

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

DESENVOLVIMENTO DE MODELOS DE
PREVISÃO DE DESEMPENHO DE ESTAÇÕES
CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Mariângela Dutra de Oliveira

Belo Horizonte

2014

**DESENVOLVIMENTO DE MODELOS DE
PREVISÃO DE DESEMPENHO DE ESTAÇÕES
CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

Mariângela Dutra de Oliveira

Mariângela Dutra de Oliveira

**DESENVOLVIMENTO DE MODELOS DE PREVISÃO
DE DESEMPENHO DE ESTAÇÕES CONVENCIONAIS
DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

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

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Qualidade e Tratamento de Água para Consumo Humano

Orientador: Marcelo Libânio

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2014

O48d Oliveira, Mariângela Dutra de
Desenvolvimento de modelos de previsão de desempenho de estações convencionais de tratamento de água [manuscrito] / Mariângela Dutra de Oliveira. — 2014.
xv, 205 f., enc.: il.

Orientador: Marcelo Libânio.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Apêndices: f. 139-205.

Bibliografia: f. 129-138.

1. Saneamento - Teses. 2. Água – Estações de tratamento - Teses. 3. Lógica difusa - Teses. 4. Água – Qualidade – Teses. I. Libânio, Marcelo, 1960 -. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628.32 (043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br


<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

FOLHA DE APROVAÇÃO

Desenvolvimento de modelos de previsão de desempenho de estações convencionais
de tratamento de água

MARIANGELA DUTRA DE OLIVEIRA

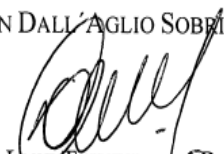
Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:


Prof. MARCELO LIBÂNIO - Orientador


Prof. MARCOS VON SPERLING


Prof. SÍLVIA MARIA ALVES CORRÊA OLIVEIRA


Prof. MILTON DALL'AGLIO SOBRINHO


Prof. OSCAR LUIZ TEIXEIRA DE RESENDE


Prof. SÉRGIO FRANCISCO DE AQUINO

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Prof. Juliana Calábria de Araújo
Coordenadora

Prof. Marcelo Libânio
Orientador

Belo Horizonte, 24 de março de 2014.

AGRADECIMENTOS

Ao meu esposo Luiz Carlos Salles Rodrigues e minhas filhas Luiza e Mariana pelo amor, compreensão e apoio em todos os momentos dessa trajetória.

Ao professor Marcelo Libânio pelos ensinamentos transmitidos, pela paciência e incentivo em todo o período do desenvolvimento deste projeto.

À professora Silvia Correa Oliveira que em parte do desenvolvimento da minha tese atuou como co-orientadora, transmitindo conhecimento sobre a estatística e suas aplicações.

Ao professor Oscar Luiz Teixeira de Rezende que exerceu um papel fundamental no direcionamento dessa pesquisa quando me apresentou a Lógica Fuzzy e suas potencialidades.

Ao Instituto Federal do Espírito Santo que me possibilitou vivenciar esta etapa de crescimento pessoal e educacional para que eu possa sempre motivar meus alunos na busca pelo conhecimento.

A todos os professores do Programa de pós graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, pelos ensinamentos, apoio e incentivo nessa caminhada.

Aos professores Marcos Von Sperling, Rafael Kopschitz Xavier Bastos e Silvia Correa Oliveira, por suas críticas e sugestões durante a qualificação.

As companhias parceiras pela liberação das informações que me permitiram desenvolver este trabalho.

A CAPES pela concessão da bolsa de pesquisa.

A Deus por ter me permitido conviver com familiares e amigos que compreenderam minhas ausências e estiveram mesmo assim sempre ao meu lado com uma palavra de incentivo e encorajamento.

RESUMO

Este trabalho teve como proposta desenvolver dois modelos de previsão de desempenho de estações convencionais de tratamento de água (ou de ciclo completo), com predição da turbidez da água decantada e tratada utilizando a Lógica Fuzzy. O Modelo de Previsão de Desempenho 1 (MPD1) foi desenvolvido com base em índices, ferramenta utilizada na tomada de decisão sobre melhorias no processo. Devido às limitações inerentes a esses índices também foi desenvolvido o MPD2 levando em consideração as variáveis mais relevantes relacionadas às características da água bruta e da estação de tratamento. Ambos modelos foram desenvolvidos a partir de banco de dados de oito estações com vazão média afluyente de 190 L/s a 5400 L/s.

A tecnologia convencional de tratamento foi escolhida por ser mais empregada para potabilização da água no Brasil e a Lógica Fuzzy por permitir a inserção do conhecimento de especialistas no desenvolvimento dos índices e modelos e trabalhar com dados que não possuem um padrão linear, o que dificulta a utilização de modelos matemáticos clássicos.

Foi possível observar a dificuldade em desenvolver um modelo genérico para predição da turbidez da água tratada, devido às inúmeras interações que ocorrem no tratamento, às características da água bruta, à frequência de monitoramento das mesmas e à menor variabilidade da turbidez efluente da estação devido ao atendimento ao padrão de potabilidade.

Para ambos os modelos, verificaram-se baixos coeficientes de correlação entre a turbidez da água tratada estimada e observada nas estações amostradas. O MPD2 mostrou-se viável na estimativa da turbidez mediana da água decantada e tratada, ainda que apresentasse limitações na previsão de valores extremos.

Por fim, é possível inferir com esse modelo que a qualidade da água bruta parece ser mais relevante que as características da estação de tratamento no atendimento a padrões de potabilidade mais restritivos.

ABSTRACT

This work consisted in the development of two models using the Fuzzy Logic in order to predict the performance of conventional water treatment plants, based on finished and settled turbidity. The Model for Performance Prediction 1 (MPD1) was developed based on indices as tools used in making decisions about the process improvements. Due to the inherent limitations of these indices it was also developed the MPD2, taking into account the most important variables related to the raw water quality and the treatment plant characteristics. Both models were developed based on database of eight plants which average flow rate range from 190 L.s^{-1} to $5,400 \text{ L.s}^{-1}$.

The conventional process was chosen because it is the most common water treatment process in Brazil and the Fuzzy Logic usually permits the insertion of the experts' knowledge in the development of indices and models. In addition, it works with data that doesn't have a linear pattern that would become very difficult the use of classical mathematical models.

The difficulty to develop a generic model for predicting the finished turbidity was confirmed mainly due to: the great number of interactions in the water treatment process, the raw water quality, the frequency of monitoring of raw and finished water, and the lowest variability of the plant's finished turbidity for compliance with the drinking water quality standards.

It was evidenced that there is low correlation coefficients between the finished turbidity predicted by the models and the finished turbidity observed in database. The MPD2 was viable to estimate the median finished and settled turbidity in spite of the limitations to deal with extreme values.

Finally, it is possible to infer with use of the models that the raw water quality seems to be more relevant than the characteristics of the treatment plant in order to comply with more restrictive drinking water quality standards.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS.....	xi
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	xv
1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	1
2 OBJETIVOS.....	7
2.1 Objetivo geral.....	7
2.2 Objetivos específicos.....	7
3 REVISÃO DA LITERATURA	8
3.1 Avaliação de Desempenho de Estações de Tratamento de Água	8
3.2 Indicadores de desempenho	13
3.3 Modelos para avaliação de estações de tratamento de água	17
3.4 Lógica Fuzzy	22
3.5 Índices de Qualidade.....	29
3.5.1 Índice de Qualidade de Estações Convencionais de Tratamento de Água - IQETA.....	29
3.5.2 Índice de Qualidade de Água Bruta – IQAB.....	32
3.5.3 Índices de Qualidade desenvolvidos com a Lógica Fuzzy	35
3.6 Padrões legais e da literatura para variáveis da água bruta e da estação de tratamento.....	36
3.7 Turbidez da água filtrada como variável de eficiência das estações.....	39
4 MATERIAL E MÉTODOS	43
4.1 Levantamento dos dados	44
4.2 Análise de consistência dos dados.....	46
4.3 Aplicação do IQAB e IQETA nos sistemas amostradas.....	48
4.4 Desenvolvimento dos IQAB E IQETA por meio da Lógica Fuzzy.....	48
4.5 Análise dos índices desenvolvidos com a Lógica Fuzzy.....	52
4.6 Desenvolvimento dos modelos de previsão de desempenho	54
4.7 Análise e validação dos modelos de previsão de desempenho propostos.....	56
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1 Aplicação do IQAB nos mananciais.....	60
5.2 Desenvolvimento e aplicação do novo IQABF.....	62
5.3 Análise conjunta do IQABF e do IQAB	65
5.4 Aplicação do IQETA nas estações	71
5.5 Desenvolvimento e aplicação do IQETAF	72
5.6 Análise conjunta do IQETAF e do IQETA.....	81
5.7 Análise conjunta do IQABF e do IQETAF	88
5.8 Desenvolvimento do Modelo de Previsão de Desempenho 1	91

5.9	Desenvolvimento do Modelo de Previsão de Desempenho 2.....	97
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	117
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	123
8	REFERÊNCIAS	129
	APÊNDICE A - Características dos sistemas amostrados.....	139
	APÊNDICE B - Valores de média diária do IQAB e IQBF.....	152
	APÊNDICE C - Funções de pertinência e regras utilizados no desenvolvimento do IQABF	158
	APÊNDICE D - Funções de pertinência e regras utilizadas no desenvolvimento do IQETAF	167
	APÊNDICE E - MODELO DE PREVISÃO DE DESEMPENHO 1 – Funções de pertinência, regras e valores de média diária.....	181
	APÊNDICE F - MODELO DE PREVISÃO DE DESEMPENHO 2 – Funções de pertinência e regras.....	189

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1: Função de pertinência triangular.....	23
FIGURA 3.2: Função de pertinência trapezoidal.....	24
FIGURA 3.3: Arquitetura básica de um sistema Fuzzy	24
FIGURA 3.4: Função de pertinência para a variável linguística pH.....	25
FIGURA 3.5: Sistema Mandani com composição max – min	26
FIGURA 3.6: Modelo Sugeno e Takagi.....	27
FIGURA 3.7: Método do centro de área (centróide) para defuzzificação.....	28
FIGURA 3.8: Relação das variáveis, e respectivos pesos (%), integrantes do IQAB.	33
FIGURA 3.9: Curva de pontuação para a variável Turbidez do IQAB	34
FIGURA 3.10: Curva de pontuação para a variável pH do IQAB	34
FIGURA 4.1: Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa.....	43
FIGURA 4.2: Limites para identificação de <i>outliers</i>	47
FIGURA 4.3: Fluxograma de desenvolvimento do IQABF.....	49
FIGURA 4.4: Fluxograma de desenvolvimento do IQETAF.....	50
FIGURA 4.5: Representação das funções de pertinência para variáveis de entrada e saída do IQABF e IQETAF	51
FIGURA 4.6: Fluxograma de desenvolvimento do MPD1	54
FIGURA 4.7: Fluxograma de desenvolvimento do MPD2 para determinação da TAD	55
FIGURA 4.8: Fluxograma de desenvolvimento do MPD2 para determinação da TAT.....	55
FIGURA 5.1: Variabilidade do IQAB e do IQABF para o conjunto de manancial amostrado.....	66
FIGURA 5.2: Comparação da variabilidade do IQAB e do IQABF em cada manancial amostrado.....	69
FIGURA 5.3: Variabilidade do IQAB e do IQABF nos períodos hidrológicos para os mananciais amostrados.....	70
FIGURA 5.4: Correlação entre o IQAB e o IQABF para os mananciais amostrados	70
FIGURA 5.5: Variabilidade do IQETA e IQETAF para o conjunto de estações amostradas	81
FIGURA 5.6: Comparação da variabilidade do IQETA e do IQETAF em cada estação amostrada.....	83
FIGURA 5.7: Diagrama de capacidade das estações de tratamento amostradas	85
FIGURA 5.8: Correlação entre o IQETA e o IQETAF para as estações amostradas.....	87
FIGURA 5.9: Representação gráfica da mediana do IQABF e IQETAF por ETA	88
FIGURA 5.10: Interpretação do IQABF e IQETAF à luz da TAT	89

FIGURA 5.11: Variabilidade da TAT observada e estimada pelo MPD1 para o conjunto de sistemas amostrados.....	93
FIGURA 5.12: Comparação da variabilidade da TAT observada e estimada pelo MPD1 em cada sistema amostrado.....	95
FIGURA 5.13: Correlação entre o Turbidez de Água Tratada observada e estimada para os sistemas amostrados do MPD1	96
FIGURA 5.14: Variabilidade da TAD estimada e observada para o conjunto de estações amostradas.....	107
FIGURA 5.15: Variabilidade da TAT estimada e observada para o conjunto de estações amostradas.....	109
FIGURA 5.16: Comparação da variabilidade da TAD observadas e estimadas pelo MPD2 em cada estação amostrada.....	111
FIGURA 5.17: Comparação da variabilidade da TAT observadas e estimadas pelo MPD2 em cada estação amostrada.....	112
FIGURA 5.18: Correlação entre o Turbidez de Água decantada observada e estimada para os sistemas amostrados do MPD2.....	113
FIGURA 5.19: Correlação entre o Turbidez de Água tratada observada e estimada para os sistemas amostrados do MPD2	114
FIGURA A.1: Correlação entre cor aparente e turbidez da água bruta para os nove sistemas amostrados.....	142
FIGURA C.1: Funções de pertinência para o Índice Biológico Fuzzy.....	159
FIGURA C.2: Funções de pertinência para o Índice Físico Fuzzy.....	160
FIGURA C.3: Funções de pertinência para o Índice Químico Fuzzy	161
FIGURA C.4: Funções de pertinência para o Índice de Qualidade da Água Bruta Fuzzy..	162
FIGURA D.1: Funções de pertinência para o Índice de Floculação Fuzzy	168
FIGURA D.2: Funções de pertinência para o Índice de Decantação Fuzzy	169
FIGURA D.3: Funções de pertinência para o Índice de Filtração Fuzzy.....	170
FIGURA D.4: Funções de pertinência para o Índice de Estação de Tratamento Fuzzy....	171
FIGURA D.5: Funções de pertinência para o Índice de Desinfecção Fuzzy.....	172
FIGURA D.6: Funções de pertinência para o Índice de Operação Fuzzy.....	173
FIGURA D.7: Funções de pertinência para o Índice de Qualidade da Estação de Tratamento Fuzzy	174
FIGURA E.1: Funções de pertinência para a Turbidez da Água Tratada do MPD1	182

FIGURA F.1: Funções de pertinência para o Índice de Água Bruta Fuzzy do MPD2	190
FIGURA F.2: Funções de pertinência para o Índice de Flocculação Fuzzy do MPD2	191
FIGURA F.3: Funções de pertinência para o Índice de Decantação Fuzzy do MPD2	192
FIGURA F.4: Funções de pertinência para a Turbidez da Água Decantada do MPD2	193
FIGURA F.5: Funções de pertinência para o Índice de Filtração Fuzzy do MPD2	194
FIGURA F.6: Funções de pertinência para o Índice de Estação de Tratamento do MPD2	195
FIGURA F.7: Funções de pertinência para o Índice Operação do MPD2	196
FIGURA F.8: Funções de pertinência para o Índice de Qualidade da Estação de Tratamento do MPD2	197
FIGURA F.9: Funções de pertinência para a Turbidez da Água Tratada do MPD2	198

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 – Variáveis de interesse na análise de desempenho de ETA	12
TABELA 3.2 - Visão geral dos Indicadores de desempenho desenvolvidos para os SAA....	14
TABELA 3.3 - Relação das variáveis que compõem o IQETA e respectivos pesos.	30
TABELA 3.4 – Critério de pontuação para a variável grau de instrução do IQETA	31
TABELA 3.5 – Variáveis inclusas no IQETA ₁₂ com redistribuição de pesos.....	32
TABELA 3.6 – Valores de referência da literatura e legislação para as variáveis do IQAB ..	36
TABELA 3.7 – Variáveis utilizadas no IQETA com padrões estabelecidos na norma técnica	37
TABELA 3.8 – Limites críticos para turbidez ao longo do tratamento de água para consumo humano.....	39
TABELA 3.9 – Padrões internacionais de turbidez da água tratada por tipo de tratamento .	42
TABELA 4.1 - Características dos mananciais pertencentes ao banco de dados	44
TABELA 4.2 - Características das estações de tratamento pertencentes ao banco de dados	45
TABELA 4.3 - Conjunto Fuzzy das funções de pertinência das variáveis de saída	51
TABELA 5.1 - Análise descritiva das variáveis monitoradas nos nove sistemas amostradas	58
TABELA 5.2 - Frequência de monitoramento das variáveis de interesse por sistema.....	59
TABELA 5.3 - Análise descritiva dos dados utilizados no cálculo do IQAB	61
TABELA 5.4 - Mediana do IQAB para os mananciais amostrados.....	62
TABELA 5.5 - Função de pertinência Fuzzy e termos linguísticos para as variáveis de entrada e saída do IQABF.	63
TABELA 5.6 - Mediana do IQABF dos mananciais amostrados.....	65
TABELA 0.1 - Teste de comparações múltiplas entre os mananciais amostrados para o IQAB.....	66
TABELA 5.8 - Teste de comparações múltiplas entre os mananciais amostrados para o IQABF.....	67
TABELA 5.9 - Mediana do IQETA para as estações amostradas.....	72
TABELA 5.10 - Correlação entre as variáveis do IQETAF	74
TABELA 5.11 - Análise descritiva dos dados utilizados no cálculo do IQETAF	76
TABELA 5.12 - Função de pertinência Fuzzy e termos linguísticos para as variáveis de entrada e saída do IQETAF.	77
TABELA 5.13 - Mediana do IQETAF para as estações amostradas	80

TABELA 5.14 - Teste de comparações múltiplas entre as estações amostradas para o IQETA.....	82
TABELA 5.15 - Teste de comparações múltiplas entre as estações amostradas para o IQETAF.....	82
TABELA 5.16 – Percentual do tempo que a TAT atende aos padrões apresentados na legislação por estação amostrada.....	90
TABELA 5.17 - Análise descritiva dos dados utilizados no MPD1.....	92
TABELA 5.18 - Função de pertinência Fuzzy e termos lingüísticos para as variáveis de entrada e saída do MPD1.....	92
TABELA 5.19 - Mediana da TAT estimada pelo MPD1 por sistema.....	93
TABELA 0.2 - Teste de comparações múltiplas entre os sistemas amostrados para a turbidez estimada do MPD1.....	94
TABELA 5.21 - Coeficiente de correlação de Spearman entre TAT estimada e observada pelo MPD1 e Desvio Médio Absoluto por estação amostrada.....	97
TABELA 5.22 - Correlação entre as variáveis integrantes do MPD2.....	100
TABELA 5.23 - Análise descritiva dos dados utilizados no MPD2.....	101
TABELA 5.24 - Função de pertinência Fuzzy e termos lingüísticos para as variáveis de entrada do MPD2.....	102
TABELA 5.25 - Função de pertinência Fuzzy e termos lingüísticos para as variáveis de saída do MPD2.....	103
TABELA 5.26 - Medianas da TAD e TAT estimada e observada pelo MPD2 por estação amostrada.....	107
TABELA 5.27 - Teste de comparações múltiplas entre os sistemas amostrados para a turbidez da água decantada estimada	108
TABELA 5.28 - Teste de comparações múltiplas entre os sistemas amostrados para a turbidez da água tratada estimada.....	109
TABELA 5.29 - Coeficiente de correlação de Spearman entre TAD estimada e observada pelo MPD2 e Desvio Médio Absoluto por estação amostrada.....	115
TABELA 5.30 - Coeficiente de correlação de Spearman entre TAT estimada e observada pelo MPD2 e Desvio Médio Absoluto por estação amostrada.....	115
TABELA A.1 – Estatística descritiva dos dados da ETA 1	143
TABELA A.2 – Estatística descritiva dos dados da ETA 2	144
TABELA A.3 – Estatística descritiva dos dados da ETA 3	145
TABELA A.4 – Estatística descritiva dos dados da ETA 4	146
TABELA A.5 – Estatística descritiva dos dados da ETA 5	147
TABELA A.6 – Estatística descritiva dos dados da ETA 6	148

TABELA A.7 – Estatística descritiva dos dados da ETA 7	149
TABELA A.8 – Estatística descritiva dos dados da ETA 8	150
TABELA A.9 – Estatística descritiva dos dados da ETA 9	151
TABELA B.1 – Média diária do IQAB e IQABF para os mananciais amostrados.....	153
TABELA C.1 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice Biológico Fuzzy (IBF) do IQABF.....	163
TABELA C.2 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice Físico Fuzzy (IFF) do IQABF	164
TABELA C.3 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice Químico Fuzzy (IQF) do IQABF.....	165
TABELA C.4 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Qualidade da Água Bruta Fuzzy (IQABF).....	166
TABELA D.1 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Flocculação Fuzzy (IFCF) do IQETAF.....	175
TABELA D.2 - Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Decantação Fuzzy (IDCF) do IQETAF.....	176
TABELA D.3 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Filtração Fuzzy (IFTF) do IQETAF.....	177
TABELA D.4 - Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Estação de Tratamento Fuzzy (IETAF) do IQETAF	178
TABELA D.5 - Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Desinfecção Fuzzy (IDFF) do IQETAF.....	173
TABELA D.6 - Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Operação Fuzzy (IOPF) do IQETAF.....	179
TABELA D.7 - Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Qualidade de Estação Convencional de Tratamento Fuzzy (IQETAF).....	180
TABELA E.1 - Regras utilizadas no desenvolvimento do MPD 1	183
TABELA E.2 – Valores de média diária da TAT estimada e observada com o MPD1	184
TABELA F.1 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Água Bruta Fuzzy do MDP2	199
TABELA F.2 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Flocculação Fuzzy do MDP2	200

TABELA F.3 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Decantação Fuzzy do MDP2	201
TABELA F.4 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Turbidez da Água Decantada do MDP2	202
TABELA F.5 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Filtração Fuzzy do MDP2	203
TABELA F.6 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Estação de Tratamento de Água Fuzzy do MDP2	204
TABELA F.7 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Operação Fuzzy do MDP2	205
TABELA F.8 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Qualidade de Estação de Tratamento Fuzzy do MDP2	205
TABELA F.9 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Turbidez da Água Tratada do MDP2	205

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ADB - *Asian Development Bank*
- ADERASA - *Asociación de Entes Reguladores de Agua Potable y Saneamiento de las Américas* (América Central e do Sul)
- ADG - Avaliação do Desempenho Global
- ADO – Avaliação do Desempenho Operacional
- ANA – Agência Nacional de Águas do Brasil
- APPCC – Análise de perigo e pontos críticos de controle
- AWWA - *American Water Works Association* (EUA)
- CCP - Programa de Correção Composta
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil)
- COT – Carbono Orgânico Total
- CPE - *Comprehensive Performance Evaluation*
- CTA - *Comprehensive Technical Assistance*
- CWQI – Índice de qualidade da água do Canadá
- DMA – Desvio Médio Absoluto
- EPA - *Environmental Protection Agency*
- ETA – Estação de Tratamento de Água
- EUA – Estados Unidos da América
- FPPE - *Filter Plant Performance Evaluation*
- IBNET - *International Benchmarking Network for Water and Sanitations Utilities*
- IBF – Índice Biológico Fuzzy
- IDC – Índice de Decantação
- IDCF – Índice de Decantação Fuzzy
- IDF – Índice de Desinfecção
- IDFF – Índice de Desinfecção Fuzzy
- IETA – Índice de Estação de Tratamento que engloba as unidades de mistura rápida, floculação, decantação e filtração
- IETAF – Índice de Estação de Tratamento Fuzzy que engloba as unidades de floculação, decantação e filtração
- IFF – Índice Físico Fuzzy
- IFC – Índice de Floculação

IFCF – Índice de Flocculação Fuzzy
IFT – Índice de Filtração
IFTF – Índice de Filtração Fuzzy
IMR – Índice de Mistura Rápida
IOP – Índice de Operação
IOPF – Índice de Operação Fuzzy
IQF – Índice químico Fuzzy
IQA – Índice de Qualidade da Água
IQAB – Índice de Qualidade da Água Bruta
IQABF – Índice de Qualidade da Água Bruta Fuzzy
IQETA – Índice de Qualidade de Estação de Tratamento de Água
IQETAf – Índice de Qualidade de Estação Convencionais de Tratamento de Água Fuzzy
IRAR - Instituto Regulador de Águas e Resíduos (Portugal)
ISO - *International Organization for Standardization*
IWA – *International Water Association* (Reino Unido)
LD – Limite de Detecção
MPD – Modelo de Previsão de Desempenho
NBR – Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas
NWC - *National Water Commission* (Austrália)
NWI - *National Water Initiative* (Austrália)
OFWAT - *Water Services Regulation Authority* (Inglaterra e País de Gales)
PAC – Policloreto de Alumínio
PERPAMSI - *Persatuan Perusahaan Air Minum di Seluruh Indonesia*
PSA – Plano de Segurança da Água
SAS - Sistemas de Abastecimento de água
SEAWUN - *South East Asian Water Utilities Network*
SMARH – Programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais
SWTR - *Surface Water Treatment Rule*
TAB – Turbidez da Água Bruta
TAD – Turbidez da Água Decantada
TAF – Turbidez da água Filtrada
TAT – Turbidez da Água Tratada
TLF – Turbidez da água de lavagem dos filtros

USEPA – United States Environmental Protection Agency

WEF - *Water Environment Foundation* (EUA)

WSAA - *Water Services Association of Australia*

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O acelerado processo de degradação dos mananciais deve-se principalmente à falta de controle das ações antrópicas nas bacias hidrográficas gerando impactos ambientais, sociais e econômicos, tais como: perda da biodiversidade, aumento de doenças de veiculação hídrica, aumento do custo de tratamento das águas destinadas ao abastecimento, perda de produtividade agrícola e pecuária, redução na pesca e perda de valores turísticos, culturais e paisagísticos.

As principais pressões sobre os mananciais são: lançamento indiscriminado de esgoto doméstico in natura e de resíduos sólidos urbanos; desmatamento e manejo inadequado do solo; atividades industriais; mineração; e acidentes ambientais.

Ernst *et al.* (2004) realizaram um estudo com 40 sistemas dos Estados Unidos da América (EUA) concluindo que a cada incremento de 10% de área preservada ou reflorestada resulta em uma redução de aproximadamente 20% no custo dos produtos químicos em uma estação de tratamento de água. Tundisi e Matsumura (2011) concluíram que o custo de tratamento de águas de mananciais protegidos varia de R\$ 0,50 a R\$ 0,80 para cada 1.000 m³ tratado, enquanto para mananciais pouco preservados, varia de R\$ 35,00 a R\$ 40,00. Com base nestes dados conclui-se ser imperativas ações de preservação da qualidade das águas.

Em 2012 a Agência Nacional de Águas do Brasil (ANA) apresentou um diagnóstico da qualidade das águas superficiais nas regiões hidrográficas brasileiras utilizando na sua avaliação o Índice de Qualidade da Água (IQA), Índice de Estado Trófico (IET) e Índice de Conformidade e Enquadramento (ICE). Além disso, foram apresentados os desafios para gestão das águas indicando os programas e ações propostas e em desenvolvimento. Entretanto o processo de despoluição e revitalização dos mananciais é lento (ANA, 2012).

Associado a esta questão tem-se os Planos de Segurança da Água (PSA), cuja proposta é avaliar e gerenciar os riscos à saúde associados aos sistemas de abastecimento de água, da captação ao ponto de consumo, visando estabelecer medidas de controle para reduzir e ou eliminar os riscos à saúde. Os elementos do PSA estão baseados nos princípios e conceitos de múltiplas barreiras, análise de perigo e pontos críticos de controle (APPCC), avaliação e gerenciamento de risco e gestão de qualidade (WHO, 2011).

Com base no conceito de múltiplas barreiras o número de variáveis monitoradas nos sistemas de abastecimento de água aumentou e as legislações nacionais e internacionais se tornaram mais restritivas.

As Estações de Tratamento de Água (ETA) são consideradas a barreira final para assegurar a produção de água segura para o consumo humano. Dessa forma é premente a implementação de ações efetivas visando a melhoria do desempenho dessa unidade do sistema de abastecimento de água.

O tratamento da água consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais, matéria orgânica, microrganismos e outras substâncias prejudiciais à saúde humana, com o menor custo possível de implantação, operação e manutenção, gerando o menor impacto ambiental.

As tecnologias para potabilização da água podem ser divididas em dois grupos: com a presença ou com a ausência de coagulação química. Dentre as tecnologias com coagulação química, destaca-se a do tipo ciclo completo com coagulação, floculação, decantação e filtração, também denominada convencional. Esse tipo de tratamento é amplamente utilizado por ser apropriado para a maioria das águas superficiais. Uma estação bem operada funciona como uma barreira para os microrganismos patogênicos. Segundo Di Bernardo e Sabogal-Paz (2008), esse tipo de tecnologia tem baixa eficiência na remoção de produtos químicos orgânicos, tais como agroquímicos, fármacos, quimioterápicos e os perturbadores endócrinos, cada vez mais presentes nos mananciais, exigindo assim técnicas complementares para o tratamento da água. Além disto, apresentam potencial de geração de subprodutos com maior toxicidade, principalmente nas etapas de pré-oxidação ou desinfecção (OKUN, 2003).

No Brasil, em 2008, 5.531 municípios eram atendidos com serviço de abastecimento de água (99,41%), sendo que destes, 92,85% com algum tipo de tratamento e 50,63% (2817 municípios) com tratamento do tipo convencional. O sistema de tratamento, como qualquer outra indústria, gera resíduos (águas de lavagem de filtros e lodo de ETA). Apenas 2,41% deste lodo têm destinação adequada (aterro, incineração e reaproveitamento), sendo o restante descartado no mar, rios ou terrenos baldios, gerando grande impacto ambiental (IBGE, 2008)

A Região Sudeste é a única com 100% dos municípios com serviço de abastecimento de água, sendo que dos 1.668 municípios atendidos 95,80% possuem algum tratamento e em 65,17% (1087 municípios) o tratamento é do tipo convencional (IBGE, 2008).

Os estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro possuem mais de 87% dos tratamentos do tipo convencional, entretanto o estado de Minas Gerais é o que possui o maior número deste tipo de tratamento, perfazendo um total de 612 unidades. O Espírito Santo é o estado na região com maior percentual de tecnologias não convencionais (15,38%) com um total de 12 unidades sendo que destas, 8 unidades são do tipo flotação (IBGE, 2008).

Segundo ANA (2010), a capacidade dos sistemas produtores no Brasil em 2010 é de 587 m³/s abastecendo uma população de aproximadamente 161 milhões de habitantes. Em função do expressivo contingente populacional da Região Sudeste (aproximadamente 42% da população brasileira), a mesma corresponde a 51% da capacidade instalada no Brasil.

A avaliação de desempenho de uma planta de tratamento de água tem como proposta facilitar a tomada de decisão dos gestores. Inicialmente essas avaliações foram desenvolvidas tendo como base apenas o atendimento à legislação vigente para água potável, com foco principal na turbidez da água tratada. Buscando extrapolar esta forma de avaliação foram introduzidos os conceitos de robustez, confiabilidade, e resiliência assim definidos para as ETA:

- Confiabilidade: representa a capacidade de uma planta de produzir água com qualidade compatível com as normas reguladoras, ou valores limites estipulados pela operadora do sistema (GUPTA, SHRIVASTAVA, 2006).
- Robustez: representa a capacidade de uma planta de tornar o seu desempenho insensível ou minimamente sensível às variações da qualidade da água bruta e mudanças nas condições operacionais do sistema, mantendo a qualidade da água produzida no nível desejado (ZAKARIAN *et al.*, 2007).
- Resiliência: representa a velocidade com que uma estação retorna ao seu estado normal de operação após uma perturbação (GUNDERSON, PRICHARD, 2002).

Uma série de indicadores e índices de desempenho foram desenvolvidos buscando agregar os princípios de eficiência e sustentabilidade à gestão das estações de tratamento de água. Esses têm como proposta determinar o grau de cumprimento de metas e da eficiência na produção de um serviço. Em 2007 a *International Organization for Standardization* – ISO divulgou as normas da série ISO 24510 referentes à gestão dos serviços prestados pelos sistemas de

abastecimento de água potável e sistemas de águas residuárias, definindo critérios de qualidade do serviço e indicadores de desempenho (ISO, 2007). Seguindo essa tendência mundial, foram desenvolvidos no programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais (SMARH) dois índices: Índice de Qualidade de Estações Convencionais de Tratamento de Água – IQETA (LOPES, 2005; ALMEIDA, 2009) e o Índice de Qualidade de Água Bruta – IQAB (SOUZA, 2008).

Como a avaliação de desempenho é muito complexa, devido à diversidade de fatores intervenientes, surgiram também modelos de tomada de decisão, desenvolvidos utilizando equações empíricas, métodos estatísticos clássicos (regressão múltipla linear e não linear) e sistemas inteligentes (Redes Neurais Artificiais, Lógica Fuzzy, Neuro-Fuzzy). Os sistemas inteligentes têm como proposta simular a inteligência humana e são mais adequados quando os dados não seguem um padrão linear e/ou apresentam-se como um conjunto nebuloso, dificultando a utilização de modelos matemáticos clássicos como no caso dos sistemas ambientais (YELTILMEZSOY *et al.*, 2011; GHARIBI *et al.*, 2012).

As Redes Neurais Artificiais constituem um modelo tipo *caixa preta* no qual ocorre a associação dos dados de entrada com os de saída através de neurônios que se associam por meio de camadas. Este modelo é capaz de lidar com grande quantidade de informações e as funções são definidas por meio do treinamento/aprendizado utilizando os dados de entrada e saída, entretanto não é capaz de melhorar o conhecimento explícito do usuário sobre o sistema (WIELAND *et al.*, 2002, CHAU, 2006, YELTILMEZSOY *et al.*, 2011).

A Lógica Fuzzy utiliza termos lingüísticos ao invés de valores quantitativos. Não utiliza formulações empíricas e expressões matemáticas complexas e as operações são compatíveis com a forma de raciocínio humano, utilizando regras baseadas nos valores máximos e mínimos. As regras do tipo SE < PREMISA < ENTÃO \Rightarrow CONCLUSÃO são desenvolvidas com base em dados existentes e/ou conhecimento total ou parcial do sistema, por parte de especialistas. A definição das regras é a grande dificuldade deste processo (ZADEH, 1965; ROSS, 2010).

O sistema Neuro-Fuzzy é uma associação das Redes Neurais Artificiais (aprendizado/treinamento) com a Lógica Fuzzy (experiência de especialistas) usando a vantagem de ambos os métodos. Deve-se tomar um cuidado especial com este sistema na

definição do número de variáveis de entrada, pois o mesmo está diretamente associado ao número de regras, o que pode levar a um maior esforço computacional (YELTILMEZSOY *et al.*, 2011; HEDDAM *et al.*, 2012.).

Estas três ferramentas vêm sendo amplamente utilizadas no saneamento ambiental com a proposição de índices de qualidade da água, análise de desempenho em estações de tratamento de esgoto, otimização da dosagem de coagulante e da perda de carga nos filtros em ETA, em modelos de avaliação ambiental nos sistemas de abastecimento, na predição de floração de algas em corpos d'água, estimativas de vazões de um curso d'água, e remoção de carbono, sólidos, DQO e nitrogênio no tratamento de esgoto e da vazão de chorume e de metano no lixiviado de aterros sanitários (YELTILMEZSOY *et al.*, 2011).

Com base nessas informações, este trabalho tem como proposta contribuir cientificamente com a avaliação de desempenho nos sistemas de abastecimento de água, desenvolvendo um modelo de predição de desempenho de estações convencionais, não focado em um único sistema, mas em um conjunto de sistemas localizados na Região Sudeste do Brasil. Para tal foi utilizada a Lógica Fuzzy, considerada ferramenta adequada para lidar e tratar sistemas complexos, que envolvam múltiplas variáveis, não lineares, tendo com base o conhecimento de especialistas.

A proposta inicial de desenvolver um modelo com base em índices de qualidade da água bruta e de qualidade da estação convencional de tratamento, também desenvolvidos com base na Lógica Fuzzy, foi ampliada com o desenvolvimento de um segundo modelo com variáveis da água bruta e da estação de tratamento.

Este trabalho foi dividido em cinco capítulos assim estruturados:

- Este primeiro capítulo constitui a introdução, no qual é apresentada a contextualização do problema e justificativa da pesquisa.
- No segundo capítulo são delineados o objetivo geral e os objetivos específicos.
- O terceiro capítulo apresenta a fundamentação teórica considerada necessária para o desenvolvimento do trabalho.

- No quarto capítulo é descrita a metodologia utilizada para consecução dos objetivos propostos.
- No quinto capítulo são apresentados os resultados e a discussão que sustentam as conclusões e que levaram a sugestões de temas para futuras pesquisas.
- O sexto capítulo é destinado a uma reflexão mais abrangente sobre o trabalho.
- Por fim, no sétimo capítulo são apresentadas as conclusões e as recomendações para desenvolvimento de trabalhos futuros.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Desenvolver modelos de previsão de desempenho utilizando a Lógica Fuzzy aplicados a estações convencionais de tratamento de água para estimar a turbidez da água afluyente aos filtros e da água tratada.

2.2 Objetivos específicos

- Desenvolver Índice de Qualidade da Água Bruta utilizando a Lógica Fuzzy (IQABF);
- Desenvolver Índice de Qualidade da Estação de Tratamento de Água utilizando a Lógica Fuzzy (IQETAF);
- Desenvolver Modelo de Previsão de Desempenho utilizando o índice de Qualidade da Água Bruta Fuzzy (IQABF) e o Índice de Qualidade da Estação de Tratamento de Água Fuzzy (IQETAF);
- Desenvolver Modelo de Previsão de Desempenho utilizando características da água bruta e da água tratada, além das variáveis hidráulicas e operacionais de estações convencionais de tratamento de água.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Avaliação de Desempenho de Estações de Tratamento de Água

Na tentativa de minimizar custos com ampliação das estações de tratamento de água e ainda garantir a proteção da saúde pública surgiu nos Estados Unidos uma série de trabalhos relacionados à avaliação de desempenho.

Um dos primeiros trabalhos foi desenvolvido em 1988, pelo Departamento de Proteção Ambiental da Pensilvânia-EUA. Refere-se a um programa que teve como objetivo determinar a eficiência de uma ETA na remoção de partículas na mesma faixa de tamanho dos protozoários. Foi utilizado o programa *Filter Plant Performance Evaluation* (FPPE), classificando as estações em aceitáveis e inaceitáveis em função da turbidez efluente. Em 1988 apenas 39% das estações foram classificadas como aceitáveis. Já em 1996 o percentual subiu para 91%, demonstrando que o programa contribuiu para melhorar o processo, proporcionando a redução dos riscos à saúde. Foram consideradas no estudo informações sobre a qualidade da água bruta, a operação dos sistemas e o equipamento de medição da turbidez. Os 10 maiores problemas detectados foram:

- i) inadequada realização dos ensaios de *Jar Test* ou de outro controle na etapa de coagulação;
- ii) inadequada mistura rápida;
- iii) ausência de monitoramento individual dos filtros;
- iv) inadequada ou falta de controle da primeira água filtrada após a lavagem;
- v) turbidímetros não calibrados;
- vi) dosagem de coagulantes inadequada;
- vii) inadequada formação dos operadores do sistema;
- viii) início de operação com filtros ainda sujos;
- ix) inadequado processo de monitoramento;
- x) tempo de operação utilizado como único critério para definição do momento de iniciar a lavagem de um filtro.

Concluiu-se, com este estudo, que turbidez da água filtrada $< 0,1$ uT é a melhor garantia de um ótimo nível de desempenho da unidade de tratamento (CONSONERY *et al.*, 1997).

Lusardi e Consonery (1999) analisaram o desempenho de 75 plantas de filtração, localizadas nos EUA, verificando a sua capacidade na remoção de bactérias, vírus e protozoários. A avaliação foi desenvolvida com base nas variáveis: população abastecida, emprego e tipo de coagulante, taxa de filtração e tipo de meio filtrante, tipo de manancial, tecnologia de tratamento e idade da estação. A turbidez da água filtrada norteou a avaliação da eficiência das estações, mesmo tendo sido encontradas limitações com relação a sua medição, tais como:

- Variedade de equipamentos de medição;
- Ponto de monitoramento diferenciado, pois nem todas as estações tinham como ponto de monitoramento o efluente do filtro;
- Tipo de valor registrado, já que a norma da Pensilvânia estabelece registro a cada quatro horas, mas não especifica qual o valor a ser registrado, se o máximo, médio diário ou todos os valores lidos no dia.

Com tudo isso os autores consideraram ainda a turbidez a variável física mais prática para avaliar o desempenho dos filtros. Ressaltaram que algumas variáveis intangíveis como compromisso da equipe em alcançar baixa turbidez, nível de habilidade do operador e atenção do operador parecem ser tão importantes na avaliação de desempenho quanto as variáveis tangíveis, tais como qualidade da água bruta, tipo e idade da estação, tipo de coagulante e outros fatores operacionais e de projeto.

Renner *et al.* (1993) apresentaram os resultados da implantação de um programa de otimização, o Programa de Correção Composta (CCP), em 36 estações localizadas nos EUA, com população abastecida variando de 50 mil a 200 mil habitantes. A proposta teve como objetivo o atendimento às premissas estabelecidas pelo *Surface Water Treatment Rule* (SWTR) e o aperfeiçoamento das unidades sem grandes investimentos. O CCP dividiu-se em duas fases: a primeira com objetivo de compreender e avaliar o desempenho da ETA em termos administrativos, operacionais e de manutenção (CPE); e a segunda, com o objetivo de dar suporte técnico aos gestores na implantação das correções propostas (CTA). Os dados foram analisados a partir das variações da qualidade da água bruta identificando os fatores limitantes de cada etapa. Os resultados indicaram a existência de problemas operacionais em

29 das 36 estações com indícios de riscos à saúde da população abastecida. A segunda fase do programa contemplou quatro sistemas que passaram a produzir água de boa qualidade. Com relação às condições operacionais das estações foram considerados como variáveis de interesse:

- i) o tempo de detenção hidráulica no flocculador;
- ii) o gradiente de velocidade no flocculador;
- iii) a taxa de sedimentação no decantador;
- iv) a profundidade do decantador;
- v) a taxa de filtração;
- vi) a perda de carga nos filtros;
- vii) a taxa de água de lavagem utilizada nos filtros;
- viii) a duração da lavagem dos filtros;
- ix) a relação concentração x tempo de detenção na desinfecção;
- x) o tempo de detenção na desinfecção.

Com relação à qualidade da água, a turbidez foi considerada uma importante variável para avaliação do desempenho da ETA, sendo recomendados valores de turbidez para água decantada < 2 uT, com pequenos períodos < 5 uT, e turbidez da água filtrada $< 0,1$ uT, com picos de $< 0,3$ uT durante período inferior a 20 min após a lavagem.

USEPA (1998) apresentou um estudo realizado em 17 estados e províncias nos Estados Unidos e no Canadá onde se aplicou o programa CCP, já citado por Renner *et al.* (1993), em 69 sistemas, sendo a primeira fase (CPE) aplicada em todos os sistemas e a segunda fase (CTA) em oito sistemas. Em 60% das estações o principal problema estava relacionado aos fatores operacionais e a conscientização do corpo gerencial. O treinamento dos administradores foi primordial para a obtenção de resultados positivos no desenvolvimento da segunda fase do projeto. Consolidou-se, nesse documento, que para realizar a otimização de uma ETA é necessário:

- i) Monitorar a turbidez da água bruta (TAB), decantada (TAD), filtrada (TAF) e de lavagem dos filtros (TLF) quando houver recirculação na ETA;

- ii) Garantir a TAD < 1 uT quando em 95% do tempo a TAB < 10 uT, ou < 2 uT quando em 95% do tempo a TAB > 10 uT;
- iii) Garantir a TAF < 0,1 uT em 95% do tempo de operação, permitindo que este valor seja ultrapassado após a lavagem dos filtros em um tempo < 15 min;
- iv) Garantir que a turbidez máxima da água filtrada seja < 0,3 uT;
- v) Iniciar lavagem dos filtros imediatamente após a TAF > 0,1 uT ou o máximo de 0,3 uT.

No Brasil, Bastos *et al.* (2000) desenvolveram um estudo sobre avaliação de desempenho de ETA tendo como foco as unidades de coagulação, floculação e decantação. A avaliação final foi realizada em função da eficiência na remoção da turbidez e atendimento à legislação vigente. Foram utilizados os seguintes variáveis para controle do processo:

- i) gradiente de velocidade na mistura rápida;
- ii) gradiente de velocidade e tempo de detenção hidráulica no floculador;
- iii) taxa de aplicação superficial nos decantadores e vazão linear de coleta de água decantada.

O trabalho conclui que a avaliação de desempenho de estações de tratamento de água é uma ferramenta poderosa na identificação de falhas de processo, e ou operacionais com foco na otimização do tratamento.

Miller *et al.* (2001) determinaram as variáveis: turbidez, alumínio, ferro, manganês, pesticidas e microrganismos como os mais influentes na avaliação do desempenho de uma ETA. A TAB. 3.1 apresenta a importância e observações complementares sobre cada um destas variáveis.

O trabalho concluiu indicando que as principais variáveis para análise de desempenho de uma ETA são turbidez e microrganismos (coliformes). As demais variáveis devem ser analisadas caso sua incidência seja expressiva para a região de estudo.

TABELA 3.1 – Variáveis de interesse na análise de desempenho de ETA

Variáveis	Importância	Observação
Turbidez	Elevada na saída dos decantadores pode indicar ineficiência da coagulação Elevada na saída dos filtros pode indicar trespasse de flocos e ineficiência dos filtros	Análise da dosagem dos coagulantes e condições hidráulicas da ETA
Cor	Elevada com baixa turbidez indica problemas na coagulação necessitando de maior controle operacional	Cor elevada é específica nas águas naturais de algumas regiões
Alumínio	Quando a água bruta tem elevada concentração de alumínio é fundamental maior cuidado com a dosagem de coagulante Elevado teor na água tratada pode ser indicação de ineficiência dos filtros ou na dosagem de coagulante	Análise da dosagem dos coagulantes e qualidade da água tratada
Ferro e Manganês	Elevado teor na água tratada pode ser indicação de ineficiência dos filtros	Elevadas dosagens na água bruta são específicas de algumas regiões
Agrotóxico	Necessidade de unidades específicas para tratamento desta variável	A maioria das estações existentes não tem condições adequadas para remoção de agrotóxicos
Microrganismos	Elevados na água tratada é indício de ineficiência da estação e/ou sistema de desinfecção	Análise da desinfecção e do processo de tratamento como um todo

Fonte: MILLER *et al.*, 2001

Di Bernardo *et al.* (2011) listam as variáveis que caracterizam a água bruta a serem utilizadas na seleção de tecnologia de tratamento como sendo: turbidez, cor verdadeira, ferro total, manganês total, coliformes totais, *E.coli* e algas. Adicionalmente, mencionam as variáveis relacionadas ao projeto da estação utilizadas como referência nos ensaios de tratabilidade. Para cada etapa as variáveis mais relevantes são:

- i) Mistura rápida: dosagem de coagulante, tempo de agitação e gradiente de velocidade da mistura, e pH de coagulação;
- ii) Flocculação: gradiente de velocidade e tempo de flocculação;
- iii) Decantação: velocidade de sedimentação, frequência da descarga dos decantadores, cor aparente e turbidez da água decantada, e massa seca de lodo gerado;

- iv) Filtração: taxa de filtração, velocidade ascensional de lavagem, duração da carreira de filtração, frequência da lavagem dos filtros;
- v) Operação: capacitação dos operadores e realização de *Jar Test*.

Zhang *et al.* (2012) desenvolveram um índice de desempenho para estação convencional dividindo a mesma em três unidades sendo: unidade 1 composta pela coagulação/floculação e sedimentação, unidade 2 referente à filtração e a unidade 3 referente ao processo de desinfecção. O índice foi aplicado em uma pequena estação de Alberta, no Canadá. As variáveis de interesse foram: concentração de sólidos na água bruta (afluente), decantada e filtrada, gradiente e tempo de floculação, tipo de coagulante, velocidade de sedimentação, taxa de filtração, características do meio filtrante e tempo de operação do filtro para avaliar as unidades 1 e 2. A avaliação da unidade 3 teve como variável a remoção de microrganismos antes e após a unidade, tendo como base a variável tempo de contato e concentração do desinfetante. O índice de desempenho foi avaliado com base na turbidez efluente.

A partir destes trabalhos, uma série de estudos sobre indicadores de desempenho foram desenvolvidos visando auxiliar as companhias de saneamento na gestão de seus sistemas.

3.2 Indicadores de desempenho

Os indicadores de desempenho são medidas quantitativas da eficácia referentes ao grau de cumprimento de metas e da eficiência que corresponde ao grau de otimização na produção de um serviço (Alegre *et al.*, 2004).

Segundo Vieira *et al.* (2006), desde 1991, as entidades gestoras da Inglaterra e País de Gales reportam à entidade reguladora do setor (Ofwat) o seu desempenho no fornecimento de serviços de água, por meio de indicadores de desempenho. Na TAB. 3.2 apresenta-se uma síntese dos indicadores desenvolvidos por unidade gestora e área de avaliação, na qual se pode observar que os indicadores na área de tratamento de água são incipientes.

TABELA 3.2 - Visão geral dos Indicadores de desempenho desenvolvidos para os SAA

(Continua)

Unidade Gestora / Entidade	Número de indicadores	Área de avaliação
<i>International Water Association – IWA (Reino Unido)</i>	170	<ul style="list-style-type: none"> • Recursos hídricos • Recursos humanos • Infra-instrutora • Operacionais • Qualidade de serviço • Econômico-financeiro
<i>International Benchmarking Network for Water and Sanitations Utilities – IBNET (Banco Mundial)</i>	42 principais e 37 subindicadores	<ul style="list-style-type: none"> • Cobertura de serviço • Consumo e produção de água • Água não faturada • Práticas de medição • Desempenho das redes de distribuição • Custos de operação e recursos humanos • Qualidade de serviços • Faturamento • Finanças • Recursos naturais
<i>Water Services Regulation Authority – OFWAT (Inglaterra e País de Gales)</i>	21	<ul style="list-style-type: none"> • Serviço ao consumidor • Distribuição de água • Impactos ambientais
<i>American Water Works Association – AWWA e Water Environment Foundation – WEF (EUA)</i>	20	<ul style="list-style-type: none"> • Desenvolvimento organizacional • Operação de gestão • Relação com o consumidor • Operação dos sistemas
<i>Six-Cities Group (Copenhague, Gothenburg, Helsinki, Malmo, Oslo e Stockholm)</i>	28	<ul style="list-style-type: none"> • Gestão global • Produção de água de consumo • Distribuição de água • Construção • Reabilitação de infra-estrutura • Finanças
<i>Water Services Association of Australia - WSAA, National Water Initiative - NWI e National Water Commission – NWC (Austrália)</i>	225	<ul style="list-style-type: none"> • Recursos hídricos • Clientes • Ambiente • Preço e finanças • Saúde pública
<i>Asian Development Bank – ADB (Ásia)</i>	51	<ul style="list-style-type: none"> • Instituição • Produção de água • Serviço • Gestão • Tarifas • Operação e manutenção

TABELA 3.2 - Visão geral dos Indicadores de desempenho desenvolvidos para os SAA

(Conclusão)

Unidade Gestora / Entidade	Número de indicadores	Área de avaliação
<i>South East Asian Water Utilities Network</i> – SEAWUN (Asia)	83	<ul style="list-style-type: none"> • Cliente • Sistema de abastecimento de água • Recursos humanos • Financeiros
<i>Asociación de Entes Reguladores de Agua Potable y Saneamiento de las Américas</i> – ADERASA (America Central e do Sul)	80	<ul style="list-style-type: none"> • Gestão • Estrutura do serviço • Operação • Qualidade do serviço • Econômicos
<i>Persatuan Perusahaan Air Minum di Seluruh Indonesia</i> – PERPAMSI (Indonesia)	29	<ul style="list-style-type: none"> • Financeiros • Cliente • Técnico / operacional • Recursos humanos
<i>Instituto Regulador de Águas e Resíduos</i> – IRAR (Portugal)	20	<ul style="list-style-type: none"> • Defesa dos interesses dos usuários • Sustentabilidade da entidade gestora • Sustentabilidade ambiental

Fonte: Adaptada de VIEIRA *et al.*, 2006, 2008; MILLER *et al.*, 2001; STAHERE e ADAMSSON, 2001.

Desde 1995, no Brasil, é realizado anualmente o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto que traz informações referentes aos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário do país. As informações mais relevantes sobre estes serviços são apresentadas utilizando-se indicadores econômicos, operacionais, de balanço e de qualidade, entretanto pouca ênfase é dada ao tratamento de água (MCIDADE, 2012).

Em 2007 foram publicadas pela *International Organization for Standardization* – ISO as normas da série ISO 24510 referentes à gestão dos serviços prestados pelos sistemas de abastecimento de água potável e sistemas de águas residuárias, definindo critérios de qualidade do serviço e indicadores de desempenho. A ISO 24512 apresenta as orientações para gestão e avaliação dos serviços públicos de abastecimento de água potável, tendo como foco tanto os aspectos econômicos e de gestão, como os aspectos técnicos (ISO, 2007).

Vieira *et al.* (2008) desenvolveram 77 indicadores de desempenho para estações de tratamento de água relacionados aos seguintes tópicos:

- i) Qualidade da água tratada (8);
- ii) Eficiência e confiabilidade da estação de tratamento (35);

- iii) Aplicação racional dos recursos naturais e materiais disponíveis, tais como: água, energia elétrica, produtos químicos, entre outros (7);
- iv) Gerenciamento dos subprodutos e resíduos gerados na potabilização (7);
- v) Uso racional dos recursos humanos disponíveis (8);
- vi) Uso racional dos recursos econômicos e financeiros disponíveis (9);
- vii) Segurança (3).

Dentre os indicadores considerados, não foi observada nenhuma referência às características da água bruta e sua variação ao longo do tempo.

Silva *et al.* (2011) aplicaram os indicadores propostos por Vieira *et al.* (2008) avaliando o desempenho global (ADG) e o desempenho operacional (ADO), no período de 2006 a 2009, em 12 pequenos sistemas de abastecimento de água de Portugal. Dessa amostra, dez eram operados pelas companhias estaduais, um operado por iniciativa privada e um operado pelo município, com vazões variando de 3 a 400 m³/d com captação de água em diferentes fontes (águas superficiais e subterrâneas). Para cada indicador e cada ano amostrado foram determinados: o primeiro e terceiro quartis; média aritmética; mediana; valores máximos e mínimos; e os valores extremos. Concluiu-se que todos os indicadores são relevantes, vinculados aos objetivos delineados. Em algumas estações um fator limitante foi a falta de dados para utilização dos indicadores. Os resultados preliminares mostraram a capacidade dos indicadores na avaliação do desempenho global e operacional das estações e sua viabilidade na análise comparativa entre sistemas. Os indicadores mostram-se importantes para a melhoria contínua das estações e devem ser alvos de periódica reavaliação.

Pode-se perceber o quanto é complexa a avaliação de desempenho de estações de tratamento de água, pois são diversos os fatores intervenientes, podendo-se ressaltar: o tipo de tecnologia empregada; a qualidade da água bruta afluyente; o tipo, a qualidade e a dosagem de produtos químicos; a existência ou não de automação; a qualidade da mão de obra de operação e manutenção, e a qualidade da equipe gerencial do sistema.

Neste cenário, com intuito de facilitar a análise de desempenho em estações de tratamento de água, surgiram diversos estudos propondo modelos de tomada de decisão para otimização do processo.

3.3 Modelos para avaliação de estações de tratamento de água

Alguns modelos foram desenvolvidos para predição de algum aspecto da água tratada, tendo como referência apenas as características da água bruta. Nessa linha podem ser citados os trabalhos desenvolvidos com objetivo de estudar os resíduos de desinfecção e seus subprodutos e a remoção de carbono orgânico total (COT). Outros modelos foram desenvolvidos para otimização de algum processo da unidade de tratamento, como por exemplo a otimização da dosagem de coagulantes. Nessa linha podem ser encontrados modelos que utilizam apenas a qualidade da água bruta e tratada, bem como modelos que consideram também as variáveis hidráulicas dos processos envolvidos no tratamento.

Sugeno e Takagi (1985) aplicaram a Lógica Fuzzy na modelagem da dosagem de coagulante de uma estação de tratamento de água convencional. As variáveis utilizadas foram: turbidez da água bruta e tratada, dosagem de coagulante (cloreto de polialumínio - PAC), temperatura da água, pH, alcalinidade e dosagem de cloro. Outras variáveis como a presença de algas não foram considerados no trabalho. Essas variáveis foram monitoradas por quatro meses totalizando 2880 dados. As regras foram definidas com base na expressão:

Se pH é *, Al é *, T é * então $PAC = \rho_0 + \rho_1.TAB + \rho_2.TAT + \rho_3.pH + \rho_4.AL + \rho_5.T$.

Os resultados foram aplicados em 38 dados e comparados com o modelo estatístico. Segundo os autores os resultados da Lógica Fuzzy apresentaram melhor ajuste à dosagem real empregada na estação, quando comparado aos resultados do método estatístico.

Zhang e Stanley (1999) apresentaram um modelo de controle para as unidades de coagulação, floculação e sedimentação de uma estação de tratamento de água, visando obter a melhor dosagem de alumínio e carvão ativado. O referido modelo foi desenvolvido para uma estação convencional que trata 360.000 m³/dia (4,2 m³/s) e utiliza coagulante à base de alumínio e carvão ativado. Nesse estudo, as variáveis de entrada foram: pH; alcalinidade; turbidez e cor da água bruta; dosagem de carvão ativado e de alumínio; e taxa de clarificação e a variável de controle do modelo foi a turbidez do clarificado. Foi utilizado o sistema de Redes Neurais Artificiais e a resposta do modelo foi eficiente com erro abaixo de 6%, na estimativa da turbidez do clarificado, sendo considerado adequado o seu uso para controle da dosagem do coagulante e do carvão ativado.

Tseng e Edwards (1999) estudaram a remoção de COT na coagulação de 27 sistemas de tratamento de água dos EUA, utilizando o modelo preditivo de Langmuir. As estações estudadas utilizavam coagulante à base de alumínio e de ferro. As variáveis independentes do modelo foram dosagem de coagulante e o pH de coagulação. Os autores concluíram que o modelo de Langmuir teve um bom resultado na predição da remoção do COT, e que pode ser utilizado como ferramenta de tomada de decisão em processo de otimização de estações de tratamento, quanto aos ajustes necessários na etapa de coagulação.

Maier *et al.* (2004) desenvolveram dois modelos preditivos com Redes Neurais Artificiais, para estações de tratamento convencional, sendo um para predição da qualidade da água tratada e outro para predição da dosagem ótima de coagulantes. Foram utilizadas 14 fontes de água diferentes (rios, pântanos e reservatórios) localizadas no estado de Victória no sul da Austrália. As variáveis de água bruta analisadas foram turbidez, pH, cor, UVA₂₅₄, alcalinidade e carbono orgânico dissolvido. Após realização do estudo de tratabilidade (*Jar Test*), foram determinados as variáveis: turbidez; pH; cor; UVA₂₅₄; e residual de alumínio na água tratada; além da dosagem ótima de coagulante. Os dois modelos apresentaram bons resultados com coeficiente de determinação acima de 0,85.

Sadiq e Rodrigues (2004) apresentaram uma revisão de modelos preditivos para subprodutos da desinfecção. Os modelos foram revisados em função dos dados e metodologia utilizados no seu desenvolvimento. Concluíram que a maioria dos modelos utiliza COT, pH, temperatura e tempo de reação do desinfetante como variáveis independentes. As técnicas mais utilizadas na modelagem foram as de Regressão Múltipla Linear e Não-linear, entretanto encontram-se modelos desenvolvidos utilizando a Regressão Logística e Redes Neurais Artificiais.

Lamrini *et al.* (2005) desenvolveram um software utilizando Redes Neurais Artificiais para previsão *online* da dosagem de coagulante em uma estação de tratamento de água, utilizando as variáveis pH, temperatura, turbidez, SST, oxigênio dissolvido, condutividade e dose de coagulante. Para o desenvolvimento do software e validação foram utilizadas águas com turbidez < 1.000 uT e turbidez > 1.000 uT e dados pretéritos de quatro anos (2000 a 2003). O modelo se mostrou adaptado às variações da qualidade da água bruta e os resultados indicam que a dosagem de coagulantes não apresenta uma correlação linear com as características da água bruta, e que a correlação encontrada com a dosagem real é superior em água com

turbidez inferior a 1.000 uT (0,95). Nos sistemas onde a turbidez é mais elevada a correlação apesar de mais baixa ainda mostrou-se significativa (0,84).

Obolensky e Singer (2008) desenvolveram um modelo de predição dos subprodutos da desinfecção utilizando dados reais de uma estação de tratamento e modelo de Regressão Linear Múltipla. Foram consideradas as variáveis independentes turbidez, brometo, temperatura, alcalinidade, COT, absorvância no UVA₂₅₄, pH, cloro residual, cloro consumido e tempo de contato. As principais etapas de construção do modelo foram: avaliação da colinearidade, transformação das variáveis utilizando o método Box-Cox, seleção do modelo por meio de regressão *stepwise* utilizando os critérios de R²ajustado e Mallows'Cp, diagnósticos dos resíduos, validação cruzada e calibração final com dados separados da amostra original especificamente para esta etapa.

Wu e Lo (2008) utilizaram Redes Neurais Artificiais e Neuro-Fuzzy (Lógica Fuzzy associada a Redes Neurais Artificiais) para determinar a dosagem ótima de coagulante (PAC) em uma estação de tratamento convencional no norte de Taiwan. Os modelos foram desenvolvidos com 699 dados e as variáveis turbidez, cor e pH da água bruta, floculada, decantada e filtrada. O modelo de Redes Neurais Artificiais apresentou melhor resposta que o de Neuro-Fuzzy para previsão da dosagem em tempo real em águas com elevada turbidez.

Kulkarni e Chellam (2010) desenvolveram um modelo de predição dos subprodutos da desinfecção em sistema só com cloração, com tratamento convencional, carvão ativado granular e nonofiltração, utilizando Redes Neurais Artificiais. O modelo foi desenvolvido utilizando 18 meses de dados pretéritos de sistemas de tratamento de água dos Estados Unidos. Foram consideradas as variáveis: carbono orgânico total; UVA₂₅₄; concentração de íons brometo; dose de cloro; pH da cloração; tempo de contato; e temperatura da reação. O trabalho concluiu que Redes Neurais Artificiais é uma técnica que consegue capturar as relações complexas e não lineares entre as variáveis da qualidade da água e cloração, condições que influenciam na formação dos trihalometanos. Entretanto, destaca que os resultados podem não ser tão bons caso o modelo seja aplicado em sistemas fora das condições delineadas para desenvolvimento do mesmo.

Sadiq *et al.* (2010) desenvolveram um índice integrado para avaliação da performance de pequenos sistemas de tratamento de água (≤ 10.000 habitantes) incluindo variáveis da água bruta (9), do tratamento (3), operacionais (4) e de infra-estrutura (4). Foram utilizados dados

de 10 empresas de água localizadas na província do Quebec (Canadá) com captação de águas superficiais ou subterrâneas. O estudo foi desenvolvido para o período de maio a outubro (primavera e verão) com 50 dados coletados. Para avaliação do desempenho do modelo foram utilizados dados da água bruta, água tratada e água distribuída. Foi utilizada a Lógica Fuzzy e os coeficientes de determinação encontrados foram de 0,76 no treinamento e de 0,58 na validação.

