



Universidade Federal
do Rio de Janeiro
Escola Politécnica

MODELAGEM HIDRÁULICA E DE CLORO RESIDUAL EM REDES DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA: UMA DISCUSSÃO SOBRE A IMPLEMENTAÇÃO DE MODELOS DETALHADOS

Diego Luiz Fonseca

Projeto de Graduação apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Engenheiro.

Orientadora: Prof^ª. Iene Christie Figueiredo

Rio de Janeiro

Fevereiro 2014

**MODELAGEM HIDRÁULICA E DE CLORO RESIDUAL EM REDES DE
DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA: UMA DISCUSSÃO SOBRE A
IMPLEMENTAÇÃO DE MODELOS DETALHADOS**

Diego Luiz Fonseca

PROJETO DE GRADUAÇÃO SUBMETIDO AO CORPO DOCENTE DO CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA ESCOLA POLITÉCNICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE ENGENHEIRO AMBIENTAL.

Examinado por:

Prof^a. Iene Christie Figueiredo, D.Sc.

Prof^a. Monica Pertel, D.Sc.

Prof. Jorge Henrique Alves Prodanoff, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

FEVEREIRO de 2014

Fonseca, Diego Luiz

Modelagem Hidráulica e de Cloro Residual em Redes de Distribuição de Água: uma Discussão sobre a Implementação de Modelos Detalhados/ Diego Luiz Fonseca. – Rio de Janeiro: UFRJ/ Escola Politécnica, 2014.

xv, 84 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadora: Iene Christie Figueiredo

Projeto de Graduação – UFRJ / Escola Politécnica / Curso de Engenharia Ambiental, 2014

Referências Bibliográficas: p. 79-80

1. Redes de Abastecimento de Água; 2. Qualidade da Água; 3. Modelagem Computacional; 4. Modelos Detalhados; 5. Calibração de Modelos; 6. Cloro Residual livre

I. Figueiredo, Iene Christie. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica, Curso de Engenharia Ambiental. III. Modelagem Hidráulica e de Cloro Residual em Redes de Distribuição de Água: uma Discussão sobre a Implementação de Modelos Detalhados

Não se afobe não, desejo a todos inimigos vida longa, para que eles vejam nossa vitória. Afinal, nada é pra já, o mundo gira como uma roda e quem por cima está, um dia por baixo poderá ficar ...
(Adaptado de Chico Buarque, Valeska Popozuda e Machado de Assis).

Dedico a todos os engenheiros ambientais e demais profissionais que prezam (ou prezarão) o trabalho sério e comprometido, pensando, na maior parte do tempo, no interesse coletivo acima do individual, para desenvolver ações técnica e economicamente viáveis, social e ecologicamente justas e, logo, ambientalmente desejáveis.

Agradecimentos

À Universidade Federal do Rio de Janeiro e ao Governo Federal, pelo investimento na minha formação.

À empresa *Veolia Eau d'Ile-de-France*, sobretudo a Anne-Claire Sandraz, Cédric Féliers, Zhongcai Ma e todo o serviço ERD, que tanto me ajudaram e orientaram durante meu estágio na empresa e autorizaram a utilização dos dados para este trabalho. A vocês, meu *merci bien toulousain*.

Ao INPT-ENSEEIH, pela formação e oportunidade de estágio. Ainda, agradeço à CAPES pela bolsa de estudos durante o período de diplomação no exterior por intermédio do programa BRAFITEC. Um agradecimento especial à Andrea Germano, por sua simpatia, eficiência e comprometimento com todo nosso processo.

À professora Iene Figueiredo pela orientação e amizade e aos professores Monica Pertel e Jorge Prodanoff por aceitarem o convite para esta banca.

A toda equipe do laboratório LDSC pelos quase cinco anos de trabalho, num ambiente agradável e amigável. Um agradecimento especial à professora Susana Vinzon por todo apoio, orientação e amizade desde a época da iniciação científica até hoje.

A todos os professores e ‘administradores’, bons ou ruins, que contribuíram para minha formação. Alguns me ensinaram a ter admiração e esperança e outros a aprender a lutar, questionar o que está errado e buscar mudanças. Infelizmente, nossa ‘Escola’, ‘Cidade Universitária’, assim como nossa cidade, estado ou país, ainda são, em grande parte do tempo, um verdadeiro ensinamento do que um engenheiro ambiental não deve fazer. A luta e os desafios são grandes, mas nossa força e formação são maiores ainda.

Aos meus queridos amigos, brasileiros, ‘café pop’ienses’ ou ‘Francilianos’, por todos os inúmeros momentos de carinho, apoio, risadas, bebedeiras, estudo, trabalho, sorrisos, ensinamentos e todo o resto. A todos vocês desejo todos os dias um futuro repleto de realizações.

Um obrigado mais que especial à Fernanda França por ter trazido à luz esta idéia de trabalho e à Beatriz Lagnier e à Marina Santa Rosa pelo ‘sacode’ para largar o duvidoso e deslanchar este TCC; obrigado ‘‘poderosas’’.

Aproveito também para um agradecimento especial ao meu querido BD: mobile ou ao vivo, vocês foram uma ótima companhia e um excelente motivo para enfrentar cotidianamente o 485. Espero que nossa amizade perdure para além da linha vermelha.

Ainda, obrigado aos amigos de longa data, com quem é sempre agradável virar a esquina e passar horas mesmo sem fazer nada, e aos amigos de PG1 e os que foram aparecendo e se juntando em diante, com quem sempre há espaço para alegria.

Por último, mas não menos importante, um agradecimento especial para aqueles que comigo estão há mais de 24 anos. Um muito obrigado a toda minha família pelos anos de apoio, investimento na minha educação, alegrias, tristezas, amizade, carinho e todo o resto. Sem vocês isso tudo dificilmente seria possível. Tenho certeza de que muita coisa boa ainda está por vir.

Um agradecimento mais que especial e exclusivo à minha vó, minha mãe e minha irmã.

E, é claro, obrigado a todos que lerão este trabalho; é um prazer contribuir com qualquer trabalho futuro ou formação.

Muito Obrigado!

Allez, merci bien !

Resumo do Projeto de Graduação apresentado à Escola Politécnica / UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

**Modelagem Hidráulica e de Cloro Residual em Redes de Distribuição de Água:
uma Discussão sobre a Implementação de Modelos Detalhados**

Diego Luiz Fonseca

Fevereiro / 2014

Orientadora: Prof^ª. Iene Christie Figueiredo

Curso: Engenharia Ambiental

Atualmente, são cada vez maiores as preocupações com a garantia da qualidade da água distribuída ao longo de toda a rede de um sistema de abastecimento. Para estudar aspectos mais locais, modelos computacionais cada vez mais detalhados têm sido empregados, incluindo também as canalizações de distribuição (pequeno diâmetro), além de outros níveis de detalhamento em alguns casos (demanda, reservatórios, etc.). Esses modelos necessitam de uma etapa mais exaustiva de calibração, demandando diversos dados e adaptações em relação aos modelos mais globais .

Utilizando-se uma rede piloto no subúrbio parisiense (França) e o *software SynerGEE Water*, estudou-se a calibração hidráulica de um modelo computacional detalhado em relação às canalizações, através de dados oriundos de sondas multiparâmetros e medidores de vazão, instalados em diversos pontos da rede. De posse do modelo calibrado, buscou-se também implementar e avaliar a simulação da concentração de cloro residual livre ao longo da rede.

O estudo permitiu levantar as principais necessidades para a adaptação do modelo existente. Problemas técnicos dos aparelhos, assim como a presença de diversas válvulas esquecidas fechadas na rede foram levantados. As lacunas ainda existentes para implementação do modelo cloro também foram pontuadas.

Palavras-chave: Redes de Abastecimento de Água; Qualidade da Água; Modelagem Computacional; Modelos Detalhados; Calibração de Modelos; Cloro Residual livre.

Abstract of Undergraduate Project presented to POLI/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Engineer.

Hydraulic and Chlorine Modeling in Water Supply Networks: a Discussion Concerning Detailed Models Implementation

Diego Luiz Fonseca

February / 2014

Advisor: Prof^a. Iene Christie Figueiredo

Course: Environmental Engineering

Nowadays, there are increasing concerns about ensuring the quality of water distributed throughout the network of a water supply system. To study more local aspects, more detailed computational models have been employed, also including small diameter pipes, and other levels of detail in some cases (demand, reservoirs, etc.). These models require a more exhaustive calibration, demanding much more data and adaptations if compared to more global models.

With a pilot network located in the suburbs of Paris (France) and the software SynerGEE Water, the hydraulic calibration using data from multiparameter probes and flow meters installed at some points of the network was studied for a detailed model. With the information from this step, we also evaluated the simulation of free chlorine concentration throughout the network.

The study identified the main needs for adapting the existing model. Technical problems of the devices, as well as the presence of several valves forgotten closed on the network have been raised. The remaining gaps in the implementation of the free chlorine model were also discussed.

Key-words: Water supply networks; Water Quality; Modeling; Detailed Models; Model Calibration; Free Chlorine.

Sumário:

1	Introdução.....	16
2	Revisão Bibliográfica.....	20
2.1	Modelagem de Redes de Abastecimento	20
2.1.1	Relação entre percurso da água na rede e sua qualidade.....	20
2.1.2	A modelagem hidráulica	21
2.2	Modelagem Tipo Qualidade	23
2.2.1	Decaimento do cloro	28
	Constante de Decaimento do Cloro na água (Kbulk).....	29
2.2.2	Calibração do modelo Cloro	30
3	Aspectos Metodológicos	32
3.1	Sobre a empresa	32
3.1.1	Veolia Eau.....	32
3.1.2	O SEDIF e Veolia Eau d’Ile-de-France	33
3.2	A rede piloto	34
3.3	<i>Software</i> Utilizado para a Modelagem.....	37
3.4	Calibração Macroscópica dos Modelos	39
3.5	Apresentação das sondas <i>Kapta</i>	41
4	Resultados e Discussões.....	43
4.1	Calibração do modelo hidráulico	43
4.1.1	Perfis iniciais de pressão	44
4.1.2	Perfis iniciais de vazão.....	46
4.1.3	Calibração do modelo e adequação dos perfis <i>Kapta</i>	48
4.1.4	Validação da configuração proposta	54
4.2	Modelagem do cloro residual livre na rede.....	57
4.2.1	Testes em laboratório	58

<i>Variações segundo a temperatura</i>	60
4.2.2 Análises para a calibração do modelo Cloro	62
<i>Análise da influência dos modos de mistura no reservatório</i>	65
<i>Análise da influência do pH sobre o cloro ativo</i>	67
<i>Análise com Kwall homogêneo em toda a rede</i>	69
<i>Análise com Kwall atribuído de forma diferenciada por grupos de canalizações de mesmas propriedades</i>	73
4.2.3 Validação do modelo cloro	76
5 Conclusões e recomendações	77
6 Referências Bibliográficas	81
Anexo I – Mapa de Percurso da Água	83
Anexo II - Protocolo dos testes de decaimento do cloro na água realizados na ETA de Choisy-le-Roi.....	84

Lista de Figuras:

FIGURA 1: EQUILÍBRIO ÁCIDO-BASE HClO e ClO ⁻ PARA A ÁGUA A 0°C. FONTE: (VEOLIA EAU - DIRECTION TECHNIQUE. GICQUEL, A. ET AL, 2007).....	25
FIGURA 2: CURVA DE CLORO RESIDUAL EM ÁGUAS COM PRESENÇA DE AMÔNIA.	26
FIGURA 3: EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CLORO LIVRE SEGUNDO A IDADE DA ÁGUA. FONTE: TRADUZIDO DE (MARY-DILE, 2000)	27
FIGURA 4: PERÍMETRO DE ATUAÇÃO DO SEDIF (FONTE: VEDIF-DOCUMENTAÇÃO INTERNA).....	33
FIGURA 5: DIÂMETRO INTERNO DAS CANALIZAÇÕES E PONTOS DE INTERESSE DA REDE VILJU150.....	36
FIGURA 6: SONDA <i>KAPTA</i> COM DETALHE PARA OS SENSORES (CONDUTIVIDADE, CLORO ATIVO, PRESSÃO E TEMPERATURA)	41
FIGURA 7: CALIBRAÇÃO MACROSCÓPICA (NÍVEL DO RESERVATÓRIO NO GRÁFICO SUPERIOR E NP EM GV5 ABAIXO); VALORES SIMULADOS EM VERMELHO E MEDIDOS EM VERDE NAS LINHAS CHEIAS, LINHA TRACEJADA INDICA O FUNCIONAMENTO DA ESTAÇÃO ELEVATÓRIA DE GV5 - 23/01/2013.....	43
FIGURA 8: PRESSÃO (MCA) SIMULADA (VERMELHO) E MEDIDA (VERDE) PARA A <i>KAPTA</i> VILJU1 – 23/01/2013.....	45
FIGURA 9: VAZÃO (M ³ /S) SIMULADA (VERMELHO) E MEDIDA (VERDE) PARA O MEDIDOR DE VAZÃO EM HAYROSES – 23/01/2013.....	46
FIGURA 10: VAZÃO (M ³ /S) SIMULADA (VERMELHO) E MEDIDA (VERDE) PARA O MEDIDOR DE VAZÃO EM VILJU4 – 23/01/2013	47
FIGURA 11: VAZÃO (M ³ /S) SIMULADA (VERMELHO) E MEDIDA (VERDE) PARA OS MEDIDORES DE VAZÃO EM THIAIS (GRÁFICO SUPERIOR) E VILJU1 – 23/01/2013	48
FIGURA 12: CONFIGURAÇÃO QUE PROPORCIONOU A MELHORIA MAIS SIGNIFICATIVA AOS RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES	51
FIGURA 13: VAZÃO (M ³ /S) SIMULADA (VERMELHO) E MEDIDA (VERDE) PARA OS MEDIDORES DE VAZÃO EM THIAIS (GRÁFICO SUPERIOR) E VILJU1 PARA A NOVA CONFIGURAÇÃO PROPOSTA; PERFIL ANTERIOR EM AZUL – 23/01/2013.....	52

FIGURA 14: PRESSÃO (MCA)SIMULADA (VERMELHO) E MEDIDA (VERDE) PARA A KAPTA VITRY NA DATA DE TROCA DA Sonda, EFETUADA AO MEIO-DIA	54
FIGURA 15: VAZÃO (M ³ /S) SIMULADA (VERMELHO) E MEDIDA (VERDE) PARA OS MEDIDORES DE VAZÃO EM THIAIS (ACIMA) E VILJU1 PARA A NOVA CONFIGURAÇÃO PROPOSTA; PERFIL ANTERIOR EM AZUL – 15/05/2013.....	55
FIGURA 16: COLORÍMETRO UTILIZADO NAS MEDIÇÕES, À ESQUERDA, E SISTEMA PARA AQUECIMENTO DA ÁGUA E ESTABILIZAÇÃO DA TEMPERATURA, À DIREITA, NOS TESTES DE DECAIMENTO DO CLORO. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA	58
FIGURA 17: RETAS DE AJUSTE PARA O MODELO DE ORDEM 2.....	59
FIGURA 18: EVOLUÇÃO DE K _{BULK} SEGUNDO A TEMPERATURA PARA O MODELO DE ORDEM 2.....	61
FIGURA 19: K _{BULK} VS TEMPERATURA PARA DIFERENTES Ea/R – MODELO DE ORDEM 1 .	61
FIGURA 20: K _{BULK} VS TEMPERATURA PARA DIFERENTES Ea/R – MODELO DE ORDEM 2 .	62
FIGURA 21: CONCENTRAÇÃO DE CLORO LIVRE SIMULADA (LINHA TRACEJADA) E MEDIDA (LINHA CONTÍNUA) PARA O PONTO VILJU1 – 15/05/2013.....	64
FIGURA 22: COMPARAÇÃO ENTRE AS TRÊS CORREÇÕES TESTADAS PARA ESTIMAR O CLORO LIVRE. (SONDA VILJU4 - 15/05/2013)	69
FIGURA 23: CANALIZAÇÕES EM FERRO FUNDIDO CINZENTO CLASSIFICADAS SEGUNDO SUA DATA DE COLOCAÇÃO - REDE VILJU150.....	73

Lista de Tabelas:

TABELA 1: CARACTERÍSTICAS DOS PRINCIPAIS DESINFETANTES À BASE DE CLORO. ADAPTADO DE (VEOLIA EAU - DIRECTION TECHNIQUE. GICQUEL, A. <i>ET AL</i> , 2007)	24
TABELA 2:MODELOS DE DECAIMENTO DO CLORO NA ÁGUA. ADAPTADO DE (PIERZAN, 2009).....	30
TABELA 3: DIFERENTES MATERIAIS DAS CANALIZAÇÕES NA REDE VILJU150 E SUAS RUGOSIDADES	35
TABELA 4: CARACTERÍSTICAS DOS PONTOS DE MONITORAMENTO NO INTERIOR DA REDE VILJU150 (SONDAS KAPTA E MEDIDORES DE VAZÃO)	37

TABELA 5: CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS DOS SENSORES DAS SONDAS KAPTA (FONTE: (ENDETEC)).....	42
TABELA 6: ERROS DA CALIBRAÇÃO MACROSCÓPICA PARA O DIA 23/01/2013	44
TABELA 7: CORREÇÃO HORÁRIA DAS SONDAS KAPTA - VILJU150.....	44
TABELA 8: ERROS ENTRE AS PRESSÕES MEDIDAS PELAS SONDAS KAPTA E A SIMULAÇÃO DO DIA 23/01/2013.....	45
TABELA 9: ERROS ENTRE AS VAZÕES MEDIDAS E A SIMULAÇÃO DO DIA 23/01/2013	46
TABELA 10: MELHORIAS EM VAZÃO PARA A NOVA CONFIGURAÇÃO PROPOSTA - 23/01/2013.....	52
TABELA 11: ERROS ENTRE AS PRESSÕES MEDIDAS PELAS SONDAS KAPTA E A SIMULAÇÃO DO DIA 23/01/2013 APÓS O OFFSET DE 1,5 MCA E COM A NOVA CONFIGURAÇÃO PROPOSTA (FECHAMENTO DE VÁLVULAS E OBSTRUÇÃO DE CANALIZAÇÃO)	53
TABELA 12: DIAS DE SIMULAÇÃO PARA VALIDAR A CONFIGURAÇÃO DE CALIBRAÇÃO PROPOSTA.....	54
TABELA 13: COEFICIENTES DE DETERMINAÇÃO (MODELOS DE ORDEM 1 E 2).....	59
TABELA 14: VALORES DE K_{BULK} PARA AS DUAS TEMPERATURAS TESTADAS - MODELO DE ORDEM 2.....	59
TABELA 15: PARÂMETROS DA LEI DE ARRHÉNIUS	60
TABELA 16: DISPONIBILIDADE DE DADOS DAS MEDIÇÕES DE CLORO ATIVO E ACOMPANHAMENTO DA EQUIVALÊNCIA DE TENDÊNCIA ENTRE OS PERFIS MEDIDOS PELAS SONDAS KAPTA E OS MODELADOS EM 15/05/2013	64
TABELA 17: COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS PARA OS DIFERENTES MODOS DE MISTURA.....	66
TABELA 18: TEMPO DE RESIDÊNCIA MÉDIO PARA CADA SONDA (MÉDIA DE VÁRIAS SIMULAÇÕES EM DIVERSAS DATAS)	68
TABELA 19: PARÂMETROS CINÉTICOS CONSIDERADOS PARA AS PRINCIPAIS SIMULAÇÕES FEITAS COM K_{WALL} HOMOGÊNEO	70
TABELA 20: QUALITATIVO DOS RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM K_{WALL} HOMOGÊNEO	70
TABELA 21: ERROS PARA AS DUAS SIMULAÇÕES MAIS FAVORÁVEIS COM K_{WALL} HOMOGÊNEO	72

TABELA 22: GRUPOS PARA ATRIBUIÇÃO DIFERENCIADA DE K_{wall}	74
TABELA 23: PARÂMETROS CINÉTICOS DA SIMULAÇÃO 13.....	75
TABELA 24: ERROS PARA A SIMULAÇÃO MAIS FAVORÁVEL COM K_{wall} POR GRUPOS	75
TABELA 25: DATAS ESCOLHIDAS PARA VALIDAÇÃO DO MODELO CLORO.....	76

Lista de Símbolos

CME – Centro dos Movimentos da Água

DN – Diâmetro Nominal

Ea – Energia de Ativação (equação de Arrhenius)

ETA – Estação de Tratamento de Água

K_{bulk} – Constante de decaimento do cloro na água

K_{wall} – Constante de decaimento do cloro no contato com a parede da canalização

mca – Metros de coluna d'água

MS – Ministério da Saúde do Brasil

OMS – Organização Mundial da Saúde

R – Constante dos Gases Perfeitos

SEDIF – Sindicato das Águas da Ilha-da-França

SIG – Sistema de Informação Geográfica

THM - Trihalometanos

VILJU150 – Rede Piloto de testes com o modelo

1 Introdução

Entende-se como saneamento (básico ou, mais atualmente num contexto mais amplo, ambiental) o conjunto de ações sobre o meio ambiente no qual vivem as populações visando a garantir a elas condições de salubridade, que protejam a sua saúde (Heller, et al., 2010). Dentre essas ações, pode-se destacar o abastecimento de água, o esgotamento sanitário, a coleta e disposição de resíduos entre diversas outras.

De fato, a maioria dos problemas sanitários que afetam a população mundial está intrinsecamente relacionada com o meio ambiente. Segundo pesquisas realizadas pela Organização Mundial da Saúde (OMS), apresentadas por Heller *et al* (2010), a ausência ou deficiência de abastecimento de água, esgotamento sanitário e higiene foi responsável por mais de 2 milhões de mortes no mundo apenas no ano 2000.

Desse modo, investimentos sólidos e imediatos em saneamento são imprescindíveis para a redução de taxas de mortalidade por doenças infecciosas em diversas regiões, sendo uma das mais importantes formas de se reverter esse efeito perverso sobre a saúde pública. Dados divulgados pelo Ministério da Saúde do Brasil afirmam que para cada R\$1,00 (hum real) investido no setor de saneamento, economizam-se R\$ 4,00 (quatro reais) na área de medicina curativa (FUNASA, 2006). Isso sem considerar os efeitos sobre a economia e a sociedade, devido aos dias de trabalho, estudo e lazer perdidos. Além disso, para esta área, o custo de oportunidade, de não realizar investimentos, significa, em muitos casos, mortes e epidemias.

Dentre as ações em saneamento ambiental, uma das prioridades das populações é o abastecimento de água em quantidade e qualidade adequadas, pela importância para atendimento às suas necessidades relacionadas à saúde e ao desenvolvimento industrial (Tsutiya, 2006). A disponibilidade de água em quantidade e em qualidade tem impactos positivos sobre a higiene da população, que tende a aumentar, ajudando no controle de doenças (Olaia, 2012).

Diversas ações e um grande desenvolvimento tecnológico ocorreram ao longo dos anos na área de abastecimento de água, chegando-se até o cenário atual dos modernos sistemas coletivos de abastecimento de água, automatizados e com distribuição até as casas dos consumidores.

Segundo Heller *et al* (2010), entende-se como sistema de abastecimento de água para consumo humano a instalação composta por conjunto de obras civis, materiais e equipamentos, destinada à produção e à distribuição canalizada de água potável para populações, sendo a existência de rede como um dos principais diferenciadores de natureza física desta para outras modalidades de abastecimento (coletivas ou individuais).

