comparar o desempenho das estações convencionais de tratamento não apenas pelo atendimento dos padrões de potabilidade da água. A ferramenta é de avaliação

global dos sistemas e contempla desde aspectos do manancial de captação, etapas do tratamento a impactos gerados pelo processo (LOPES; LIBÂNIO; OTHERS, 2005).

Complementarmente ao IQETA, foi proposto pelo mesmo grupo de pesquisa o Índice de Qualidade de Água Bruta (IQAB), diferentemente do IQA utilizado pela CETSB, este não utiliza parâmetros relativos à poluição das águas, e sim parâmetros de potabilidade e na rotina operacional de monitoramento das águas superficiais utilizadas para fins de abastecimento, uma vez que é aplicável ao afluente e as estações convencionais de tratamento. A partir da pesquisa desenvolvida, os propositores deixam claro que o IQA não é aplicável como indicador da tratabilidade das águas superficiais, e que o IQAB favorece seu emprego em escala real como ferramenta de avaliação da tratabilidade das águas superficiais e como instrumento de informação à sociedade da eficiência das ações de preservação dos mananciais realizadas pela concessionária (SOUZA; LIBÂNIO, 2009).

A maioria dos índices de qualidade de água é voltada aos mananciais superficiais, mas pesquisadores da Universidade Federal da Bahia (UFBA) desenvolveram um índice destinado a mensuração da qualidade de águas subterrâneas, o Índice de Qualidade Natural de Água Subterrânea (IQNAS). Este, por sua vez, subsidiou a construção de um novo Índice de Qualidade de Água Subterrânea (IQUAS) com fins de produção de água potável (ALMEIDA, 2007).

Ainda que muitos índices tenham sido desenvolvidos e aprimorados, Hurley *et al.* (2012) afirmam que essas ferramentas não tem sido devidamente exploradas, há uma carência de estudos que explorem os resultados e a efetividade do uso dos índices. Ademais, a eficiência e a precisão de todos os índices são dependentes do monitoramento, dos métodos de avaliação físico-química dentre outros fatores, assim, muitos ainda são os desafios que envolvem o uso de índices. Esforços devem ser direcionados no sentido de amenizar as limitações dos modelos existentes (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

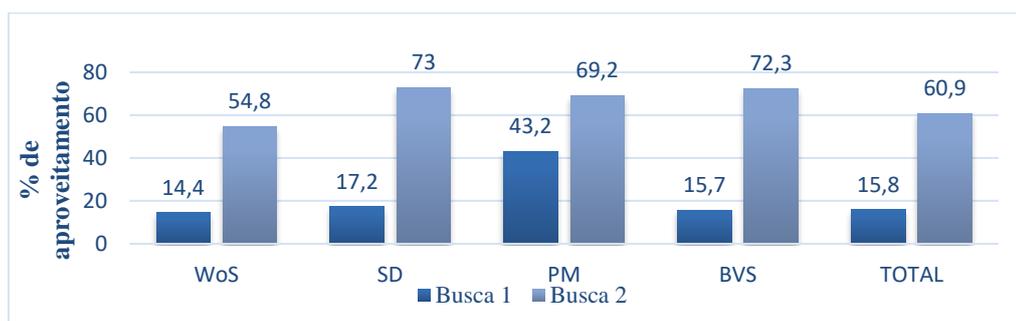
## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA- IQA: UMA ANÁLISE DA LITERATURA INDEXADA NO PERÍODO DE 2005 A 2017

O uso das bases de dados exige um planejamento criterioso da estratégia de busca para que o processo de recuperação da informação atenda às necessidades da pesquisa. Neste planejamento a escolha dos termos mais adequados a responder à pergunta de busca é processo chave para a obtenção de bons resultados. A estratégia utilizada na ‘Busca 1’ (Ver Apêndice 2) resultou em um número elevado de artigos e um baixo aproveitamento (Gráfico 1). A estratégia utilizada foi ampla, o que resultou na minimização dos falsos negativos (artigos que deveriam ser recuperados, mas não aparecem na busca), porém ocorreu, simultaneamente, a expansão dos falsos positivos (artigos que não deveriam constar na busca, mas atenderam a expressão de busca utilizada). Isto pode explicar o baixo percentual de aproveitamento de artigos após leitura de título e resumos.

A ‘Busca 2’, ao utilizar como uma das expressões de busca “*water quality index*”, associada a “*drinking water*” por meio do operador *AND*, supostamente, reduziu o número de falsos positivos, melhorando, portanto, o aproveitamento e recuperação de publicações. Em função da eficiência desta, a mesma foi utilizada para o desenvolvimento subsequente da pesquisa. Acerca das expressões e termos utilizados na busca, é salutar destacar que existe um fator de confusão na tradução do inglês, onde “*drinking water*” é utilizado para designar água potável, porém nem sempre o termo é atribuído a água potabilizada, e sim passível de potabilização e consumo.

**Gráfico 1** – Percentual de aproveitamento de artigos por base de indexação pesquisada, na busca 1 e busca 2, julho de 2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

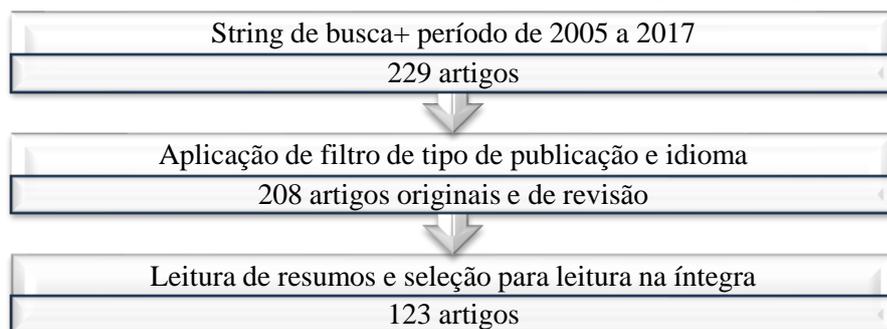
A maior perda foi observada na busca realizada na *Web of Science*, 85,6%, na busca 1 e 46,2%, na busca 2- independentemente da estratégia adotada, o que pode ser explicado pelo fato desta ser uma base de caráter multidisciplinar e o conteúdo apresentado ser diverso, contando com um número maior de publicações indexadas.

Conforme destacado anteriormente, os dados discutidos adiante são referentes ao obtido apenas a partir da busca 2, considerada mais efetiva.

Cada base possui campos de busca distintos variando com o tipo de conteúdo administrado, ademais, o conteúdo destas variam com a diversidade temática, sendo que algumas são orientadas para um determinado assunto, enquanto outras são orientadas para a missão da instituição que as desenvolvem, o que tem reflexo direto no percentual de aproveitamento da busca (LOPES, 2002).

A busca na base *Web of Science* (WOS) foi a que resultou em um volume maior de artigos encontrados, totalizando 229 (Figura 5). A interface da base é acessível e oferece ao usuário a opção de busca simples e de busca avançada. Inicialmente foram aplicados aos campos selecionados a estratégia escolhida e o período de busca, em um segundo momento, a base permitiu a aplicação de filtros como o tipo de publicação e idioma. Do total de artigos localizados a partir da busca, após leitura de resumos foram recuperados 123 (54%).

**Figura 5** – Árvore de resultados, busca 2, na base de indexação WOS, julho de 2017.

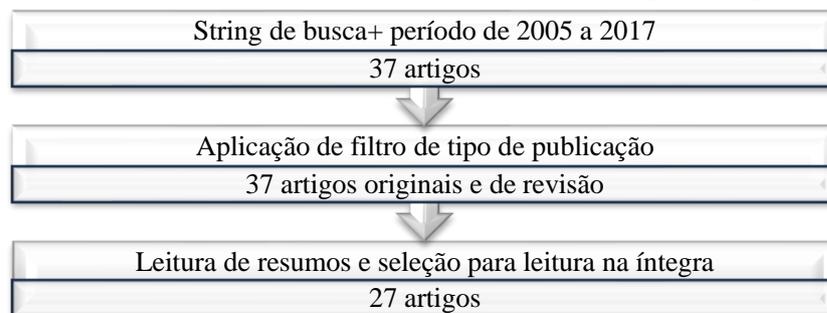


Fonte: Pesquisa direta, 2018.

A interface da *Science Direct* (SD) também oferece a opção de realizar busca direta, avançada (*advanced search*) e a expert (*expert search*). O que difere a busca avançada da expert é o limite de termos combinados: a primeira permite apenas o uso de dois termos e a segunda permite uma ampla combinação. Os termos descritos selecionados pela estratégia de busca (Ver quadro síntese- Apêndice 2) foram aplicados ao campo *título, resumo e palavras-chave*. Assim como a WOS, a SD em sua interface inicial permite a pré aplicação de filtros: a WOS permite

a seleção do período, enquanto que a SD permite além da aplicação dos termos aos campos selecionados, a seleção do período, do tipo de publicação e área das ciências. Para a busca realizada optou-se por selecionar a janela temporal do ano de 2005 até o presente (mês base julho/2017), não sendo, a princípio, aplicados os demais filtros disponíveis. Após efetuada a busca, a segunda interface disponibilizou as seguintes opções de filtro: ano, área de publicação, tipo e conteúdo da publicação, tópicos. Embora todas as publicações encontradas estivessem nos idiomas selecionados, nesta modalidade de busca não identificamos o filtro para idiomas (Figura 6). Após a aplicação de filtros e leitura de resumos, a busca realizada na referida base teve um aproveitamento de 73%.

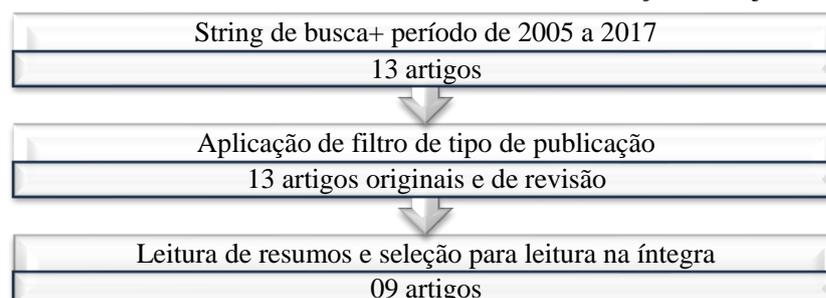
**Figura 6**– Árvore de resultados, busca 2, na base de indexação SD, julho de 2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

A busca na base da *PubMed* foi a que resultou em um número menor de publicações relacionadas ao tema (13), tendo um aproveitamento de 69% (09) do material nela encontrado. A base caracteriza-se por indexar periódicos da área médica, o que pode explicar o número reduzido de publicações de interesse. Nesta base, a busca foi realizada no modo *advanced*, e o campo de busca utilizado foi *meSH terms* para *drinking water* e *all fields* para a expressão de busca “*water quality index*”. Foram aplicados filtros relativos ao período e ao idioma (Figura 7).

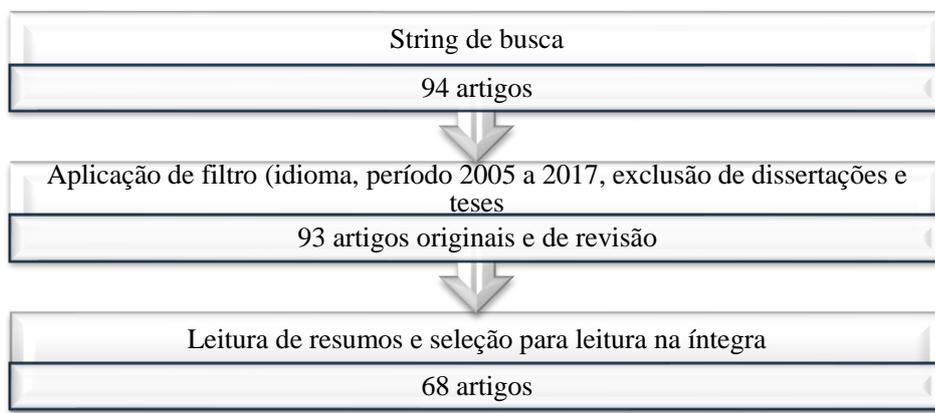
**Figura 7** – Árvore de resultados, busca 2, na base de indexação PM, julho de 2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

A busca na Biblioteca Virtual de Saúde (BVS) também foi feita através da opção busca avançada que permite a combinação de vários termos, aplicados ao campo *título, resumo e assunto*. Em seguida foram aplicados os filtros idioma, ano de publicação e tipo de publicação, por meio do qual foram excluídas as teses e dissertações, totalizando 94 publicações, das quais houve um aproveitamento de 72% (68).

**Figura 8** – Árvore de resultados, busca 2, na base de indexação BVS, julho de 2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

Após triagem e seleção dos artigos nas quatro bases pesquisadas, de um total de 373 publicações, chegou-se a um universo de 227, o que corresponde a um aproveitamento de 61%. A base *Web of Science* foi a que teve maior contribuição em termos quantitativos para a busca realizada, o que pode ter relação com seu caráter multidisciplinar (Tabela 3). Ao passo que a *PubMed*, foi a base que contribuiu com o menor número de publicações (4%), o que pode ser igualmente explicado pelo conteúdo prioritariamente indexado ser da área médica.

**Tabela 3**– Percentual de aproveitamento das publicações encontradas nas diferentes bases de indexação, julho 2017.

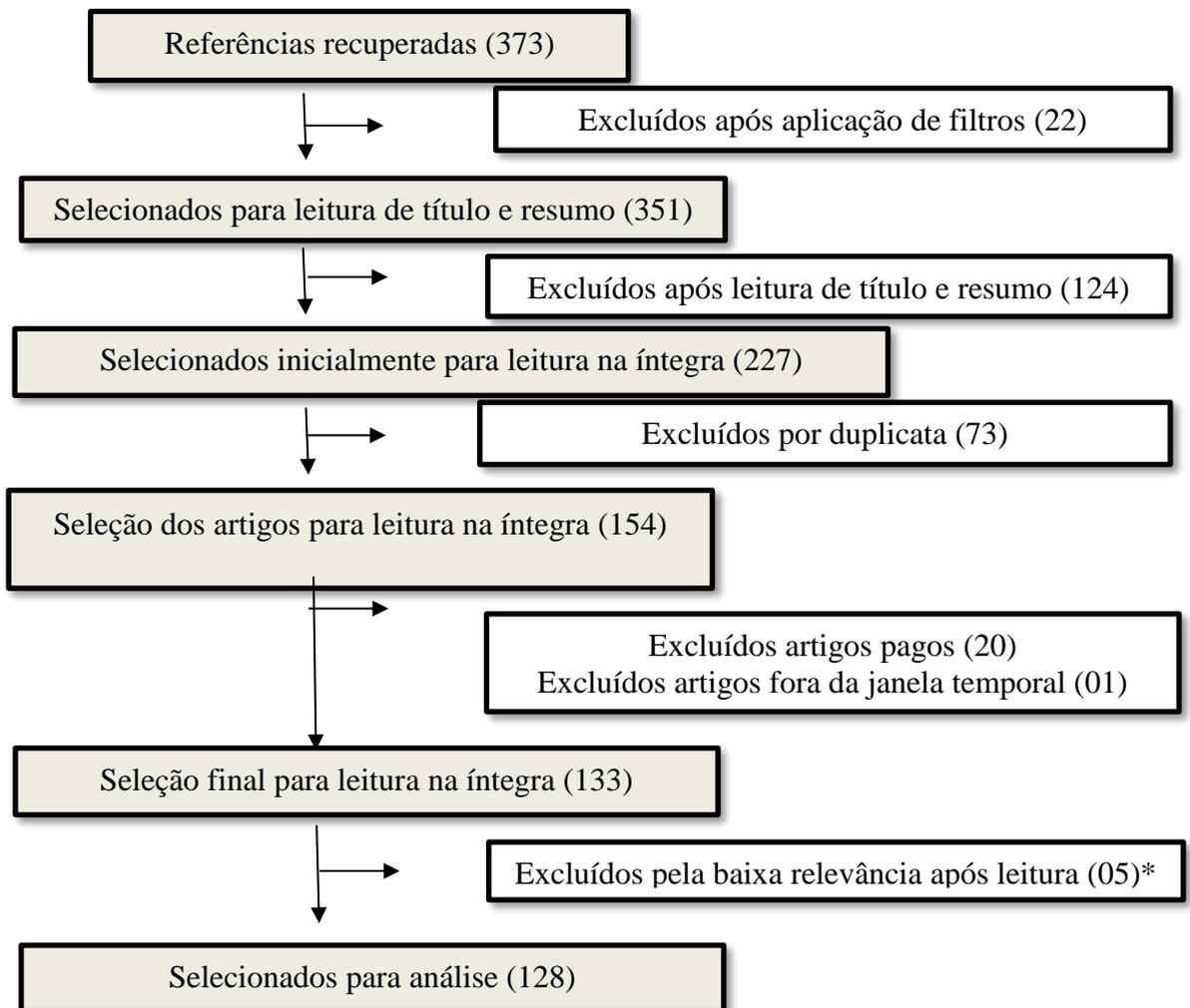
Base	Contribuição das bases	
	N	%
<b>Web of Science</b>	123	54
<b>Science Direct</b>	27	12
<b>BVS</b>	68	30
<b>Pub Med</b>	09	4
<b>Total</b>	227	100

Fonte: Pesquisa direta, 2018.

O número de publicações selecionadas foi reduzido a 154 após a eliminação de artigos duplicados. Relembramos que a remoção de duplicatas foi realizada ao final, de modo que pudéssemos ter conhecimento sobre o desempenho de cada uma das bases para a referida busca. Destaca-se que majoritariamente os artigos duplicados encontravam-se na base WOS.

O fluxograma que segue (Figura 9) sintetiza o processo de seleção de artigos e o quantitativo resultante da busca 2, utilizada na pesquisa.

**Figura 9** – Fluxograma do processo de seleção de publicações e quantitativo da Busca 2, julho 2017.



Notas:\* Os artigos excluídos por serem considerados de baixa relevância para a pesquisa utilizavam índices, no entanto, estes, não eram índices de qualidade geral da água.

Por fim, o universo utilizado para análise e atendimento ao objetivo da pesquisa foi de 128 publicações. Após a leitura do banco bibliográfico, extraiu-se alguns elementos para

melhor compreensão quantitativa da produção científica sobre índices de qualidade de água. Neste processo utilizamos alguns conceitos da bibliometria.

De acordo com Treinta *et al.* (2014) a bibliometria consiste em técnicas de pesquisa utilizadas para mapear o comportamento da produção científica de uma área determinada, através de uma abordagem quantitativa e estatística de diversos dados bibliográficos, permitindo a identificação do que foi produzido sobre o tema e, ao mesmo tempo, avaliar as principais tendências da pesquisa sobre ele (TREINTA *et al.*, 2014).

O Gráfico 2 aponta a evolução temporal da produção recuperada nas quatro bases buscadas, com recorte temporal de 2005 a 2017.

**Gráfico 2** – Distribuição temporal das publicações sobre IQA: total de artigos publicados de 2005 a julho de 2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

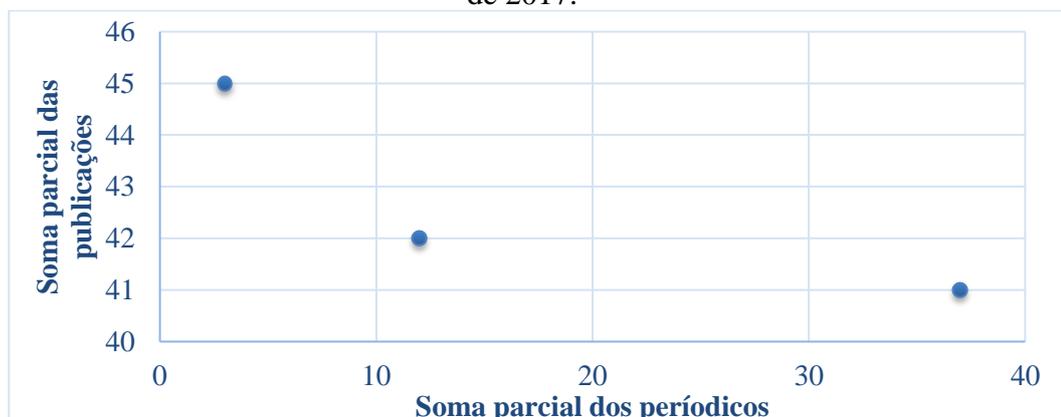
Observa-se que há uma tendência ao crescimento da produção, especialmente a partir do ano de 2014. Os últimos cinco anos (2013-2017) são responsáveis pela publicação de 63% (81) dos artigos recuperados. Este período coincide com o lançamento do *Ano internacional de cooperação pela água*, que ocorre em fevereiro de 2013; também merece destaque a repactuação dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODS) na forma dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que ocorre em 2015, no qual um dos objetivos visa assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos (BUSS *et al.*, 2014). A aparente redução do número de publicações, ocorrida após 2016, pode ser resultante da inclusão de publicações, apenas, do primeiro semestre de 2017.

As 128 publicações estavam distribuídas em 52 periódicos indexados. As bases de dados referenciais caracterizam-se como fontes de informação com maior credibilidade, uma vez que são estabelecidos critérios rigorosos para a indexação de periódicos nestas. De forma que, os periódicos indexados, comumente, têm um valor técnico maior do que aqueles não indexados (LOPES, 2002).

A terceira lei da bibliometria, conhecida como Lei de Bradford ou Lei da Dispersão, descreve uma métrica de produtividade voltada aos periódicos. Segundo a mesma, ao estudar a distribuição dos artigos nos periódicos, se dispormos os periódicos em ordem decrescente de produtividade de artigos acerca de um tema específico, distingue-se um grupo de periódicos que concentra um número maior de publicações do tema, e vários outros grupos que incluem o mesmo número de artigos que o núcleo. De forma que, os periódicos devem ser listados com o número de artigos de cada um, em ordem decrescente, com soma parcial. O total de artigos deve ser dividido por três; o grupo que contém o maior número de artigos, até o total de 1/3 dos artigos, é considerado o “*core*” ou central daquele assunto. O segundo e o terceiro grupo, maiores em número de periódicos são as chamadas extensões e correspondem ao segundo e terceiro tercís (ARAÚJO, 2006).

O grupo central ou *core* é formado por três periódicos que são responsáveis por 45 publicações. Já os grupos secundário e terciário são constituídos por 12 e 37 periódicos respectivamente (Gráfico 3 e Quadro 3).

**Gráfico 3**– Distribuição das publicações por grupo de periódicos no período de 2005 a julho de 2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

No Quadro 3, os periódicos são ranqueados por número de artigos publicados, e estão divididos nos grupos: central ou *core*, secundário e terciário.

