



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

WALDO COELHO BITENCOURT

MODELAGEM HIDRÁULICA DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA E
TRIHALOMETANOS NA REGIÃO SUL DE PALMAS-TO

PALMAS – TO
MARÇO/2020

WALDO COELHO BITENCOURT

MODELAGEM HIDRÁULICA DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA E
TRIALOMETANOS NA REGIÃO SUL DE PALMAS-TO

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Tocantins, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental. Área de Concentração: Saneamento e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Emerson Adriano Guarda

PALMAS – TO

MARÇO/2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

B624m Bitencourt, Waldo Coelho.
Modelagem hidráulica de parâmetros de qualidade da água e trihalometanos na região sul de Palmas-TO. / Waldo Coelho Bitencourt. – Palmas, TO, 2020.
61 f.
Dissertação (Mestrado Profissional) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) Profissional em Engenharia Ambiental, 2020.
Orientador: Emerson Adriano Guarda
1. Modelagem hidráulica. 2. Qualidade da água. 3. Trihalometanos. 4. Cloro residual livre. I. Título

CDD 628

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

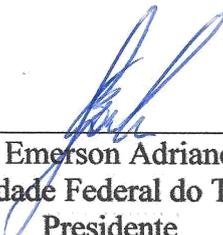
FOLHA DE APROVAÇÃO

WALDO COELHO BITENCOURT

MODELAGEM HIDRÁULICA DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA E
TRIHALOMETANOS NA REGIÃO SUL DE PALMAS-TO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental,
Nível Mestrado Profissional, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre
em Engenharia Ambiental. A presente dissertação foi aprovada pela Banca
Examinadora composta pelos membros abaixo relacionados:

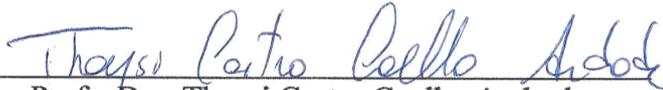
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Emerson Adriano Guarda
Universidade Federal do Tocantins
Presidente



Prof. Dr. Thiago C. G. Portelinha
Universidade Federal do Tocantins
Membro titular interno



Profa. Dra. Thaysi Castro Coelho Andrade
Universidade Estadual do Tocantins
Membro titular externo

Aprovada em: 23 de março de 2020

Local de defesa: Transmitido excepcionalmente via skype

Universidade Federal do Tocantins, Campus Universitário de Palmas

*Dedico este trabalho aos meus pais, cujos
quais a orientação e o exemplo me conduziram
até aqui.*

AGRADECIMENTOS

Venho por meio deste agradecer a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para que este trabalho fosse possível.

Especialmente aos meus pais, por todo o apoio em diversos momentos.

A minha esposa Mysia Bitencourt, por ser um apoio fundamental em vários momentos da minha formação.

A minha irmã Larissa Bitencourt.

Aos amigos, Romário Alves, Alon Antenor, Lucas Aires, Igor Aguiar, Gandhi Justino e Raphael Medeiros.

Ao professor Emerson por me orientar durante a jornada até aqui.

*“Foi um grande conselho o que ouvi certa vez,
dado a um jovem: “Faça sempre o que tiver
medo de fazer”.”*

(Ralph Waldo Emerson)

RESUMO

BITENCOURT, Waldo Coelho. **Modelagem hidráulica de parâmetros de qualidade da água e trihalometanos na região sul de Palmas-TO**. 2020. 61 f. Dissertação (Mestrado) - Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental, Laboratório de Pesquisa e Extensão em Química, Universidade Federal do Tocantins - UFT, Palmas, 2020.

