

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

Gabriela Rodrigues Barroso

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DE ESTAÇÕES CONVENCIONAIS DE
TRATAMENTO DE ÁGUA DE DISTINTOS PORTES, OPERANDO EM ESCALA
REAL**

Belo Horizonte

2020

Gabriela Rodrigues Barroso

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DE ESTAÇÕES CONVENCIONAIS DE
TRATAMENTO DE ÁGUA DE DISTINTOS PORTES, OPERANDO EM ESCALA
REAL**

Versão Final

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

Orientadora: Prof. Dra. Sílvia Maria Alves
Corrêa Oliveira

Belo Horizonte

2020

B277a	<p>Barroso, Gabriela Rodrigues. Análise do desempenho de estações convencionas de tratamento de água de distintos portes, operando em escala real [recurso eletrônico] / Gabriela Rodrigues Barroso. – 2020. 1 recurso online (178 f. : il., color.) : pdf.</p> <p>Orientadora: Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira.</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.</p> <p>Apêndices: f. 147-178. Bibliografia: f. 134-146. Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.</p> <p>1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Água – Estações de tratamento – Teses. 3. Água – Purificação – Teses. 4. Estatística - Análise - Teses. I. Oliveira, Sílvia Maria Alves Corrêa. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 628(043)</p>
-------	---

FOLHA DE APROVAÇÃO

Análise do Desempenho de Estações Convencionais de Tratamento de Água de
Distintos Portes, Operando em Escala Real

GABRIELA RODRIGUES BARROSO

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:



Prof. SILVIA MARIA ALVES CORRÊA OLIVEIRA



Profa MIRIAM CRISTINA SANTOS AMARAL MORA VIA

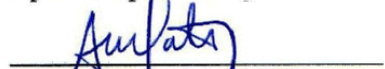


Prof. CRISTIANO CHRISTOFARO MATOSINHOS




Profa LYDA PATRICIA SABOGAL PAZ

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH


Prof. Antonio Teixeira de Matos
Coordenador

Versão Final aprovada por


Prof. Silvia Maria Alves Corrêa Oliveira
ORIENTADORA

Belo Horizonte, 06 de março de 2020.

AGRADECIMENTOS

A professora Sílvia, agradeço imensamente pela orientação, apoio, sugestões e ensinamentos ao longo de todo mestrado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de pesquisa a mim concedida.

Aos meus colegas do Grupo de Estudos para Tratamento Estatístico de Dados Ambientais - GETEDA, especialmente a Lívia, Josi, Marina e Ana, pelas discussões sempre enriquecedoras, fundamentais para a concretização deste trabalho. Agradeço também pela convivência amigável e pelos momentos de descontração, que tornaram essa jornada mais leve.

Aos professores do programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, pela oportunidade e excelência do ensino.

Aos membros da banca examinadora, por terem aceitado avaliar esta dissertação e por todas as contribuições.

Aos meus pais, a minha irmã e ao meu namorado, pela compreensão nos momentos de ausência, pela paciência nos momentos de estresse e por sempre acreditarem no meu potencial.

RESUMO

As estações de tratamento de água (ETAs) têm papel fundamental na potabilização da água a ser distribuída para a população, minimizando os riscos à saúde pública decorrentes do consumo de água com qualidade imprópria. No Brasil, a maioria das ETAs empregam o tratamento convencional. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo analisar o desempenho de estações convencionais de tratamento de água de distintos portes em operação no Brasil, em escala real, por meio de técnicas estatísticas. Para isso, foram analisadas 21 estações considerando dados diários de monitoramento, compreendidos no período de janeiro de 2012 a dezembro de 2016. Os parâmetros de qualidade da água selecionados para análise foram: turbidez e cor aparente da água bruta, decantada e tratada; pH da água bruta e da água tratada; e concentrações de cloro e flúor da água tratada. Além disso, foram obtidas as informações de vazão e de dosagem de coagulantes das ETAs. Testes não paramétricos e análise de confiabilidade foram empregados para avaliar o desempenho das ETAs individualmente e por porte. No geral, os resultados indicaram melhor desempenho das estações de grande porte em termos da qualidade da água tratada em relação às estações de pequeno e médio portes, o que pode estar relacionado a melhores condições operacionais. O percentual de atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro para os parâmetros cor aparente, pH, cloro e flúor foi de 100% para a maioria das ETAs analisadas, enquanto que o padrão de turbidez foi atendido com êxito em apenas 10 estações. A análise de confiabilidade também indicou desempenho superior das ETAs de grande porte, uma vez que mantendo as mesmas condições de operação, tais ETAs alcançariam maiores percentuais de atendimento aos padrões de turbidez em relação às ETAs dos demais portes. Entretanto, a maioria das estações, independente do porte, mostraram dificuldade em atender padrões de potabilidade mais restritivos já adotados em outros países, o que denota a importância de uma avaliação contínua e aprofundada dos dados de monitoramento assim como das condições de projeto e operação das estações visando a proposição de melhorias.

Palavras-chave: Estação de tratamento de água. Tratamento convencional. Padrões de potabilidade. Análises estatísticas. Confiabilidade.

ABSTRACT

Water treatment plants (WTPs) are extremely important for the potabilization of water to be distributed to the population, minimizing the public health risks from the consumption of water with improper quality. In Brazil, most WTPs use conventional treatment. In this context, the present work aims to analyze the performance of conventional water treatment plants of different sizes operating in Brazil, in real scale, using statistical techniques. In this research, 21 plants were analyzed considering daily monitoring data, from January 2012 to December 2016. The water quality parameters selected for analysis were: turbidity and apparent color of raw, decanted and treated water; pH of raw water and treated water; chlorine and fluorine concentrations of treated water. In addition, information of flow and coagulant dosage from the WTPs was obtained. Nonparametric tests and reliability analysis were employed to evaluate the performance of the WTPs individually and by size. In general, the results indicated better performance of large plants in terms of treated water quality compared to small and medium plants, which may be related to better operating conditions. The percentage of compliance of the Brazilian potability standard for apparent color, pH, chlorine and fluorine was 100% for most of the analyzed WTPs, while the turbidity standard was successfully met in only 10 plants. The reliability analysis also indicated better performance of large WTPs, since maintaining the same operating conditions, these WTPs can reach higher percentages of compliance to turbidity standards than the other sizes WTPs. However, most plants, independent of size, showed difficulty in meeting more restrictive potability standards already adopted in other countries, which indicates the importance of continuous and thorough evaluation of monitoring data as well as the design and operation conditions of the plants aiming to propose improvements.

Keywords: Water treatment plant. Conventional treatment. Potability standards. Statistical analysis. Reliability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Esquema das principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano	24
Figura 4.1 - Fluxograma das etapas metodológicas do trabalho	49
Figura 4.2 - Fluxograma das etapas empregadas na análise de tendência temporal	63
Figura 5.1 - <i>Normal Probability Plot</i> dos parâmetros da ETA21-G	71
Figura 5.2 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro da turbidez da água bruta das estações de tratamento de água analisadas	72
Figura 5.3 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro turbidez da água bruta das estações de tratamento de água em função do porte.....	73
Figura 5.4 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro turbidez da água decantada das estações de tratamento de água analisadas	74
Figura 5.5 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro turbidez da água decantada das estações de tratamento de água em função do porte.....	76
Figura 5.6 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro turbidez da água tratada das estações de tratamento de água analisadas	76
Figura 5.7 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro turbidez da água tratada das estações de tratamento de água em função do porte.....	79
Figura 5.8 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro cor aparente da água bruta das estações de tratamento de água analisadas	80
Figura 5.9 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro cor aparente da água bruta das estações de tratamento de água em função do porte.....	81
Figura 5.10 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro cor aparente da água decantada das estações de tratamento de água analisadas	81
Figura 5.11 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro cor aparente da água decantada das estações de tratamento de água em função do porte.....	82
Figura 5.12 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro cor aparente da água tratada das estações de tratamento de água analisadas	83
Figura 5.13 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro cor aparente da água tratada das estações de tratamento de água em função do porte.....	84
Figura 5.14 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro pH da água bruta das estações de tratamento de água analisadas.....	85

Figura 5.15 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro pH da água bruta das estações de tratamento de água em função do porte	86
Figura 5.16 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro pH da água tratada das estações de tratamento de água analisadas.....	86
Figura 5.17 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro pH da água tratada das estações de tratamento de água em função do porte	87
Figura 5.18 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro cloro da água tratada das estações de tratamento de água analisadas	88
Figura 5.19 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro cloro da água tratada das estações de tratamento de água em função do porte.....	89
Figura 5.20 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro flúor da água tratada das estações de tratamento de água analisadas	90
Figura 5.21 - <i>Box-whisker</i> do parâmetro flúor da água tratada das estações de tratamento de água em função do porte.....	90
Figura 5.22 - <i>Box-whisker</i> da eficiência de remoção do parâmetro turbidez após a etapa de clarificação.....	91
Figura 5.23 - <i>Box-whisker</i> da eficiência de remoção do parâmetro cor aparente após a etapa de clarificação.....	92
Figura 5.24 - <i>Box-whisker</i> da eficiência de remoção do parâmetro turbidez após a etapa de filtração.....	94
Figura 5.25 - <i>Box-whisker</i> da eficiência de remoção do parâmetro cor aparente após a filtração	95
Figura 5.26 - <i>Box-whisker</i> da eficiência global de remoção do parâmetro turbidez	97
Figura 5.27 - <i>Box-whisker</i> da eficiência global de remoção do parâmetro cor aparente.....	98
Figura 5.28 - Percentis de atendimento ao padrão de 0,5 uT para as ETAs em função do porte	108
Figura 5.29 - Percentual de atendimento das estações de tratamento de água analisadas ao padrão de potabilidade brasileiro para turbidez de 0,5 uT no ano de 2012.....	110
Figura 5.30 - Percentual de atendimento das estações de tratamento de água analisadas ao padrão de potabilidade brasileiro para turbidez de 0,5 uT no ano de 2013.....	111
Figura 5.31 - Percentual de atendimento das estações de tratamento de água analisadas ao padrão de potabilidade brasileiro para turbidez de 0,5 uT no ano de 2014.....	111

Figura 5.32 - Percentual de atendimento das estações de tratamento de água analisadas ao padrão de potabilidade brasileiro para turbidez de 0,5 uT no ano de 2015.....	112
Figura 5.33 - Percentual de atendimento das estações de tratamento de água analisadas ao padrão de potabilidade brasileiro para turbidez de 0,5 uT no ano de 2016.....	113
Figura 5.34 - Distribuição dos dados de turbidez da água tratada e resultado do teste de aderência à distribuição lognormal das estações ETA08-P e ETA11-M	114
Figura 5.35 - Valores médios de turbidez necessários para alcance dos padrões e as médias efetivamente observadas (Obs.) nas estações ($1 - \alpha = 95\%$)	117
Figura 5.36 - Variação do Percentual esperado de atendimento aos padrões de turbidez, estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 e pela USEPA - ($1 - \alpha = 95\%$).....	119
Figura 5.37 - Percentual de atendimento esperado e efetivamente observado em 2016 para os padrões de turbidez de 0,1 uT, 0,3 uT, 0,5 uT e 1,0 uT - ($1 - \alpha = 95\%$).....	120
Figura 5.38 - Coeficientes de variação (CV) e de confiabilidade (CDC), considerando o porte das estações.....	121
Figura 5.39 - Valores médios de turbidez da água tratada necessários para o alcance dos padrões estabelecidos para o nível de confiabilidade ($1 - \alpha$) de 95%, considerando o porte das estações.....	121
Figura 5.40 - Percentual de valores iguais ou menores ao atendimento esperado aos padrões de turbidez, considerando o porte das estações (nível de confiabilidade de 95%)	123
Figura 5.41 - Percentual de atendimento esperado e efetivamente observado para os padrões de turbidez de 0,1 uT, 0,3 uT, 0,5 uT e 1,0 uT, considerando o porte das estações - ($1 - \alpha = 95\%$)	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Indicação da tecnologia de tratamento em função dos parâmetros de qualidade da água bruta	25
Tabela 3.2 - Seleção da tecnologia de tratamento de água segundo a frequência de ocorrência dos parâmetros turbidez e cor	26
Tabela 3.3 - Principais coagulantes utilizados em ETAs	29
Tabela 3.4 - Pesquisas que analisaram o desempenho de estações de tratamento de água por meio de ferramentas estatísticas	40
Tabela 4.1 - Características das estações de tratamento de água.....	51
Tabela 4.2 - Padrão de potabilidade estabelecido na Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para os parâmetros de qualidade da água considerados no estudo ⁽¹⁾	56
Tabela 4.3 - Tabela de contingência (3x2) para os valores observados de violação	57
Tabela 4.4 - Tabela de contingência (3x2) para os valores esperados de violação	57
Tabela 5.1 - Número de dados analisados por estação de tratamento de água e por parâmetro	65
Tabela 5.2 - Número de dados analisados por porte das estações e por parâmetro.....	66
Tabela 5.3 - Faixas de vazões de água tratada, porte e capacidade de atendimento populacional das ETAs analisadas	67
Tabela 5.4 - Número de dados faltantes por estação de tratamento de água e por parâmetro.	68
Tabela 5.5 - Número de <i>outliers</i> identificados por estação de tratamento de água e por parâmetro	69
Tabela 5.6 - Tipos e dosagens de coagulantes (mg/L) empregados nas estações de tratamento de água analisadas	100
Tabela 5.7 - Coeficientes de correlação de <i>Spearman</i> (r_s) para os valores de dosagem de coagulante, turbidez da água bruta, da água decantada e da água tratada ($\alpha = 0,05$).....	102
Tabela 5.8 - Percentuais de atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro estabelecido na Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para os parâmetros de qualidade da água considerados no estudo.....	106
Tabela 5.9 - Tabela de contingência (3x2) para os valores observados de violação/não violação ao padrão de 0,5 uT	109
Tabela 5.10 - Tabela de contingência (3x2) para os valores esperados de violação/não violação ao padrão de 0,5 uT	109

Tabela 5.11 - Razões de chance de violação ao padrão de turbidez de 0,5 uT em função do porte das estações, com 95% de confiança.....	109
Tabela 5.12 - Valores dos coeficientes de variação (CV) e de confiabilidade (CDC) da turbidez da água tratada das 21 estações para o nível de confiabilidade (1- α) de 95%.....	115
Tabela 5.13 - Valores médios de turbidez da água tratada necessários para alcance dos padrões estabelecidos para o nível de confiabilidade (1- α) de 95%	116
Tabela 5.14 - Percentual esperado de atendimento aos padrões de turbidez da água tratada estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 e pela USEPA para o nível de confiabilidade (1- α) de 95%	118
Tabela 5.15 - Percentual de estações de tratamento de água com turbidez média menor ou igual aos valores necessários para alcance dos padrões de potabilidade.....	122
Tabela 5.16 - Resultados das análises de tendência temporal da turbidez da água bruta das 21 estações de tratamento de água estudadas - período de 2012 a 2016	126
Tabela 5.17 - Resultados das análises de tendência temporal da cor aparente da água bruta das 21 estações de tratamento de água estudadas - período de 2012 a 2016.....	128

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

α	Nível de significância
AB	Água bruta
AD	Água decantada
AHAs	Ácidos haloacéticos
AIQ	Amplitude interquartis
AT	Água tratada
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
CA	Coefficiente de assimetria
CC	Ciclo completo
CDC	Coefficiente de confiabilidade
Cl	Cloro
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
CV	Coefficiente de variação
DF	Dupla filtração
DP	Desvio-padrão
EP	Erro padrão
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
ETA	Estação de Tratamento de Água
EUA	Estados Unidos da América
FAC	Função de Autocorrelação
FDA	Filtração direta ascendente
FDD	Filtração direta descendente
FF	Floto-filtração
FiME	Filtração em múltiplas etapas
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQETA	Índice de Qualidade de Estações de Tratamento de Água
KW	<i>Kruskal-Wallis</i>
L/s	Litros por segundo

mg/L	Miligrama por litro
MK	<i>Mann-Kendall</i>
MON	Matéria orgânica natural
NMP	Número mais provável
NTU	<i>Nephelometric Turbidity Unit</i>
OMS	Organização Mundial de Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
pH	Potencial hidrogeniônico
QMRA	<i>Quantitative Microbial Risk Assessment</i>
RC	Razão de chances
Rs	Coefficiente de correlação de <i>Spearman</i>
SMK	Sazonal de <i>Mann-Kendall</i>
THMs	Trihalometanos
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
uH	Unidade Hazen
UNESCO	<i>United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization</i>
UPA	Unidade padrão de área
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
uT	Unidade de turbidez
WHO	<i>World Health Organization</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
2	OBJETIVOS.....	18
2.1	OBJETIVO GERAL	18
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
3	REVISÃO DA LITERATURA.....	19
3.1	QUALIDADE DA ÁGUA PARA ABASTECIMENTO HUMANO.....	19
3.2	TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO HUMANO	20
3.3	TRATAMENTO DE ÁGUA CONVENCIONAL COM DECANTAÇÃO	26
3.3.1	<i>Coagulação.....</i>	<i>27</i>
3.3.2	<i>Floculação.....</i>	<i>30</i>
3.3.3	<i>Decantação.....</i>	<i>30</i>
3.3.4	<i>Filtração.....</i>	<i>32</i>
3.3.5	<i>Desinfecção.....</i>	<i>33</i>
3.3.6	<i>Fluoretação.....</i>	<i>35</i>
3.4	ANÁLISE DE DESEMPENHO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	36
3.5	EMPREGO DE ANÁLISES ESTATÍSTICAS PARA AVALIAR O DESEMPENHO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	38
3.6	ANÁLISES DE TENDÊNCIAS TEMPORAIS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA	45
4	METODOLOGIA.....	48
4.1	DESCRIÇÃO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA	49
4.2	LEVANTAMENTO E SISTEMATIZAÇÃO DOS DADOS DE MONITORAMENTO.....	51
4.3	ESTATÍSTICA PRELIMINAR.....	53
4.4	ESTATÍSTICA DESCRITIVA	53
4.5	TESTES DE NORMALIDADE	54
4.6	ANÁLISE DE DESEMPENHO DAS ETAS.....	54
4.6.1	<i>Comparação da qualidade da água bruta, decantada e tratada</i>	<i>54</i>
4.6.2	<i>Comparação das eficiências de remoção de turbidez e cor aparente</i>	<i>55</i>
4.6.3	<i>Relação entre a dosagem de coagulante e os valores de turbidez da água bruta, da água decantada e da água tratada</i>	<i>55</i>
4.6.4	<i>Atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro</i>	<i>56</i>
4.6.5	<i>Análise de confiabilidade das estações de tratamento de água.....</i>	<i>59</i>
4.7	ANÁLISE DE TENDÊNCIA TEMPORAL DOS PARÂMETROS TURBIDEZ E COR APARENTE DA ÁGUA BRUTA	62
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	65
5.1	ANÁLISES ESTATÍSTICAS PRELIMINAR E DESCRITIVA	65
5.2	ANÁLISE DE DESEMPENHO DAS ETAS.....	71
5.2.1	<i>Comparação da qualidade da água bruta, decantada e tratada</i>	<i>71</i>
5.2.1.1	<i>Turbidez</i>	<i>72</i>
5.2.1.2	<i>Cor aparente</i>	<i>79</i>
5.2.1.3	<i>pH.....</i>	<i>84</i>
5.2.1.4	<i>Cloro.....</i>	<i>88</i>
5.2.1.5	<i>Flúor.....</i>	<i>89</i>
5.2.2	<i>Comparação das eficiências de remoção de turbidez e cor aparente</i>	<i>91</i>
5.2.2.1	<i>Eficiência de remoção de turbidez e cor aparente na etapa de Clarificação.....</i>	<i>91</i>
5.2.2.2	<i>Eficiência de remoção de turbidez e cor aparente na etapa de Filtração.....</i>	<i>94</i>
5.2.2.3	<i>Eficiência de remoção global de turbidez e cor aparente.....</i>	<i>97</i>
5.2.3	<i>Relação entre a dosagem de coagulante e os valores de turbidez da água bruta, da água decantada e da água tratada</i>	<i>99</i>
5.2.4	<i>Atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro</i>	<i>105</i>
5.2.5	<i>Análise de confiabilidade das estações de tratamento de água.....</i>	<i>114</i>
5.2.5.1	<i>Verificação da aderência dos dados de turbidez da água tratada à distribuição lognormal.....</i>	<i>114</i>
5.2.5.2	<i>Análise de confiabilidade das estações de tratamento de água individualmente.....</i>	<i>115</i>
5.2.5.3	<i>Análise de confiabilidade das estações de tratamento de água em função do porte.....</i>	<i>120</i>

5.3	ANÁLISE DE TENDÊNCIA TEMPORAL DOS PARÂMETROS TURBIDEZ E COR APARENTE DA ÁGUA BRUTA ..	125
6	CONCLUSÕES.....	130
7	RECOMENDAÇÕES.....	132
	REFERÊNCIAS	133
	APÊNDICE A – TABELAS COMPLETAS (ÁGUA BRUTA, DECANTADA E TRATADA) DAS ESTATÍSTICAS PRELIMINARES	146
	APÊNDICE B – TABELAS DA ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS PARÂMETROS DA ÁGUA BRUTA (AB), DECANTADA (AD) E TRATADA (AT) PARA CADA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA ESTUDADA.....	149
	APÊNDICE C – TABELAS DOS RESULTADOS DO TESTE DE <i>KRUSKAL-WALLIS</i> E COMPARAÇÕES MÚLTIPLAS DOS PARÂMETROS DA ÁGUA BRUTA, DECANTADA E TRATADA DAS 21 ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA	160
	APÊNDICE D – RESULTADOS DA ANÁLISE DE AUTOCORRELAÇÃO NAS SÉRIES DOS DADOS DE TURBIDEZ E COR APARENTE DA ÁGUA BRUTA DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA	170

1 INTRODUÇÃO

A água na natureza pode conter diversas impurezas físicas, químicas e biológicas que devem ser removidas a fim de torná-la adequada ao consumo humano. O consumo de água com qualidade imprópria representa um risco à saúde da população em função das diversas doenças de veiculação hídrica, que ainda tem grande prevalência, sobretudo nos países em desenvolvimento, onde a infraestrutura sanitária não se encontra totalmente consolidada (GUZMÁN *et al.*, 2016; LIBÂNIO, 2016). Nesse cenário, as estações de tratamento de água (ETAs) apresentam posição de destaque pela função primária de adequar a água bruta ao padrão de potabilidade, de forma que a água tratada não transmita qualquer malefício à população abastecida (MELO *et al.*, 2017).

Diversas são as tecnologias que podem ser empregadas no tratamento da água visando à potabilização, sendo no Brasil o tratamento convencional e a filtração direta as mais empregadas, seguidas da filtração lenta, da flotação e da separação por membrana, presentes em um menor número de estações. O tratamento convencional predomina no país, contemplando cerca de 69% da água distribuída (IBGE, 2010), devido, principalmente, às características da água bruta, que é influenciada fortemente pela variação sazonal, demandando um processo de tratamento que é considerado mais robusto em função do maior número de barreiras presentes. As etapas que constituem o tratamento convencional são, no geral: coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação. Tais etapas são desenvolvidas em série, de forma que o desempenho de uma determinada etapa está intimamente relacionado ao desempenho da etapa anterior (POHLMANN *et al.*, 2015).

O crescimento populacional aliado à deterioração da qualidade da água dos mananciais, a demanda crescente por água em quantidade e qualidade para suprir o abastecimento humano, assim como o estabelecimento de padrões de potabilidade cada vez mais restritivos, têm se tornado um desafio para as estações de tratamento de água (OLIVEIRA *et al.*, 2014a; CHOUDHURY; SAHA, 2018; NAWAZ; ALI, 2018). Tais aspectos tornam extremamente relevante a avaliação do desempenho de ETAs operando em escala real, principalmente ao se considerar a dinâmica do processo de tratamento e o risco à saúde associado ao desempenho inadequado da estação, cujos impactos se fazem sentir diretamente aos consumidores em um intervalo de tempo relativamente curto (WHO, 2011; MELO *et al.*, 2017).

Considerando que o comportamento de uma etapa do tratamento afeta a performance das etapas seguintes, comumente a análise de desempenho de ETA pode ser feita de duas formas, em nível de etapa ou em nível de sistema. A análise em nível de etapa considera a eficiência de cada etapa do tratamento, tendendo a ser empregada pelas prestadoras de serviço de saneamento. Enquanto que a análise em nível de sistema considera apenas o afluente e o efluente da estação, sendo em geral empregada pelas agências reguladoras (MELO *et al.*, 2015).

Dessa forma, o desempenho de uma ETA pode ser avaliado sob a perspectiva da qualidade da água tratada. As estações brasileiras devem ser operadas para produzir água em conformidade com o padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017), e, assim, fornecer água com qualidade adequada e quantidade suficiente à população, para que esta possa satisfazer suas necessidades básicas e para promoção da saúde.

Ressalta-se o fato de serem escassos os estudos que consideram dados oriundos do monitoramento de ETAs em funcionamento, uma vez que muitos estudos de análise de desempenho de ETAs estão associados a testes de bancada e laboratoriais de escalas reduzidas. Comumente os estudos que avaliam o desempenho de ETAs em funcionamento utilizam poucas ou apenas uma estação em operação, com um número reduzido de dados de monitoramento. Portanto, torna-se relevante efetuar pesquisas que considerem ampla gama de dados secundários oriundos do monitoramento de estações operando em escala real.

Nesse contexto, a proposta desta pesquisa consistiu em analisar o desempenho de estações convencionais de tratamento de água em operação no Brasil, considerando a qualidade da água bruta, decantada e tratada, a partir do tratamento estatístico de dados secundários oriundos do monitoramento das ETAs. Várias análises estatísticas foram empregadas no trabalho, algumas pouco usuais na área, como o cálculo das razões de chances (*odds ratio*) de violação ao padrão e análise de confiabilidade, sendo esta última desenvolvida originalmente para avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgotos. Além disso, neste trabalho analisou-se o desempenho das principais etapas do tratamento, além do desempenho global das ETAs, permitindo identificar melhor as reais condições das mesmas visando a proposição de melhorias.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar o desempenho de estações convencionais de tratamento de água de distintos portes em operação no Brasil, em escala real, por meio de técnicas estatísticas.

2.2 Objetivos específicos

- Comparar a qualidade da água bruta, decantada e tratada das estações de tratamento de água, individualmente e por porte;
- Analisar as eficiências de remoção de turbidez e cor aparente após a etapa de clarificação, após a etapa de filtração e considerando o tratamento global, individualmente e por porte;
- Verificar a relação entre a dosagem de coagulante e os valores de turbidez da água bruta, e a relação entre os valores de turbidez da água bruta, decantada e tratada, assim como as possíveis influências no desempenho das etapas de clarificação e filtração, para cada estação;
- Verificar o atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro para os parâmetros turbidez, cor aparente, pH, cloro e flúor da água tratada, individualmente e por porte;
- Analisar a confiabilidade das estações de tratamento de água, individualmente e por porte, para o parâmetro turbidez da água tratada;
- Analisar a tendência temporal da qualidade da água bruta para os parâmetros turbidez e cor aparente de cada estação.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 *Qualidade da água para abastecimento humano*

A água é um recurso fundamental para a manutenção da vida e para o desenvolvimento socioeconômico, tendo em vista seus múltiplos usos indispensáveis às atividades humanas (CHENOWETH, 2008; DODDS *et al.*, 2013). Sua qualidade depende das propriedades físicas, químicas e biológicas de um corpo hídrico, resultantes das condições naturais da bacia hidrográfica (geologia, vegetação e sazonalidade) e da ação antrópica, no que diz respeito ao uso e a ocupação do solo. Sendo assim, devido a sua propriedade de solvente e a sua capacidade de transportar partículas, a água incorpora a si diversas impurezas que a conferem uma determinada qualidade (BRAGA *et al.*, 2005; VON SPERLING, 2014; LIBÂNIO, 2016).

Em relação aos diversos usos da água, cada um exige uma qualidade específica. O uso mais nobre, ou seja, que requer a satisfação de critérios mais restritivos de qualidade é o abastecimento humano, sendo este estabelecido pela Política Nacional de Recursos Hídricos como uso prioritário, em situação de escassez (BRASIL, 1997). A água destinada ao consumo humano deve ser potável (atender ao padrão de potabilidade vigente) e não transmitir qualquer malefício à população abastecida. No Brasil, a Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde, no anexo XX, dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2017).

Portanto, a água natural captada dos mananciais de abastecimento (água bruta), em função das diversas impurezas que pode conter, deve ser tratada nas Estações de Tratamento de Água (ETAs) a fim de se tornar potável e adequada ao consumo humano. Segundo Libânio (2016), o tratamento da água consiste em uma sucessão de etapas (processos e operações unitárias) que visam remover partículas suspensas e coloidais, matéria orgânica, microrganismos, entre outras impurezas eventualmente presentes na água bruta. Zhang *et al.* (2012) ressaltam que, quanto maior o número de barreiras no tratamento, menor a probabilidade de um contaminante se manter no efluente final da ETA.

A qualidade da água tratada pode ser influenciada por diversos fatores, como: alterações no manancial de captação e na qualidade da água bruta; alteração dos produtos químicos utilizados no tratamento; variabilidade na precisão das bombas de dosagem dos produtos químicos e; desvios nas rotinas de controle, instrumentação e operação das etapas do tratamento

(CORNWELL *et al.*, 2015). A localização geográfica e o porte da estação de tratamento de água também podem influenciar a qualidade da água tratada, em função de aspectos operacionais relacionados ao manuseio de equipamentos, à frequência e à confiabilidade do monitoramento (LIBÂNIO, 2016).

É importante ressaltar que fornecer água em quantidade e qualidade às pessoas é um direito humano fundamental para garantir a saúde e a qualidade de vida da população (ONU, 2010; GUZMÁN *et al.*, 2015; GUZMÁN *et al.*, 2016; OLIVEIRA, 2017). Comprovadamente, o consumo de água com qualidade inadequada é uma fonte de risco à saúde, tendo em vista as diversas doenças que podem ser veiculadas pela água em função da presença de microrganismos patogênicos e de outras substâncias tóxicas e nocivas (WHO, 2002; DI BERNARDO; DANTAS, 2005; HELLER; PÁDUA, 2010). Sobretudo nos países em desenvolvimento onde a infraestrutura sanitária não se encontra totalmente consolidada, enfermidades diarreicas causadas por água contaminada com microrganismos patogênicos, como a cólera, ainda são uma realidade (GUZMÁN *et al.*, 2015; GUZMÁN *et al.*, 2016; UNESCO, 2019).

Desta forma, pode-se dizer que a distribuição de água com qualidade satisfatória e isenta de riscos à população é essencial. Nesse cenário, a avaliação do desempenho de estações de tratamento de água em operação ganha relevância, especialmente ao se considerar a situação do abastecimento de água no Brasil, que embora tenha melhorado nos últimos anos ainda não alcançou a universalização.

3.2 Tecnologias de tratamento de água para abastecimento humano

Diversas tecnologias podem ser empregadas para o tratamento da água de abastecimento humano. Do ponto de vista tecnológico, qualquer água pode ser teoricamente transformada em água potável, porém os custos envolvidos, a confiabilidade na operação e na manutenção e, conseqüentemente, os riscos sanitários podem inviabilizar o uso de determinado manancial como fonte de abastecimento (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). No Brasil, as principais tecnologias utilizadas incluem o tratamento convencional e a filtração direta, sendo também encontradas, em um menor número de estações, a filtração lenta, a flotação e a separação por membrana (HELLER; PÁDUA, 2010).

As tecnologias de tratamento de água basicamente podem ser divididas em dois grupos: sem coagulação química e com coagulação química, e dependendo da qualidade da água bruta, ambas podem ser precedidas de pré-tratamento. Quando o processo de coagulação química não é empregado, a tecnologia de tratamento é denominada filtração lenta. Por outro lado, quando a água é quimicamente coagulada, tem-se a denominação de filtração rápida (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A tecnologia de filtração lenta tende a apresentar baixo custo operacional por não empregar produtos químicos no tratamento, embora os custos de implantação não sejam significativamente inferiores aos demais sistemas comumente empregados no Brasil, em virtude da grande área demandada pelos filtros lentos, que operam com baixas taxas de filtração (LIBÂNIO, 2016). Quando são empregadas unidades de pré-tratamento à montante da unidade de filtração lenta, o sistema recebe a denominação de filtração em múltiplas etapas, o que permite ampliar o campo de aplicação da tecnologia de filtração lenta (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Considerando a filtração rápida, as tecnologias podem ser subdivididas a partir da existência ou não de unidades de decantação/flotação precedendo a etapa de filtração, a depender da qualidade da água bruta. Quando a água coagulada é encaminhada diretamente para a filtração as tecnologias são denominadas de filtração direta. As tecnologias de filtração direta podem ser subdivididas em: filtração direta ascendente, filtração direta descendente e dupla filtração (quando a água coagulada segue diretamente para unidades de filtro rápido de escoamento ascendente e descendente em série, respectivamente). Cabe ressaltar que, no caso da filtração direta descendente, a água coagulada antes de ser encaminhada para o filtro pode passar por uma unidade de floculação (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; HELLER; PÁDUA, 2010).

Segundo Libânio (2016), o emprego da tecnologia de filtração direta tem baixos custos de implantação e operação. No caso da implantação o custo é reduzido pelo fato de tal tecnologia dispensar o emprego de decantadores, responsáveis por ocupar grandes áreas em ETAs. Enquanto que na operação os custos são reduzidos em virtude da filtração direta empregar menor quantidade de coagulante e conseqüentemente gerar menor quantidade de lodo a ser tratado e disposto, em relação ao tratamento convencional. No entanto, essa tecnologia apresenta algumas limitações, como menor robustez e flexibilidade operacional, apresentando desempenho insatisfatório no tratamento de água bruta com turbidez e cor verdadeira elevadas.

Por fim, quando há o emprego de unidades de retenção dos flocos, decantador ou flotor, anteriormente à etapa de filtração, a tecnologia de tratamento é denominada tratamento em ciclo completo ou convencional. O emprego da flotação ainda é incipiente no Brasil (LIBÂNIO, 2016), sendo indicada para águas naturais com elevada cor verdadeira e baixa turbidez e águas com concentrações elevadas de algas, por tipicamente conduzirem a formação de flocos com baixa velocidade de sedimentação (HELLER; PÁDUA, 2006). Além disso, uma unidade de flotação pode ser instalada sobre o meio filtrante. Tal configuração é denominada floto-filtração (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Segundo Libânio (2016), a tecnologia de tratamento convencional é a mais empregada no Brasil, principalmente, devido às características da água bruta fortemente influenciada pela variação sazonal, demandando um tratamento que é considerado mais robusto em função do maior número de etapas presentes em relação a outras tecnologias de tratamento, como filtração lenta e filtração direta. De acordo com os dados referentes à Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o tratamento do tipo convencional (com decantação) era efetuado em 69,2% da água distribuída no Brasil (IBGE, 2010).

Nos últimos anos, em função principalmente da deterioração da qualidade das águas dos mananciais de abastecimento e dos padrões de potabilidade mais restritivos, o estudo do emprego de tecnologias de tratamento de água por membranas tem ganhado destaque. Dentre os processos de separação por membranas para o tratamento de água, destacam-se a microfiltração (MF), a ultrafiltração (UF), a nanofiltração (NF) e a osmose inversa (OI), as quais utilizam a pressão hidráulica como força motriz para remover os contaminantes da água (MIERZWA *et al.*, 2008; TIAN *et al.*, 2009).

Em relação ao tratamento de água convencional, o emprego de membranas para o tratamento de água para abastecimento tende a produzir água com qualidade superior e maior estabilidade, demandar menor área para implantação, gerar lodo com menor potencial de toxicidade, uma vez que geralmente dispensa o emprego de coagulantes, além de requerer menos mão de obra por ser um processo altamente automatizado (CHEW *et al.*, 2016).

De acordo com Tian *et al.* (2009), os processos de microfiltração e ultrafiltração são eficazes na separação de sólidos em suspensão e microrganismos, e têm sido considerados opções

atraentes para resolver problemas relacionados a bactérias patogênicas e oocistos de protozoários. Além disso, o processo de separação por membranas principalmente a UF, NF e OI podem remover da água de forma eficaz matéria orgânica natural e outros compostos orgânicos sintéticos, precursores de subprodutos da desinfecção (MIERZWA, 2009).

Em geral, são citadas como as principais desvantagens da utilização de membranas no tratamento de água em relação ao tratamento convencional os custos mais elevados de implantação, grande parte devido à aquisição da membrana, de operação, associado ao grande dispêndio energético, e de manutenção, relacionado aos gastos com a limpeza da membrana e manutenção dos componentes de automação do sistema (CHEW *et al.*, 2016).

No entanto, Daigger *et al.* (2005) mencionam que os custos com membranas no início dos anos 90 foram reduzidos. Segundo os autores, vários avanços contribuíram para tal redução, incluindo o desenvolvimento de melhores materiais, configuração mais econômica de instalações de membranas, menores custos de produção como resultado de maiores economias de escala, produção mais eficiente e concorrência no mercado.

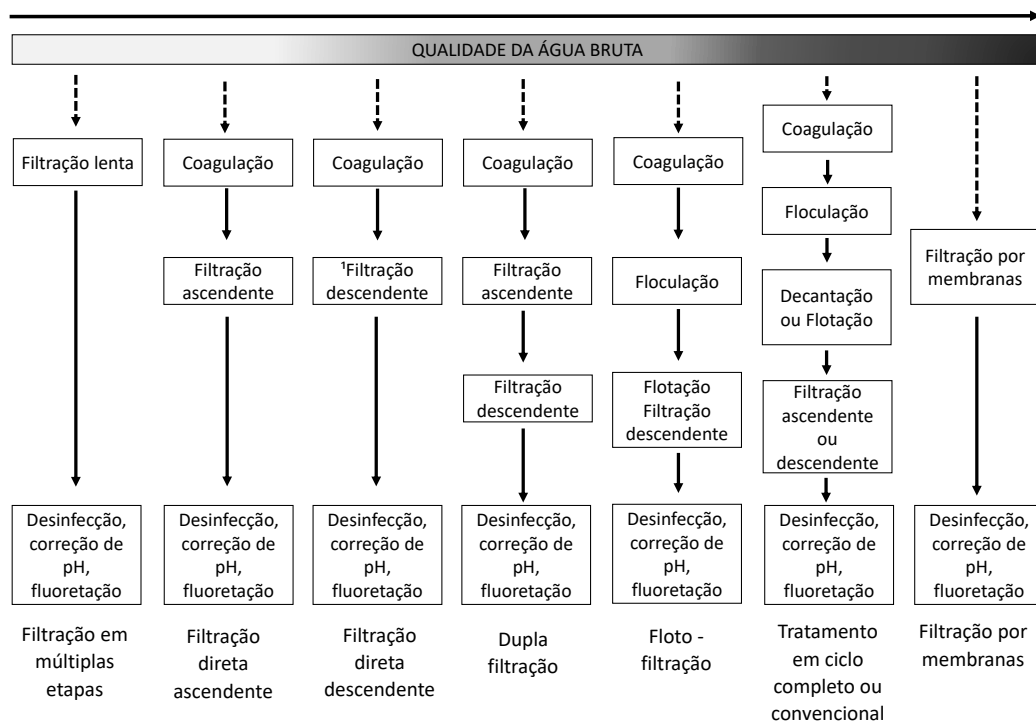
Mierzwa *et al.* (2008), realizaram uma avaliação comparativa de custos diretos de implantação e operação entre os sistemas de ultrafiltração, convencional e convencional com carvão ativado, com captação de água bruta no reservatório Guarapiranga localizado em São Paulo/Brasil. Os resultados indicaram menor custo de tratamento associado ao sistema convencional (próximo de R\$ 0,20/m³). Contudo, considerando-se a produção de água com o mesmo grau de qualidade, onde é necessário implantar sistemas complementares ao sistema convencional, como a utilização de carvão ativado, o sistema de ultrafiltração se mostrou bastante competitivo, com um custo de tratamento próximo de R\$ 0,40/m³. Ou seja, para o caso de mananciais que apresentam qualidade de água mais deteriorada, demandando neste caso o emprego de carvão ativado, os custos se equiparam, mostrando o potencial dos sistemas de separação por membranas para tratamento de água para abastecimento público.

Dessa forma, cabe ressaltar que a análise comparativa de custos de tratamento de diferentes tecnologias deve ser bem criteriosa, uma vez que os resultados estão intimamente relacionados à qualidade da água bruta e, principalmente, à qualidade da água que será necessária para o uso previsto.

Águas com melhor qualidade, comumente águas subterrâneas, podem ser tratadas por processos mais simplificados, como apenas desinfecção. Cabe ressaltar que a Portaria de potabilidade brasileira (BRASIL, 2017) determina, em seu Artigo 24 do Anexo XX, que toda água para consumo humano, fornecida coletivamente, deverá passar por processo de desinfecção ou cloração e que, todas as águas provenientes de manancial superficial devem ser submetidas a processo de filtração.

A Figura 3.1 a seguir apresenta um esquema das principais tecnologias de tratamento de água para abastecimento humano, aqui descritas.

Figura 3.1 - Esquema das principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano



Fonte: Adaptado de Di Bernardo e Dantas, 2005; CHEW *et al.*, 2016; Libânio, 2016

Nota: seta acima da qualidade da água bruta indica sentido de deterioração da mesma; seta pontilhada indica que pode ser empregado ou não um pré-tratamento (exemplo: pré-oxidação)

¹Pode ser precedida de floculação

É importante destacar que a escolha da tecnologia de tratamento mais adequada depende de uma série de fatores, dentre eles pode-se citar as características da água bruta; os custos de implantação, manutenção e operação; o manuseio e a confiabilidade dos equipamentos; a flexibilidade operacional; a localização geográfica e as características da comunidade e; a disposição final do lodo (AWWA, 2011; LIBÂNIO, 2016). Em geral, a qualidade da água bruta configura-se como principal fator para definição da tecnologia de tratamento a ser empregada

(DI BERNARDO; DANTAS, 2005; HELLER; PÁDUA, 2010; LIBÂNIO, 2016; MELO *et al.*, 2019), sendo fundamental considerar sua variabilidade ao longo do tempo.

McDonald *et al.* (2016) e Price e Heberling (2018) destacam a importância de se evitar a degradação das bacias hidrográficas e manter a qualidade da água dos mananciais de abastecimento, uma vez que tecnologias de tratamento mais simples podem ser empregadas nas estações as quais aflui água bruta de alta qualidade, o que pode resultar em menor custo de construção, operação e manutenção da ETA.

A Tabela 3.1 indica a tecnologia de tratamento recomendada em função dos valores dos parâmetros de qualidade da água bruta.

Tabela 3.1 - Indicação da tecnologia de tratamento em função dos parâmetros de qualidade da água bruta

Característica/ Tecnologia	Tratamento Convencional	Dupla filtração	Filtração Direta com floculação	Filtração direta sem floculação	Filtração lenta sem pré- tratamento
Turbidez (uT)	< 5.000	< 50	< 20	< 5	< 10
Cor aparente (uH)	< 1.000	< 50	< 20	< 15	< 20
E.coli (NMP/100mL)	< 10 ⁶	< 10 ³	< 10 ³	< 100	< 10 ³
Algas (UPA/mL)	< 10 ⁵	< 5.000	< 10 ³	< 100	< 250

Fonte: Libânio, 2016

Apesar de serem apresentados limites dos parâmetros para o tratamento convencional na Tabela 3.1, Libânio (2016) reforça que a inserção de outras etapas como a pré-desinfecção e a adsorção em carvão ativado no tratamento convencional, torna quase a totalidade das águas naturais passíveis de serem potabilizadas.

Di Bernardo e Sabogal (2008) também descreveram a escolha da tecnologia de tratamento em função da frequência de ocorrência dos parâmetros turbidez e cor, conforme apresentado na Tabela 3.2.

Cabe destacar a importância de se considerar demais parâmetros além da turbidez e da cor, como a concentração de metais, na seleção da tecnologia de tratamento mais adequada.

Tabela 3.2 - Seleção da tecnologia de tratamento de água segundo a frequência de ocorrência dos parâmetros turbidez e cor

Frequência de ocorrência (%)	TURBIDEZ		COR VERDADEIRA	
	Valor (uT)	Tecnologias sustentáveis	Valor (uH)	Tecnologias sustentáveis
90	≤ 10	¹ FDD, ² FDA, ³ DF, ⁴ FF, ⁵ FiME	≤ 10	FDD, FDA, DF, FF, FiME
	10 – 20	FDD, FDA, DF, FF, FiME	10 – 20	FDD, FDA, DF, FF
	20 – 30	DF, FF, FiME	20 – 50	DF, FF
	30 – 40	DF, FF	> 50	Não existe solução sustentável
	40 – 100	DF		
	> 100	Não existe solução sustentável		
95	≤ 15	FDD, FDA, DF, FF, FiME	≤ 15	FDD, FDA, DF, FF, FiME
	15 – 30	FDD, FDA, DF, FF, FiME	15 – 25	FDD, FDA, DF, FF
	30 – 50	DF, FF, FiME	25 – 75	DF, FF
	50 – 60	DF, FF	75 – 100	FF
	60 – 150	DF	> 100	Não existe solução sustentável
	> 150	Não existe solução sustentável		
100	≤ 25	FDD, FDA, DF, FF, FiME, ⁶ CC	≤ 20	FDD, FDA, DF, FF, FiME, CC
	25 – 50	FDD, FDA, DF, FF, FiME, CC	20 – 50	FDD, FDA, DF, FF, CC
	50 – 100	DF, FF, FiME, CC	50 – 100	DF, FF, CC
	100 – 200	DF, FF, CC	100 – 200	FF, CC
	200 – 500	CC	200 – 250	CC
	> 500	Não existe solução sustentável	> 250	Não existe solução sustentável

¹FDD: filtração direta descendente; ²FDA: filtração direta ascendente; ³DF: dupla filtração; ⁴FF: floto-filtração; ⁵FiME: filtração em múltiplas etapas e suas variações e ⁶CC: ciclo completo com decantação ou flotação
 Fonte: adaptado de Di Bernardo e Sabogal (2008)

Di Bernardo e Dantas (2005) ressaltam a importância de ensaios de tratabilidade para fundamentar a escolha da tecnologia a ser empregada em uma estação de tratamento de água. Tais ensaios permitem o levantamento de parâmetros hidráulicos e pontos ótimos de operação e de dosagem de produtos químicos, possibilitando conciliar aspectos operacionais e econômicos.

3.3 Tratamento de água convencional com decantação

O tratamento convencional foi assim denominado em 1890 no estado de Ohio (EUA) quando foi recomendada, por George Fuller, a etapa de clarificação precedendo a filtração para as águas turvas do rio Ohio (LOGSDON *et al.*, 1999). Assim, pode-se dizer que o tratamento convencional de água para consumo humano, no geral, é constituído basicamente dos seguintes processos e operações unitárias: coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação. As etapas de coagulação, floculação e decantação constituem a clarificação, que

objetiva primordialmente a remoção de sólidos suspensos e parcela dos sólidos dissolvidos. A filtração objetiva a remoção dos sólidos remanescentes, incluindo microrganismos. Por fim, a desinfecção visa inativar os microrganismos ainda presentes, enquanto a fluoretação visa a prevenção da cárie dentária (LIBÂNIO, 2016).

Tais processos e operações são desenvolvidos em série, de forma que seus desempenhos estão intimamente ligados ao desempenho da etapa precedente. Assim, as falhas ocorridas em uma das etapas comprometem o desempenho das demais (POHLMANN *et al.*, 2015). Dessa forma, é extremamente relevante avaliar o desempenho das etapas do tratamento, além do desempenho global do sistema.

3.3.1 Coagulação

A coagulação consiste na desestabilização das partículas suspensas e coloidais presentes na água bruta, em geral com carga superficial negativa, a partir da ação de um coagulante, sendo os sais de ferro e de alumínio os mais empregados. Esse processo resulta de dois fenômenos: o primeiro essencialmente químico no qual o coagulante reage com a água formando espécies hidrolisadas positivamente carregadas e; o segundo fundamentalmente físico no qual as espécies hidrolisadas são transportadas entrando em contato com as impurezas presentes na água, provocando, assim, a desestabilização das mesmas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

O processo de coagulação ocorre na unidade de mistura rápida da ETA por meio da agitação mecânica ou hidráulica, podendo ser resultante de mecanismos de coagulação distintos, inclusive com ocorrência simultânea. Em ETAs com tratamento do tipo convencional predomina o mecanismo de coagulação varredura, no qual ocorre a formação de um precipitado de alumínio ou de ferro que envolve as partículas presentes na água. Pode-se dizer que na varredura as doses de coagulantes são mais elevadas em relação a outros mecanismos, como adsorção-neutralização, possibilitando a formação de flocos de maior peso e velocidade de sedimentação, facilitando a remoção nos decantadores, o que justifica o predomínio desse mecanismo nas estações convencionais de tratamento de água (LIBÂNIO, 2016).

Dessa forma, com o objetivo de reduzir as doses de coagulante e conferir ao floco maior densidade, assim como visando a melhoria da qualidade da água tratada, ETAs passaram a empregar polímeros orgânicos naturais ou sintéticos usualmente como auxiliares de coagulação/floculação (BOLTO; GREGORY, 2007).

É importante ressaltar que diversos fatores podem interferir no desempenho do processo de coagulação, que, por ser a primeira etapa, pode tornar insatisfatório o desempenho das demais, aumentando os riscos sanitários da água produzida (HELLER; PÁDUA, 2006). Dentre esses fatores, tem-se: tipo, concentração e dose do coagulante; alcalinidade da água bruta; pH de coagulação e; condições de mistura do coagulante, dadas pelo tempo de agitação e gradiente de velocidade (RICHTER, 2009).

Na perspectiva da variação das características da água bruta, o tipo e a dose do coagulante empregado na ETA podem sofrer alteração visando a produção de água com qualidade. A escolha do tipo de coagulante a ser empregado no tratamento depende das características da água bruta, da tecnologia de tratamento empregada, do custo de aquisição dos coagulantes e demais produtos envolvidos no tratamento, do custo de manutenção da estação, e do lodo gerado. A maioria das ETAs empregam como coagulantes os sais de alumínio e de ferro, e em menor monta polímeros sintéticos ou naturais, utilizados mais frequentemente como auxiliares de coagulação, sendo estes últimos alvos constantes de estudos (FRANCO, 2009). A Tabela 3.3 apresenta os principais tipos de coagulantes utilizados em ETAs.

Tabela 3.3 - Principais coagulantes utilizados em ETAs

Coagulante	Fórmula química	Forma disponível	Observações	Dose usualmente aplicada em ETAs convencionais
Sulfato de alumínio	$Al_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$	Pó, granulado ou líquido	Mais utilizado nas ETAs brasileiras devido ao seu baixo custo, a maior disponibilidade e a boa eficiência (FRANCO, 2009)	10 a 60 mg/L (LIBÂNIO, 2016) 5 a 100 mg/L (AWWA, 2001)
Cloreto de polialumínio (PAC – <i>Poly Aluminium Chloride</i>) ou hidroxicloreto de alumínio	$Al_n(OH)_mCl_3$	Sólido	Uso ainda incipiente no Brasil, com bons resultados para remoção de cor para amplo espectro de pH de coagulação (LIBÂNIO, 2016). Eficiência cerca de 1,5 a 2,5 vezes superior em igualdade de dosagem em íon Al^{3+} à dos outros sais de alumínio mais utilizados (PAVANELLI, 2001).	< 10 mg/L (LIBÂNIO, 2016)
Cloreto férrico	$FeCl_3 \cdot nH_2O$	Líquido	Em relação ao sulfato de alumínio, o cloreto férrico tende a ter melhor eficiência na remoção de partículas. Em função do seu peso molecular, os flocos apresentam-se mais densos, mais resistentes ao cisalhamento e com maior sedimentabilidade. Além disso, tende a ser mais eficiente na remoção de cor, em virtude da faixa mais ampla de pH para a formação do precipitado (RICHTER, 2009).	até 40 mg/L (AWWA, 2001) 5 a 40 mg/L (LIBÂNIO, 2016)
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$	Pó, granulado ou líquido	-	5 a 40 mg/L (LIBÂNIO, 2016)
Sulfato ferroso clorado (nome comercial: <i>floculan</i>)	$FeCl_3 \cdot Fe_2(SO_4)_3$	Líquido	-	5 a 25 mg/L (LIBÂNIO, 2016)
Polímeros orgânicos	Variável	Variável	Mais empregados como auxiliares de coagulação/floculação a partir da década de 1960 nos EUA. Tem como vantagens a redução das doses de coagulantes; a produção de flocos de maior densidade e mais resistentes ao cisalhamento; a redução do volume de lodo gerado; a redução dos gastos com alcalinizantes para a correção do pH e; a maior facilidade de desidratação do lodo gerado, comparada aos sais de ferro e alumínio. No entanto, podem conter contaminantes orgânicos em sua composição que podem formar subprodutos da cloração e causar malefícios à saúde (BOLTO; GREGORY, 2007; LIBÂNIO, 2016).	< 0,5 mg/L (LIBÂNIO, 2016)

3.3.2 Floculação

A floculação consiste na etapa seguinte à coagulação em que as partículas desestabilizadas/coaguladas são aglomeradas formando flocos. O processo de agregação das partículas coaguladas é dependente da duração (tempo de floculação) e da quantidade de energia aplicada (gradiente de velocidade) por meios hidráulicos ou mecânicos (RICHTER, 2009).

Para as estações convencionais, Libânio (2016) ressalta que a ineficácia da floculação, intrinsicamente relacionada ao desempenho da coagulação, aumentará o aporte de partículas nos filtros, favorecendo a perspectiva de deterioração da qualidade da água filtrada além de diminuir as carreiras de filtração, o que pode tornar o processo de potabilização antieconômico. A avaliação da eficácia da etapa de floculação pode ser feita por meio do monitoramento da turbidez e cor aparente da água decantada. Também pode ser feita por meio da avaliação da limpeza das unidades de decantação, que permite verificar o perfil de depósito das partículas sedimentadas, uma vez que flocos de melhor sedimentabilidade tendem a se depositar no início do decantador.

3.3.3 Decantação

A decantação é uma das técnicas mais antigas e simples de clarificação da água, a qual resulta da ação da força da gravidade sobre as partículas suspensas, que por possuírem densidade superior à da água sedimentam-se no fundo da unidade de decantação, gerando um sobrenadante clarificado (água decantada). A remoção do lodo sedimentado pode ser feita de forma manual ou mecanizada (HELLER; PÁDUA, 2006).

Nas estações de tratamento de água convencionais, os flocos formados sedimentam-se nas unidades nomeadas decantadores, que podem ser do tipo convencional (decantadores de fluxo horizontal) ou de alta taxa (decantadores tubulares). Os decantadores convencionais apresentam como principais vantagens em relação aos de alta taxa, a simplicidade e a baixa sensibilidade a condições de sobrecarga. No entanto, os decantadores de alta taxa se resultante de um correto projeto hidráulico, podem alcançar eficiência superior aos convencionais. Além dessas duas modalidades, têm-se os decantadores de fluxo vertical em manto de lodo (clarificadores de contato), os quais constituem unidades que reúnem em um único tanque a floculação e a decantação vertical (RICHTER, 2009). Di Bernardo e Dantas (2005) ressaltam que o emprego

de decantadores de manto de lodo ou flocodecantadores, tem sido recomendado somente quando o escoamento é contínuo e não ocorrem variações significativas de vazão e da qualidade da água bruta.

Dentre os fatores intervenientes à decantação, pode-se citar: a distribuição da água floclulada no decantador, a velocidade de sedimentação ou taxa de aplicação superficial, o efeito de curto-circuito que reduz o tempo de permanência de parcela da vazão no interior da unidade de decantação, a velocidade longitudinal de escoamento e a vazão por metro linear (vazão linear de coleta de água decantada), que pode influenciar no arraste de flocos na coleta da água decantada, e o procedimento de remoção do lodo sedimentado (LOPES; LIBÂNIO, 2005; LIBÂNIO, 2016).

Segundo Heller e Pádua (2006), a eficiência da unidade de decantação é reduzida quando ocorre mau funcionamento das unidades de coagulação e floclulação, o que pode acontecer por problemas operacionais ou quando a água bruta apresenta baixas concentrações de partículas. Esse fato dificulta a coagulação nas ETAs convencionais, uma vez que resulta em uma menor taxa de contato entre as partículas e os produtos da hidrólise do coagulante.

Assim, a decantação evidencia o êxito ou fracasso das etapas anteriores. A avaliação da sua eficiência, de forma mais acurada, se dá por meio do monitoramento da turbidez da água decantada, ainda que a duração das carreiras de filtração também possa se constituir em balizador para muitos casos. Embora seja difícil estabelecer padrão em termos de turbidez máxima efluente das unidades de decantação, nos Estados Unidos (EUA) há recomendações de 2 uT para a água decantada, que pode ser facilmente obtida para água bruta de baixa turbidez. Para o caso de água bruta com turbidez elevada, superior a 100 uT, obter uma água decantada com turbidez inferior a 5 uT comumente indica decantação eficiente (LIBÂNIO, 2016; PEREIRA *et al.*, 2018). Destaca-se que a *American Water Works Association - AWWA* (2001) recomenda como meta o valor de 1 uT e valor máximo de 5 uT para a água decantada.