**Quadro 3 - Agrupamento de periódicos segundo a Lei de Bradford.**

<b>Ranking</b>	<b>Periódico</b>	<b>n</b>
1º	Environmental Monitoring and Assessment	24
2º	Environmental Earth Sciences	13
3º	Water Quality Exposure and Health	8
<b>TOTAL</b>	<b>GRUPO CENTRAL</b>	<b>45</b>
4º	Arabian Journal of Geosciences	6
5º	Ecological Indicators	5
6º	J Environ Manage	4
6º	Water Resources Management	4
7º	Applied Water Science	3
7º	Brazilian Journal of Biology	3
7º	E-Journal of Chemistry	3
7º	International Journal of Environmental Science and Technology	3
7º	Sci Total Environ	3
7º	The Egyptian Journal of Aquatic Research	3
7º	Water Res	3
8º	Int J Environ Res Public Health	2
<b>TOTAL</b>	<b>GRUPO SECUNDÁRIO</b>	<b>42</b>
8º	Environmental Management	2
8º	Journal of Environmental Management	2
8º	Physics and Chemistry of the Earth	2
8º	Polish Journal of Environmental Studies	2
9º	Alexandria Engineering Journal	1
9º	Arabian Journal for Science and Engineering	1
9º	Archives of Environmental Protection	1
9º	Bulletin of Engineering Geology and the Environment	1
9º	Chemosphere	1
9º	Chinese Science Bulletin	1
9º	Clean-Soil Air Water	1
9º	Cogent Engineering	1
9º	Ecotoxicology and environmental safety	1
9º	Environmental Engineering and Management Journal	1
9º	Environmental pollution: problems and solutions	1
9º	Global Journal of Environmental Science and Management-Gjesm	1
9º	Indian J Public Health	1
9º	International Journal of Environment and Pollution,	1
9º	International Journal of Environmental Research	1
9º	J Environ Sci Eng	1
9º	J Health Popul Nutr	1
9º	Journal of African Earth Sciences	1
9º	Journal of Cleaner Production	1
9º	Journal of Environmental Biology	1
9º	Journal of Environmental Health	1
9º	Journal of Environmental Health Science and Engineering	1
9º	Journal of Geochemical Exploration	1
9º	Journal of Scientific & Industrial Research	1
9º	Journal of the Indian Chemical Society	1
9º	Journal of Water Chemistry and Technology	1
9º	Proceedings of the National Academy of Sciences India Section a-Physical Sciences	1
9º	Scientific World Journal	1
9º	Towards sustainability assessment water system current approaches and future challenges	1
9º	Water Environ Res	1
9º	Water Resources Research	1
9º	Water As	1
9º	Water Science	1
<b>TOTAL</b>	<b>GRUPO TERCIÁRIO</b>	<b>41</b>

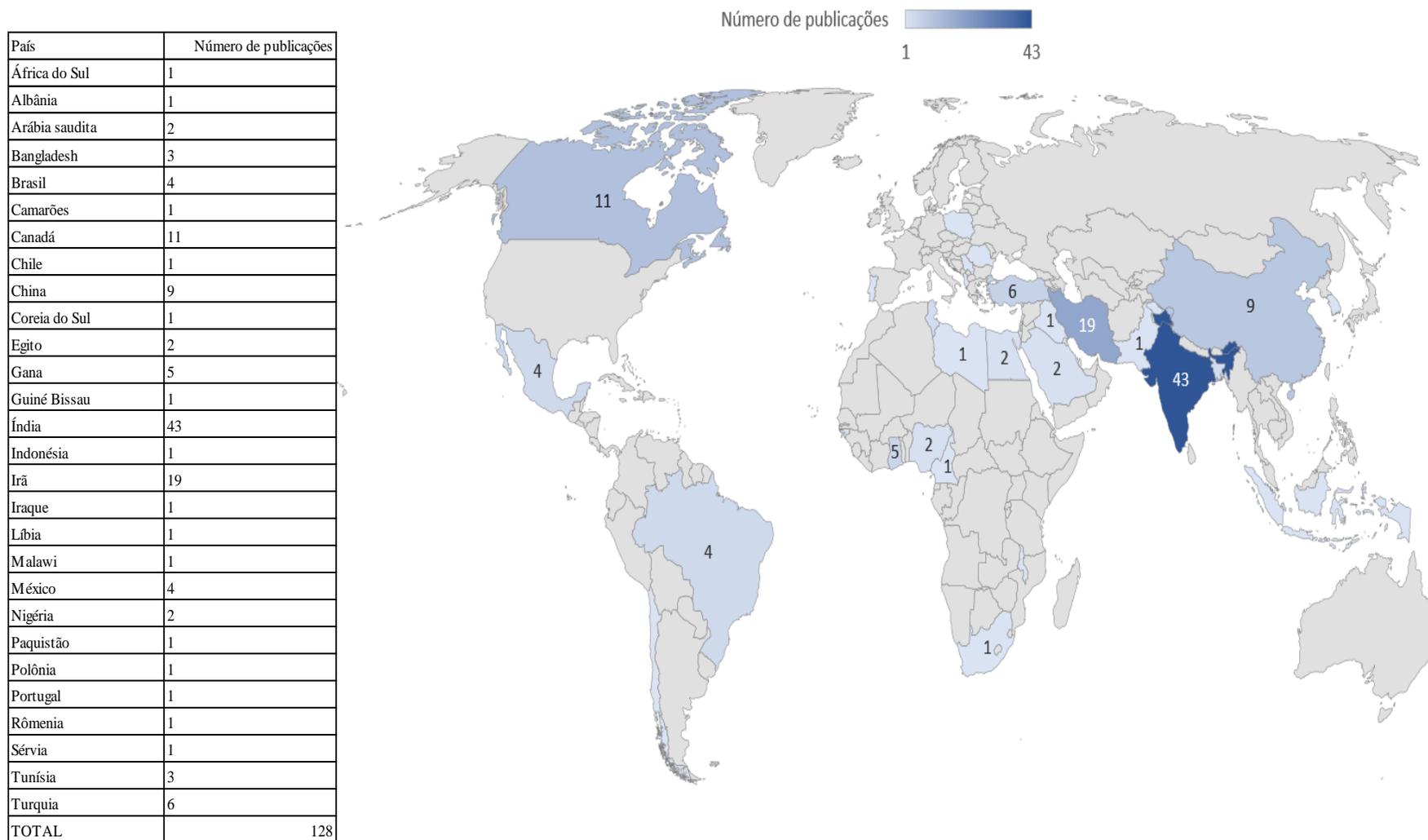
Fonte: Pesquisa direta, 2018.

No grupo central, os periódicos mais produtivos, por ordem decrescente de número de artigos publicados, são: *Environmental Monitoring and Assessment* (24 artigos, representando 18,7%), *Environmental Earth Sciences* (13 artigos, representando 10,1% do total de artigos publicados) e a *Water Quality Exposure and Health* (8 artigos, representando 6,2%). O que implica que um número reduzido de periódicos, o equivalente a 6% do total (03), concentra parcela significativa de publicações, 35% (45).

O periódico *Environmental Monitoring and Assessment*, *qualis A1*, discute dados resultantes do monitoramento e avaliação ambiental, gerenciamento de recursos naturais e dos riscos de poluição, com ênfase a toxicologia, epidemiologia e saúde (<https://link.springer.com/journal/10661>). A revista *Environmental Earth Sciences* é uma revista internacional e multidisciplinar, *qualis B1*, aborda os aspectos referentes a interação entre homem, recursos naturais, ecossistemas, climas especiais ou zonas geográficas únicas. As principais disciplinas de interesse para publicações neste jornal são: hidrogeologia, hidroquímica, geoquímica, geofísica, geologia de engenharia, gestão de recursos naturais, climatologia ambiental, geografia ambiental, ciência do solo e geomicrobiologia (<https://link.springer.com/journal/12665>). A *Water Quality Exposure and Health*, é uma revista multidisciplinar, *qualis B1*, voltada para aos aspectos de saúde global frente a exposição à poluição da água em ambientes naturais e artificiais (<https://www.environmental-expert.com/magazines/water-quality-exposure-and-health-29995>).

Por outro lado, o terceiro grupo, com número 71% dos periódicos (37 periódicos), detem 32% (41 artigos) da produção total com média de produtividade de 1 artigo por periódico.

As pesquisas publicadas foram desenvolvidas/aplicadas majoritariamente no continente asiático: 63% (80). A Figura 10 apresenta a distribuição geográfica das publicações, cabe destacar que a distribuição considerou o local de aplicação da pesquisa e não do grupo de pesquisa responsável pela realização das mesmas. Entretanto, os pesquisadores que desenvolveram trabalhos no continente asiático, são de grupos locais, o que se manifesta fortemente na Índia, onde há uma concentração de trabalhos voltados a modelagem matemática de índices ou aplicação. Do total de 128, apenas 4 foram desenvolvidas no Brasil, três delas na Bacia do Rio Sinos, sul do País, e utilizam índices similares (BENVENUTI et al., 2015; BLUME et al., 2010; KONZEN; FIGUEIREDO; QUEVEDO, 2015). Deve-se destacar que o inglês foi o idioma mais utilizado na comunicação dos resultados encontrados em bases multidisciplinares.



**Figura 10-** Distribuição geográfica das publicações recuperadas pela busca bibliográfica, julho 2017.

Fonte: Produzido com o *Microsoft Excel*® 2016.

No tocante ao conteúdo, dos 128 artigos analisados, quatro tratavam-se de revisões sobre índices com perspectivas diversas, seguidas de aplicação ou não. Sadiq *et al.* (2005) parte do princípio de que o monitoramento da qualidade da água em sistemas de tratamento gera um grande volume de dados, e que para simplificar a interpretação destes, muitos modelos de agregação têm sido aprimorados, como os índices. Os pesquisadores, diante das limitações dos métodos existentes, propõem o uso da Teoria de *Dempster-Shafer*, ou teoria da Evidência, para auxiliar no processo seleção de parâmetros e ponderação. Trata-se de uma técnica difusa de combinação de dados, segundo os autores, combina teoria da probabilidade com a das evidências. A aplicação desta permitiria a seleção de parâmetros mais relevantes e a forma correta de combiná-los em uma fórmula de agregação. Em outro trabalho desenvolvido por Sadiq *et al.* (2010), os autores discutem sobre os direcionamentos futuros na pesquisa sobre índices e discutem os modelos convencionalmente utilizados. Em ambos trabalhos os pesquisadores indianos Swamee e Tyagi (2000) são citados para descrever as características das diferentes modelagens de agregação.

O trabalho de Sarkar e Abbasi (2006), também considerado uma revisão, descreve uma ferramenta computacional intitulada QUALIDEX, desenvolvida a partir de índices como *Oregon Water Quality Index*, o *Aquatic Toxicity Index*, o Índice de Dinius e o *Overall Index of Pollution*. A revisão de Lumb *et al.* (2011), discute a origem dos Índices de Qualidade de Água desde a década de 60 até os aprimoramentos subsequentes dos modelos, culminando com o modelo canadense, o *Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index* (CCME WQI), que possui potencial de uso diversificado.

As publicações analisadas consideraram águas superficiais, subterrâneas, superficiais e subterrâneas, oriundas da rede de distribuição, reservatórios e dos sistemas de tratamento. A análise dos dados bibliográficos aponta que do total de artigos 47 % (60) utilizavam índices de qualidade para caracterizar águas subterrâneas com vistas a potabilização e posterior consumo humano (Tabela 4).

As águas subterrâneas apresentam vantagem de qualidade em relação as superficiais, uma vez que as camadas de confinamento funcionam como filtro retentor de poluentes. Estas, tem sido, por décadas, uma fonte essencial para consumo, irrigação e uso industrial, sendo a principal fonte de água potável em muitas partes do mundo (ABOYEJI; EIGBOKHAN, 2016; BATABYAL; CHAKRABORTY, 2015). Na Índia, por exemplo, onde foi realizada grande parte dos trabalhos, os aquíferos subterrâneos são a fonte convencional de água: 80% da água

consumida nas regiões rurais e 50% na zona urbana são provenientes de fontes subterrâneas (CHAKRABORTY; KUMAR, 2016; GUPTA; MISRA, 2016).

Como apontado anteriormente, a maioria dos estudos foram desenvolvidos em países asiáticos (majoritariamente na Índia) onde a fonte principal de água advém de águas subterrâneas, o que pode justificar o volume de pesquisas voltadas para caracterização da qualidade destas. Ademais, nesta região o panorama de saneamento e poluição dos corpos hídricos é distinto do panorama norte americano ou europeu: as deficiências de saneamento e o grau de degradação das áreas menos desenvolvidas são gritantes, culminando na necessidade de monitoramento, acompanhamento e avaliação que permita ao poder público gerir a situação de saúde ambiental. O uso de índices como estratégia de comunicação e avaliação de qualidade acaba ganhando destaque no continente asiático pela imperatividade do problema de qualidade das águas em seu contexto.

**Tabela 4 -** Distribuição das publicações por fonte de água analisada e finalidade, 2017.

PROCEDÊNCIA	FINALIDADE					TOTAL (n)
	Potabilização (n)	Irrigação (n)	Potável e Irrigação (n)	Vida aquática (n)	Sem fins definidos (n)	
Superficial	15	1	5	1	14	36
Subterrânea	38	0	15	0	7	60
Superficial/Subterrânea	8	0	0	0	4	12
Rede de distribuição	6	0	0	0	0	6
Reservatório	5	0	2	0	1	8
Sistema de tratamento	2	0	0	0	0	2
<b>TOTAL</b>	74	1	22	1	26	124*

Notas:\* O universo amostral é de 124 artigos uma vez que esta análise, especificamente, não considerou os artigos enquadrados como de revisão.

Fonte: Pesquisa direta, 2018.

Quanto a finalidade da água avaliada, destacam-se os estudos que avaliam a qualidade para fins de potabilização. Pesquisas voltadas para avaliação da qualidade da água destinada ao consumo, oriunda da rede de distribuição ou estações de tratamento, como os realizados por de Wanda (2016), Damo (2013), Mohebbi (2013), Nazir (2016) e Scheili et al (2015) são relevantes, uma vez que o provimento de água em condições de segurança às populações é de fundamental importância a manutenção da saúde destas.

Na África do Sul, onde Wanda (2016) avaliou a qualidade da água bruta, distribuída e residuais, 70% dos casos de diarreia registrados em crianças menores de cinco anos tem relação

com a oferta inadequada de saneamento. Soma-se a oferta inadequada, a pressão exercida sobre as fontes de água que vem sendo poluídas. O trabalho realizado por Damo (2013) parte de uma outra perspectiva: na Albânia, a água bruta é considerada de boa qualidade, o autor considera que não há um problema na produção (tratamento) e sim na distribuição, a infraestrutura é deficiente. A qualidade da água, de acordo com Sadiq e Rodriguez (2005) pode mudar significativamente a longo dos sistemas de distribuição, sendo o monitoramento contínuo essencial para manutenção a qualidade.

No Irã, onde a maior parte da população é abastecida por fontes subterrâneas, Mohebbi (2013) avaliou a água dos poços de distribuição do distrito de Hemand a fim de verificar sua adequação para o consumo humano. No Paquistão, as condições são similares as da África do Sul, onde há um problema de escassez de fontes e de oferta de água segura para o consumo; nas áreas rurais a escassez já atinge 80% da população. Nazir (2016) destaca que a poluição industrial tem agravado o problema, e que há uma perda entre 38 e 288 milhões de dólares em função dos agravos a saúde causados pelo consumo de água de má qualidade. Seu trabalho avalia a qualidade da água da rede de distribuição (*water pipelines*) de vários distritos paquistaneses.

Todos os estudos supracitados utilizam algum índice de qualidade de água como ferramenta de síntese de dados, ao invés de comparar os níveis individuais dos parâmetros avaliados. Elege-se um índice para aplicação ou desenvolve-se comparações entre modelos distintos. As pesquisas avaliadas foram agrupadas a partir da modelagem de agregação dos dados, ou seja, a partir da fórmula de cálculo do índice. Constatou-se que nas 124 publicações (excetuando as revisões) foram utilizados vinte e dois (22) modelos de agregação distintos (Apêndice 3).

O modelo de agregação é definido como um método matemático capaz de reduzir, sintetizar, um conjunto de números a único valor ordinal (SADIQ et al., 2010). Os modelos de agregação mais utilizados são os que se baseiam em somas (médias) ponderadas como os de Horton, 1965; Brown et al., 1970 e *National Sanitation Foundation*; Prati et al., 1971; Deininger e Landwehr, 1971; Dinius, 1972; McDuffie e Haney, 1973; Stoner, 1978; Giljanovic, 1999; Sargaonker et al., 2003; seguidos dos que utilizam média geométrica ponderada, como os de Deininger e Landwehr, 1971; Walski e Parker, 1974; Bhargava, 1985; os de produto ponderado como o de Dinius, 1987(SARKAR; ABBASI, 2006).

Dentre as pesquisas identificadas, o mais utilizado foi o modelo proposto pela *National Sanitation Foundation (NSF-WQI)*, tido em muitos trabalhos como padrão, descrito em 50

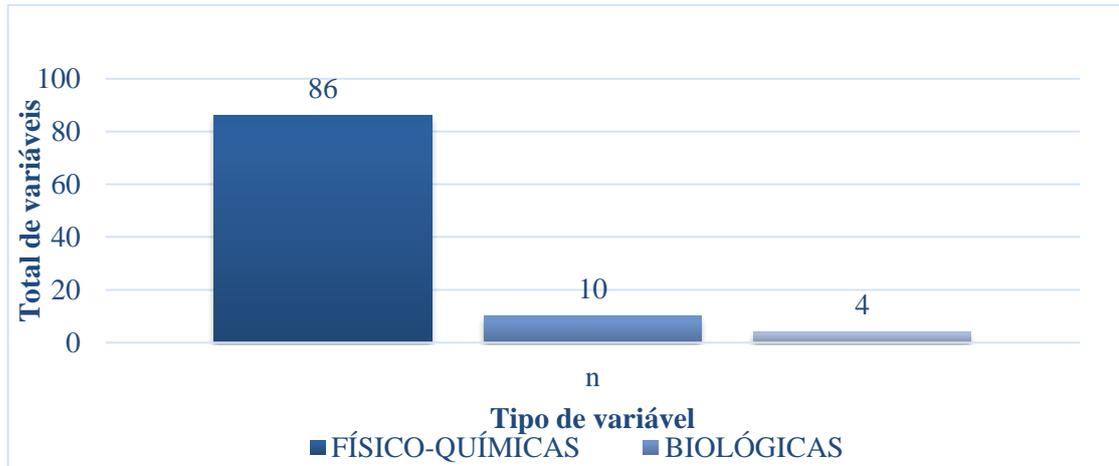
trabalhos (Figura 11). O segundo modelo mais utilizado foi o *Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCMEWQI)*, aplicado em 25 trabalhos. Ainda temos estudos que seguem o modelo de IQA, com referência em Horton (1965) (14 publicações), e o modelo de Tiwari e Mishra (11 publicações) (Apêndice 3).

O processo de composição dos índices envolve, normalmente, alguns procedimentos básicos, a depender da modelagem utilizada. O primeiro passo é a seleção do conjunto de variáveis de qualidade de água de interesse, definidos a partir do seu uso (seleção de parâmetros); em um segundo momento é realizada a transformação das diferentes unidades e dimensões da qualidade da água em uma escala comum (desenvolvimento de subíndices); o terceiro passo trata-se da ponderação das variáveis de qualidade da água com base em sua importância relativa para a qualidade geral do recurso hídrico ou para saúde humana (atribuição dos pesos), a etapa considerada mais subjetiva, e portanto mais controversa, na construção dos índices. Por fim, temos a formulação do índice geral de qualidade da água, com a agregação dos subíndices e síntese em um único valor (BOYACIOGLU, 2007).

Considerando a seleção de parâmetros um aspecto importante da composição dos índices, o grupo de variáveis ou parâmetros utilizados para compor a equação matemática destes foi tomado como uma das unidades de análise dos artigos recuperados.

Comumente, os parâmetros são tidos como indicadores simples, classificados como físicos, químicos ou biológicos. Dentro de cada classe, comumente um número de indicadores de qualidade se destacam, e a aceitabilidade da qualidade da água para o uso pretendido depende a magnitude desses indicadores, cujos padrões são regidos por regulamentações específicas. Os parâmetros descrevem um atributo da qualidade da água, e são considerados cruciais para a determinação da qualidade da água para vários fins específicos, como potável, uso agrícola, recreacional e industrial (BOYACIOGLU, 2007; ISLAM et al., 2013).

Os parâmetros, variáveis ou características da água, traduzem uma série de processos que ocorrem no corpo hídrico, como consequência da capacidade de dissolução e transporte da água (LIBÂNIO, 2010). Foram contabilizadas 100 variáveis/parâmetros distintos nos trabalhos integrantes do portfólio bibliográfico avaliado, distribuídas em variáveis físico-químicas, biológicas e organolépticas (Gráfico 4).

**Gráfico 4-** Distribuição das variáveis componentes dos índices por categoria

Fonte: Pesquisa direta, 2018.

As variáveis ou parâmetros físico químicos foram os mais utilizados na síntese dos índices (Gráfico 4 e 6). Entretanto, parâmetros biológicos são relevantes na caracterização de qualidade. O uso de microrganismos patogênicos é fundamental para caracterizar águas para consumo humano. Dentre os 10 parâmetros biológicos utilizados destacaram-se o uso de coliformes termotolerantes e totais, seguido de contagem de bactérias heterotróficas, estas últimas, indicadores de integridade de rede de distribuição.

Alguns critérios podem ser considerados para a eleição dos parâmetros mais adequados. Idealmente eles devem ser representativos da finalidade a que se destina a água avaliada (objetivo e tipo de uso); devem ser relativamente fáceis de ser monitorados, ou seja, sua eleição depende de uma rotina de monitoramento e disponibilidade de dados robustos para uma avaliação adequada; seguir padrões de variação espaço-temporal, e sobretudo, ter limites de referência bem definidos (ISLAM *et al.*, 2013; SCHEILI; RODRIGUEZ; SADIQ, 2015).

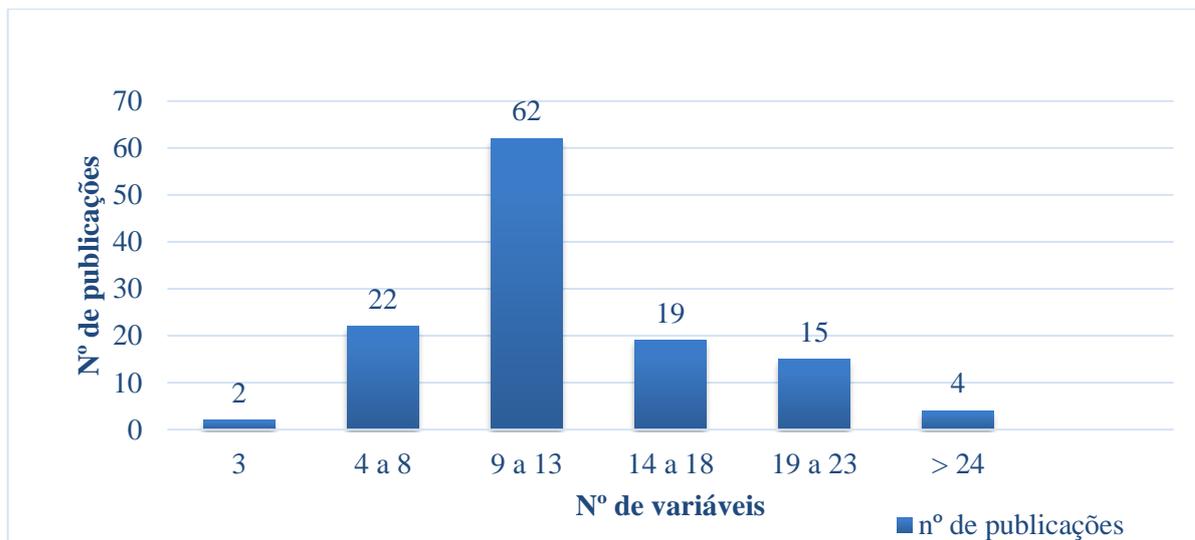
Deve ser destacado que cada local apresenta uma especificidade, portanto, um conjunto de parâmetros que são relevantes em seu contexto, o que torna difícil a padronização de um conjunto que se adeque a realidades distintas (HURLEY; SADIQ; MAZUMDER, 2012).

Dentre as 128 pesquisas avaliadas, excluídas as 4 revisões, 3 artigos não definiram claramente o conjunto de parâmetros a ser utilizado na composição do índice, fazendo apenas uma indicação de um número mínimo e sugerindo grupos distintos de acordo com o objetivo; as demais pesquisas, agregavam informações de parâmetros que variavam de grupos de 3 a 41. Os diversos índices utilizados até o presente, são baseados em uma série de parâmetros que variam de 3 a 72 (SALCEDO-SANCHEZ *et al.*, 2016). Porém, Swamee e Tyagy (2000) relatam

uso de 8 a 31 variáveis, e destacam que quanto maior o número destas, maiores são as chances de mascarar resultados.

Os índices que agregavam um número maior de informações, normalmente, incluíam elementos-traços na avaliação. O gráfico 5 aponta a distribuição absoluta das publicações a partir do tamanho do conjunto de variáveis utilizadas na composição dos índices. Observa-se que 54 publicações utilizaram um conjunto de parâmetros composto de 9 a 12 parâmetros. Sobre esta perspectiva é pertinente lembrarmos que o índice mais citado, o modelo aditivo proposto pela *National Sanitation Foundation (NSF-WQI)*, é originalmente composto por onze parâmetros considerados como significativos (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

**Gráfico 5-** Distribuição das publicações por tamanho do conjunto de variáveis componentes dos índices.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

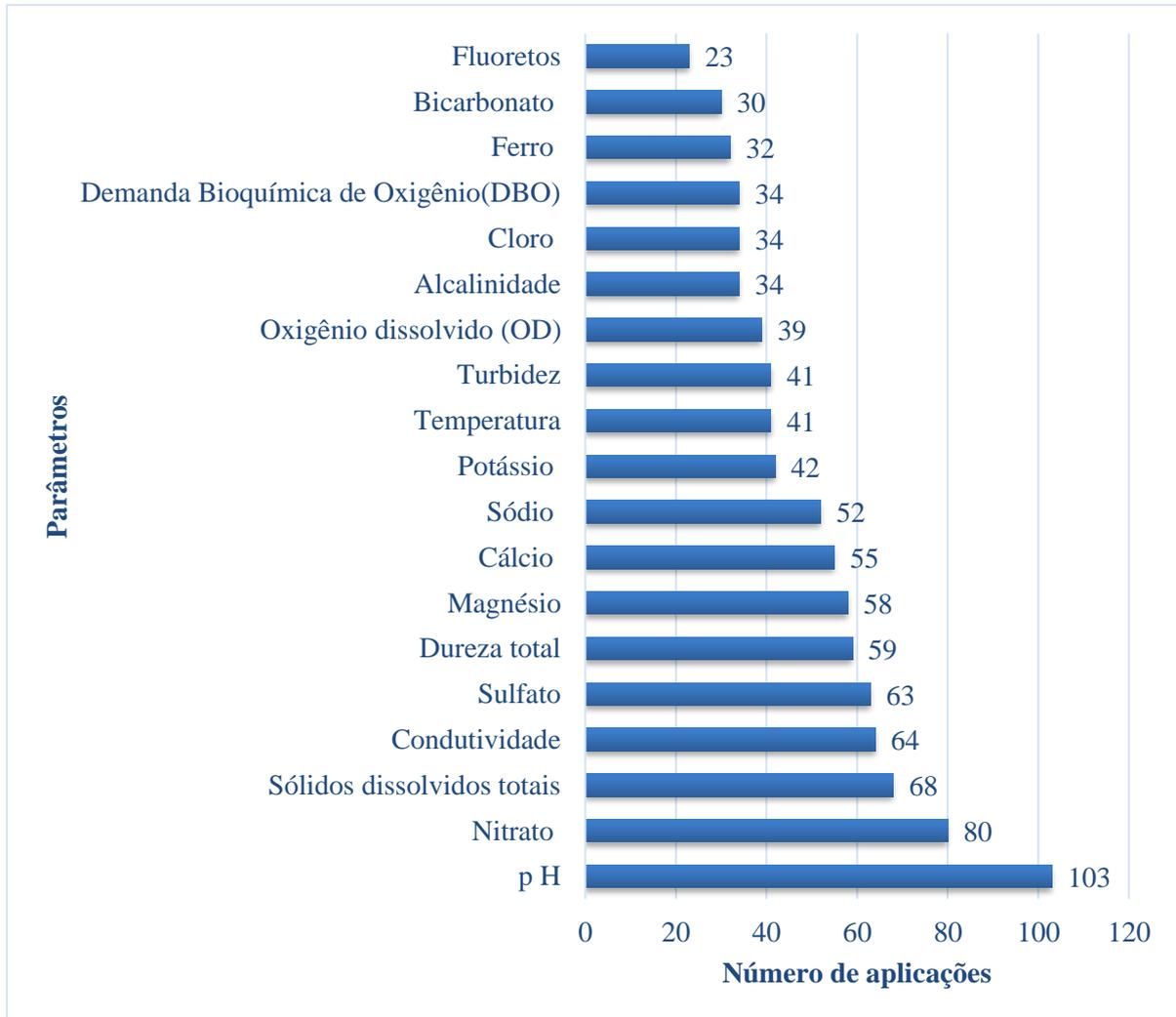
Ao ordenarmos os 100 parâmetros utilizados pelo número de vezes que são citadas/utilizadas nas pesquisas desenvolvidas, obtivemos o *ranking* das 20 mais utilizadas (Gráfico 6). Observa-se que as 20 primeiras variáveis mais citadas integram o grupo de variáveis físico-químicas, sendo a mais utilizada o pH, seguido dos nitratos. O pH, ou potencial hidrogeniônico representa a intensidade das condições de acidez ou alcalinidade na água. É considerado o parâmetro de maior frequência de monitoramento, especialmente na rotina de estações de tratamento (LIBÂNIO, 2010).