A cloração da água para abastecimento público é o sistema mais comum e amplamente utilizado para realizar a desinfecção; a legislação brasileira possui parâmetros de obrigatoriedade da presença de cloro residual livre nos sistemas de abastecimento de água, variando de $0,2\text{mgL}^{-1}$ a $2,0\text{mgL}^{-1}$. O maior problema associado à cloração é a presença de matéria orgânica solubilizada na água, que reagindo com o cloro residual livre, forma subprodutos halogenados conhecidos como trihalometanos (Bromodiclorometano, Dibromoclorometano, Bromofórmio, Clorofórmio). Neste contexto, a utilização de modelos hidráulicos para qualidade da água surge como uma ferramenta para identificar locais da rede de distribuição com alto tempo de detenção e conseqüentemente maior taxa de formação de trihalometanos. Este trabalho avaliou os padrões de decaimento de cloro e formação de trihalometanos ao longo da rede de distribuição de água na região Sul da cidade de Palmas-TO. Com dados associados a um sistema de informação geográfica adequado foi possível compreender os padrões de decaimento de cloro e toda a formação e difusão dos trihalometanos originados na rede. Foi constatado que as concentrações de trihalometanos podem ser significativamente maiores no mês de setembro. E o cloro, apesar das maiores concentrações, tende a decair mais rapidamente neste mesmo mês. Os resultados obtidos se mostraram úteis como balizadores para futuras intervenções no sistema objetivando um incremento na eficiência operacional.

Palavras-chave: Subprodutos de desinfecção; Saúde pública; Abastecimento de água.

ABSTRACT

BITENCOURT, Waldo Coelho. **Hydraulic modeling of water quality parameters and trihalomethanes in the southern region of Palmas-TO**. 2020. 61 f. Master Thesis (Master Degree) - Professional Master's in Environmental Engineering. Federal University of Tocantins, Palmas. 2020.

Chlorination of public water supply is the most common and widely used system for disinfection; Brazilian law has mandatory parameters for the presence of free residual chlorine in water supply systems, ranging from 0.2mgL⁻¹ to 2.0mgL⁻¹. The major problem associated with chlorination is the presence of solubilized organic matter in water, which reacting with free residual chlorine forms halogenated by-products known as trihalomethanes (Bromodichloromethane, Dibromochloromethane, Bromoform, Chloroform). In this context, the use of hydraulic models for water quality emerges as a tool to identify distribution network locations with high detention time and consequently higher trihalomethane formation rate. This study evaluated the chlorine decay patterns and trihalomethane formation throughout the water distribution network in the southern region of the city of Palmas-TO. With data associated with an adequate geographic information system it was possible to understand the chlorine decay patterns and all the formation and diffusion of the trihalomethanes originated in the network. Trihalomethane concentrations were found to be significantly higher in September; and chlorine, despite higher concentrations, tends to decline more rapidly this month. The results have proved useful as benchmarks for future interventions in the system aiming at an increase in operating efficiency.

