

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM
ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA – PPGEAS

**DECAIMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE
CLORO RESIDUAL LIVRE NAS REDES DE
ABASTECIMENTO DE ÁGUA**

LUCIANO DE OLIVEIRA

GOIÂNIA
2018

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS
DE TESES E
DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:


Nome completo do autor: **Luciano de Oliveira**

Título do trabalho: **DECAIMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CLORO RESIDUAL LIVRE NAS REDES DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA**

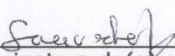
3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.


Assinatura do(a) autor(a)²

Ciente e de acordo:


Assinatura do(a) orientador(a)²

Data:07/08/2018

¹Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente
- Submissão de artigo em revista científica
- Publicação como capítulo de livro
- Publicação da dissertação/tese em livro

²A assinatura deve ser escaneada.

LUCIANO DE OLIVEIRA

**DECAIMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE
CLORO RESIDUAL LIVRE NAS REDES DE
ABASTECIMENTO DE ÁGUA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Goiás como requisito para obtenção do título de Mestre.

Área de concentração:

Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientadora:

Profa. Dra. Nora Katia Saavedra del Aguila Hoffmann

GOIÂNIA
2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

de Oliveira, Luciano
DECAIMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CLORO RESIDUAL
LIVRE NAS REDES DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA [manuscrito] /
Luciano de Oliveira. - 2018.
144 f.: il.

Orientador: Prof. Nora Katia Saavedra del Aguila Hoffmann.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Escola
de Engenharia Civil e Ambiental (EECA), Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Ambiental e Sanitária, Goiânia, 2018.

Apêndice.

Inclui siglas, abreviaturas, gráfico, lista de figuras.

1. decaimento de cloro. 2. redes de abastecimento de água. 3.
tempo de residência. I. Saavedra del Aguila Hoffmann, Nora Katia ,
orient. II. Título.

CDU 628

ATA DE DEFESA 005/2018

Mestrando (a): **LUCIANO DE OLIVEIRA**

Título da Dissertação: **DECAIMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CLORO RESIDUAL LIVRE NAS REDES DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA**

2. Comissão Examinadora: (PROFESSORES DOUTORES)

NOME	FUNÇÃO	ASSINATURA	AVALIAÇÃO
Nora Katia Saavedra del Aguila Hoffmann	Presidente/Orientadora		aprovado
Felipe Corrêa Veloso dos Santos	Exam. Externo		APROVADO
Simone Costa Pfeiffer	Suplent Exam. Externo		
Francisco Javier Cuba Terán	Examinador Interno		aprovado
Klebber Teodomiro Martins Formiga	Suplent Exam. Interno		

3. Resultado:

A Banca Examinadora, em 13/07/2018, 8 horas, na EECA - UFG, após o exame da Defesa da Dissertação e arguição do candidato, decidiu:

- Pela aprovação do(a) candidato(a) por unanimidade;
 Pela aprovação do(a) candidato(a) por maioria;
 Pela reprovação do(a) candidato(a) por unanimidade;
 Pela reprovação do(a) candidato(a) por maioria.

Preencher após reformulação:

- O(A) aluno(a) apresentou as modificações sugeridas no prazo de 30 dias e a dissertação foi aprovada;
 O(A) aluno(a) não apresentou as modificações sugeridas pela banca.

Autenticação
Presidente da Comissão Examinadora
13 de julho de 2018

Profa. Dra. Nora Katia Saavedra Del Aguila
PPGEMA/EE/UFG

Assinatura do candidato:

Luciano de Oliveira

Autenticação após reformulação
Presidente da Comissão Examinadora
09/08/2018

Profa. Dra. Nora Katia Saavedra Del Aguila
Escola de Engenharia Civil e Ambiental
Universidade Federal de Goiás

*Dedico este trabalho a Deus, aos meus pais,
minha esposa Marli, meus filhos
Luiz Felipe e Gustavo Henrique
e meus irmãos que me apoiaram
neste momento importante de minha vida.*

AGRADECIMENTOS

À Deus pela saúde e ânimo para seguir em frente.

Aos meus pais João e Vilma que desde os meus primeiros passos como estudante mostraram a importância do aprendizado.

À minha esposa Marli e meus filhos Luiz Felipe e Gustavo Henrique que abdicaram dos momentos em família para que pudesse me dedicar aos estudos.

Aos meus irmãos Renato, Patrícia, Rafael e Fabrício que, mesmo distantes, torceram reciprocamente pelo meu sucesso.

Aos colegas do PPGEAS com os quais pude aprender em sala de aula e fora dela.

Aos professores Denilson, Francisco, Renata pelo conhecimento transmitido.

Ao professor Paulo Scalize, além do conhecimento transmitido, também pelo auxílio durante a escolha do tema da dissertação e na elaboração dos artigos.

À minha orientadora, professora Nora Katia, pela paciência e incentivo demonstrado durante todas as fases da rotina acadêmica.

Ao professor Joel Vasco pela confiança no meu potencial como discente.

Às colegas Carolina e Talita pelo auxílio durante a realização dos ensaios de laboratório e levantamento de dados.

Aos colaboradores da UFG que em algum momento contribuíram: Guilherme do laboratório de saneamento, Deuzélia, Pedro e Hugo da secretaria.

Ao PPGEAS e a UFG pela oportunidade de ampliar meus conhecimentos.

À Saneamento de Goiás S.A. pela disponibilidade das informações, essenciais para a consolidação deste trabalho, e pela oportunidade de crescimento profissional.

*Os que se encantam com a prática sem a ciência
são como os timoneiros que entram no
navio sem timão nem bússola, nunca
tendo certeza do seu destino.*

(Leonardo da Vinci)

RESUMO

O processo de cloração é o mais utilizado para promover a desinfecção das águas destinadas ao consumo humano. Durante o percurso da água clorada nos sistemas de abastecimento ocorre o decaimento da concentração do cloro residual livre (CRL), cuja taxa de reação depende das características da água natural. Neste trabalho estudou-se o decaimento da concentração do CRL relacionado às reações na massa líquida em dois tipos de águas, de origem subterrânea e superficial, com diferentes concentrações de matéria orgânica, com a perspectiva da influência do tempo de percurso da água, dependente de cenários de consumo em redes de distribuição reais, cujos módulos de abastecimento são caracterizados pelo baixo adensamento populacional e que operam nas condições iniciais de demanda previstas nos projetos. Considerou-se o efeito da temperatura e do carbono orgânico total sobre os valores das constantes cinéticas de decaimento em massa (k_b), utilizadas nos modelos matemáticos que simulam a qualidade da água. Os resultados mostraram que a variação dos valores de k_b é diretamente proporcional à temperatura da água e ao COT. Para concentrações iniciais próximas a $1,00 \text{ mg.L}^{-1}$ os valores das constantes cinéticas, para águas provenientes de mananciais superficiais mantidas nas faixas de temperatura de 20 a $21 \text{ }^\circ\text{C}$ e 30 a $31 \text{ }^\circ\text{C}$, foram, respectivamente, iguais a $0,0888 \text{ dia}^{-1}$ e $0,1200 \text{ dia}^{-1}$ para amostras coletas na saída do filtro da ETA do sistema DAIA e valor de COT de $0,4798 \text{ mg.L}^{-1}$ e iguais a $0,1680 \text{ dia}^{-1}$ e $0,3024 \text{ dia}^{-1}$ para as amostras coletas na saídas do filtro da ETA do sistema Piancó e COT de $0,8750 \text{ mg.L}^{-1}$. Em amostras de água subterrânea com COT de $0,1740 \text{ mg.L}^{-1}$, mantidas nas mesmas faixas de temperatura, os coeficientes cinéticos foram iguais a $0,0264 \text{ dia}^{-1}$ e $0,0480 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente. Os experimentos para temperatura entre 30 e $31 \text{ }^\circ\text{C}$ e tempos próximos de duração dos testes demonstraram diferença significativa no comportamento do decaimento do cloro em amostras de água filtrada coletadas nas estações de tratamento convencional que apresentaram porcentagem de perda de cloro residual de $64,81 \%$ em relação à concentração inicial de $1,08 \text{ mg.L}^{-1}$ de desinfetante (ETA DAIA) e $33,65 \%$ em relação à concentração inicial de $1,05 \text{ mg.L}^{-1}$ de desinfetante (ETA Piancó). Amostras de água bruta do manancial subterrâneo perderam $14,33 \%$ da concentração inicial de $1,04 \text{ mg.L}^{-1}$. Os tempos de percurso para os nós mais críticos e as concentrações mínimas de desinfetante na entrada dos módulo de abastecimento para atendimento à legislação foram iguais a 40 horas e $0,27\text{-}0,28 \text{ mg.L}^{-1}$ para as redes de distribuição do condomínio Vale dos Pássaros e 144 horas e $0,30\text{-}0,36 \text{ mg.L}^{-1}$ para o condomínio Terras Alphaville.

Palavras-chave: decaimento de cloro, redes de abastecimento de água, tempo de residência.

ABSTRACT

The chlorination process is the most used to promote disinfection of water intended for human consumption. During the course of chlorinated water in the supply systems, the concentration of free residual chlorine (FRC), whose reaction rate depends on the characteristics of the natural water, occurs. In this work, we studied the decay of the FRC concentration related to the reactions in the liquid mass in two types of water, of subterranean and superficial origin, with different concentrations of organic matter, with the perspective of the influence of the water travel time, dependent on consumption scenarios in real distribution networks, whose supply modules are characterized by low population density and that operate under the initial demand conditions predicted in the projects. The effect of temperature and total organic carbon on the values of mass decay kinetic constants (k_b), used in mathematical models that simulate water quality, was considered. The results showed that the variation of the k_b values is directly proportional to the water temperature and the TOC. For initial concentrations close to 1.00 mg.L^{-1} , the values of the kinetic constants for waters from surface water sources maintained in the temperature ranges of 20 to $21 \text{ }^\circ\text{C}$ and 30 to $31 \text{ }^\circ\text{C}$ were respectively 0.0888 day^{-1} and 0.1200 day^{-1} for samples collected at the ETA filter output of the DAIA system and TOC value of 0.4798 mg.L^{-1} and equal to and 0.1680 day^{-1} and 0.3024 day^{-1} for the samples collected at the filter outputs of the Piancó and TOC system ETA of 0.8750 mg.L^{-1} . In samples of groundwater with TOC of 0.1740 mg.L^{-1} , maintained at the same temperature ranges, the kinetic coefficients were 0.0264 day^{-1} and 0.0480 day^{-1} , respectively. Experiments for temperature between 30 and $31 \text{ }^\circ\text{C}$ and near test duration showed a significant difference in chlorine decay behavior in filtered water samples collected at conventional treatment plants, which showed a residual chlorine loss percentage of 64.81% in relation to the initial concentration of 1.08 mg.L^{-1} of disinfectant (ETA DAIA) and 33.65% in relation to the initial concentration of 1.05 mg.L^{-1} of disinfectant (ETA Piancó). Raw water samples from the underground spring lost 14.33% of the initial concentration of 1.04 mg.L^{-1} . The travel times for the most critical nodes and the minimum disinfectant concentrations at the entrance of the supply modules to comply with the legislation were 40 hours and $0.27\text{-}0.28 \text{ mg.L}^{-1}$ for the distribution networks of the condominium Vale dos Pássaros and 144 hours and $0.30\text{-}0.36 \text{ mg.L}^{-1}$ for the condominium Terras Alphaville.

Key words: chlorine decay, water supply networks, residence time.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01	Comportamento de segmentos em métodos Lagrangianos: (a) tempo t ; (b) tempo $t + \Delta t$	30
Figura 02	Zonas de reação no interior da tubulação	31
Figura 03	Gráfico $\ln(C_t/C_0)$ versus tempo em horas para malha 4 (tubo metálico sem revestimento) e malha 5 (tubo PVC) para k_b constante	45
Figura 04	Constante de taxa de decaimento do cloro livre em tubulações de materiais diferentes (cobre, ferro galvanizado e PVC)	46
Figura 05	Localização das áreas de estudo dentro do município de Anápolis e da ETA do Sistema DAIA)	53
Figura 06	Área do Condomínio Terras Alphaville, localização do poço profundo, reservatório elevado (Rel) e rede de distribuição	54
Figura 07	Área do condomínio Vale dos Pássaros e localização do reservatório apoiado (Rap) e rede de distribuição	55
Figura 08	Esquema do “teste da garrafa” para obtenção do coeficiente k_b	59
Figura 09	Pontos de coleta das amostras de água: a) condomínio Terras Alphaville; b) condomínio Vale dos Pássaros	60
Figura 10	Medidor de vazão pré-equipado e saída com pulso: a) saída do reservatório de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros. b) saída do reservatório de distribuição do Condomínio Terras Alphaville.	62
Figura 11	Registrador de pressão	63
Figura 12	Medição instantânea de pressão com manômetro	63
Figura 13	Equipamento GPS portátil	64
Figura 14	Colorímetro modelo DR 900	64
Figura 15	Turbidímetro (a) e pHmêtro (b)	65
Figura 16	Etapas da criação dos modelos	65
Figura 17	Exemplo de desenho do cadastro técnico (AutoCAD): Condomínio Vale dos Pássaros	66
Figura 18	Exemplo de relatório de calibração (pressão)	76
Figura 19	$T=20$ a 21 °C	78

Figura 20	T=30 a 31 °C	79
Figura 21	Concentração de CRL em função do tempo em amostras de água superficial (Piancó)	81
Figura 22	Concentração de CRL em função do tempo em amostras de água superficial (DAIA)	81
Figura 23	Concentração de CRL em função do tempo em amostras de água subterrânea	82
Figura 24	Concentração dos consumos nos nós do trecho	93
Figura 25	Consumo médio nos nós na rede de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros	98
Figura 26	Consumo médio nos nós na rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville	99
Figura 27	Consumo médio nos dias de domingo nos nós da rede de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros	100
Figura 28	Consumo médio nos dias de segunda-feira nos nós da rede de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros	100
Figura 29	Consumo médio nos dias de domingo nos nós da rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville	101
Figura 30	Consumo médio nos dias de segunda-feira nos nós da rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville	101
Figura 31	Padrão de consumo médio no Condomínio Vale dos Pássaros considerado no EPANET no período de 01/02/2018 a 03/05/2018	102
Figura 32	Padrão de consumo médio no Condomínio Terra Alphaville considerado no EPANET no período de 11/06/2018 a 18/06/2018	103
Figura 33	Nível médio horário da água no Rap do sistema de abastecimento Vale dos Pássaros	105
Figura 34	Nível médio horário da água no Rel do sistema de abastecimento Terras Alphaville	106
Figura 35	Rede no EPANET 2.0 (Condomínio Vale dos Pássaros)	108
Figura 36	Rede no EPANET 2.0 (Condomínio Terras Alphaville)	108
Figura 37	Comparação entres os valores observados e simulados para os dados de pressão no condomínio Vales dos Pássaros	111

Figura 38	Comparação entres os valores observados e simulados para os dados de vazão no condomínio Vales dos Pássaros	111
Figura 39	Comparação entres os valores observados e simulados para os dados de pressão no condomínio Terras Alphaville	112
Figura 40	Comparação entres os valores observados e simulados para os dados de vazão no condomínio Terras Alphaville	112
Figura 41	Gráficos de séries temporais do nó N1798 no condomínio Vale dos Pássaros	113
Figura 42	Gráficos de séries temporais do nó N77 no condomínio Terras Alphaville	115
Figura 43	Localização dos pontos analisados	117
Figura 44	Gráficos de séries temporais para comparação dos tempos de percurso	118
Figura 45	Gráficos de isolinhas para o padrão de consumo médio no condomínio Vale dos Pássaros para tempo de simulação igual a 40 horas	120
Figura 46	Gráficos de isolinhas para o padrão de consumo médio no condomínio Terras Alphaville e tempo de simulação igual a 145 horas	122
Figura 47	Nós adotados para avaliação dos dados após a simulação	126

LISTA DE QUADROS

Quadro 01	Exemplos de modelos cinéticos	42
Quadro 02	Nomenclatura dos frascos e respectivas concentrações iniciais de cloro em função da temperatura	58
Quadro 03	Pontos de coleta das amostras de água: a) condomínio Terras Alphaville; b) condomínio Vale dos Pássaros	59
Quadro 04	Descrição dos parâmetros e métodos utilizados pela empresa gestora para as amostras de água tratada	62
Quadro 05	Coeficientes de perda de carga localizada de acordo com o tipo de singularidade	68
Quadro 06	Opções hidráulicas da simulação	71
Quadro 07	Opções de qualidade da água da simulação	71
Quadro 08	Opções de reação da simulação	72
Quadro 09	Opções de tempo da simulação	72
Quadro 10	Parâmetros das amostras de água antes da adição de desinfetante	77
Quadro 11	Valores de “ k_b ” (d^{-1}) em função da temperatura ($^{\circ}C$)	80
Quadro 12	Relação entre as concentrações finais e iniciais de cloro para água superficial (Piancó)	82
Quadro 13	Relação entre as concentrações finais e iniciais de cloro para água superficial (DAIA)	83
Quadro 14	Relação entre as concentrações finais e iniciais de cloro para água subterrânea	83
Quadro 15	Características dos principais componentes físicos da rede de distribuição	86
Quadro 16	Características do reservatório apoiado metálico instalado no Condomínio Vale dos Pássaros	87
Quadro 17	Características do reservatório apoiado de concreto instalado no Condomínio Terras Alphaville	87
Quadro 18	Singularidades da rede de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros	88

Quadro 19	Singularidades da rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville	89
Quadro 20	Macromedição na saída do Rap do Condomínio Vale dos Pássaros	92
Quadro 21	Macromedição na saída do Rel do Condomínio Terras Alphaville	
Quadro 22	Volumes medidos para o Condomínio Vale dos Pássaros	92
Quadro 23	Volumes médios medidos para o Condomínio Terras Alphaville	95
Quadro 24	Perdas no sistema de abastecimento do Condomínio Vale dos Pássaros	95 96
Quadro 25	Perdas no sistema de abastecimento do Condomínio Terras Alphaville	97
Quadro 26	Tratamento estatístico dos dados de calibração para pressão no condomínio Vale dos Pássaros	109
Quadro 27	Tratamento estatístico dos dados de calibração para vazão no condomínio Vale dos Pássaros	109
Quadro 28	Tratamento estatístico dos dados de calibração para pressão no condomínio Terras Alphaville	109
Quadro 29	Tratamento estatístico dos dados de calibração para vazão no condomínio Terras Alphaville	109
Quadro 30	Valores de “ k_b ” (d^{-1}) para amostras coletadas na saída dos reservatórios	119
Quadro 31	Concentração de cloro na rede de distribuição do condomínio Terras Alphaville	124
Quadro 32	Concentração de cloro na rede de distribuição do condomínio Vale dos Pássaros	125

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

°C	Grau Celsius
mg/L; mg.L ⁻¹	Miligrama por litro
APHA	American Public Health Association
COT	Carbono orgânico total
CRL	Cloro residual livre
DAIA	Distrito Agroindustrial de Anápolis
DeFoFo	Diâmetro externo do ferro fundido
ETA	Estação de Tratamento de Água
EPA	Environmental Protection Agency
FoFo	Ferro fundido
hab.	Habitantes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ID	Identificador
k _b	Constante cinética de decaimento do cloro residual livre no volume de escoamento
k _w	Constante cinética de decaimento do cloro residual livre devido ao contato com as paredes das tubulações
pH	Potencial hidrogeniônico
PMA	Prefeitura Municipal de Anápolis
PVC	Polyvinyl chloride (Policloreto de vinila)
Rap	Reservatório apoiado
Rel	Reservatório elevado
RNV	Reservatório de nível variável
SAA	Sistema de Abastecimento de Água

Saneago	Saneamento de Goiás S.A.
un	Unidade
THM	Trihalometano
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
UFG	Universidade Federal de Goiás
US	United States
VMP	Valor máximo permitido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	21
2 OBJETIVOS	23
2.1 Objetivo geral	23
2.2 Objetivos específicos	23
3 REVISÃO DA LITERATURA	24
3.1 Padrões de cloro residual livre em sistemas de abastecimento	24
3.2 Modelagem matemática da qualidade da água	25
3.2.1 Advecção ao longo das tubulações	27
3.2.2 Mistura nos nós	28
3.2.3 Mistura nos reservatórios	29
3.2.4 Transformação de substâncias não conservativas	31
3.3 O software EPANET e a aplicação dos modelos	35
3.3.1 Modelo de simulação hidráulica	37
3.3.2 Modelo de simulação da qualidade da água	39
3.4 Parâmetros que influenciam o decaimento do cloro residual livre	46
3.4.1 Tempo de percurso	47
3.4.2 Temperatura	49
3.4.3 Matéria orgânica	51
4 MATERIAL E MÉTODOS	52
4.1 Áreas de estudo	52
4.1.1 Condomínio Terras Alphaville	53
4.1.2 Condomínio Vale dos Pássaros	54
4.2 Cenários a modelar	55
4.3 Avaliação da influência da temperatura no coeficiente cinético “ k_b ”	56
4.4 Coleta e análises dos parâmetros físico-químicos	59
4.5 Características dos equipamentos de medição	62
4.6 Construção dos modelos	65
4.6.1 Caracterização dos componentes físicos	66
4.6.2 Descrição das vazões e consumos	69
4.6.3 Controle operacional	70
4.7 Implementação da solução-base	70

4.8 Calibração dos modelos.....	73
4.9 Convenções e nomenclaturas.....	74
4.10 Gestão de arquivos	75
4.11 Apresentação dos resultados.....	75
4.12 Análise estatística	76
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
5.1 Valores dos coeficientes cinéticos “ k_b ” em função da temperatura	76
5.2 Descrição dos componentes físicos dos setores de abastecimento.....	85
5.3 Levantamento de consumos	91
5.4 Detalhamento do controle operacional.....	104
5.5 Simulações no EPANET	107
6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	127
7 REFERÊNCIAS	130
APÊNDICES	135

1 INTRODUÇÃO

Para proteger a qualidade da água em redes de abastecimento antes de atingir as torneiras dos consumidores, o processo de desinfecção se torna necessário (OZDEMIR e BUYRYK, 2018). Em muitos países, o cloro é o desinfetante mais utilizado no tratamento de água, usado principalmente para destruir patógenos, controlar microrganismos prejudiciais e para a oxidação com objetivo de fornecer água com qualidade aos consumidores de acordo com sua demanda (MADZIVHANDILA e CHIRWA, 2017).

Tradicionalmente, as águas potáveis para sistemas de distribuição de água são desinfetadas com cloro, cloramina, dióxido de cloro ou UV/Cl₂. Entre eles, a cloração é um dos métodos mais utilizados devido ao seu baixo custo, estabilidade e eficácia (ZHANG *et al.*, 2017).

A partir do instante em que é aplicado nos pontos de cloração ou de recloração o cloro reage com a matéria orgânica e inorgânica presentes na massa líquida que resulta no decaimento da sua concentração residual no decorrer do tempo.

Em um sistema de abastecimento de água, a rede de distribuição representa uma ligação vital entre a estação de tratamento de água e o ponto de entrega aos consumidores. Muito frequentemente, a rede de tubulações é antiga, complexa, pouco conhecida e de difícil gerenciamento. Isso faz com que muitos esforços que são feitos na ETA para se obter um efluente com características físico-químicas e bacteriológicas adequadas ao consumo humano, se tornem em vão devido à deterioração da qualidade de água ao longo da rede, em função das complexas transformações físicas, químicas e bacteriológicas que ocorrem no trajeto da água ao longo da rede. Essas transformações são ocasionadas basicamente, dentre outros problemas, pelo decaimento natural da concentração de cloro devido a reações químicas diversas e pelo decaimento do residual de desinfetante devido à ocorrência de longos períodos de residência da água na rede (CASAGRANDE e SARMENTO, 1997).

Nas redes de abastecimento, além do cloro reagir com as substâncias presentes na massa líquida, ocorre também o decaimento natural da concentração do desinfetante devido ao contato com as paredes das tubulações.

Devido às reações com espécies na água (degradação em massa) e com corrosão, depósitos e biofilmes na parede do tubo (decaimento na parede) a concentração de cloro diminui

ao longo dos tubos de distribuição. A formação de biofilmes e outros depósitos se acumulam ao longo do tempo e, nesse caso, os tipos de materiais e idade dos tubos nos sistemas de distribuição de água afetam significativamente a concentração de cloro (LIU *et al.*, 2015).

O conhecimento adequado em relação ao comportamento da concentração do cloro residual livre durante seu percurso no interior das redes de distribuição permite a obtenção de níveis mínimos e máximos aceitáveis de desinfetante que atendam a legislação e que garantam a qualidade da água fornecida à população.

Geralmente o monitoramento dos parâmetros da qualidade da água em pontos específicos da rede, inclusive o cloro residual, é determinado por um plano de amostragem que se torna a principal opção na gestão técnica, inclusive para verificar o atendimento à legislação. Esta forma de acompanhamento pode não ser a mais adequada, devido a que os períodos e locais de coleta das amostras não sejam representativos e não demonstrem o comportamento real do desinfetante no sistema de abastecimento.

De forma a satisfazer os requisitos regulamentares e as necessidades dos consumidores em relação à qualidade da água tratada, as entidades gestoras sentem a necessidade de compreender melhor os movimentos e transformações que a água destinada ao consumo humano está sujeita dentro dos sistemas de distribuição.

A modelagem matemática da qualidade da água, inclusive com o emprego de programas de computador, representa uma alternativa viável para que se possa conhecer e assegurar um desempenho satisfatório do desinfetante ao longo da rede, através da geração de dados de simulação para diversos cenários de funcionamento que indiquem as melhorias necessárias na infraestrutura e nos procedimentos de manutenção e operação, auxiliando na previsão do comportamento deste parâmetro da qualidade da água na busca de ações operacionais mais eficazes.

É possível criar modelos hidráulicos e de qualidade que prevejam as propriedades da água através do sistema de distribuição de água no tempo e no espaço, utilizando o conhecimento de comportamento físico-químico da água e a modelagem computacional (SALDARRIAGA *et al.*, 2016).

A simulação de diferentes cenários que ocorrem em uma rede de distribuição de água pode ser realizada utilizando uma ferramenta poderosa, o modelo matemático, sem a realização de experimentação física (MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, 2017).

O software EPANET pode ser usado em diferentes tipos de aplicações na análise de sistemas de distribuição: projeto do programa de amostragem, modelo hidráulico de calibração, análise do residual de cloro e avaliação da exposição ao consumidor. O simulador pode ajudar a avaliar estratégias de gerenciamento alternativas para melhorar a qualidade da água em todo um sistema (MADZIVHANDILA *et al.*, 2017).

A importância do conhecimento à respeito do comportamento das concentrações do cloro residual livre na água transportada ao longo do tempo nas tubulações das redes de distribuição até o ponto de consumo demonstra a necessidade de estudos detalhados que permitam o gerenciamento adequado que garanta o atendimento às expectativas dos órgãos fiscalizadores e dos consumidores em relação à qualidade da água.

A intenção deste trabalho foi a construção de modelos hidráulicos e de qualidade da água utilizando o software EPANET, para avaliar o decaimento do cloro residual livre em redes de distribuição de água, que possam servir de referência para aplicação nas rotinas operacionais de sistemas de abastecimento de água, viabilizando, ainda, a ampliação dos conhecimentos sobre a infraestrutura existente, do funcionamento da operação e do comportamento dos consumos e a otimização do controle da qualidade da água.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar o decaimento da concentração de cloro residual livre em redes de abastecimento de água tratada, com o interesse de otimizar a gestão da qualidade da água.

2.2 Objetivos específicos

- 1.** Determinar as constantes cinéticas de decaimento do cloro residual livre referente às parcelas da reação que ocorre na massa líquida.
- 2.** Avaliar a influência da temperatura no valor da constante cinética de decaimento do CRL referente à parcela da reação que ocorre na massa líquida.

3. Avaliar o comportamento do cloro residual livre para águas com diferentes origens, uma de manancial superficial e outra de manancial subterrâneo, considerando as concentrações de matéria orgânica.

4. Avaliar através de modelos matemáticos hidráulicos calibrados a variação da concentração do cloro residual livre na água distribuída ao longo do tempo em redes de abastecimento existentes, abordando o tempo de percurso dependente do consumo de água pelos usuários e a variação de temperatura.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Padrões de cloro residual livre em sistemas de abastecimento

Devido à sua alta reatividade, a concentração de cloro diminui à medida que a água percorre os sistemas de abastecimento (MONTEIRO *et al.*, 2017). O decaimento do cloro livre ocorre devido a reação com muitas substâncias, principalmente com a matéria orgânica dissolvida (FISCHER, KASTL e SATHASIVAN, 2016).

Muitos padrões nacionais determinam que em qualquer momento do dia o cloro livre presente na água da torneira dos consumidores precisa ter concentração no mínimo de 0,10 a 0,20 mg.L⁻¹. Isso obriga a adição de cloro considerando todo o consumo possível de desinfetante em áreas remotas das redes, de forma que garanta os padrões (OZDEMIR e BUYRYK, 2018). Nas extremidades das redes de distribuição, por exemplo, o cloro residual livre pode apresentar valores abaixo do mínimo necessário.

No Brasil, a portaria do Ministério da Saúde 2.914 de 2011 (recentemente consolidada no anexo XX da PRC-5 de 2017, do Ministério da Saúde) estabelece o limite mínimo em 0,2 mg.L⁻¹ de cloro livre em toda a extensão do sistema de distribuição, que inclui os reservatórios e redes, exigindo a presença de concentração residual do desinfetante que garanta a qualidade microbiológica da água até o consumidor (SANABRIA e DE JULIO, 2013).

Altas concentrações de cloro geradas no ponto de aplicação, necessárias para alcançar valores aceitáveis nas extremidades das redes de distribuição de água, podem levar a problemas de gosto e de odor ou a formação de subprodutos de desinfecção que são prejudiciais para a saúde humana. O ideal é minimizar a quantidade de cloro administrado, que ao mesmo tempo garanta o controle microbiano e cumpra os requisitos de cloro residual ao longo do sistema de abastecimento (BLOKKER *et al.*, 2014).

Sendo um agente oxidante muito forte, o cloro decai ao longo do tempo dentro do sistema de distribuição e reage com a matéria orgânica natural presente na água, formando desinfecção subprodutos, como os trihalometanos (THMs), sendo que a exposição a eles pode representar riscos à saúde do ser humano. Por este motivo, em muitos países, as agências reguladoras impuseram limites máximos de concentração de THM para águas de beber (DI CRISTO *et al.*, 2013; SEMERJIAN *et al.*, 2009).

O anexo XX da PRC-5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017) recomenda o teor máximo de CRL igual a $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ em qualquer ponto do sistema de abastecimento para garantir o padrão organoléptico de potabilidade da água e estabelece o limite de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ para THMs totais, enquanto que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, 2010) considera o limite de $0,08 \text{ mg.L}^{-1}$ para estes subprodutos da desinfecção.

3.2 Modelagem matemática da qualidade da água

A legislação brasileira não determina critérios para a escolha dos pontos de amostragem e fixa o número e a frequência de coleta de amostras nas redes em função da população atendida por um determinado sistema de abastecimento. Na prática é comum adotar pontos extremos na rede, pontos considerados mais críticos (junto a hospitais, escolas, etc.), entre outras alternativas. A inexistência de uma metodologia para a seleção de pontos de amostragem em redes de distribuição pode comprometer sensivelmente a eficácia do monitoramento da amostragem (NETO *et al.*, 2000). Atualmente os requisitos previstos na portaria consolidada PRC-5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017) continuam exigindo apenas uma distribuição uniforme das coletas ao longo do período em pontos representativos do sistema de distribuição, combinando critérios de abrangência espacial e pontos estratégicos.

A cloração, especialmente em grandes sistemas de tratamento de água, depende de um equilíbrio entre a dosagem de cloro e a quantidade de cloro residual que permanece dentro do sistema até que a água tratada chegue à próxima estação de dosagem ou ao seu destino. Por isso, o controle para manter essas duas variáveis importantes (dosagem de cloro e resíduo de cloro) são essenciais para garantir que a qualidade da água é atendida em toda a rede (MADZIVHANDILA e CHIRWA, 2017).

Os responsáveis pelos sistemas de abastecimento precisam monitorar o comportamento e a dosagem de desinfetante para manter os padrões em áreas mais distantes da rede para atender

o valor mínimo de residual de cloro a qualquer momento do dia, com concentrações de 0,10 mg.L⁻¹ a 0,20 mg.L⁻¹ (OZDEMIR e BUYRYK, 2018).

O efetivo planejamento e gerenciamento da desinfecção em complexos sistemas de distribuição de água requer um modelo de qualidade preciso baseado na cinética de reação, que descreva a perda de desinfetante da água ao longo do tempo (FISCHER *et al.*, 2011). Para isso, os simuladores de qualidade da água devem contar com rigorosos e robustos modelos de decaimento de cloro (MONTEIRO *et al.*, 2017).

Fisher *et al.* (2011) classificaram dois tipos amplos de aplicações potenciais de modelagem de cloro em sistemas de abastecimento de água. O primeiro tipo é a gestão e diz respeito à avaliação do desempenho da desinfecção em termos de concentrações de cloro obtidas em locais específicos dentro de sistemas existentes e desenvolvimento de estratégias alternativas para melhorar o desempenho através de pouca ou nenhuma alteração na infraestrutura. Neste tipo de aplicação, as alternativas são limitadas àquelas que envolvem medidas o reencaminhamento e variabilidade da taxa de fluxos, níveis máximos e mínimos de reservatórios e dosagens de cloro.

O segundo tipo de aplicação é o planejamento que considera as mesmas medidas de desempenho e metas da desinfecção, mas com um conjunto maior de alternativas das estratégias de melhoria, incluindo grandes mudanças na infraestrutura, tais como novos reservatórios, bombas ou estações de reforço de cloro adicionais em locais apropriados e, ainda, a modificação dos processos de tratamento para aumentar a remoção de matéria orgânica natural ou substâncias inorgânicas, antes da entrada de água no sistema de distribuição.

Modelos de qualidade da água tornaram-se amplamente usados para aprimorar o entendimento dos profissionais à respeito do destino e do transporte de contaminantes em sistemas de distribuição de água potável (CLARK, 2015). Tem sido cada vez mais crucial os esforços direcionados para desenvolver modelos robustos que possam prever com precisão a qualidade da água em sistemas de distribuição, com a finalidade de cumprir os rigorosos padrões e expectativas do cliente (SEYOUM *et al.*, 2013).

Os três processos fundamentais simulados pelos modelos da qualidade da água são o transporte ou advecção ao longo das tubulações e a mistura nos nós de junção na rede, ambos dependentes da hidráulica do sistema, e a transformação de substâncias não-conservativas devido ao seu contato e reação com a água que escoar no sistema e outras substâncias nela

presentes, reação com ela própria e com os materiais das paredes das tubulações e reservatórios, resultando no crescimento, decaimento ou transformação em outra substância (COELHO *et al.*, 2006).

3.2.1 Advecção ao longo das tubulações

Este fenômeno é modelado basicamente pelas equações que representam o equilíbrio hidráulico compostas pelos valores de vazão ou velocidade de escoamento em um determinado trecho (COELHO *et al.*, 2006).

Segundo Ferreira e Marques (2004) a equação 01 de transporte traduz a advecção e difusão ao longo do escoamento e permite determinar a concentração na água de determinada substância, não conservativa, ao longo do tempo. Isto quer dizer que as condições hidráulicas, energias e velocidades se mantêm constantes durante certo período de tempo e a concentração “C” de uma substância não conservativa se altera no interior de uma tubulação, para cada ponto x na direção positiva do escoamento e tempo t, sendo dada pela equação de conservação da massa nas tubulações que pode ser descrita por esta equação unidimensional de transporte e difusão.

$$\frac{\partial C_i(x,t)}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i(x,t)}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C_i(x,t)}{\partial x^2} + RC_i(x,t) \quad (\text{Equação 01})$$

Onde:

$C_i(x,t)$: concentração (massa/volume) da substância dissolvida (p. ex. o cloro residual livre) na água da tubulação i, a uma distância x e no tempo t.

u_i : velocidade média do escoamento (comprimento/tempo) em um segmento de tubo i.

D: coeficiente de dispersão longitudinal (comprimento²/tempo).

R: parcela que representa a taxa de reação (1/tempo). Depende da velocidade do escoamento na seção da tubulação, da viscosidade cinemática da água, da difusão da substância não conservativa na água e dos valores das constantes de decaimento “ k_b ” no volume do escoamento e “ k_w ” na superfície de contato das paredes da tubulação. Os conceitos das constantes de decaimento foram apresentados no item 3.2.4.

Em estudo sobre modelos de qualidade da água para redes, Rossman e Boulos (1996) consideraram que a conservação da massa durante o transporte ao longo de trechos é descrita pela equação de advecção unidimensional clássica com reação e que, em qualquer trecho i da rede considera-se a equação 02, que despreza o efeito da dispersão longitudinal (mistura de

massas entre segmentos adjacentes que se deslocam ao longo da tubulação) para as condições hidráulicas e os padrões de entrada encontrados na maioria das aplicações de água potável. Uma exceção seria uma liberação instantânea de uma substância movendo-se em uma velocidade muito baixa em um tubo relativamente longo.

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x} + R(C_i) \quad (\text{Equação 02})$$

Onde:

C_i : concentração no trecho i em função da distância x e do tempo t (massa/volume).

u_i : velocidade média de escoamento no trecho i (comprimento/tempo).

$R(C_i)$: taxa de reação (massa/volume/tempo) que depende da concentração.

3.2.2 Mistura nos nós

Nos nós de junção das redes de distribuição a concentração de uma substância é calculada como uma média ponderada da entrada de fluxo de diferentes origens das águas, caracterizando uma mistura completa (SALDARRIAGA *et al.*, 2016).

Quando um nó recebe vazões diferentes este é modelado considerando que a mistura é completa e instantânea, de acordo com o princípio da conservação de massa.

Supondo que a água que entra em uma junção do nó, esta se mistura completamente e instantaneamente e um conjunto adicional de equações de conservação para junções podem ser escritas como a equação 03 (ROSSMAN e BOULOS, 1996).

$$C_i |_{x=0} = \frac{\sum_{j \in I_k} Q_j C_j |_{x=L_j} + Q_s C_s}{\sum_{j \in I_k} Q_j + Q_s} \quad (\text{Equação 03})$$

Onde:

i : trecho com vazão que sai do nó k .

I_k : conjunto de trechos com vazão que convergem para k .

L_j : comprimento do trecho j .

Q_j : vazão no trecho j (volume/tempo).

Q_s : vazão de origem externa que entra na rede através do nó k.

C_s : concentração de fonte externa que entra no nó k.

$C_{i/x=0}$: concentração no início do trecho.

$C_{j/x=L_j}$: concentração no final do trecho.

3.2.3 Mistura nos reservatórios

Reservatórios de volume variável também são considerados completamente misturados, através do balanço de massa das parcelas no tanque (ROSSMAN e BOULOS, 1996).

Em condições de mistura completa, a concentração em um RNV resulta da mistura do seu conteúdo com a vazão que entra. Ao mesmo tempo, a concentração interna pode ser alterada devido a reações de decaimento ou crescimento. A equação 04 traduz este fenômeno.

$$\frac{\partial(V_t C_t)}{\partial t} = \sum_{j \in I_t} Q_j C_{i|x=L_i} - \sum_{j \in O_t} Q_j C_t + R(C_t) \quad (\text{Equação 04})$$

Onde:

V_t : volume armazenado no instante t.

C_t : concentração no interior do tanque no tempo t.

I_t : conjunto de trechos que fornecem vazão ao tanque de armazenamento.

O_t : conjunto de trechos que recebem vazão ao tanque de armazenamento.