Os nitratos, são uma forma oxidada do nitrogênio, que pode advir da oxidação de diversos compostos nitrogenados. É considerado nutriente essencial para os organismos

aquáticos. Entretanto, na avaliação de águas subterrâneas, é o contaminante inorgânico de maior preocupação. As principais fontes do nitrato em águas subterrâneas são os fertilizantes nitrogenados, esterco animal utilizado em plantações ou oriundo de pastagens, efluentes, especialmente na zona rural onde ainda é comum o uso de sistemas sépticos rudimentares (BAIRD; CANN, 2011; WEINER, 2000).

Uma preocupação recente é o aumento dos níveis de nitrato na água consumida, particularmente por populações rurais, comumente abastecidas por águas subterrâneas. Nesse contexto, o parâmetro foi utilizado em trabalhos que avaliavam águas expostas a processos de poluição, especialmente subterrâneas. Asadi *et al* (2007) ao espacializar a qualidade da água na região de Hyderabad, na Índia, observa que nitratos, assim como fluoretos tem concentrações mais elevadas em áreas de intensa densidade residencial e industrial. Abtahi *et al* (2015), no Irã, aponta que níveis de nitrato são maiores em regiões onde a agricultura se intensifica, muito embora, para as análises realizadas os nitratos não tenham sido parâmetro crítico para a perda da qualidade da água. Batabyal e Chakraborty (2015), ao estabelecerem relações entre condições hidrogeoquímicas e o período pré e pós monções na Índia, observaram que no período pós monções há aumento significativo das concentrações de nitratos nas águas subterrâneas, indicando que o período chuvoso aumenta a lixiviação e percolação de nutrientes aos corpos hídricos.

Independente de sua origem, a concentração elevada de nitratos pode desequilibrar as condições de vida aquática e quando consumida pode acarretar danos à saúde. O excesso de íon nitrato em água potável pode causar em recém-nascidos a síndrome do bebê azul; e em adultos, conforme pesquisas, pode ser um dos fatores para desenvolvimento de câncer de estômago, e aumentar a probabilidade de câncer de mama em mulheres (BAIRD; CANN, 2011). A Organização Mundial de Saúde – OMS, limita a concentração de nitrato em águas para consumo humano a 50 mg/L. No Brasil, a portaria que define parâmetros de potabilidade estabelece que para água distribuída o Valor Máximo Permitido é de 10 mg/L (BRASIL, 2017; LIBÂNIO, 2010; WEINER, 2000). O parâmetro é de fundamental importância, especialmente, se tratando de águas subterrâneas (poços rasos) para consumo humano sem nenhum tipo de tratamento, carecendo de monitoramento constante.

**Gráfico 6-** Distribuição das variáveis componentes dos índices por número de citação.

Fonte: Pesquisa direta, 2018.

Em síntese, os índices identificados na pesquisa são muito diversos. Entretanto, majoritariamente eles utilizam a ponderação de variáveis pré-definidas, o que dificulta o seu uso em contextos distintos. Além disso, a maioria dos índices são marcados pela subjetividade da ponderação dos parâmetros incluídos nos mesmos. Neste sentido, muitos dos estudos recuperados pela busca sugerem a adaptação das curvas de ponderação e o desenvolvimento de ferramentas computacionais e estratégias que reduzam a subjetividade da atribuição de pesos.

## 5.2 ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA: DESCREVENDO OS ÍNDICES MAIS CITADOS NA LITERATURA

A qualidade dos compartimentos ambientais, comumente, é determinada com base na presença/ ausência, ou nos níveis de concentração de determinados parâmetros físico-químicos e microbiológicos, essa mesma lógica aplica-se a determinação da qualidade de água. Tradicionalmente, esta é avaliada por meio de parâmetros isolados, que por vezes não são efetivos e suficientes para refletir a qualidade geral (BOYACIOGLU, 2007; SADIQ et al., 2010).

Por ser, a qualidade da água, um atributo multi- parâmetros, expressá-la, é uma tarefa complexa. Além disso, a qualidade da água é dada em função do seu uso, e é exposta ainda as variações normativas específicas de cada lugar, tornando o processo de informação ainda mais complexo. Os índices, objetivam sintetizar um grande número de informações em uma única medida, para facilitar a interpretação, até mesmo por leigos. Como eles agregam medidas não comparáveis, uma das vantagens atribuídas a seu uso é que estes permitem comparações ao longo do tempo e do espaço (AKTER et al., 2016; SADIQ et al., 2010; SARKAR; ABBASI, 2006).

Um dos primeiros índices desenvolvidos nos moldes atualmente reconhecido, com representação numérica da qualidade de água, foi o de Horton, em 1965. Desde então, numerosas variações deste tem sido propostas e aplicadas.

A partir da revisão descrita, foram identificados, nos 128 artigos, um total de 22 índices distintos (Apêndice 3). Destaca-se, que se utilizou a fórmula final de agregação como critério de agrupamento, o que implica que se fossemos considerar o processo de construção etapa a etapa, este número poderia ser maior. Distribuindo-os por ordem decrescente de citação, constata-se que o mais aplicado dentre as pesquisas que compuseram o universo da busca foi o índice de qualidade da *National Sanitation Foundation* - NSF, citado em 50 publicações, seguido do índice do *Canadian Council of Ministers of the Environment* – CCME, aplicado em 25 pesquisas, do índice de Horton e índice de Tiwari e Mishra, citados em 16 e 11 publicações, respectivamente.

A diferença básica entre os índices são os passos desenvolvidos em sua construção e as funções de agregação dos subíndices utilizadas. As limitações dos modelos são as mais diversas e estão relacionadas desde a seleção de parâmetros, às funções de agregação, responsáveis por

sub ou superestimação da qualidade da água avaliada (EWAID; ABED, 2017; RAMESH et al., 2010).

### 5.2.1 A construção dos índices

A literatura tem reportado que, no processo de construção destas ferramentas, existem algumas etapas básicas. Sarkar e Abbasi (2006), Boyacioglu (2007), Sadiq *et al* (2010), Ramesh (2010), Mohebbi *et al.* (2013), Akter *et al.* (2016), dentre outros, elencam a *seleção de parâmetros, transformação dos parâmetros em medida comum, atribuição de peso e agregação dos dados*, como etapas fundamentais do processo. Entretanto, alguns trabalhos destacam além destas etapas a atribuição de peso relativo (ABTAHI et al., 2015; ALY; AL-OMRAN; ALHARBY, 2015; FIJANI et al., 2017). Ademais, etapas adicionais podem ser descritas, sem que haja prejuízo aos modelos.

Destaca-se, que além das etapas dadas como básicas, é fundamental que sejam estabelecidos como um objetivo a aplicação do índice ou o tipo de uso a que se destina a água avaliada. Soma-se a estas definições a eleição de um padrão normativo, uma vez que os índices precisam ser interpretados em relação a um objetivo específico e a um padrão (MISAGHI et al., 2017; SADIQ et al., 2010).

A qualidade da água é caracterizada com base em parâmetros físicos, químicos e biológicos, sendo que a saúde humana é posta em risco sempre que os limites são excedidos. Assim, após definidos os objetivos e padrão normativo, é necessário proceder com a seleção do conjunto de variáveis ou parâmetros capazes de refletir a qualidade geral da água para o uso proposto. Incluir todos os parâmetros que podem ser medidos é praticamente impossível, mas, alguns podem ser eleitos como parâmetros mais representativos considerando o objetivo da avaliação e a disponibilidade de informações. A literatura reporta que, comumente os trabalhos desenvolvidos baseiam-se em um número de parâmetros entre 3 e 72 (AKTER et al., 2016; SADIQ et al., 2010; SALCEDO-SANCHEZ et al., 2016).

Horton, ao criar o primeiro modelo de índice moderno, estabeleceu como critérios elementares no processo de escolha das variáveis que o número de parâmetros constituintes dos índices não deve ser elevado, e estes devem ser relevantes a usos diversos, e que somente variáveis cujos dados são disponíveis ou de fácil levantamento devem ser incorporadas (SARKAR; ABBASI, 2006). Abtahi *et al* (2015), em seu trabalho, estabeleceu como critério

de seleção dos parâmetros a medição regular, pelo menos, quatro vezes por ano e a existência de um padrão normativo de referência bem definido.

A escolha dos parâmetros, assim como a atribuição de pesos, é feita, comumente, por meio de painéis de especialistas, como o Delphi. Neste processo, considera-se a importância do parâmetro e/ou o seu possível impacto ao uso do recurso e a saúde (ABTAHI et al., 2015; SARKAR; ABBASI, 2006). Embora a realização do painel vise não arbitrar a seleção, o método é tido como subjetivo. Destaca-se que nem todos os índices são ponderados.

Considerando que os diferentes parâmetros são expressos em unidades variáveis e próprias, eles necessitam ser convertidos em uma escala comum, ou adimensional. Neste processo, são calculadas as escalas de classificação ( $q_i$ ), e por meio de funções consideradas adequadas (comumente lineares), os pesos atribuídos e escala de classificação são convertidos em subíndices. As variações no subíndice indicam o impacto da mudança do valor do parâmetro sobre a qualidade da água. Índices mais simples não utilizam subíndice, apenas a escala de classificação. Outros, utilizam técnicas alternativas para determinar os parâmetros e os impactos da mudança destes sobre a qualidade da água (ABTAHI et al., 2015; SARKAR; ABBASI, 2006).

Considerando as fragilidades dos índices, muitos pesquisadores defendem os métodos computacionais como capazes de lidar com as complexas relações entre os parâmetros, nos últimos anos, tem se destacado como técnicas alternativas a estatística multivariada, métodos computacionais e de inteligência artificial como redes neurais, algoritmos genéticos, análise fatorial e de clusters, lógica difusa (*fuzzy*), análise hierárquica de processos e análise do componente principal. Acredita-se, que estas sejam eficazes para amenizar o efeito subjetivo da ponderação e da seleção de parâmetros (GHARIBI et al., 2012).

Mostafael (2014), ao aplicar o Índice Canadense, utilizou a análise do componente principal para determinar o parâmetro de maior relevância para avaliação de águas superficiais; Gao *et al.* (2016) e Gharibi *et al.* (2012) propuseram o desenvolvimento de índices a partir da metodologia *fuzzy*. Hosseini (2015), aponta que a aplicação da metodologia *fuzzy*, supera a lacuna da atribuição de pesos e seleção de parâmetros, permitindo a construção de índices seguros em que um parâmetro não superestime a qualidade de outro. Os autores defendem que para a interpretação de conjuntos grandes de dados, o uso destas técnicas é o mais recomendado, uma vez que reduzem a subjetividade dos métodos tradicionais e reduzem a perda de informação por agregação.

Os métodos utilizados para atribuir ou derivar pesos são complexos e subjetivos, portanto, modelos de agregação como a média aritmética são às vezes preferidos porque eles tratam todos os subíndices igualmente na agregação (SADIQ et al., 2010). Como alternativa, também existe a ponderação por entropia, utilizada por Fagbote *et al*(2014), Amiri *et al* (2014), Kamrani (2016) e Zahedi *et al* (2017). O conceito de entropia foi proposto em 1948 por Shannon, ela expressa o grau de incerteza relacionado a ocorrência de um determinado evento sob a perspectiva probabilística, a teoria tem sido utilizada em vários trabalhos no campo da hidrologia (AMIRI; REZAEI; SOHRABI, 2014).

Na fase de agregação dos dados, as unidades adimensionais, ou os subíndices, são agrupados. Um modelo de agregação é tido como um método matemático, ou ferramenta utilizada para reduzir um conjunto numérico a um único valor. Comumente são formulações aditivas ou multiplicativas, podendo ser ponderadas ou não; utilizam-se de média aritmética, geométrica ou harmônica. A forma aditiva combina os subíndices através da soma e os multiplicativos através do produto como os que usam média geométrica. Neste processo algumas informações podem ser perdidas, de forma que a escolha do modelo a ser utilizado deve ser bem avaliada. O modelo mais comum é a média ponderada, utilizada nos modelos de Horton -1965; Brown-1970; Prati- 1971 e Dinius- 1972 (SADIQ et al., 2010).

Na maioria dos modelos de agregação, os problemas são decorrentes da abstração de informações e incluem ambiguidade, eclipsação, compensação e rigidez.

Algumas características são esperadas dos modelos de agregação. Segundo Sadiq *et al.* (2010) espera-se que a função matemática seja simples, podendo ser desintegrada sem perda de informações; um índice razoável não deve ser rígido e devem amenizar os efeitos de eclipsação e ambiguidade. A ambiguidade ocorre quando os subíndices mostram-se aceitáveis, porém, o índice geral excede o nível crítico; a eclipsação ocorre quando os subíndices excedem limites críticos, entretanto, o índice geral não. Médias harmônicas por exemplo, reduzem a eclipsação e as aritméticas ponderadas reduzem a ambiguidade. O uso de operadores mínimos, abordagem que utiliza o menor subíndice como índice geral, são livres de ambiguidade e eclipsação, mas não refletem a mudança em qualquer subíndice no grupo.

Segundo Sarkar e Abasi (2006) as desvantagens associadas a maior parte dos índices, independentemente do modelo de agregação é o grande volume de parâmetros selecionados: quanto maior o volume de informações agregadas, maior é a perda de informações ou ocorrência de eclipsação, ou ainda a possibilidade de mascarar a real qualidade da água.

O resultado final obtido a partir da agregação dos dados, comumente, é um valor entre 0-100, muito embora existam categorias de classificação que variem entre 0-300 (BOATENG et al., 2016; OISTE, 2014; SADAT-NOORI; EBRAHIMI; LIAGHAT, 2014; SENER; SENER; DAVRAZ, 2017). Em relação ao tipo de categorização utilizada, pode-se afirmar, que os índices são estruturados para serem interpretados de duas maneiras: um índice elevado pode representar um nível mais alto de poluição, ou o contrário, um índice crescente representa um menor nível de poluição. No primeiro caso, temos os chamados índices de poluentes, como o de Horton e o *British Columbia*. O segundo grupo, é formado pelos chamados índices de qualidade, representados pelos índices de Oregon e o do CCME (MISAGHI et al., 2017).

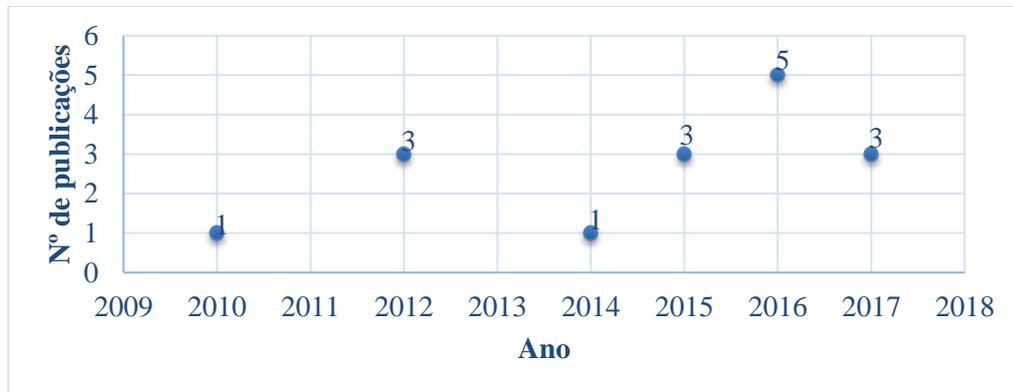
A seguir, encontram-se descritos os índices mais citados na revisão realizada, e suas particularidades.

### **5.2.2 Índice de Qualidade de Água de Horton**

O primeiro índice considerado moderno, foi o proposto Horton, em 1965, destinado a avaliação do abastecimento de água. Este, mensurava a qualidade utilizando oito parâmetros regulares, originalmente: nível de tratamento, oxigênio dissolvido, pH, coliformes, condutividade, carbono total, alcalinidade e cloretos. Todos agregados por meio de média aritmética ponderada. O peso atribuído aos parâmetros, variava em uma escala de 1 (menor peso) a 4 (maior peso). O índice final, é obtido por uma função de agregação linear. Originalmente, consiste na soma ponderada dos subíndices dividido pelo somatório dos pesos, multiplicados por fatores M1 e M2, que refletem, respectivamente as condições de temperatura e poluição a água. Destaca-se que a estrutura dos pesos e escala de classificação dos parâmetros são tidos como de atribuição muito subjetiva. Este método foi sendo aprimorado por especialistas ao longo dos anos (AKTER et al., 2016; EWAID; ABED, 2017; LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011; SARKAR; ABBASI, 2006).

Dentro do universo amostral (128 artigos) selecionado para análise, 16 utilizaram o Índice de Horton (IH), adaptado, ou em sua forma original com fatores M1 e M2. No que tange a distribuição temporal, observa-se uma oscilação na produção baseada na aplicação do IH: a busca realizada não recuperou publicações entre 2005 e 2009 com o IH, mas a partir de 2014, observa-se um aumento no uso do índice. Em 2017 há uma queda que se deve ao período de busca que compreendeu apenas o primeiro semestre deste ano (Gráfico 7).

**Gráfico 07** – Distribuição anual das publicações que utilizaram o Índice de Horton, no período de 2005-2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

A Índia foi o país em que foi desenvolvida grande parte das pesquisas: dentre as 16 que utilizaram o IH, 7 foram aplicadas no país, destas, 4 avaliavam a qualidade de águas subterrâneas, principal fonte de abastecimento na Índia. As demais estavam pulverizadas entre Bangladesh, Nigéria, Egito, Camarões, Malawi, Irã, Iraque, México e Brasil. Quanto a finalidade da água avaliada, a maioria era destinada a fins potáveis ou era água de consumo, totalizando 12 estudos.

O IH, originalmente utilizava 8 parâmetros pré-definidos, entretanto, as pesquisas recuperadas foram desenvolvidas com conjuntos de parâmetros diversos, com máximo de 23 parâmetros aplicados ao índice, no estudo desenvolvido por Aboyeji e Eigbokhan (2016) e mínimo de 3 parâmetros, no estudo de Yadav; Khan; Sharma (2010). No que se refere a tipologia dos parâmetros agregados, destaca-se que os físico químicos são massivamente utilizados, dentre eles, o pH e a dureza são os mais empregados, aparecendo em 14 e 13 estudos, respectivamente. Estes, são seguidos de sólidos dissolvidos totais (9 estudos) e turbidez (8 estudos). Embora os coliformes estejam dentre os parâmetros contemplados no modelo original de Horton, apenas um dos estudos o utilizou, o de Benvenuti *et al.* (2015).

A seleção dos parâmetros a serem utilizados, como apontado anteriormente, tem relação direta com a finalidade da água avaliada e também com a disponibilidade de meios para mensuração. A maior parte dos estudos avaliam águas subterrâneas, ou águas superficiais expostas a processo geológicos externos, como vulcanismo, o que por exemplo, é o caso das águas superficiais na região do Himalaia, ou as águas subterrâneas na Índia, o que pode explicar porque o pH e sólidos dissolvidos totais são os parâmetros que mais se destacam.

O trabalho de AKTER *et al* (2016), por exemplo, foi o único do grupo que utilizou arsênio como parâmetro, uma vez que no contexto estudado, em Bangladesh, é comum as águas

estarem contaminadas com este elemento químico. Aboyeji e Eigbokhan (2016), avaliaram a qualidade de águas subterrâneas expostas a contaminação por resíduos sólidos, na Nigéria, através da determinação de 23 parâmetros físico químicos, dentre eles uma série de metais traço, presentes comumente no chorume. Gupta e Misra (2017), avaliaram a qualidade da água subterrânea do distrito de Jhajjar, utilizando apenas 6 parâmetros que dizem respeito à possibilidade de contaminação por contato com material vulcânico, que é comum na região. Assim, reafirma-se que a escolha dos parâmetros deve ser representativa aos objetivos da avaliação e ao contexto.

O IH, pode ser obtido a partir de três passos básicos: a atribuição de pesos e pesos relativos aos parâmetros, cálculo da escala de classificação dos parâmetros e agregação final.

O peso, comumente é atribuído em função da relevância do parâmetro para a qualidade da água e suas implicações para a saúde, a depender da finalidade e do tipo de uso. Alguns trabalhos como o de Aboyeji e Eigbokhan (2016), calcularam o peso relativo a partir de um fator de análise estabelecido para os parâmetros (ABOYEJI; EIGBOKHAN, 2016). De maneira geral, o peso relativo ( $w_i$ ) pode ser calculado por:

$$w_i = \frac{K}{S_i} \quad \text{ou} \quad w_i = \frac{1}{S_i} \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:

$K$  é uma constante proporcional = 1;

$S_i$  é o valor padronizado por norma para o parâmetro, e

$w_i$  é o peso relativo, inversamente proporcional a  $S_i$ .

A escala de classificação, ou função de classificação de cada parâmetro, pode ser obtida por meio da divisão da concentração de cada parâmetro nas amostras analisadas, por seu respectivo padrão estabelecido por normativa. O resultado é multiplicado por 100 (Eq. 2). A escala de classificação do pH é calculada de maneira distinta, uma vez que o padrão estabelecido para este parâmetro é uma faixa entre 6,5 e 8,5 (Eq. 3) (ABOYEJI; EIGBOKHAN, 2016; PIUS; JEROME; SHARMA, 2012; WANDA; GULULA; PHIRI, 2012)

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad \text{Eq. 2}$$

$$q_{i\text{pH}} = \frac{[C_{i\text{pH}} - 6,5]}{[8,5 - 6,5]} \times 100 \quad \text{Eq. 3}$$

Onde:

$qi$  é a escala de classificação de cada parâmetro dentro do conjunto eleito;

$Ci$  é a concentração do parâmetro na amostra;

$Si$  é o valor padronizado do parâmetro.

O cálculo do subíndice pode ser feito em uma etapa específica, como descrito por Aboyeji e Eigbokhan (2016), ou diretamente na fórmula de agregação, como descrito pelos demais pesquisadores (Eq. 4 e Eq. 5). A escala de classificação também pode ser considerada um subíndice, como observado no trabalho de Ewaid e Abed (2017).

$$\mathbf{SI} = w_i \times q_i \qquad \text{Eq. 4}$$

Onde:

$SI$  é o subíndice;

$wi$  é o peso relativo;

$qi$  é a escala de classificação.

O índice final é calculado a partir da função linear de agregação (Eq. 5), e difere do original apenas por não utilizar os fatores M1 e M2. Apenas Benvenuti *et al* (2015) utilizou a fórmula original.

$$\mathbf{IQA} = \frac{\sum qiwi}{\sum wi} \qquad \text{ou} \qquad \mathbf{IQA} = \frac{\sum SI}{\sum wi} \qquad \text{Eq. 5}$$

O elemento que mais divergiu entre as pesquisas que aplicaram o IH, foi a categorização ou as faixas de classificação da qualidade da água. O resultado da agregação de dados no modelo de Horton varia de 0-100, e quanto maior o escore menor a qualidade da água avaliada, sendo, por esta razão, considerado um índice de poluentes (MISAGHI *et al.*, 2017). Os trabalhos de Wanda *et al* (2012), Rubio- Arias *et al* (2012), Benvenuti *et al* (2015) e Misaghi *et al* (2017), estabeleceram categorias adaptadas, e não foram fieis a padrão do índice: nelas, quanto maior o escore, melhor a qualidade da água. Os dois últimos trabalhos aplicaram categorias similares a utilizada pelo modelo NSF, apesar de utilizar formula de agregação similar à de Horton. A categorização mais aplicada, dentre as 16 pesquisas, foi a composta por

5 faixas: excelente (0- 25), muito boa (26-50), boa ( 51-75) , pobre (76-100) e uso não recomendado ( >100) (ABOYEJI; EIGBOKHAN, 2016; EWAID; ABED, 2017; GOHER et al., 2014; GUPTA; MISRA, 2016; KUMAR, 2014; PIUS; JEROME; SHARMA, 2012; POONIA; SINGH; TSERING, 2015; SETH et al., 2015, 2016) .

Dentre as pesquisas citadas, apenas a de Benvenuti *et al* (2015) realizou comparativo entre índices diversos. Os pesquisadores utilizaram os índices de Dinus, Horton e os modelos aditivo e multiplicativo da NSF, para avaliar a qualidade da água das nascentes de três sub-bacias do Rio Sinos. Constatou-se que o IH não apresentou grandes variações frente aos outros índices aplicados, a principal diferença, é que na aplicação deste, o parâmetro sólido dissolvidos totais apresentou um peso maior que para os demais índices.

