UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

PROPOSIÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA AFLUENTE A ESTAÇÕES CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

MARIA EUGÊNIA TAVARES ABREU DE SOUZA

BELO HORIZONTE
2008

PROPOSIÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA AFLUENTE A ESTAÇÕES CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

MARIA EUGÊNIA TAVARES ABREU DE SOUZA

MARIA EUGÊNIA TAVARES ABREU DE SOUZA

PROPOSIÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA AFLUENTE A ESTAÇÕES CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Qualidade e tratamento de água para consumo humano.

Orientador: Marcelo Libânio

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2008

Folha de aprovação fornecida pelo colegiado

Ao José Augusto, Hugo, Huguinho
e Maria da Conceição Tavares (in memoriam)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus e ao nosso querido padre Eustáquio por terem me permitido a realização do curso.

Ao professor Marcelo Libânio, meu orientador, por ter me confiado o desenvolvimento deste trabalho e ser tão paciente e atencioso no decorrer da pesquisa.

Ao professor Raphael Tobias, meu orientador na disciplina Estágio em Docência em Saneamento.

Ao professor Marcos Von Sperling por ser tão atencioso sempre que o procurei.

À Prof.ª Sílvia, sempre orientando quanto às questões estatísticas.

Ao professor Carlos Barreira Martinez (ERH/UFMG), pela grande ajuda na complementação da bolsa de estudos para a finalização do curso.

A todos os participantes do questionário de pesquisa de opinião, com o empenho e sugestões que enriqueceram o desenvolvimento do trabalho.

À Vanessa Lopes, pela disponibilidade com informações valiosas no início do trabalho.

Aos funcionários do DESA e EHR/UFMG, em especial à Iara, Jussara, Roberto, Alexandre.

À CAPES que, por meio da bolsa de pesquisa, financiou este projeto.

Aos amigos Alisson, Tales, Carla, Érica, Fernanda, Cristiane e Valéria.

Às minhas irmãs Águida e Luzia pelo incentivo.

À minha sobrinha Lorena pela ajuda com as apresentações dos trabalhos, durante o curso.

Ao Hugo, pelo apoio em muitas circunstâncias.

Ao Huguinho pela paciência, compreensão e muito carinho, que me motivaram em todos os momentos.

RESUMO

A proposição de um índice de qualidade da água bruta afluente a estações de tratamento de água convenciais (IQAB) permitirá avaliar a eficiência do tratamento de água em função não somente do cumprimento dos padrões de qualidade de água para abastecimento público ditados pela Portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004) e do Índice de Qualidade de Estações de Tratamento de Água (IQETA), mas também em função das características da água bruta afluente a estação de tratamento. O principal objetivo da proposição deste índice é demonstrar sua utilidade como ferramenta capaz de auxiliar em sistemas de operação e produção de água potável, bem como para objeto de informação pública da qualidade da água em mananciais de abastecimento. O desenvolvimento da pesquisa foi feito através da metodologia Delphi com a opinião de especialistas para a definição dos pesos e escolha dos parâmetros de qualidade da água bruta a serem abordados para a proposição do índice. Foram enviados aos participantes dois questionários de pesquisa de opinião, o último contendo o *feedback* das respostas do primeiro para verificação dos pesos e parâmetros, visando um consenso nas opiniões. Após a definição dos pesos e dos parâmetros mais relevantes, foram desenvolvidas pontuações dos parâmetros, levando em consideração o impacto produzido no tratamento de água pelas variações nos valores do parâmetro. A pontuação dos parâmetros foi determinada através de consultas à literatura, questionamentos a operadores e pesquisadores sobre a potabilização das águas de abastecimento, bem como a legislação pertinente. A última etapa do trabalho foi a formulação matemática através de um produtório e somatório para agregação de todas as variáveis para a proposição do IQAB e aplicação do índice para uma estação de tratamento convencional. Por fim, a utilização do produtório foi aplicada para a observação da relevância dos parâmetros de pontuações mais baixas na interferência de valores do índice. O IQAB é uma importante ferramenta de informação da qualidade da água de mananciais como etapa rotineira na performance de sistemas de abastecimento.

Palavras-chave: Qualidade da água bruta, indicadores de qualidade, tratamento de água.

ABSTRACT

The proposition of a raw water quality index applying to conventional water treatment plants (RWQI) will allow evaluating the efficiency of the plant, not only concerning the water quality for public supply according to drinking water standard. Consequently, the natural water that presents high values of RWQI and WTPQI could not have the same efficiency of waters with low RWQI, meaning waters with lower quality with the same WTPQI value. The main objective of the proposition is to show the utility of this rate as a tool for systems of operation and production of potable water and for public information of the water quality as well. This research was made according the Delphi methodology, with help of specialists in the definition of weights and in the choice of quality parameters for the raw water to be used in the proposition of this index. Two questionnaires was sent to specialists. The first had the answers of weight and parameters, and the second had the feedback of the answers of the first one. Then the parameters scoring was structured, after the most relevant weights and parameters were determined according with the specialists opinion. This scoring was structured considering the impact occasioned in water treatment by the variation in parameters concentration. The optimum values of a parameter must have higher values in the parameter scoring, as low values must have lower values. The parameters scoring were determined after consulting bibliography, legislation and inquiring operators and researchers about the process of water supply potabilization. The last stage of this work was a mathematic formulation of the productory and somatory for aggregation of all variables to propose the RWQI and utilization of the rate in a conventional water treatment station. The productory was used to verify the influence of lower scoring parameters in rate values. The (RWQI) is an important information tool for the quality water sources like common stage that evaluates the performance from water treatment plants.

Keywords: Raw water quality, quality indexes, water treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 5-1 - Percentagem de inclusão dos parâmetros pelos painelistas – Q1 56
Figura 5-2 - Variações dos Pesos dos Parâmetros - Q1 56
Figura 5-3 - Média e Mediana dos pesos dos principais parâmetros - Q1 57
Figura 5-4 - Mediana e Média dos principais parâmetros - Q2 60
Figura 5-5 - Percentagem de inclusão dos parâmetros Q1-Q2 61
Figura 5-6 - Mediana dos pesos dos principais parâmetros Q1- Q2 61
Figura 5-7 - Média dos pesos dos principais parâmetros Q1-Q2 62
Figura 5-8 – Variações dos Pesos dos parâmetros nos 2 questionários: Turbidez, Cor Verdadeira, *E.coli*, Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes, Algas 63
Figura 5-9 – Variações dos Pesos dos parâmetros nos 2 questionários: Cianobactérias, Alcalinidade, pH, Temperatura, Cloretos, Amônia 63
Figura 5-10 – Variações dos Pesos dos parâmetros nos 2 questionários: COT, Nitrogênio, Fósforo, Fe, Mn, Condutividade Elétrica 63
Figura 5-11 – Variações dos Pesos dos parâmetros nos 2 questionários: Dureza, Sólidos Totais, Sólidos Dissolvidos 64
Figura 5-12 - Mediana acumulada dos Pesos dos parâmetros - Q2 64
Figura 5-13 - Gráfico de pontuação do parâmetro *Turbidez* 68
Figura 5-14 - Gráfico de pontuação do parâmetro *Cor Verdadeira* 70
Figura 5-15 - Gráfico de pontuação do parâmetro *E.coli* 71
Figura 5-16 - Gráfico de pontuação do parâmetro *pH* 73
Figura 5-17 - Pontuação para o parâmetro *Cianobactérias* 77
Figura 5-18 Pontuação para o parâmetro *Algas* 80
Figura 5-19 - Pontuação para o parâmetro *Algas* 81
Figura 5-20 - Pontuação para o parâmetro *Ferro* 83
Figura 5-21 - Pontuação para o parâmetro *Mn* 85

LISTA DE TABELAS

Tabela 4-1 - Perfil dos participantes inseridos na pesquisa de opinião..... 50
Tabela 5-1 - Escolha dos 8 principais parâmetros..... 58
Tabela 5-2 - Pontuações dos 8 principais parâmetros escolhidos..... 59
Tabela 5-3 - Mediana Acumulada dos Pesos Q2..... 65
Tabela 5-4 - Pesos finais para cada parâmetro integrante do IQAB..... 66
Tabela 5-5 - Espécies de cianobactérias e seus limites máximos admissíveis (LMA) em água bruta..... 76
Tabela 5-6 - Estados Tróficos de Lagos em Função da Concentração de Clorofila a..... 79
Tabela 5-7 - IQAB – Período Chuvoso..... 86
Tabela 5-8 - IQAB – Período estiagem..... 87
Tabela 5-9- IQAB - ETA -1..... 88
Tabela 5-10 - IQAB – ETA - 2..... 88
Tabela 5-11 - IQAB – ETA - 3..... 88
Tabela 5-12 - IQAB – ETA - 4..... 89

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ATI - Índice de Toxidez Aquática

BCWQI - British Columbia Water Quality Index

CCME - Canadian Council of Ministers

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environmental

CCME WQI - Canadian Council of Ministers of the Environmental Index Quality Water

CETEC - Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COPAM - Conselho de Política Ambiental

COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais

COT - Carbono Orgânico Total

CPCB - Central Pollution Control Board

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

EC - European Community

EPA - Environmental Protection Agency

ETA - Estação de Tratamento de Água

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde

FWQI - Flórida Stream Water Quality Index

IAP - Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público

IET - Índice do Estado Trófico Modificado

IGQA - Índice Geral de Qualidade da Água

IPMCA - Índice de Parâmetros Mínimos para Preservação da Vida Aquática

IQA - Índice de Qualidade da Água

IQAB - Índice de Qualidade de Água Bruta

IQETA - Índice de Qualidade de Estações de Tratamento de Água

IS – Índice de Smith

IVA - Índice de Preservação da Vida Aquática

NEERI - Research Institute National Environmental Engineering

NSF - National Sanitation Foundation

OD - Oxigênio Dissolvido

OIP - Overall Index of Pollution

OMS - Organização Mundial da Saúde

OWQI - Oregon Quality Index

PSI - Potable Sapidity Index

PWSI - Potable Water Supply Index

Q1 - Questionário 1

Q2 - Questionário 2

SABESP - Companhia de Saneamento Básico de São Paulo

SAFE - Strategic Assessment of Florida's Environmental

SEAMA - Secretaria de Estado para Assuntos do Meio Ambiente do Espírito Santo

SNF - National Sanitation Foundation

THM - Trihalometanos

USEPA - United States Enviromental Protection Agency

WHO - World Health Organization

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS **9**

LISTA DE TABELAS **10**

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS **11**

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA **14**

2 OBJETIVOS **18**

2.1 Objetivo geral **18**

2.2 Objetivos específicos **18**

3 REVISÃO DA LITERATURA **19**

3.1 Estudo dos parâmetros de qualidade da água bruta **19**

3.2 Metodologia Delphi **30**

3.3 Desenvolvimento de índices de qualidade da água **33**

4 METODOLOGIA **49**

4.1 Pesquisa de opinião **49**

4.2 Critérios de pontuação dos parâmetros **51**

4.3 Formulação do índice **52**

4.4 Levantamento dos dados de qualidade da água bruta afluente a estações de tratamento convencional para aplicação do IQAB **53**

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO **54**

5.1 Resultados da pesquisa de opinião dos dois questionários **54**

5.2 Desenvolvimento dos critérios de pontuação **66**

5.2.1 Turbidez **67**

5.2.2 Cor verdadeira **68**

5.2.3 *E. coli* **70**

5.2.4 pH **71**

5.2.5 Cianobactérias **73**

5.2.6 Algas **78**

5.2.7 Ferro **81**

5.2.8 Manganês **83**

5.3 Aplicação do IQAB **86**

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES **91**

REFERÊNCIAS **93**

APÊNDICE a - Cópia do 1º questionário enviado aos participantes **98**

APÊNDICE b - Respostas do questionário de pesquisa de opinião - 1ª parte **102**

APÊNDICE c - Cópia do 2º questionário enviado aos participantes **106**

APÊNDICE d - Respostas do Questionário de opinião – 2ª Parte **109**

APÊNDICE e - Desenvolvimento dos Pesos Finais dos Principais Parâmetros **113**

APÊNDICE f - Comparação das respostas dos 2 questionários pelo teste de Wilcoxon (Estatística 6) **114**

APÊNDICE g - Tabelas relativas aos critérios de pontuação **115**

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Com o cenário atual de deterioração da qualidade da água, novas exigências quanto a padrões de potabilidade são ditadas pelas legislações, impondo crescente complexidade aos processos de potabilização da água bruta. Em muitas situações, novas técnicas são acompanhadas de custos elevados, onerando cada vez mais a produção de água de qualidade compatível às necessidades da população.

O consumo irracional de água e a gradual contaminação dos mananciais de abastecimento em muitos países estão se tornando um sério problema. A contaminação da água por esgotos domésticos e industriais é perigosa para a saúde das populações e da biosfera. Recursos hídricos devem ser monitorados através de estudos físico-químicos e biológicos e comparados os resultados das análises com índices de padrões de concentrações toleráveis para devidas avaliações (KUTSEVA *et al.*, 2005).

A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e de ações antrópicas, sendo, portanto, função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica. Estudos e levantamentos de focos de poluição na bacia são cada vez mais necessários. Avaliações e técnicas de medições de parâmetros relacionados à qualidade da água bruta têm constituído pontos básicos nos estudos de implantação e operação de sistemas de tratamento.

A necessidade de determinar as características químicas, físicas e biológicas das águas naturais é essencial em vista das diversas utilizações, particularmente como fonte de água para abastecimento público.

A qualidade da água bruta de um manancial depende das características da bacia hidrográfica, incluindo clima, hidrologia, geologia, pedologia, morfologia, usos e ocupação da terra. O planejamento e a operação racional de sistemas de água requerem o conhecimento das relações causa-efeito que influem na qualidade da água, especialmente aquelas relacionadas ao desenvolvimento de algas, visando à proteção do manancial (DI BERNARDO, 1995).

O critério bacteriológico não basta para a classificação de uma determinada água. As análises físicas e químicas são também indispensáveis na demonstração de sua qualidade, especialmente na detecção de substâncias tóxicas ou mesmo de compostos que prejudiquem esteticamente, podendo alterar aspectos como o sabor, cor, odor e outras características. A análise

hidrobiológica pode revelar a presença de organismos, que de muitas e diferentes maneiras podem afetar as características e potabilidade da água (BRANCO, 1978).

Com o aumento crescente da demanda, os elevados custos de processos e operações no tratamento, juntamente com a falta de consciência ambiental por parte da população e o descaso de governantes, agravam ainda mais os problemas de abastecimento a curto-prazo. Os sistemas de suprimento de água devem ser projetados, construídos e operados de forma a estarem aptos a fornecerem aos consumidores água em quantidade e qualidade compatíveis com suas necessidades (VIANNA, 2002).

O estudo preliminar na escolha de mananciais de abastecimento e o monitoramento da qualidade da água bruta afluente à estação de tratamento são indispensáveis ao desempenho e a performance das estações, sendo observados aspectos como: turbidez, cor aparente, matéria orgânica, metais pesados e outros.

Segundo Calijuri *et al*. (2006), a Portaria n° 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004) e a Resolução 357/05 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) estabeleceram os procedimentos e as responsabilidades relativas ao controle e vigilâncias da qualidade da água, padrões de potabilidade, concentrações máximas de algumas cianotoxinas e número de células de cianobactérias, mas na prática, parte dessa normalização ainda não é seguida. Outro importante ponto da legislação que deveria ser observado é a divulgação de forma aberta e sistemática dos dados de qualidade de água numa linguagem direta e acessível a toda a população.

A utilização de uma ferramenta matemática de monitoramento da qualidade da água bruta, que auxilie o profissional envolvido na área de tratamento de água é interessante nos processos de operação e conseqüentemente para a performance do tratamento. O desenvolvimento de um índice, que avalie mudanças na qualidade da água, é necessário para análises com múltiplos parâmetros representados por um único valor, sendo também essencial para a comparação da qualidade da água de diferentes origens (SARKAR; ABBASI, 2005).

A proposição de um Índice de Qualidade da Água Bruta (IQAB) afluente às estações de tratamento é uma maneira prática e objetiva para fornecer informações aos leigos, técnicos e operadores de estações de tratamento sobre as características de mananciais de abastecimento. Desta forma facilitará a comunicação na área profissional e também proporcionará ao público

em geral maior esclarecimento sobre a qualidade das águas, como consta no Decreto N° 5.440, de 4 de maio de 2005. Este decreto 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. Assim sendo, pode-se promover conscientização pública da necessidade de preservar as águas superficiais prevendo problemas futuros em mananciais de captação.

O IQAB foi desenvolvido nos mesmos princípios básicos do desenvolvimento do Índice de Qualidade da Água (IQA), as diferenças fundamentais referem-se aos parâmetros e aos pesos que compõem cada índice.

O IQAB é composto de parâmetros físicos, químicos e biológicos que realmente interessam na potabilização, envolvidos diretamente na avaliação da água bruta para abastecimento público e usualmente monitorados nas estações de tratamento. Tais parâmetros contêm pesos relevantes que valorizam e dão confiabilidade ao índice.

Com a determinação do IQAB afluente às estações de tratamento de água convencionais, o Índice de Qualidade de Estações de Tratamento de Água (IQETA), aliados ao padrão de potabilidade, pode-se avaliar a performance da estação.

Um dos principais passos envolvidos no desenvolvimento de um índice de qualidade da água é a seleção dos parâmetros. Uma dada amostra de água pode conter centenas de constituintes, todavia é necessário selecionar parâmetros que devem refletir a qualidade da água a respeito de um dado uso final. Para superar a incerteza e a subjetividade envolvida no processo, grande atenção e cuidado, experiência e consenso, reuniões e habilidades são necessárias. Abordagens, como pesquisas de opinião utilizando o método Delphi, têm comumente sido empregadas para reduzir a subjetividade envolvida no processo (SARKAR; ABBASI, 2005).

No presente estudo a escolha dos parâmetros fundamentou-se na qualidade da água de mananciais superficiais, empregada para abastecimento. Para estes mananciais, o OD deve estar próximo da saturação ou superior a 4,0 mg/L, a DBO_5 a 20^o C deve ser de no máximo 10,0 mg/L, observando também a ausência de agrotóxicos e pesticidas, sabor e odor, óleos e graxas. Recomendações estas aprovadas pela Resolução N° 357/2005 CONAMA para águas de Classe 3 para consumo humano após tratamento convencional (coagulação, floculação, decantação e filtração).

Quanto à escolha de parâmetros para a composição do IQAB, observou-se que os parâmetros contemplados no IQA como *OD, DBO, Nitratos, Fosfatos,* com pesos de grande significância, para águas de abastecimento não deveriam ser de grande relevância, para a avaliação de condições de potabilização. Estes parâmetros não devem deixar dúvidas quanto às águas selecionadas para mananciais de abastecimento, nem são comumente monitorados durante o processamento de potabilização.

Como o IQAB é uma das maneiras de avaliar a eficiência do processo de potabilização, juntamente com o IQETA, os parâmetros de mais alta significância deverão ser conseqüentemente os de monitoramento da qualidade da água bruta, em estações convencionais.

Durante o trabalho foram utilizadas inferências estatísticas, para a análise do comportamento dos dados na caracterização quantitativa das respostas do conjunto de painelistas. Os dados dos pesos dos parâmetros atribuídos na pesquisa de opinião foram trabalhados estatisticamente para a definição final na composição do índice.

A inferência estatística tem por objetivo a coleta, redução, análise e modelagem dos dados, a partir do que, finalmente, faz-se a inferência para uma população. Um aspecto importante da modelagem dos dados é fazer previsões, a partir das quais se podem tomar decisões. Nessa abordagem tenta-se obter dos dados a maior quantidade possível de informações, que indique modelos plausíveis a serem utilizados numa fase posterior para a análise confirmatória de dados (BUSSAB, 2006).

O IQAB é uma ferramenta quantitativa de avaliação da performance e também comparação entre estações de tratamento convencional. Pode-se observar, por exemplo, sua aplicabilidade na seguinte situação: uma estação de tratamento onde o IQAB (que avalia a qualidade da água bruta) tenha um valor considerado alto, o IQETA (que avalia o desempenho da estação) também seja alto e a qualidade do efluente não seja compatível com os valores dos padrões de potabilidade ditados pela Portaria nº 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004), então é um indicativo de operação não adequada em alguma unidade da estação.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Propor um Índice de Qualidade da Água Bruta (IQAB) que auxilie a avaliação de desempenho de estações convencionais de tratamento de água.

2.2 Objetivos específicos

Como objetivos específicos podem ser listados:

- Hierarquizar os parâmetros físicos, químicos e biológicos relevantes na potabilização da água bruta afluente às estações convencionais de tratamento;
- Propor critérios de pontuação para os parâmetros integrantes do índice de acordo com a relevância na tratabilidade das águas naturais;
- Aplicar o índice proposto (IQAB) a partir de dados de água bruta afluente às estações de tratamento convencional.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Estudo dos parâmetros de qualidade da água bruta

Para consumo humano, os parâmetros de qualidade da água estão vinculados a padrões de potabilidade determinados pelo Ministério da Saúde. Tais padrões devem atender pelo menos a dois aspectos fundamentais: permitir que se ofereça à população água límpida, de sabor agradável e inodoro e impedir que a água distribuída carreie substâncias e micro-organismos patogênicos capazes de afetar a saúde humana.

É inegável a importância da avaliação da qualidade da água na gestão de recursos hídricos. Tradicionalmente, esta avaliação tem se baseado em parâmetros físico-químicos e biológicos definidos em documentos legais, procedimento este que apresenta severas limitações tanto com relação aos parâmetros selecionados, como por não considerar as relações de causa e efeito do processo de deterioração da qualidade da água.

Segundo Brown *et al.* (1970), a necessidade em desenvolver um método para medir os resultados de programas de controle de poluição tem sido reconhecida por engenheiros ambientais e expressa por várias organizações profissionais. Em resposta a estas constantes necessidades, 142 especialistas empenharam-se em desenvolver um IQA. O IQA é um indicador que, por meio de análises das características físicas, químicas e biológicas, fornece a leigos e profissionais informações básicas da qualidade da água em determinado tempo e espaço.

Segundo Brown *et al*. (1970), os nove parâmetros que compõem o IQA, com seus respectivos pesos são: *OD (Oxigênio Dissolvido)* (17%), *Coliformes fecais* (15%), *pH* (12%), *DBO (demanda bioquímica de oxigênio)* (10%), *Nitrato* (10%), *Fosfato* (10%), *Temperatura* (10%), *Turbidez* (8%) e *Sólidos Totais* (8%), nesta ordem de significância na composição do índice.

O *OD* é o parâmetro mais importante para expressar a qualidade da água, sendo individualmente o parâmetro mais relevante dos nove que constituem o IQA. Na rotina operacional das estações de tratamento, o *OD* não é um parâmetro de monitoramento, porque na escolha do manancial de abastecimento, este já foi considerado como padrão de alta significância, juntamente com o parâmetro *DBO*.

Segundo Libânio (2005), é interessante notar certa sobreposição de alguns parâmetros que

fornecem informações semelhantes tais como *OD* e *DBO, Turbidez* e *Sólidos Totais*, e, em muitas circunstâncias, *Coliformes Fecais* e *DBO*. A *Turbidez* e a concentração de *Sólidos Totais,* a despeito de sua relação com a parcela de sólidos suspensos, respondem em conjunto e em igualdade por 16% do valor a ser atribuído ao curso d'água.

Estes nove parâmetros foram hierarquizados e pontuados através da pesquisa de opinião empregando a metodologia Delphi. A pontuação dos parâmetros foi definida por meio de curvas elaboradas pelos especialistas envolvidos na pesquisa de opinião e finalmente o índice foi determinado através de um somatório para agregação destas variáveis.

Posteriormente, apesar de a forma aditiva ser muito utilizada, foi proposta por Landwehr e Deininger (1976) uma forma multiplicativa, para evitar que eventual parâmetro com baixa pontuação fosse encoberto pelo valor do IQA na formulação do somatório. Na forma multiplicativa, os mesmos pesos, definidos anteriormente, tornam-se potências dos subíndices.

Segundo Di Bernardo (1993), a qualidade da água tem merecido atenção especial de algumas entidades como a Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) que, entre 1985 e 1987, classificou trechos de alguns cursos de água do Estado de São Paulo a partir do IQA, levando em conta seus respectivos parâmetros. O uso de um índice implica numa simplificação da realidade, pois outros parâmetros, além daqueles considerados pela CETESB, poderiam influir significativamente na escolha da tecnologia de tratamento, tais como teor de ferro, manganês, cor verdadeira, alcalinidade, número de algas, tamanho e distribuição das partículas, etc. Desta forma estes parâmetros deveriam ter maior peso na definição do IQA para estas águas.

Na proposição do IQAB, a importância dos parâmetros componentes do IQA não se justifica na composição de um índice que avalia a qualidade da água bruta afluente a estações de tratamento convencional, quanto à tratabilidade. Alguns parâmetros não contemplados no IQA, como por exemplo, *Algas* e *Cianobactérias,* são de grande importância no IQAB e outros parâmetros como, por exemplo, *DBO e OD* não foram contemplados no IQAB. Mesmo que existam parâmetros iguais nos dois índices, seus pesos e pontuações podem ser diferentes pela sua significância quanto à finalidade específica de cada um dos dois índices.

A presença de algas ou microalgas na potabilização das águas de abastecimento é de grande relevância, visto que compostos orgânicos excretados por algumas espécies destas, e também

por cianobactérias, podem conferir toxicidade às águas, ou ainda sabor e odor com rejeição da água pela população. Assim, em princípio, a concentração de algas e cianobactérias são parâmetros de relevância na proposição do índice (IQAB).

Segundo Di Bernardo (1995), para engenheiros sanitaristas, é fundamental o conhecimento dos gêneros de algumas espécies das algas dominantes, pois algumas afetam a qualidade da água por produzirem odor e sabor, outras por influírem significativamente na coagulação química, decantação e filtração, e outras por serem tóxicas ao ser humano ou produzirem subprodutos metabólicos que, em presença de cloro, formam compostos cancerígenos.

As algas também são responsáveis pela cor e turbidez, especialmente em casos de floração das águas, quando atingem valores bastante elevados. Grande variedade de métodos tem sido usados para monitorar a qualidade da água, incluindo os que empregam algas, especialmente algas bênticas diatomáceas, que têm sido largamente usadas como bioindicadores em vários países. Todavia há uma grande necessidade em desenvolver ferramentas, métodos e estratégias para integrar o manejamento de recursos hídricos em circunstâncias particulares e localização (DOUTERELO *et al.,* 2003).

Segundo a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2003), a contaminação dos recursos hídricos e dos mananciais de abastecimento público por rejeitos oriundos das atividades humanas tem sido um dos maiores fatores de risco para a saúde humana, especialmente em regiões com condições inadequadas de saneamento e suprimento de água, o que é observado tanto em regiões de alta concentração urbana como em áreas rurais. Uma das conseqüências dos impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos é a ocorrência de acelerados processos de eutrofização, causando um enriquecimento artificial desses ecossistemas pelo aumento das concentrações de nutrientes na água, principalmente compostos nitrogenados e fosfatados, que resulta num aumento dos processos naturais da produção biológica em rios, lagos e reservatórios. As principais fontes desse enriquecimento têm sido identificadas como sendo as descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e das regiões agricultu ráveis. A eutrofização produz mudanças na qualidade da água incluindo a redução de OD, da biodiversidade aquática, a perda das qualidades cênicas, a morte extensiva de peixes e o aumento de incidência de florações de microalgas e cianobactérias. Estas florações podem provocar o aumento no custo do tratamento da água de abastecimento e conseqüências relacionadas à saúde pública.

De acordo com a Portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004), a obrigação de monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas está prevista no art. 2º. Também nesta Portaria são adotadas as definições de cianobactérias como micro organismos procariontes autotróficos, também denominados cianofíceas (algas azuis), capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (N, P), podendo produzir toxinas com efeitos adversos à saúde. As cianotoxinas, produzidas por cianobactérias, que apresentem efeitos adversos à saúde por ingestão oral são: microcistinas, cilindrospermopsina, saxitoxinas. De acordo com o padrão de potabilidade, quanto às cianotoxinas, determina-se o valor máximo permitido 1,0 μg/L para microcistinas, incluindo também a determinação de cilindrospermopsina e saxotoxinas (STX), observando, respectivamente, os valores limites de 15,0 μg/L e 3,0 μg/L de equivalentes STX/L.

A toxicidade de florações de cianobactérias pode apresentar uma variação temporal, desde intervalos curtos de tempo até diferenças sazonais, anuais e também espaciais, provavelmente decorrentes de alterações na proporção de cepas tóxicas e não tóxicas na população. Para se estabelecer os padrões de segurança da água são necessárias demonstrações dos efeitos de toxicidade e determinação dos níveis máximos que não causam efeitos adversos ou Nível Máximo aceitável, pelo uso de muitos tipos de dados biológicos, toxicológicos e epidemiológicos (AZEVEDO, 2000).

Certas espécies de cianobactérias são capazes de produzir uma variedade de toxinas, incluindo um grupo conhecido como microcistinas. Em certas condições estas toxinas podem exceder níveis seguros para consumo humano pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Geralmente, as concentrações das toxinas aumentam no verão com a lise celular devido ao colapso da floração de cianobactérias. (KARNER *et al.*, 2001).

Segundo Calijuri *et al.* (2006), algumas cianobactérias como, *Microcystis sp., Gomphosphaeria sp., Gloetrichia sp., Anabaena sp.* e *Oscillatoria sp.* apresentam vacúolos gasosos (pseudovacúolos) associados à capacidade de controlar a flutuação da célula, o que permite que se mantenham em profundidade ótima em nutrientes, concentração de oxigênio e disponibilidade de luz. Algumas cianobactérias podem ajustar sua posição verticalmente na coluna de água por meio de vacúolos gasosos. Esses vacúolos correspondem entre 5 a 20 % da densidade da célula, reduzindo a densidade final e aumentando a flutuabilidade. As cianobactérias mostram considerável diversidade morfológica. Elas podem ser unicelulares, ex:

Chroocuccus sp., filamentosas, ex.: *Anabaena sp., Planktothrix sp., Nostoc sp., Cilindrospermopsis sp*. Podem ocorrer individualmente, ex.: gêneros *Synechococcus sp. e Aphanothese sp*., ou agrupadas em colônias, ex.: *Microcystis sp., Gomphospheria sp. e Merismopedia sp.*, a maior parte delas envolvidas em mucilagem.

Além da clorofila-*a*, as cianobactérias possuem outros pigmentos protéicos solúveis em água, genericamente denominados ficobilinas e xantofilas.

A nutrição das cianobactérias é simples, sem necessidade de co-fatores de crescimento, a maioria é fototrófica obrigatória, porém alguns grupos podem crescer na ausência de luz, utilizando substâncias orgânicas como fonte de carbono e energia.