Ao longo do século XX, diversos serviços coletivos de abastecimento d'água foram criados, garantindo a captação, tratamento e transporte da água, em larga escala, dos centros de produção até os consumidores. No Brasil, um imenso progresso em relação à implantação de sistemas de abastecimento de água ocorreu entre 1970 e 1980 com o PLANASA – Plano Nacional de Saneamento – permitindo ao país atingir níveis de atendimento de cerca de 90% da população urbana (Tsutiya, 2006).

A forte expansão das cidades e o aumento da população associada acabaram levando à construção de redes de abastecimento mais longas, fortemente malhadas, interconectadas e mesmo superdimensionadas, em alguns casos.

Essa configuração complexa do sistema, necessária para garantir a segurança do abastecimento, pode gerar, além de dificuldades de gestão, problemas relativos à qualidade da água distribuída. Em um primeiro momento, assegurar o abastecimento de água potável em uma situação extrema e ao mesmo tempo melhorar a qualidade da água distribuída parece um tanto paradoxal. Nos grandes sistemas, o aumento das interconexões entre as redes e dos pontos de estocagem, assim como o superdimensionamento das canalizações (em relação ao tamanho necessário para as condições normais de operação) têm um impacto potencial na qualidade da água, devido ao aumento do tempo de residência na rede e às misturas de água de diversas procedências.

Atualmente, nos centros urbanos mais desenvolvidos, as maiores deficiências observadas se devem principalmente à deterioração dos sistemas mais antigos e à falta de abastecimento nas áreas de crescimento rápido e desordenado (Tsutiya, 2006). Tal deterioração, traduzida pela perda de estanqueidade de tubulações e juntas compromete seriamente a qualidade da água abastecida.

Os sistemas de abastecimento, quando não construídos e operados corretamente, deixam de ser garantia de saúde para a população. Mesmo nos países desenvolvidos,

vários exemplos de surtos de doenças transmitidas pela água ocorreram por falhas na operação ou construção dos sistemas (Tsutiya, 2006).

Somado a isso, a rede de distribuição de água pode ser entendida como uma “caixa-preta” ou um reator, no qual diversas interações físico-químicas entre a água e os condutos de distribuição podem modificar a qualidade desta, e, dentro dos quais o caminho percorrido pela água nem sempre é identificado (Célérier & Faby, sem data). Enterrado, esse patrimônio é bem menos conhecido e, sobretudo, menos monitorado que as estações de tratamento de água.

No Brasil, a operação de sistemas de abastecimento de água foi durante muito tempo renegada, mas a percepção dos benefícios econômicos e de qualidade dos serviços vinculados a uma correta operação (garantia de água em qualidade e quantidade adequadas) tem feito com que as prestadoras dediquem cada vez mais atenção à operação dos sistemas (Tsutiya, 2006). Para tanto, o uso de modelos matemáticos e equipamentos de monitoramento têm sido de grande valia para uma eficiente operação dos sistemas de abastecimento.

Em diversos locais do mundo, grandes investimentos na instrumentação de redes têm sido realizados, traduzidos pela automação dos sistemas, instalação de aparelhos para detecção de vazamentos e para o monitoramento da qualidade da água e ainda a vinculação de todos esses equipamentos de controle com modelos de simulação numérica das redes.

Em grande parte, tais modelos são utilizados para análise de pressão e vazão da rede, simulando o comportamento do sistema em situações excepcionais, ou mesmo sendo úteis em sua concepção. Contudo, a maioria destes modelos considera somente o escoamento de água nas adutoras, mapeando e simulando apenas os grandes transportes de água no sistema e não considerando as pequenas canalizações de distribuição no interior do sistema.

Desta forma, o presente trabalho visa a suprir essa lacuna, abordando o uso de modelos mais detalhados, integrando todas as canalizações da rede, para um monitoramento mais efetivo, intensificando o conceito de garantia de abastecimento de água de qualidade e não somente em quantidade.

Tal abordagem concentrou esforços em dois campos distintos, porém profundamente relacionados. O primeiro foi a melhoria da simulação do comportamento hidráulico da rede, permitindo conhecer o real percurso da água desde a saída da ETA

até cada ligação predial. Já o segundo, aproveitou-se da modelagem hidráulica, para implementação da modelagem do cloro residual livre no interior da rede, de forma a garantir um bom desempenho da desinfecção e a qualidade da água distribuída.

Cabe ressaltar que este estudo foi fruto de um estágio do autor durante o primeiro semestre de 2013 na empresa *Veolia Eau d'Ile-de-France*, responsável pela operação do maior sistema de abastecimento da França.

Sendo assim, o capítulo dois apresenta uma breve revisão bibliográfica a respeito da modelagem hidráulica e do cloro em redes de abastecimento. Já o terceiro capítulo apresenta a empresa, em que o estágio foi desenvolvido, a rede piloto para os estudos e os recursos de modelagem e equipamentos de monitoramento utilizados.

No quarto capítulo, o procedimento de calibração hidráulica do modelo, as análises feitas para a modelagem do cloro e os resultados obtidos são discutidos. O quinto capítulo apresenta uma conclusão geral sobre os estudos desenvolvidos.

Objetivos

O presente estudo recapitulou, com a autorização da empresa, os trabalhos realizados durante o estágio, de modo a proporcionar um estudo didático sobre as diferentes variáveis envolvidas na utilização de modelos detalhados para simulação de redes de abastecimento de água.

Para tanto, o primeiro objetivo foi a calibração hidráulica do modelo detalhado, identificando o estado da calibração nos pontos de monitoramento no interior da rede e propondo eventuais alterações, de modo a minimizar os erros encontrados.

Em seguida, com as melhorias da modelagem hidráulica validadas, buscou-se implementar a simulação da concentração de cloro residual livre no interior da rede, executando-se, para tanto, diversas análises de forma a se entender os principais mecanismos atuantes nessa modelagem e as incertezas associadas.

Mais do que apresentar uma metodologia fechada para o uso de modelos detalhados, o trabalho procurou expor as diferentes etapas envolvidas, as complexidades e necessidades em cada etapa, expondo os ganhos envolvidos, as demandas físicas, computacionais e humanas requeridas, bem como as lacunas ainda a serem preenchidas em alguns casos.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Modelagem de Redes de Abastecimento

2.1.1 Relação entre percurso da água na rede e sua qualidade

Conhecer a procedência da água em cada ponto da rede é um grande trunfo no gerenciamento da qualidade da água, sobretudo nos grandes sistemas, onde as origens podem ser diversas (Gatel, et al., 1995). Esse conhecimento torna mais fácil a localização de eventuais fontes de poluição na rede e o gerenciamento da qualidade final da água distribuída, submetida a misturas ao longo do tempo e espaço (diferentes estações de tratamento, interconexão de diferentes redes, poluição acidental num dado setor etc.).

É também uma ferramenta muito importante para estruturar intervenções na rede e antecipar eventuais problemas de qualidade após a abertura de um hidrante ou o fechamento de uma válvula, por exemplo. Percebe-se então que essa noção de percurso pode vir a ajudar um melhor monitoramento da qualidade da água distribuída.

Efetivamente, para os grandes sistemas, sabe-se que a água que chega a um determinado ponto da rede pode vir de diferentes caminhos. Somado a isso, tais caminhos percorridos pela água e os respectivos tempos de residência associados são características dinâmicas, pois a hidráulica da rede muda a todo o momento, segundo variações de demanda, interrupção de fornecimento, fechamento de válvulas etc.

O conhecimento do percurso da água apoia-se então em parte na modelagem hidráulica do sistema de distribuição, de modo a identificar o caminho da água num dado instante e numa configuração específica de operação. Todavia, esse tipo de utilização exige uma modelagem precisa do comportamento hidráulico da rede.

Essa exigência traduz-se pela necessidade de adaptar os modelos atuais, que devem ser reavaliados face a todas as novas necessidades operacionais.

2.1.2 A modelagem hidráulica

Nesse contexto, a simulação numérica coloca-se como uma ferramenta muito eficiente para o conhecimento do escoamento na rede de abastecimento com aplicações cada vez mais diversificadas. Já largamente utilizada na área de abastecimento de água, a modelagem hidráulica passou por diversas mudanças de uso ao longo dos anos.

Até os anos 70, as simulações eram estáticas e o interesse era principalmente verificar se as estruturas projetadas poderiam manter uma pressão adequada em toda a rede e satisfazer a demanda por água no momento de mais forte consumo, ou seja, na hora e dia de pico de consumo (Bowen, 1996).

Ao longo dos anos 80, com a necessidade de estudar o fornecimento de água mesmo em situações de crise (falta de energia, poluição acidental, rompimentos de condutos principais etc), modelos dinâmicos começaram a ser utilizados (inicialmente como um encadeamento de estados estáticos e posteriormente incluindo ferramentas de comando e controle, relacionando o comportamento das estruturas à rede como um todo) (Bowen, 1996). Tais modelos dinâmicos permitiam então analisar a evolução das vazões e pressões ao longo do período simulação.

Em geral, os modelos integravam somente o traçado principal da rede, por exemplo, as canalizações de diâmetro superior ou igual a 300 mm (Gicquel, et al., 2007). Fala-se então de modelos estratégicos, mais simples a serem realizados e concebidos, para estudar o comportamento das estruturas, as grandes trocas de água, e simular as situações de crise. O acoplamento entre os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e os *softwares* de modelagem permitiu generalizar a criação de modelos mais detalhados, contendo todas as canalizações de uma dada rede (Trépanier, et al., 2006). Esses modelos permitem estudar aspectos mais locais do funcionamento da rede e a realização de modelagem da qualidade da água. Entretanto, como o uso desses modelos é mais local ou “preciso”, é necessário que sua calibração seja feita com base em dados adquiridos em diversos pontos da rede e não mais somente na saída da estação de tratamento e nas estruturas principais (reservatórios, por exemplo).

Entretanto, o detalhamento completo de um modelo não reside somente na integração de todas as canalizações, mas também na modelagem mais realística e em detalhes das demais estruturas integrantes da rede (estações elevatórias, reservatórios etc.) e do consumo em cada ponto (Blokker, et al., 2008). Tal nível de detalhamento

deve sempre ser acompanhado por necessidades de estudo ainda mais locais, justificando as alterações e adaptações por vezes exaustivas do modelo.

Independente do tipo, todo modelo hidráulico deve ser calibrado antes de ser usado. A calibração permite assegurar que o modelo reproduz fielmente o comportamento hidráulico do sistema. Para tanto, os dados medidos em campo são comparados aos dados calculados pelo modelo. Dessa forma, quanto mais as necessidades de modelagem forem locais, mais detalhado deverá ser o modelo e, conseqüentemente, mais numerosos serão os dados necessários para sua calibração. Além disso, de modo a melhorar esta etapa, configurações especiais de operação devem ser realizadas, para assegurar que a resposta do modelo é fiel à do sistema em todas as configurações e não somente em determinadas situações.

Em geral, nesta etapa, são executadas algumas campanhas de medição, permitindo adquirir os dados de vazão, pressão, nível do reservatório, funcionamento das estruturas de bombeamento, entre outros que serão comparados às respostas da modelagem. Se um modelo de qualidade da água também for realizado, dados sobre a concentração da substância modelada ao longo da rede também devem ser obtidos.

Em algumas redes já bem instrumentadas, a etapa de calibração pode ser facilitada, com as campanhas sendo substituídas pelas medições contínuas dos aparelhos de monitoramento já instalados no sistema (Skipworth, et al., 1999). Além de acelerar o processo de calibração, tal modo permite que um período de tempo maior e mais configurações possam ser usadas. Além disso, essa forma de calibração tem como grande vantagem permitir o acompanhamento da validade do modelo mais facilmente ao longo do tempo, tornando-se possível verificar a manutenção da integridade do modelo após manobras na rede, mudanças operacionais, envelhecimento das canalizações etc.

Bem calibrado, o modelo mais detalhado permite então uma melhor compreensão do percurso da água até os clientes.

Um modelo hidráulico bem calibrado é também condição essencial para a utilização de modelos de qualidade da água, uma vez que eles se apoiam nos cálculos hidráulicos para então efetuar outras simulações (Blokker, et al., 2008). Tais modelos podem apenas calcular o tempo de residência da água em cada ponto da rede, como podem simular a concentração de diversas substâncias químicas ao longo da rede e do tempo (modelagem do residual de desinfetante ou de um poluente potencial).

2.2 Modelagem Tipo Qualidade

Segundo Von Sperling (2005), a inter-relação entre o uso da água e a qualidade requerida é direta, podendo-se considerar o abastecimento de água doméstico como o uso mais nobre, o qual requer a satisfação de diversos critérios de qualidade. Ainda segundo o mesmo autor, a qualidade da água é função das condições naturais e do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica.

Infelizmente, ainda com um planejamento territorial e urbano incipiente, muitos mananciais brasileiros sofrem com crescente poluição, por ausência ou deficiências no sistema de esgotamento sanitário, despejos industriais ou por inadequado tratamento dos resíduos sólidos, entre outros fatores. Tudo isso pode gerar possíveis repercussões no abastecimento de água e, conseqüentemente, na saúde da população (FUNASA, 2006).

Em vários países da América Latina e Caribe, as gastroenterites e as doenças diarréicas figuram entre as dez principais causas de mortalidade, sendo responsáveis por cerca de 200.000 mortes ao ano, isso sem incluir as causadas pela febre tifoide, hepatite e outras similares (FUNASA, 2006).

Dessa forma, a desinfecção da água assume papel de grande relevância. Ciente de todo esse cenário, a nova portaria brasileira de potabilidade e vigilância da qualidade da água MS 2914/2011 traz maior ênfase à questão da integridade do sistema de distribuição, colocando a rede e o reservatório como peças fundamentais para tanto. Tal integridade é entendida como a condição de operação e manutenção do sistema (reservatório e rede) em que a qualidade da água produzida pelos processos de tratamento seja preservada até as ligações prediais, sendo de responsabilidade do operador do sistema de abastecimento (Ministério da Saúde, 2010).

Uma substância de grande interesse para a manutenção dessa qualidade da água distribuída é o cloro, amplamente utilizado como desinfetante nos processos de potabilização da água. Ele é um poderoso oxidante que reage de imediato com diversas moléculas orgânicas (ácidos húmicos e fúlvicos) e inorgânicas, tais como amônia, ferro, manganês, sulfatos, nitratos e cianetos (Pierezan, 2009). Mesmo possuindo um poder oxidante inferior ao do ozônio, o cloro acaba sendo uma escolha interessante, graças ao seu poder remanescente, ou seja, sua capacidade de continuar ativo mesmo após a saída da ETA.

Em território brasileiro, mesmo no caso de uso de ozônio ou radiação ultravioleta como desinfetante, deve-se também adicionar cloro ou dióxido de cloro, de forma a garantir um residual mínimo de desinfetante no sistema de distribuição (Ministério da Saúde, Portaria MS nº 2914/2011).

Um mínimo de cloro é então muito importante para limitar os riscos de infecção da água no percurso entre a estação de tratamento e os consumidores, reduzindo o desenvolvimento bacteriano na rede.

Por outro lado, um excesso dessa substância deve também ser evitado, pois pode induzir a uma degradação dos parâmetros organolépticos e conduzir à formação de subprodutos tóxicos, com destaque para os trihalometanos (THM) (Gagnon, 1997). Além desses, dentre outros subprodutos da desinfecção por cloro que também devem ser monitorados e têm suas concentrações limitadas pela MS2914/2011, há: o clorito, as monocloroaminas e o triclorofenol.

Dado essas restrições, no Brasil, as últimas portarias de potabilidade (MS 518/2004 e MS 2914/2011) têm mantido a recomendação de 2,0 mg/l e de 0,2 mg/l de cloro residual livre como teores máximo e mínimo, respectivamente, em qualquer ponto do sistema de abastecimento. Já para o sistema francês que serviu de base para a modelagem (apresentado nos próximos capítulos), recomenda-se, em geral, a manutenção de um residual de cloro entre 0,1 e 0,3 mg/L em todos os pontos da rede (Gicquel, et al., 2007).

No que diz respeito aos desinfetantes à base de cloro, os mais utilizados são: cloro gás, o hipoclorito de sódio (comercial ou produzido *in situ* através de eletrocloração) e o hipoclorito de cálcio (dissolução de pastilhas) (Gicquel, et al., 2007).

A Tabela 1 apresenta algumas características para esses desinfetantes.

Tabela 1: Características dos principais desinfetantes à base de cloro. Adaptado de (Gicquel, et al., 2007)

	Cl ₂	NaOCl (comercial)	Ca(OCl) ₂
Teor em cloro ativo	99,5%	15%	65 à 70%
Estabilidade ao longo do tempo	Excelente	Média	Muito boa
Precaução quanto à segurança para estocagem e uso	Alta	Baixa	Baixa

Esses desinfetantes possuem cinéticas distintas, tendo, pois, eficiências diferentes no abatimento de microrganismos patogênicos. Para os hipocloritos, necessitar-se-á de concentrações mais elevadas de aplicação para que o mesmo efeito desinfetante seja obtido, se comparado ao cloro gás.

Tal fato está ligado ao teor e cinética de formação do ácido hipocloroso (HClO), chamado de “cloro ativo”. Em função do pH, o ácido hipocloroso está em equilíbrio com o íon hipoclorito (ClO⁻). O primeiro possui um poder bactericida cerca de 100 mais elevado do que o do íon hipoclorito, razão pela qual é recomendável desinfetar com cloro a pH inferior a 8, como evidencia a Figura 1. (Ministério da Saúde, Portaria MS nº 2914/2011).

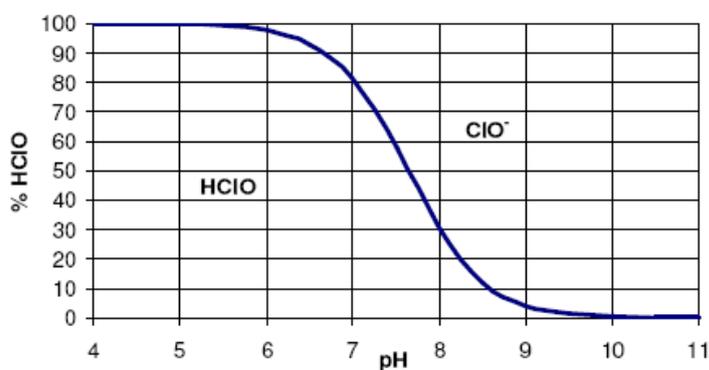


Figura 1: Equilíbrio ácido-base HClO e ClO⁻ para a água a 0°C. Fonte: (Veolia EAU - Direction Technique. Gicquel, A. *et al*, 2007)

Pode-se separar o cloro total adicionado à água em dois tipos:

Cloro livre: fração mais significativa para a inibição do crescimento bacteriano (cloro ativo e ClO⁻)

Cloro combinado: parcela proveniente da reação com compostos nitrogenados, gerando produtos com menor capacidade de desinfecção (cloraminas), e com outros compostos, como fenóis e ácidos húmicos, resultando em formas não desejáveis (alteração de sabor, odor e subprodutos tóxicos)

A demanda de cloro é diferente para cada tipo de água e é função tanto da quantidade de cloro aplicada, do tempo de contato, do pH, do residual desejado e da temperatura (Chernicharo, 2001).

Assim como para outros produtos, a medida da demanda de cloro pode ser facilmente feita tratando uma série de amostras da água em questão com doses variadas

e conhecidas de cloro adicionado e determinando-se o cloro residual. O cloro residual livre é obtido através da cloração contínua até o *breakpoint*, como mostra a Figura 2.

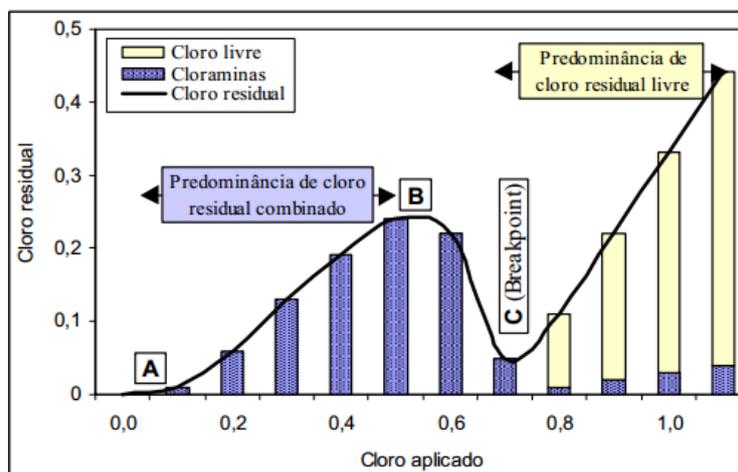


Figura 2: Curva de cloro residual em águas com presença de amônia.

Fonte: (Chernicharo, 2001)

Além disso, assim como outras substâncias reativas presentes na água, a concentração do cloro varia na rede à medida que este reage também com outras substâncias encontradas nas redes de abastecimento. Particularmente, as canalizações em metal (sobretudo ferro fundido cinzento), ainda muito presentes nas redes de água potável, possuem forte demanda em cloro (Mary-Dile, et al., 2000). Ainda, as reações com demais substâncias presentes na água serão ainda mais pronunciadas conforme o tratamento efetuado na ETA for menos rigoroso.

De modo geral, a qualidade bacteriológica da água distribuída tende a se deteriorar conforme a água se afasta da estação de tratamento, principalmente, devido à redução da concentração de cloro livre (Figura 3), permitindo a proliferação de bactérias na água. (Mary-Dile, et al., 2000). Essa piora da qualidade é ainda mais acentuada em elevadas temperaturas, que favorecem o crescimento bacteriano, como é o caso durante grande parte do ano em países tropicais.

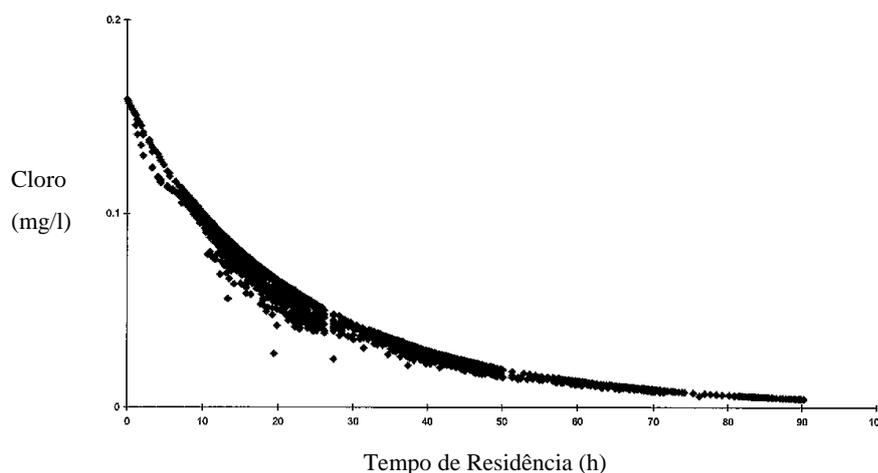


Figura 3: Evolução da concentração de cloro livre segundo a idade da água. Fonte: traduzido de (Mary-Dile, 2000)

A proliferação de bactérias pode ser atribuída em grande parte ao biofilme, definido como uma mistura complexa de microrganismos e materiais inorgânicos acumulados entre uma matriz orgânica aderida à superfície interna das canalizações (USEPA, 2002). Ele permite um ambiente mais propício ao desenvolvimento de microrganismos e constata-se que o impacto do cloro livre sobre as bactérias fixadas no biofilme é fraco se comparado ao sobre a fração livre (Mary-Dile, et al., 2000). As bactérias são então liberadas do biofilme para a água pela pressão do escoamento.