Outra forma de se avaliar o desempenho da decantação é por meio da correlação entre os valores da turbidez da água bruta e da água decantada, em que a existência de eventual correlação significativa entre esses valores constitui indicativo de baixo desempenho da unidade de decantação e/ou das unidades precedentes (LIBÂNIO, 2016).

3.3.4 Filtração

A filtração é um processo físico-químico e, em alguns casos, biológico (filtração lenta) para a separação de impurezas da água, mediante a passagem por um meio poroso (material filtrante). Vários materiais podem ser empregados como meio filtrante, sendo os mais usuais areia, antracito e carvão ativado granular. O tamanho e a distribuição dos grãos têm grande influência na remoção do material em suspensão e no desempenho hidráulico do filtro (RICHTER, 2009).

Segundo Heller e Pádua (2006), nas ETAs a filtração rápida em meio granular é resultado da ação de três mecanismos: transporte, aderência e desprendimento. Os mecanismos de transporte conduzem as partículas suspensas no líquido para as proximidades da superfície dos grãos do material filtrante. Quando as partículas estão muito próximas dos grãos, forças de ação superficial atuam de forma que essas partículas são aderidas à superfície dos mesmos ou de partículas previamente aderidas, removendo-as da água. A medida que a água vai sendo filtrada, as partículas acumulam-se na superfície dos grãos, diminuindo o espaço intergranular e, conseqüentemente, aumentando as forças cisalhantes que atuam sobre o material depositado. Quando as forças cisalhantes atingem valores que superam as forças adesivas, as partículas são desprendidas e arrastadas para outras camadas do filtro, onde o fenômeno se repete.

Os autores ressaltam que os mecanismos de transporte constituem um fenômeno físico, sendo afetados pelos parâmetros que governam a transferência de massa, como o tamanho dos grãos do meio filtrante, taxa de filtração, temperatura da água, densidade e tamanho das partículas suspensas no afluente. Já a aderência é basicamente um fenômeno químico, muito influenciado pelo tipo e dosagem de coagulante aplicado e pelas características da água e do meio filtrante.

A lavagem dos filtros é estabelecida pela carreira de filtração (intervalo de tempo decorrido entre o momento que um filtro é colocado em operação e o momento que ele é retirado de operação para limpeza), sendo realizada com introdução de água ou água e ar. Destaca-se que o uso de ar na lavagem visa reduzir o consumo de água e a produção de lodo. O final da carreira de filtração e o momento adequado para lavagem são determinados ou pelo alcance de uma perda de carga máxima permissível pela hidráulica do sistema ou pela elevação de parâmetros da qualidade da água tratada (da turbidez efluente do filtro) acima de um valor máximo permitido (RICHTER, 2009). Em nenhuma hipótese deve-se permitir a distribuição de água que não atenda ao padrão de potabilidade, de modo que os filtros devem ser sempre retirados

de operação quando houver deterioração da qualidade da água, mesmo que a perda de carga máxima admissível seja inferior a estabelecida em projeto (HELLER; PÁDUA, 2006).

As características do meio filtrante, a eficiência das etapas precedentes e consequente magnitude do aporte de partículas ao filtro, e a taxa de filtração influenciarão na duração da carreira de filtração e na qualidade do efluente filtrado. O mau estado do meio filtrante comumente vincula-se a deficiências na lavagem. Enquanto que as elevadas taxas de filtração e o maior aporte de partículas às unidades filtrantes vinculados às etapas anteriores traduzem o grau de sobrecarga ao qual a estação está submetida e as deficiências na etapa de clarificação, respectivamente (LIBÂNIO, 2016).

Nas ETAs convencionais a filtração desempenha, provavelmente, a função mais relevante do tratamento, uma vez que, por ser a última etapa da remoção de impurezas, permite corrigir as falhas das etapas anteriores (coagulação, floculação e decantação) assegurando a qualidade da água tratada. Tal relevância está consolidada na Portaria de potabilidade brasileira, que estabelece a obrigatoriedade da filtração de águas captadas de mananciais superficiais (BRASIL, 2017).

3.3.5 Desinfecção

A desinfecção consiste na inativação dos microrganismos patogênicos, realizada por intermédio de agentes químicos e/ou físicos. As ações dos desinfetantes sobre os microrganismos pode se dar sob os mecanismos de destruição ou danificação da organização estrutural da célula, interferência no nível energético do metabolismo e biossíntese, bem como no crescimento (FUNASA, 2014).

Os agentes químicos constituem elementos ou compostos com potencial de oxidação, incluindo cloro, dióxido de cloro, peróxido de hidrogênio, ácido acético, bromo, iodo, permanganato de potássio, cloreto de bromo e ozônio. Quando estes são empregados, em geral, a desinfecção manifesta-se por meio da destruição ou danificação da parede celular e posterior difusão do desinfetante no interior da célula. Dependendo do tipo de microrganismo, o desinfetante age ainda combinando-se com os ácidos ribonucleicos e pela interferência no nível energético do metabolismo. Por outro lado, os agentes físicos apresentam ação referenciada à energia de radiação, destacando-se a radiação UV, radiação gama, radiação solar, e até a fervura. Quando os agentes físicos são empregados ocorre interferência na biossíntese e reprodução celular, em

função dos danos fotoquímicos causados aos ácidos nucleicos, coenzimas ou células estruturais (LIBÂNIO, 2016).

Dentre os agentes desinfetantes citados, o cloro é o mais utilizados nas ETAs, devido ao seu baixo custo, praticidade de aplicação, residual persistente e efetividade na inativação de microrganismos patogênicos quando comparados aos demais oxidantes (FRANCO, 2018). No entanto, apesar dos benefícios no processo de controle de patógenos, estudos demonstram que a utilização do cloro pode contribuir para a formação de subprodutos indesejados, potencialmente prejudiciais à saúde, tais como os trihalometanos (THMs) e os ácidos haloacéticos (AHAs), quando há presença de matéria orgânica natural (MON) na água. Vários fatores influenciam na formação destes subprodutos, tais como pH e temperatura, natureza e quantidade de MON e de substâncias inorgânicas na água, tempo de contato entre a água e o agente desinfetante e a degradação biológica de alguns compostos (LEGAY *et al.*, 2010; FRANCO, 2018).

Contudo, apesar do potencial de formação de subprodutos da cloração, Libânio (2016) ressalta a importância de sobrepor o controle do risco biológico (transmissão de doenças pela presença de microrganismos patogênicos na água) ao risco químico dessa possível formação de subprodutos nos países em desenvolvimento, em geral nos casos em que a água bruta apresenta baixa concentração de matéria orgânica. Isso porque nestes países a infraestrutura sanitária ainda não está totalmente consolidada sendo ainda comum endemias de veiculação hídrica. Essa premissa foi contemplada nos Guias da Organização Mundial de Saúde (OMS) que enfatizam a importância da manutenção do cloro residual nas redes de distribuição para minimizar o crescimento de microrganismos e a disseminação de doenças de veiculação hídrica (WHO, 2011).

Nesta mesma perspectiva, o artigo 34 do anexo XX da Portaria de potabilidade brasileira (Portaria de Consolidação nº 5 de 2017) define que toda água para consumo humano, fornecida coletivamente, deverá passar por processo de desinfecção ou cloração, mantendo concentração mínima de cloro residual livre de 0,2 mg/L. Em seu artigo 35, anexo XX, a Portaria define que no caso do uso de ozônio ou radiação ultravioleta como desinfetante, deverá ser adicionado cloro ou dióxido de cloro, de forma a manter residual mínimo no sistema de distribuição (reservatório e rede) (BRASIL, 2017).

Portanto, pode-se dizer que a desinfecção da água tem caráter corretivo e preventivo, uma vez que no primeiro caso objetiva a remoção de microrganismos patogênicos que possam estar na água, enquanto no segundo caso visa manter um residual do desinfetante na água fornecida à população, para atuar preventivamente caso ocorra alguma contaminação na rede de distribuição (HELLER; PÁDUA, 2006).

Diversos fatores interferem na eficiência da etapa de desinfecção, dentre eles: características do desinfetante, características da água e características da instalação. Em relação ao desinfetante o fator mais influente é o potencial de oxidação. Enquanto que para as características da água, a turbidez assume papel preponderante reduzindo o efeito da desinfecção, assim como a presença de matéria orgânica associada à cor verdadeira, a presença de compostos inorgânicos como ferro e manganês que reagem com o desinfetante e, a temperatura e o pH da água. Por fim, as características das instalações influenciam na eficiência desta etapa em função do tempo de contato, da dose aplicada e da homogeneidade da dispersão do desinfetante na massa líquida (LIBÂNIO, 2016).

No que diz respeito a qualidade da água pode-se dizer que, as etapas do tratamento que precedem a desinfecção (coagulação, floculação, decantação e filtração) objetivam otimizar a eficiência desta etapa, uma vez que visam remover partículas cuja presença reduziria o grau de inativação dos microrganismos, além da remoção adicional dos próprios microrganismos que também possibilita otimizar a desinfecção.

3.3.6 Fluoretação

A fluoretação da água para consumo humano, aplicação de compostos de flúor, é uma medida preventiva de comprovada eficácia, que reduz a prevalência de cárie dental entre 50% e 65% em populações sob exposição contínua desde o nascimento, por um período de aproximadamente dez anos de ingestão da dose ótima. Para a escolha do produto a ser empregado na fluoretação deve-se considerar os seguintes fatores: eficácia, grau de solubilidade, custo, continuidade de fornecimento pelo fabricante, distância entre a fonte produtora e o consumidor, transporte, estocagem, manuseio do composto e riscos operacionais. Geralmente os produtos que contemplam estas características, sendo mais extensivamente utilizados são o ácido fluossilícico (H_2SiF_6) e o fluossilicato de sódio (Na_2SiF_6) (FUNASA, 2014). Libânio (2016) também cita o fluoreto de sódio (NaF) como composto comumente empregado na fluoretação.

O excesso de flúor pode ser prejudicial à saúde, em função da sua toxicidade, que pode ser aguda quando grande quantidade de flúor é ingerida de uma só vez ou crônica quando pequenas quantidades são ingeridas continuamente. Em sua forma aguda, a toxicidade pode variar desde uma simples perturbação gastrointestinal até a parada respiratória. Em sua forma crônica, a toxicidade pode afetar tecidos mineralizados (ossos e esmalte dental), causando fluorose óssea e principalmente a fluorose dentária. Geralmente a intoxicação por excesso de fluoretos tem incidência nas regiões onde a água é fluoretada e o nível de fluoreto natural é bastante alto, principalmente em águas captadas de lençóis subterrâneos, sendo assim necessário proceder a remoção de íons fluoretos (desfluoretação) (FUNASA, 2014). No entanto, Libânio (2016) salienta estudos que mostraram evidências do aumento de fluorose em comunidades abastecidas com água contendo baixas concentrações de flúor, decorrente assim do consumo originário de outras fontes, reforçando os benefícios advindos da fluoretação na prevenção da cárie, com custos desprezíveis no tratamento.

3.4 Análise de desempenho de estações de tratamento de água

Tendo em vista a demanda crescente por água em quantidade e qualidade para suprir o abastecimento humano, a deterioração da qualidade da água dos mananciais pelas atividades antrópicas, assim como o estabelecimento de padrões de potabilidade cada vez mais restritivos, torna-se fundamental analisar o desempenho de estações de tratamento de água (OLIVEIRA *et al.*, 2014a; CHOUDHURY; SAHA, 2018; NAWAZ; ALI, 2018). Essa análise ganha ainda maior relevância ao se considerar que ETAs com desempenhos insatisfatórios podem representar grande risco à saúde da população abastecida.

A análise de desempenho de estações de tratamento de água é um problema complexo, uma vez que a qualidade da água bruta varia e o comportamento de uma unidade da estação afeta a performance das etapas seguintes (ZHANG *et al.*, 2012). Desta forma, a análise de desempenho pode ser feita tanto em nível de etapa, considerando a eficiência de cada etapa do tratamento, quanto em nível de sistema, com a análise apenas do afluente e do efluente da estação. O primeiro aspecto tende a ser empregado pelas prestadoras de serviço de saneamento, principalmente para controle do tratamento, enquanto a análise em nível de sistema tende a ser empregada pelas agências reguladoras para fins de fiscalização (OLIVEIRA *et al.*, 2014a; MELO *et al.*, 2015; MELO, 2019). Considerando que no tratamento convencional as etapas do tratamento ocorrem em série é importante avaliar o desempenho das ETAs desta tipologia tanto em nível de etapa quanto em nível de sistema.

Pode-se dizer que o desempenho de uma ETA é o resultado do efeito conjunto de variáveis internas e externas e das condições e padrões utilizados na mensuração. As variáveis internas compreendem aquelas relacionadas diretamente ao projeto e à operação, de responsabilidade do prestador e passíveis de alteração. Como exemplo, tem-se as vazões de projeto, tipos de processos e operações unitárias empregados, características físicas das unidades componentes da estação, quadro de funcionários, tipo e quantidade de produtos químicos utilizados, consumo de energia elétrica e, geração, tratamento e destinação final de resíduos. As variáveis externas estão além do alcance do prestador, sendo de caráter permanente ou que demandam ações de longo prazo para serem modificadas, como vazões de demanda, características dos mananciais e qualidade da água bruta, padrões de potabilidade para a água tratada e preço de insumos (OLIVEIRA, 2014).

Portanto, o desempenho de uma ETA pode ser avaliado, por exemplo, sob a perspectiva da qualidade da água tratada (OLIVEIRA, 2014). Nesse caso, os valores de referência e metas são estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017), que dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Para avaliar a qualidade da água tratada, rotineiramente na estação são monitorados parâmetros físicos, químicos e biológicos, visando verificar a conformidade com os limites estabelecidos no padrão de potabilidade. Diversos são os parâmetros monitorados em uma ETA, como cor, turbidez, pH, ferro, manganês, fluoretos, cloro, metais-traço, trihalometanos, ácidos haloacéticos, bactérias, protozoários, entre outros. No entanto, para se avaliar o desempenho de ETAs são comumente considerados os parâmetros turbidez, cor aparente, cloro e flúor residuais, tanto pela facilidade de determinação desses parâmetros quanto pelo risco à saúde associado a presença, no caso da turbidez (abrigo de microrganismos patogênicos) e da cor (associada a matéria orgânica e possível formação de subprodutos da desinfecção), ou ausência, em geral, no caso das concentrações de cloro e flúor. O parâmetro pH também é rotineiramente monitorado e considerado nas análises de desempenho, uma vez que, apesar de não ter um significado sanitário, tem forte influência nas etapas do tratamento (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2016). Destaca-se também o fato desses parâmetros serem comumente monitorados em função da legislação referente a Portaria de potabilidade, que estabelece a obrigatoriedade de monitoramento dos mesmos.

3.5 Emprego de análises estatísticas para avaliar o desempenho de estações de tratamento de água

Análises estatísticas simples como estatística descritiva e distribuição de frequência dos parâmetros monitorados nas ETAs, assim como o cálculo da eficiência de remoção dos mesmos podem ser empregadas na avaliação de desempenho de estações de tratamento de água. Diversos estudos analisaram o desempenho de uma ou duas ETAs por meio do emprego da estatística descritiva para avaliar a qualidade da água bruta e tratada, e da verificação de conformidade dos parâmetros da água tratada com padrões de potabilidade (MAKUNGO *et al.*, 2011; MONTOYA *et al.*, 2011; ALI *et al.*, 2012; JANNA; AL-SAMAWI, 2014; KHALLAF *et al.*, 2014; MISHRA; KADU, 2014; AHMADLI *et al.*, 2017; ALMEIDA *et al.*, 2017; BASTOS *et al.*, 2017; ISSA, 2017; KHAN; RASTOGI, 2017; KHAN; AHMAD, 2018).

Segundo Zhang *et al.* (2012), análises de confiabilidade, robustez, resiliência e risco também podem ser empregadas para avaliar o desempenho de uma estação. No contexto de uma estação de tratamento de água, a confiabilidade é a probabilidade de uma ETA fornecer água dentro dos padrões regulatórios de qualidade impostos, durante um determinado período de tempo. Assim, uma estação será completamente confiável se os padrões estabelecidos não forem violados. A robustez pode ser definida como a capacidade da estação de manter a produção de água tratada com qualidade estável mesmo com alterações na qualidade da água bruta e nas condições operacionais. A resiliência descreve a rapidez com que a ETA retorna ao seu desempenho normal após algum distúrbio. Por fim, a análise de risco manifesta a probabilidade de ocorrência de um evento adverso e sua consequência.

Assim, Zhang *et al.* (2012) propuseram uma avaliação integrada de desempenho para ETA convencional a partir das análises de confiabilidade, robustez e Avaliação Quantitativa do Risco Microbiano (QMRA). A avaliação de desempenho proposta considerou três unidades (unidade 1: Coagulação / Floculação e Sedimentação; unidade 2: Filtração; e unidade 3: Desinfecção). Considerou-se a análise de desempenho das unidades 1 e 2, e das unidades 1 e 2 combinadas em função da robustez para o parâmetro turbidez. Para a unidade 3 considerou-se a análise de desempenho da desinfecção com cloro com base na diferença entre os valores CT (produto da concentração pelo tempo de contato) alcançados e necessários. Uma análise de desempenho baseada na saúde também foi proposta, a partir da determinação da taxa de infecção diária derivada da Avaliação Quantitativa do Risco Microbiano (QMRA). Esta análise visou identificar se a meta de saúde foi atendida durante as falhas das unidades 1 a 3. Por fim, foi

proposta a análise de confiabilidade a partir dos índices de robustez de turbidez e da taxa de infecção diária obtidos para uma ETA específica, para determinar o estado do sistema, ou seja, falha ou não falha.

A análise de desempenho de ETA convencional proposta por Zhang *et al.* (2012) se mostrou completa e adequada para avaliar as etapas do tratamento, permitindo identificar falhas ao longo do sistema e determinar o risco à saúde associado. Na prática, os resultados dessa análise podem ser usados pelos operadores para garantir que as várias barreiras do tratamento tenham êxito em condições variáveis. Entretanto, os autores ressaltam a necessidade de analisar dados adicionais, conforme a metodologia proposta, para que essa estrutura de avaliação de desempenho possa ser validada para ser usada em uma estação de tratamento de água específica.

Niku *et al.* (1979) também propuseram uma metodologia para análise de confiabilidade que relaciona a concentração média do parâmetro (valor de projeto) à meta (valor requerido), baseada na análise probabilística. Essa metodologia tem sido amplamente empregada na avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgotos (NIKU *et al.*, 1981; NIKU *et al.*, 1982; OLIVEIRA, 2006; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2007a; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2007b; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008), mas ainda pouco difundida para estações de tratamento de água (OLIVEIRA *et al.*, 2014a; MELO *et al.*, 2015; MELO, 2019).

Portanto, considera-se extremamente relevante expandir a possibilidade da aplicação dessa metodologia a estações de tratamento de água. Além disso, a análise de confiabilidade de ETAs por meio da metodologia desenvolvida por Niku *et al.* (1979) assume relevância ao permitir uma avaliação conjunta dos limites e dos percentuais de atendimento de forma simples, a partir de estatísticas básicas obtidas de dados representativos de monitoramento de qualidade do efluente da estação (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008; OLIVEIRA *et al.*, 2014a).

A Tabela 3.4 apresenta algumas pesquisas que analisaram o desempenho de estações de tratamento de água por meio de ferramentas estatísticas.

Tabela 3.4 - Pesquisas que analisaram o desempenho de estações de tratamento de água por meio de ferramentas estatísticas

REFERÊNCIA	CONTEXTUALIZAÇÃO/OBJETIVO	PRINCIPAIS PARÂMETROS / PERÍODO DE ANÁLISE	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	CONCLUSÕES
Makungo <i>et al.</i> (2011)	Avaliação do desempenho da ETA de Mutshedzi de pequeno porte localizada na África do Sul, por meio da análise da qualidade da água bruta e tratada e da conformidade com as diretrizes para uso doméstico estabelecidas pelo Departamento de Assuntos Hídricos (DWA).	- pH, condutividade elétrica, turbidez, cálcio, magnésio, manganês, ferro, cloreto e fluoreto. - Julho a dezembro de 2009.	Gráficos de série temporal e estatística descritiva.	Atendimento para a água tratada referente aos parâmetros analisados entre 86 % e 93%, com turbidez e fluoreto atendendo parcialmente os limites recomendados. O desempenho da ETA foi adversamente afetado pela capacidade da estação (pequeno porte), com mão de obra pouco especializada, e pela deficiência no monitoramento da dosagem de produtos químicos e da qualidade da água tratada.
Montoya <i>et al.</i> (2011)	Avaliação do efeito do aumento da turbidez da água bruta sobre a qualidade da água clarificada e tratada de uma estação de tratamento de água localizada em Cali, Colômbia (abastece mais de 60% da cidade de Cali).	- Dados de turbidez da água bruta, clarificada e tratada, dados de dosagem de coagulante e desinfetante. - Ano de 2007.	Estatística descritiva e teste de Correlação de Spearman.	Os resultados indicaram que o aumento da turbidez da água bruta afetou a eficiência do tratamento e a qualidade da água tratada, sendo a filtração a etapa mais vulnerável. Além disso, identificaram alta correlação entre a turbidez da água bruta e a dosagem de coagulante e desinfetante.
Ali <i>et al.</i> (2012)	Avaliação do desempenho de duas ETAs convencionais localizadas no Paquistão considerando as recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS).	- Turbidez, pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, cloretos, nitrato, sulfato, coliformes totais e termotolerantes. - Coletas quinzenais de amostras durante um período de 12 meses.	Estatística descritiva e, cálculo das eficiências de remoção dos parâmetros considerando as etapas do tratamento.	Atendimento às recomendações da OMS para água tratada. Eficiência de remoção de turbidez na etapa de decantação (33 e 37%); Eficiências globais, considerando a água filtrada (81 e 91 %). Para coliformes: 100% de remoção nas duas ETAs, considerando todas as etapas do tratamento. No entanto, ocorreu um incremento de turbidez e de coliformes na água bruta devido à atividades antropogênicas e pastoreio de animais perto do mananciais de abastecimento. Isso sugere a necessidade de proteção dos mananciais.
Janna e Al-Samawi (2014)	Avaliação de desempenho da estação de tratamento de água de Al-Karkh, na cidade de Bagdá, considerando o parâmetro turbidez.	- Turbidez da água bruta e tratada. - Coletas diárias durante três anos (janeiro de 2000 a dezembro de 2002).	Estatística descritiva, cálculo das eficiências de remoção e teste de correlação.	Os dados de turbidez da água bruta variaram de 6 a 1400 (NTU), indicando a necessidade de usar tanques de pré-sedimentação, especialmente quando a turbidez é relativamente alta. No entanto, não foi encontrada correlação significativa entre a turbidez da água bruta e da água tratada. A eficiência de remoção foi cerca de 96%. A maioria dos dados de turbidez da água tratada ficaram abaixo de 5 NTU (padrão Iraquiano e da OMS). Em relação ao limite de 1,0 NTU, em cerca de 68% dos dias do ano esse limite foi violado, indicando a necessidade da manutenção sistemática das unidades da estação e de se considerar a adoção de um tratamento mais avançado.
Khallaf <i>et al.</i> (2014)	Análise de desempenho da Estação de Tratamento de Água Shebin El-Kom, localizada no Egito, a partir da análise de parâmetros físico-químicos da água bruta, tratada e distribuída.	- Temperatura, pH, turbidez, cloreto, alcalinidade, sólidos suspensos totais, manganês, ferro, fluoreto, amônia, oxigênio dissolvido e fosfato. - Coleta de amostra três vezes ao mês durante o período de novembro/2008 a novembro/2009.	Estatística descritiva e análise de correlação.	A maioria dos parâmetros diminuíram gradualmente a medida que a água passou pelas diferentes etapas do processo de tratamento. Alguns parâmetros apresentaram valores mais elevados no sistema de distribuição, quando comparados com as etapas anteriores. Os autores mencionaram que isso pode ter ocorrido devido danos e ferrugem nas tubulações de distribuição e ou crescimento bacteriano, o que deve ser corrigido para evitar a contaminação da água tratada distribuída.

REFERÊNCIA	CONTEXTUALIZAÇÃO/OBJETIVO	PRINCIPAIS PARÂMETROS / PERÍODO DE ANÁLISE	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	CONCLUSÕES
Mishra e Kadu (2014)	Análise do desempenho de uma estação de tratamento de água convencional localizada em Yavatmal, Índia, por meio da avaliação da qualidade da água bruta e tratada e da comparação dos parâmetros da água tratada com os limites estabelecidos em IS: 10500/2012 (padrão indiano para água potável).	- pH, turbidez, alcalinidade, sólidos totais e dureza, da água bruta e tratada.	Estatística descritiva.	Os resultados indicaram turbidez da água bruta de 2,45 a 447 uT (captação em barragem), turbidez da água tratada de 0,36 - 9,7 uT, pH da água bruta de 6,9 - 7,8 e da água tratada de 6,5 a 7,8. Todos os parâmetros analisados ficaram de acordo com os limites estabelecidos pelo padrão indiano indicando, neste caso, um bom desempenho da ETA com base na qualidade da água tratada.
Oliveira <i>et al.</i> (2014a)	Análise de confiabilidade para uma ETA brasileira de filtração direta.	- Registros médios diários dos parâmetros turbidez, cor aparente, pH, alumínio, cloro e flúor. - Período de monitoramento de dezembro de 2007 a agosto de 2011.	Análise de confiabilidade por meio da metodologia desenvolvida por Niku <i>et al.</i> (1979).	A análise de confiabilidade levou a resultados imprecisos para os parâmetros cujos percentuais de conformidade permaneceram abaixo de 90%. Os autores ressaltam que a falta de aderência à distribuição lognormal pode ter levado a estes resultados imprecisos. Em relação aos parâmetros com limites inferiores e superiores, nenhuma conclusão definitiva foi obtida sobre a adequação da análise de confiabilidade. Da mesma forma, os autores constataram que para altos percentuais de conformidade, os valores estimados e observados foram semelhantes para pH (100%), cloro (99%) e, respectivamente, 100 e 95% para flúor. Por fim, com exceção da turbidez, todos os valores observados permaneceram distantes e abaixo dos valores estimados, o que pode indicar alta confiabilidade e conformidade com os padrões de qualidade da água.
Melo <i>et al.</i> (2015)	Análise da confiabilidade de seis estações de tratamento de água, localizadas no Brasil, de distintos portes e tecnologias de tratamento (convencional: duas de pequeno porte, uma de médio e uma de grande porte; uma de filtração direta com floculação de grande porte e; uma de dupla filtração de médio porte).	-Turbidez da água tratada. - Valores médios de dados registrados diariamente entre os anos de 2001 e 2011.	Análise de confiabilidade por meio da metodologia desenvolvida por Niku <i>et al.</i> (1979).	A ETA de dupla filtração de médio porte apresentou melhor desempenho em comparação as demais, registrando valores de turbidez observados menores que os requeridos e maiores percentuais esperados de atendimento. No entanto, os autores não conseguiram concluir sobre a influência do porte no desempenho das estações.
Ahmadli <i>et al.</i> (2017)	Avaliação do desempenho da estação de tratamento de água de Qom - Irã (capacidade de 3000 L/s), para a remoção de turbidez e coliformes e comparação com o padrão de potabilidade iraniano.	- Turbidez e coliformes. - Dados diários do período de 2005 a 2014, correspondentes a água bruta, a água decantada e a água filtrada.	Estatística descritiva, testes de hipóteses (teste-t) e de correlação.	Os resultados indicaram que a turbidez da água bruta variou entre 1,05-253 NTU. No entanto, todos os valores de turbidez da água tratada foram menores que o padrão iraniano (nível desejável: 1 uT; máximo permitido: 5 uT). A ETA apresentou eficiência de remoção de turbidez na clarificação entre 68 e 79% e próximo de 100% considerando o tratamento global. A eficiência global de remoção de coliformes foi de 100% (padrão iraniano: coliformes ausentes na água potável), indicando desempenho adequado. Os autores ressaltaram a importância do monitoramento e avaliação contínua de ETA para identificar possíveis problemas e investir em melhorias no tratamento, que garantam a saúde pública.
Almeida <i>et al.</i> (2017)	Avaliação do desempenho de uma estação convencional de tratamento de água, localizada no Brasil, por meio da análise dos procedimentos operacionais e da qualidade da água, considerando o período seco e chuvoso.	- Turbidez, cor e pH da água bruta e filtrada. - Dados coletados de duas em duas horas em mês seco e chuvoso.	Estatística descritiva e curvas de frequência acumulada.	No período chuvoso a turbidez e a cor na água bruta se apresentam mais elevadas, trazendo consequências indiretas ao tratamento, como o uso de coagulante químico e aumento da frequência de lavagem dos filtros. Em ambos os períodos o atendimento ao padrão de 0,5 uT foi mínimo, bem abaixo do exigido pela legislação (95% das amostras inferiores a 0,5 uT). Os resultados demonstraram que a ETA necessita de adequações para elevar a qualidade da água tratada e aumentar o seu desempenho. A otimização dos

REFERÊNCIA	CONTEXTUALIZAÇÃO/OBJETIVO	PRINCIPAIS PARÂMETROS / PERÍODO DE ANÁLISE	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	CONCLUSÕES
				procedimentos, especialmente da coagulação química, pode dar suporte a essas modificações.
Bastos <i>et al.</i> (2017)	Análise de desempenho de duas estações de tratamento de água de ciclo completo (ETA I: vazão entre 157 e 236 L/s; ETA II: vazão de 30 L/s) localizadas no estado de Minas Gerais, Brasil. Para isso, foi avaliada a qualidade da água bruta, decantada e filtrada e comparadas as condições de projeto, as condições reais de funcionamento das ETA e as condições ideais de funcionamento (ensaios de tratabilidade).	- Turbidez da água bruta, decantada e filtrada (dados diários de 2000 a 2014). - Parâmetros teóricos de projeto (vazões de operação das ETAs e dimensões das unidades de tratamento).	Estatística descritiva.	Ambas as ETAs produziram água com qualidade adequada (maioria dos dados de turbidez da água decantada inferior a 5 uT e da água filtrada inferior a 0,5 uT). No entanto, na ETA II, o tratamento foi mais eficiente, com grande maioria das características hidráulicas das unidades com valores de acordo com as recomendações técnicas. A realização de ensaios <i>jar-test</i> diários para determinação da dose de coagulante a ser aplicado na ETA II otimiza a eficiência do tratamento e reduz o consumo de produtos químicos. Além disso, a ETA II realizou a troca dos leitos filtrantes e os operadores foram treinados para realizar o processo de retrolavagem, contribuindo para a produção de água de excelente qualidade e obtenção de carreiras de filtração mais prolongadas. Isso demonstra a importância do controle operacional no desempenhos das estações.
Issa (2017)	Avaliação do desempenho de uma estação de tratamento de água convencional localizada na cidade de Khanaqin no Iraque, a partir da avaliação da qualidade da água bruta e tratada da ETA e da comparação com os limites estabelecidos no padrão de potabilidade do Iraque e nas diretrizes da OMS.	- Turbidez, pH, sólidos dissolvidos totais, cloro residual, <i>E.coli</i> . - Período compreendido entre março e abril de 2017.	Estatística descritiva e cálculo da eficiência de remoção.	Os resultados indicaram uma turbidez média na água bruta de 260 uT e na água tratada de 5,5 uT, o qual excedeu em 9% o limite de 5 uT (padrão Iraquiano) e em 81% o limite de 1 uT. A eficiência geral de remoção da turbidez foi de 97,88%. O parâmetro pH teve pouca variação tanto na água bruta quanto na água tratada, ficando em acordo com os padrões. A concentração de cloro residual livre (variou de 1,0 a 4 mg/L no efluente da ETA) também ficou de acordo com os padrões indicando uma boa desinfecção, com resultado negativo para o parâmetro <i>E.coli</i> na água tratada.
Khan e Rastogi (2017)	Avaliação do desempenho de uma estação de tratamento de água convencional, em Motijheel Gwalior - Índia, considerando a qualidade da água bruta e filtrada e comparação com padrão de potabilidade Indiano (10500:2012).	- Sólidos totais, sólidos dissolvidos, sólidos suspensos, turbidez, número mais provável de bactérias-NMP, oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade, acidez, cloretos e dureza. - Coleta de amostras duas vezes por mês (durante cinco meses) da água bruta e água filtrada.	Estatística descritiva.	Os resultados indicaram turbidez de cerca de 1,5-2 NTU (proveniente de barragem) na água bruta e após a filtração entre 0,2-0,6 NTU (padrão < 5 NTU); NMP na água bruta de cerca de 4-15/100ml, após filtração cerca de 0-3/100ml e NMP totalmente removido da água potável após cloração (padrão igual a 0/100 ml). No geral, a maioria dos parâmetros ficaram em acordo com o padrão indiano IS-10500 de 2012 e, portanto, a água da ETA foi considerada segura para beber.

REFERÊNCIA	CONTEXTUALIZAÇÃO/OBJETIVO	PRINCIPAIS PARÂMETROS / PERÍODO DE ANÁLISE	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	CONCLUSÕES
Khan e Ahmad (2018)	Análise do desempenho de uma ETA convencional localizada em Nangloi - Nova Deli, a partir da qualidade da água bruta, decantada e filtrada e comparação com os padrões de água potável da IS: 10500.	- Turbidez, sólidos totais, sólidos totais dissolvidos, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, cloro residual e perda de água. - Amostras coletadas de hora em hora, durante os meses de março e agosto.	Estatística descritiva e cálculo da eficiência de remoção dos parâmetros.	A maior parte dos parâmetros estavam dentro dos limites para água potável. A turbidez da água decantada sempre ficou abaixo de 10 NTU e da água filtrada abaixo do limite desejável de 1 NTU. A eficiência de remoção de turbidez foi maior quando foram registrados maiores valores de turbidez na água bruta, ficando em torno 97-98%, considerando o tratamento global. O consumo de coagulante também foi maior para altos valores de turbidez da água bruta. A perda de água durante o tratamento foi de apenas 0,36%, bem inferior ao limite considerado como aceitável de 1,5%. Portanto, de acordo com este estudo, a água tratada foi considerada segura para consumo humano.
Souza (2018)	Avaliação do desempenho e da estabilidade de quinze estações de tratamento de água localizadas no Brasil, de diferentes portes e tecnologias, por meio da aplicação de gráficos de controle estatístico de processo a partir de dados secundários provenientes de monitoramentos em escala real.	- Turbidez, cor aparente, cloro e flúor residuais. - Dados horários referentes aos anos de 2015 e 2016.	Estatística descritiva, cálculo da eficiência de remoção de turbidez e cor aparente, testes de hipóteses não paramétricos, gráficos de controle estatístico de processo.	O autor constatou que em geral, as ETAs convencionais tratavam água bruta com valores mais elevados de turbidez e cor em relação às demais ETAs, fato que refletiu na elevada eficiência de remoção desses parâmetros. O estudo comparativo da estabilidade em função do porte indicou que as estações de médio porte obtiveram maior estabilidade. Já a estabilidade, em relação à tecnologia de tratamento, indicou que nas estações de pequeno porte a ETA de filtração direta alcançou maior desempenho, seguida da ETA convencional e de dupla filtração. No que concerne ao grupo das ETAs de grande porte, notou-se maior estabilidade para as estações de oxidação com filtração e de filtração direta, seguidas pela ETA de ciclo completo com flotação.
Melo (2019)	Análise do desempenho de 45 ETAs de distintas tecnologias e portes, localizadas no Brasil, a partir da comparação da qualidade da água bruta e tratada e do atendimento aos padrões de potabilidade (Portaria de potabilidade brasileira e USEPA) e às diretrizes da OMS.	- Vazão, turbidez, cor aparente e pH para água bruta; - Turbidez, cor aparente, pH, cloro e flúor para a água tratada; - Dados horários compreendidos no período entre janeiro de 2010 e junho de 2017.	Testes estatísticos não paramétricos, estatística multivariada, análise de confiabilidade por meio da metodologia desenvolvida por Niku <i>et al.</i> (1979).	No estudo não foi possível identificar um padrão da influência do porte e da tecnologia de tratamento no desempenho das ETAs. O percentual de atendimento aos padrões de potabilidade (USEPA e Consolidação nº 5/2017) e diretrizes da OMS dos parâmetros cor aparente, pH, cloro e flúor foi de 100% para a maioria das ETAs analisadas. O parâmetro turbidez apresentou um descompasso em relação ao atendimento dos padrões, com exceção do menos restritivo de 5 uT da OMS, atendido integralmente pela maior parte das estações. A análise de confiabilidade mostrou que os valores médios de turbidez observados na água tratada por quase todas as ETAs seriam insuficientes para garantir 95% de atendimento aos padrões de 0,1, 0,3 e 0,5 uT.

Outras análises estatísticas que têm sido empregadas para avaliar o desempenho de estações de tratamento de água compreendem a elaboração de indicadores de desempenho e índices para a qualidade da água bruta e da água tratada das estações, considerando parâmetros de qualidade da água e fatores operacionais (LOPES; LIBÂNIO, 2005; CHANG *et al.*, 2007; LIBÂNIO; LOPES, 2009; SOUZA; LIBÂNIO, 2009; ALOBAIDY *et al.*, 2010; SADIQ *et al.*, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2014b; PEREIRA *et al.*, 2018); a aplicação de gráficos de controle estatístico de processos, que permite identificar a variabilidade do tratamento e conseqüentemente a estabilidade do processo (HONORATO; CONSTANZI, 2013; HENNING, 2014; SOUZA, 2018); e o desenvolvimento de modelos matemáticos e computacionais de simulação para avaliar e otimizar o funcionamento de ETAs (RAO SRINIVASA; SHRIHARI, 2010; LAMRINI *et al.*, 2011; JUNTUNEN *et al.*, 2013; MOSTAFA *et al.*, 2015; KIM; PARNICHKUN, 2017; KOLEVA *et al.*, 2017; HENRIQUES, 2019).

Considerando a multiplicidade de variáveis que podem afetar o desempenho de uma estação de tratamento de água, recentemente alguns autores têm empregado metodologias multicritério em avaliações de desempenho de ETAs, que podem incluir vários fatores como eficiência operacional, custo-benefício, suprimento da demanda, qualidade da água bruta, tipo e dosagem de produtos químicos e eficiência de equipamentos (CHOUDHURY; SAHA, 2018; NAWAZ; ALI, 2018).

Omran (2011) em estudo de caso de uma ETA localizada em Penang-Malásia também considerou o impacto de vários fatores sobre o desempenho da estação, como operação, manutenção, gestão de recursos humanos, finanças, nível de qualidade de serviço e satisfação do consumidor. Por meio dessa pesquisa, foi mostrado que a gestão da operação tem o maior efeito sobre o desempenho da estação. Chew *et al.* (2015), como base em estudo de caso de estações de tratamento de água em escala industrial na Malásia, também verificaram que os fatores projeto e operação impactam altamente no desempenho da estação.

Observa-se que a maioria dos estudos de desempenho de estações de tratamento de água avaliam poucas ou apenas uma estação em operação com um número reduzido de dados de monitoramento, ou são associados a testes de bancada e a testes laboratoriais de escalas reduzidas. Dessa forma, são escassos os estudos que consideram ampla gama de dados secundários oriundos do monitoramento de ETAs em funcionamento.

Além disso, recentemente muitos estudos sobre qualidade de água para abastecimento humano tem como foco os contaminantes emergentes (fármacos, disruptores endócrinos, microplásticos) (SU *et al.*, 2018; MA *et al.*, 2019; NOVOTNA *et al.*, 2019), os subprodutos da desinfecção (CHHIPI-SHRESTHA *et al.*, 2018; GORA; ANDREWS, 2019; WANG *et al.*, 2019), e as tecnologias de tratamento mais avançadas que permitam a remoção desses compostos, como a utilização de membranas e nanopartículas (PRATHNA *et al.*, 2018; SHAO *et al.*, 2018; TEODOSIU *et al.*, 2018).

3.6 Análises de tendências temporais dos parâmetros de qualidade da água bruta

Conforme mencionado, a variação da qualidade da água bruta pode influenciar no desempenho das etapas do tratamento, constituindo-se um problema complexo. Além disso, a avaliação das características da água bruta é um dos principais fatores determinantes na escolha da tecnologia de tratamento de água (OLIVEIRA *et al.*, 2014b), tornando fundamental uma caracterização completa da mesma, considerando também sua variabilidade ao longo do tempo. Portanto, torna-se necessária a adoção de métodos que possibilitem avaliar tais variações, como o emprego de análises de tendências temporais dos parâmetros da qualidade da água bruta.

As análises de tendências temporais possibilitam a avaliação de longas séries de dados de forma resumida e completa, sendo importantes para estudos ambientais e programas de monitoramento (EPA, 2006). Em termos estatísticos, determinar se o valor de uma variável apresenta tendência significativa de elevação ou redução ao longo do tempo significa determinar se a distribuição de probabilidade dessa variável ou alguma medida de tendência central dessa variável mudou ao longo do tempo. Na avaliação estatística de tendência temporal de variáveis, a hipótese nula (H_0) é que não existe tendência. O resultado do teste é uma decisão entre rejeitar H_0 ou não. A falha em rejeitar a hipótese nula não comprova que não existe a tendência, mas é uma conformação de que não foi possível concluir se há tendência devido à insuficiência de evidências (HELSEL; HIRSCH, 1992).

O teste de *Mann-Kendall* (MK) é amplamente utilizado na análise de tendência temporal (MANN, 1945; KENDALL, 1955). Este teste assume que as variáveis aleatórias são independentes e os valores das variáveis seguem o mesmo tipo de distribuição. Ele é um teste não paramétrico e possibilita determinar se os valores da variável (parâmetro) Y tendem a aumentar ou reduzir à medida que o tempo T aumenta, de forma monotônica (constituindo uma

função crescente ou decrescente). Portanto, verifica-se no teste de *Mann-Kendall* se o valor central é alterado ao longo do tempo (HELSEL; HIRSCH, 1992). Ressalta-se que a verificação da autocorrelação é um pré-requisito para aplicar o teste de *Mann-Kendall*, a fim de se evitar a falsa detecção de tendência (HIPEL; MCLEOD, 1994).

Para realizar o teste *Mann-Kendall* são calculados os valores de S e de τ (Tau). A estatística S de *Kendall* é computada a partir da comparação de todos os pares Y, T (parâmetro, tempo). O teste estatístico S, o teste para tendência, mede a dependência monotônica de Y em T. Tau (τ) mede a força de uma relação monotônica de Y em T. É um procedimento baseado em ranque. Os valores são avaliados como uma série temporal ordenada, sendo que cada valor é comparado com o dado subsequente. Se o parâmetro Y em determinado tempo é maior do que o antecedente a ele, a estatística S é incrementada em 1. Ao contrário, se o parâmetro Y em determinado tempo é menor do que o antecedente a ele, S é reduzido em 1. A soma de todos os incrementos e reduções leva ao valor final de S (DRÁPELA; DRÁPELOVÁ, 2011).

Um valor-p menor que o nível de significância do teste indica que a hipótese nula de não haver tendência deve ser rejeitada e que portanto há uma tendência na série analisada. Enquanto que o resultado da estatística S (e, conseqüentemente, Tau - τ - de *Kendall* de Y versus T), indica o sentido da tendência. Se os resultados mostrarem mais somas do que reduções ($S > 0$), está sendo indicada uma tendência de elevação; ao contrário, havendo mais subtrações do que somas ($S < 0$), existe uma evidência de tendência de redução (EPA, 2006; JOHNSON *et al.*, 2009; COSTA *et al.*, 2017a).

É importante destacar que Hamed e Rao (1998) propuseram um teste modificado de *Mann-Kendall* robusto para dados autocorrelacionados. Esse teste é baseado no valor modificado da variância da estatística S do teste de *Mann-Kendall* para compensar o efeito da autocorrelação serial dos dados.

Considerando que a qualidade de águas superficiais pode sofrer variações decorrentes de ciclos sazonais, é importante considerar o fator sazonalidade na análise de tendências temporais de parâmetros de qualidade de água. Deve-se remover ou tentar compensar os efeitos que a sazonalidade causa na tendência dos parâmetros de qualidade de água ao longo do tempo, de forma a possibilitar a melhor definição da tendência exclusiva da variação do parâmetro ao longo do tempo (EPA, 2006).

O teste Sazonal de *Mann-Kendall* (SMK) é robusto para dados autocorrelacionados (HIRSCH; SLACK, 1984; LUIZ *et al.*, 2012) e considera a sazonalidade das amostras ao comparar coletas de mesmos períodos ao longo dos anos, verificando a tendência global encontrada (HIRSCH *et al.*, 1982). O teste é realizado, por exemplo, comparando-se amostras mensais de diferentes anos entre si e, ao final, somando, as estatísticas S de cada período para formar a estatística da tendência global (EPA, 2006). Ressalta-se que, antes de utilizar um teste de tendência sazonal, deve-se verificar se há sazonalidade nos dados, caso esta não seja detectada, pode-se proceder com os testes não sazonais sem prejuízos à análise. Essa verificação pode ser realizada por meio do teste de *Kruskal-Wallis* e utilização de gráficos *box-whisker* para distinguir diferenças significativas entre os períodos (CHRISTOFARO; LEÃO, 2009).

Por apresentarem robustez, lidarem bem com as falhas nas séries de dados e com dados abaixo do limite de detecção, os testes de MK e SMK são frequentemente utilizados em estudos ambientais para a verificação de tendências monotônicas (HELSEL; HIRSCH, 2002).

Uma tendência temporal, eventualmente presente em uma série Y, ao longo do tempo T, pode também ser detectada pela correlação entre a série e o índice de tempo, por meio do teste não paramétrico de Correlação de *Spearman* (NAGUETTINI; PINTO, 2007). O coeficiente de correlação de *Spearman* pode ser usado como uma ferramenta estatística para detectar tendências monotônicas de determinados parâmetros com o tempo ou espaço, podendo ser útil para determinar se os valores estão aumentando ou diminuindo ao longo do tempo. Por ser uma técnica que opera com o ranqueamento dos dados, é relativamente insensível aos *outliers* e não requer que os dados tenham sido coletados em intervalos regulares (GAUTHIER, 2001; EPA, 2006). No entanto, é importante ressaltar que a correlação de *Spearman* deve ser usada como uma ferramenta exploratória, em conjunto com outras informações, e as conclusões devem ser baseadas em todos os resultados (GAUTHIER, 2001).

Diversos estudos têm sido realizados com a finalidade de acompanhar a evolução e identificar tendências na qualidade das águas (CHRISTOFARO; LEÃO, 2009; LEE *et al.*, 2010; LUO *et al.*, 2011; TABARI *et al.*, 2011; GOCIC; TRAJKOVIC, 2013; SUN *et al.*, 2013; TRINDADE, 2013; NIAZI *et al.*, 2014; BARBOSA, 2015; PINTO, 2016; COSTA *et al.*, 2017a; COSTA *et al.*, 2017b; PINTO *et al.*, 2017; TRINDADE *et al.*, 2017; DANTAS *et al.*, 2019). Contudo, estudos de tendência temporal de qualidade de águas superficiais destinadas ao abastecimento humano são mais escassos.

4 METODOLOGIA

Inicialmente, foi realizado o levantamento e a sistematização de dados referentes aos parâmetros de qualidade da água bruta, decantada e tratada, assim como alguns dados operacionais de 21 estações convencionais de tratamento de água. Tais informações referem-se aos parâmetros turbidez da água bruta, decantada e tratada; cor aparente da água bruta, decantada e tratada; pH da água bruta e da água tratada; cloro e flúor residuais; vazão de projeto e operação; além de tipo e dosagem de coagulantes empregados nas ETAs.

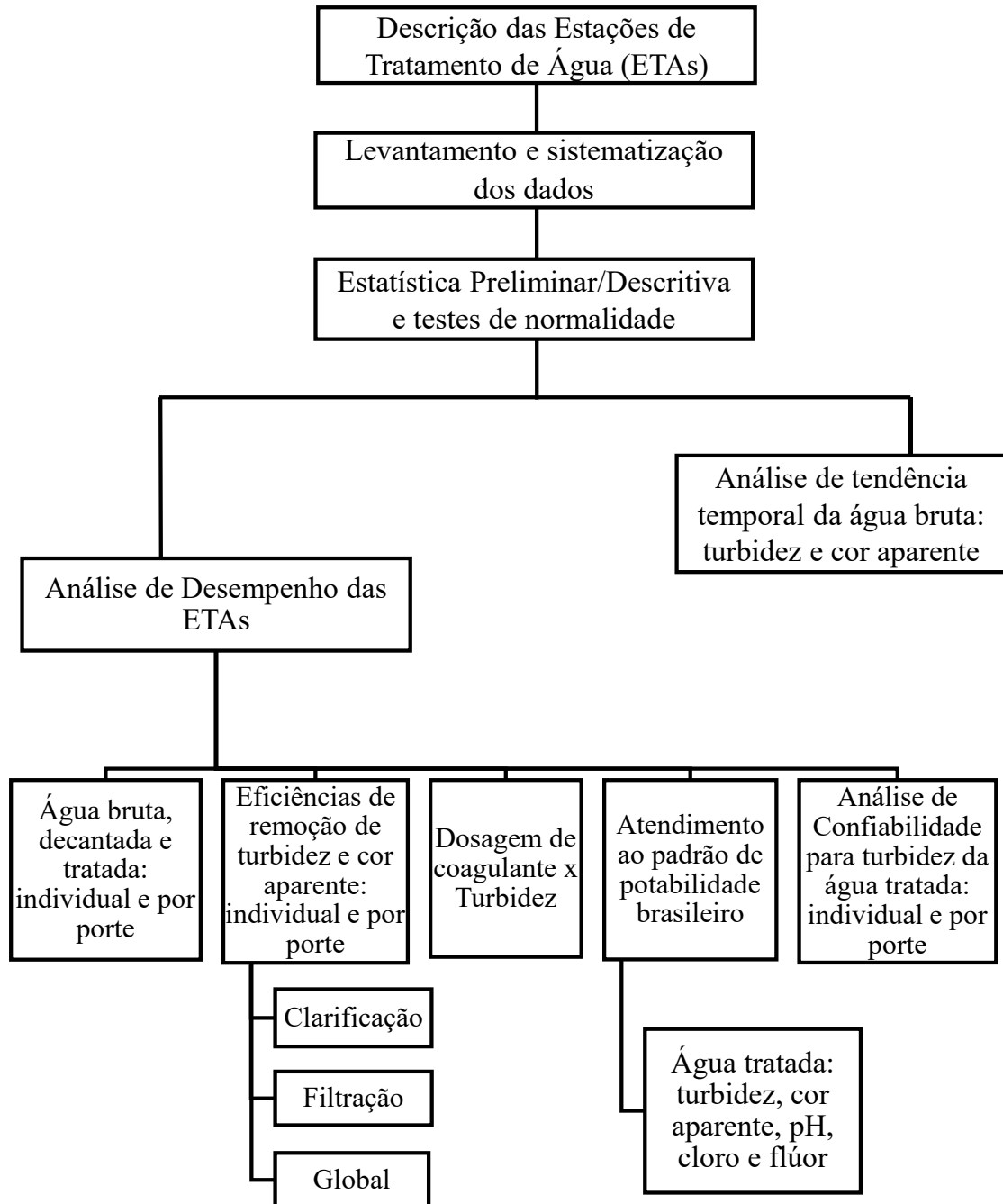
Em seguida, foi realizada uma análise estatística preliminar para auxiliar na identificação de *outliers* e falhas de preenchimento no banco de dados. Posteriormente foi calculada a estatística descritiva dos dados e aplicados testes de normalidade para verificar a distribuição de frequência das observações, que é pressuposto para aplicação dos testes de hipóteses empregados na avaliação estatística do desempenho das ETAs.

Por fim, foi analisado o desempenho individual e por porte das ETAs, por meio das seguintes etapas:

- Análise e comparação da qualidade da água bruta, da água decantada e da água tratada, por meio de testes de hipóteses não paramétricos;
- Cálculo das eficiências de remoção dos parâmetros turbidez e cor aparente ao final da etapa de clarificação, ao final da etapa de filtração e considerando o tratamento global;
- Estudo da relação da dosagem de coagulante e os valores de turbidez da água bruta, da água decantada e da água tratada por meio de teste de correlação;
- Percentual de atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro estabelecido na Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017) e;
- Confiabilidade das estações estudadas para o parâmetro turbidez da água tratada.

Posteriormente, também foi realizada a análise de tendência temporal dos parâmetros turbidez e cor aparente da água bruta afluyente as ETAs estudadas. A fim de auxiliar a compreensão, a Figura 4.1 apresenta um fluxograma das etapas metodológicas que foram empregadas no trabalho.

Figura 4.1 - Fluxograma das etapas metodológicas do trabalho



4.1 Descrição das Estações de Tratamento de água

Conforme mencionado, neste trabalho foram selecionadas para análise 21 estações de tratamento de água do tipo convencional de distintos portes, localizadas no Brasil. Por solicitação dos prestadores de serviços, foi mantido em sigilo o nome real das respectivas estações. Desta forma, as mesmas foram nomeadas por códigos, permitindo a manutenção do anonimato assim como a padronização e facilitação do entendimento do leitor ao longo do

trabalho. O código nomeia a ETA pelo número (01, 02, 21), seguido do porte (P = pequeno; M = médio; G = grande).

Para a definição do porte das estações foram considerados os limites estabelecidos na Deliberação Normativa COPAM nº 217 de 2017 (MINAS GERAIS, 2017): estações cuja vazão de água tratada está compreendida entre 20 L/s e 100 L/s são consideradas de pequeno porte; estações cuja vazão de água tratada está entre 100 L/s e 500 L/s, são consideradas de médio porte; por fim, estações que possuem vazão de água tratada superior a 500 L/s, grande porte.

No entanto, cabe ressaltar que a vazão prevista em projeto para classificação do porte apresentou grande discrepância quando confrontada com a vazão efetivamente tratada pelas estações. Foi verificado que poucas ETAs tratavam vazões compatíveis com as de projeto e, em vários casos, em dias isolados tratavam uma vazão muito acima ou muito abaixo daquela informada.

Desta forma, visando uma homogeneidade e distribuição dos dados de acordo com o porte, foram considerados intervalos de dados de vazão da água tratada até o percentil 95%, sendo desconsiderados os 5% maiores que o limite superior. Ressalta-se que tal critério também foi considerado por Melo (2019). Assim, quando o percentil 95%, ou seja, quando 95% dos dados de vazão apresentavam valores compreendidos entre 20 L/s e 100 L/s, as estações foram consideradas de pequeno porte. As estações cujo percentil 95% da vazão estava entre 100 L/s e 500 L/s, foram consideradas de médio porte, por fim, estações que possuíam percentil 95% da vazão superior a 500 L/s, grande porte.

A Tabela 4.1 apresenta as principais características das ETAs selecionadas no estudo.

Tabela 4.1 - Características das estações de tratamento de água

Estação	Vazão de projeto (L/s)	Percentil 95% da vazão tratada (L/s)	Porte	Tipo do Manancial de Captação	Tipo do Coagulante empregado
ETA01-P	50	51	Pequeno	Lótico	Sulfato de alumínio líquido
ETA02-P	50	57	Pequeno	Lótico	Sulfato de alumínio granulado
ETA03-P	50	51	Pequeno	Lótico	Sulfato de alumínio líquido
ETA04-P	50	45	Pequeno	Lótico	Sulfato de alumínio granulado
ETA05-P	50	60	Pequeno	Lótico	Sulfato de alumínio líquido
ETA06-P	50	57	Pequeno	Lótico	Sulfato de alumínio líquido e granulado
ETA07-P	70	66	Pequeno	Lótico	Cloreto Férrico
ETA08-P	80	88	Pequeno	Lótico	Sulfato de alumínio granulado
ETA09-P	90	93	Pequeno	Lótico	Cloreto Férrico
ETA10-M	100	114	Médio	Lótico	Sulfato de alumínio líquido
ETA11-M	150	150	Médio	Lótico	Sulfato de alumínio líquido
ETA12-M	150	160	Médio	Lótico	Sulfato de alumínio líquido e POLIFLOC
ETA13-M	150	171	Médio	Lótico	Sulfato de alumínio líquido
ETA14-M	200	190	Médio	Lótico	Sulfato de alumínio líquido
ETA15-M	250	262	Médio	Lótico	Sulfato de alumínio líquido e granulado
ETA16-M	300	275	Médio	Lótico	Sulfato de alumínio líquido
ETA17-M	400	343	Médio	Lêntico	Sulfato ferroso clorado e cloreto férrico
ETA18-G	500	568	Grande	Lêntico	Sulfato de alumínio líquido e policloreto de alumínio
ETA19-G	500	627	Grande	Lêntico	Sulfato de alumínio líquido e granulado, sulfato ferroso clorado e policloreto de alumínio
ETA20-G	4000	5125	Grande	Lêntico	Sulfato de alumínio líquido
ETA21-G	7500	7327	Grande	Lótico	Sulfato ferroso clorado e cloreto férrico

4.2 Levantamento e sistematização dos dados de monitoramento

Os dados de monitoramento das estações foram fornecidos pelos prestadores de serviços de saneamento. Cada ETA apresentou uma frequência específica de monitoramento dos parâmetros, sendo que para a água bruta e para a água decantada a maioria das coletas era realizada duas vezes ao dia, enquanto as de água tratada eram realizadas geralmente de duas em duas horas, conforme recomendado pela Portaria de potabilidade brasileira (BRASIL, 2017). O período de abrangência dos dados de monitoramento das ETAs corresponde a janeiro de 2012 a dezembro de 2016. Neste trabalho, as análises foram realizadas considerando a média diária dos dados de monitoramento das estações, totalizando cerca de 451 mil dados diários. Tais

dados foram estruturados de forma a facilitar a utilização e consulta, com a organização em planilhas eletrônicas (Microsoft Excel), em ordem cronológica de monitoramento.