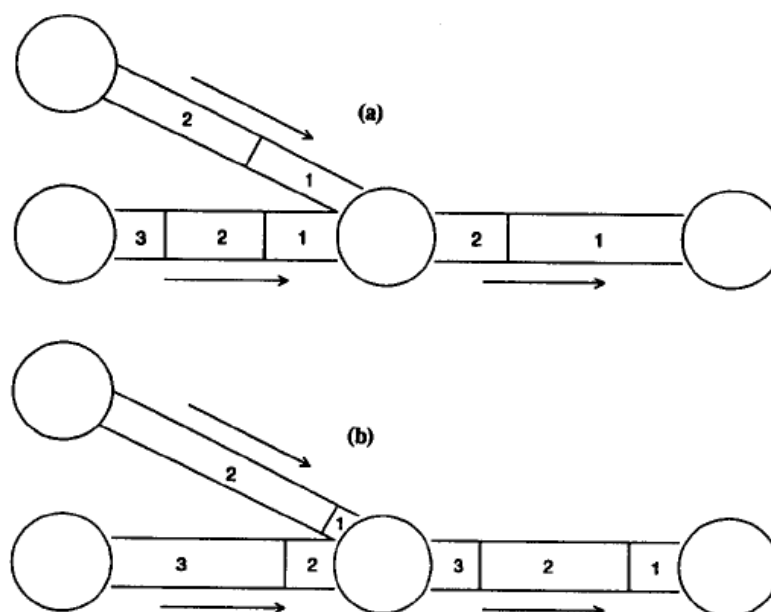
A respeito dos conjuntos de equações, Rossman e Boulos (1996) observaram ainda que para uma rede de abastecimento, a equação (02) com condições de contorno descritos nas equações (03) e (04), juntamente com o valor da taxa de reação, resultam em uma série de equações diferenciais e algébricas parciais, cuja resolução determina a concentração da substância analisada ao longo das redes de abastecimento, em períodos de tempo. Nesse caso, uma solução analítica se torna inviável em todos os casos, exceto para arranjos mais simples de rede, sendo necessária a utilização de métodos numéricos para avaliar o comportamento dinâmico.

Ferreira e Marques (2004) citam que na modelagem da qualidade da água utilizam-se modelos estáticos que consideram que as características não variam no tempo, podendo ser usados para previsão aproximada da qualidade em situações particulares e intervalos de tempo

e os modelos dinâmicos, mais apropriados para avaliar a qualidade da água nos sistemas de abastecimento, pois apresentam melhor precisão por considerarem a variação das características hidráulicas e da qualidade da água.

Rossman e Boulos (1996) mencionam que modelos dinâmicos de qualidade da água podem ser classificados espacialmente como Eulerianos ou Lagrangeanos. O método Lagrangeano de transporte acompanha a concentração e tamanho de uma série de segmentos de água que não se acumulam em cada trecho da rede. Ao longo do tempo, o tamanho do segmento mais a montante, em um trecho aumenta à medida que a água entra, ocorrendo uma perda com segmento de tamanho igual mais a jusante quando a água sai do trecho. O tamanho dos segmentos entre estes permanece inalterado (Figura 01).

Figura 01 – Comportamento de segmentos em métodos Lagrangianos: (a) tempo t ; (b) tempo $t + \Delta t$



Fonte: Rossman (1996).

Rossman (2000) descreve que, inicialmente cada trecho é composto por um único segmento com qualidade igual à qualidade inicial do nó de montante. Ao final de cada intervalo de tempo t a qualidade da água em cada um dos segmentos é atualizada devido às reações. Quando um nó recebe parcelas de água originadas de várias tubulações, ou até mesmo uma vazão externa, um novo valor de qualidade da água no nó é calculado. O volume proveniente de cada trecho é igual ao produto da vazão na tubulação pelo intervalo de tempo do cálculo. Se este volume exceder o volume do segmento a frente, o segmento é destruído e um novo

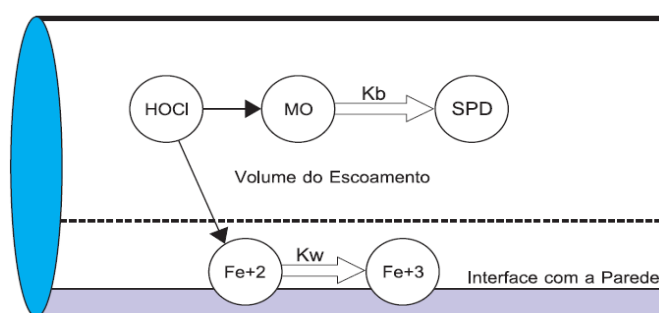
segmento adjacente imediatamente atrás é criado para contribuir com esse volume. As vazões externas são acrescentadas aos valores de qualidade nos nós.

Menciona ainda que novos segmentos são criados em tubulações devido à vazão que sai de cada nó ou reservatório de nível variável ou fixo, e que o volume deste segmento é o produto da vazão na tubulação pelo intervalo de cálculo e que a qualidade da água é igual ao novo valor da qualidade no nó.

3.2.4 Transformação de substâncias não-conservativas

Segundo Rossman (2000) o modelo de simulação de qualidade da água permite acompanhar o crescimento ou o decaimento de uma substância devido a reações, à medida que esta se desloca ao longo da rede. As reações podem ocorrer no volume do escoamento, entre espécies químicas presentes na água, ou na interface com as paredes das tubulações, ou dos reservatórios de nível variável. Uma fração de cloro livre (HOCl), por exemplo, reage com a matéria orgânica (MO) no volume do escoamento, de modo que o restante da fração será transportada para a interface com a parede da tubulação, onde reage com o ferro liberado pela corrosão. Reações no volume do escoamento podem ocorrer também no interior de reservatórios de nível variável (Figura 02).

Figura 02 – Zonas de reação no interior da tubulação



Fonte: Manual do Usuário - EPANET, 2009.

O coeficiente da taxa de reação de decaimento total (k), para o estudo específico das reações que ocorrem no interior das tubulações de redes de abastecimento é a soma dos coeficientes kb e kw .

Os tipos de materiais e a idade dos tubos afetam significativamente o decaimento da concentração de cloro residual ao longo dos tubos de distribuição, que ocorre devido às reações com espécies na água (degradação em massa) e com a corrosão, depósitos e biofilmes

acumulados ao longo do tempo nas paredes dos tubos (decaimento da parede) (LIU, CRAIK e ZHU, 2015). Esses processos estão associados, respectivamente, ao coeficiente em massa (k_b) e ao coeficiente da parede (k_w) (SALDARRIAGA, DIAZ e BOHÓRQUEZ, 2016).

A modelagem matemática dos sistemas de abastecimento de água é uma importante ferramenta de gestão, pois permite simular o decaimento do cloro residual livre, através dos seus coeficientes cinéticos “ k_b ” e “ k_w ” (SANTOS *et al.*, 2016). Os coeficientes de decaimento de cloro podem ser necessários para executar os modelos da qualidade de redes de abastecimento de água que possuam modelos com calibração hidráulica (OZDEMIR e BUYRYK, 2018).

Rossmann *et al.* (1994) desenvolveram um modelo de decaimento de cloro de transferência de massa para escoamento não contínuo em tubulações de redes, em condições turbulentas e laminares. Assumiram que o decaimento ocorre devido às reações em massa e em pontos ao longo ou próximos à parede do tubo e que as taxas dessas reações podem variar, sendo a reação na parede afetada também pela taxa na qual o cloro pode ser transportado do volume de escoamento para a parede do tubo. O efeito de transferência de massa pode ser representado por um coeficiente de transferência de massa (k_f) (ROSSMAN, 2000). A equação unidimensional de conservação de massa para uma concentração diluída de cloro livre total na água que escoar através da seção de um tubo é a seguinte (Equação 05).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} - k_b C - \frac{k_f}{r_h} (C - C_w) \quad (\text{Equação 05})$$

Onde:

C: concentração de cloro no escoamento principal.

t: tempo.

u: velocidade do escoamento no tubo.

x: distância ao longo do tubo.

k_b : taxa de decaimento constante no volume de escoamento.

k_f : coeficiente de transferência de massa.

r_h : raio hidráulico do tubo.

C_w : concentração de cloro na parede do tubo.

Segundo Saldarriaga, Diaz e Bohórquez (2016), o primeiro termo do lado direito da equação 02 está associado ao transporte advectivo de massa proporcional à velocidade da água. O segundo termo “ $-R(C_i)$ ” representa a reação química total do cloro residual e é dividido por dois processos: reação com a água em massa e reação com as paredes dos tubos. Levando em consideração essas reações através de coeficientes de taxa, o coeficiente em massa (k_b) e coeficiente de parede (k_w), o modelo diferencial que rege a qualidade da água em sistemas de distribuição de água é apresentado na equação 05.

Rossman *et al.* (1994) observaram que o termo no lado esquerdo da equação 05 representa a variação da concentração de cloro na seção transversal do tubo ao longo do tempo. O primeiro termo no lado direito da equação considera o transporte da substância por advecção, o segundo termo o decaimento do cloro no volume de escoamento, e o terceiro termo da equação o transporte do cloro do volume de escoamento para a parede do tubo seguido de reação. O inverso do raio hidráulico representa a área de superfície específica, ou seja, a área da parede do tubo por unidade de volume de tubo disponível para reação.

Consideraram que a taxa de decaimento da reação do cloro na parede do tubo (k_w) é de primeira ordem em relação à concentração na parede (C_w) e que prossegue na mesma taxa como o cloro é transportado, ou seja, não há acumulação de cloro na parede. Estas condições resultam na equação 06 que demonstra o balanço de massa para o cloro na parede do tubo.

$$k_f(C - C_w) = k_w C_w \quad (\text{Equação 06})$$

Onde:

k_w : constante de decaimento na parede em unidade de comprimento ao longo do tempo.

Isolando C_w na equação 06 e substituindo o termo na equação 05 tem-se a equação 07.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} - k_b C - \frac{k_w k_f C}{r_h (k_w + k_f)} \quad (\text{Equação 07})$$

O coeficiente de transferência de massa k_f depende da difusão molecular das espécies reativas e do número de Reynolds do escoamento e é usualmente expresso em termos do número adimensional de Sherwood (ZHANG *et al.*, 2017), de acordo com a equação 08.

$$k_f = Sh \frac{D}{d} \quad (\text{Equação 08})$$

Onde:

Sh: número de Sherwood.

D: difusão molecular da espécie a ser transportada (comprimento²/tempo).

d: diâmetro da tubulação.

O número de Sherwood médio ao longo do comprimento de uma tubulação pode ser expresso pela equação 09 para o regime de escoamento laminar.

$$Sh = 3,65 + \frac{0,0668 (d/L) Re Sc}{1 + 0,04 [(d/L) Re Sc]^{2/3}} \quad (\text{Equação 09})$$

Onde:

Re: número de Reynolds.

Sc: número de Schmidt (viscosidade cinemática da água dividida pela difusão molecular do químico).

L: comprimento do trecho.

E para escoamento turbulento, de acordo com a equação 10.

$$Sh = 0,0149 Re^{0,88} Sc^{1/3} \quad (\text{Equação 10})$$

Rossman *et al.* (1994) observaram que, para uma espécie química particular, k_i é uma função do diâmetro do tubo, da velocidade do escoamento e da temperatura (esta afeta a difusividade e viscosidade) e que a equação 07 descreve a variação da concentração do cloro ao longo do tempo em um único tubo. Para um sistema de distribuição de água, a equação de conservação de massa para o i -ésimo tubo pode ser expresso pela equação 11.

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x_i} - k_i C_i \quad (\text{Equação 11})$$

Onde:

i : subíndice que indica o i -ésimo tubo na rede.

k : constante total de decaimento composto pelas constantes de decaimento no volume de escoamento e de reação com a parede do tubo, o raio hidráulico e o coeficiente de transferência de massa (Equação 12).

$$k_i = k_b + \frac{k_w k_f}{\Gamma_{hi} (k_w + k_f)} \quad (\text{Equação 12})$$

3.3 O software EPANET e a aplicação dos modelos

Os modelos computacionais de qualidade de água permitem complementar os processos de monitoramento de campo, facilitando o diagnóstico extensivo da qualidade de água nas redes de distribuição, tornando possível executar com segurança as medidas necessárias para otimização do processo e evitar a deterioração da qualidade de água em todos os pontos da rede (SUSE *et al.*, 2014).

Existem *softwares* de computador que possibilitam, através da simulação, determinar o equilíbrio hidráulico em sistemas de abastecimento de água demonstrando valores de pressão e cota piezométrica nos pontos notáveis da rede de distribuição, de vazão, velocidade de escoamento e perda de carga nos trechos (tubulações, válvulas e bombas) e as condições de operação de válvulas e bombas (COELHO *et al.*, 2006). Para complementar a modelação dos parâmetros hidráulicos, a maioria dos programas permite calcular o movimento, a mistura e a transformação de parâmetros físico-químicos ou bioquímicos relacionados às substâncias dissolvidas na água, possibilitando conhecer a concentração em qualquer ponto da rede. Modelos hidráulicos e de qualidade da água tornaram-se amplamente utilizados para compreender ambos o comportamento hidráulico e o destino e o transporte de contaminantes no consumo sistemas de distribuição de água.

Pesquisa realizada pela Agência de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Agency* – EPA) dos Estados Unidos da América desempenhou um papel importante no desenvolvimento e na aplicação de modelagem de qualidade e hidráulica nos Estados Unidos e em todo o mundo. Eventualmente, esta pesquisa levou ao desenvolvimento da EPANET, uma integração modelo hidráulico e da qualidade da água, e teve uma grande influência na implementação de a lei de segurança da água potável dos Estados Unidos (SDWA). A mencionada pesquisa ajudou muitas empresas de fornecimento de água potável a aliviar as ameaças à saúde pública devido à deterioração da qualidade da água em redes de água potável. A US EPA forneceu mais de 100.000 downloads do software EPANET nos últimos 2 anos (CLARK, 2015).

O EPANET é um software de código aberto destinado a modelar sistemas de distribuição de água, de domínio público que pode ser copiado e distribuído gratuitamente e

realiza a simulação de tempo prolongado do movimento da água e comportamento de qualidade nas redes de tubulações pressurizadas. A interface com o sistema operacional Windows fornece um editor de rede visual que simplifica o processo de construção de modelos de rede de tubulação e edição de suas propriedades e dados. O EPANET realiza a solução simples do tipo de equações não-lineares que antes precisavam ser resolvidas usando o método Hardy-Cross com abordagens sucessivas após um conjunto de estimativas iniciais das incógnitas (IBARRA-BERASTEGI e GARCÍA-ARRIBA, 2017).

Rossman (2000) menciona que o EPANET pode ajudar a analisar estratégias alternativas de gestão, melhorando a qualidade da água do sistema através de alterações na utilização de origens da água num sistema com múltiplas origens, alteração de esquema de funcionamento de grupos elevatórios e operação de enchimento e esvaziamento de reservatórios de nível variável, utilização de tratamento adicional, tal como a recloração e seleção de tubulações para limpeza e substituição.

O EPANET é, indiscutivelmente, o programa de modelagem hidráulica e de qualidade de água mais empregado no mundo; é encontrado em versões nos principais idiomas e o número de usuários aumenta, exponencialmente, devido a ser de uso simples e por ser um programa disponibilizado gratuitamente (UFPB, 2009).

Em estudo sobre a revisão dos principais modelos de simulação hidráulica, Olaia (2012) concluiu que o EPANET é o melhor para ser aplicado a um sistema de abastecimento de água.

O programa permite executar simulações estáticas e dinâmicas, permitindo obter valores de vazão em cada tubulação, da pressão em cada nó, da altura de água em cada reservatório de nível variável e da concentração de espécies químicas na rede durante o período de simulação, em intervalos de tempo variados. Simula ainda, além das espécies químicas, a idade da água e o rastreio da origem da água em qualquer ponto da rede (ROSSMAN, 2000).

O autor destaca também, que o *software* pode ser utilizado para efetuar os cálculos em sistemas pressurizados de distribuição, tais como, estabelecer cenários de projeto de expansão de uma rede existente, calibração de modelos hidráulicos, análise do decaimento do cloro residual e avaliação de consumos.

De acordo com Sharif *et al.*, (2017) as estações de reforço de cloro instaladas em pontos do sistema de abastecimento parecem ser tecnicamente e financeiramente uma opção viável.

Contudo, os resultados do trabalho destes pesquisadores revelaram que a adição aleatória de estações de reforço, sem otimizar seus locais e dosagens de cloro, podem não garantir a redução de risco de contaminação para um nível aceitável. O estudo para a otimização dos locais de estações de reforço de cloro foi possível com a ajuda de simulações hidráulica e de qualidade da água (para prever cloro residual em cada nó da rede) usando o EPANET.

Silva e Kishi (2003) indicaram que através da calibração e validação do modelo de qualidade e sua aplicação para cenários de operação e demanda, os objetivos da pesquisa foram atingidos e que foi possível a análise da representatividade do modelo e do comportamento da concentração de cloro na área piloto, determinando-se estratégias de recloração e indicando-se possibilidades de economia. Os pesquisadores relataram ainda que o modelo correspondeu bem às expectativas, demonstrando claramente que pode dar suporte ao gerenciamento do sistema, indicando os efeitos da operação do mesmo na variação espacial e temporal da qualidade da água distribuída.

3.3.1 Modelo de simulação hidráulica

A modelagem hidráulica é um pré-requisito para a modelagem da qualidade da água (HAIDER *et al.*, 2015).

Segundo Coelho *et al.* (2006) o ganho de conhecimento sobre o comportamento do sistema de abastecimento modelado é a utilização mais imediata de um modelo de simulação, mesmo que não calibrado, pois para atingir seu propósito é necessário descrever os componentes físicos, os consumos e sua variação temporal e o detalhamento dos controles e regras de operação.

O EPANET considera o sistema de distribuição de água como sendo um conjunto de trechos que representam as tubulações e válvulas de controle ligados aos nós que constituem as conexões, reservatórios de nível fixo e reservatórios de nível variável (ROSSMAN, 2000).

Segundo Rossman (2000), o EPANET possui uma série de ferramentas de cálculo capazes de apoiar a simulação hidráulica, tendo como principais características: dimensão ilimitada do número de componentes da rede analisada, cálculo da perda de carga utilizando as equações de Hazen-Williams, Darcy-Weisbach ou Chezy-Manning, consideração das perdas localizadas, modelagem de bombas de velocidade variável ou constante, cálculo da energia e

custo de bombeamento, modelagem dos principais tipos de válvulas e modelagem de reservatórios de nível variável através de curvas de volume em função do nível da água.

Outras características são as de considerar múltiplas categorias de consumo nos nós, cada uma com um padrão próprio e variação temporal, realizar a modelagem da relação entre a vazão e a pressão de dispositivos emissores (p. ex. consumos dependentes da pressão e aspersores de irrigação) e possibilidade de basear situações de operação do sistema para controles simples (p. ex. o nível da água em um reservatório de nível variável, o tempo) que dependam de uma só condição ou para controles com múltiplas condições de funcionamento.

O módulo de simulação hidráulica do EPANET calcula a carga hidráulica nos nós e a vazão nos trechos, em cada intervalo de tempo, para um conjunto fixo de níveis de água no reservatório de nível fixo e os consumos nos nós, atualizados de acordo com o padrão temporal preestabelecido e uma altura de água no reservatório de nível variável, atualizada em função da vazão de saída. A solução para o valor da carga hidráulica e vazão em pontos da rede, em um determinado instante, é obtida resolvendo simultaneamente a equação da continuidade para cada nó e a equação da conservação de energia para cada trecho da rede (balanço hídrico). As equações não lineares envolvidas são resolvidas com a utilização da técnica iterativa do “Método dos Gradientes” (ROSSMAN, 2000).

O controle operacional do sistema de distribuição de água contempla o acionamento automático ou manual dos componentes físicos, tais como válvulas em geral (de seccionamento, controladoras, etc.) e conjuntos motobomba, cuja intervenção visa adequar às necessidades exigidas pela operação.

Segundo Gomes (2010), o controle operacional adequado evita diversos problemas nas unidades de reservação, elevação e distribuição de água, como perda de água, racionamento ou condições hidráulicas insatisfatórias, no caso baixas vazões e pressões, ocasionando prejuízos econômicos às concessionárias e aos de atendimento aos consumidores.

Os programas de simulação utilizam, geralmente, o controle operacional simples realizado levando em consideração o nível da água no RNV, a pressão no nó, o instante da simulação ou o instante do dia ou controle com múltiplas condições que simulam a associação de variadas condições de funcionamento que podem ocorrer na rede (controle de válvulas, de bombas e tubulações), alterando as condições hidráulicas iniciais.

O controle do fluxo da água nas tubulações é realizado através do fechamento e abertura das válvulas de seccionamento. Durante o processo de simulação estes componentes não são modelados, caso esteja totalmente fechada ou aberta. Se estiver parcialmente fechada, deve ser modelada como uma válvula controladora com controle operacional de regulagem desta. As válvulas de seccionamento e de retenção nas redes são modeladas como sendo parte da tubulação e não como um componente separado do tipo válvula de controle (ROSSMAN, 2000).

O modo de operação das bombas é ligada ou desligada, de acordo com as solicitações da rede. As bombas podem ser controladas também através da variação da velocidade de maneira que o abastecimento ocorra em condições ideais de vazão ou pressão. Estes geralmente funcionam obedecendo a condições de nível de água nos reservatórios e o instante do dia ou de simulação.

As válvulas controladoras operam abertas, fechadas ou reguladas com o valor do parâmetro que pode ser mudado para controlar a vazão, pressão ou perda de carga em um ponto da rede para um dado instante da simulação.

Segundo Rossman (2000) o software de simulação EPANET 2.0, por exemplo, modela os seguintes tipos de válvulas controladoras: válvula redutora de pressão, válvula sustentadora de pressão, válvula de perda de carga fixa, válvula reguladora de vazão, válvula de controle de perda de carga e válvula genérica.

3.3.2 Modelo de simulação da qualidade da água

Em relação à simulação da qualidade da água, Rossman (2000) descreve que o EPANET oferece as seguintes possibilidades, dentre outras: modelagem do transporte, mistura e transformação de um constituinte reativo à medida que sofre decaimento (p. ex. o cloro residual) ou crescimento (p. ex. um subproduto da desinfecção) ao longo do tempo, modelagem das reações de decaimento do cloro no volume de escoamento e na parede da tubulação, utilização de cinéticas de ordem “n” para modelar reações no volume de escoamento em tubulações e reservatórios, utilização de cinéticas de ordem 0 e 1 para simular reações na parede das tubulações.

O programa pode também, permitir que as reações de decaimento ou crescimento sejam controladas por um valor de concentração-limite, aplicação de coeficientes de reação globais à

rede que podem ser alterados para cada tubulação individualmente, relacionar o coeficiente de reação na parede com a rugosidade da tubulação e definição de variação temporal da concentração ou entrada de massa em qualquer ponto da rede.

Segundo Rossman (2000), o módulo de simulação de qualidade da água do EPANET permite acompanhar o crescimento ou o decaimento de uma substância devido a reações, à medida que esta se desloca ao longo da rede (Figura 02). Para tal, é necessário conhecer-se as taxas de reação no volume de escoamento e na interface com a parede e o modo como estas podem depender da concentração da substância. O EPANET permite que o modelador trate estas duas zonas de reação separadamente.

Para os gerentes de sistemas de abastecimento de água a implementação do modelo de decaimento de cloro no programa EPANET é uma ferramenta útil para entender, por exemplo, o comportamento dos resíduos de cloro sob uma ampla variedade de mudanças das condições hidráulicas (ROSSMAN *et al.*, 1994).

A simulação da qualidade da água no EPANET utiliza o método Lagrangeano de transporte por advecção e considera intervalos de tempo menores que os considerados para a simulação hidráulica, sendo adotados valores em minutos que reflitam os baixos tempos de percurso que poderão acontecer no interior das tubulações.

O EPANET considera que qualquer substância dissolvida na água percorre o comprimento de tubos de redes com a mesma velocidade média apresentando alguma taxa de reação e desconsidera o transporte devido à dispersão longitudinal. Assim sendo, o EPANET considera a equação 13 (KARADIREK *et al.*, 2015), assumindo uma versão simplificada, conforme a equação 02, porém, com sinal negativo para a taxa de reação de decaimento da concentração do cloro.

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x} - r(C_i) \quad (\text{Equação 13})$$

Karadirek *et al.* 2015 realizaram uma revisão detalhada de formulações de decaimento de cloro cinética descritas por Rossman (2000) no manual do usuário do EPANET, descritas a seguir.

O coeficiente de reação “ k_b ” pode ser expresso de acordo com a equação 14.

$$r(C_i) = k_b C_i^n \quad (\text{Equação 14})$$

Onde:

C^i : concentração do reagente no tubo (massa/volume).

k_b : coeficiente de reação.

n : ordem da taxa de reação.

Para a taxa de reações do cloro na água próximas ou na própria parede do tubo, o EPANET assume a equação 15.

$$r(C_i) = (A/V) k_w C^i \quad (\text{Equação 15})$$

Onde:

A/V : área lateral por unidade de volume (igual a 4 dividido pelo diâmetro).

k_w : coeficiente de reação da parede.

Ainda segundo os pesquisadores o software EPANET tem duas opções para a ordem n : 0 ou 1. No caso de $n=1$, k_w assume a unidade em comprimento/tempo. De acordo com o estado de conservação e idade do tubo, a literatura assume valores de k_w que podem variar de 0 a 1,52 m/dia.

O EPANET pode considerar reações para concentração limitada no crescimento e decaimento último de uma substância, sendo a taxa de reação expressa pelas equações 16 e 17.

$$R = k_b (C_L - C) C^{(n-1)} \quad \text{para } n > 0 \text{ e } K_b > 0 \quad (\text{Equação 16})$$

$$R = k_b (C - C_L) C^{(n-1)} \quad \text{para } n > 0 \text{ e } K_b < 0 \quad (\text{Equação 17})$$

Onde:

C_L : concentração limite.

Sendo assim, os parâmetros k_b , C_L e n caracterizam as reações no volume de escoamento, cujos valores podem determinar modelos cinéticos para simular parâmetros diversos, (Quadro 01).

Quadro 01 – Exemplos de modelos cinéticos

Modelo	Parâmetros	Exemplos
Decaimento de primeira ordem	$C_L=0, k_b<0, n=1$	Cloro residual
Crescimento de primeira ordem	$C_L>0, k_b>0, n=1$	Trihalometano
Cinético de ordem zero	$C_L=0, k_b<>0, n=0$	Idade da água
Ausência de reação	$C_L=0, k_b=0$	Traçador de flúor

Fonte: Rossman (2000).

Silva *et al.* (2003) salientam que a expressão da taxa de reação de primeira ordem é a mais comumente utilizada nos processos de decaimento ou aumento da concentração do componente em reações de grupo.

O cálculo do CRL em uma rede de abastecimento pode ser determinado através da resolução de duas equações cinéticas de primeira ordem, em que os coeficientes que mais contribuem para a reação de decaimento do cloro são: k_b e k_w , sendo este o coeficiente de decaimento do cloro na parede da tubulação e aquele, o coeficiente de decaimento no seio do líquido (PEREIRA E CASTRO, 2013).

Segundo Sanabria e De Julio (2013), estudando o decaimento de cloro em sistemas de distribuição de água, verificaram que o modelo de primeira ordem é amplamente aplicado.

Rossman (2000) ressalta que o valor da constante cinética k_b , para reações de primeira ordem, pode ser estimado a partir de ensaios em laboratório, colocando uma amostra de água numa série de garrafas de vidro não reativas e analisando o conteúdo de cada garrafa em diferentes intervalos de tempo pré-determinados. Se a reação é de primeira ordem, a representação gráfica dos valores de $\ln(C_t/C_0)$ em função do tempo permite obter uma linha reta, cuja declividade é o valor de k_b .

A equação de decaimento em massa de cloro de primeira ordem é sugerida por muitos estudos anteriores na literatura (OZDEMIR e BUYRYK, 2018). A taxa de decaimento do cloro residual devido às reações da concentração na fase de massa pode ser expressa por uma cinética de primeira ordem, de acordo com a equação 1, podendo ser resolvida conforme a equação 18 (SAIDAN *et al.*, 2017).

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (\text{Equação 18})$$

Onde:

C: concentração de CRL total, em mg.L⁻¹.

k: constante de decaimento de primeira ordem, em min⁻¹.

t: tempo de residência em min.

Destaca que integrando a equação 18 obtêm-se a equação 19.

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad \text{(Equação 19)}$$

Onde:

C_t: concentração de CRL no instante de tempo t.

C₀: concentração de CRL.

t: tempo de residência.

Para as reações da concentração em massa a taxa de decaimento do cloro residual pode ser expressa por uma cinética de primeira ordem, de acordo com a equação 18, podendo ser resolvida conforme a equação 19 (SAIDAN *et al.*, 2017).

Finalmente, a linearização da equação 19 permite o cálculo da constante cinética de primeira ordem da reação pela equação 20 (CLARK, 2011).

$$\ln(C_t/C_0) = -kt \quad \text{(Equação 20)}$$

Com os dados experimentais das concentrações de CRL obtidos a partir do “teste das garrafas” (ver item 4.3) para intervalos de tempo preestabelecidos obteve o gráfico (Figura 03), cuja declividade da reta será igual à constante k da equação 20.

A constante de decaimento também foi determinada por Santos *et al.* (2016) através da declividade da reta do gráfico dos valores do logaritmo da relação entre as concentrações no tempo t e a concentração inicial, em função do tempo (Equação 20).

Sobre as reações com o material da parede da tubulação e o biofilme, Rossman (2000) as relaciona com a concentração no volume de escoamento de acordo com a equação 15. O coeficiente de reação na parede k_w assume valores entre 0 e 1,5 m/dia para reações de primeira ordem.

As taxas reação na parede não podem ser medidas diretamente e são determinadas indiretamente por comparação utilizando um processo de tentativa e erro para determinar que valores de k_w permitem alcançar o melhor ajuste entre resultados da simulação e as medições de campo.

O aumento da rugosidade da tubulação com a idade aumenta também a reatividade da parede com algumas espécies químicas como o cloro e outros desinfetantes, não sendo provável que tubulações em plástico e em ferro galvanizado relativamente novas tenham consumo significativo para estas substâncias (ROSSMAN, 2000). Realça que para reações de primeira ordem, o valor do coeficiente k_w varia entre 0 e no máximo de 1,5 m/dia.

Os resultados experimentais de Clark (2011) demonstram que a demanda de cloro na parede do tubo varia significativamente entre diferentes tipos de material de tubulação e, portanto, o tipo de material de tubulação pode influenciar o transporte e manutenção de cloro livre em sistemas de distribuição de água. Considerou a equação 21 que determina a concentração de cloro residual ao longo do tempo.

$$C_t = C_0 e^{-(k_b + k_r) t} \quad \text{(Equação 21)}$$

Onde:

C_t : concentração de cloro no instante t .

C_0 : concentração inicial de cloro.

k_b : constante cinética de decaimento na massa líquida.

k_r : constante cinética de decaimento na parede.

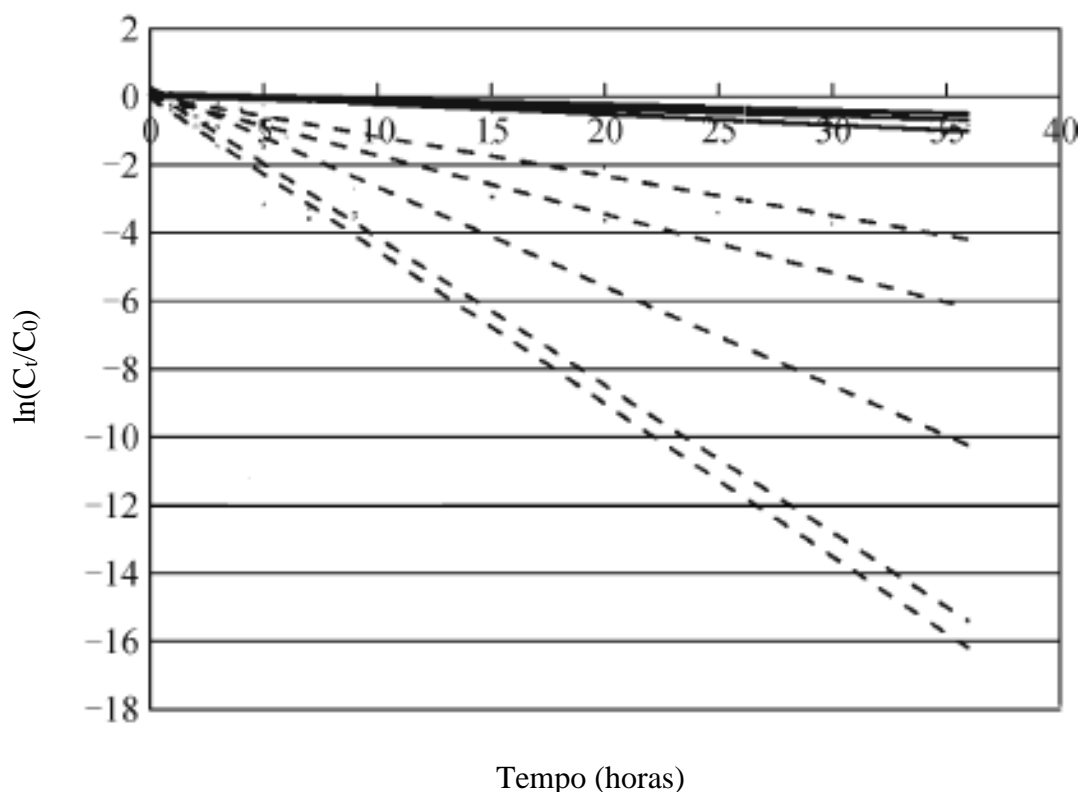
t : tempo.

Em seguida, adotou o log natural da equação 21 e remanejou as parcelas resultando a seguinte equação 22.

$$\ln(C_t/C_0) = -(k_b + k_r)t \quad \text{(Equação 22)}$$

Variando os valores de vazão para um mesmo valor de k_b Clark (2011) realizou testes em duas redes malhadas com tubulações distintas e constatou que houve uma dissipação mais rápida do cloro residual em tubos de ferro dúctil sem revestimento em relação aos tubos de PVC (Figura 03).

Figura 03 – Gráfico $\ln(C_t/C_0)$ versus tempo em horas para malha 4 (tubo metálico sem revestimento) e malha 5 (tubo PVC) para k_b constante



Fonte: Clark, 2011.

As linhas contínuas do gráfico representam a demanda ao longo do tempo para tubos de PVC e as linhas pontilhadas a demanda ao longo do tempo para tubos de ferro dúctil não revestido. Obviamente a demanda total de cloro ($k_b + k_r$) do tubo metálico sem revestimento é muito maior do que a demanda total para o tubo de PVC.

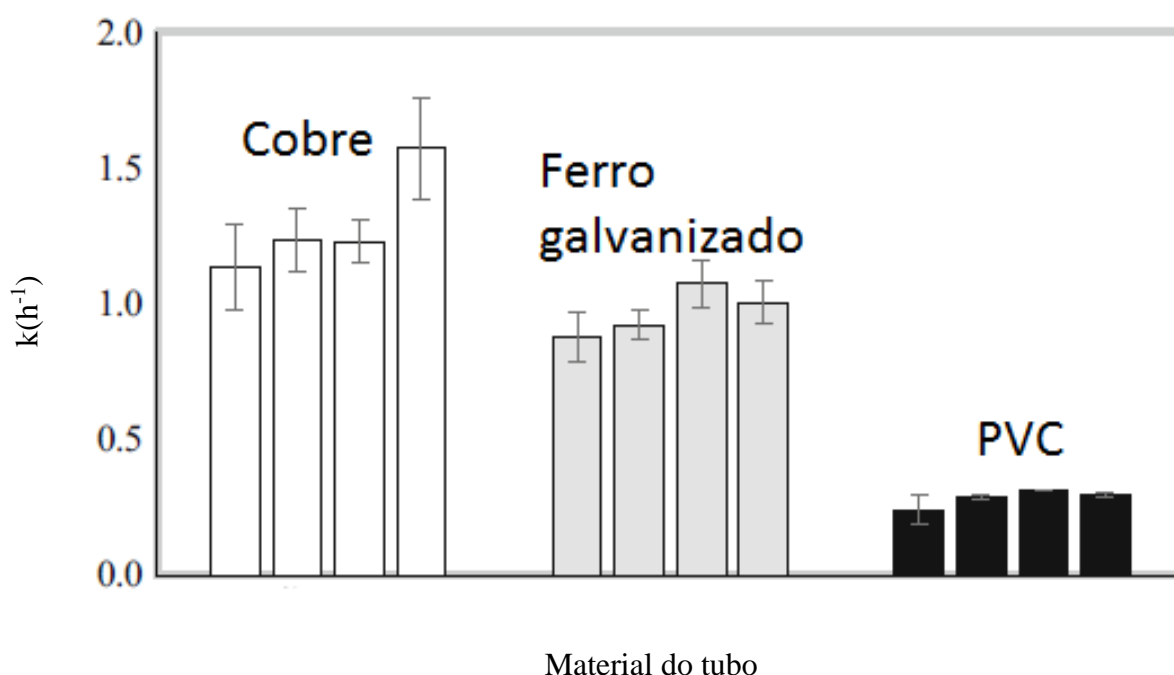
O autor comparou, também, o valor de k_b calculado com os valores de consumo total de cloro ($k_b + k_r$) para todas as condições de vazão da malha 5 e verificou que estes se mantiveram dentro do desvio padrão da demanda na massa líquida e, em alguns casos, foi inferior. Portanto, concluiu-se que consumo na parede de PVC foi insignificante e foi assumido como sendo zero no estudo.

Sobre o efeito do tipo de material dos tubos no decaimento do cloro residual ZHENG *et al.* (2015) concluíram que a constante de taxa de decaimento de primeira ordem para cloro livre variou substancialmente, variando de $0,24 \text{ h}^{-1}$ a $1,57 \text{ h}^{-1}$ sendo os maiores valores observados em seções de tubos feito de cobre, significativamente maior do que os tubos seções feitas de ferro galvanizado e PVC (Figura 04). O PVC pareceu ser o menos reativo, sugerindo a

vantagem deste material para uso em tubulações para manter o cloro residual livre em comparação com outros materiais dos tubos.

Foram testadas quatro seções para cada tipo de material de tubo. A constante de taxa de decaimento de cloro livre foi determinada por quatro vezes em cada seção do tubo, cujos resultados foram as médias destes testes com as barras de desvio padrão. Segundo os autores os erros não são significativamente diferentes para o um mesmo material do tubo considerado.

Figura 04 – Constante de taxa de decaimento do cloro livre em tubulações de materiais diferentes (cobre, ferro galvanizado e PVC)



Fonte: Zheng *et al.*, 2015.

3.4 Parâmetros que influenciam o decaimento do cloro residual livre

Uma vez que depende da condição de um sistema de distribuição e da qualidade da água, o comportamento do decaimento do cloro é significativamente variável (SAIDAN *et al.*, 2017).

3.4.1 Tempo de percurso

O tempo de percurso é simulado como uma variável de qualidade da água, mas realidade é um dado puramente hidráulico de um sistema de abastecimento. O cálculo do tempo de percurso médio de uma molécula de água é efetuado por integração dos valores da velocidade ao longo do tempo e ao longo do percurso entre a dois pontos, quer dizer, entre a origem de abastecimento e um nó, assumindo-se mistura completa nos nós (COELHO *et al.*, 2006).

O EPANET pode simular a variação da idade da água (ou tempo de percurso) através do sistema de abastecimento. A água que entra na rede possui uma idade zero, designando-se por tempo de percurso quando o valor de entrada for considerado diferente de zero. Uma medida simples, não específica, da qualidade da água entregue para consumo humano. O *software* de simulação trata a idade da água como um constituinte reativo, que segue uma lei cinética de crescimento de ordem zero, com uma taxa constante igual a 1, ou seja, em cada segundo, a água torna-se um segundo mais antiga na rede (ROSSMAN, 2000).

Seyoum *et al.* (2013) simularam a idade da água e o decaimento do cloro residual em uma rede de distribuição hipotética composta por 06 nós e criaram cenários de operação com pressões diferentes resultantes nos nós que revelaram índices de satisfação de demanda iguais a 100%, 70% e 56%. Os resultados demonstraram que quando a pressão no sistema diminui a idade da água aumenta enquanto que as concentrações de cloro residual diminuem. Isto significa que quando a pressão na rede de distribuição diminui, o fluxo correspondente será mais baixo e o tempo de residência hidráulica (idade da água) será maior. Um aumento no tempo de residência permite que a concentração de cloro diminua. As condições de baixa pressão produziram mudanças mais significativas nos parâmetros avaliados em nós distantes da rede em relação ao ponto de dosagem de cloro.