### **5.2.3 Índice de Qualidade da Água da *National Sanitation Foundation* – IQANSF**

Em 1970, como resultado do aprimoramento do índice de Horton, Brown e outros pesquisadores desenvolveram um índice com apoio da *National Sanitation Foundation* (NSF), este ficou conhecido como Índice de Brown ou Índice da NSF.

Trata-se de um índice genérico, por não considerar uma finalidade ou uso específico. Para sua construção foi realizado um painel de especialistas que atribuíram pesos aos parâmetros com composição de curvas de ponderação para estes. As curvas construídas apontavam a relação entre a mudança de concentração dos parâmetros e o valor geral do índice (ABTAHI et al., 2015; BHUTIANI et al., 2016; LUMB et al., 2011).

A revisão realizada pela NSF gerou dois modelos: um aditivo e outro multiplicativo. O modelo de estrutura aditiva utiliza subíndices, e ponderação variando de 0-1. Os valores dos subíndices, assim como o dos pesos, foram obtidos a partir das curvas de classificação representativas das diretrizes ou os objetivos (valor desejável ou o limiar) do parâmetro em questão. Verificou-se que a formulação aditiva, embora considerada de fácil compreensão e cálculo, não demonstrava sensibilidade frente a exclusão de um parâmetro ou outro. O que levou a uma nova adaptação em 1973, resultando no modelo multiplicativo ou geométrico, onde os pesos passam a ser potências da escala de classificação padronizadas para cada parâmetros nas curvas de pontuação (LUMB et al., 2011; LUMB; HALLIWELL; SHARMA, 2006; MOHEBBI et al., 2013).

A fórmula aditiva é representada pela Equação 06 e a multiplicativa ou geométrica pela Equação 07.

$$\text{IQANSF}_A = \sum_{i=1}^N w_i S_i \quad \text{Eq. 6}$$

$$\text{IQANSF}_M = \prod S_i^{w_i} \quad \text{Eq. 7}$$

Onde:

$w_i$  é o fator de ponderação de cada parâmetro determinado por painel;

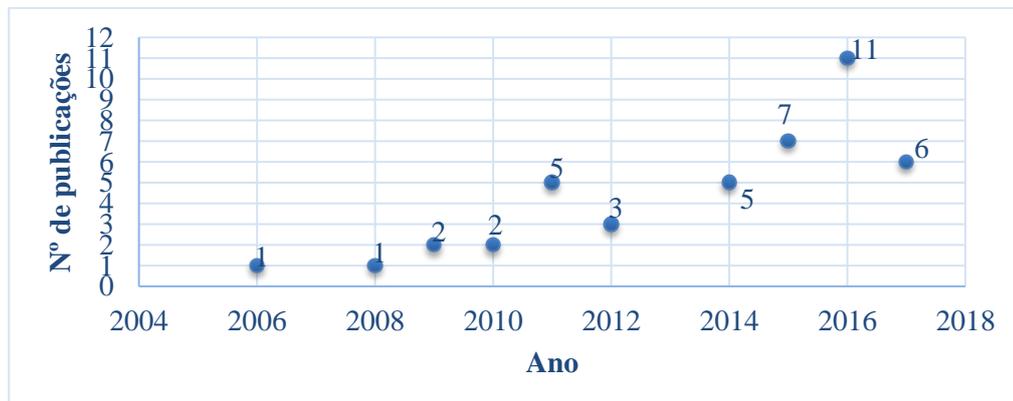
$S_i$  é o subíndice de cada parâmetro determinado em curvas padronizadas;

$N$  é o número de parâmetros que compõe o índice.

O fato de ser apontado como um índice de natureza genérica, faz com que o índice e suas variantes adaptadas seja um dos mais utilizados para classificar a qualidade da água superficial, e precursor da maioria dos índices utilizados em todo mundo (MISAGHI et al., 2017; SARKAR; ABBASI, 2006). A presente pesquisa identificou um total de 50 publicações que utilizavam o índice da NSF para avaliar qualidade da água para usos diversos, no período compreendido entre 2005 e 2017.

Destas, 24 (48%) objetivavam avaliar a qualidade da água subterrânea para fins de potabilização e consumo. Embora seja um índice antigo, observa-se aplicação crescente deste (Gráfico 8).

**Gráfico 08** – Distribuição anual das publicações que utilizaram o Índice da NSF, 2005-2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

Metade dos trabalhos recuperados pela busca foram desenvolvidos na Índia (20), onde maior parte da água consumida é de origem subterrânea. Embora seja alvo de muitas críticas, a forma mais utilizada é a aditiva. Originalmente, o subíndice é obtido a partir de curvas de

conversão. Essas curvas convertem os parâmetros em medidas que variam de zero a 100. Para calcular o índice final, neste método, cada subíndice obtido a partir das curvas relacionadas é multiplicado pelo seu peso, e o índice final é obtido pela soma deles, de acordo com a Equação 01. As adaptações feitas no índice, para adequação aos contextos específicos, são questionadas, uma vez que, a realização de painel Delphi para ajuste das ponderações dificulta a comparabilidade dos resultados entre um trabalho e outro (LUMB et al., 2011; LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

O levantamento realizado, aponta que a maioria das adaptações tem descartado o uso de curvas de ponderação, utilizando apenas a fórmula de agregação aditiva do índice. Nestes casos, a ponderação é feita de forma similar a realizada por Horton e Tiwari e Mishra. Estes trabalhos os pesos atribuídos aos parâmetros foram entre 1-5 e não de 0 a 1 como no modelo original, em seguida foram calculados os pesos relativos, escala de classificação e só então foram realizadas a agregação usando a formulação proposta pela NSF (ALY; AL-OMRAN; ALHARBY, 2015; BANOENG-YAKUBO et al., 2009; BATABYAL; CHAKRABORTY, 2015; BOATENG et al., 2016).

Nos referidos trabalhos, o peso relativo  $W_i$  foi obtido por:

$$W_i = \frac{w_i}{\sum w_i} \quad \text{Eq. 8}$$

Onde:

$W_i$  é o peso relativo;

$w_i$  é o peso de cada parâmetro.

A escala de classificação de cada parâmetro pode ser calculada da seguinte forma:

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad \text{Eq. 9}$$

Onde:

$q_i$  é a escala de classificação de cada parâmetro;

$C_i$  é a concentração de cada parâmetro na amostra;

$S_i$  é o valor padronizado do parâmetro.

Por fim, para calcular o índice é necessário, não mais, consultar as curvas de ponderação e sim calcular o subíndice de cada parâmetro, para então realizar o somatório destes:

$$\mathbf{IQA} = \sum Si, \text{ considerando } \mathbf{Si} = Wi \times qi \quad \text{Eq. 10}$$

Como apontado anteriormente, nesse processo, as etapas descritas assemelham-se ao modelo de Horton e Tiwari e Misrha. De forma que, muitos pesquisadores, como Oiste (2014), Jindal e Sharma (2011; 2012), Takic *et al* (2012), Hosseini-moghari *et al* (2015), Ketata *et al* (2012), Hassen *et al* (2016), Sener *et al* (2017), Singh *et al* (2009) chegam a citar os autores supracitados, entretanto, ao observarmos a fórmula final de agregação, esta, é a aditiva preconizada pela NSF.

No que diz respeito aos parâmetros de entrada, originalmente, o índice é composto por nove parâmetros de qualidade da água, incluindo temperatura, pH, turbidez, fosfato, nitrato, sólidos totais, oxigênio dissolvido, coliformes fecais, demanda bioquímica de oxigênio, para os quais o painel definiu curvas padronizadas de classificação e ponderação. O uso destas curvas torna o índice inflexível. Nabizadeh *et al* (2013a), ao avaliar a qualidade da água de rios no Irã, por meio de uso de *softwares* aponta que a maior deficiência prática de índices como o da NSF, reside no fato de que não há flexibilidade quanto ao uso dos parâmetros, e uma vez que um ou mais não estão disponíveis, aplicação é prejudicada. Nesse contexto, o *software* sugerido pelos pesquisadores opera com pesos dinâmicos e permite a seleção de um novo parâmetro de entrada na ausência de um.

As pesquisas recuperadas pela busca descrita neste trabalho, em sua maioria, adaptaram os parâmetros e dispensaram o uso de curvas de ponderação, utilizando entre 3 e 25 parâmetros de entrada na aplicação do índice. Dentre estas, 42% (21) das pesquisas utilizaram um grupo de parâmetros entre 10 e 12 parâmetros, com destaque para os físico-químicos.

Ao comparar o IQA-NSF com o índice Canadense e o de Oregon, Gharibi *et al* (2012) e Lumb *et al*. (2011), destacam a superioridade dos índices não lineares e não ponderados, frente aos de média aritmética ponderada: ambos grupos de pesquisadores encontraram índices com valores mais restritos ao aplicar o modelo Canadense e o de Oregon.

Ainda com todas as limitações, o índice é apontado como ideal para zoneamento de qualidade de águas superficiais (DARVISHI *et al.*, 2016). Todavia, 48% (24) das pesquisas identificadas, aplicaram o referido índice para avaliar qualidade de águas subterrâneas com fins de potabilização e consumo.

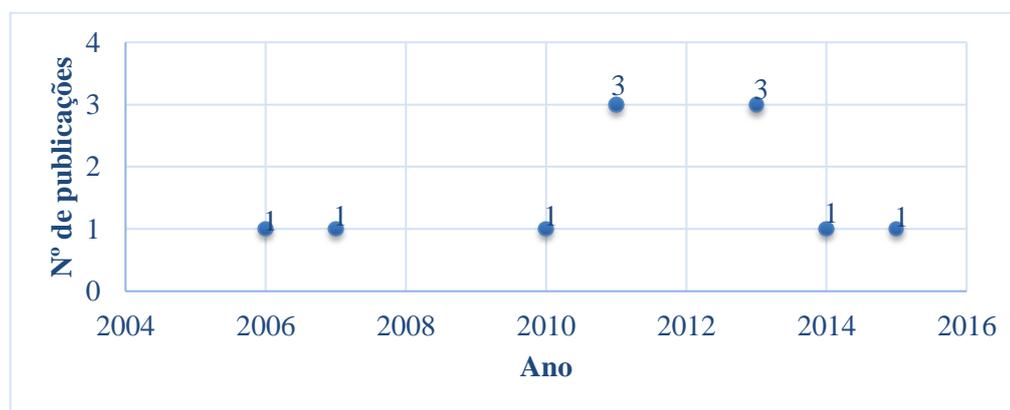
Deve-se destacar, que, apesar da aplicação generalizada, o índice é muito criticado por sua estrutura inflexível, em função da forma de seleção de parâmetros e subjetividade das curvas de ponderação (MOHEBBI et al., 2013; SARKAR; ABBASI, 2006).

#### 5.2.4 Índice de Tiwari e Mishra

Nas últimas décadas muitos índices foram desenvolvidos na tentativa de facilitar a expressão da qualidade geral da água, entretanto, a maioria destes, eram voltados à qualidade de águas superficiais, e objetivavam classificar o recurso para uso aquático e recreativo (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

Em 1985, Tiwari e Mishra, desenvolveram na Índia, um modelo destinado a avaliação de águas superficiais e subterrâneas, destinadas ao consumo (GIBRILLA et al., 2011a). A revisão realizada, na presente pesquisa, apontou 11 estudos publicados entre os anos de 2005 e julho de 2017 que utilizavam este índice (Gráfico 9). No que tange a finalidade dos estudos, que utilizaram este modelo de agregação, a maioria objetivava avaliar a qualidade das águas subterrâneas para fins potáveis. As publicações levantadas tratavam-se de pesquisas realizadas, em sua maioria, na Índia (09), onde as fontes subterrâneas configuram as principais fontes de água para os diferentes usos.

**Gráfico 9** – Distribuição anual das publicações que utilizaram o índice de Tiwari e Mishra, 2005-2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

Asadi e colaboradores (2007) avaliaram a qualidade da água subterrânea para fins potáveis na região metropolitana de Hyderabad, Índia, e estabeleceram associações entre a qualidade e o uso do solo por meio de técnicas de sensoriamento remoto. Considerando o

panorama de poluição na região de Tamilnadu, na Índia, Jayalakshmi e Velappan (2015), assim como Asadi et al (2007), avaliaram a qualidade da água subterrânea e realizaram mapeamento da variação espacial desta, observando que durante a estação chuvosa a água variou de pobre a moderada, não sendo apta para consumo sem tratamento (ASADI; VUPPALA; REDDY, 2007; JAYALAKSHMI; VELAPPAN, 2015). A avaliação da qualidade da água do Rio Mahi, na Índia, também foi realizada de forma combinada com interpolação dos dados referentes ao IQA no espaço, o que permitiu dividir o rio por zonas de qualidade, no período pré e pós monção (SRIVASTAVA et al., 2011).

A qualidade da água na bacia do rio Densu, em Gana, também foi realizada com aplicação do índice proposto por Tiwari e Misra. Gibrilla e colaboradores (2011) realizaram coletas em 21 poços, e 4 coletas ao longo do rio. Além da aplicação do índice, os pesquisadores utilizaram análise estatística multivariada e a técnica de análise do componente principal para observar o grupo de parâmetros que foram responsáveis por maior variação na qualidade da água, tendo concluído que o grupo, para o estudo em questão, é composto por sólidos dissolvidos totais, condutividade, cloretos, sódio e cromo, elementos que tem relação com a deterioração da qualidade desta no contexto avaliado (GIBRILLA et al., 2011a).

No mesmo ano, Gibrilla e colaboradores (2011) avaliaram a qualidade da água do reservatório de Barakese, Gana. A água avaliada foi coletada no período seco e chuvoso, no reservatório, após tratamento e durante a distribuição. Para efeitos de comparação, foram utilizados dois modelos de índices e os dois apontaram baixa qualidade da água bruta. O Índice de Qualidade de Água de Tiwari e Mishra -IQATM superestimou a qualidade da água distribuída quando comparado ao outro modelo utilizado, o CCME. O estudo mostra ainda que o tratamento é eficiente, entretanto, na rede de distribuição há comprometimento da qualidade da água e a quantidade de cloro residual presente não é o suficiente para conter a proliferação de coliformes que na rede foi alto. A contaminação ocorre muitas vezes por conexões irregulares, vazamento, baixa pressão na rede (GIBRILLA et al., 2011b).

Parmar e Bhardwaj (2013) realizaram avaliação da qualidade da água do lago Harik, em Punjab, Índia, por meio de 16 parâmetros físico químicos, agregados pelo modelo TM, entretanto, adotou como alternativa a este, uma média geométrica do sub índice, encontrado a partir da escala de classificação elevada ao valor do peso de cada parâmetro; da mesma forma que Sinha e Saxena (2006), que avaliaram a qualidade água subterrânea no período pós monção em Hasanpur, na Índia (PARMAR; BHARDWAJ, 2013; SINHA; SAXENA, 2006).

Nota-se que o conjunto de parâmetros selecionados pelos estudos é variável: máximo de 17 parâmetros, no estudo de Gibrilla *et. al* (2011), e um mínimo de 5 parâmetros, no estudo de Sivasankar (2014). Qualitativamente, os parâmetros selecionados pertencem ao grupo de variáveis físico químicas, tendo sido pH, cloretos, alcalinidade, dureza total e sólidos dissolvidos totais, os parâmetros mais utilizados. Apenas um dos trabalhos utilizou coliformes como indicador de qualidade, o de de Gibrilla *et. al* (2011).

O modelo de Tiwari e Misrha é um índice geométrico ponderado, que originalmente utiliza como padrão normativo o estabelecido pela Organização Mundial de Saúde e o Conselho Indiano de Pesquisa Médica. O índice de qualidade é obtido pela fórmula de agregação (Eq.11):

$$\mathbf{IQATM} = \text{Antilog } \sum_{i=1}^n W \log qi \quad \text{ou} \quad \mathbf{WQI} = \text{Antilog} [ \sum W_i^n =_1 \log_{10} qi ] \quad \text{Eq. 11}$$

Onde,

1. W= Fator de ponderação, calculado pela seguinte equação:

$$W_n = K / S_i \quad \text{ou} \quad W_n = K (S_i)^{-1} \text{ e ,} \quad \text{Eq. 12}$$

Considerando K uma constante proporcional derivada da equação:

$$K = [ 1 / (\sum_{n=1}^n 1/S_i) ] \text{ ou } [ \sum_{n=1}^n (S_i)^{-1} ]^{-1} \text{ ou } 1/(\sum 1/S_i) \quad \text{Eq.13}$$

E, Si são os valores padronizados para cada parâmetro pela OMS e CIPM.

2. qi = Escala de classificação de qualidade de cada parâmetro dentro do conjunto de parâmetros eleitos:

$$qi = \left[ \frac{(V_{\text{atual}} - V_{\text{ideal}})}{(V_{\text{valor standard}} - V_{\text{ideal}})} \right] \times 100 \quad \text{Eq. 14}$$

Considerando,

V<sub>atual</sub> = valor de cada parâmetro obtido por meio das análises;

V<sub>ideal</sub> = valor de cada parâmetro estabelecido como ideal; para pH = 7 e para os demais = ausência;

V<sub>standard</sub> = valor de cada parâmetro estabelecido por norma.

Neste modelo três passos básicos são visualizados: a ponderação, determinação da escala de classificação de qualidade dos parâmetros e agregação. Nota-se que não há composição de um subíndice explícito, este pode ser compreendido como a função geométrica de qi e W na fórmula final de agregação. As categorias de classificação da qualidade de água, neste modelo, variam de excelente, com escore de 0-25, a não recomendada para consumo

humano, escore acima de 100. Nota-se, que a ponderação é feita de forma similar a ponderação feita pelo índice de Horton.

Dentre os estudos recuperados pela busca, o de Gibrilla *et. al* (2011) foi o único que realizou a comparação entre dois modelos: o de Tiwari e Mishra com o *Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index -CCMEWQI*. O estudo considerou o uso do CCMEWQI mais adequado, em função da disparidade na seleção dos parâmetros utilizados: o modelo de Tiwari e Mishra não considerou os parâmetros biológicos, sendo mais flexível a categorização da qualidade da água. Assim, enquanto o CCMEWQI apontava uma água de qualidade pobre ou marginal, o TM apontava uma qualidade tida como limite para consumo humano. A diferença apontada deveu-se a modelagem matemática utilizada, e a escolha dos parâmetros utilizados.

### **5.2.5 Índice de Qualidade de Água do *Canadian Council of Ministers of the Environment* – IQACCME**

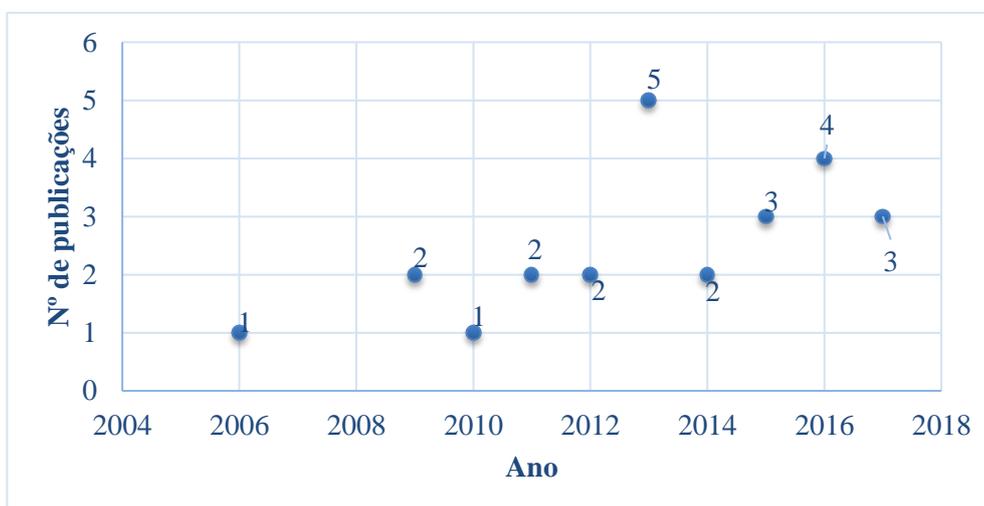
No ano de 1997, o Conselho Ministerial de Meio Ambiente do Canadá, divulgou um guia de qualidade de água, em que desenvolvia um estudo comparativo sobre os mais diversos índices utilizados para expressar qualidade da água. Em 2001, como evolução deste trabalho, acabou por apresentar o Índice Canadense de Qualidade de Água o ou Índice de Qualidade de Água do *Canadian Council of Ministers of the Environment* – IQA-CCME. Este, baseou-se no conceito do Índice *British Columbia* (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999; SARKAR; ABBASI, 2006).

Embora tenha sido desenvolvido utilizando os padrões canadenses, o índice vem sendo bem aceito e aplicado internacionalmente em estudos que caracterizam a qualidade da água com finalidades diversas, incluindo a agricultura, a proteção da vida aquática, para fins de potabilização e consumo humano. Tem sido considerado como um dos mais promissores, e devido a sua estrutura flexível e modelagem de cálculo simples, foi apontado pelo Programa para o Meio Ambiente das Nações Unidas como o modelo universal para mensurar a qualidade da água de consumo humano (ABTAHI *et al.*, 2015; DAMO; ICKA, 2013; DEDE; TELCI; ARAL, 2013; HURLEY; SADIQ; MAZUMDER, 2012; LUMB *et al.*, 2011).

No período de 2005 a 2017, foram identificadas 25 (100%) pesquisas que aplicaram o referido índice (Apêndice 3 e 4). Os anos com maior destaque foram 2013 e 2016 (Gráfico 10). Do total, 5 (20%) das pesquisas foram desenvolvidas no Canadá, país de origem do índice, e

outras 5 (20%) no Irã. As demais foram realizadas na Tunísia, Egito, Gana, Turquia, Albânia, Polônia, Índia, China e México. A aplicação do modelo em contextos diferentes do canadense, especialmente nos últimos anos, corrobora a tendência de uso universal do IQACCME. No que tange aos objetivos estabelecidos para a avaliação da qualidade da água, 17 (68%) avaliavam a água para fins de potabilização e consumo, e 7(28%) para fins potáveis e agrícolas. Quanto a origem da água avaliada, destacaram-se 6 (24%) pesquisas que avaliaram qualidade da água de bacias, o que incluía tanto as subterrâneas e superficiais.

**Gráfico 10** - Distribuição anual das publicações que utilizaram o Índice Canadense, no período de 2005-2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018.

A flexibilidade do índice, talvez seja a característica mais relevante e reconhecida pelos pesquisadores. O IQA-CCME permite seleção dos objetivos de referência, e dos parâmetros em consonância com as especificidades locais: o índice não traz em seu bojo recomendações de parâmetros específicos, estes, são selecionados em função do objetivo da avaliação e de sua disponibilidade (BOYACIOGLU, 2010; DASCALESCU et al., 2017; FARZADKIA et al., 2015; MOSTAFAEI, 2014; SALCEDO-SANCHEZ et al., 2016).

Entretanto, exige-se, minimamente o uso de 4 parâmetros, mensurados ao menos 4 vezes no período selecionado. Além da chamada regra 4x4, e da mensuração regular, outro critério é utilizado na seleção de parâmetros: a existência de padrão normativo institucionalizado (DEDE; TELCI; ARAL, 2013).

Além da regra 4x4, outras considerações são pontuadas para que o índice seja devidamente aplicado. Destaca-se que a comparação entre escores obtidos só pode ser feita mediante a utilização dos mesmos objetivos, utilizando o mesmo grupo de parâmetros.

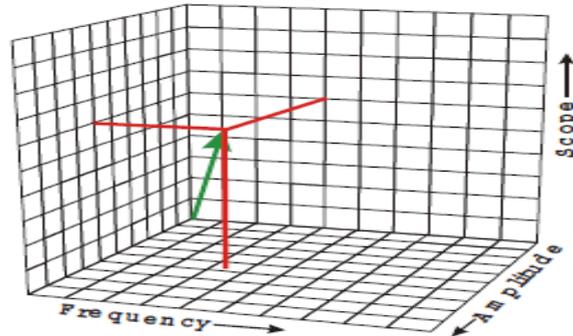
Ademais, o índice deve ser executado com um conjunto de parâmetros relevantes para o corpo d'água avaliado, e a inclusão de muitos parâmetros pode comprometer a eficiência do modelo (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999).

Salcedo-Sanchez, *et al.* (2016), utilizaram dados de monitoramento de mais de uma década para avaliar a qualidade da água do aquífero do Vale de Puebla, no México; o conjunto de parâmetros utilizado pelos pesquisadores foi o maior dentre as pesquisas recuperadas, integrando 37 parâmetros físico químicos. De outro lado, o menor conjunto foi composto por 7 parâmetros, como o utilizado nas pesquisas de Dascalescu *et al.* (2017), de Hurley, Sadiq e Mazumder (2012), Hurley e Mazumder (2013); todas avaliavam águas superficiais e subterrâneas para fins de potabilização; e a pesquisa de Scheili, Rodrigues e Sadiq (2016) que avaliava qualidade de água bruta e oriunda do sistema de tratamento. Nas referidas pesquisas (que usaram o menor número de parâmetros), os parâmetros que mais foram utilizados foram pH, turbidez, cloro livre e coliformes. No geral, os que mais aparecem são pH (14 pesquisas), turbidez (13 pesquisas) e coliformes (10 pesquisas).

Outra vantagem atribuída ao IQA-CCME é a sua capacidade de combinar diversas variáveis com diferentes unidades de medida em uma única métrica, sem o uso de escala de classificação ou subíndices (MOSTAFAEI, 2014).