Os parâmetros de qualidade da água selecionados para análise no presente trabalho foram: turbidez, cor aparente, pH, concentrações de cloro e flúor residuais. Tais parâmetros foram selecionados pelos seguintes motivos: pela anuência dos prestadores em fornecê-los, por serem rotineiramente monitorados em ETAs, por constarem no padrão de potabilidade estabelecido na Portaria de Consolidação nº 5 (BRASIL, 2017), por serem largamente utilizados em trabalhos de avaliação de ETAs (MAKUNGO *et al.*, 2011; MONTOYA *et al.*, 2011; ALI *et al.*, 2012; KHALLAF *et al.*, 2014; MELO, 2014; MISHRA; KADU, 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2014a; MELO *et al.*, 2015; AHMADLI *et al.*, 2017; ALMEIDA *et al.*, 2017; BASTOS *et al.*, 2017; ISSA, 2017; KHAN; RASTOGI, 2017; KHAN; AHMAD, 2018; SOUZA, 2018; MELO, 2019) e devido à importância sanitária associada aos mesmos. Além disso, foram obtidas as informações de vazão e de dosagem de coagulantes das ETAs.

Melo (2019) ressalta que, em geral, as diretrizes de potabilidade de maior prioridade são aquelas que lidam com contaminantes microbiológicos como bactérias, protozoários e vírus. No entanto, não foi possível analisar tais parâmetros no presente trabalho, uma vez que os mesmos não foram disponibilizados pelos prestadores de serviço.

O monitoramento e avaliação dos parâmetros cor e turbidez vão além da questão estética e rejeição da água pelo consumidor, sendo extremamente relevantes em função do risco sanitário associado aos mesmos. Partículas responsáveis pela turbidez podem abrigar microrganismos patogênicos, e em alguns casos metais, e reduzir o efeito da desinfecção (ZHANG *et al.*, 2012; AHMADLI *et al.*, 2017; PEREIRA *et al.*, 2018). A cor pode estar associada a matéria orgânica e possível formação de subprodutos da desinfecção (LIBÂNIO, 2016). Destaca-se que as ETAs não realizam o monitoramento da cor verdadeira, monitorando apenas a cor aparente.

O pH, apesar de geralmente não representar um risco sanitário, o que demonstra o amplo intervalo definido no padrão de potabilidade para este parâmetro, é de grande importância nas etapas do tratamento, como na definição e controle das condições de coagulação e desinfecção (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Já o cloro e flúor residuais são extremamente relevantes por minimizar a presença de microrganismos patogênicos na água distribuída e reduzir a

incidência da cárie dentária na população abastecida, respectivamente (MELO, 2014; LIBÂNIO, 2016; SOUZA, 2018).

Considerando que um dos objetivos do trabalho é avaliar a qualidade da água decantada, e conseqüentemente o desempenho da etapa de clarificação do tratamento convencional, julgou-se relevante analisar dados do tipo e dosagem dos coagulantes empregados nas ETAs, tendo em vista que podem ser fatores que influenciam a primeira etapa do processo de tratamento, a coagulação, e conseqüentemente as etapas seguintes.

4.3 Estatística preliminar

Na estatística preliminar foram identificados *outliers* e falhas de preenchimento no banco de dados. Segundo Grubbs (1969), um *outlier* é uma observação que se desvia nitidamente das demais observações da amostra, podendo representar características reais dos dados ou possíveis erros. No entanto, é importante ressaltar que dados ambientais são conhecidos por apresentarem muitos valores como *outliers*, mas que no contexto são dados corretos e importantes para gerar informação.

Para a identificação de *outliers* foi empregada a técnica de amplitude interquartis (AIQ), dada pela diferença entre o terceiro (Q_3) e o primeiro (Q_1) quartis, sendo considerado *outlier* superior todo valor maior que $(Q_3 + 1,5AIQ)$ e como *outlier* inferior todo valor menor que $(Q_1 - 1,5AIQ)$ (NAGHETTINI; PINTO, 2007). A investigação da presença de *outliers* foi efetuada para todos os dados (vazão, coagulante, turbidez, cor aparente, pH, cloro e flúor residuais). Cada ocorrência de *outlier* foi avaliada individualmente para a decisão de manutenção ou exclusão do banco de dados. Somente foram excluídos valores não passíveis de ocorrência, tais como erro explícito de digitação.

Considerou-se como dados faltantes aqueles valores não computados quando da realização de uma coleta.

4.4 Estatística descritiva

O cálculo da estatística descritiva foi realizado para todos os parâmetros e para todas as estações de tratamento de água do presente estudo. Na estatística descritiva foram calculados o número de dados disponíveis, média, mediana, mínimo, máximo, percentis 5, 10, 25, 75, 90 e 95%, coeficiente de assimetria, desvio-padrão e coeficiente de variação, para os parâmetros referentes

a água bruta, decantada e tratada, além dos parâmetros vazão e dosagem de coagulante. Os resultados da estatística descritiva foram apresentados na forma de tabelas e gráficos do tipo *box-whisker*.

4.5 Testes de normalidade

A fim de verificar a distribuição dos dados, que é pressuposto para aplicação dos testes de hipóteses empregados nas comparações estabelecidas no estudo, foi aplicado o teste de normalidade de *Shapiro-Wilk*, ao nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), e o teste gráfico *Normal Probability Plot*, por meio do *software* Statística® 10.0 (STATSOFT, 2011).

4.6 Análise de desempenho das ETAs

Os dados de monitoramento de todos os parâmetros não apresentaram uma boa aderência à distribuição normal, corroborando os resultados obtidos em Melo (2019). Assim, foram aplicados testes não paramétricos visando identificar diferenças significativas entre as comparações estabelecidas no presente estudo. Ressalta-se que todas as análises estatísticas aplicadas para avaliar o desempenho das ETAs foram realizadas no *software* Statística® 10.0 (STATSOFT, 2011).

4.6.1 Comparação da qualidade da água bruta, decantada e tratada

Visando analisar o desempenho das estações em função da qualidade da água, foram aplicados os testes estatísticos de hipóteses não paramétricos de *Kruskal-Wallis*, seguido do teste de comparações múltiplas (quando identificada diferença significativa no teste de *Kruskal-Wallis*), ao nível de significância (α) de 5%, para comparar a qualidade da água bruta (parâmetros turbidez, cor aparente e pH), decantada (parâmetros turbidez e cor aparente) e tratada (parâmetros turbidez, cor aparente, pH, cloro e flúor) entre todas as ETAs. Tais testes também foram aplicados em função do porte das estações, a fim de comparar a qualidade da água bruta, decantada e tratada entre as ETAs de pequeno, médio e grande porte, de forma a identificar a influência do porte no desempenho das estações para cada parâmetro.

É importante ressaltar que o teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis* é utilizado para testar a hipótese de que três ou mais grupos de amostras independentes foram extraídos de populações que tem a mesma distribuição, com base nos postos médios dos grupos (VIEIRA, 2010).

4.6.2 Comparação das eficiências de remoção de turbidez e cor aparente

Com o intuito de analisar o desempenho das estações, tanto em nível de etapa quanto em nível de sistema, foram calculadas as eficiências de remoção dos parâmetros turbidez e cor aparente após a etapa de clarificação (água bruta como afluente e água decantada como efluente), após a etapa de filtração (água decantada como afluente e água tratada como efluente) e considerando o tratamento global (água bruta como afluente e água tratada como efluente). Ressalta-se que o tempo de permanência da água no sistema, ou seja o período de retenção da água nas unidades, não foi levado em consideração ao calcular as eficiências de remoção.

Para identificar a existência de diferenças significativas entre o desempenho das estações em função do porte, com base nos valores de eficiência de remoção encontrados, também foi efetuado o teste de *Kruskal-Wallis*, seguido do teste de comparações múltiplas, quando aplicável, para $\alpha = 5\%$.

4.6.3 Relação entre a dosagem de coagulante e os valores de turbidez da água bruta, da água decantada e da água tratada

Ainda visando analisar o desempenho das etapas de clarificação e filtração, foi comparada a relação entre dosagem de coagulante e a turbidez da água bruta, e a relação entre os valores de turbidez da água bruta, da água decantada e da água tratada por meio do teste de correlação de *Spearman* ($\alpha = 0,05$).

A correlação de *Spearman* baseia-se no ranqueamento dos dados, sendo relativamente insensível aos *outliers* e não requerendo que os dados tenham sido coletados em intervalos regulares (GAUTHIER, 2001; EPA, 2006). É empregada quando os dados analisados não aderem à distribuição normal (AKOGLU, 2018).

De acordo com Akoglu (2018), uma correlação significativa não necessariamente indica uma correlação forte, uma vez que o valor-p mostra a probabilidade de que essa força possa ocorrer por acaso. Dessa forma, a significância da correlação não diz respeito à intensidade da mesma. O autor ainda destaca que não se tem um consenso de faixa de valores para definir a intensidade das correlações, variando em função do fenômeno analisado. Quanto mais próximo de 1 ou -1 mais forte é correlação entre as variáveis, sendo que um coeficiente de correlação de *Spearman* igual a 1 ou -1 indica uma correlação perfeita positiva e negativa, respectivamente.

Neste estudo, considerou-se os seguintes valores do coeficiente de correlação, em módulo, para a definição da intensidade da mesma: 0 = nula; 0 a 0,3 = fraca; 0,3 a 0,6 = moderada; 0,6 a 0,9 = forte; 0,9 a 1 = muito forte e 1 = plena ou perfeita, não incluindo o valor superior (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

4.6.4 Atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro

Para a verificação do percentual de atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro para os parâmetros turbidez, cor aparente, pH, cloro e flúor da água tratada foram considerados os limites estabelecidos no Anexo XX da Portaria de potabilidade brasileira (Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde) (BRASIL, 2017), conforme Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Padrão de potabilidade estabelecido na Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para os parâmetros de qualidade da água considerados no estudo⁽¹⁾

Parâmetro	Padrão
Turbidez da água filtrada (filtração rápida) ⁽²⁾	95 % ≤ 0,5 uT Máximo de 1,0 uT ⁽³⁾
Cor aparente	15 uH
pH	Entre 6 e 9,5
Cloro livre	0,2 mg/L a 2 mg/L ⁽⁴⁾ Máximo de 5 mg/L ⁽⁵⁾
Fluoreto	Máximo de 1,5 mg/L

¹Origem: PRT MS/GM 2914/2011.

² A portaria estabelece metas progressivas para atingir o valor máximo permitido de 0,5 uT para água filtrada: em no mínimo 25% das amostras no final do primeiro ano, em no mínimo 50% das amostras no final do segundo ano, em no mínimo 75% das amostras no final do terceiro ano e em no mínimo 95% das amostras no final do quarto ano após publicação da Portaria 2914/2011.

³No restante das amostras.

⁴ Recomenda-se que o teor máximo de cloro residual livre em qualquer ponto do sistema de abastecimento seja de 2 mg/L.

⁵ Valor máximo permitido.

O atendimento ao padrão de 0,5 uT estabelecido na Portaria de potabilidade brasileira foi analisado de forma mais detalhada. Para isso, em relação ao porte das estações, foram utilizadas tabelas de contingência 3 x 2 (Tabela 4.3 e Tabela 4.4) para verificar a associação entre a violação ao atendimento deste padrão e o porte das ETAs analisadas, através da aplicação do teste Qui-Quadrado, ao nível de significância de 5%. O resultado do teste Qui-quadrado, que compara as frequências observadas em cada categoria da tabela de contingência com as frequências esperadas, é utilizado para determinar se existe ou não a relação de independência entre as variáveis de classificação. Assim, a hipótese nula (H_0) a ser testada é que a violação ao padrão é independente do porte das ETAs. A estatística do teste Qui-quadrado para independência segue aproximadamente uma distribuição χ^2 com graus de liberdade (gl) =

(linhas - 1) (colunas - 1) (CALLEGARI-JACQUES, 2003; VIEIRA, 2010) e é calculada conforme Equação 4.1.

$$\chi^2 = \sum_{\substack{\text{todas} \\ \text{ascélulas}}} \frac{(f_o - f_e)^2}{f_e} \quad (4.1)$$

Onde:

f_o = frequência observada em determinada célula de uma tabela de contingência

f_e = frequência teórica esperada em determinada célula, se a hipótese nula H_0 for verdadeira

Tabela 4.3 - Tabela de contingência (3x2) para os valores **observados** de violação

Porte	Violação do padrão de potabilidade de 0,5 uT		Total
	Sim	Não	
Pequeno	O_{11}^*	O_{12}	$\Sigma(\text{linha 1})$
Médio	O_{21}	O_{22}	$\Sigma(\text{linha 2})$
Grande	O_{31}	O_{32}	$\Sigma(\text{linha 3})$
Total	$\Sigma(\text{coluna 1})$	$\Sigma(\text{coluna 2})$	$\Sigma(\text{total})$

Sendo: $*O_{ij}$ = Valor observado para a linha i e coluna j ;

Tabela 4.4 - Tabela de contingência (3x2) para os valores **esperados** de violação

Porte	Violação do padrão de potabilidade de 0,5 uT		Total
	Sim	Não	
Pequeno	E_{11}^*	E_{12}	$\Sigma(\text{linha 1})$
Médio	E_{21}	E_{22}	$\Sigma(\text{linha 2})$
Grande	E_{31}	E_{32}	$\Sigma(\text{linha 3})$
Total	$\Sigma(\text{coluna 1})$	$\Sigma(\text{coluna 2})$	$\Sigma(\text{total})$

Sendo: $*E_{ij}$ = Valor esperado para a linha i e coluna j ; $E_{ij} = (\text{Total observado na linha } i \times \text{Total observado na coluna } j) / \text{Total observado geral}$

Também foram calculadas as Razões de Chances - RC (*odds ratio*) de ocorrência de violações, considerando os três portes (chance de violação ao padrão de 0,5 uT das ETAs de pequeno porte em relação as de médio porte; chance de violação ao padrão de 0,5 uT das ETAs de pequeno porte em relação as de grande porte e; chance de violação ao padrão de 0,5 uT das ETAs de médio porte em relação as de grande porte) com intervalo de confiança de 95%, por meio das equações 4.2, 4.3 e 4.4:

$$RC(\text{pequeno, médio}) = \frac{O_{11} \times O_{22}}{O_{12} \times O_{21}} \quad (4.2)$$

$$RC(\text{pequeno, grande}) = \frac{O_{11} \times O_{32}}{O_{12} \times O_{31}} \quad (4.3)$$

$$RC(\text{médio, grande}) = \frac{O_{21} \times O_{32}}{O_{22} \times O_{31}} \quad (4.4)$$

Na qual O_{11} = valor observado para a linha 1 e coluna 1 da tabela de contingência; O_{22} = valor observado para a linha 2 e coluna 2 da tabela de contingência, e assim por diante.

Sendo assim, a razão de chances pode ser definida como a razão entre a chance de um evento ocorrer em um grupo (por exemplo a violação ao padrão de turbidez nas ETAs de pequeno porte) e a chance de ocorrer em outro grupo (por exemplo a violação ao padrão de turbidez nas ETAs de grande porte). Uma razão de chances igual a 1 indica que a condição ou evento sob estudo é igualmente provável de ocorrer nos dois grupos. Uma razão de chances maior do que 1 indica que a condição ou evento tem maior probabilidade de ocorrer no primeiro grupo. Enquanto que, uma razão de chances menor do que 1 indica que a probabilidade é menor no primeiro grupo do que no segundo (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

Para a determinação do intervalo de 95% de confiança para RC foi utilizado o Método de Woolf, que utiliza a curva normal como uma aproximação para o $\ln RC$, a partir do erro padrão (EP), conforme as equações 4.5, 4.6 e 4.7:

$$EP(\text{pequeno, médio}) = \sqrt{\frac{1}{O_{11}} + \frac{1}{O_{12}} + \frac{1}{O_{21}} + \frac{1}{O_{22}}} \quad (4.5)$$

$$EP(\text{pequeno, grande}) = \sqrt{\frac{1}{O_{11}} + \frac{1}{O_{12}} + \frac{1}{O_{31}} + \frac{1}{O_{32}}} \quad (4.6)$$

$$EP(\text{médio, grande}) = \sqrt{\frac{1}{O_{21}} + \frac{1}{O_{22}} + \frac{1}{O_{31}} + \frac{1}{O_{32}}} \quad (4.7)$$

Assim, para cada EP o intervalo de confiança foi calculado da seguinte forma (Equação 4.8):

$$\text{Intervalo de 95\% de confiança} = \text{Exponencial} [\ln(RC) \pm 1.96(EF)] \quad (4.8)$$

4.6.5 Análise de confiabilidade das estações de tratamento de água

Por fim, foi avaliada a confiabilidade de todas as ETAs individualmente e por porte para o parâmetro turbidez da água tratada, por meio da metodologia desenvolvida por Niku *et al.* (1979). O modelo de confiabilidade foi aplicado aos dados dos anos de 2012 a 2015 e os dados de 2016 foram utilizados para validação dos resultados. Ressalta-se que o estudo de confiabilidade foi desenvolvido para dados distribuídos segundo um modelo lognormal. Desta forma, antes de aplicar a análise de confiabilidade aos dados das ETAs, foi empregado o teste de aderência do Qui-Quadrado, ao nível de significância de 5%, para verificar se a distribuição lognormal pode ser adotada para descrever o comportamento dos dados de turbidez da água tratada.

Após a verificação da distribuição dos dados, a análise de confiabilidade foi desenvolvida, para um nível de confiabilidade de 95%, de acordo com as seguintes etapas: cálculo dos coeficientes de confiabilidade (CDC) para todas as estações analisadas; cálculo dos valores médios de turbidez de água tratada necessários para alcance dos padrões estabelecidos; cálculo do percentual esperado de atendimento aos padrões, caso os valores médios da série histórica sejam mantidos; e por fim, validação do modelo de confiabilidade empregado.

Nesta etapa do trabalho foi considerado o valor máximo permitido de 1,0 uT e o padrão de 0,5 uT, estabelecidos pela Portaria de potabilidade brasileira, e os padrões de 0,1 uT (recomendado) e 0,3 uT estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2009). Ressalta-se que também foram considerados os padrões da USEPA por ser a organização pioneira em estipular padrões de potabilidade, além de ser uma das legislações mais restritivas em âmbito mundial.

A seguir são descritas as etapas empregadas na execução da análise de confiabilidade.

- Cálculo do coeficiente de confiabilidade

Para o cálculo do CDC foram utilizados os coeficientes de variação (CV) obtidos na análise descritiva para um nível de confiabilidade $(1-\alpha)$ de 95% (95% dos resultados abaixo dos padrões). O cálculo do CDC foi realizado conforme a Equação 4.9. O termo $Z_{1-\alpha}$ corresponde à

variável normal padronizada vinculada à probabilidade de cumprimento da legislação ($1 - \alpha$), assumindo o valor de 1,645 para o nível de confiabilidade considerado (95%).

$$CDC = \sqrt{CV^2 + 1} \times \exp \left[-Z_{1-\alpha} \sqrt{\ln(CV^2 + 1)} \right] \quad (4.9)$$

Em que: CV = coeficiente de variação (desvio-padrão dividido pela média do constituinte); α = probabilidade de falha de atingir o padrão; $Z_{1-\alpha}$ = variável normal reduzida (obtida de tabelas de distribuição normal padronizada).

- Cálculo dos valores médios de turbidez de água tratada necessários para alcance dos padrões estabelecidos

Para o cálculo dos valores médios de turbidez da água tratada necessários para alcance dos padrões estabelecidos, foi utilizada a Equação 4.10, em que o CDC, calculado anteriormente pela Equação 4.9, relaciona o valor médio do constituinte (mx) ao padrão fixado por alguma legislação ou norma (X_s) para um nível de confiabilidade de $1 - \alpha$.

$$mx = (CDC) X_s \quad (4.10)$$

Portanto, o coeficiente de confiabilidade relaciona valores médios de constituintes da água tratada ao padrão a ser alcançado, em uma base probabilística. Se, por exemplo, um padrão de turbidez de 0,5 uT deve ser cumprido em 95% do tempo, o processo deve alcançar um valor médio de turbidez de água tratada tal que, mesmo com a variabilidade presente, este percentual seja alcançado.

Assim, considerando uma ETA que deseja produzir efluente com turbidez inferior a 0,5 uT em 95% do tempo (nível de confiabilidade ou porcentagem de conformidade) e que apresente CV de 0,81 para este parâmetro, a análise de confiabilidade resultará em um CDC de 0,40. Logo a turbidez média na água tratada deverá ser igual a 0,20 uT para que o padrão seja atendido na porcentagem desejada ($mx = 0,40 \times 0,5 \text{ uT} = 0,20 \text{ uT}$).

Ressalta-se que, para verificar a existência de diferenças significativas entre os valores de CV, CDC e os valores médios de turbidez necessários para o alcance dos padrões das estações por porte, também foi aplicado o teste estatístico de *Kruskal-Wallis*, seguido do teste de

comparações múltiplas, caso o teste anterior indique diferenças significativas, ao nível de significância de 5%.

- Cálculo do percentual esperado de atendimento aos padrões

Também foi investigado qual percentual de atendimento aos padrões de turbidez da água tratada as ETAs alcançariam, para um nível de confiabilidade de 95%, se mantivessem as mesmas condições operacionais.

Assim, por meio dos valores médios efetivamente observados nas ETAs (μ_x) e dos coeficientes de variação (CV) do parâmetro turbidez da água tratada, foi calculado o percentual esperado de atendimento aos padrões (Equação 4.11).

$$Z_{1-\alpha} = \frac{\ln X_s - \left[\ln \mu_x - \frac{1}{2} \ln(1 + CV^2) \right]}{\sqrt{\ln(1 + CV^2)}} \quad (4.11)$$

Em que: $Z_{1-\alpha}$ = variável normal reduzida; X_s = padrão fixado pela legislação; μ_x = valor médio efetivamente observado; CV = coeficiente de variação.

Para os valores de ($Z_{1-\alpha}$) resultantes, foram obtidos os valores correspondentes à probabilidade cumulativa da distribuição normal padronizada (distribuição Z). Esses valores foram determinados por meio da função DISTNORMP do Excel, mas são facilmente encontrados em livros texto de estatística (SNEDECOR; COCHRAN, 1989; LAPPONI, 2005). Tais valores, correspondentes à área subentendida pela curva normal central reduzida, são equivalentes ao percentual de atendimento esperado.

Por exemplo, caso uma determinada ETA tenha média $\mu = 0,43$ uT e $CV = 0,81$, o percentual de atendimento esperado para um padrão de potabilidade para turbidez de 0,5 uT será:

$$Z_{1-\alpha} = \frac{\ln(0,5) - \left[\ln(0,43) - \frac{1}{2} \ln(1 + 0,81^2) \right]}{\sqrt{\ln(1 + 0,81^2)}} = 0,5541$$

Utilizando a função do Excel DISTNORMP para $Z_{1-\alpha} = 0,5541$, o valor correspondente será 0,710. Isto significa que, para esta estação, o percentual de atendimento esperado para este

padrão de potabilidade específico será de 71%, se a ETA mantiver as mesmas condições de operação.

- Validação do modelo de confiabilidade empregado

Por fim, para validação do modelo de confiabilidade empregado foi realizada uma comparação entre os percentuais de atendimento esperado (dados referentes aos anos de 2012 a 2015) e os percentuais de atendimentos efetivamente obtidos pelas ETAs (dados referentes ao ano 2016) por meio do teste de *Mann-Whitney*, ao nível de significância de 5%.

4.7 Análise de tendência temporal dos parâmetros turbidez e cor aparente da água bruta

Nesta etapa do trabalho foi realizada a análise de tendência temporal para os parâmetros turbidez e cor aparente da água bruta de cada ETA individualmente, considerando as médias mensais dos dados das estações de tratamento de água compreendidos entre janeiro de 2012 e dezembro de 2016. Para isso, foram realizadas as seguintes análises: verificação da autocorrelação nos dados, verificação da presença de sazonalidade e aplicação de testes não paramétricos de tendência temporal. Esta metodologia de análise de tendência temporal para dados de qualidade de águas superficiais também foi empregada no estudo de Dantas *et al.* (2019).

Primeiramente foi verificada a existência da autocorrelação na série dos dados pela aplicação da Função de Autocorrelação (FAC) (HIPEL; MCLEOD, 1994; BERTHOUEX; BROWN, 2002). A Função de Autocorrelação mede o grau de correlação de uma variável, em um dado instante, consigo mesma em um instante de tempo posterior.

Em seguida, foi verificada a existência de tendência temporal nas séries dos dados por meio da aplicação do teste de *Mann-Kendall* (MK) ou Sazonal de *Mann-Kendall* (SMK), de acordo com a ocorrência de sazonalidade, ao nível de significância de 5%, por meio do *software* XLSTAT®. Assim, anteriormente foi verificado se existiam diferenças significativas entre os dados medidos nos diferentes meses do ano (presença ou não de sazonalidade) pelo teste de *Kruskal-Wallis* (KW), ao nível de significância (α) de 5%. Para os casos em que não houve diferença significativa entre os períodos do ano (valor-p do teste de KW > 0,05), não foi considerada a

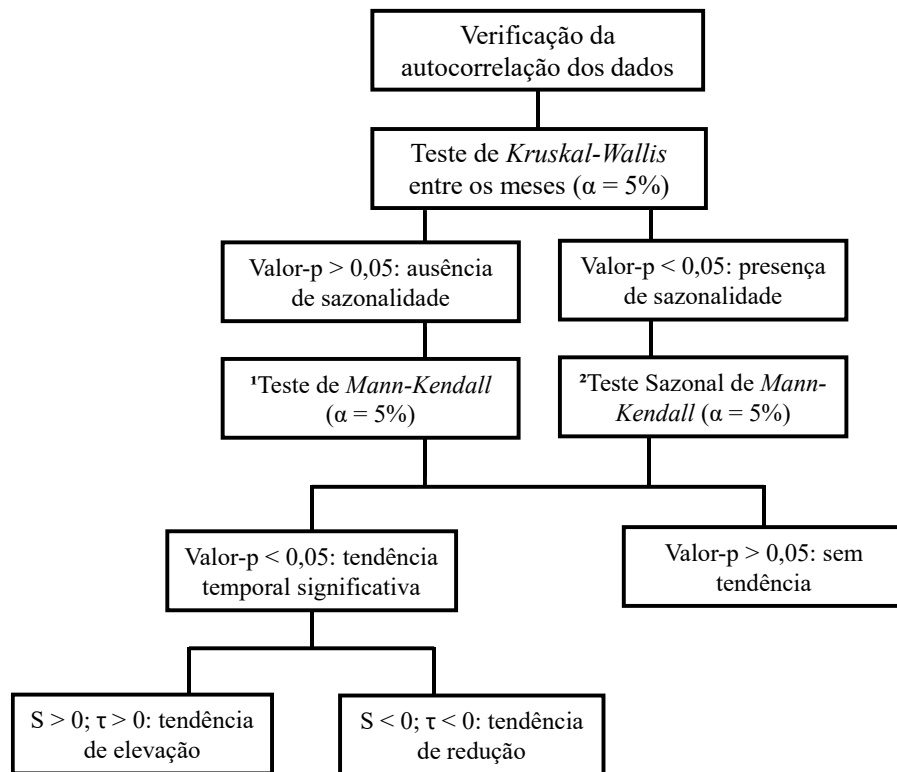
influência da sazonalidade nos dados e o teste de *Mann-Kendall* foi aplicado em seguida. Nos casos em que o valor-p do teste KW para sazonalidade foi considerado significativo (valor-p < 0,05), foi considerada a existência de influência da sazonalidade nos dados e a tendência temporal dos parâmetros foi verificada pela aplicação do teste Sazonal de *Mann-Kendall*.

Nos casos em que as séries temporais apresentaram autocorrelação significativa e ausência de sazonalidade, foi aplicado o teste de *Mann-Kendall* adaptado pelo método Hamed e Rao ($\alpha = 5\%$). Para os casos em que a autocorrelação foi significativa e houve presença de sazonalidade, o teste Sazonal de *Mann-Kendall* foi aplicado sem adaptações, pois é considerado robusto para dados autocorrelacionados, conforme descrito na revisão de literatura.

O valor-p do teste de MK ou SMK indica tendência significativa se for menor que o nível de significância do teste ($\alpha = 0,05$) e o valor da estatística S e de Tau (τ) dos testes indica se há tendência de elevação ($S > 0$; $\tau > 0$) ou de redução ($S < 0$; $\tau < 0$) para o parâmetro em determinada ETA. Caso o valor-p do teste de MK ou SMK for maior que 0,05 não há evidências de tendência temporal para o parâmetro avaliado.

Visando facilitar o entendimento, a Figura 4.2 apresenta o fluxograma das etapas empregadas na análise de tendência temporal deste trabalho.

Figura 4.2 - Fluxograma das etapas empregadas na análise de tendência temporal



¹Autocorrelação significativa e ausência de sazonalidade: teste de *Mann-Kendall* adaptado pelo método Hamed e Rao

²Autocorrelação significativa e presença de sazonalidade: teste Sazonal de *Mann-Kendall* sem adaptações

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análises estatísticas preliminar e descritiva

Os resultados da análise estatística preliminar dos dados de monitoramento das ETAs, referentes aos parâmetros vazão, dosagem de coagulante, turbidez, cor aparente, pH, cloro e flúor, são apresentados e discutidos neste item. Foi calculado o número de dados por estação de tratamento de água e por parâmetro, conforme Tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Número de dados analisados por estação de tratamento de água e por parâmetro

Estação	Vazão	Coagulante	Turbidez	Cor aparente	pH	Cloro	Flúor	TOTAL
ETA01-P	1821	1821	5463	5405	3635	1821	1816	21782
ETA02-P	1821	1820	5419	5419	3640	1820	1740	21679
ETA03-P	1821	1821	5463	5463	3642	1821	1821	21852
ETA04-P	1821	1734	5221	5106	3641	1821	1821	21165
ETA05-P	1819	1802	4484	4489	3615	1808	1803	19820
ETA06-P	1821	1821	5463	5452	3628	1821	1789	21795
ETA07-P	1820	1820	5460	5459	3640	1820	1820	21839
ETA08-P	1771	1770	5310	5302	3542	1770	1770	21235
ETA09-P	1821	1817	5455	5463	3642	1821	1818	21837
ETA10-M	1814	1815	5095	5095	3630	1815	1815	21079
ETA11-M	1821	1821	5463	5461	3642	1821	1821	21850
ETA12-M	1819	1815	4678	4679	3635	1818	1818	20262
ETA13-M	1821	1821	5463	5458	3642	1821	1821	21847
ETA14-M	1821	1819	5461	5123	3642	1821	1820	21507
ETA15-M	1821	1821	5463	5463	3642	1821	1821	21852
ETA16-M	1821	1815	5445	5128	3642	1821	1821	21493
ETA17-M	1821	1821	5463	5463	3642	1821	1821	21852
ETA18-G	1821	1821	5463	5375	3642	1821	1821	21764
ETA19-G	1821	1821	5462	5462	3642	1821	1821	21850
ETA20-G	1821	1817	5456	5456	3641	1821	1821	21833
ETA21-G	1821	1455	5462	5265	3642	1821	1787	21253
TOTAL	38179	37688	112112	110986	76309	38166	38006	451446

Observa-se na Tabela 5.1 o elevado número de dados analisados no presente estudo, contemplando mais de 451 mil observações, número consideravelmente superior a maioria dos estudos realizados no contexto de desempenho de ETAs (conforme exposto na Tabela 3.4 da revisão de literatura). Tal fato aumenta bastante a credibilidade das análises estatísticas efetuadas. Vale ressaltar o maior número de dados de turbidez e cor aparente em relação aos demais parâmetros, uma vez que a medição desses dois parâmetros é realizada na água bruta,

na água decantada e na água tratada. Em seguida, o parâmetro pH apresenta o maior número de observações, pois é medido tanto na água bruta quanto na água tratada. Enquanto que a medição dos parâmetros vazão, dosagem de coagulante, cloro e flúor residual é realizada em apenas uma etapa do tratamento, justificando o menor número de observações.

A Tabela 5.2 apresenta o número de dados dos parâmetros analisados em função do porte das estações.

Tabela 5.2 - Número de dados analisados por porte das estações e por parâmetro

Porte	Vazão	Coagulante	Turbidez	Cor aparente	pH	Cloro	Flúor	TOTAL
Pequeno	16336	16226	47738	47558	32625	16323	16198	193004
Médio	14559	14548	42531	41870	29117	14559	14558	171742
Grande	7284	6914	21843	21558	14567	7284	7250	86700
TOTAL	38179	37688	112112	110986	76309	38166	38006	451446

De acordo com a Tabela 5.2, observa-se que a maioria dos dados corresponde a estações de pequeno porte, seguida das de médio e grande porte. Isso porque nove estações são de pequeno porte, oito de médio e apenas quatro de grande porte, conforme apresentado no item descrição das ETAs.

No entanto, cabe ressaltar que, analisando proporcionalmente a quantidade de dados por estação, verifica-se que as ETAs de grande porte analisadas possuem maior número de dados. Esse fato pode ser justificado pela maior automatização das grandes estações, o que contribui para um maior controle e monitoramento mais preciso dos parâmetros, conforme também relatado por Melo (2019).

Para se ter uma ideia da capacidade das ETAs analisadas em termos de população atendida, foram estimadas faixas populacionais em função do porte das estações. Assim, considerando as faixas de vazões de água tratada pelas ETAs para o percentil 95 % dos dados (pequeno porte: até 100 L/s; médio porte: entre 100 L/s e 500 L/s e grande porte: superior a 500 L/s), admitindo o consumo *per capita* de 200 L/hab.d (valor recomendado por Di Bernardo e Sabogal, 2008 e também adotado por Melo, 2019) e adotando os valores amplamente difundidos na bibliografia de 1,2 e 1,5 para os coeficientes de máxima vazão diária (K1) e máxima vazão horária (K2) respectivamente, foi possível determinar a capacidade de abastecimento das estações. A Tabela 5.3 sintetiza as faixas de vazões utilizadas para a definição dos portes e as faixas resultantes de

população que pode ser abastecida pelas ETAs. Vale ressaltar que são faixas aproximadas, uma vez que o consumo *per capita* pode ser distinto para cada município.

Tabela 5.3 - Faixas de vazões de água tratada, porte e capacidade de atendimento populacional das ETAs analisadas

Vazão (L/s)	Porte	População atendida (habitantes)
≤ 100	Pequeno	Até 24.000
entre 100 e 500	Médio	24.000 até 120.000
>500	Grande	Mais de 120.000

Destaca-se que, de acordo com os dados das estimativas de população do IBGE, com data de referência em julho de 2018, cerca de 73% dos municípios brasileiros apresentam população de até 24 mil habitantes, 22% entre 24 mil e 120 mil habitantes e apenas 5% superior a 120 mil habitantes (IBGE, 2018). Assim, considerando-se o porte das estações e a estimativa de população atendida pelas ETAs neste estudo, apenas uma pequena parte dos municípios (5%) seria atendida por ETAs de grande porte, refletindo portanto no menor número de estações deste porte no país.

Na Tabela 5.4 são apresentados os números de dados faltantes por parâmetro e por estação de tratamento de água, sendo considerados dados faltantes os valores não computados quando da realização de uma coleta. Assim, o maior número de dados faltantes foi verificado para turbidez e cor aparente em decorrência da ausência de monitoramento desses parâmetros em determinadas amostragens na água decantada, correspondente a 2351 dados faltantes de turbidez e 2518 dados faltantes de cor aparente. No entanto, todos os parâmetros apresentaram baixo percentual de dados faltantes, inferior a 5%. Para os parâmetros vazão, pH, cloro e flúor esse percentual não chegou a 1%. Além disso, o percentual total de dados faltantes foi de apenas 1,62%. Destaca-se que em relação ao período analisado, as ETAs de grande porte apresentaram o menor percentual de dados faltantes (0,81%), seguida das de médio (1,76%) e de pequeno porte (1,86%), o que pode denotar uma operação mais qualificada e conseqüentemente um monitoramento mais preciso nas ETAs de maior porte.

Tabela 5.4 - Número de dados faltantes por estação de tratamento de água e por parâmetro

Estação	Vazão	Coagulante	Turbidez	Cor aparente	pH	Cloro	Flúor	TOTAL
ETA01-P	0	0	0	58	7	0	5	70
ETA02-P	0	1	44	44	2	1	81	173
ETA03-P	0	0	0	0	0	0	0	0
ETA04-P	0	87	242	357	1	0	0	687
ETA05-P	2	19	979	974	27	13	18	2032
ETA06-P	0	0	0	11	14	0	32	57
ETA07-P	1	1	3	4	2	1	1	13
ETA08-P	50	51	153	161	100	51	51	617
ETA09-P	0	4	8	0	0	0	3	15
ETA10-M	7	6	368	368	12	6	6	773
ETA11-M	0	0	0	2	0	0	0	2
ETA12-M	2	6	785	784	7	3	3	1590
ETA13-M	0	0	0	5	0	0	0	5
ETA14-M	0	2	2	340	0	0	1	345
ETA15-M	0	0	0	0	0	0	0	0
ETA16-M	0	6	18	335	0	0	0	359
ETA17-M	0	0	0	0	0	0	0	0
ETA18-G	0	0	0	88	0	0	0	88
ETA19-G	0	0	1	1	0	0	0	2
ETA20-G	0	4	7	7	1	0	0	19
ETA21-G	0	366	2	198	0	0	34	600
TOTAL	62	553	2611	3737	173	75	235	7446
(%)	0,16	1,45	2,28	3,26	0,23	0,20	0,61	1,62

A Tabela 5.5 apresenta o número de *outliers* identificados no banco de dados analisado, para cada estação e parâmetro. Observa-se um baixo percentual de *outliers* para todos os parâmetros (inferior a 8%) e estações de tratamento de água analisadas (no geral inferior a 6%). Destaca-se o maior número de *outliers* para os parâmetros turbidez e cor aparente em função da contribuição de valores extremos destes parâmetros registrados na água bruta. Tal fato pode estar relacionado à forte influência da sazonalidade e, conseqüentemente, de eventos pluviométricos na qualidade da água captada, resultando em valores extremos que não podem ser descartados da análise, conforme reportado por Souza (2018) e Melo (2019).

Os *outliers* foram analisados individualmente em cada situação optando-se por excluir apenas um valor referente a cor da água decantada registrado em uma ocorrência da ETA12-M, o qual indicava um erro explícito de digitação e portanto um valor não passível de ocorrência.

Tabela 5.5 - Número de *outliers* identificados por estação de tratamento de água e por parâmetro

Estação	Vazão	Coagulante	Turbidez	Cor aparente	pH	Cloro	Flúor	TOTAL	(%)
ETA01-P	24	1	222	81	95	684	20	1127	5,17
ETA02-P	380	8	310	185	166	122	48	1219	5,62
ETA03-P	402	38	299	448	193	3	38	1421	6,50
ETA04-P	45	328	473	343	512	48	33	1782	8,42
ETA05-P	42	89	275	230	125	28	30	819	4,13
ETA06-P	31	216	692	625	28	62	27	1681	7,71
ETA07-P	49	21	469	181	144	58	0	922	4,22
ETA08-P	29	66	483	577	15	64	12	1246	5,87
ETA09-P	20	70	304	371	88	73	5	931	4,26
ETA10-M	6	44	206	297	32	226	37	848	4,02
ETA11-M	135	79	462	670	3	44	0	1393	6,38
ETA12-M	127	126	277	222	69	5	21	847	4,18
ETA13-M	5	99	459	438	108	0	6	1115	5,10
ETA14-M	38	103	307	396	108	2	14	968	4,50
ETA15-M	64	136	212	82	75	0	28	597	2,73
ETA16-M	9	48	259	147	131	98	13	705	3,28
ETA17-M	16	251	431	311	182	0	19	1210	5,54
ETA18-G	29	95	603	667	110	12	5	1521	6,99
ETA19-G	74	203	897	1382	136	0	14	2706	12,38
ETA20-G	10	165	455	221	35	74	13	973	4,46
ETA21-G	6	127	332	302	147	49	19	982	4,62
TOTAL	1541	2313	8427	8176	2502	1652	402	25013	5,54
(%)	4,04	6,14	7,52	7,37	3,28	4,33	1,06	5,54	

Tabelas detalhadas do número de dados, número de dados faltantes e *outliers* (inferior e superior), por estação de tratamento de água e por parâmetro, para a água bruta, decantada e tratada, são apresentadas no Apêndice A.

Após essa análise preliminar do banco de dados, foi calculada a estatística descritiva de todos os parâmetros para cada ETA. Os resultados da estatística de descritiva estão apresentados no Apêndice B. No geral, foi possível observar que a água tratada registrou desvios-padrão inferiores aos da água bruta, indicando, portanto, menor variabilidade após passar pelo tratamento, conforme esperado e também constatado por Melo *et al.*, (2019). Os menores desvios-padrão dos parâmetros da água tratada também refletiram em menores coeficientes de variação.

A maioria dos dados apresentaram valores médios superiores aos valores medianos e coeficientes de assimetria (CA) positivos, indicando uma distribuição assimétrica à direita, com exceção dos parâmetros vazão, pH, cloro e flúor em algumas ETAs, os quais apresentaram uma distribuição assimétrica à esquerda (coeficientes de assimetria negativos). Para a maior parte dos parâmetros analisados os valores de CA ficaram distantes de zero, o que indica a falta de simetria na distribuição dos dados e possivelmente a não aderência dos mesmos à distribuição normal.

Os resultados do teste de normalidade de *Shapiro-Wilk*, realizado para cada parâmetro das ETAs estudadas, ao nível de significância de 5%, indicaram que os dados não apresentaram aderência à distribuição normal (valor-p < 0,05), com exceção do parâmetro vazão da ETA16-M (valor-p = 0,337). Tais resultados eram esperados, uma vez que dados ambientais dificilmente apresentam aderência à distribuição normal, conforme também constatado em estudos anteriores (MELO, 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2014b; MELO *et al.*, 2015; SOUZA, 2018; MELO, 2019; MELO *et al.*, 2019). Dessa forma, confirma-se que testes não paramétricos devem ser aplicados nas análises estatísticas estabelecidas neste trabalho.

A título de exemplificação, a Figura 5.1 apresenta os gráficos resultantes do teste gráfico de probabilidade normal (*Normal Probability Plot*) para os parâmetros da ETA21-G. Observa-se que os pontos dos dados não seguem a linha de distribuição Normal ajustada. Ou seja, se a distribuição teórica especificada apresentasse um bom ajuste, as observações ficariam próximas ao longo da linha reta.

Figura 5.1 - Normal Probability Plot dos parâmetros da ETA21-G



5.2 Análise de desempenho das ETAs

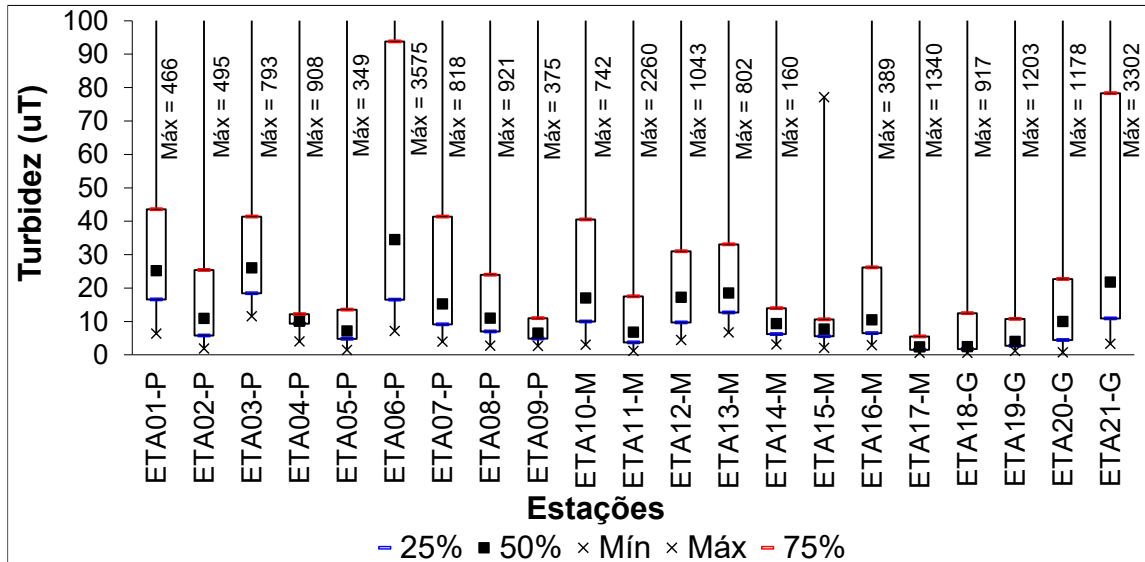
5.2.1 Comparação da qualidade da água bruta, decantada e tratada

Neste item, os resultados das comparações da qualidade da água bruta, decantada e tratada das 21 estações analisadas individualmente e das ETAs analisadas em função do porte, são apresentados e discutidos por meio de gráficos do tipo *box-whisker* para cada parâmetro. Os resultados do teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis* seguido do teste de comparações múltiplas, ao nível de significância de 5%, referentes às 21 ETAs, constam no Apêndice C.

5.2.1.1 Turbidez

A Figura 5.2 apresenta o gráfico *box-whisker* do parâmetro turbidez da água bruta das 21 estações analisadas.

Figura 5.2 - Box-whisker do parâmetro da turbidez da água bruta das estações de tratamento de água analisadas



Ao analisar a Figura 5.2 e os resultados do teste de *Kruskal-Wallis* seguido do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$), apresentados no Apêndice C, foi possível identificar diferenças significativas entre a turbidez da água bruta das ETAs (valor- $p < 0,05$). As estações ETA17-M, ETA18-G e ETA19-G apresentaram turbidez da água bruta significativamente inferior às demais ETAs. Tal fato pode ser justificado em função do manancial de captação dessas estações serem do tipo lântico, os quais tendem a apresentar menores valores de turbidez em relação aos mananciais do tipo lótico. Isso porque os ambientes lânticos apresentam maior capacidade de sedimentação dos sólidos, resultante das baixas velocidades de escoamento (HELLER; PÁDUA, 2006; AWWA, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2014a; VON SPERLING, 2014; LIBÂNIO, 2016). Outros estudos também identificaram a influência do tipo de manancial de captação nos valores de turbidez da água bruta, com menores valores em mananciais do tipo lântico (SOUZA, 2018; MELO, 2019; MELO *et al.*, 2019).

Destaca-se também os baixos valores de turbidez da água bruta registrados nas estações ETA04-P, ETA05-P, ETA09-P, ETA11-M, ETA14-M e ETA15-M. Tais ETAs apresentaram baixas amplitudes interquartis e valores medianos de turbidez inferiores a 10,5 uT, o que pode ser um indício de captação em áreas mais preservadas, conforme reportado por Melo *et al.*

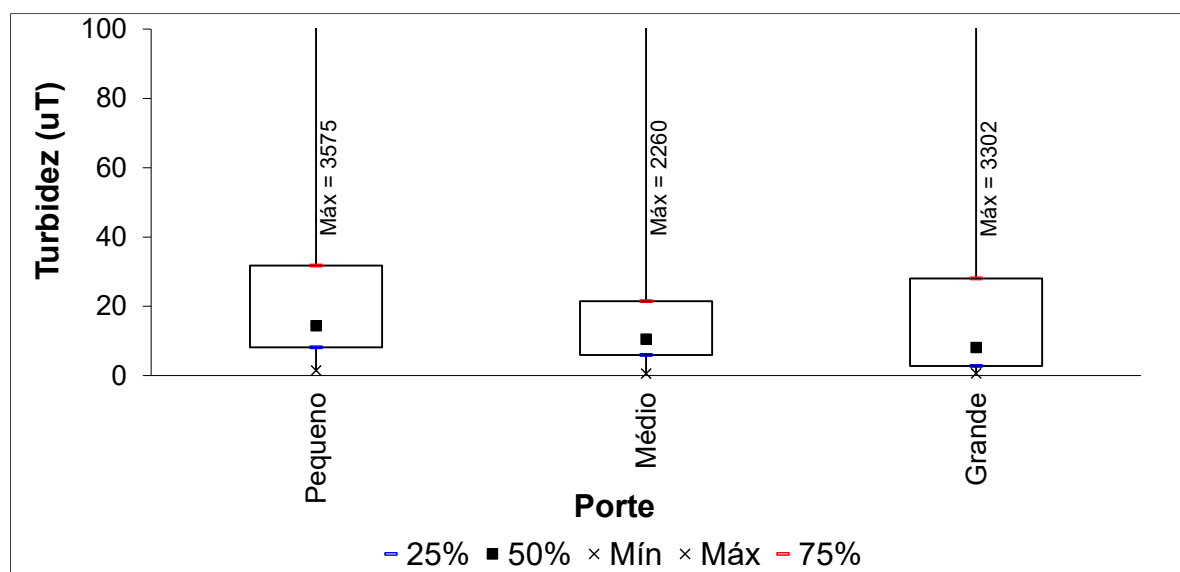
(2015). Situação contrária foi registrada pelas estações ETA01-P, ETA03-P, ETA06-P e ETA21-G, com valores medianos superiores a 20 uT e maiores amplitudes interquartis.

Além disso, ao analisar a Figura 5.2 observa-se que 50% dos registros de turbidez da água bruta das estações ETA17-M, ETA18-G e ETA19-G encontram-se abaixo de 5 uT, e 25% dos registros de turbidez afluente às estações ETA05-P, ETA09-P, ETA11-M e ETA20-G também encontram-se abaixo de 5 uT, valor este recomendado pela Organização Mundial da Saúde como padrão de potabilidade para turbidez da água tratada (WHO, 2011).

Considerando a frequência de ocorrência de 100% dos valores de turbidez na água bruta para a definição da tecnologia de tratamento a ser empregada, nota-se que a maior parte das ETAs (14 estações) apresentaram valores máximos acima de 500 uT, o que inviabilizaria o emprego da tecnologia de tratamento convencional conforme indicado por Di Bernardo e Sabogal (2008). No entanto, Libânio (2016) recomenda o tratamento convencional para mananciais com registros de turbidez de até 5000 uT, o que justificaria o uso dessa fonte de captação de água, embora o proposto por Di Bernardo e Sabogal (2008) não seja atendido.

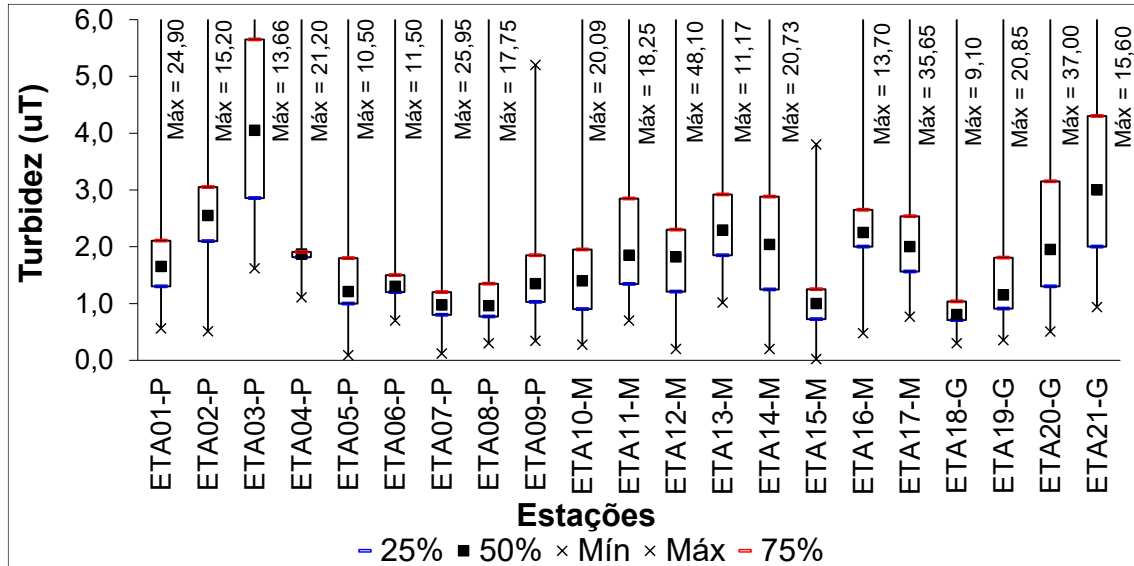
Ao analisar a turbidez da água bruta das estações por porte (Figura 5.3), nota-se que as ETAs de pequeno porte apresentaram turbidez afluente significativamente superior (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas $< 0,05$) às ETAs de médio e grande porte.

Figura 5.3 - Box-whisker do parâmetro turbidez da **água bruta** das estações de tratamento de água em função do porte



A Figura 5.4 apresenta o gráfico *box-whisker* do parâmetro turbidez da água decantada das 21 estações analisadas.

Figura 5.4 - Box-whisker do parâmetro turbidez da água decantada das estações de tratamento de água analisadas



Observa-se na Figura 5.4 que cerca de 75% dos dados de turbidez da água decantada das estações, com exceção da ETA03-P ficaram abaixo de 5 uT, valor máximo indicado pela AWWA (2001) para a água decantada e que indica decantação eficiente para valores superiores a 100 uT na água bruta (LIBÂNIO, 2016; PEREIRA *et al.*, 2018). O resultado do teste de *Kruskal-Wallis*, seguido do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$), indicou turbidez da água decantada significativamente inferior na ETA18-G em relação às demais estações (valor-p < 0,05), apontando para um melhor desempenho nesta etapa do tratamento.

As estações ETA03-P e ETA21-G apresentaram maiores variações na turbidez da água decantada, indicadas pelas maiores amplitudes interquartis, sendo que a ETA03-P registrou o pior desempenho com valores de turbidez da água decantada significativamente superiores às demais estações (valor-p < 0,05).

Considerando o valor de turbidez máxima efluente das unidades de decantação recomendado nos EUA como 2 uT, 10 das 21 ETAs conseguiram atingir essa recomendação para 75% dos dados. Ao se considerar os valores medianos de turbidez da água decantada em cada estação, 15 das 21 estações alcançaram valores inferiores a 2 uT. No entanto, considerando-se o limite

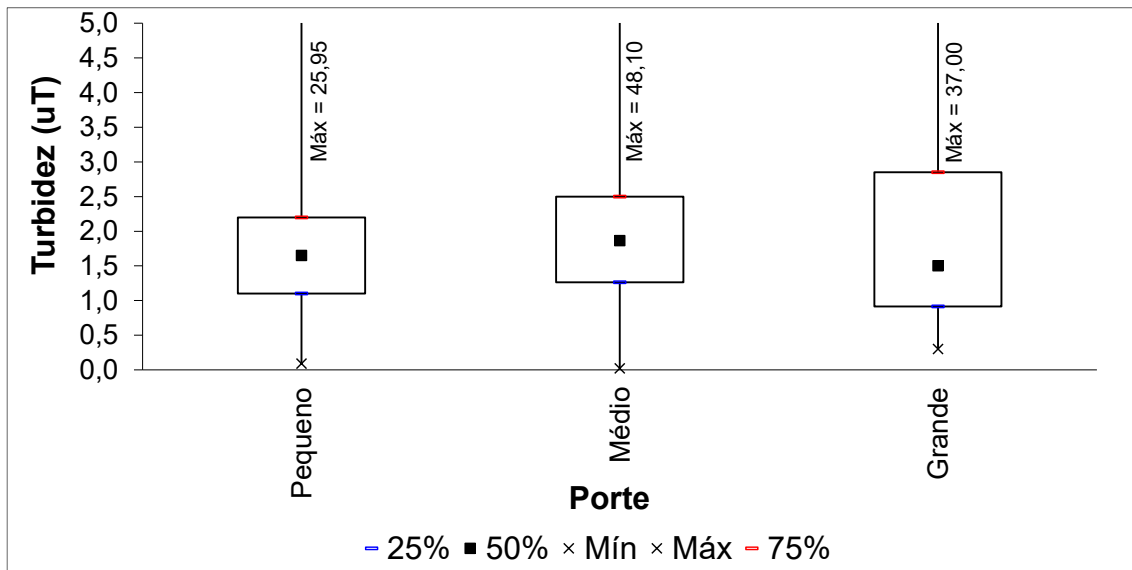
de 1 uT recomendado como meta para água decantada pela AWWA (2001), apenas oito estações registraram cerca de 25% dos valores abaixo deste limite.