Olanrewaju *et al.* (2012) utilizaram Redes Neurais Artificiais para determinar a dosagem ótima de coagulante (Moringa Oliefera) em estações de tratamento de pequeno porte, localizadas em comunidades rurais de aproximadamente 2.000 habitantes. As variáveis utilizadas foram turbidez, pH, vazão de água bruta e a dose de coagulante. A correlação resultante entre a dose de coagulante determinada utilizando *Jar Test* e a determinada pelo modelo foi superior a 97%.

Heddam *et al.* (2012) utilizaram o sistema Neuro-Fuzzy para determinar a dosagem ótima de coagulantes em uma estação do tipo convencional que trata 540.000 m³/d (6,3 m³/s) e utiliza como coagulante o sulfato de alumínio. As variáveis da água bruta turbidez, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido, absorvância em ultravioleta e pH eram monitoradas *online*. O coeficiente de correlação encontrado foi superior a 0,87 no treinamento e superior a 0,78 na validação do modelo. Concluiu-se que este modelo pode ser utilizado para ajuste da dosagem em tempo real em função das variações da água bruta ou para simulação de cenários possíveis na formação de operadores.

Juntunen *et al.* (2012) utilizaram modelo não-linear (Redes Neurais Artificiais) e linear (Regressão Linear Múltipla) para simular o residual de alumínio e da turbidez efluentes de uma estação de tratamento de água localizada na Finlândia do tipo coagulação/floculação, flotação e filtração com carvão ativado granular. A água bruta afluente à estação é captada no lago Humaljarvi e, em alguns momentos, se mistura com água proveniente do reservatório de Pikkala. O estudo foi realizado com dados de 373 dias. Foram utilizados 2/3 dos dados para desenvolvimento do modelo e 1/3 dos dados para a sua validação.

A correlação entre as variáveis da água bruta e a turbidez efluente e o residual de Al foi baixa (< 38%) indicando que todas as variáveis poderiam ser utilizadas como variáveis independentes. A correlação entre as variáveis de processo e a turbidez efluente e residual de Al foi baixa (< 42%) com exceção das variáveis temperatura da água (R = 72%) e proporção

entre vazão afluente de cada fonte ($R = 52\%$). A partir desta análise foram escolhidas oito variáveis de maior interesse para desenvolvimento do modelo. O modelo com Redes Neurais Artificiais mostrou-se mais vantajoso e robusto, quando comparado ao modelo linear apresentando entretanto, maior complexidade na formulação matemática. Os testes mostraram que, para um nível de significância de 95%, não há diferença entre os dados de turbidez obtidos com os dois modelos, o mesmo não foi observado para o residual de alumínio.

Uma série de modelos que contemplam todas as unidades de uma ETA foram desenvolvidos, inicialmente, para dar suporte aos projetistas no dimensionamento destas unidades. Com a automação das estações e composição do banco de dados históricos de monitoramento, esses modelos passaram a ser utilizados como ferramenta de apoio à tomada de decisão para otimização das mesmas. Rietveld e Dudley (2006) e Mc Allister (2006) apresentaram uma síntese dos softwares OTTER, Stimela, Metrex, WTP, WatPro, TAPWAT, EnviroPro e Worn *et al.* (2010) do software WATERPOST.

Analisando os modelos acima, USEPA (2012) considerou que ainda não existe nenhuma opção ideal de modelo para estações de tratamento de água e cita que a utilização dos modelos já desenvolvidos tem, como limitação, a quantidade de dados necessários para a sua calibração e o fraco desempenho dos mesmos, quando aplicados fora da área de calibração. Estudos com modelagem integrada, desde a bacia hidrográfica até a distribuição, estão em fase de desenvolvimento pela *Environmental Protection Agency* (EPA).

Recentemente, Tomperi *et al.* (2013) desenvolveram modelos de previsão do alumínio residual utilizando Regressão Linear e Redes Neurais Artificiais, a partir de dados de uma estação de tratamento de água do tipo convencional, localizada na Finlândia. A elevada concentração de alumínio na água tratada pode estar associada ao risco de doença de Alzheimer, afirmativa confirmada pelos estudos desenvolvidos por George *et al.* (2010), WHO (2008) e Mclachlan *et al.* (1996). A água bruta afluente a ETA é proveniente de lago e manancial superficial, e o modelo foi desenvolvido com dados de 16 meses de operação da ETA. Foram desenvolvidos quatro modelos com variáveis de interesse diferentes e comparados os resultados obtidos pelos dois métodos com dados monitorados na estação. Nestes modelos o coeficiente de determinação variou de 0,01 a 0,24 e os valores de pico não conseguiram ser modelados. O trabalho concluiu que com a redução do número de variáveis do modelo não há uma grande perda na significância da resposta.

Os sistemas inteligentes (*expert systems*) utilizados em alguns modelos têm como proposta fazer uso de regras lógicas, de forma a simular a inteligência humana. São mais adequados quando os dados não seguem um padrão linear e/ou apresentam uma condição confusa, dificultando a sua modelagem com os modelos matemáticos clássicos. Neste trabalho será dada ênfase à Lógica Fuzzy, por ser a mesma capaz de inserir na modelagem a experiência de especialistas. Desta forma, conforme mencionado, o objetivo deste trabalho é desenvolver ferramentas que auxiliem na análise de desempenho de estações convencionais de tratamento utilizando a Lógica Fuzzy ou Lógica Nebulosa.

3.4 Lógica Fuzzy

O termo lógica nebulosa ou Lógica Fuzzy se refere a todas as teorias e tecnologias que utilizam os conjuntos Fuzzy. A teoria dos conjuntos Fuzzy foi introduzida por Zadeh (1965) para dar um tratamento matemático a certos termos lingüísticos subjetivos, como “aproximadamente”, “em torno de”, dentre outros. Esse foi o primeiro passo no sentido de programar e armazenar conceitos vagos, tornando possível a produção de cálculos com informações imprecisas, como faz o ser humano (BASSANEZI e BARROS, 2006). Mandani (1976) utilizou a lógica fuzzy no controle de uma máquina a vapor. A partir de então inúmeros produtos comerciais, sistemas de controle e modelos de previsão vem sendo desenvolvidos com o conceito de lógica nebulosa. No conjunto Fuzzy, dado um universo (U) que contém o elemento (x) é verificado o grau de pertinência do mesmo em relação a um conjunto A ($\mu_A(x)$) contido no Universo. O grau de pertinência é calculado por meio de uma função chamada função de pertinência, que tem um valor real que varia entre 0 e 1.

- $\mu_A(x) = 1$ indica que x é completamente compatível com A;
- $\mu_A(x) = 0$ indica que x é completamente incompatível com A;
- $0 < \mu_A(x) < 1$ indica que x é parcialmente compatível com A, com grau $\mu_A(x)$.

As funções de pertinência podem assumir várias formas: triangular, trapezoidal, gaussiana e senoidal, ficando a cargo do projetista a escolha mais conveniente. Não existe até o momento comprovação de maior eficiência de uma em relação às outras, sendo as formas triangular e trapezoidal as mais utilizadas, devido à simplicidade computacional (BÁRDOSSY; DUCKSTEIN, 1995; YEN & LANGARI, 1999; MATLAB, 2010).

- Função de pertinência triangular

Esta função é definida pela equação 3.1 e representada pela FIG. 3.1.

$$f(x) = \begin{cases} 0 & x < a \text{ ou } c < x \\ \frac{(a-x)}{(a-b)} & a \leq x \leq b \\ \frac{(c-x)}{(c-b)} & b \leq x \leq c \end{cases} \quad (3.1)$$

Em que: a, b, c são parâmetros, pertencentes ao domínio da função de pertinência, definidos por especialistas, métodos estatísticos, dentre outros.

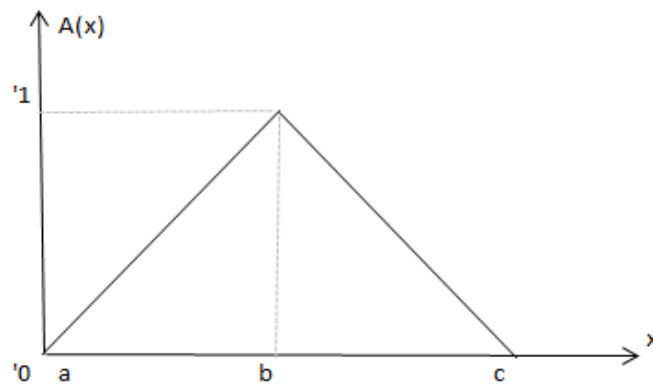


FIGURA 3.1: Função de pertinência triangular

- Função de pertinência trapezoidal

Esta função é definida pela equação 3.2 e representada pela FIG. 3.2.

$$f(x;) = \begin{cases} 0 & x < a \text{ ou } d < x \\ \frac{(a-x)}{(a-b)} & a \leq x \leq b \\ 1 & b \leq x \leq c \\ \frac{(d-x)}{(d-c)} & c \leq x \leq d \end{cases} \quad (3.2)$$

Em que: a, b, c são parâmetros, pertencentes ao domínio da função de pertinência, definidos por especialistas, métodos estatísticos, dentre outros.

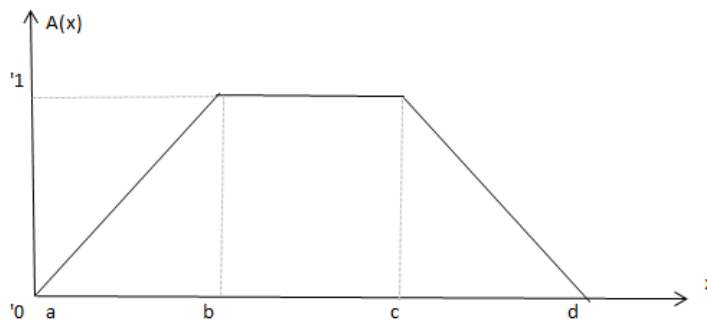


FIGURA 3.2: Função de pertinência trapezoidal

As principais operações com conjuntos Fuzzy são expressas pelas equações 3.3 a 3.5 (ROSS, 2010). Considerando dois conjuntos A e B pertencentes ao universo tem-se:

$$\text{Interseção: } A \cap B = \mu A(x) \cap \mu B(x) = \min (\mu A(x), \mu B(x)) \quad (3.3)$$

$$\text{União: } A \cup B = \mu A(x) \cup \mu B(x) = \max (\mu A(x), \mu B(x)) \quad (3.4)$$

$$\text{Complementação: } A = \mu A(x) = 1 - \mu A(x) \quad (3.5)$$

O sistema Fuzzy se baseia em quatro operações básicas: Fuzzificação, Regras, Inferências e Defuzzificação. A FIG. 3.3 apresenta a arquitetura básica de um sistema Fuzzy.

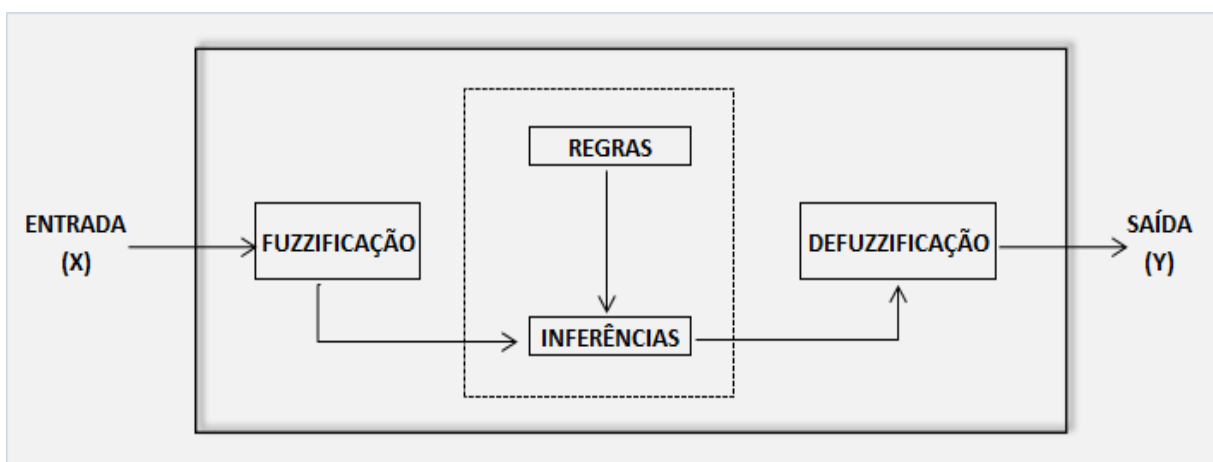


FIGURA 3.3: Arquitetura básica de um sistema Fuzzy

Fonte: Adaptado de ROSS, 2010

- FUZZYFICAÇÃO

Esta é a primeira etapa de um sistema Fuzzy e consiste em transformar a variável de entrada em conjuntos nebulosos, sendo que cada conjunto é representado por uma função de pertinência. Pode-se citar como exemplo a variável pH ($0 < \text{pH} < 14$) que para água bruta, a ser tratada pelo processo convencional, é recomendado que esteja numa faixa de 6 a 9 (NBR 12216/92 e CONAMA 357/05), e não recomendado abaixo de 6, caracterizando uma água ácida, e acima de 9, caracterizando uma água básica, situações não favoráveis ao tratamento. Desta forma, esta variável pode ser dividida em três subconjuntos Fuzzy denominados baixo, médio e alto e representados conforme apresentado na FIG. 3.4. Estas variáveis linguísticas são utilizadas na ativação das regras (ABNT, 1992; CONAMA, 2005).

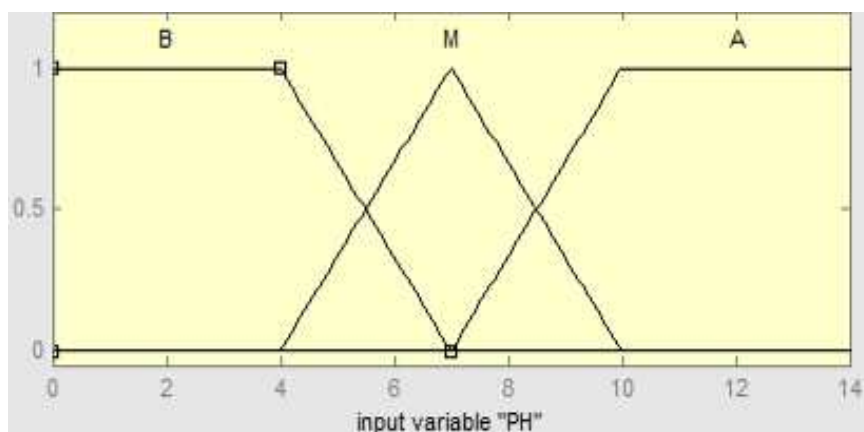


FIGURA 3.4: Função de pertinência para a variável linguística pH

O domínio da variável em estudo é a união dos domínios das funções de pertinência que representam os conjuntos Fuzzy. A imagem de cada elemento do domínio de um conjunto Fuzzy pertence ao intervalo $[0, 1]$, e representa o grau de pertinência desse elemento em relação ao conjunto Fuzzy. Segundo Mizumoto (1988), a interseção recomendada entre os conjuntos é de 50%, obtendo-se assim bons resultados.

- REGRAS

As regras têm a função de definir as relações entre os subconjuntos Fuzzy de entrada e saída utilizando a estrutura lógica SE < PREMISSA < ENTÃO \Rightarrow CONCLUSÃO. Estas regras, que utilizam variáveis linguísticas difusas, são elaboradas por especialistas com base no conhecimento total ou parcial do comportamento do sistema ou por meio da análise dos dados

numéricos existentes. Um sistema é considerado completo se possui tantas regras quanto necessário para responder satisfatoriamente a todas as ocorrências possíveis envolvendo o fenômeno. (ROSS,2010).

- INFERÊNCIA

A inferência é a etapa mais importante do Sistema Fuzzy e é por meio dela que é definido como as regras serão ativadas e combinadas. Pode-se utilizar o sistema proposto por Mandani (1976) ou o modelo proposto por Sugeno e Takagi (1983), sendo que a diferença básica entre eles está no processo de defuzzificação (KAMBOJ, KAUR, 2013).

No modelo proposto por Mandani cada regra tem como resposta um conjunto nebuloso sendo esses posteriormente agregados por meio de operações max.-mín. para se obter um resultado final. As regras apresentadas e a FIG. 3.5 ilustram o sistema proposto.

Regra 1: Se (x é A_1 e Y é B_1) então (Z é C_1)

Regra 2: Se (x é A_2 e Y é B_2) então (Z é C_2)

Para cada regra adota-se a t-norma \wedge (mínimo) para o conectivo lógico “e” e a t-conorma \vee (máximo) para o conectivo lógico “ou” (BASSANEZI e BARROS, 2006).

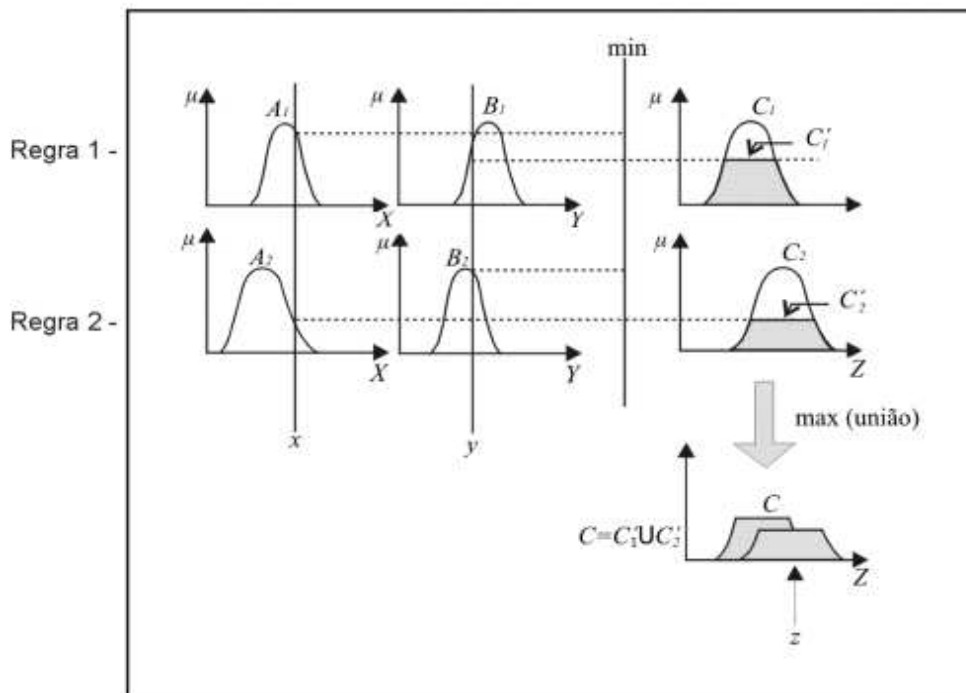


FIGURA 3.5: Sistema Mandani com composição max – min
Fonte: Adaptado de ROSS, 2010

No modelo proposto por Sugeno e Takagi o consequente de cada regra é dado por uma função dos valores de entrada dessa regra. A saída final do método é a média ponderada da saída de cada regra. (ROSS, 2010). As regras apresentadas e a FIG. 3.6 ilustram o modelo proposto.

Regra 1: Se (x é A₁ e y é B₁) então z = f₁(x,y)

Regra 2: Se (x é A₂ e y é B₂) então z = f₂(x,y)

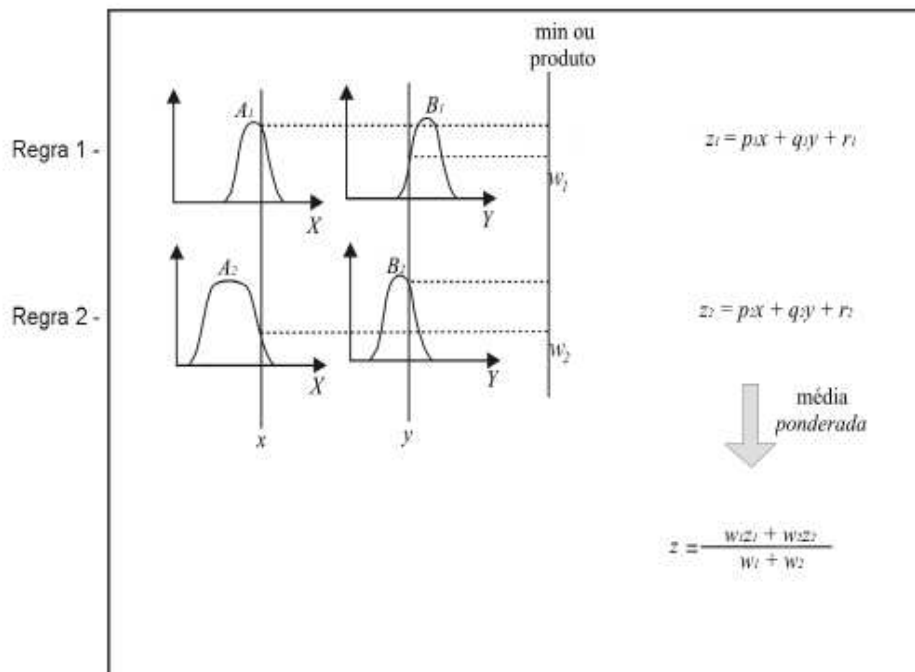


FIGURA 3.6: Modelo Sugeno e Takagi

Fonte: Adaptado de ROSS, 2010

- DEFUZZIFICAÇÃO

Nesta etapa ocorre a transformação dos valores qualitativos de saída em valores numéricos que possam ser utilizados para análise comparativa. No sistema Mandani o mais utilizado é o método do centro de área ou centro de gravidade, no qual se dá a média das áreas de todas as figuras que representam os graus de pertinência de um subconjunto fuzzy.. Sua formulação matemática é dada pela equação 3.6, que se refere ao domínio contínuo. A FIG. 3.7 representa esse método de defuzzificação.

$$x_0 = \frac{\sum \mu_A(x) \cdot x}{\sum \mu_A(x)} \quad (3.6)$$

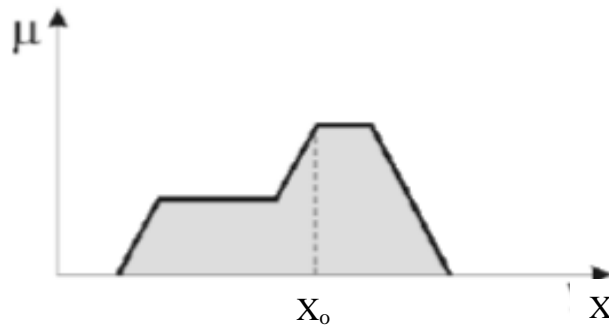


FIGURA 3.7: Método do centro de área (centróide) para defuzzificação
 Fonte: Adaptado de ROSS, 2010

A modelagem e o controle Fuzzy são técnicas utilizadas quando é difícil identificar a equação que descreve exatamente um sistema. Exemplificam-se os casos de sistemas complexos que envolvem múltiplas variáveis, como sistemas não lineares ou que variam ao longo do tempo e quando se tem o conhecimento do sistema por especialistas como operadores ou projetistas. Sua aplicação leva a resultados mais acurados, além de apresentar desempenho estável e robusto (ROSS, 2010).

Segundo Gharibi *et al.* (2012) a Lógica Fuzzy é apropriada aos sistemas ambientais uma vez que tem a capacidade de refletir o pensamento humano, lidar com informações não lineares, que possuem um grau de subjetividade, e trabalhar com informações quantitativas e qualitativas.

Astel (2007) apresentou uma revisão de literatura com o emprego da Lógica Fuzzy em estudos químicos e ambientais nas vertentes ar, água e solo com foco na modelagem, previsão e classificação. A principal recomendação para o uso dessa ferramenta é utilização de alta frequência dos dados.

Com base nestas informações e no fato da Lógica Fuzzy proporcionar uma forma razoável e simples de interpolação, com muito menos dados e dados inexatos, entendeu-se ser a mesma apropriada para desenvolvimento de índices de qualidade e de desempenho e modelos de desempenho associados a estações convencionais de tratamento de água.

3.5 Índices de Qualidade

No programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais (SMARH) foram desenvolvidos o Índice de Qualidade de Estações Convencionais de Tratamento de Água – IQETA (LOPES, 2005; ALMEIDA, 2009) e o Índice de Qualidade de Água Bruta – IQAB (SOUZA, 2008).

Como na literatura são encontrados diversos índices de qualidade da água desenvolvidos com base na Lógica Fuzzy, pretendeu-se nesse trabalho desenvolver os índices de água bruta e índice de qualidade de estações convencionais de tratamento de água utilizando a Lógica Fuzzy e posteriormente integrando-os em um modelo de desempenho para estações convencionais de tratamento de água.

3.5.1 Índice de Qualidade de Estações Convencionais de Tratamento de Água - IQETA

Libânio e Lopes (2009) desenvolveram o Índice de Qualidade de Estações Convencionais de Tratamento de Água (IQETA) com o objetivo de permitir uma comparação entre estações de potabilização do tipo convencional, dotadas de decantadores de escoamento horizontal, e identificar fatores limitantes para a otimização do sistema. Foram definidos 19 variáveis de interesse, a partir da metodologia Delphi, divididos em seis grupos como apresentado na TAB. 3.3. Cada grupo pode ser representado por um índice parcial (IMR, IFC, IDC, IFT, IDF, IOP) que permite uma análise mais ampla para identificar as limitações de cada etapa do tratamento de água.

O IQETA assumiu a forma de produtório conforme mostra a Equação 3.7.

$$IQETA = \prod_{i=1}^N \left(\prod_{j=1}^n Q_j^{W_j} \right) \quad (3.7)$$

Na qual:

W_j: peso conferido a cada variável definido pelos especialistas integrantes do painel;

Q_j: nota atribuída à estação para cada variável selecionada segundo o critério desenvolvido;

j: variável incluída no índice;

i: grupo que irá constituir o índice – Mistura Rápida, Flocculação, Filtração, Decantação, Desinfecção e Operação;

n, N: respectivamente, número de variáveis incluídos em cada grupo e número total de grupos que constituirão o índice.

TABELA 3.3 - Relação das variáveis que compõem o IQETA e respectivos pesos.

Grupo	Variável	Peso
Mistura Rápida (IMR)	Gmr – Gradiente de velocidade de mistura rápida	0,06
	Tmr – Tempo de agitação de mistura rápida	0,03
Flocculação (IFC)	Gf/Tf - Gradiente de velocidade da flocculação / Tempo de flocculação	0,14
	Gp - Gradiente de velocidade nas passagens entre câmaras	0,04
	Nc - Número de câmaras	0,03
	Vc - Velocidade média de escoamento no canal de água flocculada	0,03
Decantação (IDC)	Gcom - Gradiente médio de velocidade nas comportas de acesso ao decantador	0,04
	Gcor – Gradiente de velocidade através dos orifícios da cortina de distribuição de água flocculada	0,05
	Vs - Velocidade de sedimentação (taxa de aplicação superficial)	0,08
	V _L - Velocidade longitudinal de escoamento	0,04
	Q _L - Vazão linear de coleta de água decantada	0,06
Filtração (IFT)	Tfilt - Taxa de filtração	0,09
	Dcarr - Duração da carreira de filtração	0,05
	Exp/Vasc - Expansão de leito filtrante ou velocidade ascensional de lavagem	0,04
	Laux - Lavagem auxiliary	0,02
Desinfecção (IDF)	Tc - Tempo de detenção no tanque de contato	0,05
	Nch - Número de chicanas no tanque de contato	0,02
Operação (IOP)	Jtest- Realização de ensaio de <i>Jar Test</i>	0,06
	GI - Grau de instrução da equipe de operação	0,07

IMR = Índice de Mistura Rápida, IFC = Índice de Flocculação, IDC = Índice de Decantação, IFT = Índice de Filtração, IDC = Índice de Decantação, IOP = Índice de operação

Fonte: Libânio e Lopes (2009)

Após definição das variáveis e pesos, as curvas de pontuação também passaram pelo método Delphi, sendo que a pontuação para cada um das variáveis variou de 0 a 100, à exceção da variável *Jar Test*, para a qual se estabeleceu critério binário (0 ou 100, caso haja ou não realização de tal ensaio).

Como exemplo pode ser citado a variável grau de instrução que contempla a prioridade que a administração dá ao conhecimento e aprimoramento da equipe de operação da ETA. A TAB. 3.4 apresenta o critério de pontuação definido para essa variável.

Esse índice foi aplicado a 10 estações dos estados de Minas Gerais e São Paulo, utilizando dados diários operacionais de 2003 e 2004. O coeficiente de determinação (R^2) máximo encontrada entre o IQETA e TAT foi de 0,74, demonstrando que há uma tendência das estações produzirem efluente de melhor qualidade quando observados maiores valores de IQETA, principalmente durante o período chuvoso.

TABELA 3.4 – Critério de pontuação para a variável grau de instrução do IQETA

Maior grau de instrução de qualquer dos membros responsáveis pela operação da estação	Pontos
Superior com especialização na área de Engenharia Sanitária ou Hidráulica	100
Superior em cursos da área de ciências exatas	90
Técnico em cursos da área de ciências exatas	60
Superior em outras áreas ou 2º grau completo	40
2º grau incompleto	10
1º grau incompleto	0

Fonte: Libânio e Lopes (2009)

Almeida (2009) desenvolveu sua dissertação com foco na otimização do IQETA, buscando reduzir o número de variáveis desse índice, utilizando a ferramenta estatística de análise fatorial. Do conjunto de 19 variáveis referentes às etapas de mistura rápida, floculação, decantação, filtração, desinfecção, permaneceram no novo índice (IQETA₁₂) 12 variáveis, referentes às etapas de floculação, decantação e filtração, como apresentado na TAB. 3.5.

Esse novo índice foi aplicado novamente nas 10 estações convencionais de tratamento de água e o coeficiente de determinação entre turbidez de água filtrada e o IQETA₁₂ ($R^2 \approx 64\%$) apresentou-se inferior ao obtido com a formulação original, entretanto, ainda significativo.

TABELA 3.5 – Variáveis inclusas no IQETA₁₂ com redistribuição de pesos

Índices parciais	Variável	Peso original	Peso Redistribuídos
IMR	Gmr - Gradiente de velocidade de mistura rápida	0,06	-
	Tmr - Tempo de agitação de mistura rápida	0,03	-
IFC	Gf/Tf - Gradiente de velocidade da floculação / Tempo de	0,14	0,21
	Gp - Gradiente de velocidade nas passagens entre câmaras	0,04	0,06
	Nc- Número de câmaras	0,03	0,05
	Vc - Velocidade média de escoamento no canal de água floculada	0,03	0,05
IDC	Gcom - Gradiente médio de velocidade nas comportas de acesso ao decantador	0,04	0,06
	Gcor – Grad.de veloc. através dos orifícios da cortina de distr. de água floculada	0,05	0,08
	Vs - Velocidade de sedimentação (taxa de aplicação superficial)	0,08	0,12
	V _L - Velocidade longitudinal de escoamento	0,04	0,06
	Q _L - Vazão linear de coleta de água decantada	0,06	0,09
IFT	Tfilt - Taxa de filtração	0,09	0,14
	Dcarr - Duração da carreira de filtração	0,05	
	Exp/Vasc - Expansão de leito filtrante ou velocidade ascensional de lavagem	0,04	0,06
	Laux - Lavagem auxiliar	0,02	0,03
IDF	Tc - Tempo de detenção no tanque de contato	0,05	-
	Nch - Número de chicanas no tanque de contato	0,02	-
IOP	Jtest- Ensaio de <i>Jar Test</i>	0,06	-
	GI - Grau de instrução da equipe de operação	0,07	-

IMR = Índice de Mistura Rápida, IFC = Índice de Floculação, IDC = Índice de Decantação, IFT = Índice de Filtração, IDC = Índice de Decantação, IOP = Índice de operação.

Fonte: Almeida (2009)

3.5.2 Índice de Qualidade de Água Bruta – IQAB

Além das características físicas e da qualidade da operação das estações, a eficiência da mesma está relacionada com a qualidade da água bruta. Desta forma, Souza e Libânio (2009) desenvolveram o IQAB, utilizando a metodologia Delphi, como ferramenta de avaliação da maior ou menor tratabilidade de uma determinada água natural, tendo como referência as águas classe 3¹, inodoras, sem gosto e com agrotóxicos e metais pesados virtualmente ausentes. A FIG. 3.8 apresenta as oito variáveis consideradas mais relevantes na tratabilidade das águas naturais e seus respectivos pesos.

¹ Conselho Nacional do Meio Ambiente – Resolução 357 de 25 de março de 2005.

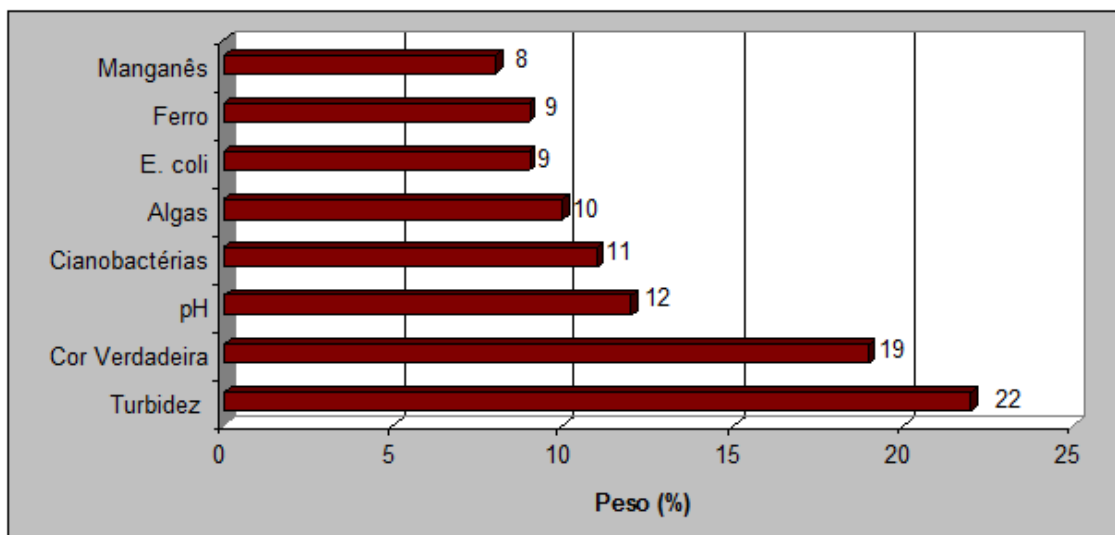


FIGURA 3.8: Relação das variáveis, e respectivos pesos (%), integrantes do IQAB.
 Fonte: Souza e Libânio (2009)

A formulação final do IQAB foi definida como produtório apresentada pela Equação 3.8.

$$IQAB = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (3.8)$$

Na qual:

w_i = peso atribuído a cada variável definido na pesquisa de opinião;

q_i = pontuação atribuída a variável observada nas curvas de qualidade;

i = cada variável incluído no índice;

n = número de variáveis.

Nesse índice os critérios de pontuação foram definidos pelos autores a partir da influência de cada variável na tratabilidade por meio da tecnologia convencional. Fundamentado na literatura técnica, no padrão de potabilidade (à época definido pela Portaria 518/04) e nas características comumente verificadas nas águas naturais afluentes às estações de tratamento brasileiras.

Como exemplos são apresentadas as curvas de pontuação para turbidez e pH. Para a turbidez estabeleceu-se o valor máximo de 300 uT, tornando o valor de q assintótico para valores mais

elevados (FIG. 3.9), fato que se deve a eficiência na remoção de turbidez quando utilizado o mecanismo de varredura.

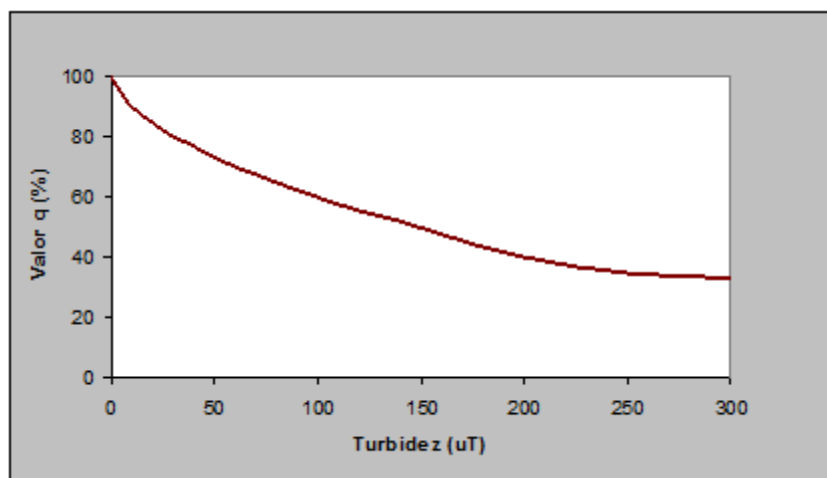


FIGURA 3.9: Curva de pontuação para a variável Turbidez do IQAB

Fonte: Souza (2008)

Para o pH a curva de pontuação (FIG. 3.10) tem a forma típica de distribuição normal, na qual os maiores valores de q estão associados à faixa usual das águas naturais, os menores a águas mais alcalinas e na definição de q para as águas mais ácidas foi considerado o usual emprego de alcalinizante na entrada da ETA.

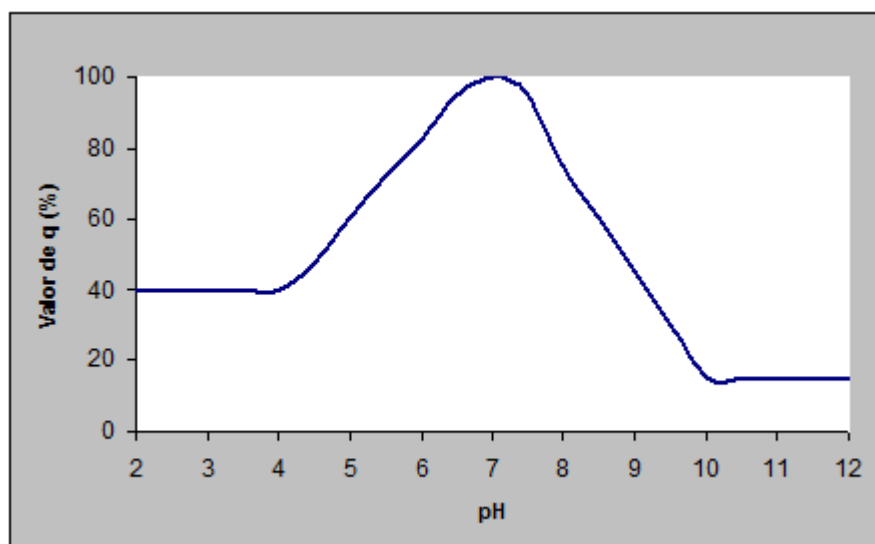


FIGURA 3.10: Curva de pontuação para a variável pH do IQAB

Fonte: Souza (2008)

Esse índice foi aplicado em cinco mananciais cuja água bruta afluía a estações de médio e grande porte do estado de Minas Gerais, utilizando dados operacionais diários de janeiro a março de 2008. Constatou-se que mananciais mais impactados apresentaram menores valores

de IQAB quando comparados a mananciais mais preservados, indicando necessidade de monitoramento e preservação desses a fim de minimizar os impactos nas unidades potabilizadoras.

3.5.3 Índices de Qualidade desenvolvidos com a Lógica Fuzzy

Realizando uma revisão de literatura sobre os índices de qualidade da água desenvolvidos utilizando a Lógica Fuzzy pode-se citar os trabalhos a seguir.

Ocampo-Duque *et al.* (2006) desenvolveram um índice de qualidade da água utilizando a Lógica Fuzzy com 27 variáveis e aplicou o mesmo no rio Ebro no norte da Espanha. Os dados utilizados no modelo são correspondentes ao período de 2002 a 2004. O trabalho concluiu que não há diferença significativa entre os resultados encontrados, com esse índice e os índices americano (IQA_{NSF}) e o catalão (ISQA).

Bai *et al.* (2009) desenvolveram um índice de qualidade da água utilizando a Lógica Fuzzy tendo como base as variáveis: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, carbono orgânico dissolvido, amônia, sólidos em suspensão e pH. O modelo foi desenvolvido com base em um rio da Malásia, que sofre impactos devido a ocupação urbana e industrial, e utilizado para abastecimento de mais de um milhão de pessoas. O índice foi validado com base na classificação realizada pelo Departamento de Meio Ambiente da Malásia, que utiliza um índice de qualidade da água desenvolvido com base no IQA. Foram utilizados dados de 1997 a 2004 e analisados três pontos do rio com compatibilização dos resultados em 90% dos casos.

No Brasil Lermontov *et al.* (2009) desenvolveram um Índice de Qualidade da Água utilizando a Lógica Fuzzy e aplicaram o mesmo em seis pontos do rio Ribeira e seu estuário, localizados no sul de São Paulo. Foram utilizados as variáveis temperatura, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes termotolerantes. O resultado foi comparado com o $IQAB_{CETESB}$ e considerado mais confiável e consistente que o tradicional ($R^2 = 0,62$).

Mahapatra *et al.* (2011) desenvolveram um índice em cascata Fuzzy para prever a qualidade da água dos rios na Índia. As variáveis utilizadas foram: pH, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, coliformes fecais, condutividade, nitrogênio amoniacal e temperatura. Esse novo índice foi aplicado em cinco rios da Índia e comparado com os índices de qualidade da água da Índia, Malásia, e dos Estados Unidos. Os resultados apresentaram

correlação acima de 68% com o IQA da Índia, acima de 77% com o IQA da Malásia, e acima de 41% com o IQA dos Estados Unidos.

No índice desenvolvido por Gharibi *et al.* (2012), foram considerados vinte variáveis da água bruta. Foi aplicado às águas da barragem de Mamloo (Irã) utilizando dados de quatro estações de amostragem da qualidade da água no período de 2006-2009. A comparação dos resultados desse índice com o IQA_{NSF} e o Índice de Qualidade da Água do Canadá (CWQI), apresentaram resultados semelhantes, entretanto o índice proposto apresentou uma saída mais restritiva comparada com os demais.

Ocampo-Duque *et al.* (2013) desenvolveram um novo índice de qualidade da água utilizando a Lógica Fuzzy e o método de Monte Carlo. A proposta era melhorar a avaliação fornecida com índices determinísticos. A principal vantagem do método é que a adesão a duas ou mais classes, grau de pertinência, é possível, o que dá aos gestores uma melhor avaliação conceitual.

3.6 Padrões legais e da literatura para variáveis da água bruta e da estação de tratamento

As variáveis utilizadas para determinação do IQAB têm limites legais na legislação brasileira e padrões estabelecidos na literatura para águas a serem tratadas em estações do tipo convencional (TAB. 3.6).

TABELA 3.6 – Valores de referência da literatura e legislação para as variáveis do IQAB

Variáveis	CONAMA 357/05 Classe 2	Literatura*	NBR 12.216/92
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	30	-	-
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	1.000	< 1.000.000	5.000 a 20.000
Cor aparente (uH)	75 **	1.000	-
Cianobactérias (Cel.mL ⁻¹)	50.000	10.000	-
Ferro (mg.L ⁻¹)	0,3	< 2,0	-
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,1	< 0,5	-
pH	6 a 9	-	5 a 9
Turbidez de água bruta (uT)	100	< 3.000	-

* KAWAMURA, 2000; USEPA, 1998.

** No CONAMA 357/05 o valor de cor se refere à cor verdadeira.

Fonte: CONAMA, 2005; KAWAMURA, 2000, USEPA, 1998, ABNT, 1992

O IQETA é composto por variáveis com padrões estabelecidos por normas técnicas de projetos de estações de tratamento e variáveis sem padronização legal (TAB. 3.7).

TABELA 3.7 – Variáveis utilizadas no IQETA com padrões estabelecidos na norma técnica

Variáveis	NBR 12.216/92
Gmr – Gradiente de velocidade na mistura rápida (s^{-1})	$700 \leq Gmr \leq 1100$
Tmr – Tempo de agitação na mistura rápida (s)	$Tmr < 5$
Gf - Gradiente de floculação (s^{-1})	$10 \leq Gf \leq 70$
Tf - Tempo de floculação (min)	$20 \leq Tf \leq 30$ (Hidráulico) e $30 \leq Tf \leq 40$ (Mecanizado)
Gp – Gradiente de velocidade nas passagens entre câmaras (s^{-1})	$Gp \leq Gf$ compartimento anterior
Vc – Velocidade média de escoamento no canal de água floculada (cm/s)	$10 \leq Vc \leq 30$
Grcom – Gradiente médio de velocidade nas comportas de acesso ao decantador (s^{-1})	$Grcom \leq 20$
Grcor – Gradiente de velocidade através da cortina de distribuição de água floculada (s^{-1})	$Grcor \leq 20$
Vs – velocidade de sedimentação (cm/min)	$Q < 1.000 \text{ m}^3/\text{d} \Rightarrow Vs < 1,74 \text{ cm/min}$ $1.000 < Q < 10.000 \text{ m}^3/\text{d} \Rightarrow 1,74 < Vs < 2,43 \text{ cm/min}$ $Q > 10.000 \text{ m}^3/\text{d} \Rightarrow Vs < 2,8 \text{ cm/min}$
VL – Velocidade Longitudinal do escoamento (cm/s)	$VL = (Nr/8)^{1/2} \cdot Vs$ (fluxo laminar)* $VL = 18 \cdot Vs$ (fluxo turbulento)*
QL – Vazão linear de coleta de água decantada (L/sxm)	$Q < 1,8 \text{ L/sxm}$ (horizontal), $Q < 2,5 \text{ L/sxm}$ (laminar)
Tfilt - Taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{xd}$)	$TXF < 180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{xd}$ (Camada Simples), $TXF < 360 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{xd}$ (Camada Dupla)
Exp/Vas – Expansão do leito filtrante ou velocidade ascensional de lavagem (cm/min)	$20\% \leq Exp \leq 30\%$ $60 \leq Vas \leq 80$

Nr = número de Reynolds. Nr menor que 2.000 o regime é regime laminar, Nr acima de 15000 é turbulento.

Fonte: ABNT, 1992

Algumas variáveis utilizadas na determinação do IQETA não possuem padrões estabelecidos em norma técnica, tais como:

- NC – número de câmaras na floculação;
- Dcarr – duração da carreira de filtração;
- Laux. – Tipo de lavagem auxiliar;

- Tc – Tempo de detenção no tanque de contato;
- Nch – Número de chicanas no tanque de contato;
- Jtest – Realização ou não do ensaio de *Jar Test*;
- GI – Grau de instrução da equipe de operação.

Estas informações foram listadas, pois poderão ser utilizadas na determinação das funções de pertinência referentes as variáveis de entrada dos índices a serem desenvolvidos nesse trabalho.

A realização rotineira dos ensaios de *Jar Test* é fundamental ao bom desempenho de uma estação, pois é possível determinar a dosagem ótima de coagulante. O grau de instrução da equipe de operação e o envolvimento de toda a área gerencial são outros fatores considerados fundamentais para o bom desempenho de uma estação de tratamento. Estações com elevado grau de envolvimento da equipe operacional tende a produzir água de melhor qualidade com menor custo operacional e de manutenção (AWWA, 2001).

A dosagem ótima de coagulante deve ser definida em função da qualidade da água bruta, tecnologia de tratamento, tipo de coagulante empregado e mecanismo de coagulação. O mecanismo de varredura é intensivamente utilizado nas estações convencionais de tratamento de água do tipo convencional.

Para a faixa de pH de 6 a 9 e processo de tratamento convencional com coagulação por varredura, a faixa de dosagem do coagulante principal é de 5 a 100 mg/L para sulfato de alumínio, de 0 a 40 mg/L com cloreto férrico (AWWA, 2001). Libânio (2010) cita como faixa de dosagem para sulfato de alumínio valor entre 10 a 60 mg/L, para cloreto férrico e sulfato férrico de 5 a 40 mg/L e sulfato ferroso de 5 a 25 mg/L. Di Bernardo (2011) cita a faixa de dosagem de sulfato de alumínio entre 10 a 100 mg/L sendo que abaixo de 30 mg/L a coagulação seria por neutralização de cargas e acima desse valor por varredura.

Outras variáveis de interesse utilizadas indiretamente na determinação do IQETA são cloro residual e volume de lavagem dos filtros e volume produzido.

O cloro residual na água tratada é a forma de garantir a potabilidade da água até o ponto de consumo; entretanto, com a cloração pode ocorrer a formação de inúmeros subprodutos que

podem levar a efeitos danosos à saúde humana, como o câncer (CHOWDHURY *et al.*, 2009). Segundo Allen *et al.* (2008) a contaminação da água potável por bactéria do tipo *E.coli*, que levou a morte sete pessoas e deixou 2.300 pessoas doentes, em maio de 2000 na cidade de Walkerton - Ontário, poderia ter sido evitado caso no sistema houvesse o monitoramento contínuo e automático do cloro residual (O'CONNOR, 2002 a, b).

A Portaria 2914/2011 recomenda o teor máximo de cloro residual livre em qualquer ponto do sistema de abastecimento de água de 2 mg/L e determina a manutenção mínima de 0,2 mg/L de cloro residual livre em toda a extensão do sistema de distribuição. Além disso, associa o cloro residual, o pH e a temperatura ambiente para determinação do tempo de contato necessário para garantir a desinfecção eficiente da água (MS, 2011).

A relação volume de água de lavagem pelo volume produzido deve estar compreendida entre 2 a 10% sendo recomendada uma média de 2,5% (USEPA, 2002). Esta relação está diretamente relacionada à turbidez afluente aos filtros.

A turbidez é uma variável que pode ser monitorada ao longo de todo o processo de tratamento em uma avaliação de desempenho: na água bruta, água coagulada, água floculada, água decantada, água filtrada e água tratada. A turbidez da água coagulada e floculada não é rotineiramente monitorada, mas nos demais pontos a rotina de monitoramento é uma das recomendações do plano de segurança da qualidade da água para consumo humano. No trabalho desenvolvido por Vieira e Morais (2005) para o Instituto Regulador de Águas e Resíduos de Portugal, os limites críticos considerados foram definidos conforme TAB. 3.8.

TABELA 3.8 – Limites críticos para turbidez ao longo do tratamento de água para consumo humano.

Ponto de monitoramento da turbidez	Limite crítico para a turbidez (uT)
Água decantada	4,0
Água filtrada	0,7
Água tratada / Rede de Distribuição	2,0

Fonte: VIEIRA E MORAIS (2005)

3.7 Turbidez da água filtrada como variável de eficiência das estações

A turbidez é um das variáveis mais relevantes na determinação do tipo e nível de tratamento necessário para potabilização da água. Em fontes de água sujeitas a níveis significativos de

poluição fecal, alguma correlação pode ser esperada entre a turbidez e os indicadores fecais. O nível de turbidez também é utilizado na determinação da eficiência da filtração em estações do tipo convencional e na indicação prévia de alterações da qualidade da água na entrada da estação (ALLEN *et al.*, 2008).

É relativamente usual o emprego da turbidez do efluente filtrado² como variável de avaliação do desempenho de estações de tratamento de água. Além de ser uma variável rotineiramente monitorada pela quase totalidade das estações de tratamento do país, esta escolha fundamenta-se também na perspectiva de remoção de protozoários e outros patogênicos, e nas premissas estabelecidas pela Portaria 2914 (MS, 2011), que estabelece limites progressivos de 0,5 uT. Na prática, significativa parcela das estações de tratamento nos EUA, Canadá, Austrália e em vários países europeus já adotam limite inferior a 0,3 uT, 0,2 uT e frequentemente menor que 0,1 uT, como forma de otimizar a remoção de cistos e oocistos de protozoários.

Nieminsk e Ongerth (1995) avaliaram durante dois anos a remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em escala-piloto e em escala real, operando com filtração direta e tratamento convencional. Demonstrou-se nesse estudo que a remoção mais consistente é alcançada com a produção de água com baixa turbidez (0,1 a 0,2 uT) e que a remoção de *Cryptosporidium* é mais difícil que a remoção de cistos de *Giardia*. Constatou-se que, independente da tecnologia de tratamento empregada, a variação na concentração efluente de oocistos e cisto estava intrinsecamente relacionada à turbidez da água bruta afluenta ao sistema.

Esta possível correlação, em alguns estudos não se confirma. Pesquisa contemplando sete mananciais, cujas águas brutas afluíam a quatro estações de tratamento de grande porte no estado americano de Utah, foi realizado o monitoramento de oocistos de *Cryptosporidium* ao longo de sete anos perfazendo 228 análises (empregando o mencionado Método 1623 da USEPA). Os resultados foram classificados em função do tipo de manancial (146 em cursos d'água e 82 em reservatórios de acumulação), das recomendações da USEPA e das quatro estações do ano. Avaliou-se a correlação entre a concentração de *Cryptosporidium* com

2 Algumas estações efetuam o monitoramento da turbidez final após a aplicação da cal secundária. Sempre que disponíveis, optar-se-á pelo emprego dos dados da turbidez do efluente das unidades filtrantes.

turbidez e concentração de *E. coli*. As análises estatísticas apontaram correlações pouco significativas³, e por vezes negativas, com ambos indicadores (NIEMINSKI *et al.*, 2010).

A importância dessa variável pode ser evidenciada no surto de criptosporidiose de Milwaukee (Wisconsin, EUA) ocorrido em março/abril 1993⁴. Em setembro de 1992 o coagulante sulfato de alumínio, utilizado há quase 30 anos na estação, foi substituído pelo cloreto de polialumínio, fato esse que comprometeu a eficiência da equipe de operação da estação na definição da dosagem ótima do novo coagulante mediante variações bruscas na qualidade da água captada. Esta condição operacional, quando associada ao aumento da turbidez da água bruta captada no Lago Michigan (vazão da ordem de 4,3 m³/s), determinou turbidez da água filtrada com variação entre 0,1 a 2,7 uT, a despeito das baixas taxas de filtração da ordem de 160 m³/m²xdia. Dois dias após a detecção do surto esta estação foi paralisada por oito dias. Outras seis estações nos EUA e Canadá, que captavam água nesse mesmo manancial não registraram nenhum fato relacionado (FOX e LYTLE, 1996).

Provavelmente a maior fragilidade na utilização da turbidez do efluente dos filtros (ou da estação), como variável de controle, está no método de sua determinação. Teixeira *et al.* (2004) realizaram um estudo em duas unidades de filtração em escala piloto, com determinação da turbidez em equipamentos de bancada e de escoamento contínuo. A partir dos resultados foram efetuados testes de confiabilidade e validade. As determinações médias de turbidez, com o emprego do equipamento de bancada ($1,0474 \pm 0,3664$ uT), superaram em quase 30% as obtidas com o de escoamento contínuo ($0,8097 \pm 0,2834$ uT). Os resultados da análise estatística indicaram que os valores de turbidez estão condicionados ao funcionamento e manutenção dos equipamentos utilizados na sua determinação. Esse fato se torna crítico quando está sendo avaliada a turbidez da água filtrada que deve atender aos padrões de potabilidade cada vez mais restritivos.

³ Como os resultados não apresentaram distribuição normal, realizaram-se testes não-paramétricos determinando-se o coeficiente de Spearman. A correlação mais significativa apontou coeficiente de Spearman de 0,54, que corresponde a coeficiente de determinação (R^2) de aproximadamente 0,29, entre os valores médios da concentração de *Crypto* e da turbidez de cada estação.

⁴ Estima-se que 403 mil pessoas foram atingidas pelo surto. Esta estimativa fundamentou-se em uma pesquisa por amostragem, realizada por telefone, indagando quantas pessoas na residência foram acometidas por diarreia no período de 18 de março a 08 de abril de 1993.

A TAB. 3.9 apresenta uma síntese dos padrões legais nacionais e internacionais referentes a turbidez da água tratada.

TABELA 3.9 – Padrões internacionais de turbidez da água tratada por tipo de tratamento

Limites para turbidez da água tratada (uT)		WHO 2011	EUA 2009	CANADA 2003	AUSTRÁLIA 2011	EUROPA 2010	NOVA ZELÂNDIA 2008	AMÉRICA DO SUL* 1994 a 2010
Tipo de Tratamento	Condições							
Filtração Direta	Máx	-	< 1,0	< 1,0	-	-	< 1,0	-
	95% das amostras	-	< 0,3	< 0,3	-	-	< 0,3	-
								< 2,0 Chile e Colômbia
Tratamento convencional	Máx	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 4,0	-	< 3,0 Argentina e Uruguai
	95% das amostras	< 0,5	< 0,3	< 0,3	-	-	-	< 5,0 demais países
Filtração lenta	Máx	-	< 5,0	< 3,0	-	-	< 1,0	-
	95% das amostras	-	< 1,0	< 1,0	-	-	< 0,5	-
Filtração lenta com unidade complementar	Máx	-	< 5,0	-	-	-	-	-
	95% das amostras	-	< 0,5	-	-	-	-	-
Filtração em membranas	Máx	-	-	< 0,3	-	-	< 0,1	-
	95% das amostras	-	-	< 0,1	-	-	-	-
Otimização de ETA	Máx	-	< 1	-	< 0,5	< 1,0	< 0,5	-
	Remoção de patógenos	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,2	-	< 0,1	-

Fonte: HC, 2003, MOH, 2008; USEPA, 2009; NIEA, 2010; NHMRC, 2011; PINTO *et al.*, 2012

* Os valores se referem aos países: Argentina, Bolívia, Brasil, Chile, Colômbia, Equador, Paraguai, Peru, Uruguai e Venezuela

4 MATERIAL E MÉTODOS

As etapas metodológicas da pesquisa estão apresentadas no fluxograma da FIG. 4.1 e descritas a seguir.

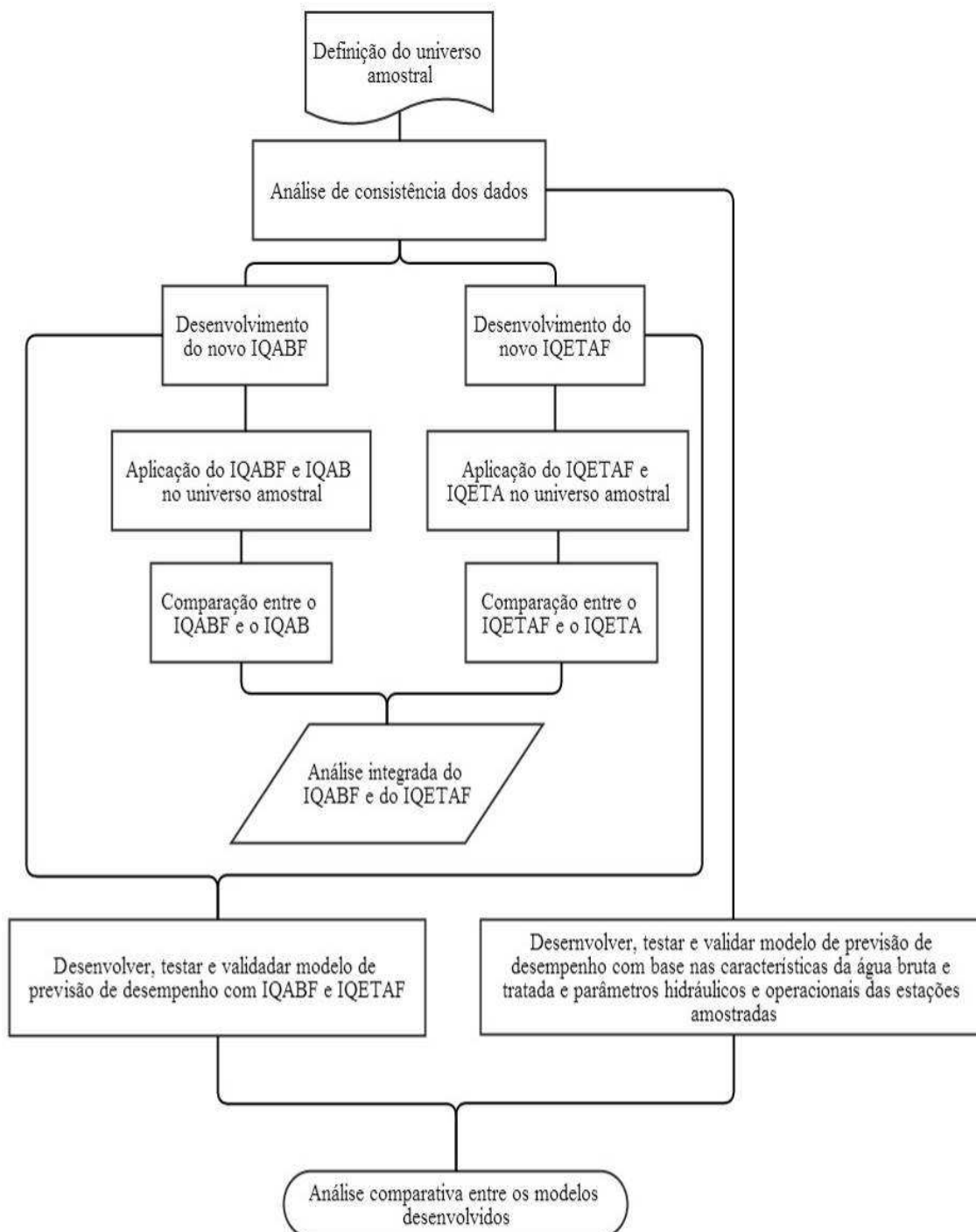


FIGURA 4.1: Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa

4.1 Levantamento dos dados

Foram utilizados dados operacionais referentes ao período de 2003 a 2011 de nove sistemas de abastecimento de água dos estados de São Paulo, Minas Gerais e Espírito Santo, operados pelas companhias estaduais de saneamento e por autarquias municipais, como apresentado nas TAB. 4.1 e 4.2. Todos os sistemas operam com captação superficial, estações convencionais de tratamento e vazões médias afluentes de 36 L/s a 5400 L/s. O critério de escolha das estações teve como base o conhecimento por parte dos pesquisadores das condições operacionais das mesmas e a facilidade na obtenção dos dados.