Segundo (Gatel, et al., 1995), o limite de estabilidade biológica da água abaixo do qual o desenvolvimento bacteriano na rede ficaria limitado situa-se próximo de 0,3 mg/l de carbono orgânico dissolvido biodegradável (CODB –Méthode JORET, 1989). Essa limitação da matéria orgânica permitiria igualmente uma difusão ótima do cloro, o que limitaria as possibilidades de recontaminação bacteriológica da água.

Entretanto, esse valor teórico dificilmente é atendido nos processos usuais de tratamento de água, o que ressalta ainda mais a importância da garantia de uma correta concentração de cloro residual livre na rede de distribuição.

Dessa forma, a modelagem computacional coloca-se como uma ferramenta bastante interessante, ajudando tanto na concepção do sistema (posicionamento das estações de recloração, por exemplo) quanto no monitoramento do cloro, identificação de pontos críticos e respostas do sistema a manobras na rede.

Para tanto, de modo que a simulação numérica corresponda à realidade do sistema de abastecimento, é necessário calcular e estimar a correta magnitude das diferentes reações do cloro na rede de distribuição.

2.2.1 Decaimento do cloro

O comportamento dinâmico do residual de cloro em redes de abastecimento de água potável pode ser descrito através de equações diferenciais parciais do tipo advecção-dispersão-reação, como indicado na equação 1 (Blokker, et al., 2008):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + R(C) \quad (\text{equação 1})$$

onde: C é a concentração média na seção, t é o tempo, u é a velocidade média na seção, x é a abscissa longitudinal, na direção do escoamento, E o coeficiente de mistura (dispersão) e R é o termo de reação.

O termo à esquerda representa a advecção e depende do movimento da água nas canalizações, daí a importância de um modelo hidráulico muito bem calibrado. À direita, há o termo de dispersão, seguido do de reação, ambos dependentes da natureza da substância considerada.

No termo R, consideram-se todas as reações do cloro na rede, cada uma com uma cinética própria e governada por mecanismos específicos. Elas conduzem à redução da concentração do cloro livre à medida que a água circula na rede de distribuição. Tendo em vista a complexidade de serem analisadas e integradas na modelagem qualidade todas as reações e o fato também de que o conhecimento de todas essas reações para cada qualidade de água e a cada momento dado é, na prática, impossível, os modelos desenvolvidos para descreverem a cinética de decaimento do cloro utilizam uma abordagem tipo “caixa-preta”.

Dessa forma, desconsideram-se as reações elementares e isoladas do cloro com cada reativo em potencial e o modelo substitui-as por uma única reação equivalente, o que leva a uma velocidade de reação e uma cinética globais para o decaimento do cloro (Pierezan, 2009).

Nessa abordagem, geralmente, distinguem-se as reações que se processam no volume de água transitando na tubulação daquelas que ocorrem entre a água e a parede interna das canalizações. Essas reações são caracterizadas por duas constantes :

- Decaimento do cloro na água (k_{bulk})
- Decaimento do cloro no contato com a parede da canalização (k_{wall})

A primeira constante é determinada por testes em laboratório. Já a segunda deve ser obtida durante o procedimento de calibração do modelo qualidade, utilizando os valores de k_{bulk} medidos em laboratório. Como observado por diversos autores, esses coeficientes de decaimento são específicos para cada água, donde a importância de testes e calibração próprios com a água e os dados de cada região (Veolia EAU). Eles variam em função da água, do tratamento (tipo e grau), da temperatura, das canalizações, das misturas de água...

De forma geral, para um dado ponto, pode-se estimar a evolução da reação do cloro na rede de água potável segundo uma equação do tipo (equação 2):

$$\frac{dC}{dt} = -K_{bulk}C^n - \frac{K_f K_w C}{R_h (K_w + K_f)} \quad (\text{equação 2})$$

Nessa equação, o primeiro termo à direita representa o decaimento no volume do fluido, conforme lei de ordem n a definir e o segundo termo o decaimento no contato com a parede das canalizações, fazendo intervir o raio hidráulico (R_h), o coeficiente de transferência de massa (K_f), assim como também a concentração de cloro, em geral, segundo uma lei de ordem um (Veolia Environnement. Meunier, Pascal, 2010).

Constante de Decaimento do Cloro na água (K_{bulk})

K_{bulk} é uma propriedade da água e não das canalizações. A realização de uma cinética de decaimento consiste então em medir a evolução da concentração de cloro livre ao longo do tempo de uma amostra conservada em um frasco escuro à temperatura constante durante alguns dias.

Para modelar essa cinética do cloro na água de abastecimento, verifica-se frequentemente a utilização de modelos de primeira ordem. Apesar de sua aplicação mais fácil, observa-se que tais modelos têm dificuldades em reproduzir as taxas de decaimento mais elevadas (primeiras horas de teste) assim como as mais baixas (testes de longa duração) (Pierezan, 2009).

Isto se deve às diversas cinéticas distintas entre os diversos reativos presentes na água. Em geral, as reações com as espécies inorgânicas são mais rápidas que as com as espécies orgânicas (Pierezan, 2009). De modo a tentar considerar todas essas particularidades, que podem ser mais ou menos significativas para cada água, diversos

outros modelos (de ordens diferentes) podem ser utilizados. Há ainda alguns modelos que se utilizam da concentração de uma dada família de reagentes na água (como os compostos orgânicos) para ligá-la ao decaimento do cloro no tempo. Alguns modelos cuja evolução da concentração de cloro ao longo do tempo é o único parâmetro de entrada são apresentados na Tabela 2:

Tabela 2: Modelos de decaimento do cloro na água. Adaptado de (Pierezan, 2009)

Modelo	Equação
Ordem zero	$[Cl_2]_{(t)} = -K_{bulk} t + [Cl_2]_{(0)}$ Equação 3
Ordem 1	$[Cl_2]_{(t)} = [Cl_2]_{(0)} e^{-k_{bulk} t}$ Equação 4
Ordem n (n>1)	$[Cl_2]_{(t)} = \{ (K_{bulk} t (n - 1) + \left(\frac{1}{[Cl_2]_{(0)}} \right)^{(n-1)} \}^{\frac{-1}{(n-1)}}$ Equação 5

O modelo de ordem n estabelece que a constante cinética de velocidade seja proporcional à concentração elevada à potência n-1. Uma mistura desses modelos é o utilizado pela (USEPA, 1992), em que a curva de decaimento é dividida em três regiões:

- a reação inicial (t abaixo de cinco minutos),
- uma reação de segunda ordem (t entre cinco minutos e cinco horas)
- uma reação de primeira ordem (para t acima de cinco horas).

2.2.2 Calibração do modelo Cloro

No que diz respeito à simulação numérica do residual de cloro, sabe-se que a validade do modelo qualidade estará muito ligada à qualidade da calibração do modelo hidráulico realizado, já que este será importante para o cálculo do tempo de residência da água e das concentrações (Gicquel, et al., 2007).

Além disso, os reservatórios são pontos-chave da rede para a qualidade da água, pois neles tanto o tempo de residência quanto a temperatura podem ser às vezes deveras elevados. Dessa forma, para as redes em que os reservatórios conferem à água um tempo de residência não negligível, torna-se importante estabelecer o correto tipo de mistura no seio dessa parte do sistema. Uma abordagem muito utilizada é a de reservatórios agindo como reatores em mistura perfeita, o que pode não ser o caso para diversos sistemas (Gagnon, 1997).

De posse de um modelo hidráulico apurado e da correta modelagem dos aspectos qualidade atrelados aos reservatórios e estações de recloração, a calibração volta-se então para a reação do cloro com as canalizações.

Calibrar um modelo *vis-à-vis* do parâmetro cloro consiste então em determinar os coeficientes de decaimento do cloro K_{wall} que irão minimizar os erros da simulação frente aos dados medidos, de posse dos valores de K_{bulk} já previamente estimados através de testes laboratoriais (Kermovan Veolia Eau - Région Ouest, 2007). Os k_{wall} são atribuídos às canalizações reagrupando-as de acordo com o diâmetro, material, idade, dentre outras características.

Contrariamente ao modelo hidráulico simples, o modelo cloro deve ser calibrado após ter ultrapassado seu período de inicialização. Como no início da simulação a concentração de cloro é nula em toda a rede, deve-se esperar um tempo suficiente a partir do início da simulação para que o cloro dos pontos de entrada (ETA's e pontos de recloração) possa atingir todas as canalizações da rede. Esse tempo depende de cada rede e pode ir de algumas horas até alguns dias (Bowen, 1996).

Assim como para os modelos hidráulicos, os modelos tipo qualidade devem ser calibrados segundo diferentes configurações operacionais, que gerem diferentes tempos de residência. Essa abordagem assegura que os fatores cinéticos ajustados não dependem de uma configuração particular da rede (Bowen, 1996).

Para a calibração do K_{wall} , o modelo deve ser ajustado à temperatura medida durante as campanhas ou monitoramentos, de modo que o correto valor dos parâmetros cinéticos seja aplicado.

Sendo assim, percebe-se que operacionalizar um modelo cloro não é uma tarefa simples, com diversas análises devendo ser feitas durante o processo de calibração. Abaixo, procura-se recapitular e listar os elementos mais importantes envolvidos no processo de calibração do modelo cloro:

- Qualidade da calibração do modelo hidráulico
- Reações do cloro com elementos presentes na água (ordem e valor de K_{bulk} adaptados à água abastecida e condições de operação)
- Reação do cloro com a parede interna das canalizações (ordem e valor de K_{wall} adaptados às condições atuais da rede – materiais, idade, diâmetro e estado das tubulações e presença de biofilme)

- Modo de mistura e reações do cloro no reservatório
- Acompanhamento da temperatura e do pH da água na rede para a magnitude das reações e para a boa estimativa do cloro livre a partir dos dados de cloro ativo
- Tipo de tratamento aplicado à água e presença de reclorações, que podem eventualmente mudar a ordem e o valor de K_{bulk}
- Confiabilidade e eventuais correções nas medições de controle

3 Aspectos Metodológicos

Antes de se discutir o estudo de caso em si, além das principais metodologias empregadas, esta parte traz uma breve apresentação a respeito da empresa, do sistema operado e do *software* utilizado para as simulações numéricas.

3.1 Sobre a empresa

3.1.1 Veolia Eau

Veolia Eau é uma das quatro divisões do grupo *Veolia Environnement*, um dos líderes mundiais no ramo da engenharia ambiental. A empresa tem como atividade principal a gestão de serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário para coletividades públicas ou indústrias. Além disso, atua também na gestão de águas pluviais, construção, renovação e reabilitação de redes, canalizações e ligações prediais e na construção de estações de tratamento de água (ETA's), de esgotos (ETE's) ou de dessalinização.

A França é a principal zona de atuação da empresa, respondendo por mais de um terço de sua receita. No país, ela é responsável pelo abastecimento de quase 40% da população, com quase 2,2 bilhões de litros de água distribuídos por ano. Ainda sim, *Veolia Eau* é uma empresa com forte atuação em diversos países, abastecendo mais de 100 milhões de pessoas em todo mundo (VeoliaEau, 2013).

3.1.2 O SEDIF e Veolia Eau d’Ile-de-France

O Sindicato das Águas da Ilha-da-França (SEDIF, na sigla em francês) foi criado em 1923 como um organismo público de cooperação intermunicipal. Atualmente, reúne 149 cidades, distribuídas em sete departamentos da região francesa Ilha-da-França (*Ile-de-France*), à exceção de Paris, como mostra a Figura 4. O sindicato possui como responsabilidade garantir a quantidade, qualidade e segurança do abastecimento de água a mais de quatro milhões de pessoas (SEDIF, 2010).

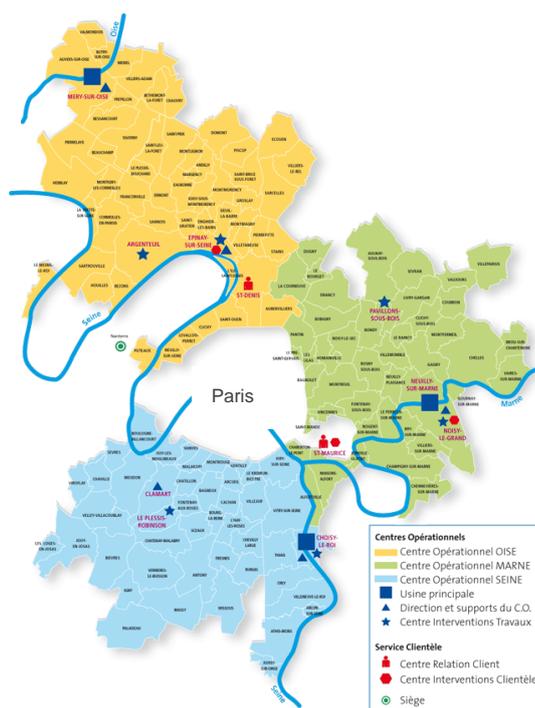


Figura 4:Perímetro de atuação do SEDIF (fonte: VEDIF-documentação interna)

Trata-se, pois, do maior serviço público de água da França e um dos primeiros na Europa, possuindo mais de 8.700 km de canalizações, 64 reservatórios e 46 estações diversas (SEDIF, 2013).

A rede do SEDIF é alimentada principalmente por mananciais superficiais, com suas maiores ETA’s captando água dos três principais cursos d’água da região parisiense: Sena, Oise e Marne.

O SEDIF é proprietário de todas as instalações de produção e distribuição do sistema (ETA’s, canalizações etc.), mas delegou a operação de suas instalações e a relação com o consumidor à empresa *Veolia Eau*, por meio de um contrato, cujo término previsto será em 2022.

Segundo os termos do contrato, *Veolia Eau* criou uma sociedade inteiramente dedicada ao SEDIF e sob vigilância permanente deste, chamada *Veolia Eau d'Ile-de-France*. Ainda segundo o contrato, a sociedade precisou criar um serviço de “Estudos, Pesquisa e Desenvolvimento – ERD”, cujo trabalho está em sintonia com as necessidades de operação e os objetivos contratuais.

Os principais temas de pesquisa são: o controle do risco sanitário, a otimização da operação e a evolução das diferentes áreas e procedimentos.

O estágio realizado se insere então na ótica do projeto da empresa chamado de “Percurso e qualidade da água na rede de distribuição”, cujos objetivos principais são identificar os percursos da água, desde a saída das ETA’s até cada consumidor, e identificar as prováveis causas de degradação da qualidade da água nesse percurso.

Para tanto, através de uma rede piloto, vários aspectos da modelagem de redes de abastecimento foram estudados. As próximas seções apresentam tanto a rede em questão quanto as etapas de calibração do modelo hidráulico.

3.2 A rede piloto

Para este estudo, escolheu-se trabalhar com uma rede no subúrbio próximo ao sul de Paris, chamada VILJU150, em que as cinco letras indicam a principal cidade coberta pela rede (cidade de Villejuif) e os números indicam a cota máxima do reservatório (a 150 m).

Trata-se da rede piloto do projeto, estando equipada com câmaras visitáveis, medidores de vazão, sondas de monitoramento e pontos de coleta de água para autocontrole dos sensores.

É uma rede de segunda elevação, com 210 km de canalizações e que distribui em média 19.000 m³/d (Coriton, 2013). Esta rede cobre toda a cidade de Villejuif, assim como parcialmente as cidades de Arcueil, Cachan, Chevilly-Larue, Haÿ-les-Roses, Le Kremlin-Bicêtre, Thiais e Vitry-sur-Seine. Ela é abastecida pela água tratada na ETA de Choisy-Le-Roi através de duas estações elevatórias: uma situada na própria ETA, chamada GV5, e outra, chamada Les Sorbiers, equipada de cloração e de capacidade de 2.100 m³/h, situada na cidade de Thiais. O funcionamento das duas estações pode ser

alternado ao longo do dia para assegurar o abastecimento. O reservatório é composto por três compartimentos idênticos, de capacidade de 3.000 m³ cada. A Figura 5 mostra os diâmetros das canalizações da rede piloto e a localização das estações elevatórias e do reservatório. Os pontos de medição dos sondas e dos medidores de vazão associados estão representados por um marcador preto.

O desenho da rede é composto por três eixos principais: uma adutora DN1000 mm da ETA de Choisy-Le-Roi até a estação elevatória de Les Sorbiers, um DN600 mm desta última até o reservatório e uma terceira adutora DN700 mm de GV5 até o reservatório.

Os diferentes materiais constituintes da rede VILJU150 são ilustrados na Tabela 3. As perdas de carga nas canalizações foram calculadas pelo modelo a partir da equação de Colebrook em função de suas rugosidades. Essa última característica foi obtida considerando-se tanto o material constituinte da canalização quanto seu diâmetro (se maior ou menor que 100 mm).

Tabela 3: Diferentes materiais das canalizações na rede VILJU150 e suas rugosidades

Material	Quantidade de trechos no modelo	Rugosidade Colebrook (mm) se D<100mm	Rugosidade Colebrook (mm) se D>100mm
PEAD	360	0,11	0,08
Compósito	66	0,09	0,09
Aço 1	84	0,47	0,47
Aço 2	412	0,46	0,36
Ferro fundido dúctil	1.218	0,45	0,35
Ferro fundido cinzento	1.236	1,2	1,1
Concreto revestido	134	Não utilizado	0,095

*Aço 1 e Aço2 referem-se a tubulações de aço, mas de rugosidade distintas, conforme modo de fabricação

A rede VILJU150 está equipada com nove sondas de monitoramento, chamadas *Kapta*, e nove medidores de vazão associados, instalados em câmaras, e uma sonda *Kapta* colocada em cano ao lado do reservatório. Esta última, chamada de Vilju3, não foi considerada no presente estudo, pois apresentava pressão atmosférica e não possuía medidor de vazão associado. A Tabela 4 resume as características desses pontos de monitoramento no interior da rede piloto.

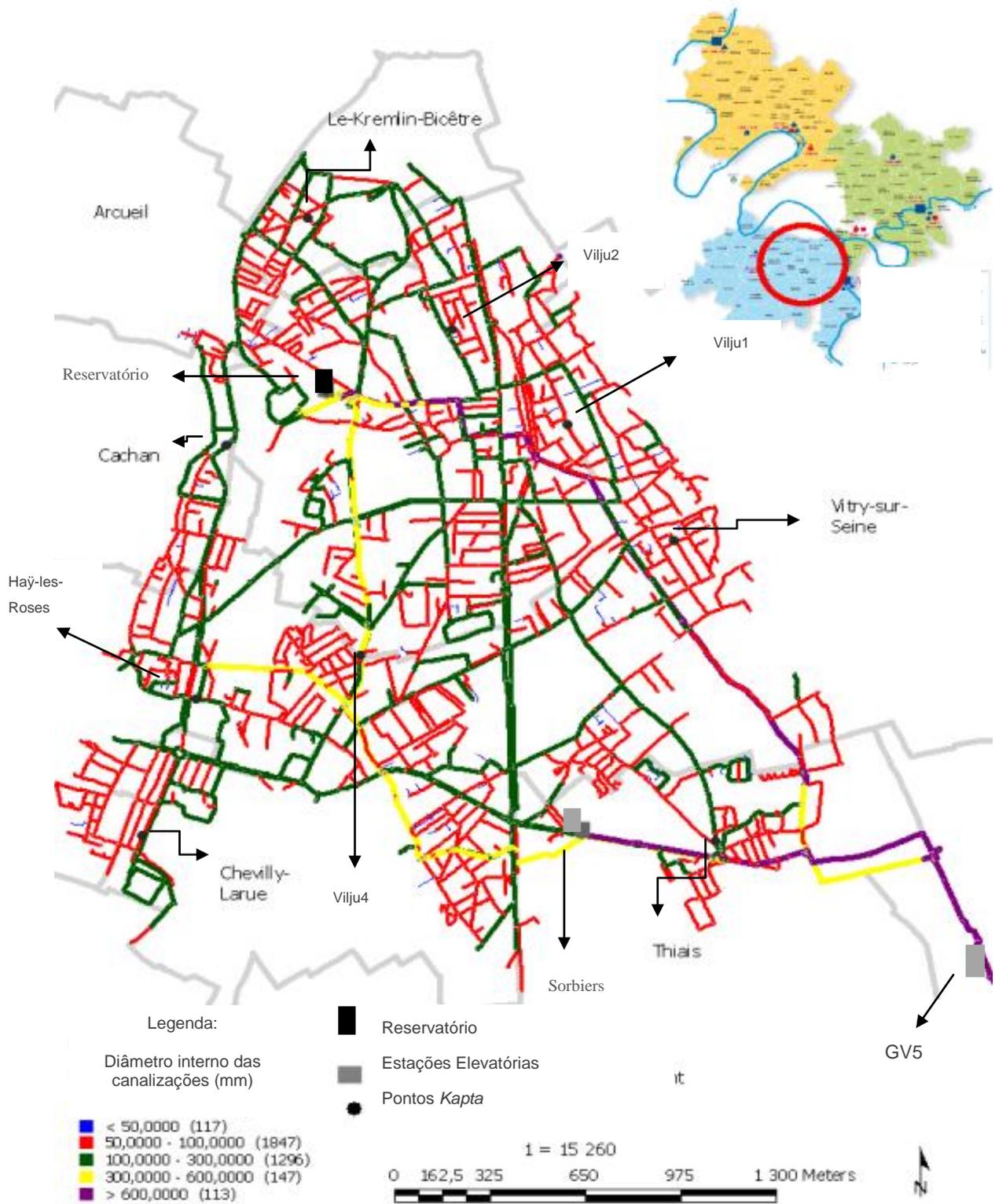


Figura 5:Diâmetro interno das canalizações e pontos de interesse da rede VILJU150

Tabela 4: Características dos pontos de monitoramento no interior da rede VILJU150
(Sondas *Kapta* e medidores de vazão)

Identificação do Ponto	Diâmetro da canalização de colocação da <i>Kapta</i> (mm)	Material da canalização de colocação da <i>Kapta</i>	Cidade	Altitude do ponto (m) ZIGN196
Cachan	200	Ferro fundido cinzento	Cachan	99,79
Chevilly	100	PEAD	Chevilly Larue	89,06
HayRoses	300	Ferro fundido dúctil	L'Haÿ les Roses	88,92
Kremlin	150	Aço	Kremlin-Bicêtre	92,66
Thiais	150	Ferro fundido cinzento	Thiais	88,033
Vilju1	100	Ferro fundido cinzento	Villejuif	100,4
Vilju2	100	Ferro fundido cinzento	Villejuif	106,24
Vilju4	150	Ferro fundido cinzento	Villejuif	92,23
Vitry	100	Ferro fundido dúctil	Vitry-sur-Seine	94,44

3.3 *Software* Utilizado para a Modelagem

Nesta seção, descreve-se sucintamente o modelo utilizado nas simulações deste trabalho, o *SynerGEE Water 4.6*. É dada ênfase também em sua comparação com um *software* gratuito bastante utilizado em todo mundo e de fácil acesso, o *Epanet 2.0*, mostrando assim as principais razões que levaram à utilização do *SynerGEE Water* (*software* pago) frente ao modelo gratuito.

Primeiramente, cabe ressaltar que ambos são modelos de simulação hidráulica de sistemas pressurizados de redes de distribuição de água, capazes de efetuar simulações estáticas ou dinâmicas, apresentando os valores da pressão nos nós, níveis de água nos reservatórios, energia utilizada nas estações elevatórias, parâmetros de qualidade da água, entre outros em toda a rede de distribuição. Fornecem um ambiente integrado em *Windows* para editar dados de entrada da rede, efetuar simulações e visualizar os resultados em vários formatos.

O *Epanet* foi desenvolvido pela *U.S. Environmental Protection Agency -USEPA* e é disponibilizado gratuitamente, em conjunto com vários materiais de apoio. Por ser um programa de domínio público, tem sido amplamente aprofundado em trabalhos científicos, sendo um dos modelos mais utilizados em diversos países para simulações envolvendo sistemas de abastecimento de água (Olaia, 2012). Possui manuais e interfaces adaptados para várias línguas, inclusive com uma versão brasileira.