Destaca-se a importância das ETAs conseguirem atingir valores mais baixos para a turbidez da água decantada, em geral inferiores a 2 uT, para minimizar a carga de partículas que chega aos filtros e otimizar a operação (MONTROYA *et al.*, 2011; LIBÂNIO, 2016). Montoya *et al.* (2011), ao estudarem o efeito do incremento da turbidez da água bruta sobre a água clarificada e tratada em uma ETA convencional da Colômbia, identificaram que eventos de alta turbidez afetaram a qualidade da água decantada e que mesmo em condições normais de turbidez afluyente havia dificuldade de manter a turbidez da água decantada inferior a 2 uT, uma vez que cerca de 80% dos dados ultrapassaram esse limite. Enquanto que, em relação ao limite de 5 uT, apenas 4% dos dados analisados foram superiores.

Bastos *et al.* (2017) também avaliaram o desempenho de duas ETAs convencionais, considerando a qualidade da água bruta, decantada e filtrada e as características hidráulicas e operacionais de cada ETA. Ambas as estações produziram água decantada de qualidade, com mais de 90% dos dados inferiores a 5 uT no período de estiagem e 70% e 90% inferiores a 5 uT no período chuvoso (ETA I e ETA II, respectivamente). No entanto, foi observado que a ETA I apresentava falhas hidráulicas e operacionais nas unidades do tratamento (imprecisão da medição de vazão, aplicação do coagulante sem diluição, tempo e gradientes de floculação inadequados, vazão de coleta de água decantada superior ao recomendado), enquanto a ETA II apresentou maior controle operacional e características hidráulicas adequadas aos valores estabelecidos pela norma, resultando em uma maior eficiência no uso dos recursos disponíveis (menor consumo de produtos químicos e maiores carreiras de filtração). Isso denota a importância do adequado projeto e operação de cada ETA para se ter uma remoção de turbidez eficiente juntamente com um maior desempenho no que diz respeito também ao uso dos recursos.

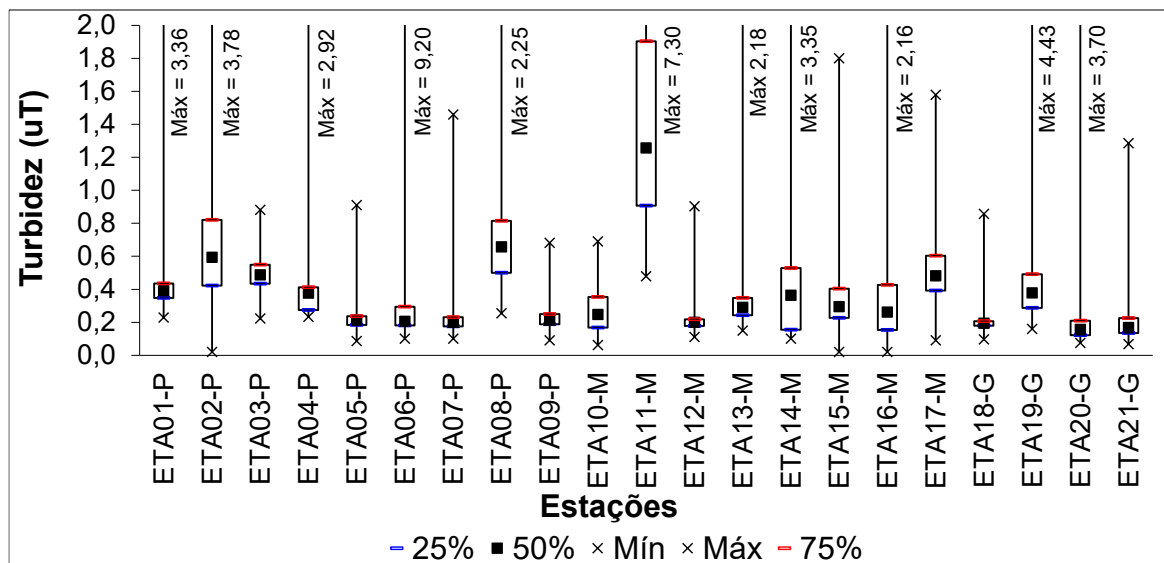
Ao analisar a turbidez da água decantada das estações por porte (Figura 5.5), nota-se que as ETAs de médio porte apresentaram valores significativamente superiores (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas $< 0,05$) aos demais portes, embora não tenham apresentado os maiores valores na água bruta, o que pode ser resultante de aspectos operacionais.

Figura 5.5 - Box-whisker do parâmetro turbidez da água decantada das estações de tratamento de água em função do porte



A Figura 5.6 apresenta o gráfico *box-whisker* do parâmetro turbidez da água tratada das 21 estações analisadas.

Figura 5.6 - Box-whisker do parâmetro turbidez da água tratada das estações de tratamento de água analisadas



No gráfico *box-whisker* da turbidez da água tratada (Figura 5.6) é possível notar menor variabilidade, representada por menores amplitudes interquartis, em relação aos dados de turbidez da água bruta e decantada. As estações de grande porte (ETA18-G, ETA20-G e ETA21-G) apresentaram turbidez da água tratada significativamente inferior às demais estações (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$). Destaca-se ainda, a

robustez da ETA21-G que conseguiu garantir menores valores para a turbidez da água tratada mesmo tendo registrado maiores valores para a turbidez da água bruta em relação à maioria das outras estações. Zhang *et al.* (2012) denotam a robustez como uma característica fundamental da ETA para favorecer a produção de água de qualidade para a população. Já a estação de médio porte (ETA11-M) seguida da estação de pequeno porte (ETA08-P) registraram valores significativamente maiores de turbidez da água tratada em relação as outras ETAs.

No que diz respeito aos valores máximos registrados, apenas as estações ETA06-P e ETA11-M registraram valores superiores a 5uT, limite da Organização Mundial da Saúde para a turbidez da água tratada (WHO, 2011), valor este também considerado pela Portaria de potabilidade brasileira como o valor máximo permitido em todo o sistema de distribuição (BRASIL, 2017). Além disso, com exceção da ETA11-M, todas as demais ETAs apresentaram cerca de 75% dos dados abaixo de 1 uT, limite máximo para qualquer amostra pontual para filtração rápida (BRASIL, 2017).

Ao se considerar o padrão de potabilidade brasileiro de 0,5 uT, constatou-se que seis das nove ETAs de pequeno porte, cinco das oito de médio porte e todas as ETAs de grande porte apresentaram valores do terceiro quartil inferiores a esse limite. No entanto, ao se considerar o limite mais restritivo de 0,3 uT estabelecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2009), apenas quatro ETAs de pequeno porte, uma de médio porte e três de grande porte registraram 75% dos dados abaixo deste limite.

Cabe destacar a importância de se obter a água tratada com valores de turbidez inferiores a 0,3 uT, considerando a perspectiva de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Protozoários como *Giardia* e *Cryptosporidium* são causadores de infecção intestinal, possuem alta resistência à cloração e são removidos nas estações de tratamento de água convencionais, predominantemente, nas etapas de decantação e filtração. Assim, a turbidez pode ser adotada como um indicador da remoção desses protozoários (VIANA, 2011; WHO, 2011; SOUZA, 2017).

No entanto, oocistos de *Cryptosporidium* são menores que os cistos de *Giardia* e, portanto, mais difíceis de serem removidos pelos processos físicos (WHO, 2001). Dessa forma, países desenvolvidos como Estados Unidos (USEPA, 2009), Canadá (HEALTH CANADA, 2014) e Nova Zelândia (MINISTRY OF HEALTH, 2008) adotam este valor mais restritivo de 0,3 uT

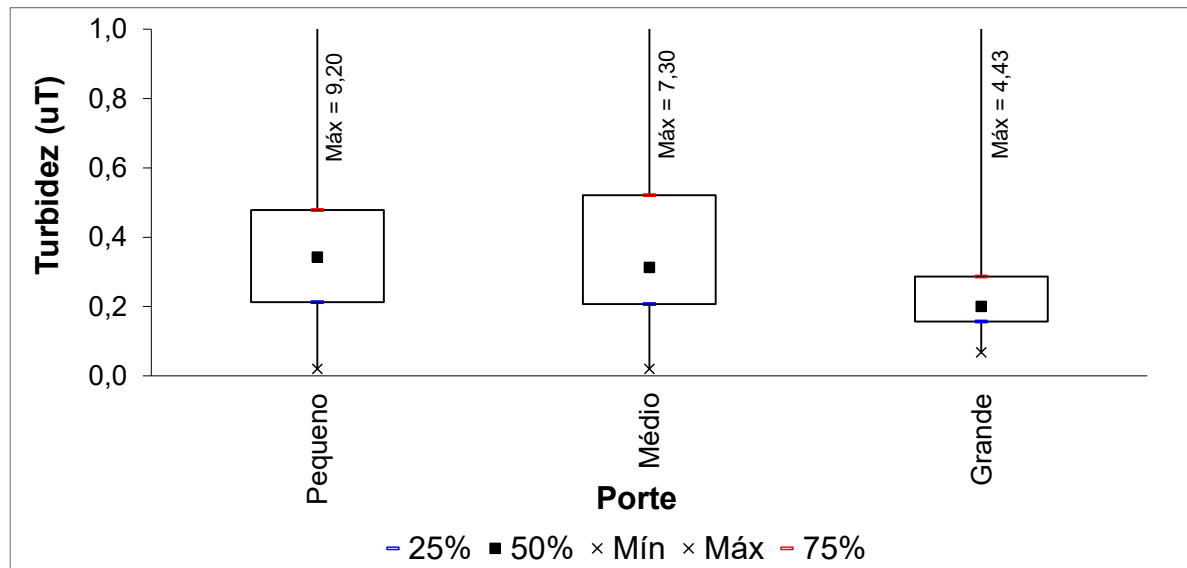
para o padrão de turbidez da água tratada com a perspectiva de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Ressalta-se que a USEPA já recomenda a produção de água potável com turbidez inferior à 0,1 uT de forma a se ter uma maior remoção desses organismos patogênicos.

Nesse contexto, destaca-se ainda a recomendação expressa na Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017): quando a média aritmética da concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. for maior ou igual a 3,0 oocistos/L no(s) ponto(s) de captação de água, recomenda-se a obtenção de efluente em filtração rápida com valor de turbidez menor ou igual a 0,3 uT em 95% (noventa e cinco por cento) das amostras mensais ou uso de processo de desinfecção que comprovadamente alcance a mesma eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp (Origem: PRT MS/GM 2914/2011, Art. 31, § 2º).

Apesar de valores bem reduzidos de turbidez não necessariamente garantirem a ausência de oocistos de *Cryptosporidium* (MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2016; ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2017), tal parâmetro reflete a eficiência dos processos de separação sólido-líquido indicando a efetividade das barreiras do tratamento, com vistas a se ter maior segurança da água a ser distribuída e conseqüentemente assegurar máxima proteção à saúde. Assim, embora ainda existam controvérsias entre a associação de limites numéricos de turbidez com a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, a produção de água filtrada com baixa turbidez constitui medida preventiva (LOPES, 2008; FERNANDES *et al.*, 2010). Portanto, embora uma relação proporcional direta entre a remoção de turbidez e patógenos não tenha sido demonstrada, atingir baixos valores de turbidez na água tratada é um indicador de segurança (WHO, 2017).

Considerando as estações por porte (Figura 5.7), foi possível notar um melhor desempenho das ETAs de grande porte no que diz respeito ao parâmetro turbidez da água tratada, com valores significativamente inferiores em relação às ETAs de pequeno e médio porte (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$). Tal resultado pode ser justificado pelo fato de que ETAs de grande porte, no geral, tendem a apresentar um maior rigor relacionado aos aspectos operacionais, como o manuseio de equipamentos, a dosagem de produtos químicos, a frequência e a confiabilidade do monitoramento, somada à provável maior capacitação técnica dos operadores (MELO, 2014; LIBÂNIO, 2016; SOUZA, 2018; HENRIQUES, 2019). Além disso, muitas ETAs de grande porte possuem sistemas automatizados, o que pode reduzir a probabilidade de erros ou desvios na operação, conforme relatado por Melo (2014) e Souza (2018).

Figura 5.7 - Box-whisker do parâmetro turbidez da água tratada das estações de tratamento de água em função do porte



Macungo *et al.* (2011), avaliando o desempenho da ETA de Mutshedzi de pequeno porte localizada na África do Sul, constataram que o desempenho da ETA em relação à qualidade da água tratada foi adversamente afetado pela capacidade da estação (pequeno porte), devido a fatores como mão de obra pouco especializada, falta de monitoramento da dosagem de produtos químicos e da qualidade da água tratada. Destacaram que as ETAs de pequeno porte são, em geral, localizadas em pequenos municípios e áreas rurais e citaram outros estudos que confirmaram que cerca de 50% das pequenas ETAs do país não estão produzindo água com qualidade adequada, devido ao mau funcionamento, falta de treinamento, restrições financeiras municipais, falta de motivação dos operadores e falta de conhecimentos básicos sobre aspectos operacionais do tratamento.

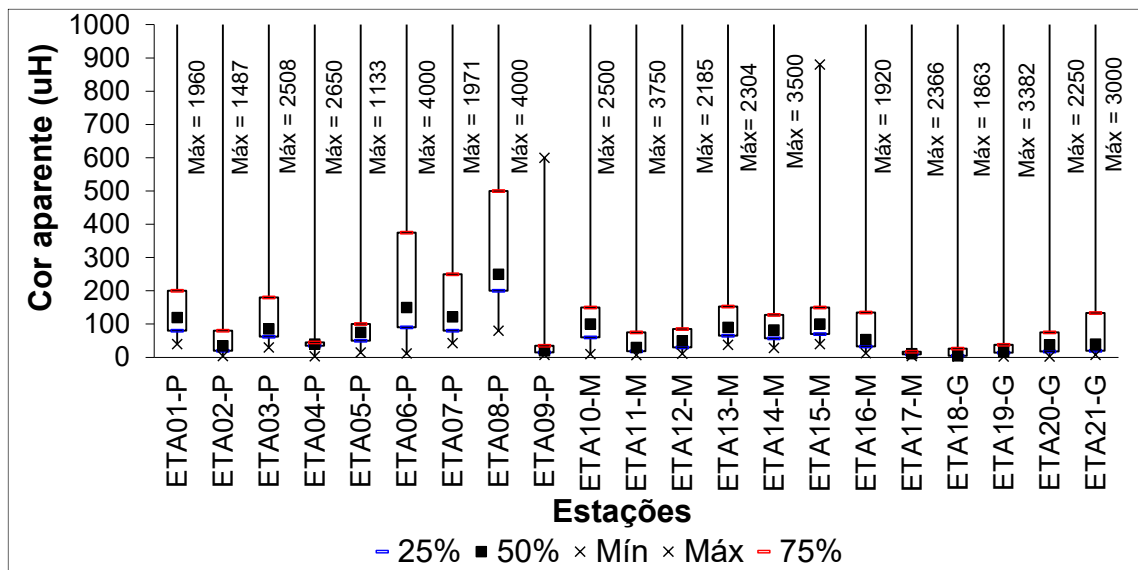
Dessa forma, maior atenção deve ser direcionada às estações de menor porte, em geral mais frágeis e mais distantes de sede urbana. A verificação das condições construtivas, de projeto e operacionais se mostra necessária para a melhoria da gestão desses sistemas e para a determinação da necessidade de investimentos.

5.2.1.2 Cor aparente

Com relação à cor aparente da água bruta (Figura 5.8), observa-se comportamento semelhante ao parâmetro turbidez, em que as estações ETA17-M, ETA18-G e ETA19-G apresentaram cor da água bruta significativamente inferior às demais ETAs. Tal fato também pode ser justificado em função do manancial de captação dessas estações serem do tipo lântico. Tais estações

também apresentaram cor inferior a 15 uH para 25% dos dados, sendo este valor o limite indicado no padrão de potabilidade brasileiro (BRASIL, 2017) e recomendado pela OMS para a água tratada (WHO, 2011). Enquanto que as estações ETA01-P, ETA06-P, ETA07-P e ETA08-P registraram maiores valores medianos (superiores a 120 uH) e maiores amplitudes interquartis, indicando também maior variabilidade deste parâmetro. Vale lembrar que a cor aparente inclui uma parcela devida à turbidez da água, ou seja, considera as partículas suspensas (VON SPERLING, 2014).

Figura 5.8 - Box-whisker do parâmetro cor aparente da água bruta das estações de tratamento de água analisadas

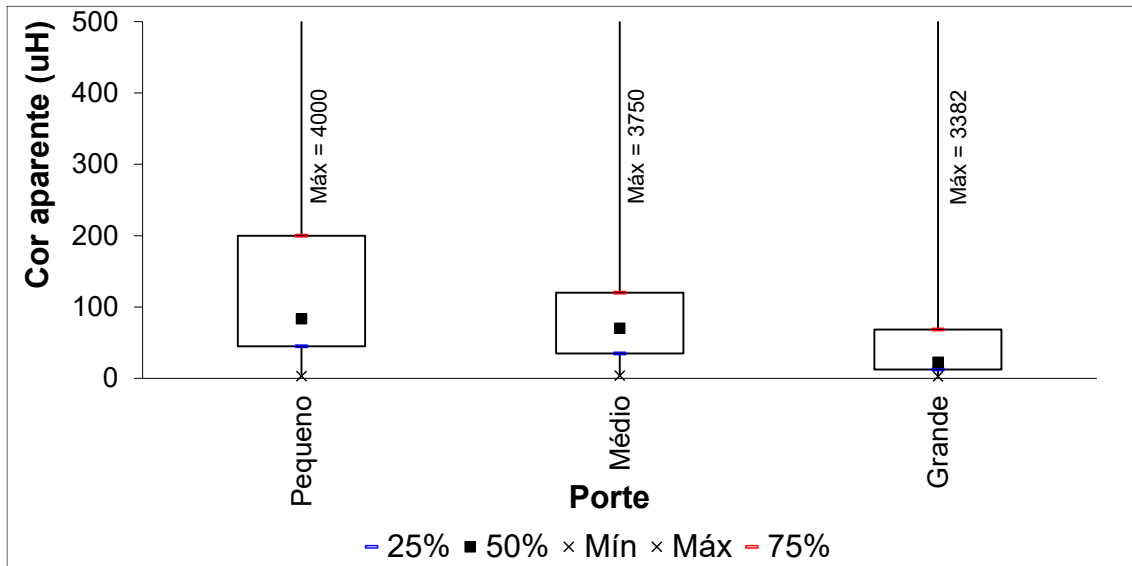


Com exceção da ETA09-P e ETA15-M, todas as outras estações registraram valores máximos acima de 1000 uH, limite indicado por Libânio (2016) para emprego da tecnologia de tratamento convencional. No entanto, ao se considerar a maioria dos dados analisados em cada estação, cerca de 95% dos valores registrados em cada ETA foram inferiores a 1000 uH, exceto nas estações ETA06-P e ETA08-P, o que pode indicar a necessidade de um maior controle operacional nessas duas estações visando um adequado desempenho na remoção deste parâmetro.

Ao analisar a cor aparente da água bruta das estações por porte (Figura 5.9), também nota-se comportamento semelhante ao do parâmetro turbidez, no qual as ETAs de pequeno porte apresentaram cor afluyente significativamente superior (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas $< 0,05$) às ETAs de médio e grande porte. Por outro lado, as ETAs de grande porte registraram valores de cor aparente significativamente inferiores às ETAs

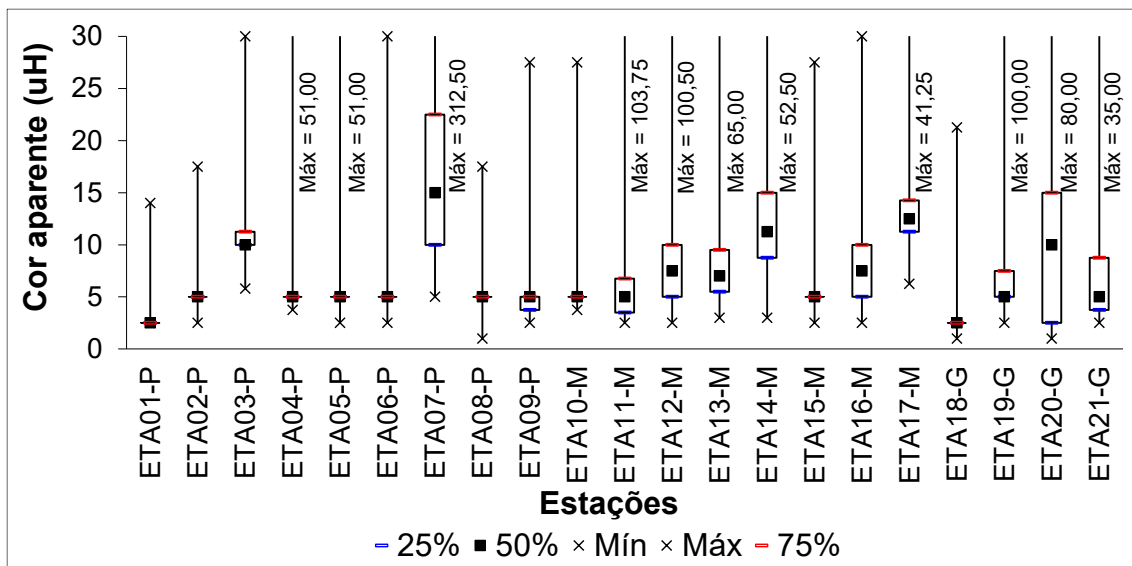
dos demais portes (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas $< 0,05$).

Figura 5.9 - *Box-whisker* do parâmetro cor aparente da **água bruta** das estações de tratamento de água em função do porte



A Figura 5.10 apresenta o gráfico *box-whisker* do parâmetro cor aparente da água decantada das 21 estações analisadas.

Figura 5.10 - *Box-whisker* do parâmetro cor aparente da **água decantada** das estações de tratamento de água analisadas



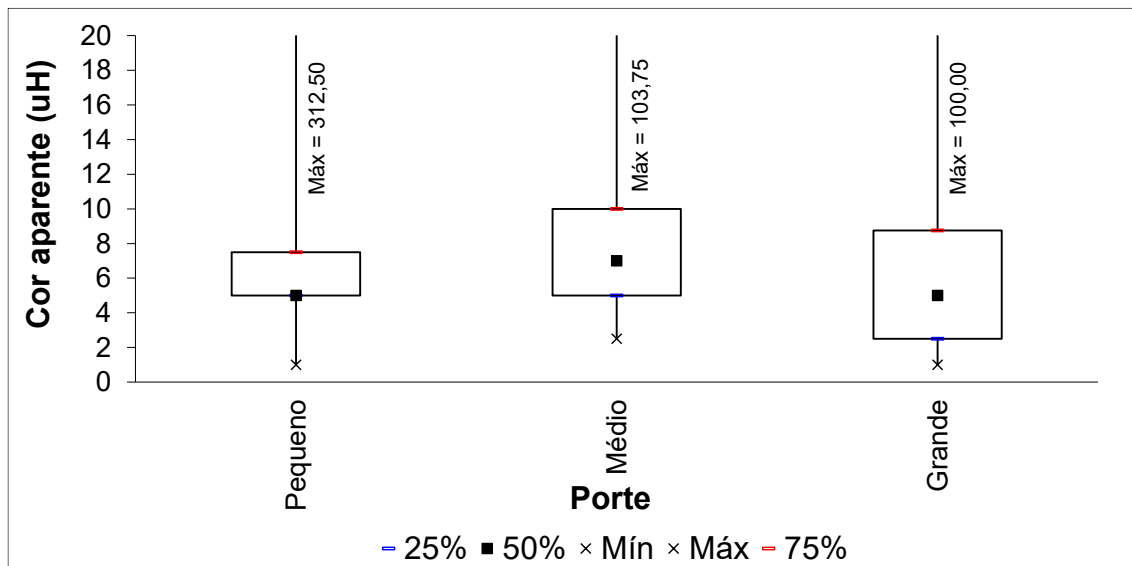
Observa-se na Figura 5.10 que cerca de 75% dos dados de cor da água decantada das estações, com exceção da ETA07-P, ficaram abaixo de 15 uH, limite indicado para a água tratada na

Portaria de potabilidade brasileira (BRASIL, 2017). A ETA07-P, ao contrário das estações ETA01-P, ETA06-P e ETA08-P, não se mostrou robusta, uma vez que os maiores valores de cor registrados na água bruta refletiram nos maiores valores deste parâmetro na água decantada. Cabe destacar que a cor da água decantada da ETA17-M não se difere significativamente da ETA07-P, sendo em ambas as estações superior às demais ETAs analisadas (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$).

Em contrapartida, o resultado do teste de *Kruskal-Wallis* seguido do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) indicou valores de cor da água decantada significativamente inferiores na ETA18-G em relação às demais estações (valor-p $< 0,05$), apontando para um melhor desempenho nesta etapa do tratamento.

Ao analisar a cor aparente da água decantada das estações por porte (Figura 5.11), nota-se novamente um comportamento semelhante ao encontrado para a turbidez, em que as ETAs de médio porte apresentaram valores significativamente superiores aos demais portes, embora não tenham apresentado os maiores valores na água bruta. Enquanto que nas ETAs de grande porte a cor da água decantada foi significativamente menor em relação às ETAs dos outros portes (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas $< 0,05$).

Figura 5.11 - *Box-whisker* do parâmetro cor aparente da água decantada das estações de tratamento de água em função do porte

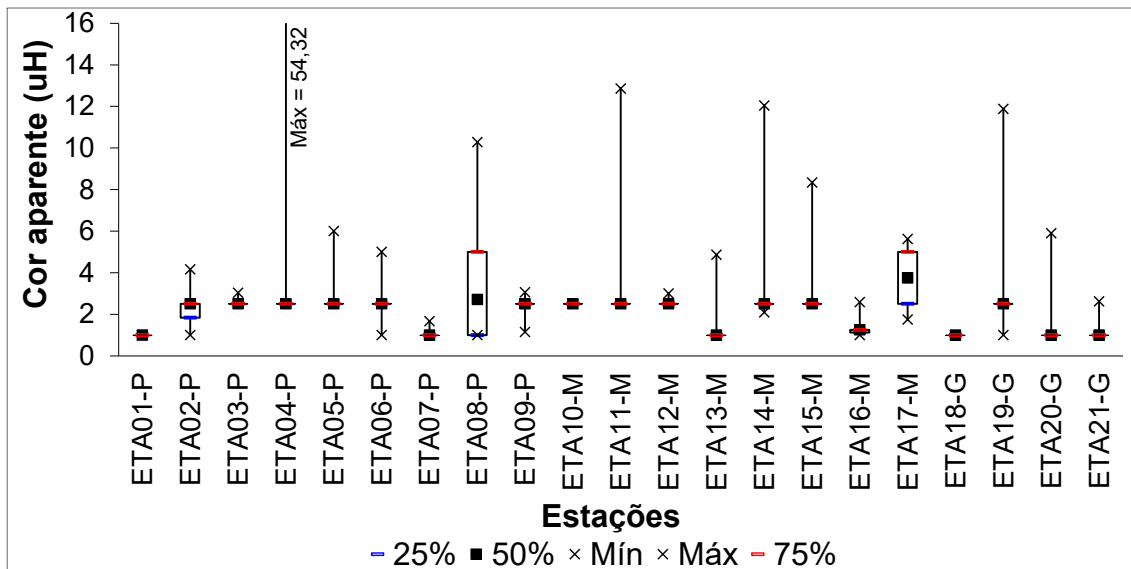


A Figura 5.12 apresenta o gráfico *box-whisker* do parâmetro cor aparente da água tratada das 21 estações analisadas. Observa-se que para a maioria das ETAs os valores dos percentis 25%,

50% e 75% coincidiram, o que pode ser justificado pelo limite de detecção do método utilizado para a medição deste parâmetro em cada estação, conforme também relatado por Souza (2018) e Melo (2019). Esse limite se refere ao menor valor que determinado constituinte pode ser detectado, mas não necessariamente quantificado pelo método utilizado.

Dessa forma, é possível notar que os menores valores de cor aparente detectados pelas medições nas ETAs são variáveis, a depender do método empregado, correspondentes à 1 uH e 2,5 uH. Portanto, os reais valores de cor aparente registrados nas ETAs foram menores ou iguais aos valores reportados no monitoramento, indicando um bom desempenho em relação a esse parâmetro, tendo em vista o elevado número de dados registrados com baixos valores de cor aparente na água tratada.

Figura 5.12 - Box-whisker do parâmetro cor aparente da **água tratada** das estações de tratamento de água analisadas



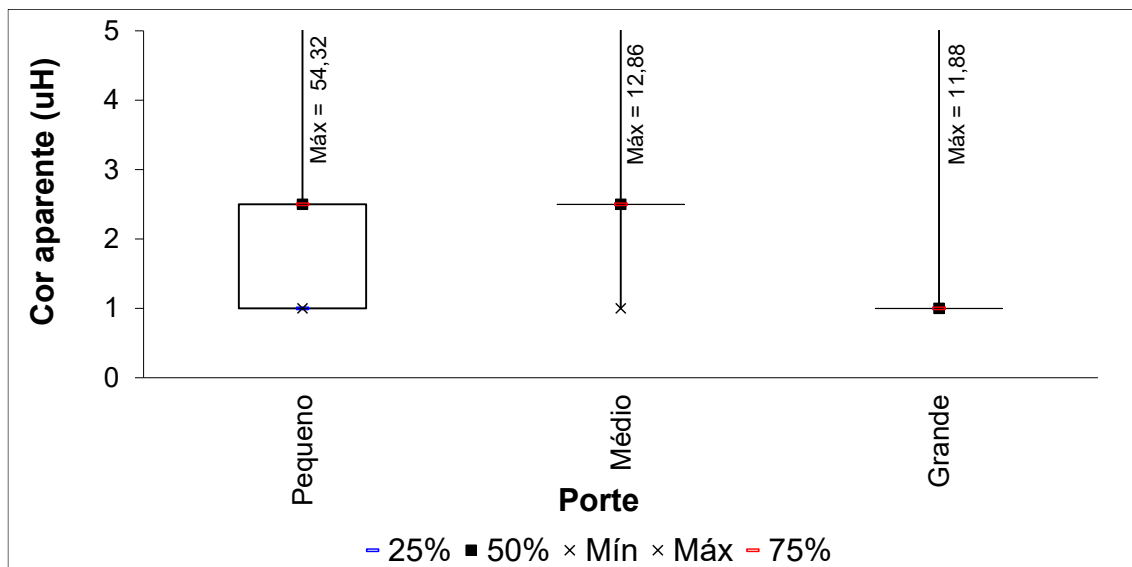
Ainda de acordo com a Figura 5.12, observa-se que apenas uma estação (ETA04-P) registrou valor máximo superior a 15 uH, o que pode indicar uma possível falha no tratamento, em específico na etapa de filtração, tendo em vista os baixos valores de cor registrados na água decantada dessa estação. Além disso, cabe destacar que a ETA17-M apresentou cor na água tratada significativamente superior as demais estações (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$), assim como identificado na água decantada. Tal fato pode indicar que o pior desempenho da etapa de decantação e /ou etapas precedentes refletiram em um pior desempenho da etapa de filtração, resultando possivelmente em um maior aporte de

partículas ao filtro, conforme reportado por Heller e Pádua (2006) e Libânio (2016), e conseqüentemente em maiores valores de cor aparente na água tratada.

No entanto cabe ressaltar que, conforme mencionado, com exceção da ETA04-P, as outras 20 estações apresentaram todos os valores de cor aparente da água tratada abaixo do limite de 15 uH estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Esse valor também é considerado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2009) e pelas diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2011).

Considerando as estações por porte (Figura 5.13), é possível notar que a maior parte dos valores de cor da água tratada das ETAs de pequeno, médio e grande porte corresponde aos limites de detecção dos métodos de medição utilizados. Dessa forma, apesar dos testes de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas indicarem que as ETAs de grande porte apresentaram cor aparente significativamente inferior às ETAs de pequeno e médio porte, não é possível comparar o desempenho dessas estações por porte em função desses valores.

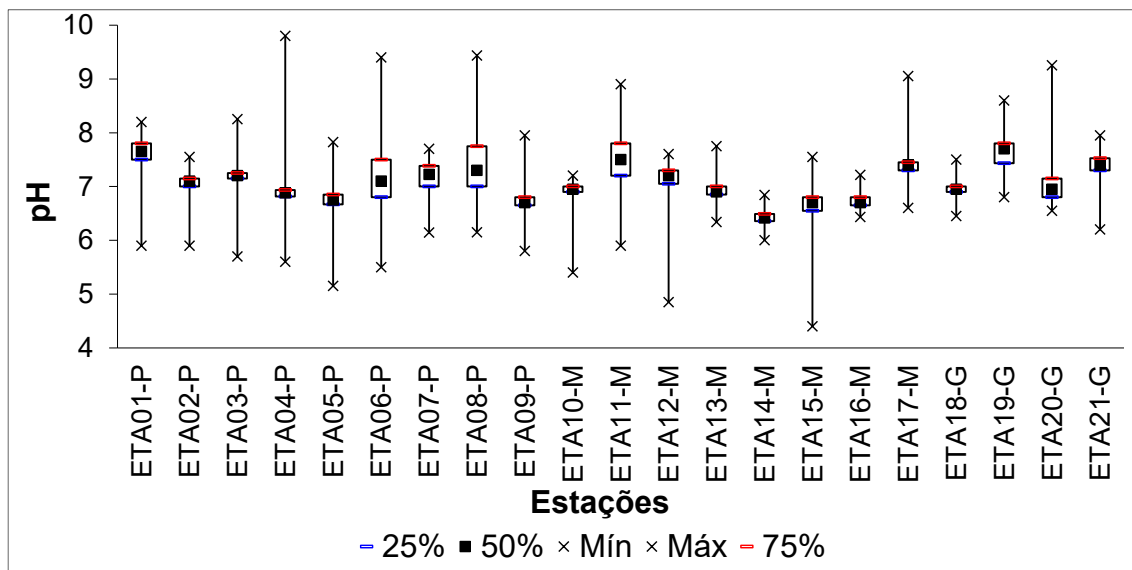
Figura 5.13 - *Box-whisker* do parâmetro cor aparente da **água tratada** das estações de tratamento de água em função do porte



5.2.1.3 pH

A Figura 5.14 apresenta o gráfico *box-whisker* do parâmetro pH da água bruta das 21 estações analisadas.

Figura 5.14 - *Box-whisker* do parâmetro pH da **água bruta** das estações de tratamento de água analisadas

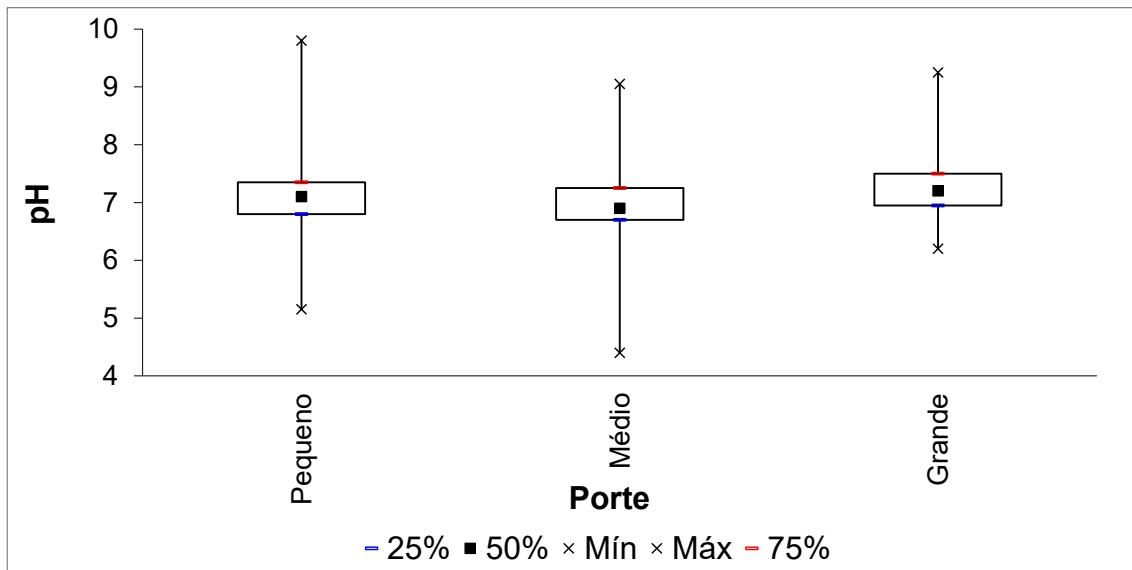


Observa-se que a maioria das ETAs apresentou baixa amplitude interquartil, indicando pequena variação deste parâmetro. Além disso, a maioria dos dados situaram-se entre 6 e 8, em acordo com a faixa citada por Libânio (2016), de 6,0 a 8,5, para águas naturais superficiais. A estação ETA14-M apresentou pH da água bruta significativamente inferior às demais ETAs, enquanto que nas estações ETA01-P e ETA19-G esse parâmetro foi significativamente superior (valor-p dos testes de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$).

Segundo von Sperling (2014), o pH no manancial de captação pode estar relacionado às condições naturais como dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação de compostos orgânicos e atividade fotossintética e à fatores antropogênicos como o despejo de efluentes. No entanto, esse parâmetro não traz implicações em termos de saúde pública quando os valores não são extremamente baixos ou elevados, conforme encontrado na água bruta das ETAs analisadas neste estudo.

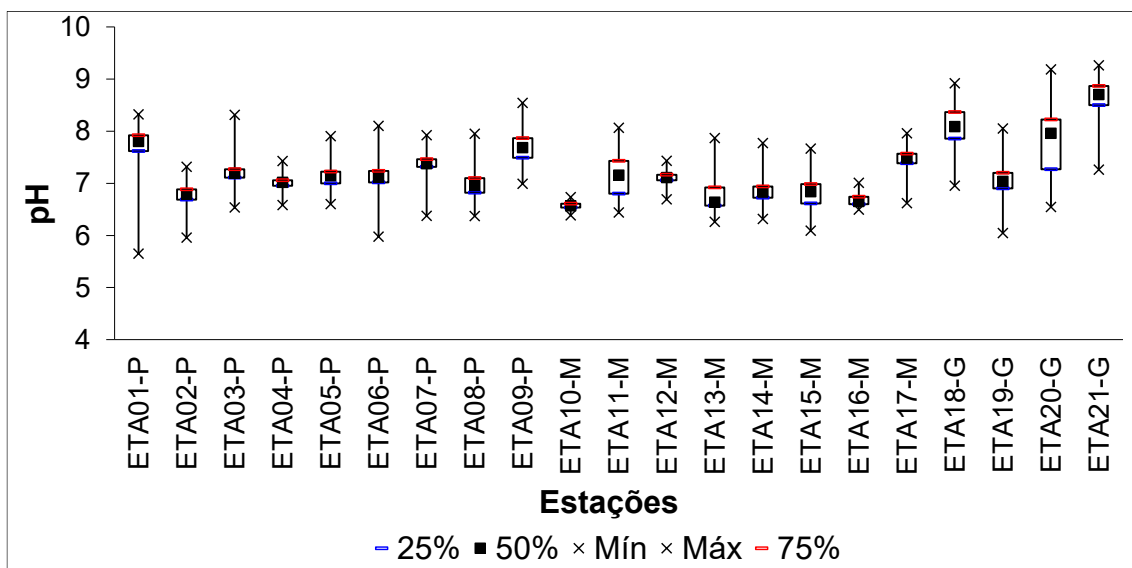
Considerando as estações em função do porte, também é possível observar essa baixa variação nos valores de pH (Figura 5.15), embora os registros de pH da água bruta dos mananciais de captação das ETAs de grande porte tenham sido maiores em relação às ETAs dos demais portes (valor-p dos testes de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$).

Figura 5.15 - *Box-whisker* do parâmetro pH da **água bruta** das estações de tratamento de água em função do porte



Na água tratada (Figura 5.16), o parâmetro pH novamente apresentou baixas amplitudes interquartis e a maioria dos dados de todas as ETAs com variação entre 6 e 8, sendo que a Portaria de potabilidade brasileira recomenda que o pH seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 (BRASIL, 2017). Conforme reportado por Libânio (2016) o valor de pH da água de consumo não apresenta um efeito para a saúde do consumidor o que justifica o amplo intervalo para o pH da água tratada nos padrões de potabilidade nacional e internacional, como da OMS (6,0 a 9,5) e da USEPA (6,5 a 8,5).

Figura 5.16 - *Box-whisker* do parâmetro pH da **água tratada** das estações de tratamento de água analisadas

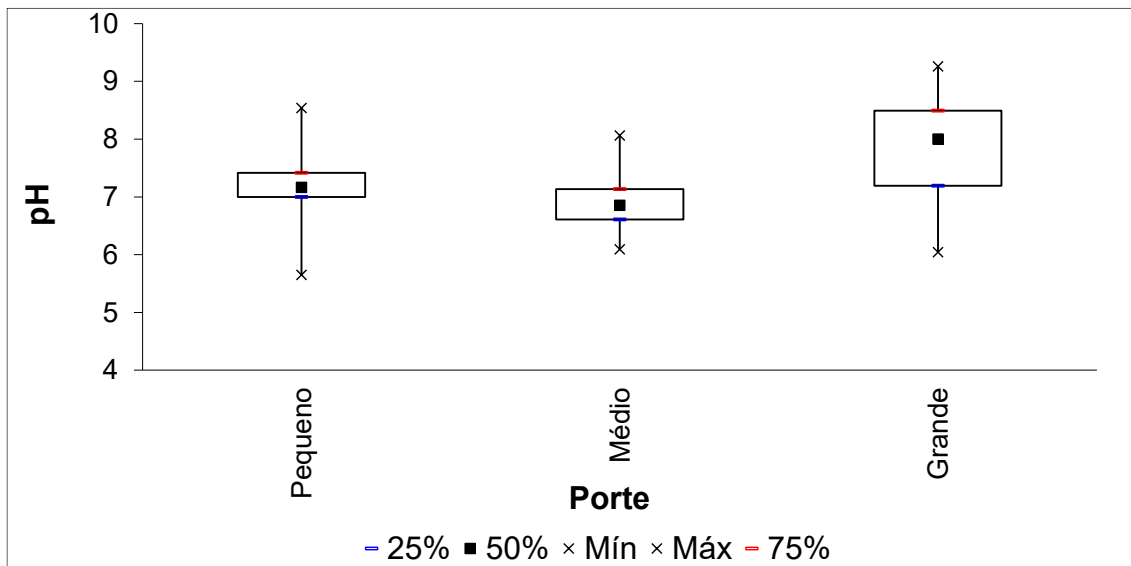


Ainda assim, foram encontradas diferenças significativas entre os valores de pH da água tratada das ETAs analisadas. A estação ETA10-M apresentou pH da água tratada significativamente inferior às demais ETAs, enquanto a estação ETA21-G registrou valores significativamente superiores para este parâmetro (valor-p dos testes de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$). De acordo com a Figura 5.16, nota-se que apenas três estações registraram valores de pH abaixo de 6,0, enquanto que nenhuma estação apresentou valores de pH da água tratada superior a 9,5, conforme recomendado pela Portaria de potabilidade brasileira (BRASIL, 2017).

No entanto, cabe destacar a importância do parâmetro pH no tratamento da água, uma vez que esse parâmetro exerce grande influência nos processos envolvidos (coagulação, desinfecção) e na água tratada encaminhada para distribuição, tendo em vista que valores de pH muito baixos ou muito elevados apresentam possibilidade de corrosão ou incrustação nas tubulações, respectivamente (VON SPERLING, 2014; LIBÂNIO, 2016).

Considerando as estações em função do porte, também é possível observar que as ETAs de grande porte registraram valores de pH na água tratada significativamente superiores as ETAs de pequeno e médio porte (valor-p dos testes de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$) (Figura 5.17).

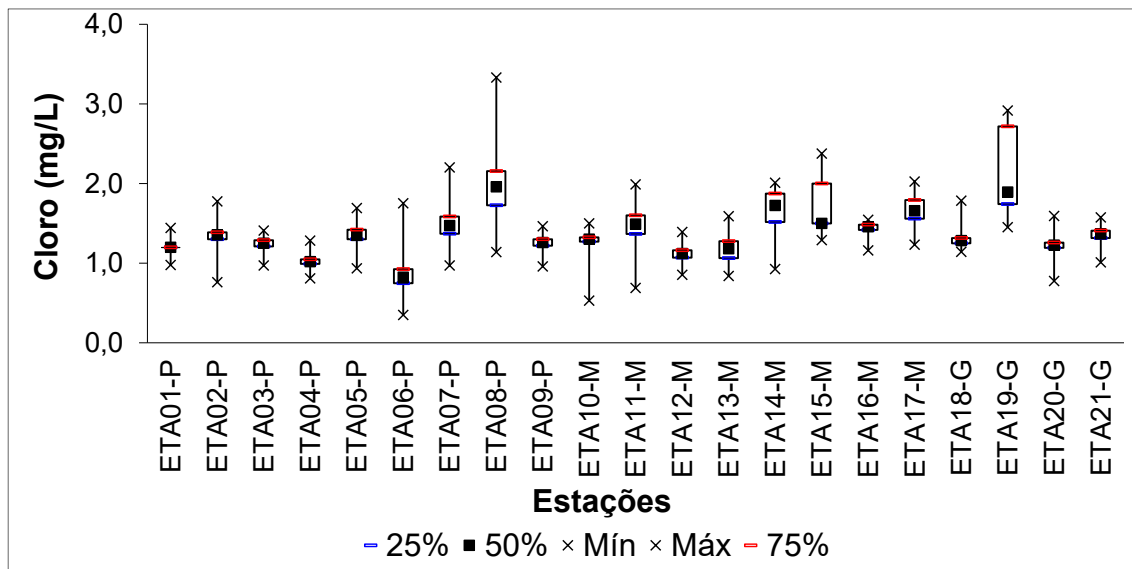
Figura 5.17 - Box-whisker do parâmetro pH da **água tratada** das estações de tratamento de água em função do porte



5.2.1.4 Cloro

A Figura 5.18 apresenta o gráfico *box-whisker* do parâmetro cloro da água tratada das 21 estações analisadas. Observa-se que as concentrações de cloro residual livre na água tratada da maioria das ETAs situaram-se na faixa de 1,0 a 2,0 mg/L. As estações ETA04-P e ETA06-P registraram concentrações de cloro significativamente inferiores às demais estações, enquanto que as maiores concentrações foram registradas nas estações ETA08-P e ETA19-G (valor-p dos testes de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$).

Figura 5.18 - Box-whisker do parâmetro cloro da água tratada das estações de tratamento de água analisadas

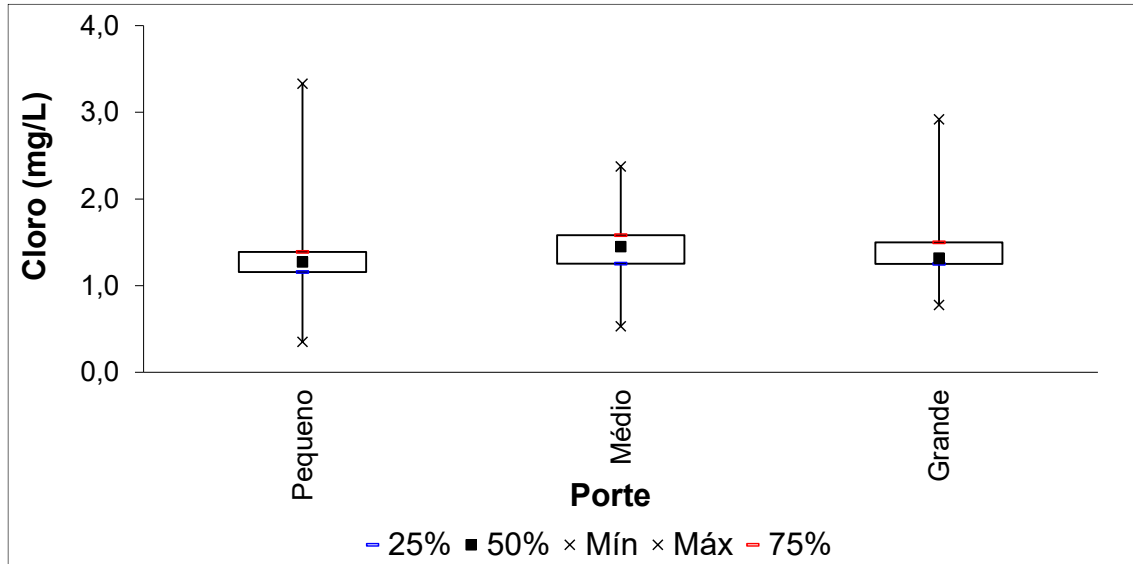


Destaca-se que a Portaria de potabilidade brasileira recomenda a manutenção de cloro residual livre entre 0,2 e 2,0 mg/L e estabelece como valor máximo permitido a concentração de 5,0 mg/L, acima da qual representa um risco à saúde (BRASIL, 2017). Ressalta-se que a concentração de cloro residual livre é responsável por garantir condições microbiológicas adequadas na rede de distribuição, sendo para isso necessário manter a concentração mínima de 0,2 mg/L (SOUZA, 2017). Levando isso em consideração, constatou-se um bom desempenho das ETAs em relação a esse parâmetro, uma vez que nenhuma estação apresentou concentração de cloro abaixo de 0,2 mg/L ou acima de 5 mg/L.

A Figura 5.19 apresenta o gráfico *box-whisker* do parâmetro cloro da água tratada das estações em função do porte. É possível notar uma baixa amplitude interquartil para os três portes, indicando uma baixa variabilidade das concentrações, apesar do teste de *Kruskal-Wallis*

seguido do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) ter indicado diferenças significativas entre as concentrações de cloro residual das ETAs de pequeno, médio e grande porte (valor-p < 0,05).

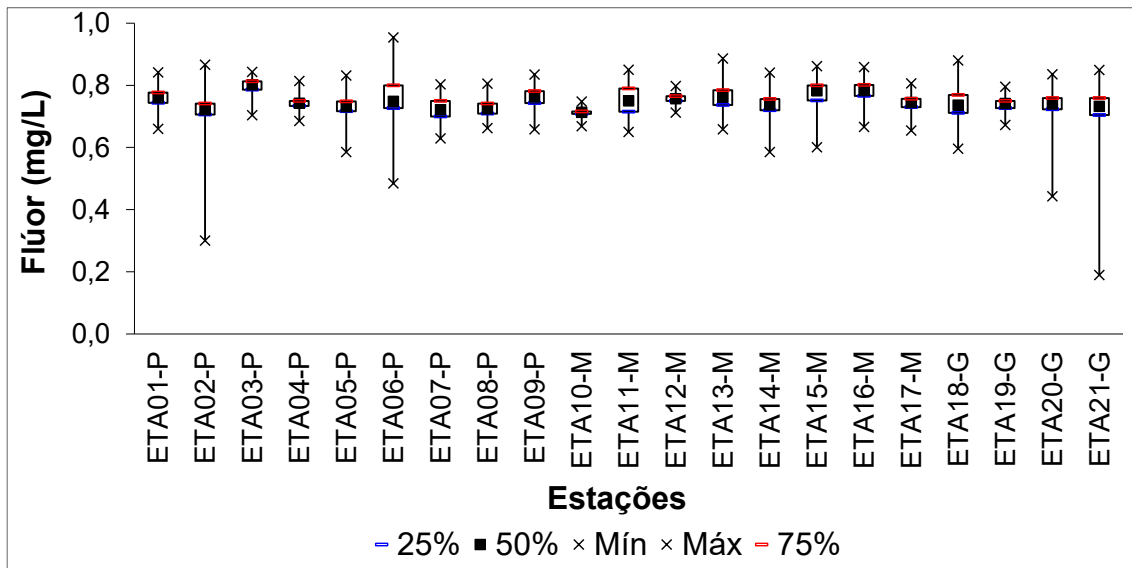
Figura 5.19 - *Box-whisker* do parâmetro cloro da **água tratada** das estações de tratamento de água em função do porte



5.2.1.5 Flúor

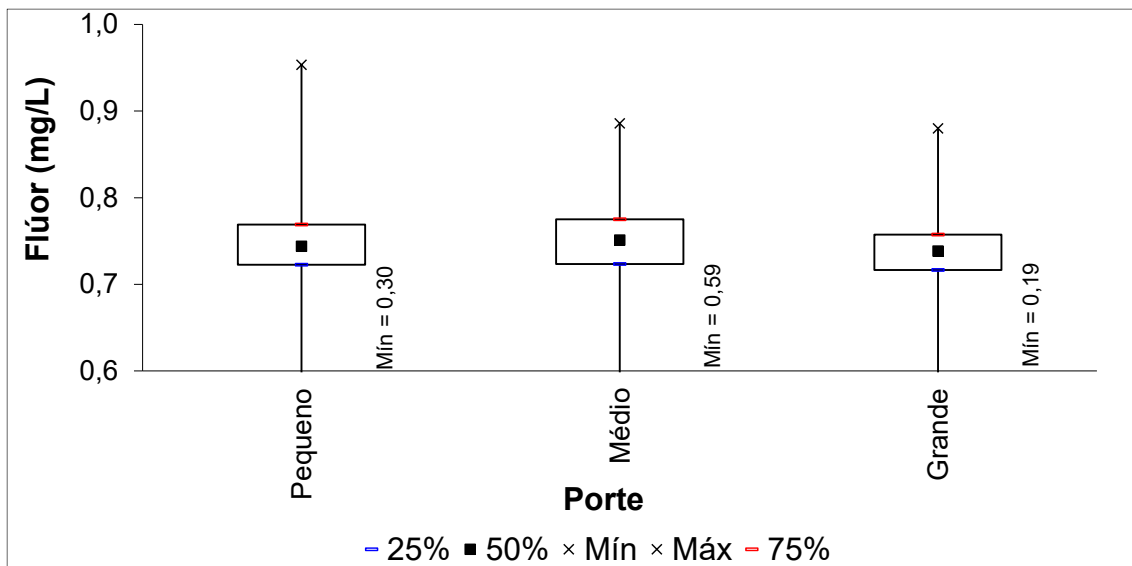
Na Figura 5.20 é apresentado o gráfico *box-whisker* do parâmetro flúor da água tratada das 21 estações analisadas. Observa-se que a maioria dos valores ficaram no intervalo de 0,6 a 0,8 mg/L, com nenhum valor acima de 1,5 mg/L, o qual corresponde ao valor máximo permitido estabelecido na Portaria de potabilidade brasileira (BRASIL, 2017). Além disso, destaca-se as pequenas amplitudes interquartis em todas as estações, indicando a baixa variabilidade e o adequado controle operacional relativo a este parâmetro, tendo em vista que o flúor é inserido durante o tratamento. Ainda assim, o teste de *Kruskal-Wallis* seguido do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) indicou diferenças significativas entre as concentrações de flúor das ETAs, sendo significativamente superiores na ETA03-P e significativamente inferiores na ETA10-M em relação às demais estações (valor-p < 0,05).

Figura 5.20 - *Box-whisker* do parâmetro flúor da **água tratada** das estações de tratamento de água analisadas



Apesar da baixa variação nos dados de concentração de flúor, considerando o porte das estações, as concentrações desse parâmetro foram significativamente superiores nas ETAs de médio porte (valor-p dos testes de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$), mas com todos os valores abaixo de 1,0 mg/L (Figura 5.21).

Figura 5.21 - *Box-whisker* do parâmetro flúor da **água tratada** das estações de tratamento de água em função do porte



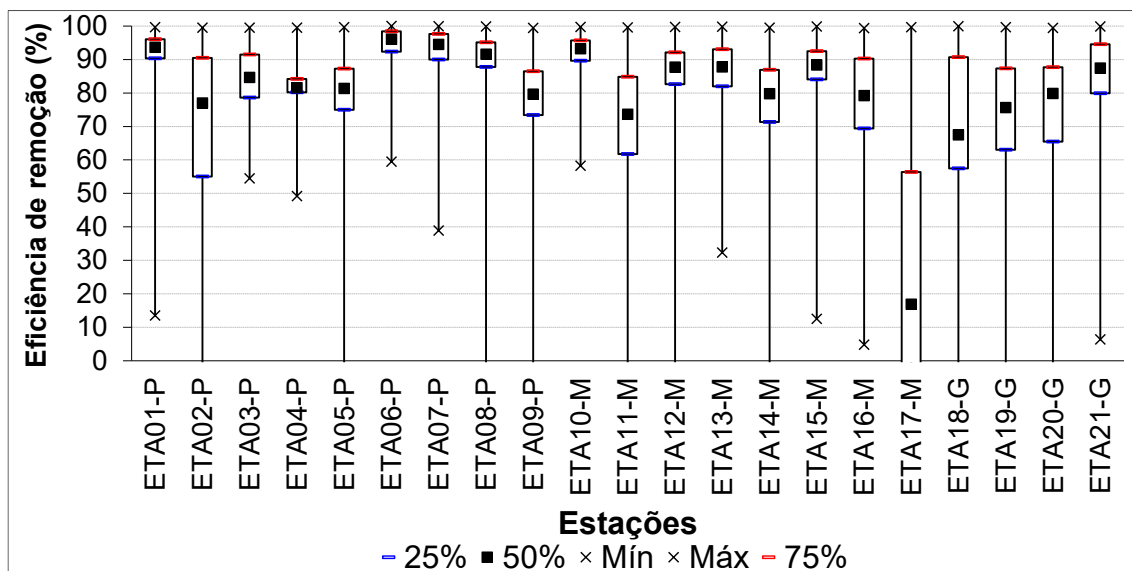
5.2.2 Comparação das eficiências de remoção de turbidez e cor aparente

5.2.2.1 Eficiência de remoção de turbidez e cor aparente na etapa de Clarificação

A Figura 5.22 apresenta o desempenho de cada estação com relação à eficiência de remoção de turbidez após a etapa de clarificação. Verifica-se, no geral, eficiência de remoção mediana de turbidez superior a 68%, com exceção da ETA17-M, a qual apresentou eficiência de remoção mediana de apenas 17%. O desempenho inferior dessa estação pode ser justificado pela elevada qualidade da água bruta captada, a qual registrou valores muito baixos de turbidez para a maioria dos dados analisados. Khan e Ahmad (2018), em estudo da análise do desempenho de uma ETA convencional localizada em Nangloi - Nova Deli, também encontraram menores valores de eficiência de remoção de turbidez após a clarificação quando afluía água menos turva à ETA.