TABELA 4.1 - Características dos mananciais pertencentes ao banco de dados

Características Mananciais	Vazão Média (L/s)	Período dos Dados	Captação
M1	640,5	Jan. 2003 a Ago.2011	Curso d'água com reservatório de acumulação a montante
M2	190,0	Jan. 2003 a Dez. 2011	Captação direta em curso d'água
M3	5.362,0	Jan.2003 a Dez.2011	Captação direta em curso d'água
M4	543,5	Jan.2003 a Dez.2011	Captação direta em 3 cursos d'água
M5	344,0	Jan.2003 a Dez.2011	Captação direta em 3 cursos d'água
M6	3718,0	Jan.2003 a Dez.2011	Captação em reservatório de acumulação
M7	36,1	Jan. 2003 a Fev.2011	Captação direta em curso d'água
M8	1.869,7	Julho 2005 a Dez.2011	Captação direta em curso d'água
M9	713,7	Jan. 2003 a Dez. 2011	Captação direta em curso d'água

TABELA 4.2 - Características das estações de tratamento pertencentes ao banco de dados

Características ETA	Coagulante	Mistura Rápida	Floculador	Decantador	Filtro	Tanque de contato	Grau de instrução da equipe	Realização Jar Test
ETA 1	Sulfato de Alumínio	Mecanizada*	Hidráulico	Escoamento horizontal	Descendente Camada Dupla	Inexistente	Técnico ou superior em Ciências Exatas	Sim
ETA 2	Sulfato de Alumínio	Parshall	Mecanizado	Escoamento Horizontal	Descendente Camada Dupla	Duas câmaras com chicanas	Técnico ou superior em Ciências Exatas	Sim
ETA 3	Sulfato Ferroso e Cloreto Férrico	Parshall	Mecanizado	Escoamento Horizontal	Descendente Camada Simples	Inexistente	Técnico ou superior em Ciências Exatas	Sim
ETA 4	Sulfato de Alumínio e PAC	Parshall	Mecanizado	Escoamento Horizontal	Descendente Camada Simples	Inexistente	Técnico ou superior em Ciências Exatas	Sim
ETA 5	Sulfato de Alumínio	Parshall	Hidráulico	Escoamento Horizontal	Descendente Camada Simples	Uma câmara com chicanas	Técnico ou superior em Ciências Exatas	Sim
ETA 6	Sulfato de Alumínio	Vertedor Tulipa	Mecanizado	Escoamento Horizontal	Descendente Camada Dupla	Inexistente	Técnico ou superior em Ciências Exatas	Sim
ETA 7	Sulfato de Alumínio	Parshall	Hidráulico	Alta Taxa	Descendente Camada Dupla	Uma câmara sem chicanas	Nível médio	Sim
ETA 8	Sulfato de Alumínio e Polímero	Mecanizado*	Mecanizado*	Alta Taxa	Descendente Camada Dupla	Inexistente	Técnico ou superior em Ciências Exatas	Sim
ETA9	Sulfato de Alumínio e Polímero	Em linha	Mecanizado*	Alta Taxa	Descendente Camada Dupla	Inexistente	Técnico ou superior em Ciências Exatas	Sim

- Unidade desativada

4.2 Análise de consistência dos dados

Obtidos junto aos gestores dos sistemas, foram utilizados dados operacionais diários extraídos dos relatórios de controle operacional e características físicas e operacionais das nove estações amostradas.

As variáveis operacionais relacionadas à água bruta são: clorofila-a, *E. coli*, cor aparente, cianobactérias, ferro, manganês, pH e turbidez, necessários ao cálculo do IQAB e IQABF.

Como a variável cor verdadeira utilizada no cálculo do IQAB não é rotineiramente monitorada nos sistemas pertencentes ao banco de dados, foi analisada a correlação dessa com a turbidez da água bruta e o impacto da substituição pela cor aparente no cálculo do IQAB.

Para o cálculo do IQETA e IQETAF foram utilizados as variáveis hidráulicas relacionadas às unidades de mistura rápida, floculação, decantação, filtração, e desinfecção, a vazão de operação, os dados referentes ao grau de instrução da equipe de operadores e realização ou não de *Jar Test*.

Após processamento dos dados operacionais foram identificados os valores censurados e observações atípicas. Os valores censurados, frequentes em dados de monitoramento na área ambiental, ocorrem quando as concentrações da amostra estão muito perto do zero, podendo ficar abaixo do limite de detecção (LD) dos métodos analíticos. Uma das práticas empregadas consiste na substituição desses por valor correspondente a LD/2. USEPA (2006) recomenda que não seja utilizado esse método para séries com mais de 15% dos dados censurados.

As observações atípicas podem ser consideradas *outliers* ou dados inconsistentes. Esses dados são substancialmente diferentes do restante e sua ocorrência pode indicar características reais da população ou erros de medição ou registro, que podem distorcer seriamente os resultados dos testes estatísticos.

Os dados inconsistentes por erros de medição ou registro foram determinados com base nos limites da literatura e da NBR 12.216/92. Para a variável pH, valores fora da faixa de 5 a 9 foram considerados inconsistentes e excluídos da amostra.

Segundo Grubbs e Beck (1972), a identificação dos *outliers* pode ser realizada utilizando o método exploratório dos interquartis (*IQ*): amplitude dos dados entre os percentis 25 e 75%.

Os dados cujos valores estão entre 1,5 e 3,0 x IQ abaixo ou acima dos percentis 25 e 75% são considerados *outliers*, e aqueles cuja diferença é maior que 3,0 x IQ valores extremos como apresentado na FIG. 4.2.

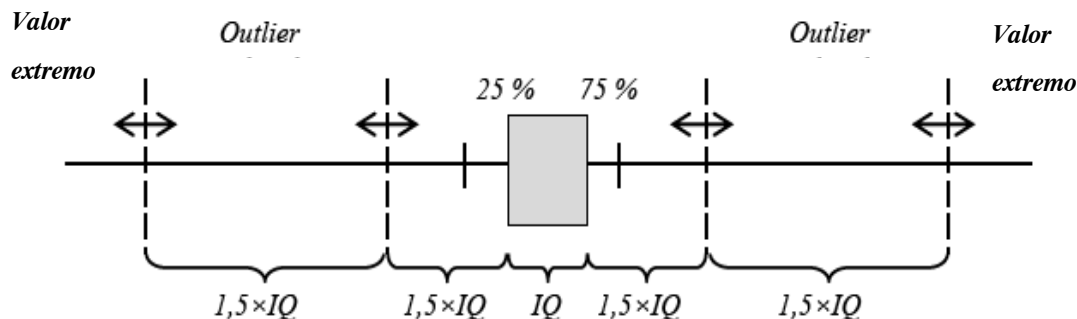


FIGURA 4.2: Limites para identificação de outliers

Fonte: Adaptado de OLIVEIRA e PEREIRA,2011

Os valores considerados *outliers* e extremos foram identificados, entretanto mantidos no banco de dados, pois podem ocorrer naturalmente em alguns processos, decorrentes de precipitações intensas, principalmente nos períodos chuvosos.

Para consolidação dos dados válidos foram analisados os limites de tratabilidade de uma estação convencional de tratamento de água apresentados na literatura e pela NBR 12.216/92 (cor aparente < 1.000 uH; turbidez da água bruta < 3.000 uT). Além disto, foram excluídos os dias com valores nulos para as variáveis: cor aparente, pH, turbidez da água bruta, da água decantada e da água tratada, e dosagem de coagulante.

Diversos autores relatam que os dados ambientais apresentam uma distribuição não normal e assimetria positiva o que dificulta a aplicação de métodos paramétricos (HELSEL e HIRSCH, 2002). Desta forma foi verificada a normalidade dos dados por meio do teste gráfico de probabilidade normal, referido como “Normal Probability Plot”, associado ao teste Shapiro-Wilk para um nível de significância de 5%. Constatado que as variáveis não podem ser representadas por uma distribuição normal, deve-se utilizar testes estatísticos não-paramétricos na interpretação dos resultados.

Toda as análises estatísticas desse trabalho foram desenvolvidas utilizando o *software Statistica 7* (STATSOFT, 2007)

Foi analisada também a frequência de monitoramento empregada em cada sistema, para as variáveis de interesse, verificando o número de dados finais considerados válidos e a relevância do mesmo no banco de dados.

4.3 Aplicação do IQAB e IQETA nos sistemas amostradas

Para determinação do IQETA foi utilizada a formulação proposta por Lopes (2005), apresentada pela Equação 3.7, e os dados médios diários das variáveis determinadas com base na vazão afluente às estações e as características físicas das estações de tratamento amostradas. Os valores do IQETA foram determinados para cada estação considerando o conjunto de dados.

Para determinação do IQAB foi utilizada a formulação proposta por Souza (2008), apresentada pela Equação 3.8, e os dados operacionais médios diários referentes às características da água bruta dos mananciais que compõem o banco de dados. Os dados válidos considerados na determinação desse índice foram definidos excluindo do banco de dados os dias com ausências de informações sobre as variáveis de interesse. Os valores do IQAB foram determinados para cada manancial considerando o conjunto de dados e os períodos hidrológicos.

4.4 Desenvolvimento dos IQAB E IQETA por meio da Lógica Fuzzy

Para desenvolvimento do Índice de Qualidade de Água Bruta Fuzzy (IQABF) e Índices Qualidade de Estação de Tratamento Fuzzy (IQETAF) foram utilizados dados de seis dos nove sistemas.

Como todos os dados de cor fornecidos para os sistemas reportam-se à cor aparente e não à cor verdadeira como demandado no IQAB, foi analisada a dispersão entre cor aparente e turbidez com objetivo de verificar a influência da substituição dessa variável nas etapas subsequentes.

As variáveis de água bruta utilizadas no desenvolvimento do IQABF foram as mesmas determinadas pelo método Delphi (LINSTONE & TUROFF, 1975) para composição do IQAB. As variáveis clorofila-a, *E.coli*, cor aparente, cianobactérias, ferro, manganês, pH e

turbidez foram divididas em três grupos para formulação dos índices Biológico Fuzzy (IBF), Físico Fuzzy (IFF) e Químico Fuzzy (IQF), que por sua vez determinaram o IQABF. Na FIG. 4.3 apresenta-se a estrutura do sistema.

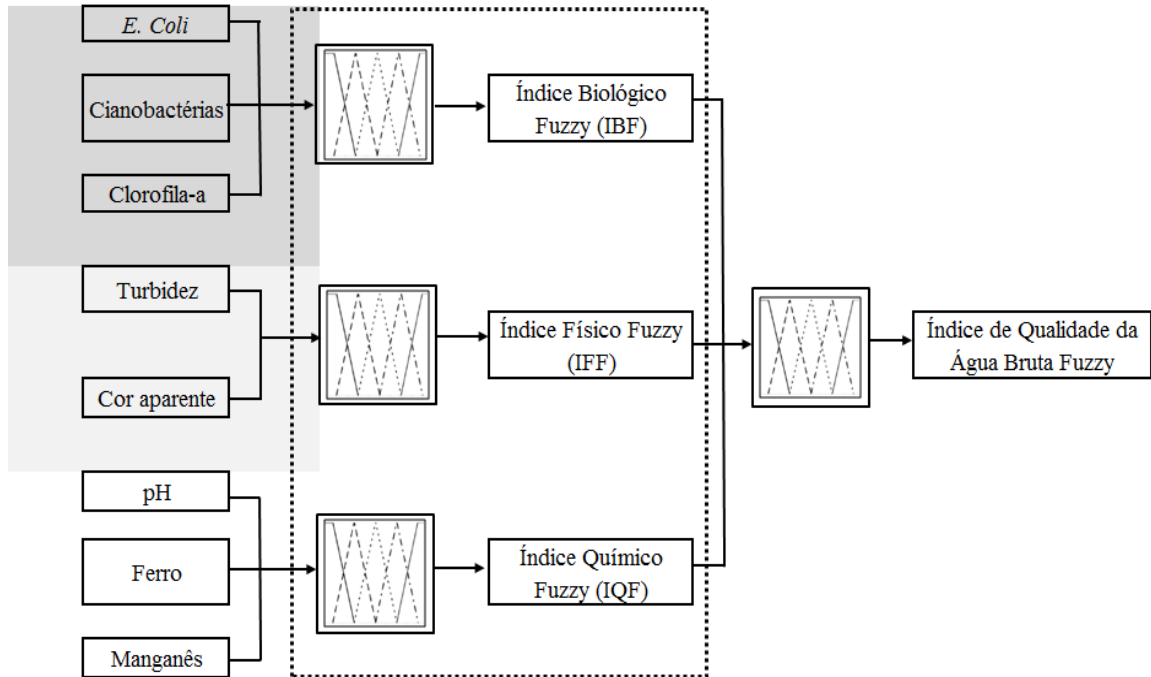


FIGURA 4.3: Fluxograma de desenvolvimento do IQABF

A definição das variáveis de interesse é a etapa mais complexa para desenvolvimento de um índice ou de um modelo. Para desenvolvimento do IQETAF foram utilizados quatro critérios sendo eles: peso das variáveis (peso > 0,05) obtido pelo método Delphi quando desenvolvido o IQETA por Libânio e Lopes (2009), existência de padrões em normas técnicas, possibilidade de aferição das informações e na correlação entre variáveis. Assim, foram definidas as variáveis de interesse como sendo: gradiente de velocidade de floculação, tempo de floculação, velocidade de sedimentação, vazão linear na calha coletora de água decantada, taxa de filtração, percentual despendido com água de lavagem, concentração de cloro residual, dosagem do coagulante principal e grau de instrução dos operadores.

Tais variáveis foram divididas em cinco grupos para formulação do Índice de Floculação Fuzzy (IFCF), Índice de Decantação Fuzzy (IDCF), Índice de Filtração Fuzzy (IFTF), Índice de Desinfecção (IDFF) e Índice de Operação Fuzzy (IOPF). Estes, por sua vez, determinaram o IETAF, índice parcial correspondente aos processos de clarificação e filtração, e o IQETAF

que já envolve os processos de desinfecção e operação. A FIG. 4.4 apresenta a estrutura do sistema.

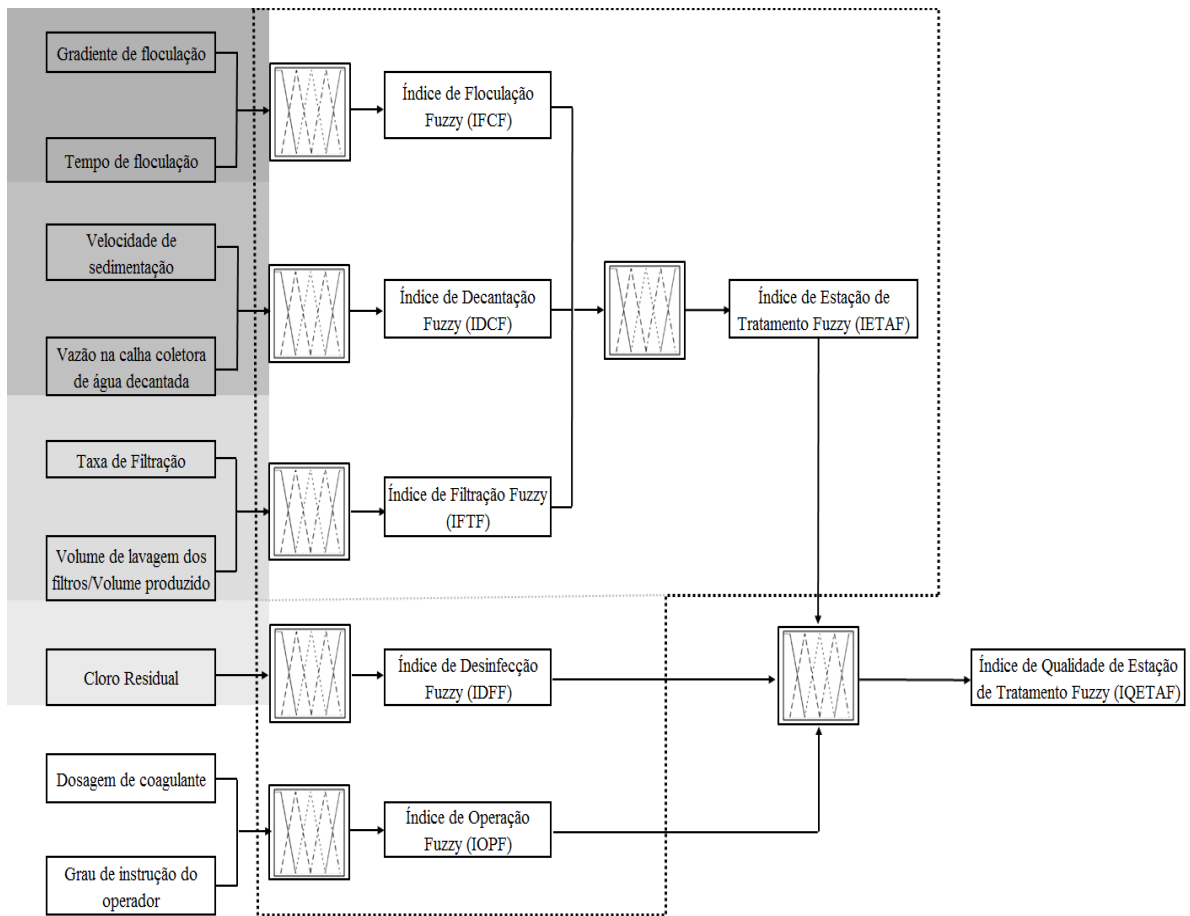


FIGURA 4.4: Fluxograma de desenvolvimento do IQETAF

Utilizando a caixa de ferramentas Fuzzy do MATLAB foram desenvolvidas as seguintes etapas descritas a seguir.

➤ **Definição das funções de entrada e saída**

Foram utilizadas funções trapezoidais nas pontas e triangulares nos meios segundo equações 3.1 e 3.2.

As variáveis de entrada foram particionadas em três ou cinco subconjuntos Fuzzy em função da variável em análise: Muito Baixo (MB), Baixo (B), Médio (M), Alto (A) e Muito Alto (MA). As variáveis de saída (índices) foram divididas em cinco subconjuntos Fuzzy: Péssimo

(P), Ruim (R), Regular (RG), Bom (B) e Ótimo (O). As funções de entrada e saída foram representadas conforme ilustrado na FIG. 4.5.

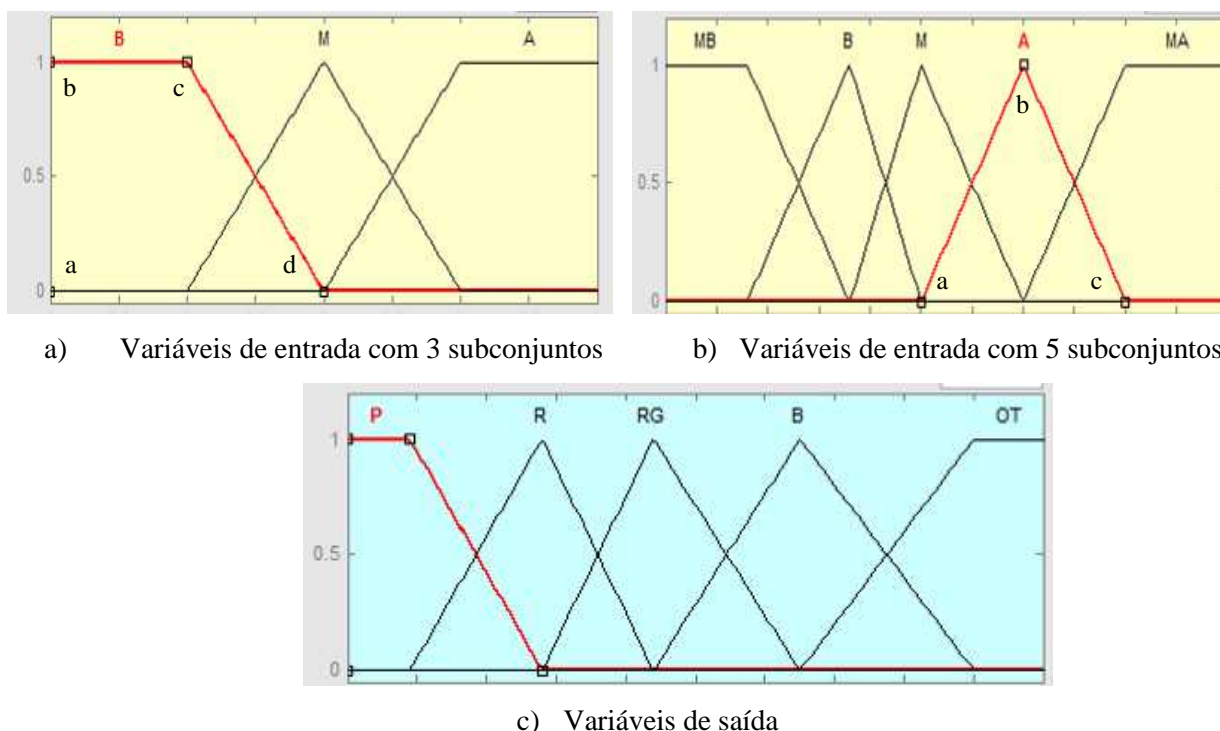


FIGURA 4.5: Representação das funções de pertinência para variáveis de entrada e saída do IQABF e IQETAF

Com base nos valores máximos e mínimos encontrados no banco de dados, nos limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/05 (classe 2), no limite de tratabilidade de uma ETA convencional estabelecido na literatura e pela NBR 12216 (ABNT, 1992), apresentados nas TAB. 3.6 e 3.7, foram estipuladas as funções de pertinência referentes aos as variáveis de entrada.

Os termos linguísticos dos conjuntos Fuzzy e o domínio de cada função de pertinência foram definidos com base no IQA_{NSF} , como apresentado na TAB. 4.3.

TABELA 4.3 - Conjunto Fuzzy das funções de pertinência das variáveis de saída

Conjuntos Fuzzy	Intervalo
Ótimo (OT)	$79 < PS \leq 100$
Bom (B)	$51 < PS \leq 79$
Regular (RG)	$36 < PS \leq 51$
Ruim (R)	$19 < PS \leq 36$
Péssimo (P)	$0 < PS \leq 19$

➤ ***Definição das operações e regras de inferência da Lógica Fuzzy***

As expressões 3.3 a 3.5 reportam às utilizadas na inferência Fuzzy. As regras foram definidas com base nos dados disponibilizados referentes aos mananciais e ao peso estabelecido para cada variável quando do desenvolvimento do IQAB (experiência do painalista). A modelagem das regras foi desenvolvida utilizando o método de Mandani e Larsen, com regras do tipo “se e então” e operador matemático Min-Máx.

➤ ***Determinação dos valores de saída***

Para transformação dos valores qualitativos de saída em valores numéricos foi utilizado o método do Centro de Gravidade, representada pela equação 3.6.

Esses índices foram aplicados aos nove sistema amostrados para posterior interpretação conjunta com o IQAB e IQETA.

Todo o processamento computacional desta metodologia contou com o auxílio da “Fuzzy Lógic Toolbox” e de rotinas do software MATLAB®.

4.5 Análise dos índices desenvolvidos com a Lógica Fuzzy

Na Região Sudeste o regime hidrológico é caracterizado por período seco (de maio a agosto) e período chuvoso (de novembro a março), além dos meses de transição abril, setembro e outubro. Desta forma, a análise dos índices de qualidade de água bruta visou identificar as distintas características das águas naturais, bem como sua variação em função do período hidrológico.

Para cada índice realizaram-se (LEVINE *et al.*, 2008 e HAIR *et al.*, 2009):

- teste de hipótese não-paramétrico de Kruskal-Wallis seguido do teste de comparações múltiplas, com nível de significância de 5%, para comparação entre os índices de qualidade da água bruta dos mananciais e entre os índices de qualidade das estações convencionais de tratamento de água;

- teste U de Mann-Whitney, com nível de significância de 5%, para comparação entre os índices e períodos hidrológicos;
- determinação do coeficiente de correlação de Spearman (ρ), utilizando a equação 4.1, verificando a intensidade da relação entre os índices desenvolvidos com a Lógica Fuzzy e os índices desenvolvidos por Libânio e Lopes (2009) e Souza e Libânio (2009).

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n di^2}{n^3 - n} \quad (4.1)$$

Em que:

n é o número de pares (x_i, y_i)

$di = (\text{postos de } x_i \text{ dentre os valores de } x) - (\text{posto de } y_i \text{ dentre os valores de } y)$

Com esta análise é possível identificar se os índices apresentam a mesma tendência de resposta.

Tendo como referência as recomendações da Norma 12.216 (ABNT, 1992) foi elaborado o diagrama de capacidade das estações, de acordo com o método apresentado por AWWA (2001), a fim de identificar eventual sobrecarga hidráulica de cada estação em função da vazão média e máxima, comparando os resultados com os valores de IQETAF obtidos.

A interpretação conjunta dos resultados foi realizada utilizando gráfico de dispersão entre IQABF e IQETAF. Adicionalmente, foi analisado o percentual de tempo em que a turbidez da água tratada (TAT) é atendido, considerando os valores de referência da Portaria 518 (MS, 2004), vigente até dez/2011, período em que os dados foram coletados, da Portaria 2914 (MS, 2011), vigente a partir de jan/2012, e das legislações internacionais.

Esta análise teve como objetivo identificar o que é preponderante na perspectiva de produção de água com qualidade de forma a minimizar os riscos à saúde: a qualidade da água bruta ou as características da estação de tratamento de água.

4.6 Desenvolvimento dos modelos de previsão de desempenho

Para desenvolvimento dos modelos de previsão de desempenho foram utilizados seis dos sistemas sendo eles: S1, S2, S3, S4, S7 e S8.

Utilizando a caixa de ferramentas Fuzzy do MATLAB e as mesmas etapas utilizadas no desenvolvimento dos índices de qualidade, foram desenvolvidos os modelos de previsão de desempenho 1 e 2.

O Modelo de Previsão de Desempenho 1 (MPD1) foi desenvolvido a partir do IQABF e IQETAF. Na FIG. 4.6 é apresentada a estrutura do MPD1.

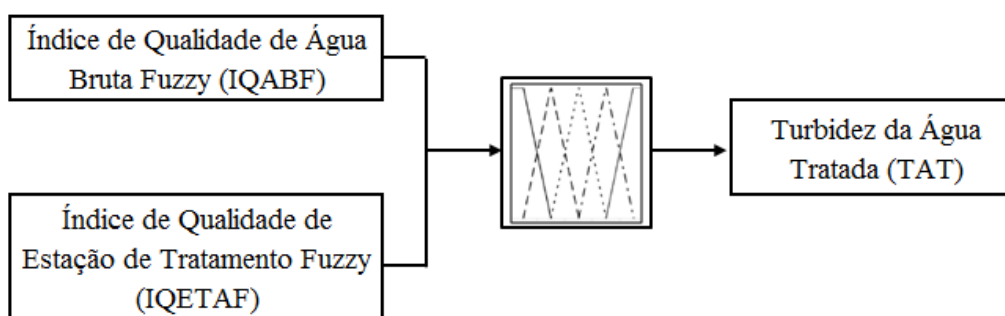


FIGURA 4.6: Fluxograma de desenvolvimento do MPD1

O Modelo de Previsão de Desempenho 2 (MPD2) foi desenvolvido a partir das características da água bruta, decantada e tratada e das variáveis hidráulicas e operacionais das estações de tratamento.

Inicialmente foi realizada a análise estatística das variáveis de interesse e a correlação entre essas e a turbidez da água tratada. Optou-se por não inserir a etapa de desinfecção, variáveis tempo de contato e cloro residual neste modelo, devido ao fato de não influenciarem na magnitude da turbidez da água tratada e ter menor significância na Portaria 2914/11.

O MPD2 foi dividido em duas etapas, sendo a primeira para determinação da TAD (FIG. 4.7) e a segunda para a determinação da TAT (FIG. 4.8).

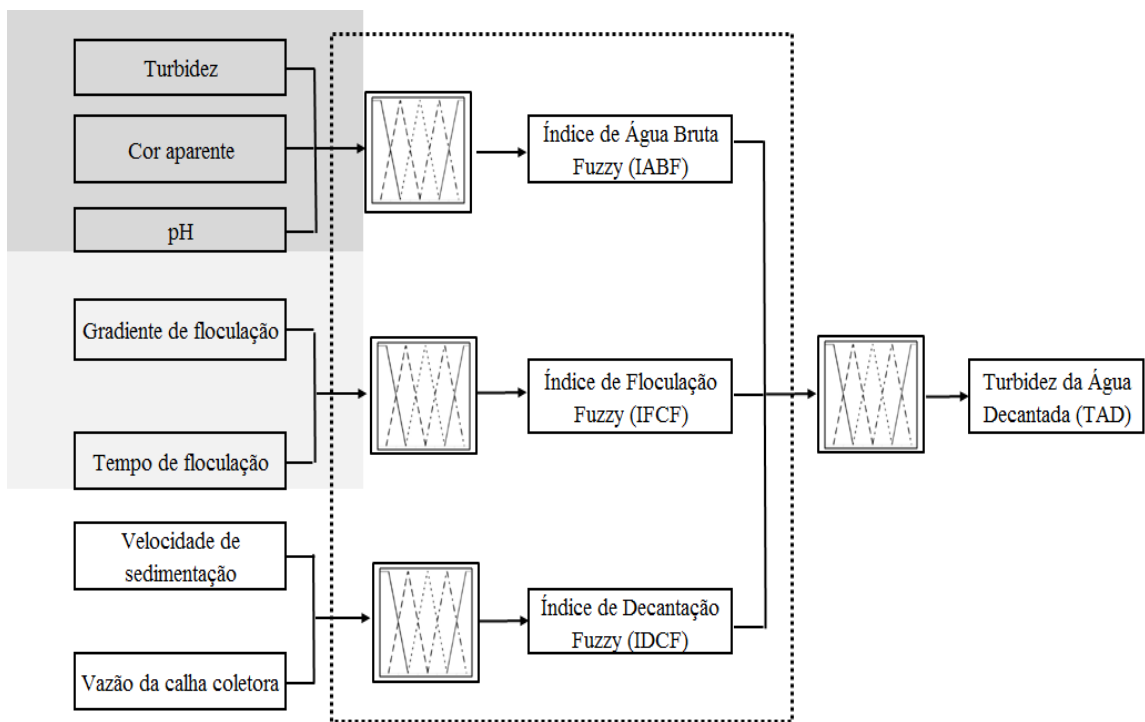


FIGURA 4.7: Fluxograma de desenvolvimento do MPD2 para determinação da TAD

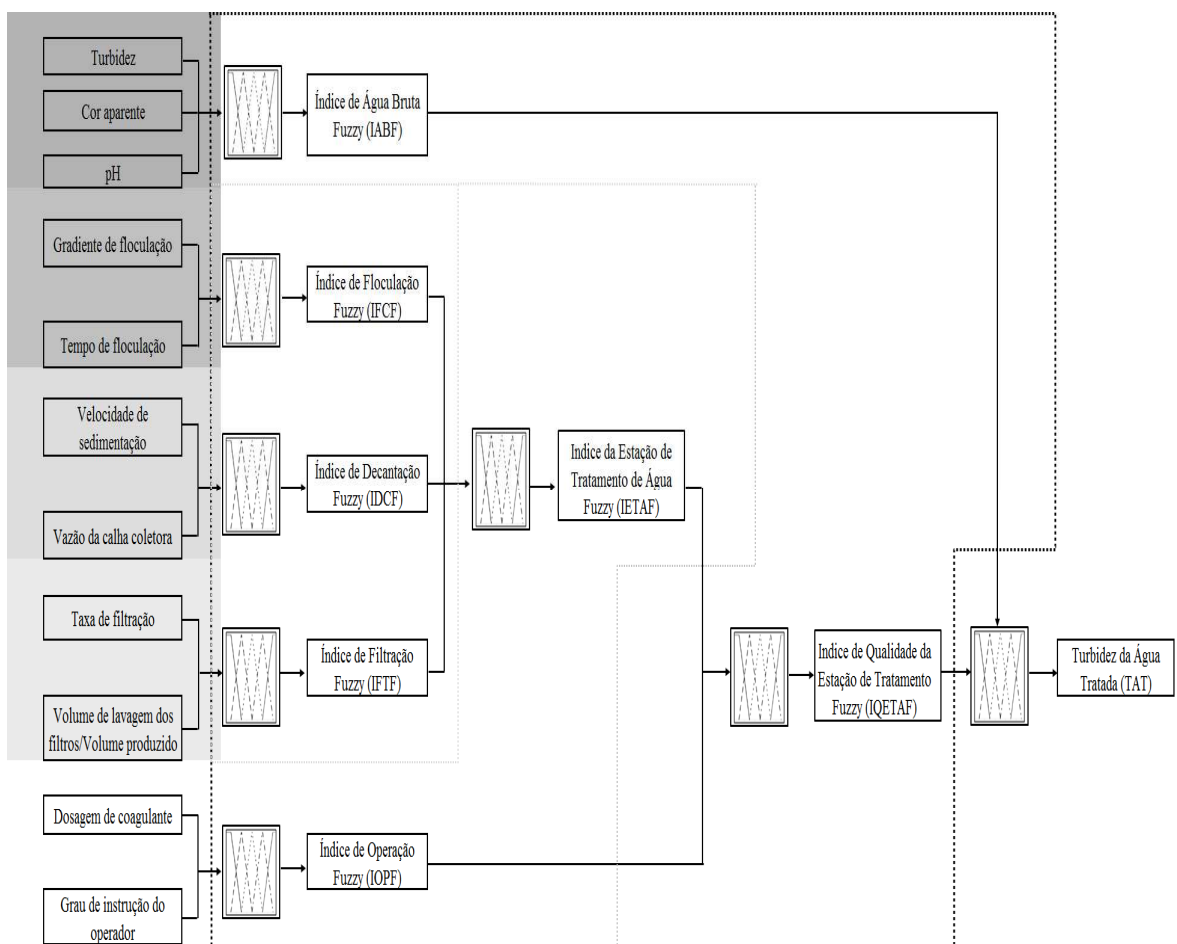


FIGURA 4.8: Fluxograma de desenvolvimento do MPD2 para determinação da TAT

4.7 Análise e validação dos modelos de previsão de desempenho propostos

Uma questão importante na validação do modelo é a seleção do conjunto de validação, que deve ser, ao mesmo tempo, representativo do domínio e suficientemente distinto do conjunto dos dados (BÁRDOSY; DUCKSTEIN, 1995). A validação dos modelos foi realizada com os três sistemas que compõem o banco de dados não utilizados no desenvolvimento dos modelos (S5, S6 e S9).

A análise dos modelos foi realizada utilizando:

- teste de hipótese não-paramétrico de Kruskal-Wallis seguido do teste de comparações múltiplas, com nível de significância de 5%, para comparação entre a turbidez da água decantada e tratada produzidas pelas estações amostradas;
- teste U de Mann-Whitney, com nível de significância de 5%, para comparação entre o valor de tendência central da turbidez estimada e da turbidez observada/monitorada nas estações;
- determinação do coeficiente de correlação de Spearman (ρ), utilizando a equação 4.1, verificando a intensidade da relação entre a turbidez estimada e a observada/monitorada.

Para dar mais robustez à análise do modelo foi determinado o desvio médio absoluto (DMA), com base na equação 4.2, sendo o modelo com menor DMA e maior correlação o de melhor ajuste (BAXTER *et al.*, 2002; MAIER *et al.*, 2004; HEDDAM *et al.*, 2012).

$$DMA = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |O_i - P| \quad (4.2)$$

Na qual:

N = número de dados;

O = valor observado;

P = valor predito pelo modelo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse capítulo são apresentados os resultados e a discussão de todas as etapas metodológicas e da validação dos modelos.

O banco de dados foi montado em planilhas com informações disponibilizadas pelas companhias parceiras, e sua consolidação feita com base na identificação dos dados censurados, observações atípicas e limites de tratabilidade, para essa tecnologia, apresentados na literatura, legislação e normas técnicas.

Como a variável cor verdadeira utilizada no cálculo do IQAB não é rotineiramente monitorada nos sistemas amostrados, foi analisado o impacto da substituição dessa variável pela cor aparente no cálculo do IQAB e do IQABF a ser desenvolvido. Com base nos gráficos de dispersão entre cor aparente e turbidez da água bruta de cada um dos sistemas, apresentado no Apêndice A, pôde-se observar significativa correlação entre essas variáveis ($64\% < R^2 < 93\%$), sendo possível afirmar que a cor verdadeira é baixa nesses sistemas. Utilizando a cor aparente no cálculo do IQAB minimiza-se a pontuação dessa variável, sendo desta forma o valor do IQAB calculado menor do que o real.

A estatística descritiva dos dados considerados válidos é apresentada na TAB. 5.1. Analisando o coeficiente de assimetria dos dados e os gráficos de normalidade verificou-se que os mesmos não apresentam uma distribuição normal, com exceção do pH.

TABELA 5.1 - Análise descritiva das variáveis monitoradas nos nove sistemas amostradas

Variável	Dados Válidos	Min	Máx.	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	84	0,0	23,3	3,6	2,1	4,6	128	2,4	0,3	2,1	5,0
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	733	0	52.000	1.140	166	3.787,5	332	7,5	40	166	860
Cor aparente. (uH)	20.344	0,4	1.000,0	96,8	41,0	154,5	160	3,1	12,5	41,0	103,0
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	255	0	103.510	3.566	35	11.556,3	324	6,5	0	35	2.945
Ferro (mg.L ⁻¹)	3.306	0,0	8,8	0,7	0,5	0,7	100	4,2	0,3	0,5	0,8
Manganês (mg.L ⁻¹)	3.367	0,0	8,3	0,4	0,2	0,5	125	5,8	0,1	0,2	0,4
pH	20.344	5,4	8,6	7,1	7,1	0,4	5	0,0	6,9	7,1	7,4
Turbidez água bruta (uT)	20.344	0,49	2.514,00	36,05	11,68	68,4	190	5,9	3,55	11,68	35,51
Turbidez água decantada (uT)	20.344	0,05	58,0	3,51	1,86	5,2	144	3,6	0,98	1,86	3,51
Turbidez água tratada (uT)	20.344	0,02	4,90	0,34	0,24	0,3	100	3,4	0,17	0,24	0,42

O Apêndice A apresenta a estatística descritiva dos dados referentes a cada um dos sistemas (manancial e estação de tratamento) amostrados, sendo reforçada constatação de que as variáveis em questão não apresentam uma distribuição normal e possuem assimetria positiva. Desta forma, foram utilizados testes estatísticos não-paramétricos na interpretação dos resultados.

Com base nas características dos nove mananciais foi elaborada a TAB. 5.2 apresentando a frequência de monitoramento das variáveis, por sistema, a partir dos dados válidos.

TABELA 5.2 - Frequência de monitoramento das variáveis de interesse por sistema

Variável	Sistemas								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	-	-	A	A	A	2M	-	6M	6M
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	2M	7D	M	M	M	M	-	6M	6M
Cor aparente. (uH)	D	D	D	D	D	D	10D	D	D
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	-	-	M	2M	3M	3M	A	M	M
Ferro (mg.L ⁻¹)	D	3M	M	M	M	M	-	A	A
Manganês (mg.L ⁻¹)	D	6M	M	M	M	M	-	A	A
pH	D	D	D	D	D	D	10D	D	D
Turbidez água bruta (uT)	D	D	D	D	D	D	10D	D	D
Turbidez água decantada (uT)	D	D	D	D	D	D	10D	D	D
Turbidez água tratada (uT)	D	D	D	D	D	D	10D	D	D

D – Diária; S – Semanal; M – Mensal; A – Anual; 2M, 3M e 6M – a cada dois, três ou seis meses; 7D e 10D – a cada sete ou dez dias.

Constata-se o não cumprimento da Portaria 2914/11 com relação à frequência de monitoramento, sendo relevantes os itens:

- monitoramento semanal de Clorofila-a descumprido em todos os sistemas;
- monitoramento mensal de *E. coli* cumprido apenas nos sistemas S3, S4, S5 e S6;
- nos sistemas S1, S3, S7, S8 e S9 os valores de *E. coli* extrapolam a média geométrica anual de 1000 NMP/100mL, sendo recomendado nesse caso o monitoramento de cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.* no ponto de captação;
- monitoramento mensal de cianobactérias cumprido apenas nos sistemas S3, S8 e S9;
- monitoramento semestral de ferro e manganês descumprido nos sistemas S7, S8 e S9;
- monitoramento diário de cor, pH e turbidez descumprido apenas no sistema S7;

- conforme mencionado, os dados de cor fornecidos pelos sistemas reportam-se à cor aparente.

O sistema 7, menor sistema do banco de dados, apresentou grande inconsistência nos dados, com apenas 125 dados válidos dentro do período amostral de jan/2003 a fev/2011. É o único sistema onde o operador apresenta nível técnico e não cumpre os padrões de monitoramento recomendados pela legislação. Desta forma esta estação foi excluída da amostra..

5.1 Aplicação do IQAB nos mananciais

Ao aplicar a formulação proposta por Souza e Libânio (2009) nos mananciais foram observadas algumas questões:

- como os mananciais não apresentam indícios de floração de algas, os dias sem registros de clorofila-a e cianobactérias foram mantidos no banco de dados, tendo sido atribuído a eles valor de zero para clorofila-a e um para cianobactérias já que a curva de pontuação foi desenvolvida utilizando a função logarítmica;
- os dias sem dados de outras variáveis, a não ser clorofila-a e cianobactérias, foram excluídos do banco de dados;
- conforme mencionado, os dados de cor verdadeira foram substituídos por cor aparente fazendo com que o valor do IQAB calculado seja menor do que o real;
- alguns dados de cor, *E.coli*, cianobactérias, ferro, manganês e turbidez da água bruta extrapolaram os gráficos de pontuação. Para cálculo do IQAB os valores de pontuação foram ajustados considerando o caráter assintótico da curva de pontuação.

A TAB. 5.3 apresenta a análise descritiva do conjunto de dados (416 dados válidos) utilizados no cálculo do IQAB. Constata-se pelo coeficiente de assimetria dos dados e os gráficos de normalidade que as variáveis não apresentam uma distribuição normal, sendo, utilizada a mediana como medida de tendência central e os testes não-paramétricos na interpretação dos resultados.

TABELA 5.3 - Análise descritiva dos dados utilizados no cálculo do IQAB

Variável	Dados Válidos	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	416	0,0	21,6	0,2	0,0	1,4	700	10,2	0,0	0,0	0,0
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	416	0	52.000	1457	129	4309,5	296	7,0	16	129	1.210
Cor aparente. (uH)	416	1,0	980,0	96,4	30,0	174,3	181	3,1	10,0	30,0	86,0
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	416	0	13.310	144	0	1051,1	730	10,5	0	0	0
Ferro (mg.L ⁻¹)	416	0,0	8,8	0,5	0,3	0,9	180	5,3	0,1	0,3	0,5
Manganês (mg.L ⁻¹)	416	0,0	2,1	0,1	0,05	0,2	200	5,3	0,0	0,1	0,1
pH	416	6,4	8,3	7,1	7,1	0,3	4	0,1	6,9	7,1	7,3
Turbidez água bruta (uT)	416	0,49	708,50	40,63	10,03	82,0	202	3,8	2,62	10,03	33,42
Turbidez água decantada (uT)	416	0,29	24,40	2,52	1,65	2,9	116	3,7	0,87	1,65	2,94
Turbidez água tratada (uT)	416	0,06	2,60	0,28	0,20	0,3	100	3,9	0,14	0,20	0,28

O IQAB foi aplicado em todos os mananciais que compõem o banco de dados (Apêndice B). Na TAB. 5.4 apresenta-se a mediana do IQAB por manancial considerando o conjunto de dados e os períodos hidrológicos.

TABELA 5.4 - Mediana do IQAB para os mananciais amostrados

Mananciais	Nº dados	IQAB	IQAB período seco	IQAB período chuvoso
1	40	67	69	65
2	13	66	84	62
3	91	65	73	51
4	81	84	88	71
5	79	90	91	89
6	99	81	85	77
8	5	51	54	31
9	7	50	52	36

5.2 Desenvolvimento e aplicação do novo IQABF

A partir das considerações feitas para o IQAB foram utilizados os 416 dados válidos para desenvolvimento do IQABF. Para desenvolvimento e teste do índice foram utilizados dados dos mananciais M1 a M4 e M8, totalizando 230 dados válidos (55%), e o índice foi validado com dados dos mananciais M5, M6 e M9 com um total de 186 (45%) dados válidos.

A função de pertinência Fuzzy e termos linguísticos para as variáveis de entrada e saída do IQABF (TAB. 5.5) foram desenvolvidas com base nos valores mínimos e máximos encontrados no banco de dados (TAB. 5.3) e nos limites estabelecidos na legislação e literatura apresentados nas TAB. 3.6 e 3.7.

TABELA 5.5 - Função de pertinência Fuzzy e termos linguísticos para as variáveis de entrada e saída do IQABF.

Variáveis de Entrada	Muito Baixo			Baixo			Médio			Alto			Muito Alto		
	a-b	c	D	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c-d
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0	5	10	5	10	20	10	20	30	20	30	40	30	40	50
<i>E.coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	0	100	500	100	500	1.000	500	1.000	2.000	1.000	2.000	10.000	2.000	10.000	55.000
Cor aparente (uH)	0	10	30	10	30	75	30	75	350	75	350	500	350	500	1.000
Cianobactérias (células mL ⁻¹)	0	100	1.000	100	1.000	10.000	1.000	10.000	20.000	10.000	20.000	50.000	20.000	50.000	110.000
Ferro (mg.L ⁻¹)	0	0,1	0,2	0,1	0,2	0,3	0,2	0,3	0,7	0,3	0,7	2,0	0,7	2,0	9,0
Manganês (mg.L ⁻¹)	0	0,05	0,1	0,05	0,1	0,15	0,1	0,15	0,2	0,15	0,2	0,5	0,2	0,5	9,0
Turbidez (uT)	0	10	30	10	30	100	30	100	500	100	500	1.000	500	1.000	3.000
pH				0	4	7	4	7	10	7	10	14			

Variáveis de Saída	Péssimo			Ruim			Regular			Bom			Ótimo		
	a-b	c	d	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c-d
IBF, IFF, IQF, IQABF	0,00	0,10	0,28	0,10	0,28	0,44	0,28	0,44	0,65	0,44	0,65	0,90	0,65	0,90	1,00

A divisão das variáveis de interesse em três grupos se fez necessária, em função do grande número de regras que teriam que ser desenvolvidas caso todos as variáveis fossem tratadas como um único sistema. Para desenvolvimento desse índice foram definidas 25 regras para a determinação do IBF, 25 para o IFF, 75 para o IQF e 125 para IQABF. Algumas regras são apresentadas a seguir e o conjunto completo de regras é apresentado no Apêndice C.

Para determinação do Índice Biológico Fuzzy:

Se Ciano=MB, Clorofila-a=MB e *E.coli*=MB então IBF=OT;

Se Ciano=MB, Clorofila-a=MB e *E.coli*=A então IBF=RG;

Se Ciano=B, Clorofila-a=MB e *E.coli*=MA então IBF=P;

Se Ciano=B, Clorofila-a=MB e *E.coli*=M então IBF=B;

Se Ciano=M, Clorofila-a=MB e *E.coli*=A então IBF=R.

Para determinação do Índice Físico Fuzzy:

Se Turbidez=MB, Cor=MB então IFF=OT;

Se Turbidez=MB, Cor=B então IFF=B;

Se Turbidez=B, Cor=M então IFF=B;

Se Turbidez=M, Cor=M então IFF=RG;

Se Turbidez=A, Cor=MA então IFF=P.

Para determinação do Índice Químico Fuzzy:

Se pH=M, Ferro=MB e Manganês=MB então IQF=OT;

Se pH=M, Ferro=MA e Manganês=MA então IQF=R.

Se pH=B, Ferro=A e Manganês=M então IQF=RG;

Se pH=B, Ferro=M e Manganês=MB então IQF=B;

Se pH=B, Ferro=A e Manganês=MA então IQF=P;

Para determinação do Índice de Qualidade de Água Bruta Fuzzy:

Se IBF=P, IFF=P e IQF=RG então IQABF=P;

Se IBF=R, IFF=B e IQF=R então IQABF=R;

Se IBF=RG, IFF=B e IQF=RG então IQABF=RG;

Se IBF=B, IFF=B e IQF=B então IQABF=B;

Se IBF=OT, IFF=B e IQF=OT então IQABF=OT.

Após desenvolvimento do modelo IQABF, o mesmo foi aplicado em todos os mananciais que compõem o banco de dados (Apêndice B). Na TAB. 5.6 apresenta-se a mediana do IQABF por manancial considerando o conjunto de dados e os períodos hidrológicos.

TABELA 5.6 - Mediana do IQABF dos mananciais amostrados

Mananciais	Nº dados	IQABF	IQABF período seco	IQABF período chuvoso
1	40	60	61	59
2	13	70	76	64
3	91	62	69	50
4	81	82	84	78
5	79	85	85	84
6	99	77	79	72
8	5	54	56	12
9	7	46	54	26

5.3 Análise conjunta do IQABF e do IQAB

A dificuldade na aplicação desses índices está no monitoramento deficiente realizado nos mananciais amostrados, relacionado principalmente as variáveis clorofila-a, *E.coli*, e cianobactérias e cor verdadeira.

O IQABF já foi desenvolvido utilizando cor aparente, entretanto constatou-se nos mananciais amostrados uma elevada correlação entre cor aparente e turbidez, o que poderia ser considerado uma sobreposição de variáveis induzindo a uma reflexão sobre a exclusão de um dessas variáveis do modelo. Para consolidar esta análise é fundamental que o IQABF seja

aplicado em mananciais com maior presença de matéria orgânica (menor correlação entre cor aparente e turbidez).

Aplicando o teste Kruskal-Wallis constatou-se que, para o nível de significância de 5%, há diferença significativa entre os valores de tendência central dos mananciais amostrados, tanto para o IQAB quanto para o IQABF (FIG. 5.1). Com o teste de comparações múltiplas, foi possível verificar que há diferença significativa entre o M5 e os demais mananciais como apresentado nas TAB. 5.7 e 5.8.

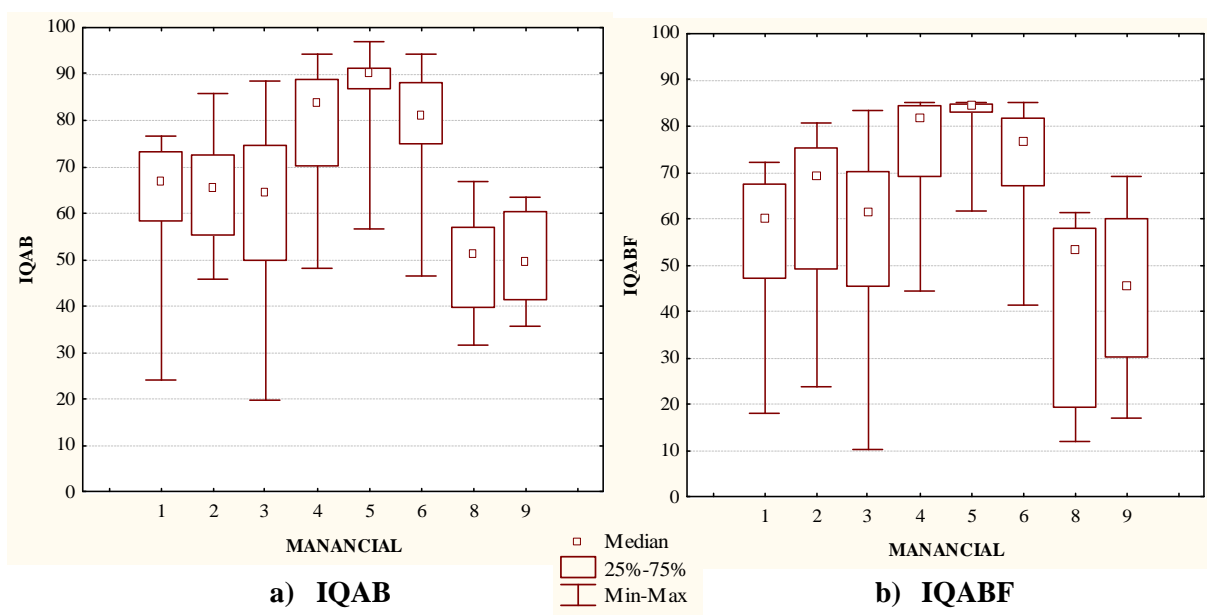


FIGURA 5.1: Variabilidade do IQAB e do IQABF para o conjunto de manancial amostrado

TABELA 5.7 - Teste de comparações múltiplas entre os mananciais amostrados para o IQAB

M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 8	M 9	
	=	=	↑	↑	↑	=	=	M 1
=		=	=	↑	=	=	=	M 2
=	=		↑	↑	↑	=	=	M 3
↓	=	↓		↑	=	↑	↑	M 4
↓	↓	↓	↓		↑	↑	↑	M 5
↓	=	↓	=	↓		↑	↑	M 6
=	=	=	↓	↓	↓		=	M 8
=	=	=	↓	↓	↓	=		M 9

TABELA 5.8 - Teste de comparações múltiplas entre os mananciais amostrados para o IQABF

M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 8	M 9	
	=	=	↑	↑	↑	=	=	<i>M 1</i>
=		=	↑	↑	=	=	=	<i>M 2</i>
=	=		↑	↑	↑	=	=	<i>M 3</i>
↓	↓	↓		↑	=	↑	↑	<i>M 4</i>
↓	↓	↓	↓		↑	↑	↑	<i>M 5</i>
↓	=	↓	=	↓		↑	↑	<i>M 6</i>
=	=	=	↓	↓	↓		=	<i>M 8</i>
=	=	=	↓	↓	↓	=		<i>M 9</i>

Legenda:

↑ Manancial em negrito (acima) estatisticamente diferente/superior ao manancial em itálico (coluna à direita)

↓ Manancial em negrito (acima) estatisticamente diferente/inferior ao manancial em itálico (coluna à direita)

= Manancial em negrito (acima) sem diferenças significativas em relação ao manancial em itálico (à direita)

Ainda utilizando as TAB. 5.7 e 5,8 é possível inferir que:

- Os mananciais M4 e M5 possuem água de melhor qualidade para fins de potabilização pela tecnologia convencional, quando comparado aos demais mananciais. Esses mananciais encontram-se em área protegida com captação em pequenas barragens e durante aproximadamente nove meses no ano apresentam água de boa qualidade, passível de ser submetida apenas à desinfecção.
- O manancial M6 possui captação em reservatório de acumulação, tendo sua água comprometida quando comparada aos mananciais M4 e M5, devido à presença de algas.
- O manancial M2 tem seu índice comprometido devido à presença significativa de ferro no ponto de captação, enquanto os mananciais M1, M3, M8 e M9 encontram-se em áreas com variações bruscas de turbidez e elevado grau de contaminação com efluentes domésticos.
- Os mananciais M8 e M9 apresentam as maiores concentrações de clorofila-a, cianobactérias e ferro, fato que associado ao menor número de dados válidos, pode ter contribuído para os menores índices de qualidade da água bruta.

Aplicando o teste U de Mann-Whitney pode-se afirmar que há diferença significativa entre os valores de tendência central dos índices IQAB e IQABF nos mananciais M1, M3, M4, M5 e M6, sendo o ultimo mais restritivo, condição favorável a ações de gestores na tomada de decisões quanto à preservação dos mananciais (FIG. 5.2). Entretanto para os mananciais M2, M8 e M9, o teste indica que não há diferença significativa entre os índices.

Adicionalmente, observa-se que os índices são mais elevados nos períodos secos, quando a qualidade da água bruta apresenta baixa variabilidade e, usualmente, melhor qualidade. Esta afirmativa é corroborada pelo teste U de Mann-Whitney, que identifica diferença significativa entre os índices quando analisado todo o conjunto de dados com base no período hidrológico (FIG. 5.3).

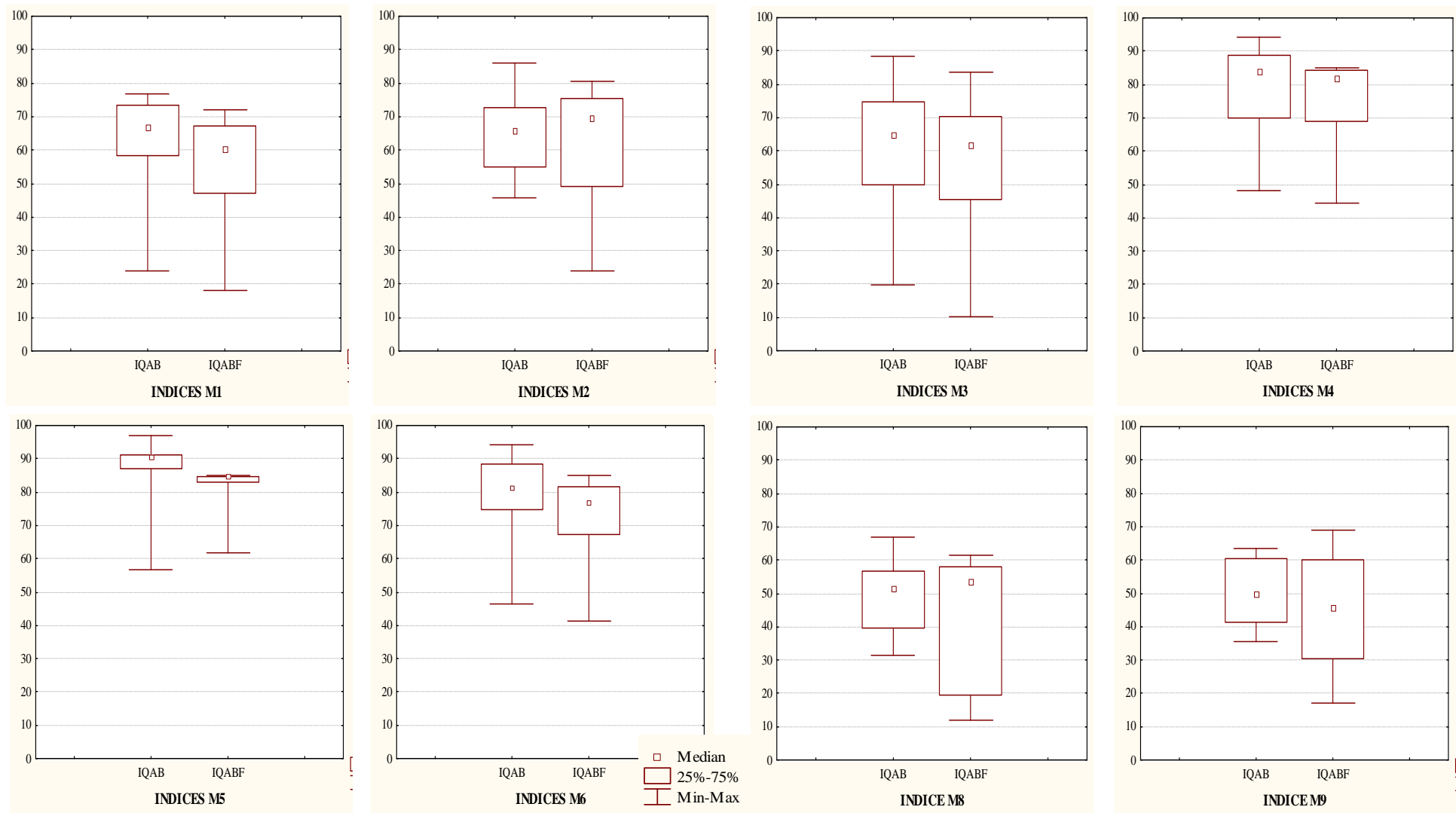
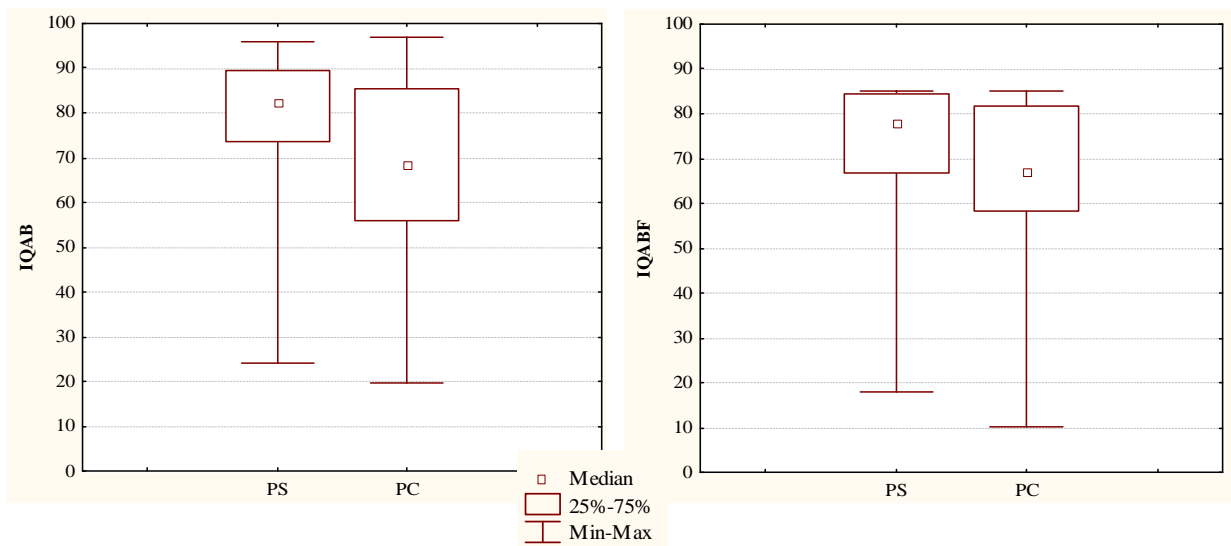


FIGURA 5.2: Comparação da variabilidade do IQAB e do IQABF em cada manancial amostrado



PS = Período Seco; PC = Período Chuvoso

FIGURA 5.3: Variabilidade do IQAB e do IQABF nos períodos hidrológicos para os mananciais amostrados

O coeficiente de correlação de Spearman (ρ) entre os índices IQAB e IQABF foi de 0,94 na construção do IQABF (M1 a M4 e M8) e de 0,91 na validação do mesmo (M5, M6, M9),. Para o conjunto de mananciais a correlação final entre os índices foi de 0,94 conforme apresentado na FIG. 5.4. Todas as correlações são significativas para o nível de significância de 5%. Esta afirmativa indica que os dois índices apresentam a mesma tendência de resposta.

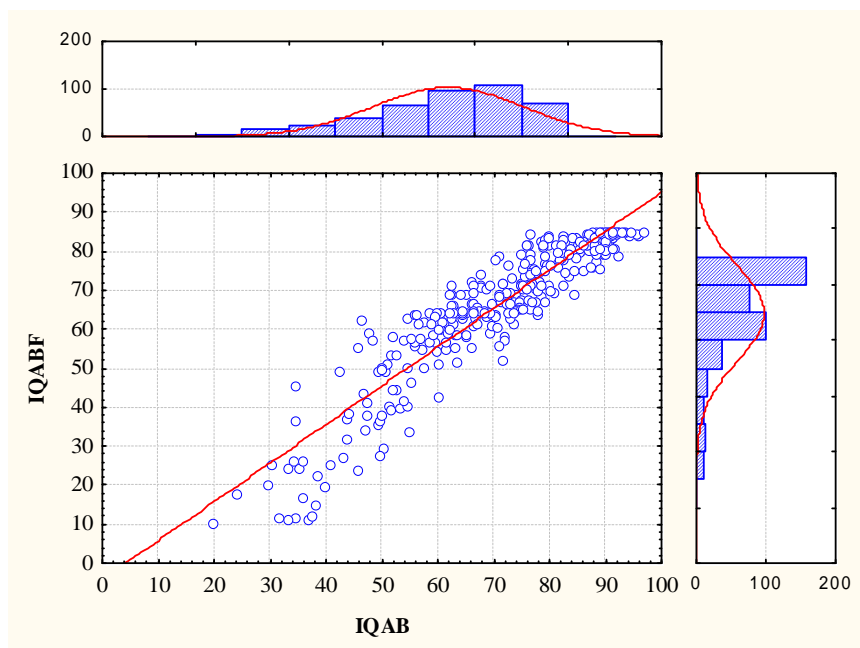


FIGURA 5.4: Correlação entre o IQAB e o IQABF para os mananciais amostrados

5.4 Aplicação do IQETA nas estações

Ao aplicar a formulação proposta por Libânio e Lopes (2009) nas estações algumas considerações foram feitas:

- A ETA 2 apresentou um rotina de monitoramento mais constante somente a partir de 05/2007;
- As ETA 8 e 9 têm um banco de dados inferior, em número de dados, ao das demais estações;
- Nas estações 1, 6, 8 e 9 o processo de mistura rápida não apresenta informações consistentes, devido ao fato da aplicação de coagulante ocorrer em linha não sendo aferidos o gradiente de velocidade e o tempo de mistura. Foi considerada para cálculo do IQETA pontuação máxima (100) para estas variáveis;
- Nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 não há informações sobre o canal de água floculada, sendo desta forma, considerada pontuação máxima para a variável velocidade média de escoamento no canal de água floculada;
- O tanque de contato é inexistente em seis dos nove sistemas que compõem o banco de dados, sendo a desinfecção realizada em reservatórios e ao longo das adutoras;
- A ETA 5 é a única que possui equipe de operação com formação em 2º grau completo ou técnico em curso superior em outras áreas, sendo as demais, operadas por pessoas com formação técnica ou superior na área de ciências exatas.