Keywords: Disinfection By-Products; Public health; Water supply.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Redes em malha e espinha de peixe	15
Figura 2 - Técnica de agregação de medidores	17
Figura 3 – Curva diurna típica para áreas residenciais	18
Figura 4 - Curvas de consumo diurno para diferentes classes.....	20
Figura 5 - Incrustação de carbonato de cálcio em tubulações de ferro fundido	22
Figura 6 - Reações desinfetantes que ocorrem dentro de um tubo típico do sistema de distribuição	25
Figura 7 - Trihalometanos	26
Figura 8 - Formação de trihalometanos totais em função de variáveis independentes	26
Figura 9 - Análise de risco microbiológico versus químico para desinfecção.....	27
Figura 10 - Modelo de simulação de probabilidade de níveis de THM superiores a 100 μgL^{-1} de acordo com a estação do ano, tipo de tratamento, tipo de água bruta e localização geográfica.....	32
Figura 11 - Aplicação da interpolação Natural Neighbor na criação de células de Veronoi pixelizadas.	35
Figura 12 - Normais climatológicas para a cidade de Palmas -TO.....	36
Figura 13 - Local de estudo.....	37
Figura 14 - Metodologia de construção de modelos hidráulicos.....	38
Figura 15 - Metodologia utilizada para construção de superfície de THM.....	41
Figura 16 - Mapa de tempo de detenção hidráulica	43
Figura 17 - Concentração de cloro residual nos pontos analisados em 2018	44
Figura 18 - PCQ 32 T=18,64h e PCQ 33 T=23,89h	45
Figura 19 - PCQ 39 T=27,84h e PCQ 41 T=26,81h	45
Figura 20 - PCQ 42 T=42,52h e 78 T=36,54h	46
Figura 21 - PCQ 79 T=41,29h e PCQ 80 T=41,00h	46
Figura 22 - Decaimento de cloro ajustado para os meses de março e setembro.....	47
Figura 23 - Concentração de cloro em a) março e b) setembro em mgL^{-1}	48
Figura 24 - Concentrações de THM em março segundo os modelos de a) Chang <i>et al.</i> (1996) e b) Rodriguez <i>et al.</i> (2000).	50
Figura 25 - Concentrações de THM em setembro segundo os modelos de a) Chang <i>et al.</i> (1996) e b) Rodriguez <i>et al.</i> (2000).....	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Fatores que causam contaminação secundária em redes de abastecimento de água	24
Tabela 2 - Grupos de carcinogenicidade a humanos	28
Tabela 3 – Equações para previsão da concentração de trihalometanos.	33
Tabela 4 - Faixas de concentração de cloro residual em mgL^{-1} por área.....	49
Tabela 5 - Faixas de concentração de THM em μgL^{-1} por área	51

LISTA DE ABREVIATURAS

BDCM	Bromodiclorometano - CHBrCl_2
COD	Carbono orgânico dissolvido
COT	Carbono orgânico total
DBCm	Dibromoclorometano - CHBr_2C
DMC	Distrito de medição e controle
DWI	Drinking Water Inspectorate
EPA	Environmental Protection Agency (Irlanda ou Estados Unidos)
EUA	Estados Unidos da América
GST-T1-1	Glutathione S-transferase teta 1-1
HAA	Ácido haloacéticos
MOD	Matéria orgânica dissolvida
MON	Matéria orgânica natural
MX	Halofuranonas
OMS	Organização Mundial da Saúde
PCQ	Ponto de controle de qualidade
RNA	Redes neurais artificiais
SIG	Sistemas de informação geográfica
SPE	Simulação de período estendido
SPD	Subprodutos de desinfecção
TBM	Bromofórmio - CHBr_3
TCM	Clorofórmio - CHCl_3
TTHM	Trihalometanos totais
THM	Trihalometano
UV	Ultravioleta
VMN	Vazão mínima noturna

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	14
2.1	OBJETIVO GERAL	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
3	REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1	MODELOS HIDRÁULICOS.....	15
3.2	QUALIDADE DA ÁGUA NA DISTRIBUIÇÃO.....	21
3.3	TRIHALOMETANOS NA ÁGUA.....	25
3.4	TRIHALOMETANOS E RISCOS À SAÚDE HUMANA.....	27
3.5	MODELOS PREDITIVOS PARA TTHM.....	30
3.6	SIG E MODELAGEM HIDRÁULICA.....	33
4	METODOLOGIA	37
4.1	ÁREA E PERÍODO DE ESTUDO.....	37
4.2	CONSTRUÇÃO DO MODELO HIDRÁULICO.....	38
4.3	SIMULAÇÕES HIDRÁULICAS E CONSTRUÇÃO DE CENÁRIOS ...	38
4.4	MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	40
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA.....	43
5.2	CLORO RESIDUAL E THMS.....	44
6	CONCLUSÃO	53
7	REFERÊNCIAS	54