Conforme mencionado, a eficiência da unidade de decantação é reduzida quando a água bruta apresenta baixas concentrações de partículas, uma vez que esse fato dificulta a coagulação em virtude da menor taxa de contato entre as partículas e os produtos da hidrólise do coagulante, formando flocos de menor densidade e conseqüentemente menor velocidade de sedimentação (HELLER; PÁDUA, 2006).

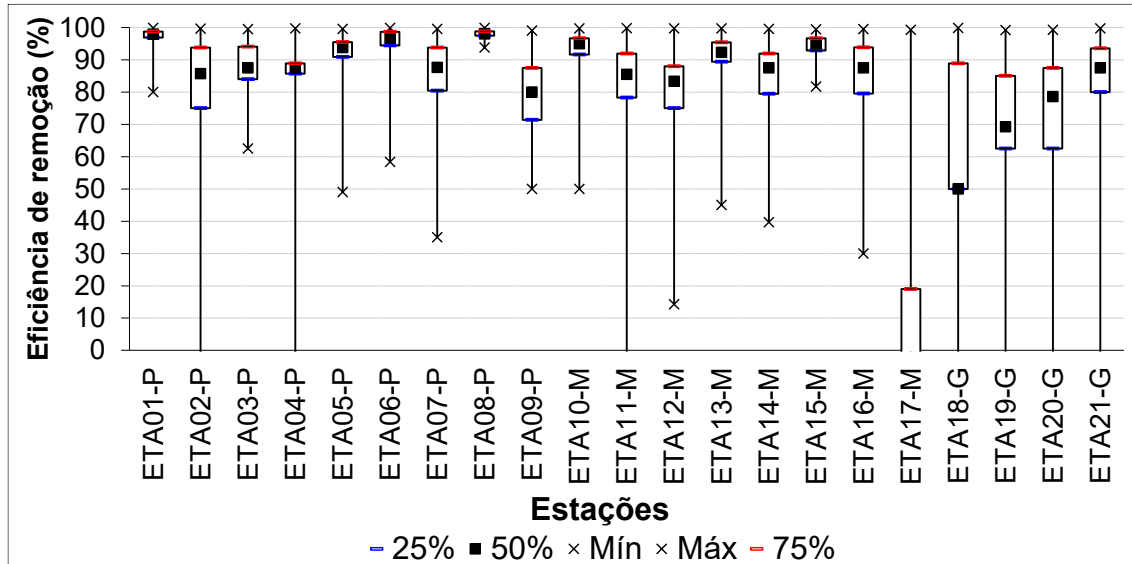
Figura 5.22 - Box-whisker da eficiência de remoção do parâmetro turbidez após a etapa de clarificação



No que concerne ao parâmetro cor aparente, observa-se na Figura 5.23, no geral, eficiência mediana de remoção após a clarificação superior a 80%, com exceção das estações ETA17-M, ETA18-G e ETA19-G. O desempenho inferior dessas estações para esse parâmetro também

pode ser justificado pela elevada qualidade da água bruta captada nas ETAs, que apresentaram valores muito baixos de cor aparente para a maioria dos dados analisados.

Figura 5.23 - *Box-whisker* da eficiência de remoção do parâmetro cor aparente após a etapa de clarificação



O teste de *Kruskal-Wallis* seguido de teste de comparações múltiplas indicou diferenças significativas entre as eficiências de remoção de turbidez e cor aparente após a etapa de clarificação para os três portes (valor-p < 0,05). As estações de pequeno porte apresentaram eficiência de remoção significativamente superior às ETAs dos demais portes em virtude dos maiores valores de turbidez e cor afluentes.

Conforme descrito na revisão da literatura, diversos fatores influenciam na eficiência das etapas de coagulação, floculação e decantação, que constituem a clarificação. Dentre eles, podem-se citar: tipo, concentração e dose do coagulante; condições de mistura do coagulante e características do floco formado; distribuição da água floculada na entrada do decantador; taxa de aplicação superficial no decantador; vazão de coleta de água decantada; condições de manutenção/limpeza dos componentes da unidade de decantação; procedimento de remoção do lodo sedimentado, entre outros.

Dessa forma, um ou mais desses fatores podem estar contribuindo para reduzir e até mesmo tornar negativa a eficiência de remoção dos parâmetros analisados. Além disso, conforme relatado por Lopes e Libânio (2005), o aumento de sólidos na saída da unidade de decantação pode estar associado ao efeito do vento, da temperatura e de correntes que causam curtos-

circuitos, quebra dos flocos e ressuspensão do lodo sedimentado, prejudicando o desempenho desta unidade.

Além disso, compostos que estavam dissolvidos, como ferro e manganês por exemplo, após passarem pelas etapas de coagulação/floculação, podem mudar para o estado coloidal e por apresentarem baixa densidade não sedimentam de forma adequada, saindo, desta forma, na água decantada.

Destaca-se que as eficiências negativas nesta etapa foram pontuais e portanto pouco recorrentes, sendo registradas principalmente quando afluiu água bruta com baixa turbidez e cor aparente nas estações analisadas. Dessa forma, considera-se que condições operacionais possam ter influenciado nessas ocorrências, uma vez que questões estruturais e de projeto resultariam em eficiências negativas com maior frequência de ocorrência. Sendo assim, condições desfavoráveis de coagulação/floculação e formação de flocos com baixa sedimentabilidade, além da questão do descarte do lodo e do revolvimento do lodo sedimentado podem justificar as eficiências de remoção negativas dos parâmetros analisados após a etapa de clarificação nas ETAs.

Visando elevar a eficiência da clarificação quando aflui água com baixa turbidez nas ETAs, pode-se empregar a recirculação das águas de lavagem dos filtros para elevar a concentração de partículas e favorecer a formação de flocos com melhor sedimentabilidade. No entanto, para efetuar tal procedimento pode ser necessária uma pré-desinfecção em virtude do aumento do potencial microbiológico da água bruta, conforme descrito por Libânio (2016).

Nesse contexto, Cornwell e Macphee (2001) avaliaram o efeito da recirculação da água de lavagem de filtros sem pré-tratamento na remoção de *Cryptosporidium* em escala piloto. Os autores concluíram que quando as águas de lavagem dos filtros foram recirculadas houve um aumento da eficiência das etapas de coagulação, floculação e sedimentação e conseqüentemente uma melhora da qualidade da água filtrada e maior remoção do protozoário, notadamente quando a água bruta apresentava baixos valores de turbidez.

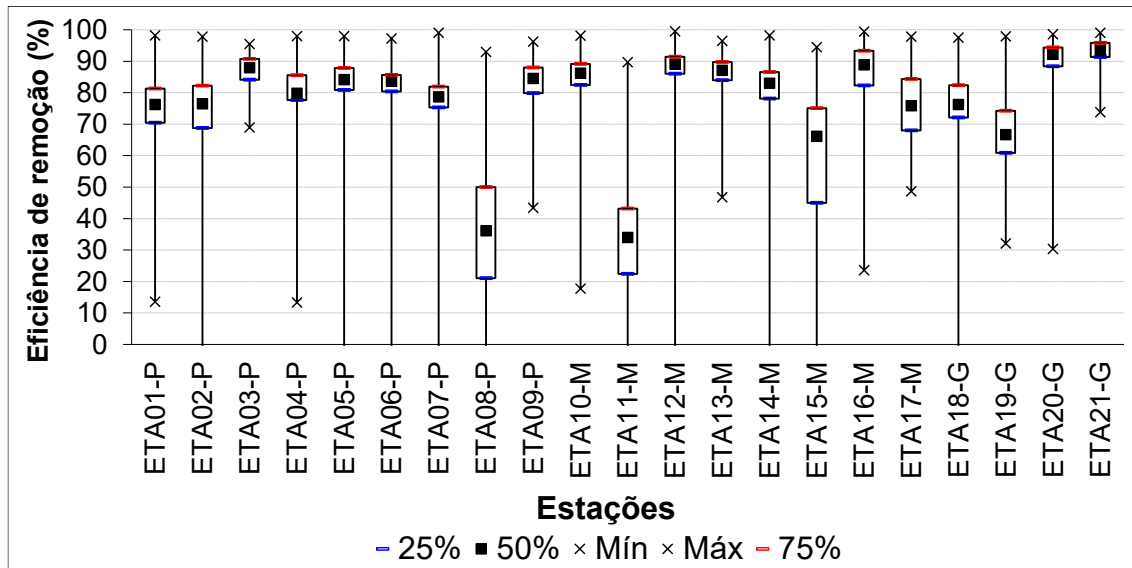
Outra alternativa que pode ser empregada visando melhorar o desempenho da etapa de clarificação na remoção de turbidez e cor aparente é o emprego de polímeros como auxiliares de coagulação/floculação. Isso porque o emprego de polímeros traz como vantagem a produção de flocos de maior densidade e mais resistentes ao cisalhamento, além de permitir a adoção de

taxas de escoamentos superficiais maiores e maior flexibilidade de operação da ETA (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2016, SOUZA, 2018).

5.2.2.2 Eficiência de remoção de turbidez e cor aparente na etapa de Filtração

Na Figura 5.24 são apresentadas as eficiências de remoção de turbidez após a filtração nas ETAs analisadas.

Figura 5.24 - Box-whisker da eficiência de remoção do parâmetro turbidez após a etapa de filtração



Observa-se, no geral, eficiência de remoção mediana de turbidez superior a 75% após a filtração, com exceção das estações ETA08-P, ETA11-M, ETA15-M e ETA19-G, as quais registraram eficiência de remoção mediana em torno de 36%, 34%, 66% e 67%, respectivamente (Figura 5.24). Destaca-se a limitação da etapa de filtração das estações ETA08-P e ETA11-M, que por ser a última etapa de remoção de partículas refletiu em valores de turbidez significativamente maiores na água tratada por essas ETAs, conforme discutido.

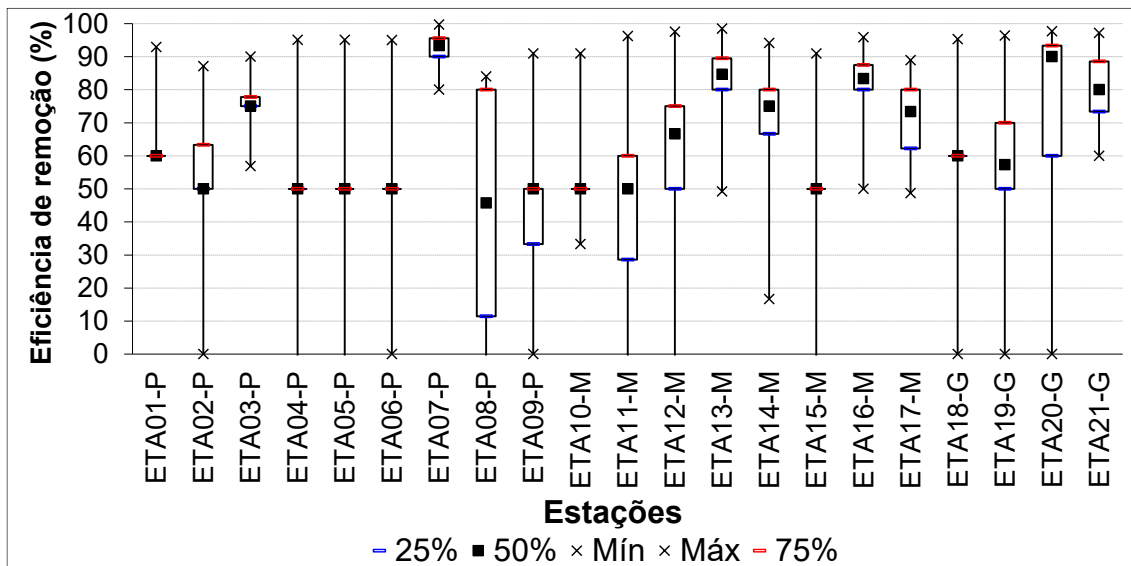
De acordo com Libânio (2016), os principais fatores que influenciam o desempenho da filtração são as condições do meio filtrante, o desempenho das etapas precedentes e a taxa de filtração. Considerando os resultados da qualidade da água bruta, decantada e tratada de ambas as estações, assim como a eficiência de remoção de turbidez na etapa anterior (clarificação), aponta-se para eventuais problemas no meio filtrante da ETA08-P e ETA11-M, assim como nos casos em que essa eficiência de remoção foi negativa. Ressalta-se que o mau estado do

meio filtrante comumente vincula-se a deficiências na lavagem e conseqüentemente refletem a qualidade da operação.

Bastos *et al.* (2017), em avaliação do desempenho da etapa de filtração de uma ETA convencional em escala real, observou que a retrolavagem do filtro tinha curta duração e era realizada com o emprego de elevada velocidade ascensional, o que provocou grande expansão do leito (cerca de 78%), causando a perda de material filtrante e conseqüentemente, comprometendo o desempenho da etapa. O leito do filtro analisado era inicialmente de 60 cm, passando para 39 cm, valor este inferior aos 45 cm mínimos recomendados pela NBR 12216 (ABNT, 1992). Além disso, os autores mostraram que o leito do filtro utilizado na ETA já apresentava 10 anos de operação e sinais de má conservação (areia com coloração escura e espessura inferior a de projeto). Logo, pode-se dizer que a falta de manutenção do leito juntamente com o processo incorreto de lavagem (tempo de lavagem e expansão do leito inadequados), reduzem o desempenho da filtração, a duração das carreiras de filtração, além de contribuir para um maior consumo de água tratada para a limpeza dos filtros.

Na Figura 5.25 são apresentadas as eficiências de remoção de cor aparente após a filtração nas ETAs analisadas.

Figura 5.25 - Box-whisker da eficiência de remoção do parâmetro cor aparente após a filtração



Observa-se menores valores de eficiência de remoção de cor aparente na etapa de filtração em relação à remoção de turbidez nessa mesma etapa. Tal fato pode estar relacionado a não

remoção de sólidos dissolvidos, constituintes da cor aparente, na filtração. Apenas sete estações apresentaram eficiência de remoção mediana de cor aparente superior a 75% após a filtração. Além disso, destaca-se que das 21 estações, cinco apresentaram percentis 25, 50 e 75% iguais a 50% de remoção e duas iguais a 60% de remoção, decorrente da baixa variação dos valores de cor aparente tanto na água decantada quanto na água tratada por essas estações.

As estações ETA08-P e ETA11-M também apresentaram o pior desempenho no que diz respeito à eficiência de remoção de cor aparente após a filtração. Tal situação também pode refletir o mau estado do meio filtrante, vinculado à falta de manutenção, a deficiências na lavagem e conseqüentemente a menor qualidade operacional das estações. Além disso, destaca-se novamente que, a cor pode estar relacionada a presença de sólidos dissolvidos, os quais não são removidos pela filtração.

Destaca-se que os registros de eficiências de remoção negativas de turbidez e cor aparente após a etapa de filtração nas ETAs analisadas também não foram muito recorrentes, o que novamente aponta para problemas operacionais. Provavelmente houve uma elevação destes parâmetros na água tratada em relação à água decantada em função de problemas no meio filtrante, decorrentes de processos inadequados de lavagem. Além disso, podem ocorrer picos de turbidez e cor aparente logo após a lavagem do filtro, quando este ainda não se encontra “maduro”. Segundo Fernandes *et al.* (2010), a fase de amadurecimento é considerada um período crítico quanto à passagem de partículas pelo meio filtrante, em decorrência do residual da água de lavagem e também pela dificuldade de aderência das partículas aos grãos, fatores que podem favorecer também a passagem de microrganismos.

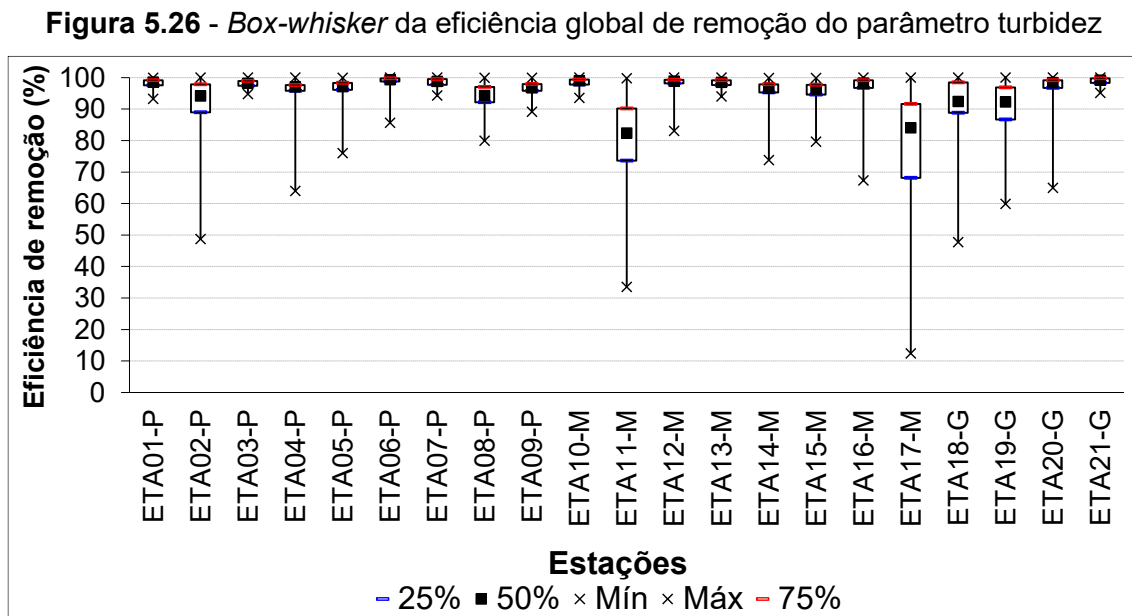
Libânio (2016) destaca que é comum na rotina operacional de ETAs dos EUA e Canadá o descarte da água filtrada produzida logo após a lavagem. No entanto, no Brasil este procedimento de descarte do primeiro filtrado é menos recorrente e tende a ocorrer apenas em ETAs com filtros de escoamento ascendente dotados de calhas comuns para coleta da água filtrada e da água de lavagem.

Considerando as estações por porte, o teste de *Kruskal-Wallis*, seguido do teste de comparações múltiplas, indicou diferenças significativas entre a eficiência de remoção de turbidez e cor aparente após a filtração (valor-p < 0,05). Nas ETAs de grande porte essa eficiência foi

significativamente maior do que nas ETAs de pequeno e médio porte, o que pode indicar melhores condições de manutenção e operação nas estações de grande porte.

5.2.2.3 Eficiência de remoção global de turbidez e cor aparente

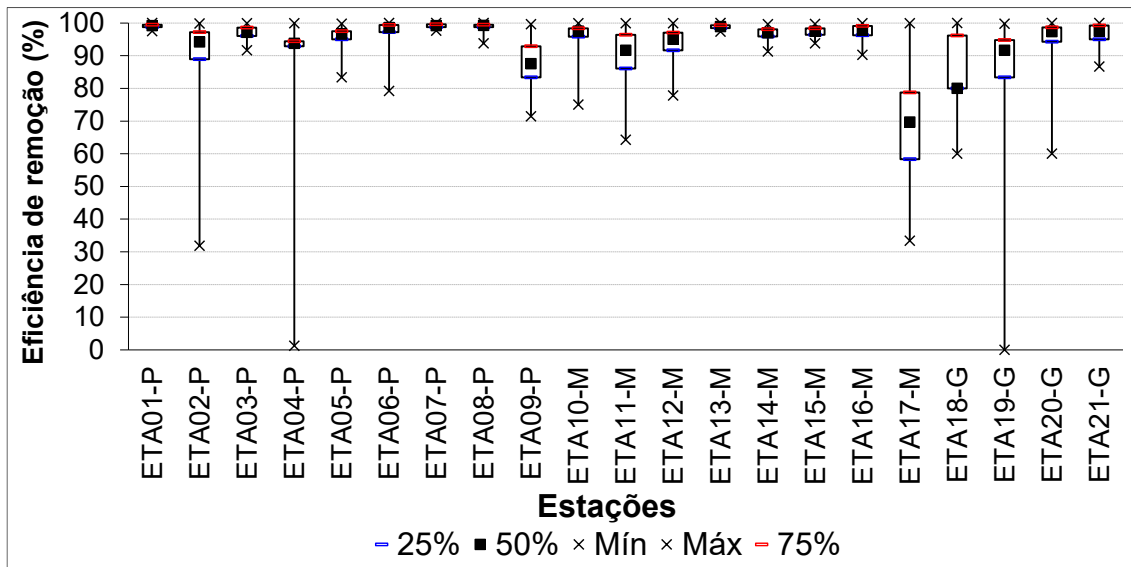
Na Figura 5.26 são apresentadas as eficiências de remoção global de turbidez, considerando a água bruta como afluente e a água tratada como efluente. Verifica-se, de modo geral, eficiência mediana global de remoção de turbidez superior a 90% nas ETAs analisadas. Os autores Ahmadli *et al.* (2017), Issa (2017), Khan e Ahmad (2018) e Souza (2018), também em estudo de ETAs convencionais, encontram eficiência de remoção global de turbidez superior a 90%. Destaca-se o pior desempenho das estações ETA11-M e ETA17-M, as quais apresentaram remoção de turbidez significativamente inferior às demais estações após as etapas de filtração e clarificação, respectivamente. Tal fato comprova a influência das etapas do tratamento no desempenho global da estação, uma vez que essas etapas ocorrem em série, conforme indicado por Heller e Pádua (2006) e Pohlmann *et al.* (2015).



No que diz respeito ao parâmetro cor aparente, observa-se na Figura 5.27, no geral, eficiência mediana de remoção global do parâmetro superior a 90%. Destaca-se o pior desempenho das estações ETA17-M e ETA18-G, as quais apresentaram para cerca de 50% dos dados analisados eficiência mediana global de remoção de cor aparente em torno de 70 e 80%, respectivamente. Tais ETAs também apresentaram as menores eficiências de remoção de cor aparente na etapa de clarificação, refletindo assim nos menores valores de eficiência combinada para esse

parâmetro. Entretanto, mesmo nos casos que a eficiência de remoção de cor aparente foi baixa, não foi observada violação ao padrão de potabilidade brasileiro para este parâmetro.

Figura 5.27 - Box-whisker da eficiência global de remoção do parâmetro cor aparente



Considerando as estações por porte, a eficiência global de remoção de turbidez e cor aparente foi significativamente superior nas ETAs de pequeno porte (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas $< 0,05$). Isso porque no cálculo da eficiência global considerou-se como afluente a água bruta e como efluente a água tratada. Logo, as estações de pequeno porte apresentaram maior eficiência de remoção global para ambos parâmetros em virtude dos maiores valores de turbidez e cor na água bruta, conforme também relatado nos estudos de Khan e Ahmad (2018) e Souza (2018).

Conforme indicado no estudo de Bastos *et al.* (2017), é de suma importância o conhecimento das reais condições operacionais e hidráulicas das estações, assim como a execução de ensaios de tratabilidade para determinar as condições ótimas de funcionamento de cada ETA, visando aumentar a eficiência de remoção tanto de turbidez quanto de cor aparente nas estações e elevar o desempenho das mesmas.

5.2.3 Relação entre a dosagem de coagulante e os valores de turbidez da água bruta, da água decantada e da água tratada

Na Tabela 5.6 é apresentado um resumo da estatística descritiva das dosagens de coagulante empregadas nas ETAs analisadas.

Observa-se uma predominância do sulfato de alumínio como coagulante nas estações, empregado em 17 das 21 ETAs. Conforme constatado na literatura, esse coagulante é o mais utilizado nas ETAs brasileiras devido, em geral, ao baixo custo, a facilidade de obtenção e a boa eficiência (FRANCO, 2009; NISHI *et al.*, 2011).

Nota-se também que a maioria das estações analisadas apresentaram cerca de 90% dos dados de dosagem de sulfato de alumínio em acordo com os limites superiores das faixas usualmente empregadas em ETAs convencionais (AWWA, 2001: 5 a 100 mg/L.; LIBÂNIO, 2016: 10 a 60 mg/L). Observa-se que as dosagens medianas de sulfato de alumínio nas estações ETA04-P, ETA05-P e ETA12-M foram inferiores a 10 mg/L, sendo nula em alguns registros. Destaca-se que a ETA12-M também utilizou o coagulante POLIFLOC no período analisado, em específico quando foram registrados maiores valores para a turbidez da água bruta.

As outras quatro estações empregaram sais de ferro como coagulante primário, sendo que as estações ETA07-P e ETA09-P empregaram apenas o cloreto férrico, enquanto que as estações ETA17-M e ETA21-G utilizaram também o sulfato ferroso clorado. A ETA07-P registrou, para a maioria dos dados, valores de dosagem de cloreto férrico acima da faixa usualmente empregada em estações convencionais (AWWA, 2001: até 40 mg/L.; LIBÂNIO, 2016: 5 a 40 mg/L), enquanto que a ETA09-P apresentou dosagens de cloreto férrico inferiores a 38,60 mg/L para cerca de 90% dos dados.

A ETA17-M empregou o coagulante sulfato ferroso clorado na maior parte do período analisado, com dosagem em acordo com a faixa da literatura (LIBÂNIO, 2016: 5 a 25 mg/L) para a maioria dos dados analisados. A dosagem de cloreto férrico empregada nessa estação também ficou em acordo com a faixa da literatura para a maioria dos dados. No caso da ETA21-G, o sulfato ferroso clorado também foi empregado na maior parte do tempo, sendo a dosagem mínima superior a 25 mg/L. Em relação ao cloreto férrico, cerca de 50% dos dados dessa estação apresentaram dosagem em acordo com a faixa relatada na literatura.

Tabela 5.6 - Tipos e dosagens de coagulantes (mg/L) empregados nas estações de tratamento de água analisadas

Estação	Tipo de coagulante	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Percentil 10%	Percentil 25%	Percentil 75%	Percentil 90%	Percentil 95%
ETA01-P	Sulfato de alumínio	54,67	60,44	13,14	126,38	28,66	32,81	68,78	77,12	84,42
ETA02-P	Sulfato de alumínio	17,39	15,80	5,55	136,00	8,80	11,10	21,81	28,61	32,11
ETA03-P	Sulfato de alumínio	36,60	36,50	11,46	124,72	16,52	19,47	45,81	56,84	69,26
ETA04-P	Sulfato de alumínio	8,99	8,50	0,00	44,75	6,70	7,44	8,50	12,44	16,11
ETA05-P	Sulfato de alumínio	11,91	9,09	0,00	73,04	3,35	4,91	15,50	24,60	31,10
ETA06-P	Sulfato de alumínio	28,99	22,00	9,60	190,50	16,80	19,20	31,00	54,40	70,00
ETA07-P	Cloreto Férrico	71,24	64,80	21,30	145,43	45,75	54,59	86,30	104,33	119,86
ETA08-P	Sulfato de alumínio	21,06	18,00	5,50	58,33	11,00	14,00	25,00	35,00	39,56
ETA09-P	Cloreto Férrico	32,29	31,00	16,50	70,83	27,00	29,00	35,00	38,60	41,86
ETA10-M	Sulfato de alumínio	28,54	30,05	10,85	125,22	14,00	16,18	35,09	43,67	53,78
ETA11-M	Sulfato de alumínio	26,25	25,00	9,15	100,00	20,00	20,00	30,00	40,00	45,00
ETA12-M	Sulfato de alumínio e POLIFLOC	10,66	8,05	0,00	70,20	3,00	6,55	13,25	20,28	28,03
ETA13-M	Sulfato de alumínio	20,80	19,90	9,90	77,70	10,75	12,50	23,20	33,50	39,69
ETA14-M	Sulfato de alumínio	19,71	16,67	5,52	84,54	6,89	11,37	24,23	36,11	46,23
ETA15-M	Sulfato de alumínio	35,79	32,00	24,00	66,50	27,00	29,10	38,00	51,00	65,00
ETA16-M	Sulfato de alumínio	26,19	22,90	7,50	99,18	15,20	17,17	31,85	42,52	48,26
ETA17-M	Sulfato ferroso clorado e cloreto férrico	12,80	6,50	2,00	137,13	4,00	5,00	12,20	29,00	47,67
ETA18-G	Sulfato de alumínio e policloreto de alumínio	27,12	22,40	9,50	118,42	13,75	16,40	32,73	49,20	57,37
ETA19-G	Sulfato de alumínio, sulfato ferroso clorado e policloreto de alumínio	56,11	45,33	6,00	289,50	32,00	37,50	62,67	115,00	125,00
ETA20-G	Sulfato de alumínio	43,54	38,50	11,45	134,70	22,90	31,70	49,80	73,30	94,78
ETA21-G	Sulfato ferroso clorado e cloreto férrico	45,00	40,80	28,60	107,03	33,20	36,00	49,11	67,24	77,00

Cabe destacar a estação ETA19-G que, ao longo do período analisado, utilizou três tipos distintos de coagulante, sendo o sulfato de alumínio empregado na maior parte do tempo. As dosagens medianas de sulfato de alumínio e de policloreto de alumínio ficaram dentro das faixas usualmente empregadas em ETAs convencionais. No entanto, para o sulfato ferroso clorado a maior parte das dosagens foram superiores ao indicado como usual na literatura, sendo que esse coagulante foi empregado quando foram registrados maiores valores de turbidez na água bruta, o que pode justificar a elevação da dosagem.

Ressalta-se que, apesar da literatura indicar as doses de coagulantes usualmente empregadas em ETAs convencionais, condições específicas de cada estação definirão a dosagem utilizada. Ou seja, diferentes fatores como a qualidade da água bruta, o pH de coagulação, a condição de hidratação e a concentração do coagulante, a forma como o produto é dosado e a experiência dos operadores, interferem nas dosagens realmente empregadas na rotina operacional das ETAs analisadas.

Conforme relatado por Almeida *et al.* (2017), apesar dos ensaios de tratabilidade serem recomendados para a definição das melhores condições de coagulação, incluindo a dosagem ótima de coagulante, tais ensaios costumam ser restritos na rotina operacional das estações brasileiras. Dessa forma, em várias ETAs a dose de coagulante, e respectivo pH de coagulação, tende a ser definida empiricamente, com base na experiência do operador, e ainda assim, em muitos casos, ter resultados satisfatórios na formação dos flocos, pelo fato de predominar o mecanismo de coagulação por varredura (maior faixa de dose de coagulante e pH de coagulação) (LIBÂNIO, 2016).

A Tabela 5.7 apresenta os resultados do teste de correlação de *Spearman* entre os valores de dosagem de coagulante e de turbidez da água bruta, entre os valores de turbidez da água bruta e da água decantada e entre os valores de turbidez da água decantada e da água tratada, para todas as ETAs analisadas.

Tabela 5.7 - Coeficientes de correlação de *Spearman* (rs) para os valores de dosagem de coagulante, turbidez da água bruta, da água decantada e da água tratada ($\alpha = 0,05$)

Estação	Coagulante x Turbidez ¹ AB	Turbidez AB x Turbidez ² AD	Turbidez AD x Turbidez ³ AT
ETA01-P	0,37*	0,33	0,31
ETA02-P	0,69	-0,02	0,52
ETA03-P	0,31	0,43	0,45
ETA04-P	0,50	0,48	0,06
ETA05-P	0,43	0,48	0,57
ETA06-P	0,75	0,60	0,57
ETA07-P	0,67	0,39	0,60
ETA08-P	0,65	0,64	0,65
ETA09-P	0,17	0,40	0,40
ETA10-M	-0,12	0,81	0,79
ETA11-M	0,82	0,85	0,89
ETA12-M	0,30	0,61	0,54
ETA13-M	0,49	0,35	0,39
ETA14-M	0,26	0,60	0,85
ETA15-M	0,63	0,51	0,61
ETA16-M	0,71	0,61	0,51
ETA17-M	0,88	0,81	0,37
ETA18-G	0,86	0,68	-0,09
ETA19-G	0,77	0,72	0,69
ETA20-G	0,77	0,81	0,48
ETA21-G	0,83	0,85	0,30

¹AB = água bruta

²AD = água decantada

³AT = água tratada

*Valores destacados em vermelho: correlações significativas (valor-p < 0,05)

Observa-se na Tabela 5.7 que com exceção da correlação entre os valores de turbidez da água bruta e da água decantada da ETA02-P, todas as demais correlações foram significativas, ou seja os valores dos coeficientes de correlação não ocorreram ao acaso e sim porque realmente existe uma correlação entre as variáveis testadas, ao nível de significância de 5%. O grande número de dados analisados no presente trabalho pode ter contribuído para esse resultado.

É possível notar a existência de correlação significativa positiva entre os valores de dosagem de coagulante e turbidez da água bruta das ETAs analisadas. Apenas a ETA10-M apresentou coeficiente de correlação negativo ($rs = -0,12$) para esse caso, no entanto este valor indica uma correlação fraca. Em 12 das 21 estações analisadas, a correlação entre a dosagem de coagulante e a turbidez da água bruta foi forte, com valores de rs superiores a 0,6.

Tal fato aponta para um maior consumo de coagulante nas estações à medida que se tem um incremento na turbidez da água bruta. Essa situação pode ser justificada uma vez que a turbidez da água bruta influencia o processo de clarificação, tornando necessário o ajuste da dosagem de coagulante de forma que a qualidade da água tratada seja mantida.

Montoya *et al.* (2011), também encontraram correlação significativa positiva forte entre a dosagem de coagulante empregada em uma ETA convencional da Colômbia e a turbidez da água bruta ($r_s = 0,87$; valor- $p = 0$). Khan e Ahmad (2018) também relataram um maior consumo de coagulante na ETA convencional de Nangloi - Nova Deli quando os valores de turbidez afluente eram mais elevados.

Destaca-se que o maior consumo de coagulante pode contribuir para a elevação dos custos do tratamento, caso a dosagem adotada esteja acima da dosagem ótima, uma vez que a dosagem de coagulante é considerada como importante insumo nos gastos com produtos químicos, conforme descrito no estudo de Libânio e Silva (2001). Além disso, o maior consumo de coagulante contribui para gerar maior quantidade de lodo que deve ser tratado e disposto, elevando também os custos do tratamento (BARTIKO; JULIO, 2015).

Cabe ressaltar que o emprego de maiores dosagens de coagulante não se traduz, necessariamente, em melhores resultados. Ou seja, maiores dosagens de coagulante podem ou não resultar em menores valores de turbidez remanescente, podendo inclusive contribuir para a elevação deste parâmetro na água tratada, conforme relatado por Bartiko e Julio (2015).

Fernandes *et al.* (2010), ao estudarem a influência do pH de coagulação e da dose de sulfato de alumínio na remoção de turbidez e oocistos de *Cryptosporidium*, observaram menores remoções de turbidez, com maiores valores na água filtrada, em condição de superdosagem do coagulante empregado, responsável por gerar flocos menos regulares e compactos.

Dessa forma, Di Bernardo e Dantas (2005) e Libânio (2016) ressaltam a importância da execução de ensaios de tratabilidade nas ETAs para a definição da dosagem adequada de coagulante a ser aplicada, e respectivo pH de coagulação, visando melhorar a qualidade da água tratada aos menores custos de operação e manutenção. No entanto, conforme discutido, a execução desses ensaios não costuma ser realizada rotineiramente em ETAs em operação.

Sendo assim, alguns estudos propuseram a construção de modelos matemáticos e computacionais (LIBÂNIO; SILVA, 2001; HEDDAM *et al.*, 2011; SANTOS *et al.*, 2017) com o intuito de definir a melhor dosagem de coagulante a ser empregada na rotina operacional da estação conforme a variação das características da água bruta. Além disso, de forma a se ter uma dosagem mais precisa do coagulante nas ETAs, uma possibilidade seria o controle automatizado desse processo.

Com relação aos valores de turbidez da água bruta e da água decantada, nota-se a existência de correlação significativa positiva em 20 das 21 ETAs analisadas, sendo considerada uma correlação forte ($r_s \geq 0,6$), também, em doze estações. Tal situação evidencia a influência da turbidez da água bruta no desempenho da etapa de clarificação dessas ETAs, de forma que a elevação dos valores de turbidez afluente possa refletir em maiores valores de turbidez na água decantada. Portanto, a equipe de operação das estações deve estar mais atenta para eventuais alterações na qualidade da água bruta, de forma a garantir um adequado desempenho da unidade de decantação e das unidades precedentes.

Por fim, em relação aos valores de turbidez da água decantada e tratada das estações, também observou-se correlação significativa positiva em 20 das 21 ETAs analisadas, sendo considerada uma correlação forte ($r_s \geq 0,6$) em sete estações. Tal fato indica que deficiências na etapa de clarificação e, conseqüentemente, maiores valores de turbidez da água decantada contribuem para o maior aporte de partículas às unidades filtrantes, podendo ocasionar a elevação da turbidez na saída do tratamento.

Vale ressaltar que a ocorrência de correlação significativa forte entre valores de turbidez da água bruta, decantada e tratada indica, indiretamente, uma situação desfavorável de desempenho das etapas do tratamento e conseqüentemente uma falta de controle da operação da estação.

Pode-se dizer que, no geral, a etapa de clarificação demonstrou ser menos robusta do que a etapa de filtração, sendo mais impactada pelos valores de turbidez afluente. Isso pode ser justificado pelas maiores variações de turbidez na água bruta, fortemente influenciada pela sazonalidade, enquanto os valores de turbidez da água decantada que afluí aos filtros variaram menos e em grande parte dos dados analisados ficaram abaixo de 5 uT, conforme discutido.

Lopes e Libânio (2005), em pesquisa para proposição de um índice de qualidade de estações de tratamento de água (IQETA), a partir dos dados de operação de dez ETAs convencionais, encontraram coeficientes de correlação linear (r) positivos variando de 0,45 a 0,78 para a relação entre a turbidez da água bruta e decantada e variando de 0,13 a 0,78 para a relação entre a turbidez da água decantada e filtrada. No geral, os maiores valores de r foram encontrados para a relação entre a turbidez da água bruta e da água decantada, demonstrando que a etapa de clarificação é mais impactada pela variação da turbidez da água bruta. Os autores ressaltaram que o desempenho de uma ETA é mais elevado quanto menos variável for a qualidade da água tratada em função das variações da água bruta.

Montoya *et al.* (2011) também demonstraram haver um aumento da turbidez na água decantada e tratada com o incremento da turbidez da água bruta, no entanto na pesquisa realizada pelos autores a etapa de filtração se mostrou a mais vulnerável do tratamento ($r_s = 0,55$ e valor- $p = 0$). Como alternativa para melhorar o desempenho da ETA analisada, os autores indicaram a implementação de programas de capacitação e treinamento dos operadores para atender eventos de alta turbidez da água bruta. Outra alternativa seria diminuir o tempo entre as lavagens dos filtros quando a turbidez da água decantada se eleva, de forma a controlar a turbidez na saída do processo de tratamento.

5.2.4 Atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro

Os percentuais de atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro estabelecido na Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017) para os parâmetros turbidez, cor aparente, pH, cloro e flúor das ETAs analisadas são apresentados na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 - Percentuais de atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro estabelecido na Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para os parâmetros de qualidade da água considerados no estudo

Parâmetro	Turbidez	Cor aparente	pH	Cloro	Flúor
Estação	0,5 (uT)	15 (uH)	6 ≤ pH ≤ 9,5	0,2 ≤ Cl ≤ 2 (mg/L)	1,5 (mg/L)
ETA01-P	93,52*	100,00	99,72	100,00	100,00
ETA02-P	36,26	100,00	99,95	100,00	100,00
ETA03-P	56,95	100,00	100,00	100,00	100,00
ETA04-P	98,35	99,83	100,00	100,00	100,00
ETA05-P	99,17	100,00	100,00	100,00	100,00
ETA06-P	89,24	100,00	99,94	100,00	100,00
ETA07-P	99,73	100,00	100,00	99,40	100,00
ETA08-P	25,99	100,00	100,00	60,40	100,00
ETA09-P	99,78	100,00	100,00	100,00	100,00
ETA10-M	94,99	100,00	100,00	100,00	100,00
ETA11-M	0,33	100,00	100,00	100,00	100,00
ETA12-M	99,17	100,00	100,00	100,00	100,00
ETA13-M	95,00	100,00	100,00	100,00	100,00
ETA14-M	71,77	100,00	100,00	99,95	100,00
ETA15-M	85,28	100,00	100,00	99,67	100,00
ETA16-M	83,58	100,00	100,00	100,00	100,00
ETA17-M	56,78	100,00	100,00	99,95	100,00
ETA18-G	99,84	100,00	100,00	100,00	100,00
ETA19-G	76,11	100,00	100,00	62,93	100,00
ETA20-G	96,49	100,00	100,00	100,00	100,00
ETA21-G	99,78	100,00	100,00	100,00	100,00

*Valores em vermelho indicam violação ao padrão

Observa-se na Tabela 5.8 que apenas uma ETA não atendeu integralmente ao padrão de 15 uH de cor aparente estabelecido pela Portaria de potabilidade brasileira. No entanto, destaca-se que essa estação apresentou um percentual de atendimento próximo de 100% (99,83%, com apenas três registro superiores a 15 uH) indicando o bom desempenho das ETAs analisadas em relação a esse parâmetro. Melo (2019), ao estudar o desempenho de 45 ETAs de distintos portes e tecnologias, também encontrou elevado percentual de atendimento para o parâmetro cor aparente, com cerca de 99,99% dos dados analisados abaixo do limite de 15 uH.

As estações analisadas neste estudo também apresentaram elevados percentuais de atendimento ao padrão de potabilidade brasileiro para os parâmetros pH, cloro e flúor. Para o parâmetro pH apenas três ETAs (ETA01-P, ETA02-P e ETA06-P) não registraram 100% dos valores dentro da faixa de 6,0 e 9,5. No entanto, assim como verificado para cor aparente, o percentual de atendimento dessas estações foi bem próximo de 100% (99,72%, 99,95% e 99,94%,

respectivamente). A ETA01-P apresentou apenas cinco dados com pH inferior a 6, e as outras duas ETAs apenas um dado de pH inferior a 6.

Em relação ao parâmetro cloro, 15 das 21 ETAs analisadas registraram concentrações dentro da faixa recomendada pela Portaria brasileira ($0,2 \leq Cl \leq 2$ (mg/L)) para 100% dos dados de monitoramento. No entanto, em quatro estações que não apresentaram atendimento integral ao parâmetro cloro, considerando a faixa mencionada, esse atendimento foi superior a 99%. Assim, apenas duas estações (ETA08-P: 60,40%; ETA19-G: 62,93%) ficaram mais distantes de atender a recomendação do limite máximo de 2 mg/L de cloro, uma vez que todas as ETAs garantiram a concentração mínima de 0,2 mg/L ao longo de todo o período estudado, conforme discutido. Apesar disso, todas as ETAs analisadas registraram 100% dos dados de concentração de cloro abaixo de 5 mg/L, considerado valor máximo permitido no Brasil, acima do qual pode causar danos à saúde do consumidor. Portanto, pode-se dizer que não houve violação do padrão de potabilidade para o parâmetro cloro residual. Para o parâmetro flúor todas as estações analisadas também atenderam integralmente o padrão.

Em relação ao parâmetro turbidez, observa-se que apenas 10 das 21 estações analisadas atenderam o padrão estabelecido, ou seja, apresentaram 95% dos dados abaixo de 0,5 uT. No entanto, dessas 10 estações, apenas cinco (ETA05-P, ETA09-P, ETA10-M, ETA12-M e ETA18-G) em nenhum momento violaram o limite de 1,0 uT, estabelecido como limite máximo para qualquer amostra pontual entre os 5% das amostras que podem apresentar valores de turbidez superiores a 0,5 uT para filtração rápida.

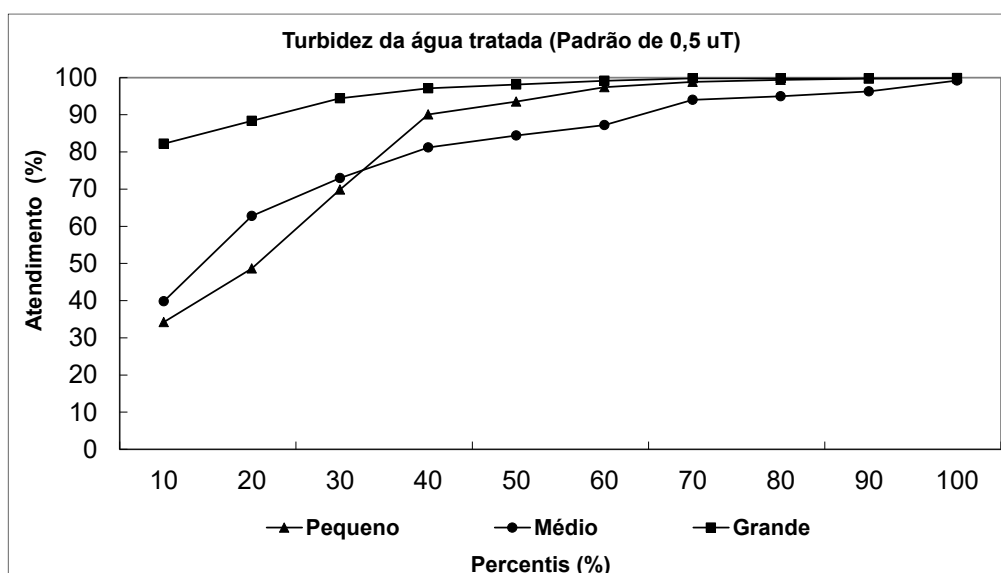
Destacam-se os baixos percentuais de atendimento ao padrão de turbidez de 0,5 uT, inferiores a 60%, nas estações ETA02-P, ETA03-P, ETA08-P, ETA11-M e ETA17-M, sendo próximo de zero (0,33%) na estação ETA11-M. Nessa mesma estação, o percentual de violação ao limite máximo de 1,0 uT foi cerca de 68%, o que indica uma situação crítica considerando que partículas responsáveis pela turbidez da água podem abrigar organismos patogênicos, representando um risco à saúde do consumidor, conforme discutido.

Em virtude do pior desempenho das ETAs analisadas em relação ao parâmetro turbidez, o mesmo foi analisado mais detalhadamente, considerando o porte das estações, as razões de chances de violação ao padrão de 0,5 uT em função do porte e considerando as metas

progressivas estabelecidas na Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017), em que o atendimento ao padrão de 0,5 uT foi analisado ano a ano.

Assim, a Figura 5.28 apresenta o gráfico de percentis de atendimento ao padrão de 0,5 uT para as ETAs em função do porte, considerando todo o período de estudo (2012-2016). Observa-se um desempenho superior das ETAs de grande porte em relação às ETAs de pequeno e médio porte. Para 10% dos dados o percentual de atendimento das ETAs de pequeno e médio porte é de até 34% e 40% apenas, respectivamente, enquanto que para as estações de grande porte esse percentual é de até 82%. Além disso, nota-se que para 40% dos dados o percentual de atendimento ao padrão de 0,5 uT é de até 97% para as estações de grande porte (próximo de 100%), enquanto que para as estações de médio e pequeno porte é de até 81% e 90%, respectivamente.

Figura 5.28 - Percentis de atendimento ao padrão de 0,5 uT para as ETAs em função do porte



A associação entre a violação ao atendimento do padrão de 0,5 uT e o porte das ETAs analisadas também foi verificada por meio da aplicação do teste Qui-Quadrado ao nível de significância de 5%. Em seguida, foram calculadas as Razões de Chances - RC (*odds ratio*) de ocorrência de violações considerando os três portes.

A estatística do teste Qui-quadrado para independência foi calculada, conforme descrito na metodologia, por meio dos valores observados e esperados de violação/não violação ao padrão apresentados da Tabela 5.9 e 5.10, respectivamente.

Tabela 5.9 - Tabela de contingência (3x2) para os valores observados de violação/não violação ao padrão de 0,5 uT

Porte	Violação do padrão de potabilidade de 0,5 uT		Total
	Sim	Não	
Pequeno	3622	12701	16323
Médio	3879	10674	14553
Grande	506	6778	7284
Total	8007	30153	38160

Tabela 5.10 - Tabela de contingência (3x2) para os valores esperados de violação/não violação ao padrão de 0,5 uT

Porte	Violação do padrão de potabilidade de 0,5 uT		Total
	Sim	Não	
Pequeno	3425	12898	16323
Médio	3054	11499	14553
Grande	1528	5756	7284
Total	8007	30153	38160

Os resultados indicaram que a violação do padrão de potabilidade de 0,5 uT não é independente do porte das ETAs, ou seja, existe uma associação entre o porte das estações e o atendimento do padrão estabelecido ($\chi^2 = 1162$; valor-p = 0,0000), sendo que as ETAs de grande porte apresentaram menores chances de violar esse padrão (Tabela 5.11) e portanto um melhor desempenho no que diz respeito ao atendimento do padrão de potabilidade brasileiro para turbidez.

Observa-se que, ao nível de confiança de 95%, a chance das ETAs de pequeno porte violarem o padrão de turbidez de 0,5 uT em relação às ETAs de grande porte, é aproximadamente 4 vezes maior (entre 3,46 e 4,21 vezes). Ao mesmo nível de confiança, a chance das ETAs de médio porte violarem esse padrão em relação às ETAs de grande porte é aproximadamente 5 vezes maior (entre 4,42 e 5,37 vezes).

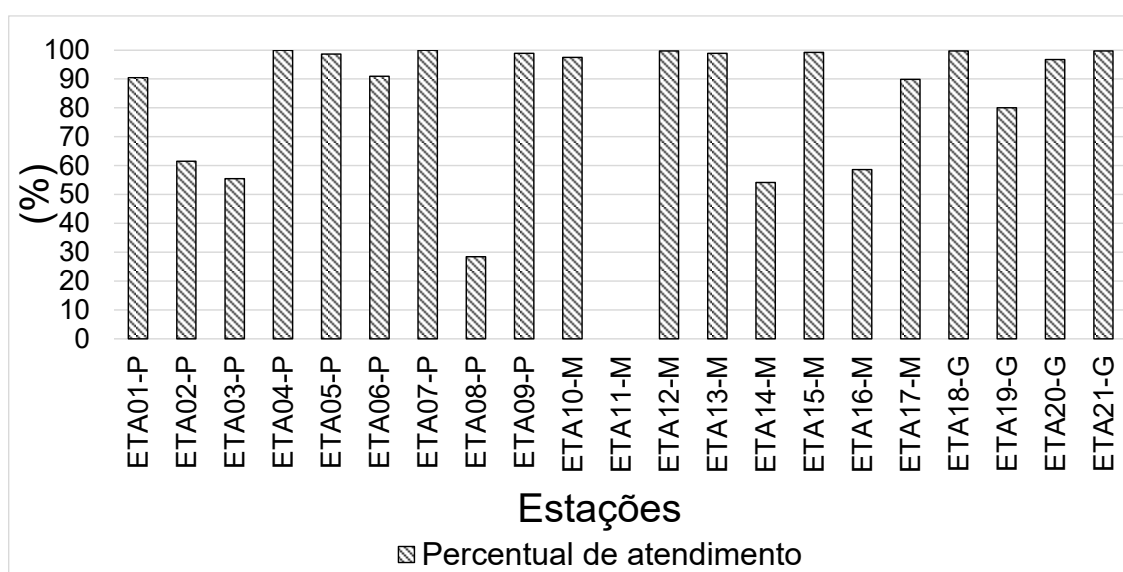
Tabela 5.11 - Razões de chance de violação ao padrão de turbidez de 0,5 uT em função do porte das estações, com 95% de confiança

Porte	RC	Intervalo de confiança para RC
Pequeno x médio	0,78	0,74-0,83
Pequeno x grande	3,82	3,46-4,21
Médio x grande	4,87	4,42-5,37

Por fim, considerando o elevado percentual de violação do parâmetro turbidez ao longo do período estudado, também foi analisado o percentual de atendimento ao padrão de 0,5 uT, ano a ano, levando em consideração as metas progressivas estabelecidas na Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017) com referência à Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011). Tais metas passaram a vigorar ao final de 2012.

A Figura 5.29 mostra o percentual de atendimento ao padrão de potabilidade nacional de 0,5 uT em 2012.

Figura 5.29 - Percentual de atendimento das estações de tratamento de água analisadas ao padrão de potabilidade brasileiro para turbidez de 0,5 uT no ano de 2012

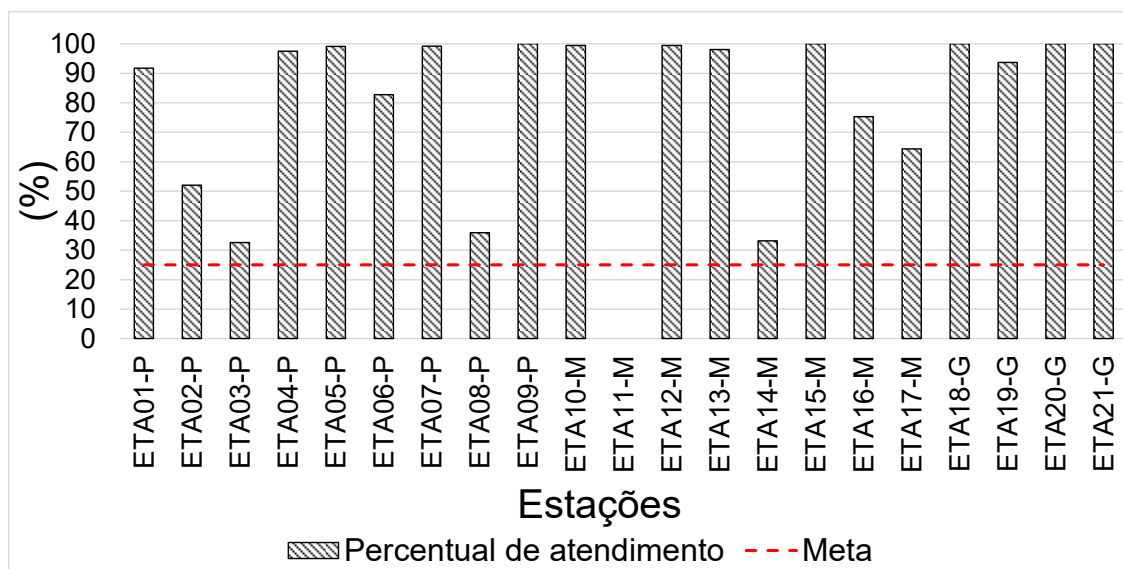


Observa-se que com exceção da ETA11-M, a qual não atendeu em nenhum momento o referido padrão, todas as demais estações conseguiram atender o padrão em, no mínimo, 28% dos dados analisados (Figura 5.29). Destaca-se que, quatro das nove ETAs de pequeno porte, quatro das oito ETAs de médio porte e três das quatro ETAs de grande porte em 2012 já apresentaram percentual de atendimento superior a 95%, valor este definido como última meta pela Portaria de potabilidade brasileira, e portanto, o mais restritivo.