O IQETA foi aplicado em todos os dados e na TAB. 5.9 apresenta-se a mediana do IQETA por estação considerando o conjunto de dados.

Com o cálculo constatou-se que não há diferença entre os valores dos índices de qualidade da ETA ao longo dos anos a não ser quando é feita uma intervenção física no sistema, como é o caso da ETA 3 que apresentou o IQETA mediano de 60 no período de 2003 a 2009, ano em que ocorreu ampliação do sistema, fazendo com que o IQETA elevasse para 74 no período de 2010 a 2011.

TABELA 5.9 - Mediana do IQETA para as estações amostradas

ETA	Nº dados	IMR	IFC	IDC	IFT	IETA	IDF	IOP	IQETA
1	2974	1,52	2,82	2,75	2,33	27	1,32	1,79.	65
2	2158	1,52	2,96	2,70	2,31	28	1,31	1,79	66
3.1	2404	1,45	2,78	2,50	2,47	25	1,35	1,79	60
3.2	640	1,52	2,94	2,69	2,54	30	1,35	1,79	74
4	3128	1,52	3,09	2,73	2,52	32	1,32	1,79	77
5	3201	1,52	2,31	2,74	2,54	24	1,23	1,68	51
6	3225	1,52	3,13	2,75	2,42	32	1,35	1,79	77
8	1131	1,52	2,91	2,75	2,32	28	1,28	1,79	65
9	1365	1,52	2,31	2,73	2,22	21	1,31	1,79	50

IMR = Índice de Mistura Rápida; **IFC** = Índice de Floculação; **IDC** = Índice de Decantação; **IFT** = Índice de Filtração; **IETA** = Índice Parcial da Estação de Tratamento; **IDF** = Índice de Desinfecção; **IOP** = Índice de Operação; **IQETA** = Índice de Qualidade da Estação de Tratamento.

Analisando os dados da TAB. 5.9 é possível confirmar que não há variação no IMR sendo estes pouco expressivos na determinação do IQETA.

Constata-se ainda que o índice parcial (IETA), que leva em consideração apenas as unidades de mistura rápida, floculação, decantação e filtração, apresenta a mesma hierarquização do IQETA final, indicando que o IDF e IOP não influenciam significativamente na resposta final do índice.

5.5 Desenvolvimento e aplicação do IQETAF

Com a exclusão do sistema 7 do banco de dados, o mesmo ficou com um total de 20.226 dados, sendo 12.435 dados (61%) utilizados no desenvolvimento e teste do IQETAF, e 7.791 dados (39%) empregados na sua validação. O índice foi desenvolvido com base nos dados de cinco (ETA1 a ETA4, e ETA8) das nove estações amostradas e a sua validação foi realizada com base em dados de três estações (ETA5, ETA6 e ETA9).

Para seleção das variáveis de interesse foram feitas as seguintes considerações:

- As variáveis número de câmaras de floculação, duração da carreira de filtração, lavagem auxiliar e número de chicanas no tanque de contato não possuem padrão de referência na NBR 12.216/92 (ABNT, 1992), não sendo desta forma consideradas no desenvolvimento desse novo índice;

- Os dados relacionadas ao processo de mistura rápida, ao canal de água floculada e ao tempo de contato para desinfecção são poucos e por isto não foram consideradas no desenvolvimento desse índice;
- As variáveis mais expressivas do índice de qualidade de estação de tratamento (peso > 0,05) foram: gradiente de mistura rápida, gradiente e tempo de floculação, velocidade de sedimentação, vazão linear na calha coletora de água decantada, taxa de filtração, realização de *Jar Test* e grau de instrução da equipe de operação;
- Em todos os sistemas a informação era de que o *Jar Test* ocorre a cada 2 horas; entretanto com base nos dados fornecidos, não foi possível aferir esta informação, desta forma o mesmo também não foi considerado nesse novo índice;
- Como variáveis operacionais foi considerada o grau de instrução do operador, como proposto no IQETA, e inserida a dosagem de coagulante para remoção de turbidez, tendo como referência os diagramas de solubilidade do alumínio e ferro encontrados na literatura (AMIRTHARAJAH e MILLS,1982; DI BERNARDO *et al.*, 2011; LIBÂNIO, 2010, dentre outros).
- Verificada a correlação entre variáveis numéricas do IQETA, e que possuem padrão de referência na legislação, tem-se, conforme TAB. 5.10, que as variáveis vazão linear na calha coletora de água decantada, gradiente de floculação, taxa de filtração, tempo de contato e volume de água de lavagem são as com menor correlação entre si, reduzindo o efeito de multicolinearidade.

Com base nessas considerações as variáveis elencadas para composição do IQETA foram:

- Floculação: gradiente e tempo de floculação;
- Sedimentação: vazão linear na calha coletora de água decantada e velocidade de sedimentação.
- Filtração: taxa de filtração e relação percentual entre volume gasto na lavagem / volume produzido;
- Desinfecção: concentração de cloro residual;
- Operação: grau de instrução do operador e dosagem de coagulante.

TABELA 5.10 - Correlação entre as variáveis do IQETAF

Variáveis	Gf	Tf	Gp	Vc	Gcom	Gcor	Vs	V_L	QI	Tfilt	Vasc	Tc	Cr	Vp	Vlf
Gradiente de floculação (Gf)	1,00														
Tempo de floculação (Tf)	<u>-0,61</u>	1,00													
Gradiente passagens entre câmaras (Gp)	<u>0,67</u>	<u>-0,85</u>	1,00												
Velocidade no canal de água floculada (Vc)	<u>0,17</u>	<u>-0,73</u>	<u>0,76</u>	1,00											
Gradiente nas comportas do decantador (Gcom)	<u>-0,14</u>	<u>-0,57</u>	<u>0,44</u>	<u>0,89</u>	1,00										
Gradiente nos orifícios da cortina (Gcor)	<u>-0,13</u>	<u>-0,53</u>	<u>0,52</u>	<u>0,95</u>	<u>0,96</u>	1,00									
Velocidade de sedimentação (Vs)	0,02	<u>-0,69</u>	<u>0,59</u>	<u>0,95</u>	<u>0,98</u>	<u>0,97</u>	1,00								
Velocidade longitudinal (V _L)	<u>0,54</u>	<u>-0,08</u>	<u>-0,03</u>	<u>-0,59</u>	<u>-0,63</u>	<u>-0,76</u>	<u>-0,58</u>	1,00							
Vazão linear de coleta de água decantada (QI)	<u>-0,28</u>	<u>0,05</u>	<u>-0,48</u>	<u>-0,24</u>	<u>0,18</u>	<u>-0,08</u>	<u>0,06</u>	<u>0,25</u>	1,00						
Taxa de filtração (Tfilt)	<u>0,86</u>	<u>-0,76</u>	<u>0,78</u>	<u>0,27</u>	-0,00	<u>-0,03</u>	<u>0,14</u>	<u>0,59</u>	<u>-0,19</u>	1,00					
Velocidade ascensional de lavagem (Vasc)	<u>0,67</u>	<u>-0,76</u>	<u>0,96</u>	<u>0,68</u>	<u>0,29</u>	<u>0,42</u>	<u>0,45</u>	<u>-0,05</u>	<u>-0,66</u>	<u>0,76</u>	1,00				
Tempo de contato (Tc)	<u>-0,77</u>	<u>0,85</u>	<u>-0,90</u>	<u>-0,50</u>	<u>-0,17</u>	<u>-0,22</u>	<u>-0,33</u>	<u>-0,28</u>	<u>0,42</u>	<u>-0,90</u>	<u>-0,92</u>	1,00			
Cloro residual (Cr)	<u>0,16</u>	<u>0,13</u>	<u>-0,68</u>	<u>-0,46</u>	<u>-0,46</u>	<u>-0,52</u>	<u>-0,46</u>	<u>0,55</u>	<u>0,14</u>	<u>0,20</u>	<u>-0,15</u>	<u>-0,02</u>	1,00		
Volume produzido (Vp)	<u>-0,09</u>	<u>0,42</u>	<u>-0,20</u>	<u>-0,84</u>	<u>-0,59</u>	<u>-0,78</u>	<u>-0,67</u>	<u>0,72</u>	<u>0,68</u>	<u>-0,08</u>	<u>-0,72</u>	<u>0,42</u>	<u>0,47</u>	1,00	
Volume de água de lavagem (Vlf)	<u>0,38</u>	<u>0,14</u>	<u>-0,20</u>	<u>-0,68</u>	<u>-0,71</u>	<u>-0,80</u>	<u>-0,68</u>	<u>0,87</u>	<u>0,20</u>	<u>0,37</u>	<u>-0,19</u>	<u>-0,06</u>	<u>0,50</u>	<u>0,71</u>	1,00

OBS: Número sublinhado indica correlação significativa para nível de significância de 5%

As variáveis relação percentual entre volume gasto na lavagem / volume produzido, concentração de cloro residual e dosagem de coagulante foram inseridas no IQETAF com base nas considerações:

- A relação volume gasto na lavagem / volume produzido foi considerada relevante por representar como o processo de lavagem dos filtros está sendo realizado (USEPA, 2002). O resíduo produzido atualmente nas estações de tratamento é, em sua maioria, lançado de forma indevida nos corpos d'água causando grande impacto ambiental. Tal resíduo deve ser tratado e/ou recirculado, segundo legislação vigente, ação esta que interfere no desempenho da estação de tratamento;
- Como os variáveis referentes ao processo de desinfecção no IQETA não são facilmente obteníveis, já que nem toda estação possui um tanque de contato, optou-se por inserir no IQETAF a variável concentração de cloro residual, variável esta que tem limite na legislação, é monitorada rotineiramente na estação e pode levar à formação de subprodutos que podem causar danos a saúde humana (CHOWDHURY *et al.*, 2009; ALLEN *et al.*, 2008; O'CONNOR, 2002 a, b; MS, 2011);
- Devido à falta de consistência dos dados do processo de mistura rápida e à dificuldade de aferição da informação sobre a realização do *Jar Test*, optou-se por inserir no novo índice a dosagem de coagulante que, apesar de não ter um padrão definido na NBR 12.216, possui na literatura diversas referências quanto à faixa recomendada em função do tipo de coagulante empregado.

A TAB. 5.11 apresenta a estatística descritiva dos dados considerados de interesse para o desenvolvimento do IQETAF. Constatou-se pelo coeficiente de assimetria dos dados e os gráficos de normalidade que as variáveis não apresentam uma distribuição normal, sendo, utilizada a mediana como medida de tendência central e os testes não-paramétricos na interpretação dos resultados.

A função de pertinência Fuzzy e os termos lingüísticos para as variáveis de entrada e saída do IQETAF são apresentadas na TAB. 5.12.

TABELA 5.11 - Análise descritiva dos dados utilizados no cálculo do IQETAF

Variável	Dados Válidos	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Gradiente de floculação (s^{-1})	20.226	4	70	38	39	8,9	24	-0,6	36	39	44
Tempo de floculação (s)	20.226	834	8.771	1.980	2.129	637,9	32	0,2	1.474	2.129	2.409
Velocidade de sedimentação (cm/min)	20.226	0,16	4,94	2,22	2,47	1,2	52	-0,3	1,46	2,47	2,90
Vazão linear de coleta (L/sxm)	20.226	0,41	5,37	2,47	2,24	1,0	40	1,2	1,87	2,24	2,80
Taxa de filtração ($m^3/m^2 \cdot d$)	20.226	33	573	236	179	14	60	1,4	150	179	252
Volume de água de lavagem/Volume produzido (%)	20.226	0,03	13,77	1,33	0,95	1,1	83	2,2	0,68	0,95	1,66
Cloro residual (mg/L)	20.226	0,68	6,97	1,32	1,26	0,3	23	7,6	1,19	1,26	1,40
Dosagem de coagulante (mg/L)	20.226	0,04	173,88	33,58	29,20	20,4	61	0,9	16,70	29,20	45,70

TABELA 5.12 - Função de pertinência Fuzzy e termos lingüísticos para as variáveis de entrada e saída do IQETAF.

Variáveis de Entrada	Muito Baixo			Baixo			Médio			Alto			Muito Alto		
	a-b	c	d	a	b	c	a	b	c	a	B	c	a	b	c-d
Gradiente de floculação (s ⁻¹) *	0	10	20	10	20	40	20	40	60	40	60	80	60	80	100
Tempo de floculação (min)*	0	15	25	15	25	35	25	35	45	35	45	65	45	65	150
Velocidade de sedimentação (cm/min)**	0	1,0	1,80	1,0	1,8	2,5	1,8	2,5	3,2	2,5	3,2	4,0	3,2	4,0	5,0
Vazão linear de coleta (L/sxm)**	0	0,8	1,8	0,8	1,8	2,5	1,8	2,5	3,5	2,5	3,5	4,5	3,5	4,5	5,5
Taxa de filtração (m ³ /m ² xd)***	0	50	100	50	100	180	100	180	240	180	240	360	240	360	580
Volume de água de lavagem/Volume produzido (%)****	0	1	3	1	3	5	3	5	7	5	7	9	7	9	14
Cloro residual (mg/L)	0	0,5	1,5	0,5	1,5	3,0	1,5	3,0	4,0	3,0	4,0	5,5	4,0	5,5	7,0
Dosagem de coagulante (mg/L)	0	10	20	10	20	30	20	30	60	30	60	100	60	100	180
Grau de instrução do operador	0	10	30	10	30	50	30	50	70	50	70	90	70	90	100

Variáveis de Saída	Péssimo			Ruim			Regular			Bom			Ótimo		
	a-b	c	d	a	b	c	a	b	c	a	b	C	a	b	c-d
IFCF, IDCF, IFTF, IDFF, IOPF, IQETAF	0,00	0,10	0,28	0,10	0,28	0,44	0,28	0,44	0,65	0,44	0,65	0,90	0,65	0,90	1,00

* Floculação: Tipo 1 = Hidráulica; Tipo 2 = Mecanizada

** Decantação: $0 \leq Q1 < 1.000 \text{ m}^3/\text{d}$; $1.000 \text{ m}^3/\text{d} \leq Q2 < 10.000 \text{ m}^3/\text{d}$; $Q3 \geq 10.000 \text{ m}^3/\text{d}$

*** Filtração : Tipo 1 = Leito simples de areia; Tipo 2 = Leito duplo de areia e antracito

Novamente, a divisão das variáveis de interesse em cinco grupos se fez necessária, em função do grande número de regras que teriam que ser desenvolvidas caso todos as variáveis fossem tratadas como um único sistema. Para desenvolvimento desse índice foram definidas 50 regras para a determinação do IFCF, 75 para o IDCF, 50 para o IFTF, 5 para o IDFF, e 25 para o IOPF. Foram determinados o IETAF, índice intermediário que considera apenas as unidades de clarificação e filtração com 125 regras e o IQETAF já englobando a desinfecção e operação com 125 regras. Algumas regras são mais uma vez apresentadas a seguir e o conjunto completo de regras pode ser consultado no Apêndice D.

Para determinação do Índice de Floculação Fuzzy:

Se Tipo 1 e GF =MB, TF=MA então IFCF=P;

Se Tipo 1 e GF =B, TF= B então IFCF=OT;

Se Tipo 1 e GF =A, TF=MB então IFCF=RG;

Se Tipo 2 e GF =B, TF=M então IFCF=B;

Se Tipo 2 e GF =M, TF=B então IFCF=B;

Se Tipo 2 e GF =A, TF=MA então IFCF=R.

Para determinação do Índice de Decantação Fuzzy:

Se Q2 e VS =MB, QL=MB então IDCF=OT;

Se Q2 e VS =B, QL=B então IDCF=B;

Se Q3 e VS =M, QL=B então IDCF=B;

Se Q3 e VS =M, QL=A então IDCF=RG;

Se Q3 e VS =A, QL=A então IDCF=R.

Se Q3 e VS =A, QL=MA então IDCF=P.

Para determinação do Índice de Filtração Fuzzy:

Se Tipo 1 e TXF =MB, VLF/VP=MB então IFTF=B;

Se Tipo 1 e TXF =B, VLF/VP=MB então IFTF=OT;

Se Tipo 1 e TXF =M, VLF/VP=MA então IFTF=R;
Se Tipo 2 e TXF =MB, VLF/VP=MA então IFTF=P;
Se Tipo 2 e TXF =M, VLF/VP=MB então IFTF=OT;
Se Tipo 2 e TXF =A, VLF/VP=A então IFTF=RG.

Para determinação do Índice de Estação de Tratamento Fuzzy:

Se IFCF= B, IDCF=RG, IFTF=P então IETAF=R;
Se IFCF= RG, IDCF=P, IFTF=OT então IETAF=RG;
Se IFCF= B, IDCF=B, IFTF=OT então IETAF=B;
Se IFCF= OT, IDCF=OT, IFTF=OT então IETAF=OT;

Para determinação do Índice de Desinfecção Fuzzy:

Se CLR= MB então IDFF=R;
Se CLR= B então IDFF=OT;
Se CLR= M então IDFF=B;
Se CLR= A então IDFF=RG;
Se CLR= MA então IDFF=P.

Para determinação do Índice de Operação Fuzzy:

Se GI= MB, DC=MB, então IOPF=P;
Se GI= B, DC=MB, então IOPF=R;
Se GI= M, DC=M, então IOPF=B;
Se GI= A, DC=MB, então IOPF=B;
Se GI= A, DC=M, então IOPF=OT;
Se GI= A, DC=A, então IOPF=RG.

Para determinação do Índice de Qualidade de Estação de Tratamento Fuzzy:

Se IETAF= P, IDFF=P, IOPF=P então IQETAF=P;

Se IETAF= R, IDFF=R, IOPF=B então IQETAF=R;

Se IETAF= RG, IDFF=B, IOPF=B então IQETAF=RG;

Se IETAF= B, IDFF=B, IOPF=B então IQETAF=B;

Se IETAF= OT, IDFF=B, IOPF=RG então IQETAF=B;

Se IETAF= OT, IDFF=OT, IOPF=RG então IQETAF=OT.

Após desenvolvimento do modelo IQETAF, o mesmo foi aplicado em todas as estações amostradas. Na TAB. 5.13 apresenta-se a mediana do IQETAF por estação de tratamento considerando o conjunto de dados.

TABELA 5.13 - Mediana do IQETAF para as estações amostradas

ETA	Nº dados	IFCF	IDCF	IFTF	IETAF	IDFF	IOPF	IQETAF
1	2974	71	58	79	68	76	73	71
2	2158	71	63	86	68	60	85	75
3.1	2404	48	10	27	27	72	68	50
3.2	640	63	48	69	52	76	73	63
4	3128	69	72	81	73	70	83	79
5	3201	66	86	71	69	70	73	71
6	3225	84	50	66	63	68	81	75
8	1131	70	84	66	70	84	66	70
9	1365	66	85	79	75	83	67	74

IFCF = Índice de Flocculação Fuzzy; **IDCF** = Índice de Decantação Fuzzy; **IFTF** = Índice de Filtração Fuzzy; **IETAF** = Índice Parcial da Estação de Tratamento Fuzzy; **IDFF** = Índice de Desinfecção Fuzzy; **IOPF** = Índice de Operação Fuzzy; **IQETAF** = Índice de Qualidade da Estação de Tratamento Fuzzy.

Como no IQETA, neste novo índice também não há diferença entre os valores dos índices ao longo dos anos, a não ser quando ocorre uma intervenção física no sistema como é o caso da ETA 3.

Analisando a TAB. 5.13 pode-se observar que o índice parcial (IETAF) não apresentou a mesma hierarquização do IQETAF, sendo significativa a influência do IOPF na resposta final do índice.

5.6 Análise conjunta do IQETAF e do IQETA

A grande dificuldade na aplicação destes dois índices está no grande número de variáveis envolvidas e nas particularidades operacionais de cada equipe / estação, que podem ser denominadas de variáveis intangíveis.

Aplicando o teste Kruskal-Wallis nos dados das estações constata-se que, para o nível de significância de 5%, há diferença significativa entre os valores de tendência central do IQETA e IQETAF, quando comparadas as estações amostradas (FIG. 5.5).

Algumas divergências observadas na FIG. 5.5, quanto à classificação das estações serão discutidas posteriormente à luz do diagrama de capacidade das estações.

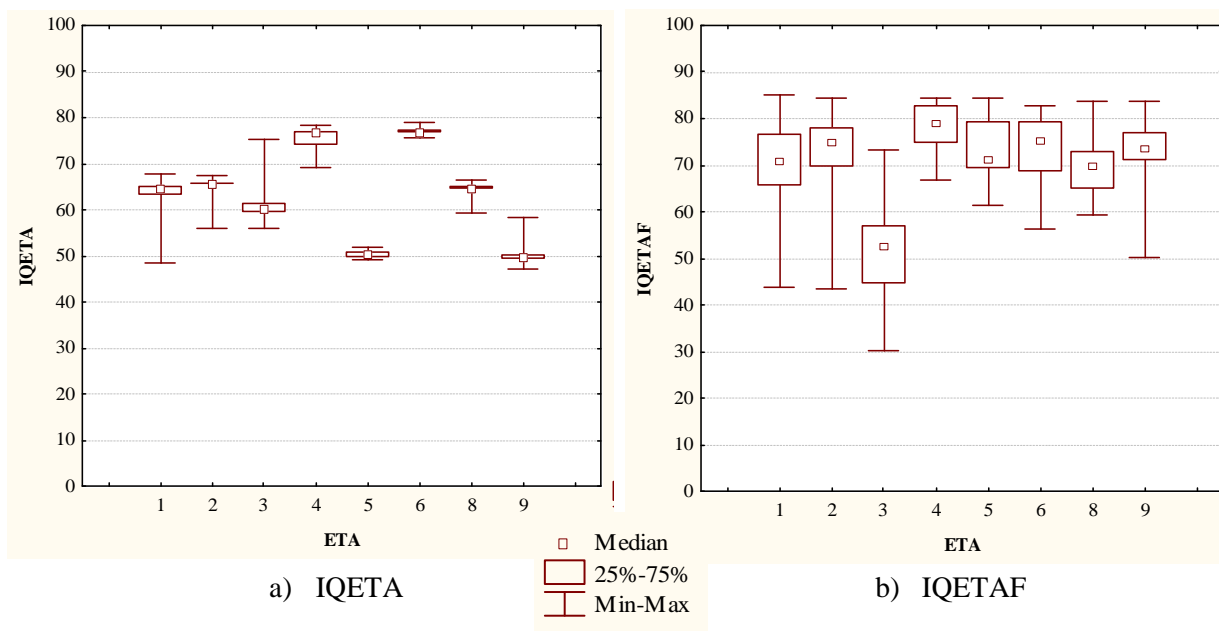


FIGURA 5.5: Variabilidade do IQETA e IQETAF para o conjunto de estações amostradas

Com o teste de comparações múltiplas (TAB. 5.14 e 5.15), foi possível indicar que no IQETA apenas as estações 1 e 8 não diferem significativamente, enquanto no IQETAF as estações 2, 5, 6 e 9 é que não diferem significativamente entre si.

TABELA 5.14 - Teste de comparações múltiplas entre as estações amostradas para o IQETA

ETA 1	ETA 2	ETA 3	ETA 4	ETA 5	ETA 6	ETA 8	ETA 9	
	↑	↑	↑	↑	↑	=	↑	<i>ETA 1</i>
↓		↑	↑	↑	↑	↑	↑	<i>ETA 2</i>
↓	↓		↑	↑	↑	↑	↑	<i>ETA 3</i>
↓	↓	↓		↑	↑	↑	↑	<i>ETA 4</i>
↓	↓	↓	↓		↑	↑	↑	<i>ETA 5</i>
↓	↓	↓	↓	↓		↑	↑	<i>ETA 6</i>
=	↓	↓	↓	↓	↓		↑	<i>ETA 8</i>
↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓		<i>ETA 9</i>

TABELA 5.15 - Teste de comparações múltiplas entre as estações amostradas para o IQETAF

ETA 1	ETA 2	ETA 3	ETA 4	ETA 5	ETA 6	ETA 8	ETA 9	
	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	<i>ETA 1</i>
↓		↑	↑	=	=	↑	=	<i>ETA 2</i>
↓	↓		↑	↑	↑	↑	↑	<i>ETA 3</i>
↓	↓	↓		↑	↑	↑	=	<i>ETA 4</i>
↓	=	↓	↓		=	↑	=	<i>ETA 5</i>
↓	=	↓	↓	=		↑	=	<i>ETA 6</i>
↓	↓	↓	↓	↓	↓		=	<i>ETA 8</i>
↓	=	↓	↓	=	=	↓		<i>ETA 9</i>

Legenda:

- ↑ Estação em negrito (acima) estatisticamente diferente/superior à estação em itálico (coluna à direita)
- ↓ Estação em negrito (acima) estatisticamente diferente/inferior à estação em itálico (coluna à direita)
- = Estação em negrito (acima) sem diferenças significativas em relação à estação em itálico (à direita)

Aplicando o teste U de Mann-Whitney pode-se afirmar que há diferença significativa entre os valores de tendência central dos índices IQETA e IQETAF, e que o primeiro é mais restritivo no S1, S2, S3, S4, S5, S8 e S9 e, conseqüentemente, a favor da segurança, quando da análise dos gestores na definição das ações prioritárias de manutenção e correção nas estações de tratamento (FIG. 5.6). Apenas no S6 o IQETAF um pouco mais restritivo.

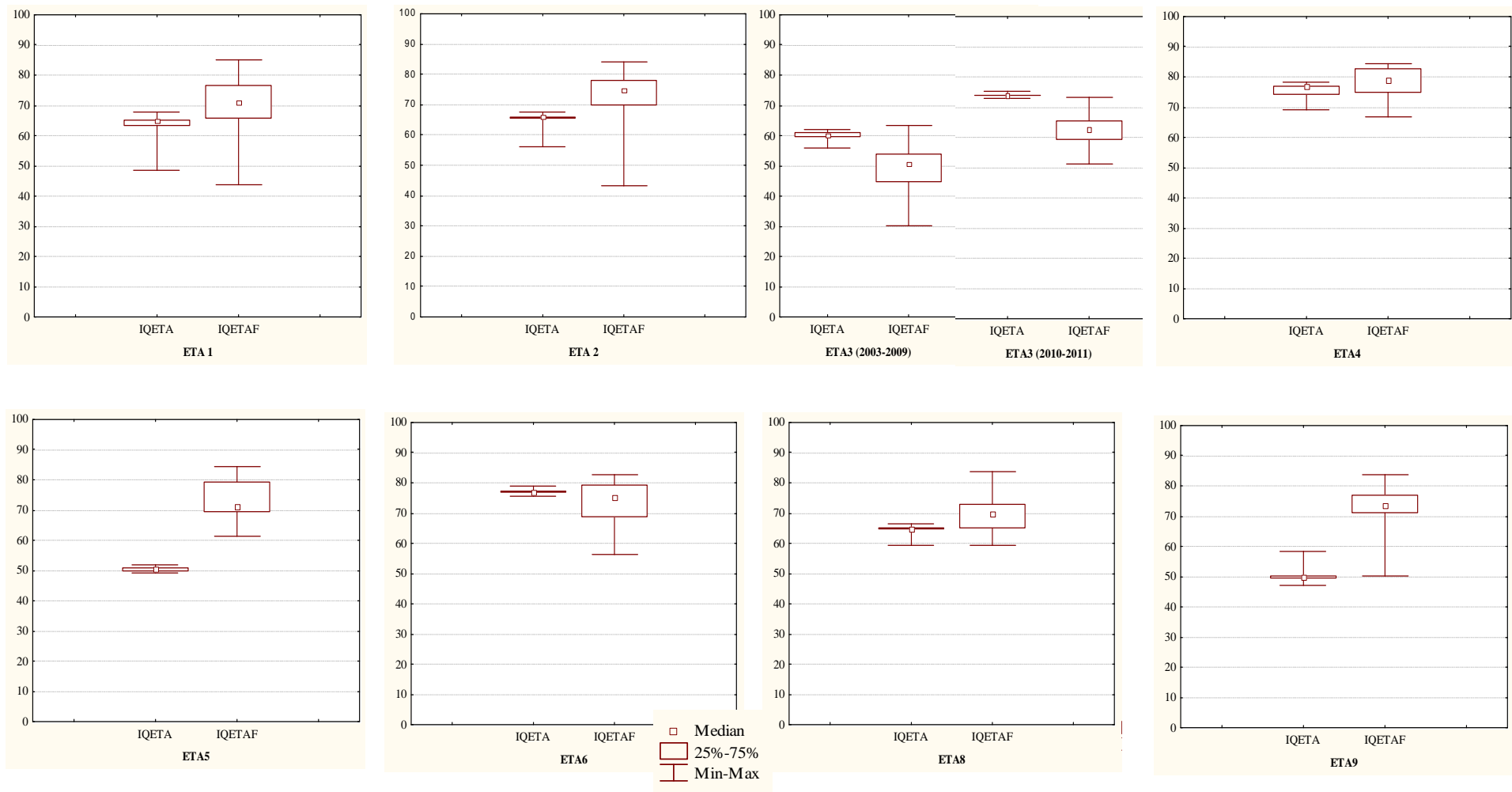


FIGURA 5.6: Comparação da variabilidade do IQETA e do IQETAF em cada estação amostrada

Embora a tendência de maior amplitude dos indicadores elaborados pela Lógica Fuzzy, conforme observado na comparação entre o IQAB e o IQABF (FIG.5.1) sugere, a inserção da dosagem de coagulante parece ter significativamente contribuído para maior variabilidade do IQETAF em relação ao IQETA. Ressalta-se que à dosagem de coagulante usualmente relaciona-se às características da água bruta, em especial, à concentração de partículas suspensas.

Com base no método proposto pela AWWA (2001) foi desenvolvido o diagrama de capacidade das estações (FIG. 5.7), para auxiliar na interpretação dos índices IQETA e IQETAF, além de identificar as fragilidades de cada sistema em função das vazões média e máxima afluentes. Nesse diagrama as barras representam as etapas de tratamento, nesse caso floculação (inferior), decantação (meio) e filtração (superior). No eixo horizontal tem-se a vazão máxima com que cada etapa pode trabalhar considerando as variáveis de projeto apresentadas na NBR 12.216/92 (ABNT, 1992), tais como:

- Tempo de floculação – 20 a 30 min para flocladores hidráulicos e 30 a 40 min para flocladores mecanizados. Foi adotado na montagem do diagrama tempo de 20 min para os flocladores hidráulicos e 30min para os flocladores mecanizados;
- Taxa de sedimentação – 25 m³/m²xd para ETA com Q < 1000 m³/d e ETA com vazão entre 1.000 e 10.000 m³/d sem um bom controle operacional; 35 m³/m²xdia para ETA com vazão entre 1.000 e 10.000 m³/d com bom controle operacional e 40 m³/m²xd em ETA com Q > 10.000 m³/d. Como todas as estações amostradas se enquadram nesta última condição foi utilizada a taxa de 40 m³/m²xd para decantadores de escoamento horizontal. Para os decantadores de alta taxa foi considerada a taxa de decantação determinada em função do tipo de modulo de decantação utilizado. No espaço amostral as estações dotadas de decantadores alta taxa utilizavam módulo em PVC de tubos de seção quadrada.
- Taxa de filtração – 180 m³/m²xd para filtros rápidos com leito simples de areia e 360 m³/m²xd para filtros rápidos com leito duplo de areia e antracito.

As linhas verticais inseridas no gráfico representam a vazão de operação média e máxima, obtidas por meio dos dados fornecidos pelas companhias parceiras.

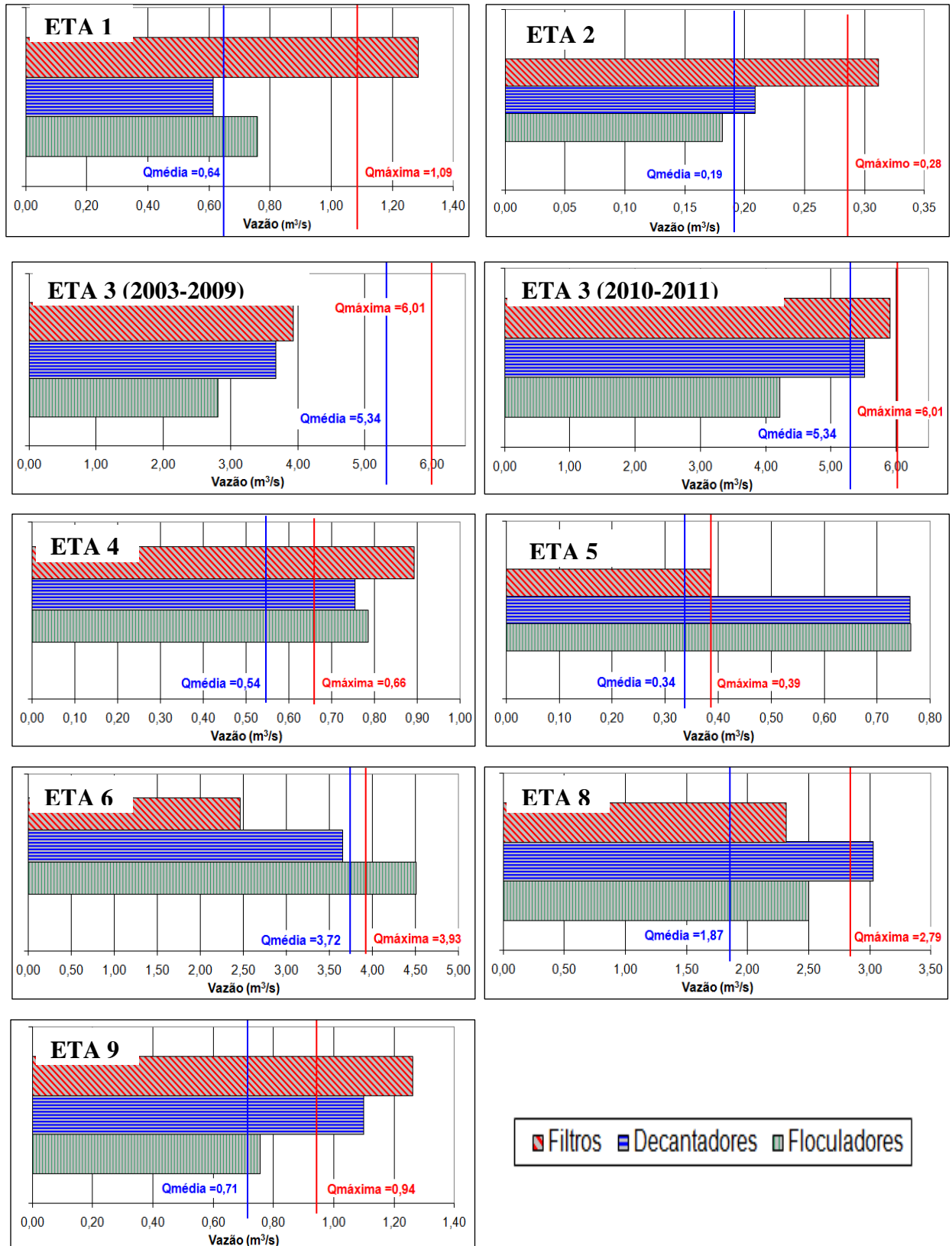


FIGURA 5.7: Diagrama de capacidade das estações de tratamento amostradas

Com base nestes diagramas pode-se observar claramente a folga hidráulica da ETA 4, constatação corroborada pela maior pontuação obtida nos índices IQETA e IQETAF.

A operação da ETA 3 com todas as unidades com sobrecarga antes da sua ampliação em 2009, não é retratada pelo IQETA sendo claramente observada no IQETAF.

A ETA 5 trabalha com uma folga hidráulica bem significativa nas unidades de clarificação e no limite hidráulico na filtração. Entretanto, é considerada no IQETA como uma das piores estações amostradas, constatação não corroborada pelo IQETAF.

A ETA 6 pelo diagrama de capacidade apresenta folga hidráulica nos flocladores e sobrecarga nos decantadores e filtros, entretanto está classificada dentre as três melhores estações amostradas. Esta condição pode estar associada no IQETAF à elevada pontuação obtida nos índices de floclação e operação. Já no IQETA esta condição pode estar associada à elevada pontuação obtida no índice de floclação.

A ETA 9 pelo diagrama de capacidade trabalha com folga hidráulica na decantação e filtração e com sobrecarga nos flocladores no atendimento da vazão máxima. Está classificada no IQETA com a pior pontuação do conjunto de estações, condição associada a floclação e filtração. O IQETAF já retrata a estação de forma similar à apresentada no diagrama de capacidade.

Além dessas, algumas outras observações podem ser feitas com relação ao funcionamento das unidades para atendimento das vazões mínimas e máximas:

- limitação da floclação da ETA 2, constatação não confirmada nos índices IQETA e IQETAF;
- limitação da floclação da ETA 3 (2010-2011) mesmo após ampliação, constatação confirmada apenas no IQETAF;
- limitação da decantação na ETA 1 e 6, constatação confirmada apenas no IQETAF;
- limitação da filtração na ETA 6, sendo que nos dois índices esta unidade recebe pontuação mediana, quando era de se esperar pontuação bem baixa já que a unidade trabalha em sobrecarga até com a vazão média.

Algumas unidades como as estações 8 e 9 trabalham com certa folga hidráulica com vazão média, entretanto para atendimento da vazão máxima apresentam limitações na floculação. Além desta consideração a ETA 8 ainda apresenta limitações na filtração para operação na vazão máxima o que pode trazer riscos para a população abastecida. Estas considerações, associadas à captação de água em manancial com elevado nível de degradação, podem ser um complicador para o desempenho das estações. Como já citado anteriormente o IQETA penaliza a ETA 9 considerando-a com a pior classificação dentro do conjunto de estações amostradas.

Pelas considerações apresentadas anteriormente era de esperar baixos valores de correlação entre os índices. O coeficiente de correlação de Spearman (ρ) entre os índices IQETA e IQETAF na construção do índice IQETAF é de 0,66 e para o conjunto de dados é de 0,26 (FIG.5.8), com correlação significativa para o nível de significância de 5%. Na validação do índice o coeficiente foi de -0,01 e a correlação não foi considerada significativa para o nível de significância de 5%. A baixa correlação encontrada entre os índices está associada às divergências entre os mesmos relacionadas principalmente às estações 3, 5 e 9. Conclui-se desta forma que os dois índices não apresentam a mesma tendência de resposta.

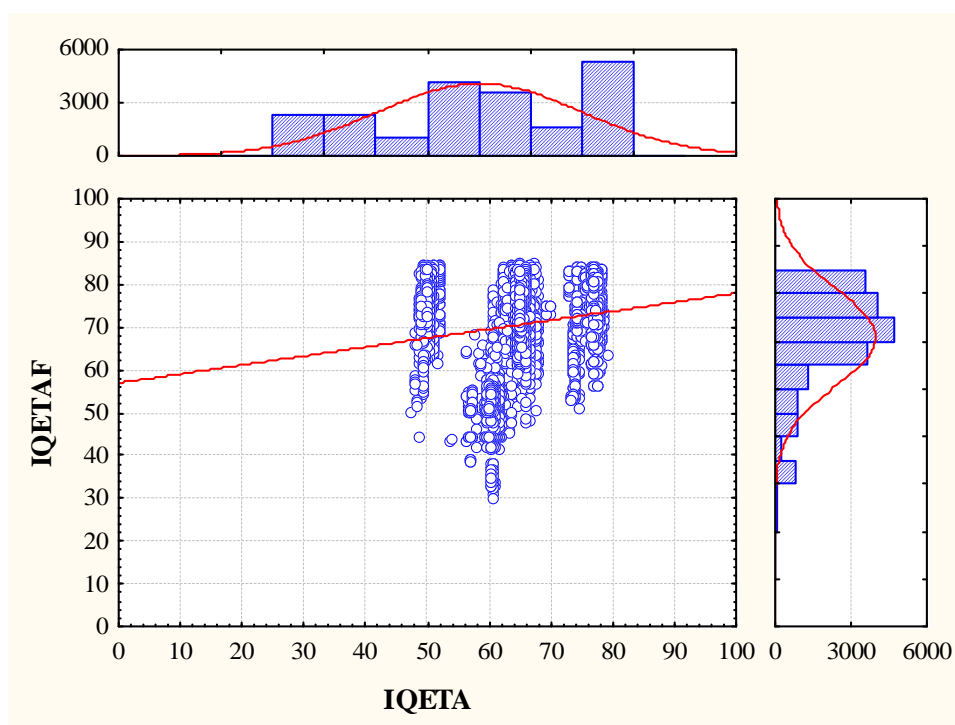


FIGURA 5.8: Correlação entre o IQETA e o IQETAF para as estações amostradas

5.7 Análise conjunta do IQABF e do IQETAF

Para interpretação conjunta dos valores de IQABF e IQETAF foi elaborado um gráfico correlacionando a mediana dos índices por sistema como apresentado na FIG. 5.9.

Pode-se observar que a ETA 4 apresenta melhores índices para água bruta e para o tratamento, corroborando assim com as conclusões já extraídas da análise individual dos índices. Quanto à ETA 5, a melhoria na filtração, ponto mais frágil da estação, poderia melhorar o seu desempenho.

Também é possível observar a diferença entre o sistema 3 antes e após ampliação da ETA, sendo possível inferir que ações de preservação do manancial são cruciais para o bom desempenho desse sistema. O mesmo pode-se inferir para as estações 1, 8 e 9.

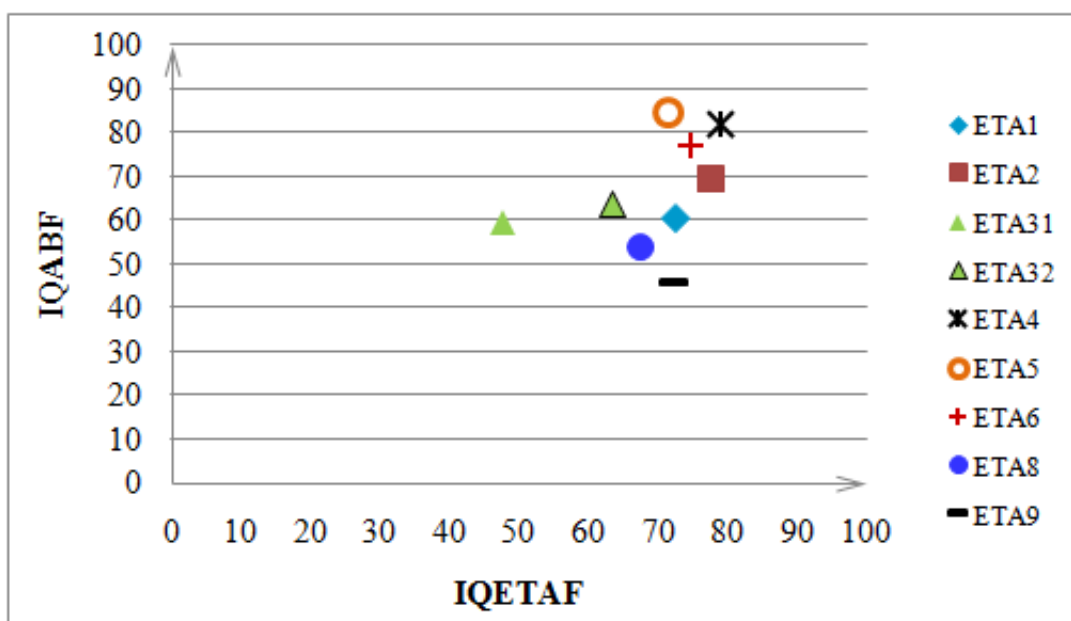


FIGURA 5.9: Representação gráfica da mediana do IQABF e IQETAF por ETA

Analisando a mediana dos índices IQABF e IQETAF à luz da mediana da TAT produzida pelas estações (FIG. 5.10), pode-se observar que:

- o bom desempenho da ETA 2 é relevante na produção de água tratada de boa qualidade e que ações de preservação do manancial poderiam melhorar o desempenho desse sistema;

- a qualidade da água dos mananciais 4, 5 e 6 é relevante na produção de água potável de excelente qualidade, com destaque para a ETA 6 que apresenta IQETAF inferior aos demais, devido à fragilidade da unidade de filtração;
- a preservação da água dos mananciais 1, 8 e 9 é imperativa para melhoria na qualidade da água produzida;
- quanto ao sistema 3 não foi possível fazer uma interpretação adequada já que apesar de apresentar os piores índices ainda assim produz uma água de excelente qualidade. Esta condição deve estar associada ao bom desempenho operacional da ETA, entretanto o IQETAF não refletiu esta condição.

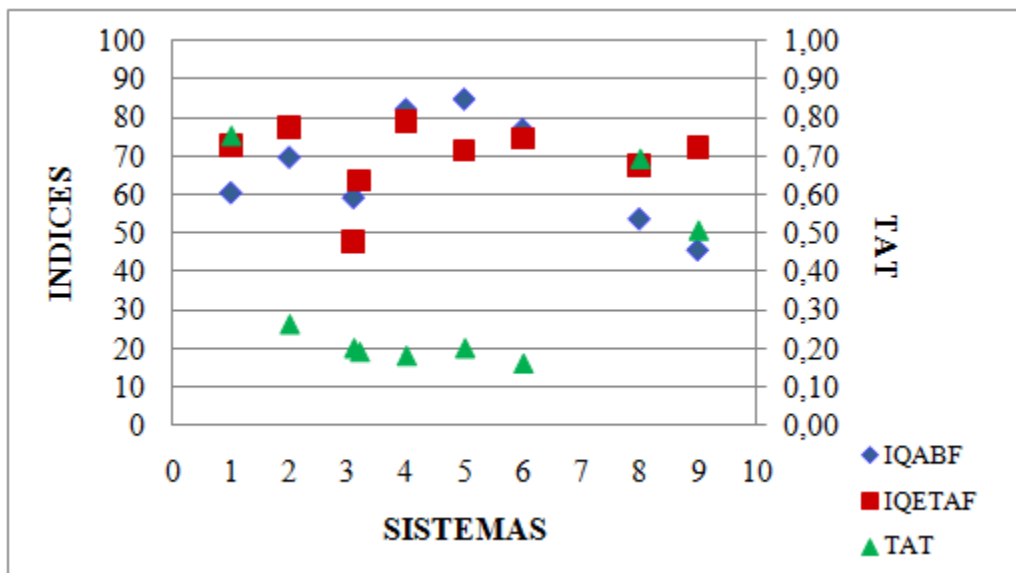


FIGURA 5.10: Interpretação do IQABF e IQETAF à luz da TAT

A TAB. 5.16 apresenta o percentual do tempo em cada ETA no qual a TAT é inferior aos valores legais de referência para a Portaria 518 (MS, 2004), Portaria 2914 (MS, 2011) e as recomendações internacionais.

TABELA 5.16 – Percentual do tempo que a TAT atende aos padrões apresentados na legislação por estação amostrada

Padrões	Percentual do tempo que a turbidez efluente atende ao padrão							
	ETA1	ETA2	ETA3	ETA4	ETA5	ETA6	ETA8	ETA9
Portaria 518/04								
TAT < 1,0 uT	83	99	100	100	100	100	91	90
TAT < 0,5 uT	28	91	99	99	100	99	36	52
Portaria 2914/11								
TAT < 0,5 uT	28	91	99	99	100	99	36	52
TAT < 0,3 uT	5	44	87	76	99	89	9	16
Recomendação internacional								
TAT < 0,3 uT	5	44	87	76	99	89	9	16
TAT < 0,2 uT	1	6	52	52	59	69	5	7
TAT < 0,1 uT	1	0	3	22	30	15	2	2

Observa-se que as ETA 1, 8 e 9 apresentam entre 9 a 17% dos valores de turbidez acima de 1,0 uT e não atendem completamente a recomendação da Portaria 518/04, vigente durante o período em que os dados foram coletados, fato que pode estar associado aos baixos índices de IQABF. Para atender a Portaria 2914/11 é fundamental ações de preservação dos mananciais e qualificação dos operadores.

Analisando a TAT com base na Portaria 2914 conclui-se que as ETA 3, 4, 5 e 6 já atendem na íntegra as recomendações desta portaria (95%); a ETA 2 já atende a meta progressiva prevista para o 3ª ano de vigência da norma – 2014 (75%) e as ETA 1, 8 e 9 atendem a meta progressiva prevista para o 1º ano de vigência da norma – 2012 (25%).

Com relação aos padrões internacionais, a ETA 4 e 5 que apresentam os melhores resultados, entretanto ainda em menos de 30% do tempo com TAT < 0,1 uT, condição considerada ótima no desempenho de uma ETA.

Pode-se observar com base nesse banco de dados que a qualidade da água captada é preponderante na produção de água com turbidez compatível com as premissas internacionais para otimização das estações convencionais de tratamento de água. Entretanto essa análise

deve ser expandida incluindo mananciais com boa a excelente qualidade da água bruta e estações com péssimo e mau desempenho, consolidando ou não a conclusão aqui encontrada.

5.8 Desenvolvimento do Modelo de Previsão de Desempenho 1

Esse modelo fundamentou-se nos índices anteriormente desenvolvidos, utilizando a Lógica Fuzzy, o IQABF e o IQETAF.

Com a exclusão do sistema 7 e as limitações para cálculo do IQABF, o banco de dados para teste e validação do modelo ficou com 416 dados, sendo 230 dados (55%) utilizados no seu desenvolvimento e teste, e 186 dados (45%) empregados na sua validação. O modelo foi desenvolvido com base nos dados de cinco (S1 a S4, e S8) dos nove sistemas do conjunto de dados e a sua validação foi realizada com base em dados de três sistemas (S5, S6 e S9).

A TAB. 5.17 apresenta a estatística descritiva dos dados utilizados no Modelo de Previsão de Desempenho 1 (MPD1), reafirmando que as variáveis de interesse não tendem a uma distribuição normal, com base na assimetria dos dados e gráfico de normalidade, sendo utilizada a mediana como medida de tendência central e os testes não-paramétricos na interpretação dos resultados.

A função de pertinência Fuzzy e termos lingüísticos para as variáveis de entrada e saída do MPD1 são apresentadas na TAB. 5.18.

Para determinação da TAT foram delineadas 25 regras sendo algumas apresentadas a seguir e o conjunto completo de regras apresentado no Apêndice E.

Para determinação da Turbidez da Água Tratada:

Se IQABF=P e IQETAF=R então TAT=P;

Se IQABF=R e IQETAF=RG então TAT=R;

Se IQABF=RG e IQETAF=B então TAT=RG;

Se IQABF=B e IQETAF=OT então TAT=OT;

Se IQABF=OT e IQETAF=OT então TAT=OT.

TABELA 5.17 - Análise descritiva dos dados utilizados no MPD1

Variável	Dados Válidos	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
IQABF	416	10	85	69	72	17,0	247	-1,5	63	72	83
IQETAF	416	30	85	70	72	11,7	167	-1,0	65	72	79
Turbidez água tratada (uT)	416	0,06	2,61	0,28	0,20	0,3	100	3,9	0,14	0,20	0,28

TABELA 5.18 - Função de pertinência Fuzzy e termos lingüísticos para as variáveis de entrada e saída do MPD1.

Variáveis de Entrada	Péssimo			Ruim			Regular			Bom			Ótimo		
	a-b	c	d	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c-d
IQABF, IQETAF	0,00	0,10	0,28	0,10	0,28	0,44	0,28	0,44	0,65	0,44	0,65	0,90	0,65	0,90	1,00

Variáveis de Saída	Ótimo			Bom			Regular			Ruim			Péssimo		
	a-b	c	d	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c-d
Turbidez água tratada (uT)	0	0,1	0,3	0,1	0,3	0,5	0,3	0,5	1,0	0,5	1,0	2,5	1,0	2,5	5,0

Após elaboração do MPD1, o mesmo foi testado com os sistemas utilizados no seu desenvolvimento e validado com os sistemas 5, 6 e 9 (Apêndice E). A TAB. 5.15 apresentam a mediana da TAT observada e TAT estimada, por sistema considerando o conjunto de dados.

TABELA 5.19 - Mediana da TAT estimada pelo MPD1 por sistema

Sistema	Nº dados	IQABF	IQETAF	TAT Observada (uT)	TAT Estimada (uT)
Sistema utilizados no desenvolvimento do MPD1					
1	40	60	73	0,75	0,45
2	13	70	78	0,26	0,27
3 (2003-2009)	68	59	48	0,20	0,48
3 (2010-2011)	23	63	64	0,19	0,38
4	81	82	79	0,18	0,21
8	5	54	68	0,69	0,52
Sistemas utilizados na validação do MPD1					
5	79	85	71	0,20	0,26
6	99	77	75	0,16	0,26
9	8	46	72	0,51	0,75

Aplicando o teste Kruskal-Wallis constatou-se que há uma diferença significativa entre os valores de tendência central dos sistemas amostrados, para a turbidez efluente estimada, com nível de significância de 5%. (FIG. 5.11).

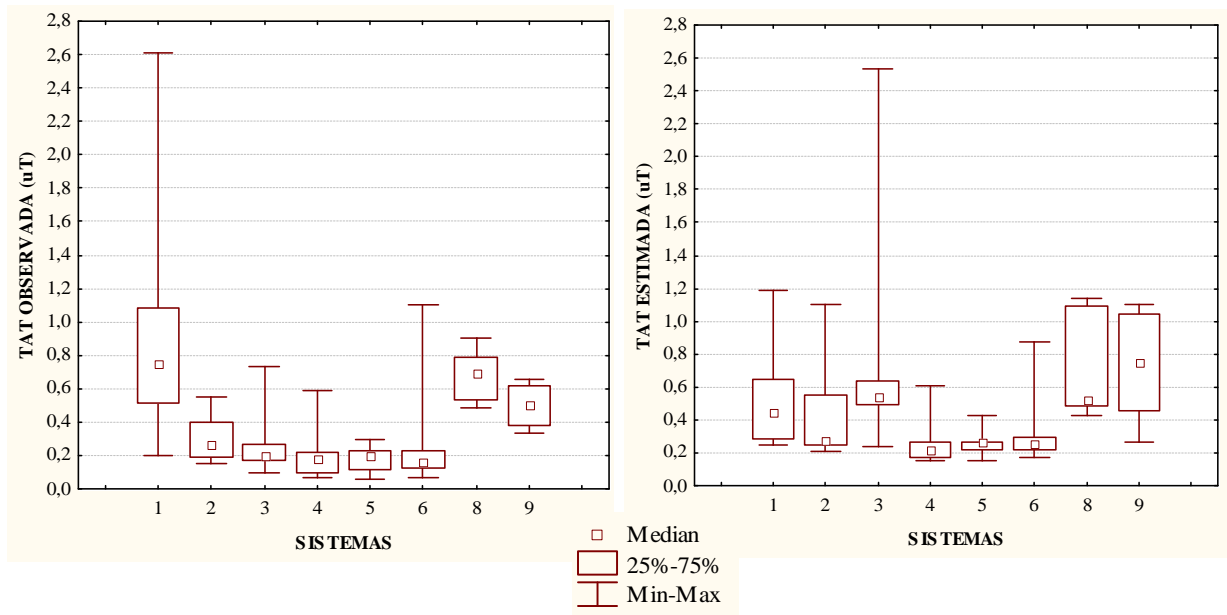


FIGURA 5.11: Variabilidade da TAT observada e estimada pelo MPD1 para o conjunto de sistemas amostrados.

Com o teste de comparações múltiplas foi possível verificar que há diferença significativa entre os sistemas 1, 3, 8 e 9 ($TAT_{estimada} > 0,45$) e os sistemas 2, 4, 5, 6 ($TAT_{estimada} < 0,27$) como apresentado na TAB. 5.20. É possível afirmar que nas estações 4, 5 e 6 esta condição

está relacionada à excelente qualidade da água dos mananciais abastecedores e na ETA 2 à qualidade da estação de tratamento de água.

TABELA 5.20 - Teste de comparações múltiplas entre os sistemas amostrados para a turbidez estimada do MPD1

S 1	S 2	S 3	S 4	S 5	S 6	S 8	S 9	
	=	=	↑	↑	↑	=	=	<i>S 1</i>
=		=	=	=	=	=	=	<i>S 2</i>
=	=		↑	↑	↑	=	=	<i>S 3</i>
↓	=	↓		=	=	↑	↑	<i>S 4</i>
↓	=	↓	=		=	↑	↑	<i>S 5</i>
↓	=	↓	=	=		↑	↑	<i>S 6</i>
=	=	=	↓	↓	↓		=	<i>S 8</i>
=	=	=	↓	↓	↓	=		<i>S 9</i>

Legenda:

↑ Manancial em negrito (acima) estatisticamente diferente/superior ao manancial em itálico (coluna à direita)

↓ Manancial em negrito (acima) estatisticamente diferente/inferior ao manancial em itálico (coluna à direita)

= Manancial em negrito (acima) sem diferenças significativas em relação ao manancial em itálico (à direita)

Os sistemas 1, 8 e 9 apresentam a mesma tendência de resposta da turbidez estimada pelo MPD1, entretanto o sistema 3 não apresenta a resposta esperada já que tanto o IQABF quanto o IQETAF são baixos, levando a crer que a TAT produzida seria mais elevada do que os valores monitorados. Considerando que o IQABF apresentou um bom resultado e que o IETAF apresentou resultados compatíveis com o diagrama de capacidade desenvolvido para esta estação a variável operação deve ser melhor estudada a fim de subsidiar melhorias no desenvolvimento do IQETAF.

Aplicando o teste U de Mann-Whitney pode-se afirmar que há diferença significativa entre os valores de tendência central da TAT observada e estimada nos sistemas 1, 3, 4, 5 e 6, sendo que apenas no sistema 1 a TAT estimada é mais restritiva do que a observada. Nos sistemas 2, 8 e 9 a diferença não é significativa para um nível de significância de 5% (FIG. 5.12).

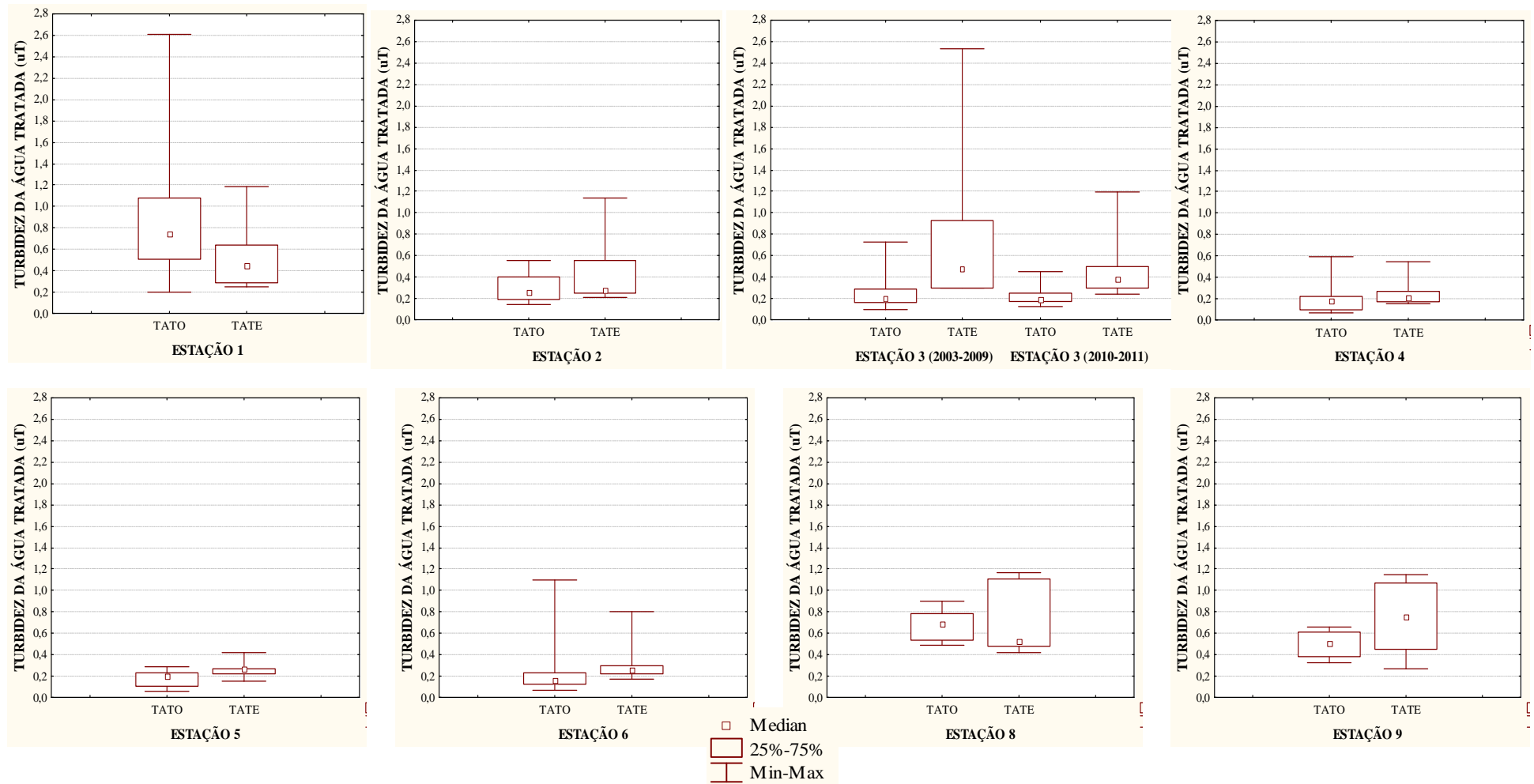


FIGURA 5.12: Comparação da variabilidade da TAT observada e estimada pelo MPD1 em cada sistema amostrado

Para o conjunto de dados utilizados no desenvolvimento do modelo o coeficiente de correlação de Spearman (ρ) entre a TAT observada e estimada é de 0,29 e para o conjunto de dados é de 0,30 (FIG.5.13), com correlação significativa para o nível de significância de 5%. Na validação esse coeficiente foi de 0,06 e a correlação não foi considerada significativa para o nível de significância de 5%.