1. INTRODUÇÃO

A água é um elemento vital no meio ambiente e é um elemento-chave para o desenvolvimento socioeconômico de um país. Para levar água potável com uma melhor qualidade ao consumidor final, a etapa de desinfecção como processo de tratamento químico deve ser realizada de forma comum e essencial em estações de tratamento de água. O produto mais comumente utilizado para esta finalidade é o cloro, por ser barato e abundante. Porém, quando em excesso pode causar alterações de odor e sabor na água, levando a um desconforto ao consumidor final, além de potencializar a formação de subprodutos de desinfecção, como é o caso dos trihalometanos. Parâmetros de cor e odor devem ser virtualmente ausentes na saída para distribuição segundo Brasil (2017), enquanto os trihalometanos são limitados em concentração a um valor máximo de $100\mu\text{gL}^{-1}$.

É bem conhecido que a cloração leva à formação de subprodutos potencialmente prejudiciais (chamados de subprodutos de desinfecção). Os subprodutos da cloração são considerados potencialmente carcinogênicos (CANTOR *et al.*, 1998) e têm sido associados a resultados reprodutivos adversos após a exposição durante a gravidez (KÄLLÉN e ROBERT, 2000). Os trihalometanos (THMs) e os ácidos haloacéticos são os grupos mais importantes de subprodutos. Os THMs incluem clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano e bromofórmio.

Segundo Jimenez, Domínguez e Silvério (1993), os trihalometanos (THM) são formados pela reação entre a matéria orgânica e o cloro livre durante o estágio de desinfecção do tratamento da água. Como o tratamento convencional é geralmente eficaz na remoção de matéria orgânica particulada, a matéria orgânica dissolvida (MOD) representa o componente problemático. É necessário um período mínimo de contato com o cloro livre para garantir que a água potável atenda aos padrões de segurança microbiológica. O potencial de formação de THM depende da MOD, pH, dosagem de Cl_2 e tempos de exposição dentro do sistema de distribuição.

Os sistemas de distribuição de água são uma infraestrutura essencial no fornecimento de água para uso doméstico e industrial. De acordo com Walski *et al.* (2007), ele conecta os consumidores às fontes de água, usando componentes hidráulicos, como tubos, válvulas, bombas e tanques. O projeto desses sistemas é uma tarefa multifacetada que envolve vários fatores inter-relacionados, exigindo uma análise cuidadosa no processo de projeto. Parâmetros importantes do projeto incluem

demanda de água, requisitos mínimos de pressão, topografia; confiabilidade do sistema, economia, tubulação, bombeamento e uso de energia. O principal objetivo de todos os engenheiros de sistemas de distribuição de água é a entrega de água para atender às demandas de quantidade e pressão. Infelizmente, à medida que o sistema de distribuição de água envelhece, sua capacidade de transportar água diminui e as demandas colocadas geralmente aumentam.

Segundo Seyoum e Tanyimboh (2014), as concessionárias de água usam rotineiramente modelos hidráulicos de qualidade da água para avaliar a qualidade da água em suas redes de distribuição de água. Modelos hidráulicos de qualidade de água podem ser usados para investigar pontos com longos períodos de detenção, resíduos de desinfecção e concentrações excessivas de subprodutos de desinfecção. Os modelos hidráulicos também podem facilitar a tomada de decisões para o gerenciamento da qualidade da água. Isso inclui a seleção de locais de amostragem e frequência de amostragem, otimização da operação e a localização das estações de desinfecção ao longo da malha de distribuição.

Este trabalho visa verificar a relação direta entre o tempo de permanência da água no sistema e os padrões de decaimento de cloro e formação de trihalometanos ao longo da rede combinando a utilização de modelos hidráulicos, sistemas de informação geográfica, equações preditivas de decaimento de cloro e formação de trihalometanos, possibilitando a identificação de áreas de atenção dentro do sistema que poderão balizar intervenções físicas objetivando um aumento na eficiência operacional. Ademais, verificar a influência positiva exercida pela sazonalidade na formação de trihalometanos e aceleração do decaimento de cloro.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar os padrões de decaimento de cloro e formação de trihalometanos no sistema de distribuição de água da região Sul de Palmas, que se estende por 21km², utilizando modelagem hidráulica.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os padrões de tempo de detenção hidráulica ao longo do setor estudado;
- Analisar os padrões de decaimento de cloro;
- Analisar os padrões de formação de trihalometanos;
- Avaliar potenciais áreas de risco à saúde humana;
- Descrever efeitos da sazonalidade nos padrões de formação de trihalometanos.