No que diz respeito à simulação da qualidade da água, o *Epanet* permite a modelagem da concentração de substâncias químicas reativas ou conservativas, da idade de água e de fontes de contaminantes. Entretanto, apenas uma substância pode ser modelada por vez.

Já o modelo *SynerGEE Water* é comercializado pelo grupo *DNV GL*, contando já com diversas versões. De modo a permitir uma gama maior de utilizações, módulos opcionais podem ser adquiridos, tais como: isolamento de determinada área, análise de fiabilidade, gestão e calibração de subsistemas, gestão de clientes, concepção, entre outros. Este último, por exemplo, permite selecionar a configuração da rede com *design* de menor custo para a qualidade e restrições de serviço desejados, através da aplicação de recursos sofisticados de otimização (*DNVGL website*, 2014).

Uma grande desvantagem do *Epanet* frente a outros modelos, como o *SynerGEE*, é a ausência de integração do modelo com o sistema *SCADA (Supervisory Control and Data Aquisition)* de supervisão e controle operacional da rede hidráulica (Olaia, 2012).

Para o estudo em questão, isto representa uma séria desvantagem, pois toda a operação e modelagem do sistema são baseadas num centro de comando e controle, que permite a centralização das medições efetuadas no sistema e seu acoplamento ao modelo *SynerGEE*, possibilitando simulações diretas. Além disso, comparado ao *Epanet*, o modelo *SynerGEE* apresenta maior robustez e velocidade de processamento, aspectos vantajosos para a modelagem de grandes sistemas (Olaia, 2012). Já na modelagem da qualidade da água, ele permite as mesmas operações possíveis com o *Epanet*, além de poder simular duas substâncias (reativas ou conservativas) simultaneamente.

A principal desvantagem do *SynerGEE* reside em seu alto custo, tanto na aquisição da licença em si, quanto dos módulos individualmente. Ligado a isso, embora já seja empregado por diversas empresas, seu histórico de utilização é menor, se

comparado ao *Epanet* (gratuito), o que restringe a possibilidade de intercâmbio de informações e experiências nas diversas situações.

Além disso, especificamente para a versão utilizada (4.6), a troca de informações entre esta e as versões anteriores do programa é um pouco trabalhosa, já que o formato dos arquivos de entrada e saída mudou na versão 4.6 (.txt anteriormente para .mdb, por exemplo para o registro das informações de base do modelo – geometria e condições iniciais).

3.4 Calibração Macroscópica dos Modelos

Desde 1992, a empresa *Veolia Eau d'Ile-de-France* dispõe de um centro de supervisão e coordenação das operações em todo o sistema SEDIF. Esse centro, nomeado Centro dos Movimentos da Água (CME, na sigla em francês), é formado por (Bonema, et al., 1995):

- CME supervisão: concentra as medidas feitas nas ETA's, pontos de recloração, elevatórias e reservatórios, de maneira a permitir uma gestão global do sistema em condições normais ou especiais;
- CME modelagem: permite o acoplamento entre os dados oriundos do CME supervisão com os modelos hidráulicos de cada rede do sistema SEDIF. Essa ligação permite a atualização automática para um dado dia das condições iniciais, assim como das condições nos limites dos modelos e ainda o cálculo da demanda de cada rede.

Onze modelos detalhados em termos de canalizações representam a totalidade do sistema do SEDIF (como o sistema é muito grande, foi necessário dissociar os modelos para reduzir o tempo de cálculo).

Esses modelos foram calibrados antes de serem colocados à disposição no CME e são regularmente utilizados em estudos hidráulicos, conforme demanda dos operadores do sistema, a saber: desempenho do sistema na atuação contra incêndios, modificação do funcionamento hidráulico, dimensionamento de aparelhagem de medição ou de regulação, programação de operações de manutenção, entre outros.

Antes de manuseá-los, o usuário assegura-se de que o modelo está bem calibrado, importando os dados de entrada (nível inicial do reservatório e vazão introduzida na rede) e certificando-se que a variação do nível do reservatório calculada para o período de simulação é equivalente ao perfil medido. Se diferenças significativas forem observadas, inspeções em campo são então solicitadas para identificação de válvulas fechadas, canalizações rompidas etc. Atualmente, não é mais necessária a realização de campanhas de medição na rede para calibração do modelo; apenas os dados obtidos nas ETA's, reservatórios, e estruturas da rede são suficientes. Nesse sentido, pode-se considerar que a calibração dos modelos atuais é apenas macroscópica.

Essa abordagem macroscópica é confirmada também pelo modo de atribuição e modelagem do consumo. Todos os consumidores de uma mesma rede possuem o mesmo perfil de consumo; isso supõe que todos os pontos da rede possuem a mesma variabilidade temporal de demanda, o que não necessariamente traduz a realidade, sobretudo para consumidores de categorias diferentes (doméstico x usina, por exemplo). Esse perfil único de consumo é oriundo da demanda da rede, esta última calculada em função de duas informações:

- vazões introduzidas na rede (saídas de ETA's, interconexões com outras redes etc);
- variação do nível do reservatório e curva altura/volume do reservatório.

Para a rede VILJU150, os dados disponíveis através do CME são:

- o nível d'água nos três compartimentos do reservatório;
- as pressões nas estações elevatórias de GV5 e Les Sorbiers;
- as vazões para os dois condutos saindo da estação elevatória de Les Sorbiers (DN1000 mm e DN600 mm);
- as vazões de bombeamento das duas estações elevatórias.

A única condição inicial a ser introduzida no início da simulação é a altura do nível d'água no reservatório. Trata-se de uma rede muito bem calibrada a nível macroscópico, para a qual há, em média, precisões de 5 cm em relação ao nível do reservatório e de 0,5 mca nas pressões. Em geral, admitem-se como erros máximos para estabelecer uma boa calibração os valores:

- Alguns centímetros para a variação de nível do reservatório;
- Até 2,0 mca de variação para as pressões;
- Até 15% de variação para as vazões.

Entretanto, mesmo utilizando-se um modelo detalhado em relação às canalizações, contendo também as tubulações de menor diâmetro, não é possível validá-lo para uso em estudos mais locais, uma vez que não há pontos de controle (monitoramento de pressão e vazão) no interior da rede. Sendo assim, não é possível saber se o modelo está bem calibrado também a nível local.

A instalação de um grande número de sondas *Kapta* e medidores de vazão na rede piloto VILJU150 permite então melhorar a calibração do modelo, principalmente em relação às canalizações de distribuição, através do monitoramento contínuo de diversos parâmetros.

3.5 Apresentação das sondas *Kapta*

Diferentes sensores compõem as sondas *Kapta*, como ilustra a Figura 6:

- um sensor amperométrico de três eletrodos para medição do cloro ativo;
- uma placa piezo-resistiva em silício para medição da pressão absoluta;
- quatro eletrodos para medição da condutividade;
- medição da temperatura.

A Tabela 5 apresenta as características técnicas dos diferentes sensores.



Figura 6: Sonda *Kapta* com detalhe para os sensores (condutividade, cloro ativo, pressão e temperatura)

Tabela 5: Características técnicas dos sensores das sondas *Kapta*
(Fonte: (Endetec, 2013))

	Pressão	Temperatura	Cloro HOCl	Condutividade
Faixa de medição	0 – 102 mca	0 – 40°C	0,01 mg/l – 2,0 mg/l	50 – 1000 μScm^{-1}
Precisão da medição a 25°C	$\pm 0,5$ mca	$\pm 1,2^\circ\text{C}$	$\pm 0,03$ ppm ; ± 5 %	± 5 μScm^{-1} ; ± 5 %

As sondas foram ativadas no modo turbo: um valor era estocado a cada 5 minutos (em vez de a cada 15 minutos em modo normal). Um SMS era então enviado a cada duas horas com os dados medidos. O valor registrado pela sonda a cada 5 minutos era na realidade um valor médio: dados instantâneos eram registrados a cada 6 segundos e um valor médio por minuto era calculado. O dado transmitido pela sonda correspondia à média dos valores médios ao longo dos 5 minutos (Coriton, 2013).

Cabe ressaltar que, embora as sondas *Kapta* proporcionassem um monitoramento da qualidade da água e fossem de fácil instalação e baixo custo, tratava-se de tecnologia nova. Sua utilização requeria estudos complementares para validação das medições e substituição regular dos aparelhos. Além disso, era necessária a criação de uma boa estrutura em termos físicos, computacionais e mesmo humanos para a correta transmissão, armazenamento, acesso e manipulação dos dados gerados. À época dos testes, a utilização dos dados oriundos das sondas *Kapta* e dos medidores de vazão era ainda muito problemática, com diversos dados faltosos, ligados a falhas nos sensores, problemas de transmissão e estocagem de dados entre os diferentes sistemas (transmissor *in situ*, SMS, sistema de supervisão).

4 Resultados e Discussões

4.1 Calibração do modelo hidráulico

Para este estudo, escolheu-se como data de referência um período de 24h, começando no dia 23/01/2013 às 6h, de forma a ter uma data recente (em relação ao início do estágio) e para a qual a maior parte dos sensores funcionava bem. Tomou-se cuidado em se escolher uma data ordinária em semana, de maneira a evitar perfis atípicos encontrados nos finais de semana ou em dias de eventos de grande porte. Trata-se então de uma quarta-feira, onde nenhuma intervenção na rede VILJU150 foi registrada e sua alimentação foi feita exclusivamente pela elevatória de GV5 e pelo reservatório (Les Sorbiers encontrava-se parada nesse dia).

A Figura 7 ilustra a boa calibração macroscópica, assim como o funcionamento da estação GV5 ao longo do período de simulação.

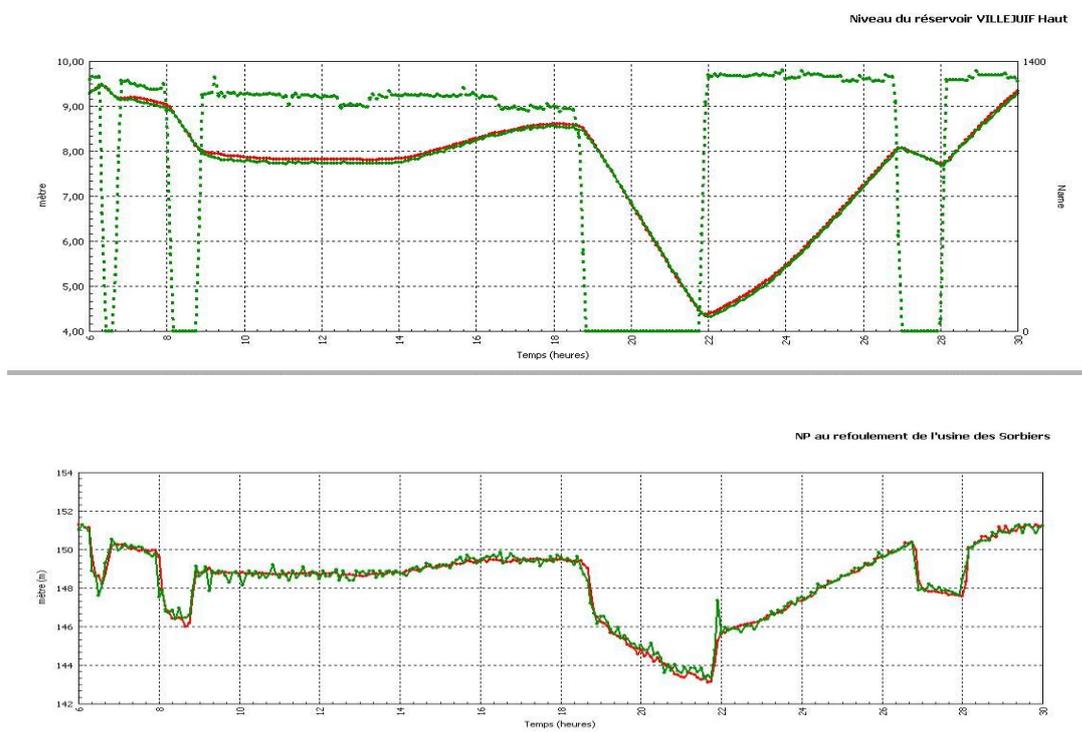


Figura 7: Calibração macroscópica (nível do reservatório no gráfico superior e NP em GV5 abaixo); valores simulados em vermelho e medidos em verde nas linhas cheias, linha tracejada indica o funcionamento da estação elevatória de GV5 - 23/01/2013

Como mostrado na Tabela 6, para essa data escolhida, os erros foram pequenos e mantiveram-se dentro da gama de valores usuais.

Tabela 6: Erros da calibração macroscópica para o dia 23/01/2013

Ponto de Calibração	Erro Médio	Erro Máximo	Erro Mínimo	Unidade
Nível do reservatório	5	11	-6	cm
NP em Sorbiers	0,2	2,1	-2,1	mca
NP em GV5	0,5	2,8	-2,8	mca
Vazão em direção ao 600 mm	15	52	4	%
Vazão em direção ao 1000 mm	12	50	1	%

4.1.1 Perfis iniciais de pressão

Para o dia 23 de janeiro de 2013, não havia dados de pressão disponíveis para a sonda de Chevilly.

Notou-se que uma defasagem temporal ligada à mudança de horário no verão era observada em alguns conjuntos de dados. Além disso, como os aparelhos foram instalados em épocas distintas do ano, a defasagem temporal não acontecia uniformemente com todos os aparelhos. Além disso, as novas sondas instaladas estavam em Standard Time - GMT 0:00 (Greenwich Mean Time), o que ocasionava ainda mais incompatibilidades de horário. Sendo assim, procedeu-se a uma correção nos horários de cada sonda antes da utilização dos perfis medidos para comparação com os resultados do modelo. A Tabela 7 mostra as correções efetuadas para cada sonda.

Tabela 7: Correção horária das sondas *Kapta* - VILJU150

Sonda	Correção em horário de verão	Correção em horário de inverno
Cachan	+1h	+0h
Chevilly	+1h	+0h
HayRoses	+0h	-1h
HayRoses (após junho de 2013)	+2h	+1h
Kremlin	+30min	-30min
Thiais	+1h	+0h
Vilju1	+1h	+0h
Vilju2	+1h	+0h
Vilju4	+0h	-1h
Vitry	+1h	+0h
Vitry (após junho de 2013)	+2h	+1h

Suprimindo os pontos para os quais os dados *Kapta* não estavam disponíveis e aplicando a correção horária às duas sondas defasadas, chega-se aos erros compilados na Tabela 8. Observa-se que há ainda um erro considerável entre os perfis medidos e calculados, sobretudo para a sonda em Vitry e ainda mais para as de Kremlin, Vilju1 e Vilju2, para as quais a amplitude do erro variava ao longo do dia, sendo mais fraco nos momentos de mais fraco consumo (Figura 8). Isso coloca em evidência um problema de perda de carga ao longo do caminho percorrido até o ponto *Kapta*, causado tanto por possíveis válvulas fechadas ou semiabertas ou por reduções de diâmetro entre a realidade e o que é simulado pelo modelo (incrustação de canalizações ou mesmo erros na integração dos diâmetros reais no modelo). Tal aspecto é detalhado nas seções seguintes.

Tabela 8: Erros entre as pressões medidas pelas sondas *Kapta* e a simulação do dia 23/01/2013

Ponto de Calibração	Erro Médio	Erro Máximo	Erro Mínimo	Unidade
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Cachan	2,4	2,9	1,6	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Kremlin	4,2	7,0	1,0	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Thiais	2,2	2,9	1,3	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Hay Roses	1,8	2,5	0,0	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Vilju1	3,9	6,6	1,8	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Vilju2	3,4	6,4	1,4	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Vilju4	2,4	4,7	0,0	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Vitry	5,0	5,8	4,3	mca

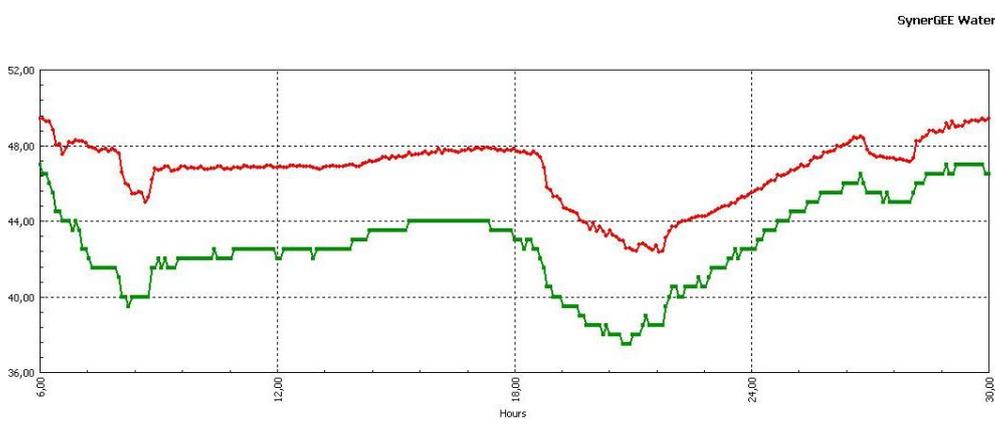


Figura 8: Pressão (mca) simulada (vermelho) e medida (verde) para a *Kapta* Vilju1 – 23/01/2013

4.1.2 Perfis iniciais de vazão

Para todo o período analisado (janeiro a maio de 2013), os dados de vazão dos medidores dos pontos Cachan, Kremlin e Vitry não estavam disponíveis.

Notou-se que o modelo parecia bem calibrado nos pontos Chevilly, HayRoses e Vilju2, para os quais os perfis calculados pelo modelo e os fornecidos pelos medidores de vazão possuem as mesmas tendências e os erros médios são próximos daqueles da calibração global, como mostrado na Tabela 9. Observa-se, às vezes, a existência de picos pontuais, que não são considerados pelo modelo ou alguns erros pontuais mais elevados (Figura 9). Esse fenômeno pode estar ligado a variações espaciais da demanda a jusante dos medidores de vazão.

Entretanto, tal hipótese só poderá de fato ser confirmada, através da modelagem em detalhe das demandas na rede estudada, o que, infelizmente, foge ao escopo deste estudo de caso.

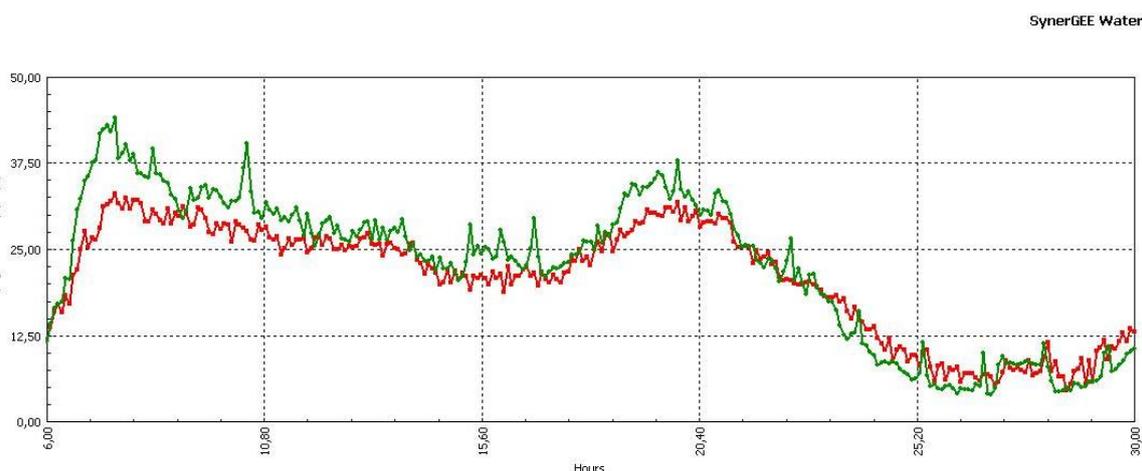


Figura 9: Vazão (m³/s) simulada (vermelho) e medida (verde) para o medidor de vazão em HayRoses – 23/01/2013

Tabela 9: Erros entre as vazões medidas e a simulação do dia 23/01/2013

Ponto de Calibração	Erro Médio	Erro Máximo	Erro Mínimo	Unidade
Vazão no medidor Chevilly	17	59	-68	%
Vazão no medidor HayRoses	17	100	-33	%
Vazão no medidor Vilju2	20	74	-32	%
Vazão no medidor Vilju4	103	159	-534	%
Vazão no medidor Thiais	162	290	-19	%
Vazão no medidor Vilju1	45	152	-82	%

*Erro médio em módulo

Para o ponto Vilju4, infelizmente, houve uma grande falta de dados, com medições disponíveis apenas 16h após o início da simulação. Se apenas as últimas oito horas forem consideradas, percebe-se que os perfis parecem apresentar amplitudes coerentes, mas um problema de inversão de sentido ao acaso da série de medida. Esse comportamento é confirmado ao se analisar outras datas próximas, para as quais há sempre um período de dados entre 22h à 3h, seguido de uma hora sem informação e, em seguida, outras duas horas de dados, ainda com cerca das 16 primeiras horas da simulação sem valores disponíveis. Para algumas datas, a inversão ocorreu antes e para outras após o segundo período sem dados, como ilustrado na Figura 10. Uma inspeção em campo revelou um problema no transmissor do medidor de vazão e sua substituição foi solicitada.

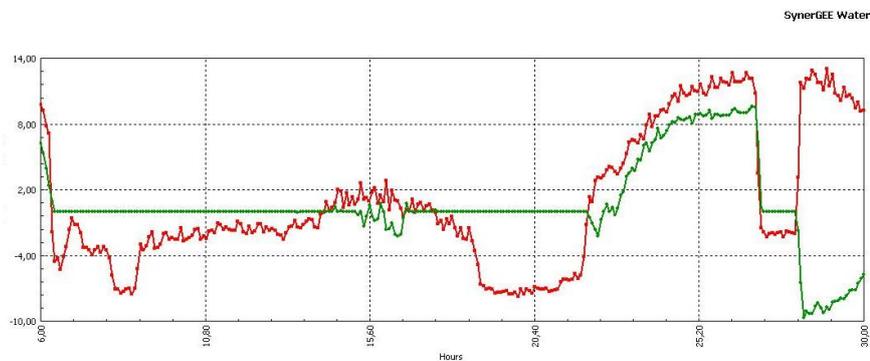


Figura 10: Vazão (m³/s) simulada (vermelho) e medida (verde) para o medidor de vazão em Vilju4 – 23/01/2013

Por outro lado, os pontos Thiais e Vilju1 apresentaram divergências importantes entre os perfis medidos e simulados. O primeiro ponto aparenta seguir a mesma tendência, mas apresenta erros muito elevados e um problema de tendência perto das 20h. Vilju1 é ainda pior, com perfis que são apenas comparáveis durante a parada da estação de GV5 entre 3 e 4h da madrugada. O medidor de vazão fornece um perfil muito variável ao longo do dia, enquanto que o modelo mostra um comportamento perfeitamente em sintonia ao perfil de adução na estação de GV5, como é ilustrado na Figura 11.