Na Figura 5.30 é apresentado o percentual de atendimento ao padrão de potabilidade nacional de 0,5 uT em 2013 considerando a meta de atendimento estabelecida para esse ano de 25% das amostras abaixo desse limite. Nota-se novamente o desempenho insatisfatório da ETA11-M em 2013, com percentual nulo de atendimento ao padrão de 0,5 uT, o que pode apontar para

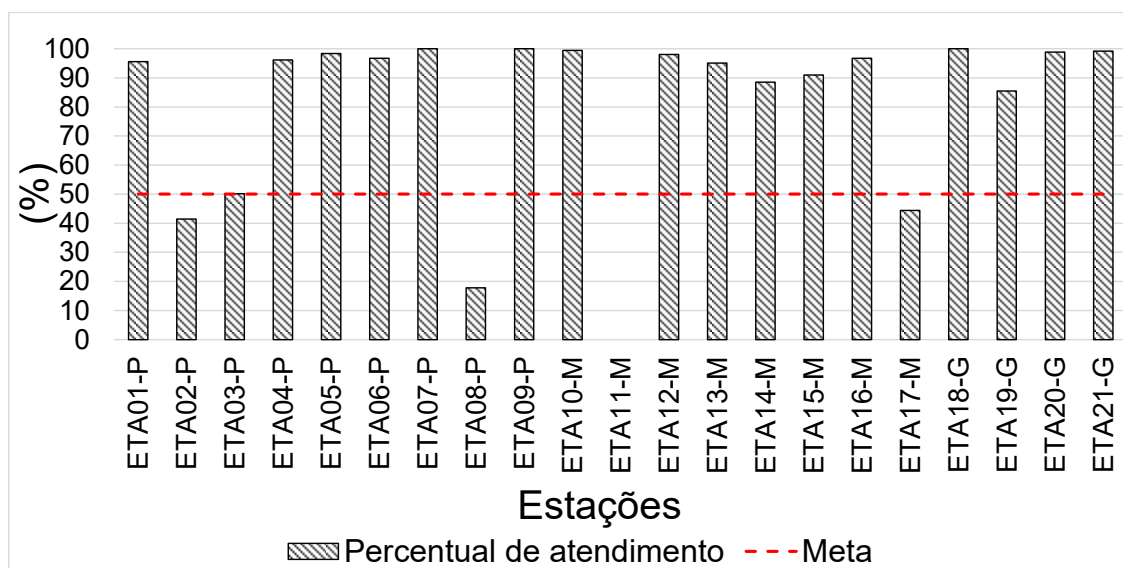
possíveis problemas de projeto e operação nesta estação. As demais estações conseguiram atingir a referida meta.

Figura 5.30 - Percentual de atendimento das estações de tratamento de água analisadas ao padrão de potabilidade brasileiro para turbidez de 0,5 uT no ano de 2013



Na Figura 5.31 é apresentado o percentual de atendimento ao padrão de potabilidade nacional de 0,5 uT no ano de 2014 considerando a meta de atendimento estabelecida para esse ano de 50% das amostras abaixo desse limite.

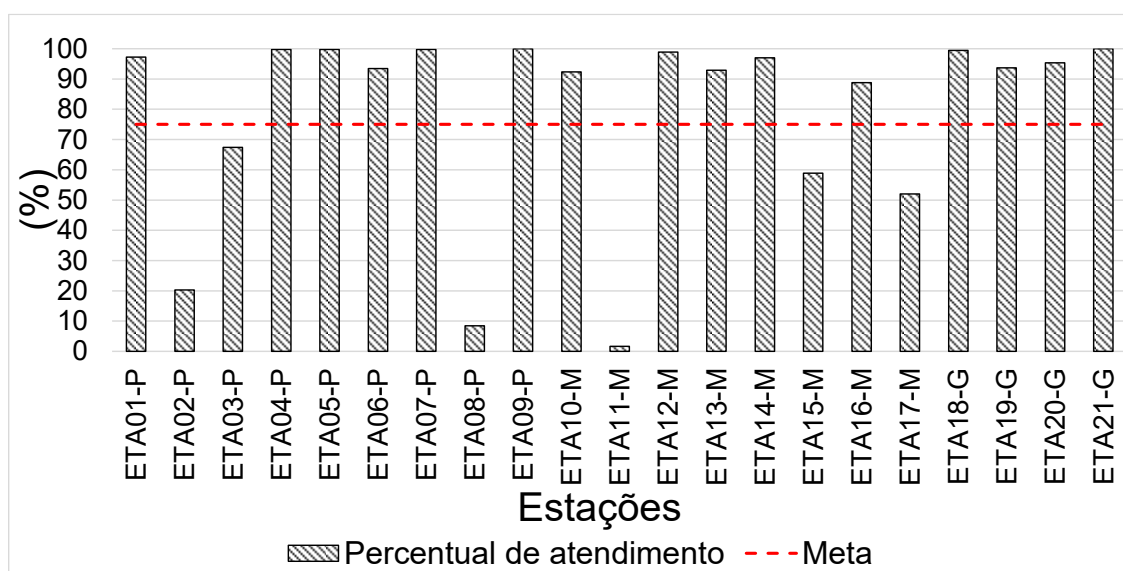
Figura 5.31 - Percentual de atendimento das estações de tratamento de água analisadas ao padrão de potabilidade brasileiro para turbidez de 0,5 uT no ano de 2014



Em 2014, é possível observar que mais estações, além da ETA11-M (atendimento nulo), não conseguiram atingir a meta estabelecida. As estações de pequeno porte ETA02-P e ETA08-P e a estação de médio porte ETA17-M registram percentual de atendimento de apenas 42%, 18% e 44%, respectivamente, valores esses inferiores aos registrados nos anos anteriores.

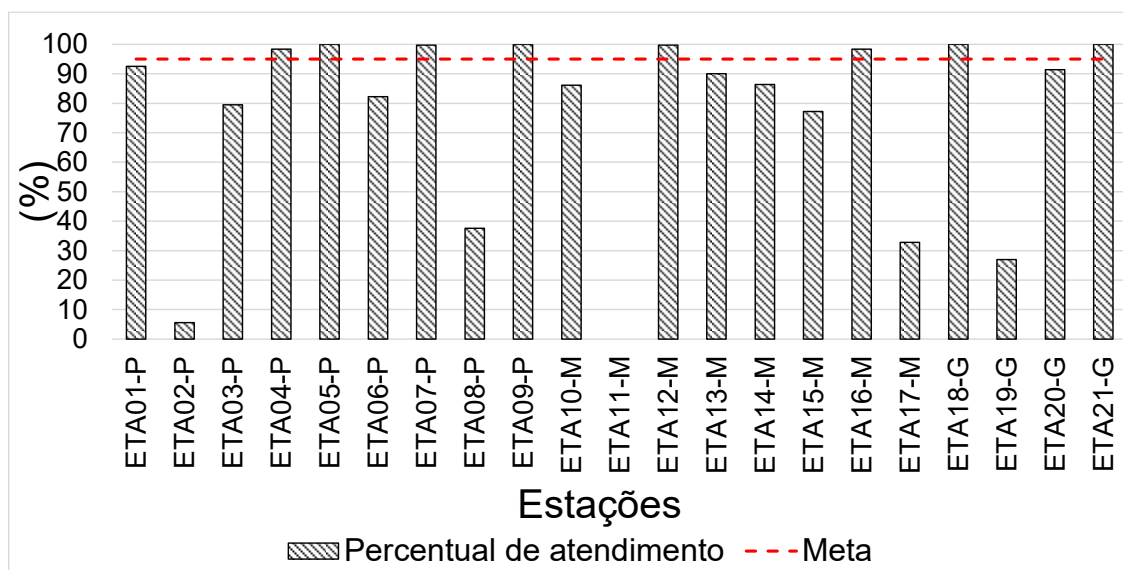
A Figura 5.32 exibe o percentual de atendimento ao padrão de potabilidade nacional de 0,5 uT em 2015, considerando a meta estabelecida para esse ano de 75% dos valores abaixo desse limite. Em relação ao ano anterior, 2014, nota-se que mais ETAs de pequeno (ETA02-P, ETA03-P, ETA08-P) e médio (ETA11-M, ETA15-M, ETA17-M) porte não conseguiram atingir a meta estabelecida. Somente em 2015, a ETA11-M conseguiu registrar amostras de água tratada com valores de turbidez inferiores a 0,5 uT, embora ainda indique uma situação muito distante de conformidade, com apenas 1,64% de atendimento ao limite estabelecido.

Figura 5.32 - Percentual de atendimento das estações de tratamento de água analisadas ao padrão de potabilidade brasileiro para turbidez de 0,5 uT no ano de 2015



Por fim, a Figura 5.33 exibe o percentual de atendimento ao padrão de potabilidade nacional de 0,5 uT em 2016, considerando a meta estabelecida para esse ano de 95% dos valores abaixo desse limite, e portanto a meta mais restritiva.

Figura 5.33 - Percentual de atendimento das estações de tratamento de água analisadas ao padrão de potabilidade brasileiro para turbidez de 0,5 uT no ano de 2016



É possível observar na Figura 5.33 que no ano de 2016 apenas oito estações obtiveram êxito em cumprir plenamente a meta mais restritiva, atual padrão de potabilidade (95% das amostras inferiores a 0,5 uT). Destaca-se que grande parte das estações analisadas podem estar além do período de projeto, uma vez que muitas estações convencionais brasileiras foram construídas a anos atrás projetadas considerando outro cenário de qualidade da água dos mananciais de abastecimento, assim como para atender outros padrões.

Tal situação se mostra preocupante. Isso porque padrões de potabilidade para turbidez mais restritivos que esse já são adotados em outros países visando a remoção de cistos e oocistos de protozoários e consequentemente priorizando a saúde da população abastecida. Conforme discutido, valores de turbidez de 0,5 uT não garantem a remoção de certos protozoários, sendo necessários valores ainda mais baixos, o que demonstra a necessidade de investimentos e adequação da capacidade de infraestrutura e operacional da maioria das ETAs analisadas. Nesse contexto, destaca-se a importância do monitoramento e disponibilização de dados de parâmetros microbiológicos, visando a promoção da saúde pública.

Cabe ressaltar que algumas estações em outros anos demonstraram capacidade para atender ao limite mais restritivo de 95% das amostras com valores de turbidez inferiores a 0,5 uT. Portanto, nota-se um descompasso entre o desempenho das estações analisadas e a legislação, tendo em vista que a restrição da lei não implicou em melhoria do desempenho das estações no que diz

respeito ao atendimento do padrão de potabilidade de turbidez, conforme também reportado por Souza (2018) e Melo (2019).

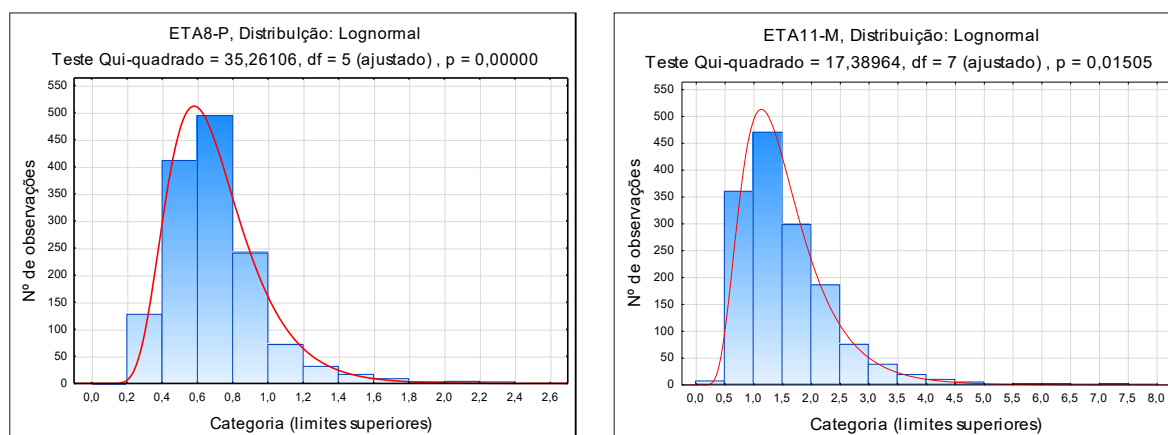
5.2.5 Análise de confiabilidade das estações de tratamento de água

5.2.5.1 Verificação da aderência dos dados de turbidez da água tratada à distribuição lognormal

A caracterização da distribuição de probabilidade dos dados do parâmetro turbidez da água tratada mostrou que a distribuição lognormal não pode ser adotada para descrever o comportamento da maioria dos dados disponibilizados pelas ETAs (valor-p do teste Qui-Quadrado $< 0,05$). No entanto, tais dados apresentaram um comportamento assimétrico à direita, em quase todos os casos, bastante similar ao apresentado por aqueles que se ajustam a uma distribuição lognormal, viabilizando a aplicação do modelo de confiabilidade desenvolvido por Niku *et al.* (1979). Ressalta-se que em outros estudos, como os de Melo *et al.* (2015) e Melo (2019), esse modelo de confiabilidade também foi aplicado a dados que não aderiram a distribuição lognormal mas apresentaram distribuição assimétrica à direita, e mostraram bons resultados nos estudos de validação.

Para fins de exemplificação, a distribuição dos dados de turbidez da água tratada e o resultado do teste de aderência do Qui-Quadrado à distribuição lognormal para duas estações, ETA08-P e ETA11-M, são apresentados na Figura 5.34.

Figura 5.34 - Distribuição dos dados de turbidez da água tratada e resultado do teste de aderência à distribuição lognormal das estações ETA08-P e ETA11-M



5.2.5.2 Análise de confiabilidade das estações de tratamento de água individualmente

Neste item são apresentados e discutidos os resultados da análise de confiabilidade para as 21 ETAs estudadas. Os coeficientes de variação (CV) e de confiabilidade (CDC) das estações estão apresentados na Tabela 5.12.

Tabela 5.12 - Valores dos coeficientes de variação (CV) e de confiabilidade (CDC) da turbidez da água tratada das 21 estações para o nível de confiabilidade (1- α) de 95%

Estação	Turbidez média observada (μx) (uT)	Desvio-padrão (uT)	CV	CDC
ETA01-P	0,40	0,11	0,27	0,67
ETA02-P	0,60	0,31	0,51	0,51
ETA03-P	0,50	0,10	0,19	0,74
ETA04-P	0,35	0,12	0,36	0,60
ETA05-P	0,21	0,07	0,34	0,62
ETA06-P	0,28	0,34	1,20	0,33
ETA07-P	0,22	0,07	0,31	0,63
ETA08-P	0,70	0,27	0,39	0,58
ETA09-P	0,22	0,06	0,26	0,68
ETA10-M	0,22	0,12	0,53	0,50
ETA11-M	1,54	0,76	0,49	0,52
ETA12-M	0,20	0,07	0,34	0,61
ETA13-M	0,30	0,14	0,45	0,54
ETA14-M	0,43	0,35	0,81	0,40
ETA15-M	0,31	0,21	0,69	0,43
ETA16-M	0,35	0,22	0,63	0,46
ETA17-M	0,48	0,15	0,31	0,64
ETA18-G	0,19	0,04	0,20	0,74
ETA19-G	0,43	0,39	0,91	0,38
ETA20-G	0,18	0,11	0,63	0,46
ETA21-G	0,20	0,08	0,41	0,57

É possível observar na Tabela 5.12 a grande variabilidade e o comportamento inverso entre os valores de CV e CDC apresentados pelas ETAs, neste nível de confiabilidade. Assim, quanto maior o coeficiente de variação, menor o coeficiente de confiabilidade, uma vez que a estação apresenta um processo mais variável e, portanto, mais instável, conforme discutido por Oliveira (2006), Oliveira e von Sperling (2007a) e Oliveira e von Sperling (2008).

O maior valor de CV (1,20) e conseqüentemente menor CDC (0,33) foi registrado pela ETA06-P. Enquanto que os maiores valores de CDC (0,74) foram registrados pelas estações ETA03-P e ETA18-G, as quais apresentaram os menores coeficientes de variação para a turbidez da água tratada ao longo do período estudado. No entanto, segundo Oliveira (2006), deve-se ressaltar que baixos valores de CV e, conseqüentemente, altos valores de CDC, não implicam em bons desempenhos, mas apenas em condições mais estáveis de operação. Pequenos valores de

coeficientes de confiabilidade implicam em menores valores de turbidez da água tratada necessários (mx) para o cumprimento dos padrões de potabilidade.

Na Tabela 5.13 estão apresentados os valores médios de turbidez da água tratada necessários (mx) para alcance dos diferentes padrões de potabilidade, considerando os CDC calculados a partir das médias efetivamente observadas (μx) nos dados das estações. Observa-se que os menores valores médios necessários para alcance dos diversos padrões foram registrados pela ETA06-P, em função do maior CV apresentado pela mesma. Portanto, os valores médios necessários são inversamente proporcionais aos valores de CV apresentados pelas estações, confirmando que ETAs mais instáveis (maiores CV) devem apresentar menores valores médios de turbidez na água tratada do que as mais estáveis (menores CV), a fim de garantir que 95% dos seus resultados atendam determinado padrão de potabilidade.

Tabela 5.13 - Valores médios de turbidez da água tratada necessários para alcance dos padrões estabelecidos para o nível de confiabilidade (1- α) de 95%

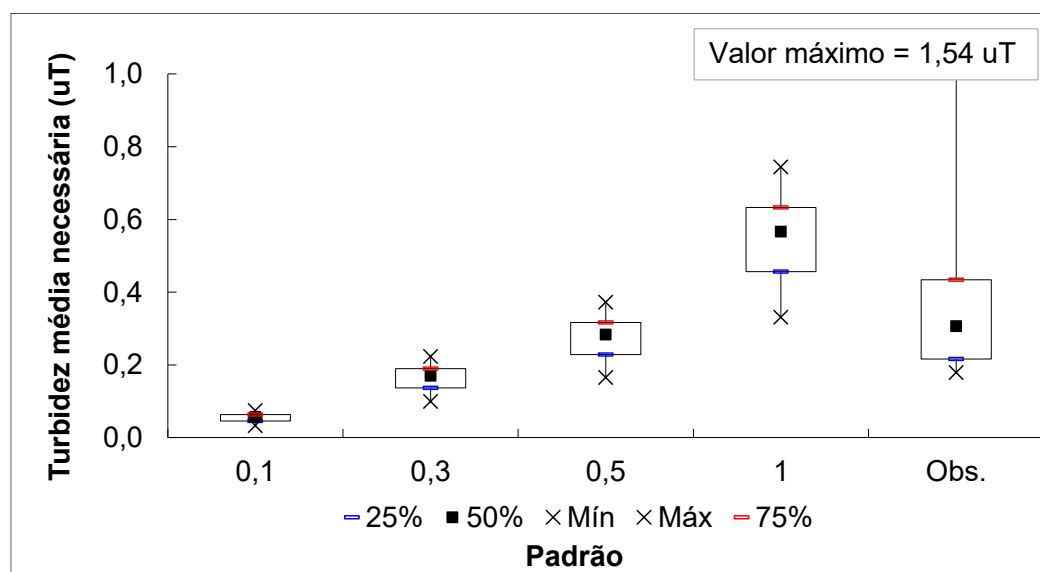
Estação	Turbidez média observada (μx) (uT)	CV	CDC	Turbidez média necessária (mx) (uT) para alcance dos *padrões estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5 /2017 e USEPA			
				*0,1	*0,3	*0,5	*1
ETA01-P	0,40	0,27	0,67	0,07	0,20	0,34	0,67
ETA02-P	0,60	0,51	0,51	0,05	0,15	0,25	0,51
ETA03-P	0,50	0,19	0,74	0,07	0,22	0,37	0,74
ETA04-P	0,35	0,36	0,60	0,06	0,18	0,30	0,60
ETA05-P	0,21	0,34	0,62	0,06	0,18	0,31	0,62
ETA06-P	0,28	1,20	0,33	0,03	0,10	0,17	0,33
ETA07-P	0,22	0,31	0,63	0,06	0,19	0,32	0,63
ETA08-P	0,70	0,39	0,58	0,06	0,17	0,29	0,58
ETA09-P	0,22	0,26	0,68	0,07	0,20	0,34	0,68
ETA10-M	0,22	0,53	0,50	0,05	0,15	0,25	0,50
ETA11-M	1,54	0,49	0,52	0,05	0,16	0,26	0,52
ETA12-M	0,20	0,34	0,61	0,06	0,18	0,31	0,61
ETA13-M	0,30	0,45	0,54	0,05	0,16	0,27	0,54
ETA14-M	0,43	0,81	0,40	0,04	0,12	0,20	0,40
ETA15-M	0,31	0,69	0,43	0,04	0,13	0,22	0,43
ETA16-M	0,35	0,63	0,46	0,05	0,14	0,23	0,46
ETA17-M	0,48	0,31	0,64	0,06	0,19	0,32	0,64
ETA18-G	0,19	0,20	0,74	0,07	0,22	0,37	0,74
ETA19-G	0,43	0,91	0,38	0,04	0,11	0,19	0,38
ETA20-G	0,18	0,63	0,46	0,05	0,14	0,23	0,46
ETA21-G	0,20	0,41	0,57	0,06	0,17	0,28	0,57

Além disso, percebe-se, em geral, grandes distâncias entre os valores de turbidez necessários para atendimento dos padrões e aqueles efetivamente observados nas atuais condições de operação das estações. Para o padrão mais restritivo de 0,1 uT, todas as ETAs registraram valores de turbidez na água tratada superiores ao necessário para se obter 95% de atendimento.

Considerando o padrão de 0,3 uT, apenas a ETA18-G apresentou turbidez média observada inferior a necessária. Para o padrão de 0,5 uT, oito das 21 ETAs apresentaram valores de turbidez efetivamente observados inferiores aos necessários. Enquanto que, para o padrão menos restritivo de 1,0 uT, considerado como valor máximo permitido pela legislação brasileira, cinco ETAs, nas atuais condições, não conseguiriam garantir a turbidez efluente necessária para atendimento do padrão em 95% do tempo.

Portanto, nota-se a dificuldade das estações estudadas atenderem padrões mais restritivos, como 0,1, 0,3 e 0,5 uT, com os valores médios de turbidez da água tratada que vêm apresentando, conforme indicado na Figura 5.35. Tomando como exemplo o padrão de 0,1 uT, observa-se que as ETAs estudadas teriam que apresentar um turbidez média de, no máximo, 0,07 uT para garantir o atendimento em 95% do tempo, mas todos os valores observados estiveram acima de tal valor.

Figura 5.35 - Valores médios de turbidez necessários para alcance dos padrões e as médias efetivamente observadas (Obs.) nas estações ($1 - \alpha = 95\%$)



Por fim, na Tabela 5.14 estão registrados os percentuais de atendimento esperado aos padrões de potabilidade para a turbidez da água tratada, ao nível de confiabilidade de 95%, para todas as estações analisadas, caso mantenham o mesmo desempenho observado.

É possível observar que para o padrão mais restritivo de 0,1 uT, recomendado pela USEPA, a maioria das estações apresentou um atendimento esperado muito baixo, próximo a 0%. Os maiores percentuais de atendimento esperado para este padrão, ao nível de confiabilidade de

95%, foram registrados pelas estações ETA06-P (26,80%) e ETA20-G (23,84%), embora ainda muito aquém da situação desejável. Para o padrão de 0,3 uT, limite estabelecido pela USEPA, 43% das estações registraram um percentual de atendimento esperado inferior a 50%, sendo este percentual superior a 95% apenas na ETA18-G.

Tabela 5.14 - Percentual esperado de atendimento aos padrões de turbidez da água tratada estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 e pela USEPA para o nível de confiabilidade (1- α) de 95%

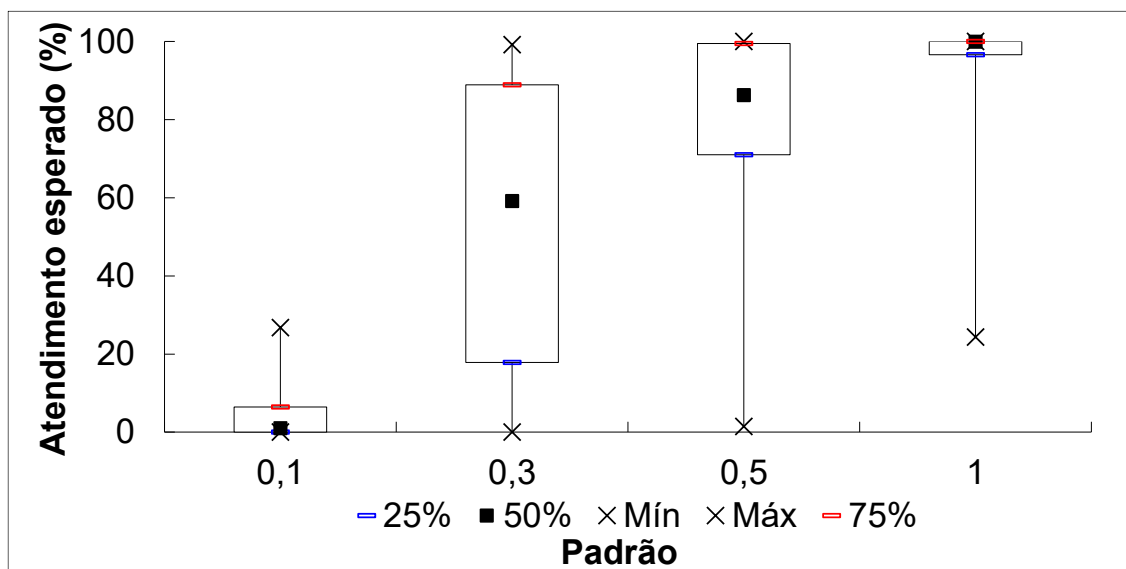
Estação	Turbidez média observada (μx) (uT)	CV	CDC	% de atendimento esperado			
				0,1	0,3	0,5	1
ETA01-P	0,40	0,27	0,67	0,00	17,84	84,74	99,99
ETA02-P	0,60	0,51	0,51	0,03	11,94	45,15	90,51
ETA03-P	0,50	0,19	0,74	0,00	0,44	52,44	99,99
ETA04-P	0,35	0,36	0,60	0,04	41,13	89,11	99,93
ETA05-P	0,21	0,34	0,62	1,74	89,26	99,74	100,00
ETA06-P	0,28	1,20	0,33	26,80	70,72	86,13	96,57
ETA07-P	0,22	0,31	0,63	0,91	88,90	99,81	100,00
ETA08-P	0,70	0,39	0,58	0,00	1,77	23,18	87,04
ETA09-P	0,22	0,26	0,68	0,11	90,01	99,95	100,00
ETA10-M	0,22	0,53	0,50	8,71	80,71	97,15	99,95
ETA11-M	1,54	0,49	0,52	0,00	0,05	1,44	24,32
ETA12-M	0,20	0,34	0,61	2,73	91,58	99,82	100,00
ETA13-M	0,30	0,45	0,54	1,04	59,12	92,11	99,87
ETA14-M	0,43	0,81	0,40	4,31	43,39	71,02	93,72
ETA15-M	0,31	0,69	0,43	7,02	60,95	86,27	98,60
ETA16-M	0,35	0,63	0,46	2,96	50,50	81,47	98,18
ETA17-M	0,48	0,31	0,64	0,00	7,97	60,83	99,47
ETA18-G	0,19	0,20	0,74	0,07	99,15	100,00	100,00
ETA19-G	0,43	0,91	0,38	7,06	47,58	72,41	93,12
ETA20-G	0,18	0,63	0,46	23,84	88,07	98,02	99,94
ETA21-G	0,20	0,41	0,57	6,44	90,01	99,51	100,00

Para o padrão brasileiro de 0,5 uT, cerca de 38% das estações apresentaram percentual de atendimento esperado maior que 95%, sendo que, considerando as condições de operação da ETA18-G durante o período analisado, esse padrão seria atendido integralmente. Para padrão de 1,0 uT, 76% das estações registraram atendimento esperado superior a 95%.

Destaca-se novamente o pior desempenho da ETA11-M, considerando que nas condições de operação no período e com os valores de turbidez da água tratada que vem apresentando, a mesma seria incapaz de garantir o cumprimento dos padrões de potabilidade avaliados em 95% do tempo. O percentual máximo de atendimento esperado para essa estação foi de apenas 24,32%, para o padrão menos restritivo (1,0 uT).

Na Figura 5.36 é possível visualizar as variações apresentadas pelas estações para os percentuais de atendimento esperado aos padrões de potabilidade considerados.

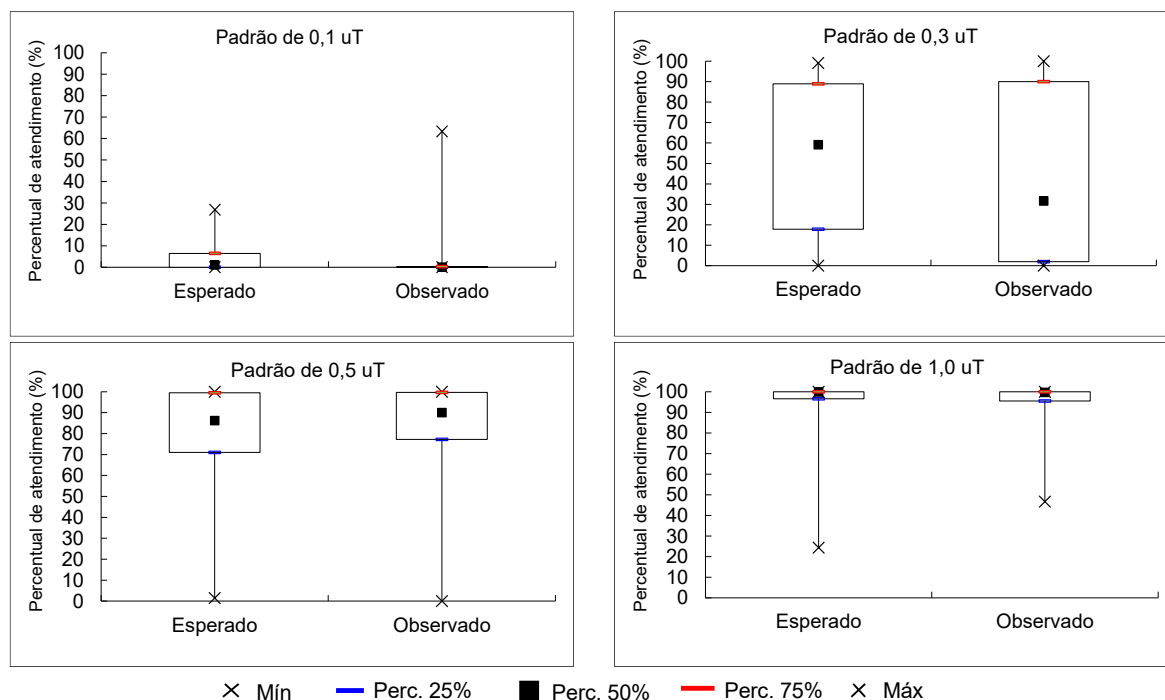
Figura 5.36 - Variação do Percentual esperado de atendimento aos padrões de turbidez, estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 e pela USEPA - ($1 - \alpha = 95\%$)



Novamente, nota-se a dificuldade das estações analisadas atenderem padrões mais restritivos, como 0,1 e 0,3 uT. Mantendo as mesmas condições de operação o percentual máximo de atendimento seria próximo de 27% para o padrão de 0,1 uT (Figura 5.36). Dessa forma, possíveis modificações operacionais nas ETAs estudadas se mostram necessárias caso se deseje obter, em 95% do tempo, valores de turbidez na água tratada inferiores aos padrões de 0,1 e 0,3 uT, já considerados em outros países.

Para comprovar a validade das projeções de desempenho efetuadas com base nos coeficientes de confiabilidade, os percentuais de atendimento esperado (calculados para os anos de 2012 a 2015) foram comparados com os percentuais de atendimento efetivamente observados no ano de 2016 nas ETAs. Como pode ser observado na Figura 5.37, os valores percentuais estimados pelo modelo não diferiram significativamente dos resultados de atendimento efetivamente observados (valor-p do teste de *Mann-Whitney* > 0,05), demonstrando a viabilidade de aplicação do modelo de confiabilidade desenvolvido por Niku *et al.* (1979).

Figura 5.37 - Percentual de atendimento esperado e efetivamente observado em 2016 para os padrões de turbidez de 0,1 uT, 0,3 uT, 0,5 uT e 1,0 uT - ($1-\alpha = 95\%$)

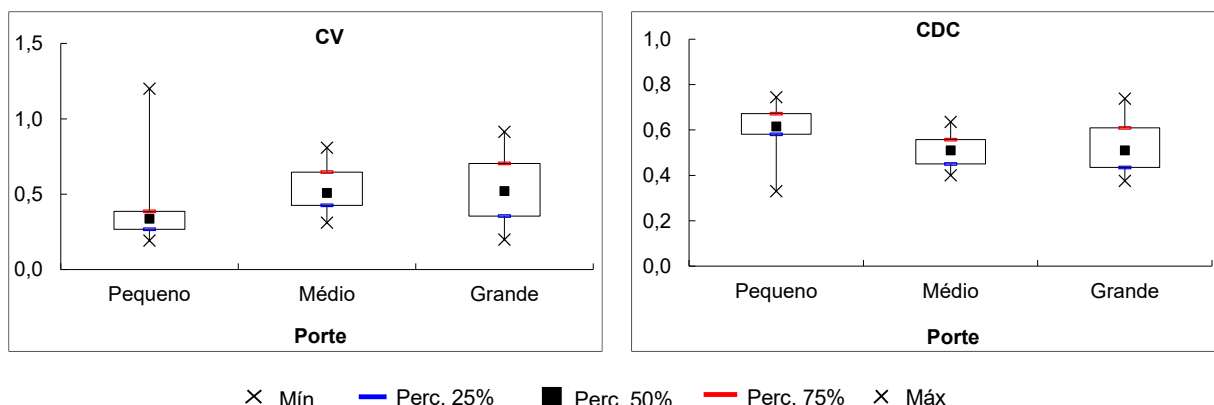


5.2.5.3 Análise de confiabilidade das estações de tratamento de água em função do porte

Neste item são apresentados os resultados da análise de confiabilidade das ETAs por porte: pequeno, médio e grande.

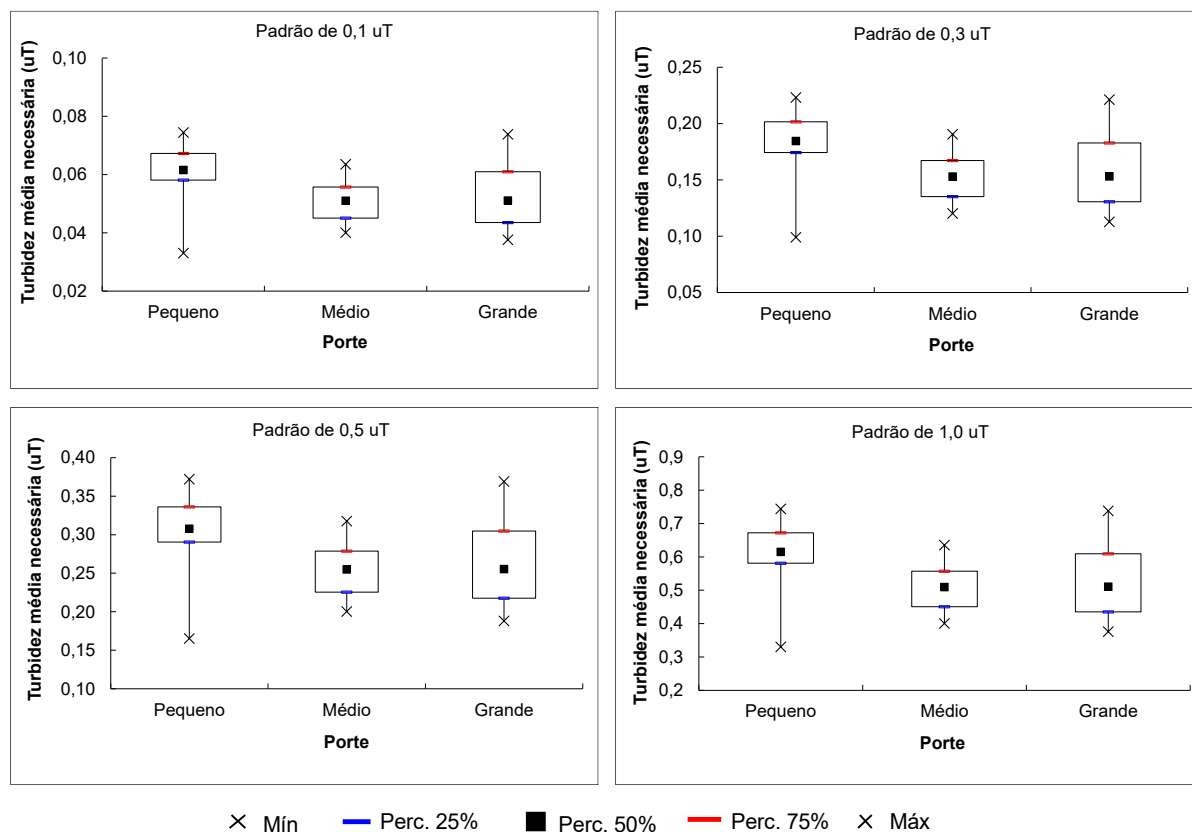
Os coeficientes de variação (CV) e de confiabilidade (CDC) das estações estão apresentados nos gráficos *box-whisker* da Figura 5.38. Observa-se que as ETAs de pequeno porte apresentaram, no geral, menores valores de CV e conseqüentemente maiores valores de CDC. No entanto, ressalta-se que, estatisticamente, os valores dos coeficientes de variação e de confiabilidade não diferiram significativamente entre os portes (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* > 0,05).

Figura 5.38 - Coeficientes de variação (CV) e de confiabilidade (CDC), considerando o porte das estações



Na Figura 5.39 estão apresentados os gráficos *box-whisker* dos valores médios de turbidez da água tratada necessários (mx) para que as ETAs de pequeno, médio e grande porte em estudo atendam aos padrões de potabilidade de 0,1; 0,3; 0,5 e 1,0 uT para turbidez da água tratada em 95% do tempo.

Figura 5.39 - Valores médios de turbidez da água tratada necessários para o alcance dos padrões estabelecidos para o nível de confiabilidade ($1 - \alpha$) de 95%, considerando o porte das estações



Observa-se que as ETAs de pequeno porte registraram maiores valores de turbidez da água tratada necessários para atendimento dos padrões (mx), em função dos maiores valores de CDC. Entretanto, não foram observadas diferenças significativas entre os valores de turbidez necessários considerando os três portes, para nenhum dos padrões de potabilidade (valor-p do teste de *Kruskal-Wallis* > 0,05).

A Tabela 5.15 apresenta o percentual de estações dos três portes que registraram valores de turbidez média menores ou iguais aos valores médios necessários para alcance dos padrões.

Tabela 5.15 - Percentual de estações de tratamento de água com turbidez média menor ou igual aos valores necessários para alcance dos padrões de potabilidade

Padrão	Porte		
	Pequeno	Médio	Grande
0,1 uT	0	0	0
0,3 uT	0	0	25
0,5 uT	33	25	75
1,0 uT	78	75	75

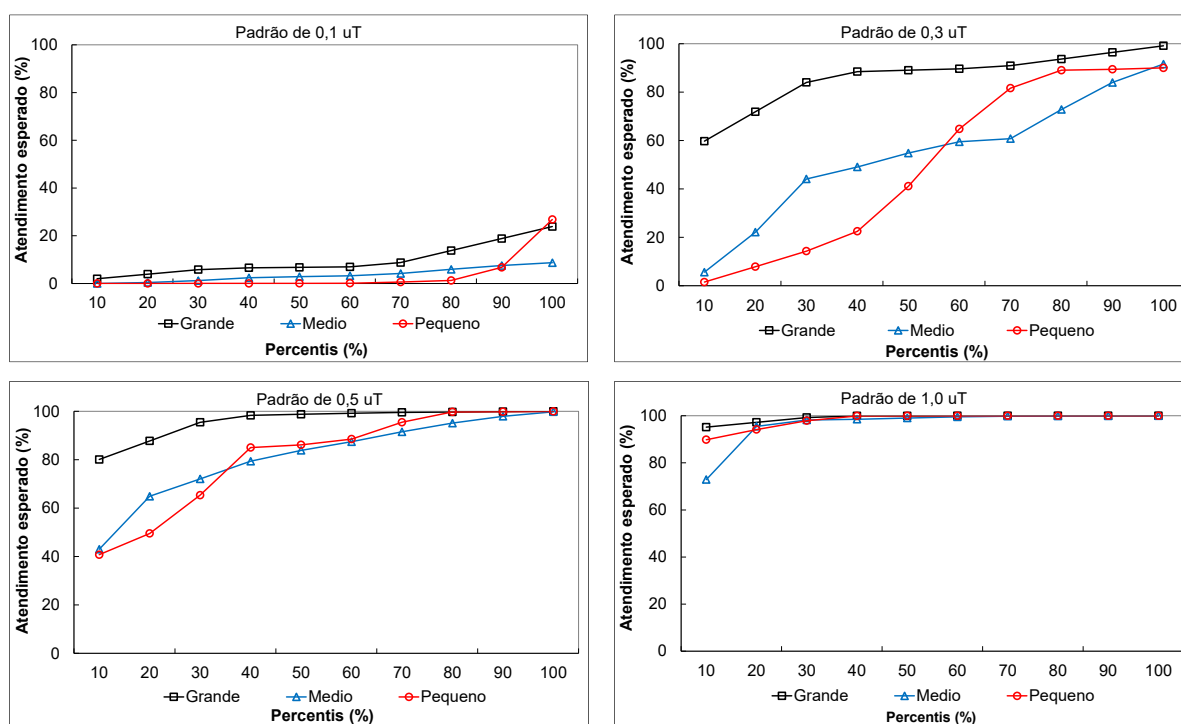
É possível observar o melhor desempenho das estações de grande porte, uma vez que, considerando as condições de operação observadas no período de estudo, no geral, o percentual de ETAs de grande porte com valores de turbidez da água tratada inferiores aos valores necessários para atingir os padrões em 95% do tempo foi superior aos demais portes. Destaca-se que, para o padrão mais restritivo de 0,1 uT esse percentual foi nulo considerando os três portes. Ou seja, independente do porte, nenhuma das estações avaliadas está apta a atender o padrão de 0,1 uT recomendado pela USEPA.

Dessa forma, mesmo considerando menores valores de turbidez efluente requeridos, o percentual de ETAs de grande porte que apresentaram valores de turbidez da água tratada menores ou iguais aos valores requeridos para assegurar que 95% dos resultados atenderiam aos padrões de potabilidade, foi mais elevado que o observado para as estações de pequeno de médio porte.

Por fim, a Figura 5.40 apresenta os percentis de atendimento esperado, por porte, aos padrões de potabilidade de 0,1; 0,3; 0,5 e 1,0 uT. Nota-se novamente o melhor desempenho das ETAs de grande porte, que tenderiam a apresentar maiores percentuais de atendimento em relação aos demais portes.

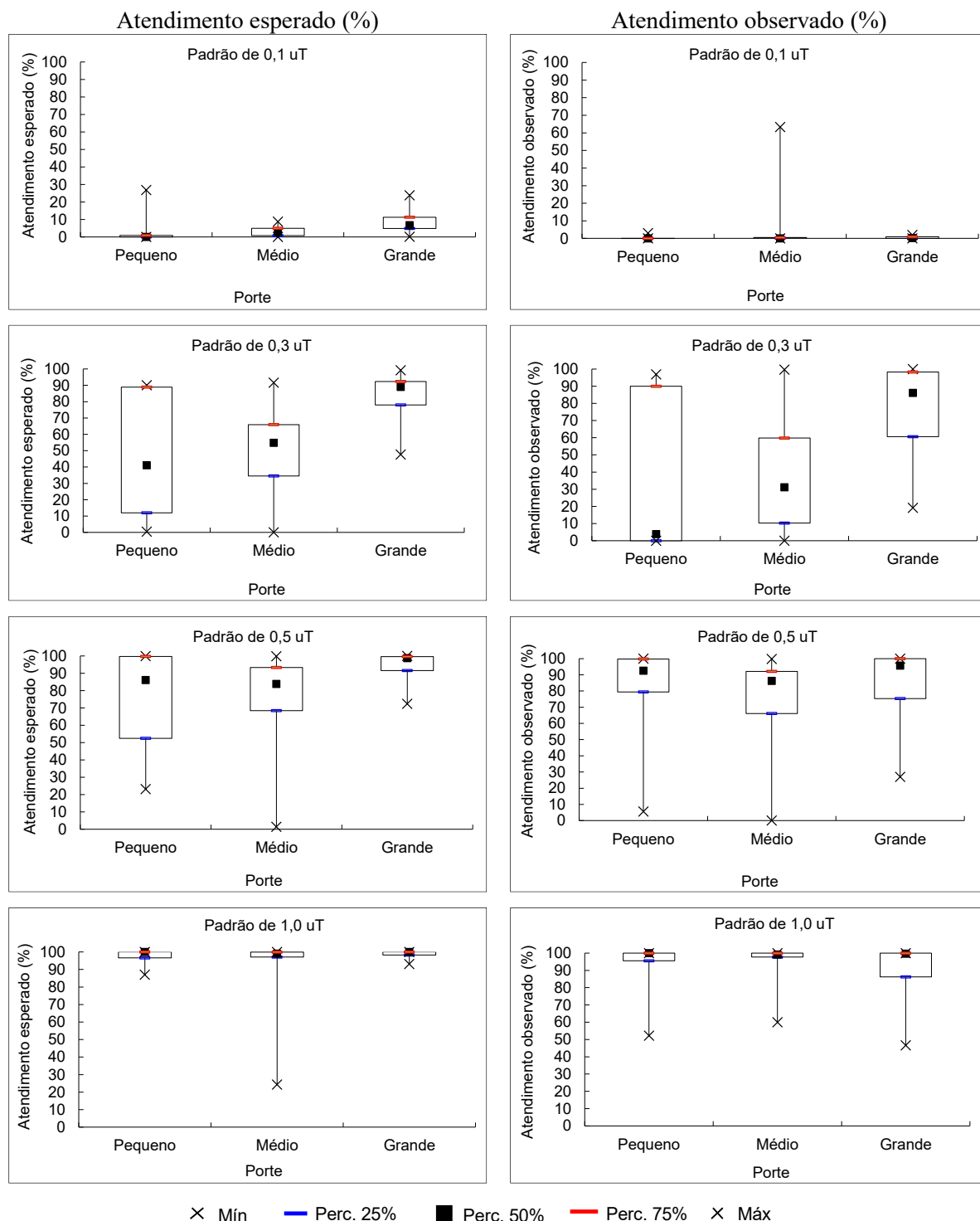
Tal constatação fica evidente ao se tomar como exemplo o percentil 90% para os padrões de 0,1 e 0,3 uT, respectivamente. Considerando as ETAs de grande porte para o padrão de 0,1 uT, pode-se dizer que 90% dos resultados destas ETAs alcançariam um percentual de atendimento abaixo de 19%, enquanto que para as ETAs de pequeno e médio porte este percentual seria abaixo de 7%. Para o padrão de 0,3 uT, 90% dos resultados das ETAs de grande porte alcançariam um percentual de atendimento esperado de até 96%, enquanto que para as ETAs de pequeno e médio porte este percentual seria de até 89 e 84%, respectivamente. Além disso, pode-se observar que o percentual esperado de atendimento é mais elevado para os padrões menos restritivos de 0,5 e 1,0 uT, com valores de percentis mais próximos, mas ainda assim maiores para as ETAs de grande porte.

Figura 5.40 - Percentual de valores iguais ou menores ao atendimento esperado aos padrões de turbidez, considerando o porte das estações (nível de confiabilidade de 95%)



Para comprovar a validade das projeções de desempenho efetuadas com base nos coeficientes de confiabilidade, os percentuais de atendimentos esperado (calculados para os anos de 2012 a 2015) foram comparados com os percentuais de atendimentos efetivamente obtidos no ano de 2016 pelas estações de tratamento de água de distintos portes para os padrões de potabilidade estabelecidos para turbidez da água tratada, conforme a Figura 5.41.

Figura 5.41 - Percentual de atendimento esperado e efetivamente observado para os padrões de turbidez de 0,1 uT, 0,3 uT, 0,5 uT e 1,0 uT, considerando o porte das estações - ($1 - \alpha = 95\%$)



Como pode ser observado na Figura 5.41, considerando a análise de confiabilidade por porte, os valores de atendimento previstos pelo modelo também foram bem próximos dos percentuais de atendimento efetivamente observados nas estações no ano de 2016. O resultado do teste de

Mann-Whitney comprovou não haver diferença significativa entre os resultados previstos e observados (valor- $p > 0,05$), demonstrando mais uma vez a viabilidade de aplicação do modelo de confiabilidade desenvolvido por Niku *et al.* (1979).

5.3 Análise de tendência temporal dos parâmetros turbidez e cor aparente da água bruta

As análises de tendência temporal foram realizadas individualmente para cada estação, por parâmetro, conforme descrito na metodologia. Os resultados da verificação da autocorrelação nos dados de turbidez e cor aparente da água bruta das ETAs, pré-requisito para aplicação dos testes de tendência, estão apresentados no Apêndice D. A maioria das séries históricas analisadas apresentaram autocorrelação, o que pode ser justificado pela elevada frequência de monitoramento. No geral, quando existe um maior lapso temporal entre as amostragens, por exemplo trimestral ou semestral, não se verifica a presença de autocorrelação na série de dados (BERTHOUEX; BROWN, 2002; CHRISTOFARO; LEÃO, 2009).

A Tabela 5.16 apresenta os resultados da análise de tendência temporal do parâmetro turbidez da água bruta das 21 ETAs estudadas.

Tabela 5.16 - Resultados das análises de tendência temporal da turbidez da água bruta das 21 estações de tratamento de água estudadas - período de 2012 a 2016

Estação	Valor-p do teste de <i>Kruskal-Wallis</i>	Ocorrência de sazonalidade	Valor-p do teste de ² MK ou ³ SMK	Valor da estatística S	Valor de Tau (τ)	⁴ Tendência
ETA01-P	¹ 0,0000	Sim	0,518	-8,000	-0,067	-
ETA02-P	0,0000	Sim	0,366	-20,000	-0,167	-
ETA03-P	0,0000	Sim	0,114	-26,000	-0,217	-
ETA04-P	0,0001	Sim	0,066	-26,000	-0,217	-
ETA05-P	0,0184	Sim	0,461	16,000	0,133	-
ETA06-P	0,0000	Sim	0,057	44,000	0,367	-
ETA07-P	0,0000	Sim	0,854	2,000	0,017	-
ETA08-P	0,0000	Sim	0,777	4,000	0,033	-
ETA09-P	0,0012	Sim	0,007	-38,000	-0,317	↓
ETA10-M	0,0143	Sim	0,106	-54,000	-0,450	-
ETA11-M	0,0000	Sim	0,118	-28,000	-0,233	-
ETA12-M	0,0033	Sim	0,009	-0,617	-74,000	↓
ETA13-M	0,0000	Sim	0,882	2,000	0,017	-
ETA14-M	0,0001	Sim	0,108	-42,000	-0,350	-
ETA15-M	0,0550	Não	0,083	272,000	0,154	-
ETA16-M	0,0000	Sim	0,283	-18,000	-0,150	-
ETA17-M	0,0000	Sim	0,048	-28,000	-0,233	↓
ETA18-G	0,0000	Sim	0,093	-30,000	-0,250	-
ETA19-G	0,9986	Não	< 0,0001	894,000	0,505	↑
ETA20-G	0,0061	Sim	0,024	58,000	0,483	↑
ETA21-G	0,0000	Sim	0,485	-10,000	-0,083	-

¹Valores em vermelho são estatisticamente significativos (valor-p < 0,05)

²MK = *Mann-Kendall*

³SMK = Sazonal de *Mann-Kendall*

⁴Tendência: (-) = sem tendência; (↓) = tendência significativa de redução; (↑) = tendência significativa de elevação

Observa-se que, das 21 estações apenas duas não apresentaram diferença significativa entre as estações do ano, para o parâmetro turbidez da água bruta. Tal situação era esperada tendo em vista que vários estudos reportaram a forte influência da sazonalidade nos valores de turbidez dos mananciais brasileiros de captação (MELO *et al.*, 2015; CUNHA *et al.*, 2016; ALMEIDA *et al.*, 2017; SOUZA, 2018; MELO, 2019). Destaca-se que, nos casos em que foi verificada a influência da sazonalidade, os maiores valores de turbidez foram registrados nos meses correspondentes ao primeiro e ao último trimestre do ano, uma vez que nesse período se tem uma maior precipitação nas áreas estudadas e, conseqüentemente, um maior aporte de partículas do solo aos mananciais de abastecimento.

Os resultados da análise de tendência temporal apresentados na Tabela 5.16 indicaram que apenas três estações apresentaram tendência significativa de redução de turbidez da água bruta

no período estudado e duas estações apresentaram tendência significativa de elevação. Desta forma, pode-se dizer que no período avaliado, no geral, os valores de turbidez da água bruta apresentaram-se estáveis e não houve uma piora na qualidade da água bruta, e consequentemente nas condições de tratabilidade da mesma, para a maioria das ETAs estudadas. No entanto, de acordo com Helsel e Hirsch (2002) a não rejeição da hipótese nula dos testes de tendência temporal não prova a ausência de tendência, e sim que as evidências disponíveis não são suficientes para afirmar a existência de tendência na série analisada.

Além disso, cabe ressaltar uma desvantagem do teste Sazonal de *Mann-Kendall*, utilizado para a maioria das estações, em que o resultado final consiste em uma média dos valores verificados em cada período do ano. Assim, fortes tendências contrárias nos diferentes períodos do ano podem se anular, gerando uma falsa ausência de tendência no resultado final do teste (HELSEL; HIRSCH, 2002).

Observou-se que, tanto para os casos em que houve tendência de redução quanto de elevação de turbidez da água bruta, não houve uma melhoria do atendimento ao padrão de turbidez ao longo dos anos e sim uma piora, indicando novamente a influência das condições operacionais das estações. Um extenso estudo em 75 ETAs no estado da Pensilvânia, EUA, demonstrou que fatores geralmente considerados mais relevantes para o desempenho da estação, como qualidade da água bruta e parâmetros hidráulicos, podem ter a mesma relevância quando comparados a fatores intangíveis como operação adequada e comprometimento da equipe operacional de produzir água com maior qualidade (LUSARDI; CONSONERY, 1999).

Na Tabela 5.17 estão apresentados os resultados da análise de tendência temporal do parâmetro cor aparente da água bruta das 21 ETAs estudadas.

Tabela 5.17 - Resultados das análises de tendência temporal da cor aparente da água bruta das 21 estações de tratamento de água estudadas - período de 2012 a 2016

Estação	Valor-p do teste de <i>Kruskal-Wallis</i>	Ocorrência de sazonalidade	Valor-p do teste de ² MK ou ³ SMK	Valor da estatística S	Valor de Tau (τ)	⁴ Tendência
ETA01-P	¹ 0,0000	Sim	0,547	-10,000	-0,083	-
ETA02-P	0,0003	Sim	0,428	-18,000	-0,150	-
ETA03-P	0,0000	Sim	0,025	40,000	0,333	↑
ETA04-P	0,0001	Sim	0,322	-14,000	-0,117	-
ETA05-P	0,0000	Sim	0,107	-34,000	-0,283	-
ETA06-P	0,0001	Sim	0,035	54,000	0,450	↑
ETA07-P	0,0000	Sim	0,070	32,000	0,267	-
ETA08-P	0,0000	Sim	0,130	29,000	0,243	-
ETA09-P	0,0003	Sim	0,179	-28,000	-0,233	-
ETA10-M	0,0041	Sim	0,035	-64,000	-0,533	↓
ETA11-M	0,0001	Sim	0,062	-42,000	-0,350	-
ETA12-M	0,0014	Sim	0,011	-67,000	-0,561	↓
ETA13-M	0,0000	Sim	0,423	12,000	0,100	-
ETA14-M	0,0000	Sim	0,605	10,000	0,083	-
ETA15-M	0,5098	Não	0,007	420,000	0,237	↑
ETA16-M	0,0000	Sim	0,502	-12,000	-0,100	-
ETA17-M	0,0000	Sim	0,120	-22,000	-0,183	-
ETA18-G	0,0000	Sim	0,085	-28,000	-0,233	-
ETA19-G	0,9875	Não	< 0,0001	668,000	0,377	↑
ETA20-G	0,0800	Não	0,000	546,000	0,308	↑
ETA21-G	0,0000	Sim	0,261	-18,000	-0,150	-

¹Valores em vermelho são estatisticamente significativos (valor-p < 0,05)

²MK = *Mann-Kendall*

³SMK = Sazonal de *Mann-Kendall*

⁴Tendência: (-) = sem tendência; (↓) = tendência significativa de redução; (↑) = tendência significativa de elevação

Para o parâmetro cor aparente, apenas três estações não apresentaram ocorrência de sazonalidade (Tabela 5.17). Assim como para o parâmetro turbidez, os maiores valores de cor aparente também foram verificados nos meses correspondentes ao primeiro e último trimestre do ano, período em que se tem uma maior precipitação nas áreas em que as ETAs estão localizadas.

Os resultados da análise de tendência temporal, apresentados na Tabela 5.17, indicaram que apenas duas estações apresentaram tendência significativa de redução de cor aparente da água bruta no período estudado e cinco estações apresentaram tendência significativa de elevação. No caso das estações ETA03-P, ETA06-P e ETA15-M a tendência de elevação de cor aparente pode estar relacionada ao incremento da parcela de cor verdadeira, uma vez que tais estações não apresentaram tendência significativa de elevação de turbidez no período estudado. No

entanto, pode-se dizer que no período avaliado, no geral, os valores de cor aparente da água bruta apresentaram-se estáveis, não alterando as condições de tratabilidade para a maioria das ETAs estudadas.