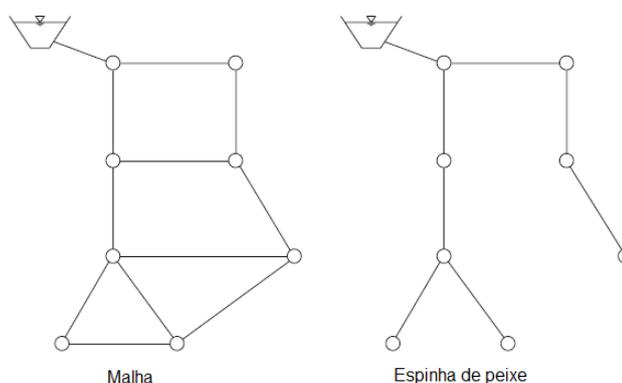
3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 MODELOS HIDRÁULICOS

De acordo com Sonaje e Joshi (2015), a demanda crescente por água pode ser suprida ao projetar e gerir redes de distribuição eficientes baseadas em avançados sistemas de computação que incluem a modelagem hidráulica. De acordo com Walski *et al.* (2007), se realizada de forma adequada, a modelagem do sistema de distribuição é uma excelente ferramenta para fazer uma ampla gama de cenários “e se”, permitindo simular situações futuras e adequações na rede evitando assim gastos desnecessários e aumentando a rapidez na solução de problemas de abastecimento.

Ainda segundo Walski *et al.* (2007), os sistemas de distribuição podem ser tanto em malha como em espinha de peixe, como pode se observar na figura 1. No sistema em malha a água tem diversos caminhos possíveis enquanto no sistema em espinha de peixe existe apenas um caminho possível.

Figura 1 - Redes em malha e espinha de peixe



Fonte: Adaptado de Walski *et al.* 2007

A maior parte dos sistemas de abastecimento são constituídos de complexas combinações entre os dois tipos de redes onde cada uma tem suas vantagens e desvantagens. Walski *et al.* (2007), explicam que as redes em malha favorecem a realização de manutenções, pois o fluxo de água possui caminhos alternativos em caso de interrupções pontuais, o que não ocorre nas redes em espinha de peixe, onde as manutenções pontuais prejudicam todos os consumidores à jusante do ponto de interrupção. As redes em espinha de peixe ainda são utilizadas por limitações

orçamentárias, por possuírem menor extensão linear costuma custar significativamente menos para execução e manutenção. Com relação à idade da água no sistema, as redes em malha favorecem uma melhor mobilidade da água evitando que fique parada no mesmo local por um tempo prolongado, isso é possível pelo efeito *loop* causado pela eliminação das pontas secas.