Em decorrência de suas características fisiológicas e morfológicas, as cianobactérias são organismos que apresentam grande capacidade adaptativa nos mais variados ambientes, o que proporcionou grande vantagem no processo evolutivo.

Na potabilização das águas naturais, a *Alcalinidade* tem grande importância quanto ao desempenho do processo de coagulação, pois controla a redução do pH após a aplicação do coagulante. De modo geral, a alcalinidade das águas naturais está relacionada com a presença de bicarbonatos. Os bicarbonatos, quando presentes, resultam da ação da água sobre os carbonatos presentes no solo. Poucos ácidos orgânicos são resistentes à oxidação biológica, por exemplo, ácidos húmicos, formando sais que adicionam alcalinidade das águas naturais. Em águas poluídas, sais de ácidos fracos (acético, propiônico, sulfeto de hidrogênio), podem ser produzidos e também contribuir para a alcalinidade (SAWYER *et al.*, 1994).

O *Ferro* e o *Manganês* também são parâmetros contemplados no padrão de potabilidade e comumente monitorados em estações de tratamento. Do ponto de vista sanitário, nas concentrações normalmente encontradas, não provocam efeitos adversos à saúde. Quando presentes nas águas em formas solúveis são incolores. Se por alguma razão são oxidados formam precipitados de cor avermelhada que podem prejudicar os consumidores (VIANNA, 2002).

Segundo a World Health Organization (WHO), aqüíferos subterrâneos anaeróbios podem conter concentrações de ferro ferroso acima de vários miligramas por litro, sem causar coloração ou turbidez na água, quando diretamente bombeada do poço. Em exposição à

atmosfera, todavia, o ferro ferroso oxida a ferro férrico dando uma coloração marrom avermelhada à água.

O ferro também pode promover o crescimento de "ferrobactérias" as quais depositam um lodo como revestimento no sistema de distribuição. Em níveis acima de 0,3 mg/L o ferro pode manchar roupas em lavanderias. Não é perceptível ao sabor em concentrações de até 0,3 mg/L, embora possa desenvolver cor e turbidez. O manganês em níveis excedendo a 0,1 mg/L em água de abastecimento causa um indesejável gosto em bebidas e manchas em artigos e roupas em lavanderias, também podendo levar a um acúmulo de depósitos no sistema de distribuição, em concentrações de 0,2 mg/L. Concentrações abaixo de 0,1 mg/L são usualmente aceitáveis ao consumidor. De modo geral o ferro em excesso pode ser removido da água através de oxidação de sua forma solúvel (arejamento, cloração, etc), seguida da filtração. A remoção de concentrações excessivas de manganês é mais difícil que a de ferro, exigindo condições controladas de pH e tempo de detenção. Felizmente a ocorrência de manganês é mais rara que a de ferro em águas de superfície (VIANNA, 2002).

Segundo Di Bernardo (1993), os métodos usualmente empregados para controle ou remoção de ferro da água de abastecimento são:

- formação de precipitado e filtração: - aeração, sedimentação e filtração (com ou sem adição de cloro ou outro oxidante e alcalinizante para ajuste de pH); - Oxidação com permanganato de potássio, cloro, dióxido de cloro ou ozônio seguido da filtração (com ou sem adição de alcalinizante);
- troca iônica, somente quando a concentração for muito baixa, da ordem de 0,5 mg/L;
- estabilização com polifosfatos.

A oxidação do Fe^{2+} na ausência de matéria orgânica resulta em velocidades de oxidação extremamente altas, já quando este se encontra complexado com carbono orgânico dissolvido (matéria orgânica) esta velocidade é diminuída. O Fe^{2+} complexado por ácidos fúlvicos pode ser oxidado pelo cloro, desde que haja tempo de contato e uma dosagem de oxidante (cloro) superior àquela requerida estequiometricamente. Para soluções de ferro reduzido contendo ácidos húmicos e fúlvicos, dosagens adicionais de oxidante devem ser aplicadas para satisfazer a demanda competitiva exercida pela matéria orgânica. Haja vista que a cinética das reações de oxidação sofre influência de inúmeros fatores de difícil parametrização, a garantia de uma

dispersão eficiente do oxidante na massa liquida torna-se fundamental (NASCIMENTO, 1997).

Segundo Libânio (2005), comumente a remoção do manganês é mais bem sucedida para valores mais elevados de pH.

A alteração da temperatura das águas naturais é devido à insolação, e quando de origem antrópica, do lançamento de despejos industriais e águas de refrigeração de máquinas e caldeiras. Para fins de tratabilidade, esta característica representa uma vantagem maior para países tropicais, nos quais as variações de temperatura da água são menos significativas. A etapa de coagulação se realiza de forma menos exitosa a baixas temperaturas (LIBÂNIO, 2005).

A turbidez remanescente é um importante parâmetro para controle nos processos de tratamento, sendo usado como indicador microbiológico de patógenos (BURLINGAME *et al.*, 1998). A turbidez em si não traria inconvenientes sanitários, não fosse a natureza química de certas partículas em suspensão que poderão estar presentes. A importância sanitária da turbidez está no fato desta estar relacionada com a ocorrência de organismos patogênicos e prováveis substâncias químicas presente nas partículas em suspensão. Estas partículas podem formar uma barreira, protegendo desta forma organismos patogênicos quanto à ação de desinfetantes, por esta razão os critérios são cada vez mais exigentes quanto a limites de turbidez não só quanto à água tratada, mas também quanto à água bruta afluente às estações de tratamento.

A partir do surto de criptosporidiose ocorrido em Milwaukee (Wisconsin, EUA) em 1993, a comprovada maior resistência dos oocistos de *Cryptosporidium parvum* à cloração conferiu a este parâmetro ainda maior relevância, culminando, no caso brasileiro, com recomendação da Portaria 518 de efluente filtrado com turbidez inferior a 0,5 uT.

A turbidez da água depende do tipo de solo da bacia hidrográfica, solos erodíveis podem carrear mais partículas com areia, silte e argila, mesmo em mananciais preservados. Atividades agrícolas também podem contribuir negativamente para a erosão dos solos, bem como a ocupação desordenada de áreas de mananciais com o aporte de sólidos suspensos aos cursos d'água.

A turbidez natural das águas superficiais está geralmente compreendida na faixa de 3 a 500 uT. Em lagos e represas, a turbidez tende a ser bastante baixa. Além de origem natural a turbidez

pode ser causada por lançamentos de esgotos domésticos ou industriais.

Em grande parte de rios brasileiros a água é naturalmente turva em decorrência das características geológicas das bacias de drenagem, de altos índices pluviométricos e do uso de práticas agrícolas muitas vezes inadequadas. Por outro lado, regiões de clima frio, menos susceptíveis a precipitações intensas, apresentam águas naturais de turbidez significativamente mais baixa (LIBÂNIO, 2005).

As determinações da turbidez têm grandes vantagens como indicadores de qualidade da água porque são rápidas, relativamente baratas e podem ser realizadas continuamente com detectores no local (LE CHEVALLIER *et al.*, 1981).

Segundo Sawyer *et al.* (1994), a turbidez é importante em águas de abastecimento por três razões:

- estéticas: os consumidores esperam águas livres de turbidez, pois esta pode estar associada à possibilidade de poluição e perigo à saúde;
- filtrabilidade: a filtração da água se torna mais difícil e onerosa quando a turbidez aumenta, diminuindo as carreiras de filtração e aumentando os custos com a clarificação. Operações satisfatórias de filtros rápidos de areia geralmente dependem da efetiva remoção da turbidez por coagulação química antes da filtração;
- desinfecção: desinfecção da água para abastecimento público é usualmente realizada pela adição de cloro, para ser efetiva deve haver mais contato entre o agente e os micro-organismos para sua inativação. Em águas de grande turbidez, principalmente causada por sólidos de esgotos municipais, muitos organismos patogênicos não são expostos à ação do desinfetante, sendo encobertos nas partículas. Por esta razão a USEPA (*United States Environnmental Protection Agency*) tem determinado um nível máximo de 0,5 a 1,0 uT, dependendo do processo de tratamento usado, com valor máximo permissível em águas de abastecimento público.

O aumento da turbidez das águas naturais pode estar associado à matéria orgânica presente no corpo d'água, que serve de alimento a bactérias e outros microorganismos. Nutrientes inorgânicos como nitrogênio e fósforo presentes nos esgotos domésticos e industriais estimulam o crescimento de algas, que também contribuem para o aumento da turbidez das águas naturais.

A cor da água é o resultado principalmente de processos de decomposição que ocorrem no meio ambiente. Por esse motivo, as águas superficiais estão mais sujeitas a apresentar cor do que as águas subterrâneas, além disso, pode-se ter cor devido à presença de alguns íons metálicos como ferro e manganês, plâncton, macrófitas e despejos industriais (BRANCO, 1978).

A presença de matéria orgânica nas águas pode ser decorrente de várias fontes. Os compostos orgânicos naturais nas águas são oriundos da degradação de plantas e animais e são denominados substâncias húmicas. Antes, a medida da cor era feita apenas por motivo estético, porém com a descoberta de que a matéria orgânica como precursora da formação de trihalometanos (THM), se a desinfecção for feita com cloro livre, a quantificação da cor passou a ter importância sanitária (DI BERNARDO, 1993).

A detecção de agentes patogênicos em uma amostra de água é extremamente difícil, em razão das suas baixas concentrações, o que demandaria o exame de grandes volumes da amostra para que fossem detectados os poucos seres patogênicos. Assim sendo, a concentração final de patógenos por unidade de volume em um corpo d'água é sem dúvida bastante reduzida, fazendo com que a sua detecção através de exames laboratoriais seja de grande dificuldade. Este obstáculo é superado através do estudo dos chamados organismos indicadores de contaminação fecal. Tais organismos são predominantemente não patogênicos, mas dão uma satisfatória indicação de quando uma água apresenta contaminação por fezes humanas ou animais, por conseguinte, da sua potencialidade para transmitir doenças (VON SPERLING, 2005).

O parâmetro biológico utilizado para definir a qualidade microbiológica da água foi denominado coliformes fecais (organismos indicadores de contaminação fecal). Mais recentemente esta denominação recaiu para termotolerantes porque o teste de coliformes fecais não dá garantia que a contaminação seja exclusivamente de origem fecal. A *Escherichia coli* é a principal bactéria do grupo coliformes termotolerantes, podendo ser encontrada em águas naturais sujeitas à contaminação por seres humanos. *A Escherichia coli* é a única que dá garantia de contaminação exclusivamente fecal, podendo também ser utilizada como indicador da eficiência em estações de tratamento de água (VON SPERLING, 2005) e, com ainda maior valia, da qualidade da água bruta.

Segundo a Deliberação Normativa da Comissão de Política Ambiental (COPAM), para águas da Classe 3, destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, o número mais provável de coliformes fecais deve ser até 4000 por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo

menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver, na região, meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, o índice limite será de até 20.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

Em muitos casos, *E.coli* coexiste com organismos patogênicos e desta forma sua presença pode refletir a presença de patógenos. Em estudos realizados sobre a densidade de coliformes totais e *E. coli*, com as amostras coletadas em áreas de recreação no sul da Coréia, durante a primavera e o verão, avaliaram-se as variações de concentração destas bactérias. A densidade de coliformes em águas naturais na primavera foi bem mais baixa que no verão. Este fato pode ser explicado pelas fortes chuvas que acontecem no verão e pela mudança de temperatura entre as duas estações. A estação chuvosa depois da estação seca contribui para maior aporte de coliformes e bactérias do solo para águas subterrâneas e conseqüente alta densidade de coliformes em águas superficiais. A temperatura é também um grande fator para a sobrevivência e crescimento de bactérias coliformes, assim sendo a densidade de coliformes totais aumenta no verão (AN; BREINDENBACH, 2005).

Segundo a Portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004), capítulo II, *Escherichia coli* é definida como bactéria do grupo coliforme que fermenta a lactose a manitol, com produção de ácido e gás a 44,5 ± 0,2 ^{o}C em 24 horas, sendo considerada o mais específico indicador de contaminação fecal recente e de eventual presença de organismos patogênicos. No capítulo IV do padrão de potabilidade, a água potável deve estar em conformidade com o padrão microbiológico para *Escherichia coli* ou coliformes termotolerantes (a detecção de *Escherichia coli* deve ser preferencialmente adotada), com Valor Máximo Permitido (VMP) de ausência em 100 mL. O parágrafo 3 determina que as amostras com resultados positivos para coliformes totais devem ser analisadas para *Escherichia coli* e, ou, coliformes termotolerantes, devendo, neste caso, ser efetuada a verificação e confirmação dos resultados positivos.

Outro parâmetro escolhido para o quadro de votação foi o *COT* (carbono orgânico total). O carbono orgânico total é todo o carbono presente como matéria orgânica dissolvida e/ou em suspensão na água. Em águas superficiais, o teor de COT varia de 1 a 20 mg/L (LIBÂNIO, 2005).

Além de se inserir na cadeia trófica de bactérias e algas, a relevância do monitoramento do COT consolidou-se na perspectiva de minimizar a formação de THM e outros subprodutos de

desinfecção com o cloro em estações de tratamento de água. Medidas de COT podem ser usadas para monitorar processos de tratamento ou remoção de contaminantes. Concentrações elevadas de carbono orgânico podem ser encontradas em águas altamente coloridas ou coletadas de pântanos, onde podem exceder a 100 mg/L (WHO, 1996).

O parâmetro pH é de extrema importância, fornecendo informações a respeito da qualidade da água de mananciais. Embora o padrão de potabilidade estabeleça a faixa de pH de valores de 6,0 a 9,5, para águas de abastecimento, do ponto de vista da saúde pública, o pH, por si só não significa muito (VIANNA, 2002).

Os fatores que determinam o pH de um corpo d'água são vários. Os mais importantes são a concentração de sais em solução, que tem íntima relação com as características geológicas da região, e a presença de ácido carbônico, relacionada à decomposição de resíduos orgânicos. Na água bruta para abastecimento tem-se esperado valores de pH entre 4,0 e 9,0 ou mais frequentemente de 5,5 e 8,6. Valores mais altos que 7,0 podem ser devido à presença de carbonatos e bicarbonatos, mas a chuva ácida e o lançamento de despejos domésticos e industriais podem abaixar o pH para valores abaixo de 7,0. O pH é alterado nos processos de tratamento de água por adição de produtos químicos, sendo novamente corrigido, para evitar problemas no sistema de distribuição (DE ZUANE, 1996).

O pH é um dos fatores que influenciam a formação de trihalometanos (THM), tendo sido observado que o aumento do pH, em função da reação clássica "halofórmica" ser catalisada por uma base, é favorável a este processo (MACÊDO, 2004).

A condutividade elétrica permite avaliar a quantidade de sólidos dissolvidos que representa a presença de íons na água. Para valores elevados de sólidos totais dissolvidos, há aumento da solubilidade dos precipitados de alumínio e ferro, influenciando a cinética da coagulação. Também é afetada a formação e a precipitação de carbonato de cálcio favorecendo a corrosão (DI BERNARDO, 1993).

A presença de cloretos nas águas naturais pode ser atribuída à existência de jazidas naturais no caminho percorrido, ou através da poluição por esgotos sanitários e efluentes industriais. Concentrações excessivas de cloretos aceleram a corrosão dos metais. No caso de sistemas distribuidores construídos utilizando tubulações metálicas, cloretos aumentarão a concentração dos metais na água potável, em virtude da corrosão das canalizações (VIANNA, 2002).

O nitrogênio e o fósforo são elementos indispensáveis para o crescimento das algas, entretanto quando em grande quantidade, também podem levar a um processo de eutrofização de lagos e represas, provocando florescimento de algas e crescimento descontrolado de plantas aquáticas, produção de toxinas por algumas espécies de algas e cianobactérias (MACÊDO, 2004).

A dureza das águas naturais não apresenta significado sanitário e seu inconveniente é de natureza econômica por reduzir a formação de espuma, elevando o consumo de sabões e podendo formar incrustações nas tubulações de água quente, caldeiras e aquecedores devido à precipitação a altas temperaturas.

Segundo Libânio (2005), no Brasil, com algumas exceções, as águas superficiais são brandas ou moderadamente duras (valores comumente inferiores a 100 mg/ L $CaCO_3$), com teores significativos de dureza ocorrendo mais para as águas subterrâneas oriundas principalmente de aqüíferos artesianos, casos típicos de diversos mananciais no interior de São Paulo e também em Minas Gerais.

3.2 Metodologia Delphi

O método Delphi é uma ferramenta de pesquisa qualitativa que busca um consenso de opiniões de um grupo de especialistas a respeito de eventos futuros. Isto é feito estabelecendo-se três condições básicas: o anonimato dos respondentes, a representação estatística da distribuição dos resultados, e o *feedback* de respostas do grupo para reavaliação nas rodadas subseqüentes (MARTINO, 1993).

O método Delphi pode ser entendido como uma tentativa de coletar a opinião de especialistas de maneira sistemática a fim de obter resultados úteis. Consiste da aplicação de questionários interativos a especialistas, de forma individual a fim de manter o anonimato de suas opiniões, oferecendo *feedback* dos resultados a cada interação até que se obtenha um consenso ou que as opiniões do grupo cheguem ao nível de estabilidade (DALKEY *et al.*, 1969).

Em função das características expostas, o método Delphi é especialmente recomendado quando não se dispõe de dados quantitativos, ou estes não podem ser projetados para o futuro com segurança, em face de expectativas de mudanças estruturais nos fatores determinantes das tendências futuras. Há, nesse método, a despeito de possíveis variações em sua aplicação, três premissas básicas. A primeira é: como se pretende reunir as idéias de especialistas, mas evitar

que haja influência prévia das idéias de uns sobre os outros e também o constrangimento de eventuais mudanças futuras de opinião, busca-se garantir o anonimato dos respondentes. A segunda premissa é a representação estatística dos resultados de cada rodada de questões. Quando as respostas da primeira rodada retornarem e forem tabuladas, o ideal é que sejam feitas representações estatísticas de modo a possibilitar, para a segunda rodada, uma melhor visualização por parte dos respondentes, de qual a sua posição perante o grupo. Adicionalmente, a representação estatística oferece a possibilidade de o organizador dos debates acompanhar o processo de criação do consenso entre os especialistas, objetivo central da técnica. Por fim, o método Delphi implica o *feedback* de respostas do grupo para reavaliação nas rodadas subseqüentes. Tanto as respostas fechadas quanto as abertas deverão ser tabuladas e reenviadas, anonimamente, aos respondentes, para que suas visões possam ser aprofundadas (WRIGHT; GIOVINAZZO, 2000).

A técnica Delphi passou a ser disseminada no começo dos anos 1960 com base em trabalhos desenvolvidos por pesquisadores da *Rand Corporation*. O objetivo original era desenvolver uma técnica para aprimorar o uso da opinião de especialistas na previsão de tendências sobre os mais diversos assuntos. Baseia-se no uso estruturado do conhecimento de um painel de especialistas, sob o pressuposto de que o julgamento coletivo, quando organizado adequadamente, é melhor do que a opinião de um só indivíduo, ou mesmo de alguns indivíduos.

A metodologia Delphi, conceitualmente, é bastante simples, pois se trata de um questionário interativo, que circula repetidas vezes por um grupo de peritos dos quais se preserva o anonimato. Na primeira rodada os especialistas recebem um questionário, preparado por uma equipe de coordenação, ao qual se deve responder individualmente, quase sempre com respostas quantitativas, justificadas e informações qualitativas.

Geralmente o questionário é bastante elaborado, apresentando para cada questão uma síntese das principais informações conhecidas sobre o assunto e, eventualmente, extrapolações para o futuro. As respostas das questões quantitativas são tabuladas recebendo tratamento estatístico simples, definindo-se a mediana e os quartis, e os resultados são devolvidos aos participantes na segunda rodada. A cada rodada as perguntas são repetidas, e os participantes devem reavaliar suas respostas, com base nas respostas numéricas e nas justificativas dadas pelos demais respondentes, na rodada anterior. São solicitadas novas previsões com justificativas. Esse processo costuma ser repetido por sucessivas rodadas até que a divergência seja reduzida a um nível satisfatório.

O uso de especialistas continua sendo identificado como um critério importante e que confere credibilidade ao Delphi. A principal justificativa para o uso de especialistas reside na crença de que estes sejam formadores de opinião e pela melhor capacidade de avaliar as questões em foco (KAYO; SECURATO, 1997).

O *feedback* estabelecido por meio das diversas rodadas permite a troca de informações entre os diversos participantes e em geral conduz a uma convergência rumo a um consenso. A maioria das pesquisas é feita com, no máximo, quatro rodadas e o processo de *feedback* consiste de, em cada rodada, os participantes receberem informações consolidadas sobre as respostas dos outros painelistas e também seus comentários e informações relevantes (KAYO; SECURATO, 1997).

O anonimato das respostas e o fato de não haver reunião física reduzem a influência de fatores psicológicos com base em *status,* capacidade de oratória, posição política ou receio de expor uma opinião minoritária. O anonimato é a propriedade que melhor caracteriza o método e também é a menos questionada. Existem duas formas de aplicar o anonimato ao Delphi: cada painelista desconhece quem são os demais e os painelistas têm conhecimento de quem compõe o painel, mas não terão nenhum tipo de comunicação com os outros participantes durante o período da pesquisa (KAYO; SECURATO, 1997 e WRIGTH; GIOVINAZZO, 2000).

O número de rodadas a ser realizado no estudo irá depender do custo do painel, do tempo disponível pelo pesquisador e também da disponibilidade de tempo dos participantes. Não existe a exigência de um número mínimo ou máximo de componentes do painel, que pode variar de um pequeno grupo até um grupo numeroso, dependendo do tipo de problema a ser investigado e da população e/ou amostras utilizadas. Algumas variações podem implicar na eliminação de uma ou mais características do método Delphi, ou na criação de procedimentos diferentes, que são admitidos desde que sejam conservadas as características básicas. A aplicação de uma única rodada descaracteriza a técnica Delphi (WRIGHT; GIOVINAZZO, 2000).

O Delphi eletrônico, realizado pela internet, conserva as mesmas características de uma pesquisa Delphi convencional, ou seja, são mantidos o anonimato dos respondentes, a distribuição estatística da distribuição dos resultados e o *feedback* de respostas ao grupo, para reavaliação. Nas rodadas subseqüentes, a coleta de respostas e a apresentação dos resultados da primeira rodada devem ser realizadas pela internet, para que possa ser considerada pelo grupo

no preenchimento da segunda rodada também via Internet (GIOVINAZZO; FISCHMANN, 2001).

Apesar de todas as suas vantagens, o uso incorreto da técnica pode gerar graves problemas aos organizadores. Em primeiro lugar, há a possibilidade de forçar o consenso indevidamente, pois os respondentes, se não corretamente orientados, podem acreditar que o objetivo é consenso, custe o que custar, e sentir-se-ão forçados a tal. Além disso, cumpre destacar a dificuldade de redigir um questionário sem ambigüidades e não viesado sobre tendências futuras. A demora excessiva para a realização do processo completo, especialmente no caso de envio do questionário via correio, é outro inconveniente da técnica. Sucessivas rodadas, envolvendo especialistas de fora da instituição, sem uma remuneração ou contrato, freqüentemente implicam as desistências não anunciadas de alguns participantes, sendo comum que, entre a primeira e a última rodada, o abandono gire em torno de 50% dos participantes originais (GIOVINAZZO, 2001).

3.3 Desenvolvimento de índices de qualidade da água

Os índices de qualidade da água são meios para relatar informações colhidas de sistemas de monitoramento da qualidade da água. Os índices são estabelecidos com cuidadosa avaliação de informações necessárias, considerações, critérios estatísticos e desenvolvimento operacional para reportar as informações do corpo d'água tomado para o estudo (VAN HELMOND; BREUKEL, 1997).

O índice de qualidade da água é expresso como um único valor, para descrever várias condições da água, usando múltiplas variáveis. O processo de desenvolvimento do índice de qualidade das águas, desde a criação do primeiro índice em 1965, é um processo dinâmico. Nota-se uma evolução constante nas décadas de 70, 80 e 90, com a criação de novas metodologias, inclusive métodos notadamente estatísticos, cada qual com suas vantagens e suas limitações (MATTOS, 1998; SAID; STEVENS; SEHKE, 2004).

Um índice de qualidade da água é definido como uma simples expressão de combinações mais ou menos complexas de um número de parâmetros, a qual serve como medida da qualidade da água. O índice é apresentado como um número, uma classe, uma descrição verbal, um único símbolo ou uma cor. O uso do índice de qualidade da água tem a habilidade de reduzir e simplificar uma grande quantidade de informações.

A necessidade de desenvolver um método para medir o resultado da poluição das águas, estabelecido por programas de controle, era manifestada por várias organizações e engenheiros ambientais. Em resposta a estas contínuas expressões de necessidade foi desenvolvido o IQA (Brown *et al.*, 1970).

Segundo Brown *et al*. (1970), a mais notável pesquisa neste campo de estudo até o momento é o trabalho de Horton, que definiu o índice de qualidade das águas baseando-se em medidas físicas, químicas e biológicas, no qual os parâmetros relacionados foram: OD, pH, coliformes, condutividade elétrica, alcalinidade, cloretos. Este índice não leva em consideração substâncias tóxicas, a justificativa é que, em nenhuma circunstância, os cursos de água deveriam conter substâncias que fossem prejudiciais aos seres humanos, animais ou à vida aquática.

O índice de Horton consiste em um somatório ponderado de subíndices, divididos pelo somatório dos pesos multiplicado por dois coeficientes, que consideram a temperatura e a poluição evidente de um curso d'água.

O índice de Horton é dado pela equação:

$$I = M_1.M_2 \frac{\sum_{i=1}^{n} Wili}{\sum_{i=1}^{n} Wi}, \text{ em que:} \qquad (3.1)$$

W_i = peso de cada parâmetro i;

l_i = sub índice de cada parâmetro;

M_1 = coeficiente da temperatura;

M_2 = coeficiente da poluição aparente.

O desenvolvimento do IQA por Brown *et al.* (1970) foi uma pesquisa desenvolvida pela necessidade do controle de poluição das águas, impulsionada pelo gasto de bilhões de dólares em investimentos para alcançar objetivos práticos. A falta de termos que permitissem alcançar o entendimento pelo público leigo muitas vezes não apresentava o resultado esperado.

Brown *et al.* (1970) desenvolveram o IQA, utilizando o método Delphi para obter informações sobre os diversos parâmetros para a formulação do índice. Esta técnica de pesquisa de opinião incorpora o julgamento de especialistas para minimizar a opinião baseada em cada ponto de vista profissional, ou dependendo de uma única região. Inicialmente foram selecionados 142 participantes com experiência em gerenciamento de águas.

No primeiro questionário foram contemplados 35 parâmetros, para a possibilidade de inclusão no IQA. Cada parâmetro foi designado de acordo com as seguintes categorias: "INCLUIR", "NÃO INCLUIR", "INDECISO". Os parâmetros que estivessem na categoria "INCLUIR", de acordo com sua significância, deveriam ser atribuídos peso 1 (alta significância) e 5 (baixa significância).

O segundo questionário enviado incluiu o resultado da pesquisa do primeiro. Neste *feedback* de informações, os participantes deveriam rever seus julgamentos e modificar as respostas, se necessário. Esta tarefa seria para que houvesse um consenso de opiniões. Observaram-se pequenas variações de taxas de significância de alguns parâmetros, quando comparadas com o primeiro questionário. Finalmente os participantes foram questionados a designar não mais do que quinze parâmetros considerados de maior importância a serem incluídos no IQA.

No terceiro questionário, os participantes deveriam assinalar valores (expressos em curvas), de variação do nível de qualidade da água produzida pelas diversas medidas para os nove parâmetros selecionados. Desta forma foram desenhadas uma série de gráficos e as curvas resultantes.

No terceiro questionário também foi perguntado sobre o peso (de 1 a 5) de 11 parâmetros, dos quais foram selecionados 9 para compor o IQA de acordo com a equação:

$$IQA = \sum_{i=1}^{n} w_i \cdot q_i \text{ , em que:} \qquad (3.2)$$

IQA= número de 0 a 100,

w_i = peso do parâmetro i;

q_i = a qualidade do parâmetro obtido nas curvas

n = número de parâmetros.

$$\sum_{i=1}^{n} w_i = 1$$

Cada peso temporário (obtido no 2º questionário) foi dividido pela soma de todos os pesos temporários para chegar ao peso final.

É importante observar que, para pesticidas e elementos tóxicos, foi proposto que se o total detectado excedesse 0.1mg/L a água seria registrada como IQA igual a zero.

Prati, Pavanello e Pesarin (1971) propuseram um índice de qualidade da água também denominado de Índice Implícito de Poluição de Prati. Primeiramente tinham em mente a aplicação do método para avaliar a qualidade da água superficial estabelecendo um inventário comparativo em países ou regiões. O índice envolveu 13 parâmetros e determina a classificação da qualidade da água em cinco categorias: Excelente (1), Aceitável (2), Moderadamente poluído (4), Poluído (8), e Altamente Poluído (>8), observando os limites de variações dos 13 parâmetros selecionados. Utilizaram-se equações lineares, não lineares e funções para a variação de cada parâmetro, e o índice é calculado com a média aritmética dos 13 subíndices, segundo a equação:

$$I = \frac{1}{13} \sum_{i=1}^{13} I_i \text{ , em que: } I_{i\,=} \text{ iésimo parâmetro.} \qquad (3.3)$$

Landwehr e Deininger (1974) propuseram uma forma multiplicativa para o IQA com a intenção de evitar eventuais problemas de resultados mascarados, que ocorriam quando um subíndice apresentava valores extremamente baixos de qualidade de água. Na forma multiplicativa, os pesos tornam-se potências dos subíndices. A National Sanitation Foundation (NSF) encontrou uma função da média geométrica, que é mais sensível que a função da média aritmética com mudanças em variáveis individuais, onde os pesos tornam-se potências dos subíndices. Se os subíndices aproximam-se de zero, o índice global também se aproxima de zero.

$$IQA = \prod_{i=}^{n} q_i^{wi} \text{ , em que: qi e wi são os mesmos definidos para o IQA aditivo.} \qquad (3.4)$$

Dinus (1972) propôs um índice composto de 11 parâmetros que se baseia no somatório

ponderado dos subíndices determinados através de funções matemáticas, sendo que cada uma delas foi elaborada a partir de consultas a literatura e estudos de especialistas. Os pesos dos parâmetros foram determinados de acordo com sua importância quanto à poluição. A distribuição dos pesos é referente a uma escala básica de importância, onde o somatório dos pesos é igual a 21. O cálculo do índice de Dinus é dado pela equação:

$$I = \frac{1}{21} \sum_{i=1}^{Ii} WiIi \text{ , em que:} \qquad (3.4)$$

W_i = peso de cada parâmetro (i);

l_i = sub índice de cada parâmetro;

Dinus (1987) reconhecendo as limitações do seu índice (publicado em 1972) continuou seu trabalho com algumas mudanças. Seria melhor a utilização da formulação multiplicativa para agregação dos parâmetros de qualidade da água estabelecidos pelo painel de especialistas. Dinus formou um painel de especialistas com sete profissionais da área e utilizando a metodologia Delphi em quatro rodadas e determinou quais os poluentes que deveriam compor o índice e a importância relativa entre eles. A formulação do índice de Dinus é dada por:

$$IQA = \prod_{i=}^{n} q_i^{wi} \text{ , em que: } q_i \text{ e } w_i \text{ são os mesmos definidos para o IQA aditivo.} \qquad (3.5)$$

Segundo Mattos (1998) este índice de qualidade de águas é o mais utilizado por diversas instituições no Brasil e nos Estados Unidos: NSF - *National Sanitation Foundation*, CETESB, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA).