Destaca-se mais uma vez a influência da operação das ETAs na produção de água com qualidade, uma vez que mesmo nas estações em que houve tendência de elevação de cor aparente na água bruta, foram mantidos valores de cor aparente na água tratada em acordo com o padrão de potabilidade, conforme apresentado na Tabela 5.8.

Conforme abordado na revisão de literatura, a tecnologia de tratamento convencional é considerada robusta e indicada para elevados valores de turbidez e cor aparente na água bruta, sendo a robustez o fator determinante para o predomínio do emprego desta tecnologia no país. No entanto, ainda assim, a deterioração da qualidade da água bruta, em termos do aumento de turbidez e cor aparente, pode trazer limitações e aumentar os custos do tratamento e consequentemente afetar o desempenho das estações. Dessa forma, se torna relevante considerar a adoção de medidas de proteção dos mananciais de abastecimento, conforme recomendado por Cunha *et al.* (2016), principalmente voltadas ao correto planejamento do uso e ocupação do solo e contenção de focos de erosão, fatores, em geral, responsáveis pelo incremento dos parâmetros avaliados.

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nas análises estatísticas indicaram diferenças significativas entre a qualidade da água bruta, decantada e tratada das estações, mostrando que estações que empregam a mesma tecnologia de tratamento (convencional), podem apresentar desempenhos distintos em função de condições operacionais, construtivas, de projeto e de gestão específicas. Os resultados apresentados retratam os desempenhos das 21 ETAs durante o período em estudo, sendo que outras ETAs convencionais de mesmos portes podem atingir melhores desempenhos.

As estações de grande porte demonstraram um melhor desempenho em termos da qualidade da água tratada em relação às estações de pequeno e médio porte, o que pode estar relacionado a melhores condições operacionais, como sistemas automatizados e maior rigor no manuseio de equipamentos, na frequência e na qualidade do monitoramento.

Com relação às eficiências de remoção de turbidez e cor aparente, verificou-se, de modo geral, que as estações que atingiram maiores patamares de desempenho foram aquelas que apresentaram os maiores valores de ambos os parâmetros na água bruta.

As análises de correlação entre a dosagem de coagulante e os valores de turbidez da água bruta e entre os valores de turbidez da água bruta, da água decantada e da água tratada, apontaram correlações significativas positivas para a maioria dos casos, indicando haver um maior consumo de coagulantes e um aumento da turbidez na água decantada e tratada com o incremento da turbidez da água bruta. Tal fato corrobora a influência do desempenho das etapas no desempenho global da estação e indica, indiretamente, uma falta de controle na operação. Com isso, ressalta-se a importância da acurácia da equipe de operação das ETAs, que deve sempre atentar-se para eventuais alterações na qualidade da água bruta.

O padrão de potabilidade brasileiro para os parâmetros cor aparente, pH, cloro e flúor residuais foi integralmente atendido para a maioria das estações analisadas. Em contrapartida, para o parâmetro turbidez menos de 50% das ETAs atenderam o padrão de potabilidade brasileiro, indicando uma situação preocupante. Muitas estações podem estar além do período de projeto, destacando-se o fato de terem sido construídas para outras condições de qualidade da água dos mananciais e para atendimento de outros padrões. Isso denota a necessidade de investimentos na maioria dos sistemas instalados, para que o atual padrão de potabilidade brasileiro seja integralmente cumprido.

No que concerne à análise de confiabilidade, o desempenho das ETAs de grande porte também foi superior uma vez que mantendo as mesmas condições de operação, tais ETAs alcançariam maiores percentuais de atendimento aos padrões de turbidez em relação às ETAs dos demais portes. Entretanto, a maioria das estações, independente do porte, mostrou dificuldade em atender padrões mais restritivos, como 0,1 e 0,3 uT, o que denota a importância de uma avaliação contínua e aprofundada dos dados de monitoramento assim como das condições de projeto e operação das estações visando a proposição de melhorias.

Dessa forma, os projetistas e operadores das estações devem investigar possíveis mudanças que possam resultar em melhor qualidade da água tratada visando atender integralmente o padrão de potabilidade brasileiro e até mesmo padrões mais rígidos que já são considerados em outros países, considerando o risco que o desempenho insatisfatório de uma ETA representa para a saúde da população abastecida.

Por fim, a análise de tendência temporal da água bruta indicou que, no geral, os valores de turbidez e cor aparente apresentaram-se estáveis, não alterando as condições de tratabilidade para a maioria das ETAs estudadas, ao longo dos anos. No entanto, ainda que o tratamento convencional seja considerado robusto, a possível deterioração da qualidade da água bruta, em termos do aumento de turbidez e cor aparente, pode trazer limitações e aumentar os custos do tratamento e, conseqüentemente, afetar o desempenho das estações, o que ressalta a importância de se considerar a adoção de medidas de proteção dos mananciais de abastecimento.

7 RECOMENDAÇÕES

- Buscar dados sobre as unidades do tratamento e fatores operacionais do processo de cada estação de tratamento de água, relacionando-os com os desempenhos alcançados.
- Coletar e analisar dados referentes ao início de operação de cada sistema.
- Avaliar quais são os equipamentos utilizados nas estações para medição dos parâmetros e o nível de aferição de cada um.
- Buscar e analisar dados biológicos, como coliformes.
- Desenvolver uma avaliação de risco considerando a qualidade da água tratada pelas estações.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *ABNT/NBR 12216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público: procedimento*. Rio de Janeiro: ABNT, 1992. 18 p.
- AHMADLI, Z.; FAHIMINIA, M.; JANG, S.A.; ASSARI, R.; SAVADKOUHI, M.; ANBAZ, A.; ESCANDARI, A. Performance Evaluation of Qom Water Treatment of Plant during 2005 to 2014, Iran. *Archives of Hygiene Sciences*, v. 6, n. 1, p. 58-65, 2017.
- AKOGLU, H. User's guide to correlation coefficients. *Turkish Journal of Emergency Medicine*, v. 18, p. 91-93, 2018.
- ALI, A.; HASHMI, H. N.; BAIG, N.; IQBAL, S.; MUMTAZ, K. Performance evaluation of the water treatment plants of Islamabad – Pakistan. *Archives of Environmental Science*, n. 6, p. 111-117, 2012.
- ALMEIDA, M. C.; SILVA, M. M.; PAULA, M. Avaliação do desempenho de uma estação de tratamento de água em relação à turbidez, cor e ph da água. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais-GESTA*, v. 5, n. 1, p. 25- 40, 2017.
- ALOBAIDY, A. H. M. J.; MAULOOD, B. K.; KADHEM, A. J. Evaluating Raw and Treated Water Quality of Tigris River within Baghdad by Index Analysis. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 2, n. 7, p. 629-635, 2010.
- ANDREOLI, F. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. Coagulation, Flocculation, Dissolved Air Flotation and Filtration in the Removal of Giardia spp. and Cryptosporidium spp. from Water Supply. *Environmental Technology*, v. 1, p. 1-10, 2017.
- AWWA - American Water Works Association. *Self-assessment for treatment plant optimization: guidance manual*. 1ed. Denver: AWWA, 2001. 251 p.
- AWWA – American Water Works Association. *Water quality & treatment: a handbook on drinking water*. 6th. ed. New York: McGraw-Hill, 2011. 1696 p.
- BARBOSA, T. B. C. *Avaliação da qualidade das águas Superficiais da sub-bacia do rio Paracatu em função do uso e Ocupação do solo*. 2015. 156 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.
- BARTIKO, D.; JULIO, M. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. *Revista Ambiente & Água*, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2015.
- BASTOS, R. K. X.; SILVA, B. M. R.; ALVES, P. H. G.; PAULA, J. T. G.; GOMES, F.H .C. Avaliação de desempenho de estações de tratamento de água: compreender o funcionamento da ETA para manter a produção de água segura para consumo humano. In: Congresso Abes Fensan 2017. *Anais...* São Paulo: ABES, 2017.
- BERTHOUEX, P. M.; BROWN, L.C. *Statistic for environmental engineers*. 2. ed. Boca Raton: CRC, 2002.

BOLTO, B.; GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Research*, v. 41, n. 11, p. 2301- 2324, 2007.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. *Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável*. 2.ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 336 p.

BRASIL. Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. *Diário Oficial da União*, Brasília, 9 jan. 1997. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm >. Acesso em: 21 out. 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. ANEXO XX da Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde de 03 de outubro de 2017. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (Origem: PRT MS/GM 2914/2011). *Diário Oficial da República da União*. Poder Executivo: Brasília, DF 2017. Disponível em: < http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html >. Acesso em: 22 abr. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da República da União*, Brasília, 12 dez. 2011. Disponível em: < http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html >. Acesso em: 04 out. 2018.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. *Bioestatística: princípios e aplicações*. Porto Alegre: Artmed, 2003. 255 p.

CHANG, E. E.; CHIANG, P. C.; HUANG, S. M.; LIN, Y. L. Development and implementation of performance evaluation system for a water treatment plant: case study of Taipei Water Treatment Plant. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, v. 11, n. 1, p. 36-47, 2007.

CHENOWETH, J. Minimum water requirement for social and economic development. *Desalination*, v. 229, n. 1-3, p. 245-256, 2008.

CHEW, C. M.; AROUA, M. K.; HUSSAIN, M. A.; ISMAIL, W. M. Z. W. Evaluation of ultrafiltration and conventional water treatment systems for sustainable development: an industrial scale case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 3152-3163, 2016.

CHEW, C. M.; AROUA, M. K.; HUSSAIN, M. A.; ISMAIL, W. M. Z. W. Practical performance analysis of an industrial-scale ultrafiltration membrane water treatment plant. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v. 46, p. 132-139, 2015.

CHHIPI-SHRESTHA, G.; RODRIGUEZ, M.; SADIQ, R. Unregulated disinfection By-products in drinking water in Quebec: A meta analysis. *Journal of Environmental Management*, v. 223, p. 984-1000, 2018.

CHOUDHURY, S.; SAHA, A. K. Prediction of Operation Efficiency of Water Treatment Plant with the Help of Multi-criteria Decision-making. *Water Conservation Science and Engineering*, v. 3, p. 79-90, 2018.

CHRISTOFARO, C; LEÃO, M. M. D. Caracterização temporal do arsênio nos cursos d'água da bacia hidrográfica do Rio das Velhas, MG, Brasil, ao longo de uma década (1998-2007). *Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 4, n. 3, p. 54-66, 2009.

CORNWELL, D. A.; MACPHEE, M. J. Effects of spent filter backwash recycle on cryptosporidium removal. *Journal American Water Works Association*, v. 93, n. 4, p. 153-162, 2001.

CORNWELL, D.; BROWN, R.; MCTIGUE, N. Controlling Lead and Copper Rule Water Quality Parameters. *Journal American Water Works Association*, p. 86-96, 2015.

COSTA, E. P.; PINTO, C. C.; SOARES, A. L. C.; MELO, L. D. V.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Francisco River basin, the third largest in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 11, p. 1-16, 2017a.

COSTA, E. P.; MELO, L. D. V.; SOARES, A. L.C.; PINTO, C. C.; BARROSO, G. R.; SOUZA, G. A.; OLIVEIRA, J. C.; CARVALHO, D. M.; OLIVEIRA, S. S. A. C. Evolução temporal da qualidade das águas na sub-bacia hidrográfica da represa da pampulha entre os anos de 2006 e 2016. In: Congresso Internacional RESAG, 3, 2017. *Anais...* Belo Horizonte: RESAG, 2017b.

CUNHA, D.G.F.; SABOGAL-PAZ, L.P.; DODDS, W, K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). *Ecological Engineering*, v. 94, p. 516-524, 2016.

DAIGGER, G. T.; RITTMANN, B. E.; ADHAM, S.; ANDREOTTOLA, G. Are membrane bioreactors ready for widespread application? *Environmental Science & Technology*, v.39, n. 19, p. 399A-406A, 2005.

DANTAS, M. S.; OLIVEIRA, J. C.; PINTO, C. C.; OLIVEIRA, S. C. Impact of fecal contamination on surface water quality in the São Francisco River hydrographic basin in Minas Gerais, Brazil. *Journal of Water and Health*. < <https://doi.org/10.2166/wh.2019.153> >.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. 2ª ed. v. 1. São Carlos: RiMa, 2005.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. *Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água*. 1. ed. São Carlos: Editora LDiBe, 2008. v. 2. 1560 p.

DODDS, W. K.; PERKIN, J. S.; GERKEN, J.E. Human impact on fresh water ecosystem services: a global perspective. *Environmental Science & Technology*, v. 47, p. 9061-9068, 2013.

DRÁPELA, K.; DRÁPELOVÁ, I. Application of Mann-Kendall test and the Sen's slope estimates for trend detection in deposition data from Bílý Kríz (Beskydy Mts., the Czech Republic) 1997-2010. *Beskydy*, v. 4, n. 2, p. 133-146, 2011.

EPA - UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners*. Washington, DC: Office of Environmental Information, 2006. 190 p. Quality management guidance documents – EPA QA/G-9S (Manual de gestão da qualidade). Disponível em: < <http://www.epa.gov/QUALITY/qs-docs/g9s-final.pdf> >.

FERNANDES, N. M. G.; GINORIS, Y. P.; RIOS, R. H. T.; BRANDÃO, C. C. S. Influência do pH de coagulação e da dose de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 4, p. 375-384, 2010.

FRANCO, E. S. *Avaliação da formação de trihalometanos e ácidos haloacéticos decorrentes da cloração de águas de abastecimento contendo cianobactérias*. 2018. 244 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

FRANCO, E. S. *Avaliação da influência dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico na remoção de turbidez e cor da água bruta e sua relação com sólidos na geração de lodo em estações de tratamento de água*. 2009. 187 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

FUNASA - FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. *Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS*. Brasília: Funasa, 2014. 112 p.

GAUTHIER, T. D. Detecting trends using Spearman's Rank Correlation Coefficient. *Environmental Forensics*, v. 2, p. 359-362, 2001.

GOCIC, M.; TRAJKOVIC, S. Trend analysis of water quality parameters for the Nisava River. *Architecture and Civil Engineering*, v. 11, n. 3, p. 199-210, 2013.

GORA, S.; ANDREWS, S. Removal of natural organic matter and disinfection byproduct precursors from drinking water using photocatalytically regenerable nanoscale adsorbents. *Chemosphere*, v. 218, p. 52-63, 2019.

GRUBBS, F. E. Procedures for Detecting Outlying Observations in Samples. *Technometrics*, v. 11, n. 1, p. 1-21, 1969.

GUZMÁN, B. L.; NAVA, G.; BEVILACQUA, P. D. Vigilancia de la calidad del agua para consumo humano en Colombia: desafíos para la salud ambiental. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, v. 34, n. 2, p. 175-183, 2016.

GUZMÁN, B. L.; NAVA, G.; DÍAZ, P. La calidad del agua para consumo humano y su asociación con la morbilidad en Colombia, 2008-2012. *Biomédica*, v. 35, n. 2, p. 177-90, 2015.

- HAMED, K. H.; RAO, A. R. A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *Journal of Hydrology*, v. 204, p. 182-196, 1998.
- HEALTH CANADA. Federal provincial territorial committee on drinking water. *Guidelines for Canadian drinking water quality. Summary table*. Ottawa: Health Canada, 2014.
- HEDDAM, S.; BERMAD, A.; DECHEMI, N. ANFIS based modelling for coagulant dosage in drinking water treatment plant: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, n. 4, p. 1953-1971, 2011.
- HELLER, L.; PÁDUA, V. L. *Abastecimento de água para consumo humano*. Belo Horizonte: UFMG, 2006.
- HELLER, L.; PÁDUA, V. L. *Abastecimento de água para consumo humano*. 2ªed. Belo Horizonte: UFMG, 2010.
- HELSEL, D. R.; HIRSCH, R. M. *Statistical methods in water resources*. Amsterdam: Elsevier Science, 2002.
- HELSEL, D. R.; HIRSCH, R. M. Trend Analysis. In: HELSEL, D.R.; HIRSCH, R.M *Statistical methods in water resources*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V. 1992. p. 323-355.
- HENNING, E.; WALTER, O. M. C. F.; SOUZA, N. S.; SAMOHYL, R. W. Um Estudo para a Aplicação de Gráficos de Controle Estatístico de Processo em Indicadores de Qualidade da Água Potável. *Revista Eletrônica Sistemas & Gestão*, v. 9, n. 1, p. 2-13, 2014.
- HENRIQUES, J. A. *Proposição de modelo de predição de desempenho de estações convencionais de tratamento de água utilizando redes neurais artificiais*. 2019.131 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.
- HIPEL, K. W.; MCLEOD, A. I. *Time series modelling of water resources and enviromental systems*. Amsterdam: Elsevier Science, 1994.
- HIRSCH, R. M.; SLACK, J. R. A Nonparametric Trend Test for Seasonal Data With Serial Dependence. *Water Resources Research*, v. 20, n. 6, p. 727-732, 1984.
- HIRSCH, R.M.; SLACK, J. R.; SMITH, R.A. Techniques for trend assessment for monthly water quality data. *Water Resources Research*, v.18, p. 107-121, 1982.
- HONORATO, T. Z.; COSTANZI, R. N. *Qualidade de Controle Aplicada a Estações de Tratamento de Água*. In: International Workshop Advances in Cleaner Production, 4, 2013, São Paulo. *Anais...* São Paulo: International Workshop Advances in Cleaner Production, 2013.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Estimativa da população publicada no DOU com data de referência em 1º de julho de 2018*. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-popul?=&t=resultados> >. Acesso em: 14 ago. 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008*. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf>>. Acesso em: 06 out. 2018.

ISSA, H. M. Evaluation of Water Quality and Performance for a Water Treatment Plant: Khanaqin City as a Case Study. *Journal of Garmian University*, v. 3, p. 802-821, 2017.

JANNA, H.; AL-SAMAWI, A. A. Performance Evaluation of Al- Karkh Water Treatment Plant in the City of Baghdad. *International Journal of Advanced Research*, v. 2, n. 10, p. 823-829, 2014.

JOHNSON, H. O.; GUPTA, S C.; VECCHIA, A. V.; ZVOMUYA, F. Assessment of water quality trends in the Minnesota River using non-parametric and parametric methods. *Journal of Environmental Quality*, v. 38 n. 3, p. 1018-1030, 2009.

JUNTUNEN, P.; LIUKKONEN, M.; LEHTOLA, M.; HILTUNEN, Y. Cluster analysis by self-organizing maps: An application to the modelling of water quality in a treatment process. *Applied Soft Computing*, v. 13, n. 7, p. 3191-3196, 2013.

KENDALL, M. G. *Rank Correlation Methods*. 2. ed. Londres: Griffin, 1955. 196 p.

KHALLAF, E. A.; GALAL, M.; EL-SBBAGH, S.; NABET, N. M. A Study of the Physico-Chemical Characteristics of Raw, Filtered, and Treated Water at A Water Treatment Plant in Shebin El-Kom, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, v. 18, n.1, p. 115-125, 2014.

KHAN, A. A.; AHMAD, S. K. Performance evaluation of water treatment plant at nangloi, New Delhi: a case study. *International Journal of Research in Engineering and Technology*, v. 7, n. 8, p. 49-60, 2018.

KHAN, M. S.; RASTOGI, D. A case study ‘Performance Evaluation of WTP at Motijheel, Gwalior. *International Journal for Research in Applied Science & Engineering Technology (IJRASET)*, v. 5, n. 6, 2017.

KIM, C.M.; PARNICHKUN, M. Prediction of settled water turbidity and optimal coagulant dosage in drinking water treatment plant using a hybrid model of k-means clustering and adaptive neuro-fuzzy inference system. *Applied Water Science*, v. 7, n. 7, p. 3885-3902, 2017.

KOLEVA, M. N.; STYAN, C. A.; PAPAGEORGIOU, L. G. Optimisation approaches for the synthesis of water treatment plants. *Computers and Chemical Engineering*, v. 106. p. 849–871, 2017.

LAMRINI, B.; LAKHAL, EL-K.; LE LANN, M-V.; WEHENKEL, L. Data validation and missing data reconstruction using self-organizing map for water treatment. *Neural Computing and Applications*, v. 20, n. 4, p. 575-588, 2011.

LAPPONI, J.C. *Estatística usando Excel*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2005. 476 p.

LEE, H. W.; BHANG, K. J.; PARK, S. S. Effective visualization for the spatiotemporal trend analysis of the water quality in the Nakdong River of Korea. *Ecological Informatics*, v. 5, p. 281-292, 2010.

- LEGAY, C.; RODRIGUEZ, M. J.; SERÓDES, J. B.; LEVALLOIS, P. Estimation of chlorination by-products presence in drinking water in epidemiological studies on adverse reproductive outcomes: A review. *Science of the Total Environment*, v. 408, p. 456-472, 2010.
- LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 4ª. ed. Campinas: Átomo, 2016. 640 p.
- LIBÂNIO, M.; LOPES, V. C. Assessing the feasibility of a water treatment plant quality index. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, v. 58, n. 5, p. 354-362, 2009.
- LIBÂNIO, M.; SILVA, T. S. Modelo de regressão para estimativa de dosagem de coagulante aplicado ao tratamento das águas de abastecimento. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa. *Anais...* João Pessoa: ABES, 2001.
- LOGSDON, G.; HESS, A.; HORSLEY, M. Guide to selection of water treatment processes. In: LETTERMAN, R. D. (ed.). *Water Quality and Treatment: a Handbook of Community Water Supplies*. 5th ed. New York: McGraw-Hill/American Water Works Association, cap. 3, p. 3.1-3.26, 1999.
- LOPES, G. J. R. *Avaliação da turbidez e do tamanho de partículas como parâmetros indicadores da remoção de oocistos de Cryptosporidium spp. nas etapas de clarificação no tratamento da água em ciclo completo*. 2008. 143 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- LOPES, V. C.; LIBÂNIO, M. Proposição de um índice de qualidade de estações de tratamento de água (IQETA). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.10, n. 4, p. 318-328, 2005.
- LUIZ, G. C.; CARDOSO, C. H.; RIBEIRO, L. L. Aplicação do teste sazonal de mann kendall na análise de tendência da temperatura e umidade relativa do ar – Goiânia go: série histórica 1961 a 2008. *Revista Geonorte*, edição especial 2, v. 1, n. 5, p. 414-427, 2012.
- LUO, P.; HE, B.; TAKARA, K.; RAZAFINDRABE, B. H. N.; NOVER, D.; YAMASHIKI, Y. Spatiotemporal trend analysis of recent river water quality conditions in Japan. *Journal of Environmental Monitoring*, n. 13, p. 2819-2829, 2011.
- LUSARDI, P.J.; CONSONERY, P.J Factors affecting filtered water turbidity. *Journal American Water Works Association*, v. 91, n. 12, p. 28-40, 1999.
- MA, B.; XUE, W.; HU, C.; LIU, H.;QU, J.; ,LI, L. Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. *Chemical Engineering Journal*, v. 359, p. 159-167, 2019.
- MACIEL, P. M. F.; SABOGAL-PAZ L. P. Removal of Giardia spp. and Cryptosporidium spp. from water supply with high turbidity: analytical challenges and perspectives. *Journal of Water and Health*, v. 14, n. 3, p. 369-378, 2016.
- MAKUNGO, R.; ODIYO, J.O.; TSHIDZUMBA, N. Performance of small water treatment plants: The case study of Mutshedzi Water Treatment Plant. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 36, n. 14-15, p. 1151-1158, 2011.
- MANN, H.B. Nonparametric tests against trend, *Econometrica*, v. 13, p. 245-259, 1945.

MCDONALD, R.; WEBER, K.F.; PADOWSKI, J.; BOUCHER, T.; SHEMIE, D. Estimating watershed degradation over the last century and its impact on water-treatment costs for the world's large cities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 113, n. 32, p. 9117-9122, 2016.

MELO, L. D. V. *Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de água*. 2014. 78 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

MELO, L.V.; OLIVEIRA, M. D.; LIBÂNIO, M.; OLIVEIRA, S. C. Applicability of statistical tools for evaluation of water treatment plants. *Desalination and Water Treatment*, v. 57, n. 30, p. 14024-14033, 2015.

MELO, L. D. V.; SOARES, A. L. C.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P.; OLIVEIRA, J. C.; CARVALHO, D. M.; BARROSO, G. R.; SOUZA, G.A.; OLIVEIRA, S.M.C. Adequabilidade do tratamento convencional de água considerando a turbidez e a cor das águas naturais em ETAs de pequeno porte utilizando Análise de Cluster (AC). In: Congresso Internacional RESAG, 3, 2017, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: RESAG, 2017.

MELO, L. D. V. *Avaliação Estatística de Desempenho de Estações de Tratamento de Água, Em Função da Tecnologia, do Porte e do Tipo de Manancial*. 2019. 168 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

MELO, L. D. V.; COSTA, E. P.; PINTO, C. C.; BARROSO, G. R.; OLIVEIRA, S. C. Adequacy analysis of drinking water treatment technologies in regard to the parameter turbidity, considering the quality of natural waters treated by large-scale WTPs in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, p. 384, 2019.

MIERZWA, J. C. *Desafios para o tratamento de água de abastecimento e o potencial de aplicação do processo de ultrafiltração*. 2009. 124 p. Tese (Livre Docência) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MIERZWA, J. C.; SILVA, M. C. C.; RODRIGUES, L. B.; HESPANHOL, I. Tratamento de água para abastecimento público por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 13, n. 1, p. 78-87, 2008.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM. Deliberação Normativa n.º 217, de 06 de dezembro de 2017. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, bem como os critérios locacionais a serem utilizados para definição das modalidades de licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais no Estado de Minas Gerais e dá outras providências. *Diário Oficial de Minas Gerais*. Disponível em: < <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=45558> >. Acesso em: 22 abr. 2019.

MINISTRY OF HEALTH. *Drinking-water Standards for New Zealand*. Wellington: Ministry of Health, 2008. 163 p.

- MISHRA, A. R.; KADU, P. A. Performance evaluation of WTP at yavatmal (M.S): Case Study. *International Journal of Research in Advent Technology*, v. 2, n. 5, p. 455-458, 2014.
- MONTOYA, C.; LOAIZA, D.; TORRES, P.; CRUZ, C.H.; ESCOBAR, J.C. Efecto del incremento en la turbiedad del agua cruda sobre la eficiencia de procesos convencionales de potabilización. *Revista Escuela de ingenieria de Antioquia*, n. 16, p. 137-148, 2011.
- MOSTAFA, K. S.; BAHAREH, G.; ELAHE, D.; PEGAH, D. Optimization of conventional water treatment plant using dynamic programming. *Toxicology and Industrial Health*, v. 31, n. 12, p. 1078-1086, 2015.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. *Hidrologia Estatística*. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.
- NAWAZ, S.; ALI, Y. Factors Affecting the Performance of Water Treatment Plants in Pakistan. *Water Conservation Science and Engineering*, v. 3, p. 191-203, 2018.
- NIAZI, F.; MOFID, H.; MODARES, N. F. Trend analysis of temporal changes of discharge and water quality parameters of Ajichay River in four recent decades. *Water Quality Exposure and Health*, v. 6, p. 89-95, 2014.
- NIKU, S.; SCHROEDER, E. D.; HAUGH, R. S. Reliability and stability of trickling filter processes. *Journal Water Pollution Control Association*, v. 54, n. 2, p.129-134, 1982.
- NIKU, S.; SCHROEDER, E.D.; SAMANIEGO F.J. Performance of activated sludge process and reliability-based design. *Journal Water Pollution Control Association*, v. 51, n. 12, p. 2841-2857, 1979.
- NIKU, S.; SCHROEDER, E. D.; TCHOBANOGLIOUS, G.; SAMANIEGO, F. J. *Performance of activated sludge process: reliability, stability and variability*. United States Environmental Protection Agency Grant nº R805097-01, p. 1-124, 1981.
- NISHI, L.; MADRONA, G. S.; VIEIRA, A. M. S.; BASSETTI, F.J.; SILVA, G. F.; BERGAMASCO, R. Coagulação/Floculação com Sementes de Moringa oleifera Lam para Remoção de Cistos de *Giardia spp.* e Oocistos de *Cryptosporidium spp.* da água. In: International Workshop Advances in Cleaner Production, 3, 2011, São Paulo. *Anais...* São Paulo: International Workshop Advances in Cleaner Production, 2011.
- NOVOTNA, K.; CERMAKOVA, L.; PIVOKONSKA, L.; CAJTHAM, T.; PIVOKONSKY, M. Microplastics in drinking water treatment – Current knowledge and research needs. *Science of The Total Environment*, 2019.
- OLIVEIRA, C. M. Sustainable access to safe drinking water: fundamental human right in the international and national scene. *Revista Ambiente & Água*, v. 12, n. 6, p. 985-1000, 2017.
- OLIVEIRA, M. D. *Desenvolvimento, aplicação e avaliação de sistema de indicadores de desempenho de estações de tratamento de água*. 2014. 136 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

OLIVEIRA, M. D.; MELO, L. D. V.; QUEIROGA, L. L.; OLIVEIRA, S. M. A. C.; LIBANIO, M. Applying reliability analysis to evaluate water treatment plants. *Water Science and Technology: Water Supply*, v. 14, n. 4, p. 634-642, 2014a.

OLIVEIRA, M. D.; REZENDE, O. L.T.; OLIVEIRA, S. M. A. C.; LIBÂNIO, M. Nova abordagem do Índice de Qualidade de Água Bruta utilizando a Lógica Fuzzy. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 19, n. 4, p. 361-372, 2014b.

OLIVEIRA, S. M. A. C. *Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos*. 2006. 231 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 4, p. 389-398, 2007a.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Reliability analysis of stabilisation pond systems. *Water Science and Technology*, v. 55, n. 11, p. 127-134, 2007b.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Reliability analysis of wastewater treatment plants. *Water Research*, v. 42, n. 4, p. 1182-1194, 2008.

OMRAN, A. Factors influencing water treatment management performance in Malaysia: a case study in Pulau Pinang. *Annals of Faculty Engineering Hunedoara. - International Journal of Engineering*, v. 9, n.1, 2011.

ONU - Organização das Nações Unidas. *Resolução nº 64/292 de 28 de julho de 2010: O direito humano à água e saneamento*. Disponível em: < https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/64/292 >. Acesso em: 24 jul. 2019.

PAVANELLI, G. *Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada*. 2001. 233 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001.

PEREIRA, L. G.; SILVA, G. A.; LIBÂNIO, M. Proposição de sistema de indicadores de desempenho operacional de estações de tratamento de água à luz do prestador de serviço: aplicação a cinco estações de ciclo completo. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 6, p. 1163-1172, 2018.

PINTO, C. C.; ANDRADE, S. B.; PINTO, E. A.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Trend analysis of the load and concentration of physical, chemical and biological parameters in the Verde River Basin. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 22, n. 40, p. 1-11, 2017.

PINTO, C. C. *Importância da avaliação de dados de concentração e de carga de poluentes em bacias hidrográficas: exemplo da bacia do rio verde*. 2016. 189 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

POHLMANN, P.H.M.; FRANCISCO, A.A.; FERREIRA, M.A.; JABBOUR, C.J.C. Tratamento de água para abastecimento humano: contribuições da metodologia Seis Sigma. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 3, p. 485-492, 2015.

PRATHNA, T.C.A.; SHARMA, S. K.; KENNEDYA, M. Nanoparticles in household level water treatment: An overview. *Separation and Purification Technology*, v. 199, p. 260–270, 2018.

PRICE, J. I.; HEBERLING, M. T. The Effects of Source Water Quality on Drinking Water Treatment Costs: A Review and Synthesis of Empirical Literature. *Ecological Economics*, v. 151, p. 195–209, 2018.

RAO SRINIVASA, N.S.; SHRIHARI, S. Sensitivity analysis of integrated water treatment plant. *Journal of Environmental Research and Development*, v. 4, n. 3, p. 866-875, 2010.

RICHTER, C.A. *Água: Métodos e tecnologia de tratamento*. São Paulo: Blucher, 2009. 352 p.

SADIQ, R.; RODRIGUES, M. J.; TESFAMARIAM, S. Integrating indicators for performance assessment of small water utilities using ordered weighted averaging (OWA) operators. *Expert systems with applications*. v. 37, n.7, p. 4881-4891, 2010.

SANTOS, F. C. R.; LIBRANTZ, A. F. H., DIAS, C. G.; RODRIGUES, S.G. Intelligent system for improving dosage control. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 39, n. 1, p. 33-38, 2017.

SHAO, S.; WANG, Y.; SHI, D.; TANG, C.Y.; LIU, Z.; Li.J. Biofouling in ultrafiltration process for drinking water treatment and its control by chlorinated-water and pure water backwashing. *Science of The Total Environment*, v. 644, p. 306-314, 2018.

SNEDECOR, G.W.; COCHRAN, W.G. *Statistical Methods*. Ames. 8th. Ed. Iowa State University Press, 1989. 503 p.

SOUZA, D. N. *Aplicação de avaliação do risco ao efluente em estações convencionais de tratamento de água: identificação e caracterização de perigos*. 2017. 136 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

SOUZA, G. A. *Aplicação de gráficos de controle estatístico de processo para avaliação de desempenho de estações de tratamento de água*. 2018. 126 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

SOUZA, M. E. T.; LIBÂNIO, M. Proposta de índice de Qualidade para Água Bruta afluente a estações convencionais de tratamento. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 4, p. 471-478, 2009.

STATSOFT. *Statistica 10.0*. StatSoft Inc. <http://www.statsoft.com/>, 2011.

SU, H-C.; , Y-S.; PAN, C-G.; CHEN, J.; HE, L-Y.; YING, G-G. Persistence of antibiotic resistance genes and bacterial community changes in drinking water treatment system: From drinking water source to tap water. *Science of The Total Environment*, v. 616-617, p. 453-461, 2018.

SUN, C. C.; SHEN, Z. Y.; XIONG, M.; MA, F. B.; LI, Y. Y.; CHEN, L.; LIU, R. M. Trend of dissolved inorganic nitrogen at stations downstream from the Three-Gorges Dam of Yangtze River. *Environmental Pollution*, v. 180, p. 13-18, 2013.

TABARI, H.; MAROFI, S.; AHMADI, M. Long-term variations of water quality parameters in the Maroon River, Iran. *Environmental Monitoring Assessment*, v. 177, p. 273-287, 2011.

TEODOSIU, C.; GILCA, A. F.; BARJOVEANU1, G.; FIORE, S. Emerging pollutants removal through advanced drinking water treatment: A review on processes and environmental performances assessment. *Journal of Cleaner Production*, v. 197, n.1, p. 1210-1221, 2018.

TIAN, J. Y.; CHEN, Z. L.; LIANG, H.; WANG, X. LI, Z. Z.; LI, G. B. Comparison of biological activated carbon (BAC) and membrane bioreactor (MBR) for pollutants removal in drinking water treatment. *Water Science & Technology*, v. 60, n.6, p. 1515-1523, 2009.

TRINDADE, A. L. C.; ALMEIDA, K.C.B.; BARBOSA, P.E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Engenharia Sanitaria Ambiental*, v. 22, n. 1, p. 13-24, 2017.

TRINDADE, A. L. C. *Aplicação de Técnicas Estatísticas para Avaliação de Dados de Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais da porção mineira da Bacia do rio São Francisco*. 2013.165f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. *The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving no one behind*. Paris: UNESCO, 2019. 202 p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. *National Primary Drinking Water Regulations*. EPA 816-F-09-004 May 2009. Washington, D.C.: USEPA, 2009.

VIANA, D. B. *Contribuições para a construção de modelos de estimativa de riscos à saúde associados à transmissão de Giardia e Cryptosporidium via abastecimento de água para consumo humano*. 2011. 258 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

VIEIRA, S. *Bioestatística: Tópicos Avançados*. 3. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. 277 p.

VON SPERLING, M. *Introdução a qualidade da água e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 472 p.

WANG, Y.; ZHU, G.; ENGELB, B. Health risk assessment of trihalomethanes in water treatment plants in Jiangsu Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 170 p. 346-354, 2019.

WHO - World Health Organization. *Guidelines for Drinking-Water Quality*. 4th ed. Geneva: World Health Organization, 2011.

WHO – World Health Organization. *Guidelines, Standards and Health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Padstow: IWA, 2001.

WHO - World Health Organization. *Managing Water in the Home: Accelerated Health Gains from Improved Water Supply*. Geneva: World Health Organization, 2002. 70 p.

WHO – World Health Organization. *Water quality and health-review of turbidity: information for regulators and water suppliers*, 2017.

ZHANG, K.; ACHARI, G.; SADIQ, R.; LANGFORD, C. H.; DORE, M. H. I. An integrated performance assessment framework for water. *Water Research*, v. 46, n. 6, p. 1673-1683, 2012.

APÊNDICE A – Tabelas completas (água bruta, decantada e tratada) das estatísticas preliminares

Tabela A.1 - Número de dados analisados por estação de tratamento de água e por parâmetros da água bruta, decantada e tratada

Estação	Vazão	Coagulante	Turbidez			Cor aparente			pH		Cloro	Flúor	TOTAL
			¹ AB	² AD	³ AT	AB	AD	AT	AB	AT			
ETA01-P	1821	1821	1821	1821	1821	1791	1796	1818	1817	1818	1821	1816	21782
ETA02-P	1821	1820	1820	1779	1820	1820	1779	1820	1820	1820	1820	1740	21679
ETA03-P	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	21852
ETA04-P	1821	1734	1736	1664	1821	1719	1664	1723	1820	1821	1821	1821	21165
ETA05-P	1819	1802	1802	874	1808	1802	879	1808	1807	1808	1808	1803	19820
ETA06-P	1821	1821	1821	1821	1821	1810	1821	1821	1813	1815	1821	1789	21795
ETA07-P	1820	1820	1820	1820	1820	1820	1819	1820	1820	1820	1820	1820	21839
ETA08-P	1771	1770	1770	1770	1770	1762	1770	1770	1771	1771	1770	1770	21235
ETA09-P	1821	1817	1817	1817	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1818	21837
ETA10-M	1814	1815	1815	1465	1815	1815	1465	1815	1815	1815	1815	1815	21079
ETA11-M	1821	1821	1821	1821	1821	1819	1821	1821	1821	1821	1821	1821	21850
ETA12-M	1819	1815	1816	1044	1818	1817	1044	1818	1817	1818	1818	1818	20262
ETA13-M	1821	1821	1821	1821	1821	1820	1817	1821	1821	1821	1821	1821	21847
ETA14-M	1821	1819	1821	1819	1821	1820	1818	1485	1821	1821	1821	1820	21507
ETA15-M	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	21852
ETA16-M	1821	1815	1815	1815	1815	1821	1821	1486	1821	1821	1821	1821	21493
ETA17-M	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	21852
ETA18-G	1821	1821	1821	1821	1821	1781	1773	1821	1821	1821	1821	1821	21764
ETA19-G	1821	1821	1821	1820	1821	1821	1820	1821	1821	1821	1821	1821	21850
ETA20-G	1821	1817	1820	1815	1821	1820	1815	1821	1820	1821	1821	1821	21833
ETA21-G	1821	1455	1821	1820	1821	1727	1717	1821	1821	1821	1821	1787	21253
TOTAL	38179	37688	38062	35890	38160	37869	35723	37394	38151	38158	38166	38006	451446

¹AB = água bruta; ²AD = água decantada; ³AT = água tratada

Tabela A.2 - Número de dados faltantes por estação de tratamento de água e por parâmetros da água bruta, decantada e tratada

Estação	Vazão	Coagulante	Turbidez			Cor aparente			pH		Cloro	Flúor	TOTAL
			¹ AB	² AD	³ AT	AB	AD	AT	AB	AT			
ETA01-P	0	0	0	0	0	30	25	3	4	3	0	5	70
ETA02-P	0	1	1	42	1	1	42	1	1	1	1	81	173
ETA03-P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ETA04-P	0	87	85	157	0	102	157	98	1	0	0	0	687
ETA05-P	2	19	19	947	13	19	942	13	14	13	13	18	2032
ETA06-P	0	0	0	0	0	11	0	0	8	6	0	32	57
ETA07-P	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	13
ETA08-P	50	51	51	51	51	59	51	51	50	50	51	51	617
ETA09-P	0	4	4	4	0	0	0	0	0	0	0	3	15
ETA10-M	7	6	6	356	6	6	356	6	6	6	6	6	773
ETA11-M	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
ETA12-M	2	6	5	777	3	4	777	3	4	3	3	3	1590
ETA13-M	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	5
ETA14-M	0	2	0	2	0	1	3	336	0	0	0	1	345
ETA15-M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ETA16-M	0	6	6	6	6	0	0	335	0	0	0	0	359
ETA17-M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ETA18-G	0	0	0	0	0	40	48	0	0	0	0	0	88
ETA19-G	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2
ETA20-G	0	4	1	6	0	1	6	0	1	0	0	0	19
ETA21-G	0	366	0	1	0	94	104	0	0	0	0	34	600
TOTAL	62	553	179	2351	81	372	2518	847	90	83	75	235	7446
PERCENTUAL	0,16	1,45	0,47	6,15	0,21	0,97	6,58	2,21	0,24	0,22	0,20	0,61	1,62

¹AB = água bruta; ²AD = água decantada; ³AT = água tratada

Tabela A.3 - Número de *outliers* (inferiores e superiores) por estação de tratamento de água e por parâmetros da água bruta, decantada e tratada

Estação	Vazão		Coagulante		Turbidez				Cor aparente						pH				Cloro		Flúor		TOTAL		
	⁴ Inf	⁵ Sup	Inf	Sup	¹ AB		² AD		³ AT		AB		AD		AT		AB		AT		Inf	Sup		Inf	Sup
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup							
ETA01-P	21	3	0	1	0	118	0	67	0	37	0	77	0	4	0	0	45	0	50	0	332	352	13	7	1127
ETA02-P	100	280	0	8	0	188	3	44	0	75	0	162	9	13	0	1	105	24	24	13	103	19	15	33	1219
ETA03-P	36	366	0	38	0	253	0	3	9	34	0	302	61	50	0	35	67	24	58	44	3	0	38	0	1421
ETA04-P	3	42	52	276	1	339	77	48	0	8	4	294	2	35	0	8	232	225	22	33	15	33	9	24	1782
ETA05-P	42	0	0	89	0	164	0	37	5	69	0	125	40	46	0	19	31	41	12	41	13	15	19	11	819
ETA06-P	21	10	0	216	0	292	1	175	0	224	0	254	27	79	212	53	1	3	9	15	2	60	9	18	1681
ETA07-P	38	11	0	21	0	264	4	75	0	126	0	169	0	10	0	2	44	0	46	54	1	57	0	0	922
ETA08-P	29	0	0	66	0	275	0	140	0	68	0	193	65	319	0	0	0	2	1	12	0	64	0	12	1246
ETA09-P	15	5	9	61	0	200	0	35	1	68	0	137	0	28	204	2	12	70	0	6	68	5	5	0	931
ETA10-M	0	6	0	44	0	159	0	33	0	14	0	194	31	72	0	0	21	6	4	1	175	51	6	31	848
ETA11-M	134	1	0	79	0	264	0	108	0	90	0	262	0	183	0	225	1	2	0	0	41	3	0	0	1393
ETA12-M	127	0	0	126	0	200	0	58	3	16	0	205	0	14	0	3	15	0	21	33	1	4	16	5	847
ETA13-M	5	0	0	99	0	297	0	74	0	88	0	292	0	94	0	52	18	77	0	13	0	0	5	1	1115
ETA14-M	31	7	0	103	0	186	0	38	0	83	0	123	0	32	2	239	36	58	2	12	2	0	5	9	968
ETA15-M	63	1	0	136	0	51	0	23	0	138	0	7	8	43	0	24	69	5	0	1	0	0	28	0	597
ETA16-M	5	4	0	48	0	138	33	50	0	38	0	138	0	3	0	6	0	104	0	27	98	0	12	1	705
ETA17-M	16	0	0	251	0	283	0	124	0	24	0	276	2	33	0	0	33	56	74	19	0	0	17	2	1210
ETA18-G	18	11	0	95	0	329	0	184	52	38	0	325	23	319	0	0	49	31	30	0	1	11	3	2	1521
ETA19-G	73	1	0	203	0	350	0	269	0	278	0	357	0	310	384	331	13	1	36	86	0	0	10	4	2706
ETA20-G	9	1	0	165	0	196	0	84	0	175	0	199	0	4	0	18	0	35	0	0	29	45	8	5	973
ETA21-G	6	0	0	127	0	249	0	33	0	50	0	250	0	50	0	2	92	5	50	0	44	5	10	9	982
TOTAL	792	749	61	2252	1	4795	118	1702	70	1741	4	4341	268	1741	802	1020	884	769	439	410	928	724	228	174	25013

¹AB = água bruta; ²AD = água decantada; ³AT = água tratada; ⁴Inf = Inferior; ⁵Sup = Superior

APÊNDICE B – Tabelas da estatística descritiva dos parâmetros da água bruta (AB), decantada (AD) e tratada (AT) para cada estação de tratamento de água estudada

Tabela B.1 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA01-P

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1821	1821	1821	1821	1791	1796	1818	1817	1818	1821	1816
Média	49,79	54,67	35,71	1,84	0,40	154,90	2,51	1,00	7,62	7,75	1,20	0,76
Mediana	50,10	60,44	25,20	1,65	0,39	120,00	2,50	1,00	7,65	7,80	1,20	0,76
Mínimo	35,48	13,14	6,35	0,56	0,23	40,00	2,50	1,00	5,90	5,65	0,98	0,66
Máximo	52,93	126,38	465,50	24,90	3,36	1960,00	14,00	1,00	8,20	8,32	1,44	0,84
Percentil 5%	48,70	27,96	12,35	0,97	0,29	60,00	2,50	1,00	7,20	7,32	1,14	0,72
Percentil 10%	49,10	28,66	13,15	1,05	0,31	60,00	2,50	1,00	7,30	7,46	1,18	0,72
Percentil 25%	49,10	32,81	16,60	1,30	0,35	80,00	2,50	1,00	7,50	7,62	1,20	0,74
Percentil 75%	50,50	68,78	43,60	2,11	0,44	200,00	2,50	1,00	7,80	7,92	1,20	0,78
Percentil 90%	50,50	77,12	71,08	2,71	0,48	290,00	2,50	1,00	7,85	8,00	1,25	0,79
Percentil 95%	50,50	84,42	95,20	3,14	0,51	360,00	2,50	1,00	7,90	8,05	1,29	0,80
¹ CA	-2,95	0,05	3,51	10,59	14,68	3,87	30,34	-	-1,37	-2,10	0,79	-0,16
² DP	0,88	19,36	30,37	1,10	0,10	112,74	0,35	0,00	0,23	0,26	0,04	0,03
³ CV	0,02	0,35	0,85	0,60	0,25	0,73	0,14	0,00	0,03	0,03	0,03	0,03

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.2 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA02-P

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1820	1820	1779	1820	1820	1779	1820	1820	1820	1820	1740
Média	49,75	17,39	26,54	2,64	0,68	76,32	5,02	2,20	7,06	6,78	1,34	0,72
Mediana	49,70	15,80	10,88	2,55	0,59	35,00	5,00	2,50	7,10	6,79	1,36	0,72
Mínimo	10,60	5,55	1,90	0,51	0,02	3,67	2,50	1,00	5,90	5,96	0,76	0,30
Máximo	61,40	136,00	495,00	15,20	3,78	1486,67	17,50	4,17	7,55	7,31	1,78	0,87
Percentil 5%	43,20	7,50	3,34	1,50	0,29	10,00	5,00	1,00	6,75	6,53	1,16	0,68
Percentil 10%	47,00	8,80	3,95	1,75	0,33	10,00	5,00	1,64	6,85	6,60	1,23	0,69
Percentil 25%	48,10	11,10	5,80	2,10	0,42	20,00	5,00	1,83	7,00	6,69	1,30	0,71
Percentil 75%	51,00	21,81	25,39	3,05	0,82	80,00	5,00	2,50	7,15	6,88	1,39	0,74
Percentil 90%	56,90	28,61	58,30	3,60	1,15	160,00	5,00	2,50	7,25	6,98	1,42	0,76
Percentil 95%	56,90	32,11	113,39	3,95	1,35	293,64	5,00	2,50	7,30	7,03	1,44	0,77
¹ CA	-2,35	2,38	4,20	2,74	2,07	4,62	21,54	-1,07	-0,90	-0,30	-1,22	-2,41
² DP	5,25	7,97	45,63	0,87	0,36	124,01	0,40	0,45	0,17	0,16	0,09	0,03
³ CV	0,11	0,46	1,72	0,33	0,53	1,62	0,08	0,20	0,02	0,02	0,07	0,05

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.3 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA03-P

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821
Média	47,97	36,60	47,87	4,29	0,49	215,34	10,49	2,50	7,20	7,19	1,25	0,80
Mediana	47,68	36,50	26,00	4,05	0,49	86,25	10,00	2,50	7,20	7,19	1,25	0,80
Mínimo	35,97	11,46	11,55	1,62	0,22	30,00	5,80	2,50	5,70	6,53	0,97	0,70
Máximo	51,30	124,72	793,18	13,66	0,88	2508,33	30,00	3,03	8,25	8,31	1,41	0,84
Percentil 5%	45,27	15,58	13,00	2,00	0,35	50,00	8,75	2,50	7,00	6,97	1,15	0,76
Percentil 10%	46,78	16,52	14,10	2,08	0,38	50,00	8,75	2,50	7,10	7,04	1,18	0,77
Percentil 25%	46,78	19,47	18,45	2,86	0,43	62,50	10,00	2,50	7,15	7,11	1,21	0,79
Percentil 75%	48,28	45,81	41,35	5,65	0,55	180,00	11,25	2,50	7,25	7,27	1,29	0,81
Percentil 90%	51,30	56,84	109,45	6,59	0,62	600,00	12,50	2,50	7,30	7,36	1,33	0,82
Percentil 95%	51,30	69,26	177,88	6,83	0,66	950,00	12,50	2,50	7,35	7,42	1,35	0,83
¹ CA	0,42	1,13	4,52	0,31	0,45	3,02	2,12	9,32	-1,21	0,03	-0,06	-0,80
² DP	1,91	17,72	67,04	1,65	0,09	320,37	1,45	0,04	0,13	0,15	0,06	0,02
³ CV	0,04	0,48	1,40	0,39	0,19	1,49	0,14	0,02	0,02	0,02	0,05	0,03

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.4 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA04-P

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1734	1736	1664	1821	1719	1664	1723	1820	1821	1821	1821
Média	34,76	8,99	23,72	1,93	0,36	85,93	5,16	2,56	7,00	7,01	1,02	0,74
Mediana	33,79	8,50	10,02	1,87	0,38	40,00	5,00	2,50	6,88	7,02	1,02	0,74
Mínimo	20,43	0,00	3,98	1,11	0,23	3,00	3,75	2,50	5,60	6,58	0,81	0,69
Máximo	55,30	44,75	907,50	21,20	2,92	2650,00	51,00	54,32	9,80	7,43	1,28	0,81
Percentil 5%	26,80	6,50	7,57	1,69	0,25	30,00	5,00	2,50	6,50	6,85	0,95	0,72
Percentil 10%	28,20	6,70	8,39	1,76	0,26	30,00	5,00	2,50	6,58	6,88	0,96	0,73
Percentil 25%	31,00	7,44	9,32	1,82	0,27	35,00	5,00	2,50	6,81	6,95	0,99	0,73
Percentil 75%	37,65	8,50	12,20	1,91	0,41	45,00	5,00	2,50	6,93	7,06	1,05	0,75
Percentil 90%	44,48	12,44	44,10	1,96	0,44	165,00	5,00	2,50	7,20	7,10	1,08	0,76
Percentil 95%	45,20	16,11	99,55	2,00	0,46	380,00	5,00	2,50	8,78	7,14	1,11	0,76
¹ CA	0,69	3,29	6,89	14,73	10,73	6,28	17,78	31,69	3,04	-0,17	0,36	0,20
² DP	5,75	3,35	48,00	0,92	0,12	169,63	1,87	1,40	0,61	0,09	0,05	0,01
³ CV	0,17	0,37	2,02	0,48	0,32	1,97	0,36	0,55	0,09	0,01	0,05	0,02

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.5 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA05-P

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1819	1802	1802	874	1808	1802	879	1808	1807	1808	1808	1803
Média	56,92	11,91	14,29	1,49	0,22	93,70	5,33	2,51	6,75	7,15	1,36	0,73
Mediana	56,90	9,09	7,10	1,21	0,21	75,00	5,00	2,50	6,75	7,14	1,35	0,73
Mínimo	27,30	0,00	1,47	0,09	0,09	15,00	2,50	2,50	5,15	6,60	0,93	0,59
Máximo	61,40	73,04	348,76	10,50	0,91	1133,33	51,00	6,00	7,83	7,90	1,69	0,83
Percentil 5%	53,90	3,00	3,20	0,72	0,14	35,00	5,00	2,50	6,50	6,96	1,24	0,69
Percentil 10%	54,65	3,35	3,60	0,85	0,15	40,00	5,00	2,50	6,57	7,00	1,26	0,70
Percentil 25%	55,40	4,91	4,80	1,00	0,18	50,00	5,00	2,50	6,67	7,07	1,30	0,72
Percentil 75%	58,40	15,50	13,54	1,80	0,24	100,00	5,00	2,50	6,85	7,23	1,42	0,75
Percentil 90%	58,40	24,60	24,10	2,44	0,27	150,00	5,00	2,50	6,90	7,32	1,49	0,75
Percentil 95%	59,90	31,10	46,77	3,00	0,30	220,00	5,20	2,50	7,00	7,38	1,52	0,76
¹ CA	-4,09	1,96	6,59	3,16	3,95	5,72	10,32	25,97	-0,80	0,48	0,27	-0,52
² DP	2,68	9,61	26,68	0,89	0,07	89,32	2,88	0,12	0,18	0,13	0,09	0,02
³ CV	0,05	0,81	1,87	0,60	0,31	0,95	0,54	0,05	0,03	0,02	0,07	0,03

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.6 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA06P

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1821	1821	1821	1821	1810	1821	1821	1813	1815	1821	1789
Média	52,66	28,99	163,58	1,49	0,29	445,75	5,17	2,39	7,16	7,13	0,85	0,76
Mediana	52,50	22,00	34,50	1,30	0,21	150,00	5,00	2,50	7,10	7,11	0,82	0,75
Mínimo	40,00	9,60	7,15	0,70	0,10	12,00	2,50	1,00	5,50	5,98	0,35	0,48
Máximo	69,00	190,50	3575,00	11,50	9,20	4000,00	30,00	5,00	9,40	8,10	1,75	0,95
Percentil 5%	46,90	14,87	10,00	1,05	0,15	80,00	5,00	1,38	6,70	6,89	0,64	0,67
Percentil 10%	49,70	16,80	11,00	1,10	0,16	80,00	5,00	1,38	6,75	6,95	0,69	0,69
Percentil 25%	51,10	19,20	16,50	1,20	0,18	90,00	5,00	2,50	6,80	7,01	0,75	0,73
Percentil 75%	55,40	31,00	93,80	1,50	0,29	375,00	5,00	2,50	7,50	7,24	0,93	0,80
Percentil 90%	56,90	54,40	422,50	1,90	0,53	1250,00	5,00	2,50	7,60	7,37	1,07	0,83
Percentil 95%	56,90	70,00	897,00	2,35	0,73	2000,00	5,00	2,50	7,70	7,43	1,14	0,84
¹ CA	-0,11	2,49	4,31	6,27	14,12	2,98	12,48	-1,10	0,36	0,29	0,97	0,21
² DP	3,12	17,89	379,87	0,75	0,34	739,59	1,41	0,42	0,37	0,17	0,16	0,06
³ CV	0,06	0,62	2,32	0,50	1,15	1,66	0,27	0,18	0,05	0,02	0,18	0,07

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.7 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA07-P

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1820	1820	1820	1820	1820	1820	1819	1820	1820	1820	1820	1820
Média	61,60	71,24	45,92	1,10	0,21	213,15	16,98	1,00	7,15	7,38	1,50	0,73
Mediana	61,60	64,80	15,27	0,98	0,20	121,71	15,00	1,00	7,22	7,38	1,47	0,72
Mínimo	42,30	21,30	3,95	0,12	0,10	42,68	5,00	1,00	6,14	6,38	0,97	0,63
Máximo	70,70	145,43	818,11	25,95	1,46	1971,43	312,50	1,67	7,70	7,92	2,20	0,80
Percentil 5%	55,90	42,00	6,36	0,53	0,15	60,00	7,50	1,00	6,50	7,17	1,29	0,70
Percentil 10%	57,30	45,75	7,37	0,68	0,16	60,00	8,75	1,00	6,70	7,25	1,31	0,70
Percentil 25%	60,20	54,59	9,16	0,80	0,18	80,00	10,00	1,00	7,00	7,31	1,37	0,70
Percentil 75%	63,80	86,30	41,38	1,20	0,23	250,00	22,50	1,00	7,38	7,46	1,59	0,75
Percentil 90%	64,60	104,33	129,19	1,48	0,29	500,00	25,00	1,00	7,48	7,55	1,73	0,76
Percentil 95%	66,10	119,86	197,94	1,75	0,34	750,00	25,00	1,00	7,50	7,61	1,83	0,76
¹ CA	-0,43	0,91	3,90	14,62	5,42	2,64	13,85	30,41	-0,98	-0,30	0,96	0,28
² DP	3,08	22,96	77,27	1,01	0,07	227,26	11,16	0,02	0,30	0,14	0,17	0,02
³ CV	0,05	0,32	1,68	0,93	0,32	1,07	0,66	0,02	0,04	0,02	0,11	0,03