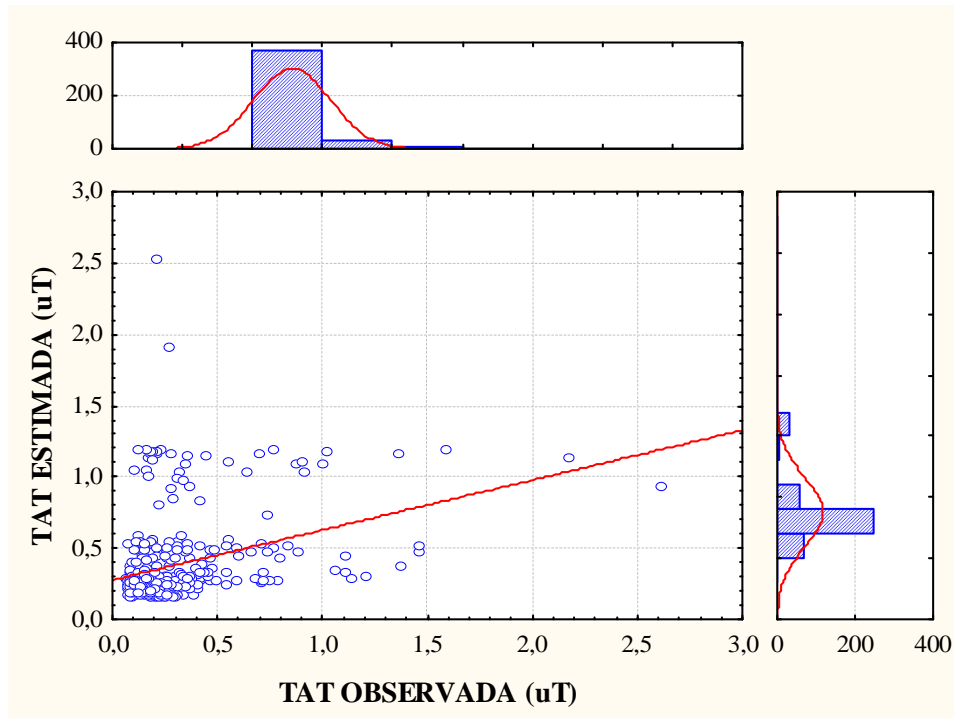


FIGURA 5.13: Correlação entre o Turbidez de Água Tratada observada e estimada para os sistemas amostrados do MPD1

A coeficiente de correlação de Spearman (ρ) entre a TAT observada e estimada e o desvio médio absoluto (DMA) por sistema são apresentados na TAB. 5.21.

TABELA 5.21 - Coeficiente de correlação de Spearman entre TAT estimada e observada pelo MPD1 e Desvio Médio Absoluto por estação amostrada

Estação	Correlação de Spearman (ρ)	DMA (uT)
Estações utilizada no desenvolvimento do MPD1		
1	<u>0,50</u>	0,28
2	0,41	0,06
3 (2003-2009)	0,23	0,22
3 (2010-2011)	-0,15	0,14
4	-0,10	0,10
8	0,20	0,21
Estações utilizadas na validação do MPD1		
5	<u>-0,52</u>	0,07
6	<u>0,24</u>	0,10
9	-0,33	0,36

OBS: Número sublinhado indica correlação significativa para nível de significância de 5%

Conclui-se com esta análise que o MPD1 não apresentou uma boa resposta para a estimativa da turbidez da água tratada da forma geral como proposto. Esse fato pode estar associado à fragilidade dos índices, principalmente do IQABF que determinou o número máximo de dados consistentes para desenvolvimento do modelo. Dentre os sistemas, os que apresentaram correlação de Spearman significativa para um nível de significância de 5% foram os sistemas 1, 5 e 6. O sistema 6 foi o que apresentou o menor desvio médio absoluto associado a uma correlação positiva.

Buscando ainda a modelagem da turbidez da água tratada optou-se por desenvolver o Modelo de Previsão de Desempenho 2 (MPD2) utilizando apenas as variáveis de interesse da água bruta e do tratamento.

5.9 Desenvolvimento do Modelo de Previsão de Desempenho 2

Esse modelo foi desenvolvido a partir das características da água bruta e água tratada, rotineiramente monitoradas nas estações convencionais de tratamento de água (TAB. 5.1), tais como: cor aparente, pH e turbidez da água bruta; turbidez da água decantada; turbidez da água tratada, além das variáveis hidráulicas e operacionais das mesmas. As variáveis pH de coagulação e turbidez da água filtrada não foram consideradas neste estudo por não terem sido obtidos dados consistentes de todas as estações que compõem o banco de dados.

As variáveis relacionadas às características físicas das unidades de tratamento e à vazão diária afluyente à estação foram selecionadas pelo maior peso obtido no desenvolvimento do IQETA (peso > 0,05), sendo elas: gradiente de velocidade e tempo de floculação, velocidade de sedimentação, vazão linear na calha coletora de água decantada e taxa de filtração. O gradiente de velocidade de mistura rápida não foi considerado devido à dificuldade de sua aferição em algumas estações do do banco de dados. Adicionalmente, sabe-se da menor relevância das variáveis hidráulicas de mistura rápida quando o mecanismo de coagulação predominante é a varredura, condição usual em estações convencionais de tratamento de água.

Foi inserida neste modelo, assim como no IQETAF, a variável que representa a relação percentual entre o volume de água de lavagem e o volume produzido na ETA, que corresponde ao volume hoje descartado de água de lavagem e que deverá ser tratado/reutilizado segundo exigências legais.

Como variáveis operacionais foram consideradas o grau de instrução do operador como proposto no IQETA e a dosagem de coagulante para remoção de turbidez, como proposto no IQETAF, tendo como referência os diagramas de solubilidade do alumínio e do ferro encontrados na literatura (AMIRTHARAJAH E MILLS,1982; DI BERNARDO *et al.*, 2011; LIBÂNIO, 2010, dentre outros).

A realização ou não de *Jar Test* a cada 2 horas, como recomendado na norma técnica, não foi considerada nesse modelo devido ao fato desta informação não poder ser confirmada.

Com a exclusão do sistema 7 do banco de dados, o MPD2 ficou com um total de 20.226 dados, sendo 12.435 dados (61%) utilizados no seu desenvolvimento e teste, e 7.791 dados (39%) empregados na sua validação. Da mesma forma que para a elaboração do MPD2, o modelo foi desenvolvido com base nos dados de cinco (S1 a S4, e S8) dos nove sistemas do banco de dados e a sua validação foi realizada com base em dados de três sistemas (S5, S6 e S9).

As características da água bruta são monitoradas a cada duas horas sendo utilizada a média diária no desenvolvimento desse modelo. Foi verificada a correlação de Spearman (ρ) entre as variáveis e com a turbidez da água tratada, como apresentado na TAB. 5.22. Cabe destacar as correlações:

- Cor aparente e turbidez da água bruta, fato esperado em águas com elevada concentração de sólidos em suspensão;
- Tempo de floculação e velocidade de sedimentação, correlação negativa, associados à vazão afluente à estação;
- Turbidez da água decantada e relação VAL/VP, indicando a importância na redução da turbidez afluente aos filtros como garantia de minimização das perdas na estação.

As variáveis com maiores correlações com a turbidez da água tratada foram a turbidez da água decantada e o gradiente de velocidade de floculação, o que reforça a ideia de que a clarificação da água tem significativa importância na produção de água tratada de boa qualidade.

A TAB. 5.23 apresenta a estatística descritiva dos dados utilizados no modelo reafirmando que as variáveis de interesse não tendem a uma distribuição normal, sendo utilizada a mediana para representar o valor de tendência central e testes não-paramétricos na interpretação dos resultados.

A função de pertinência Fuzzy e termos linguísticos para as variáveis de entrada e saída do MPD2 são apresentadas na TAB. 5.24 e 5.25.

TABELA 5.22 - Correlação entre as variáveis integrantes do MPD2

Variáveis	CA	pH	TAB	GF	TF	VS	QL	TAD	TXF	VAL/VP	DC	TAT
Cor aparente (CA)	1,00											
pH	<u>0,04</u>	1,00										
Turbidez água bruta (TAB)	<u>0,88</u>	<u>-0,01</u>	1,00									
Gradiente de floculação (GF)	<u>0,06</u>	<u>0,17</u>	<u>0,02</u>	1,00								
Tempo de floculação (TF)	<u>-0,19</u>	<u>-0,23</u>	<u>-0,18</u>	<u>0,27</u>	1,00							
Velocidade de sedimentação (VS)	<u>0,14</u>	<u>0,25</u>	<u>0,15</u>	<u>-0,37</u>	<u>-0,76</u>	1,00						
Vazão linear na calha coletora (QL)	<u>0,19</u>	<u>0,41</u>	<u>0,24</u>	<u>0,19</u>	<u>-0,50</u>	<u>0,41</u>	1,00					
Turbidez da água decantada (TAD)	<u>0,31</u>	<u>-0,49</u>	<u>0,33</u>	<u>0,04</u>	<u>-0,12</u>	<u>-0,07</u>	<u>0,03</u>	1,00				
Taxa de filtração (TXF)	<u>-0,09</u>	<u>-0,33</u>	<u>-0,08</u>	<u>0,08</u>	<u>-0,10</u>	<u>0,31</u>	<u>-0,35</u>	<u>0,02</u>	1,00			
Volume água de lavagem / volume produzido (VAL/VP)	<u>0,21</u>	<u>-0,26</u>	<u>0,17</u>	<u>0,25</u>	<u>0,13</u>	<u>-0,21</u>	<u>0,05</u>	<u>0,69</u>	<u>-0,13</u>	1,00		
Dosagem de coagulante (DC)	<u>0,30</u>	<u>0,22</u>	<u>0,34</u>	<u>-0,36</u>	<u>-0,50</u>	<u>0,66</u>	<u>0,38</u>	<u>-0,15</u>	<u>0,02</u>	<u>-0,35</u>	1,00	
Turbidez da água tratada (TAT)	<u>0,14</u>	<u>-0,23</u>	<u>0,13</u>	<u>-0,38</u>	<u>-0,30</u>	<u>0,09</u>	<u>-0,12</u>	<u>0,46</u>	<u>-0,15</u>	<u>0,17</u>	<u>0,11</u>	1,00

OBS: Número sublinhado indica correlação significativa para nível de significância de 5%

TABELA 5.23 - Análise descritiva dos dados utilizados no MPD2

Variável	Dados Válidos	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Cor aparente. (uH)	20.226	0,4	1000,0	96,7	40,7	154,7	160	3,1	12,5	40,7	102,8
pH	20.226	5,4	8,6	7,1	7,1	0,4	6	0,0	6,9	7,1	7,4
Turbidez água bruta (uT)	20.226	0,49	2514,00	36,06	11,65	68,5	190	5,9	3,50	11,65	35,50
Gradiente de floculação (s^{-1})	20.226	4	70	38	39	8,9	23	-0,6	36	39	44
Tempo de floculação (min)	20.226	14	146	33	35	10,6	32	0,1	25	36	40
Velocidade de sedimentação (cm/min)	20.226	0,16	4,94	2,22	2,47	1,2	54	-0,3	1,46	2,47	2,87
Vazão linear calha de água decantada (L/sxm)	20.226	0,41	5,37	2,47	2,24	1,0	40	1,2	1,87	2,24	2,76
Turbidez água decantada (uT)	20.226	0,06	57,98	3,59	1,85	5,2	145	3,6	0,98	1,85	3,53
Taxa de filtração ($m^3/m^2 \times d$)	20.226	33	573	236	179	142,3	59	1,4	150	179	252
Volume de água de lavagem/Volume produzido (%)	20.226	0,03	13,77	1,33	0,95	1,1	81	2,2	0,68	0,95	1,66
Dosagem de coagulante (mg/L)	20.226	0,04	173,88	33,58	29,20	20,4	61	0,9	16,70	29,20	45,70
Turbidez água tratada (uT)	20.226	0,02	4,77	0,34	0,24	0,3	88	3,2	0,17	0,24	0,42

TABELA 5.24 - Função de pertinência Fuzzy e termos lingüísticos para as variáveis de entrada do MPD2.

Variáveis de Entrada	Muito Baixo			Baixo			Médio			Alto			Muito Alto		
	a-b	c	d	A	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c-d
Cor aparente. (uH)	0	10	30	10	30	75	30	75	350	75	350	500	350	500	1.000
pH				0	4	7	4	7	10	7	10	14			
Turbidez água bruta (uT)	0	10	30	10	30	100	30	100	500	100	500	1.000	500	1.000	3.000
Gradiente de floculação (s ⁻¹)*	0	10	20	10	20	40	20	40	60	40	60	80	60	80	100
Tempo de floculação (min)*	0	15	25	15	25	35	25	35	45	35	45	65	45	65	150
Velocidade de sedimentação (cm/min)**	0	1,0	1,8	1,0	1,8	2,5	1,8	2,5	3,2	2,5	3,2	4,0	3,2	4,0	5,0
Vazão linear calha de água decantada (L/sxm)**	0	0,8	1,8	0,8	1,8	2,5	1,8	2,5	3,5	2,5	3,5	4,5	3,5	4,5	5,5
Taxa de filtração (m ³ /m ² xd)***	0	50	100	50	100	180	100	180	240	180	240	360	240	360	580
Volume de água de lavagem/Volume produzido (%)***	0	1	3	1	3	5	3	5	7	5	7	9	7	9	14
Dosagem de coagulante (mg/L)	0	10	20	10	20	30	20	30	60	30	60	100	60	100	180
Grau de instrução	0	10	30	10	30	50	30	50	70	50	70	90	70	90	100

* Floculação: Tipo 1 = Hidráulica; Tipo 2 = Mecanizada

** Decantação: $0 \leq Q1 < 1.000 \text{ m}^3/\text{d}$; $1.000 \text{ m}^3/\text{d} \leq Q2 < 10.000 \text{ m}^3/\text{d}$; $Q3 \geq 10.000 \text{ m}^3/\text{d}$

*** Filtração : Tipo 1 = Leito simples de areia; Tipo 2 = Leito duplo de areia e antracito

TABELA 5.25 - Função de pertinência Fuzzy e termos lingüísticos para as variáveis de saída do MPD2.

Variáveis de Saída	Péssimo			Ruim			Regular			Bom			Ótimo		
	a-b	c	d	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c-d
IABF, IFCF, IDCF, IFTF; IETAF, IOPF; IQETAF	0,00	0,10	0,28	0,10	0,28	0,44	0,28	0,44	0,65	0,44	0,65	0,90	0,65	0,90	1,00

Variáveis de Saída	Ótimo			Bom			Regular			Ruim			Péssimo		
	a-b	c	d	a	b	C	a	b	c	a	b	c	a	b	c-d
Turbidez água decantada (uT)	0	1,0	3,0	1,0	3,0	7,0	3,0	7,0	13,0	7,0	13,0	27,0	13,0	27,0	60,0
Turbidez água tratada (uT)	0	0,1	0,3	0,1	0,3	0,5	0,3	0,5	1,0	0,5	1,0	2,5	1,0	2,5	5,0

A divisão das variáveis de interesse em grupos se fez necessária, em função do grande número de regras que teriam que ser desenvolvidas caso todos as variáveis fossem tratadas como um único sistema. Esse modelo foi dividido em duas etapas sendo que na primeira é possível obter a TAD e na segunda a TAT.

Na primeira etapa foram definidas 75 regras para a determinação do IABF, 50 para o IFCF, 75 para o IDCF e 125 para a TADF. Na segunda etapa foram definidas 75 regras para a determinação do IABF, 50 para o IFCF, 75 para o IDCF, 50 para o IFTF, 125 para o IETAF, 25 para o IOPF, 25 para o IQETAF e 25 para a TATF. Algumas regras são apresentadas a seguir e o conjunto completo de regras é apresentado no Apêndice F. Buscou-se nesse índice compatibilizar o IETAF com o diagrama de capacidade elaborado para cada ETA.

Para determinação do Índice de Água Bruta Fuzzy:

Se Cor=MB, pH=B e Turbidez=MB então IABF=OT;

Se Cor=B, pH=B e Turbidez=B então IABF=B;

Se Cor=M, pH=M e Turbidez=M então IABF=RG;

Se Cor=A, pH=M e Turbidez=M então IABF=R;

Se Cor=MA, pH=A e Turbidez=MB então IABF=P.

Para determinação do Índice de Floculação Fuzzy:

Se Tipo 1, GF=B, TF=B então IFCF=B;

Se Tipo 1, GF=M, TF=M então IFCF=OT;

Se Tipo 1, GF=A, TF=MB então IFCF=RB;

Se Tipo 2, GF=M, TF=B então IFCF=RG;

Se Tipo 2, GF=A, TF=MA então IFCF=R;

Se Tipo 1, GF=MA, TF=MA então IFCF=P.

Para determinação do Índice de Decantação Fuzzy:

Se Q1, Vs=M e QL =M então IDCF=B;

Se Q1, $V_s=A$ e $Q_L=MB$ então $IDCF=RG$;

Se Q2, $V_s=B$ e $Q_L=M$ então $IDCF=RG$;

Se Q2, $V_s=M$ e $Q_L=A$ então $IDCF=R$;

Se Q3, $V_s=MB$ e $Q_L=A$ então $IDCF=B$;

Se Q3, $V_s=M$ e $Q_L=MB$ então $IDCF=OT$.

Para determinação da Turbidez da Água Decantada Fuzzy ou estimada:

Se $IABF=P$, $IFCF=P$ e $IDCF=B$ então $TADF=P$;

Se $IABF=R$, $IFCF=R$ e $IDCF=B$ então $TADF=R$;

Se $IABF=RG$, $IFCF=RG$ e $IDCF=R$ então $TADF=RG$;

Se $IABF=B$, $IFCF=B$ e $IDCF=RG$ então $TADF=B$;

Se $IABF=OT$, $IFCF=B$ e $IDCF=RG$ então $TADF=OT$.

Para determinação da Índice de Filtração Fuzzy:

Se Tipo 1, $TXF=M$ e $VLf/VP=MB$ então $TFTF=B$;

Se Tipo 1, $TXF=M$ e $VLf/VP=A$ então $TFTF=RG$;

Se Tipo 1, $TXF=A$ e $VLf/VP=B$ então $TFTF=R$;

Se Tipo 2, $TXF=M$ e $VLf/VP=MB$ então $TFTF=OT$;

Se Tipo 2, $TXF=A$ e $VLf/VP=A$ então $TFTF=RG$;

Se Tipo 2, $TXF=MA$ e $VLf/VP=MA$ então $TFTF=P$.

Para determinação da Índice de Estação de Tratamento de Água Fuzzy:

Se $IFCF=P$, $IDCF=B$ e $IFTF=P$ então $IETAF=P$;

Se $IFCF=R$, $IDCF=B$ e $IFTF=P$ então $IETAF=R$;

Se $IFCF=RG$, $IDCF=RG$ e $IFTF=B$ então $IETAF=RG$;

Se $IFCF=B$, $IDCF=B$ e $IFTF=B$ então $IETAF=B$;

Se $IFCF=OT$, $IDCF=RG$ e $IFTF=OT$ então $IETAF=OT$.

Para determinação da Índice de Operação Fuzzy:

Se GI=MB e DC=MB então IOPF=P;

Se GI=B e DC=A então IOPF=R;

Se GI=M e DC=A então IOPF=RG;

Se GI=A e DC=A então IOPF=B;

Se GI=MA e DC=B então IOPF=OT.

Para determinação da Índice de Qualidade de Estação de Tratamento Fuzzy:

Se IETAF=P e IOP=R então IQETAF=P;

Se IETAF=R e IOP=OT então IQETAF=B;

Se IETAF=RG e IOP=R então IQETAF=R;

Se IETAF=B e IOP=RG então IQETAF=RG;

Se IETAF=OT e IOP=OT então IQETAF=OT.

Para determinação da Turbidez da água Tratada Fuzzy ou estimada:

Se IABF=P e IQETAF=OT então TATF=RG;

Se IABF=R e IQETAF=P então TATF=P;

Se IABF=RG e IQETAF=R então TATF=R;

Se IABF=B e IQETAF=B então TATF=B;

Se IABF=OT e IQETAF=B então TATF=OT.

Após desenvolvimento do MPD2, o mesmo foi testado com os sistemas utilizados no seu desenvolvimento. A TAB. 5.26 apresenta as medianas da TAD e TAT estimadas e observadas, por estação, considerando o conjunto de dados.

TABELA 5.26 - Medianas da TAD e TAT estimada e observada pelo MPD2 por estação amostrada

Estação	Nº dados	TAD Estimada (uT)	TAD Observada (uT)	TAT Estimada (uT)	TAT Observada (uT)
Estações utilizadas no desenvolvimento do MPD2					
1	2974	2,65	2,54	0,29	0,63
2	2158	2,64	1,52	0,47	0,32
3 (2003-2009)	2404	7,68	2,65	0,54	0,20
3 (2010-2011)	640	2,96	2,40	0,33	0,20
4	3128	1,07	1,42	0,18	0,20
8	1131	2,75	10,43	0,50	0,58
Estações utilizadas na validação do MPD2					
5	3201	0,97	0,49	0,21	0,19
6	3225	2,09	1,55	0,28	0,17
9	1365	2,79	14,52	0,50	0,49

Aplicando o teste Kruskal-Wallis constata-se que há diferença significativa entre os valores de tendência central dos sistemas amostrados para a turbidez de água decantada com nível de significância de 5% (FIG. 5.14).

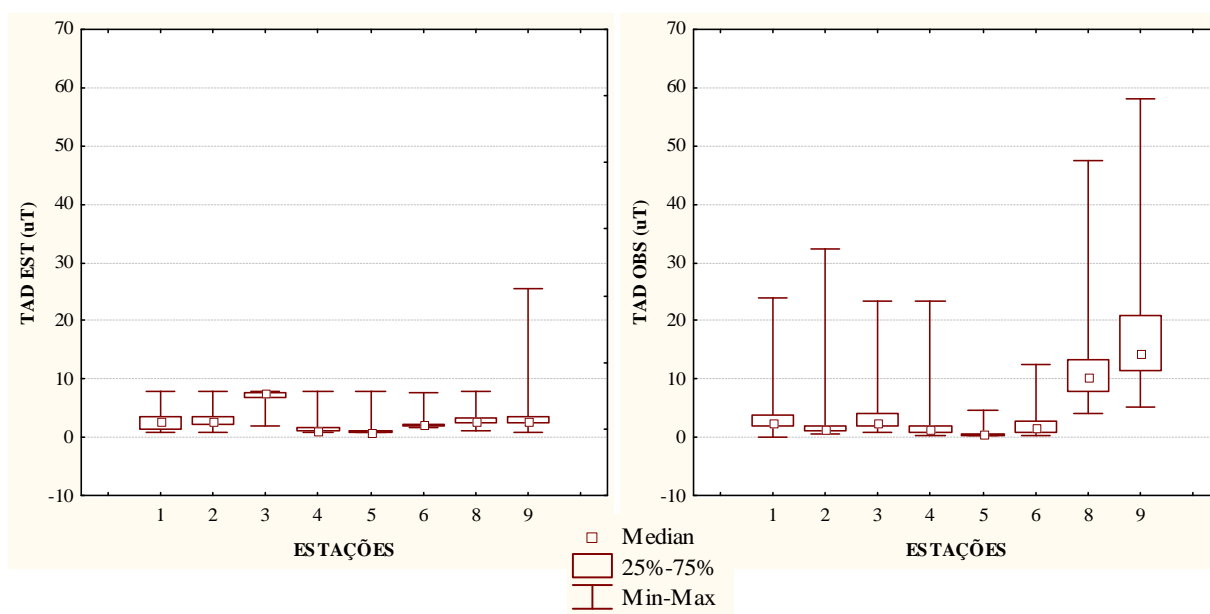


FIGURA 5.14: Variabilidade da TAD estimada e observada para o conjunto de estações amostradas

Com o teste de comparações múltiplas foi possível verificar que só não há diferença significativa da TAD estimada entre as estações 2 e 8 e 8 e 9, para o nível de significância de 5% (TAB.5.27).

TABELA 5.27 - Teste de comparações múltiplas entre os sistemas amostrados para a turbidez da água decantada estimada

S 1	S 2	S 3	S 4	S 5	S 6	S 8	S 9	
	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	S 1
↓		↑	↑	↑	↑	↑	↑	S 2
↓	↓		↑	↑	↑	=	=	S 3
↓	↓	↓		↑	=	↑	↑	S 4
↓	↓	↓	↑		↑	↑	↑	S 5
↓	↓	↓	=	↓		↑	↑	S 6
↓	↓	=	↑	↓	↓		=	S 8
↓	↓	=	↓	↓	↓	=		S 9

Legenda:

↑ Manancial em negrito (acima) estatisticamente diferente/superior ao manancial em itálico (coluna à direita)

↓ Manancial em negrito (acima) estatisticamente diferente/inferior ao manancial em itálico (coluna à direita)

= Manancial em negrito (acima) sem diferenças significativas em relação ao manancial em itálico (à direita)

A resposta obtida pelo modelo para TAD para as estações 8 e 9 são significativamente diferentes devendo ser melhor investigadas as variáveis de interesse da água bruta, floculação e decantação utilizadas no seu desenvolvimento.

Com relação a turbidez da água tratada o teste Kruskal-Wallis indica que há diferença significativa entre os valores de tendência central para os sistemas amostrados. (FIG. 5.15).

Com o teste de comparações múltiplas foi possível observa-se que as estações 1, 3, 4, 5 e 6 ($TAT_{estimada} < 0,29$) diferem significativamente das demais ($TAT_{estimada} > 0,47$), para um nível de significância de 5% . Cabe aqui uma ressalva para a estação 3 que deve ser melhor investigada pois apresenta uma TAT inferior às expectativas (TAB.5.28).

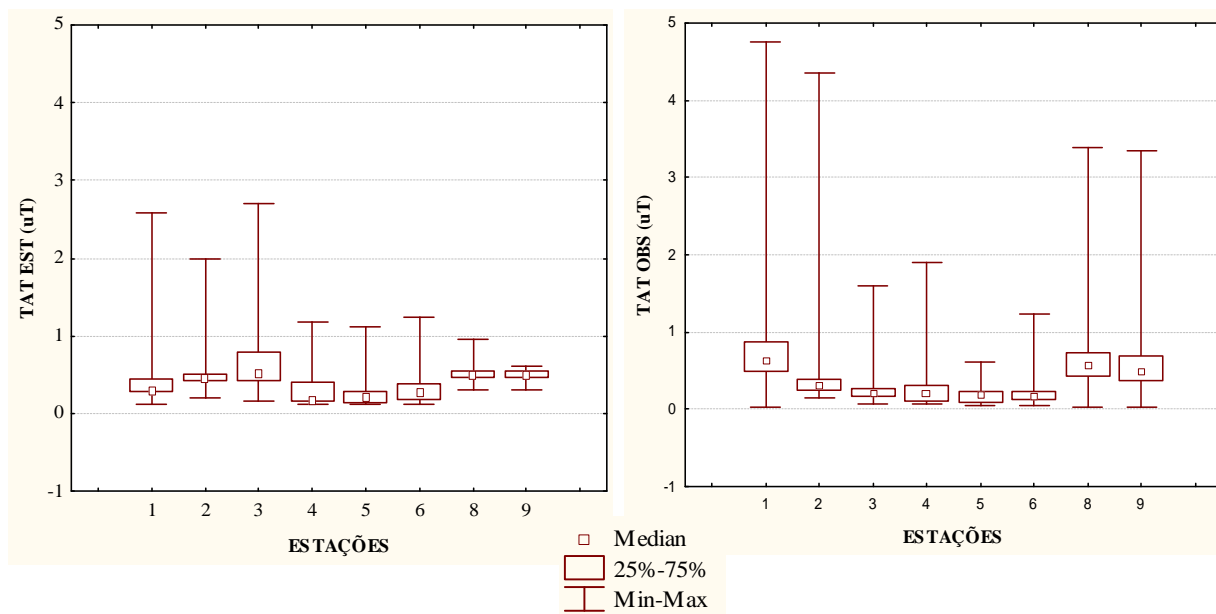


FIGURA 5.15: Variabilidade da TAT estimada e observada para o conjunto de estações amostradas

TABELA 5.28 - Teste de comparações múltiplas entre os sistemas amostrados para a turbidez da água tratada estimada

S 1	S 2	S 3	S 4	S 5	S 6	S 8	S 9	
	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	<i>S 1</i>
↓		↑	↑	↑	↑	=	↑	<i>S 2</i>
↓	↓		↑	↑	↑	↑	↑	<i>S 3</i>
↓	↓	↓		↑	↑	↑	↑	<i>S 4</i>
↓	↓	↓	↑		↑	↑	↑	<i>S 5</i>
↓	↓	↓	↑	↓		↑	↑	<i>S 6</i>
↓	=	↓	↑	↓	↓		=	<i>S 8</i>
↓	↓	↓	↓	↓	↓	=		<i>S 9</i>

Legenda:

↑ Manancial em negrito (acima) estatisticamente diferente/superior ao manancial em itálico (coluna à direita)

↓ Manancial em negrito (acima) estatisticamente diferente/inferior ao manancial em itálico (coluna à direita)

= Manancial em negrito (acima) sem diferenças significativas em relação ao manancial em itálico (à direita)

Aplicando o teste U de Mann-Whitney pode-se afirmar que só não há diferença significativa entre os valores de tendência central da TAD observada e estimada na Estação 4, para um nível de significância de 5% (FIG. 5.16). A turbidez de água decantada estimada só não é maior do que a observada nos sistemas 8 e 9 que devem ser melhor investigados.

Aplicando o teste U de Mann-Whitney pode-se afirmar que só não há diferença significativa entre os valores de tendência central da TAT observada e estimada na Estação 9, para um nível de significância de 5% (FIG. 5.17). A turbidez de água tratada estimada é maior do que a observada nos sistemas 2, 3, 5, 6. Os sistemas 1 e 3 devem ser melhor investigados devido a grande diferença na medida de tendência central para TAT.

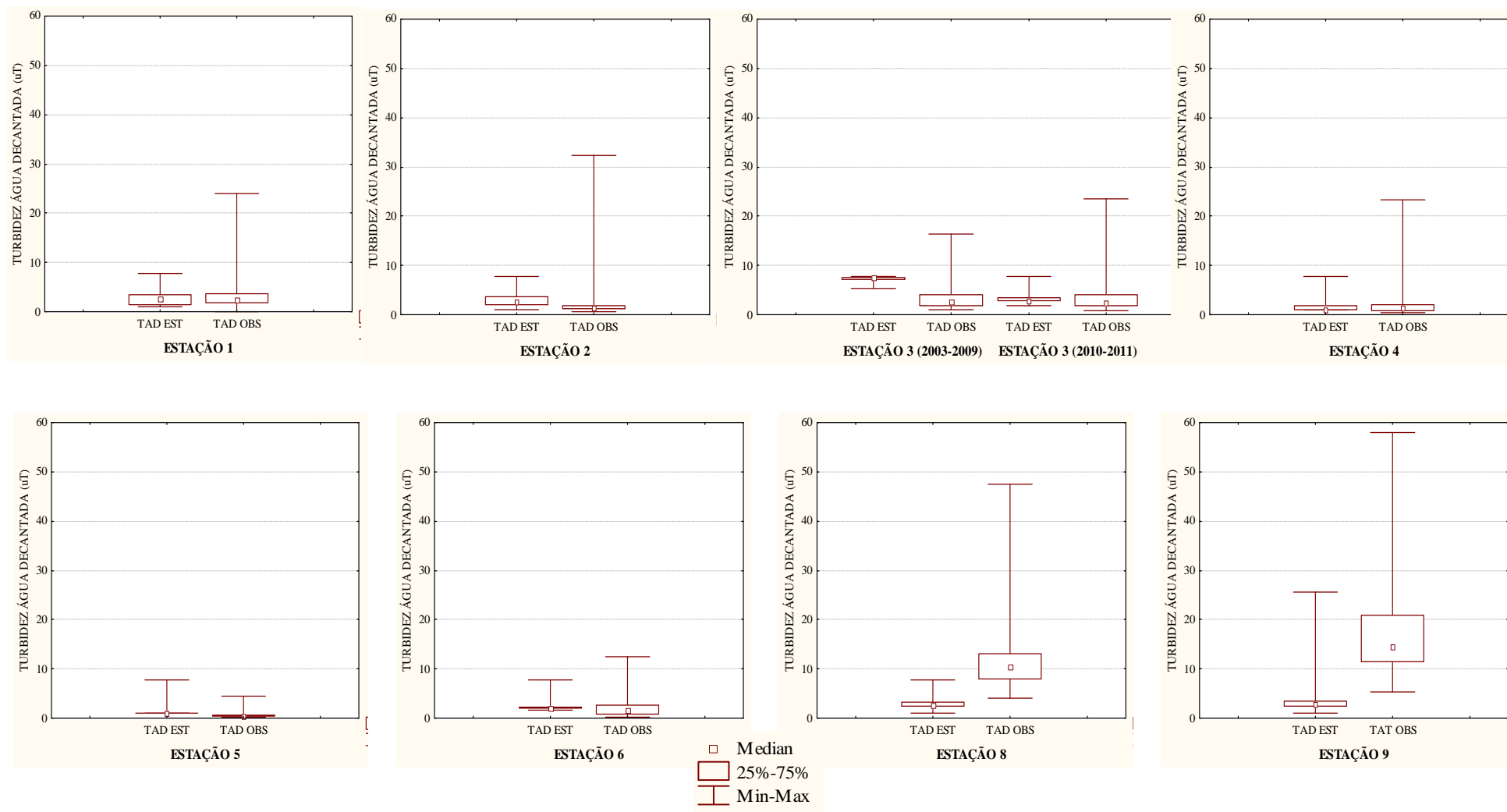


FIGURA 5.16: Comparação da variabilidade da TAD observadas e estimadas pelo MPD2 em cada estação amostrada

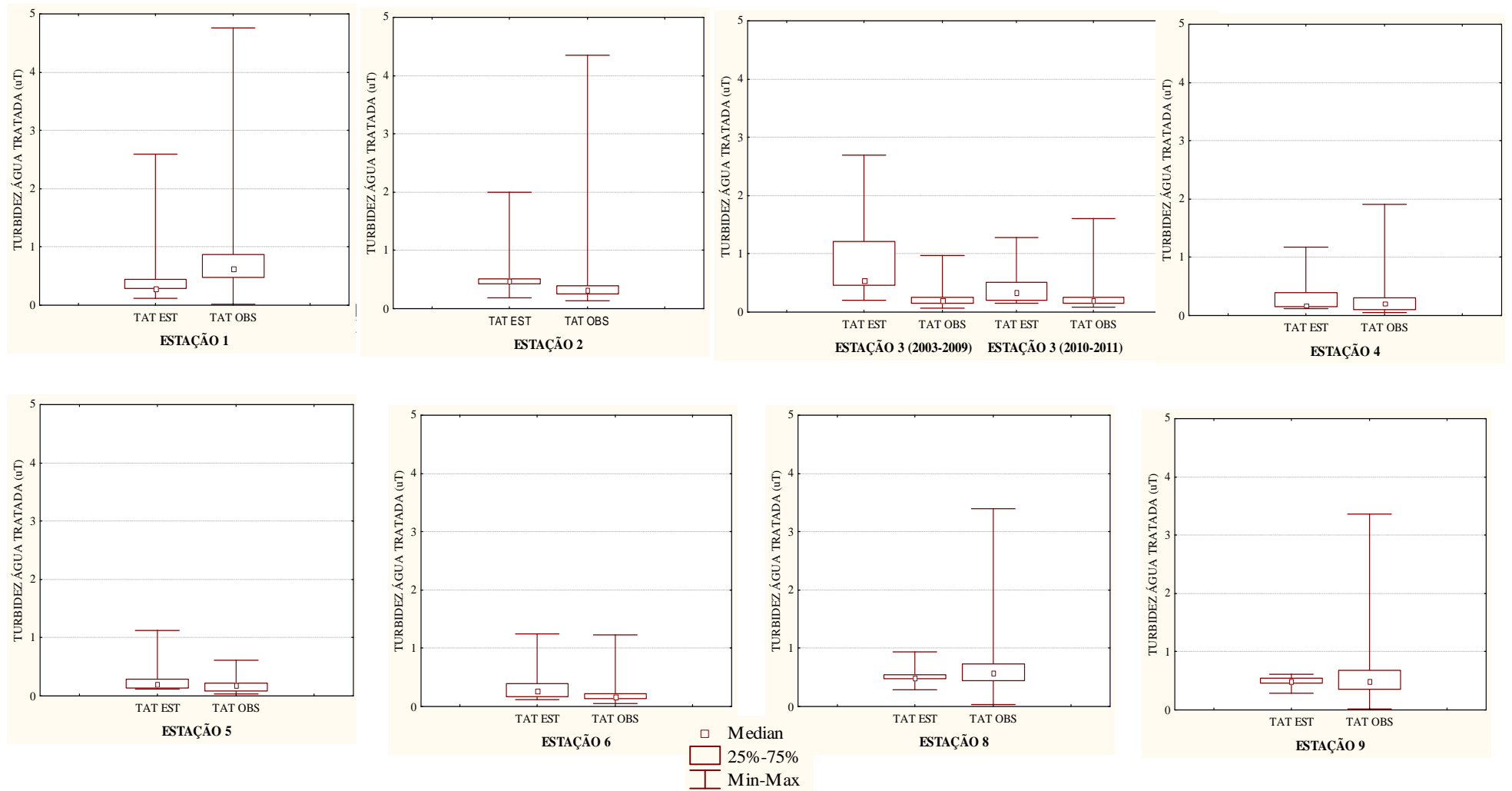


FIGURA 5.17: Comparação da variabilidade da TAT observadas e estimadas pelo MPD2 em cada estação amostrada

Para os dados utilizados no desenvolvimento do modelo (S1 a S4 e S8), o coeficiente de correlação de Spearman (ρ) entre a TAD observada e estimada é de 0,46, na sua validação esse coeficiente é de 0,81 (S5, S6 e S9) e para o conjunto de dados é de 0,64 (FIG. 5.18, todas as correlações significativas para nível de significância de 5%.

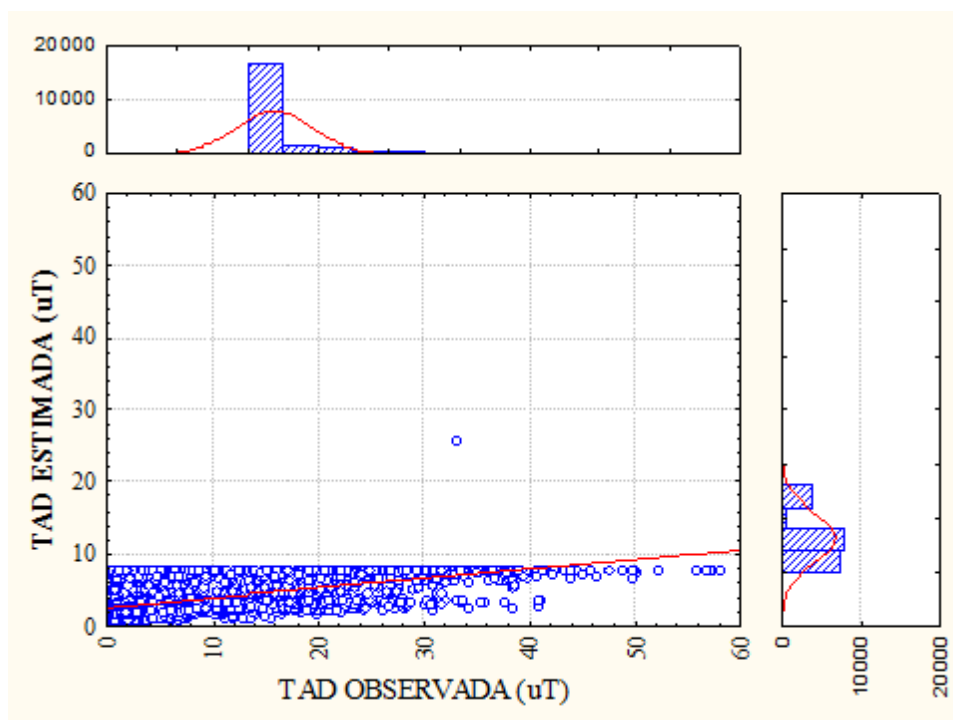


FIGURA 5.18: Correlação entre o Turbidez de Água decantada observada e estimada para os sistemas amostrados do MPD2

Para a TAT observada e estimada este coeficiente reduz-se para 0,04 na modelagem, 0,43 na sua validação e para o conjunto de dados de 0,31 (FIG. 5.19), todas as correlações significativas para nível de significância de 5%..

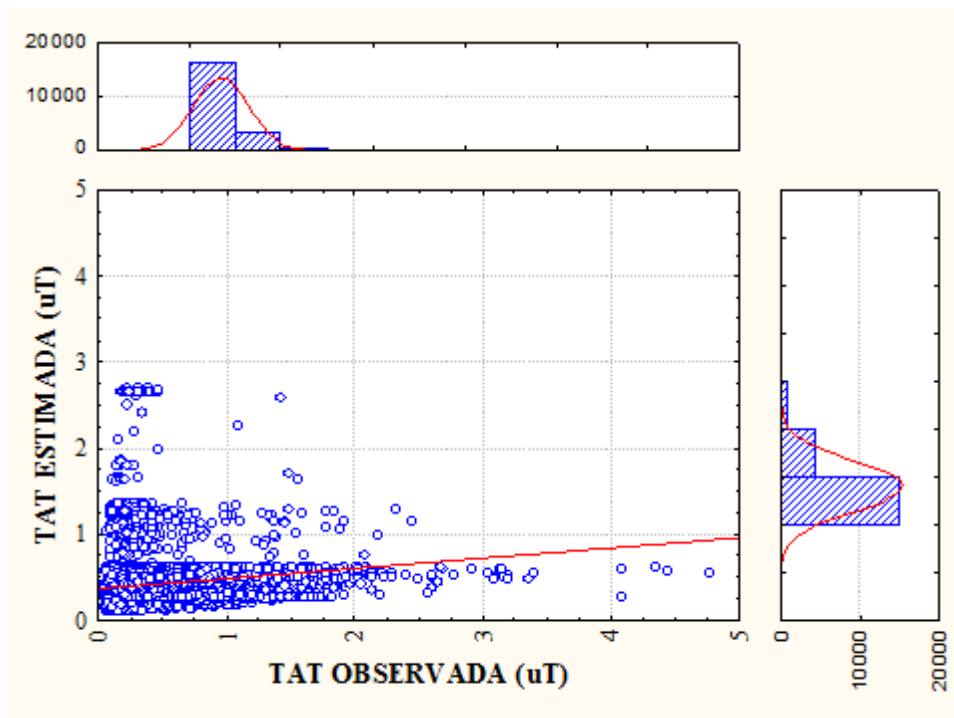


FIGURA 5.19: Correlação entre o Turbidez de Água tratada observada e estimada para os sistemas amostrados do MPD2

Pode-se especular que os maiores coeficientes para validação decorram das características mais favoráveis à potabilização da água bruta, principalmente para S5 e S6. Como o MPD2 foi desenvolvido a partir de cinco sistemas cujos mananciais, à exceção do S4, encontram-se comprometidos, é compreensível o melhor ajuste observado na validação do modelo para os sistemas de mananciais mais preservados.

Cabe ainda salientar a menor variabilidade da TAT para todas as estações amostradas, tornando mais difícil a sua estimativa utilizando amplo conjunto de variáveis que integra o MPD2.

O coeficiente de correlação de Spearman (ρ) entre a TAD e TAT observada e estimada, e o desvio médio absoluto (DMA) por sistema, são apresentados na TAB. 5.29 e 5.30

TABELA 5.29 - Coeficiente de correlação de Spearman entre TAD estimada e observada pelo MPD2 e Desvio Médio Absoluto por estação amostrada

Estação	Correlação de Spearman (ρ)	DMA (uT)
Estações utilizadas no desenvolvimento do MPD2		
1	<u>0,44</u>	0,99
2	<u>0,48</u>	1,25
3 (2003-2009)	<u>0,70</u>	4,74
3 (2010-2011)	<u>0,62</u>	1,07
4	<u>0,37</u>	0,46
8	<u>0,78</u>	7,32
Estações utilizadas na validação do MPD2		
5	<u>0,38</u>	0,53
6	<u>0,24</u>	0,91
9	<u>0,69</u>	11,34

OBS: Número sublinhado indica correlação significativa para nível de significância de 5%

TABELA 5.30 - Coeficiente de correlação de Spearman entre TAT estimada e observada pelo MPD2 e Desvio Médio Absoluto por estação amostrada

Estação	Correlação de Spearman (ρ)	DMA (uT)
Estações utilizadas no desenvolvimento do MPD2		
1	<u>0,26</u>	0,31
2	<u>0,30</u>	0,16
3 (2003-2009)	<u>0,10</u>	0,34
3 (2010-2011)	<u>-0,15</u>	0,12
4	<u>0,07</u>	0,11
8	<u>0,39</u>	0,14
Estações utilizadas na validação do MPD2		
5	<u>-0,23</u>	0,09
6	<u>0,45</u>	0,09
9	<u>0,45</u>	0,15

OBS: Número sublinhado indica correlação significativa para nível de significância de 5%

Associando a análise estatística à análise gráfica, pode-se concluir que o MPD2 não apresentou uma boa resposta para a estimativa da turbidez da água decantada e tratada. O modelo não foi capaz de representar os valores extremos de forma adequada para algumas estações e em outras apresentou valores superiores aos observados.

Todavia, pode-se concluir que há uma correlação significativa entre a TAD estimada e observada para o nível de significância de 5% . Pode-se concluir também que, pela magnitude dos desvios médios absolutos, o modelo não apresentou uma resposta adequada para os sistemas 3 (2003-2009), 8 e 9, apesar da significância dos coeficientes de correlação. Constata-se graficamente que o modelo representou melhores resultados para os sistemas 1, 2, 4.

Para a turbidez da água tratada pode-se também concluir pela correlação, apesar de baixa, estatisticamente significativa entre a TAT estimada e TAT observada para o nível de significância de 5%. Considerando o melhor coeficiente de correlação de Spearman e o menor desvio médio absoluto pode-se inferir que o modelo apresenta a melhor resposta para a estação 6.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados dos índices de qualidade e dos modelos de previsão de desempenho apresentados abrem um grande leque de discussões sobre a aplicabilidade dos mesmos como variáveis balizadoras da análise de desempenho e variáveis intangíveis do processo.

Uma das primeiras questões levantadas nesse estudo é o fato de que alguns sistemas não possuem uma rotina de monitoramento das variáveis de interesse, conforme determinado nas normas técnicas e legislação vigente, dificultando assim uma análise de desempenho e otimização dos sistemas de forma consistente. É imperativo o cumprimento de uma rotina de monitoramento por parte das concessionárias e a fiscalização de seu cumprimento e análise dos resultados por parte dos órgãos gestores.

Como consequência, o IQABF acabou por ser desenvolvido com um pequeno banco de dados válidos, resultante da deficiente rotina de monitoramento de variáveis de interesse tais como: clorofila-a, *E.coli*, e cianobactérias.

A da degradação dos mananciais por efluentes domésticos, ferro e algas levou a determinação dos mais baixos índices de qualidade da água bruta. O IQABF apresentou a mesma hierarquização dos mananciais observada no IQAB com resultados inferiores, sendo considerado assim mais restritivo. Para consolidar este índice é fundamental que seja aplicado em mananciais com maior presença de matéria orgânica (menor correlação entre cor aparente e turbidez).

O IQETAF foi desenvolvido com um banco de dados considerável e a definição das variáveis de interesse foi a etapa mais complexa no seu desenvolvimento, tendo sido influenciada pela rotina de monitoramento e a confiabilidade dos dados. Pode-se observar que os dados mais recentes são mais consistentes, fato que pode estar relacionado às exigências legais mais restritivas e à modernização dos equipamentos de monitoramento.

Os dados referentes às etapas de mistura rápida e desinfecção foram os que apresentaram maior inconsistência. Em diversos sistemas, a etapa de coagulação ocorre em linha sem monitoramento de gradiente de velocidade e tempo de mistura, e na maior parte das estações inexistente tanque de contato sendo a desinfecção realizada em reservatórios ou em linhas de adução. Com base nestas questões a etapa de mistura rápida não foi inserida no IQABF e a

variável de interesse no processo de desinfecção foi alterada sendo considerado nesse novo modelo o cloro residual presente na água tratada.

A hierarquização das estações fundamentada no IQETAF mostrou-se diferente da apresentada pelo IQETA. Pode-se inferir, com análise parcial dos índices das etapas de tratamento, que o índice de operação tem maior influência no IQETAF do que no IQETA. A resposta do IQETAF comparada à do IQETA é significativamente diferente sendo o coeficiente de correlação entre eles baixo, fato associado à presença das estações com maiores divergências no banco de dados utilizados na validação do índice.

A maior dificuldade na aplicação do IQETAF está no grande número de variáveis envolvidas. Desta forma, esse índice foi desenvolvido com 7 grupos de dados, fato que pode influenciar o resultado devido ao número de interações existentes. Para consolidação desse índice é fundamental a sua aplicação em um banco de dados mais abrangente, para melhor ajuste das funções e regras ou mesmo das variáveis de interesse.

O Modelo de Previsão de Desempenho 1 foi desenvolvido utilizando os índices IQABF e IQETAF para previsão da turbidez da água tratada. Índices de qualidade são utilizados em quase todas as estações de tratamento como ferramenta de gestão, entretanto apresentam limitações na sua aplicação. Considerando o conjunto de dados, o modelo apresentou coeficiente de correlação com a TAT observada de 0,30 e desvio médio absoluto de 0,12uT, correlação baixa e desvio elevado para utilização desse modelo, com foco na otimização de sistemas.

O Modelo de Previsão de Desempenho 2 foi desenvolvido com base nas características da água bruta e da estação de tratamento de água, utilizando variáveis rotineiramente monitoradas e facilmente obtíveis com base na vazão afluente e características físicas da estação. O banco de dados utilizado para o seu desenvolvimento foi composto por mananciais com elevada concentração de sólidos suspensos e baixa concentração de sólidos dissolvidos, limitando assim a sua abrangência.

A correlação das variáveis de entrada com a TAT indicaram ser de maior relevância na determinação da TAT o gradiente de floculação, inversamente proporcional ($c = - 0,38$) e a turbidez da água decantada, diretamente proporcional ($c = 0,46$), reforçando a idéia de que a etapa de clarificação tem maior influência na produção da água tratada.

Considerando o conjunto de dados, o modelo apresentou coeficiente de correlação com a TAT observada de 0,32 e desvio médio absoluto de 0,16 uT, correlação baixa e desvio elevado para utilização desse modelo, com foco na otimização de sistemas. Como resultado parcial também foi possível analisar a TAD que apresentou correlação com a TAD observada de 0,64 para o conjunto de dados e desvio médio absoluto de 1,08 uT, correlação e desvio medianos que indicam a viabilidade de utilização desse modelo na previsão da TAD.

O sistema 3 não pôde ser melhor interpretado pois, mesmo com qualidade da água bruta comprometida e estação de tratamento com limitações hidráulicas, apresentou resultados de TAT em conformidade com normas internacionais ($TAT < 0,3$ uT) em 87% do tempo. Para esta estação as considerações feitas sobre a operação não foram suficientes para modelar a TAT. Isto leva a crer que algumas variáveis intangíveis operacionais devem ser levantadas e inseridas no modelo buscando explicar melhor a variabilidade da TAT.

Outra questão levantada é se em função da pequena variabilidade da turbidez da água tratada, exigida pela legislação na saída da ETA ($0,01$ uT $< TAT < 1,00$ uT), e a grande variabilidade das características da água bruta presente em países de clima tropical, é de fato possível obter um modelo com correlação elevada. Recente estudo de Tomperi *et al.* (2013) apresentaram modelos - elaborados para apenas uma estação de tratamento - para previsão do residual de alumínio na água tratada com coeficiente de determinação variando de 0,01 a 0,24. Os modelos propostos representam a tendência média dos valores medidos em campo, mas não conseguem modelar os valores extremos.

Em contexto similar, os mencionados estudos realizados por Maier *et al.* (2004) e Juntunen *et al.* (2012) foram desenvolvidos com a proposta de prever a turbidez da água tratada, entretanto foram desenvolvidos também utilizando apenas uma estação. No primeiro estudo observa-se baixa variabilidade de turbidez (0,3 a 104 uT) e cor (6,7 a 81,9 uH) da água bruta, e coeficiente de determinação acima de 0,85, entretanto os dados utilizados no estudo foram obtidos em escala piloto utilizando *Jar Test* e não dados pretéritos. No segundo estudo foram utilizados dados pretéritos de uma estação, localizada na Finlândia, país que de um modo geral apresenta baixa variabilidade na qualidade da água bruta com relação a turbidez e cor. O estudo apresenta graficamente uma boa correlação entre a turbidez observada e estimada, entretanto o autor não apresenta o coeficiente de correlação e determinação do modelo. Sendo questionado apenas informou que a mesma é relativamente baixa.

Os resultados dos índices de qualidade e dos modelos de previsão de desempenho apresentados abrem um grande leque de discussões sobre a aplicabilidade dos mesmos como variáveis balizadoras da análise de desempenho e variáveis intangíveis do processo.

Uma das primeiras questões levantadas nesse estudo é o fato de que alguns sistemas não possuem uma rotina de monitoramento da variáveis de interesse, conforme determinado nas normas técnicas e legislação vigente, dificultando assim uma análise de desempenho e otimização dos sistemas de forma consistente. É imperativo o cumprimento de uma rotina de monitoramento por parte das concessionárias e a fiscalização de seu cumprimento e análise dos resultados por parte dos órgãos gestores.

Como consequência, o IQABF acabou por ser desenvolvido com um pequeno banco de dados válidos, resultante da deficiente rotina de monitoramento de variáveis de interesse tais como: clorofila-a, *E.coli*, e cianobactérias.

A degradação dos mananciais por efluentes domésticos, ferro e algas levou a determinação dos mais baixos índices de qualidade da água bruta. O IQABF apresentou a mesma hierarquização dos mananciais observada no IQAB com resultados inferiores, sendo considerado assim mais restritivo. Para consolidar este índice é fundamental que seja aplicado em mananciais com maior presença de matéria orgânica (menor correlação entre cor aparente e turbidez).

O IQETAF foi desenvolvido com um banco de dados considerável e a definição das variáveis de interesse foi a etapa mais complexa no seu desenvolvimento, tendo sido influenciada pela rotina de monitoramento e a confiabilidade dos dados. Pôde-se observar que os dados mais recentes são mais consistentes, fato que pode estar relacionado às exigências legais mais restritivas e à modernização dos equipamentos de monitoramento.

Os dados referentes às etapas de mistura rápida e desinfecção foram os que apresentaram maior inconsistência. Em diversos sistemas, a etapa de coagulação ocorre em linha sem monitoramento de gradiente de velocidade e tempo de mistura, e na maior parte das estações inexistente tanque de contato sendo a desinfecção realizada em reservatórios ou em linhas de adução. Com base nestas questões a etapa de mistura rápida não foi inserida no IQABF e a

variável de interesse no processo de desinfecção foi alterada sendo considerado nesse novo modelo o cloro residual presente na água tratada.

A hierarquização das estações fundamentada no IQETAF mostrou-se diferente da apresentada pelo IQETA. Pode-se inferir, com análise parcial dos índices das etapas de tratamento, que o índice de operação tem maior influência no IQETAF do que no IQETA. A resposta do IQETAF comparada à do IQETA é significativamente diferente sendo o coeficiente de correlação entre eles baixo, fato associado à presença das estações com maiores divergências no banco de dados utilizados na validação do índice.

A maior dificuldade na aplicação do IQETAF está no grande número de variáveis envolvidas. Desta forma, esse índice foi desenvolvido com sete grupos de dados, fato que pode influenciar o resultado devido ao número de interações existentes. Para consolidação desse índice é fundamental a sua aplicação em um banco de dados mais abrangente, para melhor ajuste das funções e regras ou mesmo das variáveis de interesse.

O Modelo de Previsão de Desempenho 1 foi desenvolvido utilizando os índices IQABF e IQETAF para previsão da turbidez da água tratada. Índices de qualidade são utilizados em quase todas as estações de tratamento como ferramenta de gestão, entretanto apresentam limitações na sua aplicação. Considerando o conjunto de dados, o modelo apresentou coeficiente de correlação com a TAT observada de 0,30 e desvio médio absoluto de 0,12 uT, correlação baixa e desvio elevado para utilização desse modelo, com foco na otimização de sistemas.

O Modelo de Previsão de Desempenho 2 foi desenvolvido com base nas características da água bruta e da estação de tratamento de água, utilizando variáveis rotineiramente monitoradas e facilmente obtíveis com base na vazão afluente e características físicas da estação. O banco de dados utilizado para o seu desenvolvimento foi composto por mananciais com elevada concentração de sólidos suspensos e baixa concentração de sólidos dissolvidos, limitando assim a sua abrangência.

A correlação das variáveis de entrada com a TAT indicaram ser de maior relevância na determinação da TAT o gradiente de floculação, inversamente proporcional ($c = - 0,38$), e a turbidez da água decantada, diretamente proporcional ($c = 0,46$), reforçando a idéia de que a etapa de clarificação tem maior influência na produção da água tratada.

Considerando o conjunto de dados, o modelo apresentou coeficiente de correlação com a TAT observada de 0,32 e desvio médio absoluto de 0,16 uT, correlação baixa e desvio elevado para utilização desse modelo, com foco na otimização de sistemas. Como resultado parcial também foi possível analisar a TAD que apresentou correlação com a TAD observada de 0,64 para o conjunto de dados e desvio médio absoluto de 1,08 uT, correlação e desvio medianos que indicam a viabilidade de utilização desse modelo na previsão da TAD.

O sistema 3 não pôde ser melhor interpretado pois, mesmo com qualidade da água bruta comprometida e estação de tratamento com limitações hidráulicas, apresentou resultados de TAT em conformidade com normas internacionais ($TAT < 0,3$ uT) em 87% do tempo. Para esta estação as considerações feitas sobre a operação não foram suficientes para modelar a TAT. Isto leva a crer que algumas variáveis intangíveis operacionais devem ser levantadas e inseridas no modelo buscando explicar melhor a variabilidade da TAT.

Outra questão levantada é se em função da pequena variabilidade da turbidez da água tratada, exigida pela legislação na saída da ETA ($0,01$ uT $< TAT < 1,00$ uT), e a grande variabilidade das características da água bruta presente em países de clima tropical, é de fato possível obter um modelo com correlação elevada. Recente estudo de Tomperi *et al.* (2013) apresentaram modelos - elaborados para apenas uma estação de tratamento - para previsão do residual de alumínio na água tratada com coeficiente de determinação variando de 0,01 a 0,24. Os modelos propostos representam a tendência média dos valores medidos em campo, mas não conseguem modelar os valores extremos.

Em contexto similar, os mencionados estudos realizados por Maier *et al.* (2004) e Juntunen *et al.* (2012) foram desenvolvidos com a proposta de prever a turbidez da água tratada, entretanto também utilizando apenas uma estação. No primeiro estudo observa-se baixa variabilidade de turbidez (0,3 a 104 uT) e cor (6,7 a 81,9 uH) da água bruta, e coeficiente de determinação acima de 0,85, entretanto os dados utilizados no estudo foram obtidos em escala piloto utilizando *Jar Test* e não dados pretéritos. No segundo estudo foram utilizados dados pretéritos de uma estação, localizada na Finlândia, país que de um modo geral apresenta baixa variabilidade na qualidade da água bruta com relação a turbidez e cor. O estudo apresenta graficamente uma boa correlação entre a turbidez observada e estimada, entretanto o autor não apresenta o coeficiente de correlação e determinação do modelo. Sendo questionado apenas informou que o mesmo é relativamente baixo.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

É importante a utilização de índices e modelos de desempenho para otimização dos sistemas de abastecimento de água e mediante esta premissa o trabalho foi desenvolvido com um foco inédito na generalização da forma de análise e não na individualização de sua avaliação com base em uma única estação. Entretanto, são inúmeros os processos e variáveis envolvidas na atividade de potabilização da água, tornando essa uma tarefa árdua e até certo ponto frustrante, comparada a outros projetos com uma proposta mais restritiva.

Associada a esta questão foi utilizada a Lógica Fuzzy, ferramenta mais moderna que vem sendo amplamente empregada, agregando o conhecimento de especialistas a análise estatística de dados pretéritos da água bruta e da unidade de tratamento. Tal aplicação objetivou gerar ferramentas para apoiar os gestores na tomada de decisão quanto às ações preventivas e corretivas relacionadas ao processo de tratamento da água.

A partir dos resultados obtidos pode-se concluir que:

- i) O IQABF apresentou elevada correlação ($\rho = 0,94$) com o IQAB desenvolvido por Souza e Libânio (2009). O IQABF, por se apresentar mais restritivo do que o IQAB, pode levar aos gestores a antecipar a tomada de decisão quanto à preservação dos mananciais, condição ideal para otimização das estações de tratamento de água.
- ii) A limitação mais proeminente à aplicação em escala real do IQABF prende-se as variáveis clorofila-a, *E.coli*, e cianobactérias, não rotineiramente monitoradas em diversos mananciais, como o número de dados considerados viáveis para os mananciais 8 e 9 confirma.
- iii) O IQETAF apresentou uma fraca correlação ($\rho = 0,26$) com o IQETA desenvolvido por Libânio e Lopes (2009), fato provavelmente associado, além da inserção da dosagem de coagulante, à presença das estações com maiores divergências no banco de dados utilizados na validação do índice.
- iv) Foi possível observar a influência da operação na resposta do IQETAF por meio de uma análise parcial dos dados, na qual se constatou diferença na hierarquização das estações, quando analisado o IETAF (índice que engloba a clarificação e filtração) e o

IQETAF (associação do IETAF às etapas de desinfecção e operação). Esta condição não foi observada no IQETA desenvolvido por Libânio e Lopes (2009).

- v) Utilizando o diagrama de capacidade das estações proposto por AWWA (2001), é possível concluir que o IQETAF representa melhor as estações amostradas do que o IQETA. Algumas lacunas nos dois índices ainda precisam ser melhor estudadas, como a fragilidade hidráulica na floculação da ETA 2 e na filtração na ETA 6 não contemplada por ambos.
- vi) A análise integrada por parte dos gestores do IQABF e do IQETAF permitirá o direcionamento de ações emergenciais para otimização do sistema como um todo. Com base nessa análise é possível inferir que a captação em mananciais preservados deveria ser a meta de toda concessionária, já que com estes mananciais os níveis mais restritivos de turbidez ($TAT < 0,1 \text{ uT}$) são alcançados em aproximadamente 30% do tempo e níveis internacionais ($TAT < 0,3 \text{ uT}$) em mais de 80% do tempo. O mesmo não pode ser verificado para os demais sistemas, mesmo aqueles com elevado desempenho da estação de tratamento.
- vii) Para o Modelo de Previsão de Desempenho 1 foram observados nas estações amostradas diferença significativa entre a turbidez de água tratada estimada e observada, e baixo coeficiente de correlação entre essas variáveis ($-0,52 < \rho < 0,50$). O sistema 6 apresentou o melhor resultado com desvio médio absoluto de 0,10 uT e coeficiente de correlação de Spearman (ρ) de 0,24)
- viii) Para o Modelo de Previsão de Desempenho 2 observou-se diferença significativa entre a turbidez de água tratada estimada e observada, e coeficiente de correlação entre as variáveis ($-0,23 < \rho < 0,45$). O sistema 6 apresenta o melhor resultado com desvio médio absoluto de 0,09 uT e coeficiente de correlação de Spearman (ρ) de 0,45. É possível afirmar que o modelo MPD2 tem melhor capacidade de prever a turbidez efluente mediana quando comparado ao MPD1, entretanto não é capaz de modelar os valores extremos.

- ix) Adicionalmente, o Modelo de Previsão de Desempenho 2 mostrou-se viável na estimativa da turbidez da água decantada, com coeficiente de correlação variando entre $0,24 < \rho < 0,78$, ainda que apresente limitações para valores extremos.