O decaimento de cloro em tubos com baixo fluxo de água, mais observado em operações noturnas, deve ser examinado com cuidado e atenção adicionais. As condições de fluxo laminar ou quase laminar em tubulações das redes de abastecimento podem ocorrer porque os diâmetros dos tubos durante a fase de projeto podem ter sido dimensionados, por exemplo, para atender os requisitos de combate a incêndio impostos pelas normas em vez dos requisitos de tamanho para as demandas médias dos consumidores com fatores de demanda máxima, levando a adoção de tubos de grandes dimensões. Como resultado, um fluxo muito baixo e baixas velocidades podem ser observados nos tubos de abastecimento na maioria dos casos (OZDEMIR e BUYRYK, 2018).

Estes pesquisadores apresentaram resultados dos testes das garrafas indicando como o coeficiente de decaimento do cloro pode mudar em função do tempo de residência da água em um tubo de teste fixado na parede do laboratório utilizado para coleta das amostras e com a temperatura de água na rede.

Os modelos da qualidade da água simulam, além do comportamento das concentrações de parâmetros, também o tempo de percurso entre dois pontos da rede, como por exemplo, entre a entrada do setor de abastecimento e os pontos de consumo.

Segundo Coelho *et al.* (2006) o cálculo do tempo de percurso é produzido pelos valores da velocidade ao longo do tempo e ao longo do percurso entre dois pontos, considerando mistura completa nos nós e proporciona conhecer os caminhos preferenciais, as zonas de menor escoamento ou de estagnação e as zonas mais indicadas para a coleta de amostras, cuja finalidade é a de controlar o processo de operação do sistema e verificação do atendimento à legislação que avalia a qualidade da água.

Neto *et al.* (2000) observaram que as companhias de saneamento geralmente distribuem uniformemente os pontos de coleta dentro do sistema de abastecimento, inclusive pontos de consumo específicos (hospitais, escolas, etc.), zonas de baixa pressão e com interrupção de abastecimento, além de pontos problemáticos por não disporem de informações precisas sobre como selecionar os pontos de amostragem.

Vasconcelos e Koide (2009) alertaram que a variação da qualidade da água em uma rede de distribuição é complexa e dinâmica e depende das variações de consumo, das variações bruscas de pressão e das variações da qualidade da água que entra no sistema. Os pesquisadores observaram também, que o EPANET 2.0, por exemplo, pode prever locais onde um dado parâmetro da qualidade poderá apresentar valores críticos sujeitos a coletas das amostras, por meio da simulação da variação dos constituintes que caracterizam a qualidade da água.

O decaimento do cloro residual depende diretamente do tempo de percurso da água no interior do sistema e do tempo de residência nos reservatórios. Este efeito é principalmente verificado nos anos iniciais de operação nos quais a quantidade de ligações ainda pode ser relativamente, caracterizando consumos inferiores aos dimensionados que corresponderão a baixas velocidades de escoamento e maiores tempos de percurso (COELHO *et al.*, 2006).

Ressaltaram também, que o tempo de percurso é de difícil verificação sem a utilização de modelos de simulação antes da implantação dos sistemas de abastecimento, sendo que os problemas relacionados à deficiência de cloro residual e valores dos parâmetros microbiológicos acima do máximo permitido poderão ser constatados somente depois, durante a operação.

Segundo Alegre e Coelho (1998), longos tempos de percurso é um problema frequentemente encontrado nos sistemas de distribuição, nas pontas de redes com baixo consumo e trechos com diâmetros superdimensionados.

Olaia (2012) pesquisando a modelagem matemática concluiu que, para o estudo de caso em questão, cujos valores das velocidades de escoamento foram muito baixas e perdas de cargas reduzidas e considerando a área possuir uma população reduzida, a rede foi caracterizada como sendo sobre dimensionada para a situação inicial de funcionamento. Nesse caso, a principal consequência é o elevado tempo de percurso da água que ocasiona um maior decaimento do cloro residual, aumentando o risco de contaminação.

Verificou, também, que ao longo de 24 horas de simulação da qualidade da água, o teor de cloro na rede de distribuição variou de acordo com a variação de consumo. À medida que o consumo aumentou houve um aumento gradual do teor de cloro, desde o reservatório até os nós finais da rede de distribuição.

Gauthier, *et al.* (2000) estudaram o decaimento de cloro, medido em uma seção do sistema de distribuição, que inicialmente foi atribuído à corrosão e sedimentos da tubulação de ferro fundido. Reduções no tempo de residência no reservatório modificando o tempo de funcionamento da bomba que o abastecia ou diminuindo o volume de água reservado impactaram aumentaram as concentrações de cloro residual

3.4.2 Temperatura

Geralmente os coeficientes de reação no volume do escoamento crescem com o aumento da temperatura. A execução de séries de testes em garrafas sob diferentes temperaturas permite avaliar, com maior precisão, como ocorre essa variação (ROSSMAN, 2000).

A temperatura da água tem um efeito sobre o decaimento do teor de cloro, de acordo com o que foi concluído na maioria dos estudos até esta data (OZDEMIR e BUYRYK, 2018).

Utilizando uma equação do tipo Arrhenius, Powell *et al.* (2000) desenvolveram uma equação relacionando o coeficiente k_b e as variáveis temperatura, COT e concentração inicial de cloro. Avaliaram os efeitos da variação de temperatura entre 4-20 °C, 4-15 °C e 14-26 °C em amostras de água coletadas de três fontes diferentes e concentrações iniciais de 0,50 mg.L⁻¹ de desinfetante. O coeficiente k_b apresentou valores com intervalo de aproximadamente 0,01 h⁻¹ a

0,095 h⁻¹ para as faixas de temperatura adotadas, demonstrando uma variação proporcional entre estas duas grandezas.

A temperatura é um dos fatores que mais influenciam as taxas de decaimento de cloro em sistemas de água potável. As variações desta propriedade da água ocorrem dentro dos sistemas, particularmente em estações do ano com diferença considerável de temperatura entre ar e água. Em tubos com baixo fluxo ou na extremidade do sistema, tende a ser significativamente diferente do que em outros (MONTEIRO et al., 2017). Estes pesquisadores estabeleceram uma relação linear que indicou que a temperatura da água é maior no nós de uma rede de distribuição associados à maior idade da água, particularmente notável naqueles mais distantes do ponto de aplicação do cloro e no nó onde quase não houve fluxo durante o período.

Realizaram cinco testes das garrafas à temperaturas de 10, 15, 20, 25 e 30 °C para avaliar o decaimento do cloro residual em massa. Para uma concentração inicial de desinfetante de cerca de 0,83 mg.L⁻¹, a degradação do desinfetante foi maior em amostras de água com temperaturas mais altas. Os perfis de decaimento indicaram que após cerca de 20 horas e para temperaturas iguais a 25 °C e 15 °C, as concentrações verificadas nas curvas do gráfico foram, respectivamente, próximas à 0,42 mg.L⁻¹ e 0,60 mg.L⁻¹.

Fisher, Kastl e Sathasivan (2012) utilizaram, por exemplo, uma concentração inicial de cloro igual a 1,9 mg.L⁻¹ em amostras mantidas a uma temperatura de 25 °C e obtiveram um valor de concentração de cloro livre, após 15 horas, abaixo de 0,50 mg.L⁻¹ e igual a aproximadamente 1,00 mg.L⁻¹ para uma concentração inicial de 1,8 mg.L⁻¹ e temperatura de 10 °C. Concluíram que as curvas de decaimento resultantes dos testes realizados em amostras de água tratada demonstraram valores de residual de cloro mais baixos, para um mesmo tempo t, em temperaturas mais altas. O objetivo dos pesquisadores era validar um modelo de dois reagentes (reação rápida e lenta) considerando em uma mesma equação a temperatura e a concentração inicial de cloro.

Monteiro *et al.* (2015) verificaram o decaimento do cloro em amostras testadas com valores diferentes de concentrações de matéria orgânica natural, 2 de água bruta (2,50 mg.L⁻¹ e 1,50 mg.L⁻¹) e 7 de água tratada (uma com 0,40 mg.L⁻¹, uma com 1,10 mg.L⁻¹, duas com 1,40 mg.L⁻¹, duas com 1,8 mg.L⁻¹ e uma com 3,30 mg.L⁻¹). Concluíram que as taxas de decaimento variaram tanto na fase rápida quando na fase lenta, influenciadas pelas variações de

temperatura. Na fase lenta observaram um aumento de 1,9 a 5 vezes no valor do coeficiente de decaimento quando a temperatura aumentou de 10° C para 20 °C.

Os resultados obtidos por Eck, Saito e McKenna (2016) demonstraram um decaimento de desinfetante mais acentuado para amostras coletadas no período do ano com temperatura mais elevada, sob as mesmas condições de velocidade do fluxo e idade da água. Durante o inverno, onde as temperaturas variaram entre 6 °C e 7 °C, uma dosagem igual 1,50 mg.L⁻¹ produziu concentrações residuais de 0,75 mg.L⁻¹ a 1,00 mg.L⁻¹, enquanto que no verão onde a temperatura média da água foi mais elevada, uma dosagem maior de cloro igual a 6,00 mg.L⁻¹ foi necessária para manter um resíduo de concentração médio de 0,90 mg.L⁻¹. O estudo permitiu criar um modelo aplicado em um sistema de distribuição de água para estudar a influência da temperatura nos processos decaimento de cloro e formação de subprodutos da desinfecção.

Saidan *et al.* (2017) obtiveram valores entre 0,10 dia⁻¹ e 0,60 dia⁻¹ para o coeficiente de decaimento do cloro (k_b) na massa de água com variação diretamente proporcional ao intervalo de temperatura 5 °C a 40 °C, em amostras coletadas na estação de tratamento de Zai, na Jordânia.

Ozdemir e Buyryk (2018) apresentaram resultados dos testes das garrafas para conjuntos de amostras com temperaturas de 9 a 10 °C, 14 a 16 °C e 20 a 21 °C para demonstrar como o coeficiente de decaimento do cloro pode mudar em função do tempo de residência da água em um tubo de teste fixado na parede do laboratório utilizado para coleta das amostras e com a temperatura de água na rede. Os autores concluíram que a temperatura da água teve um efeito sobre o decaimento do teor de cloro, embora tenham observado que esta degradação não foi muito sensível, pelo menos para os dados de temperatura da água tratada adotados no estudo: para um tempo de residência igual a 11 minutos, por exemplo, os valores das constantes cinéticas foram iguais a 1,004 dia⁻¹, 0,963 dia⁻¹ e 0,988 dia⁻¹ para respectivas faixas de temperatura mencionadas anteriormente.

3.4.3 Matéria orgânica

O cloro livre é consumido, na massa líquida, principalmente por reações com matéria orgânica natural e outras substâncias reativas (Kim *et al.*, 2014).

O estudo de Mermillod-Blondin *et al.* (2015) examinou o desempenho da remoção de matéria orgânica dissolvida em água pluviais acumuladas em bacias de infiltração e transferidas para um aquífero urbano. Medições realizadas em poços situados abaixo das bacias, na zona do

aquífero impactada pela infiltração de águas pluviais (poços de recarga), mostrou que os processos que ocorrem na zona de aeração do solo foram suficientemente eficientes para limitar fluxos matéria orgânica ao manancial subterrâneo.

Powell *et al.* (2000) correlacionaram valores ajustados de k_b com diversas concentrações de COT para amostras coletadas em uma fonte de água mantidas à temperatura de 15 °C. Após a introdução de carvão ativado no tratamento o coeficiente cinético (0,05 h⁻¹ a 0,15 h⁻¹) aumentou linearmente em relação aos valores de COT que permaneceram entre 0,90 mg.L⁻¹ a 3,10 mg.L⁻¹. Para um intervalo de aproximadamente 3,30 mg.L⁻¹ a 4,20 mg.L⁻¹ de COT, antes do uso de carvão ativado no tratamento, os valores de k_b ficaram no intervalo de 0,11 h⁻¹ a 0,50 h⁻¹, aumentando linearmente em relação aos valores de COT.

Resultados apresentados por Al Heboos e Licskó (2017), indicaram que a taxa de decaimento do cloro na massa líquida é influenciada pela concentração de matéria orgânica em amostras de água coletada do efluente da estação de tratamento de água, antes da cloração.

Testes realizados por Saidan *et al.* (2017) mostraram que o aumento na concentração de carbono orgânico total (COT) com valores iguais a 1,33 mg.C.L⁻¹, 1,82 mg.C.L⁻¹ e 2,04 mg.C.L⁻¹ ocasionaram um aumento nos valores do coeficiente “ k_b ” iguais a aproximadamente 0,56 dia⁻¹, 0,63 dia⁻¹ e 0,71 dia⁻¹.

Outro ponto importante a ser considerado é o de que diferentes tipos de água natural ocasionam variados comportamentos no decaimento da concentração do residual de cloro livre na água distribuída.

Sanabria e De Julio (2013) realizaram estudo para ajustar os modelos cinéticos encontrados na bibliografia e concluíram que, a partir dos testes de decaimento de cloro, foi possível observar que das três amostras coletadas em mananciais distintos, as de origem subterrânea apresentou baixo nível de reação com o cloro para dosagens iniciais de cloro iguais a 1 mg.L⁻¹ e 2 mg.L⁻¹, h⁻¹.

4 MATERIAL E MÉTODOS

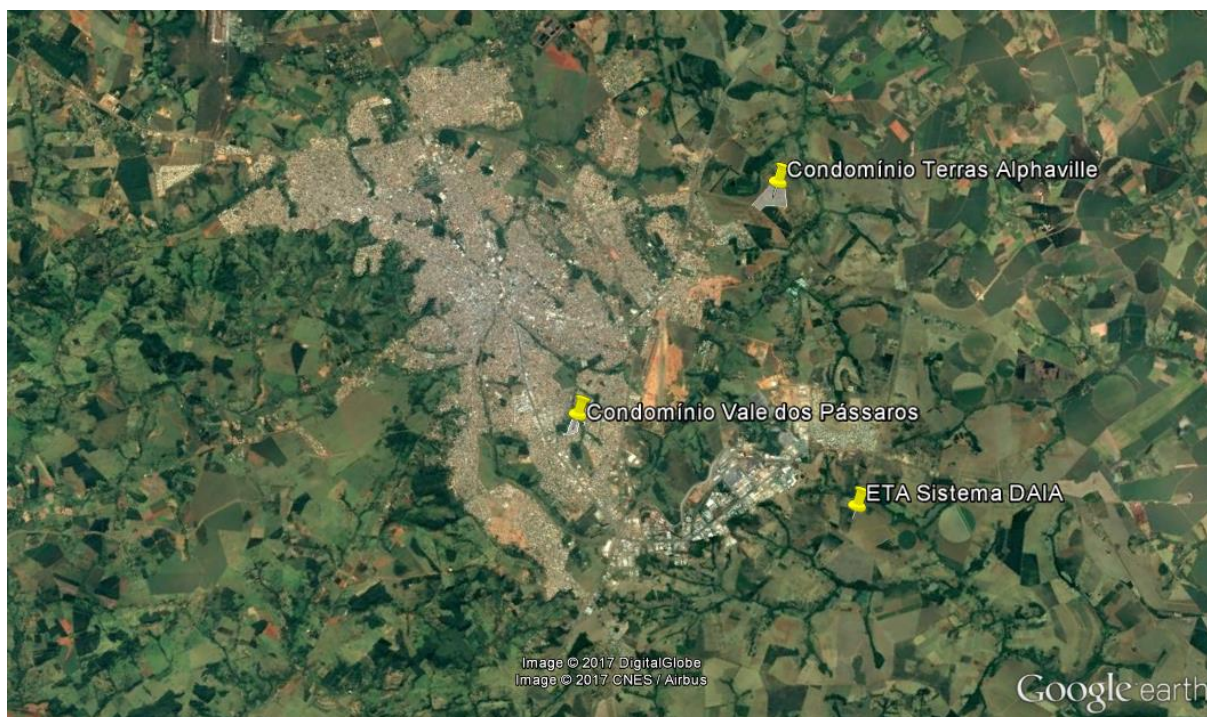
4.1 Áreas de estudo

As áreas de estudo foram escolhidas dentre as várias que compõem o SAA da cidade de Anápolis, no estado de Goiás, pelo fato de serem relativamente pouco ocupadas, isto é, com

número de ligações de água que caracterizam consumos com valores abaixo do projetado e por terem áreas de influência dos reservatórios de distribuição bem delimitadas.

O estudo do decaimento de CRL foi realizado em locais que compreendem módulos de abastecimento definidos pelas áreas de influência dos reservatórios que abastecem os setores denominados Condomínio Vale dos Pássaros e Condomínio Terras Alphaville, cujas características da água bruta são determinadas, respectivamente, pelo manancial superficial de captação denominado Ribeirão Caldas, pertencente ao Sistema de Abastecimento DAIA, e pelo manancial subterrâneo de captação pertencente ao Sistema Independente de Abastecimento Terras Alphaville (Figura 05).

Figura 05 – Localização das áreas de estudo dentro do município de Anápolis e da ETA do Sistema DAIA



Fonte: Google Earth, 2017.

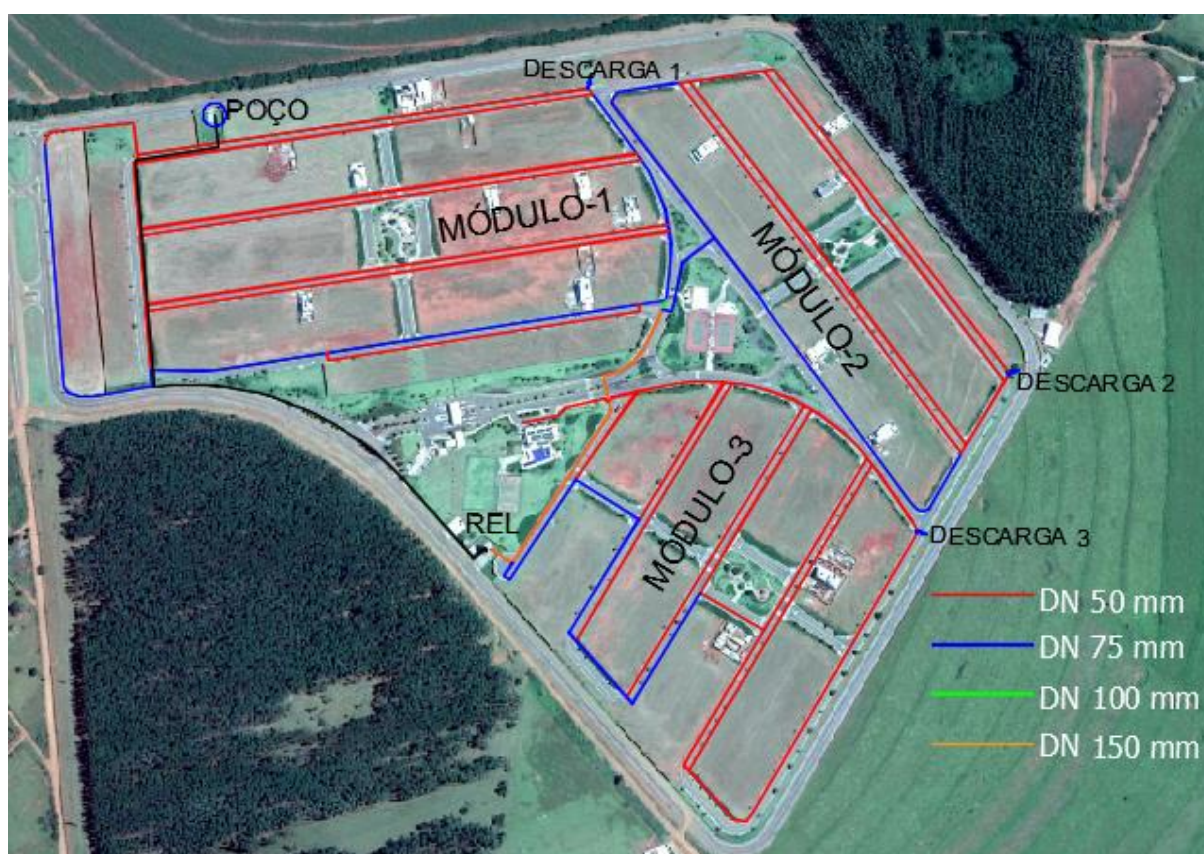
4.1.1 Condomínio Terras Alphaville

A primeira ligação de água realizada pela concessionária responsável pelo sistema de abastecimento ocorreu no dia 13/10/2015. Conforme pode ser observado na figura 06, é composto por um poço profundo, cuja bomba submersível recalca água bruta até o reservatório elevado (Rel) de concreto projetado para abastecer as redes de distribuição do condomínio composto por 336 lotes. A quantidade de ligações de água existente no mês de maio de 2018 é igual a 24 (Saneago, 2018). A população atendida, considerando o número igual a 3,21

habitantes por domicílio para a cidade de Anápolis (IBGE, 2010), é estimada de aproximadamente 77 pessoas.

A cloração é realizada por equipamento gerador de cloro a partir da reação eletroquímica do cloreto de sódio. A solução é aplicada diretamente no reservatório de distribuição.

Figura 06 – Área do Condomínio Terras Alphaville, localização do poço profundo, reservatório elevado (Rel) e módulos da rede de distribuição



Fonte: Google Earth (imagem), 2018.

4.1.2 Condomínio Vale dos Pássaros

O módulo de abastecimento é composto por um reservatório apoiado (Rap) projetado para abastecer as redes de distribuição do condomínio composto por 154 lotes (Figura 07), sendo que a primeira ligação de água foi realizada em 07/02/2012. A quantidade de ligações de água existentes no mês de maio de 2018 é igual a 62 (Saneago, 2018). A população atendida, considerando o número igual a 3,21 habitantes por domicílio para a cidade de Anápolis (IBGE, 2010), é estimada em aproximadamente 199 pessoas.

O sistema de cloração da água que abastece o reservatório de distribuição é composto por cilindros de cloro gás e se encontra na ETA do Sistema de Abastecimento DAIA.

Figura 07 – Área do condomínio Vale dos Pássaros e localização do reservatório apoiado (Rap) e rede de distribuição



Fonte: Google Earth (imagem), 2018.

4.2 Cenários a modelar

Os cenários a modelar descritos a seguir avaliaram o decaimento do CRL nas redes de distribuição influenciado pelo tempo de residência da água (tempo de percurso) e pela variação da temperatura, para alguns padrões de consumo, considerando sistemas abastecidos com dois tipos de água, um de manancial superficial e outro de manancial subterrâneo, caracterizados por concentrações distintas de matéria orgânica.

Cenário 1: Simular o tempo de percurso da água ao longo das redes de distribuição para estabelecer qual nó recebe a última parcela de água proveniente da saída do reservatório, de acordo com alguns padrões de consumo dos usuários.

Cenário 2: Simular o decaimento do desinfetante ao longo das redes de distribuição para identificar a concentração inicial mínima necessária de cloro na saída dos reservatórios que garanta o residual de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ em todos os nós, de acordo com o padrão de consumo dos

usuários, para valores distintos do coeficiente “ k_b ” obtidos após os “testes das garrafas”, dependentes da temperatura.

4.3 Avaliação da influência da temperatura no coeficiente cinético “ k_b ”

A análise dos dados ocorreu através do estudo da correlação entre o decaimento de cloro residual livre na massa líquida (representado pelo coeficiente cinético) e a temperatura da água, observando a tendência definida pelos valores resultantes dos testes das garrafas. A comparação entre os valores obtidos para as amostras dos dois tipos de água também foi discutido.

O decaimento do cloro na massa líquida foi avaliado através do “teste das garrafas” (OZDEMIR e BUYRYK, 2018; SAIDAN *et al.*, 2017; MONTEIRO *et al.*, 2017; SANABRIA e DE JULIO, 2013; POWELL *et al.*, 2000).

Por um período de aproximadamente 24 horas os frascos e a vidraria utilizada nas coletas foram imersos em uma mistura de água MilliQ e hipoclorito de sódio (12,6%) com o intuito de minimizar a demanda de cloro devido qualquer contaminação dos recipientes. A concentração de desinfetante na água foi de aproximadamente 10 mg.L⁻¹. Na sequência os frascos foram esvaziados, lavados com água MilliQ e colocados para secar.

Amostras de água de origem superficial foram coletadas na saída do filtro nº 01, antes da aplicação de cloro, na Estação de Tratamento de Água (ETA) do Sistema de Abastecimento DAIA, localizada na latitude 16°25'32.63"S e longitude 48°54'41.60"O, que alimenta o reservatório apoiado de distribuição do condomínio Vale dos Pássaros. O processo de tratamento é convencional composto pelas fases de correção do pH de coagulação através da aplicação de alcalinizante (cal hidratada), aplicação de coagulante (sulfato de alumínio), mistura rápida, floculação, decantação, filtração, desinfecção com cloro gás e correção do pH através da aplicação de alcalinizante (cal hidratada).

As amostras da água natural de origem subterrânea foram coletadas na linha de recalque da bomba submersível instalada no poço tubular profundo, antes do ponto de aplicação de cloro, próximo à entrada do reservatório elevado de distribuição do Sistema de Abastecimento Terras Alphaville na latitude 16°21'4.11"S e longitude 48°52'50.56"O, caracterizado pelo processo de tratamento por simples.

Com o objetivo de acrescentar dados que pudessem explicitar ainda mais o comportamento do decaimento do cloro residual livre em função do tipo de água natural, com

concentração de COT diferente das duas anteriores, nas mesmas faixas de temperatura adotadas nos testes, foram coletadas e analisadas amostras de água captada superficialmente, na saída do filtro nº 03, antes da aplicação de cloro da Estação de Tratamento de Água (ETA) do Sistema de Abastecimento Piancó, na latitude 16°17'35.86"S e longitude 48°57'7.86"O, esta também localizada na cidade de Anápolis, no estado de Goiás, mas que não abastece os setores selecionados para as simulações da qualidade da água. A ETA Piancó é composta por oito filtros de fluxo descendente. O processo de tratamento é caracterizado pelas fases de correção do pH de coagulação através da aplicação de alcalinizante (cal hidratada), aplicação de coagulante (sulfato de alumínio), mistura rápida, floculação, decantação, filtração, desinfecção com cloro gás e fluoretação utilizando o ácido fluossilícico.

O início da coleta da água na saída do filtro da ETA DAIA ocorreu às 09h22min do dia 18/05/2018, na saída do filtro da ETA Piancó ocorreu às 09h08min do dia 16/04/2018 e na linha de recalque do poço profundo às 09h48min do dia 27/04/2018, em 02 frascos preenchidos com 1,1 L de amostra de água em cada ponto de coleta, identificados sequencialmente por um número (Quadro 02). Em cada um dos pontos a água também foi coletada em 02 frascos de 100 mL. Todos os frascos foram da cor âmbar. No momento da coleta a temperatura da água medida com termômetro de líquido em vidro, marca Incoterm.

Logo após a coleta, um dos frascos de 100 mL foi devidamente acondicionado em uma caixa de isopor de 1,5 L com gelo e encaminhado imediatamente ao laboratório do Centro Regional para o Desenvolvimento Tecnológico e Inovação – CRTI, localizado no Campus Samambaia, da Universidade Federal de Goiás, na cidade de Goiânia-GO, para a análise do teor de carbono total utilizando o equipamento TOC-L da Shimadzu. As medidas foram realizadas em triplicata, com resultados iguais a média dos valores adquiridos de carbono orgânico e inorgânico presentes na amostra.

No laboratório de processo da Estação de Tratamento de Água do Sistema Piancó a amostra de água do outro frasco de 100 mL foi usada para determinar os valores de pH e turbidez da água sem desinfetante. Neste mesmo laboratório 01 frasco de 1,1 L de cada um dos pontos de coleta receberam volumes de hipoclorito de sódio, aplicados com uma microseringa graduada de 0 a 10 µL, com precisão igual a 0,2 µL, marca Agilent, que resultou em concentrações iniciais “C₀” de desinfetante na água iguais a aproximadamente 1 mg.L⁻¹, medidas no mínimo 20 minutos após a dosagem. O conteúdo foi distribuído em frascos de 100mL, completamente preenchidos, identificados pela concentração de cloro, ponto de coleta

e temperatura pretendida para o estudo e colocados na incubadora marca Ética, modelo 411, para manter a temperatura da amostra entre a 20 a 21 °C.

Os outros 03 frascos que continham 1,1 L das amostras de cada um dos 03 pontos de coleta foram reservados em uma geladeira e, posteriormente, tiveram seus conteúdos utilizados adotando o mesmo procedimento para a temperatura controlada no intervalo de 30 a 31 °C (Quadro 02).

Quadro 02 – Nomenclatura dos frascos e respectivas concentrações iniciais de cloro em função da temperatura

Nº. do Frasco	Temperatura (°C)	Concentração Inicial de Cloro
1	20 a 21	C ₀ 20
2	30 a 31	C ₀ 30

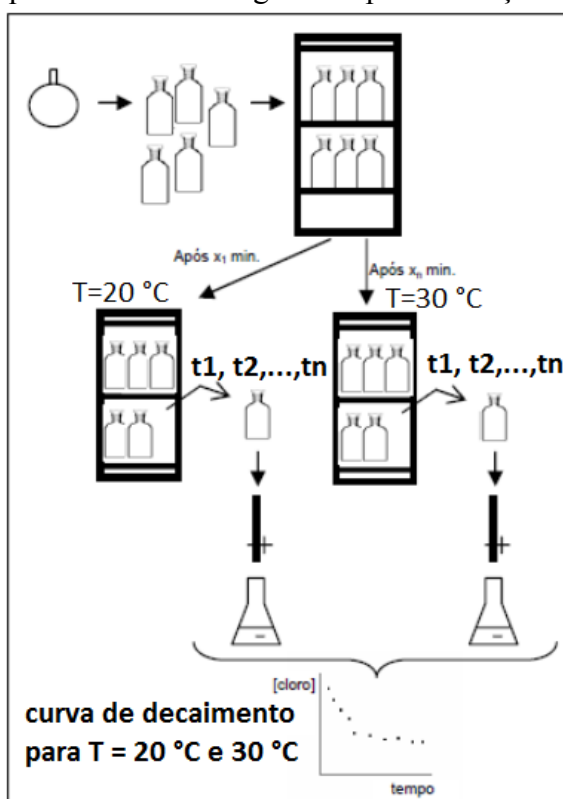
Fonte: Próprio autor.

As temperaturas típicas de um dia de inverno na cidade de Anápolis variam entre 10 °C e 25 °C. Na primavera são registradas temperaturas maiores, podendo ultrapassar os 35 °C (PMA, 2018).

Durante os testes as análises das amostras dos frascos de 100 mL para determinação da concentração do cloro residual foram realizadas em intervalos de tempo pré-determinados (2:39 a 3:31 horas, 6:02 a 7:11 horas, 20:07 a 22:24 horas, 28:44 a 30:41 horas, 45:18 a 48:07 horas, 68:54 a 71:50 horas e 98:13 a 99:52 horas), a partir do tempo inicial considerado igual a “zero”, referente à concentração inicial “C₀”, para avaliar o decaimento do desinfetante.

O tempo total dos testes foram próximos a 100 horas para considerar as fases rápida e lenta e caracterizar a degradação do cloro. SAIDAN *et al.* (2017) observaram o decaimento do cloro por um período total de aproximadamente 50 horas. As curvas obtidas nos testes realizados por MONTEIRO *et al.* (2017) foram obtidas a partir das análises, cujos valores das concentrações de cloro corresponderam a tempos inferiores à 100 horas.

Os resultados foram anotados em formulário, cujos valores foram transcritos e tabulados em uma planilha do *software* Excel e, a partir destes, demonstrados em gráficos. A taxa de decaimento na massa líquida (k_b) foi obtida a partir do gráfico $\ln(C_t/C_0)$ em função do tempo em horas. O comportamento da concentração do cloro residual foi apresentado no gráfico que relacionou esta com o tempo em horas (Figura 08).

Figura 08 – Esquema do “teste da garrafa” para obtenção do coeficiente k_b 

Fonte: adaptado de Coelho *et al.*, 2006.

4.4 Coleta e análises dos parâmetros físico-químicos

Os pontos de coleta das amostras de água na rede de distribuição com o intuito de verificar o atendimento à legislação quanto à concentração mínima de cloro residual ($0,2\text{ mg.L}^{-1}$) foram definidos de forma a abranger todos os módulos de abastecimento dos sistemas e em locais acessíveis (Quadro 03 e Figura 09).

Quadro 03 – Pontos de coleta das amostras de água: a) condomínio Terras Alphaville;
b) condomínio Vale dos Pássaros

a)

Nº. Conta de água ou local	Ponto de coleta	Endereço
2314844-6	PTA01	Rua Alameda Cabobeira, nº. AV-25, Praça Play Aventura
2282197-0	PTA02	Rua Pequi, quadra AS, lote 06
2314842-0	PTA03	Rua Ipê Roxo, nº. AV-36, Praça da Melhor Idade
2314843-8	PTA04	Rua Alameda Cauna, nº. ACL-02, Praça dos Esportes
2186441-1	PTA05	Rua Alameda Quina do Campo, nº. AV-15, Praça Infantil
Reservatório (Rel)	PTA06	Centro de reservação

b)

Nº. Conta de água ou local	Ponto de coleta	Endereço
2269563-0	PVP01	Rua Canário, Área Verde V
2269528-1	PVP02	Rua Canário, Área Verde IV
1986449-3	PVP03	Rua Araras, quadra 06, lote 11
1792767-6 2198960-5	PVP04	Rua Andorinhas, quadra 04, lote 01
1880959-0	PVP05	Avenida Tucano, s/n, Área Verde I
Reservatório (Rap)	PVP06	Centro de reservação

Fonte:Próprio autor.

Figura 09 – Pontos de coleta das amostras de água: a) condomínio Terras Alphaville;
b) condomínio Vale dos Pássaros

a)



b)



Fonte: Google Earth (2018).

Os procedimentos para coleta de amostras seguiram o “Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos” (CETESB, 2011). A coleta de amostras e análises laboratoriais foram compatibilizados com as atividades de rotina da operação exercida pela empresa Saneamento de Goiás S.A., concessionária gestora do SAA da cidade de Anápolis, no estado de Goiás. O laboratório de processos da ETA do Sistema Piancó, foi utilizado para a obtenção dos parâmetros da qualidade da água.

Para o monitoramento do pH e temperatura não foram exigidas coletas extras, devido a que foram utilizadas as mesmas amostras destinadas às análises de concentração de cloro residual.

Os parâmetros da qualidade da água foram analisados em laboratório de acordo com os métodos específicos, elaborados de acordo com o *SMEWW – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), adotados pela empresa gestora do SAA (Quadro 04).

Quadro 04 – Descrição dos parâmetros e métodos utilizados pela empresa gestora para as amostras de água tratada

Parâmetro	Unidade	Método
Cloro residual livre	mg.L ⁻¹	ME08.6002
pH	-	ME08.6003
Turbidez	uT	ME08.6001
Temperatura	°C	ME08.0068

Fonte: adaptado de Saneago, 2018.

4.5 Características dos equipamentos de medição

Os equipamentos necessários para a construção e calibração dos modelos foram disponibilizados pela empresa gestora do sistema de abastecimento.

Na entrada dos setores os volumes foram contabilizados com o auxílio de macromedidores permanentes instalados na saída dos reservatórios (Figura 10).

Figura 10 – Medidor de vazão pré-equipado e saída com pulso: a) saída do reservatório de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros. b) saída do reservatório de distribuição do Condomínio Terras Alphaville.

a)



b)



Fonte: próprio autor.

Os valores de volume e vazão foram obtidos nos registros armazenados no sistema operacional automatizado da empresa gestora, consultados na forma de tabelas e gráficos.

A medição de pressão nos pontos de ligação de água foi realizada através da utilização de registradores portáteis, desenvolvidos pela própria empresa gestora do sistema de abastecimento com intervalo de leitura igual a 1 segundo (Figura 11).

Figura 11 – Registrador de pressão



Fonte: próprio autor.

Os dados instantâneos de pressão na rede foram obtidos com o auxílio de manômetro com escala de 0 a 160 mH₂O adaptados à mangueiras (Figura 12).

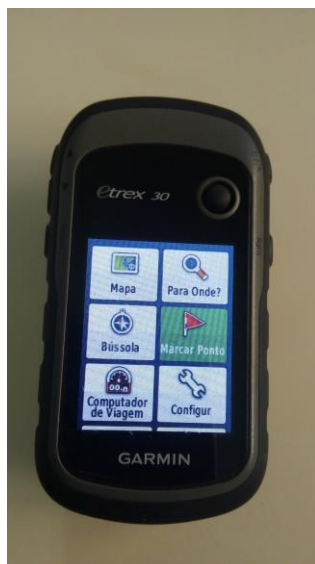
Figura 12 – Medição instantânea de pressão com manômetro



Fonte: próprio autor.

As cotas topográficas dos nós para estudo das pressões foram conferidas com auxílio do aparelho portátil GPS marca Garmin, modelo eTrex 30, com precisão de ± 3 metros (Figura 13).

Figura 13 – Equipamento GPS portátil



Fonte: próprio autor.

A determinação dos valores das concentrações de cloro residual livre durante as campanhas de amostragem e “testes das garrafas” de decaimento do desinfetante foi realizada utilizando o equipamento portátil modelo DR 900 da marca Hach (Figura 14). Os resultados foram apresentados em mg.L^{-1} .

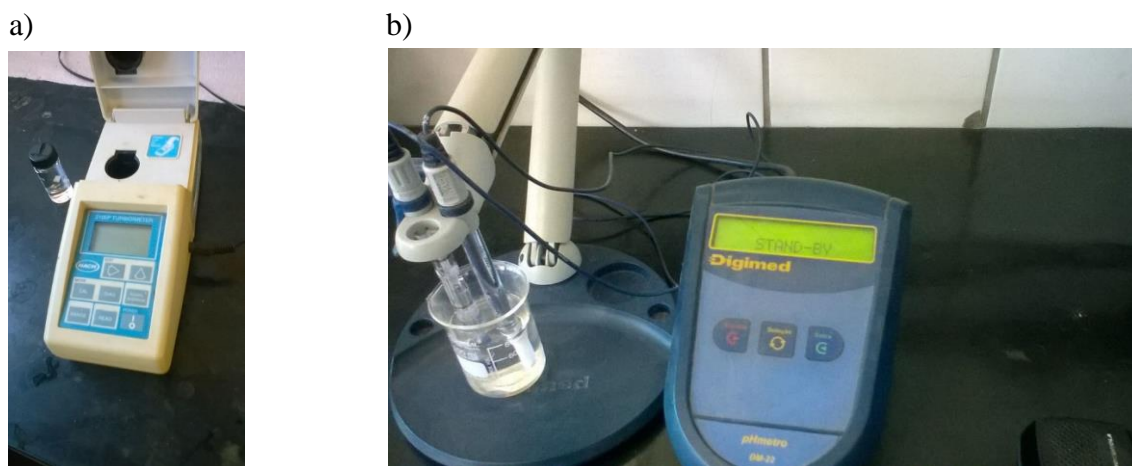
Figura 14 – Colorímetro modelo DR 900



Fonte: próprio autor.

Os equipamentos utilizados para obter os valores de turbidez em uT são os da marca Hach e modelo 2100P e para os valores de pH através do pHmêtro marca Digimed, modelo DM-22, apresentados na figura 15 (a) e (b).

Figura 15 – Turbidímetro (a) e pHmêtro (b)

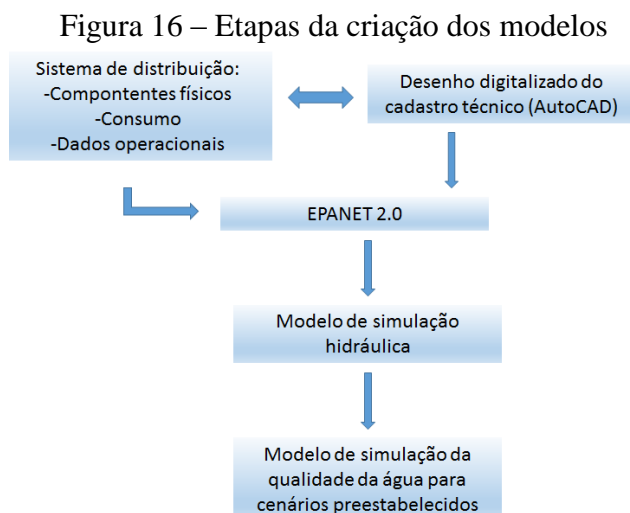


Fonte: próprio autor.