Lohani *et al.* (1984) desenvolveram um índice para a qualidade da água para o rio Chao Phraya, na Tailândia, utilizando técnicas do tipo análises de agrupamento, análises de fator e regressão múltipla. A análise de agrupamento foi usada para agrupar estações de amostragem em seções poluídas e não poluídas. A análise de fator principal e análise de regressão foram usadas para construir duas séries separadas de equações para cada seção.

Smith (1989) propôs um índice, para avaliar a qualidade da água na Nova Zelândia, baseado no método Delphi, com informações de 18 especialistas. Considerou uma forma não ponderada,

pois considera todos os parâmetros constituintes do índice de igual importância. O índice é composto de dois ou mais subíndices em escala decrescente. O valor final do IQA é tomado em relação ao menor valor entre os dois subíndices. Segundo o autor a qualidade da água é governada pelas suas piores características e não por um conjunto de variáveis. Os parâmetros utilizados no cálculo do índice são os mesmos utilizados por Brown. As curvas de variação dos valores medidos, com a qualidade de água foram chamadas de subíndice e desenvolvidas para cada parâmetro e para cada uso da água como natação, abastecimento, criação de peixes, uso geral. A função de agregação combina todos os valores dos subíndices no índice final. A equação do IS (Índice de Smith) é dada por:

$IS = \min. (I_1.....,I_2, ...Ii.....I_n)$, em que: (3.6)

IS = índice de Smith;

I_i = valor do subíndice

House (1989) utilizou quatro índices de qualidade da água independentes para monitoramento da qualidade da água de rios no Reino Unido. O IQA geral, o *PWSI* (*Potable Water Supply Index*) para abastecimento público, o *ATI*, (Índice de Toxidade Aquática) e o *PSI* (*Potable Sapidity Index*) também para toxicidade. Foram desenvolvidas curvas de transformação dos valores medidos em avaliações de qualidade da água para cada parâmetro. Para determinar a importância relativa de cada peso na composição do índice foi elaborado um questionário para especialistas da área de gerenciamento e controle da água no Reino Unido. A formulação adotada por House, desenvolvida pelo departamento escocês, é dada por:

$IQA = 1/100 (\Sigma q_i.w_i)^2$, em que: (3.7)

qi = avaliação da qualidade para o iésimo parâmetro;

wi = peso do iésimo parâmetro;

Dojlido *et al.* (1994) sugeriram uma fórmula da raiz quadrada do número n (número de parâmetros considerados) pelo somatório do inverso do quadrado de cada parâmetro unitário.

$$IQA = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^{n} \frac{1}{SI_i^2}}} \quad \text{, em que:} \qquad (3.8)$$

SI_i = Subíndice i;

n = número de subíndices.

Os parâmetros básicos utilizados neste índice são: DBO, sólidos em suspensão, fosfatos, amônia, sólidos dissolvidos, DQO, OD. Os parâmetros adicionais são: Fe, fenóis, nitrogênio orgânico, dureza, Mn, pH, SO_4^{2-}, Cl^-, DQO, NO^{3-}, Pb, Hg, Cu, Cr total, Zn, Cd, Ni, CN^-. Os parâmetros adicionais são considerados quando seus índices unitários são baixos, mostrando pior qualidade da água que o IQA calculado para os parâmetros básicos. Os índices unitários foram calculados de gráficos ou funções contínuas transformando o valor em mg/L em uma quantidade adimensional, de 0 a 100. As funções foram baseadas em padrões ditados pelo Ministério do Meio Ambiente da Polônia. Observa-se que, na média harmônica, são eliminados os pesos, conforme a equação acima.

Wepener *et al.* (1992) desenvolveram o *Aquatic Toxicity Index* (ATI) para avaliar a condição de ecossistemas aquáticos. Foram disponibilizados banco de dados de toxidez para peixes e assim, observando o efeito tóxico de diferentes qualidades da água, empregando indicadores de ecossistemas aquáticos. Os parâmetros físico-químicos de qualidade da água empregados foram pH, OD e turbidez, amônia, sais dissolvidos, flúor, potássio, ortofosfatos e metais potencialmente perigosos como zinco, manganês, cromo, níquel. No ATI utilizou-se, para agregar as variáveis, a seguinte formulação, a partir de valores obtidos nas curvas de qualidade.

$I = 1/100 \times (1/n \sum q_i)^2$, em que: (3.9)

I = índice;

q_i = qualidade do i parâmetro (valor entre 0 e 100);

n = número de parâmetros.

Em geral os índices não consideram a existência de substâncias tóxicas. Brown *et al*. (1970) recomendam a utilização de um valor de 0 a 1, indicando respectivamente a presença de

poluentes acima do valor máximo admissível, ou a ausência destes poluentes. Algumas substâncias tóxicas, como metais pesados e pesticidas, apresentam concentrações freqüentemente limitadas espacial e temporalmente a determinadas situações, razão pela qual não podem ser incluídas em índices propostos para diversas áreas.

A *Strategic Assessment of Florida's Environmental* (SAFE, 1995) desenvolveu o *Florida Stream Water Quality Index* (FWQI), em 1995. A formulação do índice foi elaborada por meio da média aritmética dos parâmetros: Turbidez, OD, DBO, DQO, COT, Fósforo e Nitrogênio e Coliformes Fecais. Os valores deste índice foram determinados da seguinte forma: 0 a 45 representa boa qualidade, 45 a 60, média qualidade, 60 a 90 representa pior qualidade.

Mattos (1998) propôs um índice de qualidade de águas específico para a Bacia do Rio das Velhas, abordando a região do alto curso. Foi aplicada, como metodologia, uma simplificação do método Delphi, através de questionário enviado a 70 especialistas de qualidade da água, acompanhado de informações gerais sobre a bacia e resultados do monitoramento de 46 parâmetros físico-químicos e bacteriológico, realizado no período de julho/93 a novembro/95, nas 12 estações de amostragem localizadas no leito do rio principal e nos principais tributários da região em estudo. Foram obtidas 51 respostas, com seleção de 10 parâmetros para uso geral da águas e 10 para águas de abastecimento público. Foram selecionados também os pesos para esses parâmetros, de acordo com sua importância relativa na determinação da qualidade das águas. Para análises dos resultados foram desenvolvidas equações representativas das curvas de qualidade do IQA da *National Sanitation Foundation* (SNF), através de análises de regressão polinomial. Foram incluídos novos parâmetros no monitoramento e realizadas comparações dos resultados de análises com padrões frente à Deliberação Normativa COPAM 20/97, que trata do enquadramento de toda a bacia do Rio das Velhas de acordo com os usos preponderantes; e estudos iniciais visando a inclusão do parâmetro sólidos em suspensão à Deliberação Normativa COPAM 10/86, que estabelece normas e padrões para qualidade de águas e lançamento de efluentes nos cursos d'água.

O Índice de Qualidade da Água do Oregon (OWQI) foi desenvolvido pelo *Oregon Department of Environmental Quality* inicialmente em 1980 e atualizado em 1995 (CUDE, 2001). O OWQI ajuda na avaliação da qualidade da água para usos gerais como recreação, pesca e esportes aquáticos, não determinando a qualidade da água para usos específicos e não pode ser usado como informação definitiva sobre a qualidade da água considerando dados específicos sob os aspectos físicos, químicos e biológicos. O OWQI avalia a qualidade da água através da medida

de oito variáveis: Temperatura, OD, DBO, pH, Amônia e Nitratos, Fósforo Total, Sólidos Totais e Coliformes Fecais. Os resultados analíticos de diferentes medidas das variáveis são transformados em valores que são os subíndices. Para a determinação das fórmulas de variação de cada subíndice foi usada regressão não linear e para cada subíndice a medida analítica é convertida dentro de uma taxa de qualidade relativa entre 10 (pior) e 100 (ideal). Os subíndices são então combinados em um único valor (IQA). A distribuição das curvas foi gerada de valores de dados coletados em 136 locais de monitoramento, entre 1986 e 1995. Para a escolha da formulação deste índice foram observadas as funções de média aritmética, a média geométrica, e a raiz quadrada da média dos pesos harmônicos, onde esta última, segundo o autor, mostrou-se mais sensível. Este índice tem como objetivo melhorar a compreensão geral da qualidade da água e a necessidade de efetivas práticas de proteção. A formulação para o OWQI é dada então por:

$$\text{OWQI} = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^{n}\frac{1}{SI_i^2}}}$$, em que: SI_i = Subíndice i; n = número de subíndices. (3.10)

Foi desenvolvido em 2001, pelo Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) o CCME Water Quality Index, baseado na fórmula desenvolvida pela British Columbia Ministry of Environmental modificado pela Alberta Environmental. Desde sua formulação, o CCME WQI tem sido aplicado com sucesso para a comunicação em diversos ambientes utilizando dados de qualidade da água em diversas províncias (KHAN *et al*., 2005).

A comunicação e o relatório de dados ambientais da qualidade da água, com o compromisso da integridade técnica dos dados tem sido um desafio. Todavia este relatório tem sido feito de maneira fácil nos últimos anos pelo desenvolvimento e disponibilidade do *Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME).* O CCME WQI foi desenvolvido com o propósito de fornecer uma ferramenta para simplificar o relatório de dados de qualidade da água, fornecendo significantes resumos que são úteis para técnicos, órgãos de controle de poluição, bem como o público interessado em resultados da qualidade da água. Como uma ferramenta que resume a qualidade da água, fornece uma idéia vasta de dados de qualidade da água, mas não pretende ser um substituto de análises detalhadas para fins mais específicos (KHAN *et al.*, 2005).

Este índice é baseado na combinação de três fatores: Scope (F_1) que representa a percentagem de falhas das variáveis relativas ao total dos números de variáveis, Freqüência (F_2) que

representa a percentagem do teste que não encontra seus objetivos, ou seja, as falhas do teste relativas ao total de testes e a Amplitude (F_3) que representa a quantidade de valores dos testes falhos que não encontram seus objetivos. Estas três variáveis são combinadas produzindo um número entre 0 a 100, que descreve a qualidade da água. O cálculo do índice é dado pela Equação 3.11, onde o divisor 1732 normaliza o resultado de valores para o intervalo entre 0 e 100.

$$\text{CCMEWQI} = 100 - \sqrt{(F_1^2 + F_2^2 + F_3^2)}\ /1732\ ; \qquad (3.11)$$

F_1 = Nº de variáveis falhas / Nº total de variáveis x100;

F_2 = Número de testes falhos / Nº total de testes x100;

F_3 = *excursion* = (valores de testes falhos/Objetivo) -1;

$nse = \sum$ excursion / Número de testes;

$F_3 = nse / (0{,}01nse + 0{,}01)$.

Os parâmetros utilizados são OD, pH, Fósforo Total, Nitrogênio Total, Arsênio, Chumbo, Prata, 2,4-D, Lindane, sendo os objetivos dados pelos valores permissíveis para cada parâmetro.

O CCME WQI foi modificado em 2004 para acrescentar uma nova posição na categoria, com o desenvolvimento de um novo estágio, abordando o calculador CCME WQI com aplicação de dados de água de abastecimento em certa província no Canadá. Foram incorporados também ao índice contaminantes, dados microbiológicos e trihalometanos, ficando, desta forma, sujeito às discussões sobre os benefícios e as falhas (KHAN *et al.*, 2004).

Curcic e Comic (2002) desenvolveram um índice microbiológico para avaliar a qualidade das águas superficiais (mIQA) baseado em comparações com o IQA do reservatório de *Gruza* construído para abastecimento da cidade de *Kragujevac* (Iugoslávia). Nas análises os parâmetros microbiológicos utilizados foram: Coliformes Totais, bactérias heterotróficas, *Escherichia coli*, intensidade de atividade fosfatase (IPA), concentração de clorofila a.

Sargaonkar e Deshpande (2002) desenvolveram um índice geral de poluição de águas

superficiais para o *Research Institute National Environmental Engineering* (NEERI) baseado na classificação geral do esquema indiano, o *Overall Index of Pollution* (OIP). A classificação geral do esquema indiano foi formulada baseando-se no conceito proposto por Prati em 1971 e fazendo considerações ao esquema desenvolvido pela *Central Pollution Control Board* (CPCB) na Índia. As variações das concentrações nestas classes são definidas considerando os padrões indianos, determinados pela CPCB, *Standards by the European Community* (EC), OMS e outros. Os parâmetros selecionados foram: Turbidez, Cor, OD, Sólidos Totais Dissolvidos, Dureza, Cl^-, SO^{2-}_4, NO^-_3, Coliformes Totais, Arsênio e Flúor, considerados de significância para o índice. As equações matemáticas para transformar os valores das concentrações dentro de um índice de poluição foram formuladas e correspondem a valores funções de curvas plotadas. O esquema de classificação para avaliações da água superficial é dado por Excelente (0 –1), Aceitável (1 –2), Pouco Poluído (2 – 4), Poluído (4 –8) e Muito Poluído (8 –16), segundo a variação dos parâmetros. O índice é dado pela equação:

$$\text{OIP} = \frac{1}{n}\sum_i P_i \text{ em que:} \qquad (3.12)$$

Pi = índice de poluição para o parâmetro i; i = 1, 2,3... n; n = número de parâmetros.

Said *et al.* (2004) desenvolveram um novo índice para avaliar a qualidade da água em riachos, usando os seguintes parâmetros: OD, Coliformes Fecais, Turbidez, Fósforo Total, Condutividade Específica. Segundo os autores, vários índices desenvolvidos contêm mais de 8 parâmetros, porém vários corpos d'água não apresentam dados de monitoramento para todos os parâmetros, desta forma foi necessário desenvolver um novo índice, com poucos parâmetros, que pode ser usado para comparar diferentes locais referentes à qualidade da água. Os critérios determinados pela U.S. EPA foram usados para construir o novo IQA. A equação para o novo índice é dada por:

$$\text{IQA} = \log [(\text{OD})^{1,5}/(3,8)^{\text{TP}} (\text{Turb})^{(0,5)} (15)^{\text{Fcol}/1000} + 0,4\ (\text{SC})^{0,5}], \text{ em que:} \qquad (3.13)$$

OD = oxigênio dissolvido (mg/L), Turb = turbidez (uT), TP = fósforo total (mg/L), Fcol = coliformes fecais (NMP/100), SC condutividade específica (mS/cm a 25^0C).

O valor do índice varia de 0 a 3, sendo 3 a qualidade ideal, de 3 a 2 a qualidade é aceitável e menos que 2 necessita de medidas de remediação.

Sarkar e Abbasi (2005) desenvolveram um *software* para gerar um índice de qualidade da água (Qualidex), devido à necessidade de demonstrar análises de água e traduzi-las em uma única medida. Sempre é necessária a comparação da qualidade da água de diferentes fontes, monitorando as mudanças na qualidade das águas em função do tempo e outros fatores. Este *software* é utilizado como uma ferramenta para gerar e operar índices de qualidade da água. A arquitetura do Qualidex compreende quatro módulos: módulo da base de dados, módulo que gera o índice de qualidade da água, o módulo que compara a qualidade da água e o relatório de geração do módulo. Os índices incluídos no Qualidex foram: OWQI (*Oregon Water Quality Index),* ATI (*Aquatic Toxicity Index*), DWQI *(Dinius Water Quality Index*), OIP (*Overall Index of Pollution*) e CPCB (*Water Quality Index of Central Pollution Control Board*.

Fancicani *et al.* (2000) propuseram o Índice Geral de Qualidade da Água (IGQA) utilizado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), que é calculado mensalmente através de amostras coletadas em rede de distribuição, com os parâmetros separados em três grupos: Grupo 1, parâmetro bacteriológico (coliformes totais). Grupo 2, parâmetros orgânicos e inorgânicos. Grupo 3, parâmetros que podem interferir na qualidade organoléptica da água. O IGQA é calculado através de equações matemáticas dadas ao conjunto de doze parâmetros analíticos pertencentes aos três grupos com o resultado transformado em significado qualitativo, variando de Imprópria, Insatisfatória, Aceitável, Boa, Ótima e Excelente.

$IGQA = (I_1 \times I_2 \times I_3)^{1/3} \times 100$, em que: (3.14)

I = subíndices de cada grupo.

A CETESB (Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo, 1997) propôs alguns índices segundo alguns critérios. O Índice de Preservação da Vida Aquática (IVA) foi utilizado considerando o antigo IPMCA (Índice de Parâmetros Mínimos para Preservação da Vida Aquática), integrando uma avaliação do enriquecimento das águas por nutrientes através do Índice do Estado Trófico Modificado (IET).

O IVA tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e da flora em geral, diferenciando, portanto, de um índice para a avaliação da água para consumo humano e recreação de contato primário.

O IVA inicialmente proposto pela CETESB leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e dois parâmetros considerados essenciais para a biota (pH e Oxigênio Dissolvido). É composto por dois grupos de parâmetros: Grupo de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis); podendo ser incluídos novos parâmetros que são considerados importantes para qualidade das águas, mesmo regionalmente e Grupo de parâmetros essenciais (OD, pH e Toxicidade).

Para cada parâmetro no IPMCA são estabelecidos três diferentes níveis de qualidade, com ponderações numéricas de 1 a 3, e que correspondem a padrões de qualidade estabelecidos pelo CONAMA 357/05, e padrões selecionados da USEPA (1991) e legislação francesa (*CODE PERMANENT ENVIRONNEMENT ET NUISANCES,* 1986), que estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas na água, para evitar efeitos crônicos e agudos à biota aquática. Esses níveis refletem as seguintes condições de qualidade de água:

- nível A: ponderação 1 (águas com características necessárias para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos aquáticos). Atende a resolução CONAMA 357/05, para as classes 1 e 2;
- nível B: ponderação 2 (águas com características necessárias para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém a reprodução pode ser afetada em longo prazo). Utiliza limites da legislação francesa e americana;
- nível C: ponderação 3 (águas com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos aquáticos). Utiliza limites obtidos das legislações francesa e americana, o cálculo do IPMCA é dado por:

IPMCA = PE x ST , em que: (3.15)

PE = Valores da maior ponderação do grupo de parâmetros essenciais.

ST = Valor médio das três ponderações do grupo de substâncias tóxicas.

O valor do IPMCA pode variar de 1 a 5, sendo subdividido em quatro faixas de qualidade, classificando as águas para proteção da vida aquática em:

IPMCA = 1; qualidade Boa

IPMCA = 2: qualidade Regular

IPMCA 3 e 4 = Ruim

IPMCA ≥ 5 = Péssima.

Com relação ao abastecimento público a CETESB usou o IAP propondo a ponderação do IQA, podendo incluir substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água, bem como de substâncias tóxicas incluindo metais, além de resultados do Teste de Ames (Genotoxicidade) e do Potencial Formador de Trihalometanos (THMPF).

Segundo a CETESB (2002) estes índices devem ser revistos periodicamente, de forma dinâmica, para se garantir que os mesmos possam acompanhar a evolução tecnológica neste campo, bem como a criação de mecanismos para dar continuidade às outras propostas que possam surgir.

O IAP (Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público), também utilizado pela CETESB, considera o produto da ponderação dos resultados atuais do IQA e dos resultados de bioensaios de mutagenicidade que avalia a presença de compostos mutagênicos na água. Ele é complementado com a utilização de parâmetros tais como metais, protozoários, patogênicos, nutrientes, algas entre outros. O IAP tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas brutas para fins de abastecimento público. O abastecimento doméstico está previsto para corpos d'água enquadrados nas classes Especial, 1, 2, 3 da Resolução Federal CONAMA 357/05, sendo, portanto pertinente sua aplicação somente para essas fontes.

A introdução do Teste de Ames, utilizado para a avaliação da mutagenicidade, tem a finalidade de avaliar a qualidade da água bruta com relação à contaminação de compostos orgânicos com potencial carcinogênico. Sendo assim, sua aplicação permite detectar a presença de compostos com tais características, priorizando locais onde se deva realizar um estudo de possíveis fontes de contaminação através da realização de novos bioensaios bem como de análises químicas dos compostos orgânicos possivelmente genotóxicos presentes naquele corpo d'água.

O IAP, inicialmente utiliza apenas uma ponderação do IQA original e dos valores obtidos para o teste de Ames, não considerando outras substâncias que podem interferir na qualidade da água a ser tratada. Neste sentido, propõe-se a criação do ISTO, que engloba além do teste de Ames, metais, fenóis e a presença de substâncias químicas com potencial para a formação dos

Trihalometanos. Desta forma o IAP, integrado pelo IQA e o ISTO, se torna mais abrangente, fornecendo informações não só sobre os parâmetros básicos de qualidade da água, mas também de outros parâmetros relevantes em termos de saúde pública.

O IAP deve, em sua próxima etapa de desenvolvimento, contemplar a avaliação de parâmetros específicos tais como algas, as quais podem interferir tanto no sistema de tratamento como também na qualidade da água distribuída, outros metais tóxicos como o arsênio e parasitas (*Giardia/Cryptosporidium*), que são protozoários freqüentemente encontrados em água bruta.

Smith *et al.* (2002) promoveram uma crítica ao *Oregon WQI*, a qual também é aplicada a muitos outros índices de qualidade da água. Muitos destes índices se desenvolveram de maneira arbitrária (subjetiva) numa escala de 1 a 100 ou 1 a 10, que produz uma contagem na composição do índice sem uniformidade de escala. A taxa das curvas (gráficos) que mostram uma relação entre concentrações de constituintes e avaliações de parâmetros freqüentemente baseados em distribuições de dados estatísticos e/ou no julgamento de melhores profissionais, o qual também é subjetivo. Mais importante, os índices desenvolvidos não são sempre baseados em respostas biológicas para situações específicas de contaminação da água. Há uma necessidade para uma aproximação para precisamente avaliar dados de qualidade da água numa maneira que é um processo válido cientificamente e um produto útil para gestores de recursos hídricos e facilmente entendidos pelo público. O procedimento ideal mostra a avaliação do efeito direto de diferentes parâmetros de qualidade da água na vida aquática, que claramente a descreve como boa ou ruim, como estão as condições e suscita uma precisa e holística avaliação temporal e espacial nas condições da qualidade da água.

Kaurish e Youmos (2007) propuseram um trabalho de desenvolvimento de um IQA padronizado que, segundo eles, aproxima respostas biológicas como escala comum para avaliar a qualidade das águas superficiais, de acordo com as observações anteriormente relatadas por Smith. Eles usaram apenas padrões microbiológicos.

Cude (2002) como resposta a crítica de Smith sobre o *Oregon WQI* relatou que os índices são meios para relatar informações colhidas de sistemas de monitoramento da qualidade da água, através de cuidadosa avaliação de informações, considerações, critérios estatísticos e desenvolvimento operacional para reportar as informações.

Pode-se concluir que todo índice de qualidade da água tem suas vantagens e limitações, sendo

sujeito a críticas. Muitas vezes há necessidade de adaptações no local e no tempo, dependendo das características dos corpos d'água, quando são usados índices universais. O uso de índices mais específicos é sempre mais significativo do que o uso de índices mais generalizados, pois mesmo tendo algumas limitações, com certeza os aspectos positivos são mais relevantes, por terem sido elaborados levando em consideração aspectos locais e a finalidade de sua aplicação.

A despeito de tais esforços, faz-se necessário propor um índice que traduza a maior ou a menor tratabilidade das águas naturais superficiais afluentes às estações convencionais de tratamento. Neste contexto está sendo proposto o IQAB (Índice de Qualidade da Água Bruta afluente às estações convencionais de tratamento), valorizando os principais parâmetros de qualidade da água que mais expressivamente intervém no processo de potabilização da água. O IQAB é uma ferramenta aplicada para auxiliar os administradores e operadores de sistemas de abastecimento, quanto às variações da qualidade da água bruta na rotina diária das estações convencionais e no desempenho da estação.

4 METODOLOGIA

A metodologia empregada na elaboração do IQAB foi a mesma utilizada para o desenvolvimento do IQA (Índice de Qualidade da Água) por Brown *et al.* (1970) e também do IQETA (Índice de Qualidade de Estações de Tratamento de Água) por Lopes (2005). O IQAB é um índice direcionado para avaliação das características da água bruta afluente às estações convencionais de tratamento, contemplando desta forma águas de Classe 3, segundo a Resolução CONAMA 357/05. A metodologia utilizada para o desenvolvimento do IQAB foi dividida em quatro etapas:

- Seleção dos parâmetros de qualidade da água constituintes do índice e dos pesos atribuídos a cada parâmetro definidos na pesquisa de opinião;
- Desenvolvimento dos critérios de pontuação dos parâmetros selecionados;
- Formulação, para agregar as variáveis na composição do índice;
- Aplicação do IQAB utilizando dados de uma estação de tratamento convencional, principalmente para avaliar os resultados obtidos com as formulações de somatório e produtório.

As variáveis utilizadas na determinação do índice devem estar interligadas com a disponibilidade de dados de monitoramento da estação de tratamento, que se deseja avaliar. O número de variáveis deve permitir a praticidade de aplicação do índice.

4.1 Pesquisa de opinião

Na pesquisa de opinião foi utilizada a metodologia Delphi, conservando todas as suas características como o anonimato, para evitar a influência das opiniões, a representação estatística dos dados e o *feedback* das respostas para tentar a convergência das opiniões dos participantes.

Os 24 participantes dos questionários de pesquisa de opinião foram profissionais especialistas da área, envolvidos em pesquisas, projetos e operações de estações de tratamento de água convencionais na região Sul e Sudeste, compreendendo os estados de RS, SC, MG, SP, RJ conforme apresentado na TAB. 4.1.

Tabela 4-1 - Perfil dos participantes inseridos na pesquisa de opinião

Função - Atividade	Estados				
	RS	SC	SP	MG	RJ
Operador				2	
Projetista				2	
Pesquisador		2	4	7	1
Pesquisador/Projetista	1		2	1	
Projetista/Operador				1	
Pesquisador/Operador				1	

Os questionários foram compostos por 21 parâmetros de qualidade da água e enviados inicialmente aos 24 participantes para o julgamento de quais parâmetros deveriam ser incluídos no índice com seus respectivos pesos em ordem de significância quanto à tratabilidade da água.

A pesquisa de opinião foi constituída de duas fases: a primeira rodada do questionário com análise das respostas, tabuladas e devolvidas na segunda rodada do questionário para devidas observações e nova votação para novas análises e conclusões finais.

Os questionários foram elaborados com os principais parâmetros de qualidade da água bruta e após o encerramento das etapas dos questionários, foi utilizada a estatística básica, com cálculos de médias aritmética e geométrica, mediana, moda, valores máximos e mínimos, percentis de 10, 25, 75 e de 90 %, para avaliações sobre o comportamento dos dados obtidos. Os testes foram desenvolvidos em planilhas Excel, e também foi utilizado o "*software*" Statistica 6.1 na elaboração de gráficos e análises de resultados.

O questionário de pesquisa de opinião, enviado aos participantes, contemplou os seguintes parâmetros: Turbidez, Cor Verdadeira, *E. coli*, Coliformes totais, Coliformes Termotolerantes, Algas, Cianobactérias, Alcalinidade, pH, Dureza, Sólidos Totais, Sólidos Dissolvidos, Temperatura, Cloretos, Amônia, COT, Nitratos, Fosfatos, Fe, Mn e Condutividade Elétrica.

Os parâmetros foram escolhidos após revisão bibliográfica quanto à importância na qualidade da água bruta afluente às estações convencionais de tratamento. Estes parâmetros foram votados para a composição do IQAB, quanto à relevância na potabilização da água nas operações das variadas unidades do tratamento convencional.

No primeiro questionário (Apêndice A) os participantes opinaram sobre a inclusão ou não dos parâmetros listados, podendo até mesmo se pronunciar como indecisos e dar opiniões. O participante poderia, se achasse necessário, incluir outros parâmetros. Aos parâmetros votados

com a opção “Incluir”, os participantes deveriam determinar os pesos respectivos, em ordem de sua significância, para a tratabilidade da água bruta. Os pesos dos parâmetros foram tomados de 0 a 100, não se preocupando em totalizar 100 pontos, pois os pesos finais seriam convertidos, sendo tomados em relação ao total de pontos distribuídos pelo participante na composição final do peso do parâmetro.

Como citado anteriormente, foram aplicadas duas rodadas de questionários, para que pudesse haver maior consenso de opiniões. No segundo questionário não havia mais a opção “Indeciso”, onde o participante deveria opinar por incluir ou não o parâmetro. No final de cada rodada foram analisadas as respostas dos participantes e apresentadas em gráficos e tabelas (apêndices B e D).

O primeiro questionário foi enviado a 24 especialistas, sendo que 21 deles responderam as perguntas para os quais o 2° questionário foi enviado. Deste grupo, 18 mantiveram-se até o final da pesquisa. Após o recebimento das respostas do primeiro questionário foram analisados os comentários dos participantes e os dados por meio da estatística básica para o comportamento dos dados.

No segundo questionário (Apêndice B) foram enviadas aos participantes as respostas do primeiro questionário, contendo as médias e as medianas dos pesos dos parâmetros, para que suas respostas pudessem ser avaliadas, mantendo ou não sua posição frente às avaliações do grupo.

Após o recebimento das respostas do 2º questionário de pesquisa de opinião foram também analisados os dados. Finalmente foram definidos os principais parâmetros, bem como os pesos finais para a composição do índice.

4.2 Critérios de pontuação dos parâmetros

Após a definição dos principais parâmetros e dos seus pesos respectivos foram estabelecidos os critérios de pontuação. O desenvolvimento dos critérios de pontuação foi baseado na importância de cada parâmetro na tratabilidade das águas naturais por meio da tecnologia convencional, em padrões de qualidade determinados na legislação e também em dados mais comumente observados no monitoramento da água bruta em estações convencionais.

Nesta etapa de pontuação alguns parâmetros tiveram uma descrição mais detalhada para

ressaltar a sua importância não só quanto à tratabilidade, mas também quanto a problemas de saúde pública que os envolve, como cianobactérias, por exemplo. Isto só vem justificar, ainda mais, sua escolha como parâmetro na composição do índice.

4.3 Formulação do índice

Após a determinação dos parâmetros constituintes do índice, bem como dos pesos atribuídos a cada parâmetro e dos critérios de pontuação, partiu-se para a formulação do índice.