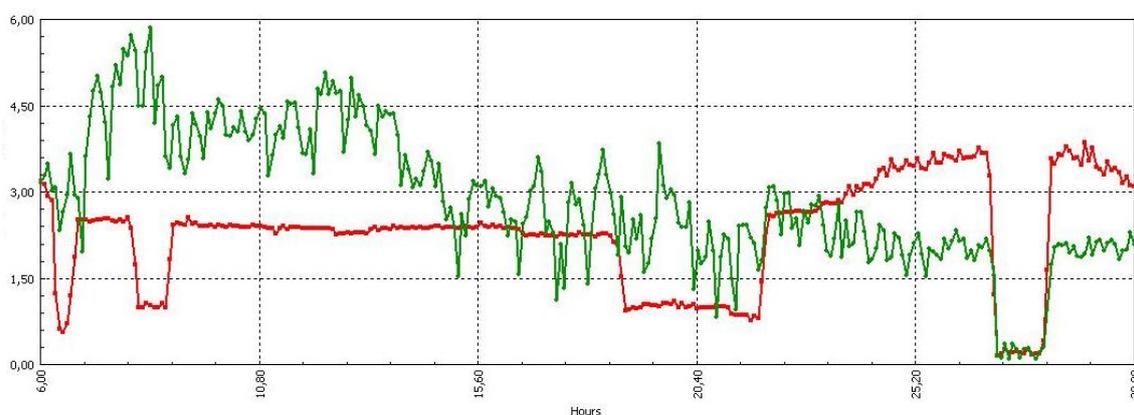
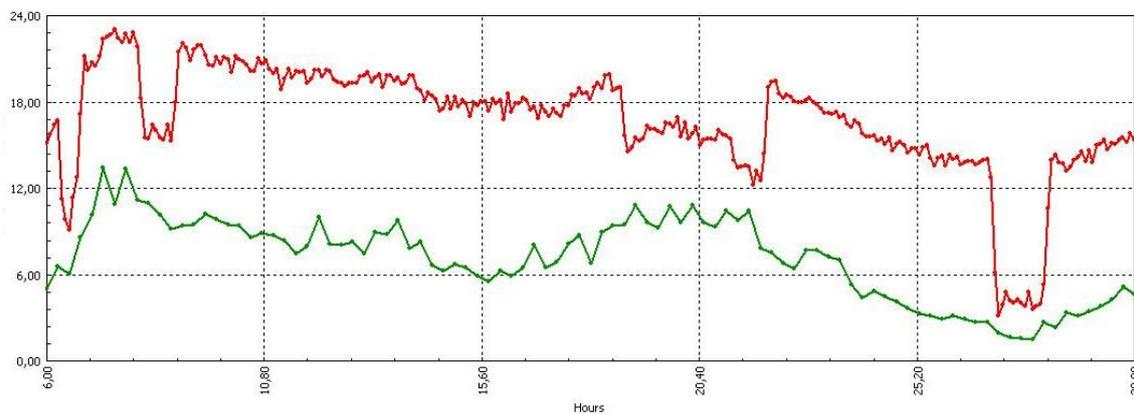


Figura 11: Vazão (m³/s) simulada (vermelho) e medida (verde) para os medidores de vazão em Thiais (gráfico superior) e Vilju1 – 23/01/2013

Esses dois pontos foram tratados em detalhe, de modo a se tentar estabelecer uma configuração para a qual os perfis se aproximassem e a calibração pudesse ser melhorada.

4.1.3 Calibração do modelo e adequação dos perfis *Kapta*

A primeira análise dos erros entre os dados calculados e os medidos para as pressões e vazões levam a pensar que localmente ocorrem perdas de carga que não são representadas no modelo. Tais perdas de carga na rede podem ser causadas por atritos adicionais dentro das canalizações (variação de rugosidade dos condutos ou mesmo modificação do diâmetro interno das tubulações devido à incrustação) ou trajetórias mais longas (válvulas fechadas ao longo da rede).

Considerando os erros observados e o superdimensionamento das canalizações, não parece pertinente variar a rugosidade dos condutos. Na realidade, em condições normais de operação, as perdas de carga regulares são muito fracas. Dessa forma, apenas a redução de diâmetros e o fechamento de válvulas foram utilizados nas novas modelagens.

Esses dois fenômenos geram um aumento das perdas de carga na rede, o que pode levar a água a percorrer outros caminhos diferentes de seu percurso mais usual. Essas duas configurações podem, ao mesmo tempo, modificar tanto a amplitude quanto a forma dos perfis de vazão e pressão.

Para a obstrução das canalizações (inscrustação), consideraram-se apenas pequenas reduções de diâmetro (máximo de 10% de obstrução) e somente nos canos em ferro fundido cinzento. Isso se deve ao fato de ser o material mais reativo dentre os utilizados na rede, oxidando-se mais facilmente. Entretanto, como há notícia de poucas canalizações em estado de forte obstrução durante os trabalhos de renovação da rede, preferiu-se guardar o limite mais conservador de apenas 10%. Mesmo assim, tal condição foi utilizada mais como um recurso complementar ao fechamento de válvulas, que foi a principal configuração testada.

A hipótese de existirem diversas válvulas fechadas ao longo da rede é pertinente, pois numerosas intervenções são realizadas todos os dias e, como a rede é fortemente malhada, cada intervenção demanda um grande número de manobras envolvendo válvulas. Ainda, possuindo esse caráter intensamente malhado e sendo também superdimensionada, válvulas fechadas na rede de distribuição acabam não gerando problemas hidráulicos evidentes em muitos casos (falta d'água, variação de pressão nos consumidores...).

Além disso, a escolha da configuração de fechamento como a principal a ser testada deveu-se também ao fato das não conformidades entre modelo e medições variarem ao longo do ano (pontos que estão bem calibrados em determinadas épocas e passam a apresentar erros consideráveis a partir de certas datas). Isso aumenta a probabilidade de configurações principalmente temporárias, como principal causa das divergências entre as simulações e os perfis medidos. Já a obstrução das canalizações diz respeito a uma condição permanente e, sendo assim, muito menos provável como principal consideração.

Em todos os casos, as hipóteses feitas para calibrar o modelo foram validadas em duas etapas: inicialmente, as novas configurações estabelecidas no modelo através do fechamento de válvulas e de obstruções foram testadas em outros dias e, em seguida, operações de campo foram realizadas para confirmar tais hipóteses.

A calibração foi efetuada de montante do modelo para jusante. Assim, os principais esforços foram concentrados nos pontos Thiais e Vilju1, para os quais a calibração inicial apresentava problemas.

De modo a ajudar na compreensão a principal zona de influência a montante e a jusante de cada ponto de controle (e assim as zonas alvo para as mudanças no modelo), utilizou-se uma ferramenta computacional do software *SynerGEE* chamada *Tracing* (“Percurso”).

Trata-se de uma visualização dos caminhos mais percorridos pela água ao longo do período de simulação para chegar a um determinado ponto e também após passar por tal ponto. Essa ferramenta é dividida em dois recursos: *Backward Tracing* (percurso a montante), que indica da onde vem a água, e *Forward Tracing* (percurso a jusante), indicando para onde vai a água. Um exemplo de mapa de percurso para um dos pontos *Kapta* é apresentado no Anexo I – Mapa de Percurso da Água.

Esse tipo de ferramenta, aliada ao conhecimento do percurso da água até a entrada da rede, seria o próprio percurso da água da ETA até as ligações prediais. Entretanto, num modelo mal calibrado, tais mapas podem representar caminhos não condizentes com a realidade. Mesmo assim, eles são úteis à etapa de calibração, pois apresentam os caminhos mais prováveis na ausência de configurações como válvulas fechadas ou canalizações obstruídas, fornecendo indícios sobre as regiões preferenciais para mudanças no modelo.

Desse modo, neste trabalho, a análise de tais mapas e dos erros entre medida e modelagem para sucessivas manipulações do modelo permitiram formular a hipótese de cinco válvulas fechadas na rede e de uma canalização parcialmente obstruída, de modo a melhorar a calibração nos pontos de Thiais e Vilju1. Essa configuração compreende duas canalizações de 100 mm e uma de 150 mm fechadas para o ponto Thiais e ainda duas outras (uma de 100 mm e outra de 150 mm) próximas ao ponto de controle Vilju1. A obstrução em 10% da canalização onde estão instaladas a sonda e o medidor de vazão do ponto Thiais parece também melhorar a calibração. A Figura 12 mostra a configuração escolhida, enquanto a Tabela 10 apresenta os novos erros em vazão entre a

simulação com a nova configuração e os dados dos medidores de vazão para os dois pontos de controle em questão (novos perfis ilustrados na Figura 13).

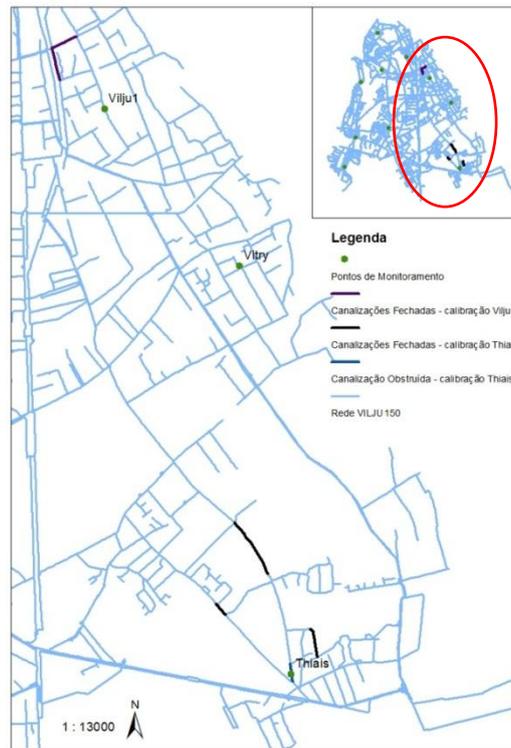
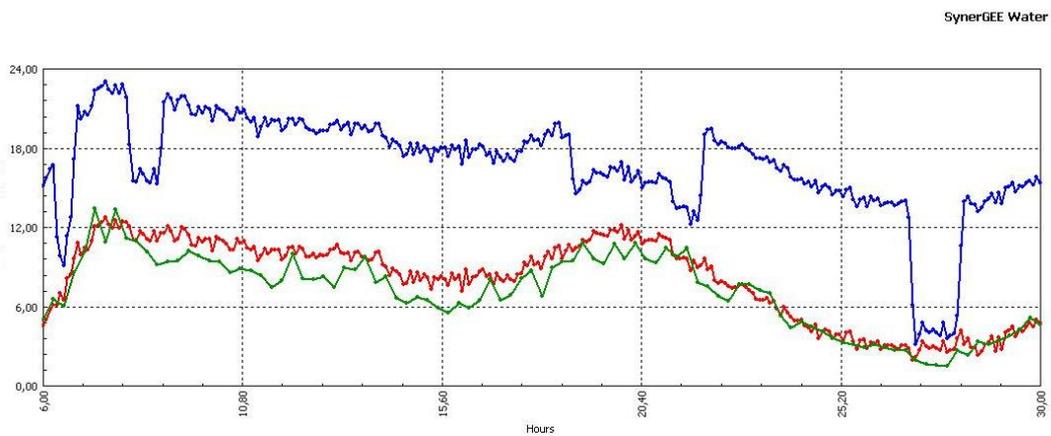


Figura 12:Configuração que proporcionou a melhoria mais significativa aos resultados das simulações



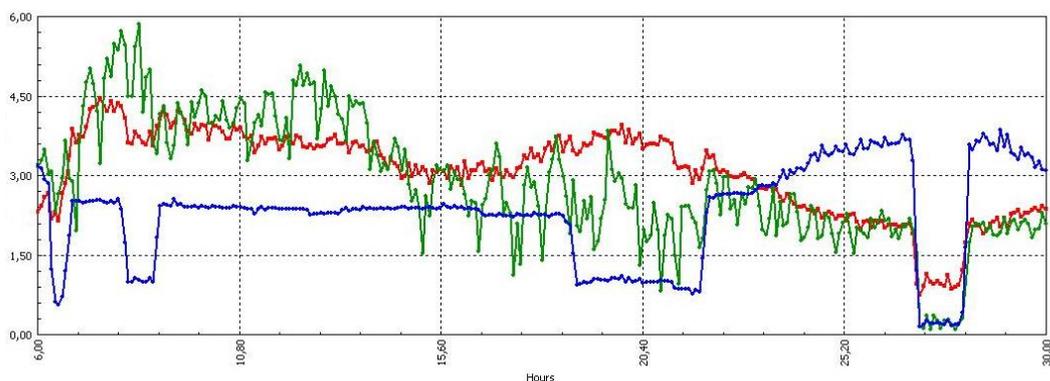


Figura 13: Vazão (m³/s) simulada (vermelho) e medida (verde) para os medidores de vazão em Thiais (gráfico superior) e Vilju1 para a nova configuração proposta; perfil anterior em azul – 23/01/2013

Tabela 10: Melhorias em vazão para a nova configuração proposta - 23/01/2013

Ponto de Calibração	Novo Erro Médio	Novo Erro Máximo	Novo Erro Mínimo	Melhoria no Erro Médio	Unidade
Vazão no medidor Thiais	17	80	-29	850	%
Vazão no medidor Vilju1	26	357	-39	73	%

*Erro médio em módulo

Como pode ser percebido, as melhorias nos perfis de vazão para ambos os pontos são notáveis, sobretudo para o Vilju1, que, mesmo com erros mais fracos que os calculados para Thiais, apresentava uma tendência completamente divergente. Cabe ressaltar que essa nova configuração proposta para o modelo em nada alterou o comportamento dos demais pontos de controle, que já era considerado satisfatório anteriormente.

Todavia, as mudanças não trouxeram melhorias significativas para a calibração dos perfis de pressão (pequeno ganho (11%) em relação ao erro médio em Vilju1).

Dessa forma, outra alteração proposta para a calibração do modelo diz respeito à atribuição de uma translação (*offset*) comum a todos os perfis de pressão medidos pelas sondas *Kapta*. Considerando as aproximações feitas no cálculo da pressão relativa (pressão atmosférica arredondada), possíveis perdas de carga na redução local de diâmetro para a instalação dos medidores de vazão e a própria precisão das sondas, essa correção foi fixada em 1,5 mca adicional.

Mesmo com a aplicação de tal correção em todos os perfis de pressão medidos pelas sondas *Kapta*, os pontos Vitry, Vilju1, Vilju2 e Kremlin apresentaram ainda erros

consideráveis e, sobretudo, variáveis ao longo do período de simulação, evidenciando sua relação com a demanda. A Tabela 11 traz os erros em pressão para todos os pontos de controle.

Tabela 11: Erros entre as pressões medidas pelas sondas *Kapta* e a simulação do dia 23/01/2013 após o offset de 1,5 mca e com a nova configuração proposta (fechamento de válvulas e obstrução de canalização)

Ponto de Calibração	Erro Médio	Erro Máximo	Erro Mínimo	Unidade
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Cachan	0,9	1,4	0,1	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Kremlin	2,7	5,5	0,0	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Thiais	0,7	1,4	0,0	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Hay Roses	0,5	2,4	0,0	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Vilju1	2,0	4,2	0,3	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Vilju2	1,9	4,9	0,0	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Vilju4	1,2	3,2	0,0	mca
Pressão na sonda <i>Kapta</i> Vitry	3,5	4,3	2,8	mca

Ao se observar o caminho preferencial da água para a data em questão, nota-se que a água que chega a esses quatro pontos ainda problemáticos (Vitry, Vilju1, Vilju2 e Kremlin) segue basicamente o mesmo percurso: a água vem preferencialmente pelo DN700 mm na saída de GV5. Tal fato faz pensar inicialmente em um problema ligado a essa canalização de 700 mm, principalmente traduzido por uma válvula mal fechada. Entretanto, o fechamento parcial (ou mesmo total) de nenhuma válvula nesse percurso pareceu melhorar a calibração. Além disso, a hipótese de fechamento, mesmo que parcial, dessa tubulação é bastante difícil de ser materializada, pois problemas com essa adutora levariam a reflexos sentidos rapidamente em vários pontos da rede.

A hipótese volta-se então a problemas pontuais, sobretudo próximos das derivações dessa canalização principal até os pontos de controle, que podem propagar perdas de carga até outros pontos *Kapta* nas proximidades.

Entretanto, percebeu-se nítida diferença entre os erros do ponto Vitry, constantes ao longo de toda a simulação, e dos demais pontos, cujos erros variavam conforme a demanda. Tais diferenças sugeriam mais um problema de medição com a sonda em Vitry do que de fato um problema de perda de carga na rede. Mesmo assim, tal fato só pode ser comprovado com a troca de rotina do aparelho neste ponto, alguns meses após

a data de simulação, em junho de 2013. Mantendo-se as alterações propostas na rede, com uma simulação na data de troca do aparelho, a Figura 14 ilustra a importante redução do erro comparativo entre perfis medidos e simulados para este ponto com a substituição da sonda. Aplicando-se a correção horária e a translação de 1,5 mca, percebeu-se que o erro, antes de, em média, 3,5mca, passou a ser praticamente nulo, indicando realmente tratar-se de um problema material.

Já para os demais três pontos, nenhuma configuração que trouxesse melhorias significativas foi encontrada. A ausência de dados de vazão para o ponto Kremlin e a localização mais afastada das estações elevatórias dificultou o trabalho. Tais pontos devem ainda ser alvo de estudos futuros, de posse de mais dados, para sua melhor calibração.

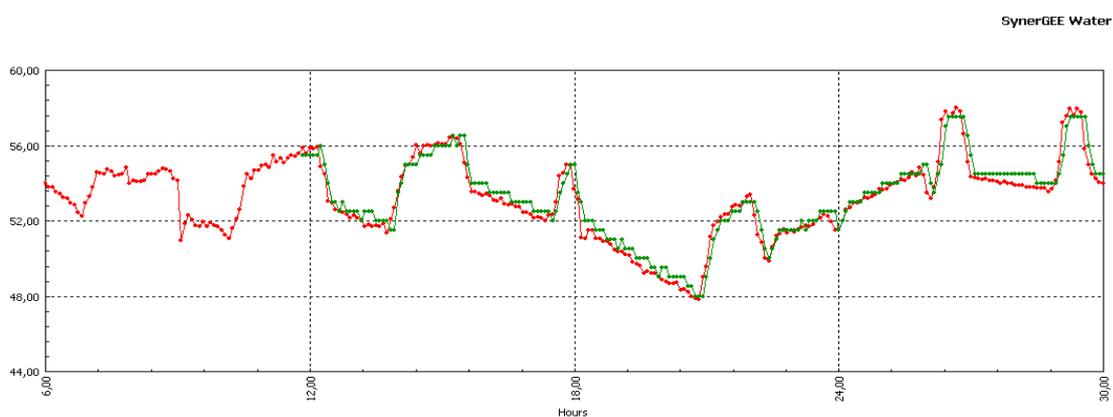


Figura 14: Pressão (mca) simulada (vermelho) e medida (verde) para a Kapta Vitry na data de troca da sonda, efetuada ao meio-dia

4.1.4 Validação da configuração proposta

De forma a validar a configuração de calibração proposta e assegurar que ela não estava ligada a nenhuma condição favorável da rede, três outras datas foram também simuladas. A Tabela 12 resume as principais características desses dias, estando os erros em relação ao nível do reservatório, pressão nas estações elevatórias e vazões nas duas adutoras de Les Sorbiers dentro dos padrões em todas essas datas.

Tabela 12: Dias de simulação para validar a configuração de calibração proposta

Data	Dia da semana	Alimentação da Rede
24/01/2013 (dia seguinte)	Quinta-feira	via GV5
14/02/2013	Quinta-feira	via GV5
15/05/2013	Quarta-feira	via Les Sorbiers

Em relação à configuração de fechamento de válvulas e de obstrução de canalizações proposta, percebe-se que ela parece bem adaptada também para as três datas de validação testadas.

Para a pressão, os pequenos erros calculados para o dia 23/01/2013 (calibração) repetem-se também nas datas de validação na maioria dos pontos de controle, à exceção, novamente, de Vilju1, Vilju2, Kremlin e Vitry (data também anterior à troca do aparelho).

Como anteriormente, essa configuração melhorou os grandes erros encontrados no ponto Thiais e a falta de tendência em Vilju1, em relação às vazões. A Figura 15 confirma tais observações para o dia 15/05/2013, a título de exemplo.

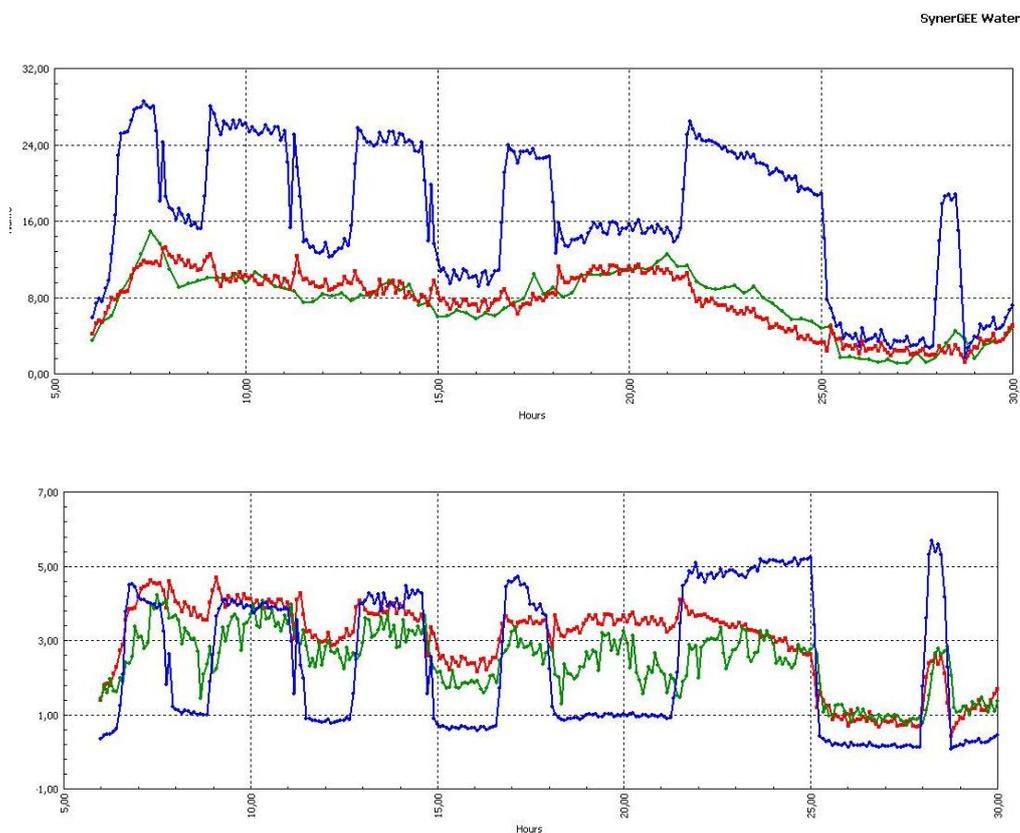


Figura 15: Vazão (m³/s) simulada (vermelho) e medida (verde) para os medidores de vazão em Thiais (acima) e Vilju1 para a nova configuração proposta; perfil anterior em azul – 15/05/2013

A única exceção foi o ponto Chevilly, para o qual erros importantes entre as vazões medidas e calculadas foram percebidos para o dia 15/05/2013. Isso corrobora a

problemática do esquecimento de válvulas fechadas após intervenções na rede, o que reforça o caráter temporário das configurações de calibração.

Como em fevereiro não foi encontrado problema na simulação, foram levantadas as intervenções na rede próximas ao ponto em questão no período de 14/02/2013 a 15/05/2013, na tentativa de encontrar uma potencial válvula manipulada e então esquecida fechada na região.

Tal busca levou à identificação de uma válvula, cuja canalização equivalente no modelo foi fechada, levando a uma melhoria nítida na resposta da simulação, que passou a apresentar resultados próximos às medições, como durante a calibração.