Basicamente, as etapas da aplicação do índice consistem na escolha do objetivo, parâmetros e diretrizes, agregação. Este, ao invés de trabalhar com ponderação das variáveis e de elaboração de painel Delphi, como a maioria dos índices empregados, utiliza a combinação de três fatores, ou medidas de variância, denominadas: escopo ou fator 1 ( $F_1$ ), frequência ou fator 2 ( $F_2$ ), e amplitude ou fator 3 ( $F_3$ ) (BOYACIOGLU, 2010; DASCALESCU *et al.*, 2017).

Cada medida varia entre 0 e 100. A combinação das três medidas permite a obtenção de um vetor imaginário (Figura 11) de extrapolação do objetivo (normas, padrão), que resulta, após normalização, em um índice entre 0 e 100, onde quanto mais próximo de 0, menor é a qualidade da água e mais próximo de 100 maior a excelência. Essas faixas permitem classificar o índice como de qualidade (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999; SARKAR; ABBASI, 2006).

**Figura 11-** Modelo conceitual do índice.

Fonte: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999b.

Os procedimentos de cálculo e a descrição dos fatores que compõem o índice são descritos a seguir a partir do protocolo estabelecido no *Canadian Environmental Quality Guidelines* e no trabalho de Lumb e colaboradores (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999a,b; LUMB; HALLIWELL; SHARMA, 2006).

O escopo ( $F_1$ ), faz referência ao percentual de parâmetros cujo os objetivos não foram atendidos; ou seja, avalia a extensão de não conformidade da diretriz de qualidade da água no período avaliado (Eq. 15).

$$F_1 = \left( \frac{N^{\circ} \text{ de parâmetros que não atendem ao padrão}}{\text{Total de parâmetros analisados}} \right) \times 100 \quad \text{Eq. 15}$$

A frequência ( $F_2$ ), representa as ocasiões em que as análises apresentam resultados fora dos limites permitidos, ou, a frequência pela qual os objetivos não são atendidos nas análises, o que representa o percentual de testes individuais testes falhos (Eq. 16).

$$F_2 = \left( \frac{N^{\circ} \text{ de análises que não atendem ao padrão}}{\text{Total de análises}} \right) \times 100 \quad \text{Eq. 16}$$

A amplitude ( $F_3$ ), corresponde a magnitude pela qual os objetivos não são cumpridos, e varia em função da extensão (excursão) pela qual cada análise não atende ao objetivo (padrão). É calculada por meio de uma função assintótica que permite normalizar a soma das distâncias das análises do objetivo pretendido (*nse*) para produzir em um valor entre 0 e 100 (Eq.17) (BOYACIOGLU, 2010; DAMO; ICKA, 2013; LUMB; HALLIWELL; SHARMA, 2006).

$$F_3 = \left( \frac{nse}{0.01 nse + 0.01} \right) \quad Eq. 17$$

Onde, *nse* (*normalized sum of excursions*) é a soma normalizada das excursões, e representa a magnitude ou valor coletivo pelo qual os testes individuais estão fora da conformidade. Pode ser obtido pela soma das excursões de testes individuais e dividido pelo número total de testes (os que atingem e os que não atingem o objetivo) (Eq. 18).

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursões}}{\text{Total de análises}} \quad Eq. 18$$

As excursões representam a magnitude individual do não atendimento dos objetivos, ou seja, o quanto a concentração obtida é maior que o padronizado ou menor que o mínimo padronizado. Podendo ser calculada de duas formas a depender do contexto. A primeira equação é utilizada quando o valor das análises não deve exceder o objetivo, porém, o resultado é superior a este; a segunda é utilizada quando há uso de padrão mínimo e as análises não o atingiram (Eq. 19 e 20).

$$excursões_i = \left( \frac{\text{valor do teste falho}}{\text{valor normalizado}} \right) - 1 \quad \text{ou} \quad excursões_i = \left( \frac{\text{valor normalizado}}{\text{valor do teste falho}} \right) - 1 \quad Eq. 19 e 20$$

Por fim, os três fatores, escopo, frequência e amplitude, são agrupados na fórmula de estrutura não linear de agregação (Eq. 21). Considerando que cada fator ( $F_1$ ,  $F_2$  e  $F_3$ ) pode alcançar até 100, o comprimento máximo do vetor de extrapolação seria 173,2, assim o divisor 1,732, alinha o comprimento máximo, normaliza os valores entre 0-100, faixa em que encontram-se inseridas 5 categorias de qualidade da água (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999; DAMO; ICKA, 2013; LUMB; HALLIWELL; SHARMA, 2006).

$$IQACCME = 100 - \left( \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) \quad Eq.21$$

O valor final do índice, como apontado é um número entre 0 e 100. Os escores distribuem-se em cinco categorias de classificação da qualidade da água: 95 -100, representam

uma qualidade excelente; valores de 80-94, representam uma qualidade boa; 60-79, representam uma qualidade regular; valores de 45-59, representam uma qualidade ruim e valores de 0-44, uma qualidade péssima (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2001). A última categoria de classificação tem uma amplitude bem maior que as demais, o que confere um certo rigor ao índice.

A categorização descrita é padronizada pelo protocolo original do índice, entretanto, há a possibilidade de adaptação desta em atendimento aos objetivos do índice aplicado. Pesquisas como a desenvolvida por Boyacioglo (2010) e Farzadkia *et al* (2015), realizaram adaptação das escalas, sem prejuízo ao modelo do índice: a primeira utilizou três categorias e a segunda seis categorias.

Observa-se que o índice não pondera os parâmetros, e nisto reside a principal crítica ao modelo: a não ponderação implica em importância equitativa atribuída a cada um dos parâmetros, ainda que tenham efeitos distintos à saúde e ao ambiente. Neste sentido, muitos pesquisadores propuseram adaptações com ponderação do índice, como Hurley, Sadiq e Mazumder (2012), Gharibi *et al.* (2012), Mohebi *et al* (2013), Abtahi (2015), Dascalescu *et al* (2017).

Na pesquisa de Hurley, Sadiq e Mazumder (2012), conjunto de parâmetros de água prioritários foram selecionados em colaboração com um painel de especialistas e testes-piloto usando dados históricos, antecipando dois níveis de tratamento. O procedimento adotado não elimina a subjetividade atribuída aos índices tradicionais, apenas ameniza o efeito da ponderação equitativa dada aos parâmetros de entrada como no modelo original. Ao fim, a pesquisa recomenda cautela no emprego de parâmetros que dificilmente são violados pois estes podem alterar o resultado final do índice superestimando a qualidade.

A adaptação feita por Gharibi *et a.* (2012) foi realizada utilizando métodos estatísticos, os pesquisadores recomendam fortemente o uso da metodologia *fuzzy* para ponderação e seleção de parâmetros. O índice de qualidade da água difuso desenvolvido produz resultados mais rigorosos do que os do índice original devido à objetividade do método computacional aplicado, bem como inclusão de um conjunto de parâmetros considerados críticos para avaliação da qualidade da água.

Assim como na pesquisa de Hurley, Sadiq e Mazumder (2012), Mohebbi *et al.* (2013) e Dascalescu *et al* (2017) ponderaram os parâmetros de entrada através de painel Delphi. A comparação do índice original com o ponderado, aponta na mesma direção de Gharibi *et a.* (2012): o índice ponderado se mostra mais rigoroso e corrigia o problema da equiparação dos

parâmetros e as possíveis subestimação ou superestimação do índice. Os autores sugerem que a atribuição de diferentes pesos a variáveis é apropriada, para enfatizar as variáveis com maior impacto na qualidade da água e reduzir a contribuição das de menor impacto.

Ao comparar o Índice Canadense a outros índices ponderados, fica evidente a sua superioridade. Gibrila *et al* (2011 a) compara os Índices Canadense e de Tiwari e Mishra, e obteve resultados mais confiáveis na aplicação do modelo canadense. Damo e Icka (2013), avaliaram a qualidade da água na rede de distribuição com o índice original e constataram que o IQA-CCME é uma ferramenta eficaz para avaliar a qualidade da água em sistemas de abastecimento. Sethy, Syed e Kumar (2017), ao comparar resultados obtidos pela aplicação do IQA da *National Sanitation Foundation* (NSF) e do modelo canadense, observaram que o IQA-CCME foi mais restrito: enquanto o primeiro modelo categorizou as amostras entre excelente e boa, o segundo categorizou entre boa, regular e marginal. Lumb *et al.* (2011), compara os modelos canadense, de Oregon e NSF, e conclui que os índices não ponderados ou que a flexibilizam são mais eficientes para avaliação da qualidade geral da água, apontando para o canadense e de Oregon.

Ainda que haja direcionamentos no sentido de ponderar o índice, muitos estudos, defendem o uso nos moldes original. A flexibilidade deste é a característica que o torna mais plausível de uso em contextos diversos, assim deve-se olhar com cautela as propostas de ponderação.

### **5.2.6 Uso de índices: limitações e potencialidades a explorar**

O uso de índices como ferramenta de avaliação facilita o gerenciamento, a interpretação e a comunicação sobre a qualidade da água, além de tornar possível avaliações espaço temporais (SALCEDO-SANCHEZ *et al.*, 2016). Apesar de serem largamente utilizados, até o momento, poucos são capazes de ajustar-se a contextos diversos, não existe consenso acerca de um método para indexar a qualidade da água para um uso particular, e a maioria das pesquisas são voltadas para a qualidade geral da água enquanto recurso ecossistêmico (BENVENUTI *et al.*, 2015; HURLEY; SADIQ; MAZUMDER, 2012; LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

Urge a necessidade de comparar a eficácia, facilidade, e adequação dos modelos existentes, para que novos direcionamentos sejam feitos e se alcance um modelo universalmente aplicável, flexível o suficiente para avaliar a qualidade da água, considerando finalidades diversas e a disponibilidade de dados nos diferentes contextos tecnológicos e

econômicos. Deve-se mencionar ainda, que comparar o desempenho dos índices exige esforço além da simples comparação dos resultados por eles obtidos: devem ser observadas a credibilidade das medidas, a transparência e clareza do método de agregação e a relevância de parâmetros-chave. Outro fator que dificulta essa análise são as categorias de classificação da qualidade da água que diferem entre os modelos (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

Os Índices de Qualidade de Água – IQA aqui destacados, foram os mais aplicados nas pesquisas recuperadas. O quadro 4, descreve e compara os Índices de Horton, NSF, de Tiwari e Mishra e o Canadense.

Embora os índices mais antigos tenham sido desenvolvidos por grupos de pesquisadores norte americanos, a revisão na literatura aponta que estes tem sido mais utilizado na Índia, onde as questões de qualidade de água assumem contornos diferenciados pelo panorama de disponibilidade, regulação e qualidade na região.

Dentre as muitas limitações dos índices convencionalmente utilizados, destaca-se a modelagem fechada, que não permite adição de novos parâmetros relevantes. Há ainda a necessidade de um banco de dados robusto, que nem sempre se encontram disponíveis nos diversos contextos de monitoramento. Ademais, a padronização e ponderação de variáveis pode ser vista como um ponto negativo dos modelos, uma vez que são feitas de maneira subjetiva (NABIZADEH et al., 2013b).

De maneira geral, a forma de agregação também é um elemento visto como fator limitante a aplicação dos índices, uma vez que no processo pode haver perda significativa de informações. Problemas como ambiguidade, eclipsação, compensação e rigidez podem decorrer dos distintos métodos de agregação (SADIQ et al., 2010). Observa-se que a forma de agregação dos índices mais antigos, como o de Horton, da NSF e o de Tiwari e Mishra são médias ponderadas, mais sujeitos a superestimação da qualidade da água.

Outra diferença básica entre os índices é a forma como os subíndices são desenvolvidos. Cada um adota parâmetros e formas de ponderação distintas, restringindo as possibilidades de aplicação. De forma que, a maioria dos modelos são considerados inflexíveis. A flexibilidade está relacionada a margem de manobra na escolha dos parâmetros: muitos índices são ponderados e utilizam curvas de ponderação padronizadas, o que dificulta sua ampla utilização na avaliação de água para fins diversos (FARZADKIA et al., 2015; SCHEILI; RODRIGUEZ; SADIQ, 2015). Dentre os índices avaliados, o da NSF que utiliza de curvas de ponderação e de classificação, pode ser considerado o mais inflexível, muito embora, a maioria das pesquisas

tenham utilizado apenas a forma de agregação do modelo, executando adaptações diversas na ponderação e classificação dos parâmetros.

**Quadro 4** – Descrição e comparação dos Índices mais utilizados no período de 2005-jul/2017.

ÍNDICE	IQA de Horton	IQA-NSF	IQA-TM	IQA-CCME
<b>CARACTERÍSTICA</b>				
ANO	1965	1970	1985	2001
PAÍS EM QUE FOI PROPOSTO	EUA	EUA	Índia	Canadá
LOCAL DE APLICAÇÃO MAJORITÁRIO	Índia	Índia	Índia	Canadá e Irã
USO PRECONIZADO	Avaliação de águas superficiais para fins de potabilização	Qualidade geral da água	Avaliação de águas superficiais e subterrâneas com fins potabilização e consumo	Universal
USO PRINCIPAL	Avaliação de águas brutas (superficiais ou subterrâneas) para fins de potabilização e consumo	Avaliação de águas subterrâneas para fins de potabilização e consumo	Avaliação de águas subterrâneas para fins de potabilização e consumo	Avaliação de águas brutas (superficiais ou subterrâneas) para fins de potabilização e consumo
FORMA DE AGREGAÇÃO	Média aritmética ponderada	Média aritmética ponderada e média geométrica ponderada	Média geométrica ponderada	Não linear e sem ponderação
Nº DE PARÂMETROS	8: nível de tratamento, oxigênio dissolvido, pH, coliformes, condutividade, carbono total, alcalinidade e cloretos	10: temperatura, pH, turbidez, fosfato, nitrato, sólidos totais, oxigênio dissolvido, coliformes fecais, demanda bioquímica de oxigênio	Variável: entre 5 e 17, a depender da finalidade	Variável : mínimo de 4
MENSURABILIDADE	Mediana	Mediana	Boa	Alta
FLEXIBILIDADE	Mediana	Baixa	Boa	Alta

Fonte: Autoria própria, 2018.

A mensurabilidade, é uma propriedade inerente a indicadores simples e índices, que tratam da factibilidade de sua obtenção a baixo custo e em tempo adequado. (BRASIL; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2014; FREITAS, 2011; SICHE *et al.*, 2007). Esta, indiretamente, acaba sendo afetada pela simplicidade e transparência do método de obtenção

do índice, de forma que a quantidade de parâmetros exigidos e a complexidade do cálculo e até mesmo ponderação pode reduzir a mensurabilidade do índice.

Gharibi *et al.* (2012) afirma que o uso dos índices tradicionais gera muitos problemas, dentre os quais destaca a subjetividade da ponderação e o efeito das diferentes distâncias entre valor padrão e o valor dos parâmetros no índice final, que não são mensuradas.

A eleição de um índice deve atentar para a aplicabilidade ou viabilidade de aplicação, para a representatividade dos parâmetros selecionados e sua flexibilidade, a medida em que estes devem ser ajustáveis as diferentes necessidades. Até o presente, numerosos índices foram desenvolvidos por instituições ao redor do mundo, mas são poucos os trabalhos que visam o desenvolvimento de um que se aplique especialmente ao monitoramento da água tratada, e distribuída, estes, muitas vezes tem sua aplicabilidade restrita.

Quando se pensa em avaliar a qualidade de água oriunda de sistemas de tratamento, deve-se lembrar que cada local tem uma rotina de monitoramento, contextos ambientais e tecnológicos, portanto, devem apresentar um conjunto de parâmetros relevantes ou plausíveis diferentes. Essa diversidade torna a padronização de um conjunto de parâmetros que se adeque a cada realidade uma tarefa difícil. Assim, preconiza-se que a entrada destes nos índices deva ser flexível (HURLEY; SADIQ; MAZUMDER, 2012; SCHEILI; RODRIGUEZ; SADIQ, 2015).

Considerando estes aspectos, pode-se afirmar que o IQA-CCME é visto positivamente frente aos demais, sendo o menos subjetivo, com maior flexibilidade e mensurabilidade.

Rickwood e Carr (2009), que trabalham no âmbito do *The Global Environment Monitoring System para água (GEMS Water)* do Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente das Nações Unidas (PNUMA), consideram a avaliação da qualidade da água de suma importância para a saúde humana e apontam que a produção de métodos de avaliação deveria ser conduzida em uma escala global. Nessa perspectiva, eles avaliaram uma série de índices e apontaram o modelo canadense como o mais adequado a esta finalidade. A partir deste modelo, os pesquisadores delinearam diretrizes para a seleção de parâmetros a serem aplicados em três outros índices: o índice de qualidade de água potável, índice de qualidade e saúde e de aceitabilidade. Sheili, Rodriguez e Sadiq (2015), fundamentados em trabalhos anteriores, também demonstram que o Índice Canadense é aplicável a água potável: especialmente por sua flexibilidade, que permite que a inclusão de parâmetros se adeque ao que é monitorado.

Dede, Telci e Aral (2013), realizaram comparações entre o Índice Canadense e os de Oregon, o Índice Aquático de Toxicidade, o Índice Geral de Poluição e o Índice de Qualidade

Universal da Água proposto por Boyacioglo em 2007. A partir da comparação dos resultados recomendou-se o uso do CCME em função da simplicidade do cálculo, racionalidade do método e a possibilidade de inserção de todos os parâmetros disponíveis.

Corroborando o apontado, Lumb et al (2011) destacam que a maior vantagem de seu uso é atribuída a flexibilidade dos parâmetros amostrados, que pode considerar as diretrizes locais. Mais que isso, a flexibilidade do modelo permite que sejam utilizados os dados de monitoramento simples existentes. Em um contexto como o brasileiro, em que há fragilidades na rede de vigilância de qualidade da água, e, portanto, nos dados produzidos, em função especialmente da irregularidade de coleta, a seleção de um índice como o Canadense é uma alternativa atraente.

Apesar da flexibilidade, devem ser consideradas as fragilidades do índice, no sentido de elaborar esforços constantes para mitigá-las. Uma delas é que ausência de ponderação pode mascarar os resultados devido a pontuações relativamente altas em função de parâmetros de menor relevância. Selecionar bem os parâmetros de entrada, eliminando aqueles de menor relevância e com menor chance de serem violados é uma forma simples de contornar o problema, sem necessariamente aderir a ponderação.

Nesse sentido, Lumb et al (2011) enfatizam a relevância da seleção de parâmetros no processo de construção dos índices em geral. Talvez, mais importante que o desenvolvimento de novos índices, é relevante que os novos direcionamentos apontem uma relação clara e coesa entre o índice geral e os parâmetros selecionados. Ademais, sugere-se que o uso do Método Delphi, considerado subjetivo, seja substituído pela aplicação de técnicas de estatística multivariada, melhorando a robustez dos índices.

### 5.3 APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA SELECIONADO

Após a descrição e comparação dos índices quanto a forma de seleção de parâmetros, ponderação e método de agregação, observa-se que o Índice de Qualidade de Água do *Canadian Council of Ministers of the Environment* -IQACCME, desponta como o índice que melhor se adequa ao proposto, uma vez que em função de sua estrutura linear e não ponderada, pode ser considerado o mais flexível e com maior mensurabilidade, quando comparado com os Índices de Horton, da NSF e o de Tiwari e Misrha (Quadro 4).

O IQA-CCME é apontado como flexível, especialmente em função do critério de entrada de variáveis na aplicação: os parâmetros de interesse são selecionados de acordo com a

finalidade da água avaliada e a disponibilidade de dados, sendo a avaliação balizada pelo objetivo estabelecido em normas de qualidade da água. Portanto, o índice mostra-se viável de aplicação no contexto do VIGIAGUA, em que capacidade operacional e a robustez dos dados produzidos pode oscilar de um município para o outro.

Os parâmetros com dados disponíveis podem influenciar na escolha do índice a ser utilizado, uma vez que a aplicação, quase sempre necessita de um banco de dados robustos. Por outro lado, a escolha dos parâmetros deve considerar ainda, que estes sejam representativos da qualidade da água para a finalidade a que se destina (BODRUD-DOZA et al., 2016; DARVISHI et al., 2016). No processo de construção das ações da vigilância de qualidade da água para consumo humano, foram priorizados, inicialmente, o controle de cloro residual, turbidez, fluoretos, agrotóxicos e coliformes (BRASIL, 2006a). Assim, a seleção de parâmetros para compor a aplicação do IQACCME na presente pesquisa deu-se em função, prioritariamente, da disponibilidade de dados alimentados periodicamente e de forma homogênea no banco.

O banco de dados do Siságua continha as seguintes informações cadastrais: município, motivo da coleta, forma de coleta, nome do sistema, código e número da amostra, data da coleta, do laudo e do registro no SISAGUA, hora da coleta, ocorrência de chuva, procedência da coleta dentro do sistema de abastecimento, ponto de coleta, categoria da área, zona, local, descrição e coordenadas geográficas. No que diz respeito às informações de qualidade, o banco é alimentado com dados sobre análises de coliformes totais (presença e ausência apenas), *E. coli* (presença e ausência apenas), cloro residual (mg/L), cloro residual combinado (mg/L), dióxido de cloro (mg/L), turbidez (Ut), fluoretos (mg/L), bactérias heterotróficas (UFC/mL), cor (Uh) e pH. Todavia, não há registros contínuos de parâmetros como cloro residual combinado, dióxido de cloro e cor.

Ao propor um modelo de avaliação e monitoramento da qualidade de água em sistemas de distribuição, que facilite a interpretação do grande volume de dados produzidos nas atividades de rotina, Sadiq e Rodriguez (2005) sugerem que os indicadores de qualidade da água, comumente usados para distribuição de água são turbidez, cloro residual livre, pH, nitratos, fosfatos, compostos orgânicos, coliformes totais / fecais e bactérias heterotróficas. Considerando o mínimo de quatro parâmetros de entrada para aplicação do IQA-CCME, e a disponibilidade de informações, neste trabalho, foram selecionados por regularidade de alimentação e robustez, os parâmetros básicos *pH*, *cloro residual*, *fluoretos*, *turbidez* e *bactérias heterotróficas*, totalizando 41.195 análises e janeiro de 2014 a julho de 2017 (Tabela 5).

**Tabela 5** – Total de análises disponibilizadas por ano, 2014 a julho de 2017.

<b>ANO</b>	<b>Nº DE ANÁLISES</b>
2014	2449
2015	9981
2016	21807
2017	6958
<b>Total</b>	<b>41195</b>

Fonte: Siságua, 2017.

Ao contrário dos índices tradicionais, o IQACCME não atribui pesos aos parâmetros, sendo as etapas envolvidas: a seleção dos parâmetros, escolha do padrão normativo, ou objetivo e cálculo do índice. Assim, supõe-se que a etapa de maior relevância para garantir representatividade e fidedignidade nos resultados seja a seleção de parâmetros.

Ao tempo em que a flexibilidade é apontada pelos pesquisadores como a principal qualidade do índice canadense, essa também pode ser apontada como sua principal fraqueza: como não há determinação de parâmetros, nem ponderação, a seleção que considera apenas disponibilidade de dados pode não ser representativa da qualidade da água, ademais, todos os parâmetros de entrada terão mesma relevância na composição final do índice.

Um problema observado na aplicação do modelo foram as análises cujos valores atribuídos foram zero. Este valor não permitiria o cálculo das excursões individuais (Eq. 19 e 20). O protocolo do índice orienta que nos casos em que os resultados estejam abaixo do limite de detecção analítico, estes sejam contabilizados no total de análises para efeito de cálculo da frequência ( $F_2$ ) e *nse*. Todavia, não devem ser considerados como testes falhos, contabilizando zero nas excursões (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999).

Apesar da recomendação, optou-se por excluir as análises de pH e cloro residual livre, cujos valores registrados no Siságua tenham sido iguais a zero. A recomendação é que o pH esteja em uma faixa entre 6- 9,5. A atribuição de zero para este parâmetro pode ser um indicativo de erro, uma vez que obter este valor em condições ambientais é muito improvável. Em relação ao cloro residual livre, o valor mínimo detectável pelo método colorimétrico mediante uso de N-dietil-p-fenilenodiamina (DPD) é de 0,01 mg/l.

Os dados disponibilizados foram aplicados ao modelo de índice canadense, o IQACCME, descrito no item 5.2.5 deste trabalho, e considerando as diretrizes do Conselho Ministerial de Meio Ambiente do Canadá (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999, 2001).

A categorização utilizada para conversão dos dados quantitativos em elementos qualitativos de qualidade de água deve ser sempre baseada na informação mais objetiva e acessível ao interlocutor e estar em consonância com a finalidade, utilizou-se a proposta por Hurley *et al* (2012) em pesquisa voltada para avaliação de qualidade de água para consumo humano (Quadro 5).

**Quadro 5-** Categorias de classificação da qualidade da água, IQA-CCME.

CATEGORIAS	VALOR DO ÍNDICE	INTERPRETAÇÃO
Excelente	95,0-100	A qualidade da água satisfaz os critérios para consumo.
Boa	80,0-94,9	As medidas raramente violam os critérios estabelecidos para consumo.
Regular	65,0-79,9	As medidas às vezes se afastam dos critérios estabelecidos, porém, permitindo ampla margem para consumo.
Ruim	45,0-64,9	As medidas geralmente se afastam dos critérios estabelecidos, porém, permitindo uma pequena margem de consumo.
Péssima	0-44,9	A qualidade da água não atende aos critérios para consumo.

Fonte: Adaptado de Hurley, Sadiq e Mazumder; 2012.