A formulação do índice tem como finalidade a agregação dos parâmetros na combinação e simplificação para o cálculo final.

Para o cálculo do IQAB, foram utilizados o Produtório e o Somatório, após a determinação dos parâmetros constituintes, dos pesos atribuídos a cada parâmetro e dos critérios de pontuação, para análises comparativas dos valores obtidos na aplicação do índice, na última etapa.

A formulação do IQAB é representada nas equações:

$$\text{IQAB} = \sum_{i=1}^{n} w_i q_i \qquad (4.3)$$

$$\text{IQAB} = \prod_{i=1}^{n} q_i^{wi} \qquad (4.4)$$

Nas quais:

w_i = peso atribuído a cada parâmetro definido na pesquisa de opinião, de forma que $\sum_{i=1}^{n} w_i = 1$;

q_i = pontuação atribuída ao parâmetro observada nas curvas de qualidade;

i = cada parâmetro incluído no índice;

n = número de parâmetros.

4.4 Levantamento dos dados de qualidade da água bruta afluente a estações de tratamento convencional para aplicação do IQAB

O levantamento dos dados de parâmetros de qualidade da água bruta afluente a estações de tratamento convencional foi utilizado para a aplicabilidade do IQAB, com as devidas observações, quanto ao uso das formulações de produtório e somatório do índice, para a avaliação da qualidade da água bruta afluente.

Os dados de monitoramento da água bruta afluente foram fornecidos por concessionárias de serviços de abastecimento de água do estado de Minas Gerais, para os quais foi possível analisar a qualidade da água nas estações chuvosa e estiagem e também comparar os valores do IQAB para algumas estações.

O IQAB, nas formas de produtório e somatório, foi calculado por meio de planilhas Excel, utilizando a mediana dos valores para os parâmetros selecionados, observando-se três meses no período de estiagem e três meses no período chuvoso.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Resultados da pesquisa de opinião dos dois questionários

Serão apresentados a seguir os resultados da pesquisa de opinião, que faz parte da primeira etapa do trabalho. Nesta primeira etapa foram enviados, os questionários a 24 especialistas, com duração de aproximadamente três meses. Os questionários foram enviados por via eletrônica, por ser mais rápido e objetivo para o desenvolvimento da pesquisa. Dos 24 questionários enviados apenas três não foi respondido em tempo hábil, ou seja, uma abstenção de aproximadamente 12,5%.

No primeiro questionário (Q1), os especialistas poderiam manifestar-se através de observações sempre que achassem necessários. A seguir são comentadas algumas destas observações.

Foram sugeridos mais alguns parâmetros microbiológicos como Esporos (para controle de protozoários) e Colifagos (para controle de Enterovírus) para estações que apresentarem em suas captações um índice elevado de *Escherichia coli* (> 1000 NMP/100 mL). Foram sugeridos, também, acréscimos de outros metais, especialmente onde os cursos d'água recebem despejos industriais, mesmo tratados, e que os metais deveriam ser quantificados em amostras de água digeridas e não digeridas, para se ter uma idéia da necessidade ou não da pré-oxidação, pois em muitos casos o participante diz ter encontrado concentrações de metais 5 a 10 vezes maiores na amostra digerida em relação àquelas obtidas em amostra não digerida.

Outra observação foi a respeito da adoção do parâmetro COT, que diz ser bastante interessante, mas, tendo em vista que a maioria das estações de tratamento e companhias de saneamento não possuem condições de monitorá-lo, recomendou-se a adoção do UV-254nm.

A pontuação dos parâmetros foi feita das mais variadas maneiras. Alguns participantes atribuíram pontuações altas a quase todos os parâmetros, logicamente relevando a importância de todos. Outros acreditaram na falta de importância da maioria deles, escolhendo poucos parâmetros. Alguns distribuíram 100 pontos para os parâmetros escolhidos, outros pontuaram os parâmetros em até 100 pontos não se preocupando com a totalização (a maioria dos participantes).

Para padronizar a distribuição dos pesos dos parâmetros e acreditando ser importante o peso de cada parâmetro em relação ao total de pontos distribuídos pelo participante, foi calculado o

peso de cada parâmetro em relação a 100 pontos, ou seja, o total de pontos distribuídos pelo participante seria 100. O peso dado ao parâmetro foi calculado e todos os pesos distribuídos totalizaram 100 pontos, para cada participante.

Nesta primeira rodada do questionário, cujas respostas dos participantes estão apresentadas no Apêndice B, os pesos dos parâmetros atribuídos pelos especialistas foram divididos pelo total de pontos distribuídos, como foi explicado anteriormente. A tabela está transformada, para que se possa fazer melhor comparação das respostas dos participantes, já que todas têm a mesma ordem de grandeza.

Observaram-se as respostas do comportamento dos pesos dos parâmetros neste primeiro questionário através do cálculo da mediana e da média, que são medidas de tendência central dos dados. A mediana é a medida de tendência que ocupa a posição central da série de observações, quando os dados estão ordenados em ordem crescente, considerada imune à eventual presença de pontos atípicos. Desta forma, os parâmetros que receberam pontuações mais altas, ou seja, por ordem de significância foram: *Turbidez* - 9,7; *Cianobactérias* - 9,5; *E. coli* - 9,5; *Cor Verdadeira* - 9,1; *Cloretos* - 8,0; *Coliformes Termotolerantes* - 7,1; *Condutividade Elétrica* - 7,1; *pH* - 7,0; *Manganês* - 6,9; *Amônia* - 6,7; *Fe* - 6,7; *Coliformes Totais* - 6,6; *Algas* - 6,4; *COT* - 6,0; *Sólidos Totais* - 6,0; *Nitratos* - 5,7; *Fosfatos* - 5,5; *Temperatura* - 5,1; *Dureza* - 5,1; *Sólidos Dissolvidos* - 5,1; *Alcalinidade* - 4,7.

A TAB. 8.2 do Apêndice B relata a percentagem de inclusão dos parâmetros pelos especialistas no primeiro questionário. Apenas quatro dos participantes manifestaram indecisão quanto a alguns parâmetros.

O máximo número de parâmetros incluídos, observando cada participante, foi 21 parâmetros efetuados por um participante. O número mínimo de parâmetros incluídos por um participante foram 4 parâmetros. E o número médio variou entre 8 e 13 parâmetros.

O gráfico (FIG. 5.1) apresenta a percentagem de inclusão de cada parâmetro de acordo com o primeiro questionário (Q1).

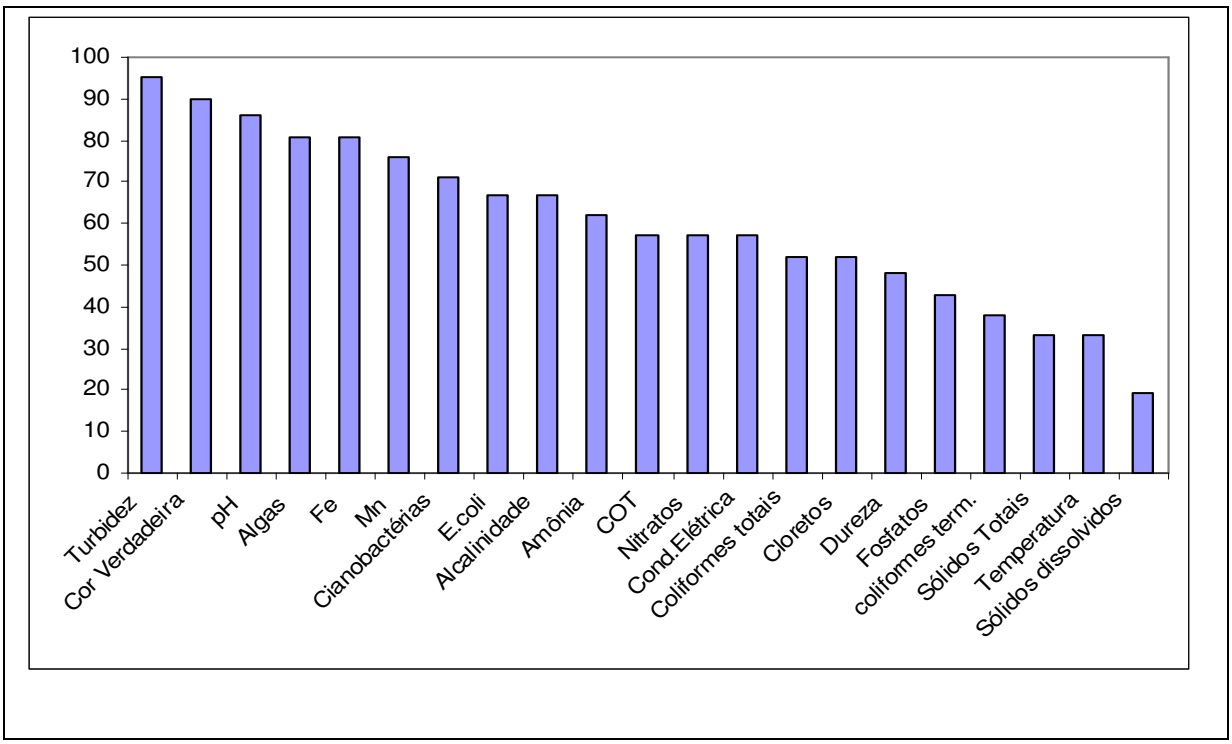


Figura 5-1 - Percentagem de inclusão dos parâmetros pelos painelistas – Q1

Nos gráficos Box Plot da FIG. 5.2 são representadas as medidas de tendência central e a variabilidade dos pesos dos parâmetros, incluindo a mediana, os percentis 25% e 75%, os valores máximo e mínimo e os valores extremos, para o primeiro questionário (Q1).

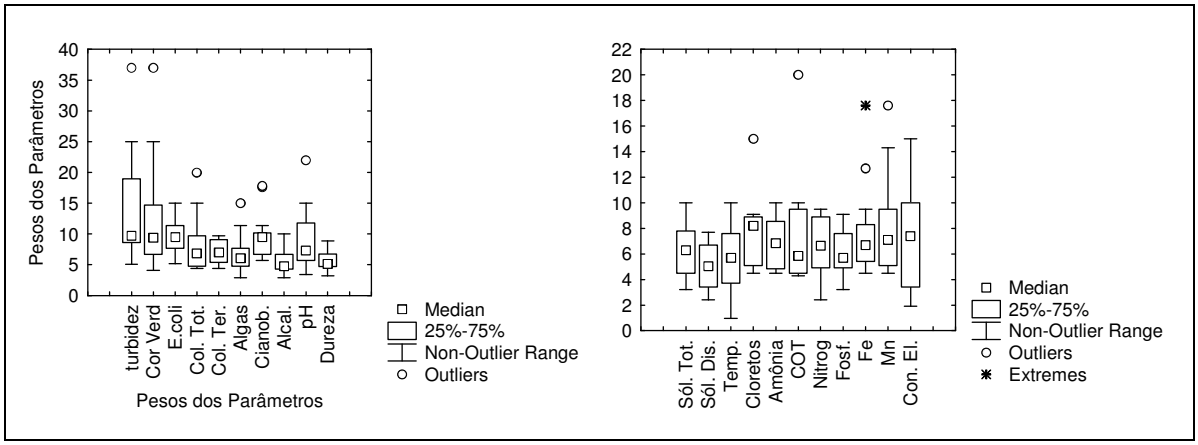
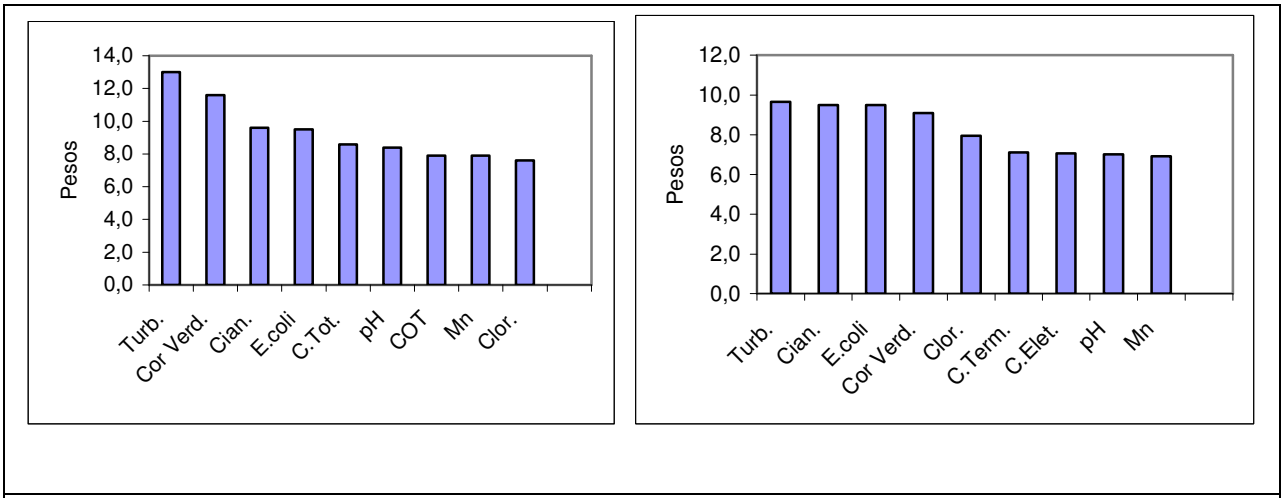


Figura 5-2 - Variações dos Pesos dos Parâmetros - Q1

Observa-se que os parâmetros *Turbidez, Cor Verdadeira, E. coli, Cianobactérias e Cloretos* apresentaram maiores valores para a mediana, sendo até o momento os parâmetros de maior relevância para a formulação do índice.

Nos gráficos 1e 2 da Figura 5-3 estão representados a média e a mediana dos 9 principais parâmetros selecionados com os maiores valores. Observa-se para as médias que, quanto aos 9

parâmetros, estes respondem por 53% dos valores dos pesos totais distribuídos a todos os parâmetros. Quanto às medianas, referentes aos 9 parâmetros, estes respondem por aproximadamente 52% dos valores dos pesos totais atribuídos a todos os parâmetros.



(1) (2)

Figura 5-3 - Média e Mediana dos pesos dos principais parâmetros - Q1

Após análises das respostas do primeiro questionário foi enviado o segundo questionário para que os participantes conhecessem os resultados da primeira pesquisa, pudessem rever seus pontos de vista e, se necessário, fazer mudanças quanto aos pesos e também inclusão de novos parâmetros. Os participantes deveriam pontuar os parâmetros escolhidos até 100 pontos, como no primeiro questionário. Neste segundo questionário não foi colocada a opção "Indeciso", como pode ser observado no questionário enviado no Apêndice C.

Nesta segunda rodada o questionário foi enviado aos 21 participantes, tendo também a duração de aproximadamente 3 meses. Dos 21 participantes, 3 não responderam em tempo hábil, perfazendo abstenção de aproximadamente 14%.

Após o recebimento das respostas do 2º questionário de pesquisa de opinião foram analisadas as respostas para a determinação dos pesos finais. Alguns pesos sofreram alterações, também ocorreram algumas mudanças quanto às inclusões de alguns parâmetros por parte dos participantes, como pode ser observado a seguir.

Nesta segunda rodada do questionário, as respostas dos participantes estão apresentadas no Apêndice D, onde os pesos dos parâmetros atribuídos pelos especialistas também foram divididos pelo total de pontos distribuídos, como na primeira rodada.

No 2º questionário também foi pedido aos participantes que escolhessem 8 dos principais parâmetros, que, em suas opiniões deveriam compor o índice. Observa-se na TAB. 5.1, onde estão representados todos os parâmetros escolhidos, o número de inclusões e a percentagem de inclusões para cada parâmetro. Os 8 principais parâmetros escolhidos foram: *Turbidez, Cor Verdadeira, pH, Algas, E. coli, Cianobactérias, Fe, Mn.*

Tabela 5-1 - Escolha dos 8 principais parâmetros

Parâmetro	Nº de Inclusões - 8 Parâmetros	% de Inclusões - 8 Parâmetros
Turbidez	18	100
Cor Verdadeira	15	83
PH	15	83
Fe	11	61
Algas	10	56
Cianobactérias	9	50
Mn	9	50
E.coli	9	50
Alcalinidade	7	39
Amônia	6	33
ColiformesTotais	6	33
Cloretos	4	22
Temperatura	3	17
COT	3	17
Condutividade Elétrica	3	17
Sólidos Totais	2	11
Nitratos	2	11
Fosfatos	1	6
Dureza	1	6
Colif. Termotolerantes	0	0
Sólidos Dissolvidos	0	0

Quanto aos oito principais parâmetros escolhidos, segundo a opinião dos participantes, observou-se: mediana 65,4 e média 72,1, em relação ao total de pontos distribuídos pelos participantes para todos os parâmetros, que foram 130,2 para a mediana e 145,9 para a média (TAB. 5.2). Também se conclui que dos 21 parâmetros, os 8 representam 50,2% do total dos pesos distribuídos para a mediana e 49,4%, para a média.

Tabela 5-2 - Pontuações dos 8 principais parâmetros escolhidos

8 Principais parâmetros escolhidos		
Parâmetro	mediana	média
Turbidez	11,5	13,9
Cor Verdadeira	10,8	11,3
E. coli	8,7	9,4
Cianobactérias	8,7	9,1
pH	6,9	8,3
Algas	6,8	7,3
Fe	6,0	6,4
Mn	6,0	6,4
Somatório	65,4	72,1

Nesta segunda parte os participantes também poderiam pronunciar-se sempre que julgassem necessário. As principais observações feitas foram:

i) Quando se realiza a análise de algas, isso é feito da análise hidrobiológica do fitoplâncton, sendo possível avaliar sua composição, incluindo aí as cianobactérias. Normalmente se faz uma análise qualitativa com o material sem preservação e outra quantitativa com a amostra sendo corada com a solução lugol.

ii) Deve ser ressaltado que os parâmetros abrangidos nesta pesquisa destinam-se à caracterização de água de manancial que não apresente poluição significativa por substâncias químicas que representam risco à saúde. Isto porque nenhum dos parâmetros incluídos na listagem é indicador deste tipo de poluição. E como não existe um parâmetro físico-químico genérico capaz de funcionar como indicador deste tipo de poluição, o índice de qualidade da água em questão terá que se restringir às águas sem esse tipo de poluição química.

iii) Na priorização dos parâmetros foi levado em conta o enunciado da pesquisa, que pede que sejam selecionados os parâmetros mais relevantes usualmente determinados em estações convencionais. Por esta razão foi considerado como secundário o parâmetro como, por exemplo, COT que, não obstante seja muito útil e importante, mas não usualmente determinado nas estações de tratamento de água em nosso país, por exigir equipamentos caros e técnicas complexas para determinação.

Outro participante acrescentou ainda outro parâmetro: “Bactérias Esporogênicas Aeróbias” ao qual atribuiu o peso de 10 num total de 180 pontos distribuídos.

As análises dos pesos atribuídos aos 10 principais parâmetros através da mediana e da média, no segundo questionário, também podem ser observadas nos gráficos da Figura 5.5.

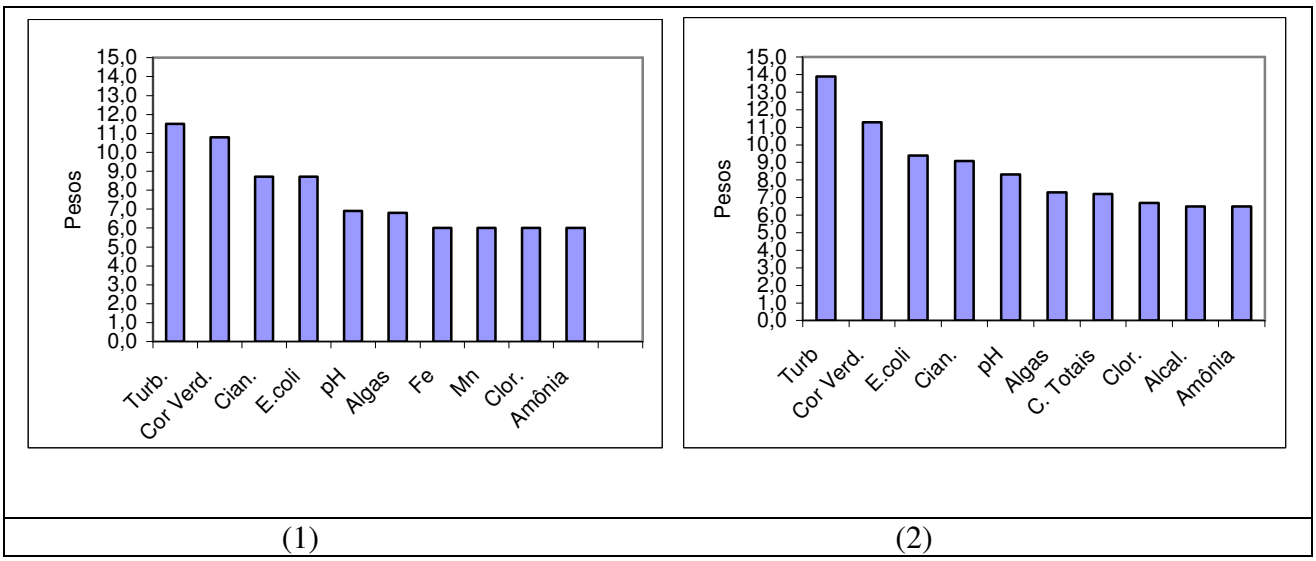


Figura 5-4 - Mediana e Média dos principais parâmetros - Q2

Observa-se o *feedback* das respostas dos pesos atribuídos aos parâmetros no segundo questionário nos gráficos das FIG. 5.5 a 5.11, representadas por Q1 para o 1º questionário e Q2 para o 2º questionário.

A FIG. 5.5 mostra a percentagem de inclusão dos 21 parâmetros. Destes, 10 parâmetros tiveram a inclusão aumentada, 3 mantiveram constante e 8 diminuída do primeiro questionário para o segundo. Esta inclusão aumentada deve-se ao fato de que, no 2º questionário, não havia a opção "Indeciso". O parâmetro turbidez teve100% de inclusão e sólidos dissolvidos menos de 30%, e a maioria dos parâmetros tiveram aproximadamente 60% de inclusão.

A Mediana dos pesos dos 10 principais parâmetros aumentou para *Turbidez* e *Cor Verdadeira* e *Algas* e diminuiu para *E.coli*, *Cianobactérias, pH, Cloretos, Amônia, Fe* e *Mn*, como pode ser observado pelo gráfico da FIG. 5.6.

A Média dos pesos dos 10 principais parâmetros aumentou para *Turbidez, Algas, Coliformes Totais* e *Alcalinidade*, diminuiu para *Cor Verdadeira, Cianobactérias, pH, Cloretos*, *Condutividade Elétrica*, mantendo constante para *E.coli*, como pode ser observado pelo gráfico da FIG. 5.7.

Dos parâmetros que tiveram inclusão maior que 60% (*Turbidez, Cor Verdadeira, pH, Algas, Fe, Mn, Cianobactérias, E. coli, Alcalinidade*), apenas a *Turbidez* e *pH* integram o IQA, confirmando sua inaplicabilidade como indicador da tratabilidade das águas naturais.

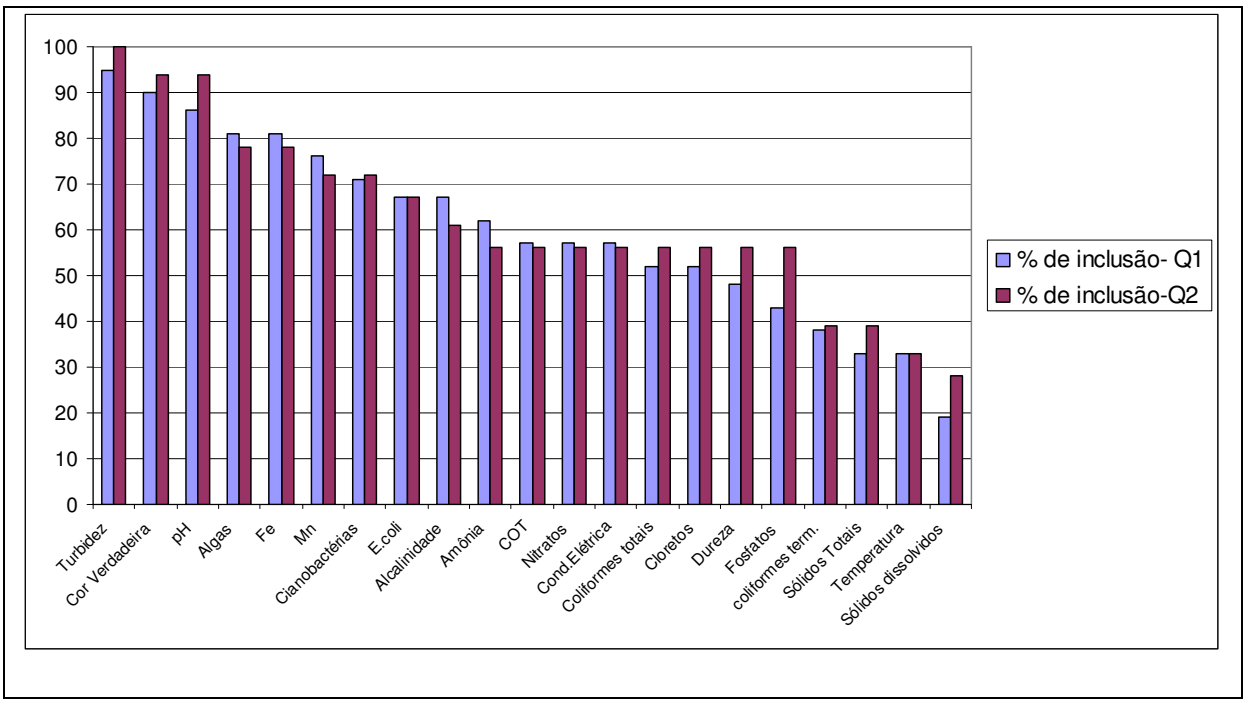


Figura 5-5 - Percentagem de inclusão dos parâmetros Q1-Q2

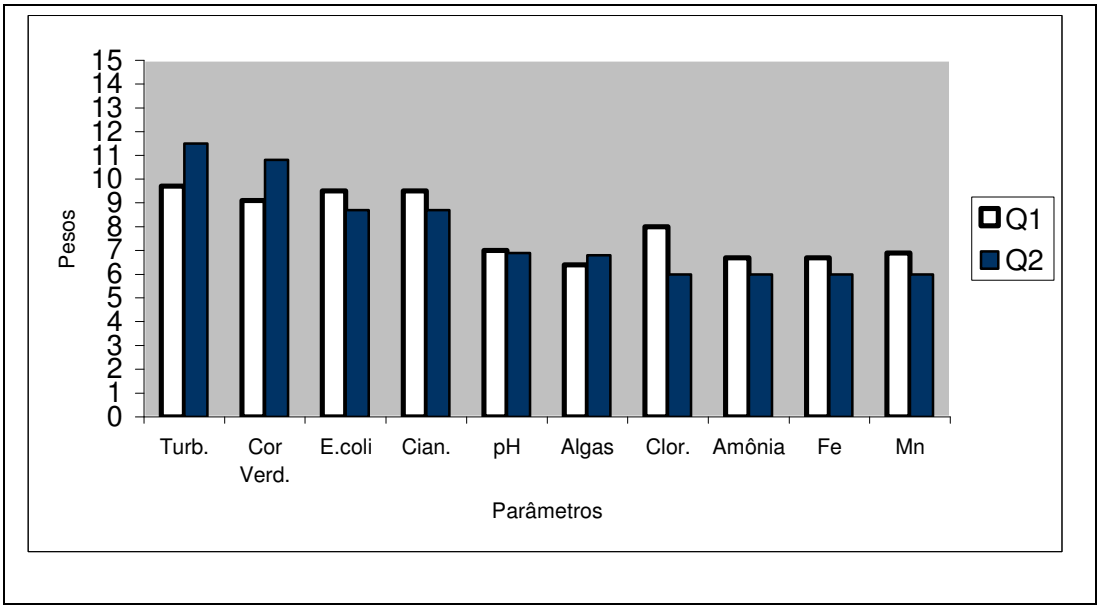


Figura 5-6 - Mediana dos pesos dos principais parâmetros Q1- Q2

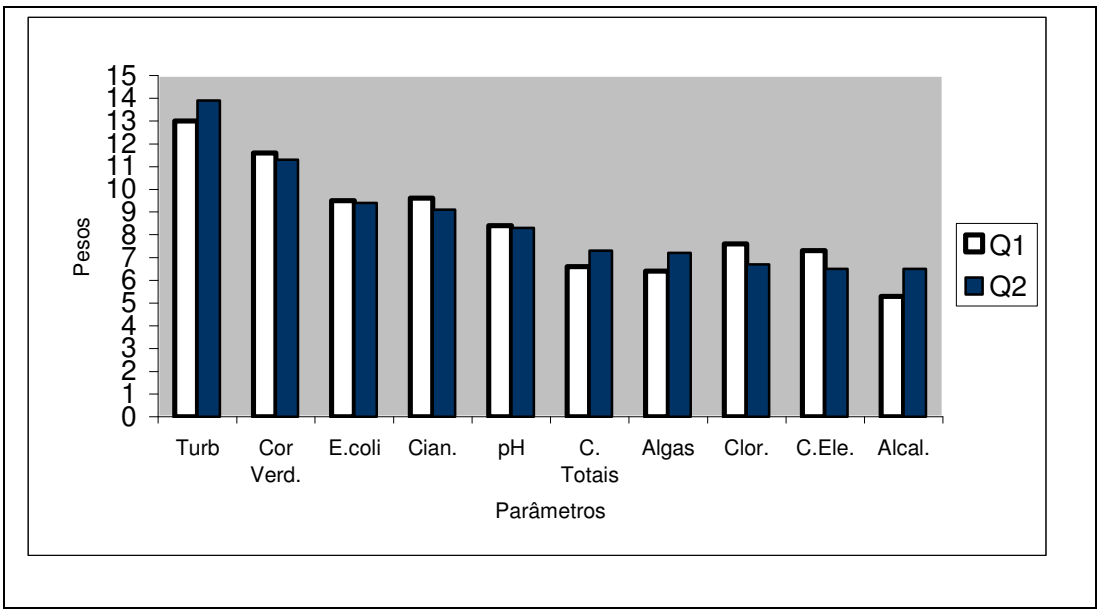


Figura 5-7 - Média dos pesos dos principais parâmetros Q1-Q2

Por meio do teste de Wilcoxon (*Software* Statistica 6), pôde-se concluir que as respostas do primeiro questionário não tiveram alterações significativas para todos os parâmetros através da comparação de duas amostras dependentes. Nesta análise observou-se o valor de (P) para o nível de significância igual a 0,05. A hipótese é que não há variabilidade significativa dos dados. Em todas as análises dos parâmetros os valores de (P) foram maiores que 0,05, não rejeitando portanto a hipótese, podendo afirmar que não houve variabilidade significativa dos valores dos parâmetros calculados nos questionários 1 e 2 (Apêndice F).