Por se tratar de uma configuração restrita a apenas uma válvula e com grande probabilidade de ser realística, optou-se por escolher este ponto como o primeiro a ser visitado por uma equipe de inspeção de válvulas.

Durante a visita ao local, a equipe constatou que a válvula em questão realmente estava quebrada e um serviço de reparação foi acionado. Entretanto, como a intervenção de inspeção foi tardia (mês de julho de 2013) apenas o ponto Chevilly foi visitado no período deste estudo, ficando as demais válvulas fechadas para melhoria da simulação nos pontos de Thiais e Vilju1 ainda no aguardo de verificações de campo quanto ao seu real estado (fechamento ou abertura).

Mesmo com a ausência de inspeções de campo, com a configuração proposta validada para as demais datas, julgou-se que ela é representativa de condições usuais de operação. Entretanto, como a rede é extremamente malhada, configurações diferentes podem eventualmente trazer resultados semelhantes para tais condições (configurações redundantes). Desse modo, enquanto inspeções de campo não forem realizadas, desaconselha-se o uso dessa configuração para estudo de impacto de operações excepcionais e locais, como rompimento de canalizações ou abertura de hidrantes a forte vazão.

Ao contrário, caso algum desses episódios venha por ventura acontecer na zona de influência dos pontos de monitoramento de Thiais e/ou Vilju1, na ausência de inspeções de campo, eles podem, em alguns casos, ser usados para confirmar ou anular a configuração de calibração proposta.

Isso ocorre, porque tais eventos provocam reações excepcionais na rede, como picos de vazão ou quedas bruscas de pressão que seriam medidos pelos pontos de controle de forma diferente para o caso de válvulas fechadas ou abertas na região.

Comparando a resposta dos pontos de monitoramento através de simulações para ambos os casos (abertura ou fechamento), ter-se-ia uma espécie de “assinatura” do ponto para cada caso. A comparação com os dados reais medidos durante o episódio excepcional poderia, pois, corroborar ou não a configuração proposta. Para tanto, deve-se tomar cuidado para que outras válvulas no entorno do ponto sejam testadas em simulações, verificando se, eventualmente, duas ou mais configurações proporcionariam assinaturas iguais para um mesmo episódio.

4.2 Modelagem do cloro residual livre na rede

Nesta parte, o modelo calibrado para a rede VILJU150 anteriormente discutido foi retomado, avaliando-se agora aspectos relacionados à modelagem do cloro residual na rede.

Para a rede VILJU150, as sondas *Kapta* foram utilizadas como pontos de monitoramento da qualidade da água através de medições de cloro. Como os aparelhos mediam o cloro ativo na água, o valor do pH para diferentes cenários foi considerado, de forma a calcular a real concentração de cloro livre, integrando-se também a fração correspondente ao íon hipoclorito (ClO^-) aos valores medidos.

Para permitir a utilização do modelo cloro, testes de laboratório foram realizados para o cálculo do K_{bulk} próprio da água distribuída na rede em questão.

Além disso, durante a calibração do modelo, diferentes cenários de atribuição do K_{wall} foram considerados, trabalhando-se tanto com um coeficiente homogêneo para toda a rede quanto com coeficientes específicos para cada tipo de canalização, separando-as em grupos de mesmas propriedades.

Algumas análises do reservatório quanto ao modo de mistura do cloro também foram conduzidas através de diferentes simulações. Entretanto, visitas ou testes específicos *in situ* não puderam ser executados nesta parte importante da rede.

4.2.1 Testes em laboratório

Para este estudo, de modo a determinar o coeficiente de decaimento do cloro livre na água (K_{bulk}), testes foram realizados na ETA de Choisy-le-Roi, principal fonte do abastecimento da rede VILJU150. Para as medições, utilizou-se o colorímetro PCM 2 – da CIFEC (Figura 16 - esquerda).

O teste consistiu em medir a concentração de cloro ao longo de três dias da água conservada em frascos escuros e mantida à temperatura constante. O protocolo desenvolvido para os testes segue detalhado no Anexo II.

Uma primeira série de análises foi efetuada no inverno, tanto para a temperatura ambiente da água (10,0°C), como também a 20,4°C, através de um sistema de recirculação e aquecimento da água (Figura 16 - direita).



Figura 16: Colorímetro utilizado nas medições, à esquerda, e sistema para aquecimento da água e estabilização da temperatura, à direita, nos testes de decaimento do cloro.

Fonte: Aatoria Própria

Os valores de concentração ao longo do tempo foram então plotados e os dados foram ajustados aos modelos de ordens 0, 1 e n.

Para esses dois testes, observou-se uma melhor adequação do modelo de segunda ordem ($n=2$), sobretudo para os testes à temperatura mais elevada. A Tabela 13 mostra os valores de R^2 obtidos para esse modelo e compara-os com os resultados para o modelo clássico tipo ordem 1.

Tabela 13: Coeficientes de Determinação (modelos de ordem 1 e 2)

Temperatura (°C)	R ² - Modelo de ordem 1	R ² - Modelo de ordem 2
10,0	0,96	0,96
20,4	0,89	0,98

Conforme ilustrado na Figura 17, confirma-se a boa adequação do modelo de segunda ordem e percebe-se que os erros parecem pequenos e distribuídos de forma aleatória.

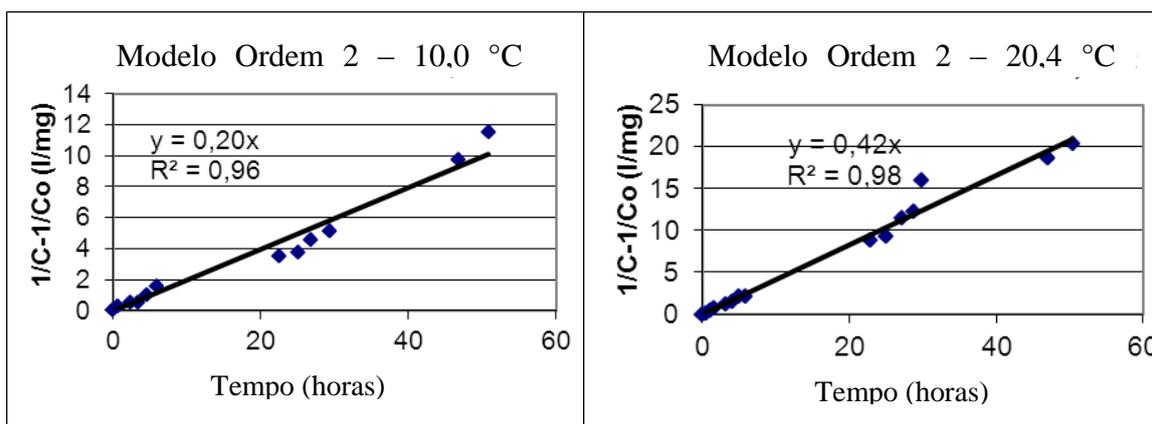


Figura 17: Retas de ajuste para o modelo de ordem 2

Escolhido o modelo, a inclinação das retas de ajuste representa K_{bulk} para cada teste, chegando-se aos valores mostrados na Tabela 14.

Tabela 14: Valores de K_{bulk} para as duas temperaturas testadas - modelo de ordem 2

Temperatura (°C)	10,0	20,4
K_{bulk} (l/mg.s)	0,199	0,415

Entretanto, vale ressaltar que ao longo do ano, o valor e a ordem de K_{bulk} podem variar não só devido a diferenças de temperatura, mas também atrelado a variações de concentração da água na saída da ETA, como o teor de matéria orgânica. Isso leva a demandas por cloro diferentes e, logo, a velocidades de reação também diferentes de um caso a outro. Em geral, as águas de superfície são mais concentradas em matéria orgânica durante o inverno e após episódios de chuva, o que eleva o COT (carbono orgânico total) e, conseqüentemente, os valores de K_{bulk} .

Mesmo assim, mais testes em outras épocas do ano seriam ainda necessários para confirmar tais hipóteses e permitir o conhecimento dos corretos valores de K_{bulk} ao longo do ano.

Variações segundo a temperatura

A velocidade de uma reação química geralmente aumenta com a temperatura. Esse efeito sobre a velocidade pode ser descrito pelo seu efeito sobre as constantes de reação, sejam associadas à água (K_{bulk}) ou às canalizações (K_{wall}). Uma equação empírica largamente utilizada para essa variação é a lei de Arrhénius (Equações 6 e 7) (Kermovan Veolia Eau - Région Ouest, 2007):

$$K_1 = A e^{\frac{-Ea}{RT_1}} \quad \text{Equação 6}$$

Ou comparando-se duas temperaturas diferentes:

$$\ln K_1 - \ln K_2 = \frac{-Ea}{R} \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2} \right) \quad \text{Equação 7}$$

Onde R é a constante dos gases perfeitos e Ea é a energia de ativação própria da reação global de decaimento do cloro e, sendo assim, específica para cada água.

Segundo a lei de Arrhénius, K_{bulk} aumenta com a temperatura de forma exponencial e o valor de K_{bulk} é multiplicado por um fator de aproximadamente dois na passagem de 10°C para 20°C. Isso coloca em evidência a necessidade de se conservarem as amostras à temperatura mais constante possível durante todo o período de testes, de modo a limitar os parâmetros exercendo uma influência sobre a medição. A Tabela 15 e a Figura 18 mostram os resultados do ajuste dos testes ao modelo de Arrhénius, considerando-se K_{bulk} de ordem 2.

Tabela 15: Parâmetros da lei de Arrhénius

K_{bulk} 20°C - Referência (l/mg.s)	Ea/R (mol.K)
0,404	5865

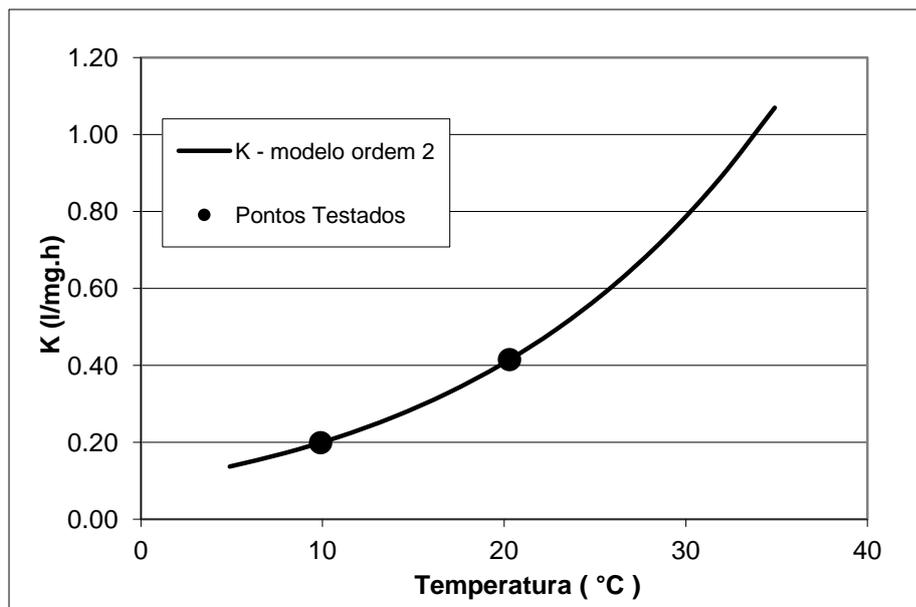


Figura 18: Evolução de K_{bulk} segundo a temperatura para o modelo de ordem 2

Todavia, sabe-se que com apenas dois pontos de medida, as incertezas em relação à estimativa do parâmetro E_a/R são elevadas. Tal fato evidencia novamente a necessidade de mais testes de decaimento do cloro, não só em outras épocas do ano, mas também em diferentes temperaturas para uma mesma qualidade de água

Tendo em vista tais incertezas, as Figura 19 e Figura 20 ilustram a evolução do parâmetro K_{bulk} segundo a temperatura para diversos valores de E_a/R em torno do valor estimado com os testes de laboratório, tanto para o modelo de decaimento de ordem um quanto para o de segunda ordem.

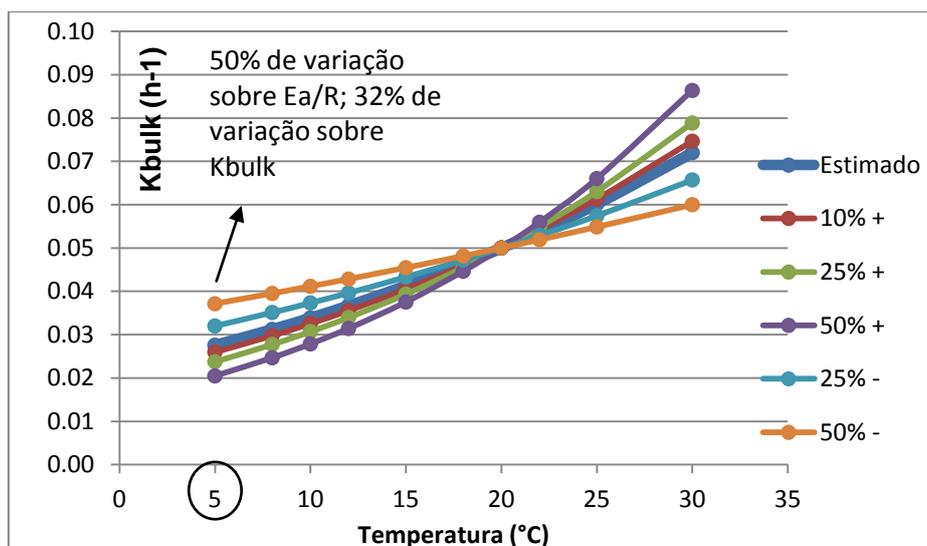


Figura 19: K_{bulk} vs temperatura para diferentes E_a/R – modelo de ordem 1

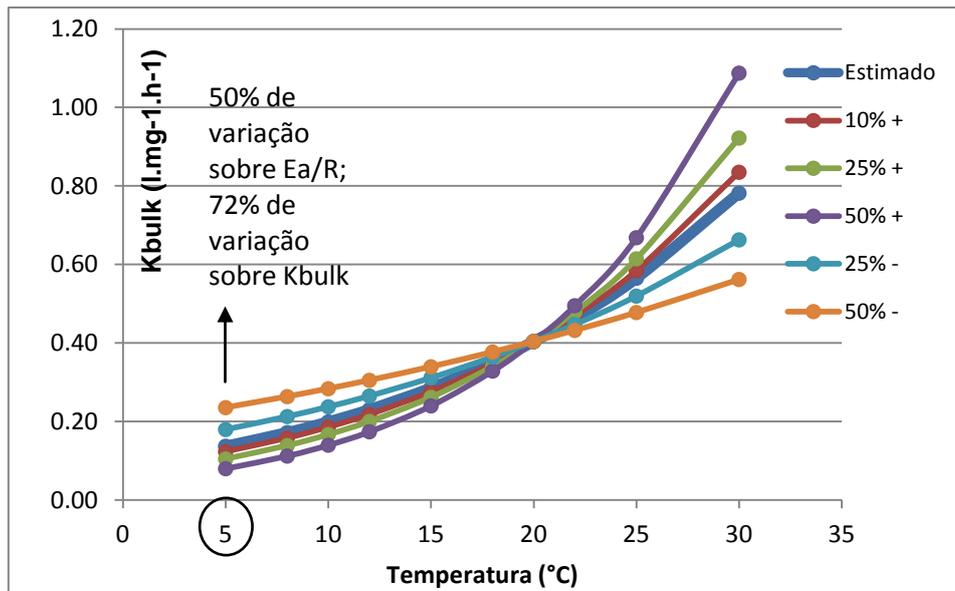


Figura 20: K_{bulk} vs temperatura para diferentes Ea/R – modelo de ordem 2

Através dos gráficos, percebe-se bem que quanto mais próximo de 20°C (temperatura de referência para o modelo de Arrhénius adotado), menor a influência do parâmetro Ea/R no valor de K_{bulk} . Por outro lado, para temperaturas mais afastadas, ocorrem diferenças superiores a 30% para 50% de variação de Ea/R para o modelo de ordem 1. Já para o modelo de ordem 2, diferenças ainda mais elevadas são observadas (mais de 70% de diferença para 50% de variação de Ea/R a 5°C).

Uma forma de tentar reduzir tais incertezas seria a realização de mais testes a cada estação do ano, com, por exemplo, testes a cada 5°C, o que permitiria o ajuste mais confiável da curva de Arrhénius.

Mesmo não possuindo até o momento maneira de estimar com maior precisão o valor de Ea/R , este tipo de análise foi interessante, pois mostrou que o erro sobre K_{bulk} ligado a esse parâmetro é não negligível.

4.2.2 Análises para a calibração do modelo Cloro

Já de posse dos resultados para o coeficiente de decaimento do cloro na água, diversas análises foram realizadas para e durante a calibração do cloro, de forma a melhor compreender a importância dos diversos mecanismos envolvidos na concentração do cloro residual na rede de abastecimento.

Como data de calibração, escolheu-se o dia 15/05/2013 (de 6h às 6h do dia seguinte), já avaliado anteriormente para validação do modelo hidráulico. Essa data foi escolhida pelo relativo bom desempenho hidráulico já antes discutido e pelos problemas com os sensores cloro (reservatório, ETA e *Kapta*) no mês seguinte (concentração no reservatório e/ou nas *Kapta*'s superiores à em saída da ETA ou estação de recloração).

Para essa data (15/05/2013), duas sondas não dispunham de medidas de cloro ativo e uma terceira possuía série de apenas 5h de medições. As medições pareciam coerentes e nenhuma *Kapta* apresentou valores superiores à concentração de cloro livre na saída das Estações (ETA e recloração), que era de aproximadamente 0,4 mg/l.

Para o estudo, de modo a não precisar trabalhar com períodos de simulação grandes, para incluir um período de inicialização, um primeiro cálculo foi realizado e depois as concentrações em cloro calculadas ao final da simulação foram conservadas como condições iniciais do modelo para uma nova simulação na mesma data. Assim, através de algumas reinicializações dessa forma, o modelo pode ser utilizado sem período de inicialização.

Num primeiro momento, através de uma simulação simples, desconsiderando K_{wall} , com o valor de K_{bulk} obtido nos testes de laboratório e sem estudar em detalhes a influência de outros parâmetros (reservatório, temperatura e pH), avaliou-se a resposta do modelo. Em relação à concordância entre a forma dos perfis medidos e dos simulados, os resultados são globalmente concordantes para quase todos os pontos, exceto para o de Kremlin, tanto para o dia 15/05/2013 (Tabela 16), quanto para outras datas testadas.

Tabela 16: Disponibilidade de dados das medições de cloro ativo e acompanhamento da equivalência de tendência entre os perfis medidos pelas sondas *Kapta* e os modelados em 15/05/2013

<i>Kapta</i>	Medição de Cloro ativo	Aderência (forma)
Cachan	Apenas 5h de dados	Boa
Chevilly		Boa
Hay-les-Roses	Perfil não disponível	
Kremlin	Perfil <i>Kapta</i> em degrau e valores muito baixos	Ruim
Thiais	Perfil <i>Kapta</i> muito oscilante	Boa
Vilju1		Boa
Vilju2	Modelo subestima o cloro	Boa
Vilju3		Boa
Vilju4		Boa
Vitry	Série inteira nula	

Todavia, mesmo com a coerência de tendência, os perfis ainda apresentavam diferenças, em alguns casos consideráveis, entre os valores medidos e simulados. A Figura 21 mostra tais resultados para o ponto Vilju1, como exemplo.

De forma a entender o papel dos diferentes parâmetros envolvidos no modelo cloro, evidenciar os mecanismos mais relevantes em sua concentração e minimizar tais diferenças, diversas análises foram efetuadas.

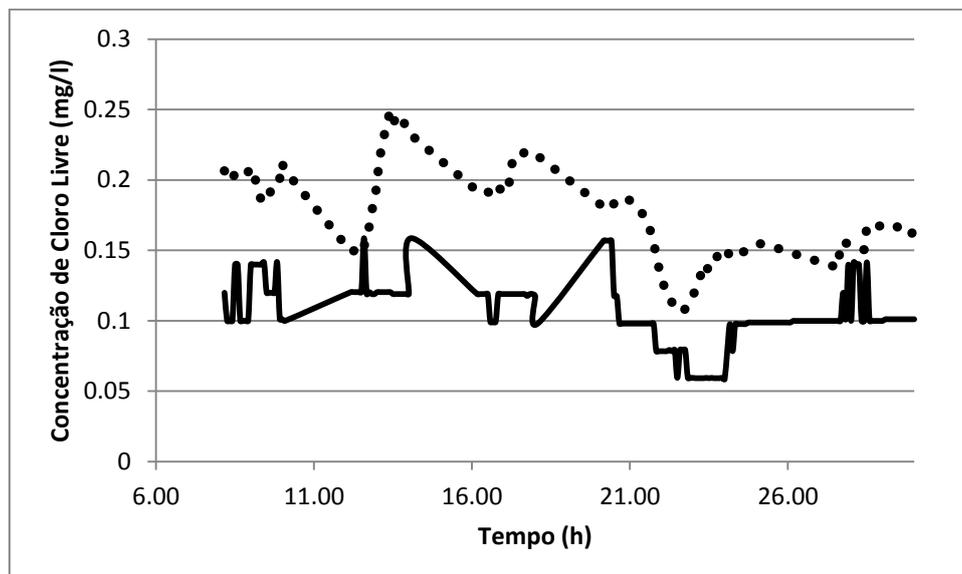


Figura 21: Concentração de cloro livre simulada (linha tracejada) e medida (linha contínua) para o ponto Vilju1 – 15/05/2013

Análise da influência dos modos de mistura no reservatório

Considerando o reservatório de um sistema de abastecimento de água como um importante reator, é necessário que o modelo simule a correta forma de mistura de uma substância dentro desta estrutura, pois isso pode alterar tanto a forma quanto a amplitude dos perfis medidos ao longo da rede.

Para simular tal mistura do cloro, *SynerGEE* permite a escolha entre 4 modos de mistura clássicos (GL Noble Denton, 2011):

- Mistura Completa: a configuração hidráulica é tal que não há zonas mortas, nas quais a concentração seria diferenciada; ao entrar no reservatório a água circula eficientemente por toda a estrutura permitindo a homogeneização das concentrações (mesma em todos os pontos do reservatório);
- FIFO (First-In, First-Out): as tubulações do reservatório são tais que a primeira gota de água a nele entrar seria a primeira a sair. Pode-se comparar tal modo como um reator em pistão; a concentração de cloro livre tende então a ser maior na região de entrada do que na de saída;
- LIFO (Last-In, First-Out): seria o contrário do modo anterior, com a última gota a entrar no reservatório sendo a primeira a sair. É o que ocorre em alguns casos de tubulação única de entrada e saída;
- Dois compartimentos: o reservatório é dividido em duas regiões: entrada e saída (*input/output*), cujo tamanho é estabelecido proporcionalmente pelo usuário. A concentração é então diferente nessas duas regiões.

Considerando K_{bulk} de ordem 1 ($K_{\text{bulk}}^{20^{\circ}\text{C}}=0,050 \text{ h}^{-1}$) e ausência de reações do cloro com as canalizações ($K_{\text{wall}}=0$), simulações foram efetuadas para cada um dos modos disponíveis no software e as eventuais melhorias ou pioras nos perfis de concentração de cloro nos pontos de controle para cada simulação foram comparadas. A Tabela 17 resume os resultados, sendo classificados como adaptados num dado ponto de controle os modos para os quais houve melhoria ou não houve alteração nos perfis simulados em relação aos medidos.