A aplicação do índice canadense implicou na escolha de um padrão normativo balizador, neste caso, a Portaria MS 2.914/2011, revogada pela Portaria de Consolidação nº 5/2017, que define no escopo do Anexo XX os valores máximos e mínimos para os parâmetros disponibilizados e utilizados na aplicação, ou seja, os objetivos a serem atendidos (Quadro 6).

Dentre os padrões apontados, é salutar destacar que alguns são tidos como compulsórios, e outros como recomendações, como os níveis máximos de cloro na rede de distribuição, a faixa de pH e o valor máximo de bactérias heterotróficas.

**Quadro 6–** Valores máximos e mínimos permitidos, preconizados pela Portaria do Ministério da Saúde- MS nº 2.914/2011.

PARÂMETRO	OBJETIVO
pH <sup>1</sup>	6,0 a 9,5
Fluoreto <sup>2</sup>	Máximo de 1,5 mg/L
Cloro residual livre <sup>3</sup>	Mínimo de 0,2 mg/L Máximo de 2,0 mg/L
Turbidez <sup>4</sup>	Máximo de 5,0 UT
Bactérias heterotróficas <sup>5</sup>	Máximo 500 UFC/mL

1. Parágrafo 1º, Art. 39, Portaria MS. 2. Parágrafo 1º, Art. 37, Portaria MS. Anexo VII.3. Art. 34 e parágrafo 2º, Art.39, Portaria MS. 4. Parágrafo 1º, Art. 30, Portaria MS. 5. Parágrafo 3º, Art. 28, Portaria MS.

Para verificar se os parâmetros disponíveis no banco de dados do Siságua são suficientes para representar a qualidade da água e a sua relevância individual frente ao resultado, realizou-

se a aplicação do índice com grupo de cinco parâmetros e grupos de quatro parâmetros (Quadro 7), retirando um parâmetro por vez.

**Quadro 7** – Conjuntos de parâmetro utilizados na composição/aplicação do IQA-CCME.

GRUPOS	PARÂMETROS
G <sub>1</sub>	pH, fluoretos, cloro residual livre, turbidez e bactérias heterotróficas
G <sub>2</sub>	pH, fluoretos, cloro residual livre e turbidez
G <sub>3</sub>	pH, fluoretos, cloro residual livre e bactérias heterotróficas
G <sub>4</sub>	Fluoretos, cloro residual livre, turbidez e bactérias heterotróficas
G <sub>5</sub>	pH, cloro residual livre, turbidez e bactérias heterotróficas
G <sub>6</sub>	pH, fluoretos, turbidez e bactérias heterotróficas

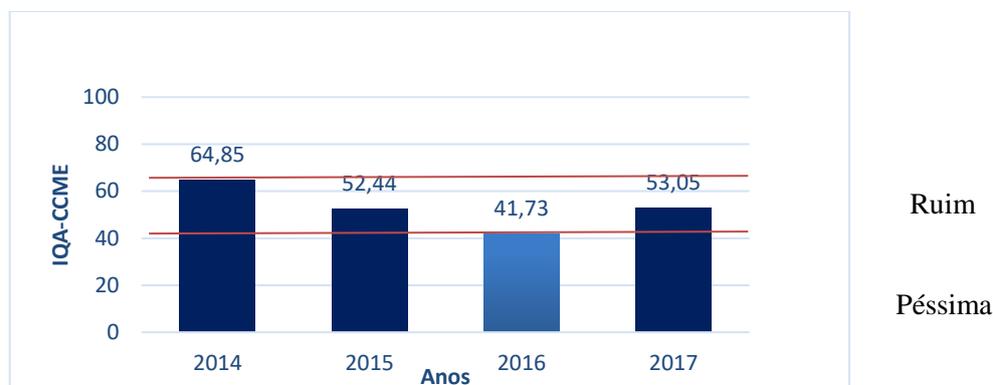
Fonte: Autoria própria, 2018.

O grupo coliforme total e *E. coli*, embora seja um dos indicadores mais importantes de qualidade de água para consumo, não tiveram seus dados inseridos, uma vez que o registro efetuado no Siságua é qualitativo, indicando ausência ou presença, e o modelo do índice agrega apenas informações quantitativas. A técnica utilizada atualmente pelos laboratórios ligados a vigilância para determinação de coliformes totais é a dos tubos múltiplos, sendo presuntivo para a presença de termotolerantes. Embora o teste indique presença ou ausência de coliformes, o procedimento pode gerar, por meio do número mais provável, um elemento quantitativo (BRASIL, 2006b). Sugere-se que este valor seja alimentado no banco de dados para facilitar a compreensão e dimensão da violação do parâmetro. Como alternativa ao uso de coliformes e *E. coli* como parâmetro microbiológico, utilizou-se a contagem de bactérias heterotróficas, uma vez que os dados analisados eram referentes a análise de qualidade de água na rede de distribuição. A associação deste, com os parâmetros turbidez e cloro residual livre, pode ser um bom indicativo de qualidade da água na rede.

Os dados obtidos mediante aplicação do IQA-CCME nos anos de 2014, 2015, 2016 e 2017, são apresentados nos quadros 8, 9, 10 e 11, respectivamente.

A comparação do escore geral (G1) obtido para o IQACCME nos anos de 2014 a 2017, aponta diferenças temporais pouco significativas, uma vez que a qualidade da água, nos quatro anos avaliados, oscilou entre as categorias ruim e péssima (Gráfico 11). A maior variação entre os escores se deu entre os anos de 2014, quando o IQA – 64,85 indicava uma qualidade ruim e em 2016, o valor obtido foi de 41,73, indicando uma péssima qualidade da água.

**Gráfico 11** – IQA-CCME geral (G1), para os anos de 2014, 2015, 2016 e 2017, segundo dados do Siságua, 2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018. Dados do Siságua, 2017.

Os melhores resultados em termos de escore foram obtidos para o conjunto de dados dos anos de 2014 e 2017. O volume de dados utilizados no cálculo dos índices dos anos apontados foi menor do que o dos outros dois anos: os dados de 2014 totalizavam 2.449 análises; em 2017 foram 6.958 análises, compreendidas no período de jan/jun, ao passo que nos anos de 2015 e 2016 foram utilizados dados referentes a 9.981 e 21.867 análises, respectivamente (Tabela 5). Deve ser salientado que, uma das desvantagens da agregação de um grande volume de dados é a perda de informações relevantes, o que pode ter uma contribuição para o valor final do índice. Sugere-se que a aplicação seja feita com conjunto de dados inseridos em um recorte temporal menor, como trimestres ou semestres, o que permitiria avaliar se existiria uma sazonalidade nos dados. Note-se que no presente cálculo considerou-se como unidade de análise o município do Rio de Janeiro, não sendo possível avaliar utilizando esse desenho experimental, se existiriam diferenças importantes entre as diferentes áreas do município (ex: regiões administrativas, áreas de planejamento e bairros). Outra questão que deve ser levada em conta nesta aplicação do Índice utilizando este banco de dados é que não foi feita uma distinção entre os diferentes sistemas (ex: Gandu, Lajes, Integrado Lages-Gandu, Paineiras, Afonso Viseu, etc) que abastecem as residências do município do Rio de Janeiro. Os cálculos foram feitos utilizando todas as amostras coletadas independente do seu sistema de origem, de modo que pudessemos obter uma compreensão do processo de aplicação do índice.

**Quadro 8-** Aplicação do IQA-CCME: dados básicos, F1, F2, *nse*, F3 e IQA , 2014.

<b>G</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Total de parâmetros</b>	<b>Parâmetros falhos</b>	<b>Total de análises</b>	<b>Análises falhas</b>	<b>F<sub>1</sub></b>	<b>F<sub>2</sub></b>	<b><i>Nse</i></b>	<b>F<sub>3</sub></b>	<b>IQA</b>	<b>Categoria</b>
G1	Básicos	5	3	2449	194	60	7,92	0,0701	6,55	64,85	Ruim
G2	Sem bactérias	4	3	2415	194	75	8,03	0,0711	6,63	56,28	Ruim
G3	Sem turbidez	4	2	1642	136	50	8,28	0,0615	5,79	70,54	Regular
G4	Sem pH	4	2	1641	192	50	11,70	0,102	9,28	69,87	Regular
G5	Sem fluoretos	4	3	2391	194	75	8,13	0,071	6,70	56,27	Ruim
G6	Sem cloro	4	2	1707	60	50	3,51	0,043	4,17	70,96	Regular

Fonte: Pesquisa direta, 2018.

**Quadro 9-** Aplicação do IQA-CCME: dados básicos, F1, F2, *nse*, F3 e IQA , 2015.

<b>G</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Total de parâmetros</b>	<b>Parâmetros falhos</b>	<b>Total de análises</b>	<b>Análises falhas</b>	<b>F<sub>1</sub></b>	<b>F<sub>2</sub></b>	<b><i>Nse</i></b>	<b>F<sub>3</sub></b>	<b>IQA</b>	<b>Categoria</b>
G1	Básicos	5	4	9981	1101	80	11,03	0,19	16,24	52,44	Ruim
G2	Sem bactérias	4	3	8099	1006	75	12,42	0,117	10,52	55,68	Ruim
G3	Sem turbidez	4	3	7863	844	75	10,73	0,182	15,41	55,36	Ruim
G4	Sem pH	4	4	7873	1101	100	13,98	0,245	19,73	40,60	Péssima
G5	Sem fluoretos	4	3	7928	1099	75	13,86	0,243	19,58	54,54	Ruim
G6	Sem cloro	4	3	8161	354	75	4,33	0,182	15,43	55,72	Ruim

Fonte: Pesquisa direta, 2018.

**Quadro 10-** Aplicação do IQA-CCME: dados básicos, F1, F2, *nse*, F3 e IQA , 2016.

<b>G</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Total de parâmetros</b>	<b>Parâmetros falhos</b>	<b>Total de análises</b>	<b>Análises falhas</b>	<b>F<sub>1</sub></b>	<b>F<sub>2</sub></b>	<b><i>nse</i></b>	<b>F<sub>3</sub></b>	<b>IQA</b>	<b>Categoria</b>
G1	Básicos	5	5	21807	1932	100	8,85	0,115	10,33	41,73	Péssima
G2	Sem bactérias	4	4	18817	1854	100	9,85	0,099	9,01	41,75	Péssima
G3	Sem turbidez	4	4	16601	1485	100	8,94	0,095	8,71	41,81	Péssima
G4	Sem pH	4	4	16525	1921	100	11,62	0,149	13,03	41,38	Péssima
G5	Sem fluoretos	4	4	18115	1923	100	10,61	0,133	11,75	41,54	Péssima
G6	Sem cloro	4	4	17170	545	100	3,17	0,099	9,07	42	Péssima

Fonte: Pesquisa direta, 2018.

**Quadro 11-** Aplicação do IQA-CCME: dados básicos, F1, F2, *nse*, F3 e IQA , 2017.

<b>G</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Total de parâmetros</b>	<b>Parâmetros falhos</b>	<b>Total de análises</b>	<b>Análises falhas</b>	<b>F<sub>1</sub></b>	<b>F<sub>2</sub></b>	<b><i>nse</i></b>	<b>F<sub>3</sub></b>	<b>IQA</b>	<b>Categoria</b>
G1	Básicos	5	4	6958	832	80	11,95	0,089	8,23	53,05	Ruim
G2	Sem bactérias	4	4	6718	832	100	12,38	0,092	8,50	41,61	Péssima
G3	Sem turbidez	4	3	5215	723	75	13,86	0,096	8,79	55,67	Ruim
G4	Sem pH	4	3	5010	831	75	16,58	0,124	11,04	55,19	Ruim
G5	Sem fluoretos	4	3	5693	829	75	14,56	0,108	9,78	55,52	Ruim
G6	Sem cloro	4	3	5196	113	75	2,17	0,025	2,44	56,65	Ruim

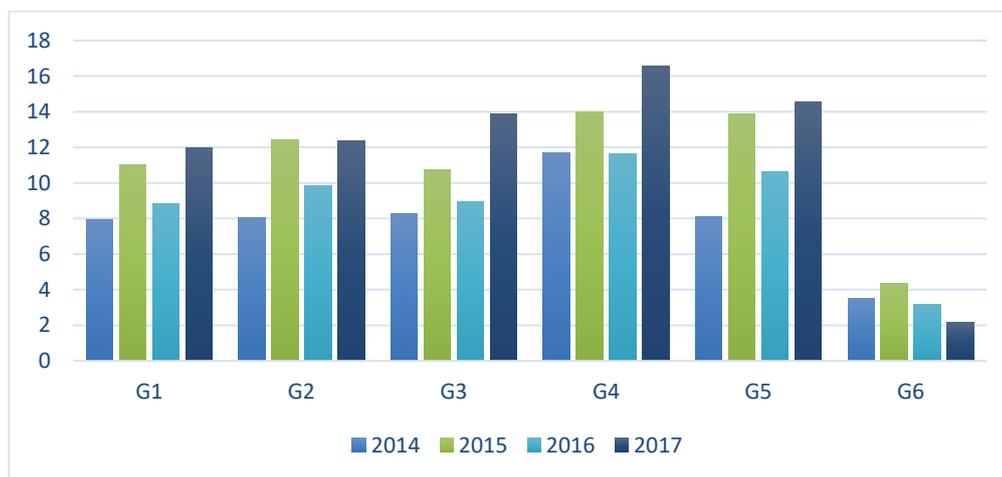
Fonte: Pesquisa direta, 2018.

Observando o escopo do índice ( $F_1$ ), nos anos avaliados a violação variou entre 50 e 100. O escopo corresponde ao percentual de parâmetros violados dentro do grupo selecionado. De forma que, um escopo de 50, equivale a dizer que metade dos parâmetros foram violados. Enquanto que 100, indica que todos os parâmetros do grupo tiveram alguma violação em algum momento. No ano de 2016, para todos os grupos de parâmetros o escopo foi de 100, ou seja, todos os parâmetros tiveram alguma violação. O índice final de todos os grupos (G1,G2,G3,G4,G5,G6) neste ano, foram os piores índices encontrados (Gráfico 15).

Nota-se que no ano de 2016 os valores entre os grupos oscilaram muito pouco. Cabe destacar que a faixa com maior amplitude é a que categoriza a água como de péssima qualidade, e para o conjunto de dados a variação entre os escores foi tão pouca que a água foi categorizada em todos os grupos como de péssima qualidade no referido ano (Quadro 10).

A frequência de violações, dada por  $F_2$ , corresponde ao percentual de análises que foram violadas dentro do universo amostral. Ela foi maior no G4 em todos os anos avaliados (Gráfico 12). Este grupo é composto pelos parâmetros básicos, com exceção do pH, parâmetro menos violado dentre todos os utilizados, logo, a sua retirada evidencia a violação dos demais.

**Gráfico 12-** Frequência ( $F_2$ ) obtidas para os diferentes grupos de parâmetros nos anos de 2014,2015,2016 e 2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018. Dados Siságua ,2017.

A violação de parâmetros como o pH e fluoreto é mínima, menor que 1% das análises de cada parâmetro. Embora estes parâmetros sejam relevantes, destaca-se que o uso de parâmetros que habitualmente não são violados pode levar a uma superestimação do índice, devendo ser evitados (Gráfico 13).

Em contrapartida, o parâmetro com maior percentual de violações foi o cloro residual livre (Gráfico 13), por conseguinte, as menores frequências ( $F_2$ ) observadas foram obtidas no G6, em que o parâmetro foi excluído (Gráfico 12). Sendo este o grupo, em todos os anos que apresentou escore mais elevado para a qualidade da água (Gráfico 12 e 13).

**Gráfico 13-** Percentual médio de violações dos parâmetros analisados nos anos de 2014-2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018. Dados Sisága ,2017.

Por outro lado, os parâmetros mais violados dentro do grupo selecionado foram o cloro residual livre e turbidez, cujo valor máximo de percentual de violação foi de 41% em 2015 e 12,1% em 2016, respectivamente. No gráfico acima estão dispostos valores médios do percentual de violação para os quatro anos analisados.

Da mesma forma, Abtahi e colaboradores (2015), ao avaliar a qualidade de água para consumo em áreas rurais no Irã, também encontraram um elevado percentual de violação da turbidez. Enquanto, Hurley *et al* (2012) observaram que a turbidez foi o parâmetro com maior influência sobre a qualidade da água, dentre seis parâmetros (pH, turbidez, carbono orgânico total, *E. coli*, nitrato e temperatura) analisados para avaliar a qualidade da água por meio do IQA-CCME. Isso vai ao encontro dos resultados de Dascalescu *et al* (2017). Eles afirmam que variáveis que tendem a não alcançar os valores padrão com frequência tem um elevado impacto na qualidade da água. Portanto, a retirada destas variáveis deve ser vista com cuidado, uma vez que não há ponderação na entrada dos parâmetros.

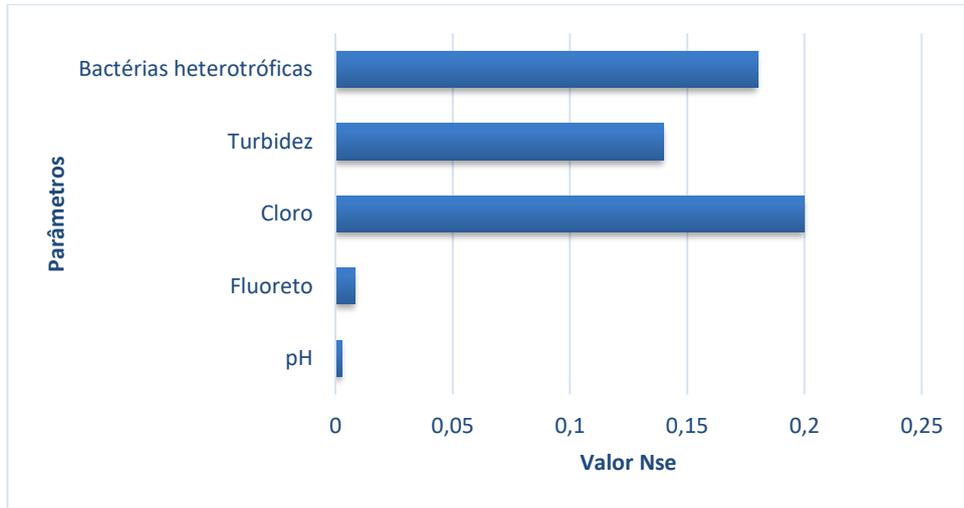
Outra questão é que uma turbidez elevada pode resultar em baixa efetividade do processo de desinfecção, resultando em baixa proteção aos patógenos, e contribuindo para o

aumento da demanda de cloro no processo. Assim pode-se deduzir que a violação de um parâmetro esteja relacionada com a violação do outro, especialmente em água para consumo. Este aumento na adição de cloro no processo de tratamento e/ou na rede de distribuição pode ter outras consequências negativas. Por exemplo, Gibrilla *et al.*, *observaram* que quando o cloro era aplicado, para fornecer desinfecção residual no sistema de distribuição, em concentrações residuais acima de 0,6 mg/L, ocorriam problemas de aceitabilidade pelos consumidores. No Brasil, a recomendação máxima para este na rede de distribuição é de 2 mg/L (Quadro 6). Uma combinação de risco ocorre quando temos altos valores de turbidez e cloro residual livre na rede. O cloro pode reagir com a matéria orgânica formando subprodutos tóxicos tais como trihalometanos (THM) incluindo clorofórmio, diclorobromometano, clorodibromometano e bromo (GIBRILLA *et al.*, 2011b)

Assim, quanto maior a turbidez na rede, maior vai ser a degradação do cloro residual, que deveria cumprir o papel de agente desinfetante. Monitorar estes dois parâmetros e controlar suas violações são de suma importância para a manutenção da potabilidade da água de consumo distribuída e conseqüentemente da saúde da população que a consome. Acrescenta-se que em função do alto percentual de violação de cloro residual e turbidez, as condições básicas para formação de trihalometanos estão estabelecidas, assim, considera-se pertinente inserir como parâmetro de frequência mensal.

Os valores das somas normalizadas das excursões e a amplitude (F3) também tem influência sobre o valor final do índice. Estes valores correspondem a magnitude das violações, ou seja, o quão distantes do objetivo as análises violadas estão. Embora o cloro residual tenha tido o maior percentual de violações, no que corresponde a magnitude individual de violação, o parâmetro bactérias heterotróficas foi o que obteve um *nse* mais elevado (Gráfico 14). Entretanto, conjuntamente, as maiores amplitudes para todos os anos foram observadas no G4 (sem uso do pH) e não mediante a retirada do parâmetro bactérias, isto porque, muito embora a excursão e violação do parâmetro bactérias seja elevada, a sua frequência de violação não é significativa quando comparada os demais.

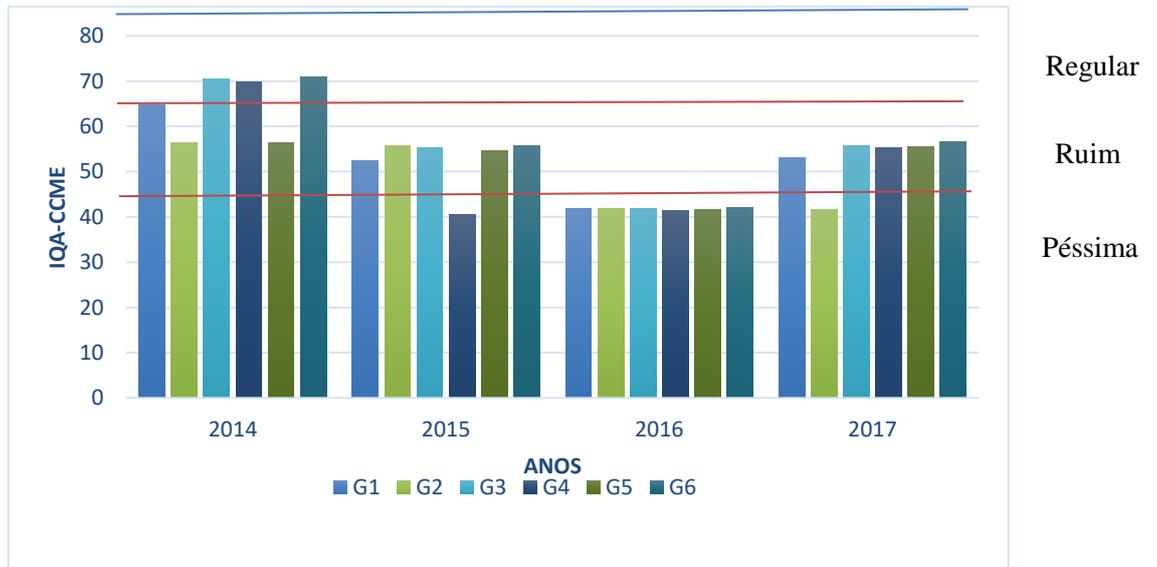
**Gráfico 14-** Média das somas normalizadas (*Nse*) das excursões



Fonte: Pesquisa direta, 2018. Dados Sisága ,2017.

No gráfico 15 podemos observar como o resultado do índice variou mediante a remoção de cada um dos parâmetros nos anos avaliados.

**Gráfico 15-** Influência da remoção individual de parâmetros sobre o índice final, nos anos de 2014,2015,2016 e 2017.



Fonte: Pesquisa direta, 2018. Dados Sisága ,2017.

O efeito de remoção de cada parâmetro pode ser observado nos quadros 8,9,10 e 11 e no gráfico 15. Observa-se que a remoção do cloro e turbidez eleva a qualidade da água em todos

os anos, exceto em 2015. A remoção do cloro é a que tem efeito mais positivo sobre o cálculo do índice de qualidade da água. Provavelmente em função do maior número de violações deste parâmetro. A remoção dos demais parâmetros pouco tem efeito no valor final do índice, o que tem relação com o maior número de conformidade destes e uma violação de menor extensão. Essa relação, inversamente proporcional, também foi constatada por Abtahi e colaboradores (2015).

Entretanto, cabe destacar que embora essa relação entre  $F_2$  e o escore final seja perceptível, o componente do índice que mais aparenta influenciar o resultado é o escopo. Por exemplo, em 2016  $F_1$  (escopo) atingiu o valor máximo e embora, os valores para  $F_2$  e  $F_3$  tenham sido os mais baixos do grupo analisado, estes não foram suficientes para elevar o escore final, melhorando a categorização da qualidade da água. No ano de 2017, uma situação similar ocorre. Ainda que a maior frequência e amplitude ( $F_2$  e  $F_3$ ) tenha sido observada no G4 (sem pH), o IQA obtido para o G2 (sem bactérias) foi o menor devido a este ser o único grupo que apresentou escopo máximo (100). Todos os outros grupos em que o escopo atingiu nível máximo (100) tiveram a qualidade da água caracterizada como péssima (Quadro 8,9,10,11).

É pertinente apontar que estes resultados são preliminares e tinham como objetivo apenas ser um exercício para avaliar factibilidade de utilizar dados do Vigiagua para o cálculo do IQA-CCME, conforme o protocolo recomendado na literatura. Os dados utilizados para aplicação do índice podem não refletir a qualidade geral da água no município do Rio de Janeiro por diversas razões: pode haver variação da qualidade em função do sistema de abastecimento, localização, pode haver variação temporal, etc. O banco de dados é muito extenso e carece de uma estratificação temporal e espacial que permita uma avaliação mais concisa. Assim, seria interessante agrupar os dados analíticos de diferentes recortes tais como: por sistema de captação, por bairros e utilizando menores unidades de tempo (ex: mês, trimestre, semestre).