4.6 Construção dos modelos

Coelho *et al.* (2007) detalham que a fase de construção do modelo é composta pelo levantamento e organização dos dados referentes aos componentes físicos do sistema de abastecimento, aos padrões de consumo e vazões e ao controle operacional considerando os cenários a simular.

A figura 16 descreve as principais etapas relacionadas à construção dos modelos matemáticos.



Fonte: adaptado de Olaia (2012).

As informações levantadas mantiveram, na medida do possível, as convenções (nomenclatura, códigos, etc.) adotadas, dentre outros, pelos departamentos comerciais, operacionais e manutenção que detém os dados.

Os dados básicos são dados referentes às características físicas dos dois sistemas das áreas de estudo e ao consumo, pressão e vazão relacionados aos cenários simulados. Os sistemas não possuem conjuntos motobombas instalados e esse fato resume o levantamento de dados aos reservatórios, válvulas de controle e tubulações, inclusive as coordenadas geográficas, cotas dos nós e o traçado da rede existente.

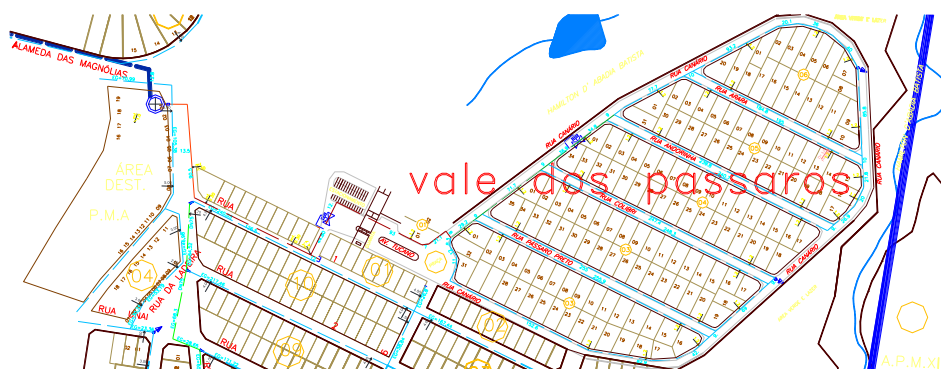
As simulações ocorreram com auxílio do programa de computador EPANET 2.0, por ser considerado um *software* utilizado mundialmente, confiável e de distribuição gratuita.

O manual do usuário do EPANET 2.0, traduzido e adaptado no ano de 2009 pelo Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento Universidade Federal da Paraíba, foi adotado como guia de utilização do programa ao longo da construção e utilização dos modelos de simulação.

4.6.1 Caracterização dos componentes físicos

A descrição dos componentes físicos dos sistemas de abastecimento foi realizada principalmente com o auxílio das informações que constam no cadastro técnico mantido em arquivo eletrônico pela concessionária responsável pela gestão do SAA e que contém, inclusive, o levantamento topográfico (Figura 17).

Figura 17 – Exemplo de desenho do cadastro técnico (AutoCAD): Condomínio Vale dos Pássaros



Fonte: Saneago, 2018.

As informações fornecidas pelo cadastro técnico atualizado à respeito dos componentes físicos foram complementadas utilizando os desenhos de projeto dos empreendimentos, o conhecimento dos técnicos responsáveis pela operação e manutenção e levantamentos “*in loco*”.

Os dados que caracterizaram os nós são o identificador (ID), a cota topográfica em relação ao nível de referência, o consumo base, padrão de consumo, coordenadas geográficas, módulo de abastecimento e a qualidade inicial da água. Em cada instante de tempo da simulação foram obtidos os resultados de tempo de percurso e concentração de cloro residual livre em cada nó.

O EPANET 2.0 convencionou que o escoamento em todas as tubulações ocorre sob pressão, cujo sentido se dará dos pontos com carga hidráulica mais elevada para os pontos com carga hidráulica mais baixa. Os principais parâmetros de entrada inseridos nas propriedades das tubulações foram o identificador (ID), nó inicial, o nó final, o diâmetro, o comprimento, o coeficiente de rugosidade, coeficiente de perda de carga singular e o estado (fechado ou aberto para válvulas de seccionamento ou com válvula de retenção que permite o escoamento em apenas um sentido).

Em relação à simulação de qualidade da água o principal dado de entrada do modelo foram os coeficientes de reação no volume do escoamento (k_b). Os resultados das simulações demonstraram os valores de vazão, velocidade de escoamento, perda de carga, valores médios da taxa de reação e concentração para o CRL ao longo da tubulação.

A perda de carga hidráulica na tubulação foi determinada pela fórmula de Hazen-Williams, com valor do coeficiente “C” igual a 140 para os tubos de PVC, material que compõem todas as tubulações que foram avaliadas no condomínio Terra Alphaville. Para as tubulações do condomínio Vale dos Pássaros o valor do coeficiente “C” foi igual a 135. Estes valores de “C” para tubos PVC novos igual a 140 e para tubos usados com mais ou menos 10 anos igual a 135, foram apresentados por Azevedo e Fernandez y Fernandez (2015). A metodologia adotada não pretende realizar as aferições dos valores para o coeficiente de rugosidade através de testes de perda de carga, considerando o período de instalação relativamente recente das tubulações e as baixas velocidades de escoamento (baixo consumo).

As perdas de carga localizadas foram consideradas na construção dos modelos para proporcionar um melhor grau de exatidão durante a simulação. Os valores dos coeficientes de perda de carga foram adotados de acordo com aqueles estimados na quadro 05.

Quadro 05 – Coeficientes de perda de carga localizada de acordo com o tipo de singularidade

Diâmetro (mm)	Cotovelo 90° raio longo	Cotovelo 90° raio médio	Cotovelo 90° raio curto	Cotovelo 45°	Curva 45°	Entrada normal	Entrada de borda	Válvula de gaveta	Válvula de globo aberta	Válvula de ângulo	Tê passagem direta	Tê saída de lado	Tê saída lateral	Válvula de pé e crivo	Saída de canalização	Válvula de retenção leve	Válvula retenção pesada
50	1,1	1,4	1,7	0,8	0,4	0,7	1,5	0,4	17,4	8,5	1,1	3,5	3,5	14	1,5	4,2	6,4
75	1,6	2,1	2,5	1,2	0,6	1,1	2,2	0,5	26	13	1,6	5,2	5,2	20	2,2	6,3	9,7
100	2,1	2,8	3,4	1,5	0,7	1,6	3,2	0,7	34	17	2,1	6,7	6,7	23	3,2	6,4	12,9
150	3,4	4,3	4,9	2,3	1,1	2,5	5	1,1	51	26	3,4	10	10	39	5	12,5	19,3

Fonte: adaptado de Azevedo e Fernandez y Fernandez (2015).

Os reservatórios foram considerados do tipo nível variável para serem modelados como pontos de origem da qualidade da água e verificar o decaimento de cloro ao longo do tempo. Os dados de entrada foram obtidos de acordo com o levantamento das informações para caracterização dos componentes físicos: cota do fundo (o programa considera nível da água igual a zero), diâmetro, cota do nível máximo e qualidade da água inicial.

A configuração de entrada das tubulações dos reservatórios não teve influência sobre a modelagem, pois foi avaliada a qualidade da água nas redes de distribuição com ponto de origem na saída das unidades de reservação.

As válvulas redutoras de pressão foram tratadas como parcialmente abertas para que a pressão a jusante seja igual ao valor para o qual foi regulada quando a pressão a montante é superior a este valor.

As válvulas de seccionamento na rede de distribuição foram simuladas como estando completamente fechadas ou abertas, porém, o programa de computador não as considerou como elementos separados das tubulações, mas sim como uma propriedade e não modeladas individualmente.

O traçado das tubulações dos arquivos eletrônicos do cadastro técnico, cujos desenhos são digitalizados no aplicativo AutoCAD da *Autodesk* e armazenados na extensão “*dxf*”, foram convertidos para um arquivo “*inp*” de desenho do EPANET 2.0, através do programa utilitário DXF2EPA do *Windows*. Os demais componentes do sistema (reservatórios e válvulas) foram

inseridos manualmente. O passo a passo da utilização do programa de conversão foi o mesmo descrito no manual do usuário do EPANET 2.0.

As cotas dos nós, rugosidades e parâmetros de controle das válvulas foram editados pelo programa de simulação após a conversão do arquivo.

4.6.2 Descrição das vazões e consumo

A pesquisa sobre o volume fornecido aos setores de abastecimento foi realizada pela leitura diária dos medidores instalados nas saídas dos reservatórios de distribuição e pelos valores e períodos de referência dos volumes micromedidos (consumo base), obtidos através dos relatórios emitidos pelo sistema de informação comercial da empresa gestora do SAA, compatibilizados com o período referente à macromedição, inclusive para viabilizar o cálculo das perdas físicas no setor.

A análise crítica das informações contidas nos relatórios comerciais sobre os volumes consumidos foi considerada também para os possíveis erros de leitura, tipos de consumidores do setor e contas de água sem leitura.

As dúvidas referentes aos dados fornecidos foram sanadas através da complementação das informações repassadas pelos técnicos do departamento comercial da empresa e visitas aos locais de instalação dos equipamentos de medição.

A distribuição dos consumos base dos usuários (grandes consumidores ou não) ao longo das tubulações da rede foi considerada nos respectivos pontos de ligação de água, convencionados como sendo os nós. Caso houvesse a necessidade, as demandas devido às perdas de água seriam consideradas concentradas nos nós iniciais e/ou finais dos trechos das tubulações. Portanto, não foram adotados os consumos compostos nos pontos de ligação, pois as demandas por categoria foram individualizadas em cada nó.

A localização das ligações existentes foi possível utilizando os mapas de cadastro da prefeitura municipal da cidade de Anápolis com o auxílio do cadastro de contas de água dos usuários que contém o número da quadra e lote disponíveis no sistema informatizado do departamento comercial da empresa gestora do SAA.

A qualidade da água foi simulada em período alargado (simulação dinâmica).

O consumo base no nó foi considerado como sendo um valor dimensional, em $L.s^{-1}$, utilizados para compor os padrões de consumo que abrangeram os dias úteis da semana, o sábado e o domingo, no período considerado.

As perdas físicas no sistema de distribuição foram verificadas através da diferença entre o volume macromedido na saída dos reservatórios e o volume total micromedido consumido nas ligações de água.

4.6.3 Controle operacional

As condições e rotinas relacionadas à operação dos sistemas de distribuição durante os cenários que se simulou foram verificadas por meio dos desenhos do cadastro técnico, do sistema informatizado de controle operacional, levantamentos em campo, planilhas de controle de operação e através de entrevistas com os técnicos responsáveis quanto à frequência das manobras nas válvulas de seccionamento e regulação das válvulas redutoras de pressão e funcionamento dos reservatórios.

Os tipos e quantidades de ocorrências relacionadas à operação de cada sistema analisado foram obtidos nos relatórios gerados pelo sistema informatizado da empresa gestora. Estas informações se referem, por exemplo, a quantidade de vazamentos na rede de distribuição e nos ramais de ligação, falta d'água, baixa pressão, água suja, etc.

4.7 Implementação da solução-base

O modelo da qualidade da água que se desenvolveu, baseado em um modelo de simulação hidráulica calibrado, avaliou o decaimento do cloro residual livre influenciado pelos tempos de percurso e valores do coeficiente de reação em massa, variáveis com a temperatura da água tratada nas redes de distribuição existentes, cuja captação da água bruta é realizada em mananciais superficial e subterrâneo.

A maneira como o cálculo hidráulico e da qualidade da água na rede é efetuado depende da definição das opções inseridas no EPANET (ROSSMAN, 2000). Nesta fase obteve-se as versões preliminares e plenamente funcionais dos modelos não calibrados adotando as opções consideradas de acordo com os cenários selecionados previamente.

As opções para a simulação hidráulica, de qualidade, de reação e de tempo estão descritas nos quadros 06, 07, 08 e 09, respectivamente.

Quadro 06 – Opções hidráulicas da simulação

Opção	Descrição
Unidades de vazão	Unidades em que o consumo nos nós e a vazão nos trechos são expressos. Adotado o SI de unidades em L/s.
Fórmula de perda de carga	A fórmula para calcular a perda de carga em função da vazão nos trechos de tubulação foi a de Hazen-Williams.
Densidade relativa	Razão entre a densidade do fluido a ser modelado e a densidade da água a 4° C. Portanto adotado valor igual a 1 (adimensional).
Viscosidade relativa	Razão entre a viscosidade do fluido a ser modelado e a viscosidade da água a 20° C igual a 1 (adimensional). Adotado valor igual a 1.
Número máximo de iterações	Número máximo de iterações para resolver as equações não-lineares de cálculo hidráulico da rede em um determinado instante da simulação, adotado valor igual a 40.
Erro máximo de convergência	Indica quando foi encontrada uma solução para as equações de equilíbrio hidráulico, quando a soma de todos os incrementos de vazão divididos pela soma da vazão em todos os trechos é inferior a este erro máximo considerado como sendo 0,01 para o sistema de abastecimento do condomínio Vale dos Pássaros e 0,05 para o sistema de abastecimento do condomínio Terras Alphaville.
Se não convergir	Caso a solução hidráulica não for encontrada após o número máximo de 40 iterações, a decisão tomada é continuar utilizando mais 10 iterações.
Padrão pré-definido	Identificador informado, pois será especificado para o modelo um padrão temporal.
Fator de consumo	Este fator multiplicativo global aplicado a todos os consumos para variar o consumo total do sistema mantido igual a 1, inalterando os consumos.
Relatório de estado	Solicitado ao programa que retornasse o relatório completo, contendo a lista de todas as alterações de estado dos trechos ao longo da simulação e o erro de convergência em cada iteração na simulação hidráulica em cada instante de tempo.

Fonte: adaptado de Rossman, 2000.

Quadro 07 – Opções de qualidade da água da simulação

Opção	Descrição
Parâmetro	O tipo utilizado foi o químico para calcular a concentração química do cloro residual livre e a idade da água.
Unidades de massa	A unidade de massa considerada para expressar a concentração foi mg/L e o tempo em horas.
Difusão relativa	Valor considerado igual a zero, pois os efeitos de transferência de massa para reações na parede foram ignorados.
Tolerância da qualidade	O valor de 0,01 mg/L foi considerado como sendo a menor variação da qualidade da água para que um novo segmento seja criado na tubulação. Contudo foi realizada uma análise de sensibilidade do modelo com relação a este parâmetro para avaliar a necessidade de adequar o valor adotado.

Fonte: adaptado de Rossman, 2000.

Quadro 08 – Opções de reação da simulação

Opção	Descrição
Ordem da reação no volume de escoamento	Informado o valor igual a 1 para reações de primeira ordem para a simulação do decaimento do cloro (Karadirek <i>et al.</i> , 2015). Para a simulação da idade da água adotou-se ordem de reação igual a 0 (Sunela e Puust, 2015)
Ordem da reação na parede	Não foi atribuído nenhum valor.
Coefficiente de reação no volume do escoamento	Valor negativo adotado para k_b estimado através do teste das garrafas.
Coefficiente de reação na parede	Considerado igual a zero, partindo da hipótese que as reações na parede são insignificantes para tubos PVC (Clark, 2011; Danieli, Gastaldini e Barroso, 2008).
Concentração limite	Atribuído o valor igual a zero.
Coefficiente de dependência com a rugosidade	Atribuído valor igual a zero, desconsiderando a relação entre o coeficiente de reação na parede com o coeficiente de rugosidade da fórmula de perda de carga.

Fonte: adaptado de Rossman, 2000.

Quadro 09 – Opções de tempo da simulação

Opção	Descrição
Duração total da simulação	O tempo total da simulação da qualidade da água foi igual a 240 horas.
Intervalo de cálculo hidráulico	Intervalo de tempo entre os cálculos hidráulicos do sistema adotado igual a 1 hora.
Intervalo de cálculo de qualidade da água	Intervalo de tempo entre cálculo do percurso do CRL adotado igual a 0,05 horas (Rossman, 2000).
Intervalo de tempo padrão	O intervalo de tempo utilizado em todos os padrões temporais igual a 1 hora.
Tempo de início do padrão	Para todos os padrões temporais a simulação iniciará no instante de tempo igual a zero.
Intervalo de tempo do relatório	Os resultados da simulação da qualidade da água foram registrados para relatório em intervalos de tempo igual a 1 hora.
Tempo de início do relatório	A hora da simulação definida para que os resultados comecem a ser escritos no relatório foi igual a 0.
Tempo de início da simulação	A simulação da qualidade da água iniciou às 12:00 AM (meia-noite).
Estatística	O processamento estatístico para sintetizar no relatório os resultados de todos os nós e trechos após as simulações dinâmicas considerou a opções “NENHUM” para que fossem registrados os valores dos parâmetros em cada intervalo e de tempo do relatório.

Fonte: adaptado de Rossman, 2000.

4.8 Calibração dos modelos

Existem considerações que simplificam e resultam em um conjunto de equações que governam o modelo físico aplicado ao equilíbrio hidráulico durante o processo de modelagem matemática. As propriedades da água e a imprecisão dos equipamentos de medição implicam em divergências entre os valores de uma rede real e sua respectiva simulação. Os valores medidos podem ser aproximados com o modelo através da calibração numérica (SALVINO, CARVALHO e GOMES, 2015).

Durante todo o processo de calibração dos modelos propostos no presente estudo foi feita a análise crítica sobre a adaptação da configuração dos cenários, dos parâmetros e dos pontos de coleta adotados em relação ao atendimento dos objetivos previstos para a simulação.

Considerando que os módulos de abastecimento das áreas de estudo têm seus consumos totais relativamente baixos e tubulações consideravelmente novas, as iterações assumirão a hipótese de que a rugosidade não é significativa, mesmo sendo para um modelo da qualidade.

A calibração do modelo hidráulico utilizado para simular a qualidade da água e avaliar o tempo de percurso da água e o comportamento do CRL considerou as pressões em pontos estratégicos da rede de distribuição e as vazões de entrada do setor de abastecimento (saída dos reservatórios) e consumo micromedido para construção do padrão de consumo e a distribuição espacial de valores de demanda.

As pressões na rede de distribuição foram medidas durante 24 horas com o registrador de pressão (Figura 11) nas ligações de água nos pontos PTA 04, PVP01 e PVP02 (Figura 09). As pressões instantâneas foram medidas nestes pontos antes da instalação dos registradores de pressão (Figura 12). As vazões nas saídas dos reservatórios foram medidas através dos equipamentos descritos na figura 10, cujos valores foram registrados instantaneamente no programa de automação.

As vazões foram calibradas para os dados obtidos na entrada da área de abastecimento entre os dias 01/02/2018 a 03/05/2018 para o condomínio Vale dos Pássaros e de 11/06/2018 a 18/06/2018 para o condomínio Terras Alphaville.

Os parâmetros são ajustados a uma função objetivo que minimiza erros entre valores simulados e amostras reais, através da calibração (SALDARRIAGA *et al.*, 2016). O EPANET considera como funções objetivo o erro médio absoluto entre cada valor observado e simulado

(desvio absoluto médio em relação ao valor simulado) e a raiz quadrada da média dos quadrados dos erros (raiz quadrada da média dos quadrados dos erros entre os valores observados e simulados, quer dizer, o desvio padrão em relação aos valores simulados) (ROSSMAN, 2000).

Os erros médios absolutos entre os valores simulados e os valores medidos de pressão adotados foram de $\pm 2,0$ m, em pontos de consumo com perda de carga ou pressões significativas dentro da rede e para vazão os valores simulados deveriam constar no intervalo de $\pm 5\%$ dos fluxos medidos (WALSKI, 2003). Contudo, o erro máximo foi reavaliado conforme a precisão dos equipamentos de medição e as limitações identificadas durante o processo de calibração.

Considerando que os consumos nos setores de abastecimento são relativamente baixos, a metodologia não previu medições em campo para coeficiente de rugosidade “C” das tubulações, conforme mencionado anteriormente no item 4.6.1.

Os diâmetros internos das tubulações foram considerados conforme a especificação dos fabricantes, cujas dimensões são adotadas de acordo com as normas técnicas da ABNT, partindo da condição que todos os tubos instalados apresentam características de materiais novos.

As redes lançadas no ambiente de trabalho do EPANET foram exatamente aquelas atualizadas no cadastro técnico, evitando assim as simplificações. Durante a calibração dos modelos as condições operacionais e informações cadastrais obtidas durante a fase de construção dos modelos, inclusive os mapas gerados a partir do AutoCAD, foram revisados para verificar possíveis erros de inserção e interpretação dos dados.

4.9 Convenções e nomenclaturas

A nomenclatura para identificação dos componentes físicos dos sistemas de abastecimento foi a mesma adotada pela empresa gestora desde que fosse adequada ao estudo, considerando que o fato da utilização de novas identificações não afetará os resultados da pesquisa. Os gestores responsáveis pela atualização dos modelos poderão futuramente programar alterações nas convenções adotadas inicialmente, adequando às rotinas dos departamentos envolvidos, como por exemplo, o comercial, o de operação e o de manutenção.

Após as simulações dos cenários os arquivos eletrônicos gerados foram identificados através do nome (cenário 1 e cenário 2), código do setor de abastecimento, data, versão e,

quando necessário, seguido do nome da variável utilizada para realizar o cálculo (componentes físicos, padrão de consumo ou controle operacional).

4.10 Gestão de arquivos

A rastreabilidade dos arquivos eletrônicos gerados pelo programa foi garantida pelo padrão adotado na sua nomenclatura. Os arquivos impressos foram dispostos em pastas físicas nomeadas por setor de abastecimento.

O *backup* dos arquivos eletrônicos foi realizado serviço de armazenamento e sincronização de arquivos do aplicativo Google Drive (Google, 2018).

4.11 Apresentação dos resultados

Os resultados das simulações foram apresentados com os recursos de emissão de relatórios, gráficos e mapas gerados pelo próprio programa de simulação EPANET.

Segundo Rossman (2000), o EPANET permite a visualização dos dados da rede e dos resultados da simulação diretamente no mapa da rede, sendo possível selecionar se a consulta será por nós ou trechos e o parâmetro e valor a comparar.

Os resultados foram apresentados utilizando diferentes tipos de gráficos: de uma série temporal que representa os valores de um parâmetro em função do tempo, de isolinhas que demonstra no mapa as zonas onde os parâmetros se destacam de acordo com valores específicos e de comparação de valores médios.

Para complementar os resultados apresentados nas tabelas e nos gráficos, o EPANET emitiu ainda relatórios especializados. O relatório de estado, por exemplo, descreve os erros e mensagens geradas durante a simulação.

O EPANET disponibiliza também um relatório completo informando o título do projeto e notas, uma tabela com a lista de nós inicial e final, diâmetro e comprimento para cada trecho e um par de tabelas com a lista dos valores simulados em cada nó (consumo, carga hidráulica, altura piezométrica e qualidade) e cada trecho (vazão, velocidade, perda de carga e estado) para cada instante de tempo.

A avaliação das implicações dos valores dos parâmetros da qualidade no atendimento à legislação e sua consequência na garantia da saúde da população ocorreu com base nos resultados obtidos pelas análises de laboratório e com os resultados das simulações.

4.12 Análise estatística

Os resultados das grandezas (vazão, pressão, consumo e parâmetros físico-químicos) apresentados, inclusive nos relatórios dos sistemas informatizados estão apresentados em valores médios.

O EPANET emite o relatório de calibração (figura 18) informando os erros estatísticos entre os valores simulados e os dados de medição. Para um determinado instante entre os intervalos do relatório, o valor simulado para este instante é determinado por interpolação dos valores simulados para cada um dos intervalos do relatório. Os dados estatísticos listados para cada ponto de medição são: número de observações, média dos valores observados, média dos valores simulados, erro médio absoluto entre cada valor observado e simulado (desvio absoluto médio em relação ao valor simulado), raiz quadrada da média dos quadrados dos erros (raiz quadrada da média dos quadrados dos erros entre os valores observados e simulados - desvio padrão em relação aos valores simulados) (ROSSMAN, 2000).

Figura 18 – Exemplo de relatório de calibração (pressão)

Localização	Num Obs	Méd Obs	Méd Sim	Erro Méd	Desv Pad
3	7	33.99		41.59	12.910
4	7	36.05		37.92	8.852
Rede	14	35.02		39.76	10.881

Correlação entre Medidas: -1.000

Fonte: Rossman (2000).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Valores dos coeficientes cinéticos “ k_b ” em função da temperatura

Os valores obtidos nos testes realizados nas amostras de água não cloradas, enviadas para análise logo após a coleta, estão descritos no quadro 10.

Quadro 10 –Parâmetros das amostras de água antes da adição de desinfetante

Tipo de água	pH	Temperatura (°C)	Turbidez (uT)	Carbono inorgânico (mg.L ⁻¹)	Carbono orgânico total (mg.L ⁻¹)
Água filtrada ETA Piancó	7,56	22,9	1,69	3,1850	0,8750
Água filtrada ETA DAIA	7,71	20,2	0,51	4,2340	0,4798
Água bruta (poço)	7,67	27,5	2,83	10,8800	0,1740

Fonte: próprio autor.

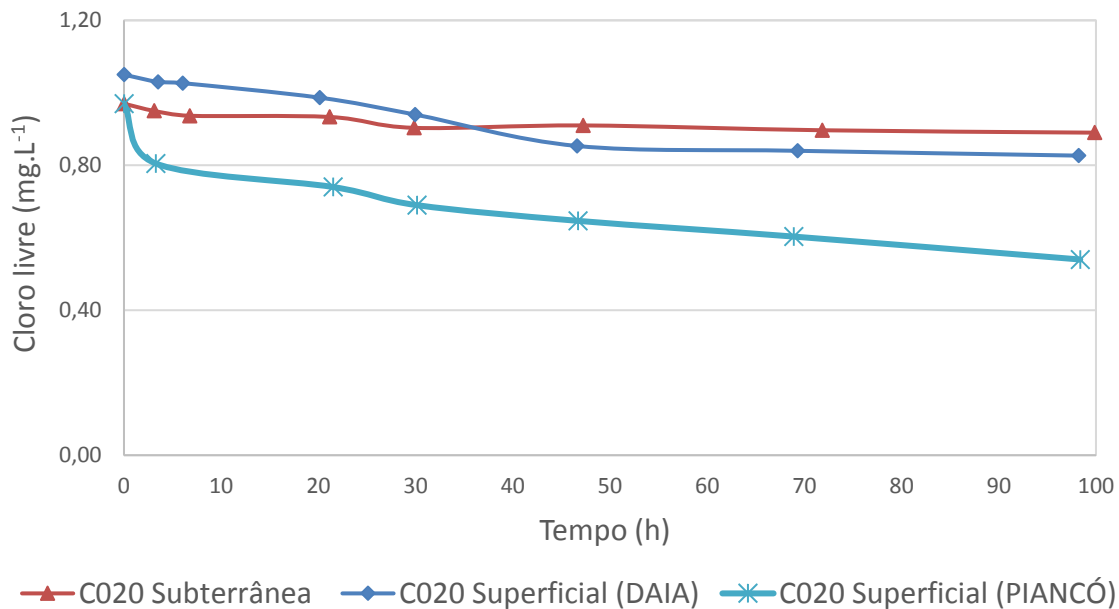
Os valores de carbono orgânico total obtidos (médias dos resultados das análises em triplicata) para os 3 tipos de água não demonstraram correlação com os valores de pH e turbidez. A distinção entre as concentrações de COT permitiriam avaliar o comportamento do decaimento do cloro residual em função deste parâmetro.

Filho e Sakaguti (2008) avaliaram o comportamento cinético do cloro livre em amostras de três diferentes tipos de água bruta de mananciais superficiais, com valores de COT distintos, iguais a $2,1 \pm 0,3 \text{ mg.L}^{-1}$, $5,0 \pm 0,9 \text{ mg.L}^{-1}$ e $3,3 \pm 0,6 \text{ mg.L}^{-1}$. Os pesquisadores concluíram que quanto maior for a remoção de COT por processos de coagulação, tanto menores tenderão a ser os valores de demanda de cloro, ou seja, o impacto do processo de coagulação na cinética de decaimento do cloro na fase líquida tende a ser maior quanto maior for a sua capacidade de remoção de compostos orgânicos naturais.

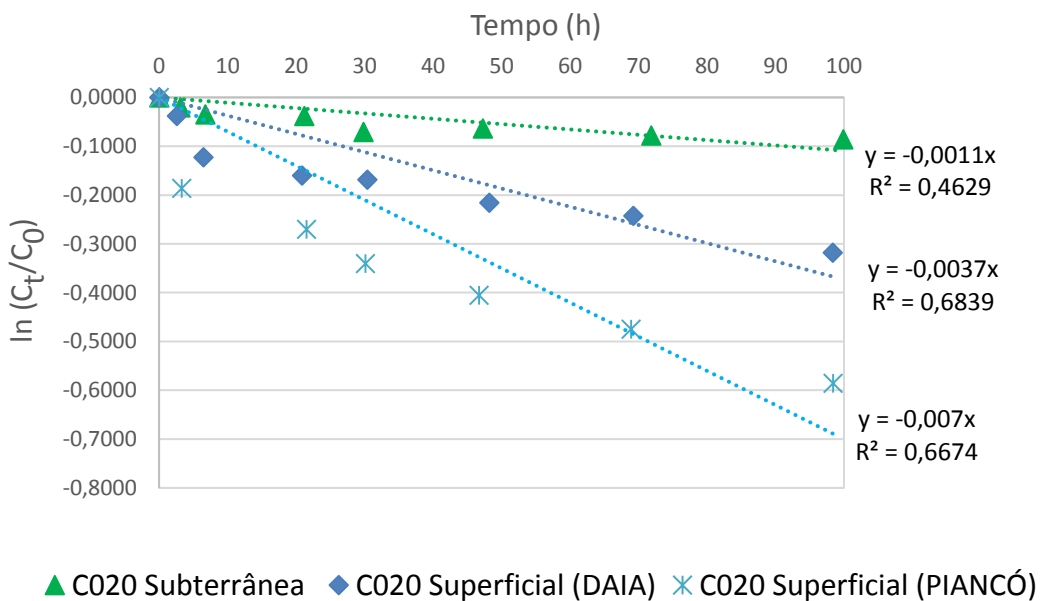
As concentrações de cloro residual e os valores de $\ln(C_t/C_0)$ em função do tempo são demonstrados a seguir nas figuras 19 e 20, elaborados a partir dos resultados observados durante os “testes das garrafas” realizados nas amostras de água provenientes dos mananciais superficial e subterrâneo.

Figura 19 – T=20 a 21 °C

a) Concentração de CRL em função do tempo



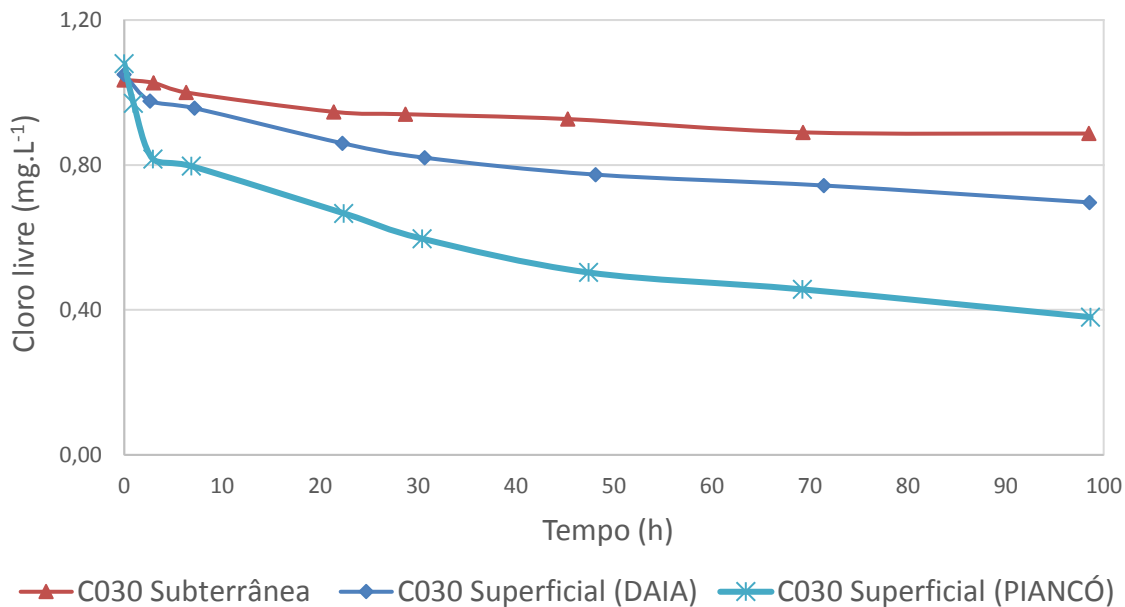
b) ln(C_t/C₀) em função do tempo



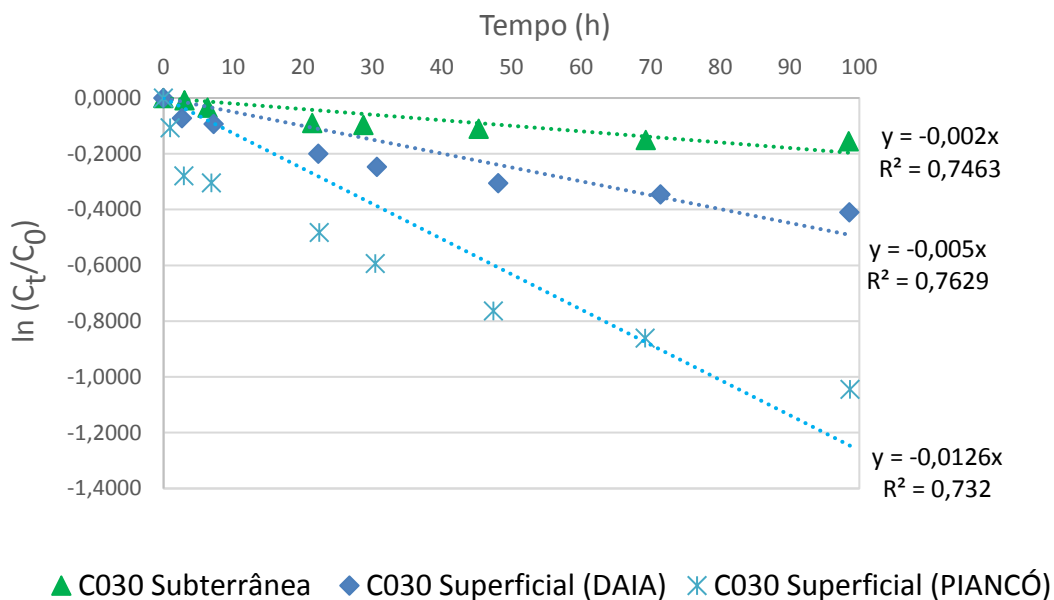
Fonte: próprio autor.

Figura 20 – T=30 a 31 °C

a) Concentração de CRL em função do tempo



b) ln(C_t/C₀) em função do tempo



Fonte: próprio autor.

A partir dos gráficos ln(C_t/C₀) em função do tempo os valores de k_b observados foram descritos nos quadros 11 a), 11 b) e 11 c).

Quadro 11 – Valores de “ k_b ” (d^{-1}) em função da temperatura ($^{\circ}C$)

a) Amostras de água subterrânea

Temperatura ($^{\circ}C$)	Concentração inicial de CRL ($mg.L^{-1}$)	k_b (d^{-1})
20 a 21	$C_{020}=0,97$	0,0264
30 a 31	$C_{030}=1,04$	0,0480

b) Amostras de água superficial (DAIA)

Temperatura ($^{\circ}C$)	Concentração inicial de CRL ($mg.L^{-1}$)	k_b (d^{-1})
20 a 21	$C_{020}=0,94$	0,0888
30 a 31	$C_{030}=1,05$	0,1200

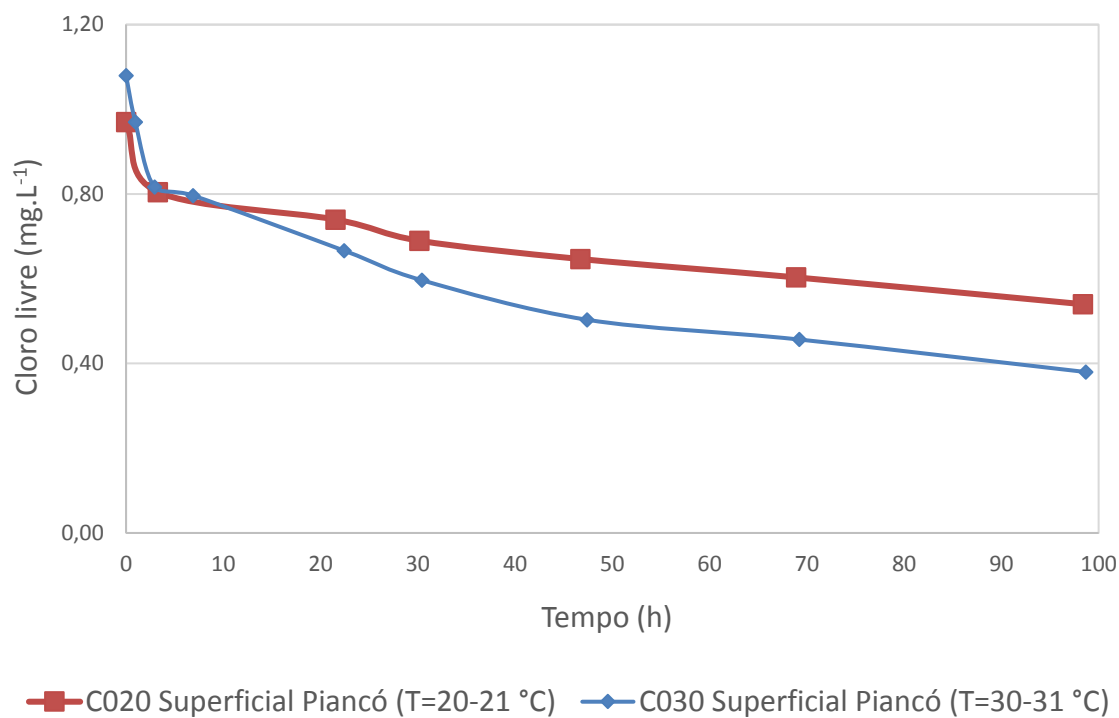
c) Amostras de água superficial (Piancó)

Temperatura ($^{\circ}C$)	Concentração inicial de CRL ($mg.L^{-1}$)	k_b (d^{-1})
20 a 21	$C_{020}=0,97$	0,1680
30 a 31	$C_{030}=1,08$	0,3024

Fonte: próprio autor.

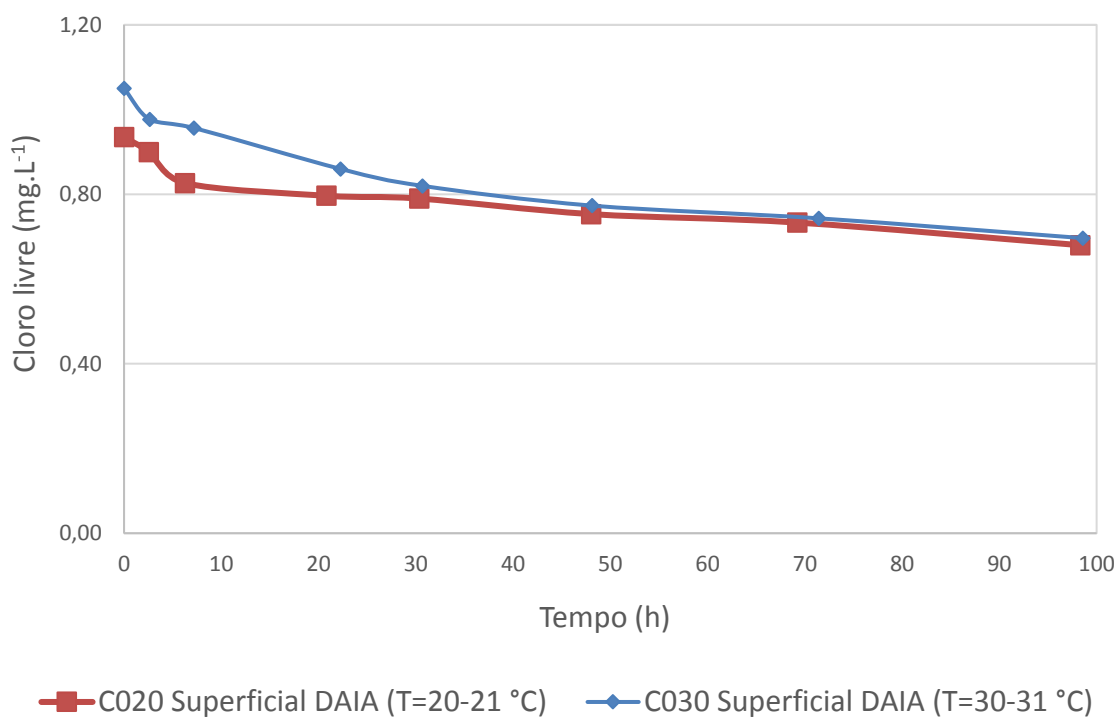
As figuras 21, 22 e 23 demonstram o comportamento do decaimento da concentração do cloro para temperaturas distintas ao longo do tempo.