As variações referentes aos valores dos pesos dos parâmetros nos dois questionários podem ser observadas individualmente nos gráficos Box Plot das FIG. 5.8 a 5.11, em que a numeração 2 para o parâmetro representa o valor do peso no questionário 2.

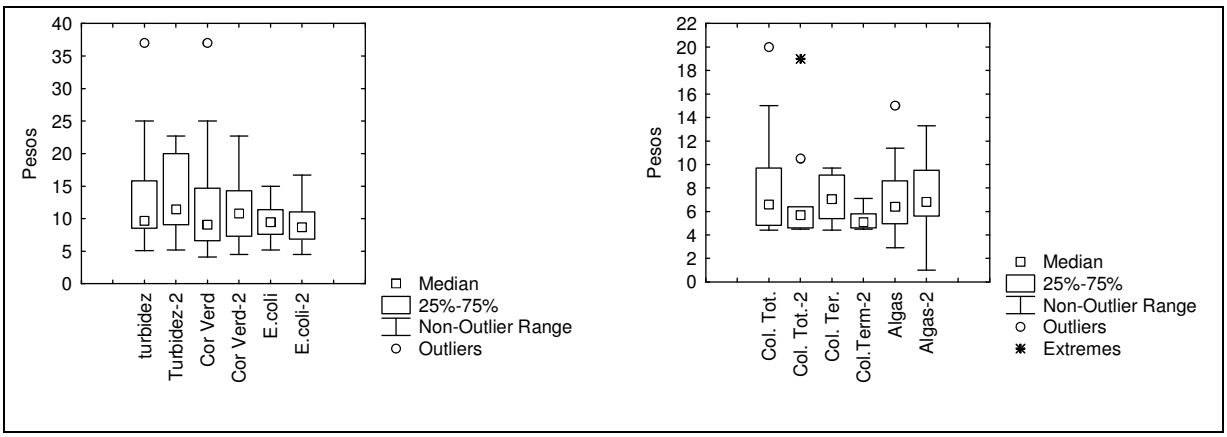


Figura 5-8 – Variações dos Pesos dos parâmetros nos 2 questionários: Turbidez, Cor Verdadeira, *E.coli*, Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes, Algas

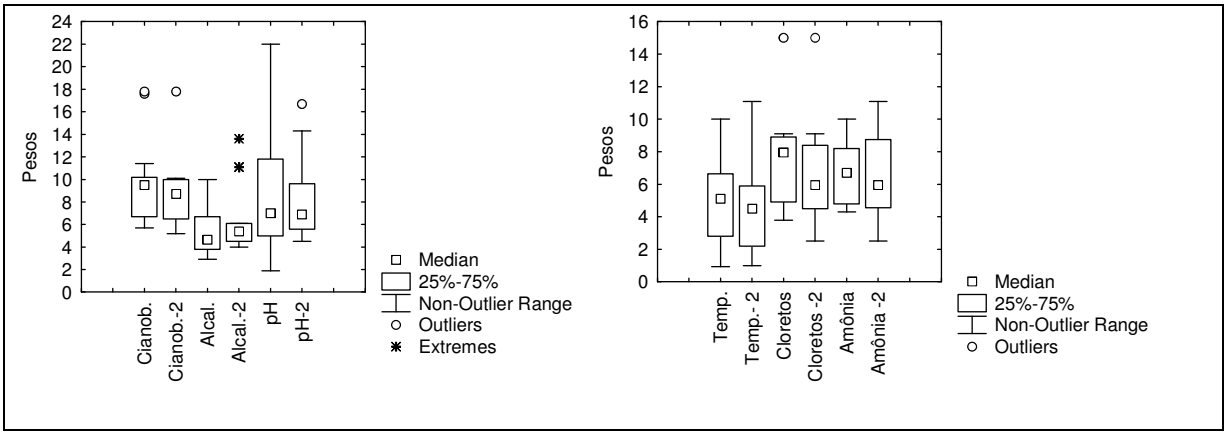


Figura 5-9 – Variações dos Pesos dos parâmetros nos 2 questionários: Cianobactérias, Alcalinidade, pH, Temperatura, Cloretos, Amônia

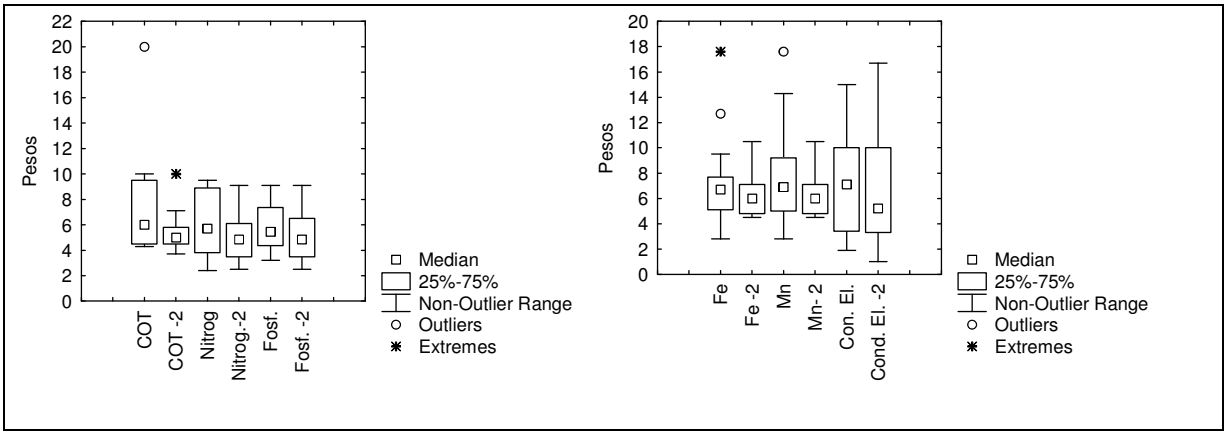


Figura 5-10 – Variações dos Pesos dos parâmetros nos 2 questionários: COT, Nitrogênio, Fósforo, Fe, Mn, Condutividade Elétrica

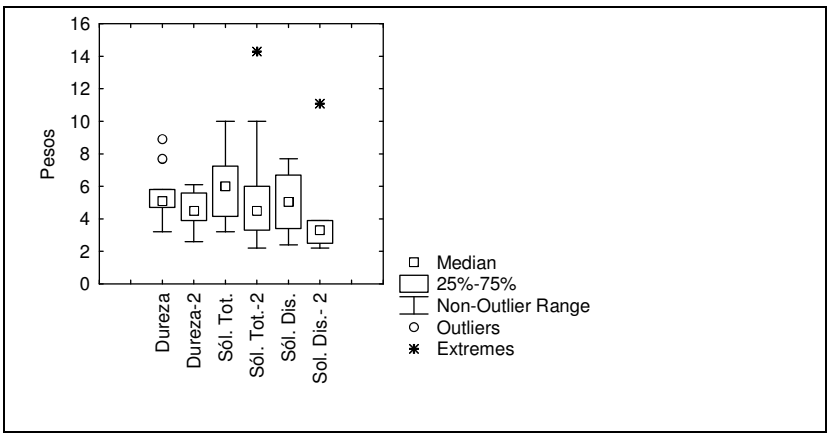


Figura 5-11 – Variações dos Pesos dos parâmetros nos 2 questionários: Dureza, Sólidos Totais, Sólidos Dissolvidos

O gráfico da FIG. 5.12 apresenta as medianas dos pesos individuais e acumulados para os parâmetros do 2º questionário. Pode-se observar a importância atribuída a cada parâmetro em relação aos demais e também a representatividade dos pesos acumulados para os principais parâmetros quanto às características da água bruta na composição do índice. De acordo com os participantes, a *Turbidez* foi o parâmetro mais relevante, sendo responsável por 8,8 % do peso total. Realmente a turbidez é um parâmetro que avalia o desempenho da estação, ajuda a definir a tecnologia de tratamento e interfere em várias etapas de operação do sistema, justificando, portanto, sua alta significância. Pode-se observar também que os 8 parâmetros de maior peso ou seja, de maior relevância somam aproximadamente 50,2% do total dos pesos distribuídos.

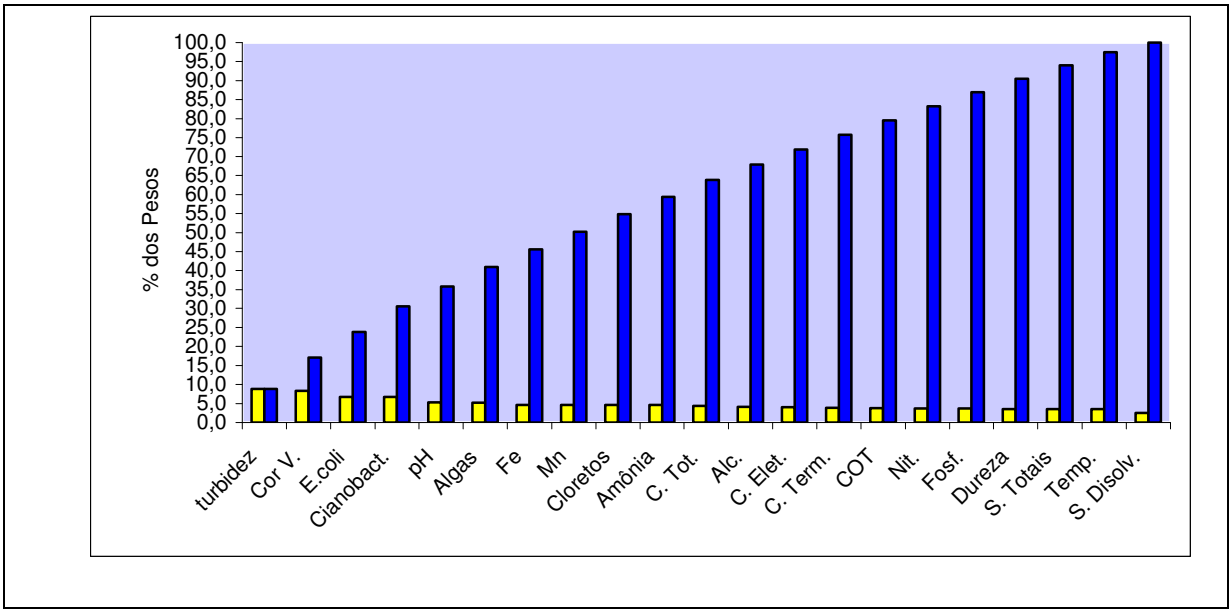


Figura 5-12 - Mediana acumulada dos Pesos dos parâmetros - Q2

A TAB. 5.3 apresenta os valores da mediana dos pesos do 2° questionário de pesquisa de opinião em relação a 100.

Tabela 5-3 - Mediana Acumulada dos Pesos Q2

Parâmetro	Mediana	Mediana Acumulada
Turbidez	8,8	8,8
Cor Verdadeira	8,3	17,1
E.coli	6,7	23,8
Cianobactérias	6,7	30,5
pH	5,3	35,8
Algas	5,2	41,0
Coloretos	4,6	45,6
Amônia	4,6	50,2
Fe	4,6	54,8
Mn	4,6	59,4
Coliformes. Totais	4,4	63,8
Alcalinidade	4,1	67,9
Condutividade Elétrica	4,0	71,9
Coliformes Termotolerantes	3,9	75,8
COT	3,8	79,6
Nitrato	3,7	83,3
Fosfato	3,7	87,0
Dureza	3,5	90,5
Sólidos Totais	3,5	94,0
Temperatura	3,5	97,5
Sólidos Dissolvidos	2,5	100,0

Observando então os resultados dos dois questionários, foram definidos os pesos finais a serem utilizados para o cálculo do IQAB.

Para o cálculo do IQAB optou-se por escolher oito parâmetros, para que o índice fosse de mais fácil aplicabilidade, visto que um índice com um número muito grande de parâmetros muitas vezes pode fugir de sua significância por falta de dados de monitoramento durante todo o tempo, dificultando a comparação de eficiência de diversas estações de tratamento.

Observando a necessidade de uma terceira rodada do questionário de pesquisa de opinião, para que houvesse mais convergência nas respostas e tentando até mesmo enfatizar a importância de parâmetros mais freqüentemente monitorados nas estações de tratamento, no 2º questionário foi também perguntado aos participantes quais seriam os oito principais parâmetros que, em sua opinião, seriam mais importantes para a tratabilidade e que conseqüentemente deveriam compor o IQAB. A partir das análises das respostas ficaram então definidos os parâmetros a

serem utilizados para compor o índice: *Turbidez, Cor Verdadeira, E. coli, Cianobactérias, pH, Algas, Fe, Mn*. É importante observar que os parâmetros *Fe, Mn, Cloretos e Amônia* apresentam o mesmo peso em relação a 100, que pode ser observado no segundo questionário, ou seja, (4,6), mas como no 2° questionário os participantes deviam opinar sobre os 8 principais parâmetros e o *Fe e Mn* foram escolhidos, dentre os 8, tendo então maior relevância que *Cloretos e Amônia* (TAB. 5.3).

Os pesos finais dos oito principais parâmetros que compõem o IQAB foram então definidos da seguinte forma:

- Para evitar a influência de pontos extremos foi tomada a mediana dos pesos dos parâmetros em relação ao total de pontos distribuídos, ou seja, 130,2 pontos (Apêndice D);
- Os pesos dos parâmetros foram multiplicados pela taxa de inclusão observada na Tabela 8.2 do Apêndice D, assim os parâmetros com 100% de inclusão tiveram seus pesos mantidos e os demais seus pesos diminuídos;
- Finalmente, dividiu-se cada peso pelo total dos pesos, para que todos somassem 1. Todas etapas estão no Apêndice E. Os pesos finais de cada parâmetro podem ser observados na TAB. 5.4.

Tabela 5-4 - Pesos finais para cada parâmetro integrante do IQAB

Parâmetro	Peso Final
Turbidez	0,22
Cor Verdadeira	0,19
pH	0,12
Cianobactérias	0,11
Algas	0,10
E.coli	0,09
Fe	0,09
Mn	0,08

5.2 Desenvolvimento dos critérios de pontuação

A seguir foram desenvolvidos os critérios de pontuação adotados para os principais parâmetros constituintes do IQAB definidos na pesquisa de opinião.

A pontuação dos parâmetros significa a qualidade relativa de cada parâmetro estabelecida em curvas de variação que relacionam o respectivo valor do parâmetro a uma nota de 0 a 100. As variações dos parâmetros são valores observados em função do impacto que estas variações provocam na potabilização da água bruta afluente a estações convencionais de tratamento e, conseqüentemente, no valor do índice.

Os valores utilizados nas tabelas para elaboração dos gráficos de qualidade para as variações dos parâmetros foram consultados na literatura, referenciados na legislação e também dados de monitoramento, comumente observados em estações de tratamento convencional.

Observa-se que a pontuação dos parâmetros traduz o valor do "q" na formulação do índice e o valor dessa pontuação não pode ser zero para nenhum parâmetro, o que anularia o índice e desta forma não permitiria previsões sobre a qualidade da água.

Para vários índices de qualidade da água o valor de "q" (pontuação do parâmetro no IQAB) é chamado de subíndice, sendo calculado através de equações matemáticas ou na maioria das vezes em curvas de qualidade.

As tabelas utilizadas na elaboração dos gráficos de qualidade para os 8 parâmetros selecionados estão no Apêndice G.

5.2.1 Turbidez

De acordo com a Deliberação Normativa COPAM 10/1986 (Comissão de Política Ambiental), a classificação das coleções de águas de Classe 3 destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional o limite para a turbidez é de 100uT.

Segundo Di Bernardo (1995), a limitação de alguns parâmetros pelo CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), que estabelece o tipo de tratamento requerido para águas destinadas ao abastecimento público não faz sentido, como a turbidez, que deve ser inferior a 100 uT para águas de classe 2 e 3.
Segundo Libânio (2005), este valor de 100 uT também é bastante conservador visto que o aporte de sólidos a diversas estações determina uma turbidez de mais de 100 uT em mais de 25% do tempo de operação. Utilizando tecnologia convencional de tratamento, em termos de

turbidez da água bruta na produção de um efluente compatível com o padrão de potabilidade, alguns autores não apresentam limites para esta característica física.

O critério de pontuação desenvolvido para o parâmetro *Turbidez* da água bruta afluente às estações convencionais considerou valor máximo com a média de 300 uT para a água bruta afluente. Considerando as variações da turbidez da água bruta, no valor da pontuação deste parâmetro para a composição do índice, elaborou-se a curva da FIG. 5.14, através dos valores da TAB. 8.7 do Apêndice G.

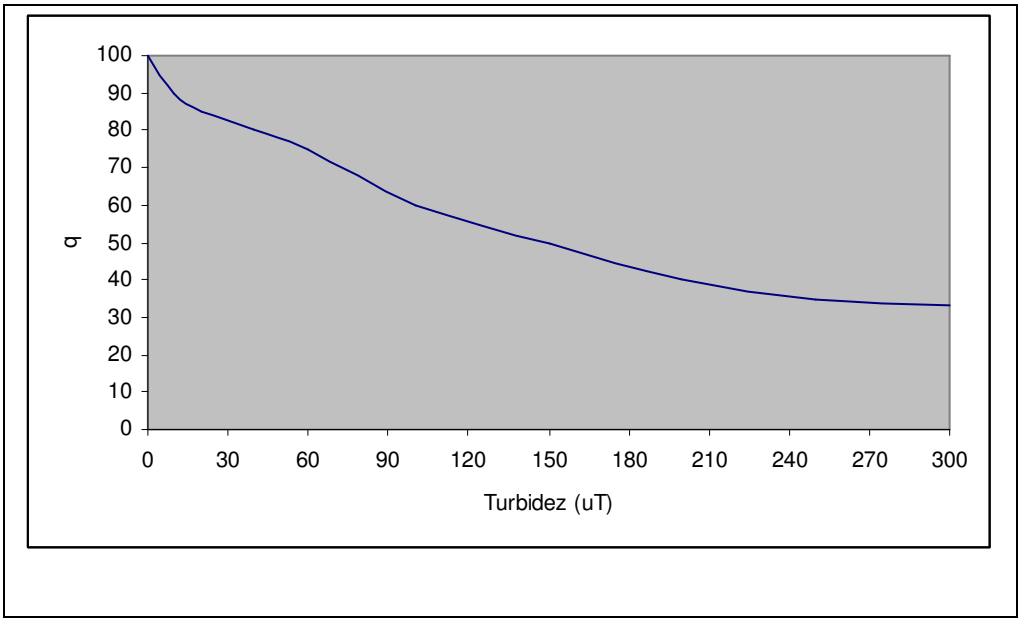


Figura 5-13 - Gráfico de pontuação do parâmetro *Turbidez*

Observa-se também no gráfico da FIG. 5.14, que para valores de turbidez maiores que 300 uT a pontuação deste parâmetro permanece constante por volta de 33, este fato é devido a que no tratamento convencional, mesmo a turbidez sendo alta há uma eficiência satisfatória em sua remoção e conseqüentemente na qualidade da água, cumprindo o padrão de potabilidade para este parâmetro.

5.2.2 Cor verdadeira

Em geral, as águas naturais apresentam cor verdadeira variando de 0 a 200 uC, águas de brejos, pântanos e corpos d'água com baixa velocidade apresentam cor acentuada. Corpos d'água de cor escura geralmente estão em regiões de solos não erodíveis e vegetação mais preservada.

A cor verdadeira é um indicador de matéria orgânica presente nas águas, sendo esta composta de substâncias húmicas (de origem vegetal) e não húmicas (algas e produtos de seu metabolismo, etc.), influindo significativamente na dosagem de coagulantes e pH de coagulação, na potabilização de águas de abastecimento.

A presença de matéria orgânica nos mananciais de abastecimento pode conferir sabor, odor e toxicidade (provenientes do metabolismo de certas algas) às águas naturais. Os ácidos húmicos podem também ser apontados como precursores de THM (Trihalometanos), subprodutos da cloração.

Até a década de 1970, a remoção da turbidez constituía-se no foco principal das estações de tratamento, com a cor verdadeira vinculada essencialmente a aspecto estético da água tratada. A inserção dos THM no padrão de potabilidade americano projetou a remoção da matéria orgânica como um dos cernes da potabilização, visando a remoção de precursores à formação de subprodutos da cloração (LIBÂNIO, 2005).

A cor verdadeira é um importante parâmetro de indicação de matéria orgânica na água bruta. Sua presença pode desencadear a formação de subprodutos da desinfecção, conferir sabor e odor, interferindo na potabilização dificultando a remoção de ferro e manganês.

No Artigo 16, Resolução CONAMA 357/2005, para águas doce de classe 3 a cor verdadeira deve ser até 75mg Pt/L.

Segundo a Portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004), o padrão de aceitação para consumo humano recomenda a cor aparente de até 15uC.

Para a elaboração do critério de pontuação para o parâmetro Cor Verdadeira considerou-se uma variação de cor para água bruta afluente às estações convencionais de até 120 uC, onde foi pontuado o valor de 30, porque no tratamento convencional é possível uma remoção satisfatória com este valor observado.

Na TAB. 8.8 do APÊNDICE G pode-se observar as variações das concentrações para a pontuação do parâmetro Cor Verdadeira, representada também no gráfico da FIG. 5.15.

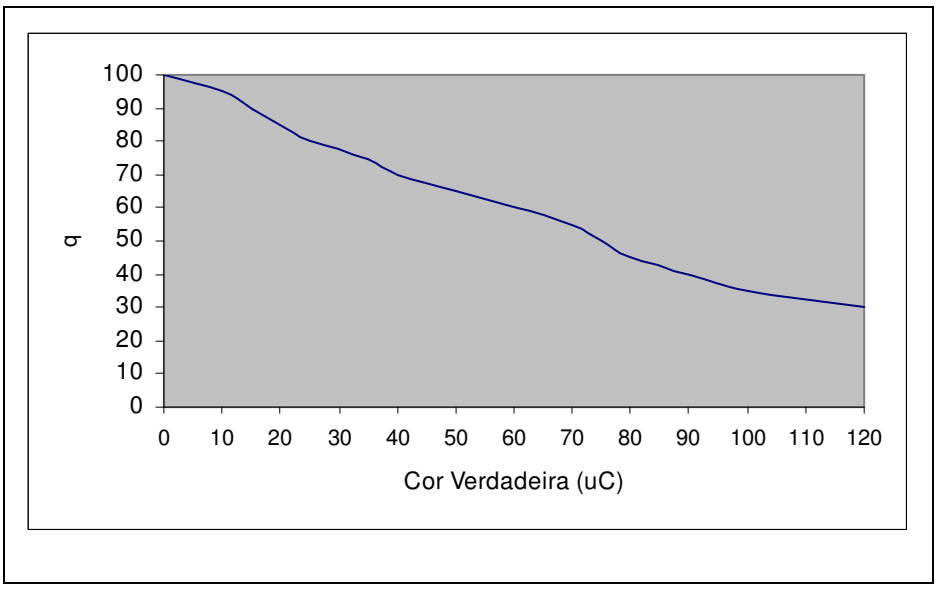


Figura 5-14 - Gráfico de pontuação do parâmetro *Cor Verdadeira*

5.2.3 E. coli

No meio técnico consolida-se progressivamente a tendência do emprego do exame *E. coli* no monitoramento da água bruta, objetivando avaliar a probabilidade da presença de protozoários e outros patógenos e de coliformes totais na avaliação da performance das estações de tratamento (LIBÂNIO, 2005).

Segundo a Portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004), no capítulo IV do padrão de potabilidade, a água potável deve estar em conformidade com o padrão microbiológico para *E. coli* ou coliformes termotolerantes (a detecção de *E. coli* deve ser preferencialmente adotada), com valor máximo permitido (VMP) de ausência em 100mL, na água tratada no sistema de distribuição.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1990) recomenda para a linha de tratamento convencional o valor máximo de 20000 (NMP/100mL) para coliformes totais.

Esgotos domésticos apresentam concentrações de *E. coli* da ordem de 10^6 a 10^8 (NMP/100 mL) (VON SPERLING, 2005). Portanto cursos d'água com diluição de 1/100, com concentração de *E.coli* da ordem de 10^6 (NMP/100 ml) estariam dentro do limite máximo permissível, para tratamento convencional (bacias não protegidas, exigindo coagulação para atendimento do padrão de potabilidade), segundo a ABNT, 1990 .

Na curva de pontuação do IQA, para o valor de 10^5 NMP/100ml o valor da pontuação do parâmetro C*oliformes Fecais* é de 2 pontos em 100.

A resolução CONAMA 357/05 estabelece as concentrações de coliformes fecais para águas de classe 3 de 4000 NMP/100ml em 80 % ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro *coliformes termotolerantes* de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

Na TAB. 8.9, APÊNDICE G, observa-se as variações das concentrações para a pontuação do parâmetro *E. coli*, com o valor máximo de 10^4 NMP/100mL na água bruta, representada também no gráfico da FIG. 5.16.

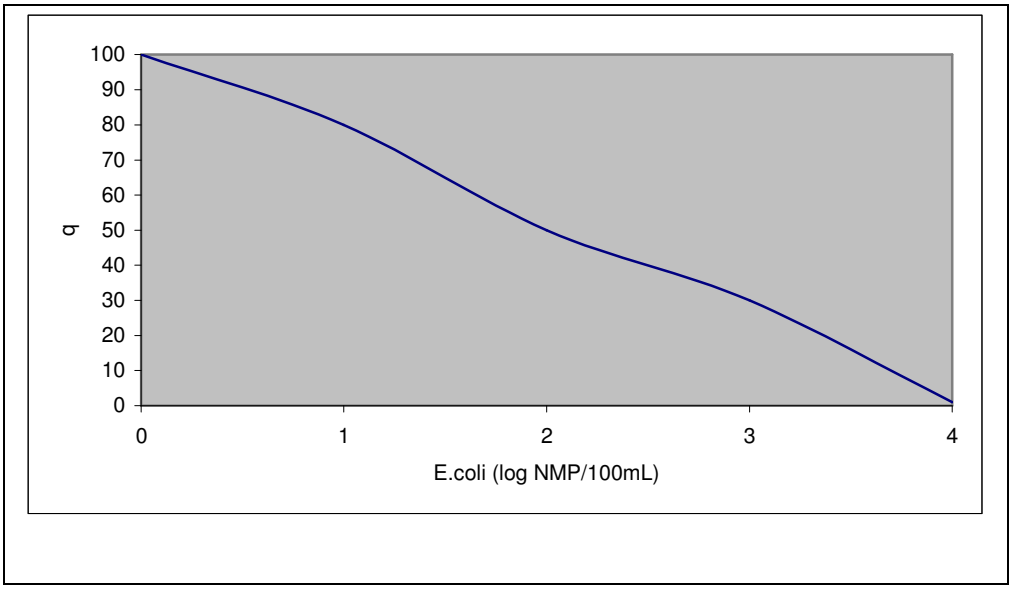


Figura 5-15 - Gráfico de pontuação do parâmetro *E.coli*

5.2.4 pH

As águas naturais superficiais geralmente apresentam o pH variando de 6,0 a 8,5, sendo a matéria orgânica dissolvida representada pela cor verdadeira, responsável pelos valores inferiores a 5,0. A atividade algal também é responsável pelas alterações em valores de pH, provocando variações de valores e causando problemas nas diversas etapas do tratamento. Tais variações decorrem da fotossíntese durante o dia, com a elevação do pH e da respiração no período noturno, com a queda devido à liberação de CO_2.

Em águas de abastecimento, valores baixos de pH podem provocar corrosão e agressividade e pH elevado aumenta a possibilidade de incrustações nas tubulações de distribuição. O parágrafo 1º do Artigo 16 da Portaria 518/2004 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004) recomenda que, no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 e o Art. 13 determina que a cloração seja realizada em pH inferior a 8,0, objetivando favorecer a formação do ácido hipocloroso.

Segundo Libânio (2005), o pH na coagulação, etapa do tratamento onde são empregados coagulantes como sais de ferro e alumínio, assume importância na formação das espécies hidrolisadas do coagulante, adquirindo maior relevância quando o sulfato de alumínio é usado no mecanismo de varredura. Com dosagens de coagulantes freqüentemente superiores a 15,0 mg/L, ainda que a faixa de pH de coagulação varie com a alcalinidade da água bruta, o intervalo entre 6,3 e 8,5 verifica-se usualmente em escala real.

O pH de coagulação depende da alcalinidade, dosagem do coagulante e das características físicas e químicas da suspensão. Para a remoção de ferro e manganês o pH deve ser mais alto na coagulação (SAWYER *et al.*, 1994).

É importante observar a necessidade de manter o pH de coagulação da ordem de 6,0 e 6,5 para que ocorra a mínima solubilidade do hidróxido de alumínio, minimizando assim a concentração de alumínio na água tratada (LIBÂNIO, 2005).

Em águas naturais de cor elevada, estudos apontam para o pH ótimo de coagulação valores de 5,2 a 5,7 e 4,0 a 4,6 para coagulação com sais de alumínio, coadunando-se com a tendência de remoção da cor verdadeira em valores de pH de coagulação mais baixos, enquanto que para a remoção da turbidez o pH é mais alto. A importância do pH testifica-se também no controle do grau de ionização de substâncias húmicas (LIBÂNIO, 2005).

Segundo dados de monitoramento de água bruta em estações de tratamento de água convencionais no estado de Minas Gerais, nos últimos 2 anos o pH tem variado de 5,5 a 7,8 com uma média de 7,2.

Na elaboração do critério de pontuação para o parâmetro pH considerou-se que a medida de pH próximo à neutralidade seria um valor de boa aceitação para o tratamento, observando também que valores altos de pH em águas naturais podem ser um problema até mais complexo do que

pH mais baixo, devido ao fato da necessidade de correção deste para ação do coagulante. Quando o pH é baixo usualmente é empregada a cal hidratada para a correção do pH. Não são usados ácidos na coagulação na maioria das estações de tratamento de água para abaixar o pH.

Considerando as variações do pH da água bruta, no valor da pontuação deste parâmetro para a composição do índice, pode-se determinar a curva da FIG. 5.17, através dos valores da TAB. 8.10 do APÊNDICE G.