Os resultados não esgotam a discussão mas fomentam e abrem espaço para sua aplicação em escala mais abrangente, buscando o seu aprimoramento ou mesmo desenvolvimento de novas pesquisas com outras ferramentas de apoio para desenvolvimento de índices e modelos de desempenho. Desta forma, com base nas conclusões e discussões apresentadas possíveis desdobramentos para trabalhos futuros podem contemplar:

- i) Consolidação do IQABF com aplicação em mananciais com maior presença de matéria orgânica;
- ii) Consolidação do IQETAF com aplicação em um banco de dados mais abrangente para estações de grande porte com melhor ajuste das funções, regras ou mesmo variáveis de interesse;
- iii) Desenvolvimento de modelo de previsão de desempenho para estações de médio e pequeno porte, com variáveis de interesse compatíveis com as condições de vazões e operação desses sistemas. Um dos maiores desafios será a definição de variáveis de interesse devido à fragilidade no monitoramento nesses sistema;
- iv) Consolidação da análise integrada dos índices IQABF e IQETAF com estações que apresentem baixo IQETAF e elevado IQABF, condição não encontrada no banco de dados utilizado neste estudo.
- v) Realização de modelos com menor número de grupos intermediários na determinação dos índices e da turbidez da água tratada, verificando se a resposta do modelo tende a apresentar um melhor ajuste;
- i) Utilização na análise de desempenho de outra variável balizadora com maior amplitude de resposta e que seja rotineiramente monitorada nas estações.

É importante a utilização de índices e modelos de desempenho para otimização dos sistemas de abastecimento de água e mediante esta premissa o trabalho foi desenvolvido com um foco inédito na generalização da forma de análise e não na individualização de sua avaliação com base em uma única estação. Entretanto, são inúmeros os processos e variáveis envolvidas na atividade de potabilização da água, tornando essa uma tarefa árdua e até certo ponto frustrante, comparada a outros projetos com uma proposta mais restritiva.

Associada a esta questão foi utilizada a Lógica Fuzzy, ferramenta mais moderna que vem sendo amplamente empregada, agregando o conhecimento de especialistas a análise estatística de dados pretéritos da água bruta e da unidade de tratamento. Tal aplicação objetivou gerar ferramentas para apoiar os gestores na tomada de decisão quanto às ações preventivas e corretivas relacionadas ao processo de tratamento da água.

A partir dos resultados obtidos pode-se concluir que:

- O IQABF apresentou elevada correlação ($r = 0,94$) com o IQAB desenvolvido por Souza e Libânio (2009). O IQABF, por se apresentar mais restritivo do que o IQAB, pode levar aos gestores a antecipar a tomada de decisão quanto à preservação dos mananciais, condição ideal para otimização das estações de tratamento de água.
- A limitação mais proeminente à aplicação em escala real do IQABF prende-se as variáveis clorofila-a, *E.coli*, e cianobactérias, não rotineiramente monitoradas em diversos mananciais, como o número de dados considerados viáveis para os mananciais 8 e 9 confirma.
- O IQETAF apresentou uma fraca correlação ($r = 0,26$) com o IQETA desenvolvido por Libânio e Lopes (2009), fato provavelmente associado, além da inserção da dosagem de coagulante, à presença das estações com maiores divergências no banco de dados utilizados na validação do índice.
- Foi possível observar a influência da operação na resposta do IQETAF por meio de uma análise parcial dos dados, na qual se constatou diferença na hierarquização das estações, quando analisado o IETAF (índice que engloba a clarificação e filtração) e o IQETAF (associação do IETAF às etapas de desinfecção e operação). Esta condição não foi observada no IQETA desenvolvido por Libânio e Lopes (2009).

- Utilizando o diagrama de capacidade das estações proposto por AWWA (2001), é possível concluir que o IQETAF representa melhor as estações amostradas do que o IQETA. Algumas lacunas nos dois índices ainda precisam ser melhor estudadas, como a fragilidade hidráulica na floculação da ETA 2 e na filtração na ETA 6 não contemplada por ambos.
- A análise integrada por parte dos gestores do IQABF e do IQETAF permitirá o direcionamento de ações emergenciais para otimização do sistema como um todo. Com base nessa análise é possível inferir que a captação em mananciais preservados deveria ser a meta de toda concessionária, já que com estes mananciais os níveis mais restritivos de turbidez ($TAT < 0,1 \text{ uT}$) são alcançados em aproximadamente 30% do tempo e níveis internacionais ($TAT < 0,3 \text{ uT}$) em mais de 80% do tempo. O mesmo não pode ser verificado para os demais sistemas, mesmo aqueles com elevado desempenho da estação de tratamento.
- Para o Modelo de Previsão de Desempenho 1 foram observados nas estações amostradas diferença significativa entre a turbidez de água tratada estimada e observada, e baixo coeficiente de correlação entre essas variáveis ($-0,52 < < 0,50$). O sistema 6 apresenta o melhor resultado com desvio médio absoluto de $0,10 \text{ uT}$ e coeficiente de correlação de Spearman (ρ) de $0,24$

viii) Para o Modelo de Previsão de Desempenho 2 observou-se diferença significativa entre a turbidez de água tratada estimada e observada, e coeficiente de correlação entre as variáveis ($-0,23 < < 0,45$). O sistema 6 apresenta o melhor resultado com desvio médio absoluto de $0,09 \text{ uT}$ e coeficiente de correlação de Spearman (ρ) de $0,45$. É possível afirmar que o modelo MPD2 tem melhor capacidade de prever a turbidez efluente mediana quando comparado ao MPD1, entretanto não é capaz de modelar os valores extremos.

ix) Adicionalmente, o Modelo de Previsão de Desempenho 2 mostrou-se viável na estimativa da turbidez da água decantada, com coeficiente de correlação variando entre $0,24 < < 0,78$, ainda que apresente limitações para valores extremos.

Os resultados não esgotam a discussão mas fomentam e abrem espaço para sua aplicação em escala mais abrangente, buscando o seu aprimoramento ou mesmo desenvolvimento de novas

pesquisas com outras ferramentas de apoio para desenvolvimento de índices e modelos de desempenho. Desta forma, com base nas conclusões e discussões apresentadas possíveis desdobramentos para trabalhos futuros podem contemplar:

- Consolidação do IQABF com aplicação em mananciais com maior presença de matéria orgânica;
- Consolidação do IQETAF com aplicação em um banco de dados mais abrangente para estações de grande porte com melhor ajuste das funções, regras ou mesmo variáveis de interesse;
- Desenvolvimento de modelo de previsão de desempenho para estações de médio e pequeno porte, com variáveis de interesse compatíveis com as condições de vazões e operação desses sistemas. Um dos maiores desafios será a definição de variáveis de interesse devido à fragilidade no monitoramento nesses sistema;
- Consolidação da análise integrada dos índices IQABF e IQETAF com estações que apresentem baixo IQETAF e elevado IQABF, condição não encontrada no banco de dados utilizado neste estudo;
- Realização de modelos com menor número de grupos intermediários na determinação dos índices e da turbidez da água tratada, verificando se a resposta do modelo tende a apresentar um melhor ajuste;
- Utilização na análise de desempenho de outra variável balizadora com maior amplitude de resposta e que seja rotineiramente monitorada nas estações.

8 REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 12.216: Projeto de estações de tratamento de água para abastecimento público*. Rio de Janeiro, 1992, 18p.

ALEGRE, H ; HIRNER, W.; PARENA, R. *Indicadores de desempenho para serviços de abastecimento de água*. Tradução e adaptação para português de Patrícia Duarte, Helena Alegre e Jaime Melo Baptista. Portugal: Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), 2004. 276p. Título original: Performance indicators for water supply services. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd67/Guia1.pdf>> Acesso em: maio 2012

ALLEN, M.J.; BRECHER, R.W.; COPEL, R.; HRUDEY, S. R.; PAYMENT, P. *Turbidity and microbial risk in drinking water*. Ministerial Technical Advisory Committee. The Minister of Health Province of British Columbia, 2008. 69p. Disponível em: <<http://www.health.gov.bc.ca/protect/pdf/TACsubmitted.pdf> > Acesso em: maio 2012

ALMEIDA, J.M.S. *Otimização do índice de qualidade de estação convencional de tratamento de água (IQETA) por meio de análise estatística multivariada*. 2009. 80f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2009.

AMIRTHARAJAH,A.; MILLS, K.M. Rapid mix design for mechanisms of alum coagulation. *Journal American Water Works Association*,v. 74, n. 4, p. 210-216. 1982.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil*. Agência Nacional de Águas – Brasília: ANA, 2012. 264 p.

_____. *Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: panorama nacional*. Agência Nacional de Águas; Engecorps/Crobape – Brasília: ANA, 2010. v. 1, 65 p.

ASTEL, A. Chemometrics based on fuzzy logic principles in environmental studies. *Talanta*, v.72, p.1-12, 2007.

AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. *Self-assessment for treatment plant optimization: guidance manual*. First Edition. USA: AWWA, 2001. 251p.

BAI, V.R.; BOUWMEESTER, R; ,MOHAN, S. Fuzzy Logic water quality index and importance of water quality parameters. *Air, Solo & Water Research*, v.2, p. 51-59, 2009.

BÁRDOSSY, A., DUCKSTEIN, L *Fuzzy rule-based modeling with applications to geophysical, biological and engineering systems*. CRC Press, Boca Raton, New York, London, Tokyo, 1995. 256p.

BARROS, L. C.; BASSANEZI, R. C. *Tópicos de Lógica Fuzzy e Biomatemática*. Campinas, SP: UNICAMPA/IMECC, 2006. 354p.

BASTOS, R. K.S.; VARGAS, L.C.; MOYSÉS, S.S.; SILVA, H.C.A. Avaliação do desempenho de estações de tratamento de água - Desvendando o real. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Rio Grande do Sul. *Anais...*Rio Grande do Sul: Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental (AIDIS), 2000. 8p. CD-ROOM

BAXTER, C.W.; STANLEY,S.J.; SMITH, D.W. Developing artificial neural network models of water treatment processes: a guide for utilities. *Journal of Environmental Engineering*. n.1, p.201-211, 2002

CHAU, K-W. A review on integration of artificial intelligence into water quality modeling. *Marine Pollution Buletin*. v.52, p 726-733, 2006.

CHOWDHURY, S; CHAMPAGNE, P.; McLELLAN, P.J. Models for predicting disinfection byproduct (DBP) formation in drinking waters: A chronological review. *Science of the total environment*. v.407, p 4189-4206, 2009.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. *Resolução CONAMA 357/05*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em out.2009

CONSONERY, P. J.; GREENFIELD, D N.; LEE, J. J. Pennsylvania's filtration evaluation program: By identifying weaknesses and optimizing treatment, Pennsylvania has greatly improved performance at its surface water plants. *Journal American Water Works Association*, v. 89, n. 8 p. 67-77, 1997.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL-PAZ, L.P. *Seleção de tecnologias de tratamento de água*. 1ª ed. São Carlos-SP: Editora LDiBe / Editora Cubo, 2008.1600p.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D-B; VOLTAN, P.E.N. *Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água* . 1ª ed. São Carlos-SP: Editora LDiBe, 2011.457p.

ERMST,C.; GULLICK, R.; NIXON, K. Protectiong the source: conserving forests to protect water. *Journal of the American Water Works Association*. v.30, n.5, 5p., 2004.

FOX, K. R.; LYTLE, D. A. Milwaukee's crypto outbreak: investigation and recommendations. *Journal of the American Water Works Association*, v. 88, n. 9, p. 87-94, 1996

GEORGE, S., PANDIT, P., GUPTA, A. B., Residual aluminium in water defluoridated using activated alumina adsorption – Modeling and simulation studies, *Water Research*, v.44, p.3055–3064, 2010.

GHARIBI, H; MAHVI, A.H.; NABIZADEH, R.; ARABALIBEIK, H.; YUNESIAN, M.; SOWLAT, M.H. A novel approach in water quality assessment based on fuzzy logic. *Journal of Environmental Management*. n.112, p.87-95, 2012.

GHARIBI, H; SOWLAT, M. H.; MAHVI, A. H.; MAHMOUDZADEH, H.; ARABALIBEIK, H.; KESHAVARZ, M.; KARIMZADEH, N.; HASSANI, G. Development of a dairy cattle drinking water quality index (DCWQI) based on fuzzy inference systems. *Ecological Indicators*. n.20, p.228-237, 2012.

GRUBBS, F.E.; BECK. Extension of Sample Sizes and Percentage Points for Significance Tests of Outlying Observations. *Techometrics*, v.14, n.4, p.847-854, 1972.

GUNDERSON, L.H. PRITCHARD, L. *Resilience and the Behavior of Large-scale Systems*. Island Press, Washington – DC, 2002. 287p.

GUPTA, A.K. SHRIVASTAVA, R.K. Uncertainty analysis of conventional water treatment plant design for suspended solids removal. *Journal of Environmental Engineering*. v. 132, n. 11. p. 1413-121, 2006.

HAIR, J.F.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L. e BLACK, W.C. *Análise multivariada de dados*. Tradução de Adonai S. Sant'Anna e Anselmo Chaves Neto, 6ª. ed., Porto Alegre: Bookman, 2009. 688 p.

HEDDAM, S; BERMAD, A; DECHEMI, N. ANFIS – based modelling for coagulant dose in water treatment plant: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment, Springer Science*. v. 184, p. 1953-1971, 2012.

HC - HELTH CANADA. *Turbidity. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Supporting Documentation*. United states environmental protection agency. Federal Provincial Territorial Committee on Drinking Water of the Federal Provincial Territorial Committee on Health and the Environment – Ottawa, Ontario, 2003. 32 p. Disponível em: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/turbidity/turbidity-eng.pdf> Acesso em: ago. 2012.

HELSEL, D.R.; HIRSCH. R. M. Statistical Methods in Water Resources. In: *U.S. Geological Survey. Techniques of Water Resources Investigation: Book 4 - Hydrologic Analysis and Interpretation*. EUA: U.S. Geological Survey, 2002, Capítulo 3, 522 p. Disponível em: <http://pubs.usgs.gov/twri/twri4a3/html/pdf_new.html> Acesso em: abr. 2012.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Rio de Janeiro. 2008. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/pnsb/default.asp>> Acesso em: out. 2011.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *ISO 24512:Activities relating to drinking water and wastewater services – Guidelines for the management of drinking water utilities and for the assessment of drinking water services*. Switzerland, 2007. 53p.

JUNTUNEN, P; LIUKKONEN, M.; PELO, M.; LEHTOLA, M.J.; HILTUNEN, Y. Modelling of water quality: An application to a water treatment process. *Hindawi publishing Corporation. Applied Computational Intelligence and Soft Computing*. v. 2012, 9 p., 2012. Disponível em: < <http://www.hindawi.com/>> Acesso em: maio 2012

KAMBOJ, V.; KAUR, A. Comparison of constant sugeno-type and mandani-type fuzzy inference system for load sensor. *International Journal of Soft Computing and Engineering*, v. 3, n. 2, p. 2231-2307, 2013

KAWAMURA, S. *Integrated design and operation of water treatment facilities*. John Wiley & Sons, 2000. 691p.

KULKARNI, P.; CHELLAM, S. Disinfection by-product formation following chlorination of drinking water: Artificial neural network models and changes in speciation with treatment. *Science of the total environment*. v. 408, p. 4202-4210, 2010

LAMRINI, A; BENHAMMOU, A; LE LANN, M.V.; KARAMA, A. A neural software sensor for online prediction of coagulant dosage in a drinking water treatment plant. *Transactions of the Institute of Measurement and Control*. v. 27, n. 3, p. 195-213, 2005

LERMONTOV, A; YOKAYAMA, D.; LERMONTOV, M.; MACHADO, M.A.S. River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed, Brazil. *Ecological indicators*. v. 9, p. 1188-1197, 2009

LEVINE, D.M; STEPHAN, D.F; KREHBIEL, T.C; BERENSON, M.L. *Estatística: teoria e aplicações*. Tradução de Teresa Cristina Padilha de Souza, 5ª. Ed., Rio de Janeiro: LTC, 2008. 752p.

LIBÂNIO M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 3ª. Ed., Campinas-SP: Editora Átomo, 2010. 494 p.

LIBÂNIO, M.; LOPES, V. C. Assessing the feasibility of water treatment plant quality index. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, v. 58, n. 5, p. 354-362, 2009.

LINSTONE, H. A.; TUROFF, M. *The Delphi Method: techniques and applications*. Addison-Wesley Publishing Company: Massachusetts , 1975. 620p.

LOPES, V.C. *Índice de qualidade de desempenho de estações convencionais de tratamento de água*. 2005. 217f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2005.

LUSARDI, P. J.; CONSONERY, P. J. Factors affecting filtered water turbidity. *Journal American Water Works Association*. v. 91, n. 12, p. 28 – 40. 1999.

MAIER, H.R.; MORGAN, N.; CHOW, C.W.K. Use of artificial neural networks for prediction optimal alum doses and treated water quality parameters. *Environmental Modelling & Software*, v.19, p.485-494, 2004

MAMDANI, E.H. Advances in linguistic synthesis of fuzzy controllers. *J. Man Mach-Machine Studies*, v.8, p.669–678, 1976

MAHAPATRA, S.S.; NANDA, S.K.; PANIGRAHY, B.K.. A cascaded fuzzy inference system for Indian river water quality prediction. *Advances in Engineering Software*, v.42, p.787-796, 2011

MATLAB® 7.0, R2010a; *Packaged software for technical computing, Release 14*, The Math works, Inc., 2010

McALLISTER, L. B. The use of risk analysis techniques to determine the probability of producing non-compliant drinking water: Focusing on dual media rapid gravity filtration. 2006. 238f. Dissertação (Mestrado em Ciência Aplicada em Engenharia) – University of Waterloo, Waterloo, Ontário, Canadá, 2006. Disponível em: <<http://uwspace.uwaterloo.ca/handle/10012/2862>> Acesso em: maio 2012.

MCIDADE - MINISTÉRIO DAS CIDADES. *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto, 2010*. Brasília: MCIDADE, SNSA, 2012. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRERterterTERTer=95>> Acesso em: jul..2012.

McLACHLAN, D. R. C.; BERGERON, C.; SMITH, J. E.; BOOMER, D., RIFAT, S. L..Risk for neuropathologically confirmed Alzheimer’s disease and residual aluminum in municipal drinking water employing weighted residential histories. *Neurology*, v.46, p.401–405, 1996.

MILLER, S.; GLENNIE, E.; ELLIS, J.; HALL, T.; SMITH, P.; MILLER, R.; HURLEY, R.; WALKER, I.; KING, R.; SPENCE, S. SAMPSON, G. *Investigating enhanced serviceability measures for water supply assets: Phase 3- Indicators from Water Quality data. Final Report*. UK: WRc / BHR, 2001. 168 p. Disponível em: <http://www.ofwat.gov.uk/publications/commissioned/rpt_com_wrcwatsuppassets.pdf> Acesso em: jul. 2012.

MIZUMOTO, M., Fuzzy controls under various fuzzy reasoning methods. *Information Sciences*. v.45, p. 129-151, 1988.

MOH - MINISTRY OF HEALTH. *Drinking-water standards for New Zealand, 2005, Revised 2008*. Ministry of Health, Wellington, New Zealand, 2008. 159 p. Disponível em: <<http://www.health.govt.nz/publication/drinking-water-standards-new-zealand-2005-revised-2008-0>> Acesso em: ago. 2012.

MS - MINISTÉRIO DA SAÚDE. *Portaria 518*, de 25 de março de 2004. Normas e padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Brasília, 2004, 15 p.

_____. *Portaria 2914*, de 12 de dezembro de 2011. Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2011, 34 p.

NHMRC - NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL. *Australian drinking water guidelines. Paper 6. National Water Quality Management Strategy*. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, Canberra, 2011. 1244 p. Disponível em: <http://www.nhmrc.gov.au/_files_nhmrc/publications/attachments/eh52_aust_drinking_water_guidelines.pdf> Acesso em: ago. 2012.

NIEA - NORTHERN IRELAND ENVIRONMENT AGENCY. *European and National Drinking Water Quality Standards*. Drinking water inspectorate for Northern Ireland environmental protection, Belfast, 2010. 12 p. Disponível em: <http://www.doeni.gov.uk/niea/european_and_national_drinking_water_quality_standards_-_october_2011.pdf> Acesso em: ago. 2012.

NIEMINSKI, E.; DURRANT, G.; HOYT, M.B.; OWENS, M.E.; PETERSON, L.; PETERSON, S.; TANNER, W.D.; RESEN, J.; CLANCY, J.L. Is *E. coli* an appropriate surrogate for *Cryptosporidium* occurrence in water? *Journal of the American Water Works Association*, v. 102, n. 3, p. 65-78, 2010.

NIEMINSKI, E.C.; ONGERTH, J.E. Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration. *Journal of the American Water Works Association*, v. 87, n. 9, p.

OBOLENSK, A.; SINGER, P.C. Development and Interpretation of Disinfection Byproduct Formation Models Using the Information Collection Rule Database. *Environmental Science and Technology*. v. 42, n. 15, p. 5654-5660, 2008.

OCAMPO-DUQUE, W.; HUGUET, N.F.; FOMINGO, J.L.; SCHUHMACHER, M.. Assessing water quality in Rivers with fuzzy inference systems: A case study. *Environmental International*. v. 32, p. 733-742, 2006.

OCAMPO-DUQUE, W.; OSORIO, C.; PIAMBA, C.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J.L. Water quality analysis in rivers with non-parametric probability distributions and fuzzy inference systems: Application to the Cauca River, Colombia. *Environmental International*. v. 52, p. 17-28, 2013.

O'CONNOR, D. R. *Report of the Walkerton Inquiry. Part 2. A Strategy for Safe Water*. Toronto. The Walkerton Inquiry, 2002a. 582 p. Disponível em: <<http://www.attorneygeneral.jus.gov.on.ca/english/about/pubs/walkerton>> Acesso em: dez. 2013.

_____. *Report of the Walkerton Inquiry. Part 1. The Events of May 2000 and Related Issues*. Toronto: The Walkerton Inquiry, 2002b. 504 p. Disponível em: <<http://www.attorneygeneral.jus.gov.on.ca/english/about/pubs/walkerton>> Acesso em: dez. 2013.

OKUN, D.A. Drinking water and public health protection. In: PONTIUS, F.W. *Drinking water regulation and health*. John Wiley & Sons Inc., 2003. p. 13-14.

OLANREWAJU, R.F.; MUYIBI, S. A.; SALAWUDEEN, T. O.; AIBINU, A. M. An intelligent modeling of coagulant dosing system for water treatment plants based on artificial neural network. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, v.6, n.1, p.93-99, 2012

OLIVEIRA, M. D.; PEREIRA, T. D. S. *Desenvolvimento de modelos de Redes Neurais Artificiais para estimativa da dose de coagulante e da qualidade da água tratada na ETA UFV*. 2011. 86f. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Civil, UFV, Viçosa, 2011.

PINTO, W. G., HELLER, L. BASTOS, R. K. X. Drinking water Standards in South American countries: convergences and divergences. *Journal of Water and Health*, v.10, n.2, p.295-310, 2012

RENNER, R. C.; HEGG, B. A.; BENDER, J. H.; BISSONETTE, E.M. Composite Correction Program Optimizes Performance at Water Plants. *Journal American Water Works Association Online*, v. 85, n. 6, p. 67-74, 1993.

RIETVELD, L. DUDLEY, J. *Models of drinking water treatment – Review State-of-the-Art*. Holanda: Techneau, 2006. 19 p. Relatório. Disponível em <<http://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D5.4.1.pdf>> Acesso em: maio 2012.

ROSS, T. J. *Fuzzy Logic with Engineering applications*. 2th ed., England: Wiley, 2010. 607p.

SADIQ, R; RODRIGUES, M.J. Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review. *Science of the Total Environment*, v. 321, n.1, p. 21-46, 2004.

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

SILVA, C. D. P. – *Aplicação de medidas de avaliação de desempenho a estações de tratamento de água da Águas do Algarve*. 2008. 170f. Dissertação (Engenharia do Ambiente, na área de Tecnologias Ambientais) – Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade do Algarve, Faro, 2008

SILVA, C.; RAMALHO, P.; QUADROS, S.; VIEIRA, P.; ALEGRE, H.; ROSA, M. J. Preliminary results of the Portuguese initiative for performance assessment of water and

wastewater treatment plants. In. INTERNATIONAL CONFERENCE ON BENCHMARKING AND PERFORMANCE ASSESSMENT OF WATER SERVICES, 2011, Valencia. *Anais.....* Valencia: International Water Association (IWA), 2011, 16p. CD-ROM.

SOUZA, M. E. T. A. *Proposição de um índice de qualidade da água bruta afluyente a estações convencionais de tratamento de água*. 2008. 117f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2008.

SOUZA, M. E. T. A.; LIBÂNIO, M. Proposta de Índice de Qualidade da Água Bruta (IQAB) afluyente a estações convencionais de tratamento. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 4, p. 471-478, 2009.

STAHRE P., ADAMSSON J. Performance benchmarking: A powerful management instrument for water and wastewater utilities. *Water Technology*, n. 12, p. 47-77, 2001. Disponível em: < http://www.urbanconomics.ru/eng/download.php?dl_id=59 > Acesso em: jul.2012.

STATSOFT, INC. Statistica (data analysis software system), version 7. 2007.

SUGENO, M., TAKAGI, T. Multi-dimensional fuzzy reasoning. *Fuzzy Sets and Systems*. v.9, n.1, p.313-325, 1983.

_____. Fuzzy identification of systems and its applications to modeling and control. *IEEE Transactions on Systems Man, and Cybernetcs*. v.15, n. 1, p.116-132, 1985

TEIXEIRA, A. R.; SANTOS, E. C. P.; DI BERNARDO, L.; HELLER, L. PÁDUA, V. L.; LIBÂNIO, M. A confiabilidade analítica dos valores de turbidez da água filtrada e seu efeito no cumprimento do padrão de potabilidade. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 1, p. 66-73, 2004.

TOMPERI, J.; PELO, M.; LEIVISKÄ, K. Predicting the residual aluminum level in water treatment process. *Drinking Water Engineering and Science*. v.6, p. 39-46, 2013.

TSENG, T.; EDWARDS, M. Predicting full scale Toc removal. *Journal American Water Works Association*, v. 91, n. 4, p. 159-170, 1999.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Recursos hídricos no século XXI*. São Paulo. Oficina de Textos, 2011.328p.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Handbook: Optimizing Water Treatment Plant Performance Using the Composite Correction Program*. EUA: Office of Water, 1998. 246 p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625691027/625691027.pdf>> Acesso em: out. 2009.

_____. *Filter backwash recycling rule technical guidance manual*. EUA: Office of Ground Water and Drinking Water, 2002. 178 p. Disponível em: <http://www.epa.gov/safewater/mdbp/pdf/filterbackwash/fbrr_techguidance.pdf> Acesso em: dez. 2013

_____. *2003 Drinking water infrastructure needs survey and assessment : Modeling the cost of infrastructure*. EUA: Office of Water, 2006. 95 p. Disponível em: <http://www.epa.gov/ogwdw/needssurvey/pdfs/2003/report_needssurvey_2003_costmodeling.pdf> Acesso em: jul. 2012

_____. *EPA Drinking water advice note n°5: Turbidity in drinking Water*. EUA, version 1, issued: 2, 2009. 11 p. Disponível em: <<http://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/epadrinkingwateradvicenoteno5.html#.UuLBP NJTu1s>> Acesso em: ago. 2012

----- *Assessing the challenges associated with developing and integrated modeling approach for predicting and managing water quality and quantity from the watershed through the drinking water treatment system*. EUA: Office of Research and Development, 2012. 68p. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/EPA/html/DLwait.htm?url=/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=P100EB1V.PDF>> Acesso em: jun. 2012.

VIEIRA, J.M. P; MORAIS, C. *Planos de segurança da água para consumo humano em sistemas públicos de abastecimento Portugal*: Instituto Regulador de Águas e Resíduos e Universidade do Minho, 2005,161p. Relatório.

VIEIRA, P; ROSA, M. J.; ALEGRE, H.; LUCAS, H. Proposta de Indicadores de Desempenho de Estações de Tratamento de Água. In.: ENCONTRO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO, 12º, 2006, Cascais, Portugal. *Anais...* Portugal: Associação Portuguesa de Engenharia Sanitária e Ambiental (APESB), 2006, 17p. Disponível em: <http://www-ext.lnec.pt/LNEC/bibliografia/DHA/8_Vieira_et_al_2006_ENaSB_ADG-ETA.pdf> Acesso em: out. 2009.

VIEIRA, P.; ALEGRE, H.; ROSA, M. J. & LUCAS, H. Drinking water treatment plants assessment through performance indicators. In: WATER AND ENERGY WORKSHOP, Vienna. *Anais...* Viena: International Water Association (IWA), 2008. 8 p. CD-ROM.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for drinking water quality [electronic resource]: incorporating 1st and 2nd addenda*, v. 1, recommendations, 3rd Edition, 2008. 515p. Disponível em:<http://www.epa.gov/region4/foiapps/readingroom/hercules_inc/guidelines_for_drinking_water_quality_3v.pdf>. Acesso em jul.2012.

_____. *Guidelines for drinking water quality*. 4a ed. WHO Library Cataloguing in Publication Data, 2011. 541p. Disponível em: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf>. Acesso em jul. 2012

WIELAND D.; WOTAWA F.; WOTAWA G. From neural networks to qualitative models in environmental engineering. *Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering*.v.17, p. 104-108, 2002

WORN, G.I.M; VAN DER HELM, A.W.C; LAPIKAS, T.; VAN SCHAGEN, K.M.; RIETVELD, L.C. Integration of models, data management, interfaces and training support in a drinking water treatment plant simulator. *Environmental Modelling & Software* , Elsevier, v. 25, n. 5, p. 677-683, 2010.

WU, G-D; LO, S-l. Predicting real-time coagulant dosage in water treatment by artificial neural networks and adaptive network based fuzzy inference system. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*. v. 21, p. 1189– 1195, 2008

YEN, J.; LANGARI, R. *Fuzzy logic: intelligence, control, and information*, Prentice-Hall, Inc., 1998. 548p.

YETILMEZSOY, K.; OZKAYA, B.; CAKMAKCI, M. Artificial intelligence-based prediction models for environmental engineering. *Neural Network World*. v. 3, n. 11, p. 193-218, 2011

ZADEH, L.A. Fuzzy Sets. *Information and control*, n.8, p.338-353, 1965

ZAKARIAN, A., KNIGHT, J., BAGHDASARYAN, L., Modelling and analysis of system robustness. *Journal of Engineering Design*. v. 18, n. 3, p. 243-263, 2007

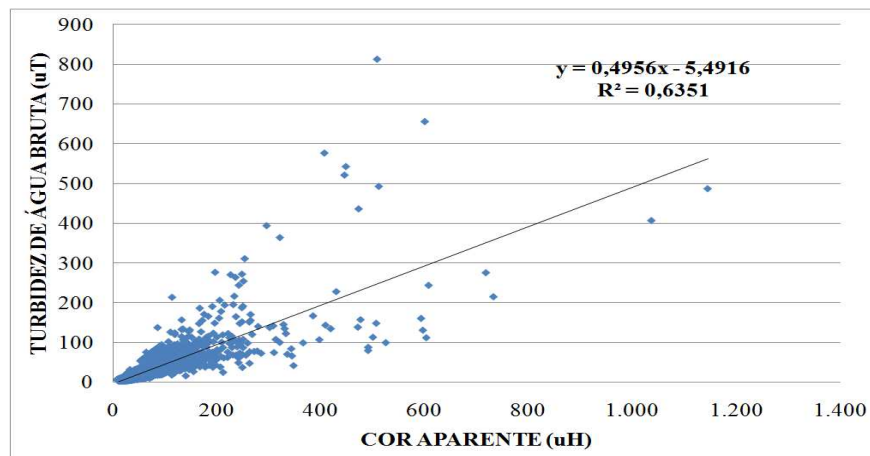
ZHANG, Q.; STANLEY, S. J.. Real-time water treatment process control with artificial neural networks. *Journal of Environmental Engineering*. p.153-160, 1999

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

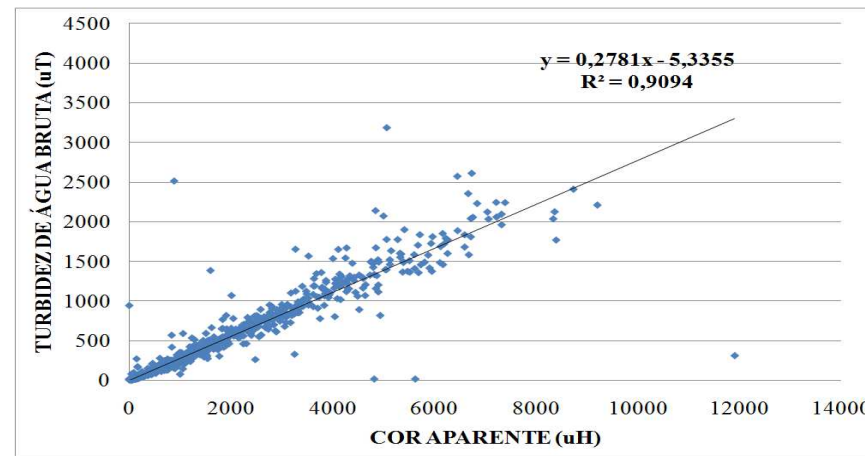
APÊNDICE A

CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS AMOSTRADOS

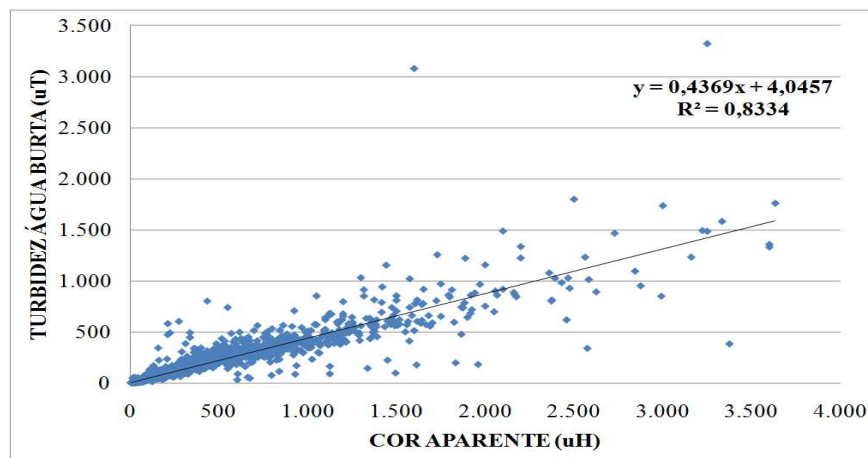
1) CORRELAÇÃO ENTRE COR APARENTE E TURBIDEZ DA ÁGUA BRUTA



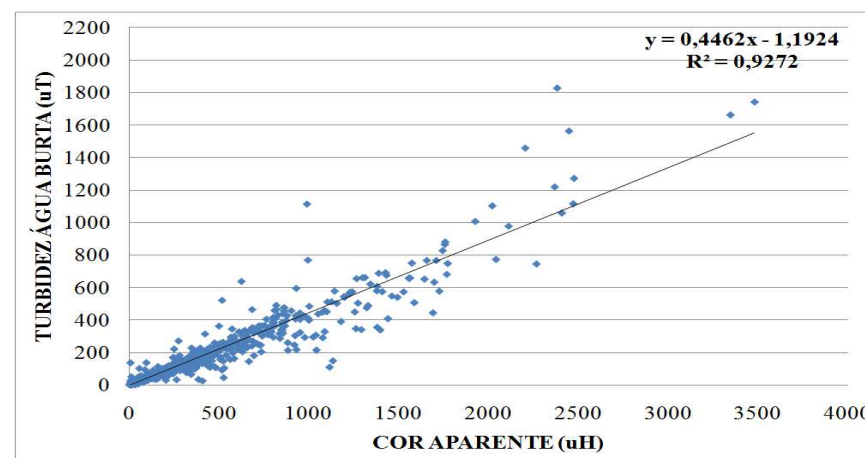
Sistema 1



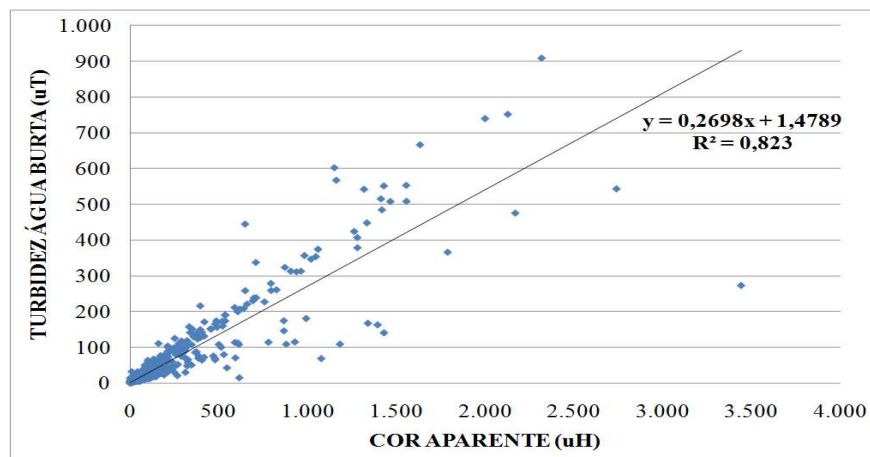
Sistema 2



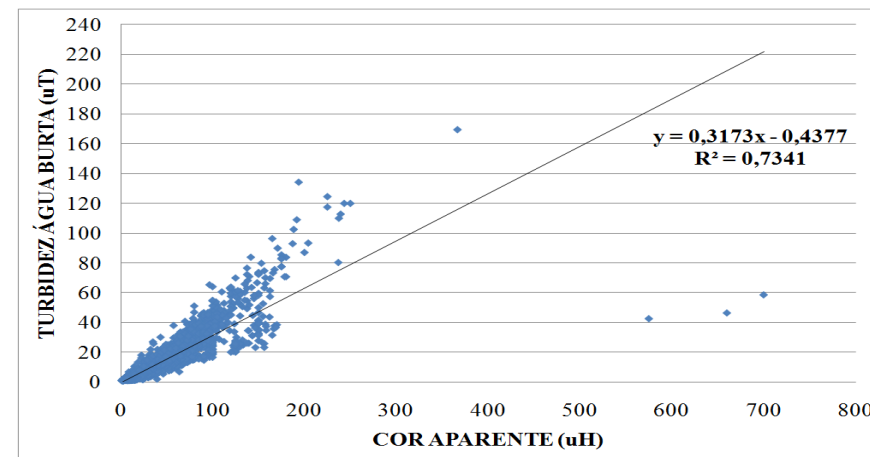
Sistema 3



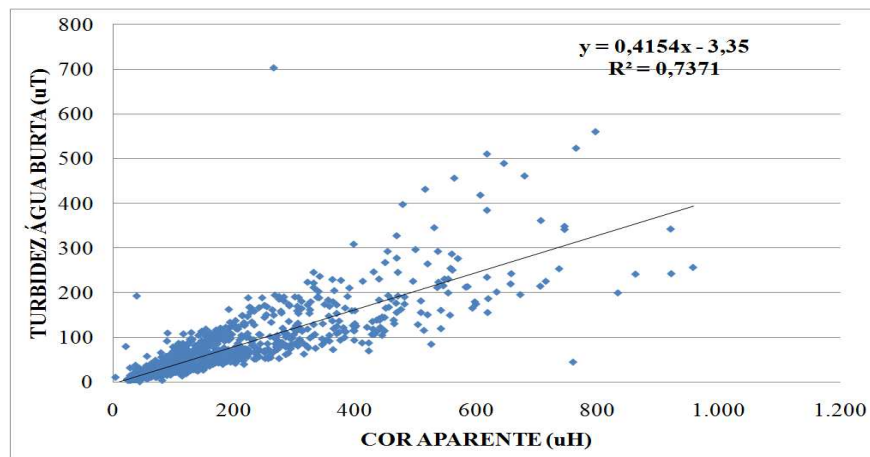
Sistema 4



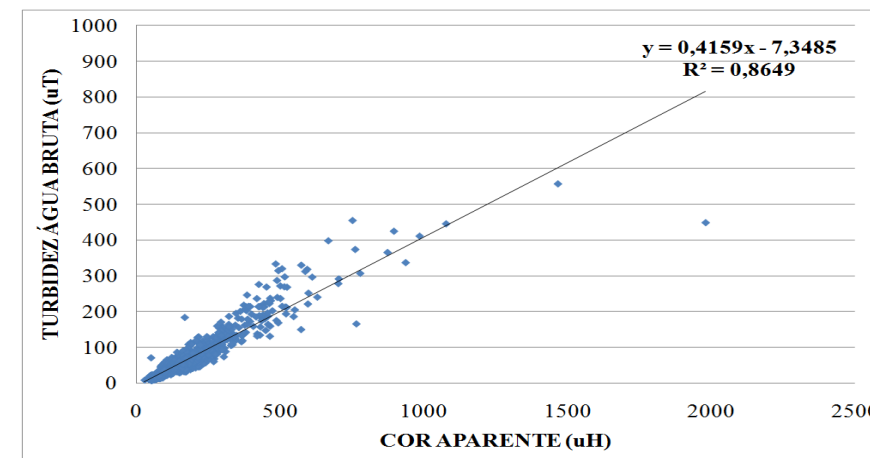
Sistema 5



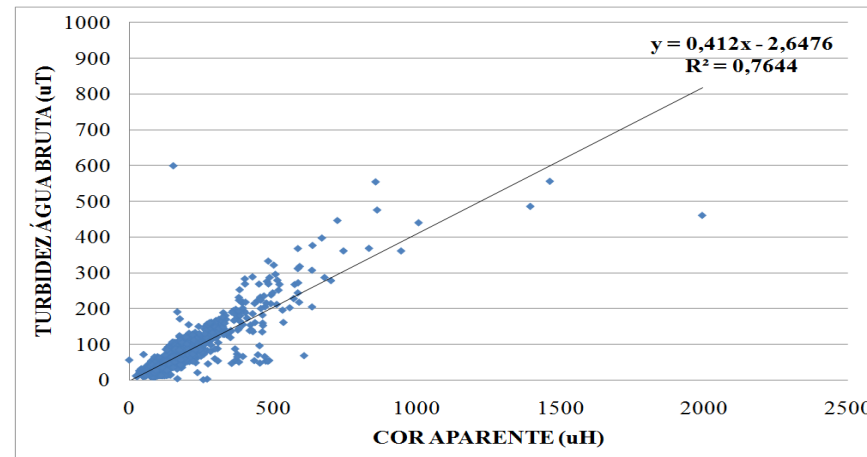
Sistema 6



Sistema 7



Sistema 8



Sistema 9

FIGURA A.1: Correlação entre cor aparente e turbidez da água bruta para os nove sistemas amostrados.

2) ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS POR SISTEMA

TABELA A.1 – Estatística descritiva dos dados da ETA 1

Variável	Nº de Dados Válidos	Min	Máx.	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	47	500	23.300	2.934	1.400	4.060,3	138	3,5	800	1.400	2.300
Cor aparente. (uH)	2974	8,9	733,3	62,4	41,4	62,4	100	4,2	29,1	41,4	74,4
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ferro (mg.L ⁻¹)	2832	0,15	7,96	0,72	0,49	0,7	97	3,8	0,34	0,49	0,87
Manganês (mg.L ⁻¹)	2897	0,00	8,30	0,41	0,24	0,5	122	5,6	0,17	0,24	0,45
pH	2974	6,5	7,2	6,99	7,00	0,1	1	-0,5	6,9	7,0	7,1
Turbidez água bruta (uT)	2974	2,85	577,29	25,44	13,00	37,6	148	6,3	8,13	13,00	27,97
Turbidez água decantada (uT)	2974	0,06	23,87	3,10	2,54	1,8	58	2,5	1,95	2,54	3,76
Turbidez água tratada (uT)	2974	0,02	4,77	0,72	0,63	0,4	56	2,4	0,48	0,63	0,87

TABELA A.2 – Estatística descritiva dos dados da ETA 2

Variável	Nº de Dados Válidos	Min	Máx.	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	299	1	30.000	415	140	1.828,6	441	14,5	70	140	300
Cor aparente. (uH)	2.158	0,4	999,1	197,0	104,8	215,8	110	1,9	57,6	104,8	243,4
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	1	400	400	400	400	-	-	-	400	400	400
Ferro (mg.L ⁻¹)	22	0,05	2,00	0,50	0,35	0,47	94	1,7	0,10	0,35	0,70
Manganês (mg.L ⁻¹)	18	0,03	0,20	0,07	0,06	0,05	71	1,3	0,03	0,06	0,10
pH	2158	6,4	8,3	7,6	7,6	0,19	3	-0,2	7,5	7,6	7,7
Turbidez água bruta (uT)	2158	2,41	2.514,00	46,22	19,05	81,78	177	14,3	10,53	19,05	51,96
Turbidez água decantada (uT)	2158	0,57	32,34	1,72	1,52	1,42	83	13,1	1,21	1,52	1,91
Turbidez água tratada (uT)	2158	0,14	4,35	0,35	0,32	0,19	54	9,5	0,26	0,32	0,40

TABELA A.3 – Estatística descritiva dos dados da ETA 3

Variável	Nº de Dados Válidos	Min	Máx.	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	7	0,0	2,3	0,7	0,6	0,9	128	1,1	0,0	0,6	1,5
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	93	1	52.000	3.550	1.299	6.775,1	191	4,9	1.209	1.299	2.420
Cor aparente. (uH)	3.044	5,0	1.000,0	155,1	51,0	216,9	140	2,0	20,0	51,0	187,5
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	71	0	1.222	68	0	220,5	324	3,8	0	0	1
Ferro (mg.L ⁻¹)	108	0,04	8,80	0,78	0,46	1,3	167	5,1	0,35	0,46	0,69
Manganês (mg.L ⁻¹)	108	0,01	1,25	0,18	0,13	0,2	111	3,3	0,10	0,13	0,19
pH	3.044	6,3	8,3	7,4	7,4	0,2	3	-0,7	7,3	7,4	7,5
Turbidez água bruta (uT)	3.044	3,10	803,00	72,41	21,00	106,9	148	2,2	8,45	21,00	85,65
Turbidez água decantada (uT)	3.044	0,87	23,50	3,13	2,60	1,7	54	2,6	1,85	2,60	4,10
Turbidez água tratada (uT)	3.044	0,07	1,60	0,22	0,20	0,1	45	2,7	0,16	0,20	0,26

TABELA A.4 – Estatística descritiva dos dados da ETA 4

Variável	Nº de Dados Válido	Min	Máx.	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	8	0,0	0,7	0,2	0,1	0,3	150	0,9	0,0	0,1	0,4
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	87	0	5.120	453	119	783,6	173	3,6	46	119	649
Cor aparente. (uH)	3.128	1,8	999,3	86,0	10,0	172,0	200	2,8	5,0	10,0	66,5
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	38	0	126	5	0	21,7	434	5,2	0	0	0
Ferro (mg.L ⁻¹)	100	0,02	1,13	0,15	0,10	0,16	107	3,6	0,06	0,10	0,16
Manganês (mg.L ⁻¹)	100	0,01	0,58	0,04	0,02	0,07	175	5,8	0,01	0,02	0,04
pH	3.128	6,2	8,1	7,2	7,2	0,3	4	-0,1	7,0	7,2	7,4
Turbidez água bruta (uT)	3.128	0,66	1.112,79	37,74	4,63	79,3	210	3,8	2,25	4,63	28,53
Turbidez água decantada (uT)	3.128	0,36	23,41	1,73	1,42	1,2	69	4,7	0,93	1,42	2,06
Turbidez água tratada (uT)	3.128	0,06	1,91	0,22	0,20	0,1	45	1,6	0,11	0,20	0,30

TABELA A.5 – Estatística descritiva dos dados da ETA 5

Variável	Nº de Dados Válido	Min	Máx.	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	8	0,0	1,0	0,2	0,0	0,4	200	1,9	0,0	0,0	0,3
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	79	0	1.414	68	32	167,9	247	6,9	16	32	56
Cor aparente. (uH)	3.201	0,5	992,9	30,5	1,0	97,4	319	5,7	1,0	1,0	11,8
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	24	0	39	2	0	8,1	405	4,5	0	0	0
Ferro (mg.L ⁻¹)	114	0,02	2,22	0,13	0,08	0,2	154	7,2	0,05	0,08	0,13
Manganês (mg.L ⁻¹)	114	0,01	0,10	0,01	0,01	0,0	0	3,2	0,01	0,01	0,02
pH	3.201	6,7	7,4	7,2	7,2	0,1	1	-0,9	7,1	7,2	7,2
Turbidez água bruta (uT)	3.201	0,49	444,73	9,54	1,65	29,8	312	6,7	0,88	1,65	3,80
Turbidez água decantada (uT)	3.201	0,25	4,55	0,57	0,49	0,3	53	4,7	0,39	0,49	0,64
Turbidez água tratada (uT)	3.201	0,04	0,62	0,17	0,19	0,1	59	0,1	0,09	0,19	0,23

TABELA A.6 – Estatística descritiva dos dados da ETA 6

Variável	Nº de Dados Válido	Min	Máx.	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	48	0,0	23,3	4,8	2,6	5,5	115	1,9	1,5	2,6	6,7
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	100	0	1.986	137	3	348,6	254	3,1	1	3	17
Cor aparente. (uH)	3.225	1,0	700,0	40,1	28,8	41,2	103	4,2	12,5	28,8	60,0
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	30	0	92.563	4.335	159	17.308,2	399	4,9	25	159	1.114
Ferro (mg.L ⁻¹)	116	0,02	4,40	0,61	0,32	0,8	131	2,6	0,17	0,32	0,57
Manganês (mg.L ⁻¹)	116	0,01	2,10	0,09	0,05	0,2	222	8,3	0,02	0,05	0,09
pH	3.225	6,5	7,5	6,8	6,8	0,2	3	0,9	6,7	6,8	6,9
Turbidez água bruta (uT)	3.225	0,55	169,60	12,28	5,85	15,3	125	2,8	2,25	5,85	17,70
Turbidez água decantada (uT)	3.225	0,20	12,50	1,96	1,55	1,3	66	1,4	0,93	1,55	2,70
Turbidez água tratada (uT)	3.225	0,05	1,20	0,19	0,17	0,1	53	2,1	0,13	0,17	0,23

TABELA A.7 – Estatística descritiva dos dados da ETA 7

Variável	Nº de Dados Válido	Min	Máx.	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	1	4.130	4.130	4.130	4.130	-	0	-	4.130	4.130	4.130
Cor aparente. (uH)	118	25,0	715,0	122,8	68,0	133,1	108	2,1	37,0	68,0	149,0
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	5	116	103.510	26.120	8.000	43.892,4	168	2,1	567	8.000	18.408
Ferro (mg.L ⁻¹)	1	5,85	5,85	5,85	5,85	-	0	-	5,85	5,85	5,85
Manganês (mg.L ⁻¹)	1	0,03	0,03	0,03	0,03	-	0	-	0,03	0,03	0,03
pH	118	6,4	8,4	7,4	7,4	0,4	5	-0,2	7,0	7,4	7,7
Turbidez água bruta (uT)	118	5,00	226,00	33,97	17,50	41,7	123	2,2	7,00	17,50	170,65
Turbidez água decantada (uT)	118	1,70	8,10	2,79	2,43	1,2	43	1,8	1,90	2,43	3,00
Turbidez água tratada (uT)	118	0,20	4,90	0,59	0,52	0,6	102	5,9	0,34	0,52	0,65

TABELA A.8 – Estatística descritiva dos dados da ETA 8

Variável	Nº de Dados Válido	Min	Máx.	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	5	5,0	5,0	5,0	5,0	0,0	0	-	5,0	5,0	5,0
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	12	330	24.000	5.503	1.300	8.745,6	159	1,9	900	1.300	4.100
Cor aparente. (uH)	1.131	41,9	984,6	148,9	112,8	112,2	75	2,9	83,2	112,8	176,0
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	39	510	52.298	6.703	4.758	8.379,2	125	4,4	2.655	4.758	8.354
Ferro (mg.L ⁻¹)	5	0,60	2,50	1,74	1,90	0,80	46	-0,7	1,30	1,90	2,40
Manganês (mg.L ⁻¹)	5	0,03	0,11	0,06	0,03	0,04	67	0,6	0,03	0,03	0,1
pH	1.131	5,9	6,8	6,5	6,5	0,09	1	-0,6	6,4	6,5	6,5
Turbidez água bruta (uT)	1.131	7,52	454,33	55,35	38,31	54,7	99	3,1	24,24	38,31	61,06
Turbidez água decantada (uT)	1.131	4,03	47,56	11,46	10,43	5,1	45	2,0	7,95	10,43	13,22
Turbidez água tratada (uT)	1.131	0,03	3,39	0,63	0,58	0,4	63	2,6	0,44	0,58	0,73

TABELA A.9 – Estatística descritiva dos dados da ETA 9

Variável	Nº de Dados Válido	Min	Máx.	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação (%)	Coeficiente de Assimetria	Percentis		
									25%	50%	75%
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	8	5,0	5,0	5,0	5,0	0,0	0	-	5,0	5,0	5,0
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	15	330	35.000	7.675	3.300	10.876,4	142	1,7	700	3.300	7.900
Cor aparente. (uH)	1.365	35,2	945,9	152,6	118,3	116,1	76	2,4	78,3	118,3	179,8
Cianobactérias (células.mL ⁻¹)	47	510	87.508	8.126	4.744	14.193,9	175	4,6	2.436	4.744	8.354
Ferro (mg.L ⁻¹)	8	0,15	2,50	1,43	1,40	0,8	0,56	-0,2	0,85	1,40	2,15
Manganês (mg.L ⁻¹)	8	0,03	0,11	0,06	0,04	0,1	167	0,5	0,03	0,04	0,09
pH	1.365	5,4	8,6	6,5	6,5	0,3	5	3,9	6,4	6,5	6,5
Turbidez água bruta (uT)	1.365	2,00	600,53	60,66	41,91	60,7	100	3,2	25,23	41,91	69,88
Turbidez água decantada (uT)	1.365	5,32	57,98	17,33	14,52	8,4	48	1,5	11,41	14,52	20,95
Turbidez água tratada (uT)	1.365	0,02	3,36	0,58	0,49	0,4	69	2,4	0,36	0,49	0,68

APÊNDICE B

VALORES DE MÉDIA DIÁRIA DO IQAB E IQBF

TABELA B.1 – Media diária do IQAB e IQABF para os mananciais amostrados

(Continua)

MANANCIAL	DATA	IQAB	IQABF	MANANCIAL	DATA	IQAB	IQABF
1	27/10/06	77	72	2	22/11/06	62	71
1	23/01/07	53	40	2	13/07/09	73	70
1	06/02/07	49	36	2	01/12/09	55	41
1	12/04/07	69	59	2	04/01/10	67	65
1	24/04/07	60	55	2	10/02/10	63	64
1	07/05/07	74	69	2	07/07/10	81	77
1	12/06/07	69	63	2	02/08/10	86	75
1	22/09/07	74	69	2	06/10/10	73	77
1	02/10/07	74	69	2	11/11/10	46	24
1	16/10/07	74	69	2	09/12/10	55	47
1	02/11/07	50	29	2	02/02/11	66	72
1	14/11/07	71	67	2	28/09/11	86	81
1	27/11/07	70	64	3	07/01/03	37	11
1	08/12/07	50	28	3	04/02/03	62	59
1	20/12/07	34	26	3	01/04/03	63	62
1	01/01/08	63	59	3	29/04/03	72	52
1	14/03/08	29	20	3	27/05/03	73	70
1	11/04/08	24	18	3	24/06/03	72	58
1	25/04/08	55	34	3	22/07/03	76	74
1	05/07/08	74	65	3	19/08/03	88	76
1	17/07/08	73	66	3	14/10/03	65	59
1	29/08/08	74	68	3	11/11/03	54	57
1	16/09/08	73	68	3	09/12/03	20	10
1	26/09/08	75	68	3	03/02/04	43	27
1	06/02/09	60	60	3	02/03/04	43	37
1	13/03/09	30	26	3	27/04/04	67	71
1	26/03/09	64	63	3	22/06/04	75	72
1	07/04/09	61	55	3	20/07/04	73	61
1	16/10/09	76	71	3	17/08/04	75	71
1	28/10/09	68	64	3	14/09/04	78	74
1	10/11/09	65	58	3	29/03/05	44	39
1	14/04/10	57	55	3	26/04/05	73	67
1	27/04/10	60	43	3	24/05/05	61	57
1	07/05/10	63	52	3	19/07/05	69	67
1	20/05/10	69	61	3	13/09/05	72	57
1	31/08/10	72	67	3	08/11/05	51	41
1	17/09/10	70	61	3	06/12/05	59	57
1	29/09/10	63	55	3	06/01/06	38	15
1	10/11/10	74	69	3	22/02/06	72	70
1	10/12/10	66	55	3	28/03/06	46	56

TABELA B.1 – Media diária do IQAB e IQABF para os mananciais amostrados

(Continua)

MANANCIAL	DATA	IQAB	IQABF	MANANCIAL	DATA	IQAB	IQABF
3	23/05/06	75	68	3	18/03/10	58	65
3	20/06/06	73	63	3	12/05/10	59	57
3	18/07/06	88	83	3	01/06/10	77	71
3	10/10/06	53	45	3	07/07/10	82	78
3	07/11/06	68	71	3	04/08/10	73	73
3	05/12/06	51	49	3	02/09/10	77	75
3	02/01/07	41	26	3	29/09/10	75	71
3	30/01/07	35	24	3	24/11/10	52	58
3	27/02/07	48	59	3	22/12/10	66	63
3	27/03/07	34	45	3	24/01/11	66	67
3	24/04/07	42	49	3	16/02/11	58	57
3	22/05/07	77	75	3	16/03/11	33	24
3	19/06/07	77	70	3	19/04/11	62	60
3	17/07/07	75	74	3	01/05/11	73	67
3	14/08/07	35	37	3	08/06/11	66	61
3	11/09/07	71	56	3	13/07/11	76	74
3	09/10/07	75	70	3	04/08/11	76	68
3	06/11/07	50	37	3	31/08/11	78	73
3	04/12/07	50	38	3	26/10/11	64	63
3	29/01/08	51	51	3	23/11/11	33	12
3	26/02/08	34	12	3	21/12/11	37	12
3	25/03/08	38	23	4	06/10/03	90	84
3	22/04/08	76	65	4	03/11/03	56	56
3	20/05/08	70	64	4	29/12/03	80	82
3	17/06/08	80	71	4	23/02/04	63	64
3	15/07/08	76	75	4	22/03/04	56	57
3	12/08/08	78	69	4	17/05/04	75	80
3	09/09/08	77	71	4	14/06/04	81	81
3	07/10/08	75	67	4	21/03/05	83	80
3	04/11/08	72	64	4	16/05/05	90	84
3	02/12/08	63	65	4	08/08/05	94	84
3	13/01/09	47	44	4	03/10/05	89	84
3	06/02/09	52	40	4	28/11/05	92	79
3	15/04/09	54	42	4	23/01/06	91	83
3	13/05/09	65	69	4	20/02/06	91	84
3	07/07/09	75	71	4	20/03/06	55	58
3	03/09/09	66	66	4	17/04/06	63	66
3	30/09/09	54	50	4	15/05/06	88	84
3	28/10/09	44	32	4	12/06/06	87	84
3	25/11/09	64	69	4	10/07/06	89	85
3	21/01/10	50	50	4	07/08/06	89	84
3	19/02/10	61	62	4	04/09/06	79	83

TABELA B.1 – Media diária do IQAB e IQABF para os mananciais amostrados

(Continua)

MANANCIAL	DATA	IQAB	IQABF	MANANCIAL	DATA	IQAB	IQABF
4	02/10/06	86	82	4	02/08/10	89	85
4	14/12/06	57	62	4	30/08/10	83	83
4	22/01/07	66	71	4	27/09/10	89	85
4	26/02/07	61	64	4	22/11/10	60	64
4	19/03/07	65	64	4	20/12/10	87	85
4	16/04/07	79	83	4	19/01/11	48	58
4	14/05/07	87	81	4	14/02/11	82	84
4	11/06/07	90	85	4	14/03/11	64	64
4	06/08/07	88	84	4	11/04/11	78	64
4	01/10/07	89	85	4	09/05/11	92	85
4	29/10/07	62	66	4	06/06/11	89	82
4	26/11/07	60	64	4	04/07/11	91	85
4	19/12/07	85	80	4	01/08/11	87	84
4	21/01/08	59	58	4	29/08/11	90	85
4	18/02/08	82	78	4	26/09/11	82	78
4	17/03/08	62	69	4	24/10/11	70	64
4	19/05/08	86	83	4	21/11/11	91	81
4	09/06/08	88	80	4	19/12/11	50	50
4	07/07/08	89	84	5	09/01/03	82	83
4	04/08/08	89	85	5	06/03/03	90	85
4	01/09/08	84	81	5	03/04/03	90	85
4	29/09/08	85	83	5	29/05/03	91	85
4	27/10/08	93	85	5	26/06/03	91	85
4	24/11/08	88	85	5	21/08/03	78	70
4	22/12/08	52	44	5	18/09/03	87	80
4	19/01/09	55	63	5	16/10/03	89	84
4	16/02/09	83	79	5	23/10/03	90	85
4	16/03/09	77	84	5	20/11/03	76	79
4	13/04/09	82	82	5	05/02/04	90	85
4	11/05/09	80	84	5	04/03/04	69	70
4	06/07/09	85	83	5	01/04/04	89	84
4	31/08/09	89	85	5	27/05/04	91	85
4	28/09/09	83	83	5	19/08/04	92	85
4	26/10/09	71	79	5	04/03/05	62	63
4	23/11/09	91	85	5	31/03/05	92	85
4	21/12/09	56	64	5	21/07/05	92	85
4	18/01/10	70	78	5	18/08/05	90	85
4	15/02/10	76	82	5	15/09/05	90	85
4	15/03/10	85	83	5	13/10/05	89	85
4	10/05/10	84	82	5	02/02/06	91	85
4	07/06/10	90	85	5	02/03/06	92	85
4	05/07/10	90	85	5	30/03/06	68	65