Figura 21 – Concentração de CRL em função do tempo em amostras de água superficial (Piancó)



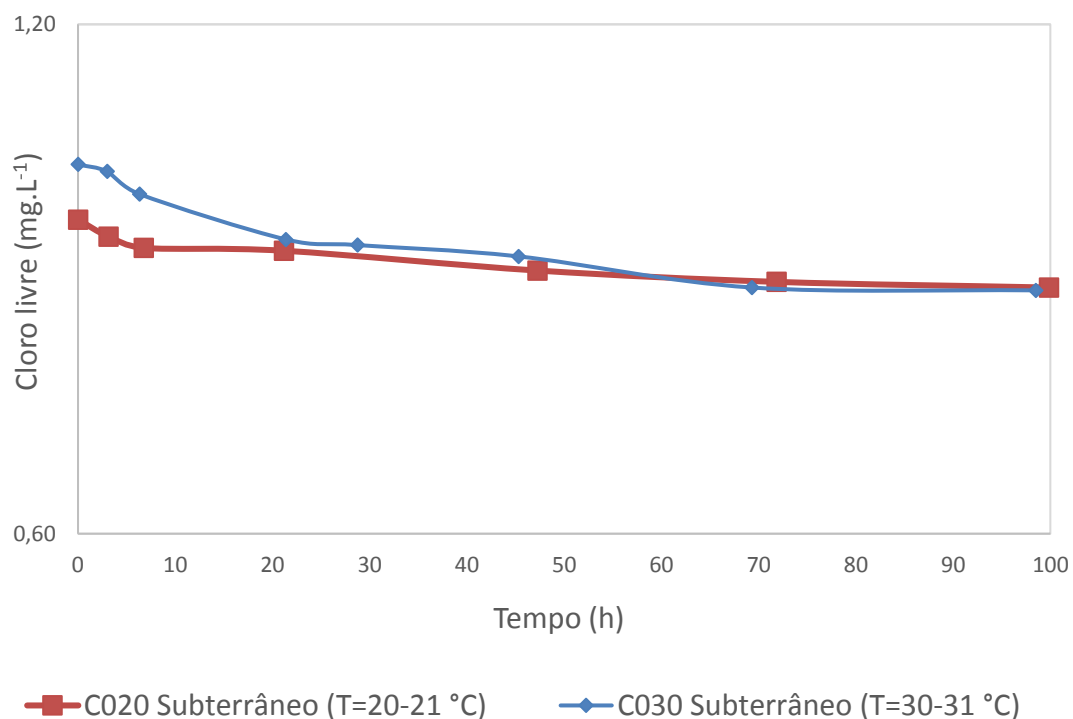
Fonte: próprio autor.

Figura 22 – Concentração de CRL em função do tempo em amostras de água superficial (DAIA)



Fonte: próprio autor.

Figura 23 – Concentração de CRL em função do tempo em amostras de água subterrânea



Fonte: próprio autor.

Os resultados permitiram relacionar as concentrações finais (C_f) de cloro residual medidas no término do período considerado para os testes das garrafas com as concentrações iniciais (C_0), de acordo com os quadros 12, 13 e 14.

Quadro 12 – Relação entre as concentrações finais e iniciais de cloro para água superficial (Piancó)

Temperatura (°C)	Concentração inicial de CRL (mg.L ⁻¹)	Tempo total de duração do teste (horas)	Concentração final de CRL (mg.L ⁻¹)	Decaimento do CRL (%)
20 a 21	$C_01=0,97$	98:23	$C_f1=0,54$	44,33
30 a 31	$C_02=1,08$	98:40	$C_f2=0,38$	64,81

Fonte: próprio autor.

Quadro 13 – Relação entre as concentrações finais e iniciais de cloro para água superficial (DAIA)

Temperatura (°C)	Concentração inicial de CRL (mg.L ⁻¹)	Tempo total de duração do teste (horas)	Concentração final de CRL (mg.L ⁻¹)	Decaimento do CRL (%)
20 a 21	C ₀₁ =0,94	98:18	C _{f1} =0,68	27,66
30 a 31	C ₀₂ =1,05	98:34	C _{f2} =0,70	33,65

Fonte: próprio autor.

Quadro 14 – Relação entre as concentrações finais e iniciais de cloro para água subterrânea

Temperatura (°C)	Concentração inicial de CRL (mg.L ⁻¹)	Tempo total de duração do teste (horas)	Concentração final de CRL (mg.L ⁻¹)	Decaimento do CRL (%)
20 a 21	C ₀₁ =0,97	99:52	C _{f1} =0,89	8,25
30 a 31	C ₀₂ =1,04	98:30	C _{f2} =0,89	14,33

Fonte: próprio autor.

A presença de matéria orgânica foi maior nas amostras de água originadas dos mananciais de superfície, coletadas após a filtração, fase subsequente ao processo de clarificação na ETA, se comparado com a água bruta captada em manancial subterrâneo, conforme observado no quadro 10. Provavelmente as amostras de água do poço profundo estão menos sujeitas às fontes de contaminação, ao contrário das superficiais que recebem maiores quantidades de matéria orgânica proveniente do escoamento superficial que carrega o solo para estes corpos hídricos, principalmente nos períodos do ano com alto índice pluviométrico.

Se observa nas figuras 19 a) e 20 a) que a tendência de decaimento da concentração de cloro residual em função do tempo é mais acentuada para as amostras de água superficial se comparadas com as de água subterrânea, independente das faixas de temperatura adotadas nos testes. Comparando ainda o comportamento do desinfetante dosado nas amostras dos dois tipos de água superficial, aquela com maior concentração de COT apresentou uma maior degradação do cloro. O motivo desta ocorrência pode ser pelo fato desta possuir uma concentração maior de carbono orgânico total que ocasionou uma demanda maior de desinfetante para oxidar a matéria orgânica, de acordo com as conclusões de Powell *et al.* (2000) e Saidan *et al.* (2017) sobre a proporção direta entre COT e o decaimento do cloro residual. Este comportamento refletiu diretamente nos valores do coeficiente cinético de decaimento do cloro residual em

massa (k_b), conforme pode ser observado nas figuras 19 b) e 20 b) e nos quadros 11 a), 11 b) e 11 c).

Estes resultados corroboraram com os apresentados por Sanabria e De Julio (2013) que obtiveram valores dos coeficientes cinéticos para o modelo de 1ª ordem para a água de poço iguais a $0,0034 \text{ h}^{-1}$ e $0,00084 \text{ h}^{-1}$, referente às concentrações iniciais de cloro de 1 mg.L^{-1} e 2 mg.L^{-1} , respectivamente. Para as amostras coletadas em uma estação de tratamento denominada ETA1, os valores de “ k_b ” foram iguais a $0,0857 \text{ h}^{-1}$ para dosagem inicial de 1 mg.L^{-1} e $0,00324 \text{ h}^{-1}$ para dosagem inicial de 2 mg.L^{-1} e, finalmente, em outra denominada ETA 2, iguais a $0,2732 \text{ h}^{-1}$ para 1 mg.L^{-1} e $0,0136 \text{ h}^{-1}$ para 2 mg.L^{-1} . Estes valores indicaram que o decaimento da concentração do cloro residual é menos acentuado para as amostras de água de origem subterrânea do que para águas coletadas após o processo de filtração em duas estações de tratamento de água com captação superficial.

Monteiro *et al.*, (2015) observaram diferenças nos perfis de decaimento de cloro, onde a fase rápida de degradação do residual de desinfetante foi mais acentuada na curva elaborada após o teste das garrafas para amostra de água bruta que possuíam uma concentração de carbono orgânico dissolvido igual a $2,50 \text{ mg.L}^{-1}$ em relação a amostra de água tratada com concentração de $1,10 \text{ mg.L}^{-1}$, atribuindo essas diferenças a uma provável influência da composição de matéria orgânica natural presente em cada tipo de água.

Os resultados do estudo demonstraram uma proporcionalidade direta entre as faixas de temperatura consideradas e os valores dos coeficientes cinéticos de decaimento do cloro residual, validando as conclusões de Powell *et al.* (2000), Fisher, Kastler e Sathasivan (2012), Eck, Saito e McKenna (2016) e Saidan *et al.* (2017).

Os valores de k_b apresentados no quadro 11 indicaram uma maior reatividade do desinfetante com as substâncias que constituem a água quando a temperatura de teste é maior. Este fato pode ser verificado analisando os valores das porcentagens de decaimento nos quadros 12, 13 e 14.

O gráfico da figura 23 indica uma diferença relativamente menor entre as cuvas de decaimento de cloro residual nas amostras de água subterrânea para cada um dos dois intervalos de temperatura considerados, quando comparados com os valores obtidos para as amostras de água superficial (Figuras 21 e 22). Isto parece ter sido causado pelo fato deste tipo de água apresentar uma concentração menor de carbono orgânico total que induz ao menor tempo para

atingir a fase lenta de reatividade do cloro, momento a partir do qual a concentração de substâncias orgânicas dissolvidas é diminuída, não havendo influência significativa da variação na temperatura da água sobre a degradação de desinfetante, considerando a conclusão de Monteiro et al., (2015) sobre os resultados que não demonstraram uma relação linear entre o coeficiente de decaimento (na fase rápida de reação) e a temperatura para amostras coletadas em um ponto da rede no qual o tempo de percurso da água tratada havia totalizado 6 horas e, portanto, com concentração de agente redutor próxima de zero o que caracterizou a inexistência de uma fase de decaimento rápido significativa.

As linhas de tendência das curvas de decaimento das figuras 21, 22 e 23 também demonstram a influência da temperatura, mais visivelmente para $T=30\text{ }^{\circ}\text{C}$. O gráfico apresentado por Monteiro *et al.* (2017) caracterizaram esta mesma correlação para temperaturas adotadas durante o teste das garrafas que abrangeram as mesmas faixas adotadas neste trabalho (20 e 30 $^{\circ}\text{C}$) em amostras de água de uma estação de tratamento que incluía pré-oxidação (ozônio), coagulação, floculação, sedimentação, filtragem rápida de areia e desinfecção final (cloro). Os valores das concentrações de cloro residual livre após um tempo igual a 100 horas, por exemplo, foram aproximadamente iguais a $0,20\text{ m.L}^{-1}$ e $0,05\text{ mg.L}^{-1}$ para uma mesma concentração inicial de desinfetante e para as temperaturas de 20 $^{\circ}\text{C}$ e 30 $^{\circ}\text{C}$, respectivamente.

Considerando que o valor da constante cinética de decaimento de CRL no volume de escoamento (k_b) precisa necessariamente ser obtido para viabilizar a simulação adequada do modelo de qualidade da água, a avaliação da influência da temperatura foi estudada durante os ensaios de laboratório para determinação desta constante sem acréscimos significativos nos custos e procedimentos relacionados. Porém, as análises de COT demandaram custos mais elevados.

5.2 Descrição dos componentes físicos dos setores de abastecimento

O levantamento realizado nos desenhos do cadastro técnico e nas instalações do próprio sistema de distribuição de água das áreas de estudo resultou na descrição dos componentes físicos instalados.

A rede de distribuição das áreas de estudo possui as tubulações e válvulas descritos no quadro 15.

Quadro 15 – Características dos principais componentes físicos da rede de distribuição

a) Condomínio Vale dos Pássaros

Descrição do componente	Unid	Quantidade			Material
		Rede principal	Rede módulo 1	Rede módulo 2	
Tubulações PBA DN 100 mm	m	275,3	134,1	-	PVC
Tubulações PBA DN 75 mm	m	-	118,9	80,7	PVC
Tubulações PBA DN 50 mm	m	-	1416,6	1310,8	PVC
Válvulas redutoras de pressão DN 50 mm	un	-	1	-	FoFo
Válvulas redutoras de pressão DN 50 mm	un	-	-	1	FoFo
Válvulas de seccionamento DN 75 mm	un	1	-	-	FoFo
Válvulas de seccionamento DN 50 mm (descarga da rede)	un	-	1	1	FoFo

Fonte: Saneago 2018.

b) Condomínio Terras Alphaville

Descrição do componente	Unid	Quantidade				Material
		Rede principal	Rede módulo 1	Rede módulo 2	Rede módulo 3	
Tubulações PBA DN 150 mm	m	273,7	-	-	-	DeFoFo
Tubulações PBA DN 100 mm	m	8,9	-	-	-	PVC
Tubulações PBA DN 75 mm	m	-	1037,6	727,88	524,59	PVC
Tubulações PBA DN 50 mm	m	-	3398,98	1804,1	2579,58	PVC
Válvulas de seccionamento DN 50 mm (descarga da rede)	un	-	1	1	1	FoFo

Fonte: Saneago 2018.

O reservatório apoiado metálico do Condomínio Vale dos Pássaros possui as características descritas no quadro 16.

Quadro 16 – Características do reservatório apoiado metálico instalado no Condomínio Vale dos Pássaros

Descrição do componente	Unid	Valor
Capacidade	m ³	120
Cota de fundo	m	1098,00
Cota do nível máximo	m	1101,30
Qualidade inicial da água (cloro)	mg.L ⁻¹	Variável com cenário
Diâmetro	m	6,68

Fonte: Saneago 2018.

O reservatório elevado de concreto do Condomínio Terras Alphaville possui as características descritas no quadro 17.

Quadro 17 – Características do reservatório apoiado de concreto instalado no Condomínio Terras Alphaville

Descrição do componente	Unid	Valor
Capacidade	m ³	150
Cota de fundo	m	1056,85
Cota do nível máximo	m	1062,25
Qualidade inicial da água (cloro)	mg.L ⁻¹	Variável com cenário
Diâmetro interno	m	6,1

Fonte: Saneago 2018.

As singularidades que integram a rede de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros e consideradas como de perda de carga localizada podem ser identificadas no quadro 18.

Quadro 18– Singularidades da rede de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros

Descrição do componente	Quantidade rede principal	Quantidade rede módulo 1	Quantidade rede módulo 2	Material
Curva 22° PVC JE PB DN 50 mm	-	4	6	PVC
Curva 22° PVC JE PB DN 75 mm	2	-	-	PVC
Curva 45° PVC JE PB DN 50 mm	-	2	-	PVC
Curva 45° com flanges DN 100 mm	2	-	-	FoFo
Curva 90° PVC JE PB DN 50 mm	-	1	1	PVC
Curva 90° PVC JE PB DN 75 mm	2	-	-	PVC
Curva 90° PVC JE PB DN 100 mm	2	-	-	PVC
Redução normal com flanges DN 75 x 50 mm	2	-	2	FoFo
Redução PVC JE DN 75 x 50 mm	-	1	1	PVC
Registro de gaveta chato DN 50 mm	1	-	1	FoFo
Registro de gaveta chato DN 75 mm	1	-	-	FoFo
Tê PVC JE BBB DN 50 x 50 mm	-	4	7	PVC
Tê PVC JE BBB DN 75 x 75 mm	1	-	-	PVC

Continuação: Quadro 18– Singularidades da rede de distribuição do
Condomínio Vale dos Pássaros

Tê com bolsas DN 75 x 75 mm	2	-	2	FoFo
Tê redução PVC JE BBB DN 75 x 50 mm	-	4	1	PVC
Tê redução PVC JE BBB DN 75 x 50 mm	-	3	1	PVC
Tê redução PVC JE BBB DN 100 x 75 mm	1	-	-	PVC
Válvula reduzora de pressão DN 50 mm	-	1	1	FoFo

Fonte: Saneago 2018.

As singularidades que integram a rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville e consideradas como perda de carga localizada estão descritas no quadro 19.

Quadro 19 – Singularidades da rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville

Descrição do componente	Quantidade rede principal	Quantidade rede módulo 1	Quantidade rede módulo 2	Quantidade rede módulo 3	Material
Curva 22° JE PB DN 50 mm	-	2	9	3	PVC
Curva 22° JE PB DN 75 mm	-	1	1	-	PVC
Curva 45° JE PB DN 50 mm	-	1	5	4	PVC

Continuação: Quadro 19 – Singularidades da rede de distribuição do Condomínio

Terras Alphaville

Curva 45° JE PB DN 75 mm	-	3	3	-	PVC
Curva 45° JE PB DN 150 mm	1	-	-	-	FoFo
Curva 90° JE PB DN 50 mm	-	6	-	3	PVC
Curva 90° JE PB DN 75 mm	-	1	2	3	PVC
Curva 90° JE PB DN 150 mm	1	-	-	-	FoFo
Redução JE PB DN 75 x 50 mm	-	3	2	3	PVC
Redução JE DN 100 x 75 mm	1	-	-	-	PVC
Redução JE DN 150 x 75 mm	1	-	-	-	FoFo
Redução JE DN 150 x 100 mm	1	-	-	-	FoFo
Registro de gaveta chato DN 50 mm	-	1	-	-	FoFo
Registro de gaveta chato DN 75 mm	-	1	-	-	FoFo
Registro de gaveta chato DN 100 mm	1	-	-	-	FoFo
Tê JE BBB DN 50 x 50 mm	-	10	7	9	PVC

Continuação: Quadro 19 – Singularidades da rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville

Tê JE BBB DN 75 x 75 mm	-	1	1	2	PVC
Tê JE BBB DN 150 x 150 mm	1	-	-	-	FoFo
Tê redução JE BBB DN 75 x 50 mm	-	5	2	3	PVC
Tê redução JE BBB DN 100 x 75 mm	1	-	-	-	PVC
Tê redução JE BBB DN 150 x 75 mm	1	-	-	-	FoFo
Válvula redutora de pressão DN 40 mm	-	-	-	-	FoFo

Fonte: Saneago 2018.

A fase de levantamento dos componentes físicos permitiu o ganho de sensibilidade sobre os sistemas de distribuição que seriam modelados. Isto possibilitou confrontar as informações descritas no cadastro técnico com as obtidas em campo e também com as informações dos técnicos da empresa gestora do SAA.

Os dados topográficos foram avaliados com o intuito de conhecer os desníveis geométricos e validar as características de operação dos reservatórios e das válvulas redutoras de pressão. Foi possível identificar os pontos críticos na rede de distribuição onde possivelmente ocorreriam problemas com a manutenção dos residuais de cloro.

5.3 Levantamento de consumos

Os resultados da pesquisa para verificar o volume consumido dentro dos setores de abastecimento foi obtida pela leitura diária dos macromedidores instalados nas saídas dos

reservatórios do Condomínio Vale dos Pássaros (Quadro 20) e do Condomínio Terras Alphaville (Quadro 21).

Quadro 20 – Macromedição na saída do Rap do Condomínio Vale dos Pássaros

Período			Leitura (m ³)	Volume total (m ³)
Ano	Dia	Horário		
2017	04/out	11:00	39165	-
	03/nov	11:00	41168	2003
	04/dez	09:30	43538	2370
2018	03/jan	11:00	46533	2995
	01/fev	08:20	49084	2551
	08/fev	11:00	49368	1126
	05/mar	09:00	842,42	-
	04/abr	10:50	1880,65	1038,23
	03/mai	11:00	2877,35	996,70

Fonte: Saneago 2018.

Houve a substituição do macromedidor do tipo Woltmann instalado na saída do Rap do Condomínio Vale dos Pássaros por outro do tipo ultrassônico no dia 08/02/2018, pois pareceu que aquele não apresentou valores de leitura confiáveis. Nesse caso, acrescentou-se o volume medido igual a 842 m³ referente ao período entre a instalação do novo equipamento do tipo ultrassônico até o dia 05/03/2108, gerando um volume total de 1.126 m³.

Quadro 21 – Macromedição na saída do Rel do Condomínio Terras Alphaville

Período			Leitura (m ³)	Volume total (m ³)
Ano	Dia	Horário		
2017	06/out	12:29	150	-
	09/nov	10:50	499	349
	08/dez	09:35	744	245
2018	10/jan	09:55	956	212
	08/fev	11:10	1254	298
	09/mar	10:08	1486	232
	10/abr	11:30	1717	231
	10/mai	11:30	2013	296

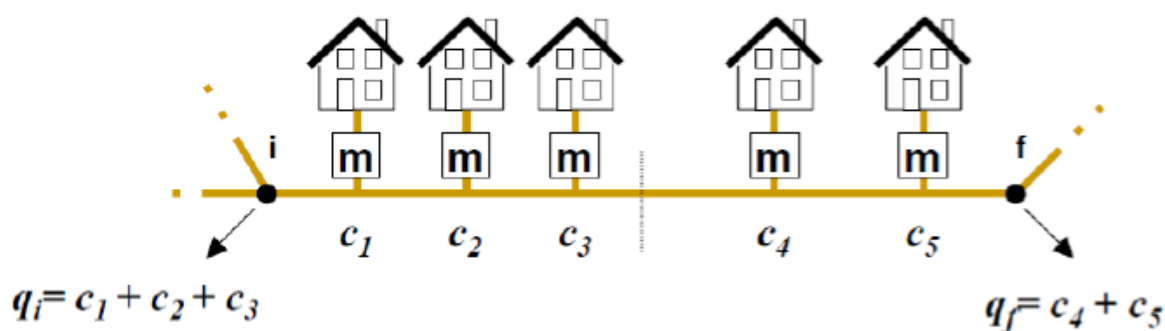
Fonte: Saneago 2018.

Geralmente é aceitável na modelagem considerar uma distribuição onde a metade das demandas ao longo de uma linha para o nó a montante e a outra metade das demandas para o nó a jusante, mesmo sabendo que a água deixa o sistema de uma maneira diferente através de

vários pontos ao longo do comprimento de um segmento de tubulação (ORMSBEE e LINGIREDDY, 1997).

Uma das maneiras de representação dos consumos distribuídos ao longo das tubulações da rede através das ligações de água e das perdas é considerar que estes estão concentrados nos nós criados no modelo elaborado no *software* de simulação. Nesse caso, considera-se que o consumo de metade do trecho analisado é gerado em seu nó inicial e outra metade no seu nó final (COELHO *et al.* 2006). Na figura 24 verifica-se como é feita a distribuição dos consumos nos nós.

Figura 24 – Concentração dos consumos nos nós do trecho



Fonte: Coelho *et al.* (2006).

Onde:

c1 a c5: consumos referentes aos ramais de ligação.

i e j: nós que delimitam o trecho.

qi e qj: consumos concentrados nos nós i e j.

c1 a c3: consumos atribuídos ao nó i.

c4 e c5: consumos atribuídos ao nó j.

Para caracterizar da melhor maneira possível o valor das perdas de carga nas saídas do sistema, inclusive para evitar erros inerentes à distribuição dos consumos feita em nós inseridos no início e final dos trechos das tubulações que influenciem os tempos de percurso, neste trabalho foram considerados nós de consumo os próprios pontos das ligações de água.

Observa-se nos quadros 22 e 23 os valores dos volumes médios micromedidos (consumo base) obtidos nos relatórios emitidos pelo sistema de informação comercial da empresa gestora do SAA.

Quadro 22 – Volumes medidos para o Condomínio Vale dos Pássaros

Nº. da conta de água	Volume micromedido (m3)							
	out/17 leitura dia 04/10/17	nov/17 leitura dia 03/11/17	dez/17 leitura dia 04/12/17	jan/18 leitura dia 03/01/18	fev/18 leitura dia 01/02/18	mar/18 leitura dia 05/03/18	abr/18 leitura dia 04/04/18	mai/18 leitura dia 03/05/18
1770534-7	27	27	19	23	22	26	24	23
1806536-8	16	16	14	18	17	13	15	15
1844249-8	29	26	21	26	18	25	22	24
1844543-8	31	31	14	9	16	9	7	7
1936866-6	20	17	18	14	24	22	17	27
1936867-4	16	10	9	7	8	10	12	8
2119884-5	12	12	6	1	9	7	4	1
2242753-8	0	7	4	15	14	19	20	20
2269528-1	0	0	1	1	3	2	1	1
2269563-0	0	0	1	1	4	8	4	6
2273066-4	40	6	8	8	0	0	0	0
2285476-2	-	-	29	8	10	9	2	2
2304218-4	-	-	-	-	-	6	9	5
1779847-7	2	0	0	0	0	0	0	1
1779848-5	14	17	11	11	11	0	2	1
1780285-7	4	6	1	0	1	2	6	0
1786733-9	11	9	9	10	14	13	10	9
1798194-8	20	22	22	21	24	20	25	19
1798688-5	-	-	-	-	-	31	31	29
1851687-4	19	25	14	19	20	16	19	15
1891744-5	14	6	3	2	3	2	1	2
1976204-6	31	33	31	27	24	30	36	27
1984865-0	31	34	30	33	31	35	39	34
2014992-1	24	31	15	12	21	17	11	12
2015050-4	16	17	14	13	16	16	13	14
2042255-5	24	20	16	21	14	18	15	15
2153893-0	31	34	33	25	25	34	32	32
2261536-9	13	18	17	16	12	24	16	16
1779117-0	16	22	11	4	11	8	10	11
1795656-0	34	29	25	24	27	29	24	20
1799420-9	35	31	23	20	21	27	21	21
1824750-4	14	15	13	13	14	13	13	13
1882196-0	10	12	10	9	10	9	9	13
1921700-5	61	47	40	36	28	35	39	36
2005353-3	55	40	39	34	36	41	40	33
2070397-0	0	0	0	3	0	4	11	22
2091917-4	17	18	10	3	8	11	9	8

Continuação: Quadro 22 – Volumes medidos para o Condomínio Vale dos Pássaros

2148933-5	7	4	3	2	1	2	2	2
2313248-5	-	-	-	-	-	-	-	3
1880959-6	29	20	16	17	13	16	18	19
1792767-6	29	26	28	24	26	28	29	25
1873227-5	55	52	44	32	43	51	41	41
1882185-5	31	28	34	28	22	26	31	29
1882192-8	25	17	19	17	20	21	17	19
1891748-8	0	7	0	6	17	3	2	4
1986450-7	20	17	17	17	16	17	21	17
2009592-9	38	46	9	8	6	10	10	9
2064049-8	20	20	20	18	20	25	23	24
2101215-6	3	4	6	28	22	25	26	24
2119908-6	20	7	14	13	13	13	5	1
2176391-7	9	8	3	3	2	5	2	5
2198960-5	10	9	2	1	4	3	1	3
2204613-5	10	6	5	3	3	2	3	1
2216826-5	6	3	1	0	0	0	0	6
2224144-2	7	7	7	3	4	3	1	2
2231603-5	0	0	0	0	0	0	0	0
1868472-6	1	1	2	0	0	1	1	0
1878835-1	59	61	54	42	47	56	51	50
1902532-7	4	0	0	3	13	17	12	10
1986449-3	19	23	23	12	26	29	22	26
2014974-3	20	16	18	12	15	18	15	20
2036375-3	41	35	30	29	34	41	31	40
Volume Total (m³)	1150	1055	886	805	883	1003	933	922

Fonte: Saneago 2018.

Quadro 23 – Volumes médios medidos para o Condomínio Terras Alphaville

Nº. da conta de água	Volume micromedido (m3)							
	out/17 leitura dia 06/10/17	nov/17 leitura dia 09/11/17	dez/17 leitura dia 08/12/17	jan/18 leitura dia 10/01/18	fev/18 leitura dia 08/02/18	mar/18 leitura dia 09/03/18	abr/18 leitura dia 10/04/18	mai/18 leitura dia 10/05/18
2166289-4	3	3	1	3	25	50	9	4
2186441-1	63	89	69	61	73	50	56	60
2300940-3	-	-	-	-	6	8	29	10
2123332-2	1	2	0	1	1	0	1	1
2155266-5	13	15	5	2	2	0	0	0
2179830-3	4	4	0	0	0	1	4	4

Continuação: Quadro 23 – Volumes médios medidos para o Condomínio Terras Alphaville

2314844-6	-	-	-	-	-	-	-	0
2180928-3	12	4	0	16	17	17	22	15
2247304-1	12	8	4	2	33	3	0	5
2197187-0	7	17	5	12	11	14	11	14
2210558-1	5	15	1	10	3	1	4	11
2221805-0	13	17	13	20	16	13	12	16
2314841-1	-	-	-	-	-	-	-	0
2212193-5	8	7	11	3	4	22	1	45
2307553-8	-	-	-	-	-	-	2	6
2236044-1	0	0	0	0	0	0	0	0
2242421-0	0	27	12	10	2	0	17	27
2270738-7	35	28	17	6	6	7	14	18
2290814-5			4	6	24	12	9	15
2314842-0	-	-	-	-	-	-	-	0
2314843-8	-	-	-	-	-	-	-	0
2257612-6	11	19	28	15	38	8	7	10
2282197-0	-	0	0	0	0	0	3	1
Volume Total (m³)	187	255	170	167	261	206	201	262

Fonte: Saneago 2018.

Os resultados apresentados nos quadros 20 a 23 permitiram o cálculo das perdas nos setores (Quadros 24 e 25).

Quadro 24 – Perdas no sistema de abastecimento do Condomínio Vale dos Pássaros

Mês/ano	Volume macromedido (m ³)	Volume micromedido (m ³)	Perdas (m ³)	Índice de perdas (%)
Out/17	2003	1055	948	47,33
Nov/17	2370	886	1484	62,62
Dez/17	2995	805	2190	73,12
Jan/18	2551	883	1668	65,39
Fev/18	1126	1003	123	10,92
Mar/18	1038	933	105	10,12
Abr/18	997	922	75	7,52

Fonte: próprio autor.

O índice de perdas baixou drasticamente no mês de fevereiro de 2018 em relação ao mês anterior. Isto pode ser explicado pelo fato da substituição do macromedidor ter ocorrido no início do período considerado, indicando que as medições anteriores não estavam corretas devido aos problemas no antigo equipamento.

Quadro 25 – Perdas no sistema de abastecimento do Condomínio Terras Alphaville

Mês/ano	Volume macromedido (m³)	Volume micromedido (m³)	Perdas (m³)	Índice de perdas (%)
Out/17	349	255	94	26,93
Nov/17	245	170	75	30,61
Dez/17	212	167	45	21,23
Jan/18	298	261	37	12,42
Fev/18	232	206	26	11,21
Mar/18	231	201	30	12,99
Abr/18	296	262	34	11,49

Fonte: próprio autor.

Analisando os relatórios “Controle e Vazamentos Por Bairro - RS382B” (Saneago, 2018), apêndice A, observou-se que a ocorrência de vazamentos visíveis no condomínio Vale dos Pássaros é desprezível e no condomínio Terras Alphaville é inexistente (cód. bairro 241).

A Gerência de Desenvolvimento, Operação e Inovação Tecnológica da empresa gestora dos sistemas de abastecimento de água do município de Anápolis realizou um estudo para avaliar o “Índice de Desempenho da Medição em Campo” (Saneago, 2018) do parque de hidrômetros, de acordo a ABNT NBR 15538 – medidores de água potável: ensaios para avaliação de eficiência. O erro médio (submedição) foi igual a 13,06 % para uma quantidade de amostras de equipamentos com idade média igual a 5,88 anos.

Nesse caso, é possível que as perdas encontradas para os dois sistemas de abastecimento analisados possam ser caracterizadas pelos erros nas leituras dos equipamentos de medição de vazão, inclusive no macromedidor instalado na saída do Rel do condomínio Terras Alphaville. Neste trabalho as perdas foram desconsideradas para efeito de demanda.

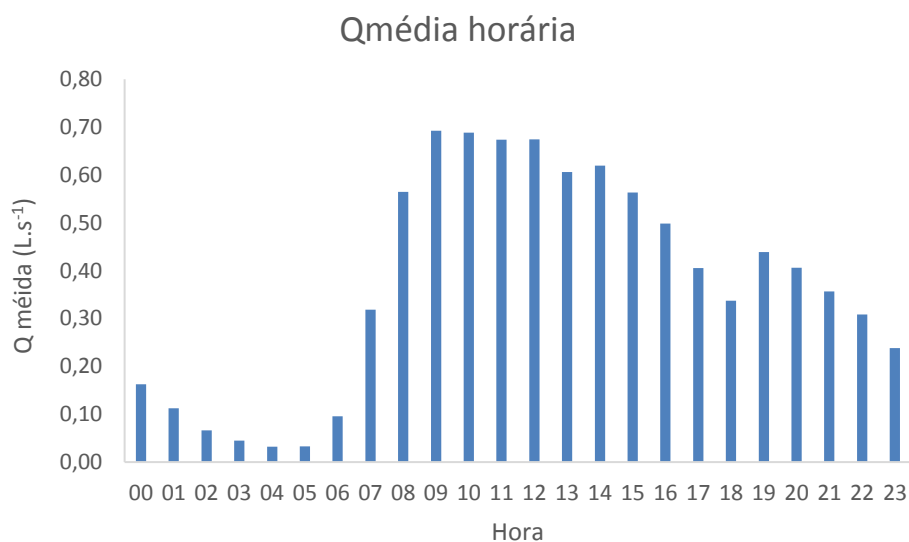
A localização das contas de água cadastradas no sistema informatizado do departamento comercial da empresa gestora até maio de 2018 pode ser verificada no mapa do cadastro técnico da Prefeitura Municipal de Anápolis (Apêndice B), complementado pelo cadastro técnico do sistema de abastecimento.

O primeiro módulo de abastecimento do condomínio Vale dos Pássaros possui 38 contas de água, o segundo módulo 23 contas e área da administração do condomínio 01 conta de água interligada à rede principal. Os módulos 1, 2 e 3 do condomínio Terras Alphaville possuem 11, 6 e 7 ligações de água, respectivamente.

Cada uma das contas possui um consumo base associado, cujos valores (Quadros 22 e 23) foram obtidos por períodos preestabelecidos gerados por relatórios também emitidos pelo sistema informatizado.

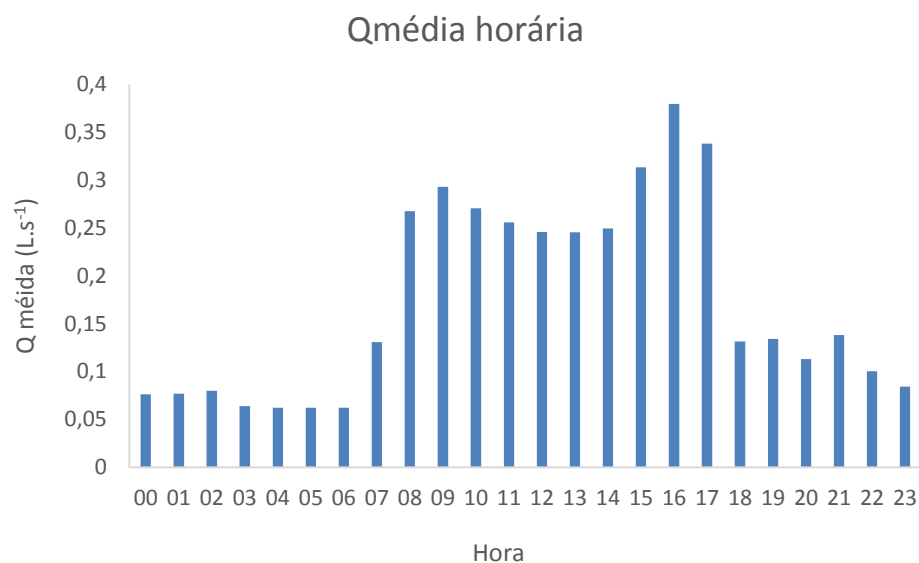
Os gráficos das figuras 25 e 26 descrevem as médias das vazões horárias medidas nos equipamentos instalados na saída dos reservatórios que abastecem as redes de distribuição. Os valores de vazão foram obtidos nos registros armazenados no sistema operacional automatizado apresentados na forma de tabelas e gráficos que correlacionam esta grandeza com o horário em intervalos de 15 minutos.

Figura 25 – Consumo médio nos nós na rede de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros



Fonte: próprio autor.

Figura 26 – Consumo médio nos nós na rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville

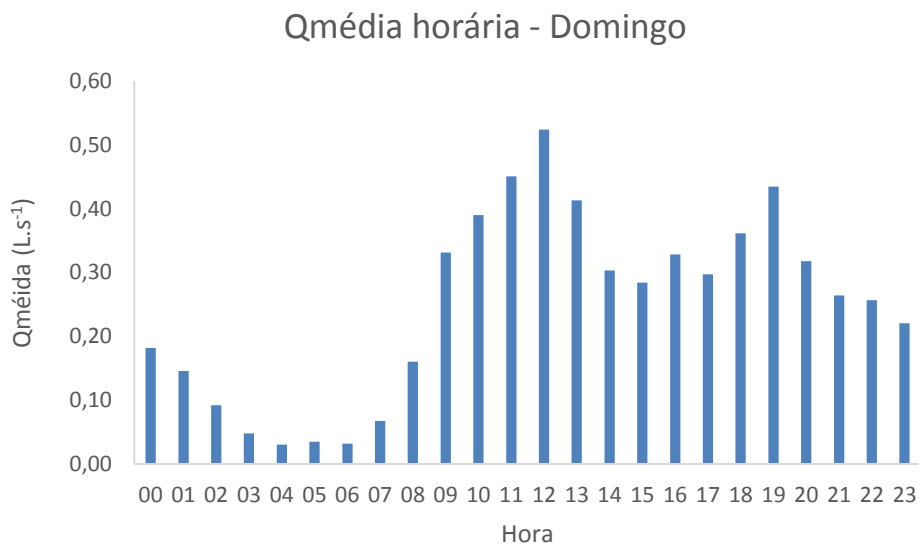


Fonte: próprio autor.

Para a obtenção dos dados de consumo no sistema de abastecimento do condomínio Vale dos Pássaros foi considerado o período de 01/02/2018 a 03/05/2018. Nesse caso, este intervalo de tempo excluiu os períodos anteriores nos quais foram detectadas medições não confiáveis, caracterizados pelos altos índices de perda. Para o sistema de abastecimento do condomínio Terras Alphaville foi considerado o período de 11/06/2018 a 18/06/2018.

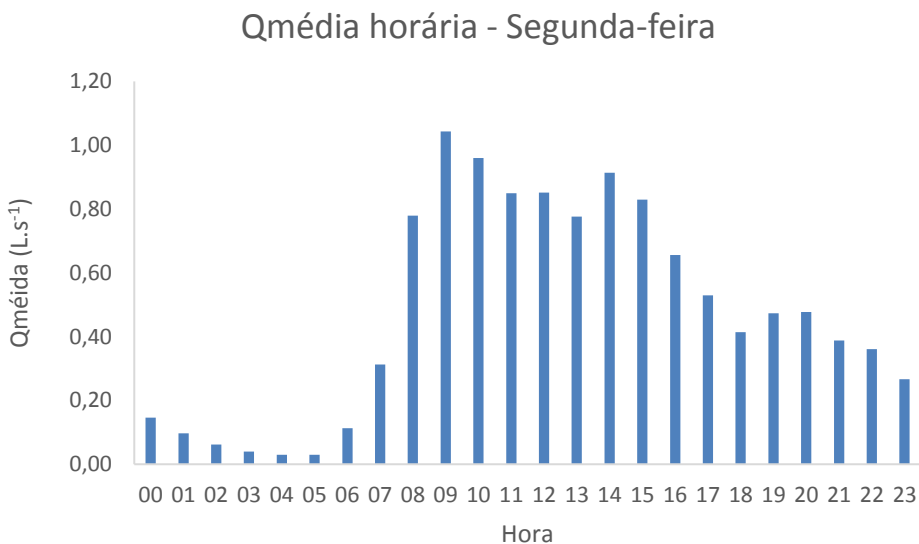
Dentro destes períodos foram obtidos ainda os consumos nos nós da rede para os dias de domingo e segunda-feira (figuras 27 a 30).