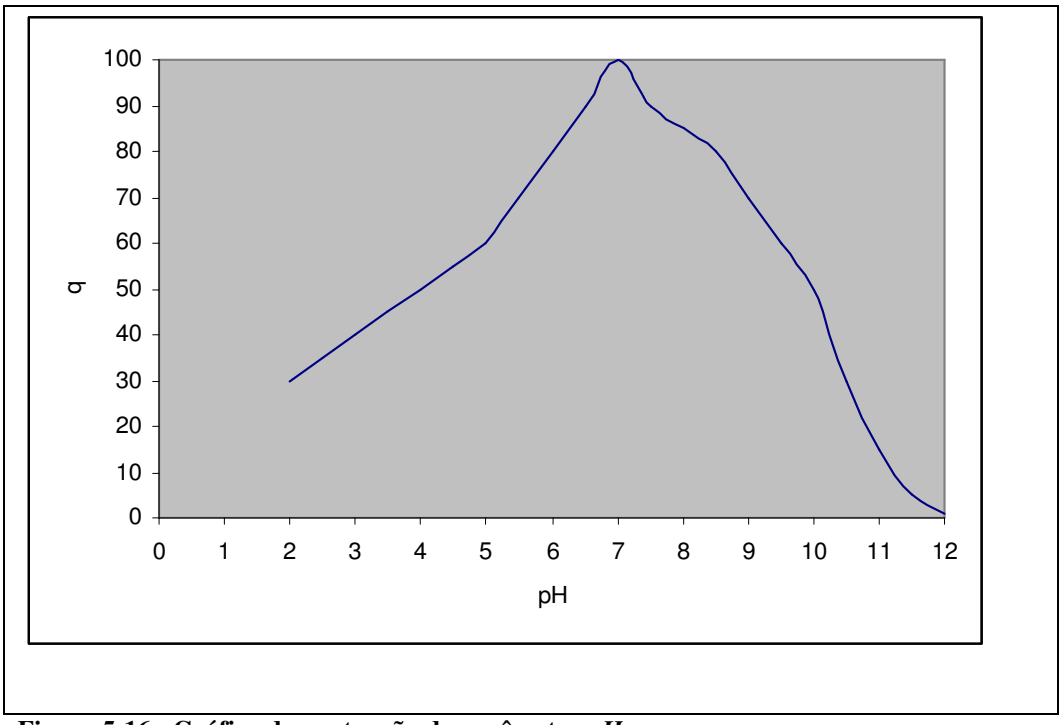


Figura 5-16 - Gráfico de pontuação do parâmetro *pH*

5.2.5 Cianobactérias

As florações de cianobactérias são resultados da interação de fatores físicos, químicos e bióticos, caracterizados por crescimento explosivo, autolimitante e de curta duração dos microrganismos de uma ou de poucas espécies, frequentemente produzindo visíveis colorações nos corpos de água naturais. A persistência das florações está relacionada a fatores físicos e biológicos. Os ecossistemas de água doce são os ambientes mais apropriados para o desenvolvimento de cianobactérias, pois a maioria das espécies apresenta melhor crescimento em águas com pH de 6,0 a 9,0, temperaturas entre 15º C e 30º C, com alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (CALIJURI *et al*., 2006).

Segundo Gregor *et al.* (2006), a respeito dos recursos de água potável, duas abordagens têm sido usualmente aplicadas para a proteção das populações humanas das toxinas das cianobactérias: o monitoramento das comunidades de fitoplâncton e medições diretas de cianotoxinas. Métodos de monitoramento de fitoplâncton em corpos d'água (água bruta) fazem parte da legislação de muitos países.

A quantificação de microcistinas (hepatotoxina produzida por várias cianobactérias de água doce) se tornaram rotineiras em águas para consumo humano em muitos países do mundo seguindo o limite de 1µg/L segundo a OMS. Outras cianotoxinas como anatoxina, saxitocina e cilindrospermopsina também têm sido monitoradas.

Considerando que as florações e proliferações de cianobactérias estão ligadas a degradação da qualidade da água e ao problema de eutrofização, refletindo em última análise em um problema de saúde pública, a legislação reporta algumas citações.

Segundo a resolução CONAMA 357/05, sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, é adotada a seguinte definição para cianobactérias: "Microorganismos procariontes autotróficos, também denominados como cianofíceas (algas azuis) capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir toxinas com efeitos adversos a saúde". Apesar de não haver padrões para cianotoxinas, há padrões para clorofila *a* com valor máximo de 60µg/L e densidade de cianobactérias de 100.000 cel/mL ou 10mm^3/L para águas de classe III.

Quanto à Portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004), no Artigo 2°, a norma institui a obrigatoriedade de monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas: "Fica estabelecido o prazo máximo de 12 meses, contados a partir da publicação desta portaria, para que as instituições ou órgãos aos quais esta norma se aplica promovam as adequações necessárias a seu cumprimento, no que se refere ao tratamento por filtração de água para consumo humano, suprida por manancial superficial e distribuída por meio de canalizações e do monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas".

O padrão para microcistina em águas de abastecimento é definido no Artigo 14, juntamente com outros padrões físicos e químicos. O padrão definido pela norma é de 1µg/L. Recomenda-se também que as análises para cianotoxinas incluam a determinação de

cilindrospermopsina e saxitoxinas (STX), observando, respectivamente, os valores limites de 15,0 µg/L e 3,0µg/L de equivalentes STX/L. No Artigo 17, parágrafo 1° consta que: "para análise de cianobactérias e cianotoxinas e comprovação de toxicidade por bioensaios em camundongos, até o estabelecimento de especificações em normas nacionais ou internacionais que disciplinem a matéria, devem ser adotadas as metodologias propostas pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em sua publicação *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management"*. O parágrafo 5° do Artigo 18 diz que: "Sempre que o número de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, exceder 20.000 células/mL (2mmm^3/L de biovolume), durante o monitoramento que trata o parágrafo 1° do Artigo 19, será exigida a análise semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento e nas entradas (hidrômetros) das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis, sendo que esta análise pode ser dispensada quando não houver comprovação de toxicidade na água bruta por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos". Segundo o parágrafo 1° do Artigo 19: "O monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deve obedecer à freqüência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células /mL (ou 1mmm^3/L de biovolume), e semanalmente, quando o número de cianobactérias exceder este valor". Quanto ao parágrafo 2°, este determina que: "É vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias ou qualquer intervenção no manancial que provoque a lise celular das células desses microorganismos, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000 células/mL (ou 2mm^3/L de biovolume), sob pena de comprometimento da avaliação de riscos à saúde associados às cianotoxinas".

Segundo a FUNASA - FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2003), são definidos valores de florações de cianobactérias que determinam propostas de níveis de alerta para monitoramento e manejo de cianobactérias, como se segue:

- nível de vigilância: caracteriza-se pela detecção dos estágios iniciais do desenvolvimento de florações de cianobactérias a partir do monitoramento sistemático do manancial, com valores indicativos de até 10.000 cel/mL ou 0,2 mm^3 a 1mm^3/L de biovolume. Neste estágio, sabor e odor desagradável já podem estar sendo detectados na água, entretanto, a ausência desses fatores não indica a ausência de cianobactérias tóxicas;
- nível de alerta 1: caracteriza-se pela confirmação do início do estabelecimento de uma floração de cianobactérias, com valores indicativos de 10.000 a 20.000 cel/mL ou 1 a 2 mm^3/L de biovolume. Nestas condições, e principalmente se o número de células mostra-se

aumentado em pelo menos três análises sucessivas, é recomendável que o monitoramento passe a ser realizado com uma freqüência semanal;

- nível de alerta 2: caracteriza-se pela confirmação do estabelecimento de uma floração de cianobactérias causando problemas de qualidade de água, com valores indicativos de 20.000 a 100.000 cel/mL ou de 2 a 10 mm^3 /L de biovolume. Neste estágio a floração já pode ser visível na superfície da água, caso as espécies formadoras de floração sejam aptas à flutuação. Nestas condições, principalmente se a floração é confirmada como de gêneros potencialmente tóxicos como *Microcystis, Anabaena Aphanizomenon, ou Cylindrospermopsis*, é recomendável que sejam tomadas medidas operacionais, medidas de monitoramento e medidas de prevenção de riscos á saúde;
- nível de alerta 3: caracteriza por uma formação tóxica bem definida no manancial, com risco iminente para a saúde da população, com valores indicativos de número de células de cianobactérias maior que 100.000 ou maior que 10mm^3/L de biovolume. Essas condições indicam um risco acentuado para a saúde pública caso o sistema de tratamento de água seja ineficiente para a remoção de cianotoxinas. Neste caso também é recomendável que sejam tomadas medidas operacionais, de monitoramento e de prevenção de risco á saúde.

Segundo Zagatto e Aragão (1997), a CETESB realizou estudos com camundongos (bioensaios), a fim de analisar o limite máximo admissível (LMA) de alguns organismos em água bruta, como pode ser visto na Tabela 5.5.

Tabela 5-5 - Espécies de cianobactérias e seus limites máximos admissíveis (LMA) em água bruta

Espécies	DL50; 24h (mg/kg)	LMA (mg/L)	LMA em n° de Células ou filamentos/mL
Cilindrospermopsis raciborskii	12,1	0,175	450
Microcystis aeruginosa	35,3	0,875	195.000
Phormidium sp.	545,6	8,75	250.000
Oscillatoria limnetica	707,1	8,75	350.000
Oscillatoria quadripunctulada	742,7	8,75	130.000
Oscillatoria amphibia	687,4	8,75	-
Microcistys incerta	496,8	1,75	-

Fonte: ZAGATTO; ARAGÃO (1997).

Na TAB. 8.11 (APÊNDICE G) podem-se observar as variações das concentrações para a pontuação do parâmetro Cianobactérias, representada também no gráfico da FIG. 5.18.

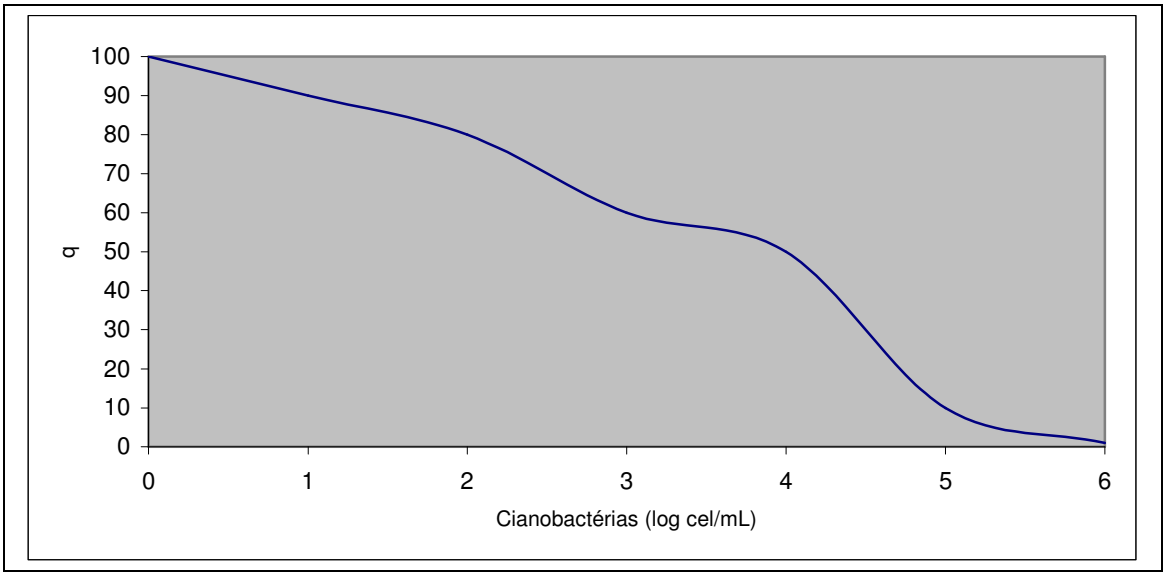


Figura 5-17 - Pontuação para o parâmetro *Cianobactérias*

5.2.6 Algas

As algas estão relacionadas principalmente com a imensa massa orgânica que se forma no meio líquido, levando à produção de grandes quantidades de lodo, além de liberar na água vários compostos orgânicos e pigmentos. Esses compostos orgânicos podem ser tóxicos, produzir sabor e odor ou interferir na eficiência do cloro e outros agentes químicos utilizados no tratamento da água. Além disso, as algas podem causar alterações de caráter físico-químico da água, especialmente elevação do pH, o que gera problemas para obtenção de um ponto ótimo de coagulação. Interferem também diretamente na decantação produzindo bolhas de gás no interior dos flocos (BRANCO, 1986).

Os problemas relacionados às algas em águas de abastecimento são mais evidentes quando se trata de mananciais como represas ou lagos, sendo, em muitos casos de difícil solução. Com o aumento da eutrofização de lagos e represas observa-se o crescimento de organismos aquáticos e também os problemas sanitários. A concentração dos THM (Trihalometanos) aumenta com o aumento da clorofila *a*, os quais mostram a importância da biomassa algal e dos produtos metabólicos como precursores da formação de THM (GREGOR *et al*., 2006).

Segundo Di Bernardo (1995), geralmente a concentração de algas é expressa em indivíduos por litro ou UPA/mL (unidade padrão de área). A biomassa é outra forma usada para expressar a quantidade do fitoplâncton presente na água, obtida pelos procedimentos: diretamente através do peso úmido ou seco, ou indiretamente através da clorofila a, geralmente representa 0,5 a 2,0 % do peso seco algal. Para exemplificar, uma floração de 10.000 a 20.000 células de cianobactérias por mililitro equivale a 1,0 a 2,0 mm^3/L de biovolume.

Segundo a resolução CONAMA 357/05, sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, o padrão para águas de classe III a concentração máxima de clorofila a é dado por 60 µg/L, em caso de cianobactérias.

Segundo Di Bernardo (1995), nas águas de lagos e, principalmente, nas regiões de clima tropical, os estados tróficos podem ser agrupados em três categorias, em função da concentração de clorofila a, conforme a TAB. 5.6.

Tabela 5-6 - Estados Tróficos de Lagos em Função da Concentração de Clorofila a

Estado Trófico	Concentração de clorofila a(µg/L)
Oligotrófico	0 a 4
Mesotrófico	4 a10
Eutrófico	> 10

O problema operacional em estações de tratamento de água, relacionado ao florescimento algal em mananciais, tem ocorrido em várias regiões do Brasil. A estação de tratamento de água, Juturnaíba, Rio de Janeiro, é do tipo convencional e captava água no Rio Juturnaíba sem quaisquer problemas até 1979, quando foi construída uma barragem, permanecendo a tomada de água no lago formado. A partir dessa época começaram a surgir os florescimentos algais sazonais e geralmente relacionados à época de chuva, entre janeiro e abril. O monitoramento do Lago Juturnaíba em 1990 revelou a presença sistemática de algas nessa época com concentração variando entre 10^4 e 2,5 x 10^5 ind/mL, exigindo a diminuição da vazão de água afluente à estação de tratamento de 900 para cerca de 500 L/s e assim mesmo, causando aumento do consumo de água para a lavagem dos filtros para valores superiores a 10% do volume de água produzido (DI BERNARDO, 1994).

Durante um período de estiagem prolongada, verificada entre maio e novembro de 1994 em várias regiões do Brasil, ocorreram florescimentos algais em muitos mananciais, especialmente em lagos como na cidade de São José do Rio Preto, acarretando problemas sérios no funcionamento da estação de tratamento, que é do tipo convencional, destacando-se a diminuição da vazão afluente de 500 para 200L/s e a redução na duração da carreira de filtração de 16 para 10 horas (mesmo com menor taxa de filtração), observando-se também o número total de algas 10 687 000 ind. /L (DI BERNARDO, 1995).

O critério de pontuação para a elaboração do IQAB apresentado para o parâmetro *Algas* foi desenvolvido primeiramente considerando a bioamassa afluente à estação de tratamento convencional. Geralmente a biomassa é obtida por meio de procedimento indireto através da clorofila a, que é um método de uso corrente porque todas as algas fotoautotróficas possuem esse pigmento.

Em épocas mais críticas em caso de floração de algas, a pontuação do parâmetro apresentou menores valores, determinando a baixa qualidade da água, devido aos problemas causados na

operação do sistema ou problemas sanitários.

Na TAB. 8.12 (APÊNDICE G), pode-se observar as variações das concentrações para a pontuação do parâmetro Algas com medições em termos de clorofila a, representada também no gráfico da FIG. 5.19.

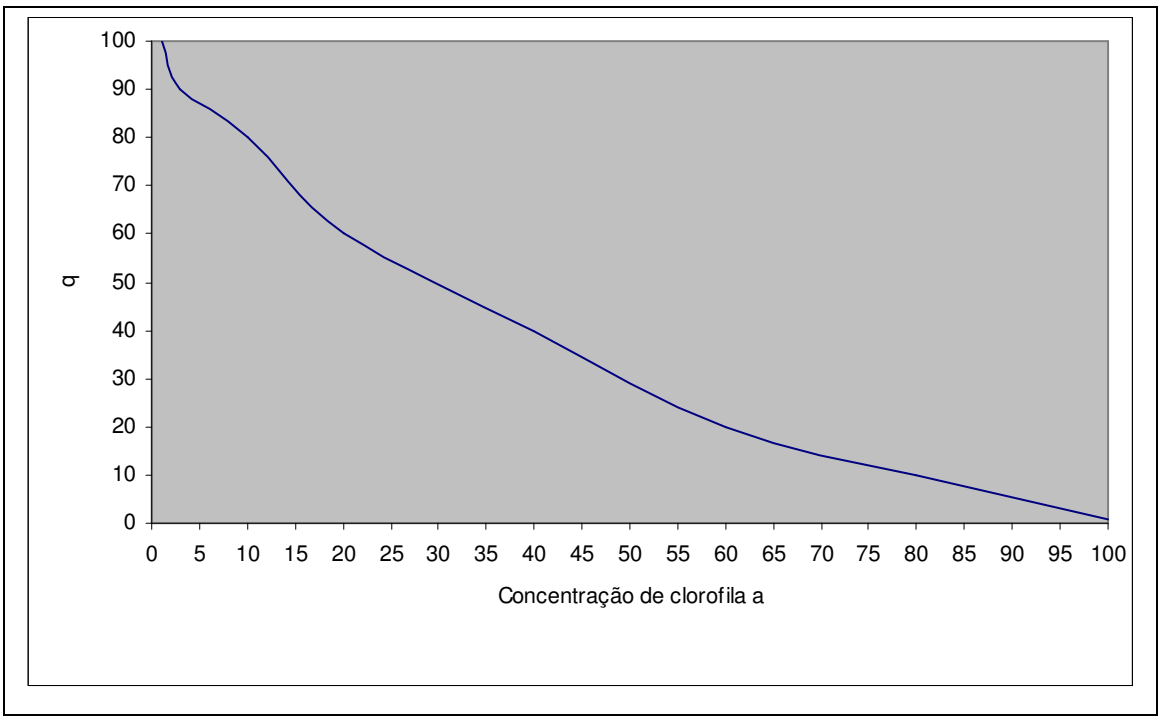


Figura 5-18 Pontuação para o parâmetro *Algas*
Obs.- No gráfico a concentração de clorofila *a* é expressa em µg/L

Outra maneira para avaliar a concentração de algas no monitoramento da água da bruta é através do Nº de cel./mL, sendo também utilizado na rotina das estações de tratamento. Neste caso, foi desenvolvido para a pontuação do parâmetro *Algas* o gráfico da FIG. 5.20, através da TAB. 8.13 (APÊNDICE G).

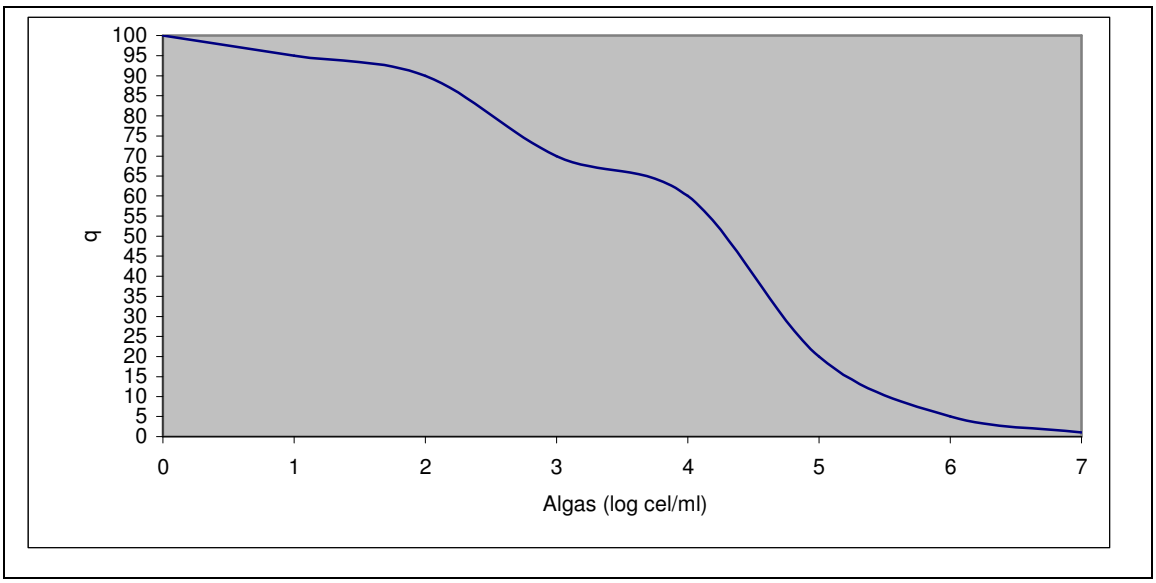


Figura 5-19 - Pontuação para o parâmetro *Algas*

5.2.7 Ferro

O ferro cria sérios problemas em águas de abastecimento, sendo estes mais críticos em águas subterrâneas, mas dificuldades também são encontradas em certas épocas do ano em águas superficiais de rios e reservatórios. Estes problemas em reservatórios superficiais de abastecimento ocorrem quando condições anaeróbias que se desenvolvem no hipolíminio, quando o ferro solúvel (formas reduzidas) é liberado do fundo destes mananciais (SAWYER *et al.*, 1994).

Formas reduzidas do ferro, em contato com o ar, provocam o aumento da turbidez e a rejeição pelos consumidores pelo ponto de vista estético, quando a oxidação do ferro forma precipitados. O ferro pode formar complexos estáveis, quando encontrado junto a substâncias húmicas na água, podendo ser mais resistente à oxidação, do que quando se apresenta como espécie inorgânica somente. Taxas de oxidação podem ser aumentadas pela presença de catalizadores inorgânicos ou através da ação de micro organismos (SAWYER *et al.*, 1994).

Quando íons ferro se encontram na água, em concentrações superiores a 0,3 mg/L, apresentam-se os seguintes problemas, quanto a água de abastecimento: - Manchas em louças sanitárias, - Depósito em tubulações, - Influência negativa em etapas de coagulação e floculação, - gosto metálico adstringente, - Perturbações em processos industriais e

desenvolvimento de bactérias dos gêneros *Crenothrix, Leptothrix* e outras no interior das canalizações distribuidoras. No entanto, do ponto de vista sanitário e nas concentrações normalmente encontradas, não são conhecidos efeitos adversos à saúde (BATALHA; PARLATORE, 1977).

Em amostras de água, a concentração de ferro pode atingir mais de 1mg/L, em águas de abastecimento pode causar manchas em roupas e louças. Quando a concentração é superior a 1,0mg/L um gosto agridoce é detectado por algumas pessoas. Em amostras de água o ferro pode se apresentar na forma solúvel, em estado coloidal peptizado por matéria orgânica, em complexos orgânicos ou inorgânicos, ou em suspensão como particulados finos (SAWYER *et al.*, 1994).

Segundo Kawamura (1999), diversas maneiras existem para a remoção do ferro e manganês no campo do tratamento de água. Os métodos básicos são: oxidação seguida de clarificação e filtração. Na oxidação pode ser utilizada a cloração e as reações de oxidação dependem do pH, o ferro pode ser oxidado de 15 a 30 min, o pH neste processo pode ser de aproximadamente 8,0 a 8,3, preferencialmente 8,5. Nestas mesmas condições o manganês pode ser oxidado de 2 a 3h. Observa-se que 1mg/L de cloro oxida 1,58 mg/L de ferro e 0,78 mg/L de manganês.

Tradicionalmente a remoção do ferro na água é feita através da oxidação pelo ar (aeração) ou por meio de um agente oxidante, como permanganato de potássio que precipita o ferro II na forma mais oxidada, de óxido de ferro III, e após a oxidação é feita a filtração. O estado do ferro na água depende, entre outros fatores, do pH, sendo que, a taxa de oxidação do ferro pelo ar aumenta também com o pH e pode alcançar valores em torno de 90% de conversão (DIMITRAKOS *et al.,* 1997).

Segundo Sommerfeld (1999), para o pré-tratamento por cloração, a dosagem é usualmente 0,64 mg/L Cl_2 para cada miligrama por litro de ferro na água bruta mais o cloro residual. Exemplo: uma água bruta contendo 5mg/L deve ter uma dosagem inicial de Cl_2 de 3,2 mg/L e cloro livre residual de 0,1 a 0,3mg/L, sendo a dosagem teórica aproximadamente 3,3mg/L.

Segundo a resolução CONAMA 357/2005, para mananciais de classe 3 são permitidos para o padrão de qualidade o valor máximo de 5,0 mg/L de ferro dissolvido.

O Art. 16 da Portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004) recomenda que a água potável

deve estar em conformidade com o padrão para aceitação de consumo 0,3 mg/L como valor máximo permitido para o ferro.

Segundo De Zuane (1990), regulamentações da *U.S. Public Health Service* relata uma máxima concentração para o ferro como 0,3 mg/L. A USEPA não inclui o ferro na primeira regulamentação, mas na segunda regulamentação, de 1989, o limite de 0,3 mg/L baseando em considerações estéticas e de sabor. A Organização Mundial da Saúde também adota 0,3mg/L como nível máximo aceitável e 1,0 mg/L como o máximo permitido. A Comunidade Européia adotou em 1980 uma meta de 0,05mg/L e um máximo de 0,20 mg/L.

Para a pontuação do parâmetro *Ferro* foi considerado a concentração máxima de 4mg/L, porque geralmente para águas superficiais, valores superiores são mais difíceis de ocorrerem.

No desenvolvimento da pontuação do parâmetro *Ferro*, foram observados os valores detalhados na TAB. 8.13 do APÊNDICE G e também representados no gráfico da FIG. 5.21.

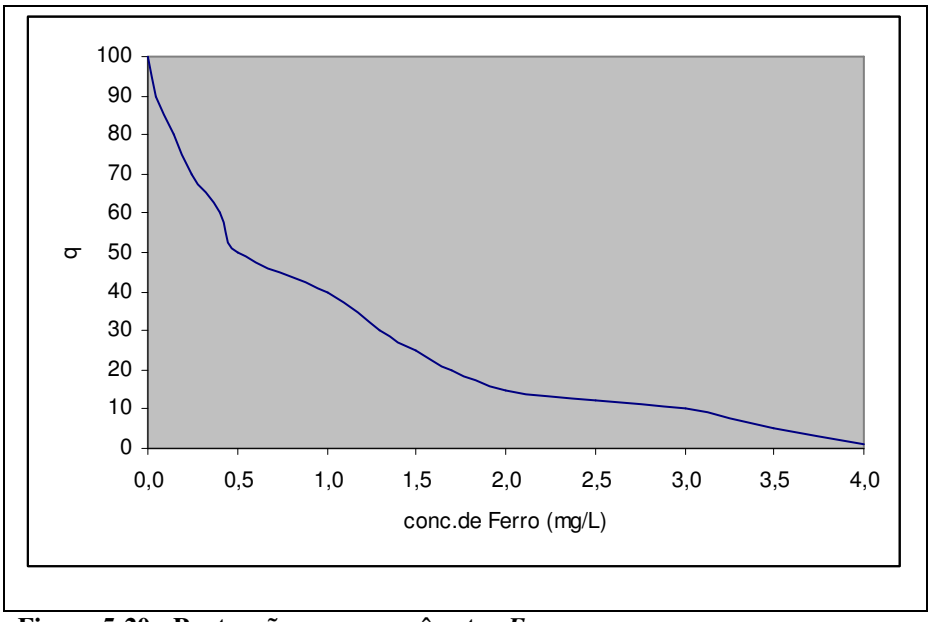


Figura 5-20 - Pontuação para o parâmetro *Ferro*

5.2.8 Manganês

O manganês se encontra em maiores proporções nas rochas metamórficas e sedimentares, os óxidos de manganês tais como a manganita e a pirolusita, se acumulam nos solos à medida que

os constituintes mais solúveis se separam por lixiviação.

O ferro e o manganês são metais dos mais abundantes da crosta terrestre. Quando presentes na água em suas formas solúveis, são incolores, porém se, por alguma razão, eles são oxidados (devido ao arejamento ou cloração da água, por exemplo), formam precipitados de cor negra no caso do manganês, causando rejeição aos consumidores. O ferro e o manganês na água distribuída podem sujar as roupas e louças e possibilitar o desenvolvimento de certas bactérias, causando redução da seção útil das tubulações. A remoção de concentrações excessivas de manganês é mais difícil que as de ferro, exigindo condições controladas de pH e tempo de detenção, a ocorrência de manganês é mais rara que a de ferro em águas superficiais (VIANNA, 2002).

O manganês existe no solo principalmente como dióxido de manganês, o qual é muito insolúvel em água contendo dióxido de carbono. Sob condições reduzidas (anaeróbicas), o manganês na forma de dióxido é reduzido para um estado de oxidação de IV para II. Quando a água contendo estas formas reduzidas é exposta ao ar o manganês volta a oxidar nas formas insolúveis (IV), que se precipitam causando cor na água (SAWYER *et al.*, 1994).

Os métodos usualmente empregados para controle ou remoção de ferro e o manganês da água de abastecimento são os mesmos.

Do ponto de vista de tratamento de água, a remoção do ferro por oxidação é relativamente rápida, quanto ao manganês é mais problemática, como demonstra numa taxa de pH de aproximadamente 4,5 a 8 sendo a oxidação do manganês também cineticamente lenta. Embora o manganês não seja considerado ecotóxico como outros metais, ele pode ser um grande problema para águas industriais. O excesso de manganês resulta na precipitação do óxido de manganês e desta forma pode causar entupimentos em sistemas de distribuição. Em adição, altas concentrações de manganês podem causar problemas em lavanderias e gosto metálico na água de abastecimento (BAMFORTH *et al.*, 2006).

Padrões de potabilidade internacionais como a WHO recomendam para o manganês o valor de 0,05 mg/L, como nível máximo aceitável. A Comunidade Européia definiu em suas diretrizes o valor de 0,02 mg/L e o máximo de 0,05 mg/L. A USEPA listou para o manganês o padrão de 0,05 mg/L como meta final (DE ZUANE, 1990).

Segundo a resolução CONAMA 357/05 para mananciais de classe 3 o valor máximo permitido para o manganês é de 0,5 mg/L.

O Art. 16 da Portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004) recomenda que a água potável deve estar em conformidade com o padrão para aceitação de consumo, sendo 0,1 mg/L o valor máximo permitido para o manganês.

Segundo Sommerfeld (1999), o pH e a temperatura são muito importantes nos processos de remoção do ferro e manganês. A taxa de oxidação do manganês por $KMnO_4$, com valores de pH entre 5,5 e 9,0 pode ocorrer a uma temperatura de 25°C e a oxidação pode levar mais de 2min.