Tabela 17: Comparação entre os resultados para os diferentes modos de mistura

<i>Kapta</i>	Mistura completa	F I F O	L I F O	Dois compartimentos (Input/output volume=0,3)
Cachan	Sem informação suficiente			
Chevilly				
Kremlin	Sem informação suficiente			
Thiais				
Vilju1				
Vilju2				
Vilju3				
Vilju4				

Legenda
Modo aparenta não adaptado
Modo aparenta adaptado

Os modos “FIFO” e “LIFO” pareceram não adaptados, sobretudo ao se observarem os pontos mais afastados das estações. O modo "Dois compartimentos" também teve bom desempenho, mas seria aconselhável a realização de estudos complementares sobre a fração *input/output* antes de sua utilização.

Dessa forma, o modo “Mistura Completa” foi então o escolhido como mais representativo, pois, além de parecer adaptado, era o de mais simples emprego e já utilizado na empresa.

Em todo caso, é necessário precisar que o verdadeiro comportamento hidráulico do reservatório (do ponto de vista das misturas e reações do cloro) é ainda mal conhecido. No modelo, apesar do detalhamento das canalizações, ainda há pouco ou mesmo nenhum detalhamento em relação às demais estruturas do sistema, tais como as estações elevatórias ou os reservatórios.

Até o momento dos testes, para a rede VILJU150 esta última estrutura era modelada por um só ponto, que agrupava todos os compartimentos e um cano único de entrada e saída. Todavia, na realidade, a reservação nesta rede é feita por três reservatórios um ao lado do outro, cada um deles formado por três compartimentos. Além disso, a calibração do sensor de cloro do reservatório não era realizada constantemente e sua deriva era frequente. Somado a isso, possíveis fenômenos de

evaporação do cloro, zonas de mistura, acumulação de biofilme ou reações com a parede da estrutura não eram conhecidas em detalhe.

Tudo isso pode fazer com que mesmo se para a simulação do 15/05/2013 o modo “Mistura Completa” tenha apresentado o melhor desempenho, ele não fosse de fato representativo do sistema. Somado a isso, como o conhecimento dos diversos mecanismos que interferem na concentração do cloro na rede são ainda incipientes, pode acontecer que a má integração de um parâmetro interfira na escolha do real modo de mistura.

Sendo assim, aconselha-se que estudos específicos sobre o reservatório sejam realizados, incluindo testes e inspeções *in situ*, de modo a minimizar as incertezas sobre tal estrutura.

Análise da influência do pH sobre o cloro ativo

Como dito anteriormente, as sondas *Kapta* medem apenas o cloro ativo (HClO). Entretanto, a fração correspondente ao íon hipoclorito (ClO-) pode ser bastante significativa no total de cloro livre presente na água. Tal grau de importância depende do equilíbrio químico entre as duas espécies desinfetantes, função, principalmente, do pH e da temperatura da água (T).

De modo a poder estimar o valor de cloro livre a partir dos dados de cloro ativo medidos pelas sondas *Kapta*, o setor ERD da empresa *Veolia Eau d’Ile-de-France* utiliza a fórmula da equação 8, colocando justamente o pH e a temperatura, em graus Celsius, como fatores principais para obtenção do coeficiente de correção ligado ao íon hipoclorito.

$$\text{Cloro livre} = \text{Cloro ativo} * \left(1 + 10^{\left[\text{pH} - \frac{3000}{273,1+T} + 10,0686 - 0,0253 * (273,1+T) \right]} \right)$$

(Equação 8)

À época dos testes, por motivos de simplicidade, o pH utilizado para a conversão era fixado como constante e igual a 7,5. Tal simplificação podia induzir a um cálculo incorreto do cloro livre em período de forte variação do pH, como em torno de 7,7. Por exemplo, para uma temperatura de 20⁰ C, a fórmula anterior apresentaria uma diferença

superior a 26% na concentração de cloro livre entre os dois cenários de pH, a 7,5 e 7,7. Sendo assim, torna-se necessário melhor estimar o pH para o correto monitoramento do cloro livre na rede de abastecimento.

Como a única medição de pH para a rede VILJU150 era a realizada na saída da ETA de Choisy-le-Roi, uma alternativa elaborada pela equipe ERD da *Veolia Eau d'Ile-de-France* foi a integração do pH de dois dias antes da data de monitoramento (D-2). Essa diferença de 48h levaria em consideração o tempo de percurso da água da saída da ETA até as sondas mais distantes.

Todavia, mesmo se essa abordagem parecesse adaptada para as sondas da parte norte da rede, ela poderia levar a erros importantes para as sondas próximas à ETA, para as quais o tempo de percurso da água é até inferior a 24h.

Para testar tais tempos, foram feitas análises comparativas da correção dos valores medidos em cloro ativo para os diferentes valores de pH : 7,5, D-2 e também considerando o tempo de percurso médio da água para chegar da ETA até cada uma das sondas somado ao tempo de deslocamento da ETA até a estação de Les Sorbiers, estimado em 4h (pH à D-Tempo de percurso médio de cada sonda). A Tabela 18 mostra os valores médios calculados para cada sonda, fruto de diversas simulações para diferentes datas cuja alimentação principal da rede era feita por Les Sorbiers.

Tabela 18: Tempo de residência médio para cada sonda (média de várias simulações em diversas datas)

Ponto	Tempo de percurso médio desde SORBIERS + 4h (h)
Vilju1	24
Vilju2	39
Vilju3	39
Vilju4	24
Vitry	24
Thiais	14
Kremlin	44
Chevilly	19
Cachan	39
Hayroses	19
Média	29

Para a data analisada (15/05/2013), observou-se que para todas as sondas os valores corrigidos com o pH a “D-2” e “D-Tempo de percurso médio” foram muito

próximo, sendo até idênticos em alguns horários. Por outro lado, como o pH para o período analisado estava próximo de 7,6, notou-se que a correção com pH 7,5 subestimava os valores de cloro livre para todas as sondas, com diferenças chegando a 0,06 mg/l em alguns pontos em relação aos valores em “D-2”. A Figura 22 mostra os resultados obtidos com essa análise, com a sonda VILJU4, a título de exemplo.

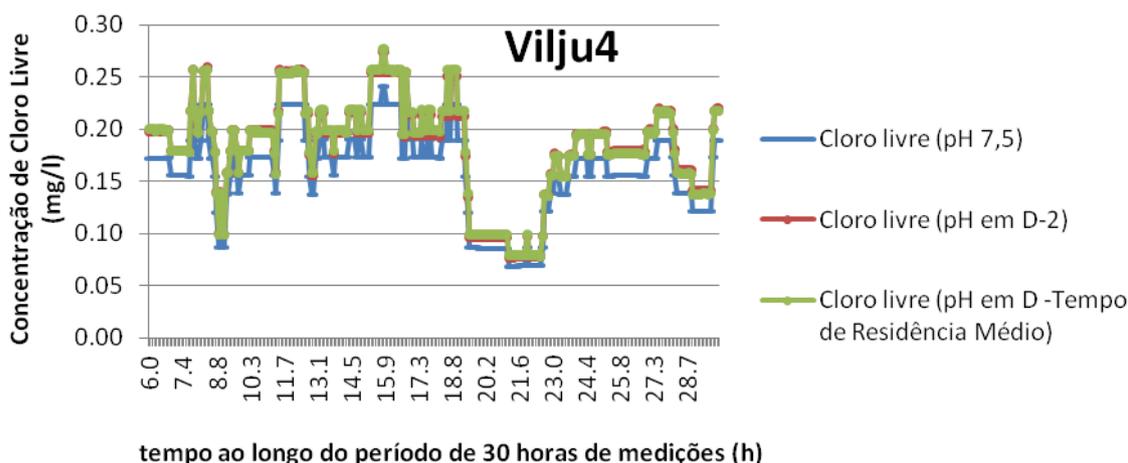


Figura 22: Comparação entre as três correções testadas para estimar o cloro livre. (Sonda Vilju4 - 15/05/2013)

Dessa forma, decidiu-se utilizar o pH em “D-2” como correção, tanto por sua aplicação mais simples (se comparada com a abordagem específica para cada sonda) quanto por sua melhor estimativa dos valores de cloro livre (se comparado aos valores com pH 7,5).

Entretanto, cabe ressaltar que tal análise comparativa deveria ser estendida a outras datas, de modo a confirmar o desempenho obtido. Uma análise estatística em diferentes estações do ano deve ser feita com os valores de pH para identificar se flutuações importantes podem vir a ocorrer em 34h (maior intervalo entre a correção “D-2” e a “D-Tempo de percurso médio”), validando, pois, a correção com o pH 48h antes das medições.

Análise com Kwall homogêneo em toda a rede

Nesta parte, o interesse foi analisar se seria viável atribuir um único valor de K_{wall} a toda rede. Isso significaria considerar todas as canalizações como suscetíveis às mesmas reações. Mesmo parecendo muito simplificadora, essa hipótese pode ser

entendida como uma abordagem inicial e que pode, eventualmente, fornecer resultados satisfatórios, além de ser de mais simples execução.

Considerando os valores obtidos em laboratório, foram feitas diversas simulações combinando K_{bulk} tanto de ordem 2 (que apresentou o melhor coeficiente de determinação) quanto de ordem 1 (mais utilizado na literatura) com diferentes valores de K_{wall} . A Tabela 19 mostra as principais simulações realizadas.

Tabela 19: Parâmetros cinéticos considerados para as principais simulações feitas com K_{wall} homogêneo

Simulação	Ordem K_{wall}	K_{wall} atribuído	$K_{bulk}^{20^{\circ}C}$ (ordem)
1	-	0	$K_{bulk}^{20^{\circ}C}=0,050h^{-1}$ (ordem1)
2	1	0,1	$K_{bulk}^{20^{\circ}C}=0,050 h^{-1}$ (ordem1)
3	1	0,01	$K_{bulk}^{20^{\circ}C}=0,050 h^{-1}$ (ordem1)
4	-	0	$K_{bulk}^{20^{\circ}C}=0,404 l.mg^{-1}h^{-1}$ (ordem2)
5	0	10	$K_{bulk}^{20^{\circ}C}=0,050 h^{-1}$ (ordem1)
6	0	1	$K_{bulk}^{20^{\circ}C}=0,050 h^{-1}$ (ordem1)

Tabela 20 mostra de forma qualitativa os resultados dessas seis principais simulações. Segundo os resultados, observou-se que o K_{bulk} de ordem 1 proporcionou desempenho melhor que o de ordem 2.

Tabela 20: Qualitativo dos resultados das simulações com K_{wall} homogêneo

<i>Kapta</i>	Simulações					
	1	2	3	4	5	6
Cachan						
Chevilly						
Kremlin	Medição <i>Kapta</i> bastante em degrau e baixa (em torno de 0,05 mg/l)					
Thiais						
Vilju1						
Vilju2	Modelo subestimava a concentração em todas as configurações					
Vilju3						
Vilju4						

Legenda
Simulação apresenta resultados distantes das medições
Simulação parece satisfatória

Várias hipóteses podem explicar o fato do modelo de melhor desempenho segundo os testes em laboratório (ordem 2) não ter proporcionado os melhores resultados nas simulações. Primeiro, como explicado anteriormente para os modos de mistura no reservatório, os mecanismos que interferem na concentração do cloro são ainda mal conhecidos para a rede e pode acontecer que uma incorreta simulação de outros parâmetros acabe interferindo nos efeitos de um outro, neste caso a ordem de K_{bulk} . Além disso, vale lembrar que os testes em laboratório foram realizados com a água de saída da ETA e durante o inverno. Sendo assim, o fato de no dia da simulação a rede ser alimentada por Les Sorbiers, onde ocorre uma recloração, e ainda da data ser na primavera pode eventualmente alterar tanto a concentração de demais substâncias na água (como matéria orgânica) quanto a demanda em cloro da mesma. Dessa forma, mais testes de laboratório, em diferentes épocas do ano e também comparando a água na saída da ETA com a da estação de Les Sorbiers numa mesma época seriam necessários, de modo a melhor entender tais diferenças.

No que diz respeito a K_{wall} , percebeu-se que duas simulações apresentaram melhores performances: $K_{wall} = 0$ e K_{bulk} ordem 1 (simulação 1) para os pontos mais próximos à estação (Chevilly, Thiais e, talvez HayRoses, para o qual não havia dados disponíveis na data simulada) e K_{wall} mais elevado (0,1 m/d em ordem 1) e K_{bulk} também de ordem 1 (simulação 2).

Em todos os casos, o ponto Thiais aparenta não ser afetado pelo coeficiente K_{wall} , com erros próximos tanto para K_{wall} nulo como elevado. Como esse ponto está situado bem próximo das estações, o pequeno tempo de percurso da água até esse ponto poderia explicar tal fenômeno (pouco tempo para que as reações com a parede das canalizações pudessem se processar de forma significativa).

A Tabela 21 mostra os erros em porcentagem entre essas duas melhores simulações e as medições corrigidas com o pH “D-2”. Para Kremlin, observou-se que nenhuma simulação proporcionou resultados satisfatórios. A ausência de dados sobre a vazão nesse ponto não permitiu assegurar a calibração hidráulica, o que pode ter levado a tais erros. Além disso, vale ressaltar que as medições não pareciam muito confiáveis, estando em formato degrau além de muito baixas (abaixo de 0,1mg/l). Por esses motivos, tal ponto não foi considerado nas análises.

O ponto Vilju2 apresentou boa concordância entre o formato do perfil simulado e do medido, mas os valores obtidos com a sonda são sempre superiores aos simulados

para todas as configurações testadas. Como esse ponto aparentou estar bem calibrado em termos de vazão, procurou-se na validação observar se tal comportamento se manteria, evidenciando um possível problema pontual de medição para esta data ou um problema recorrente. Esse ponto foi também desconsiderado das análises seguintes.

Para os demais pontos de monitoramento, a simulação com K_{wall} homogêneo de ordem 1 e igual a 0,1 m/d (simulação 2) proporcionou erros globalmente satisfatórios, exceto para o ponto Chevilly, para o qual a simulação sem K_{wall} (simulação 1) foi a de melhor desempenho. Considerando também o bom desempenho do ponto Thiais nessa primeira simulação, tais fatos levaram a pensar numa repartição dos pontos em dois grupos: ao sul da rede, próximos às estações e menos suscetíveis a reações com a parede das canalizações (K_{wall} fraco) e centro-norte da rede, mais afastado das estações e, conseqüentemente, mais propenso a fortes reações com as tubulações.

A forte presença de canalizações em ferro fundido cinzento, como ilustra o mapa da Figura 23, pode ajudar também a explicar o melhor desempenho, no geral, da simulação 2, com K_{wall} elevado (um dos materiais mais reativos com o cloro dentre os presentes em redes de abastecimento de água potável).

Tabela 21: Erros para as duas simulações mais favoráveis com K_{wall} homogêneo

<i>Kapta</i>	Simulação 1 (Sem K_p ; K_b ordem 1)			Simulação 2 (K_p ordem 1 = 0,1; K_b ordem 1)			Legenda
	Erro médio (%)	Erro Máximo (%)	Erro Mínimo (%)	Erro médio (%)	Erro Máximo (%)	Erro Mínimo (%)	
Cachan	86	118	26	10	28	-34	Simulação mais adaptada
Thiais	13	46	-39	11	33	-47	
Vilju1	67	155	-4	24	24	-57	
Vilju2	48	-5	-79	70	-43	-90	
Vilju3	47	251	-22	25	211	-34	Resultados pouco satisfatórios
Vilju4	69	235	4	37	176	-23	
Chevilly	11	58	-34	33	-2	-55	

*Erro médio em módulo

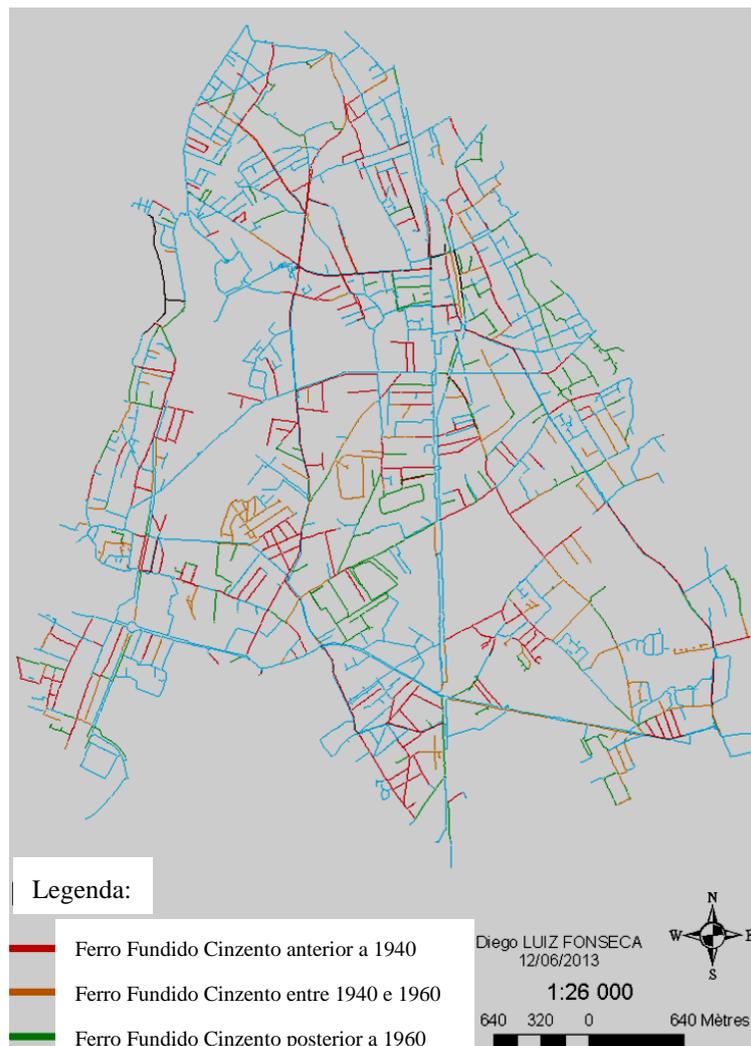


Figura 23: Canalizações em ferro fundido cinzento classificadas segundo sua data de colocação - Rede VILJU150

Análise com K_{wall} atribuído de forma diferenciada por grupos de canalizações de mesmas propriedades

Nesta parte, o interesse foi testar se uma atribuição de coeficientes K_{wall} diferenciada conforme as diversas canalizações da rede poderia trazer melhorias significativas ao modelo, em relação aos resultados obtidos com a configuração homogênea (simulações 1 e 2).

Para a atribuição dos K_{wall} , as canalizações foram repartidas em seis grupos distintos, de forma a integrar o diâmetro e o material dos condutos como principais características. A Tabela 22 ilustra os grupos criados.

Tabela 22: Grupos para atribuição diferenciada de K_{wall}

Diâmetro $\leq 100\text{mm}$			Diâmetro $> 100\text{mm}$		
	Material (rugosidade-mm)	Trechos do modelo por grupo		Material (rugosidade-mm)	Trechos do modelo por grupo
Grupo 1	PEHD (0,11)	298	Grupo 2	PEHD (0,08)	129
	Compósito (0,09)			Compósito (0,09)	
Grupo 3	Aço 1* (0,47)	771	Grupo 4	Aço 1* (0,47)	1081
	Aço 2* (0,46)			Aço 2* (0,36)	
	Ferro fundido dúctil (0,45)			Concreto Revestido(0,095)	
Ferro fundido dúctil (0,35)					
Grupo 5	Ferro fundido cinzento (1,2)	895	Grupo 6	Ferro fundido cinzento (1,1)	347

*Aço 1 e Aço 2 referem-se a tubulações de aço, mas de rugosidade distintas, conforme modo de fabricação

Várias simulações foram então realizadas, com as canalizações de pequeno diâmetro recebendo coeficientes de reação mais elevados do que as de grande diâmetro. Em termos dos materiais constituintes, os grupos de ferro fundido cinzento (5 e 6) foram elencados como os de reação mais pronunciada, seguidos dos grupos de outros materiais (3 e 4) e por último os grupos de materiais plásticos (1 e 2) (menores K_{wall}).

Segundo tais simulações, percebeu-se que para se melhorar os resultados no reservatório, seria preciso impor um coeficiente de reação mais pronunciado ao grupo 4, o que ao mesmo tempo pioraria os resultados em Chevilly. De forma a garantir uma calibração adequada a ambos os pontos, decidiu-se, pois, aumentar o coeficiente K_{bulk} dentro do reservatório. Tal hipótese pode ser explicada pelas características de um reservatório, mencionadas anteriormente, tais como: evaporação do cloro, alto tempo de residência, formação de biofilme, entre outras. Entretanto, estudos em maior detalhe sobre o comportamento do reservatório da rede VILJU150 seriam ainda necessários para corroborar tal elevação do K_{bulk} .

Com essa configuração, a simulação numerada 13, cuja parametragem encontra-se na Tabela 23, foi a que proporcionou melhores resultados. A Tabela 24 quantifica os erros observados.

Tabela 23: Parâmetros cinéticos da simulação 13

	K_{wall}		$K_{bulk} (h^{-1})$	Reservatório		
Simulação 13	Por Grupo (ordem1)		ordem 1(0,050)	Mistura Perfeita - $K_{bulk\ reservatório} = 0,082 h^{-1}$		
	Diâmetro <100 mm			Diâmetro > 100 mm		
	Grupo 1 (plásticos)	Grupo 3 (outros)	Grupo 5 (ferro fundido cinzento)	Grupo 2 (plásticos)	Grupo 4 (outros)	Grupo 6 (ferro fundido cinzento)
	0,001	0,01	0,35	0,0001	0,0015	0,15

Tabela 24: Erros para a simulação mais favorável com K_{wall} por grupos

	Simulação 13 (K_p e K_b ordem 1 (K_b reservatório = 0,082))		
<i>Kapta</i>	Erro Médio (%)	Erro Máximo (%)	Erro Mínimo (%)
Cachan	16	39	-28
Thiais	11	40	-40
Vilju1	23	51	-55
Vilju3	27	254	-52
Vilju4	35	180	-36
Chevilly	17	35	-42

*Erro médio em módulo

Ao se compararem os erros acima com os da simulação 2 (k_{wall} homogêneo), nota-se que eles são equivalentes para todos os pontos para os quais esta simulação apresentava bom desempenho e além disso indicam uma melhoria nítida em Chevilly.

Essa simulação (13) foi então escolhida como a de melhores resultados para modelo cloro. Todavia, cabe ressaltar que, frente a todos os erros mostrados nas análises anteriores (pH, medições, reservatório, temperatura etc.), erros muito pequenos dificilmente serão realistas. Até 30 a 40% de diferença entre modelo e medições parece ser um intervalo coerente com todas essas incertezas atreladas à modelagem do cloro residual na rede.

4.2.3 Validação do modelo cloro

Assim como para o modelo hidráulico, simulações foram repetidas para outras datas, a fim de validar as configurações testadas para 15/05/2013 e assegurar que elas não estavam ligadas a características específicas da rede nessa data, sendo representativas do sistema. As datas escolhidas são mostradas na Tabela 25.

Tabela 25: Datas escolhidas para validação do modelo cloro

Data	Dia da semana	Principal fonte de alimentação da rede
23/01/2013	Quarta-feira	GV5 (unicamente)
16/07/2013	Terça-feira	Sorbiers (unicamente)

Para essas datas, fez-se a correção da medição de cloro livre das sondas com o pH em “D-2” e valores obtidos foram então comparados com os das simulações 2 e 13 (K_{wall} homogêneo ordem 1 igual a 0,1 m/d e K_{wall} ordem 1 atribuído de forma diferenciada por grupos, respectivamente).