TABELA B.1 – Media diária do IQAB e IQABF para os mananciais amostrados

				(Continua)			
MANANCIAL	DATA	IQAB	IQABF	MANANCIAL	DATA	IQAB	IQABF
5	27/04/06	91	85	5	30/12/10	67	66
5	22/06/06	89	84	5	27/01/11	92	85
5	20/07/06	91	85	5	24/02/11	85	82
5	17/08/06	90	85	5	19/05/11	87	83
5	14/09/06	90	85	5	16/06/11	92	85
5	09/11/06	88	82	5	14/07/11	91	85
5	07/12/06	71	69	5	11/08/11	96	85
5	04/01/07	86	82	5	08/09/11	96	84
5	01/02/07	88	83	5	06/10/11	95	84
5	01/03/07	91	84	5	03/11/11	97	85
5	26/04/07	92	85	5	01/12/11	57	62
5	24/05/07	90	85	5	29/12/11	69	71
5	21/06/07	91	85	6	02/01/03	67	65
5	19/07/07	84	84	6	30/01/03	64	64
5	28/09/07	90	85	6	27/02/03	59	64
5	11/10/07	91	85	6	27/03/03	77	72
5	08/11/07	87	84	6	24/04/03	79	77
5	28/02/08	80	83	6	22/05/03	75	66
5	24/04/08	90	82	6	19/06/03	81	70
5	26/05/08	91	85	6	17/07/03	60	51
5	17/07/08	91	85	6	14/08/03	88	78
5	09/10/08	92	85	6	11/09/03	92	85
5	06/11/08	91	85	6	09/10/03	87	85
5	04/12/08	92	85	6	04/12/03	81	76
5	05/01/09	67	74	6	01/01/04	78	71
5	29/01/09	86	82	6	29/01/04	79	81
5	26/02/09	91	85	6	25/03/04	74	65
5	23/04/09	92	85	6	22/04/04	79	67
5	21/05/09	92	85	6	20/05/04	89	76
5	16/07/09	91	84	6	17/06/04	84	69
5	13/08/09	88	83	6	15/07/04	88	83
5	08/10/09	66	69	6	12/08/04	85	81
5	05/11/09	91	85	6	09/09/04	89	79
5	03/12/09	89	83	6	27/01/05	77	67
5	25/02/10	91	85	6	31/03/05	74	65
5	22/04/10	90	85	6	21/04/05	75	65
5	20/05/10	91	85	6	16/06/05	87	82
5	17/06/10	92	85	6	14/07/05	80	70
5	15/07/10	91	85	6	11/08/05	77	75
5	12/08/10	91	85	6	08/09/05	75	75
5	07/10/10	90	85	6	06/10/05	90	79
5	04/11/10	89	85	6	03/11/05	66	65
5	02/12/10	63	64	6	01/12/05	67	63

TABELA B.1 – Media diária do IQAB e IQABF para os mananciais amostrados

				(Conclusão)			
MANANCIAL	DATA	IQAB	IQABF	MANANCIAL	DATA	IQAB	IQABF
6	26/01/06	83	81	6	26/10/09	86	82
6	20/04/06	69	64	6	23/11/09	88	84
6	18/05/06	90	82	6	21/12/09	75	77
6	13/07/06	74	64	6	18/01/10	77	67
6	05/10/06	91	84	6	12/02/10	76	70
6	30/11/06	63	64	6	15/03/10	79	79
6	28/12/06	47	41	6	10/05/10	90	80
6	25/01/07	75	65	6	07/06/10	88	81
6	22/02/07	66	65	6	05/07/10	84	75
6	22/03/07	56	64	6	02/08/10	91	85
6	19/04/07	82	80	6	30/08/10	93	85
6	14/06/07	76	78	6	27/09/10	94	85
6	12/07/07	78	65	6	22/11/10	86	82
6	06/09/07	89	84	6	20/12/10	76	82
6	04/10/07	91	81	6	17/01/11	64	65
6	29/11/07	90	84	6	14/02/11	72	72
6	27/12/07	86	83	6	14/03/11	72	72
6	24/01/08	57	50	6	11/04/11	80	77
6	14/02/08	79	77	6	09/05/11	83	79
6	21/02/08	82	82	6	06/06/11	88	84
6	20/03/08	79	75	6	04/07/11	88	80
6	17/04/08	60	60	6	01/08/11	89	81
6	15/05/08	83	74	6	29/08/11	93	85
6	12/06/08	87	76	6	26/09/11	89	85
6	10/07/08	83	75	6	24/10/11	91	85
6	07/08/08	85	79	6	21/11/11	91	81
6	04/09/08	92	85	6	20/12/11	62	64
6	02/10/08	46	63	8	28/04/09	51	54
6	30/10/08	91	85	8	19/04/10	40	20
6	27/11/08	90	82	8	21/06/10	67	61
6	11/12/08	71	68	8	02/08/10	57	58
6	22/01/09	76	71	8	02/11/10	31	12
6	19/02/09	68	65	9	26/02/08	36	17
6	19/03/09	79	82	9	22/04/08	47	34
6	16/04/09	76	82	9	28/04/09	52	54
6	14/05/09	85	83	9	26/11/09	62	69
6	08/06/09	81	80	9	19/05/10	47	38
6	06/07/09	82	71	9	21/07/10	59	61
6	03/08/09	88	79	9	01/09/10	63	59
6	31/08/09	90	81	9	02/12/10	36	26
6	28/09/09	91	85				

APÊNDICE C

FUNÇÕES DE PERTINÊNCIA E REGRAS UTILIZADOS NO DESENVOLVIMENTO DO IQABF

1) FUNÇÕES UTILIZADAS NO DESENVOLVIMENTO DO IQABF

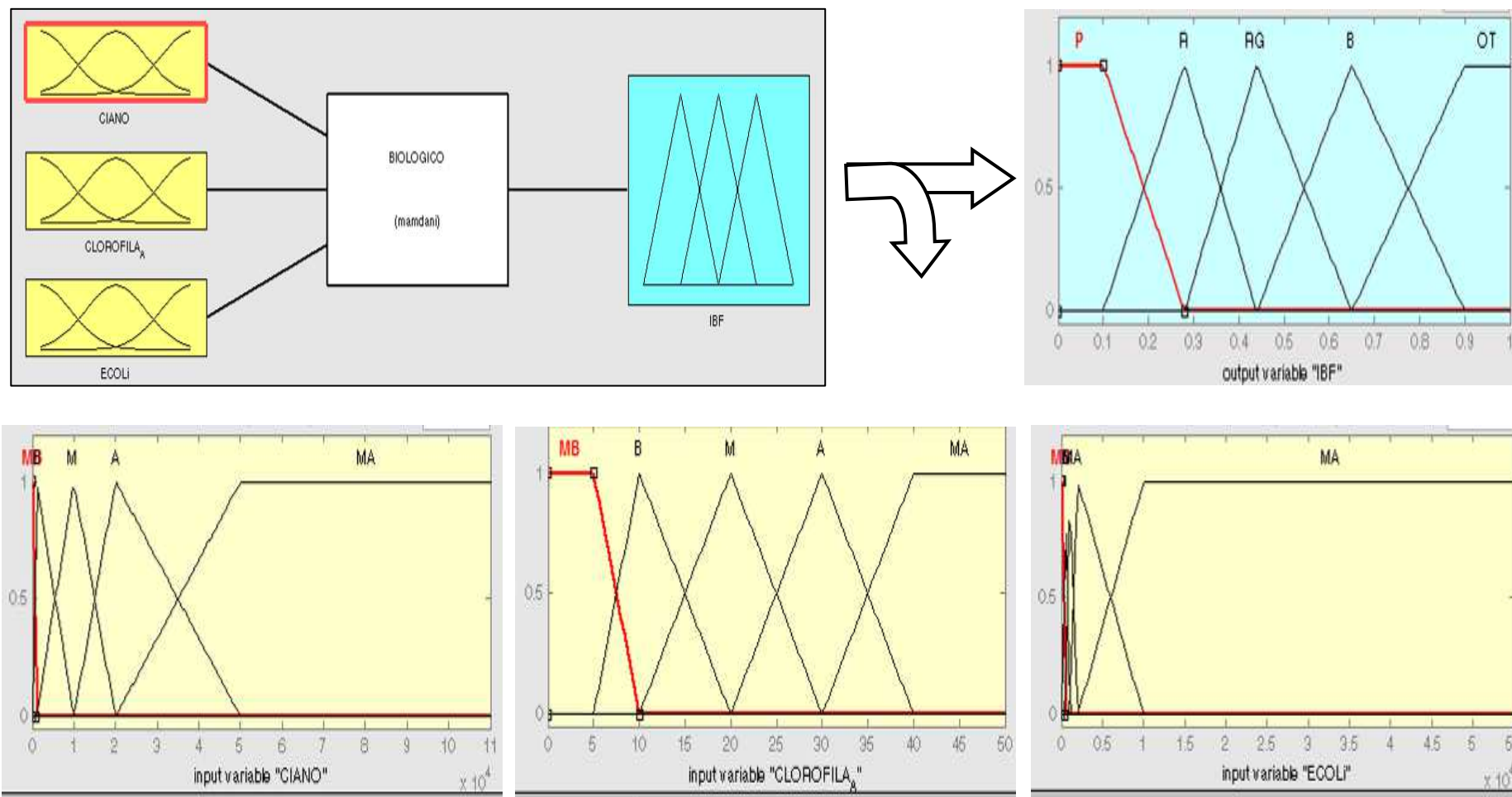


FIGURA C.1: Funções de pertinência para o Índice Biológico Fuzzy

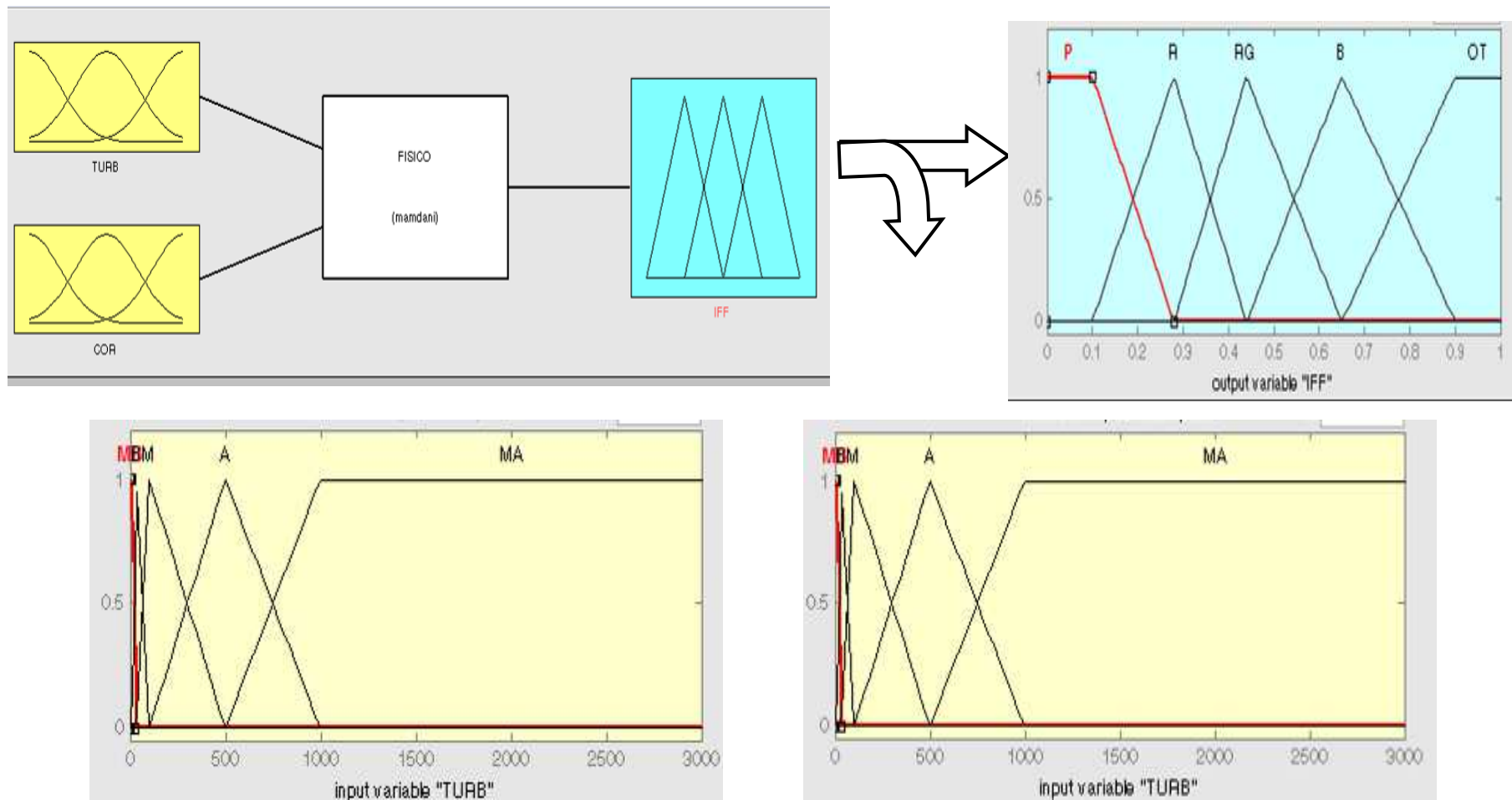


FIGURA C.2: Funções de pertinência para o Índice Físico Fuzzy

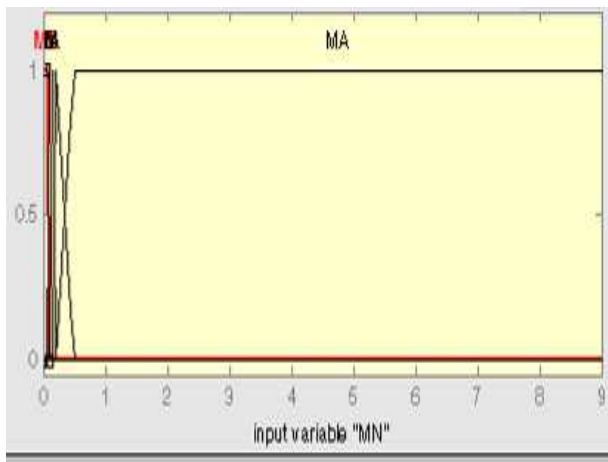
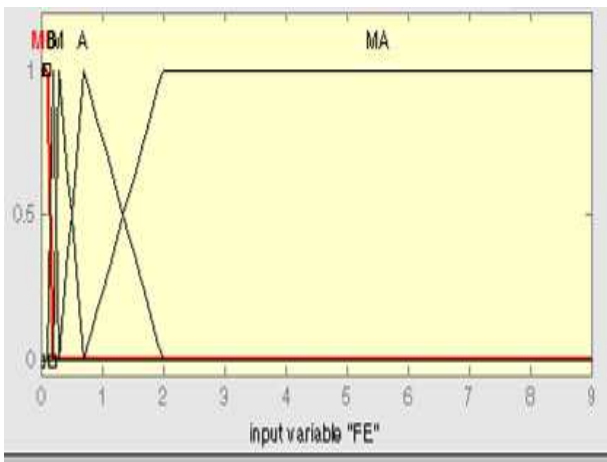
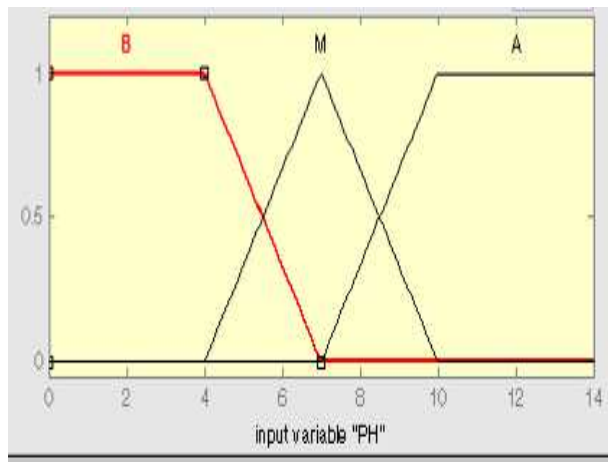
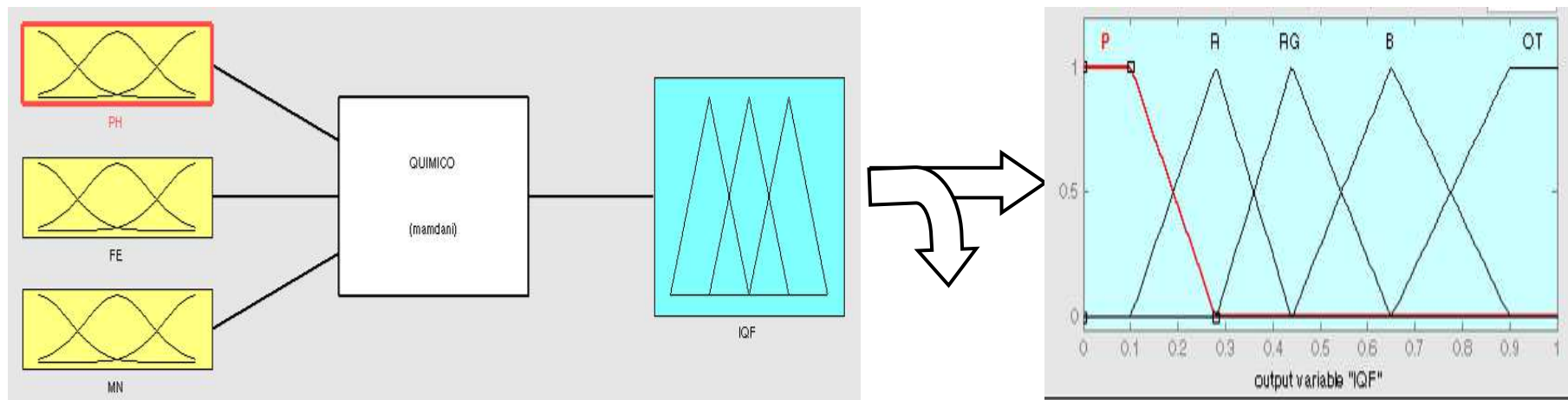


FIGURA C.3: Funções de pertinência para o Índice Químico Fuzzy

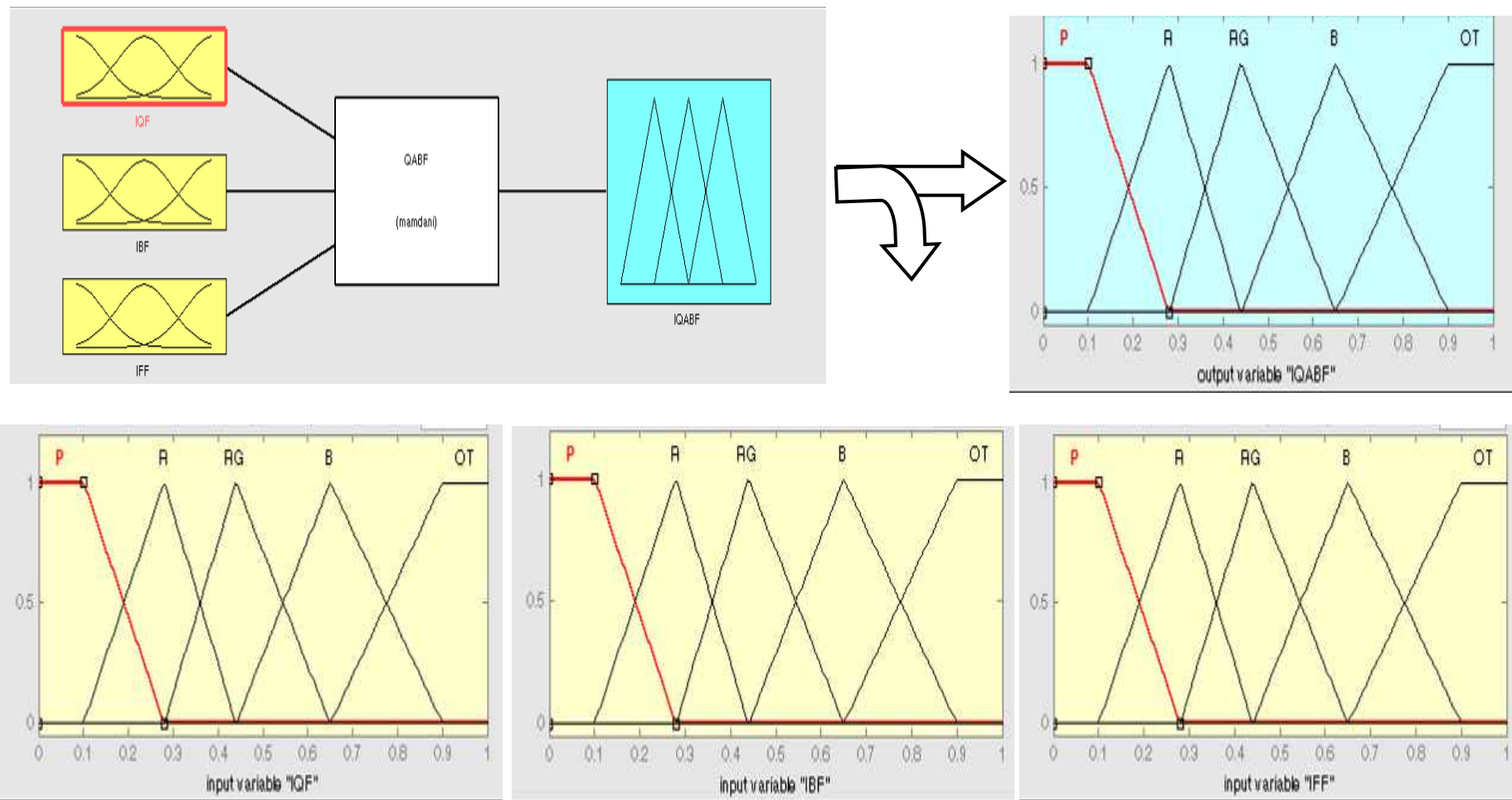


FIGURA C.4: Funções de pertinência para o Índice de Qualidade da Água Bruta Fuzzy

2) REGRAS UTILIZADAS NO DESENVOLVIMENTO DO IQABF

TABELA C.1 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice Biológico Fuzzy (IBF) do IQABF

CIANO	CLOROFILA A	E.COLI	IBF	CIANO	CLOROFILA A	E.COLI	IBF	CIANO	CLOROFILA A	E.COLI	IBF	CIANO	CLOROFILA A	E.COLI	IBF	CIANO	CLOROFILA A	E.COLI	IBF					
MB	MB	MB	OT	B	MB	MB	OT	M	MB	MB	B	A	MB	MB	RG	MA	MB	MB	RG					
		B	OT			B	OT			B	RG			B	R									
		M	OT			M	B			M	RG			M	R									
		A	RG			A	R			A	R			A	P									
		MA	R			MA	P			MA	P			MA	P									
	B	MB	OT		B	B	MB		OT	M	B		MB	B	B		A	B	MB	RG	MA	B	MB	RG
		B	OT				B		OT					B	B				B	R				
		M	B				M		B					M	RG				M	R				
		A	RG				A		R					A	R				A	P				
		MA	R				MA		P					MA	P				MA	P				
	M	MB	B		B	M	MB		B	M	M		MB	B	B		A	M	MB	RG	MA	M	MB	RG
		B	B				B		B					B	RG				B	R				
		M	RG				M		RG					M	RG				M	R				
		A	R				A		R					A	R				A	P				
		MA	R				MA		P					MA	P				MA	P				
	A	MB	RG		B	A	MB		RG	M	A		MB	MB	RG		A	A	MB	R	MA	A	MB	R
		B	RG				B		RG					B	RG				B	R				
		M	R				M		R					M	R				M	R				
		A	R				A		R					A	P				A	P				
		MA	P				MA		P					MA	P				MA	P				
MA	MB	R	B	MA	MB	R	M	MA	MB	MB	R	A	MA	MB	R	MA	MA	MB	P					
	B	R			B	R				B	R			B	P									
	M	R			M	R				M	P			M	P									
	A	P			A	P				A	P			A	P									
	MA	P			MA	P				MA	P			MA	P									

TABELA C.2 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice Físico Fuzzy (IFF) do IQABF

TURBIDEZ	COR	IFF
MB	MB	OT
	B	B
	M	B
	A	R
	MA	P
B	MB	OT
	B	B
	M	B
	A	R
	MA	P
M	MB	B
	B	RG
	M	RG
	A	R
	MA	P
A	MB	RG
	B	RG
	M	R
	A	R
	MA	P
MA	MB	P
	B	P
	M	P
	A	P
	MA	P

TABELA C.3 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice Químico Fuzzy (IQF) do IQABF

pH	FE	MN	IQF	pH	FE	MN	IQF	pH	FE	MN	IQF
B	MB	MB	B	M	MB	MB	OT	A	MB	MB	B
		B	B			B	OT			B	RG
		M	B			M	OT			M	RG
		A	RG			A	B			A	R
		MA	R			MA	RG			MA	P
	B	MB	B		B	MB	OT		B	MB	B
		B	B			B	OT			B	RG
		M	B			M	OT			M	RG
		A	RG			A	B			A	R
		MA	R			MA	RG			MA	P
	M	MB	B		M	MB	OT		M	MB	RG
		B	B			B	OT			B	RG
		M	B			M	B			M	R
		A	RG			A	B			A	R
		MA	R			MA	RG			MA	P
	A	MB	RG		A	MB	B		A	MB	RG
		B	RG			B	B			B	R
		M	RG			M	B			M	R
		A	R			A	RG			A	P
		MA	P			MA	R			MA	P
MA	MB	R	MA	MB	RG	MA	MB	R			
	B	R		B	RG		B	P			
	M	R		M	RG		M	P			
	A	R		A	RG		A	P			
	MA	P		MA	R		MA	P			

TABELA C.4 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Qualidade da Água Bruta Fuzzy (IQABF)

IBF	IFF	IQF	IQABF	IBF	IFF	IQF	IQABF	IBF	IFF	IQF	IQABF	IBF	IFF	IQF	IQABF	IBF	IFF	IQF	IQABF			
P	P	P	P	R	P	P	P	RG	P	P	P	B	P	P	R	OT	P	P	R			
		R	P			R	P			R	RG											
		RG	P			RG	P			RG	R											
		B	P			B	R			B	RG											
		OT	R			OT	RG			OT	B											
	R	P	P		R	P	P		RG	P	P		B	P	R		OT	P	R	OT	P	R
		R	P			R	P			R	RG											
		RG	P			RG	R			RG	R											
		B	R			B	RG			B	B											
		OT	RG			OT	RG			OT	B											
	RG	P	P		R	P	P		RG	P	P		B	P	R		OT	P	R	OT	P	RG
		R	P			R	R			R	RG											
		RG	R			RG	R			RG	R											
		B	R			B	RG			B	B											
		OT	RG			OT	B			OT	B											
	B	P	P		R	P	P		RG	P	P		B	P	R		OT	P	R	OT	P	RG
		R	P			R	R			R	RG											
		RG	R			RG	RG			RG	R											
		B	RG			B	RG			B	B											
		OT	RG			OT	B			OT	B											
OT	P	P	R	P	R	RG	P	R	B	P	R	OT	P	RG	OT	P	RG					
	R	R		R	R		R	RG														
	RG	R		RG	RG		RG	B														
	B	RG		B	B		B	B														
	OT	RG		OT	B		OT	OT														

APÊNDICE D

FUNÇÕES DE PERTINÊNCIA E REGRAS UTILIZADAS NO DESENVOLVIMENTO DO IQETAF

1) FUNÇÕES UTILIZADAS NO DESENVOLVIMENTO DO IQETAF

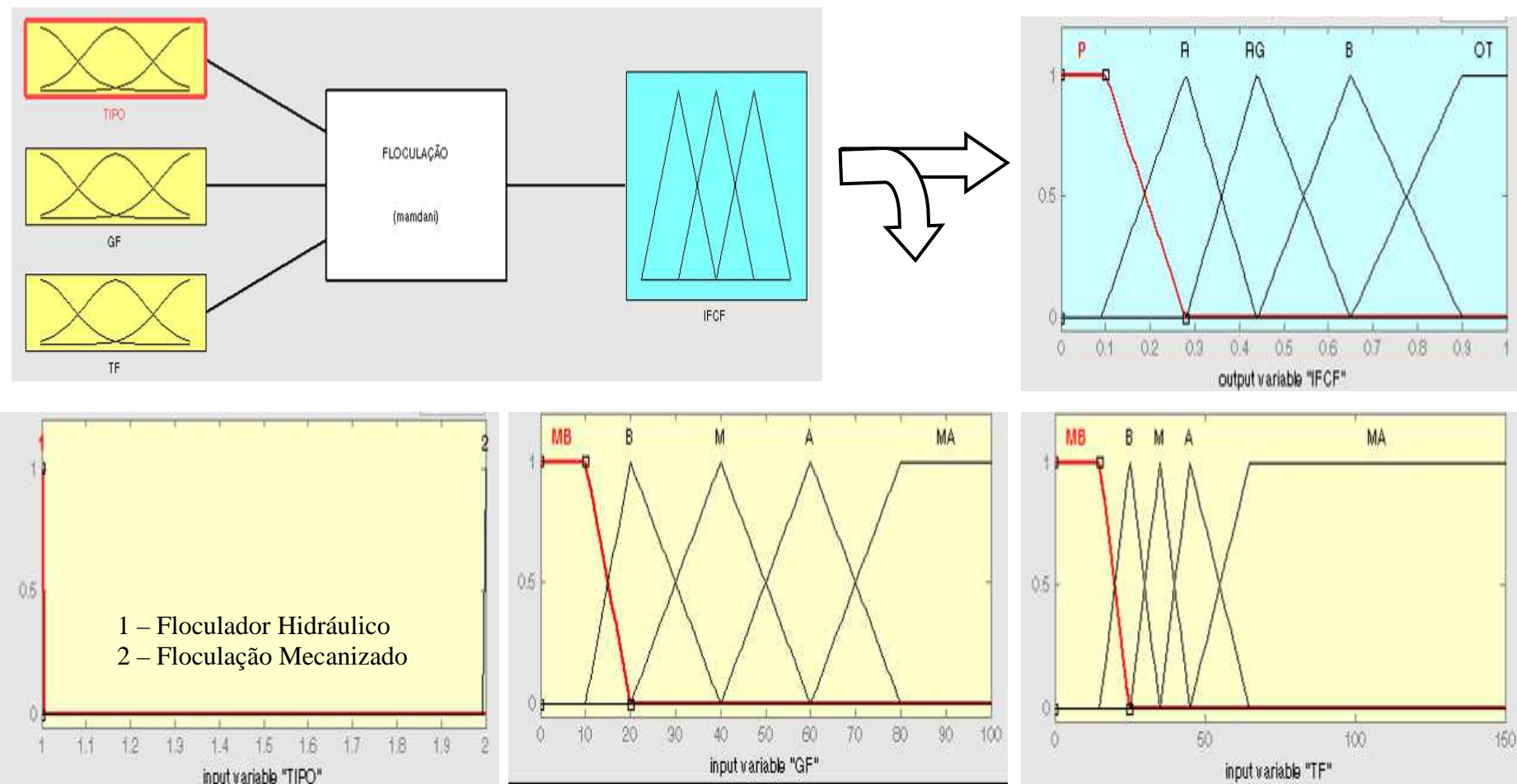


FIGURA D.1: Funções de pertinência para o Índice de Floculação Fuzzy

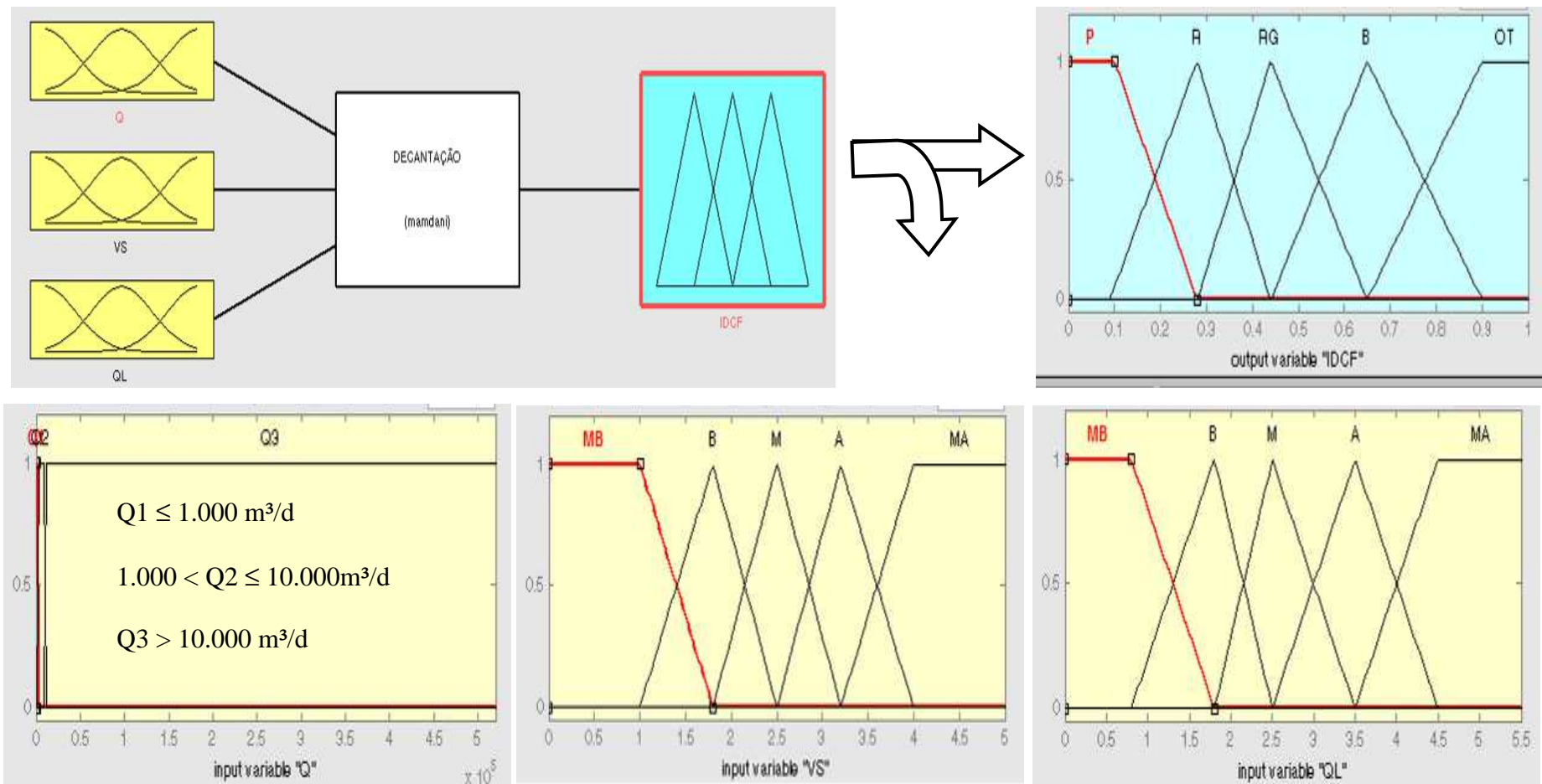


FIGURA D.2: Funções de pertinência para o Índice de Decantação Fuzzy

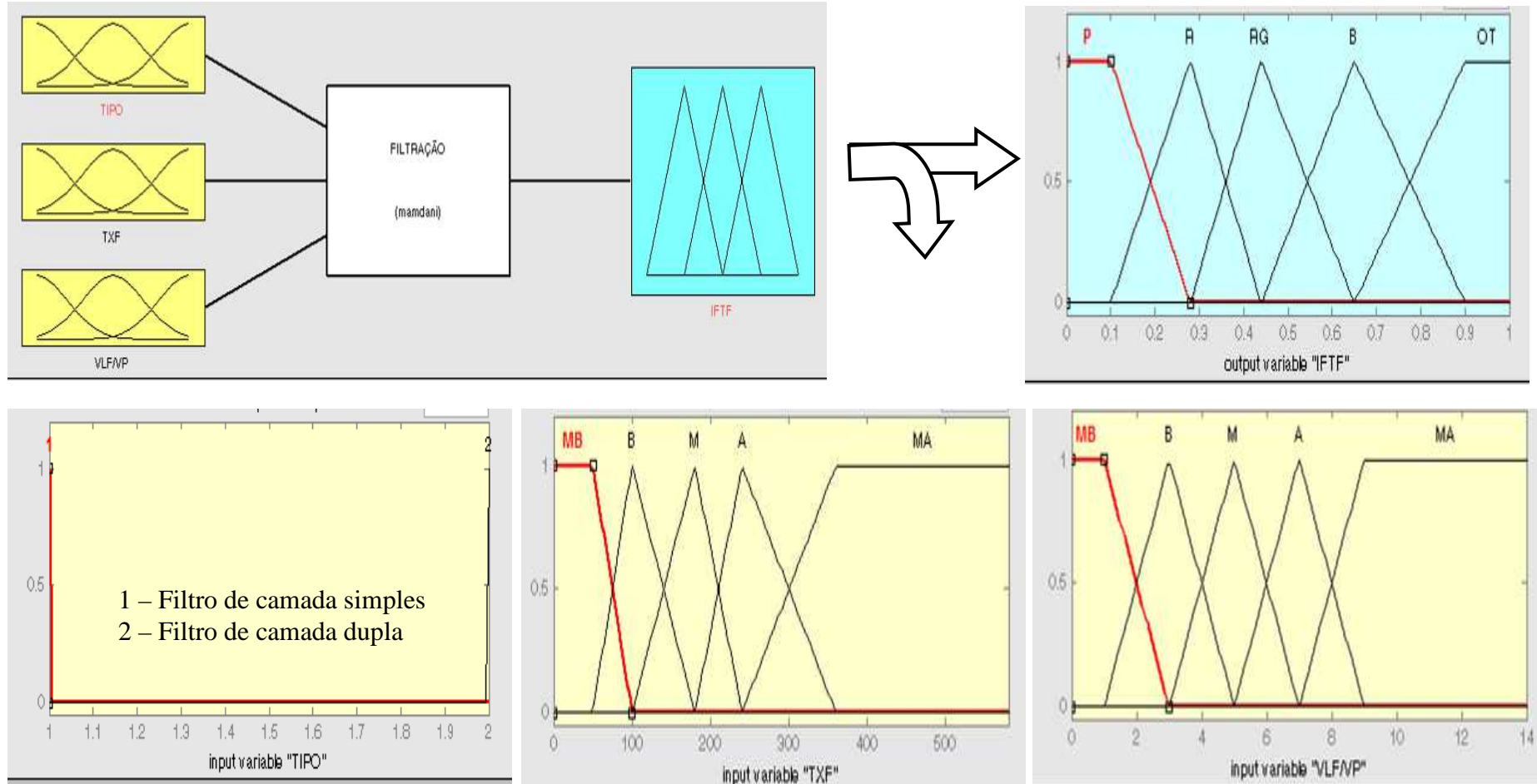


FIGURA D.3: Funções de pertinência para o Índice de Filtração Fuzzy

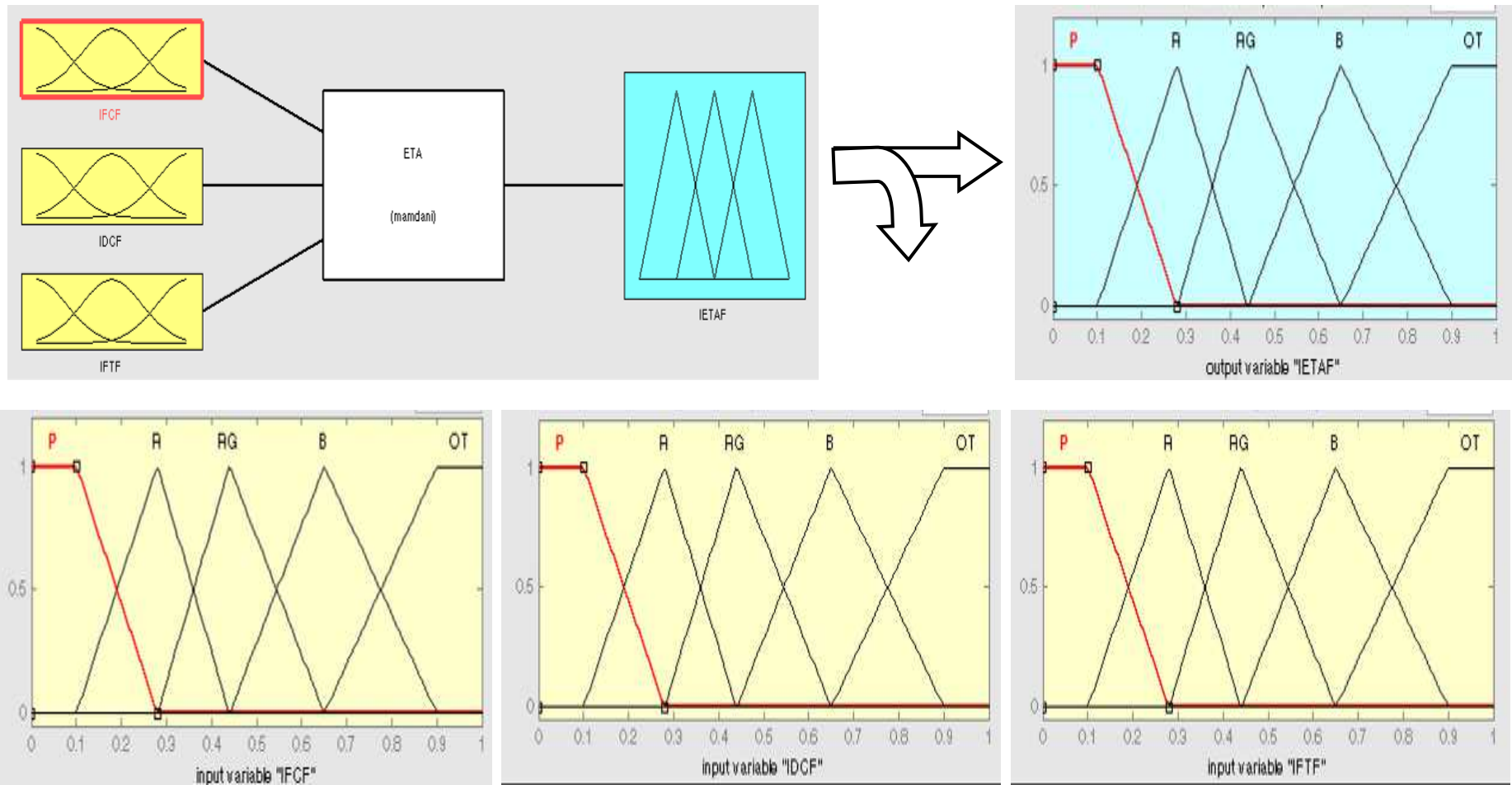


FIGURA D.4: Funções de pertinência para o Índice de Estação de Tratamento Fuzzy

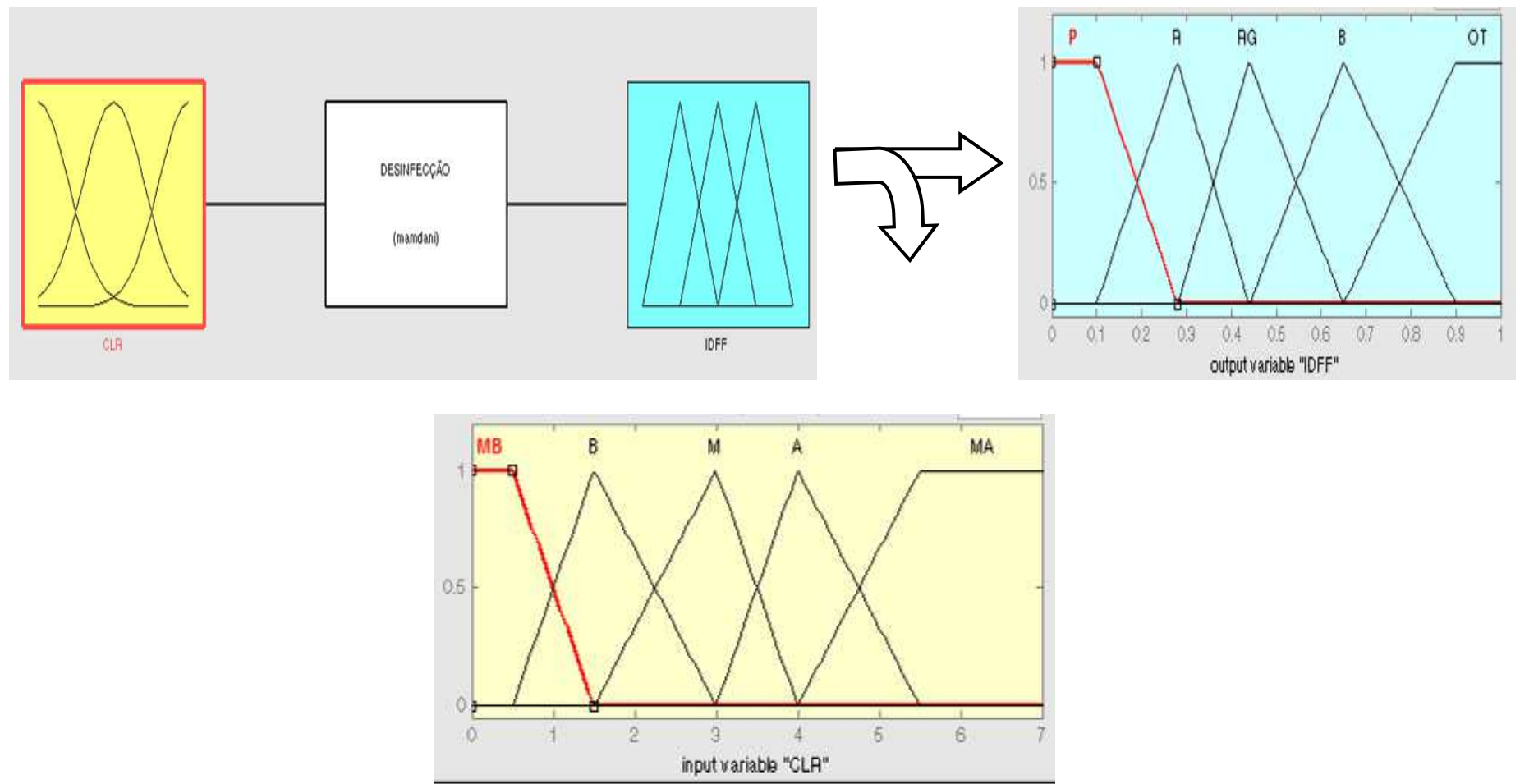


FIGURA D.5: Funções de pertinência para o Índice de Desinfecção Fuzzy

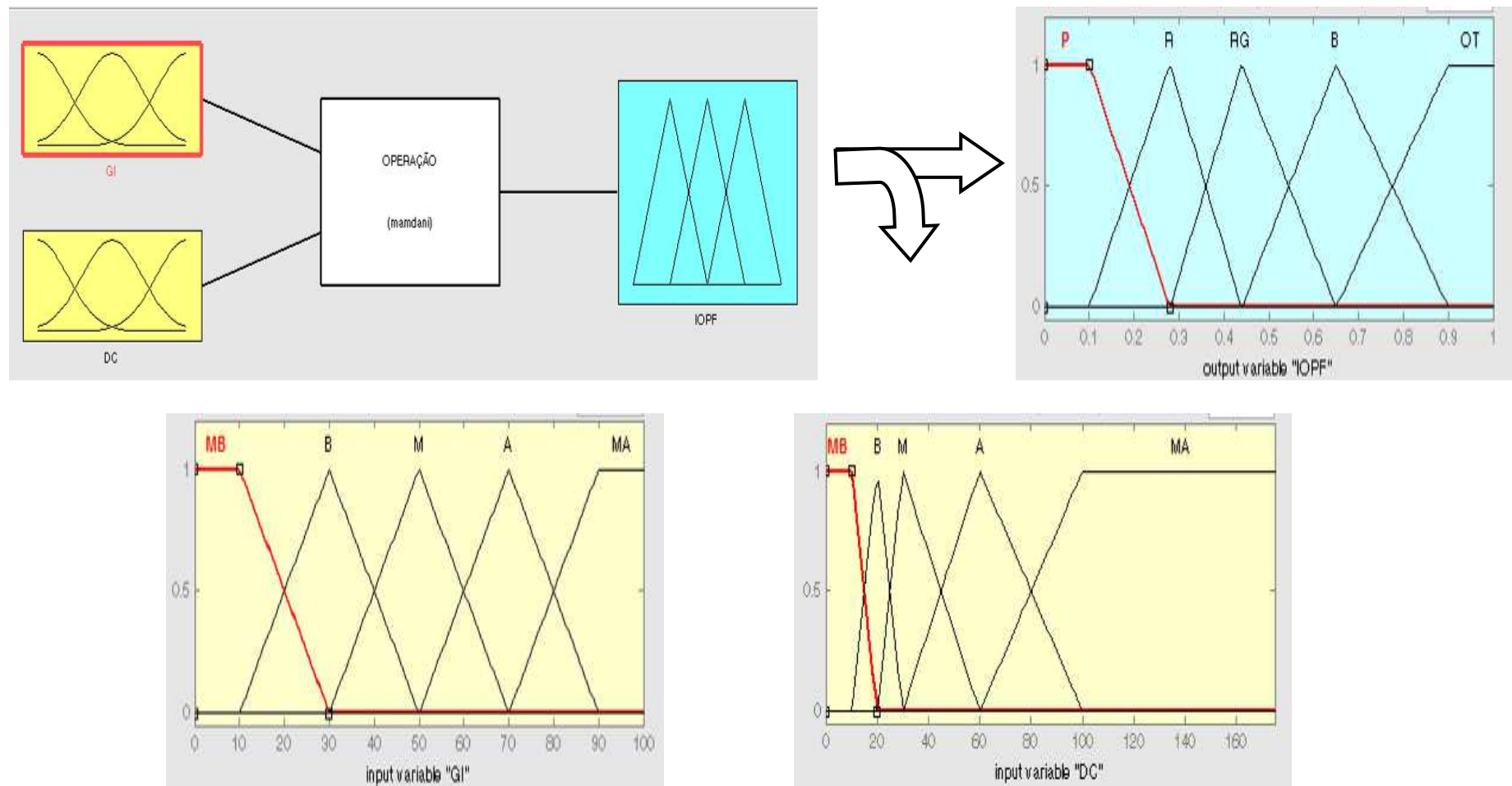


FIGURA D.6: Funções de pertinência para o Índice de Operação Fuzzy

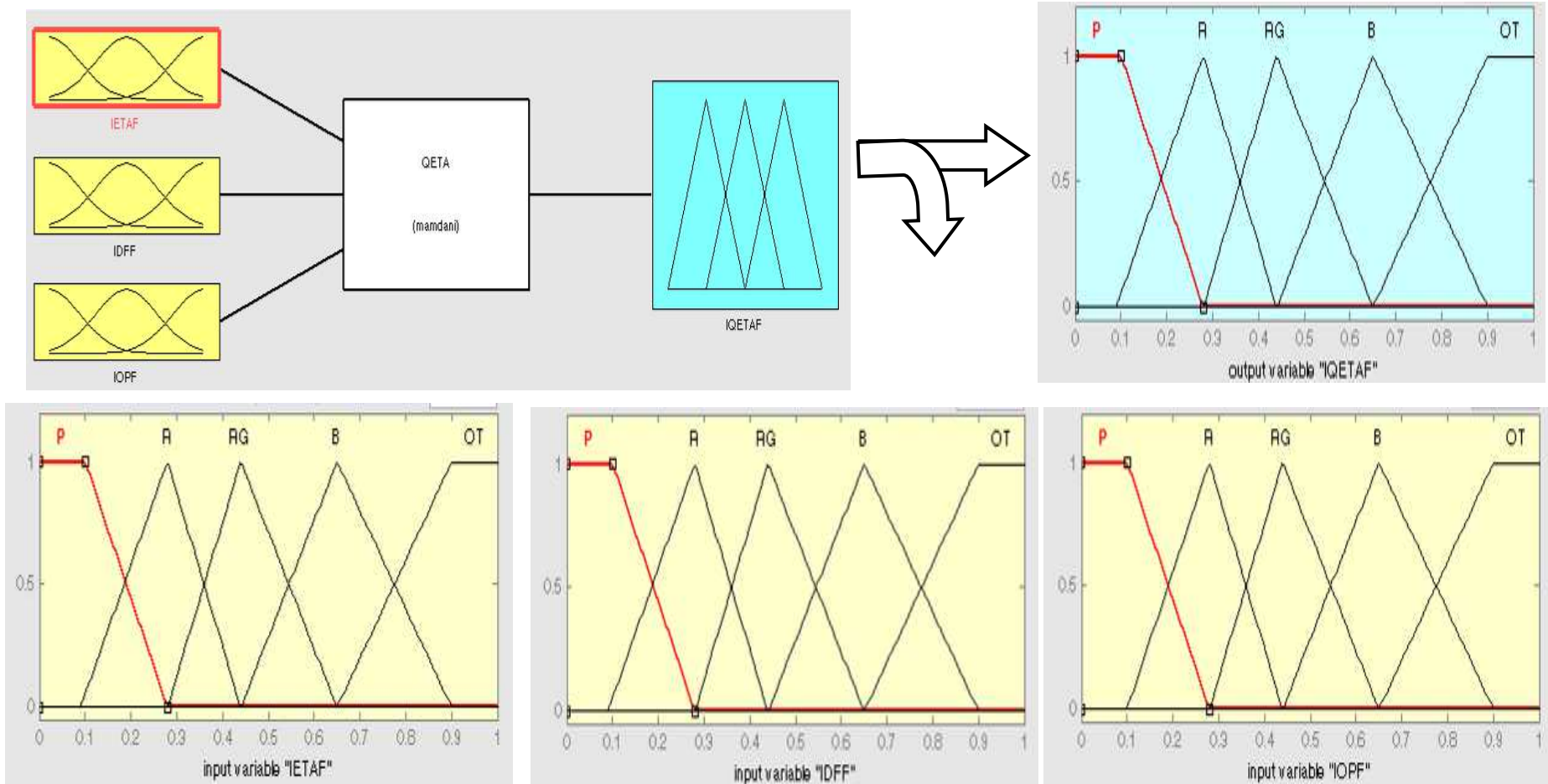


FIGURA D.7: Funções de pertinência para o Índice de Qualidade da Estação de Tratamento Fuzzy

2) REGRAS UTILIZADAS NO DESENVOLVIMENTO DO IQETAF

TABELA D.1 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Floculação Fuzzy (IFCF) do IQETAF

TIPO	GF	TF	IFCF	TIPO	GF	TF	IFCF
1	MB	MB	R	2	MB	MB	P
		B	R			B	R
		M	R			M	RG
		A	RG			A	RG
		MA	P			MA	R
	B	MB	RG		B	MB	R
		B	OT			B	RG
		M	B			M	B
		A	RG			A	B
		MA	R			MA	RG
	M	MB	RG		M	MB	RG
		B	OT			B	B
		M	B			M	OT
		A	B			A	B
		MA	RG			MA	RG
	A	MB	RG		A	MB	RG
		B	B			B	B
		M	B			M	B
		A	B			A	RG
		MA	RG			MA	R
MA	MB	R	MA	MB	R		
	B	RG		B	RG		
	M	RG		M	RG		
	A	R		A	R		
	MA	P		MA	P		

TABELA D.2 - Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Decantação Fuzzy (IDCF) do IQETAF

VAZÃO	VS	QL	IDCF	VAZÃO	VS	QL	IDCF	VAZÃO	VS	QL	IDCF
Q1	MB	MB	OT	Q2	MB	MB	OT	Q3	MB	MB	OT
		B	OT			B	OT			B	OT
		M	B			M	B			M	OT
		A	RG			A	RG			A	B
		MA	R			MA	R			MA	RG
	B	MB	B		B	MB	OT		B	MB	OT
		B	RG			B	B			B	OT
		M	R			M	RG			M	OT
		A	P			A	R			A	B
		MA	P			MA	P			MA	RG
	M	MB	RG		M	MB	B		M	MB	B
		B	R			B	RG			B	B
		M	P			M	R			M	B
		A	P			A	P			A	RG
		MA	P			MA	P			MA	R
	A	MB	R		A	MB	RG		A	MB	RG
		B	R			B	R			B	RG
		M	P			M	P			M	RG
		A	P			A	P			A	R
		MA	P			MA	P			MA	P
MA	MB	P	MA	MB	R	MA	MB	R			
	B	P		B	P		B	R			
	M	P		M	P		M	R			
	A	P		A	P		A	P			
	MA	P		MA	P		MA	P			

TABELA D.3 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Filtração Fuzzy (IFTF) do IQETAF

TIPO	TXF	VALF/VP	IFTF	TIPO	TXF	VALF/VP	IFTF
1	MB	MB	B	2	MB	MB	RG
		B	B			B	RG
		M	B			M	RG
		A	RG			A	P
		MA	R			MA	P
	B	MB	OT		B	MB	B
		B	OT			B	B
		M	OT			M	B
		A	RG			A	R
		MA	R			MA	R
	M	MB	B		M	MB	OT
		B	B			B	OT
		M	B			M	OT
		A	RG			A	RG
		MA	R			MA	RG
	A	MB	R		A	MB	OT
		B	R			B	OT
		M	P			M	B
		A	P			A	RG
		MA	P			MA	R
MA	MB	P	MA	MB	B		
	B	P		B	RG		
	M	P		M	R		
	A	P		A	P		
	MA	P		MA	P		

TABELA D.4 - Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Estação de Tratamento Fuzzy (IETAF) do IQETAF

IFCF	IDCF	IFTF	IETAF	IFCF	IDCF	IFTF	IETAF	IFCF	IDCF	IFTF	IETAF	IFCF	IDCF	IFTF	IETAF	IFCF	IDCF	IFTF	IETAF			
P	P	P	P	R	P	P	P	RG	P	P	R	B	P	P	R	OT	P	P	R			
		R	P			R	R			R	R			R	R							
		RG	P			RG	P			RG	R			RG	R			RG	R	RG	R	
		B	P			B	R			B	RG			B	RG			B	RG	B	RG	
		OT	R			OT	R			OT	RG			OT	RG			OT	B	OT	B	
	R	P	P		R	P	P		RG	P	R		B	P	R		OT	P	R	OT	P	R
		R	P			R	R			R	R			R	R							
		RG	P			RG	R			RG	R			RG	R			RG	R		RG	R
		B	R			B	RG			B	RG			B	RG			B	RG		B	RG
		OT	R			OT	RG			OT	RG			OT	RG			OT	B		OT	B
	RG	P	P		R	P	P		RG	P	R		B	P	R		OT	P	R	OT	P	R
		R	P			R	R			R	R			R	R							
		RG	R			RG	R			RG	RG			RG	RG			RG	R		RG	R
		B	R			B	RG			B	RG			B	RG			B	RG		B	RG
		OT	R			OT	RG			OT	RG			OT	RG			OT	B		OT	B
	B	P	P		R	P	R		RG	P	R		OT	P	R		OT	P	RG	OT	P	RG
		R	R			R	R			R	R			R	R							
		RG	R			RG	RG			RG	RG			RG	RG			RG	R		RG	R
		B	RG			B	RG			B	RG			B	RG			B	B		B	B
		OT	RG			OT	RG			OT	RG			OT	B			OT	B		OT	B
OT	P	R	R	P	R	RG	P	R	OT	P	RG	OT	P	RG	OT	P	RG					
	R	R		R	RG		R	RG		R	B		R	B		R	B					
	RG	RG		RG	RG		RG	RG		RG	B		RG	B		RG	B					
	B	RG		B	RG		B	B		B	B		B	B		B	OT					
	OT	RG		OT	B		OT	OT		OT	OT		OT	OT		OT	OT					

TABELA D.5 - Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Desinfecção Fuzzy (IDFF) do IQETAF

CLR	IDFF
MB	R
B	OT
M	B
A	RG
MA	P

TABELA D.6 - Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Operação Fuzzy (IOPF) do IQETAF

GI	DC	IOPF
MB	MB	P
	B	R
	M	RG
	A	R
	MA	P
B	MB	R
	B	RG
	M	RG
	A	R
	MA	P
M	MB	RG
	B	B
	M	B
	A	RG
	MA	R
A	MB	B
	B	B
	M	OT
	A	RG
	MA	R
MA	MB	B
	B	OT
	M	OT
	A	B
	MA	R

TABELA D.7 - Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Qualidade de Estação Convencional de Tratamento Fuzzy (IQETAF)

IETAF	IDFF	IOPF	IQETAF	IETAF	IDFF	IOPF	IQETAF	IETAF	IDFF	IOPF	IQETAF	IETAF	IDFF	IOPF	IQETAF	IETAF	IDFF	IOPF	IQETAF			
P	P	P	P	R	P	P	P	RG	P	P	R	B	P	P	R	OT	P	P	R			
		R	P			R	R			R	R			R	R			R	R			
		RG	P			RG	P			RG	R			RG	R			RG	R			
		B	P			B	R			B	RG			B	B			B	B			
		OT	R			OT	R			OT	RG			OT	B			OT	OT			
	R	P	P		R	P	P		RG	P	R		B	P	R		OT	P	R	OT	P	R
		R	P			R	R			R	R			R	R			R	R			
		RG	P			RG	R			RG	R			RG	R			RG	R			
		B	R			B	RG			B	RG			B	B			B	B			
		OT	R			OT	RG			OT	RG			OT	B			OT	OT			
	RG	P	P		R	P	P		RG	P	R		B	P	R		OT	P	R	OT	P	R
		R	P			R	R			R	R			R	R			R	R			
		RG	R			RG	R			RG	RG			RG	R			RG	R			
		B	R			B	RG			B	RG			B	B			B	B			
		OT	R			OT	RG			OT	RG			OT	B			OT	OT			
	B	P	P		R	P	R		RG	P	R		OT	P	R		OT	P	RG	OT	P	RG
		R	R			R	R			R	R			R	R			R	R			
		RG	R			RG	RG			RG	RG			RG	R			RG	R			
		B	RG			B	RG			B	RG			B	B			B	B			
		OT	RG			OT	RG			OT	RG			OT	B			OT	OT			
OT	P	R	R	P	R	RG	P	RG	OT	P	RG	OT	P	RG	OT	P	RG					
	R	R		R	R		R	R		R	R		R	R								
	RG	RG		RG	RG		RG	RG		RG	B		RG	B								
	B	RG		B	RG		B	B		B	B		B	B								
	OT	RG		OT	B		OT	B		OT	OT		OT	OT								