No desenvolvimento da pontuação do parâmetro *Manganês* o valor máximo foi tomado como 1,0 mg/L, porque o manganês é mais difícil de ser encontrado, em maiores dosagens, nas águas superficiais e sua a remoção é bem mais difícil que o ferro exigindo valores altos de pH de coagulação. O problema se agrava ainda mais quando a água bruta apresenta cor verdadeira acentuada, onde a remoção é geralmente acompanhada de valores de pH mais baixos.

No desenvolvimento da pontuação do parâmetro *Manganês*, foram observados os seguintes valores detalhados na TAB. 8.14 (APÊNDICE G) e também representados no gráfico da FIG. 5.22.

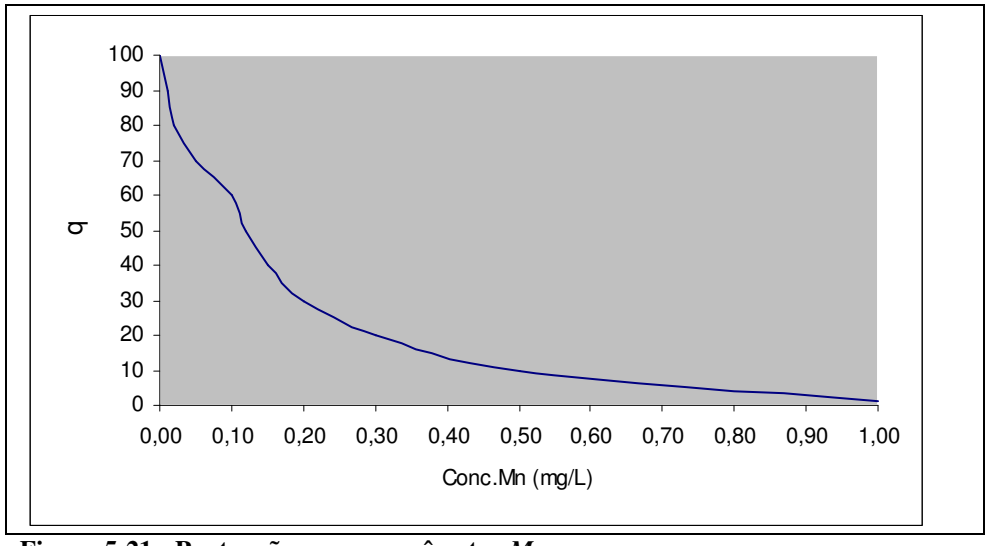


Figura 5-21 - Pontuação para o parâmetro *Mn*

5.3 Aplicação do IQAB

Depois de definidos os pesos, a pontuação dos parâmetros e a formulação do índice, nesta última etapa, o IQAB foi aplicado nas formas de produtório e somatório, à água bruta afluente a algumas estações convencionais de tratamento situadas no estado de Minas Gerais.

Primeiramente foram tomados dados de monitoramento da água bruta de uma estação para a avaliação dos valores do IQAB em duas estações, chuvosa e estiagem. Depois foram tomados dados de monitoramento de quatro estações no período chuvoso, para comparação dos valores do IQAB nestas estações. Para estas quatro estações os mananciais de abastecimento foram rios e também barragens.

Para a primeira aplicação o manancial de abastecimento foi um rio, onde a captação da água é feita diretamente em barragem de nível, sem estruturas especiais. Os dados aplicados nas análises são referentes à estação chuvosa referente aos meses de janeiro, fevereiro e março e estiagem referente aos meses de junho, julho e agosto, para que fossem observados os valores do IQAB. A variável X representa o valor da mediana dos valores dos parâmetros tomados nos 3 meses. O valor do IQAB na forma de produtório demonstrou valores mais baixos devido ao fato desta forma da equação ser mais sensível às variações na pontuação do parâmetro (q). Para esta estação não havia monitoramento para os parâmetros *Algas* e *Cianobactérias*, pois o manancial de abastecimento é um rio com captação direta, como mencionado anteriormente, onde não são detectadas florações de algas e cianobactérias, desta forma, estes parâmetros tiveram pontuações máximas na composição do índice.

Tabela 5-7 - IQAB – Período Chuvoso

Parâmetro	X (mediana)	W (peso)	q (pontuação)	W*q (Somatório)	q^W (Produtório)
Turbidez	14,2	0,22	80	17,6	2,62
Cor Ver	105	0,19	10	1,9	1,55
E. coli	705	0,09	65	5,85	1,46
Cian.		0,11	100	11	1,66
pH	6,63	0,12	90	10,8	1,72
Algas		0,1	100	10	1,58
Fe	2,85	0,09	11	0,99	1,24
Mn	0,38	0,08	15	1,2	1,24
IQAB				59,34	41,12

Tabela 5-8 - IQAB – Período estiagem

Parâmetro	X (mediana)	W (peso)	q (pontuação)	W*q (Somatório)	q^W (Produtório)
Turbidez	6,68	0,22	85	18,7	2,66
Cor Ver	45	0,19	50	9,5	2,1
E. coli	98	0,09	70	6,3	1,47
Cian.		0,11	100	11	1,66
pH	6,78	0,12	95	11,4	1,73
Algas		0,1	100	10	1,58
Fe	1,03	0,09	40	3,6	1,39
Mn	0,14	0,08	40	3,2	1,34
IQAB				73,70	69,40

Como pode ser confirmada, com os valores do IQAB nas Tabelas 5.7 e 5.8, durante o período chuvoso (IQAB = 59,34 para o somatório e IQAB = 41,12 para o produtório), a qualidade da água bruta em termos gerais é inferior, ao período de estiagem (IQAB = 73,70 para o somatório e IQAB = 69,40 para o produtório). Desta forma, pode-se comparar os resultados da qualidade da água bruta afluente à estação, nestas duas estações bem definidas em nosso país, quando ocorrem variações significativas da qualidade da água bruta, com a diferença entre os valores do $IQAB_{estiagem}$ x $IQAB_{chuvoso}$.

Nos casos da falta de dados de monitoramento de parâmetros de qualidade da água bruta afluente para representar o IQAB é importante observar que, quanto maior o número de parâmetros para o banco de dados, mais significativo será o índice. O ideal é que todos os parâmetros (*Turbidez, Cor verdadeira, E.coli, Cianobactérias, pH, Algas, Fe, Mn*) pudessem ser monitorados para a composição do IQAB, mantendo assim maior significância do índice. Na comparação de índices de qualidade da água de diferentes estações, é importante que os parâmetros monitorados nas estações e utilizados no IQAB sejam os mesmos.

Na aplicação do IQAB para a comparação da qualidade da água bruta afluente às quatro estações foram tomados dados de monitoramento relativos aos meses de janeiro, fevereiro e março, que marcam a estação chuvosa, sendo que estas estações abastecem uma cidade do estado de Minas Gerais. Nas tabelas: Tabela 5-9 , Tabela 5-10, Tabela 5-11 e Tabela 5-12, observa-se os cálculos do IQAB, para estas estações.

Tabela 5-9- IQAB - ETA -1

Parâmetro	X (mediana)	W (peso)	q (pontuação)	W*q (Somatório)	q^W (Produtório)
Turbidez	3,1	0,22	98	21,56	2,74
Cor Ver	17,5	0,19	88	16,72	2,34
E. coli	56,3	0,09	75	6,75	1,47
Cian.	3,51	0,11	95	10,45	1,65
pH	7,2	0,12	97	11,64	1,73
Algas	7,02	0,1	95	9,5	1,58
Fe	0,12	0,09	85	7,65	1,49
Mn	0,02	0,08	99	7,92	1,44
IQAB - ETA 1				92,19	91,90

Tabela 5-10 - IQAB – ETA - 2

Parâmetro	X (mediana)	W (peso)	q (pontuação)	W*q (Somatório)	q^W (Produtório)
Turbidez	65	0,22	70	15,4	2,55
Cor Ver	100	0,19	35	6,65	1,97
E. coli	513,5	0,09	52	4,68	1,43
Cian.		0,11	100	11	1,66
pH	7,2	0,12	97	11,64	1,73
Algas	4,04	0,1	96	9,6	1,58
Fe	0,17	0,09	80	7,2	1,48
Mn	0,04	0,08	98	7,84	1,44
IQAB - ETA 2				74,01	69,33

Tabela 5-11 - IQAB – ETA - 3

Parâmetro	X (mediana)	W (peso)	q (pontuação)	W*q (Somatório)	q^W (Produtório)
Turbidez	267,5	0,22	33	7,26	2,16
Cor Ver	120	0,19	30	5,7	1,91
E. coli	212,05	0,09	58	5,22	1,44
Cian.		0,11	100	11	1,66
pH	7,3	0,12	95	11,4	1,73
Algas	2,56	0,1	98	9,8	1,58
Fe	3,77	0,09	4	0,36	1,13
Mn	0,19	0,08	65	5,2	1,40
IQAB - ETA 3				55,94	42,57

Tabela 5-12 - IQAB – ETA - 4

Parâmetro	X (mediana)	W (peso)	q (pontuação)	W*q (Somatório)	q^W (Produtório)
Turbidez	9,3	0,22	93	20,46	2,71
Cor Ver	30	0,19	78	14,82	2,29
E. coli	1645,1	0,09	44	3,96	1,41
Cian.		0,11	100	11	1,66
pH	6,5	0,12	85	10,2	1,70
Algas	347,86	0,1	80	8	1,55
Fe	1,105	0,09	40	3,6	1,39
Mn	0,2	0,08	65	5,2	1,40
IQAB - ETA 4				77,24	74,39

Observa-se que, para os valores do IQAB, estes são inferiores para as estações onde a captação da água bruta é feita em mananciais como rios, que muitas vezes são mais vulneráveis a poluição, devida principalmente à falta de controle nas bacias hidrográficas, agravando-se desta forma os problemas, principalmente na estação chuvosa. Os manancias de barragens, muitas vezes, são mais protegidos das atividades antrópicas. Observa-se também, valores mais baixos de turbidez para as águas provenientes de barragens, onde as partículas suspensas podem sedimentar diminuindo desta forma os valores da turbidez. Nem sempre valores do IQAB para mananciais como barragens serão sempre maiores comparados a rios, situações como florações de algas, aparecimento de cianobactérias, problemas relacionados à patógenos, como surtos de *Giardia e cryptosporidium*, podem comprometer a qualidade da água destes mananciais. Em épocas de inversão térmica, onde pode ocorrer o revolvimento de camadas inferiores do fundo destes lagos, problemas como o aparecimento de formas reduzidas do ferro e manganês podem também dificultar o tratamento, exigindo condições controladas de pH para remoção, comprometendo a qualidade da água.

Os valores do IQAB na ETA 1 são muito próximos para as formas de somatório (92,19) e de produtório (91,90) devido aos valores altos da pontuação (q) para todos os parâmetros, e como foi dito anteriormente, a formulação de produtório é mais sensível quando valores de (q) são bem pequenos, comprometendo os valores do IQAB, nestes casos, quando usada a fórmula de somatório. Para os valores do IQAB da ETA 2, somatório (69,33), produtório (42,57) e ETA 3 somatório (55,94), produtório (42,57), estes, para as duas formulações, as diferenças são mais significativas, pelo fato de parâmetros como exemplo Fe, para a ETA 3, contribuem com pontuação muito baixa na determinação do índice.

A ETA 1 apresentou o melhor valor para o IQAB, seguida das ETA 4, ETA 2, e a ETA 3 com

o pior índice, determinando desta forma a água de pior qualidade para o tratamento.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

- Neste estudo foi apresentado um novo índice de qualidade da água, direcionado para a água afluente às estações convencionais de tratamento. Este novo índice tem algumas vantagens por ser composto de parâmetros relevantes quanto à tratabilidade de águas de classe 3, segundo a resolução CONAMA 357/2005 e comumente monitorados na maioria das estações de tratamento do país.
- A importância maior deste trabalho está no fato de que o IQAB não só avalia as características da água bruta em termos de tratabilidade, mas, também, as condições de um corpo d'água que deve ser sempre preservado, juntamente com a bacia hidrográfica em que está inserido, pelo fato de sua função mais nobre é ser um manancial de abastecimento público. O IQAB também deve ser um instrumento de informação à sociedade da qualidade das águas, principalmente quando se utiliza mecanismo visual para maior atenção.
- Na proposição de um índice a escolha ou seleção dos parâmetros é uma etapa de grande importância. Nesta etapa do trabalho utilizou-se a metodologia Delphi, de comprovado sucesso nesta área. Os participantes foram escolhidos segundo o conhecimento de seus trabalhos e comprovada qualidade técnica, não deixando, portanto, dúvidas quanto às suas valiosas contribuições. Talvez fossem interessantes outras rodadas de questionários, para maior consenso entre os participantes, mas quando os parâmetros foram hierarquizados pode-se observar a importância de cada parâmetro de acordo com a opinião do grupo.
- De acordo com as referências bibliográficas, com opiniões dos participantes do questionário de pesquisa e também pela valorização de parâmetros monitorados nas estações, selecionou-se 8 parâmetros para compor o índice (Turbidez, Cor Verdadeira*, E. coli*, Cianobactérias, pH, Algas, Fe, Mn). A escolha do número de parâmetros levou também em consideração que, no índice de qualidade da água, o número de variáveis deve ser limitado para mais praticidade, observando sempre sua representatividade em relação à qualidade da água. As variáveis devem estar interligadas à disponibilidade dos dados de monitoramento da água bruta afluente à estação.
- A etapa de maior dificuldade neste trabalho foi o desenvolvimento dos critérios de pontuação dos parâmetros, pois muitas vezes a responsabilidade em atribuir pontos às variações de concentrações de parâmetros em relação à qualidade da água é muito grande.

Tem-se que admitir que este processo seja bastante subjetivo, esperando até que os resultados obtidos possam ser questionados e até um pouco imprecisos. Se houvesse tempo disponível, seria recorrida novamente à opinião dos especialistas também nesta etapa do trabalho. No entanto, acreditam-se na tentativa de proposição de um índice com parâmetros relacionados à operação da estação de tratamento, parâmetros estes definidos por especialistas da área e também na tentativa de pontuação destes parâmetros da maneira mais coerente possível. As curvas de pontuação dos parâmetros foram traçadas através de valores sempre referenciados na literatura, na legislação ou comumente observados em monitoramento da água bruta afluente a estas estações.

- Durante a etapa de pontuação dos parâmetros também foi ressaltada a importância de cada parâmetro, em relação não só à operação do sistema, mas também como sua representatividade em outros aspectos como, por exemplo, sua relevância quanto à saúde pública e métodos de controle. Desta forma deixa-se bem clara a justificativa de sua escolha na composição do índice.
- Quanto a uma observação feita por um participante, que realmente chamou a atenção, foi a de inclusão de outros metais no índice, especialmente onde o curso d'água recebe despejos industriais mesmos tratados. Esta será uma limitação do índice, portanto seria recomendado, neste caso, em que o manancial é suspeito, a utilização do IVA (Índice de Preservação da Vida Aquática) também utilizado pela CETESB e que é composto de dois grupos de parâmetros: grupo de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis) e grupo de parâmetros essenciais. No IQAB a presença de elementos tóxicos e pesticidas é tratada de forma semelhante a vários índices, que consideram que quando qualquer elemento tóxico ou pesticida atingir concentrações acima dos limites, automaticamente o índice atinge o seu pior valor.
- O mais importante para a finalização do trabalho é que o IQAB seja realmente aplicado, podendo sofrer modificações que o tornem cada vez mais confiável e que ajude na avaliação das características da água bruta afluente às estações convencionais de tratamento.

REFERÊNCIAS

AN, Y., J.; BREIDENBACH, G., P. Monitoring *E. coli* and coliforms in natural spring water as related to recreational mountain areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 102, n.8, p. 131-137, March. 2005.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e conseqüências para a saúde Pública, 2000. Disponível em http://www.Medonline.com.br. Acessado em 23/08/2007.

BAMFORTH, S. M.; MANNING, D. A. C.; SINGLETON, I.; YOUNGER, P. L.; JHONSON, K. L. Manganese removal from mine waters – investigating the occurrence and importance of manganese carbonates. *Science Direct*, v. 21, p. 1274–1287, August. 2006.

BATALHA, B. H. L.; PARLATORE, A. C. *Controle da qualidade da água para consumo humano*. São Paulo: Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, 1977. 198p.

BRANCO, S. M. *Hidrologia aplicada à engenharia sanitária*. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1978, 620p.

BROWN, R. M.; MCCLELLAND, N. I.; DEINIGER, R. A.; TOZER, R.G. A water quality index – do we dare? *Water & Sewage Works*, Chicago, v. 117, n.10, p. 339-343, October. 1970.

BURLINGAME, G. A.; PICKEL, M. J.; ROMAN, J. T. Practical applications of turbidity monitoring . *Journal of the American Water Works Association*, New York, v.90, n.8, p. 67–77, August. 1998.

BUSSAB, W. de O. *Estatística Básica*. São Paulo: Editora Saraiva, 2006. 526p.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. *Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais.* São Carlos: Rima, 2006, 118p.

CARLILE, P. R. Further studies to investigate microcystin- LRand anatoxin-a removal from water. Disponível em http://www.fwr.org./waterq/fr458.htm. Acessado em 22/05/2007.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Indicadores de Qualidade da Água. São Paulo 1997.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Proposta de Índices de Qualidade da Água para o Estado de São Paulo. São Paulo 2002.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). Deliberação Normativa COPAM n. 10/86. Estabelece normas e padrões para a qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de água e dá outras providências. Minas Gerais, Belo Horizonte, jan. 1987.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 357 de 17 de março de 2005.

CUDE, G. C. Oregon water quality index: tool for evaluating water quality manegement effectiveness. *Jounal of the American Water Resources Association*, v. 37, n.1, p. 125–137, February. 2001.

CURCIC, S.; COMIC, L. A microbiological index in estimation of surface water quality. *Hydrobiologia*, v. 489, p. 219–224, November. 2002.

DALKEY, N.; BROWN, B; COCHRAN, S. The Delphi Method, III: Use of self ranting to improve group estimates. Santa Monica: The Rand Corporation, 1969. Disponível em http//www.rand.org/publications /classics/delphi3.pdf. Acessado em 29/8/2007.

DE ZUANE, J. *Handbook of drinking water quality*. United States of America: Wiley, 1990. 575 p.

DI BERNARDO, L. *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995. 140 p.

DI BERNARDO, L. *Métodos e Técnica de Tratamento de Água*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1993. Vol. I. 496p.

DI BERNARDO, L. *Remoção de Algas em Estações de Tratamento de Água*. VI SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1994, Florianópolis, Brasil.

DIMITRAKOS, G.; NIEVA, J. M.; VAYENAS, D. V.; LIBERATOS, G. Removal of iron from potable water using a trickling filter. *Water Research*. v. 31, p. 991-996, 1997.

DINUS, S. H. Desing of an index of water quality. *Water Resources Bulletin*, v.23, n.5, p.833-843, October. 1987

DINUS, S. H. Social accouting System for evaluating water resources. *Water R*esources *Research*, v.8, n.5, p. 1159–1177, October.1972.

DOJLIDO, J.; RANISZEWSKI, J.; WOYCIECHOWSKA. Water quality index - Application for rivers in Vistula River Basin in Poland. *Water Science Tecnology,* v. 30, n. 10, p. 57–64, 1994.

DOUTERELO; PERONA, E.; MATEO, P. Use of cyanobacteria to asses water quality in running waters. *Environmental Pollution*, v. 127, p. 377–384, August. 2003.

FANCICANI, V. R.; MORAIS, I. P. S.; NARIYOSHI, M. A. C.; ONOFRE, R. M. S.; ORSATTI, W. A., 2000. Índice Geral de Qualidade de água distribuída pela SABESP-IGQA. 20° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental: 290-297.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (MINISTÉRIO DA SAÚDE) Cianobactérias Tóxicas na Água para consumo Humano na saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano, maio. 2003.

GIOVINAZZO, R. A. Modelo de aplicação da Metodologia Delphi pela internet. Vantagens e Ressalvas. Disponível em http://www.teses.eps.ufsc.br. Acessado em 6/3/2008.

GIOVINAZZO, R. A.; FISCHMANN, A. A. Delphi Eletrônico – Uma experiência da utilização da metodologia de pesquisa e seu potencial de abrangência regional. Trabalho apresentado no XIV CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ESTRATÉGIA, Maio. 2001. Buenos Aires. Argentina.

GREGOR, J.; MARSALEK, B.; SIPKOVA, H. Detection and estimation of potentially toxic cyanobacteria in raw water at the drinking water treatment plant by in vivo fluorescence method. *Water research*, v.41, p. 228-234, January. 2007.

HOUSE, M. A. A water quality index for river manegement. *Journal of water and Environmental manegement*, v. 3, n.4, p. 336-344. 1989.

KARNER, D.A.; STANDRIDGE, J. H.; HARRINGTON, W. G.; BARNUM, R. Microcystin algal toxins in source and finished drinking water. *Journal of the American Water Works Association*, v.93, n. 8, p. 72-81, August. 2001.

KAURISH, F. W.; YOUMOS, T . Developing a standardized water quality index for evaluating surface water quality. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 43, p. 533–545, April. 2007.

KAWAMURA, S. *Integrated Design Of Water Treatment Facilities*. United States of American: Wiley-Interscience Publication, 1999. 658 p.

KAYO, E. K.; SECURATO, J. R. Método Delphi: fundamentos, críticas e vieses. Caderno de Pesquisa em Administração, São Paulo, v. 1, n.4, p. 51-61, 1997.

KHAN, A. A.; PATERSON, R.; KHAN H. Modification and application of the Canadian Council of ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for the communication of drinking water quality data in Newfoundland and Labrador. *Journal Water Quality Research*, v. 39, n. 3, p. 285–293, 2004.

KHAN, A. A.; TOBIN, A.; PATERSON, R.; KHAN, H.; WARREN, R. Application of CCME procedures for deriving site- specific water quality guidelines for the CCME water quality index. *Journal Water Quality Research.*, v. 40, n. 4, p. 448–456, 2005.

KUTSEVA, N. K. ; KARTASHOVA, A. V.; TCHAMAEV A. V. Standard and Metodological Provision of the Quality Control of Water. *Journal of Analytical Chemistry*, v. 60, n. 8, p. 788 – 795, 2005.

LANDWEHR, J. M. Discussion: an objetive water quality index. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v.46, n. 7, p. 1804–1807, July. 1974.

LANDWEHR, J. M.; DEININGER, R. A. A comparison of several water quality indexes,. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 48, n. 5, p. 954–958, May. 1976.

Le CHEVALLIER M. W.; EVANS, T. M.; SEIDLER, R. J. Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water. *Applied and Environmetal Microbiology*, v. 42, n.1, p. 159-167, July. 1981.

LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005. 444 p.

LOHANI, B. N.; ASCE, M.; TODINO, G. Water quality index for Chao Phraya River. *Journal of Environmental Engineering*, v.110, n.1, p. 1163–1177, December. 1984.

LOPES, V. C. *Proposição de um Índice para Avaliação do Desempenho de Estações Convencionais de Tratamento de Água.* 2005. 217p. Dissertação (Mestrado em Saneamento

Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

MACEDO, J. A. B. *Águas e Águas*. Belo Horizonte: Editora CRQ- MG (Conselho Regional de Química), 2004. 977p.

MARTINO, J. P. *Technological forecasting for decision making*. New York: Mc Graw-Hill Int.Editions, 1993. 390 p.

MATTOS, A. R. *Índice de Qualidade de Águas para Bacia do Rio das Velhas Aspectos Metodológicos e Avaliação Qualitativa do Ambiente. 1998 102p.* Dissertação *(*Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1998.

MINISTÉRIO DA SAÚDE – MS. Portaria 518: Normas e padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Brasília, março. 2004.

NASCIMENTO, F.G.D. Remoção de ferro em águas de abastecimento, maximização de eficiência dos processos oxidativos seguidos de filtração direta – Condicionantes e resultados práticos. 23° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1997.

PRATI L.; PAVANELO R.; PESARIN F. Assessment of surface water quality by single index of pollution. *Water Research* v.5, p. 741-751, 1971.

PRIANTI, J. N. G.; AROUCA, J.; LACAVA, P. M. Redução de ferro e manganês na água: solução para o consumidor. *Revista Meio Filtrante*. v.1, n.3. p.8-9, 2003.

SAFE. 1995. Strategic assessment of Flórida's environmental, Florida stream water quality index. Disponível em http://pepps.fsu.edu/safe/environ/swq3.pdf.

SAID, A.; STEVES, D. K.; SEHLKE, G. An Innovative Index for Evaluating Water Quality in Streams. *Environmental Manegement*, v. 34, n.3, p. 406-414, August. 2004.

SARGAONKAR, A.; DESHPANDE, V. Development of an overall index pollution for surface water based on a general classification scheme in Indian context. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 89, p. 43–67, October. 2002.

SARKAR, C.; ABBASI, S. A. Qualidex – A new software for generating water quality indice. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.119, p. 201-231, 2005.

SAWYER, CLAIR N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. *Chemistry for environmental engineering*. New York: McGraw-Hill International Editions, 1994. 658p.

SMITH, D. G. A new form of water quality index for rivers an streams. *Water science technology*, v. 21, p. 123-127, 1989.

SMITH, D. G.; C-COLLEY, D. R. J.; NAGELS J. W. Discussion "Oregon Water QualitIndex: a tool for evaluating water quality management". *Journal of American Water Resources Association*, v. 38, n. 1, p.313–314, 2002.

SOMMERFELD, E. O. *Iron and Manganese Removal Handbook*. United States of American:

American Water Works Association, 1999. 158p.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). Water Quality Criteria Summary. Office of Science and Technology. Washington, May. 1991.

VAN HELMOND, C. A. M.; BREUKEL R. M. A. Physico- chemical water quality indices. Disponível em http//www.mtm-conference/nl/mtm2/doc.pdf. Acessado em 6/7/2007.

VIANNA, M. R. *Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água.* Belo Horizonte: Imprimatur, 2002. 576p.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento dos esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005. 243p.

WEPENER, V.; EULER, N.; VUREN, J. H. J.; DU PREEZ, H. H.; KOLER, A. The development of an aquatic toxicity index as a tool in the operational management of water quality in the Olifants River (Kruger National Park). *Koedoe*, v. 35, n. 2, p 1-9, 1992.

WHO WORLD HEALTH ORGANIZATION, Water Quality Monitoring – A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes, 1996.

WRIGHT, J. T. C.; GIOVINAZZO, R. A. Delphi – Uma ferramenta de apoio ao planejamento prospectivo. Disponível em http://www.iea.usp.br. Acessado em 26/01/2008.

ZAGATTO, P. A.; ARAGÃO, M. Manual de Orientação em casos de floração de algas tóxicas: um problema ambiental e de saúde pública. São Paulo. Série Manuais, 14 Cetesb. 20 p. 1997.

APÊNDICE A - CÓPIA DO 1º QUESTIONÁRIO ENVIADO AOS PARTICIPANTES

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Projeto
Determinação de um índice de qualidade da água bruta (IQAB) afluente a estações de tratamento de água convencionais.

Introdução

O presente questionário tem como objetivo promover, junto a especialistas da área de Tratamento de Água, uma pesquisa de opinião a respeito dos possíveis parâmetros que constituirão o IQAB (Índice de Qualidade da Água Bruta). Este índice será resultado da aplicação de um modelo matemático que contemple e hierarquize os parâmetros de qualidade da água afluente a estações de tratamento convencionais, e tem como finalidade fornecer aos gestores dos sistemas de abastecimento um instrumento capaz de avaliar procedimentos a respeito de parâmetros de tratabilidade. .

O procedimento para aplicação e elaboração dos questionários foi desenvolvido de acordo com alguns aspectos do método DELPHI. As características do método DELPHI consideradas são:

- O anonimato, com a finalidade de reduzir fatores psicológicos como, por exemplo, a possível influência da opinião de participantes com maior grau de especialização sobre os demais ou a resistência que alguns apresentem em mudar de opinião durante o processo;
- A representação estatística dos resultados;
- O *feedback,* com o objetivo de que os participantes tenham a chance de revisar seus pontos de vista após conhecer as opiniões e comentários dos demais, convergindo para um maior consenso a cada rodada.

A Pesquisa em curso será constituída por 2 etapas

- 1ª Etapa: Os participantes receberão o primeiro questionário no qual deverão atribuir pesos a cada um dos parâmetros de qualidade de água inicialmente listados;
- 2ª Etapa: Os participantes receberão novamente o mesmo questionário junto com as suas respostas e um relatório contendo a média dos resultados obtidos durante a 1ª Etapa. Desta forma, poderão, após a análise deste, modificar ou não suas respostas anteriores.

Após o término do processo, todos os participantes receberão um relatório com os resultados finais da pesquisa de opinião.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Projeto
Determinação de um índice de qualidade da água bruta (IQAB) afluente a estações de tratamento de água convencionais.

Escolha dos parâmetros

A escolha dos parâmetros fundamentou-se na qualidade da água de mananciais superficiais, comumente empregada para abastecimento. Para estes mananciais, o OD deve estar próximo da saturação ou de até 4mg/L, a concentração de DBO deve ser de no máximo 10mg/L, observando também a ausência de agrotóxicos e pesticidas, sabor e odor, óleos e graxas, corantes artificiais visivelmente ausentes. Recomendações estas aprovadas pela Resolução Conama (357/2005), para águas de classe 3 para consumo humano após tratamento convencional (coagulação, floculação, decantação e filtração).

Instruções para o preenchimento do questionário

Para o preenchimento do questionário a seguir, o respondente deverá escolher, marcando com um X, para cada parâmetro, uma das três opções apresentadas: INCLUIR (caso acredite que o parâmetro seja de relevante), NÃO INCLUIR (caso considere o padrão não relevante) e INDECISO (em caso de dúvida sobre a inclusão ou não do parâmetro).

Aos parâmetros considerados de relevância (opção INCLUIR) o respondente deverá atribuir pesos de até 100, não havendo necessidade que o somatório atinja este valor.
No final há um espaço para comentários e justificativas que deverá ser preenchido somente se o respondente desejar, podendo até incluir novos parâmetros que não foram inicialmente listados e que o participante acredite serem importantes.

Contato: email: mlibanio@erh.ufmg.br – Prof. Marcelo Libânio
email: metasouza@gmail.com _ Maria Eugênia T.A. de Souza.
Telefone: (31) 3238-1004_
Av. Contorno 842-8ºandar,30110-060, Belo Horizonte-MG.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Projeto
Determinação de um índice de qualidade da água bruta (IQAB) afluente a estações de tratamento de água convencionais.