A modelagem não linear de agregação não ponderada utilizada do IQA-CCME contribui para reduzir os efeitos indesejáveis da eclipsação que corre quando os parâmetros isoladamente apresentam valores críticos, mascarados em um escore final aceitável. Pela facilidade de aplicação e flexibilidade, acredita-se que o índice possa ser aplicado no contexto da vigilância da qualidade da água para consumo no país. O índice permite ampla aplicação em recortes espaciais, temporais e em função de sua modelagem, permite análise individual de componentes ( $F_1$ ,  $F_2$ ,  $F_3$  e *nse*) diversos.

## 6 CONCLUSÕES

A pesquisa nas bases de dados indexados apontou que a base de indexação que correspondeu melhor ao propósito do presente estudo foi a *Web of Science*. Durante as buscas foi perceptível uma confusão terminológica entre a língua portuguesa e inglesa: no inglês a expressão/descriptor *drinking water* é utilizada para designar tanto água potabilizada como água para potabilização, na língua portuguesa a água potável é a água segura que atende aos requisitos de potabilidade. Esta, em inglês pode ser representada pelo termo *safe water*.

Destaca-se, que 63% das pesquisas de interesse foram desenvolvidas e aplicadas na Ásia, particularmente na Índia, onde grupos de pesquisa se fortalecem na área de modelagem da qualidade da água. As publicações consultadas foram relevantes a compreensão da temática e concentraram-se em periódicos com qualis A1 e B1.

A revisão consolida dois entendimentos. O primeiro é que um dos elementos essenciais para o sucesso de um programa de vigilância é o relato de resultados aos envolvidos no processo, o que inclui a sociedade. Mas para que a informação possa ser robusta, bem elaborada, os sistemas têm que ser bem articulados e apresentar ferramentas informacionais adequadas. O segundo entendimento, é que para melhor interpretação de dados de qualidade da água, o aprimoramento de técnicas que favoreçam a síntese de dados necessita ser explorada. Os índices favorecem a comunicação entre gestores e sociedade de maneira consistente.

Entretanto, é preciso compreender que para além das vantagens dos usos dessa ferramenta, existem pontos fracos, os principais são a inflexibilidade, ambiguidade e principalmente a eclipsação que mascara outros parâmetros críticos em detrimento dos positivos, ou seja, a sobreposição de parâmetros.

Os parâmetros mais utilizados na composição dos índices foram variáveis físico químicas, como pH e nitratos. Um aspecto relevante a se destacar é o uso limitado de parâmetros biológicos, especialmente em índices que utilizam curvas de ponderação. Apesar disso, o conjunto de variáveis utilizadas mostrou-se diversificado, de acordo com os objetivos de cada trabalho. Os índices foram categorizados em 22 grupos, tendo sido agrupados quanto ao modelo matemático ou fórmula de agregação. Os mais citados foram o *National Sanitation Foundation (NSF-WQI)*, *Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCMEWQI)*, IQA com referência em Horton (1965) e o modelo de Tiwari e Mishra.

De maneira geral, diante dos vários modelos existentes, o desafio que se põe como imperativo, é o de elaborar índices cada vez mais sensíveis e menos subjetivos. Dentre os

índices levantados, o IQA-CCME apresentou-se como o mais flexível, de melhor mensurabilidade e transparência. Ademais, este é apontado como sendo de aplicação universal em função de sua modelagem, o que permite que seja aplicado em contextos diversos, o que inclui a vigilância da qualidade da água para consumo humano.

A aplicação do IQA-CCME foi realizada sem grandes dificuldades, uma vez que o modelo baseado em três medidas de variância é transparente e de fácil compreensão. O banco de dados disponibilizado pelo Siságua permitiu a aplicação do índice mediante o uso de grupos de parâmetros compostos alternadamente por pH, fluoretos, cloro residual, turbidez e bactérias heterotróficas.

A contribuição de cada um dos parâmetros pode ser observada mediante a exclusão um a um nos grupos subsequentes. No conjunto de dados utilizados para esse exercício observou-se que os parâmetros menos violados são pH e fluoretos, e os mais violados foram cloro residual livre e turbidez, o que parece ser uma realidade nos municípios brasileiros. Assim, estes últimos parâmetros foram os que mais contribuíram de maneira negativa para a pontuação final da qualidade da água. Ao selecionar os parâmetros componentes do índice deve-se considerar não incluir apenas parâmetros comumente pouco violados e sim parâmetros mais críticos no sentido de atribuição geral da qualidade.

O IQA-CCME pelas características descritas no escopo desta pesquisa desponta como ferramenta prática e de uso potencial no contexto das vigilâncias de qualidade da água. A baixa variabilidade nos escores finais obtidas para o conjunto de dados avaliados aponta a coerência do índice. Entretanto, dois pontos devem ser destacados: é necessário reconhecer que o modelo possui algumas limitações e buscar mitigá-las; reconhecer ainda, que os índices não substituem uma análise detalhada dos dados de monitoramento, não devendo ser utilizado como única estratégia de avaliação.

A aplicação do modelo deve sim, ser priorizada como ferramenta de comunicação de dados à sociedade. É preciso lembrar que apesar de muito flexível, o que permite adequação a contextos diversos, o uso do índice demanda um monitoramento regular, com metodologias adequadas e um sistema de informação consolidado e transparente.

Durante a aplicação do índice observou-se registros falhos, que contrariavam os limites de detecção dos métodos utilizados: os registros foram falhos para pH e cloro residual livre, o que diminui a confiança no registro feito. O Vigíágua, em teoria, existe desde meados dos anos 80, tendo sido consolidado como programa na década de 90, e até o presente não satisfaz seus

objetivos no que tange a comunicação de resultados, etapa fundamental para garantir participação social.

Novos estudos devem ser feitos para avaliar em maior profundidade as limitações do modelo e avaliar as possibilidades de seu melhoramento.

## 7 RECOMENDAÇÕES

Além da disponibilidade de dados, outros elementos devem guiar a seleção de parâmetros que irão compor o índice. Embora a flexibilidade seja um ponto forte do modelo canadense, sugere-se a elaboração de critérios específicos de seleção de parâmetros a fim de conseguir um grupo representativo da qualidade da água para consumo humano, não perdendo de vista a facilidade de obtenção dos dados, incluindo custo baixo de análise e do seu monitoramento. Recomenda-se em pesquisas futuras, o uso de métodos como a *análise de processo hierárquico*, ou aplicação do método *fuzzy* para compor um grupo representativo de parâmetros de maneira mais objetiva. A literatura aponta modelos adaptados que ponderam as três medidas de variância utilizadas no modelo canadense, descritos nos trabalhos de Abtahi *et al* (2015), de Dascalescu *et al* (2017), Hurley *et al.* (2012) e Mohebbi *et al* (2013). A comparação os resultados obtidos mediante aplicação do modelo original e adaptado pode contribuir para identificar até que ponto a ausência de ponderação e igualdade de peso dos parâmetros de entrada pode ser positiva.

Sugere-se ainda, que durante o processo de revisão da Portaria 2.941/11, os parâmetros cujos objetivos padrão encontram-se na forma de recomendações, como o caso do pH, bactérias heterotróficas e teor máximo de cloro na rede, sejam apontados como padrões obrigatórios. Em relação aos dados disponíveis no Siságua, sugere-se que elementos quantitativos sobre a presença de coliformes totais e *E. coli* sejam alimentados no sistema de forma a facilitar a entrada do parâmetro nos modelos de índices. Atualmente os dados analíticos coletados em atendimento a Portaria 2.914/11 não são disponibilizados na íntegra para a sociedade, sugere-se, quanto a forma de apresentação dos resultados, que estes sejam apresentados através de índices de qualidade, como o canadense, que se mostrou transparente e de fácil aplicação.

## REFERÊNCIAS

- ABDEL-SATAR, A. M.; ALI, M. H.; GOHER, M. E. Indices of water quality and metal pollution of Nile River, Egypt. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 43, n. 1, p. 21–29, mar. 2017.
- ABOYEJI, O. S.; EIGBOKHAN, S. F. Evaluations of groundwater contamination by leachates around Olusosun open dumpsite in Lagos metropolis, southwest Nigeria. **Journal of Environmental Management**, v. 183, Part 1, p. 333–341, 1 dez. 2016.
- ABTAHI, M. et al. A modified drinking water quality index (DWQI) for assessing drinking source water quality in rural communities of Khuzestan Province, Iran. **Ecological Indicators**, v. 53, p. 283–291, jun. 2015.
- AKTER, T. et al. Water Quality Index for measuring drinking water quality in rural Bangladesh: a cross-sectional study. **Journal of Health Population and Nutrition**, v. 35, p. 4, 9 fev. 2016.
- ALMEIDA, R. A. S. DE. **Índice de qualidade de águas subterrâneas destinadas ao uso na produção de água potável (IQAS)**. Dissertação de Mestrado—Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2007.
- ALOUI, B. Z.; GUEDDARI, M. Long-term water quality monitoring of the Sejnane reservoir in northeast Tunisia. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, v. 68, n. 3, p. 307–316, ago. 2009.
- ALY, A. A.; AL-OMRAN, A. M.; ALHARBY, M. M. The water quality index and hydrochemical characterization of groundwater resources in Hafar Albatin, Saudi Arabia. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 8, n. 6, p. 4177–4190, jun. 2015.
- AMIRI, V.; REZAEI, M.; SOHRABI, N. Groundwater quality assessment using entropy weighted water quality index (EWQI) in Lenjanat, Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 72, n. 9, p. 3479–3490, nov. 2014.
- ANDREAZZI, M. A. R.; BARCELLOS, C.; HACON, S. Velhos indicadores para novos problemas: a relação entre saneamento e saúde. **Rev. Panam. Salud Publica**, v. 22, n. 3. 2007.
- ARAÚJO, C. A. Bibliometria: evolução histórica e questões atuais. **Em questão**, v. 12, n. 1, 2006.
- ASADI, S. S.; VUPPALA, P.; REDDY, M. A. Remote sensing and GIS techniques for evaluation of groundwater quality in municipal corporation of Hyderabad (Zone-V), India. **Int J Environ Res Public Health**, v. 4, n. 1, p. 45–52, abr. 2007.
- BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- BANERJEE, T.; SRIVASTAVA, R. K. Evaluation of environmental impacts of Integrated Industrial Estate-Pantnagar through application of air and water quality indices. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 172, n. 1–4, p. 547–560, jan. 2011.
- BANOENG-YAKUBO, B. et al. Analysis of groundwater quality using water quality index and conventional graphical methods: the Volta region, Ghana. **Environmental Earth Sciences**, v. 59, n. 4, p. 867–879, dez. 2009.
- BARBOSA, F. A. R. (ED.). **Ângulos da água: desafios da integração**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008.

- BATABYAL, A. K.; CHAKRABORTY, S. Hydrogeochemistry and Water Quality Index in the Assessment of Groundwater Quality for Drinking Uses. **Water Environment Research**, v. 87, n. 7, p. 607–617, jul. 2015.
- BENVENUTI, T. et al. Evaluation of water quality at the source of streams of the Sinos River Basin, southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 98–104, maio 2015.
- BEVILACQUA, P. D. et al. Vigilância da qualidade da água para consumo humano no âmbito municipal: contornos, desafios e possibilidades. **Saúde e Sociedade**, v. 23, n. 2, p. 467–483, jun. 2014.
- BHUTIANI, R. et al. Assessment of Ganga river ecosystem at Haridwar, Uttarakhand, India with reference to water quality indices. **Applied Water Science**, v. 6, n. 2, p. 107–113, jun. 2016.
- BLUME, K. et al. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. **Braz J Biol**, v. 70, n. 4, supl.0, p. 1185–1193, dez. 2010.
- BOATENG, T. K. et al. Groundwater quality assessment using statistical approach and water quality index in Ejisu-Juaben Municipality, Ghana. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 6, p. 489, mar. 2016.
- BODRUD-DOZA, M. et al. Characterization of groundwater quality using water evaluation indices, multivariate statistics and geostatistics in central Bangladesh. **Water Science**, v. 30, n. 1, p. 19–40, abr. 2016.
- BOYACIOGLU, H. Development of a water quality index based on a European classification scheme. **Water Sa**, v. 33, n. 1, p. 101–106, jan. 2007.
- BOYACIOGLU, H. Utilization of the water quality index method as a classification tool. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 167, n. 1–4, p. 115–124, ago. 2010.
- BRASIL. Decreto nº 5.440, de 04 de maio de 2005. Estabelece definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento e institui mecanismos e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano. 2005.
- BRASIL. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília, DF.: Ministério da Saúde, 2006a.
- BRASIL. **Manual de procedimentos em vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Brasília, DF: Ministério da Saúde : Secretaria de Vigilância em Saúde : Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador, 2006b.
- BRASIL. LEI Nº 11.445, DE 5 DE JANEIRO DE 2007. LEI Nº 11.445, DE 5 DE JANEIRO DE 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. 2007.
- BRASIL, A. L. **Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2013.
- BRASIL, M. D. S. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de Saúde do Sistema Único de Saúde. .2017.
- BRASIL, M. DAS C. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2018.

- BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 36, de 19 de janeiro de 1990. Altera a portaria de nº 56/1977. .1990.
- BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.. 2011.
- BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 1.813, de 11 de novembro de 2015. Declara Emergência em Saúde Pública de importância Nacional (ESPIN) por alteração do padrão de ocorrência de microcefalias no Brasil. 2015.
- BRASIL; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Painel de Indicadores Ambientais : referencial teórico, composição e síntese dos indicadores**Ministério do Meio Ambiente, , 2014.
- BRASIL;FUNASA. **Impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado**: Estudos e Pesquisas. Brasília, DF: Fundação Nacional de Saúde - Funasa, 2010.
- BRAZIL (ED.). **Programa nacional de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. 1a. ed ed. Brasília, DF: Editora MS, 2005.
- BUSS, P. M.; OTHERS. Promoção da saúde e qualidade de vida. **Ciência & saúde coletiva**, v. 5, n. 1, p. 163–177, 2000.
- CAMELLO, T. C. F. et al. **Gestão e vigilância em saúde ambiental**. Rio de Janeiro: Thex, 2009.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (ED.). **Canadian environmental quality guidelines**. Hull, QC: CCME, 1999.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (ED.). **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Inex 1.0 users manual**. Hull, QC: CCME, 2001.
- CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2015. Apêndice C - índice de Qualidade das Águas**. São Paulo: CETESB, 2016. Disponível em: <<<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>>.
- CHAKRABORTY, S.; KUMAR, R. N. Assessment of groundwater quality at a MSW landfill site using standard and AHP based water quality index: a case study from Ranchi, Jharkhand, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 6, p. 335, jun. 2016.
- CLARKE, R.; KING, J. **O atlas da água: o mapeamento completo do recurso mais precioso do planeta**, 2005.
- CUTOLO, S. A. Abastecimento público e uso das águas. In: GIATTI, L. L. (Ed.). . **Fundamentos de Saúde Ambiental**. Manaus: UFAM, 2009.
- DAMO, R.; ICKA, P. Evaluation of water quality index for drinking water. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 22, n. 4, p. 1045–1051, 2013.
- DANIEL, M. H. B.; CABRAL, A. R. A Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiagua) e os Objetivos do Desenvolvimento do Milênio (ODM). **Cad. saúde colet., (Rio J.)**, v. 19, n. 4, out. 2011.

- DARVISHI, G. et al. Comparative Investigation of River Water Quality by OWQI, NSFQI and Wilcox Indexes (Case study: the Talar River - IRAN). **Archives of Environmental Protection**, v. 42, n. 1, p. 41–48, mar. 2016.
- DASCALESCU, I. G. et al. DEVELOPMENT OF A VERSATILE WATER QUALITY INDEX FOR WATER SUPPLY APPLICATIONS. **Environmental Engineering and Management Journal**, v. 16, n. 3, p. 525–534, mar. 2017.
- DE SOUZA, M. T.; DA SILVA, M. D.; DE CARVALHO, R. Revisão integrativa: o que é e como fazer. **Einstein (São Paulo)**, v. 8, p. 102–106, 2010.
- DEDE, O. T.; TELCI, I. T.; ARAL, M. M. The Use of Water Quality Index Models for the Evaluation of Surface Water Quality: A Case Study for Kirmir Basin, Ankara, Turkey. **Water Quality Exposure and Health**, v. 5, n. 1, p. 41–56, mar. 2013.
- DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4. ed. atualizada ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.
- DIEGUES, A. C. Água e cultura nas populações tradicionais brasileiras. In: RIBEIRO, W. C. (Ed.). **Governança da água no Brasil: uma visão interdisciplinar**. São Paulo, SP, Brasil: Annablume : FAPESP, 2009. p. 380.
- DYNIWICZ, A. M. **Metodologia da pesquisa em saúde para iniciantes**. 3. ed. São Caetano do Sul, SP: Difusão, 2014.
- EWAID, S. H.; ABED, S. A. Water quality index for Al-Gharraf River, southern Iraq. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, 2017.
- FAGBOTE, E. O.; OLANIPEKUN, E. O.; UYI, H. S. Water quality index of the ground water of bitumen deposit impacted farm settlements using entropy weighted method. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 11, n. 1, p. 127–138, fev. 2014.
- FARZADKIA, M. et al. Spatio-temporal evaluation of Yamchi Dam basin water quality using Canadian water quality index. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 4, abr. 2015.
- FERNANDES NETO, M. DE L. **Norma Brasileira de Potabilidade de Água: Análise dos parâmetrosagrotóxicos numa abordagem de avaliação de risco**. [s.l: s.n.].
- FERNANDEZ-LUQUENO, F. et al. Physicochemical and microbiological characterisation for drinking water quality assessment in Southeast Coahuila, Mexico. **International Journal of Environment and Pollution**, v. 59, n. 1, p. 78–92, 2016.
- FIJANI, E. et al. Analysis and Assessment of Hydrochemical Characteristics of Maragheh-Bonab Plain Aquifer, Northwest of Iran. **Water Resources Management**, v. 31, n. 3, p. 765–780, fev. 2017.
- FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Concepts and importance of mathematical modeling of water quality for water resources management. **Revista Ambientia**, v. 9, n. 3, 2013.
- FREITAS, C. M. DE. **Saúde ambiental: guia básico para construção de indicadores**. Brasília-DF: Ministério da Saúde : Secretaria de Vigilância em Saúde : Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador, 2011.
- FREITAS, M. B.; FREITAS, C. M. DE. A vigilância da qualidade da água para consumo humano: desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, p. 993–1004, dez. 2005.

- GAO, Q. et al. Analysis and assessment of the nutrients, biochemical indexes and heavy metals in the Three Gorges Reservoir, China, from 2008 to 2013. **Water Research**, v. 92, p. 262–274, 1 abr. 2016.
- GHARIBI, H. et al. A novel approach in water quality assessment based on fuzzy logic. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 87–95, 15 dez. 2012.
- GIATTI, L. L. Precaridades em saneamento básico, doenças de veiculação hídrica e demais moléstias associadas. In: GIATTI, L. L. (Ed.). . **Fundamentos de saúde ambiental**. Manaus: UFAM, 2009a.
- GIATTI, L. L. Fundamentos das relações entre saúde e ambiente. In: GIATTI, L. L. (Ed.). . **Fundamentos de saúde ambiental**. Manaus: UFAM, 2009b.
- GIBRILLA, A. et al. Application of Water Quality Index (WQI) and Multivariate Analysis for Groundwater Quality Assessment of the Birimian and Cape Coast Granitoid Complex: Densu River Basin of Ghana. **Water Quality Exposure and Health**, v. 3, n. 2, p. 63–78, out. 2011a.
- GIBRILLA, A. et al. Seasonal Evaluation of Raw, Treated and Distributed Water Quality from the Berekese Dam (River Offin) in the Ashanti Region of Ghana. **Water Quality Exposure and Health**, v. 3, n. 3–4, p. 157–174, dez. 2011b.
- 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.
- GUPTA, R.; MISRA, A. K. Groundwater quality analysis of quaternary aquifers in Jhajjar District, Haryana, India: Focus on groundwater fluoride and health implications. **Alexandria Engineering Journal**, 2016.
- HASSEN, I.; HAMZAOUI-AZAZA, F.; BOUHLILA, R. Application of multivariate statistical analysis and hydrochemical and isotopic investigations for evaluation of groundwater quality and its suitability for drinking and agriculture purposes: case of Oum Ali-Thelepte aquifer, central Tunisia. **Environ Monit Assess**, v. 188, n. 3, p. 135–135, fev. 2016.
- HELLER, L. **Saneamento e Saúde**. Brasília: Organização Pan Americana da Saúde - OPAS, 1997.
- HELLER, L. Relação entre saúde e saneamento na perspectiva do desenvolvimento. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 3, n. 2, p. 73–84, 1998.
- HELLER, L.; PÁDUA, V. L. DE (EDS.). **Abastecimento de água para consumo humano. T. 1: [...]**. 2. ed. revista e atualizada ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.
- HOSSEINI-MOGHARI, S.-M.; EBRAHIMI, K.; AZARNIVAND, A. Groundwater quality assessment with respect to fuzzy water quality index (FWQI): an application of expert systems in environmental monitoring. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 10, p. 7229–7238, nov. 2015.
- HURLEY, T.; MAZUMDER, A. Spatial scale of land-use impacts on riverine drinking source water quality. **Water Resources Research**, v. 49, n. 3, p. 1591–1601, mar. 2013.
- HURLEY, T.; SADIQ, R.; MAZUMDER, A. Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality. **Water Research**, v. 46, n. 11, p. 3544–3552, jul. 2012.
- IBGE (ED.). **Pesquisa nacional de saneamento básico: 2008**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010.

- ISLAM, N. et al. Evaluation of source water protection strategies: A fuzzy-based model. **Journal of Environmental Management**, v. 121, p. 191–201, 30 maio 2013.
- JAYALAKSHMI, S.; VELAPPAN, E. Assessment of Water Quality Index in the St. Thomas Mount Block Using GIS and Remote Sensing. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 24, n. 4, p. 1611–1619, 2015.
- JIANSHENG, S. et al. Suitability assessment of deep groundwater for drinking, irrigation and industrial purposes in Jiaozuo City, Henan Province, north China. **Chinese Science Bulletin**, v. 58, n. 25, p. 3098–3110, set. 2013.
- JINDAL, R.; SHARMA, C. Studies on water quality of Sutlej River around Ludhiana with reference to physicochemical parameters. **Environ Monit Assess**, v. 174, n. 1–4, p. 417–25, fev. 2011.
- KAMRANI, S. et al. Investigating the efficiency of information entropy and fuzzy theories to classification of groundwater samples for drinking purposes: Lenjanat Plain, Central Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 20, p. 1370, out. 2016.
- KETATA, M.; GUEDDARI, M.; BOUHLILA, R. Suitability assessment of shallow and deep groundwaters for drinking and irrigation use in the El Khairat aquifer (Enfidha, Tunisian Sahel). **Environmental Earth Sciences**, v. 65, n. 1, p. 313–330, jan. 2012.
- KONZEN, G. B.; FIGUEIREDO, J. A. S.; QUEVEDO, D. M. History of water quality parameters - a study on the Sinos River/Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 1–10, maio 2015.
- KUMAR, G. V. S. R. P.; SEKHAR, T. C.; MURTY, B. S. Assessment of ground water quality status based on water quality index method in two coastal villages, Konada and Chintapalli of Vizianagaram, district in Andhra Pradesh, India. **Journal of the Indian Chemical Society**, v. 94, n. 3, p. 311–319, mar. 2017.
- KUMAR, P. J. S. Evolution of groundwater chemistry in and around Vaniyambadi Industrial Area: Differentiating the natural and anthropogenic sources of contamination. **Chemie Der Erde-Geochemistry**, v. 74, n. 4, p. 641–651, 2014.
- KUMAR, S. K. et al. Hydro-geochemistry and application of water quality index (WQI) for groundwater quality assessment, Anna Nagar, part of Chennai City, Tamil Nadu, India. **Applied Water Science**, v. 5, n. 4, p. 335–343, dez. 2015.
- LEÃO, E. R. et al. (EDS.). **Qualidade em saúde e indicadores como ferramenta de gestão**. São Caetano do Sul: Yendis, 2008.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3ª edição ed. Campinas, SP: Átomo, 2010.
- LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. DE L.; NASCIMENTO, N. DE O. A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Eng. sanit. ambient**, v. 10, n. 3, p. 219–228, set. 2005a.
- LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. DE L.; NASCIMENTO, N. DE O. A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 219–228, 2005b.
- LOPES, I. L. **Estratégia de busca na recuperação da informação: revisão da literatura**. 2002.

LOPES, V. C.; LIBÂNIO, M.; OTHERS. Proposição de um índice de qualidade de estações de tratamento de água (IQETA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005.

LUMB, A. et al. A Comparative Study of USA and Canadian Water Quality Index Models. **Water Quality Exposure and Health**, v. 3, n. 3–4, p. 203–216, dez. 2011.

LUMB, A.; HALLIWELL, D.; SHARMA, T. Application of CCME Water Quality Index to monitor water quality: a case study of the Mackenzie River Basin, Canada. **Environ Monit Assess**, v. 113, n. 1–3, p. 411–29, abr. 2006.

LUMB, A.; SHARMA, T. C.; 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, jun. 2011.

MAGESH, N. S. et al. Groundwater quality assessment using WQI and GIS techniques, Dindigul district, Tamil Nadu, India. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 6, n. 11, p. 4179–4189, nov. 2013.

MISAGHI, F. et al. Introducing a water quality index for assessing water for irrigation purposes: A case study of the Ghezel Ozan River. **Science of The Total Environment**, v. 589, p. 107–116, 1 jul. 2017.

MOHEBBI, M. R. et al. Assessment of water quality in groundwater resources of Iran using a modified drinking water quality index (DWQI). **Ecological Indicators**, v. 30, p. 28–34, jul. 2013.