APÊNDICE E

MODELO DE PREVISÃO DE DESEMPENHO 1 – FUNÇÕES DE PERTINÊNCIA, REGRAS E VALORES DE MÉDIA DIÁRIA

1) FUNÇÕES UTILIZADAS NO DESENVOLVIMENTO DO MPD1

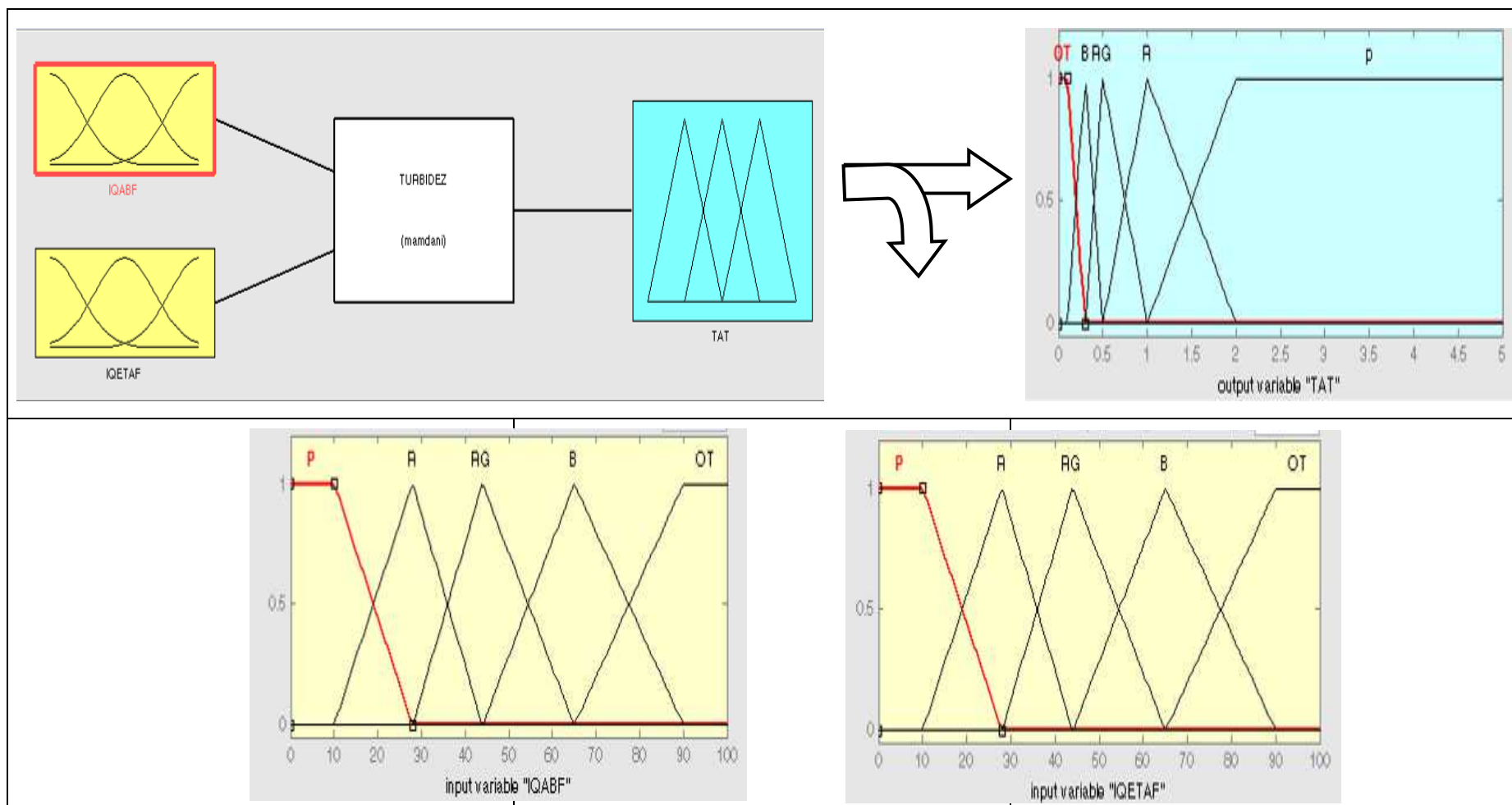


FIGURA E.1: Funções de pertinência para a Turbidez da Água Tratada do MPD1

2) REGRAS UTILIZADAS NO DESENVOLVIMENTO DO MPD1

TABELA E.1 - Regras utilizadas no desenvolvimento do MPD 1

IQABF	IQETAF	TAT
P	P	P
	R	P
	RG	R
	B	R
	OT	RG
R	P	P
	R	R
	RG	R
	B	R
	OT	RG
RG	P	R
	R	R
	RG	RG
	B	RG
	OT	B
B	P	R
	R	RG
	RG	B
	B	B
	OT	B
OT	P	RG
	R	RG
	RG	B
	B	B
	OT	OT

3) VALORES DE MÉDIA DIÁRIA DO MPD1

TABELA E.2 – Valores de média diária da TAT estimada e observada com o MPD1

				(Continua)			
Estação	Data	TAT estimada	TAT observada	Estação	Data	TAT estimada	TAT observada
1	27/10/06	0,25	0,54	2	01/12/09	0,89	0,41
1	23/01/07	0,93	2,61	2	04/01/10	0,32	0,40
1	06/02/07	1,03	0,91	2	10/02/10	0,36	0,47
1	12/04/07	0,47	1,46	2	07/07/10	0,27	0,29
1	24/04/07	0,52	0,76	2	02/08/10	0,27	0,26
1	07/05/07	0,26	0,71	2	06/10/10	0,22	0,19
1	12/06/07	0,39	0,42	2	11/11/10	1,10	0,17
1	22/09/07	0,27	0,71	2	09/12/10	0,58	0,19
1	02/10/07	0,27	0,41	2	02/02/11	0,25	0,19
1	16/10/07	0,27	0,46	2	28/09/11	0,21	0,15
1	02/11/07	1,06	1,00	3	07/01/03	1,19	0,23
1	14/11/07	0,29	0,68	3	04/02/03	0,51	0,73
1	27/11/07	0,35	1,06	3	01/04/03	0,51	0,36
1	08/12/07	1,18	1,02	3	29/04/03	0,53	0,35
1	20/12/07	1,17	1,36	3	27/05/03	0,49	0,45
1	01/01/08	0,47	0,88	3	24/06/03	0,48	0,34
1	14/03/08	1,19	1,58	3	22/07/03	0,45	0,15
1	11/04/08	1,19	0,76	3	19/08/03	0,47	0,20
1	25/04/08	1,10	0,87	3	14/10/03	0,48	0,21
1	05/07/08	0,30	1,20	3	11/11/03	0,60	0,15
1	17/07/08	0,29	1,13	3	09/12/03	1,17	0,21
1	29/08/08	0,28	0,78	3	03/02/04	1,17	0,27
1	16/09/08	0,28	0,74	3	02/03/04	1,03	0,31
1	26/09/08	0,27	0,71	3	27/04/04	0,55	0,30
1	06/02/09	0,45	1,10	3	22/06/04	0,54	0,33
1	13/03/09	1,11	2,17	3	20/07/04	0,52	0,14
1	26/03/09	0,37	1,37	3	17/08/04	0,53	0,19
1	07/04/09	0,51	1,46	3	14/09/04	0,53	0,11
1	16/10/09	0,25	0,20	3	29/03/05	0,99	0,30
1	28/10/09	0,34	0,53	3	26/04/05	0,53	0,18
1	10/11/09	0,48	0,20	3	24/05/05	0,54	0,27
1	14/04/10	0,51	0,83	3	19/07/05	0,51	0,14
1	27/04/10	0,75	0,73	3	13/09/05	0,55	0,11
1	07/05/10	0,54	0,70	3	08/11/05	0,91	0,27
1	20/05/10	0,45	0,60	3	06/12/05	1,01	0,36
1	31/08/10	0,29	0,41	3	06/01/06	1,91	0,26
1	17/09/10	0,44	0,25	3	22/02/06	0,57	0,29
1	29/09/10	0,51	0,46	3	20/06/06	0,54	0,16

TABELA E.2 – Valores de média diária da TAT estimada e observada do MPD1

(Continua)

Estação	Data	TAT estimada	TAT observada	Estação	Data	TAT estimada	TAT observada
3	28/03/06	0,61	0,20	3	01/06/10	0,28	0,19
3	20/06/06	0,54	0,16	3	07/07/10	0,24	0,13
3	02/01/07	1,17	0,18	3	04/08/10	0,30	0,17
3	30/01/07	1,17	0,21	3	02/09/10	0,29	0,15
3	27/02/07	0,60	0,26	3	29/09/10	0,36	0,18
3	27/03/07	0,59	0,32	3	24/11/10	0,54	0,19
3	24/04/07	0,56	0,19	3	24/01/11	0,42	0,29
3	22/05/07	0,53	0,20	3	16/02/11	0,50	0,21
3	19/06/07	0,54	0,20	3	16/03/11	1,17	0,18
3	17/07/07	0,53	0,14	3	19/04/11	0,45	0,21
3	14/08/07	1,04	0,16	3	01/05/11	0,36	0,25
3	11/09/07	0,53	0,15	3	08/06/11	0,43	0,29
3	09/10/07	0,56	0,14	3	13/07/11	0,29	0,37
3	06/11/07	1,05	0,10	3	04/08/11	0,36	0,21
3	04/12/07	1,01	0,17	3	31/08/11	0,36	0,24
3	29/01/08	0,60	0,18	3	26/10/11	0,52	0,19
3	26/02/08	2,53	0,21	3	23/11/11	1,19	0,16
3	25/03/08	1,18	0,19	3	21/12/11	1,19	0,12
3	22/04/08	0,59	0,20	4	06/10/03	0,17	0,38
3	20/05/08	0,54	0,26	4	03/11/03	0,50	0,59
3	17/06/08	0,53	0,25	4	29/12/03	0,21	0,40
3	15/07/08	0,51	0,19	4	23/02/04	0,33	0,43
3	12/08/08	0,55	0,18	4	22/03/04	0,49	0,30
3	09/09/08	0,56	0,17	4	17/05/04	0,20	0,26
3	07/10/08	0,55	0,18	4	14/06/04	0,19	0,32
3	04/11/08	0,59	0,15	4	21/03/05	0,25	0,40
3	02/12/08	0,64	0,30	4	16/05/05	0,17	0,33
3	13/01/09	1,14	0,44	4	08/08/05	0,26	0,23
3	06/02/09	1,08	0,34	4	03/10/05	0,16	0,20
3	15/04/09	0,85	0,28	4	28/11/05	0,24	0,20
3	13/05/09	0,54	0,24	4	23/01/06	0,16	0,24
3	07/07/09	0,54	0,16	4	20/02/06	0,17	0,22
3	03/09/09	0,59	0,29	4	20/03/06	0,48	0,35
3	30/09/09	0,60	0,26	4	17/04/06	0,29	0,22
3	28/10/09	1,12	0,19	4	15/05/06	0,23	0,12
3	25/11/09	0,57	0,24	4	12/06/06	0,24	0,17
3	21/01/10	0,55	0,13	4	10/07/06	0,23	0,22
3	19/02/10	0,42	0,27	4	07/08/06	0,25	0,19
3	18/03/10	0,37	0,45	4	04/09/06	0,17	0,20

TABELA E.2 – Valores de média diária da TAT estimada e observada do MPD1

(Continua)

Estação	Data	TAT estimada	TAT observada	Estação	Data	TAT estimada	TAT observada
4	02/10/06	0,18	0,11	4	19/01/11	0,50	0,15
4	14/12/06	0,43	0,14	4	14/03/11	0,36	0,17
4	22/01/07	0,26	0,08	4	11/04/11	0,37	0,20
4	26/02/07	0,37	0,08	4	09/05/11	0,16	0,29
4	19/03/07	0,33	0,08	4	06/06/11	0,18	0,19
4	26/11/07	0,35	0,08	4	04/07/11	0,17	0,22
4	21/01/08	0,49	0,10	4	01/08/11	0,18	0,20
4	18/02/08	0,24	0,10	4	29/08/11	0,18	0,18
4	17/03/08	0,27	0,14	4	26/09/11	0,21	0,20
4	19/05/08	0,19	0,09	4	24/10/11	0,37	0,19
4	09/06/08	0,20	0,10	4	19/12/11	0,55	0,13
4	07/07/08	0,16	0,09	5	09/01/03	0,18	0,09
4	04/08/08	0,17	0,08	5	06/03/03	0,27	0,08
4	01/09/08	0,19	0,09	5	03/04/03	0,27	0,07
4	29/09/08	0,18	0,07	5	29/05/03	0,27	0,07
4	27/10/08	0,16	0,08	5	26/06/03	0,27	0,07
4	24/11/08	0,24	0,08	5	21/08/03	0,27	0,07
4	22/12/08	0,61	0,07	5	18/09/03	0,27	0,08
4	19/01/09	0,40	0,09	5	16/10/03	0,27	0,10
4	16/02/09	0,24	0,12	5	23/10/03	0,27	0,08
4	16/03/09	0,26	0,18	5	20/11/03	0,26	0,09
4	13/04/09	0,21	0,17	5	05/02/04	0,29	0,08
4	11/05/09	0,17	0,19	5	04/03/04	0,30	0,09
4	06/07/09	0,17	0,17	5	01/04/04	0,29	0,06
4	31/08/09	0,16	0,18	5	27/05/04	0,27	0,07
4	28/09/09	0,16	0,18	5	19/08/04	0,30	0,10
4	26/10/09	0,22	0,17	5	04/03/05	0,40	0,11
4	23/11/09	0,21	0,22	5	31/03/05	0,20	0,11
4	21/12/09	0,37	0,13	5	21/07/05	0,27	0,09
4	18/01/10	0,22	0,17	5	18/08/05	0,27	0,07
4	15/02/10	0,21	0,36	5	15/09/05	0,27	0,08
4	15/03/10	0,24	0,28	5	13/10/05	0,27	0,09
4	10/05/10	0,17	0,19	5	02/02/06	0,27	0,17
4	07/06/10	0,17	0,21	5	02/03/06	0,26	0,17
4	05/07/10	0,17	0,15	5	30/03/06	0,32	0,17
4	02/08/10	0,16	0,21	5	27/04/06	0,27	0,19
4	30/08/10	0,17	0,30	5	22/06/06	0,27	0,21
4	27/09/10	0,18	0,28	5	20/07/06	0,27	0,19
4	22/11/10	0,35	0,19	5	17/08/06	0,27	0,19

TABELA E.2 – Valores de média diária da TAT estimada e observada do MPD1

(Continua)

Estação	Data	TAT estimada	TAT observada	Estação	Data	TAT estimada	TAT observada
5	14/09/06	0,27	0,20	5	14/07/11	0,26	0,21
5	09/11/06	0,18	0,22	5	11/08/11	0,26	0,22
5	07/12/06	0,27	0,22	5	06/10/11	0,15	0,22
5	24/05/07	0,27	0,18	5	03/11/11	0,19	0,20
5	21/06/07	0,27	0,21	5	01/12/11	0,43	0,19
5	19/07/07	0,27	0,29	5	29/12/11	0,26	0,23
5	28/09/07	0,27	0,23	6	02/01/03	0,30	0,09
5	11/10/07	0,24	0,23	6	30/01/03	0,33	0,31
5	08/11/07	0,17	0,21	6	27/02/03	0,45	0,16
5	28/02/08	0,17	0,23	6	27/03/03	0,29	0,20
5	24/04/08	0,17	0,24	6	24/04/03	0,22	0,14
5	26/05/08	0,25	0,24	6	22/05/03	0,29	0,15
5	09/10/08	0,24	0,13	6	19/06/03	0,26	0,12
5	06/11/08	0,21	0,13	6	17/07/03	0,54	0,11
5	04/12/08	0,17	0,17	6	14/08/03	0,21	0,07
5	05/01/09	0,23	0,22	6	11/09/03	0,19	0,12
5	29/01/09	0,21	0,27	6	09/10/03	0,26	0,10
5	26/02/09	0,17	0,24	6	01/01/04	0,25	0,07
5	23/04/09	0,22	0,23	6	29/01/04	0,20	0,19
5	21/05/09	0,22	0,23	6	25/03/04	0,30	0,14
5	16/07/09	0,26	0,21	6	22/04/04	0,29	0,12
5	13/08/09	0,26	0,23	6	20/05/04	0,25	0,13
5	08/10/09	0,27	0,27	6	17/06/04	0,27	0,10
5	05/11/09	0,16	0,28	6	15/07/04	0,25	0,14
5	03/12/09	0,17	0,23	6	12/08/04	0,28	0,29
5	25/02/10	0,20	0,21	6	09/09/04	0,22	0,17
5	22/04/10	0,22	0,23	6	27/01/05	0,28	0,11
5	20/05/10	0,23	0,22	6	31/03/05	0,30	0,22
5	17/06/10	0,26	0,23	6	21/04/05	0,30	0,25
5	15/07/10	0,23	0,23	6	16/06/05	0,23	0,12
5	12/08/10	0,26	0,25	6	14/07/05	0,26	0,10
5	07/10/10	0,17	0,22	6	11/08/05	0,23	0,09
5	04/11/10	0,15	0,24	6	08/09/05	0,23	0,07
5	02/12/10	0,33	0,19	6	06/10/05	0,22	0,10
5	30/12/10	0,29	0,20	6	03/11/05	0,32	0,13
5	27/01/11	0,17	0,21	6	01/12/05	0,38	0,21
5	24/02/11	0,24	0,18	6	26/01/06	0,32	0,22
5	19/05/11	0,25	0,14	6	20/04/06	0,34	0,12

TABELA E.2 – Valores de média diária da TAT estimada e observada do MPD1

(Conclusão)

Estação	Data	TAT estimada	TAT observada	Estação	Data	TAT estimada	TAT observada
6	18/05/06	0,19	0,17	6	05/07/10	0,23	0,08
6	13/07/06	0,34	0,15	6	30/08/10	0,27	0,08
6	05/10/06	0,27	0,17	6	27/09/10	0,27	0,09
6	30/11/06	0,33	0,20	6	22/11/10	0,26	0,08
6	28/12/06	0,88	0,22	6	17/01/11	0,40	0,15
6	06/09/07	0,19	0,19	6	14/02/11	0,29	0,17
6	04/10/07	0,19	0,16	6	14/03/11	0,26	0,13
6	29/11/07	0,21	0,26	6	11/04/11	0,22	0,20
6	27/12/07	0,23	0,17	6	09/05/11	0,20	0,18
6	24/01/08	0,55	0,15	6	06/06/11	0,18	0,09
6	14/02/08	0,23	0,34	6	04/07/11	0,19	0,08
6	21/02/08	0,24	0,28	6	01/08/11	0,29	0,17
6	20/03/08	0,27	0,25	6	29/08/11	0,29	0,16
6	17/04/08	0,45	0,24	6	26/09/11	0,28	0,10
6	15/05/08	0,24	0,15	6	24/10/11	0,24	0,13
6	12/06/08	0,22	0,12	6	21/11/11	0,18	0,12
6	10/07/08	0,23	0,14	6	20/12/11	0,50	0,71
6	07/08/08	0,20	0,14	8	28/04/09	0,52	0,54
6	02/10/08	0,41	0,16	8	19/04/10	1,14	0,69
6	30/10/08	0,22	0,14	8	21/06/10	0,42	0,79
6	27/11/08	0,18	0,14	8	02/08/10	0,48	0,48
6	11/12/08	0,27	0,13	8	02/11/10	1,09	0,90
6	22/01/09	0,43	0,33	9	26/02/08	1,10	0,36
6	19/02/09	0,46	0,41	9	22/04/08	1,03	0,64
6	19/03/09	0,28	0,19	9	28/04/09	0,52	0,41
6	16/04/09	0,23	0,20	9	26/11/09	0,27	0,59
6	14/05/09	0,23	0,30	9	19/05/10	0,98	0,33
6	08/06/09	0,23	0,23	9	21/07/10	0,44	0,46
6	06/07/09	0,25	0,23	9	01/09/10	0,47	0,66
6	03/08/09	0,20	0,13	9	02/12/10	1,06	0,55
6	31/08/09	0,19	0,14				
6	28/09/09	0,18	0,23				
6	26/10/09	0,18	0,22				
6	23/11/09	0,17	0,25				
6	21/12/09	0,25	0,27				
6	18/01/10	0,28	0,35				
6	12/02/10	0,26	0,21				
6	10/05/10	0,19	0,18				

APÊNDICE F

MODELO DE PREVISÃO DE DESEMPENHO 2 – FUNÇÕES DE PERTINÊNCIA E REGRAS

1) FUNÇÕES UTILIZADAS NO DESENVOLVIMENTO DO MPD2

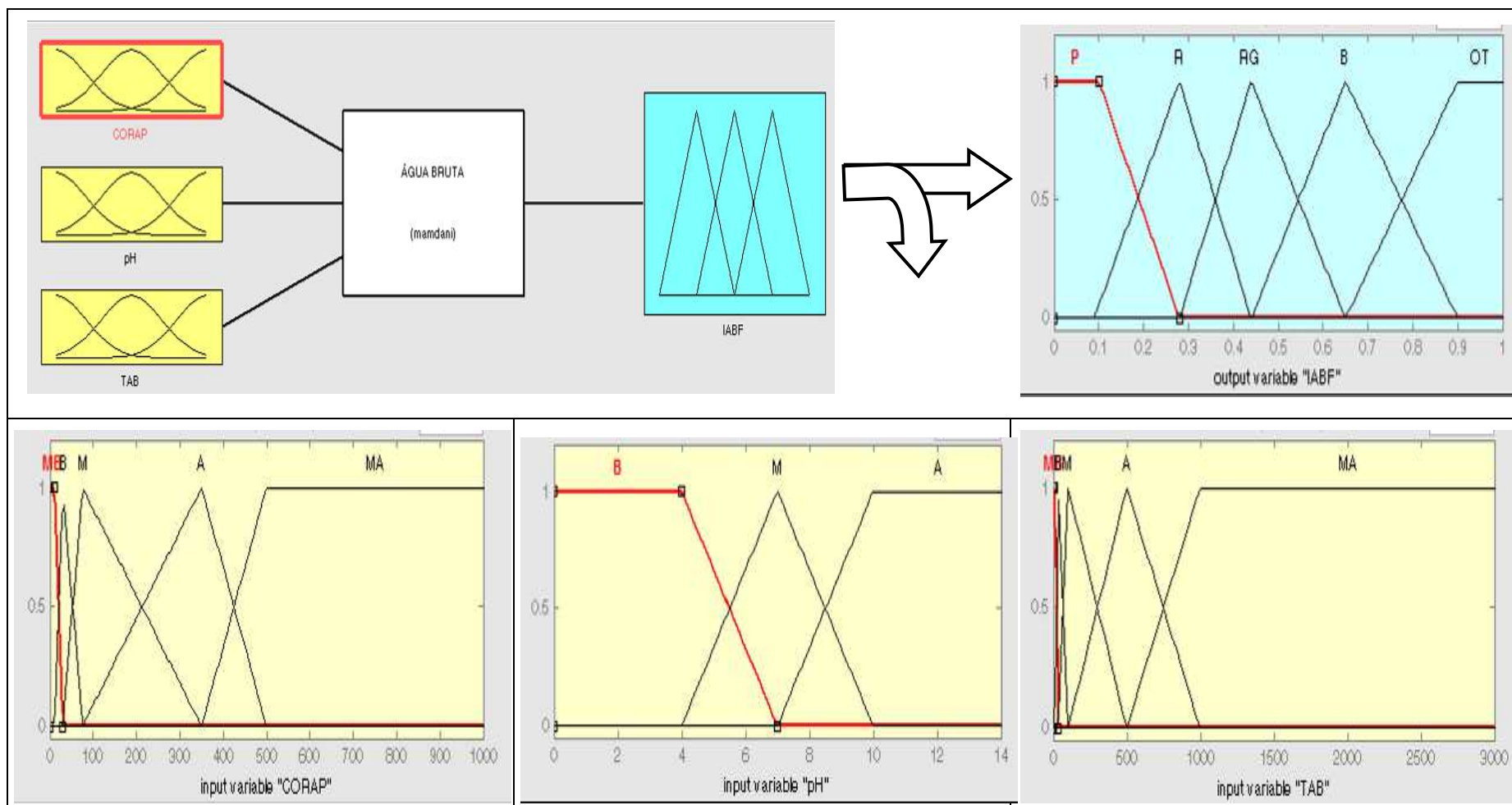


FIGURA F.1: Funções de pertinência para o Índice de Água Bruta Fuzzy do MPD2

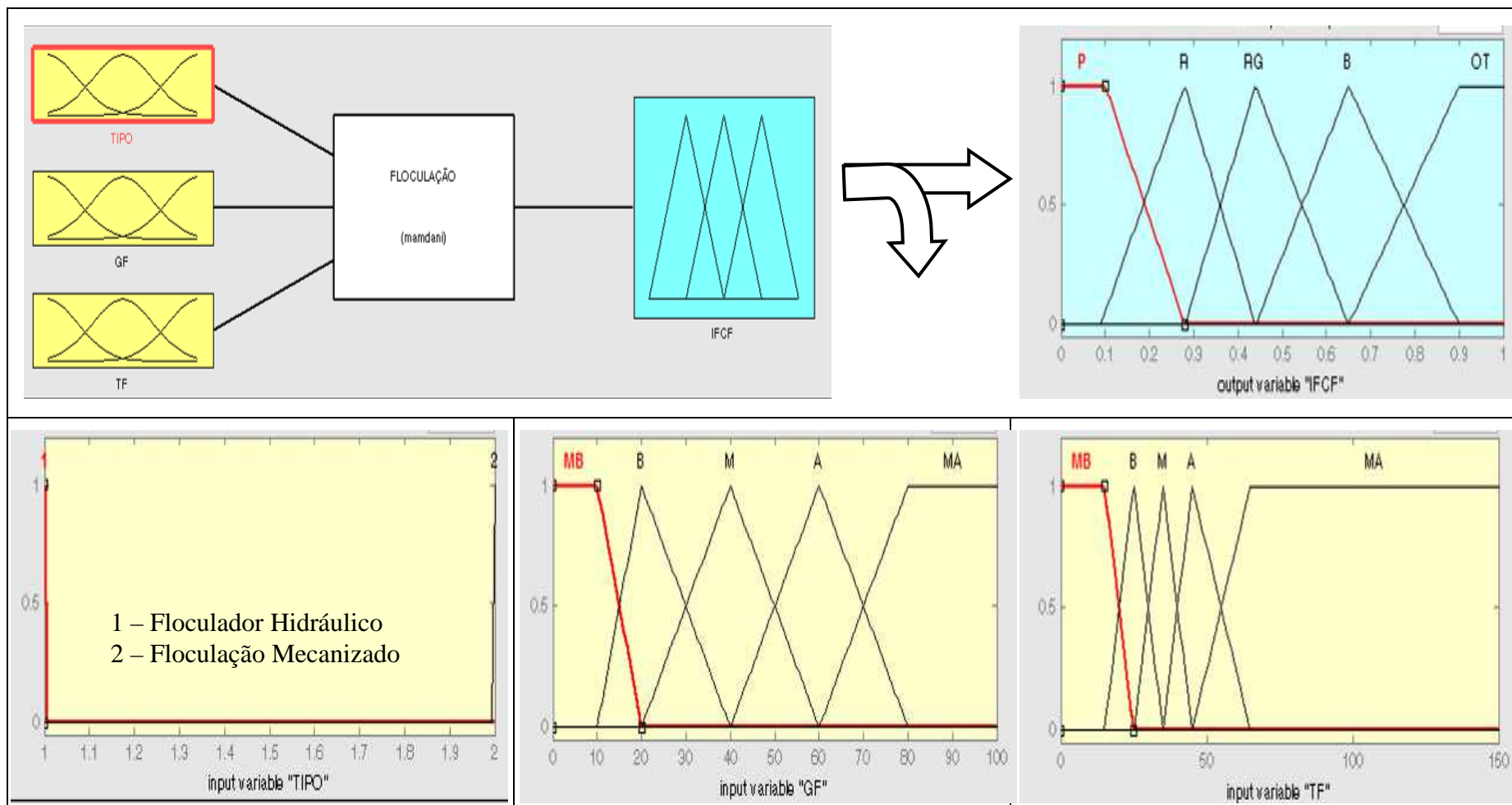


FIGURA F.2: Funções de pertinência para o Índice de Flocculação Fuzzy do MPD2

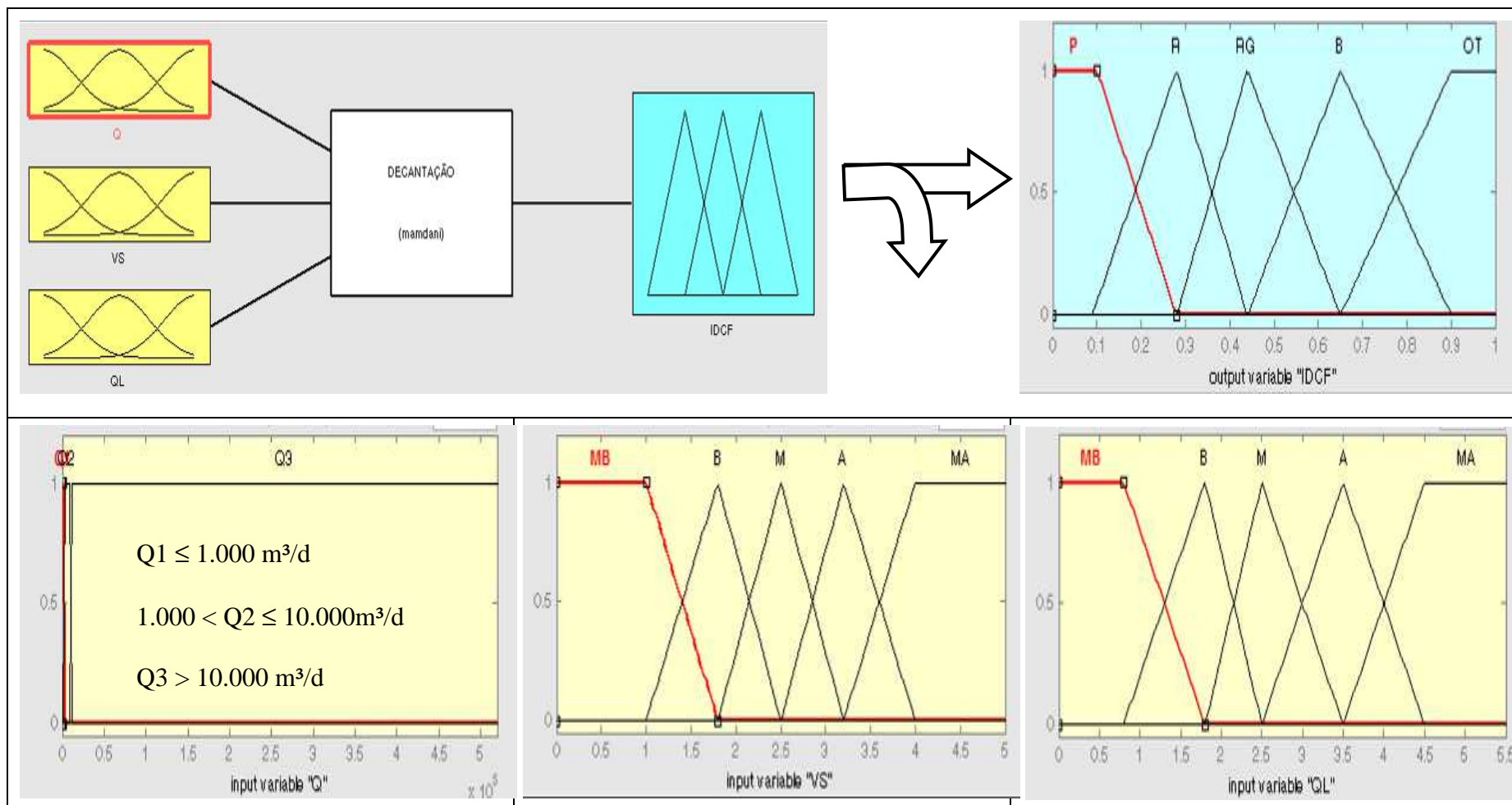


FIGURA F.3: Funções de pertinência para o Índice de Decantação Fuzzy do MPD2

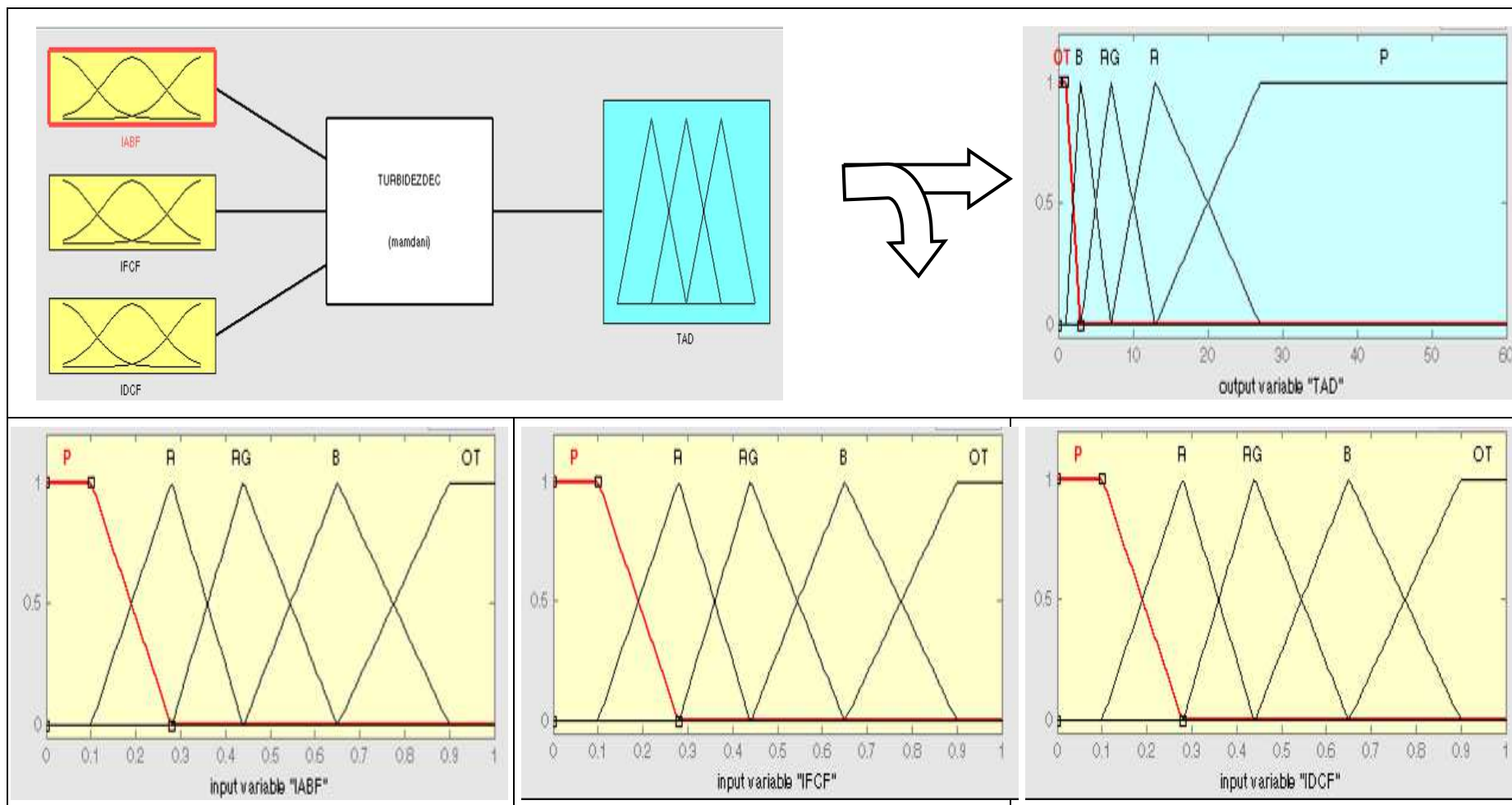


FIGURA F.4: Funções de pertinência para a Turbidez da Água Decantada do MPD2

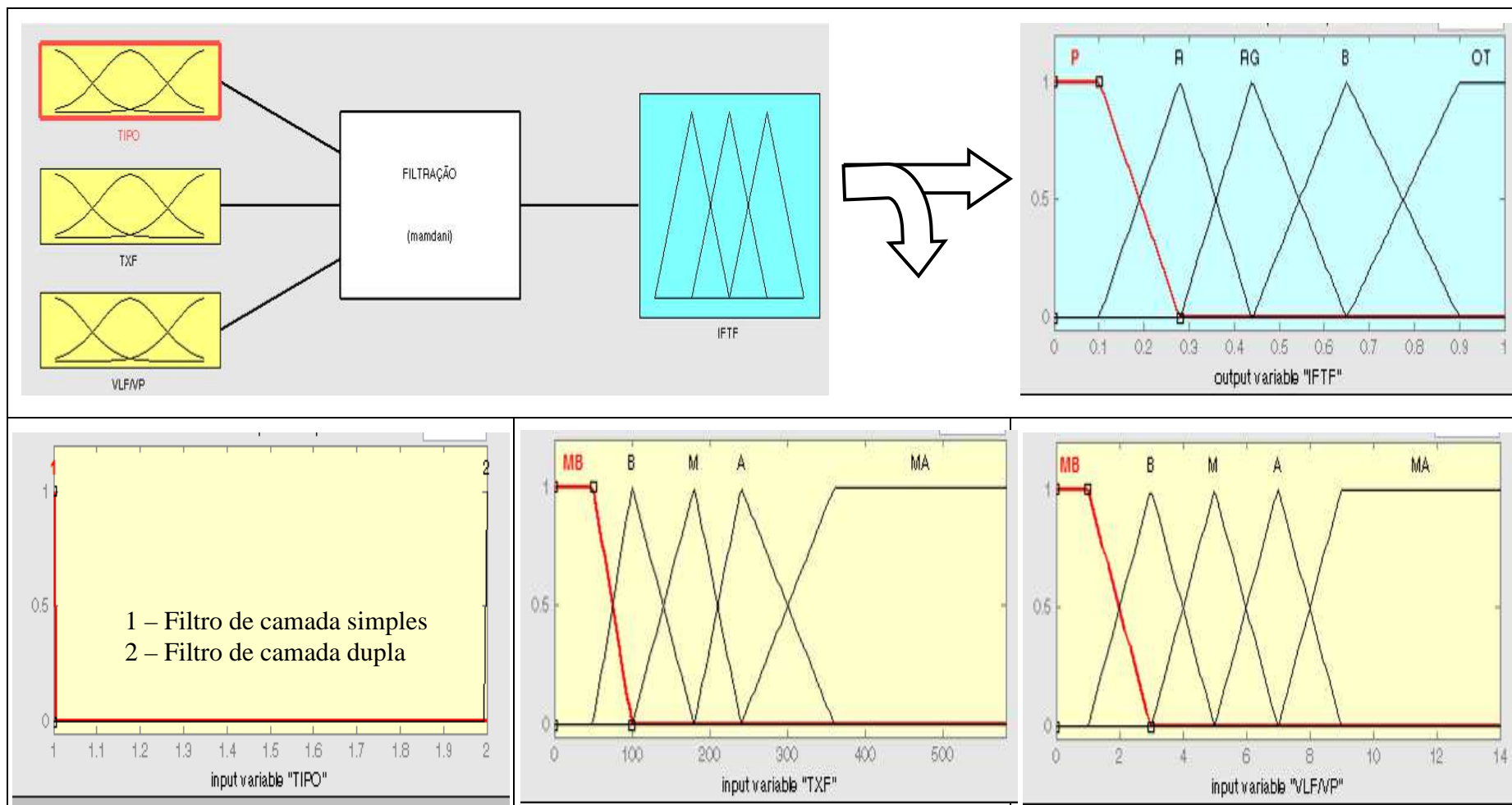


FIGURA F.5: Funções de pertinência para o Índice de Filtração Fuzzy do MPD2

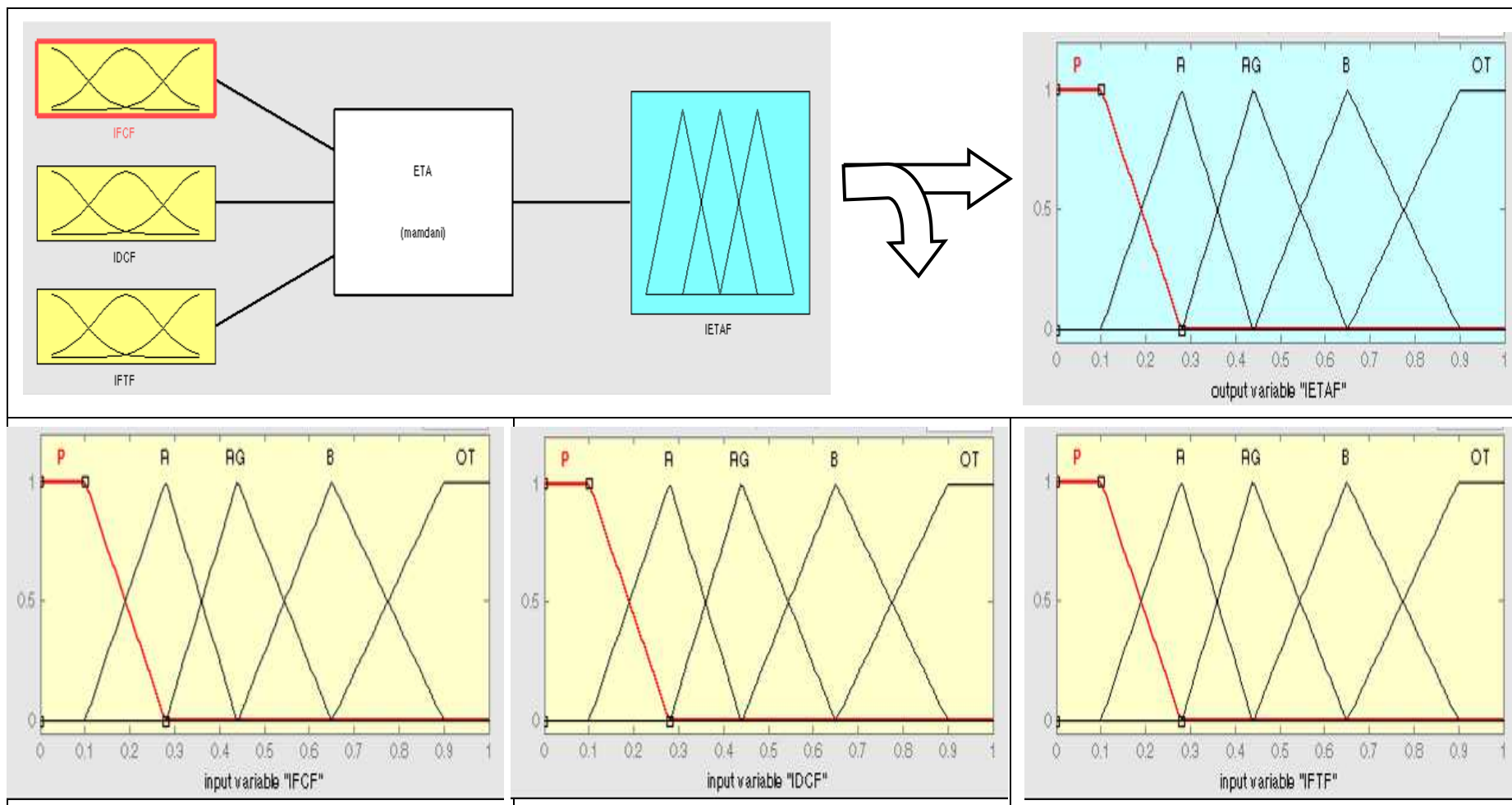


FIGURA F.6: Funções de pertinência para o Índice de Estação de Tratamento do MPD2

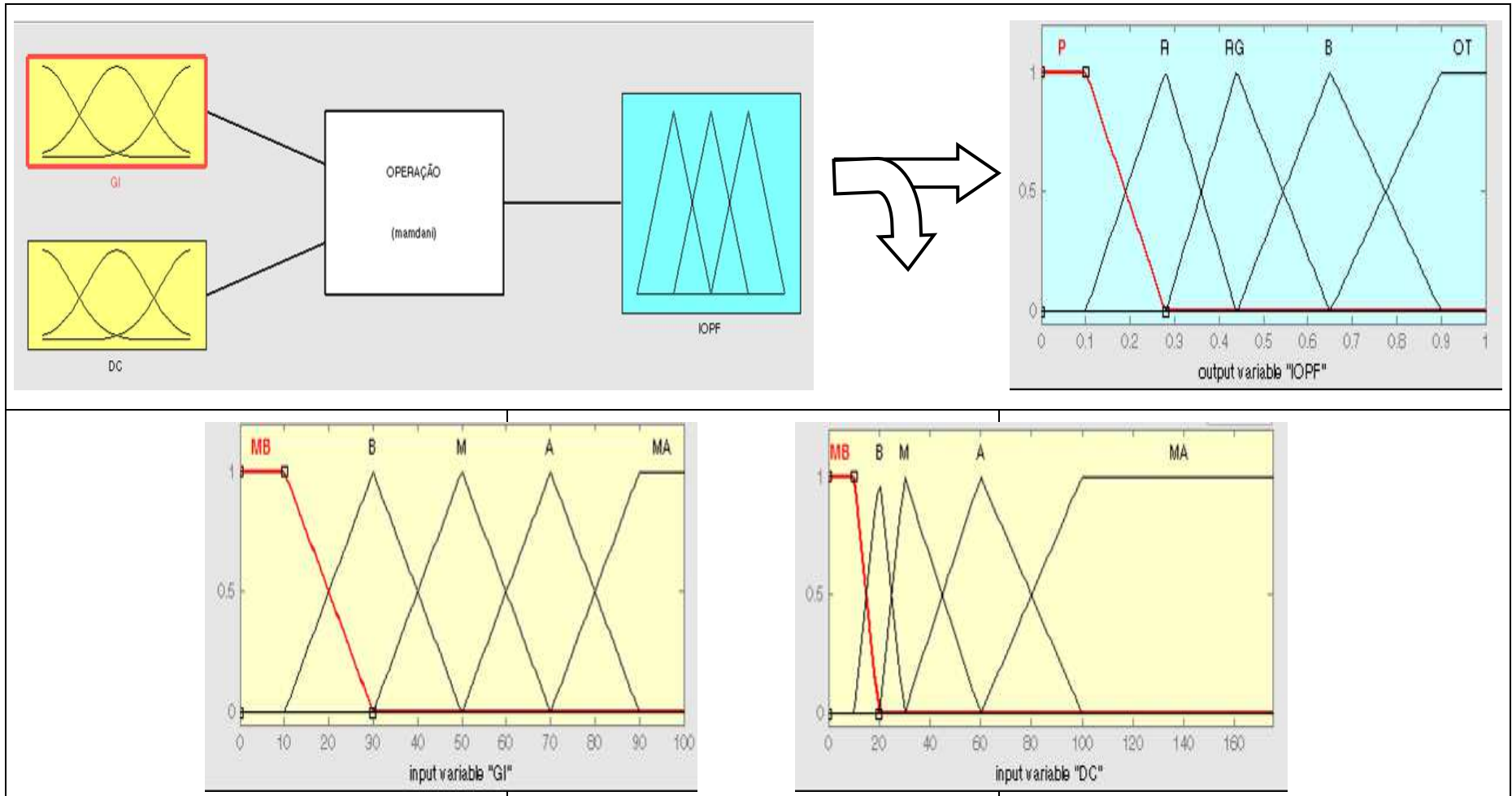


FIGURA F.7: Funções de pertinência para o Índice Operação do MPD2

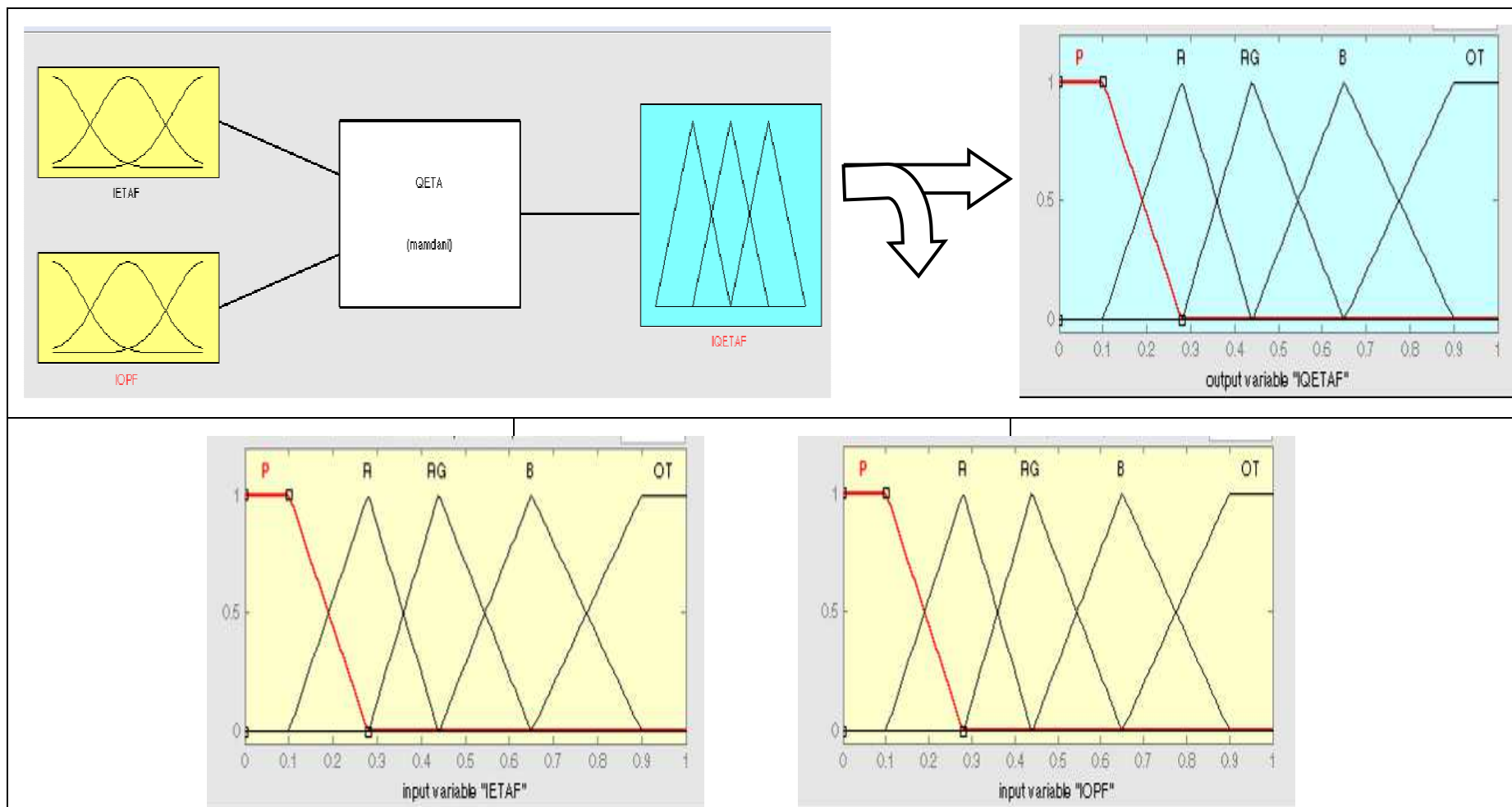


FIGURA F.8: Funções de pertinência para o Índice de Qualidade da Estação de Tratamento do MPD2

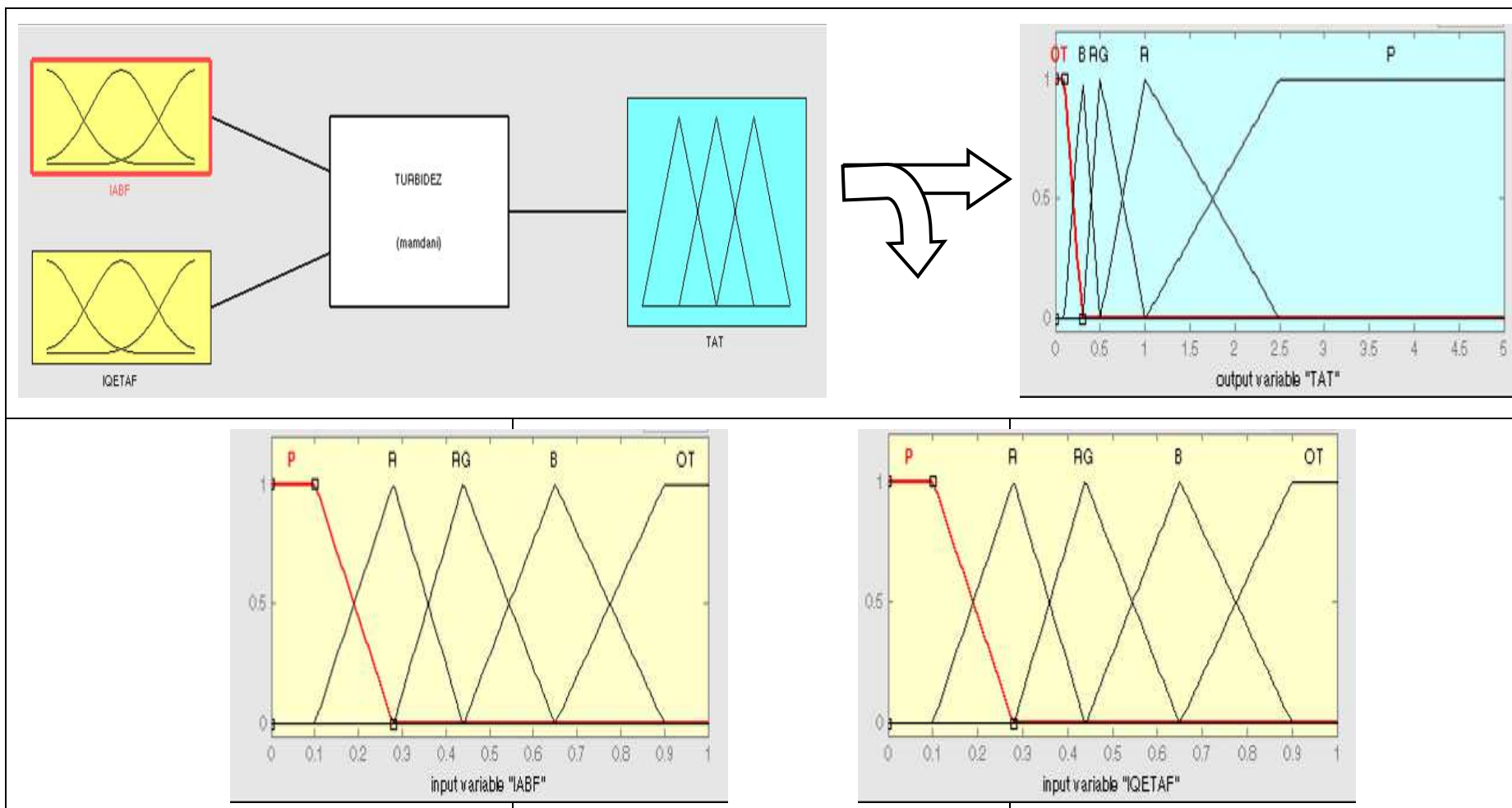


FIGURA F.9: Funções de pertinência para a Turbidez da Água Tratada do MPD2

2) REGRAS UTILIZADAS NO DESENVOLVIMENTO DO MPD2

TABELA F.1 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Água Bruta Fuzzy do MDP2

COR	pH	TURBIDEZ	IABF	COR	pH	TURBIDEZ	IABF	COR	pH	TURBIDEZ	IABF	COR	pH	TURBIDEZ	IABF	COR	pH	TURBIDEZ	IABF
MB	B	MB	OT	B	B	MB	OT	M	B	MB	RG	A	B	MB	R	MA	B	MB	P
		B	OT			B	R			B	R			B	P				
		M	B			M	R			M	P			M	P				
		A	RG			A	R			A	P			A	P				
		MA	R			MA	P			MA	P			MA	P				
	M	MB	OT		MB	B	MB		B	MB	RG		MB	R	MB		R		
		B	OT		B	B	B		B	B	RG		B	R	B		R		
		M	OT		M	B	M		RG	M	R		M	P	M		P		
		A	B		A	RG	A		R	A	P		A	P	A		P		
		MA	RG		MA	R	MA		P	MA	P		MA	P	MA		P		
	A	MB	B		MB	RG	MB		RG	MB	R		MB	R	MB		P		
		B	B		B	RG	B		RG	B	R		B	R	B		P		
		M	RG		M	R	M		R	M	P		M	P	M		P		
		A	R		A	P	A		P	A	P		A	P	A		P		
		MA	P		MA	P	MA		P	MA	P		MA	P	MA		P		

TABELA F.2 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Floculação Fuzzy do MDP2

TIPO	GF	TF	IFCF	TIPO	GF	TF	IFCF
1	MB	MB	R	2	MB	MB	P
		B	R			B	R
		M	R			M	RG
		A	RG			A	RG
		MA	P			MA	R
	B	MB	RG		B	MB	R
		B	B			B	RG
		M	B			M	B
		A	RG			A	B
		MA	R			MA	RG
	M	MB	RG		M	MB	RG
		B	OT			B	RG
		M	OT			M	OT
		A	B			A	OT
		MA	RG			MA	RG
	A	MB	RG		A	MB	RG
		B	B			B	B
		M	B			M	B
		A	B			A	RG
		MA	RG			MA	R
MA	MB	R	MA	MB	R		
	B	RG		B	RG		
	M	RG		M	RG		
	A	R		A	R		
	MA	P		MA	P		

TABELA F.3 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Decantação Fuzzy do MDP2

VAZÃO	VS	QL	IDCF	VAZÃO	VS	QL	IDCF	VAZÃO	VS	QL	IDCF
Q1	MB	MB	OT	Q2	MB	MB	OT	Q3	MB	MB	OT
		B	OT			B	OT			B	OT
		M	B			M	B			M	OT
		A	RG			A	RG			A	B
		MA	R			MA	R			MA	RG
	B	MB	B		B	MB	OT		B	MB	OT
		B	RG			B	B			B	OT
		M	R			M	RG			M	OT
		A	P			A	R			A	B
		MA	P			MA	P			MA	RG
	M	MB	B		M	MB	OT		M	MB	OT
		B	RG			B	B			B	B
		M	R			M	RG			M	B
		A	P			A	R			A	B
		MA	P			MA	P			MA	RG
	A	MB	RG		A	MB	B		A	MB	B
		B	R			B	RG			B	RG
		M	P			M	R			M	RG
		A	P			A	P			A	R
		MA	P			MA	P			MA	P
	MA	MB	P		MA	MB	R		MA	MB	RG
		B	P			B	P			B	RG
		M	P			M	P			M	R
		A	P			A	P			A	P
MA		P	MA	P		MA	P				

TABELA F.4 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Turbidez da Água Decantada do MDP2

IABF	IFCF	IDCF	TAD	IABF	IFCF	IDCF	TAD	IABF	IFCF	IDCF	TAD	IABF	IFCF	IDCF	TAD	IABF	IFCF	IDCF	TAD						
P	P	P	P	R	P	P	P	RG	P	P	P	B	P	P	R	OT	P	P	P	RG					
		R	P			R	R			R	R			R	B			B	R	B					
		RG	P			RG	P			RG	R			RG	B			B	RG	B					
		B	P			B	R			B	RG			B	B			OT	B	B					
		OT	R			OT	R			OT	RG			OT	B			OT	B	OT					
	R	P	R		R	P	R		RG	P	R		R	P	R		B	R	P	RG	OT	R	P	RG	B
		R	R			R	R			R	R			R	B				B	R			B		
		RG	R			RG	R			RG	R			RG	B				B	RG			B		
		B	R			B	R			B	RG			B	B				OT	B			OT		
		OT	RG			OT	RG			OT	B			OT	B				OT	B			OT		
	RG	P	RG		R	P	RG		RG	P	RG		B	P	RG		OT	RG	P	RG	OT	RG	P	B	B
		R	RG			R	R			R	R			B	B				R	B					
		RG	RG			RG	R			RG	R			B	B				RG	B					
		B	RG			B	R			B	B			B	B				OT	B					
		OT	RG			OT	RG			OT	B			OT	B				OT	B					
	B	P	RG		R	P	RG		RG	P	RG		B	P	RG		OT	B	P	RG	OT	B	P	B	B
		R	RG			R	R			R	R			B	B				R	B					
		RG	RG			RG	R			RG	R			B	B				RG	B					
		B	RG			B	R			B	B			B	B				OT	B					
		OT	RG			OT	RG			OT	B			OT	B				OT	B					
OT	P	RG	R	P	RG	RG	P	RG	B	P	RG	OT	OT	P	B	OT	OT	P	B	B					
	R	RG		R	R		R	R		B	B			R	B										
	RG	RG		RG	R		RG	R		B	B			RG	B										
	B	RG		B	R		B	B		B	B			OT	B										
	OT	RG		OT	RG		OT	B		OT	B			OT	B										

TABELA F.5 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Filtração Fuzzy do MDP2

TIPO	TXF	VALF/VP	IFTF	TIPO	TXF	VALF/VP	IFTF
1	MB	MB	B	2	MB	MB	RG
		B	B			B	RG
		M	B			M	RG
		A	RG			A	P
		MA	R			MA	P
	B	MB	OT		B	MB	B
		B	OT			B	B
		M	OT			M	B
		A	RG			A	R
		MA	R			MA	R
	M	MB	B		M	MB	OT
		B	B			B	OT
		M	B			M	OT
		A	RG			A	RG
		MA	R			MA	RG
	A	MB	R		A	MB	OT
		B	R			B	OT
		M	P			M	B
		A	P			A	RG
		MA	P			MA	R
MA	MB	P	MA	MB	B		
	B	P		B	RG		
	M	P		M	R		
	A	P		A	P		
	MA	P		MA	P		

TABELA F.6 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Estação de Tratamento de Água Fuzzy do MDP2

IFCF	IDCF	IFTF	IETAF	IFCF	IDCF	IFTF	IETAF	IFCF	IDCF	IFTF	IETAF	IFCF	IDCF	IFTF	IETAF	IFCF	IDCF	IFTF	IETAF								
P	P	P	P	R	P	P	P	RG	P	P	R	B	P	P	R	OT	P	P	R								
		R	P			R	R			R	R			R	R												
		RG	P			RG	P			RG	R			RG	R			RG	R								
		B	P			B	R			B	RG			B	B			B	B								
		OT	R			OT	R			OT	RG			OT	B			OT	OT								
	R	P	P		R	R	P		P	RG	RG		R	P	R		B	RG	P	R	OT	RG	B	P	R		
		R	P				R		R					R	R				R	R						R	
		RG	P				RG		R					RG	R				RG	R						RG	R
		B	R				B		R					B	RG				B	B						B	B
		OT	R				OT		RG					OT	RG				OT	B						OT	OT
	RG	P	P		R	RG	P		P	RG	RG		RG	P	R		B	RG	P	R	OT	RG	B	P	RG		
		R	P				R		R					R	R				R	R						R	
		RG	R				RG		R					RG	RG				RG	R						RG	R
		B	R				B		RG					B	RG				B	B						B	B
		OT	R				OT		RG					OT	RG				OT	B						OT	OT
	B	P	P		R	B	P		R	RG	B		B	P	R		OT	B	P	RG	OT	B	P	RG			
		R	R				R		R					R	RG				R	R					R		
		RG	R				RG		RG					RG	RG				RG	R					RG	R	
		B	RG				B		RG					B	RG				B	B					B	B	
		OT	RG				OT		RG					OT	RG				OT	B					OT	OT	
OT	P	R	R	OT	P	R	RG	OT	OT	P	RG	OT	OT	P	RG	OT	OT	P	RG								
	R	R			R	RG				R	RG			R	B					R	B						
	RG	RG			RG	RG				RG	RG			RG	B					RG	B						
	B	RG			B	RG				B	B			B	B					B	OT						
	OT	RG			OT	B				OT	OT			OT	OT					OT	OT						

TABELA F.7 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Operação Fuzzy MDP2

GI	DC	IOPF
MB	MB	P
	B	R
	M	RG
	A	R
	MA	P
B	MB	R
	B	RG
	M	RG
	A	R
	MA	P
M	MB	RG
	B	B
	M	B
	A	RG
	MA	R
A	MB	B
	B	OT
	M	OT
	A	B
	MA	RG
MA	MB	B
	B	OT
	M	OT
	A	B
	MA	R

TABELA F.8 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Índice de Qualidade de Estação de Tratamento Fuzzy do do MDP2

IETAF	IOPF	IQETAF
P	P	P
	R	P
	RG	R
	B	RG
	OT	B
R	P	P
	R	R
	RG	RG
	B	RG
	OT	B
RG	P	P
	R	R
	RG	RG
	B	B
	OT	OT
B	P	P
	R	R
	RG	RG
	B	B
	OT	OT
OT	P	R
	R	RG
	RG	B
	B	B
	OT	OT

TABELA F.9 – Regras utilizadas no desenvolvimento do Turbidez da Água Tratada do MDP2

IABF	IQETAF	TAT
P	P	P
	R	P
	RG	R
	B	RG
	OT	RG
R	P	P
	R	R
	RG	R
	B	RG
	OT	RG
RG	P	P
	R	R
	RG	RG
	B	RG
	OT	B
B	P	R
	R	RG
	RG	RG
	B	B
	OT	B
OT	P	RG
	R	B
	RG	B
	B	OT
	OT	OT