Parâmetros intervenientes na qualidade da água bruta

PARÃMETRO	INCLUIR	NÃO INCLUIR	INDECISO	PESO (0 -100)
Turbidez				
Cor Verdadeira				
E.coli				
Coliformes totais				
Coliformes termotolerantes				
Algas				
Cianobactérias				
Alcalinidade				
pH				
Dureza				
Sólidos Totais				
Sólidos Dissolvidos				
Temperatura				
Cloretos				
Amônia				
COT				
Nitratos				
Fosfatos				
Fe				
Mn				
Condutividade elétrica				

Observações a respeito de qualquer dos parâmetros citados acima ou se achar pertinente a colocação de outros:

APÊNDICE B - RESPOSTAS DO QUESTIONÁRIO DE PESQUISA DE OPINIÃO - 1ª PARTE

Part.	Turb.	Cor V.	E. coli	C.Tot.	C.Ter.	Algas	Cian.	Alcal.	pH	Dure.	S.T.	S.D.	Tem.	Clor.	Amô.	COT	Nitr.	Fosf.	Fe	Mn	C.Ele.
1	9,7	9,7		9,7	9,7	2,9	6,8		9,7	4,9	7,8			4,9	4,9		4,9	4,9	4,9	4,9	
2	10	10		15		15		10	15				10								15
3	20					10	10		5		10			15	10	10					10
4	9,6	7,7	9,6	5,8	8,7	7,7	9,6	6,7	5,8	5,8						7,7			7,7	7,7	
5			13,3	20		6,7	6,7		13,3		6,7				6,7	20			6,7		
6	8,6	6,7	9,5			7,6	9,5	6,7	6,7				7,6				7,6	7,6	6,7	6,7	8,6
7	19	19		4,8		4,8		4,8	4,8				0,95			9,5	9,5		6,7	14,3	1,9
8	8,7	8,7	5,2		6,1	6,1	6,1	4,3	7	5,2				8,7	7	4,3	5,2	5,2	6,1	6,1	
9	8,2	4,1	10,2		5,1	5,1	10,2		8,2	5,1				8,2	8,2			7,1	7,1	7,1	6,1
10	12,7	10,1	12,7					6,3			6,3			8,9	8,9		8,9		12,7	12,7	
11	11,8	14,7				5,9	17,6	2,9	11,8										17,6	17,6	
12	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	4,5	5,7	3,4	5,7		5,7	5,7	5,7	4,5	4,5	5,7	5,7	5,7	4,5	4,5	
13	7,7	7,7	7,7					7,7	7,7	7,7		7,7		7,7	7,7		7,7		7,7	7,7	7,7
14	25	25	15						12,5						10						12,5
15	37	37							22				3,7								
16	5,1	5,7	6,3	4,4	4,4	5,7	6,3	5,7	5,7	3,2	3,2	4,4	5,7	5,1	5,1	4,4	3,2	3,2	5,1	5,1	3,2
17	22,2	15,6				4,4	17,8	4,4	8,9	8,9									8,9	8,9	
18	9,5	6	9,5	9,5	9,5	7,1	7,1					2,4			4,8	6	2,4		9,5	9,5	7,1
19	9,1	9,1	9,1	4,5				4,5	4,5	4,5	4,5		4,5	9,1	4,5	4,5	9,1	9,1	4,5	4,5	
20	11,4	11,4	11,4	8	8	11,4	11,4	3,4	3,4							5,7			5,7	5,7	3,4
21	8,5	6,6	7,6	6,6		9,5	9,5	3,8	1,9	4,7	3,8		1,9	3,8	4,3	9,5	3,8	3,8	2,8	2,8	4,7
MEDIANA	9,7	9,1	9,5	6,6	7,1	6,4	9,5	4,7	7,0	5,1	6,0	5,1	5,1	8,0	6,7	6,0	5,7	5,5	6,7	6,9	7,1
MÉDIA	13,0	11,6	9,5	8,5	7,2	7,2	9,6	5,3	8,4	5,6	6,0	5,1	5,0	7,6	6,7	7,9	6,2	5,8	7,3	7,9	7,3
MIN.	5,1	4,1	5,2	4,4	4,4	2,9	5,7	2,9	1,9	3,2	3,2	2,4	1,0	3,8	4,3	4,3	2,4	3,2	2,8	2,8	1,9
MAX.	37,0	37,0	15,0	20,0	9,7	15,0	17,8	10,0	22,0	8,9	10,0	7,7	10,0	15,0	10,0	20,0	9,5	9,1	17,6	17,6	15,0
25%	8,6	6,7	7,6	5,3	5,6	5,0	6,7	3,9	5,4	4,7	4,3	3,9	3,3	5,0	4,8	5,1	4,4	4,6	5,1	5,1	4,1
75%	14,3	13,1	11,1	9,6	8,9	8,2	10,2	6,6	10,8	5,8	7,0	6,2	6,2	8,9	8,2	9,5	8,3	7,2	7,7	9,1	9,3
10%	7,5	5,7	5,9	4,5	4,9	4,5	6,2	3,4	4,3	4,2	3,6	3,0	1,6	4,4	4,5	4,4	3,2	3,6	4,5	4,5	3,2
90%	22,5	20,2	13,1	15,0	9,6	10,7	15,7	7,4	13,6	7,9	8,5	7,1	8,3	9,7	9,8	10,0	9,1	8,1	10,8	13,5	12,5

Tabela 8.1 – Pesos dados pelos painelistas divididos pelo total de pontos distribuídos.

Porcentagem de inclusão de cada parâmetro			
Parâmetro	nº de inclusões	% de inclusão	% de não inclusão
Turbidez	20	95	5
Cor Verdadeira	19	90	10
E.coli	14	67	33
Coliformes totais	11	52	48
coliformes term.	8	38	62
Algas	17	81	19
Cianobactérias	15	71	29
Alcalinidade	14	67	33
pH	18	86	14
Dureza	10	48	52
Sólidos Totais	7	33	67
Sólidos dissolvidos	4	19	81
Temperatura	7	33	67
Cloretos	11	52	48
Amônia	13	62	38
COT	12	57	43
Nitratos	12	57	43
Fosfatos	9	43	57
Fe	17	81	19
Mn	16	76	24
Cond.Elétrica	12	57	43

Tabela 8.2 – Percentagem de inclusão dos parâmetros

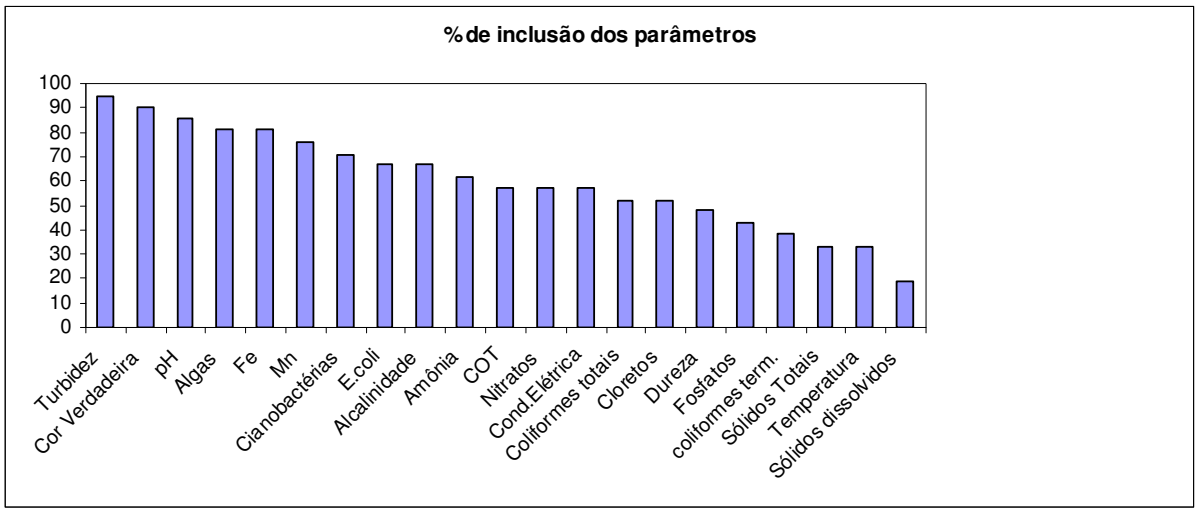
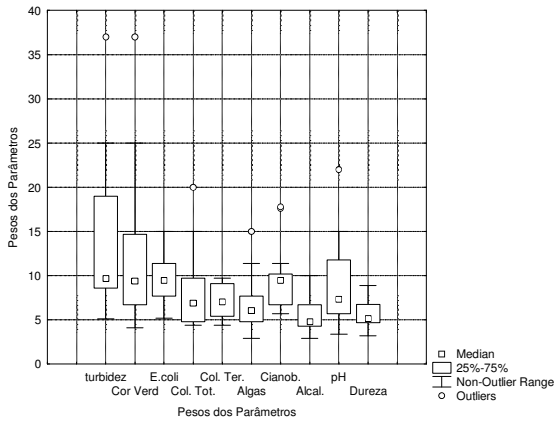
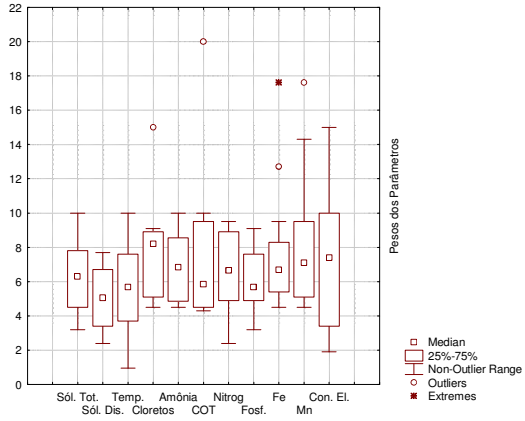


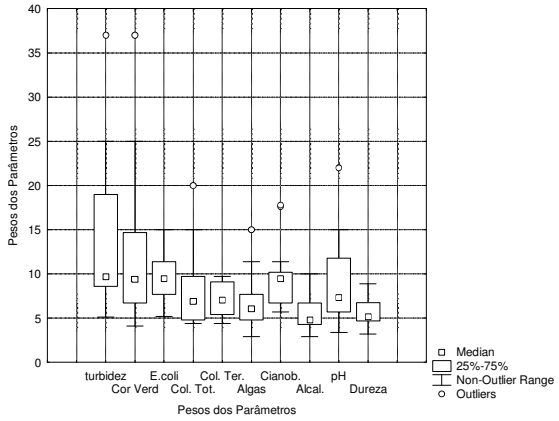
Figura 8.1 – Percentagem de inclusão dos parâmetros pelos painelistas- 1 Questionário

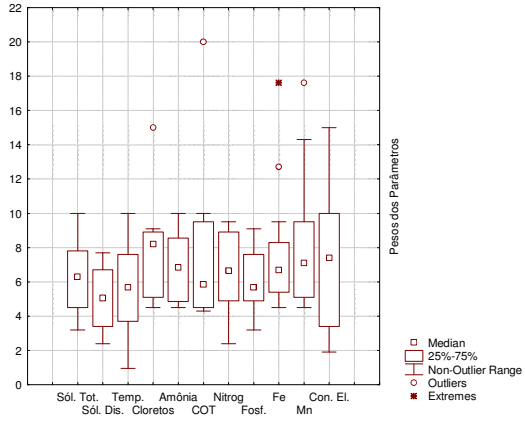
Median 25%-75% Non-Outlier Range Outliers





Median 25%-75% Non-Outlier Range Outliers





APÊNDICE C - CÓPIA DO 2º QUESTIONÁRIO ENVIADO AOS PARTICIPANTES

Introdução

O presente questionário tem como objetivo promover o *feedback* das respostas do primeiro questionário para que os participantes possam reavaliar seus pontos de vista, após conhecerem a opinião dos demais participantes. É sempre importante lembrar que o IQAB (Índice de Qualidade da Água Bruta) pretende avaliar a tratabilidade da água bruta afluente às estações convencionais de tratamento, balizando os parâmetros mais comumente monitorados na maioria das estações de tratamento brasileiras.

No primeiro questionário foram analisadas as inclusões, não-inclusões e indecisões quanto aos parâmetros, bem como os pesos atribuídos a cada um. Foram acatadas praticamente todas as sugestões e observações destacadas por alguns participantes. A partir daí foram tabeladas as percentagens de inclusão de cada parâmetro, calculadas as médias para os pesos atribuídos aos parâmetros para serem reavalidas pelos especialistas neste 2º questionário. Desta forma, os participantes poderão, após a análise deste, modificar ou não suas respostas anteriores se acharem necessário.

Para a elaboração das inferências estatísticas para a caracterização quantitativa dos pesos dos parâmetros foram convertidos os valores para unificar as grandezas, visto que os participantes pontuaram os parâmetros não se preocupando com totalizações. Foram tomados os pesos de cada parâmetro conferidos por cada especialista em relação ao total de pontos distribuídos por ele. A soma de todos os pesos distribuídos por cada especialista totalizou 100 pontos. Neste 2° questionário os participantes podem atribuir os novos pesos de até 100 pontos sem se preocuparem que a totalização atinja este valor, como no primeiro questionário.

Instruções para o preenchimento do 2º questionário

Nesta 2ª parte os participantes deverão reavaliar o peso de cada parâmetro incluído, podendo atribuir novo valor, se achar necessário, e ainda escolher dentre os 21 parâmetros 8 parâmetros que considerem mais relevantes, em estações convencionais de tratamento no Brasil. Na tabela que se segue, as colunas contemplam:

i) a percentagem de inclusão dos parâmetros;

ii) as médias dos pesos atribuídos no 1° questionário pelo grupo;

iii) as medianas dos pesos atribuídos no 1° questionário pelo grupo;

iv) o peso atribuído pelo participante no 1° questionário (P1);

v) o novo peso (P2);

vi) a escolha dos 8 principais parâmetros selecionados;

vii) e, por fim, o peso (%) que as características da água bruta representa para a qualidade da água tratada (na realidade o somatório entre as características da água bruta e a qualidade do tratamento). Para esta última coluna, a qualidade da água tratada deve-se fundamentar em turbidez efluente menor que 0,5 uT e ausência de coliformes totais. Novamente, ao final há um espaço para comentários e justificativas.

Lembramos que após o término do processo, todos os participantes receberão um relatório com os resultados finais da pesquisa de opinião.

Contato: email: mlibanio@ehr.ufmg.br – Prof. Marcelo Libânio
email: metasouza@gmail.com _ Maria Eugênia T.A. de Souza.
Telefone: (31) 3238-1004_
Av. Contorno 842-8ºandar, 30110-060, Belo Horizonte-MG.

Parâmetros intervenientes na qualidade da água bruta

PARÂMETRO	% DE INCLUSÃO * ORDEM DECRESCENTE	MÉDIA DOS PESOS	MEDIANA DOS PESOS	PESO ATRIBUÍDO (P1)	PESO (P2)	RELAÇÃO DOS 8 PARÂMETROS PRINCIPAIS	PESO (%) DAS CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA BRUTA NA QUALIDADE DA ÁGUA TRATADA
Turbidez	95	13,0	9,7				
Cor Verdadeira	90	11,6	9,1				
E. coli	67	9,5	9,5				
Coliformes totais	52	8,5	6,6				
Coliformes termotolerantes	38	7,2	7,1				
Algas	81	7,2	6,4				
Cianobactérias	71	9,6	9,5				
Alcalinidade	67	5,3	4,7				
pH	86	8,4	7,0				
Dureza	48	5,6	5,1				
Sólidos totais	33	6,0	6,0				
Sólidos Dissolvidos	19	5,1	5,1				
Temperatura	33	5,0	5,1				
Cloretos	52	7,6	8,0				
Amônia	62	6,7	6,7				
COT	57	7,9	6,0				
Nitratos	57	6,2	5,7				
Fosfatos	43	5,8	5,5				
Fe	81	7,3	6,7				
Mn	76	7,9	6,9				
Condutividade elétrica	57	7,3	7,1				

*** Turbidez – 95% Cor Verdadeira – 90% pH – 86% Algas – 81% Fe – 81% Mn – 76% Cianobactérias – 71% E. coli – 67% Alcalinidade – 67% Amônia – 62% COT – 57% Nitratos – 57% Cond. Elétrica – 57% Coliformes Totais – 52% Cloretos – 52% Dureza – 48% Fosfatos – 43% Coliformes Term. – 38% Sólidos Totais – 33% Temperatura – 33%**

Observações a respeito de qualquer dos parâmetros citados acima ou se achar pertinente a colocação de outros:

APÊNDICE D - RESPOSTAS DO QUESTIONÁRIO DE OPINIÃO – 2ª PARTE

Part.	Turb.	Cor V.	E. coli	C.Tot.	C.Ter.	Algas	Cian.	Alcal.	pH	Dure.	S.T.	S.D.	Tem.	Clor.	Amô.	COT	Nitr.	Fosf.	Fe	Mn	C.Ele.
1	5,8	4,5	6,5	5,8	5,8	6,5		4,5	5,2	3,9	4,5	3,9	5,2	4,5	4,5	3,9	5,2	5,2	4,5	4,5	5,2
2	16,7	11,1	16,7					11,1	16,7				11,1								16,7
3	9,1	9,1	9,1	4,5				4,5	4,5	4,5	4,5		4,5	9,1	4,5	4,5	9,1	9,1	4,5	4,5	
4	22,7	22,7	13,6			6,8			13,6						9,1						11,4
5	10,1	9,1	10,1	6,1	7,1	8,1	9,1	6,1	7,1	6,1						7,1			7,1	7,1	
6	10,1	6,1	10,1		5,1	5,1	10,1		8,1	5,1				7,1	7,1			6,1	7,1	7,1	6,1
7	7,5	7,1	4,5	4,5	4,5	5,6	5,2	4,5	6	4,5	2,2	2,2	2,2	6	6	3,7	4,5	4,5	5,2	5,2	4,5
8	10,9	10,9	7,9			1	5,9	4	6,9	5,9			1	5,9	5,9	5	6,9	6,9	6,9	6,9	1
9	21,1	15,8		10,5		10,5		5,3								5,3	5,3		10,5	10,5	5,3
10	16,7	11,1		5,6	5,6	5,6		11,1	5,6	5,6	5,6	11,1			11,1	5,6					
11	9,2	7,3	7,3	6,4		8,3	8,3	5,5	4,6	3,7	3,7		1,8	3,7	4,6	4,6	3,7	3,7	4,6	4,6	4,6
12	8,3	8,3	8,3	5	5	5,8	8,3	4,1	5,8	4,1	2,5	2,5	4,1	2,5	2,5	5,8	2,5	2,5	5	5	2,5
13	22,7	22,7				6,8		13,6	13,6				6,8						6,8	6,8	
14	20					10	10		5		10			15	10	10					10
15	19	14,3		19		9,5			14,3		14,3								4,8	4,8	
16	22,2	15,6				13,3	17,8	4,4	8,9										8,9	8,9	
17	5,2	5,9	6,5	4,6	4,6	5,9	6,5	5,9	5,9	2,6	3,3	3,3	5,9	4,6	4,6	4,6	3,3	3,3	5,2	5,2	3,3
18	12	10,8	12				9,6	6	9,6		6			8,4	8,4				8,4	8,4	
MEDIANA	11,5	10,8	8,7	5,7	5,1	6,8	8,7	5,4	6,9	4,5	4,5	3,3	4,5	6,0	6,0	5,0	4,9	4,9	6,0	6,0	5,2
MÉDIA	13,9	11,3	9,4	7,2	5,4	7,3	9,1	6,5	8,3	4,6	5,7	4,6	4,7	6,7	6,5	5,5	5,1	5,2	6,4	6,4	6,4
MIN.	5,2	4,5	4,5	4,5	4,5	1	5,2	4	4,5	2,6	2,2	2,2	1	2,5	2,5	3,7	2,5	2,5	4,5	4,5	1
MAX.	22,7	22,7	16,7	19	7,1	13,3	17,8	13,6	16,7	6,1	14,3	11,1	11,1	15	11,1	10	9,1	9,1	10,5	10,5	16,7
25%	9,1	7,3	7,1	4,7	4,8	5,7	7,0	4,5	5,6	4,0	3,4	2,5	2,2	4,5	4,6	4,6	3,6	3,6	4,9	4,9	3,9
75%	19,8	14,3	10,6	6,3	5,7	8,9	9,9	6,1	9,6	5,5	5,9	3,9	5,9	8,1	8,6	5,7	5,7	6,3	7,1	7,1	8,1
10%	7,0	6,0	6,5	4,5	4,6	5,3	5,8	4,2	4,8	3,6	2,5	2,3	1,6	3,6	4,5	3,9	3,1	3,1	4,5	4,5	2,5
90%	22,4	18,6	13,4	11,4	6,3	10,3	10,9	11,1	13,9	5,9	10,4	8,2	7,7	9,7	9,9	7,1	7,6	7,6	8,8	8,8	11,4

Tabela 8.3- Pesos dos Parâmetros Q2

% de inclusão Q2	
Parâmetro	% de inclusão
Turb.	100
Cor Verd.	94
pH	94
Algas	78
Fe	78
Mn	72
Alcal.	72
Cian.	67
C. Totais	61
E.coli	56
Temp.	56
COT	56
C. Elet.	56
Dure.	56
S. Totais	56
Cloretos	56
Amônia	56
Nit.	39
Fosf.	39
C. Term.	33
S.D.	28

Tabela 8.4 - de % de inclusão dos parâmetros Q2

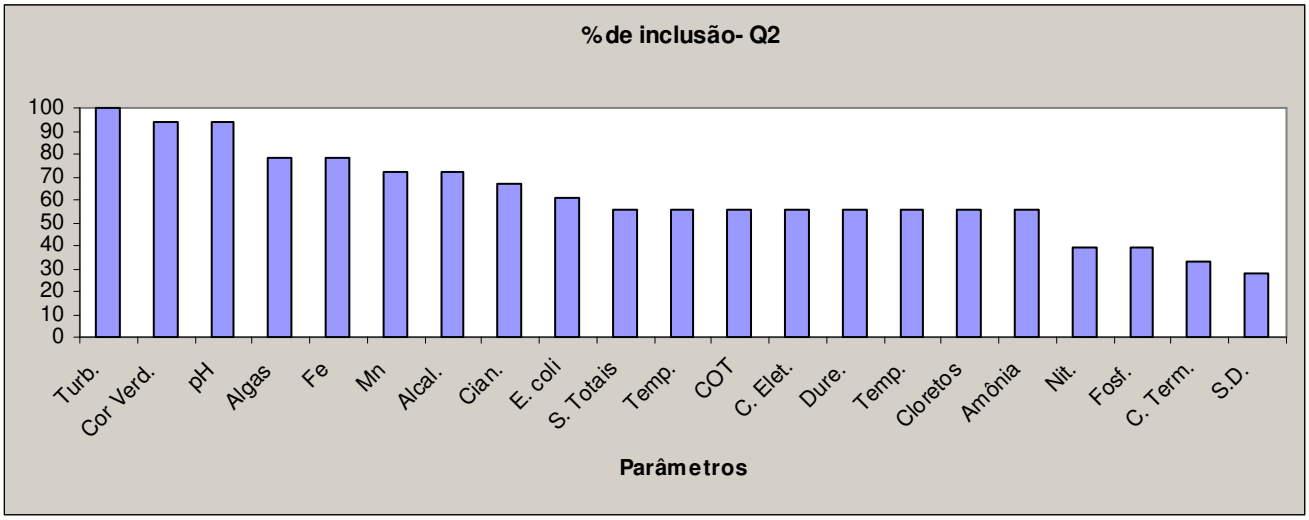


Figura 8.2 -Percentagem de inclusão dos parâmetros Q2

Parâmetro	Mediana	Med.Acu.
turbidez	8,8	8,8
Cor V.	8,3	17,1
E.coli	6,7	23,8
Cianobact.	6,7	30,5
pH	5,3	35,8
Algas	5,2	41,0
Coloretos	4,6	45,6
Amônia	4,6	50,2
Fe	4,6	54,8
Mn	4,6	59,4
C. Tot.	4,4	63,8
Alc.	4,1	67,9
C. Elet.	4,0	71,9
C. Term.	3,9	75,8
COT	3,8	79,6
Nit.	3,7	83,3
Fosf.	3,7	87,0
Dureza	3,5	90,5
S. Totais	3,5	94,0
Temp.	3,5	97,5
S. Disolv.	2,5	100,0

Tabela 8.5 - Mediana Acumulada dos Pesos Q2

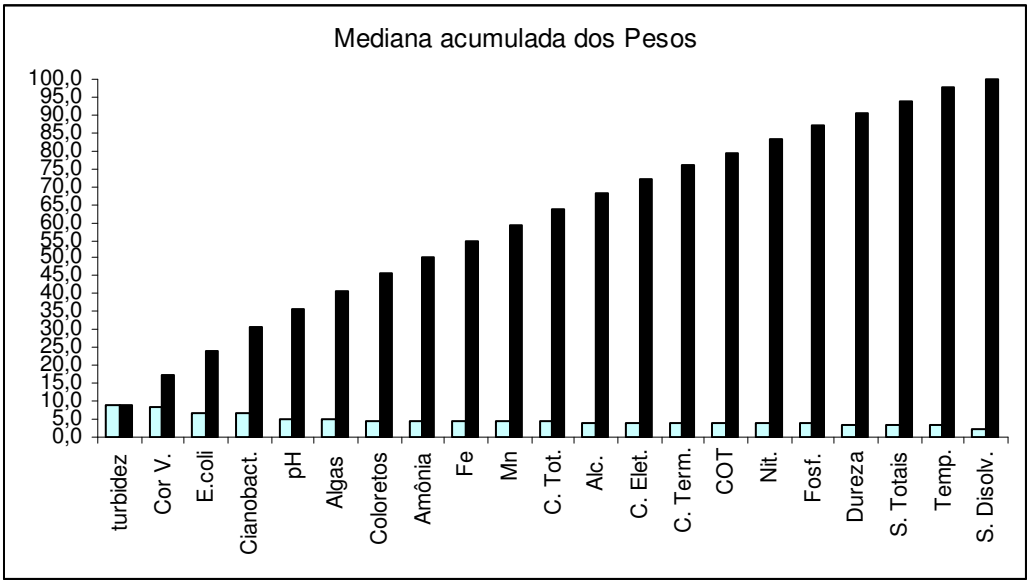


Figura – 8.3 Mediana Acumulada dos Pesos Q2.

APÊNDICE E - DESENVOLVIMENTO DOS PESOS FINAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS

Tabela 8.6 Mediana dos pesos 8 principais parâmetros incluídos no IQAB

Parâmetro	Mediana do Peso	% de Inclusão	Peso x % de inclusão	Peso Final
Turbidez	11,5	1,00	11,5	0,22
Cor Verdadeira	10,8	0,94	10,15	0,19
E. coli	8,7	0,56	4,87	0,09
Cianobactérias	8,7	0,67	5,83	0,11
pH	6,9	0,94	6,50	0,12
Algas	6,8	0,78	5,30	0,10
Fe	6	0,78	4,68	0,09
Mn	6	0,72	4,32	0,08
Somatório			53,15	1,00

APÊNDICE F - COMPARAÇÃO DAS RESPOSTAS DOS 2 QUESTIONÁRIOS PELO TESTE DE WILCOXON (ESTATÍSTICA 6)

Wilcoxon Matched Pairs Test - Marked tests are significant at p <,05000
Nonparametrics

Turb & Turb	17	71,00000	0,260360	0,794587
Cor verd. & Cor verd.	15	52,00000	0,454369	0,649563
E.coli & E.coli	6	5,000000	1,153113	0,248865
C.Tot. & C.Tot.	4	0,00	1,825742	0,067890
Algas & Algas	11	18,00000	1,333663	0,182315
Cian & Cian	8	14,00000	0,560112	0,575403
Alcal. & Alcal.	9	8,000000	1,717812	0,085832
pH & pH	15	49,50000	0,596360	0,550935
Dur & Dur	3	1,000000	1,069045	0,285050
ST & ST	4	0,00	1,825742	0,067890
T & T	3	3,000000	0,00	1,000000
Cl & Cl	4	0,00	1,825742	0,067890
NH3 & NH3	7	9,000000	0,314485	0,753153
COT & COT	5	3,000000	1,213560	0,224917
N & N	4	3,000000	0,730297	0,465209
P & P	4	4,000000	0,365148	0,715001
Fe & Fe	12	33,00000	0,470679	0,637870
Mn & Mn	11	24,50000	0,755742	0,449804
Cond & Cond	5	7,000000	0,134840	0,892738

APÊNDICE G - TABELAS RELATIVAS AOS CRITÉRIOS DE PONTUAÇÃO

Tabela 8.7 – Pontuação do Parâmetro Turbidez

TURBIDEZ	PONTUAÇÃO
300	33
250	35
200	40
150	50
100	60
60	75
40	80
20	85
10	90
0	100

Tabela 8.8– Pontuação do Parâmetro Cor Verdadeira

Cor Verdadeira (uC)	Pontuação
0	100
10	95
15	90
20	85
25	80
35	75
40	70
50	65
60	60
70	55
75	50
80	45
90	40
100	35
120	30

Tabela 8.9 - Pontuação do parâmetro *E. coli*

E. coli (NMP/100mL)	Pontuação
0	100
1	80
2	50
3	30
4	1

Tabela 8.10 - Critério de pontuação para pH

Valores de pH	Pontuação IQAB
2	30
2,5	35
3	40
3,5	45
4	50
4,5	55
5	60
5,5	70
6	80
6,5	90
7	100
7,5	90
8	85
8,5	80
9	70
9,5	60
10	50
10,5	30
11	15
11,5	5
12	1

Tabela 8.11 – Pontuação para o parâmetro Cianobactérias

Conc.Cianob. (cél/mL)	Pontuação IQAB
1,0E+00	100
1,0E+01	90
1,0E+02	80
1,0E+03	60
1,0E+04	50
1,0E+05	10
1,0E+06	1

Tabela 8.12 - Pontuação para o parâmetro Algas (Conc. de clorofila a

Concentração de Algas – clorolila<u>a</u> (µg/L)	Pontuação IQAB
1	100
3	90
10	80
20	60
40	40
60	20
80	10
100	1

Tabela 8.13- Pontuação para o parâmetro Algas (Nº de cel./ml)

Algas(Nº de cel./ml)	Pontuação IQAB
1,00E+00	100
1,00E+01	95
1,00E+02	90
1,00E+03	70
1,00E+04	60
1,00E+05	20
1,00E+06	5
1,00E+07	1

Tabela 8.14- Pontuação para o para o parâmetro Fe

Conc. Fe (mg/L)	Pontuação IQAB
0,0	100
0,1	90
0,2	80
0,3	70
0,4	60
0,5	50
1,0	40
1,3	30
1,5	25
1,7	20
2,0	15
2,5	12
3,0	10
3,5	5
4,0	1

Tabela 8.15 – Pontuação para o parâmetro Mn

Conc. Mn (mg/L)	Pontuação IQAB
0,00	100
0,01	90
0,02	80
0,05	70
0,10	60
0,12	50
0,15	40
0,20	30
0,30	20
0,50	10
1,00	1