Figura 27 – Consumo médio nos dias de domingo nos nós da rede de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros



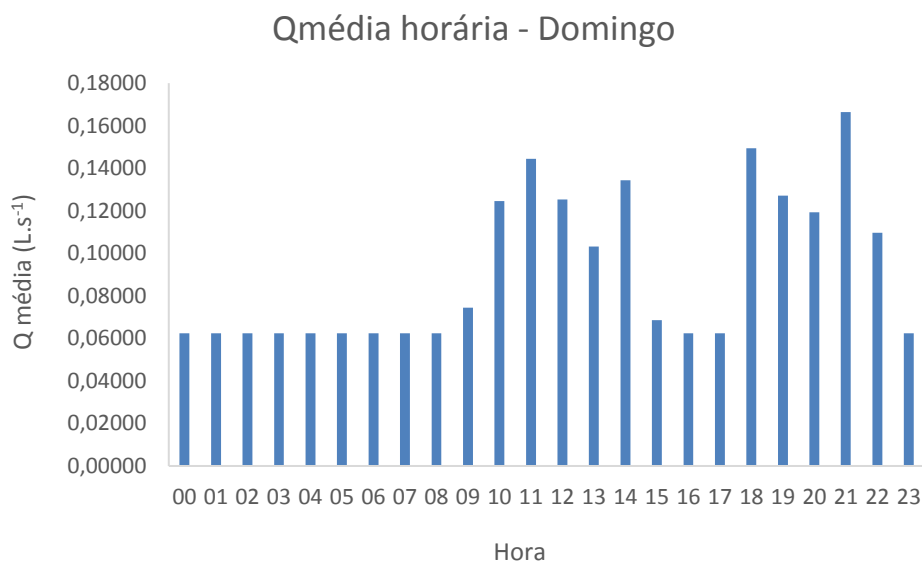
Fonte: próprio autor

Figura 28 – Consumo médio nos dias de segunda-feira nos nós da rede de distribuição do Condomínio Vale dos Pássaros



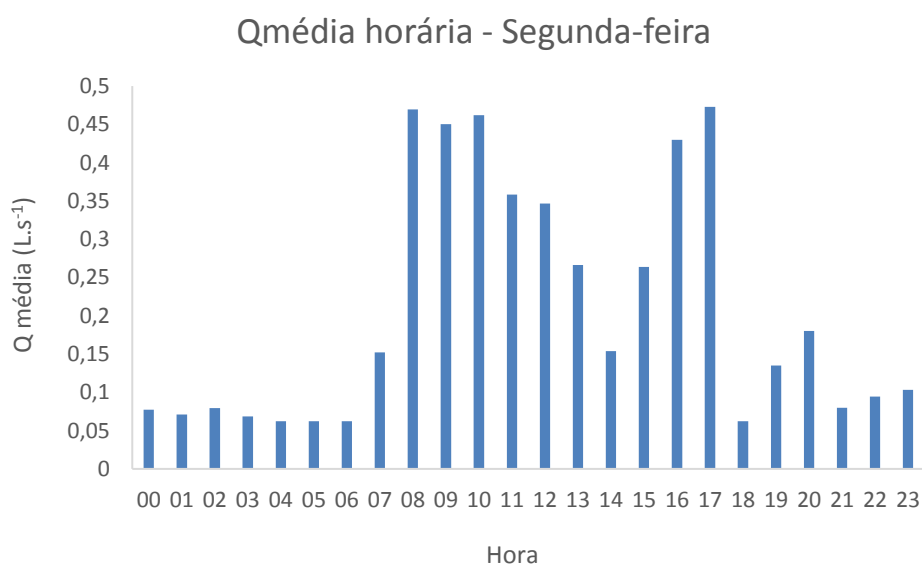
Fonte: próprio autor

Figura 29 – Consumo médio nos dias de domingo nos nós da rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville



Fonte: próprio autor

Figura 30 – Consumo médio nos dias de segunda-feira nos nós da rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville



Fonte: próprio autor

Importante salientar que o equipamento do tipo Woltmann instalado na saída do Rel do Condomínio Terras Alphaville parece não ter contabilizado adequadamente os consumos mínimos ocorridos dentro do intervalo de 24 horas para o período de uma semana. Nesse caso, ocorreu a submedição do volume macromedido. Para contornar esta inconsistência, a diferença

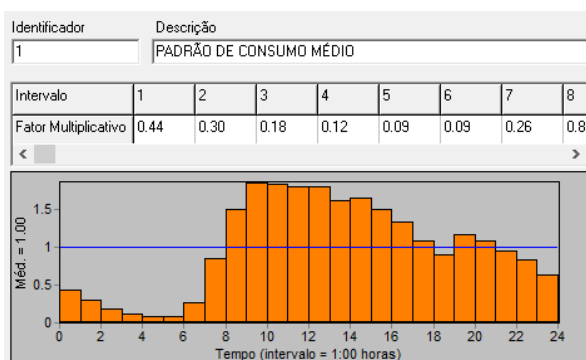
entre os valores totais da macromedição e da micromedição foram diluídos nos consumos médios horários dos volumes macromedidos para o períodos de 24 horas.

A partir das vazões registradas nas saídas dos reservatórios dentro dos períodos avaliados foram obtidos os consumos médios horários que, divididos pelo consumo médio diário, determinaram os fatores multiplicativos que foram considerados como padrão temporal de consumo que será inserido no programa EPANET 2.0 para proceder às simulações.

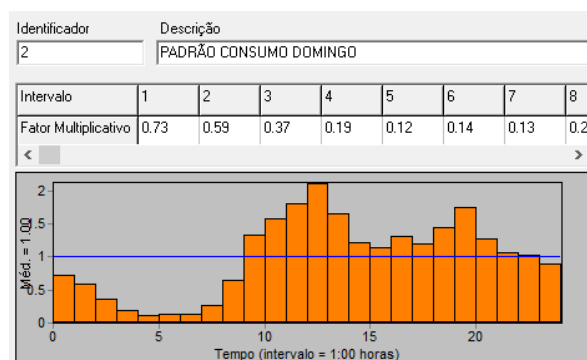
Os padrões de consumo médio que abrangeram os dias úteis da semana, o sábado e o domingo, dentro dos períodos considerados e os padrões de consumo médio dos dias de domingo e segunda-feira utilizados nas simulações no EPANET estão representados nas figuras 31 e 32.

Figura 31 – Padrão de consumo considerados no EPANET. Condomínio Vale dos Pássaros no período de 01/02/2018 a 03/05/2018: a) consumo médio; b) consumo de domingo; c) consumo de segunda feira.

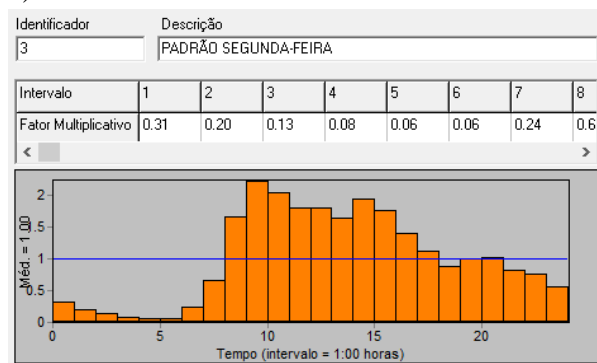
a)



b)



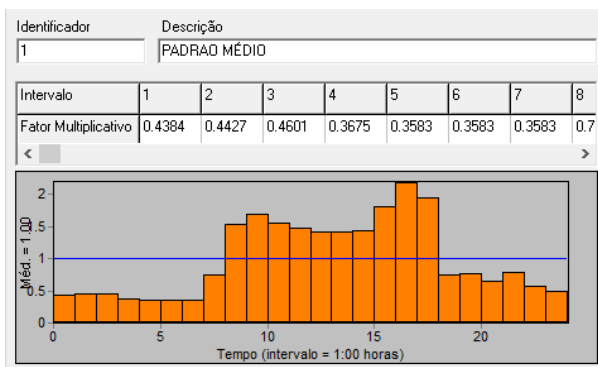
c)



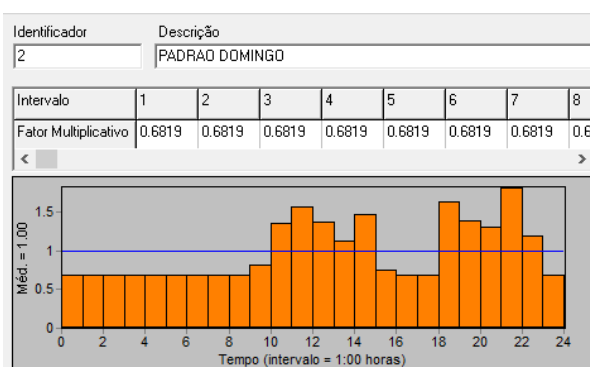
Fonte: EPANET.

Figura 32 – Padrão de consumo considerados no EPANET. Condomínio Terras Alphaville no período de 11/06/2018 a 18/06/2018: a) consumo médio; b) consumo de domingo; c) consumo de segunda feira.

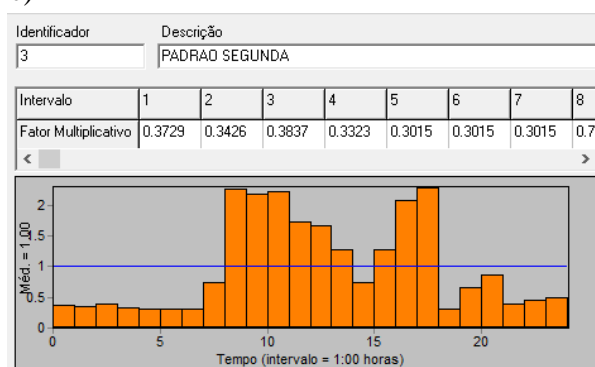
a)



b)



c)



Fonte: EPANET.

Loureiro *et al.* (2010) estudaram o consumo nas cidades de Oeiras e Amadora na região metropolitana de Lisboa, em Portugal com o objetivo de estabelecer os fatores mais importantes que influenciam a demanda em 20 setores residenciais urbanos compostos por 1000 a 5000 propriedades abastecidas, cada uma comportamentos de consumo e características socioeconômicas e infraestrutura distintas. Os resultados mostraram que o consumo depende de fatores diversos, tais como, idade e altura das edificações, tipo de material das tubulações, estratificação social, estrutura familiar e idade dos usuários.

Os pesquisadores concluíram, por exemplo, que para um setor habitado por uma população acima de 65 anos (trabalhadores inativos) podem ocorrer picos instantâneos elevados de consumo durante o período da manhã e no jantar e valores reduzidos de consumo durante o almoço e ainda uma maior dispersão de demanda ao longo do dia. Outro setor caracterizado por alto índice de famílias pequenas (2 ou menos pessoas) e estrutura familiar com população mais idosa que o primeiro setor indicou um comportamento mais homogêneo durante o dia com

menores valores de pico de consumo instantâneo, maior consumo durante o período de almoço e menor dispersão ao longo do dia.

Concluíram ainda que a alta ocorrência de tubos de cimento amianto geraram altos valores de vazão noturna.

Em relação às áreas de estudo, constatou-se que as residências são de alto padrão construtivo. Durante os levantamentos de campo foi possível perceber o alto poder aquisitivo dos usuários, indicando que provavelmente o consumo elevado no dia de segunda-feira se deve ao fato de que os serviços domésticos sejam realizados de preferência neste dia da semana. A diminuição das atividades domésticas são identificadas pelos padrões de consumo do dia de domingo.

5.4 Detalhamento do controle operacional

A entrada da água que alimenta o reservatório apoiado que abastece o setor Condomínio Vale dos Pássaros ocorre na parte superior desta unidade, cujo fluxo é controlado através de sistema de boia mecânica que aciona a abertura da válvula instalada na tubulação de chegada da água tratada, sendo que seu fechamento ocorre para situação de nível desejado.

O setor é composto por dois módulos distintos de abastecimento, cada um com uma válvula redutora de pressão instalada nas suas entradas, precedidas de válvulas de seccionamento. A regulagem destes acessórios é verificada mensalmente para manter as pressões mínimas e máximas em toda a rede de distribuição. Para os resultados obtidos foi considerada a regulagem que ocorreu no dia 09/05/2018, cujas pressões de jusante foram iguais a 12 mca.

Em cada um dos pontos mais baixos dos módulos estão instaladas ainda uma válvula de seccionamento que permitem realizar as manobras para descarga de todo o volume contido nas tubulações em caso de haver a necessidade de manutenções para retirada de vazamentos.

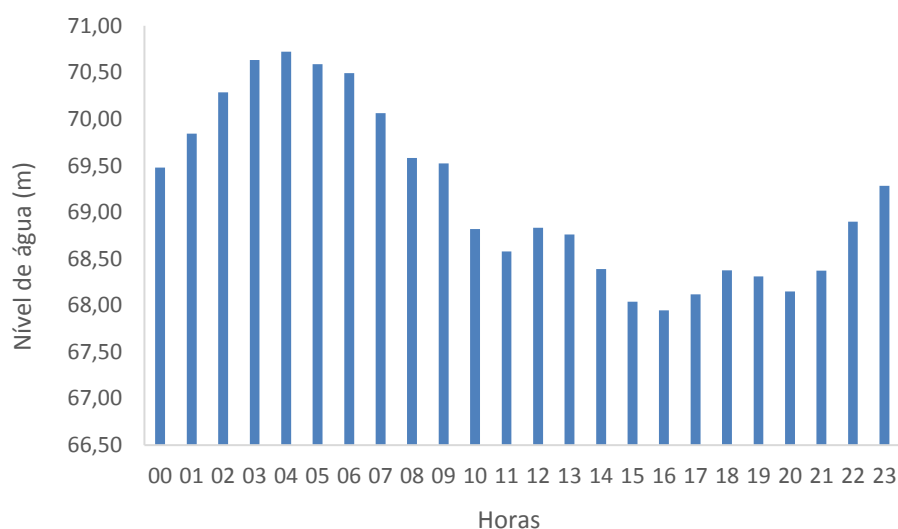
O reservatório elevado do Condomínio Terras Alphaville recebe água recalcada do poço profundo através de uma entrada da tubulação na parte superior do seu volume útil. O funcionamento da bomba submersível instalada neste poço é automatizado, cujo desligamento ocorre sempre que os níveis máximo e mínimo de água desejados sejam atingidos.

O sistema de distribuição é composto por três módulos de abastecimento, cada um com uma válvula de seccionamento manobradas para descarga da rede.

Não existem válvulas redutoras de pressão instaladas nesta rede de distribuição.

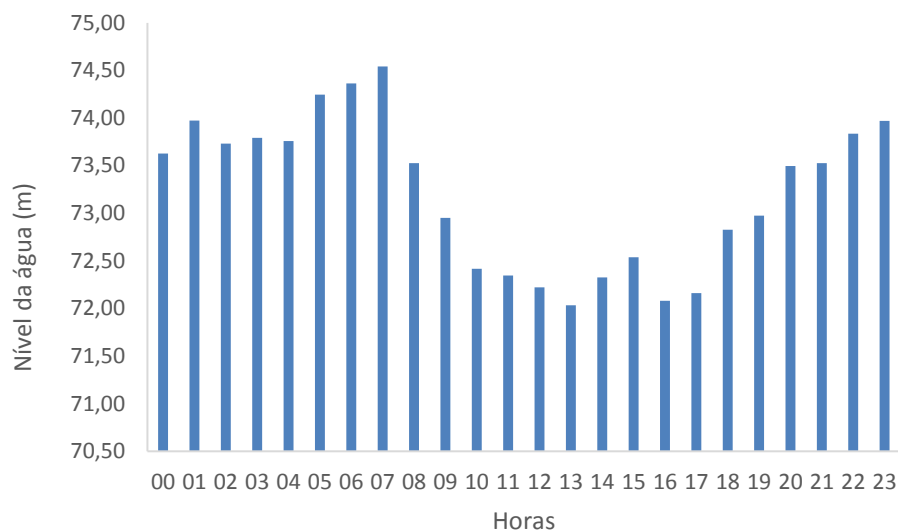
O histórico diário dos níveis dos reservatórios demonstra que a altura da água sofre uma variação relativamente baixa durante o período. Esta constatação aliada ao fato de que cerca de 7,1% e 40,3% do total das ligações de água previstas, respectivamente, para o Condomínio Terras Alphaville e Condomínio Vale dos Pássaros foram realizadas, sugere consumos baixos no setor, reduzidas velocidades de escoamento e elevados tempos de percurso da água. Os níveis médios horários analisados no período de 25/01/2018 a 01/06/2018 foram demonstrados nas figuras 33 e 34.

Figura 33 – Nível médio horário da água no Rap do sistema de abastecimento Vale dos Pássaros



Fonte: Saneago, 2018.

Figura 34 – Nível médio horário da água no Rel do sistema de abastecimento Terras Alphaville



Fonte: Saneago, 2018.

Azevedo e Fernandez y Fernandez (2015) mencionam que a relação de Frühling pode ser adotada para dimensionar a capacidade total dos reservatórios de distribuição, sendo esta igual a um terço do consumo diário correspondente aos setores abastecidos. No caso de reservatórios elevados, é utilizada a relação igual a um quinto do volume distribuído em 24 horas.

Segundo os autores, adotando a relação entre capacidade e volume diário consumido tem-se os seguintes cálculos (Equação 23).

$$Q = k_1 \cdot q \cdot P \quad (\text{Equação 23})$$

Onde:

Q: vazão em $L \cdot dia^{-1}$.

k_1 : coeficiente do dia de maior consumo.

q: taxa de consumo per capita em $L/hab \cdot dia$.

P: população abastecível a ser considerada no projeto.

Esta definição indica uma estreita relação entre a capacidade do reservatório e o consumo de água pelos usuários, que depende da população que será abastecida. Nesse caso, o tempo de residência da água na rede de distribuição abastecida por um determinado reservatório será

maior quanto menor for o consumo podendo afetar significativamente a qualidade da água devido ao decaimento da concentração de cloro residual.

Pelo fato do Rap do Condomínio Vale dos Pássaros ser parte integrante do sistema de abastecimento DAIA, composto por outras unidade de reservação abastecidas, inclusive, pela mesma adutora de água tratada que o primeiro, sugere que parece ser viável um estudo para adequar os níveis mínimos e máximos da unidade no sentido de otimizar a distribuição de água, principalmente nos períodos de estiagem que ocasionam sua escassez, além de evitar a perda de concentração de cloro no seu interior.

Apesar de não influenciar na oferta de água para outros setores do sistema de abastecimento, a diminuição do volume de operação Rel do sistema independente de abastecimento do Condomínio Terras Alphaville evitaria o decaimento da concentração de desinfetante na unidade.

5.5 Simulações no EPANET

A construção correta da rede de distribuição no ambiente do EPANET é extremamente importante e depende de um levantamento minucioso dos componentes físicos, consumos e descrição da operação. É possível que alguns erros cometidos durante a obtenção e lançamento destes dados influenciem o resultado final da simulação podendo ou não ser detectados através dos “Relatórios de Estado” emitido pelo simulador, como por exemplo, cotas topográficas incorretas, incompatibilidade com a pressão à jusante das válvulas redutoras de pressão e erros nos relatórios de demanda.

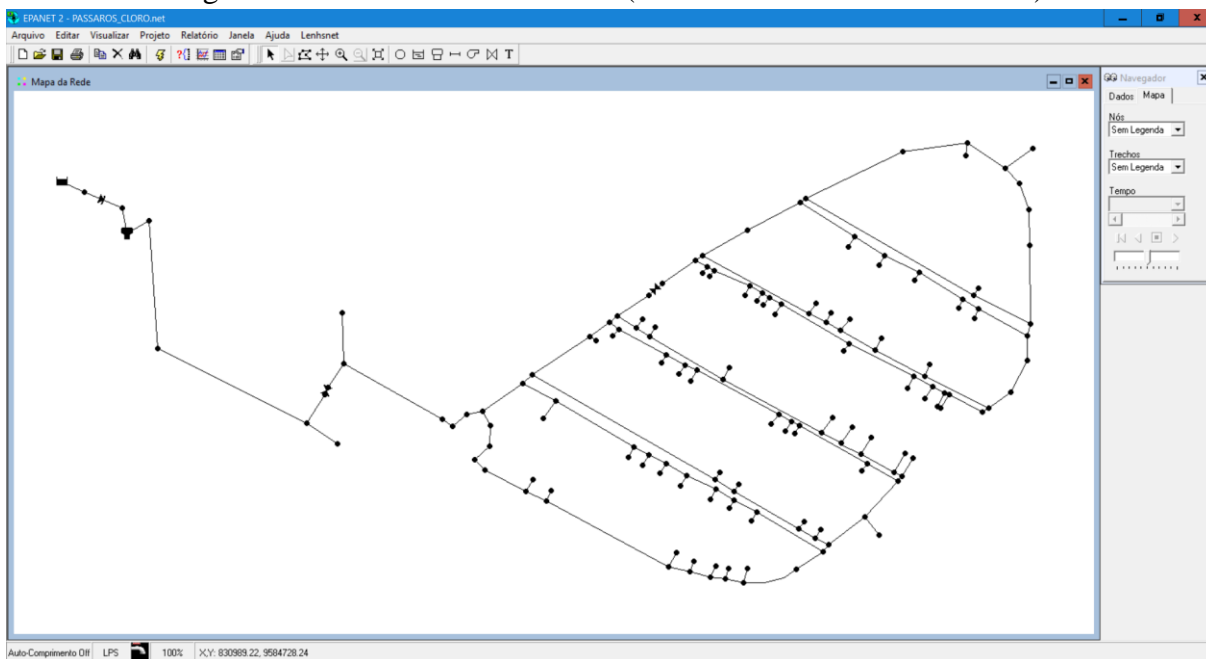
Os resultados do modelo hidráulico reproduziram o comportamento do SAA existente através das variáveis vazão e pressão e os do modelo da qualidade da água através dos valores de CRL na rede e dos tempos de percurso. A qualidade da água foi simulada em período alargado (simulação dinâmica).

Após as primeiras simulações as mensagens de advertência ou erros apareceram na janela do “Relatório de Estado” do programa EPANET, identificando os problemas ocorridos. A identificação e descrição das mensagens foram verificadas no manual de utilização do *software* para viabilizar a correção dos erros.

O EPANET 2.0 considerou os reservatórios de nível variável. Estes nós foram considerados como pontos de origem de qualidade da água (qualidade inicial) para simular o decaimento de CRL na rede de distribuição.

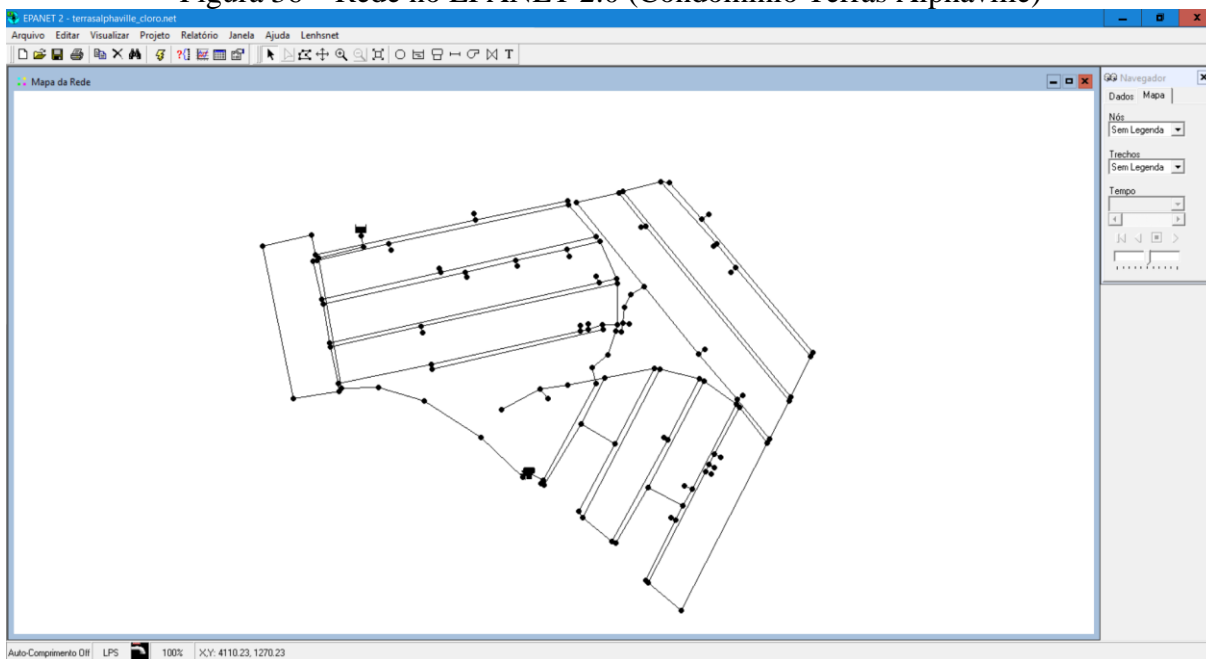
As redes configuradas no EPANET, construídas a partir do cadastro técnico do sistema de distribuição e através de levantamentos de campo, estão demonstradas nas figuras 35 e 36.

Figura 35 – Rede no EPANET 2.0 (Condomínio Vale dos Pássaros)



Fonte: próprio autor.

Figura 36 – Rede no EPANET 2.0 (Condomínio Terras Alphaville)



Fonte: próprio autor.

Após o lançamento da redes no EPANET 2.0 e inserção dos padrões de consumo (Figuras 31 e 32) foram realizadas as calibrações do modelo hidráulico para as variáveis pressão e vazão. Os resultados estão descritos nos quadros 26 a 29.

Quadro 26 – Tratamento estatístico dos dados de calibração para pressão no condomínio Vale dos Pássaros

Localização (n° da conta)	Número Observado	Média Observada (mca)	Média Simulada (mca)	Erro Médio Absoluto (mca)	Desvio Padrão
PVP01 (2269563-0)	24	34,33	32,99	1,344	1,447
PVP02 (2269528-1)	24	35,13	37,93	2,805	3,380
Rede	48	34,73	35,46	2,074	2,600

Fonte: próprio autor.

Quadro 27 – Tratamento estatístico dos dados de calibração para vazão no condomínio Vale dos Pássaros

Localização	Número Observado	Média Observada (L.s⁻¹)	Média Simulada (L.s⁻¹)	Erro Médio Absoluto (L.s⁻¹)	Desvio Padrão
PVP06 (Saída do Rap)	24	0,37	0,36	0,009	0,011
Rede	24	0,37	0,36	0,009	0,011

Fonte: próprio autor.

Quadro 28 – Tratamento estatístico dos dados de calibração para pressão no condomínio Terras Alphaville

Localização (n° da conta)	Número Observado	Média Observada (mca)	Média Simulada (mca)	Erro Médio Absoluto (mca)	Desvio Padrão
PTA04 (2314843-8)	24	21,71	23,03	1,325	1,343
Rede	24	21,71	23,03	1,325	1,343

Fonte: próprio autor.

Quadro 29 – Tratamento estatístico dos dados de calibração para vazão no condomínio Terras Alphaville

Localização	Número Observado	Média Observada (L.s⁻¹)	Média Simulada (L.s⁻¹)	Erro Médio Absoluto (L.s⁻¹)	Desvio Padrão
PTA06 (Saída do Rel)	24	0,17	0,17	0,001	0,001
Rede	24	0,17	0,17	0,001	0,001

Fonte: próprio autor.

Os erros médios de pressão entre os valores simulados e os valores medidos atenderam a faixa proposta no item 4.8 ($\pm 2,0$ m). Os gráficos de pressão gerados pelo equipamento descrito na figura 12 podem ser analisados no apêndice C.

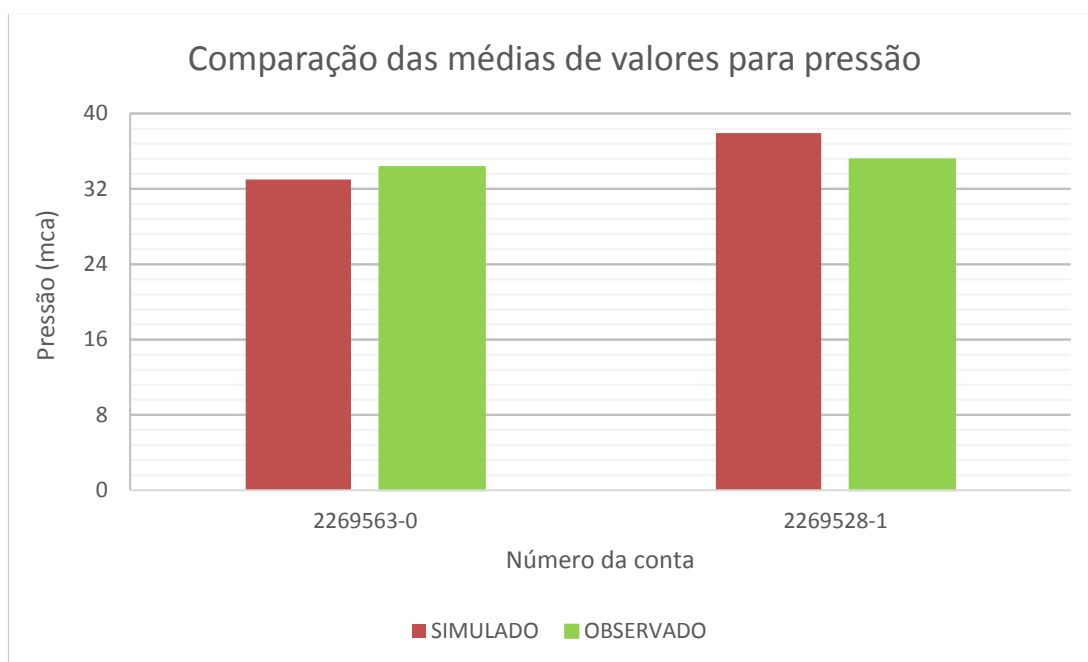
Não houve a necessidade de conferir dados observados em campo ou maiores complicações que exigissem análises críticas mais complexas à respeito dos resultados das calibrações. Parece que pelo fato das áreas de estudo possuírem um cadastro técnico confiável, com detalhamento operacional rastreável, como por exemplo, o acompanhamento correto da pressão à jusante das válvulas redutoras de pressão e baixas incidência de perdas físicas, as diferenças entre os valores observados e os valores simulados foram satisfatórias.

O conhecimento adequado dos padrões de consumo dos usuários e a adoção destes consumos base como sendo nos próprios pontos de ligação de água, sem utilizar o artifício de concentrar estes consumos nas extremidades dos trechos (Figura 24), aliado ao fato de que também não foram adotadas simplificações das redes de distribuição no modelo induz à conclusão de que isto também pode ter influenciado significativamente para a obtenção de valores observados e simulados próximos.

Importante salientar que os padrões de consumo do condomínio Terras Alphaville foram elaborados para uma semana. O ideal seria utilizar um período maior para a amostragem do padrão de um determinado dia da semana, nesse caso, de domingo e de segunda-feira. Contudo parece que, pelo fato das demandas no sistema de abastecimento serem relativamente muito baixas devido ao baixo adensamento da área de influência do reservatório, os parâmetros hidráulicos não variam demasiadamente, principalmente para o padrão de consumo médio, facilitando a análise dos resultados encontrados.

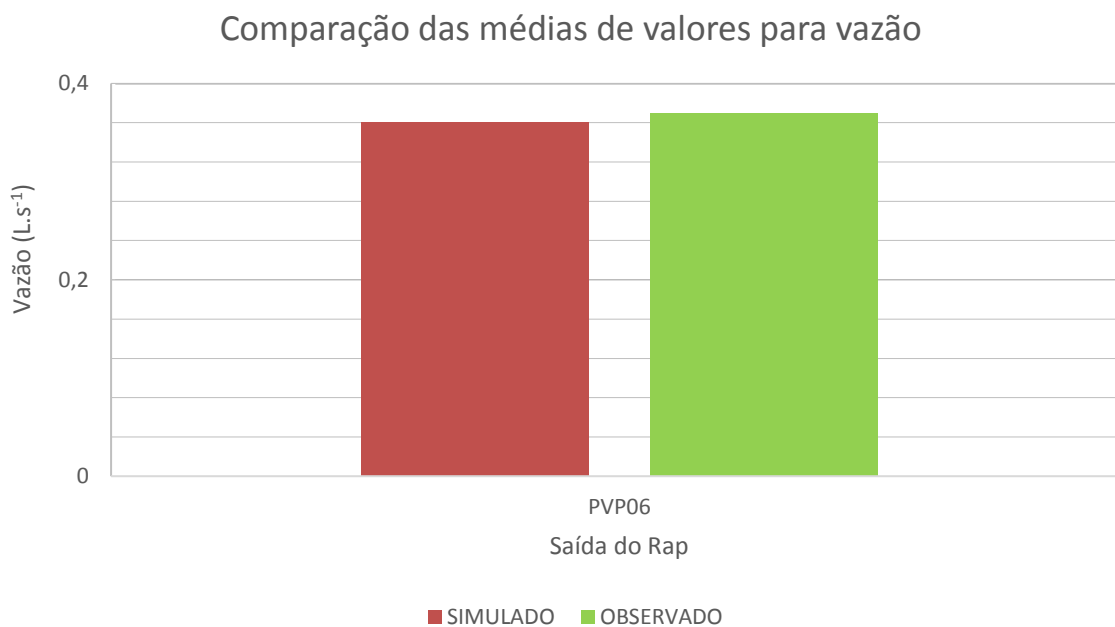
As figuras 37 a 40 demonstram a comparação das médias dos valores de pressão para 24 horas de obtenção dos dados.

Figura 37 – Comparação entre os valores observados e simulados para os dados de pressão no condomínio Vales dos Pássaros



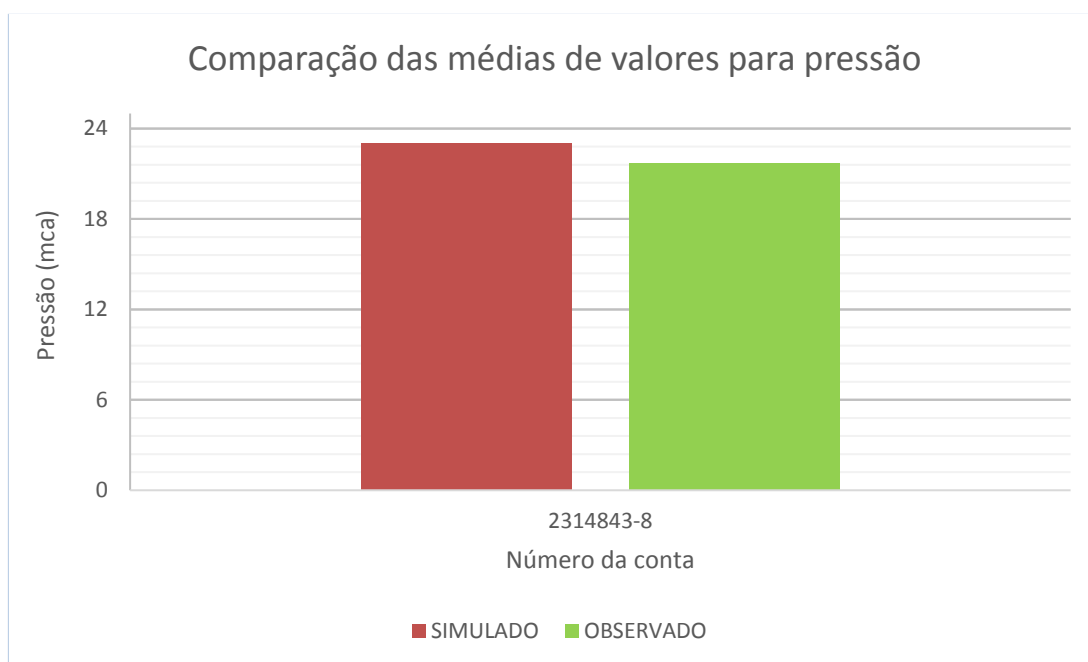
Fonte: adaptado do EPANET.

Figura 38 – Comparação entre os valores observados e simulados para os dados de vazão no condomínio Vales dos Pássaros



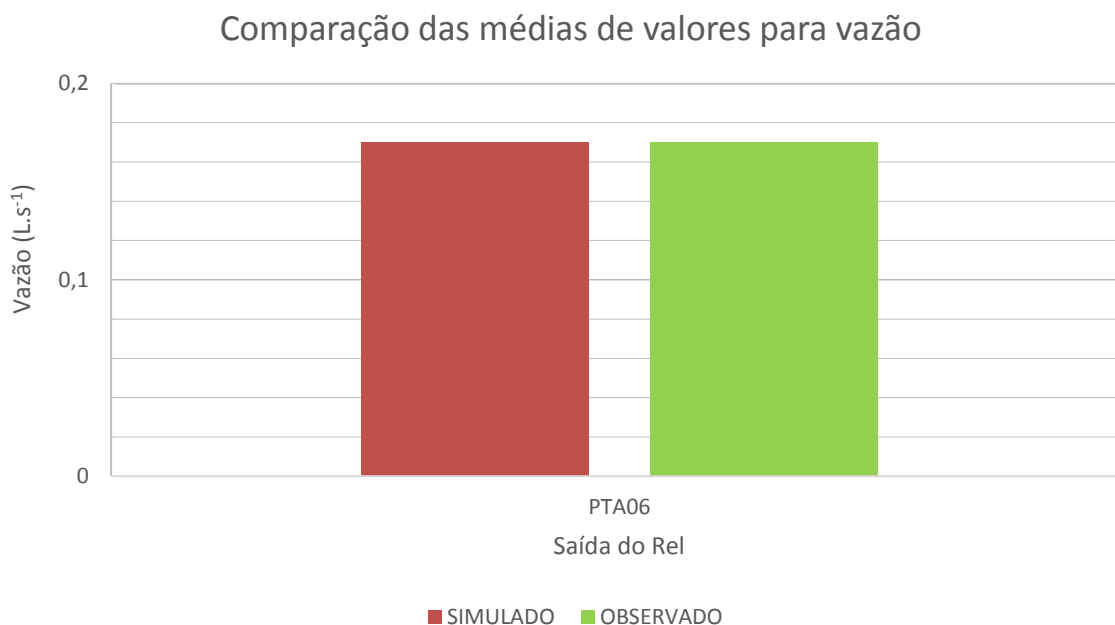
Fonte: adaptado do EPANET.

Figura 39 – Comparação entres os valores observados e simulados para os dados de pressão no condomínio Terras Alphaville



Fonte: adaptado do EPANET.

Figura 40 – Comparação entres os valores observados e simulados para os dados de vazão no condomínio Terras Alphaville



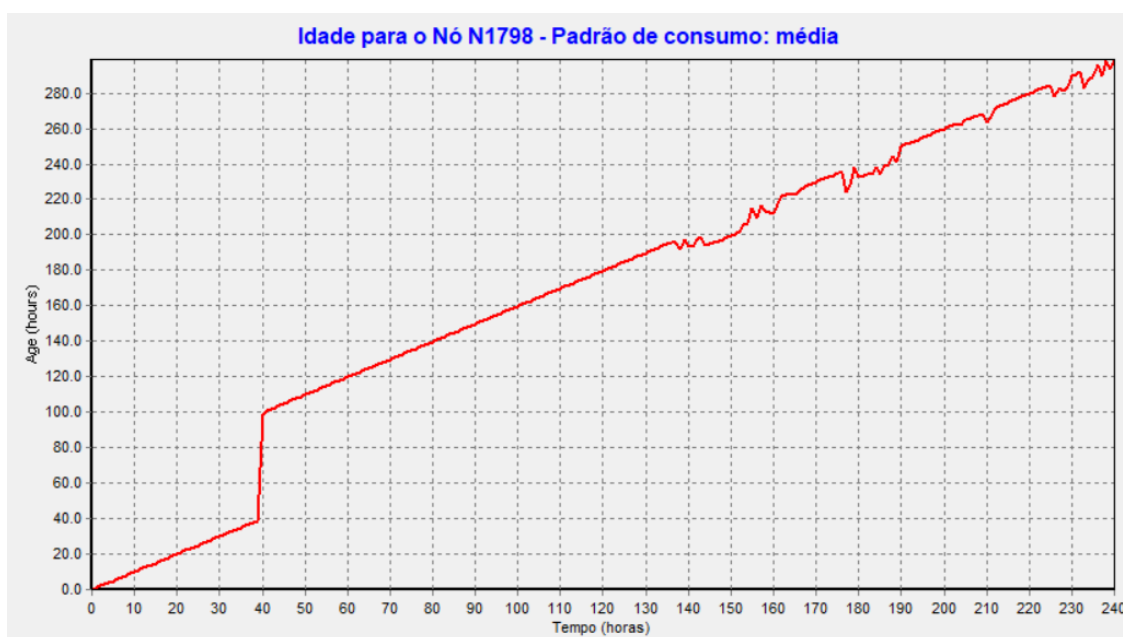
Fonte: adaptado do EPANET.