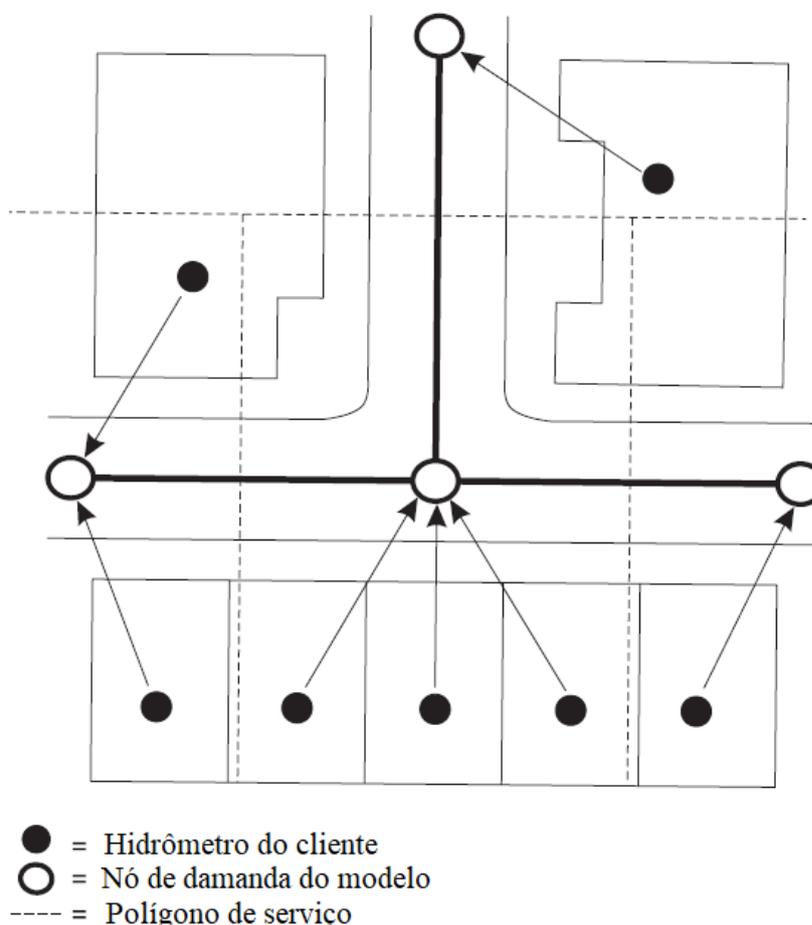
Normalmente, para projeto e gerenciamento de redes de água, um modelo hidráulico deve ser utilizado. De acordo com Tabesh e Tanyimboh (2002), esse tipo de modelo precisa dos valores de consumo no nível nodal (Conexões). Embora o consumo principal em cada nó seja calculado com base no valor da população conectada e consumo *per capita*, um modelo realista também deve incorporar taxas de vazamento nodal. A demanda total em cada nó pode ser dividida em consumos controlados e não controlados, ambos dependentes de pressão em algum grau. Para avaliar o desempenho hidráulico de uma rede de distribuição de água de forma realista, é necessário um método de simulação dirigido pela perda de carga para contabilizar essas dependências.

Segundo Walski *et al.* (2007), uma das maneiras de introduzir demandas nodais fidedignas ao modelo é a técnica de agregação de medidores. A técnica consiste em atribuir todos os medidores em um polígono de serviço a um nó de demanda especificado (Figura 2). Os polígonos de serviço definem a área de serviço para cada um dos nós de demanda. A agregação de medidores é uma técnica de alocação de polígono a ponto, porque as áreas de serviço estão contidas em uma camada de polígonos SIG e as junções de demanda estão contidas em uma camada de pontos. As demandas associadas a cada um dos polígonos da área de serviço são atribuídas aos respectivos pontos do nó de demanda. Devido à necessidade de polígonos de serviço, a configuração inicial dessa abordagem está mais desenvolvida do que na estratégia mais simples de atribuição de medidores, com o *tradeoff* sendo: maior controle sobre a atribuição de medidores para os nós de demanda. A construção automatizada dos polígonos de serviço pode não produzir os resultados desejados, portanto, pode ser necessário ajustar manualmente os limites do polígono, especialmente nas bordas do desenho.