Para 23/01/2013, ambas configurações testadas sobrestimavam o cloro, com os resultados do modelo sempre superiores aos das medições, ou seja, uma subestimação do decaimento do cloro pelo modelo. Nessa data, os resultados com K_{bulk} ordem 2 apresentaram respostas mais concordantes com as medições. Tal fato pode estar ligado à diferença na fonte de alimentação da rede: GV5 e/ou Sorbiers.

Vale lembrar que nesta última estação, a água é rechlorada, o que pode eventualmente alterar tanto o valor quanto a ordem de K_{bulk} . Para os testes em laboratório, o modelo de ordem 2 pareceu ser mais adaptado, enquanto que na calibração do modelo (15/05/2013) foi o de ordem 1 que proporcionou melhores resultados. Entretanto, com tão poucos testes em laboratório e datas simuladas, não se pode ainda dizer se tal problema está ligado a erros nos testes ou de fato a uma influência da rechloração na mudança do comportamento cinético do cloro (ou mesmo a uma combinação de diversos fatores: misturas e outras características do reservatório, rechloração, variações de pH, válvulas fechadas, obstrução de canalizações etc.).

Por outro lado, na simulação do 16/07/2013, o modelo em ordem 1 subestimou um pouco a concentração em cloro livre em relação as medições, mas os resultados foram mais próximos. Cabe ressaltar que a forma de ambas as curvas (simulações e medições) estava sempre relativamente semelhante.

5 Conclusões e recomendações

Observou-se que a adaptação do modelo hidráulico não é uma tarefa simples, porque necessita de numerosos dados complementares estocados em diferentes bases de dados ou serviços de empresa responsável pela operação do sistema de abastecimento. Além disso, muitas vezes, alguns desses dados precisam ser calculados de maneira específica para uma dada situação para serem introduzidos no modelo. Dessa forma, o tempo necessário torna-se muito importante.

No que diz respeito às sondas *Kapta*, notou-se que elas foram uma ferramenta muito interessante para o monitoramento da qualidade da água (cloro residual), mas sua aplicação na validação do modelo hidráulico foi muito limitada, pois a variável mais pertinente foi a vazão nas canalizações (a pressão foi relativamente constante ao longo do dia conforme a variação de nível do reservatório). Ainda, neste estágio do projeto, a certeza quanto à disponibilidade de dados foi ainda um ponto delicado. Antes da simulação em si, uma primeira dificuldade foi a seleção de datas para as quais havia disponível o máximo de informação possível sobre os registros CME, *Kapta* e dos medidores de vazão.

Ainda no que tange às sondas *Kapta*, seria interessante melhorar o cálculo da pressão relativa a partir dos dados de pressão absoluta realizados no tratamento de dados das sondas *Kapta*. Outro fator possível seria estimar as perdas de carga nos pontos de monitoramento. Uma melhor consideração dos valores, de forma a evitar muitas aproximações poderia reduzir o *offset* necessário para a calibração em pressão, fixado em 1,5 mca.

A calibração do modelo hidráulico através dos dados medidos pelas sondas *Kapta* e pelos medidores de vazão evidenciaram a presença de numerosas válvulas fechadas por toda a rede. Considerando o grande número de intervenções quotidianas, seria necessário testar e eventualmente recalibrar o modelo “continuamente”, de modo a garantir a correta precisão dos resultados. Isso tornaria a utilização da modelagem inviável nas condições atuais em que é feita para toda a rede.

Ainda, no contexto do projeto de expansão do monitoramento da qualidade da água para todo o sistema SEDIF (para além da rede VILJU150), não estaria prevista a

instalação de medidores de vazão em conjunto com as sondas. Entretanto, sem o monitoramento da vazão, não seria possível identificar a presença de válvulas fechadas ou mesmo localizá-las, pois, como foi mostrado, a pressão é bem menos sensível aos fechamentos pontuais de válvulas (rede superdimensionada e pouca perda de carga em condições normais de operação).

De modo a superar tais fatos, seria indispensável para o conhecimento do percurso da água na rede que um plano de acompanhamento mais rigoroso das intervenções e manobras de válvulas na rede fosse elaborado e implementado.

Apesar de todas essas dificuldades, perceberam-se ganhos importantes de precisão na modelagem das pequenas canalizações de distribuição, como nos casos de Vilju1 e de Thiais. Esse nível de detalhamento é importante e não desprezível para identificação do correto percurso da água na rede.

Mesmo assim, a região dos pontos de Kremlin, Vilju1 e Vilju2 ainda apresentou erros significativos entre as simulações e as medições de pressão. A ausência de dados de vazão no ponto Kremlin e a localização ao norte da rede (região mais malhada) dificultaram o processo de calibração. Recomenda-se, pois, que tais pontos sejam objeto de estudos complementares, verificando-se a integridade dos aparelhos de medição, impacto de válvulas fechadas ou tubulações obstruídas ou mesmo influências de grandes consumidores de perfis atípicos ao redor de tais pontos. Ainda no ponto Kremlin, verificações na sonda e a melhoria da calibração hidráulica poderiam ter impactos positivos no modelo cloro.

Sobre este aspecto, a modelagem do decaimento do cloro ao longo de toda a rede mostrou-se complexa, com diversos parâmetros e mecanismos podendo vir, eventualmente, a interferir nos resultados. Todas as análises realizadas deixaram claro que a calibração do modelo cloro demanda ainda mais estudos para se entender o correto papel de cada um desses múltiplos mecanismos envolvidos.

Mesmo assim, observou-se que, em geral, os perfis gerados pelo modelo seguem as mesmas tendências dos dados medidos pelas sondas (mesma forma). Frente aos dados coletados, observaram-se diversas incertezas em relação às medições (e suas correções) que precisariam ainda ser sanadas. Assim como para os dados de pressão e vazão, a estocagem dos dados e sua correta transmissão eram ainda problemáticos, com poucos períodos de dados para todas as sondas ao mesmo tempo.

No que tange à correção da concentração de cloro medida pelas sondas (estimativa da concentração de íon hipoclorito), a análise dos efeitos do pH sobre as correções deveria ser aplicada também em diferentes estações do ano, de modo a identificar se a correção “D-2” realmente apresenta resultados favoráveis ao longo de todo o ano.

Outro ponto importante foi o reservatório: uma melhor integração dessa estrutura no modelo seria um ponto de grande valia na modelagem do cloro na rede. Além disso, estudos complementares específicos sobre essa parte do sistema de abastecimento, seus parâmetros cinéticos e mecanismos próprios seriam de grande valia para a modelagem. Para tanto, testes *in situ* sobre a evaporação e o coeficiente de decaimento $K_{\text{bulk Reservatório}}$ deveriam ser realizados. Somado a isso, conhecimento sobre a evolução do pH no reservatório seria útil na correção das medições das sondas *Kapta*.

Ainda sobre essa estrutura, uma melhor manutenção do sensor cloro CME do reservatório deveria também ser garantida, pois este derivava frequentemente, prejudicando a comparação dos resultados medidos pelas sondas e simulados pelo modelo.

Já o protocolo de testes elaborado para obtenção dos valores de K_{bulk} pareceu bem adaptado para sua correta realização nas ETA's do sistema sem grandes problemas. Sendo assim, seria interessante incorporar esse tipo de análise na rotina de testes dos centros de pesquisa das ETA's, de forma a permitir um estudo mais amplo da evolução desse parâmetro ao longo do tempo, estação do ano, temperatura etc e permitir corroborar ou não os resultados obtidos (ordem do modelo, $K_{\text{bulk}}^{20^{\circ}\text{C}}$ e E_a/R). Isso permitiria minimizar as incertezas sobre o impacto da qualidade da água, da recloração e da temperatura sobre tais resultados e confirmar ou não as hipóteses feitas durante a calibração de influência desses fatores explicando possíveis variações de K_{bulk} .

Por último, cabe ressaltar que outros estudos seriam ainda necessários para identificar todas as melhorias pertinentes do modelo, tais como a consideração também das intervenções na rede (fechamento ou rompimento de canalizações, abertura de hidrantes etc) ou a modelagem da demanda.

Este último ponto, poderia levar a outros níveis de detalhamento no modelo hidráulico, com os perfis de variação horária de consumo para cada nó, atualmente homogêneos para toda a rede, sendo substituídos por dados específicos para cada consumidor. Tal abordagem é justificada pela constatação dos perfis de variação de

consumo serem bastante distintos entre os clientes da rede, sobretudo de tipos diferentes (doméstico, usinas, hospitais, estádios etc), podendo ser a causa de erros importantes na modelagem no interior de redes de abastecimento, sobretudo em regiões de forte influência de grandes consumidores. Os perfis de consumo destes últimos podem ser, às vezes, atípicos e a integração de tais dados de forma mais detalhada na modelagem pode vir a influenciar o percurso da água e seu tempo de residência nas canalizações.

É também interessante que as estações elevatórias sejam corretamente incorporadas ao modelo. Nesse caso, o detalhamento consistiria em considerar as curvas de funcionamento das bombas, em vez de diretamente as vazões medidas na saída das estações. Isso conferiria mais dinamismo ao modelo, já que, atualmente, as incertezas inerentes às medições de vazão são diretamente nele incorporadas e perde-se qualidade na calibração (o dado que poderia ser usado para comparar a resposta do modelo ao dado medido é usado como entrada do próprio modelo).

Ao final de todas essas análises, a correta percepção do impacto de tais adaptações frente às melhorias proporcionadas à modelagem, tanto hidráulica quanto do cloro, poderia ser então aferida.

Esse balanço entre custos e benefícios poderia deixar claro todos os esforços necessários em termos de meios físicos, humanos, computacionais, financeiros entre outros para se atingir certo nível de precisão no conhecimento do percurso da água, decidindo-se se os benefícios obtidos justificariam os investimentos necessários.

6 Referências Bibliográficas

DNVGL website. 2014.

Blokker, E. J. M.; Vreeburg, J.H.G.; Buchberger, S.G.; Dijik, J.C 2008. Importance of demand modelling in the network water quality models : a review. *Drinking Water Engineering and Science*.

Bonema, S. R.; Elain, C.; Mercier, M.; Tiburce, V. 1995. Linking Scada with network simulation. 1995. Conferência Anual da AWWA.

Bowen, P. T. et Gagnon, J.L. 1996. Supply safety and quality of distributed water.
—, 1996. Supply safety and quality of distributed water.

Célérier, J.L.; Faby, J.A. FNDAE. sem data. La dégradation de la qualité de l'eau potable dans les réseaux. sem data. Document technique, Hors-série n°12.

Chernicharo, C.A.L. 2001. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte : Projeto PROSAB.

Coriton, G. 2013. Retour d'expérience du pilote Qualio. Document Interne - Veolia Eau d'Ile-de-France.

Endetec. 2013. Plaquette Technique Kapta 3000-AC4. *disponible sur <http://www.endetec.com>, consultada em 14 de junho de 2013.*

FUNASA, Fundação Nacional de Saúde. 2006. *Manual de saneamento*. 3ª edição. Brasília : s.n., 408 p.

Gagnon, J.L. 1997. Chlorine modelling case study for the Seine network located in the Paris suburbs area. s.l. : IWSA World Congress.

Gatel, D.; Elain, C.; Menge, C.; Gagnon, J.L.; Cavard, J. 1995. Contrôle et modélisation de la qualité de l'eau potable en réseau. 1995.

Gicquel, A., Jaeger, Y. e Leger, J. -Veolia EAU - Direction Technique. 2007. Document Interne. Le réseau de distribution d'eau potable : déchloration, rechloration, et modélisation. Avril de 2007. Note technique.

GL Noble Denton, Inc. 2011. SynerGEE Water 4.6.0 - User Guide. 2011.

Heller, L. e Pádua, V.L. 2010. *Abastecimento de água para consumo humano*. 2ª edição. Belo Horizonte : Editora UFMG, 2010. Vol. Volume 1.

Kermovan Veolia Eau - Région Ouest. 2007. Modélisation hydraulique et chlore. 2007.

Mary-Dile, V.; Gatel, D.; Servais, P.; Elain, C.; Cavard, J. 2000. Developing a water quality model for the distribution system in the suburbs of Paris, France. 2000.

Ministério da Saúde. Portaria MS n° 2914/2011. *Brasil*. Portaria MS n° 2914/2011.

—. **2010.** *Brasil. Revisão da Portaria MS n° 518/2004: Proposta de Minuta para Discussão nas Oficinas Regionais no Período de 13 a 24 de Setembro de 2010 e Consulta Pública no Período de 01 a 31 de Outubro de 2010.* : s.n., 2010.

Olaia, A. I. S. 2012. *Gestão de Sistemas de Abastecimento de Água através de Modelação Hidráulica.* s.l. : Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 2012.

Pierezan, M. L. 2009. Monitoramento Contínuo do Residual de Cloro em Sistemas de Distribuição de Água para Abastecimento. Brésil : s.n., 2009. Dissertação de Mestrado.

SEDIF. 2013. <http://www.sedif.com/>. [Online] 2013. [Citado em: 30 de Abril de 2013.]

—. **2010.** L'eau potable du 21ème siècle: Usine de Méry-sur-Oise. 2010. Plaquette d'Information.

Skipworth, P. J., Saul, A.J. e Machell, J. 1999. Practical application of real time hydraulic modelling of water drinking network. 1999.

Trépanier, M.; Gauthier, V.; Besner, M.C.; Prévost, M. 2006. a GIS based Tool For Distribution System Data Integration And Analysis. *Journal of Hydroinformatics.* 2006.

Tsutiya, M.T. 2006. Abastecimento de Água. São Paulo : USP, 2006. 3ª edição.

USEPA. 1992. Control of Biofilm Growth in Drinking Water Distribution Systems. *EPA/625/R-92/001.* . Washington, DC : s.n., 1992.

—. **2002.** Health Risks From Microbial Growth and Biofilms in Drinking Water Distribution Systems. 2002.

Veolia EAU. Document Interne. Modélisation du réseau d'eau potable de Caen. Apresentação tipo "Power Point".

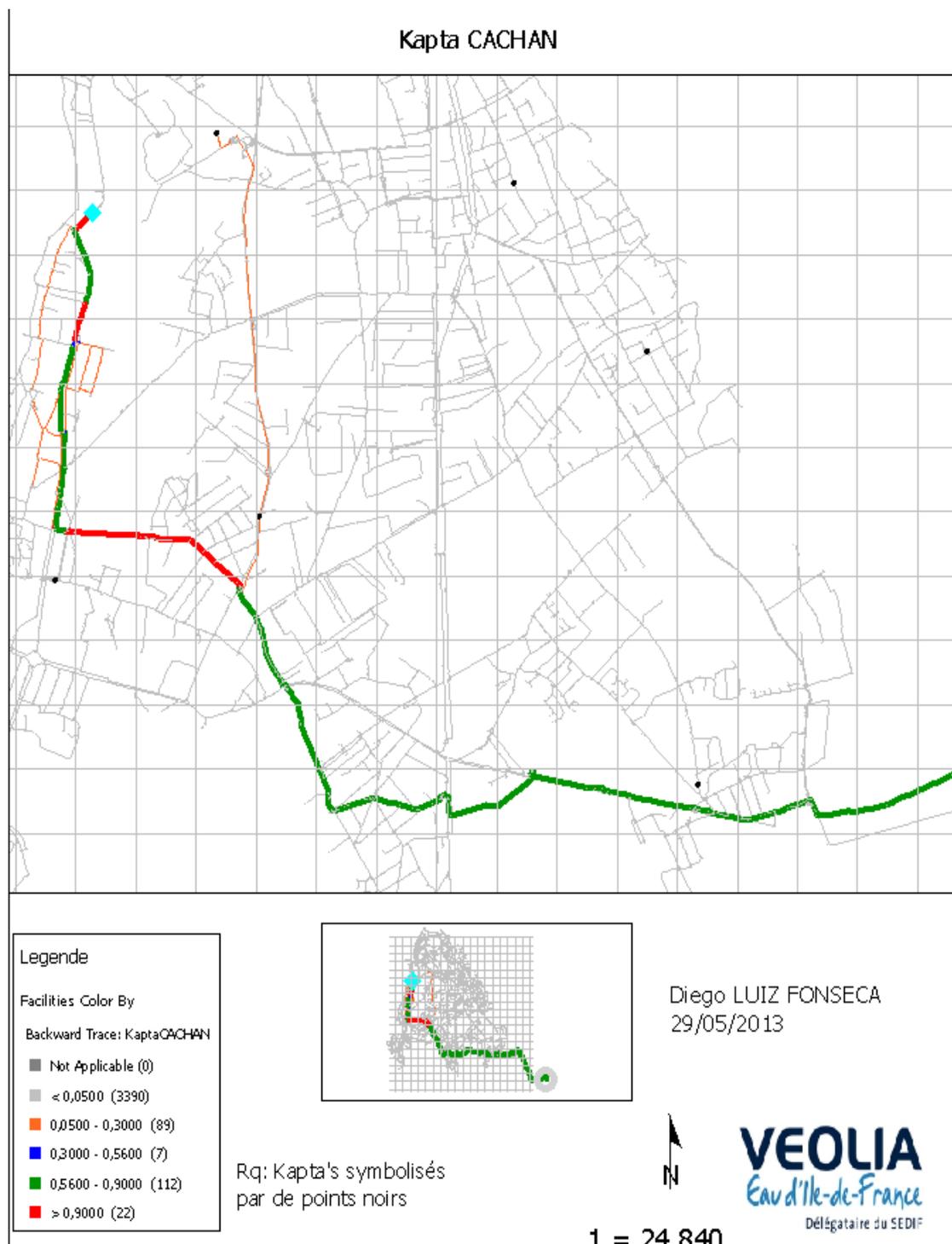
Veolia Environnement. Meunier, Pascal. 2010. Réalisation d'un modèle qualité chlore. Dezembro de 2010. Apresentação tipo "Power Point".

VeoliaEau. 2013. <http://www.veoliaeau.com/>. [Online] 2013. [Citado em: 30 de abril de 2013.]

Von Sperling, M. 2005. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte : Editora UFMG., 2005. Vol. Volume 1. 3ª edição.

Anexo I – Mapa de Percurso da Água

Backward Tracing – Simulação para o dia 23/01/2013 (Mostra para cada canalização o percentual de água que passará também pelo ponto seleccionado)



Anexo II - Protocolo dos testes de decaimento do cloro na água realizados na ETA de Choisy-le-Roi

Material

- EPI (jaleco, luvas)
- Água destilada (limpeza dos recipientes)
- 9 frascos escuros de 1l etiquetados e livres de demanda em cloro
- 1 frasco escuro de 1l para controle da temperatura
- Caixa de plástico grande (para estabilização da temperatura)
- Bomba e resistência para aquário (se necessário elevar a temperatura)
- 2 Termômetros
- 1 cronômetro
- Colorímetro PCM2-CIFEC
- Reagentes DPD A, B e 3
- Folhas de controle de medições

Metodologia

Nesta metodologia, foram utilizadas apenas amostras não dopadas, pois os valores típicos de dopagem são superiores ao limite de detecção do colorímetro e o interesse era a medição da concentração de cloro livre e total durante três dias para amostras à mesma temperatura.

Para melhorar a qualidade e confiança nos dados medidos, foram utilizadas três amostras independentes (A, B e C) para uma mesma coleta de água, assim como um frasco por dia (cada dia nomeado J1, J2 e J3, respectivamente) por amostra, de modo a minimizar as perdas por evaporação.

Os testes foram repetidos para pelo menos duas temperaturas, de forma a se poder estimar os parâmetros da lei de Arrhenius (evolução da constante de decaimento segundo a temperatura). Os frascos foram colocados no interior da caixa preenchida com água para se estabilizar a temperatura, sendo esta controlada por meio de um termômetro fixado no interior da caixa de teste e de outro colocado no frasco de controle. Para manter a temperatura, duas configurações diferentes foram realizadas:

- Testes à temperatura real da água: utilizou-se uma caixa alimentada de forma contínua por água da torneira (evacuação em direção ao esgoto)
- Testes à temperatura ambiente do laboratório com água fria: utilizou-se durante as primeiras horas (antes da colocação dos frascos na caixa e logo após) uma bomba e uma resistência de aquário para aumentar e estabilizar a temperatura.

I - Manipulações preliminares

Verificou-se o bom funcionamento do sistema de estabilização da temperatura e a disponibilidade do carro para o transporte das amostras do ponto de coleta ao laboratório de testes.

Antes de realizar a coleta de amostras, anotaram-se as propriedades da água no momento dos testes (monitores de monitoramento do laboratório central): Temperatura, pH, Cloro total, Cloro residual, COT, Turbidez, condutividade.

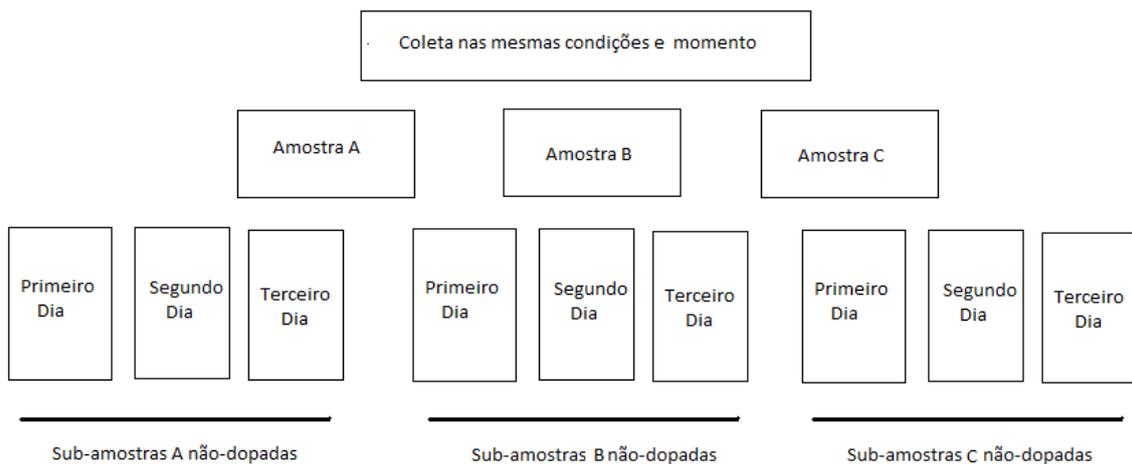


Figura 1: Esquema dos testes de decaimento do cloro

II-Coleta das amostras e testes

Ponto de coleta: tubulação de sangria para amostragem da adutora de 2000mm ´

Assegurou-se que a lâmpada verde (Ultravioleta) estava desligada antes de se abrir o armário de coleta; em caso contrário, os testes seriam interrompidos.

Todos os frascos foram lavados com a água que seria coletada; após tal procedimento, coletaram-se então as amostras e acionou-se o cronômetro.

Os frascos com as amostras foram colocados na caixa de temperatura estabilizada e mantidos fechados e ao abrigo da luz. Após estabilização da temperatura, iniciaram-se os testes com o colorímetro a cada passo de tempo (mais curto no início e mais espaçado nos

demais dias, conforme tabela abaixo). Os frascos foram retornados imediatamente à caixa após cada medição.

Passos de tempo sugeridos para as medições (tempo acumulado no cronômetro):

1° Dia	Aprox. após 1h	2° Dia	Aprox. após 24h	3° Dia	Aprox. após 48h
	1 :30h				
	2h		26h		50h
	2 :30h		28h		
	3 :30h		30h		53h
	4 :30h				
	5 :30h		31h		55h
	6 :30h				

IV – Análises

Efetou-se tratamento estatístico dos dados medidos e das análises para diferentes modelos, observando-se aquele mais adaptado aos resultados.

V – Testes futuros (melhorias do protocolo e estudos futuros)

Verificação do COT/COD e do pH ao longo dos testes

Controle da evaporação – verificar diferenças entre os diversos frascos de cada dia, evidenciando sua necessidade ou não.