Os modelos hidráulicos calibrados permitiram as simulações da qualidade no EPANET relacionadas ao maior tempo de percurso para os padrões de consumo médio, de

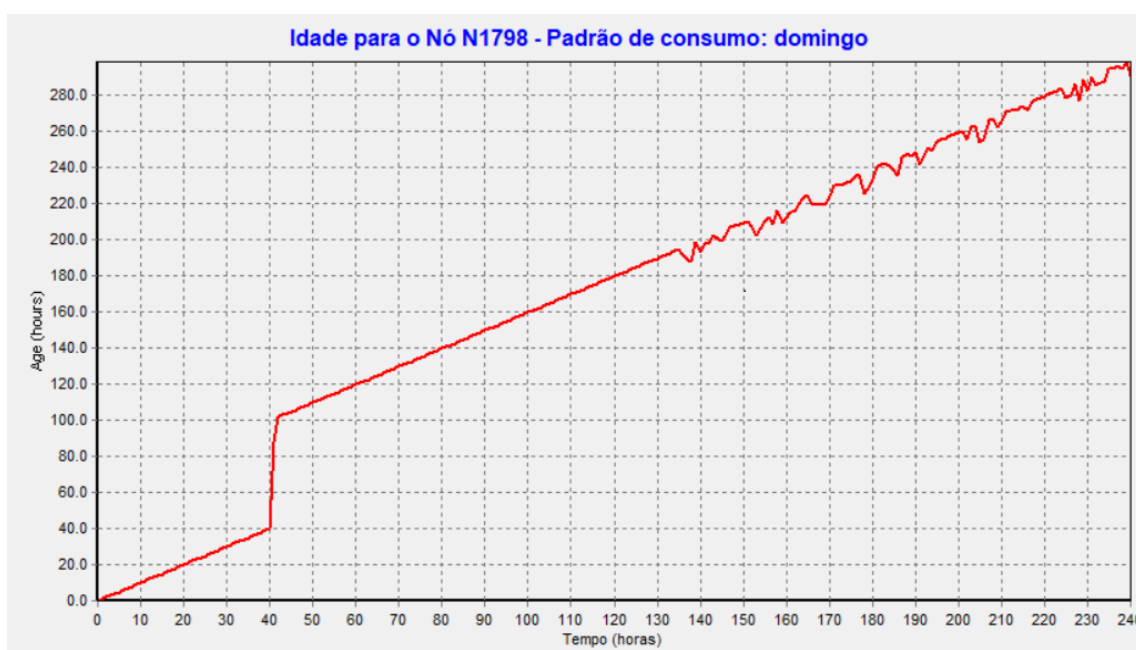
domingo e de segunda-feira. A figura 41 mostra os resultados obtidos para os nós considerados críticos. Na caixa de diálogo do simulador a qualidade inicial adotada para o reservatório foi igual a 60 horas.

Figura 41 – Gráficos de séries temporais do nó N1798 no condomínio Vale dos Pássaros: a) padrão de consumo médio; b) padrão de consumo de domingo; c) padrão de consumo de segunda-feira

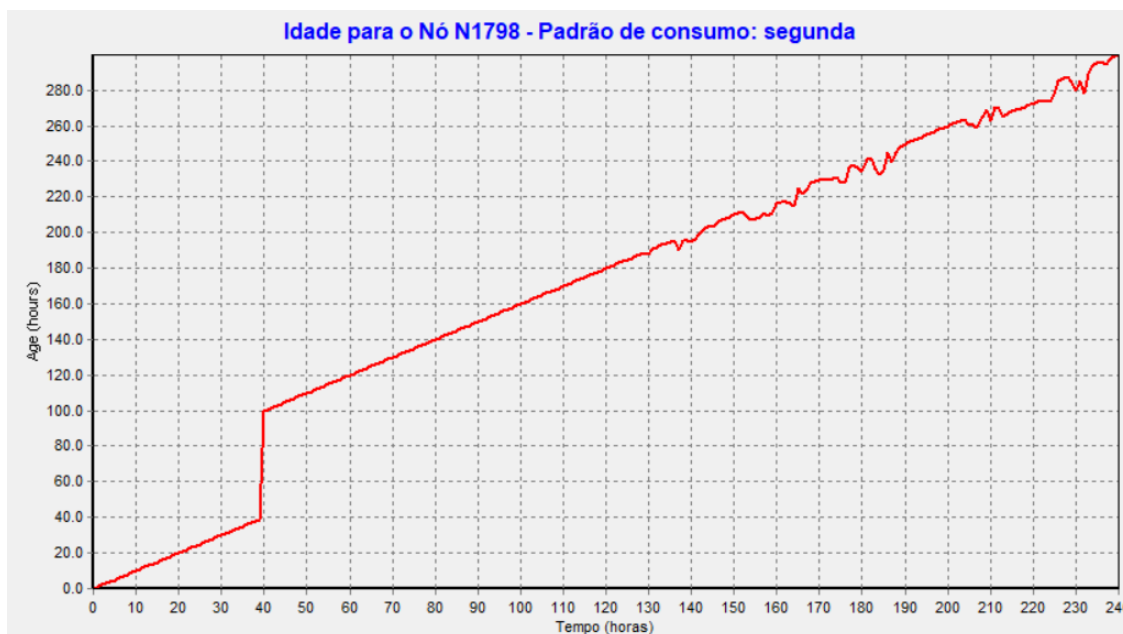
a)



b)



c)



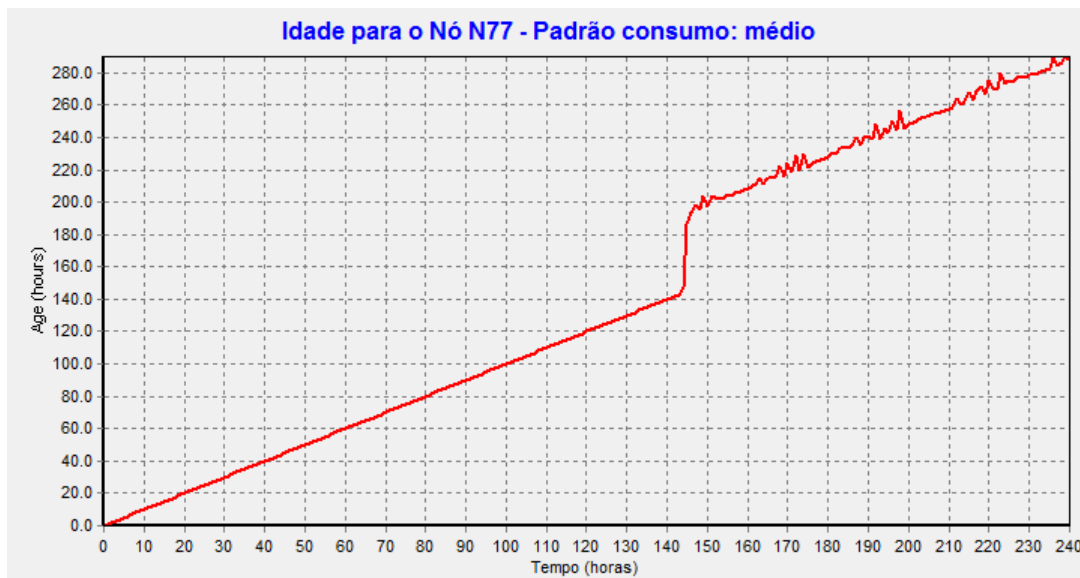
Fonte: EPANET.

Analisando os gráficos de séries temporais observou-se que os tempos de percurso da água na rede de distribuição do condomínio Vale dos Pássaros até atingir o nó crítico foram iguais a 42 horas, 40 horas e 40 horas para os padrões de consumo de domingo, de segunda-feira e médio de consumo.

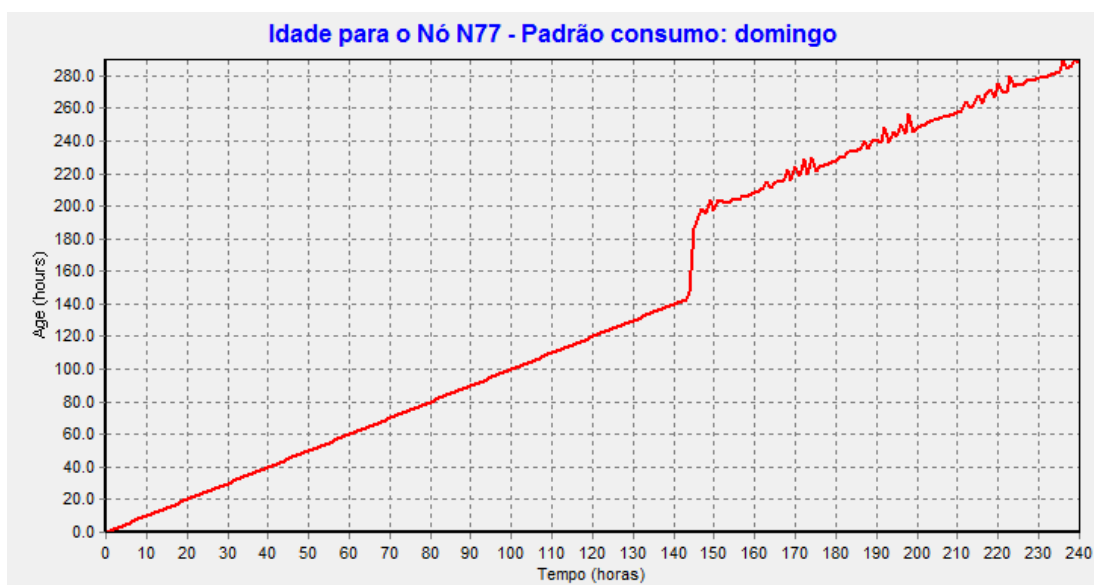
A figura 42 mostra os resultados obtidos para as simulações da qualidade no EPANET relacionadas ao maior tempo de percurso (nó crítico) para os padrões de consumo médio, de domingo e de segunda-feira no Condomínio Terras Alphaville. Na caixa de diálogo do simulador a qualidade inicial adotada para o reservatório foi igual a 60 horas.

Figura 42 – Gráficos de séries temporais do nó N77 no condomínio Terras Alphaville: a) padrão de consumo médio; b) padrão de consumo de domingo; c) padrão de consumo de segunda-feira

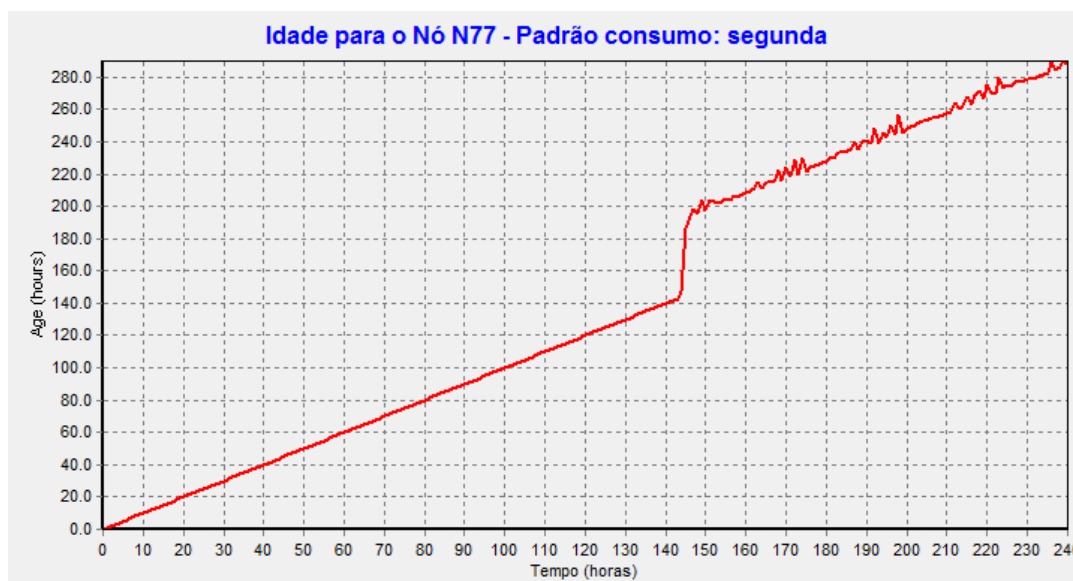
a)



b)



c)



Fonte: EPANET.

Para a rede de distribuição do Condomínio Terras Alphaville todos os gráficos de séries temporais apresentaram tempos de percurso iguais a 144 horas, para os padrões de consumo de domingo, de segunda-feira e médio de consumo.

Nos gráficos de séries temporais identifica-se que o valor do tempo de percurso cresce, desde o período inicial de valor zero até ao ponto em que chega ao nó a primeira água que realizou todo o percurso desde a origem. A partir daí, começa a verificar-se o comportamento cíclico repetível e aproximadamente estável (COELHO *et al.*, 2006).

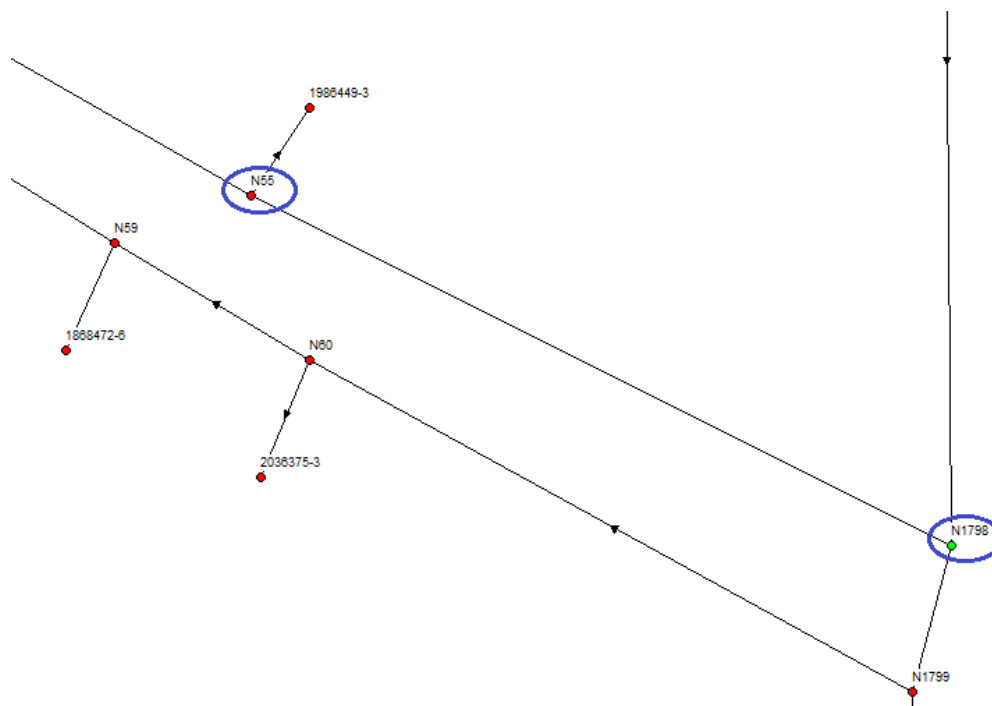
O comportamento das pressões descritas nos gráficos de pressão x tempo (apêndice C) podem validar os valores simulados para os tempos de percurso na rede de distribuição. A baixa variabilidade das pressões, entre 20,81 e 22,07 mca, na rede do condomínio Terras Alphaville indica um consumo ainda muito abaixo do que o projetado que ocasiona tempos de percurso mais elevados que os que foram verificados no condomínio Vale dos Pássaros que, além de possuir uma extensão menor de tubulações, atualmente está mais adensado.

A avaliação do tempo de percurso permite conhecer o funcionamento hidráulico de um sistema. É possível verificar os caminhos preferenciais, pontos de menor movimento ou de estagnação que podem, por exemplo, serem escolhidos para coleta análise de amostras para o controle da qualidade da água (COELHO *et al.*, 2006).

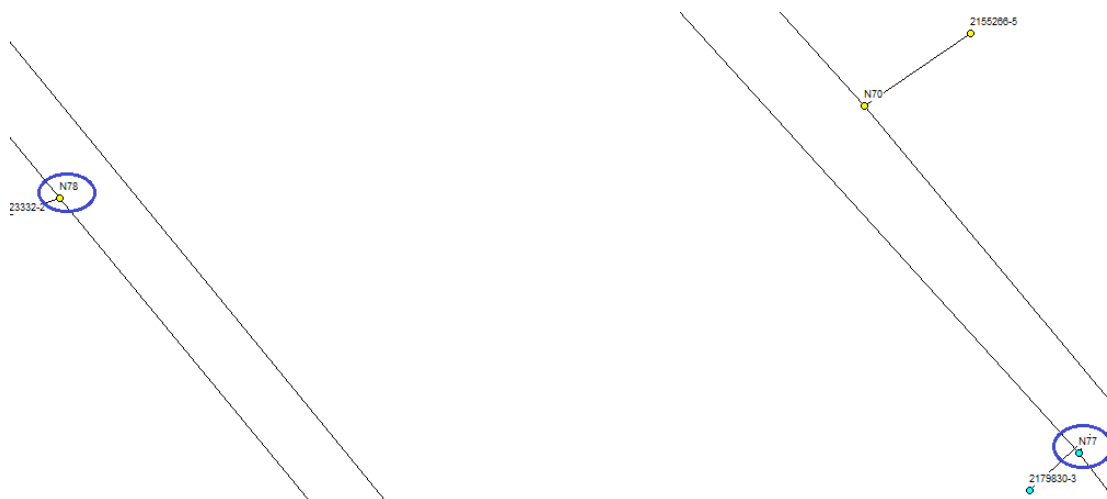
Analisando dois nós (Figura 43) após a simulação do nas redes de distribuição das áreas de estudo é possível identificar nos gráficos de séries temporais (Figura 44) que as diferenças de vazão e velocidade nos trechos resulta em tempos de percurso distintos.

Figura 43– Localização dos pontos analisados

a) Condomínio Vale dos Pássaros



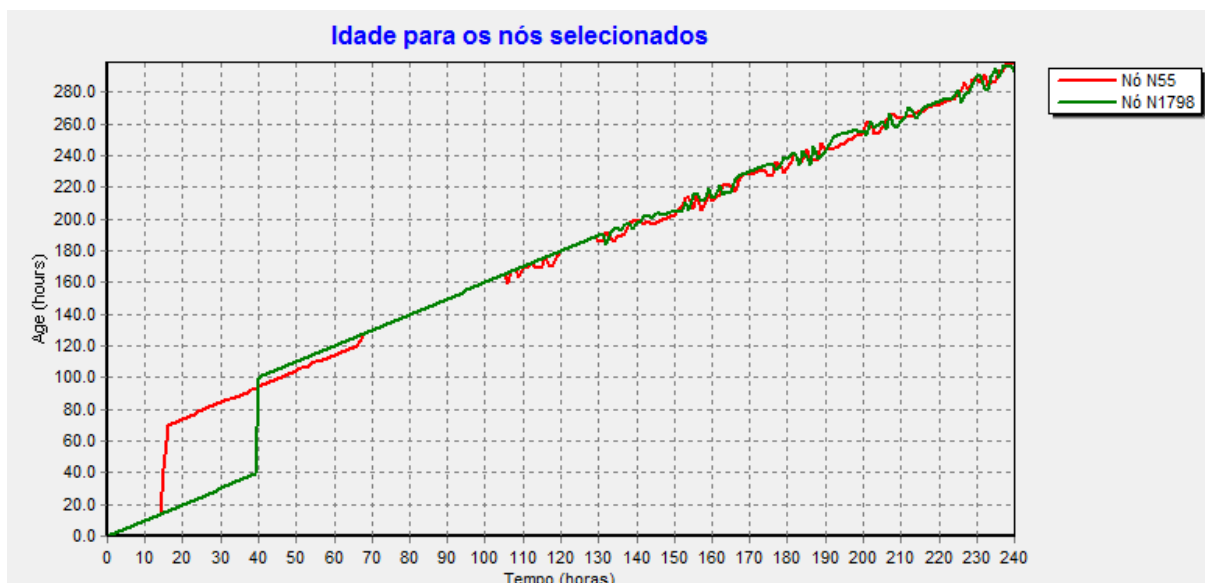
b) Condomínio Terras Alphaville



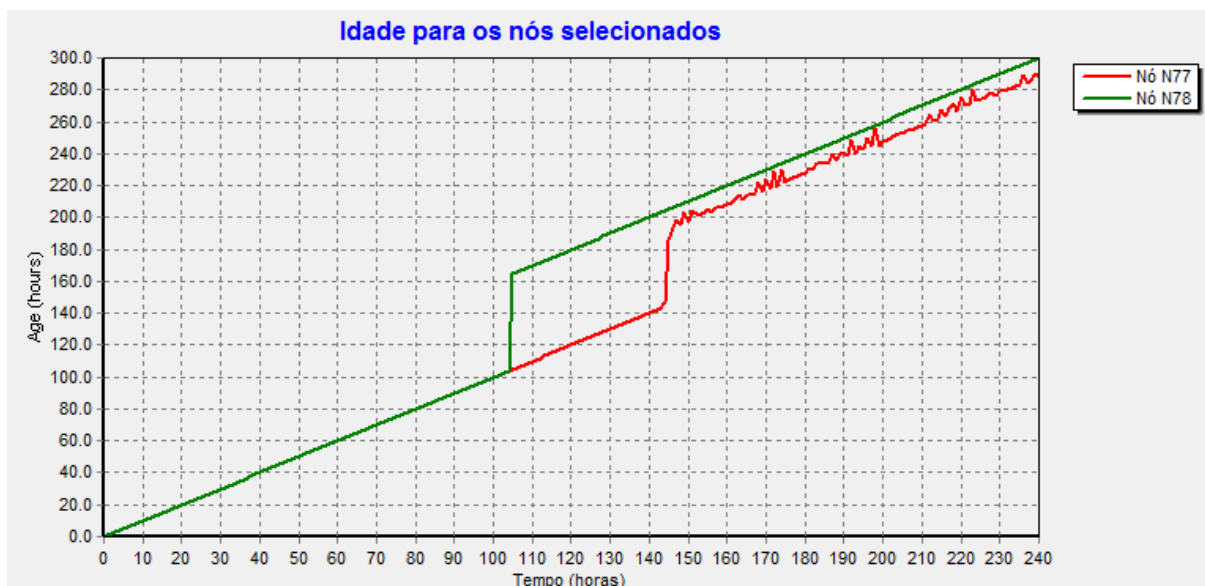
Fonte: próprio autor.

Figura 44 – Gráficos de séries temporais para comparação dos tempos de percurso

a) Condomínio Vale dos Pássaros



b) Condomínio Terras Alphaville



Fonte: EPANET.

Como resultado da comparação, parece que os nós N1798 e N77 são os mais indicados para que se tornem pontos de coleta para avaliação dos parâmetros da qualidade da água, como por exemplo, o cloro residual livre que poderá apresentar concentrações residuais menores.

A tomada de decisão para escolha dos pontos de amostragem é auxiliada somente com o modelo de simulação, sendo a única ferramenta que identifica com clareza estes locais (COELHO *et al.*, 2006)

As simulações de decaimento do cloro residual ocorreram para cenários que consideraram diferentes coeficientes de reação na massa (k_b), obtidos em função da variação de temperatura. Foram utilizados, além dos coeficientes descritos no quadro 11 a) e b), outros determinados obtidos também pelo “testes das garrafas” (item 4.3), com amostras cloradas coletadas nas saídas dos reservatórios (pontos PTA06 e PVP06 da Figura 09), de acordo com o quadro 30.

Considerando que um dos objetivos do trabalho é demonstrar o comportamento do cloro residual nas redes de distribuição, o fato dos valores de “ k_b ” obtidos a partir das amostras coletadas na saída da ETA DAIA e da água bruta de origem subterrânea (e não de outras amostras obtidas nas saídas dos reservatórios) terem sido utilizados nas simulações não prejudicou a análise do comportamento do desinfetante.

Quadro 30 – Valores de “ k_b ” (d^{-1}) para amostras coletadas na saída dos reservatórios

Local	Data da coleta	Concentração inicial de CRL ($mg.L^{-1}$)	k_b (d^{-1})
Rel Terras Alphaville	11/06/2018	$C_0=0,98$	0,0216
Rap Vale dos Pássaros	12/06/2018	$C_0=1,08$	0,0528

Fonte: próprio autor.

Os valores de “ k_b ” apresentados neste quadro foram obtidos de amostras de água submetidas a uma variação progressiva e controlada da temperatura no laboratório, com intervalo entre 25 °C e 30 °C.

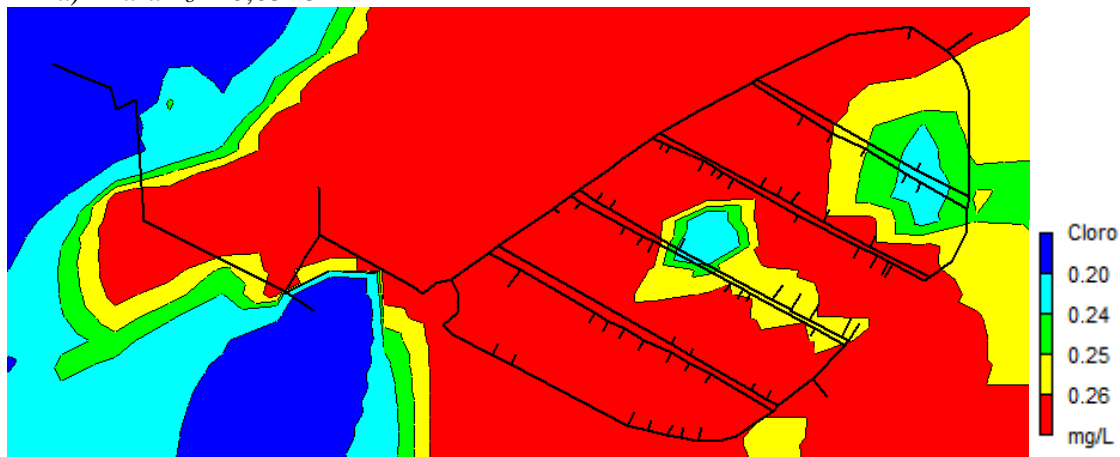
Após a calibração do modelo no EPANET, este pode ser utilizado para prever concentrações de cloro para diferentes situações da rede (DANIELI, GASTALDINI e BARROSO, 2008).

O estudo pretendido no cenário 2 (item 4.2), dos valores das concentrações mínimas necessárias nas saídas dos reservatórios para garantir as concentrações residuais de pelo menos 0,20 $mg.L^{-1}$, exigida pela legislação brasileira, foram obtidos através de tentativa e erro, inseridos aleatoriamente no simulador. As figuras 45 e 46 apresentam os resultados na forma

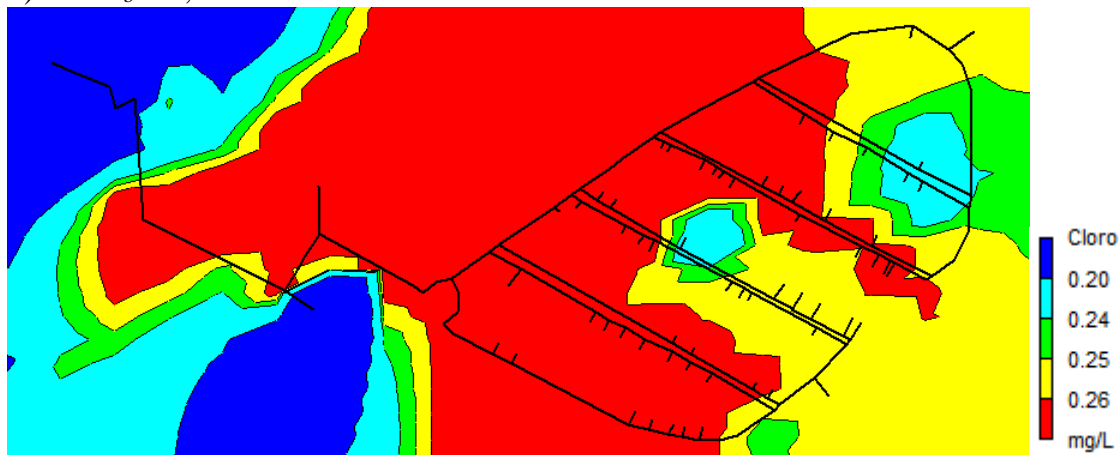
de gráficos de isolinhas gerados pelo EPANET, cujo tempo de simulação adotado é aquele que considera o momento no qual o nó mais crítico começa a receber o desinfetante.

Figura 45 – Gráficos de isolinhas para o padrão de consumo médio no condomínio Vale dos Pássaros para tempo de simulação igual a 40 horas

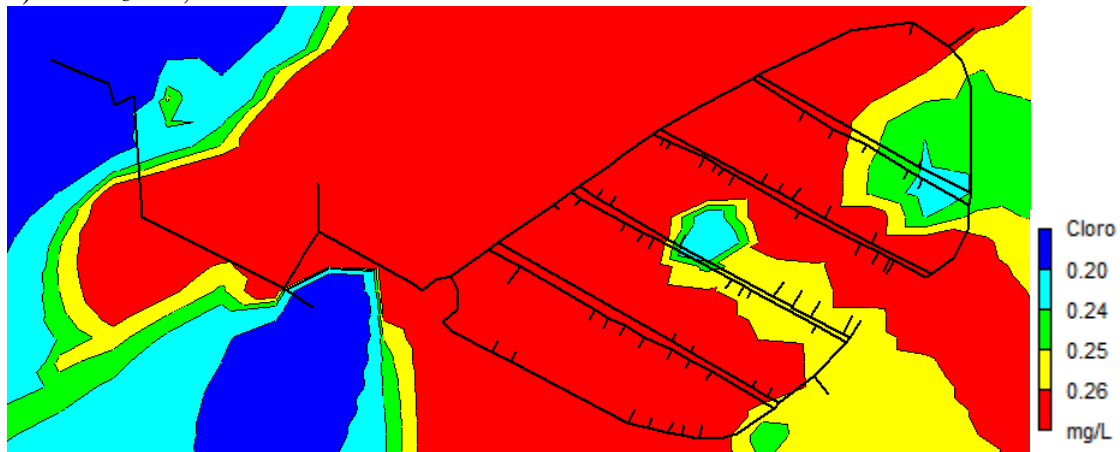
a) Para $k_b = 0,0528$



b) Para $k_b = 0,0888$



c) Para $k_b = 0,1200$



Fonte: EPANET.

As concentrações mínimas necessárias de cloro testadas na saída do Rap adotando os valores dos coeficientes de reação em massa simulados, quer dizer, $k_b = 0,0528 \text{ d}^{-1}$, $k_b = 0,0888 \text{ d}^{-1}$ e $k_b = 0,1200 \text{ d}^{-1}$ foram iguais a, respectivamente, $C_0 = 0,27 \text{ mg.L}^{-1}$, $C_0 = 0,27 \text{ mg.L}^{-1}$ e $C_0 = 0,28 \text{ mg.L}^{-1}$ para garantirem um residual mínimo de desinfetante no ponto crítico (nó N1798 – Figura 47 a) da rede de distribuição.

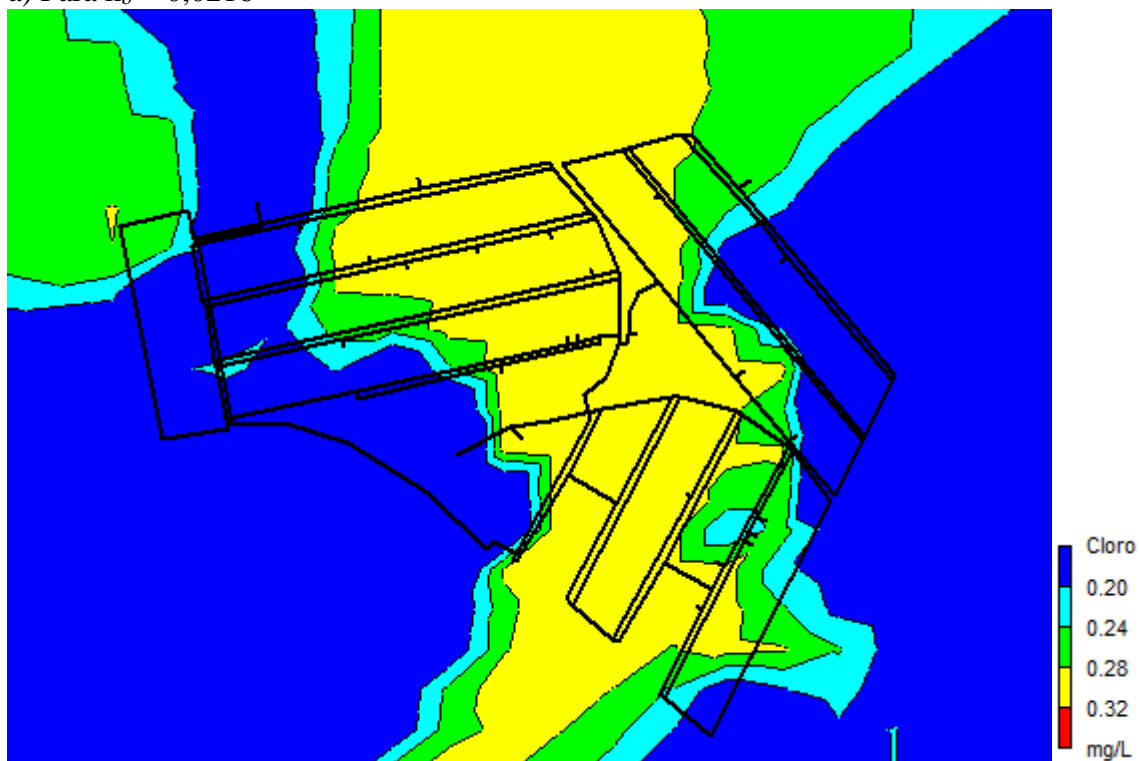
À medida que o valor do coeficiente de reação “ k_b ” aumenta, devido ao aumento da temperatura da água, a taxa de decaimento de cloro residual na rede é maior. Comparando as figuras 45 a) e b), cujos valores da concentração inicial de cloro são as mesmas ($C_0 = 0,27 \text{ mg.L}^{-1}$), é possível notar que para o cenário onde o valor de coeficiente é menor os pontos de consumo estão sujeitos à maiores concentrações de CRL disponíveis, quer dizer, maiores áreas abrangidas pela cor vermelha e áreas menores caracterizadas pela cor azul claro.

Apesar do aumento no valor do coeficiente cinético (Figura 45 c) em relação ao cenário anterior (Figura 45 b), um aumento no valor da concentração inicial de cloro na origem gerou uma área descrita pela cor vermelha maior e áreas azuis claro menores.

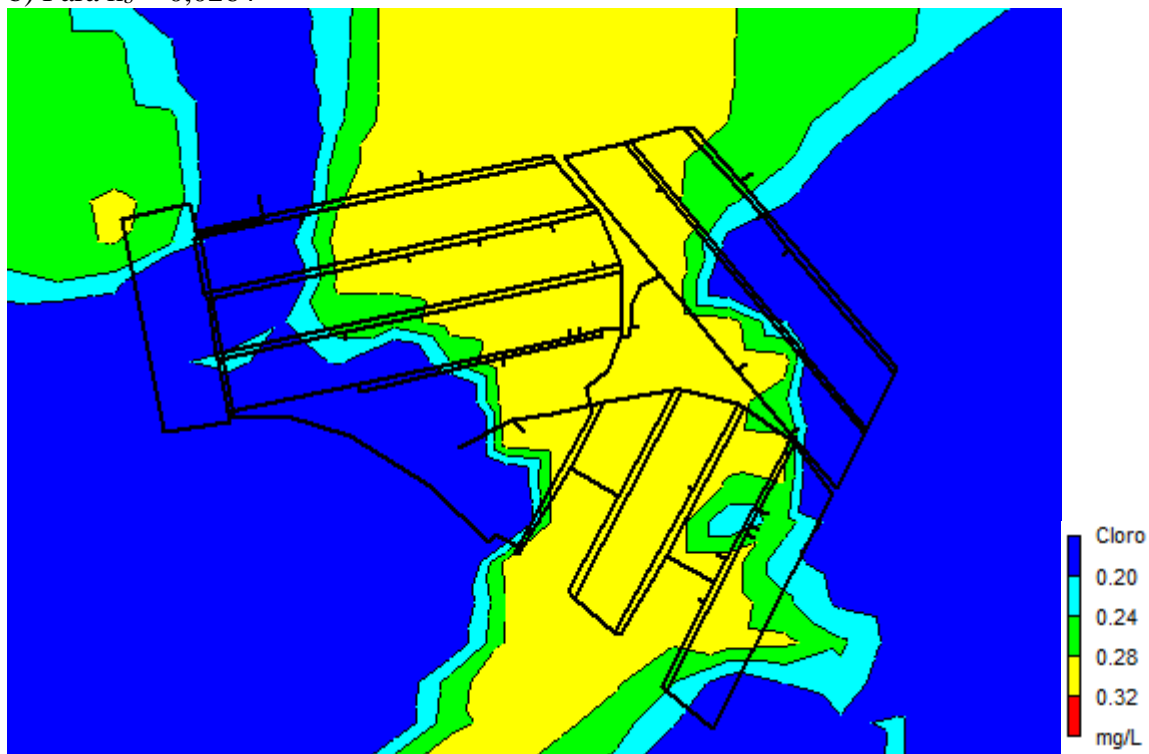
Independentemente do valor do coeficiente de reação em massa e do tempo de percurso o único ponto que apresentou valores de cloro residual (nesse caso, igual a zero) abaixo do mínimo exigido pela legislação, situado dentro da área azul escuro, para as concentrações iniciais avaliadas, é aquele onde a rede principal foi interrompida, pouco antes da entrada desta linha adutora na área do condomínio através da instalação de um “cap” (Figura 47 a). Provavelmente o tempo de residência (consumo inexistente) da água é elevado no trecho que o antecede, que ocasiona o decaimento significativo da concentração do desinfetante.

Figura 46 – Gráficos de isolinhas para o padrão de consumo médio no condomínio Terras Alphaville e tempo de simulação igual a 145 horas

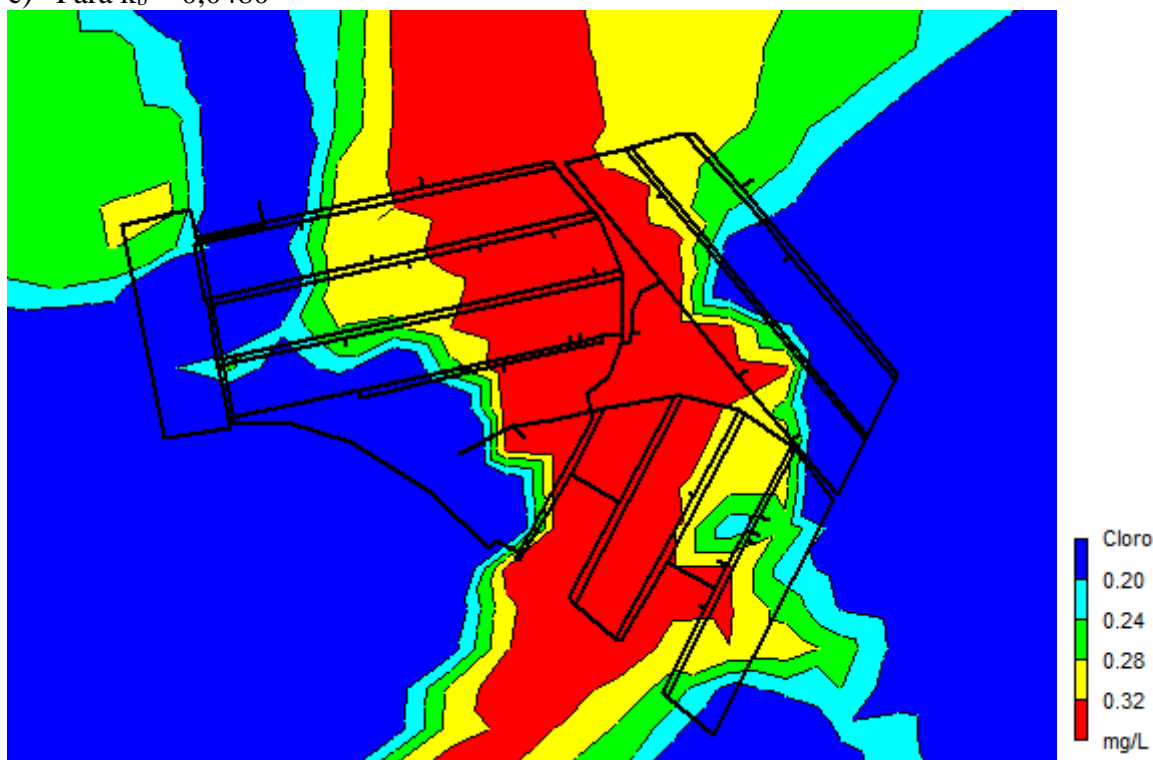
a) Para $k_b = 0,0216$



b) Para $k_b = 0,0264$



c) Para $k_b = 0,0480$



Fonte: EPANET.