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.8 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA08-P

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1771	1770	1770	1770	1770	1762	1770	1770	1771	1771	1770	1770
Média	77,27	21,06	39,08	1,20	0,69	475,09	5,31	3,10	7,35	6,96	1,99	0,73
Mediana	77,00	18,00	11,00	0,96	0,66	250,00	5,00	2,71	7,30	6,96	1,96	0,72
Mínimo	49,70	5,50	2,70	0,30	0,25	80,00	1,00	1,00	6,15	6,37	1,14	0,66
Máximo	93,75	58,33	921,20	17,75	2,25	4000,00	17,50	10,28	9,43	7,95	3,33	0,81
Percentil 5%	65,00	10,00	4,70	0,55	0,36	120,00	5,00	1,00	6,60	6,66	1,50	0,69
Percentil 10%	67,33	11,00	5,45	0,62	0,40	150,00	5,00	1,00	6,75	6,71	1,59	0,70
Percentil 25%	73,75	14,00	7,00	0,77	0,50	200,00	5,00	1,00	7,00	6,82	1,73	0,71
Percentil 75%	82,00	25,00	24,00	1,35	0,81	500,00	5,00	5,00	7,75	7,10	2,16	0,74
Percentil 90%	87,00	35,00	82,50	2,00	1,00	1000,00	6,25	5,00	8,00	7,21	2,50	0,76
Percentil 95%	88,00	39,56	156,38	2,50	1,19	1723,75	7,50	5,36	8,10	7,29	2,75	0,77
¹ CA	-0,39	1,13	5,27	9,22	1,58	3,35	2,86	0,23	0,23	0,30	0,84	0,27
² DP	7,38	9,15	93,01	0,94	0,27	591,54	1,16	1,84	0,48	0,20	0,36	0,02
³ CV	0,10	0,43	2,38	0,78	0,39	1,25	0,22	0,60	0,07	0,03	0,18	0,03

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.9 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA09-P

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1817	1817	1817	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1818
Média	90,26	32,29	11,71	1,50	0,22	31,69	4,41	2,45	6,73	7,68	1,25	0,76
Mediana	89,60	31,00	6,50	1,35	0,21	20,00	5,00	2,50	6,70	7,68	1,26	0,76
Mínimo	86,10	16,50	2,66	0,34	0,09	7,50	2,50	1,15	5,80	6,99	0,96	0,66
Máximo	94,90	70,83	375,00	5,20	0,68	600,00	27,50	3,06	7,95	8,54	1,46	0,83
Percentil 5%	87,80	26,00	3,70	0,80	0,16	10,00	2,50	2,05	6,53	7,21	1,11	0,72
Percentil 10%	87,80	27,00	4,05	0,88	0,17	12,50	2,50	2,36	6,55	7,29	1,16	0,73
Percentil 25%	89,60	29,00	4,85	1,03	0,19	15,00	3,75	2,50	6,65	7,49	1,22	0,74
Percentil 75%	91,30	35,00	11,00	1,85	0,25	35,00	5,00	2,50	6,80	7,87	1,30	0,78
Percentil 90%	93,10	38,60	21,34	2,22	0,30	60,00	5,00	2,50	6,85	8,05	1,34	0,80
Percentil 95%	93,10	41,86	35,16	2,90	0,33	80,00	5,00	2,50	6,95	8,17	1,35	0,81
¹ CA	0,01	1,82	8,54	1,52	1,61	7,03	4,15	-3,67	1,79	0,14	-0,72	-0,11
² DP	1,70	5,52	19,18	0,64	0,06	37,17	1,23	0,17	0,17	0,29	0,07	0,03
³ CV	0,02	0,17	1,64	0,42	0,25	1,17	0,28	0,07	0,02	0,04	0,06	0,04

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.10 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA10-M

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1814	1815	1815	1465	1815	1815	1465	1815	1815	1815	1815	1815
Média	93,21	28,54	38,07	1,54	0,26	151,12	5,15	2,50	6,96	6,56	1,28	0,71
Mediana	91,67	30,05	17,00	1,40	0,25	100,00	5,00	2,50	6,95	6,57	1,30	0,71
Mínimo	60,00	10,85	3,00	0,28	0,06	10,00	3,75	2,50	5,40	6,38	0,53	0,67
Máximo	150,00	125,22	741,75	20,09	0,69	2500,00	27,50	2,50	7,20	6,73	1,50	0,75
Percentil 5%	75,50	13,50	6,00	0,65	0,07	50,00	5,00	2,50	6,80	6,46	1,10	0,70
Percentil 10%	78,50	14,00	7,00	0,70	0,07	50,00	5,00	2,50	6,85	6,48	1,19	0,71
Percentil 25%	84,67	16,18	10,00	0,90	0,17	60,00	5,00	2,50	6,90	6,53	1,27	0,71
Percentil 75%	101,46	35,09	40,50	1,95	0,35	150,00	5,00	2,50	7,00	6,61	1,33	0,72
Percentil 90%	110,00	43,67	78,60	2,40	0,43	300,00	5,00	2,50	7,10	6,63	1,37	0,72
Percentil 95%	113,50	53,78	136,70	2,78	0,50	482,75	5,00	2,50	7,10	6,64	1,39	0,72
¹ CA	0,32	1,50	5,32	6,53	0,50	4,98	14,07	#DIV/0!	-2,56	-0,43	-2,46	0,61
² DP	12,01	13,91	63,60	0,98	0,14	195,59	1,23	0,00	0,09	0,06	0,09	0,01
³ CV	0,13	0,49	1,67	0,63	0,52	1,29	0,24	0,00	0,01	0,01	0,07	0,01

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.11 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA11-M

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1821	1821	1821	1821	1819	1821	1821	1821	1821	1821	1821
Média	146,19	26,25	30,90	2,37	1,53	114,04	6,20	2,67	7,52	7,11	1,47	0,75
Mediana	150,00	25,00	6,75	1,85	1,26	30,00	5,00	2,50	7,50	7,15	1,49	0,75
Mínimo	113,25	9,15	1,18	0,70	0,48	7,00	2,50	2,50	5,90	6,44	0,69	0,65
Máximo	163,00	100,00	2260,00	18,25	7,30	3750,00	103,75	12,86	8,90	8,06	1,99	0,85
Percentil 5%	129,00	15,00	2,31	1,02	0,64	10,00	2,50	2,50	6,85	6,50	1,13	0,68
Percentil 10%	138,00	20,00	2,86	1,11	0,72	10,00	2,50	2,50	6,95	6,53	1,22	0,69
Percentil 25%	144,00	20,00	3,73	1,35	0,91	18,63	3,50	2,50	7,20	6,80	1,37	0,72
Percentil 75%	150,00	30,00	17,50	2,85	1,90	75,00	6,75	2,50	7,80	7,43	1,60	0,79
Percentil 90%	150,00	40,00	59,20	4,22	2,65	250,00	11,67	2,80	8,05	7,61	1,70	0,81
Percentil 95%	150,00	45,00	133,50	5,45	3,31	555,50	17,50	4,06	8,25	7,69	1,76	0,83
¹ CA	-1,97	2,45	11,98	3,05	1,74	6,15	5,07	5,81	0,09	-0,09	-0,59	0,03
² DP	6,34	9,81	105,77	1,66	0,88	272,38	5,57	0,64	0,42	0,38	0,19	0,05
³ CV	0,04	0,37	3,42	0,70	0,58	2,39	0,90	0,24	0,06	0,05	0,13	0,06

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.12 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA12-M

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1819	1815	1816	1044	1818	1817	1044	1818	1817	1818	1818	1818
Média	145,32	10,66	37,74	2,09	0,20	97,54	8,26	2,50	7,18	7,11	1,12	0,76
Mediana	147,00	8,05	17,24	1,82	0,20	50,00	7,50	2,50	7,20	7,11	1,12	0,76
Mínimo	85,00	0,00	4,43	0,20	0,11	11,25	2,50	2,50	4,85	6,69	0,85	0,71
Máximo	164,33	70,20	1043,20	48,10	0,90	2185,00	100,50	3,00	7,60	7,43	1,39	0,80
Percentil 5%	123,98	0,00	6,42	0,93	0,14	17,50	5,00	2,50	6,90	6,97	1,02	0,74
Percentil 10%	130,00	3,00	7,33	1,03	0,15	20,00	5,00	2,50	6,97	7,01	1,04	0,74
Percentil 25%	141,88	6,55	9,68	1,21	0,18	30,00	5,00	2,50	7,05	7,06	1,07	0,75
Percentil 75%	152,00	13,25	31,00	2,30	0,22	85,00	10,00	2,50	7,30	7,16	1,16	0,77
Percentil 90%	157,00	20,28	71,15	3,19	0,23	190,00	12,50	2,50	7,40	7,22	1,20	0,77
Percentil 95%	160,00	28,03	132,23	4,12	0,24	352,57	15,00	2,50	7,43	7,26	1,23	0,77
¹ CA	-1,31	2,39	6,48	12,50	7,63	5,63	8,82	27,97	-1,73	0,11	0,19	-0,17
² DP	10,65	9,02	78,56	2,09	0,06	172,93	5,86	0,02	0,18	0,09	0,06	0,01
³ CV	0,07	0,85	2,08	1,00	0,32	1,77	0,71	0,01	0,02	0,01	0,06	0,01

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.13 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA13-M

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1821	1821	1821	1821	1820	1817	1821	1821	1821	1821	1821
Média	152,72	20,80	44,59	2,52	0,32	192,40	8,08	1,03	6,92	6,75	1,17	0,76
Mediana	152,33	19,90	18,50	2,29	0,29	90,00	7,00	1,00	6,90	6,64	1,18	0,76
Mínimo	119,45	9,90	6,71	1,02	0,15	37,50	3,00	1,00	6,34	6,26	0,84	0,66
Máximo	174,40	77,70	802,14	11,17	2,18	2304,00	65,00	4,86	7,75	7,87	1,59	0,89
Percentil 5%	132,60	10,50	8,45	1,39	0,20	45,00	4,00	1,00	6,70	6,50	0,98	0,70
Percentil 10%	140,34	10,75	9,51	1,54	0,21	50,00	4,50	1,00	6,75	6,52	1,00	0,71
Percentil 25%	146,84	12,50	12,70	1,85	0,24	65,00	5,50	1,00	6,85	6,57	1,06	0,74
Percentil 75%	159,33	23,20	33,05	2,92	0,35	152,71	9,50	1,00	7,00	6,92	1,28	0,78
Percentil 90%	164,10	33,50	105,83	3,73	0,43	467,00	13,50	1,00	7,10	7,11	1,34	0,80
Percentil 95%	171,30	39,69	191,83	4,37	0,50	820,13	16,00	1,00	7,20	7,24	1,38	0,81
¹ CA	-0,20	1,47	4,28	2,10	5,26	3,46	3,68	10,00	0,94	1,20	0,05	-0,18
² DP	9,84	9,21	76,92	1,02	0,14	279,49	4,41	0,26	0,15	0,25	0,13	0,03
³ CV	0,06	0,44	1,73	0,40	0,44	1,45	0,55	0,25	0,02	0,04	0,11	0,04

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.14 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA14-M

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1819	1821	1819	1821	1820	1818	1485	1821	1821	1821	1820
Média	161,34	19,71	14,14	2,20	0,42	109,72	11,56	2,62	6,43	6,83	1,70	0,74
Mediana	162,00	16,67	9,31	2,04	0,36	82,27	11,25	2,50	6,42	6,84	1,73	0,74
Mínimo	89,00	5,52	3,08	0,20	0,10	28,75	3,00	2,09	6,00	6,32	0,93	0,59
Máximo	228,00	84,54	160,13	20,73	3,35	3500,00	52,50	12,05	6,84	7,77	2,01	0,84
Percentil 5%	131,50	6,21	3,98	0,60	0,11	38,33	5,00	2,50	6,25	6,55	1,43	0,70
Percentil 10%	138,40	6,89	4,54	0,83	0,12	41,65	6,25	2,50	6,30	6,60	1,47	0,71
Percentil 25%	150,00	11,37	6,21	1,25	0,16	57,04	8,75	2,50	6,36	6,73	1,52	0,72
Percentil 75%	173,50	24,23	13,94	2,88	0,53	127,36	15,00	2,50	6,49	6,94	1,88	0,76
Percentil 90%	183,33	36,11	25,72	3,62	0,76	197,02	17,50	2,68	6,58	7,03	1,93	0,77
Percentil 95%	190,00	46,23	44,69	4,33	1,05	258,78	20,00	2,96	6,63	7,08	1,95	0,79
¹ CA	-0,34	1,61	3,99	3,15	2,81	13,83	1,51	8,70	0,28	0,32	-0,29	0,11
² DP	18,69	12,27	16,44	1,36	0,36	127,60	4,59	0,59	0,12	0,17	0,19	0,03
³ CV	0,12	0,62	1,16	0,62	0,85	1,16	0,40	0,23	0,02	0,02	0,11	0,04

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.15 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA15-M

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821
Média	258,58	35,79	8,76	0,95	0,33	106,78	5,08	2,52	6,64	6,81	1,69	0,77
Mediana	260,50	32,00	7,73	1,00	0,29	100,00	5,00	2,50	6,70	6,84	1,50	0,78
Mínimo	210,00	24,00	2,13	0,02	0,02	40,00	2,50	2,50	4,40	6,09	1,29	0,60
Máximo	277,00	66,50	77,08	3,80	1,80	880,00	27,50	8,33	7,55	7,66	2,38	0,86
Percentil 5%	251,60	25,00	3,04	0,02	0,02	50,00	5,00	2,50	6,20	6,51	1,50	0,70
Percentil 10%	252,00	27,00	4,25	0,02	0,02	60,00	5,00	2,50	6,35	6,54	1,50	0,71
Percentil 25%	257,00	29,10	5,55	0,73	0,23	70,00	5,00	2,50	6,55	6,61	1,50	0,75
Percentil 75%	262,00	38,00	10,65	1,25	0,40	150,00	5,00	2,50	6,80	6,99	2,00	0,80
Percentil 90%	262,00	51,00	13,95	1,45	0,59	150,00	5,00	2,50	6,85	7,04	2,00	0,81
Percentil 95%	262,00	65,00	16,00	1,55	0,78	160,00	5,00	2,50	6,85	7,09	2,00	0,82
¹ CA	-2,45	1,60	4,49	-0,01	1,19	4,33	15,67	18,35	-1,45	0,01	0,44	-0,69
² DP	4,51	10,33	5,33	0,50	0,21	45,33	0,83	0,21	0,21	0,21	0,24	0,04
³ CV	0,02	0,29	0,61	0,53	0,65	0,42	0,16	0,08	0,03	0,03	0,14	0,05

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.16 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA16-M

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1815	1815	1815	1815	1821	1821	1486	1821	1821	1821	1821
Média	231,46	26,19	22,25	2,33	0,31	113,02	7,77	1,18	6,74	6,67	1,44	0,78
Mediana	230,93	22,90	10,50	2,25	0,26	53,33	7,50	1,25	6,70	6,65	1,46	0,78
Mínimo	148,18	7,50	2,86	0,48	0,02	12,86	2,50	1,00	6,43	6,49	1,16	0,67
Máximo	311,33	99,18	388,80	13,70	2,16	1920,00	30,00	2,59	7,22	7,01	1,55	0,86
Percentil 5%	186,98	14,29	4,46	1,50	0,02	20,71	5,00	1,00	6,57	6,55	1,31	0,74
Percentil 10%	196,47	15,20	4,95	1,72	0,04	25,00	5,00	1,00	6,60	6,56	1,35	0,75
Percentil 25%	213,70	17,17	6,50	2,00	0,15	32,50	5,00	1,13	6,65	6,60	1,42	0,77
Percentil 75%	248,92	31,85	26,19	2,65	0,43	135,00	10,00	1,25	6,80	6,74	1,48	0,80
Percentil 90%	265,72	42,52	48,91	3,00	0,59	250,00	10,00	1,25	6,95	6,78	1,50	0,82
Percentil 95%	275,23	48,26	73,62	3,25	0,70	370,00	10,00	1,27	7,04	6,90	1,50	0,82
¹ CA	0,04	1,42	4,51	3,66	1,68	4,33	0,72	3,03	0,92	0,90	-1,45	-0,33
² DP	26,62	11,41	30,70	0,64	0,23	153,60	2,19	0,11	0,14	0,10	0,06	0,03
³ CV	0,12	0,44	1,38	0,27	0,75	1,36	0,28	0,09	0,02	0,02	0,04	0,03

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.17 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA17-M

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Fluor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821	1821
Média	288,83	12,80	15,16	2,30	0,49	34,05	12,95	3,75	7,38	7,46	1,67	0,74
Mediana	297,40	6,50	2,38	2,00	0,48	10,80	12,50	3,75	7,40	7,48	1,66	0,74
Mínimo	87,20	2,00	0,57	0,77	0,09	3,75	6,25	1,75	6,60	6,62	1,23	0,65
Máximo	375,29	137,13	1339,80	35,65	1,58	2366,29	41,25	5,63	9,05	7,96	2,03	0,81
Percentil 5%	217,67	4,00	0,92	1,25	0,16	6,25	10,00	2,50	7,15	7,14	1,48	0,71
Percentil 10%	229,25	4,00	1,04	1,33	0,25	7,50	10,00	2,50	7,20	7,27	1,51	0,72
Percentil 25%	264,44	5,00	1,53	1,57	0,39	8,75	11,25	2,50	7,30	7,38	1,56	0,73
Percentil 75%	317,40	12,20	5,50	2,54	0,60	16,67	14,25	5,00	7,45	7,57	1,79	0,76
Percentil 90%	332,50	29,00	27,67	3,50	0,74	59,06	15,50	5,00	7,55	7,64	1,84	0,77
Percentil 95%	343,00	47,67	62,83	4,47	0,81	133,33	17,00	5,00	7,63	7,69	1,87	0,77
¹ CA	-0,71	3,04	13,22	8,81	0,33	10,88	2,37	-0,02	0,59	-1,05	-0,03	-0,42
² DP	39,75	15,49	66,27	1,49	0,19	104,78	2,40	1,23	0,16	0,18	0,13	0,02
³ CV	0,14	1,21	4,37	0,65	0,38	3,08	0,19	0,33	0,02	0,02	0,08	0,03

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.18 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA18-G

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1821	1821	1821	1821	1781	1773	1821	1821	1821	1821	1821
Média	450,92	27,12	27,81	0,98	0,19	58,87	2,90	1,00	6,94	8,09	1,29	0,74
Mediana	448,25	22,40	2,45	0,81	0,19	5,00	2,50	1,00	6,95	8,08	1,28	0,74
Mínimo	170,00	9,50	0,62	0,30	0,10	2,50	1,00	1,00	6,45	6,95	1,14	0,60
Máximo	680,00	118,42	916,83	9,10	0,86	1862,86	21,25	1,00	7,50	8,92	1,78	0,88
Percentil 5%	340,75	13,25	1,28	0,59	0,15	3,75	2,50	1,00	6,75	7,51	1,21	0,69
Percentil 10%	372,50	13,75	1,45	0,64	0,16	5,00	2,50	1,00	6,80	7,70	1,23	0,70
Percentil 25%	408,40	16,40	1,75	0,71	0,18	5,00	2,50	1,00	6,90	7,86	1,25	0,71
Percentil 75%	491,67	32,73	12,45	1,04	0,21	26,25	2,50	1,00	7,00	8,37	1,32	0,77
Percentil 90%	541,43	49,20	73,40	1,53	0,22	158,75	3,75	1,00	7,05	8,55	1,35	0,80
Percentil 95%	568,00	57,37	143,33	1,98	0,23	304,17	5,00	1,00	7,10	8,63	1,37	0,81
¹ CA	-0,02	1,69	5,65	5,16	7,90	5,17	6,97	-	0,04	-0,48	1,39	0,32
² DP	67,08	14,47	78,72	0,57	0,04	160,44	1,28	0,00	0,10	0,36	0,05	0,04
³ CV	0,15	0,53	2,83	0,58	0,18	2,73	0,44	0,00	0,02	0,04	0,04	0,05

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.19 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA19-G

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1821	1821	1820	1821	1821	1820	1821	1821	1821	1821	1821
Média	582,11	56,11	24,16	1,87	0,55	76,98	7,11	2,68	7,62	7,06	2,09	0,74
Mediana	592,60	45,33	4,04	1,15	0,38	17,50	5,00	2,50	7,70	7,03	1,89	0,74
Mínimo	332,50	6,00	1,15	0,36	0,16	2,50	2,50	1,00	6,80	6,04	1,45	0,67
Máximo	678,00	289,50	1202,53	20,85	4,43	3381,60	100,00	11,88	8,60	8,05	2,92	0,80
Percentil 5%	502,33	18,00	1,84	0,62	0,22	10,00	5,00	1,00	7,17	6,70	1,53	0,71
Percentil 10%	535,00	32,00	2,15	0,72	0,24	12,50	5,00	1,00	7,20	6,76	1,55	0,71
Percentil 25%	562,33	37,50	2,72	0,91	0,29	14,17	5,00	2,50	7,43	6,90	1,74	0,73
Percentil 75%	608,17	62,67	10,73	1,81	0,49	37,50	7,50	2,50	7,80	7,20	2,72	0,75
Percentil 90%	623,00	115,00	61,85	3,91	1,25	200,00	13,75	5,00	7,90	7,35	2,78	0,76
Percentil 95%	626,83	125,00	97,85	5,01	1,60	300,00	15,00	5,00	7,95	7,64	2,81	0,77
¹ CA	-1,64	2,48	8,93	4,22	2,98	8,56	6,73	1,58	-0,54	0,57	0,50	-0,37
² DP	39,72	34,47	80,82	2,09	0,50	206,55	4,75	1,40	0,27	0,28	0,48	0,02
³ CV	0,07	0,61	3,34	1,12	0,92	2,68	0,67	0,52	0,03	0,04	0,23	0,02

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B. 20 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA20-G

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1817	1820	1815	1821	1820	1815	1821	1820	1821	1821	1821
Média	4223,03	43,54	28,52	2,53	0,20	82,41	10,03	1,01	7,00	7,84	1,22	0,74
Mediana	4238,33	38,50	10,00	1,95	0,16	37,50	10,00	1,00	6,95	7,96	1,23	0,74
Mínimo	1690,02	11,45	0,74	0,51	0,07	2,50	1,00	1,00	6,55	6,54	0,78	0,44
Máximo	5525,00	134,70	1178,33	37,00	3,70	2250,00	80,00	5,90	9,25	9,18	1,59	0,84
Percentil 5%	3381,11	18,30	1,60	0,82	0,09	3,75	2,50	1,00	6,65	6,88	1,13	0,70
Percentil 10%	3521,43	22,90	2,15	0,95	0,10	5,00	2,50	1,00	6,70	6,93	1,16	0,71
Percentil 25%	3851,67	31,70	4,45	1,30	0,12	17,50	2,50	1,00	6,80	7,27	1,19	0,72
Percentil 75%	4514,00	49,80	22,69	3,15	0,21	75,00	15,00	1,00	7,15	8,23	1,26	0,76
Percentil 90%	4965,00	73,30	55,02	5,05	0,33	175,00	18,75	1,00	7,30	8,49	1,29	0,78
Percentil 95%	5125,00	94,78	111,01	5,80	0,44	300,00	20,00	1,00	7,40	8,94	1,32	0,78
¹ CA	-0,08	1,68	7,88	4,83	8,62	6,08	0,99	27,85	2,06	-0,09	-0,17	-0,89
² DP	536,04	20,98	75,27	1,97	0,15	167,76	6,85	0,14	0,29	0,61	0,06	0,03
³ CV	0,13	0,48	2,64	0,78	0,78	2,04	0,68	0,14	0,04	0,08	0,05	0,04

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

Tabela B.21 - Estatística descritiva dos parâmetros da ETA21-G

Descrição	Vazão (L/s)	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			pH		Cloro (mg/L)	Flúor (mg/L)
			AB	AD	AT	AB	AD	AT	AB	AT		
Nº dados	1821	1455	1821	1820	1821	1727	1717	1821	1821	1821	1821	1787
Média	6316,19	45,00	89,60	3,37	0,19	164,23	6,81	1,00	7,38	8,66	1,36	0,73
Mediana	6348,25	40,80	21,80	3,00	0,17	40,00	5,00	1,00	7,40	8,70	1,37	0,73
Mínimo	3828,75	28,60	3,30	0,94	0,07	7,50	2,50	1,00	6,20	7,26	1,01	0,19
Máximo	7852,00	107,03	3302,33	15,60	1,28	3000,00	35,00	2,63	7,95	9,26	1,58	0,85
Percentil 5%	5123,33	33,20	5,60	1,35	0,10	11,25	2,50	1,00	6,95	8,07	1,23	0,67
Percentil 10%	5411,11	33,20	6,80	1,50	0,12	13,75	2,50	1,00	7,11	8,24	1,26	0,69
Percentil 25%	5880,33	36,00	10,90	2,00	0,14	20,00	3,75	1,00	7,30	8,50	1,32	0,70
Percentil 75%	6821,67	49,11	78,33	4,30	0,23	133,33	8,75	1,00	7,53	8,87	1,41	0,76
Percentil 90%	7159,20	67,24	238,94	5,65	0,29	450,00	12,50	1,00	7,65	8,98	1,45	0,78
Percentil 95%	7326,50	77,00	407,33	6,65	0,33	800,00	15,00	1,00	7,70	9,04	1,48	0,80
¹ CA	-0,30	1,63	6,71	1,46	2,58	3,85	2,01	42,32	-0,82	-0,89	-0,60	-1,83
² DP	661,00	14,37	196,60	1,76	0,08	329,76	4,30	0,04	0,23	0,30	0,08	0,04
³ CV	0,10	0,32	2,19	0,52	0,41	2,01	0,63	0,04	0,03	0,03	0,06	0,06

¹CA = coeficiente de assimetria; ²DP = desvio-padrão; ³CV = coeficiente de variação

APÊNDICE C – Tabelas dos resultados do teste de *Kruskal-Wallis* e comparações múltiplas dos parâmetros da água bruta, decantada e tratada das 21 estações de tratamento de água

Tabela C.1 - Resultado do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) do parâmetro turbidez da água bruta das 21 estações de tratamento de água

<i>Kruskal-Wallis</i> teste: H (20, N= 38062) =11835,92 p=0,000																					
Estação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1	0,000	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,096 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
2	0,000 ↑	0,000	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,725 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,002 ↓	0,000 ↑
3	1,000 =	0,000 ↓	0,000	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
4	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑
5	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
6	0,096 =	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
7	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑
8	0,000 ↑	0,725 =	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑
9	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000	0,003 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,005 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
10	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000	0,000 ↓	1,000 =	0,003 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑
11	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,003 ↓	0,000 ↑	0,000	0,000 ↓	0,000 ↑	0,002 ↑	0,002 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
12	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑
13	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,003 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =
14	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,002 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =
15	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,002 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,008 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
16	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑
17	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
18	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,017	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
19	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,005 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,008 ↑	0,000 ↓	0,017 ↓	0,000	0,000 ↑	0,000 ↑
20	0,000 ↑	0,002 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000	0,000 ↑
21	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000

= Grupo em negrito (acima) não se difere significativamente do grupo em itálico (à esquerda)

↑ Grupo em negrito (acima) significativamente maior que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

↓ Grupo em negrito (acima) significativamente menor que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

Tabela C.2 - Resultado do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) do parâmetro turbidez da água decantada das 21 estações de tratamento de água

Kruskal-Wallis teste: $H(20, N=35890)=16680,21$ $p=0,000$

Estação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
1		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	
2	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,001 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,329 =
3	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
4	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,027 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑
5	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
6	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =		0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
7	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,002 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,011 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
8	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,002 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,001 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
9	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓		1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
10	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
11	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,064 =	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑
12	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,027 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↑	0,128 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
13	0,000 ↓	0,001 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑
14	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,128 =	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑
15	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,001 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,029 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
16	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑
17	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,064 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↓	0,501 =	0,000 ↑	0,000 ↑
18	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,011 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,029 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
19	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
20	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,501 =	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑
21	0,000 ↓	0,329 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓

= Grupo em negrito (acima) não se difere significativamente do grupo em itálico (à esquerda)

↑ Grupo em negrito (acima) significativamente maior que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

↓ Grupo em negrito (acima) significativamente menor que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

Tabela C.3 - Resultado do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) do parâmetro turbidez da água tratada das 21 estações de tratamento de água

Kruskal-Wallis teste: H(20, N= 38160) =21935,04 p=0,000

Estação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
1		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	
2	0,000 ↓		0,024 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,011 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
3	0,000 ↓	0,024 ↑		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
4	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
5	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
6	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↑	0,001 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
7	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓		0,000 ↑	0,014 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,505 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
8	0,000 ↓	0,011 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
9	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,001 ↓	0,014 ↓	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
10	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,025 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
11	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
12	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,505 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,021 ↓	
13	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓		1,000 =	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
14	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =		1,000 =	0,000 ↓	0,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
15	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
16	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,025 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
17	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
18	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	
19	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
20	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑		1,000 =	
21	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,021 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =		

= Grupo em negrito (acima) não se difere significativamente do grupo em itálico (à esquerda)

↑Grupo em negrito (acima) significativamente maior que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

↓Grupo em negrito (acima) significativamente menor que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

Tabela C.4 - Resultado do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) do parâmetro cor aparente da água bruta das 21 estações de tratamento de água

Kruskal-Wallis teste: $H(20, N=37869)=16559,02$ $p=0,000$

Estação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
1		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	
2	0,000 ↑		0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑
3	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
4	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑
5	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,008 ↑	0,000 ↑	0,006 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
6	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
7	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
8	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
9	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
10	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
11	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑
12	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =
13	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
14	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,008 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
15	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
16	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,006 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
17	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
18	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
19	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑
20	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑
21	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓

= Grupo em negrito (acima) não se difere significativamente do grupo em itálico (à esquerda)

↑ Grupo em negrito (acima) significativamente maior que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

↓ Grupo em negrito (acima) significativamente menor que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

Tabela C.5 - Resultado do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) do parâmetro cor aparente da água decantada das 21 estações de tratamento de água

Kruskal-Wallis teste: $H(20, N=35723) = 21953,02$ $p=0,000$

Estação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,012 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
2	0,000 ↓		0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,042 ↓	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
3	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓
4	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑		1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,571 =	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
5	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =		1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
6	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =		0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
7	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
8	0,000 ↓	0,042 ↑	0,000 ↑	0,571 =	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑		0,000 ↑	1,000 =	0,001 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,311 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
9	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
10	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
11	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,001 ↓	0,000 ↓	1,000 =		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
12	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓
13	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =		0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓
14	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
15	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,311 =	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
16	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,020 ↑	0,000 ↓
17	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
18	0,012 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
19	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,002 ↑
20	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,020 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓
21	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,002 ↓	0,000 ↑	

= Grupo em negrito (acima) não se difere significativamente do grupo em itálico (à esquerda)

↑ Grupo em negrito (acima) significativamente maior que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

↓ Grupo em negrito (acima) significativamente menor que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

Tabela C.6 - Resultado do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) do parâmetro cor aparente da água tratada das 21 estações de tratamento de água

Kruskal-Wallis test: $H(20, N=37394)=29255,77$ $p=0,000$

Estação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =
2	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
3	0,000 ↓	0,000 ↑		1,000 =	1,000 =	0,072 =	0,000 ↓	0,026 ↑	0,043 ↓	1,000 =	0,297 =	1,000 =	0,000 ↓	0,023 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
4	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =		1,000 =	0,343 =	0,000 ↓	0,138 =	0,216 =	1,000 =	0,088 =	1,000 =	0,000 ↓	0,006 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,001 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
5	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =		0,178 =	0,000 ↓	0,068 =	0,109 =	1,000 =	0,130 =	1,000 =	0,000 ↓	0,009 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,001 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
6	0,000 ↓	0,000 ↓	0,072 =	0,343 =	0,178 =		0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,507 =	0,000 ↑	0,431 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,125 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓
7	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =
8	0,000 ↓	0,000 ↓	0,026 ↓	0,138 =	0,068 =	1,000 =	0,000 ↓		1,000 =	0,206 =	0,000 ↓	0,173 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,046 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓
9	0,000 ↓	0,000 ↑	0,043 ↑	0,216 =	0,109 =	1,000 =	0,000 ↓	1,000 =		0,321 =	0,000 ↑	0,272 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,075 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓
10	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	1,000 =	0,507 =	0,000 ↓	0,206 =	0,321 =		0,040 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,002 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,002 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
11	0,000 ↓	0,000 ↓	0,297 =	0,088 =	0,130 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,088 =	0,040 ↓		0,048 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,177 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
12	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	1,000 =	0,431 =	0,000 ↓	0,173 =	0,272 =	1,000 =	0,048 ↑		0,000 ↓	0,003 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,002 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
13	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =
14	0,000 ↓	0,000 ↓	0,023 ↓	0,006 ↑	0,009 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,002 ↓	1,000 =	0,003 ↓	0,000 ↓		0,013 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
15	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	1,000 =	0,125 =	0,000 ↓	0,046 ↑	0,075 =	1,000 =	0,177 =	1,000 =	0,000 ↓	0,013 ↑		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
16	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
17	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
18	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	1,000 =	1,000 =
19	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,001 ↑	0,001 ↓	1,000 =	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,002 ↓	0,000 ↑	0,002 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓
20	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑		1,000 =
21	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	1,000 =	

= Grupo em negrito (acima) não se difere significativamente do grupo em itálico (à esquerda)

↑ Grupo em negrito (acima) significativamente maior que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

↓ Grupo em negrito (acima) significativamente menor que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

Tabela C.7 - Resultado do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) do parâmetro pH da água bruta das 21 estações de tratamento de água

Kruskal-Wallis teste: $H(20, N=38151)=25347,60$ $p=0,000$

Estação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓
2	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,018 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑
3	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,107 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑
4	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,007 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
5	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
6	0,000 ↑	0,018 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓		1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑
7	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,025 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑
8	0,000 ↑	0,000 ↓	0,107 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,001 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑
9	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,001 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
10	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 =	0,000 ↑	1,000 =
11	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓
12	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,025 ↑	0,001 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑
13	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,417 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
14	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
15	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,001 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
16	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
17	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =
18	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,007 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,417 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↑	0,090 =	0,000 ↑
19	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓
20	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,090 =	0,000 ↑		0,000 ↑
21	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	

= Grupo em negrito (acima) não se difere significativamente do grupo em itálico (à esquerda)

↑ Grupo em negrito (acima) significativamente maior que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

↓ Grupo em negrito (acima) significativamente menor que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

Tabela C.8 - Resultado do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) do parâmetro pH da água tratada das 21 estações de tratamento de água

Kruskal-Wallis teste: $H(20, N=38158)=29516,09$ $p=0,00$

Estação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
2	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,091 =	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
3	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↓	0,355 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
4	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,764 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,002 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
5	0,000 ↑	0,000 ↓	0,355 =	0,000 ↓		1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,180 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
6	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,173 =	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
7	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,184 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
8	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,764 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
9	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑
10	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
11	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,173 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓		1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,012 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
12	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,180 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑
13	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,008 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
14	0,000 ↑	0,091 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓		1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
15	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,008 ↓	1,000 =		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
16	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
17	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,184 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↓	0,001 ↑	0,000 ↑
18	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑
19	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,002 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,012 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑
20	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,001 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑
21	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	

= Grupo em negrito (acima) não se difere significativamente do grupo em itálico (à esquerda)

↑ Grupo em negrito (acima) significativamente maior que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

↓ Grupo em negrito (acima) significativamente menor que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

Tabela C.9 - Resultado do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) do parâmetro cloro na água tratada das 21 estações de tratamento de água

Kruskal-Wallis teste: H (20, N= 38166) =31757,37 p=0,00

Estação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,001 ↑	0,000 ↑
2	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,177 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,210 =
3	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑
4	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,071 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
5	0,000 ↓	0,177 =	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =
6	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,071 =	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
7	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,062 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,219 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
8	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓
9	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑
10	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑
11	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,062 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
12	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
13	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,060 =	0,000 ↑
14	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		1,000 =	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
15	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =		0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
16	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,219 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
17	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓
18	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑
19	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓
20	0,001 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,060 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑
21	0,000 ↓	0,210 =	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	

= Grupo em negrito (acima) não se difere significativamente do grupo em itálico (à esquerda)

↑ Grupo em negrito (acima) significativamente maior que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

↓ Grupo em negrito (acima) significativamente menor que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

Tabela C.10 - Resultado do teste de *Kruskal-Wallis* e do teste de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) do parâmetro flúor na água tratada das 21 estações de tratamento de água

Kruskal-Wallis teste: H (20, N= 38006)=12951,06 p=0,000

Estação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
2	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
3	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
4	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,499 =	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	0,469 =	1,000 =	0,000 ↓
5	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,074 =	0,025 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,002 ↑
6	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,143 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
7	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,074 =	0,000 ↑		1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
8	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,025 ↑	0,000 ↑	1,000 =		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑
9	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,658 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
10	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
11	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,143 =	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,001 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
12	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↓		1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
13	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,658 =	0,000 ↓	0,000 ↓	1,000 =		0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
14	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,499 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑		0,000 ↑	0,000 ↑	0,002 ↑	1,000 =	1,000 =	1,000 =	0,006 ↓
15	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
16	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓		0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓
17	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,001 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,002 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑		0,108 =	0,002 ↓	1,000 =	0,000 ↓
18	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,108 =		1,000 =	1,000 =	0,000 ↓
19	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,469 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	0,002 ↑	1,000 =		1,000 =	0,006 ↓
20	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	0,000 ↑	0,000 ↑	1,000 =	1,000 =	1,000 =		0,000 ↓
21	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,002 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↓	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,006 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,000 ↑	0,006 ↑	0,000 ↑	

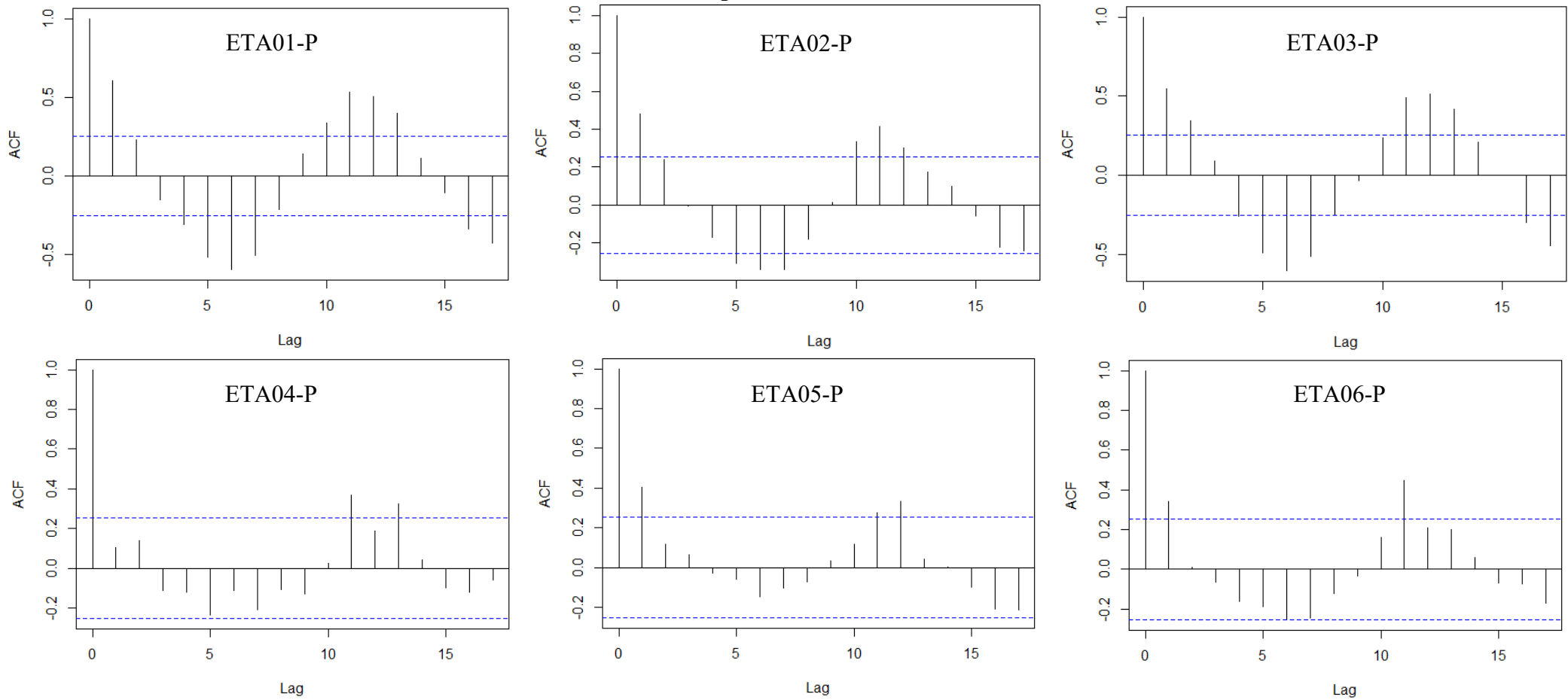
= Grupo em negrito (acima) não se difere significativamente do grupo em itálico (à esquerda)

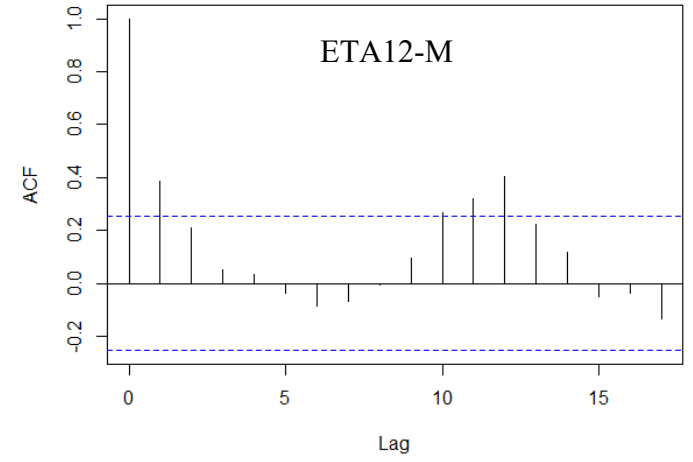
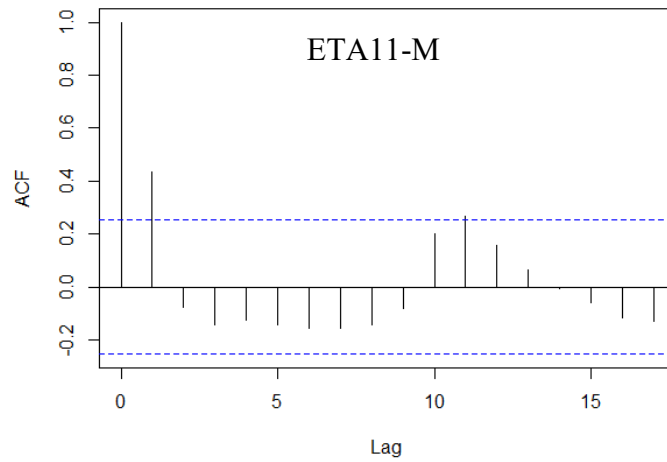
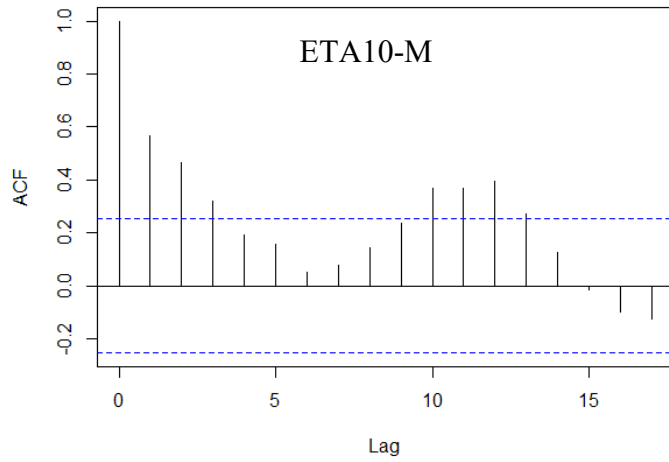
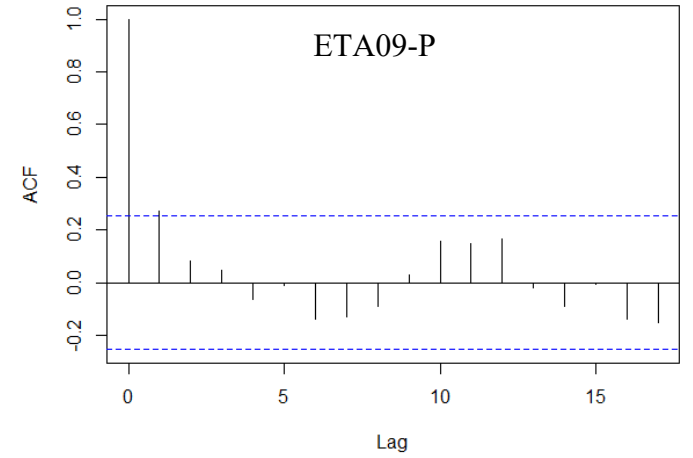
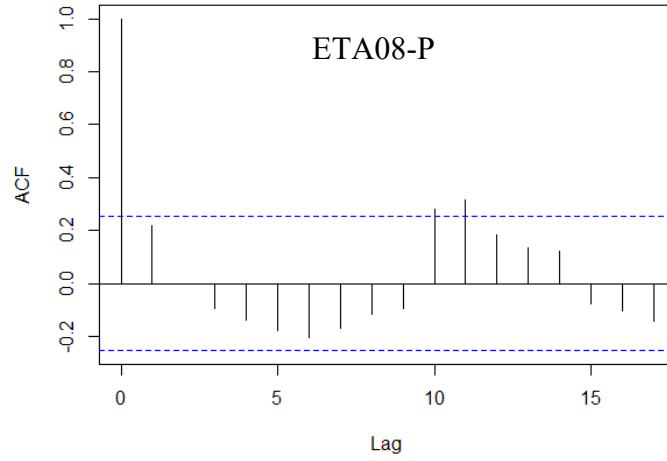
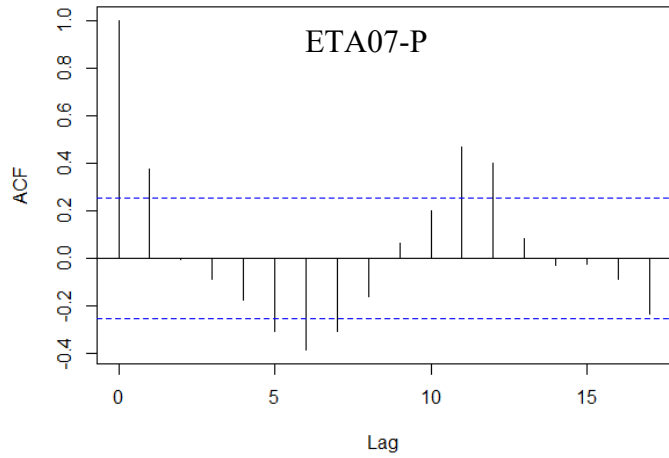
↑ Grupo em negrito (acima) significativamente maior que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

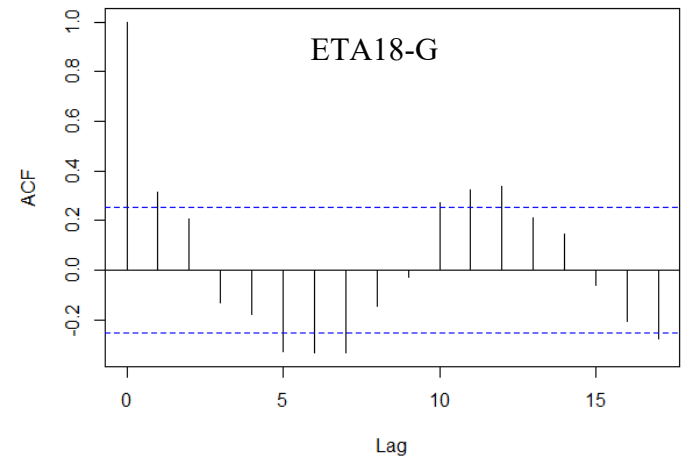
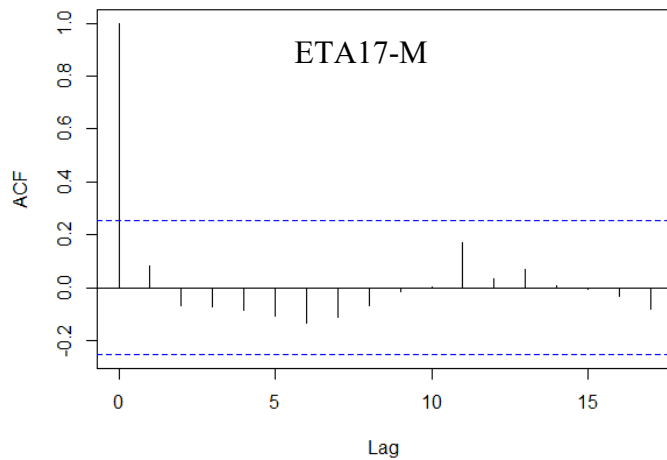
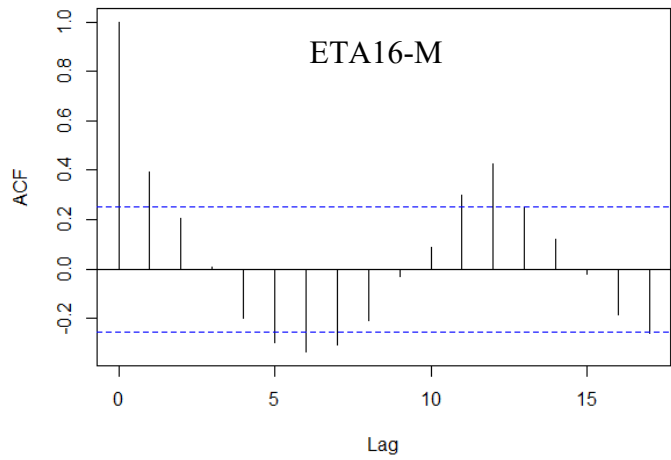
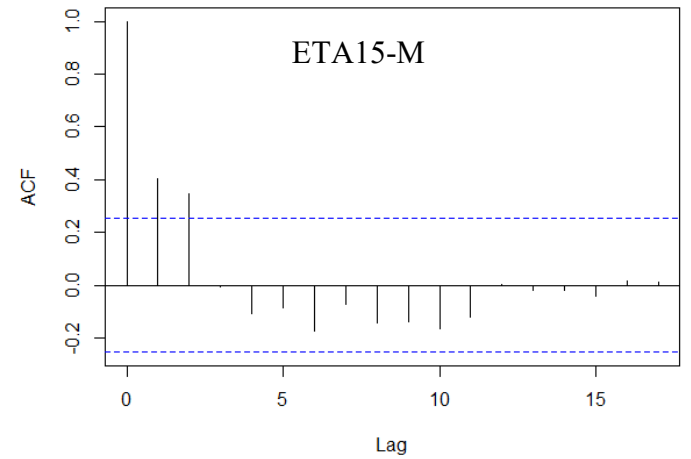
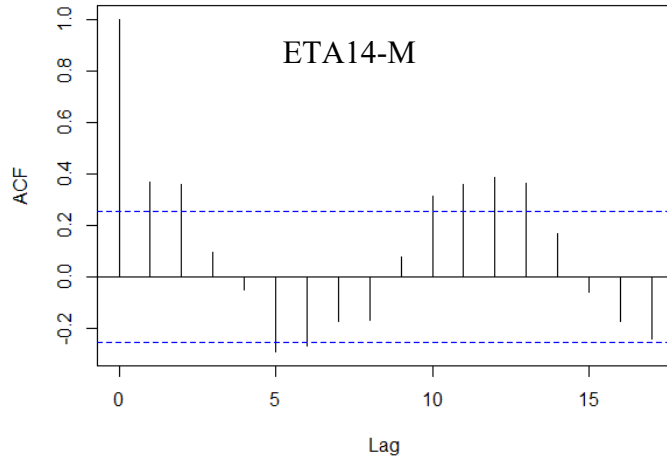
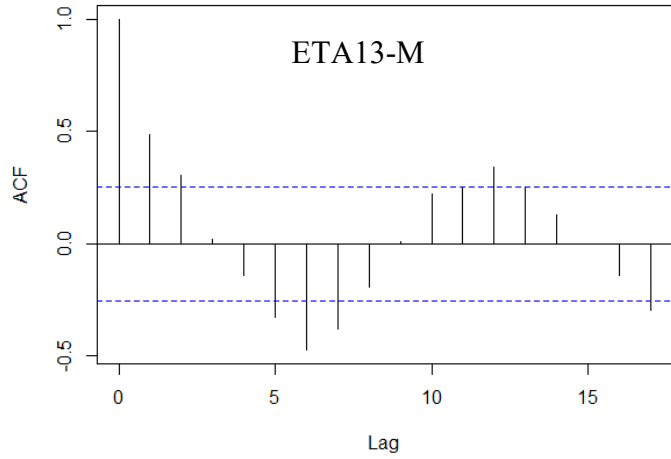
↓ Grupo em negrito (acima) significativamente menor que o grupo em itálico (coluna à esquerda)

APÊNDICE D – Resultados da análise de autocorrelação nas séries dos dados de turbidez e cor aparente da água bruta das estações de tratamento de água

Figura D. 1 - Resultados da Função de Autocorrelação (FAC) para as séries de dados de turbidez da água bruta das estações de tratamento de água analisadas







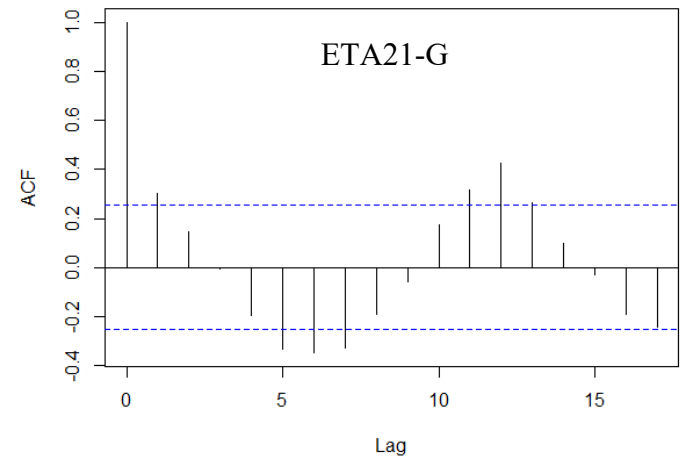
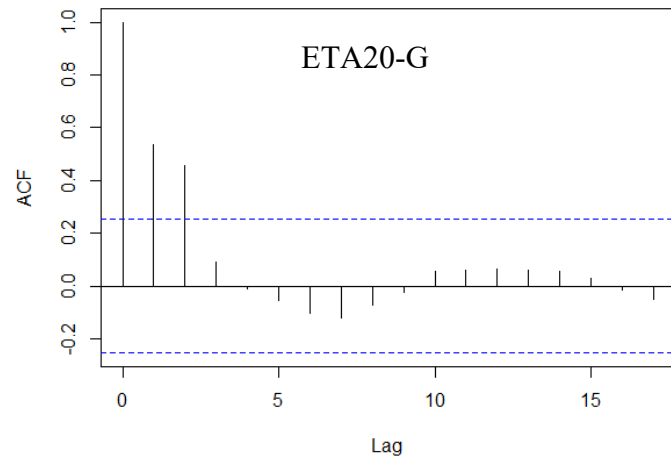
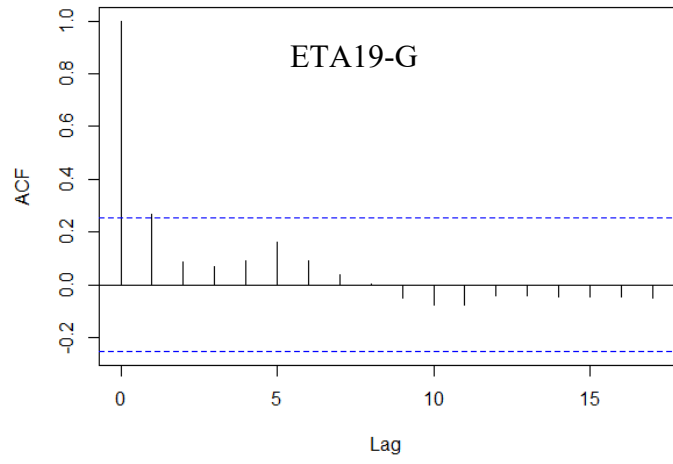


Figura D.2 - Resultados da Função de Autocorrelação (FAC) para as séries de dados de cor aparente da água bruta das estações de tratamento de água analisadas