MOSTAFAEI, A. Application of Multivariate Statistical Methods and Water-Quality Index to Evaluation of Water Quality in the Kashkan River. **Environmental Management**, v. 53, n. 4, p. 865–881, abr. 2014.

NABIZADEH, R. et al. Development of innovative computer software to facilitate the setup and computation of water quality index. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 11, p. UNSP 1, 26 abr. 2013a.

NABIZADEH, R. et al. Development of innovative computer software to facilitate the setup and computation of water quality index. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 11, p. UNSP 1, 26 abr. 2013b.

NAIR, G. A. et al. Groundwater quality of north-east Libya. **Journal of Environmental Biology**, v. 27, n. 4, p. 695–700, out. 2006.

NAZIR, H. M. et al. Classification of Drinking Water Quality Index and Identification of Significant Factors. **Water Resources Management**, v. 30, n. 12, p. 4233–4246, set. 2016.

NEVES-SILVA, P.; HELLER, L. O direito humano à água e ao esgotamento sanitário como instrumento para promoção da saúde de populações vulneráveis. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 21, n. 6, p. 1861–1870, jun. 2016.

OISTE, A. M. Groundwater quality assessment in urban environment. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 11, n. 7, p. 2095–2102, out. 2014.

OLIVEIRA, A. F. DE; LEITE, I. DA C.; VALENTE, J. G. Global burden of diarrheal disease attributable to the water supply and sanitation system in the State of Minas Gerais, Brazil: 2005. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 20, n. 4, p. 1027–1036, abr. 2015.

ORGANIZATION, W. H.; UNICEF. **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines**. [s.l.] World Health Organization, 2017.

- PAGANINI, W. DASILVA; GALVÃO JUNIOR, A. DE C. Aspectos conceituais da regulação dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 79–88, 2009.
- PARMAR, K. S.; BHARDWAJ, R. Water quality index and fractal dimension analysis of water parameters. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 1, p. 151–164, jan. 2013.
- PARPAROV, A. et al. Water Quality Quantification: Basics and Implementation. **Hydrobiologia**, v. 560, n. 1, p. 227–237, maio 2006.
- PINTO, V. G. **Análise comparativa de legislações relativas à qualidade da água para consumo humano na América do Sul**. Dissertação de Mestrado—Belo Horizonte: UFMG, 2006.
- PIUS, A.; JEROME, C.; SHARMA, N. Evaluation of groundwater quality in and around Peenya industrial area of Bangalore, South India using GIS techniques. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 7, p. 4067–4077, jul. 2012.
- POONIA, S.; SINGH, T. S.; TSERING, D. C. Application of water quality index for the assessment of suitability of natural sources of water for drinking in rural areas of east Sikkim, India. **Indian J Public Health**, v. 59, n. 2, p. 153–5, maio 2015.
- PRASAD, P. et al. Water quality analysis of surface water: a Web approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 7, p. 5987–5992, jul. 2013.
- RABEY, R. E. Assessment and modeling of groundwater quality using WQI and GIS in Upper Egypt area. abr. 2017.
- RAJANKAR, P. N.; TAMBEKAR, D. H.; WATE, S. R. Seasonal Variation in Groundwater Quality of Yavatmal District, India. **E-Journal of Chemistry**, v. 8, n. 2, p. 870–874, abr. 2011.
- RAMACHANDRAMOORTHY, T.; SIVASANKAR, V.; SUBRAMANIAN, V. The seasonal status of chemical parameters in shallow coastal aquifers of Rameswaram Island, India. **Environ Monit Assess**, v. 160, n. 1–4, p. 127–39, 2010.
- RAMESH, S. et al. An innovative approach of Drinking Water Quality Index—A case study from Southern Tamil Nadu, India. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 4, p. 857–868, jul. 2010.
- RAZZOLINI, M. T. P.; GÜNTHER, W. M. R.; OTHERS. Impactos na saúde das deficiências de acesso a água. **Saúde e Sociedade**, v. 17, n. 1, p. 21–32, 2008.
- REZENDE, S. C.; HELLER, L. **O saneamento no Brasil: políticas e interfaces**. 2. ed. rev. e ampliada ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.
- RIBEIRO, M. C. M. Nova portaria de potabilidade de água: busca de consenso para viabilizar a melhoria da qualidade da água potável distribuída no Brasil. **Revista DAE**, v. 189, maio/agosto 2012.
- RIBEIRO, W. C. **Geografia política da água**. São Paulo: Annablume, 2008.
- RICKWOOD, C. J.; CARR, G. M. Development and sensitivity analysis of a global drinking water quality index. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 156, n. 1–4, p. 73–90, set. 2009.
- 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. 4163, jan. 2015.

ROSEN, G. **Uma história da saúde pública**. São Paulo: Hucitec : Unesp, 1994.

RUBIO-ARIAS, H. et al. An overall Water Quality Index (WQI) for a man-made aquatic reservoir in Mexico. **Int J Environ Res Public Health**, v. 9, n. 5, p. 1687–98, jul. 2012.

SADAT-NOORI, S. M.; EBRAHIMI, K.; LIAGHAT, A. M. Groundwater quality assessment using the Water Quality Index and GIS in Saveh-Nobaran aquifer, Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, n. 9, p. 3827–3843, maio 2014.

SADIQ, R. et al. Using penalty functions to evaluate aggregation models for environmental indices. **J Environ Manage**, v. 91, n. 3, p. 706–16, fev. 2010.

SADIQ, R.; RODRIGUEZ, M. J. Interpreting drinking water quality in the distribution system using Dempster-Shafer theory of evidence. **Chemosphere**, v. 59, n. 2, p. 177–188, abr. 2005.

SALCEDO-SANCHEZ, E. R. et al. Application of water quality index to evaluate groundwater quality (temporal and spatial variation) of an intensively exploited aquifer (Puebla valley, Mexico). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 10, p. 573, out. 2016.

SARKAR, C.; ABBASI, S. A. QUALIDEX - A new software for generating water quality indice. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 119, n. 1–3, p. 201–231, ago. 2006.

SCHEILI, A.; RODRIGUEZ, M. J.; SADIQ, R. Development, application, and sensitivity analysis of a water quality index for drinking water management in small systems. **Environ Monit Assess**, v. 187, n. 11, p. 685–685, out. 2015.

SCHEILI, A.; RODRIGUEZ, M. J.; SADIQ, R. Impact of human operational factors on drinking water quality in small systems: an exploratory analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 133, p. 681–690, 1 out. 2016.

SELVAM, S. et al. GIS-based Evaluation of Water Quality Index of groundwater resources around Tuticorin coastal city, south India. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, n. 6, p. 2847–2867, mar. 2014.

SENER, S.; SENER, E.; DAVRAZ, A. Assessment of groundwater quality and health risk in drinking water basin using GIS. **Journal of Water and Health**, v. 15, n. 1, p. 112–132, fev. 2017.

SETH, R. et al. Assessment of Seasonal Variations in Surface Water Quality of Bageshwar District, Uttarakhand, India for Drinking and Irrigation Purposes. **Proceedings of the National Academy of Sciences India Section a-Physical Sciences**, v. 85, n. 2, p. 283–293, jun. 2015.

SETH, R. et al. Water quality evaluation of Himalayan Rivers of Kumaun region, Uttarakhand, India. **Applied Water Science**, v. 6, n. 2, p. 137–147, jun. 2016.

SETHY, S. N.; SYED, T. H.; KUMAR, A. Evaluation of groundwater quality in parts of the Southern Gangetic Plain using water quality indices. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 3, p. 116, fev. 2017.

SHARMA, P. et al. Changes in water quality index of Ganges river at different locations in Allahabad. **Towards sustainability assessment of water systems: current approaches and future challenges**, v. 3–4, p. 67–76, out. 2014.

SHARMA, S.; CHHIPA, R. C. Interpretation of ground water quality parameter for selected area of Jaipur using regression and correlation analysis. **Journal of Scientific & Industrial Research**, v. 72, n. 12, p. 781–783, dez. 2013.

- SHARMA, S.; CHHIPA, R. C. Seasonal variations of ground water quality and its agglomerates by water quality index. **Global Journal of Environmental Science and Management-Gjesm**, v. 2, n. 1, p. 79–86, WIN 2016.
- SICHE, R. et al. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & sociedade**, v. 10, n. 2, p. 137–148, jul. 2007.
- SINGH, S. et al. A comprehensive study on water balance, sedimentation and physico-chemical characteristics of Sagar Lake in India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 148, n. 1–4, p. 265–276, jan. 2009.
- SINGH, U. B. et al. Water Quality Assessment of Some Freshwater Bodies Supporting Vegetation in and Around Chandigarh (India), Using Multivariate Statistical Methods. **Water Quality Exposure and Health**, v. 5, n. 3, p. 149–161, nov. 2013.
- SINHA, D. K.; SAXENA, R. Statistical assessment of underground drinking water contamination and effect of monsoon at Hasanpur, J. P. Nagar (Uttar Pradesh, India). **J Environ Sci Eng**, v. 48, n. 3, p. 157–64, 2006.
- SIVASANKAR, V. et al. Evaluation of groundwater quality in Madurai City, South India for drinking, irrigation and construction purposes. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 7, n. 8, p. 3093–3107, ago. 2014.
- SIVASANKAR, V.; RAMACHANDRAMOORTHY, T.; CHANDRAMOHAN, A. Deterioration of coastal groundwater quality in Island and mainland regions of Ramanathapuram District, Southern India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 1, p. 931–944, jan. 2013.
- SIVSANKAR, V.; RAMACHANDRAMOORTHY, T.; KUMAR, M. S. Deterioration of coastal groundwater quality in Rameswaram Island of Ramanathapuram District, Southern India. **Journal of Water Chemistry and Technology**, v. 35, n. 2, p. 91–98, mar. 2013.
- SOARES, S. R.; BERNARDES, R. S.; NETTO, O. DE M. C. Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em saneamento Relationship between water supply, sanitation, public health, and environment: elements. **Cad. Saúde Pública**, v. 18, n. 6, p. 1713–1724, 2002.
- SONG, T.; KIM, K. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. **J Environ Manage**, v. 90, n. 3, p. 1534–43, jan. 2009.
- SOUZA, M.; LIBÂNIO, M. Proposta de índice de Qualidade para Água Bruta afluyente a estações convencionais de tratamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 4, p. 471–478, 2009.
- SRIVASTAVA, P. K. et al. Characterizing Monsoonal Variation on Water Quality Index of River Mahi in India using Geographical Information System. **Water Quality Exposure and Health**, v. 2, n. 3–4, p. 193–203, fev. 2011.
- SWAMEE, P. K.; TYAGI, A. Describing water quality with aggregate index. **Journal of Environmental Engineering**, v. 126, n. 5, p. 451–455, 2000.
- TAKIC, L. et al. Evaluation of the Ecochemical Status of the Danube in Serbia in Terms of Water Quality Parameters. **Scientific World Journal**, p. 930737, 2012.
- TEIKEU, W. A. et al. Assessment of groundwater quality in Yaounde area, Cameroon, using geostatistical and statistical approaches. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 1, p. 21, jan. 2016.

TEIXEIRA, J. C. et al. Study of the impact of deficiencies of sanitation on public health in Brazil from 2001 to 2009. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 87–96, 2014.

TOLEDO, R. F. DE; PELICIONI, M. C. F. O papel da educação para a promoção da saúde. In: GIATTI, L. L. (Ed.). **Fundamentos de Saúde Ambiental**. Manaus: UFAM, 2009.

TREINTA, F. T. et al. Metodologia de pesquisa bibliográfica com a utilização de método multicritério de apoio à decisão. **Production**, v. 24, n. 3, p. 508–520, set. 2014.

UNESCO. **Water for a sustainable world includes data and indicators annex for water and energy**. Paris: Unesco, 2015.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME. **Water and jobs**. Paris: Unesco, 2016.

VAROL, S.; DAVRAZ, A. Evaluation of the groundwater quality with WQI (Water Quality Index) and multivariate analysis: a case study of the Tefenni plain (Burdur/Turkey). **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 4, p. 1725–1744, fev. 2015.

VASANTHAVIGAR, M. et al. Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India. **Environ Monit Assess**, v. 171, n. 1–4, p. 595–609, out. 2010.

VIDYALAKSHMI, R. et al. Determination of Land Use Stress on Drinking Water Quality in Tiruchirappalli, India Using Derived Indices. **Water Quality Exposure and Health**, v. 5, n. 1, p. 11–29, mar. 2013.

WANDA, E. M. M.; GULULA, L. C.; PHIRI, G. Determination of characteristics and drinking water quality index in Mzuzu City, Northern Malawi. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 50–52, p. 92–97, 2012.

WANDA, E. M. M.; MAMBA, B. B.; MSAGATI, T. A. M. Determination of the water quality index ratings of water in the Mpumalanga and North West provinces, South Africa. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 92, p. 70–78, abr. 2016.

WANG, J. et al. Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China. **Science of The Total Environment**, v. 583, p. 421–431, 1 abr. 2017.

WANG, S. Groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural use in the Yanqi Basin of Xinjiang Province, Northwest China. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 9, p. 7469–7484, set. 2013.

WEINER, E. R. **Applications of environmental chemistry: a practical guide for environmental professionals**. Boca Raton: Lewis Pub, 2000.

WHO (ED.). **Guidelines for drinking-water quality**. 4th ed ed. Geneva: World Health Organization, 2011.

WHO. **Guias para la calidad del agua de consumo humano : cuarta edición que incorpora la primera adenda**. Geneva: [s.n.].

WHO/UNICEF. **Progress on sanitation and drinking water**. Geneva: World Health Organization, 2015.

XIAO, J.; JIN, Z.; WANG, J. Geochemistry of trace elements and water quality assessment of natural water within the Tarim River Basin in the extreme arid region, NW China. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 136, p. 118–126, jan. 2014.

YADAV, A. K.; KHAN, P.; SHARMA, S. K. Water Quality Index Assessment of Groundwater in Todaraisingh Tehsil of Rajasthan State, India-A Greener Approach. **E-Journal of Chemistry**, v. 7, p. S428–S432, dez. 2010.

YIDANA, S. M.; YIDANA, A. Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis. **Environmental Earth Sciences**, v. 59, n. 7, p. 1461–1473, fev. 2010.

ZAHEDI, S.; AZARNIVAND, A.; CHITSAZ, N. Groundwater quality classification derivation using Multi-Criteria-Decision-Making techniques. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 243–252, jul. 2017.

ZAIDI, F. K. et al. Evaluation of groundwater chemistry and its impact on drinking and irrigation water quality in the eastern part of the Central Arabian graben and trough system, Saudi Arabia. **Journal of African Earth Sciences**, v. 120, p. 208–219, ago. 2016.

ZANIRATO, S. H. Conservação da memória dos usos da água no Brasil. In: RIBEIRO, W. C. (Ed.). **Governança da água no Brasil: uma visão interdisciplinar**. São Paulo, SP, Brasil: [s.n.]. p. 390.

**APÊNDICES**

**A1.** Descritores localizados em busca por termos ou palavras nos Descritores em Ciências da Saúde – DeCS.

<b>Palavra ou termo pesquisado</b>	<b>Quantidade de descritores</b>	<b>Descritor</b>	<b>Definição</b>	<b>Relacionados</b>
Qualidade da água	01	<i>Water quality</i> <i>Calidad del agua</i> Qualidade da água	1. Classificação de um corpo de água, baseada nas características físicas, químicas e biológicas mensuráveis (MeSH). 2. Características físicas, químicas e biológicas, relacionadas com o uso da água para um fim específico.	Análise da água, poluição da água, controle da qualidade da água, critérios da qualidade da água, normas da qualidade da água e abastecimento da água.
Água potável	01	<i>Drinking water</i> <i>Agua potable</i> Água potável	1. Água que pode ser ingerida (MeSH). 2. Aquela cuja qualidade é adequada ao consumo humano, atendendo ao conjunto de características biofísico-químicas essenciais à vida.	Água doce, abastecimento de água e tratamento da água.
Índice	28	Líquido amniótico Índice de Apgar Índice Médico de Cornell Índice de preços ao consumidor Índice mitótico Índice de refração Razão de Masculinidade Peso- Estatura Índice de gravidade da doença Taxa de aborto Equivalência terapêutica Índice de Massa Corporal	*	*

		Avaliação Nutricional Índice de Higiene Oral Índice Periodontal Índice de placa dentária Índice CPO Mortalidade Índice de Periódicos Índice Índice de precipitação anterior Índice de Explosividade Índice de Palmer Indicador de Risco Índice Glicêmico Índice Tornozelo- braço Pontuação de propensão Índice de necessidade de tratamento ortodôntico		
Modelos de qualidade da água	01	<i>Water quality models</i>  <i>Modelos de calidad del agua</i>  Modelos de qualidade da água	Sem definição.	Qualidade da água, critérios de qualidade da água e normas de qualidade da água.

\* As definições e os termos não foram reproduzidas por não serem de interesse da pesquisa. Estas se encontram no DeCS.

**A.2** : Resumo da Busca 1 e 2, realizada nas bases selecionadas , detalhes e resultados obtidos.

DETALHES DA BUSCA					STRING DE BUSCA		RESULTADOS DA BUSCA						
Base	Tipo de busca	Campo de busca	Descritores de busca		Operador booleano	Busca 1	Busca 2	Busca 1			Busca 2		
			Busca 1	Busca 2				Inicial	Pós refino	Recuperados	Inicial	Pós refino	Recuperados
WoS	Pesquisa avançada	Tópico	<i>Water quality</i> <i>Drinking water</i> <i>Index</i>	<i>“Water quality index”</i> <i>Drinking water</i>	AND	Ts = (water quality AND drinking water AND index)	Ts = (“water quality index”AND drinking water)	916	819	132	229	208	123
SD	<i>Expert search</i>	Título, resumo e palavras-chave	<i>Water quality</i> <i>Drinking water</i> <i>Index</i>	<i>“Water quality index”</i> <i>Drinking water</i>	AND	Title-Abstr-Key (water quality AND drinking water AND index)	Title-Abstr-Key (“water quality index”AND drinking water)	192	189	33	37	37	27

<b>PM</b>	Advanced	<i>Mesh terms e All fields</i>	<i>Water quality Drinking water Index</i>	<i>“Water quality index” Drinking water</i>	AND	((water quality[MeSH Terms]) AND drinking water[MeSH Terms]) AND index	(drinking water[MeSH Terms]) AND "water quality index"	37	37	16	13	13	09
<b>BVS</b>	Busca avançada	Título, resumo e assunto	<i>Water quality Drinking water Index</i>	<i>“Water quality index” Drinking water</i>	AND	(tw:(water quality)) AND (tw:(drinking water)) AND (tw:(index))	(tw:(“water quality index”)) AND (tw:(drinking water))	515	358	81	94	93	68
<b>TOTAL</b>								1.660	1.403	262	373	351	227

Notas: As referidas buscas tiveram como data base o mês de junho/2017. WoS : Web of Science. SD: Science Direct. PM:PubMed. BVS: Biblioteca Virtual em Saúde. Os valores apresentados não excluem os arquivos duplicados, nem artigos pagos. A expressão ‘pós refino’ refere-se à aplicação de filtros e critérios de inclusão/exclusão. A expressão ‘recuperados’ refere-se aos artigos seleccionados após leitura dos títulos e resumos.

**A3. Quadro síntese dos índices utilizados nas 124 publicações avaliadas.**

N	ÍNDICE	N de citações
1	National Sanitation Foundation – WQI (NSF-WQI)	50
2	Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCMEWQI)	25
3	IQA com referência em Horton	15
4	Tiwari and Mishra Model WQI (TM Model)	11
5	Índice de qualidade de água ponderado por entropia (EWQI)	5
6	IQA com referência no método Martinez Basoon, 1979/Pesce e Wunderlin ,2000	4
7	Oregon Water Quality Index (OWQI)	3
8	IQA híbrido (Modelo difuso/Fuzzy)	3
9	IQA Multiplicativo Ponderado	3
10	Índice de Dinus	2
11	IQA - SDD (1976) - Índice Escocês (Quadrado da soma dos produtos)	2
12	IQA Método Bhargava (2006)	2
13	IQA (Wanda 2012/2016)	2
14	Índice Universal de Qualidade de Água (UWQI) por Boyacıoğlu (2007)	2
15	WQI (Calculadora Raster do ArcGis)	1
16	Índice de qualidade (WQI) e aptidão de qualidade da água (WQA) - Estrutura modular	1
17	Water Environmental Monitoring and Research Center in Ministry of Water Resources, China, WQI	1
18	Guangdong Provincial Water Resources Bureau, WQI (2002)	1
19	Gorganrood WQI, NSFQI adaptado com atribuição de peso pelo método do processo hierárquico analítico	1
20	IQA ponderado aritmético: The River Ganga Index of Ved Prakash et al;WQI by National Sanitation Foundation (NSF-WQI)	1
21	Aquatic Índice de Toxicidade (ATI)	1
22	Índice geral da Poluição (OIP)	1

Fonte: Pesquisa direta, 2017.

#### A4. Índices mais citados agrupados por autores.

ÍNDICE	AUTORES
WQI by National Sanitation Foundation (NSF-WQI)	Hutiani <i>et al.</i> , 2016; Gharibi <i>et al.</i> , 2012; Lumb <i>et al.</i> , 2011; Darvishi <i>et al.</i> , 2016; (WANDA; MAMBA; MSAGATI, 2016); Aly; Al-omran; Alharby, 2015; Banoeng-yakubo <i>et al.</i> , 2009; Batabyal; Chakraborty, 2015; Boateng <i>et al.</i> , 2016; Bodrud-doza <i>et al.</i> , 2016; Brindha; Elango, 2011; Chakraborty; Kumar, 2016; Fijani <i>et al.</i> , 2017; Hassen; Hamzaoui-azaza; Bouhlila, 2016; Hosseini-moghari; Ebrahimi; Azarnivand, 2015; Jasmin; Mallikarjuna, 2014; Ketata; Gueddari; Bouhlila, 2012; Nazir <i>et al.</i> , 2016; Sadat-noori; Ebrahimi; Liaghat, 2014; Sener; Sener; Davraz, 2017; Shabbir; Ahmad, 2015; Shah; Shilpkar; Acharya, 2008; Singh; Hussian, 2016; Takic <i>et al.</i> , 2012; (JIANSHENG <i>et al.</i> , 2013; NABIZADEH <i>et al.</i> , 2013b; OISTE, 2014; PRASAD <i>et al.</i> , 2013; RABEIY, 2017; RAJANKAR; TAMBEKAR; WATE, 2011; SHARMA <i>et al.</i> , 2014; SHARMA; CHHIPA, 2013, 2016; SINGH <i>et al.</i> , 2013; VAROL; DAVRAZ, 2015; VASANTHAVIGAR <i>et al.</i> , 2010; WANG, 2013; YIDANA; YIDANA, 2010; ZAHEDI; AZARNIVAND; CHITSAZ, 2017; ZAIDI <i>et al.</i> , 2016); Banerjee; Srivastava, 2011; Jindal; Sharma, 2011; Konzen; Figueiredo; Quevedo, 2015; Nair <i>et al.</i> , 2006; Song; Kim, 2009; Vidyalakshmi <i>et al.</i> , 2013; Wang <i>et al.</i> , 2017; Xiao; Jin; Wang, 2014 ; (KUMAR <i>et al.</i> , 2015); (SETHY; SYED; KUMAR, 2017)
Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCMEWQI)	(SETHY; SYED; KUMAR, 2017); Abdel-satar; Ali; Goher, 2017; Abtahi <i>et al.</i> , 2015; Aloui; Gueddari, 2009; Boyacioglu, 2010; Damo; Icka, 2013; Dascalescu <i>et al.</i> , 2017; Dede; Telci; Aral, 2013; Farzadkia <i>et al.</i> , 2015; Fernandez-Luqueno <i>et al.</i> , 2016; Gao <i>et al.</i> , 2016; Gharibi <i>et al.</i> , 2012; Gibrilla <i>et al.</i> , 2011; Hurley; Mazumder, 2013; Hurley; Sadiq; Mazumder, 2012; Lumb <i>et al.</i> , 2011; Lumb; Halliwell; Sharma, 2006; Magesh <i>et al.</i> , 2013; Mohebbi <i>et al.</i> , 2013; Mostafaei, 2014; Salcedo-Sanchez <i>et al.</i> , 2016; Scheili; Rodriguez; Sadiq, 2015a, 2016; Selvam <i>et al.</i> , 2014
IQA com referência em Horton	Aboyeji; Eigbokhan, 2016; Akter <i>et al.</i> , 2016; Ewaid; Abed, [s.d.]; Goher <i>et al.</i> , 2014; Gupta; Misra, [s.d.]; Kumar; Sekhar; Murty, 2017; Misaghi <i>et al.</i> , 2017; Pius; Jerome; Sharma, 2012; Poonia; Singh; Tsering, 2015; Rubio-Arias <i>et al.</i> , 2012; Seth <i>et al.</i> , 2015, 2016; Teikeu <i>et al.</i> , 2016; Wanda; Gulula; Phiri, 2012; Yadav; Khan; Sharma, 2010
IQA Tiwari e Mishra Model (TM Model)	Asadi; Vuppala; Reddy, 2007; Gibrilla <i>et al.</i> , 2011a, 2011b; Jayalakshmi; Velappan, 2015; Parmar; Bhardwaj, 2013; Ramachandramoorthy; Sivasankar; Subramanian, 2010; Sinha; Saxena, 2006; Sivasankar <i>et al.</i> , 2014; Sivasankar; Ramachandramoorthy; Chandramohan, 2013; Sivsankar; Ramachandramoorthy; Kumar, 2013; Srivastava <i>et al.</i> , 2011