Analisando os dados de simulação de comportamento do cloro obteve-se as concentrações (C_0) mínimas necessárias de cloro na saída do Rel iguais a $0,30 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,31 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,36 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, para os valores dos coeficientes de reação em massa simulados, ou seja, $k_b = 0,0216 \text{ d}^{-1}$, $k_b = 0,0264 \text{ d}^{-1}$ e $k_b = 0,0480 \text{ d}^{-1}$ para garantir um residual mínimo de desinfetante no ponto mais crítico da rede de distribuição (Figura 47 a).

Comparando as figuras 46 a) e b), considerando que os valores dos coeficientes são relativamente próximos, percebe-se que os gráficos possuem características parecidas, porém, com valores de concentrações iniciais de cloro distintos. Na figura 46 c) observa-se que, após a simulação, vários pontos da rede de distribuição receberam concentrações de cloro residual maiores, abrangidos pela área vermelha do gráfico, se comparado com os outros dois cenários anteriores, mesmo possuindo um valor maior de “ k_b ”. Parece que isto ocorre devido à concentração inicial de cloro ideal, igual a $0,36 \text{ mg.L}^{-1}$, ser maior em cerca de 15 % das concentrações adotadas para os dois primeiros cenários.

A obtenção de um valor mínimo de CRL no ponto crítico da rede de distribuição, através da aplicação da concentração mínima de desinfetante na origem, pode acarretar valores maiores e, talvez desnecessários, nos pontos de consumo menos críticos.

Vários trechos da rede de distribuição do condomínio Terras Alphaville apresentaram valores abaixo da concentração mínima necessária para atender a legislação, considerando a simulação com os valores mínimos de dosagem para garantir $0,20 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto crítico (nó N77 – Figura 47 b). A causa desta ocorrência pode ser explicada pelo fato de que nos trechos não existe demanda e, conseqüentemente, o período de estagnação ser muito maior.

Antes mesmo da implantação de novas ligações de água em pontos da rede de distribuição localizados dentro da área azul escuro dos gráficos de isolinhas, que caracteriza baixas concentrações de cloro residual, é preciso promover novas simulações que considerem estes novos pontos de consumo para verificar a necessidade de alterações nos valores das concentrações iniciais de cloro na saída do reservatório. É perceptível a importância da atualização do modelo matemático em função de mudanças que possam ocorrer na rede de abastecimento, nesse caso, a demanda.

Os resultados do estudo de Danieli, Gastaldini e Barroso (2008) demonstraram que para obter concentrações mínimas de $0,20 \text{ mg.L}^{-1}$ em todos os pontos de uma rede de distribuição seria necessário que a concentração de cloro na entrada do setor de abastecimento fosse de no mínimo $0,30 \text{ mg.L}^{-1}$. Para concentração de cloro igual a $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$ na origem, a rede teria concentrações variando entre $0,41$ e $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$.

Nas mesmas datas mencionadas no quadro 30 ocorreram coletas nas redes de distribuição dos sistemas de abastecimento para verificar os valores das concentrações de cloro residual (Quadros 31 e 32).

Quadro 31 – Concentração de cloro na rede de distribuição do condomínio Terras Alphaville

Nº. Conta de água	Ponto de coleta	Hora	T (°C)	CRL (mg.L⁻¹)
2314844-6	PTA01	09:09	25,2	0,97
2282197-0	PTA02	09:40	22,8	0,81
2314842-0	PTA03	09:59	24,9	0,86
2314843-8	PTA04	10:19	23,8	0,78
2314841-1	PTA05	10:36	26,5	0,84

Fonte: próprio autor.

Quadro 32 – Concentração de cloro na rede de distribuição do condomínio Vale dos Pássaros

Nº. Conta de água	Ponto de coleta	Hora	T (°C)	CRL (mg.L ⁻¹)
2269563-0	PVP01	09:09	19,9	0,78
2269528-1	PVP02	09:57	24,1	0,64
1986449-3	PVP03	09:25	22,1	0,92
1792767-6 2198960-5	PVP04	09:38	24,1	1,02
1880959-0	PVP05	10:32	26,1	0,85

Fonte: próprio autor.

As amostras analisadas apresentaram valores dos residuais de cloro nos pontos escolhidos dentro da rede de distribuição descritos nos quadros anteriores que atenderam a concentração mínima exigida pela legislação vigente. Nesse caso, a dosagem superior àquelas definidas como sendo as mínimas necessárias ao atendimento do nó crítico parecem ter garantido os residuais adequados nas amostras analisadas.

Os valores dos coeficientes de reação em massa obtidos para as temperaturas de 20 °C, 30 °C, informados no quadros 11 a) e b), e aqueles que encontrados para variações de temperatura das amostras mantidas entre 25 °C a 30 °C (Quadro 30) são relativamente baixos. Karadirek *et al.* (2015), apresentaram os resultados de uma pesquisa que foi realizada no ano de 2010 para gerenciar as taxas de dosagem de cloro em uma rede de distribuição de água. Os valores de “ k_b ” de amostras de água coletadas em uma rede de distribuição para temperaturas de 15 °C, 20 °C e 30 °C, iguais a, respectivamente, 0,0642 d⁻¹, 0,1316 d⁻¹ e 0,1989 d⁻¹. Os pesquisadores consideraram os valores destes coeficientes baixos devido aos baixos níveis de COT na água, cujas concentrações permaneceram entre 0,10 mg.L⁻¹ e 1,02 mg.L⁻¹ e média igual a 0,34 mg.L⁻¹, caracterizando menores demandas de cloro.

Apesar de valores baixos de “ k_b ” terem sido utilizados para simular o comportamento do cloro residual, tanto para o sistema abastecido com água proveniente de manancial subterrâneo quanto aquele abastecido com água de manancial superficial, os resultados apresentados nos gráficos das figuras 45 e 46 indicam variações no decaimento do desinfetante em alguns pontos da rede de distribuição.

Os nós avaliados durante as simulações para o tempo de percurso e decaimento do cloro podem ser localizados nos mapas da figura 47.

Figura 47 – Nós críticos para avaliação dos dados após a simulação

a) Condomínio Vale dos Pássaros



b) Condomínio Terras Alphaville



Fonte: próprio autor.

A simulações desenvolvidas no EPANET podem ocorrer para determinadas concentrações de alvo para alcançar objetivos que abordam questões tais como a concentração

inicial (C_0) necessária para obter um produto de concentração-tempo especificado (C_t) para desinfecção primária ou a concentração mínima a ultrapassar em todos os pontos do sistema para desinfecção secundária e a concentração máxima permitida por razões estéticas.

As estratégias alternativas de melhoria podem ser comparadas através da criação de cada estratégia viável dentro do modelo do sistema de distribuição e obtenção do desempenho em relação aos objetivos especificados para cada estratégia a partir do modelo. A alternativa mais satisfatória pode então ser selecionada a partir do total conjunto de estratégias, antes de qualquer teste no sistema real. Neste tipo de aplicação, as alternativas são limitadas àquelas que envolvem medidas, como os fluxos de reencaminhamento e taxas de fluxo variáveis, níveis máximos e mínimos de reservatório e dosagens de cloro.

O segundo tipo de aplicação é o planejamento. O grande potencial do uso de modelos de simulação, sobretudo ao nível da análise de cenários, permitem verificar o comportamento da rede atendendo aos diversos objetivos de planejamento e projeto (COELHO *et al.*, 2006). Aqui aplicam-se as mesmas medidas de desempenho e metas, mas o conjunto de alternativas as estratégias de melhoria são muito maiores, incluindo grandes mudanças na infraestrutura, tais como novos tanques, bombas e oleodutos ou estações de reforço de cloro adicionais em locais apropriados. Pode ser necessária a modificação dos processos de tratamento para remover uma quantidade maior de matéria orgânica ou substâncias inorgânicas, antes da entrada de água na distribuição sistema.

6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

A metodologia adotada possibilitou analisar o decaimento da concentração de cloro residual livre durante o percurso da água em redes de abastecimento, cujos resultados indicaram a necessidade de conhecimento sobre o comportamento do desinfetante em função do tipo de água, caracterizadas pela concentração de matéria orgânica, e pela variação da temperatura.

A simulação adequada da qualidade da água exigiu a construção de modelos matemáticos baseados em levantamentos minuciosos dos componentes físicos dos sistemas de abastecimento. A especificação correta dos consumos e modos de operação também foram essenciais, de acordo com os cenários que se pretendeu estudar.

Além de considerar integralmente os componentes das redes de abastecimento, considerar os consumos base como sendo nos próprios pontos de ligação de água evitou simplificações que poderiam refletir negativamente no processo de calibração.

A variação das faixas de temperatura e concentrações de matéria orgânica presentes nas amostras utilizadas nos testes e a influências destes parâmetros demonstrou a necessidade de estudos detalhados, pelo simulador, no sentido de determinar valores ideais das constantes cinéticas de decaimento do cloro em massa (k_b) nas redes de distribuição para serem utilizados nos modelos de simulação, de acordo com as características das água que podem variar ao longo do ano, dependendo da sazonalidade.

A utilização de equipamentos de medição de vazão do tipo ultrassônico proporcionou maior confiabilidade no registro de valores gerados durante os períodos de baixa demanda, ocorridas principalmente durante os horários noturnos. Nesse caso, é importante avaliar se as condições hidráulicas de uma determinada área de estudo permitem o uso de macromedidores do tipo Woltmman.

O EPANET simulou satisfatoriamente os tempos de percurso da água e o decaimento do cloro residual nas redes de abastecimento. Os resultados apontaram para uma ferramenta de gestão eficiente que auxilia na tomada de decisões no momento de definição dos pontos de coleta que comporão o plano de amostragem para uma determinada área de influência e para estipular valores mínimos das concentrações de CRL nos pontos de entrada dos módulos de abastecimento e nos pontos de consumo, nesse caso, evitando desperdícios de produto químico para tratamento. Ao contrário, concentrações acima do VMP podem indicar a necessidade de pontos de recloração. Estas avaliações técnicas contribuem para garantir a saúde pública e atender os requisitos legais.

A decisão sobre a atualização dos modelos não é objetivo deste trabalho. A reavaliação dos objetivos prioritários, a implantação do modelo nos departamentos interessados, a criação de procedimentos, o planejamento do desenvolvimento contínuo dos modelos, o estabelecimento dos procedimentos de manutenção e atualização do modelo, interligação com o sistema de informação da empresa e atualização do *software* podem ser implantados e gerenciados pela empresa responsável pela gestão do SAA.

Contudo, o estudo apresentou como resultados as versões calibradas e funcionais, de acordo com os cenários previstos para as simulações. No futuro o modelo hidráulico poderá

proporcionar também o estudo mais detalhado do comportamento dos reservatórios que abastecem o setor e relacioná-lo aos cenários de operação. A empresa gestora do SAA poderá utilizar as informações sobre as unidades de armazenamento para melhorar seu desempenho na distribuição, inclusive, em relação à qualidade da água avaliando a influência do tempo de residência da água em relação ao valor inicial do CRL na entrada dos setores de abastecimento (saída dos reservatórios).

7 REFERÊNCIAS

- AL HEBOOS, S.; LICSKÓ, I. (2017). *Application and Comparison of Two Chlorine Decay Models for Predicting Bulk Chlorine Residuals*. Periodica Polytechnica Civil Engineering, v. 61, p. 7-13. DOI: 10.3311/PPci.9273
- ALEGRE, H.; COELHO, S.T. (1998), *Princípios relevantes para a eficiente gestão técnica de sistemas de abastecimento de água*. In: 8º Encontro Nacional de Saneamento Básico - Comunicações dos temas gerais. Lisboa: Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC).
- APHA. American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington: SC, 22th ed., 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 12218: Projeto de Rede de Distribuição de Água para Abastecimento Público*. Rio de Janeiro: ABNT, 1994, 4p.
- AZEVEDO NETTO, J.M.; FERNANDEZ Y FERNANDEZ, M. *Manual de Hidráulica*. 9 ed. São Paulo: Edgar Blüncher Ltda, 2015.
- BLOKKER, M.; VREEBURG, J.; SPEIGHT, V. (2014). *Residual chlorine in the extremities of the drinking water distribution system: the influence of stochastic water demands*. Procedia Engineering, n. 70, p. 172-180. DOI: 10.1016/j.proeng.2014.02.020
- BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria MS nº 2914 de 12 de dezembro de 2011 (anexo XX da PRC-5 de 2017, do Ministério da Saúde). *Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*. Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília/DF, 2011.
- CASAGRANDE, J.; SARMENTO, R. *O uso de modelagem matemática de qualidade de água no controle de cloro residual em sistemas de distribuição*. In: Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental, 19. Anais. Foz do Iguaçu, Pr.: ABES, 1997, v. 2.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.
- CLARK, R.M. (2011). *Chlorine fate and transport in drinking water distribution systems: results from experimental and modeling studies*. Frontiers of Earth Science, v.20, n.3, p. 334-340.
- CLARK, R.M. (2015). *The USEPA's distribution system water quality modelling program: a historical perspective*. Water and Environment Journal, n. 29, p. 320-330.
- COELHO, S.T.; LOUREIRO, D.; ALEGRE, H. *Modelação e análise de sistemas de abastecimento de água*. Manual, serie IRAR-LNEC, edições IRAR, Lisboa, 2006.
- COELHO, S.T.; LOUREIRO, D.; ALEGRE, H. *A iniciativa nacional para a simulação de sistemas de abastecimento de água (INSSAA): a implementação de capacidades de modelação no seio de entidades gestoras de sistemas de abastecimento de água*. In: I Conferência INSSAA – Modelação de Sistemas de Abastecimento de Água. Barcelos, 2007.

DANIELI, R.D.; GASTALDINI, M.C.; BARROSO, L.B. (2006). *Modelagem do cloro residual em redes de distribuição – aplicação ao sistema de abastecimento de Santa Maria*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 11, n. 4, p. 201-208.

DI CRISTO, C.; ESPOSITO, G.; LEOPARDI, A. (2013). *Modelling trihalomethanes formation in water supply systems*. Environmental Technology, v. 34, n. 1, p. 61-70. DOI: 10.1080/09593330.2012.679702

ECK, B.J.; SAITO, H.; MCKENNA, S.A. (2016). *Temperature dynamics and water quality in distribution systems*. IBM J. RES. & DEV., v. 60, n. 5/6, papel 7. DOI: 10.1147/JRD.2016.2594128

FERREIRA, A.M.S.; MARQUES, J.A.S. *Métodos Lagrangeanos “time driven method” e “event driven method” na modelação da qualidade da água – estudo da sua adequabilidade*. In: 7º Congresso da Água. Lisboa. APRH, 2004.

FILHO, S.S.F.; SAKAGUTI, M. *Comportamento cinético do cloro livre em meio aquoso e formação de subprodutos da desinfecção*. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 13, n. 2, p. 198-206, 2008.

FISCHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A. (2012). *A suitable model of combined effects of temperature and initial condition on chlorine bulk decay in water distribution systems*. Water Research. n. 46, p. 3293-3303. DOI: 10.1016/j.watres.2012.03.017

FISCHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A. (2016). *A comprehensive bulk chlorine decay model for simulating residuals in water distribution systems*. Urban Water Journal. DOI: 10.1080/1573062X.2016.1148180

FISCHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A.; JEGATHEESAN, V. (2011). *Suitability of Chlorine Bulk Decay Models for Planning and Management of Water Distribution Systems*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. n. 41, p. 1843-1882. DOI: 10.1080/10643389.2010.495639

GAUTHIER, V.; BESNER, M.; BARBEAU, B.; MILLETTE, R.; PRÉVOST, M. (2000). *Storage tank management to improve drinking water quality: case study*. Journal of Water Resources Planning and Management. v. 126, p. 21-228.

GOMES, H.P. *Sistemas de saneamento – eficiência energética*. 1 ed. Paraíba: Editora da Universidade Federal da Paraíba, 2010.

HAIDER, H.; HAYDAR, S.; SAJID, M.; TESFAMARIAM, S.; SADIQ, R. (2015). *Framework for optimizing chlorine dose in small- to medium-sized water distribution systems: A case of a residential neighborhood in Lahore, Pakistan*. Water SA, v. 41, n. 5, p. 614-623. DOI: 10.4314/wsa.v41i5.04

IBARRA-BERASTEGI, G.; GARCÍA-ARRIBA, R. (2017) *Using Open Source Software In Engineering Studies To Teach Water Operation & Management*. In: IEEE Global Engineering Education Conference (EDUCON), Athens, Greece.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/painel/populacao.php?lang=&codmun=520110&search=goias|ana polis|infogr%E1ficos:-evolu%E7%E3o-populacional-e-pir%E2mide-et%E1ria> . Acesso em 10 de dezembro de 2017.

KARADIREK, I.E.; KARA, S.; MUHAMMETOGLU, A.; .; MUHAMMETOGLU, H.; SOYUPAK, S. (2015). *Management of chlorine dosing rates in urban water distribution networks using online continuous monitoring and modeling*. Urban Water Journal. DOI: 10.1080/1573062X.2014.992916

KIM, H.; KIM, S.; KOO, J. (2014). *Prediction of chlorine concentration in various hydraulic conditions for a pilot scale water distribution system*. Procedia Engineering, v. 70, p. 934-942. DOI: 10.1016/j.proeng.2014.02.104

LIU, M.J., CRAIK, S.; ZHU, D.Z. (2015). *Determination of cast iron pipe wall decay coefficient for combined chlorine in a municipal water distribution system*. Can. J. Civ. Eng., v. 42, p. 250-258. DOI: 10.1139/cjce-2014-0449

MADZIVHANDILA, V., CHIRWA, E.M.N. (2017). *Modeling Chlorine Decay in Drinking Water Distribution Systems using Aquasim*. Chemical Engineering Transactions, v. 57, p. 1111-1116. DOI: 10.3303/CET1757186

MARTÍNEZ-SOLANO, J F.; IGLESIAS-REY, P.L.; MORA-MELIÁ, D.; FUERTES-MIQUEL, V.S. (2017). *Exact skeletonization method in water distribution systems for hydraulic and quality models*. Procedia Engineering, v. 186, p. 286-293.

MARTINS, R.J.E; BOAVENTURA, R.A.R. (2014) *Modelação do consumo de cloro na oxidação de matéria orgânica presente em águas superficiais com diferentes origens (Portugal e Angola)*. In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química, Florianópolis, Santa Catarina. Área temática: Engenharia Ambiental e Tecnologias Limpas.

MERMILLOD-BLONDIN, F.; SIMON, L.; MAAZOUZI, C.; FOULQUIER, A.; DELOLME, C.; MARMONIER, P. (2015). *Dynamics of dissolved organic carbon (DOC) through stormwater basins designed for groundwater recharge in urban area: assessment of retention efficiency*. Water Research. DOI: 10.1016/j.watres.2015.05.031

MONTEIRO, L.; FIGUEIREDO, D.; COVAS, D; MENAIA, J. (2017). *Integrating water temperature in chlorine decay modelling: a case study*. Urban Water Journal. DOI: 10.1080/1573062X.2017.1363249

MONTEIRO, L.; VIEGAS, R.M.C.; COVAS, D.I.C.; MENAIA, J. (2015). *Modelling chlorine residual decay as influenced by temperature*. Water and Environment Journal, v. 29, n. 3, p. 331-337. DOI: 10.1111/wej.12122

NETO, J.G.V.; KOIDE, S.; BRANDÃO, C.C.S. (2000). *Metodologia para seleção de pontos de amostragem de água em redes de distribuição*. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre/RS. ABES.

OZDEMIR, N.O.; BUYRUK, T. (2018). *Effect of travel time and temperature on chlorine bulk decay in water Supply pipes*. J. Environ. Eng., v. 144, n. 3. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001321

OLAIA, A.I.S. *Gestão de Sistemas de Abastecimento de Água através de Modelação Hidráulica*, 2012. 120f. Dissertação – (Mestrado em Engenharia do Ambiente – perfil Engenharia Sanitária). Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Nova Lisboa, Lisboa, Portugal.

ORMSBEE, L.E.; LINGIREDDY, S. (1997). *Calibrating hydraulic network models*. Journal of American Water Works Association, v. 89, n. 2, p. 42-50.

PEREIRA, R.J.; CASTRO, M.A.H. (2013). *Calibração do coeficiente de decaimento do cloro (kw) em redes de abastecimento de água utilizando o método iterativo do gradiente hidráulico alternativo adaptado para gradiente de concentração*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 18, n. 4, p. 67-68.

PREFEITURA MUNICIPAL DE ANÁPOLIS, Disponível em: <https://http://anapolis.go.gov.br/portal/anapolis/aspectos-geograficos/>. Acesso em 28 de julho de 2018.

POWELL, J.C.; HALLAM, N.B.; WEST, J.R.; FORSTER, C.F.; SIMMS, J. (2000). *Factors which control bulk chlorine decay rates*. Water Res. J., v. 34, n. 1, p. 117-126.

ROSSMAN, L. A. (2000) *EPANET 2.0 – Users manual*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 2000. Tradução e adaptação: Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento - Universidade Federal da Paraíba, UFPB, BRASIL, 2009.

ROSSMAN, L.A.; BOULOS, P.F. (1996) *Numerical methods for modeling water quality in distribution: a comparison*. Journal of water resources planning and management, v. 122, n. 2, p. 137-146.

ROSSMAN, L.A.; CLARK, R.M.; GRAYMAN, W.M. (1994) *Modeling chlorine residual in drinking-water distribution systems*. Journal of Environmental Engineering, v. 120, n. 4, p. 803-820.

SAIDAN, M.N.; RAWAJFEH, K.; NASRALLAH, S.; MERIC, S.; MASHAL, A. (2017). *Evaluation of factors affecting bulk chlorine decay kinetics for the zai water supply system in Jordan. Case study*. Environment Protection Engineering, v. 43, n. 4, p. 223-231. DOI: 10.5277/epe170417

SALDARRIAGA J.G.; DÍAZ, O.R.; BOHÓRQUEZ, J.M. (2016) *Water Quality Model Calibration in Potable Water Distribution Systems*. In: World Environmental and Water Resources Congress, West Palm Beach, Florida. American Society of Civil Engineers (ASCE), p. 542-552. DOI: 10.1061/9780784479865.057

SALVINO, M.M.; CARVALHO, P. S. O.; GOMES, H.P. (2015). *Calibração multivariada de redes de abastecimento de água via algoritmo genético multiobjetivo*. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v.20, n.3, p.503-512.

SANABRIA, J.M.; DE JULIO, M. (2013). *Decaimento do cloro residual em águas de abastecimento do município de Campo Grande/MS*. Revista de Engenharia e Tecnologia, v. 5, n. 4, p. 92-104.

SANEAGO. *Método ME08.6002 – Determinação do cloro*. Goiânia, GO, 2017, 6p.

SANEAGO. *Método ME08.6003 – Determinação do pH*. Goiânia, GO, 2016, 11p.

SANEAGO. *Método ME08.6001 – Determinação da turbidez (método nefelométrico)*. Goiânia, GO, 2017, 6p.

SANEAGO. *Método ME08.0068 – Determinação da temperatura da água e do ar*. Goiânia, GO, 2015, 2p.

- SANTOS, W.B.; SILVA, G.A.B.; TORQUATO, A.L.; SANTANA, C.F.D.; COURA, M.A. (2016) *Coefficientes cinéticos de degradação de cloro residual livre em trechos de rede de distribuição de água de uma cidade de porte médio*. In: VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Campina Grande, Paraíba. IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais.
- SEMERJIAN, L.; DENNIS, J.; AYOUB, G. (2009). *Trihalomethane formation potential in selected drinking waters of Lebanon*. Water Science & Technology: Water Supply – WSTWS, p. 321-355. DOI: 10.2166/ws.2009.409
- SEYOUUM, A.G.; TANYIMBOH, T.T.; SIEM, C. (2013). *Assessment of water quality modelling capabilities of EPANET multiple species and pressure-dependent extension models*. Water Science & Technology: Water Supply – WSTWS, p. 1161-1166. DOI: 10.2166/ws.2013.118
- SHARIF, M.N.; FARAHAT, A.; HAIDER, H.; AL-ZAHRANI, M.A.; RODRIGUEZ, M.J.; SADIQ, R. (2017). *Risk-based framework for optimizing residual chlorine in large water distribution systems*. Environ Monit Assess, n.189, p. 1-19. DOI: 10.1007/s10661-017-5989-0
- SILVA, K.R.G.; KISHI, R. (2003). *Modelagem matemática do cloro em redes de distribuição de água*. Sanare – Revista Técnica da Sanepar. Curitiba. v. 19, n. 19, p. 26-40.
- SUSE, R.; YOSHIKAWA, A.M.; JUNIOR, E.L. (2014). *Simulação da qualidade de água em redes de distribuição empregando o EPANET-MSX*. Revista DAE, n. 197, p. 32-41. DOI: 0.4322/dae.2014.126
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (2010). EPA 816-F-10-080. *Comprehensive Disinfectants and Disinfection Byproducts Rules (Stage 1 and Stage 2): Quick Reference Guide*. Washington, DC.
- VASCONCELOS, J.G.; KOIDE, S. (2009). *Metodologia para otimização da amostragem de qualidade de água em redes de distribuição*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 14, n. 4, p. 5-15.
- VIEIRA, L.V.A. *Aplicação do modelo de simulação EPANET 2.0 ao estudo das pressões e cloro residual do sistema de abastecimento de água de Angra do Heroísmo*. 2013. 86p. (Mestrado em Engenharia e Gestão de Sistemas de Água) - Universidade dos Açores.
- WALSKI, T.; CHASE, D.; SAVIC, D.; GRAYMAN, W.; BECKWITH, S.; KOELLE, E. (2003). *Advanced water distribution modeling and management*, Hasted Press, Waterbury, CT.
- ZHENG, M.; HE, C.; HE, Q. (2015). *Fate of free chlorine in drinking water during distribution in premise plumbing*. Ecotoxicology, v. 24, p. 2151-2155. DOI: 10.1007/s10646-015-1544-3
- ZHANG, C.; LI, C.; ZHENG, X.; ZHAO, J.; HE, G.; ZHANG, T. (2017). *Effect of pipe materials on chlorine decay, trihalomethanes formation, and bacterial communities in pilot-scale water distribution systems*. Int. J. Environ. Sci. Technol., v. 14, p. 85-94. DOI: 10.1007/s13762-016-1104-2

APÊNDICE A

“Controle de Vazamentos Por Bairro - RS382B” (Saneago, 2018)

SANEAGO - SANEAMENTO DE GOIAS S/A PAG...: 15
 SIPSAP - SIST.INT.PREST.SERVICO E ATENDIMENTO AO PUBLICO DATA..: 10/06/2018
 RS182B - RELATORIO CONTROLE DE VAZAMENTOS POR BAIRRO HORA..: 14:54:53
 DISTRITO: T0002 - DISTRITO-ANAPOLIS - REFERENCIA.: 5 / 2018

CD.BAIRRO	NOME DO BAIRRO	TIPO VAZAMENTO	QTDE.MES	QTDE.ANO
<	>			
206	RESID. ALPHA VILLE	DERIVACAO	2	2
		RAMAL		1
		CAVALETE	1	4
<	>			
208	RESID. GABRIELA	CAVALETE	2	3
<	>			
209	RESID. DOM FELIPE	RAMAL	1	1
		CAVALETE	1	4
<	>			
210	RESID. FLORENÇA	REDE		2
		CAVALETE	1	2
<	>			
211	RESID. JARDINS DO LAGO	RAMAL		1
<	>			
212	JARDIM SILVEIRA	CAVALETE	1	1
<	>			
213	BAIRRO JOQUEI CLUBE	CAVALETE	1	3
<	>			
214	RESID. SANTO ANTONIO	RAMAL		1
		REDE		1
		CAVALETE	1	4
<	>			
215	RESID. COPACABANA	DERIVACAO	1	9
		RAMAL		4
		CAVALETE	8	50
<	>			
216	GOIALANDIA	REDE		1
<	>			
218	RESID. ANA CAROLINE	RAMAL		3
		REDE		1
		CAVALETE	1	3
<	>			
219	RESID. CENTENARIO	CAVALETE		2
<	>			
220	COND. RESID. VALE DOS PAZ	DERIVACAO		2
		CAVALETE	1	1
<	>			
221	RESID. FLAMBOYANT	RAMAL	1	3
		REDE		1
		CAVALETE		3
<	>			
223	RESID. JARDIM ITALIA I	DERIVACAO		1
		CAVALETE	1	7
<	>			
224	RESID. VERONA	CAVALETE		1
<	>			
225	RESID. CIDADE INDUSTRIAL	DERIVACAO		1
		RAMAL		1
		CAVALETE		1
<	>			
226	RESID. SANTO EXPEDITO	DERIVACAO	1	1
		CAVALETE	2	3
<	CONTINUA	>		

SANEACO - SANEAMENTO DE GOIAS S/A PAG...: 16
 SIPSAP - SIST.INT.PREST.SERVICO E ATENDIMENTO AO PUBLICO DATA...: 10/06/2018
 RS382B - RELATORIO CONTROLE DE VAZAMENTOS POR BAIRRO HORA...: 14:54:53
 DISTRITO: T0002 - DISTRITO-ANAPOLIS - REFERENCIA...: 5 / 2018

CD.BAIRRO	NOME DO BAIRRO	TIPO VAZAMENTO	QTDE.MES	QTDE.ANO
227	RESID. CONQUISTA	RAMAL		1
228	LOTEAMENTO RESID. LEBLON	RAMAL CAVALETE	1 4	2 20
229	RESID. FLOR DO CERRADO	DERIVACAO CAVALETE		2 5
230	RESID. NOVA ALIANCA	DERIVACAO RAMAL CAVALETE	1 1 1	1 1 1
231	SETOR ESCALA-II ETAPA	CAVALETE	1	1
232	RESID. IPANEMA	CAVALETE	1	1
233	RESID. VALENCIA	CAVALETE		1
235	COND. RESID. BELAS ARTES	RAMAL REDE	1	1 1
237	RESID. MIGUEL JORGE	CAVALETE		1
238	RESID. IDELFONSO LIMIRIO	DERIVACAO RAMAL CAVALETE	3 1	3 1 1
239	RESID. SANTA CRUZ	CAVALETE	1	1
240	RESID. CEREJEIRAS	RAMAL CAVALETE	1	1 1
243	JARDIM DIANA	CAVALETE		1
246	COND. RESID. GRAND TRIANO	RAMAL REDE CAVALETE	1	1 2 1
247	LOTEAMENTO RESID. RIO JOR	RAMAL REDE CAVALETE		1 1 1
248	RESID. VALE DOS PIRINEUS	DERIVACAO RAMAL		1 2
253	RESID. BOA ESPERANCA	CAVALETE	1	3
902	ARCO IRIS	DERIVACAO RAMAL CAVALETE	1 1 1	2 3 8
990	PARQUE DOS PIRINEUS	DERIVACAO RAMAL CAVALETE	2 3	7 1 12
CONTINUA				

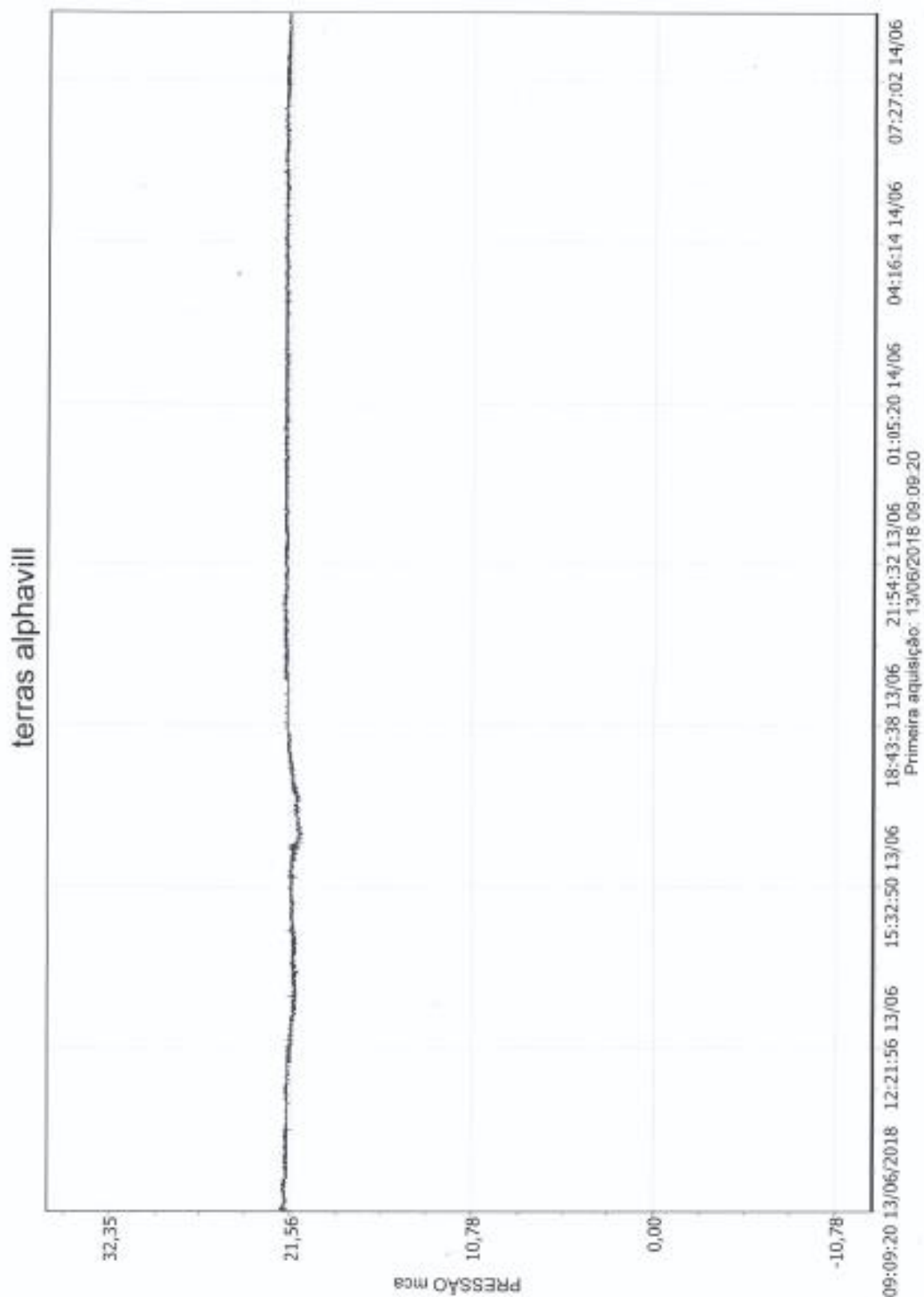
APÊNDICE B

Localização das contas de água – Cadastro técnico da Prefeitura Municipal de Anápolis e cadastro técnico da Saneago

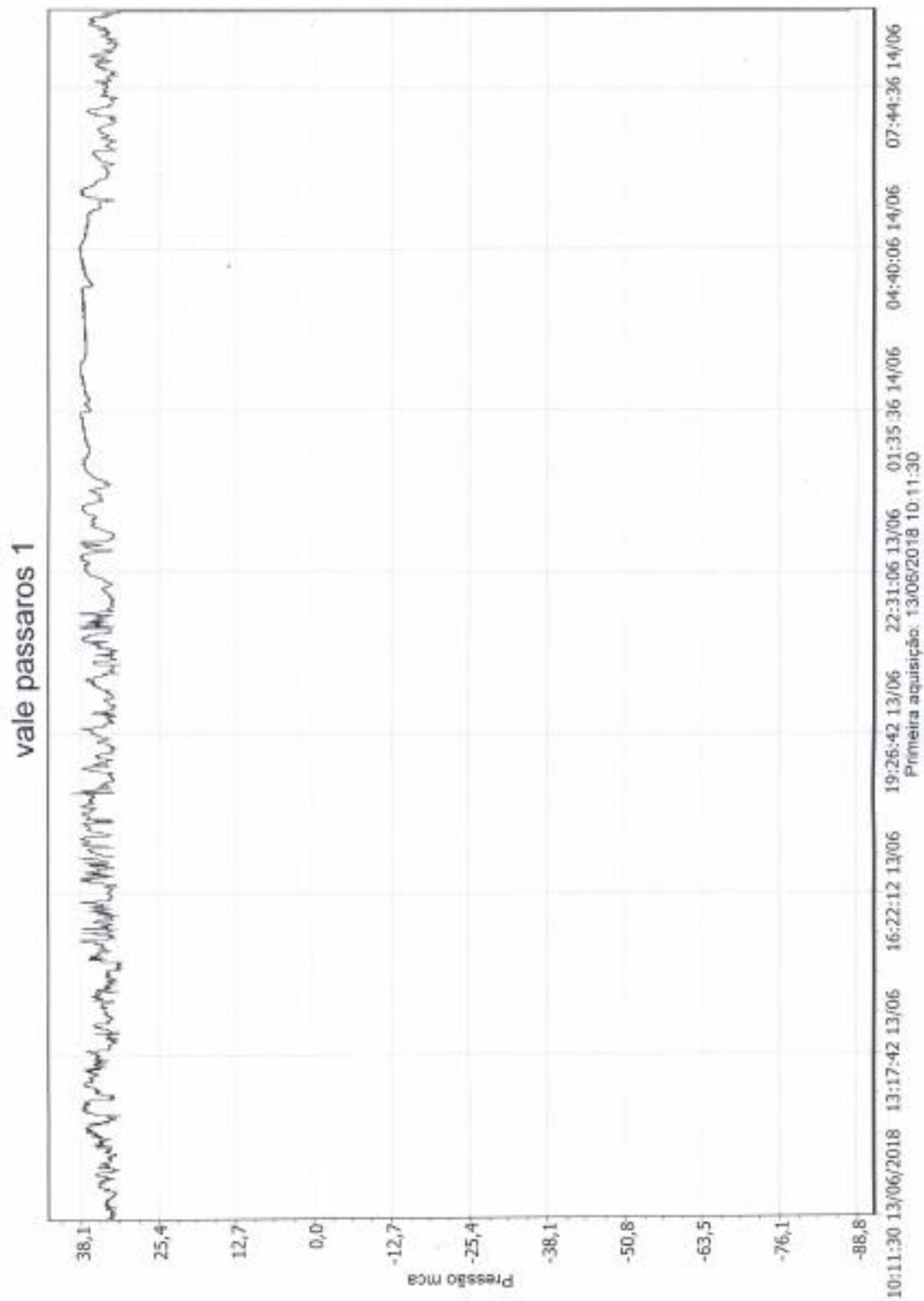
APÊNDICE C

Gráficos de pressão (Saneago, 2018)

Ponto PTA04 (2314843-8) – Condomínio Terras Alphaville



Ponto PVP02 (2269528-1) – Condomínio Vale dos Pássaros



Ponto PVP01 (2269653-0) – Condomínio Vale dos Pássaros