De acordo com Opitz *et al.* (1998), o uso da água nos sistemas municipais de distribuição de água é inerentemente instável devido às demandas continuamente variáveis. Para que uma simulação de período prolongado reflita com precisão a dinâmica do sistema real, essas flutuações de demanda devem ser incorporadas ao

modelo. As variações temporais no uso da água para sistemas municipais geralmente seguem um ciclo de 24 horas, chamado padrão de consumo. No entanto, os fluxos do sistema sofrem alterações não apenas diariamente, mas também semanalmente e anualmente. Como seria de esperar, os padrões de uso nos finais de semana geralmente diferem dos padrões dos dias da semana. As diferenças sazonais no uso da água têm sido relacionadas a variáveis climáticas, como temperatura e precipitação, e também às mudanças de hábitos dos clientes, como atividades recreativas e agrícolas ao ar livre que ocorrem nos meses de verão.

Figura 2 - Técnica de agregação de medidores

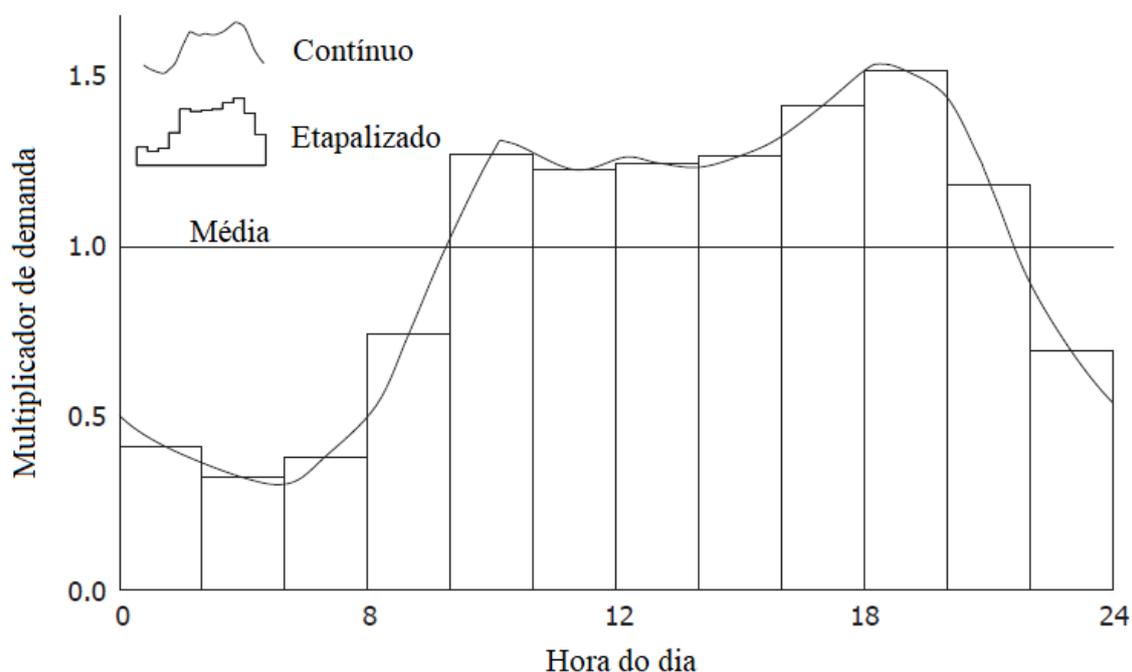


Fonte: Adaptado de Walski *et al.* (2007)

Cada cidade tem seu próprio nível de uso, que é uma função das condições climáticas recentes e da hora do dia. O crescimento econômico também influencia as demandas, mas seu efeito ocorre por períodos mais longos que o horizonte de tempo típico da modelagem e é contabilizado pelo uso de projeções de demanda futura. A Figura 3 ilustra uma curva diurna típica para uma área residencial. Segundo

Buchberger e Wells (1996), há um uso relativamente baixo à noite, quando a maioria das pessoas dorme, aumento no uso durante a madrugada, quando as pessoas acordam e se preparam para o dia, diminuição no uso durante o meio do dia e, finalmente, aumento no uso novamente no início da noite, quando as pessoas voltam para casa. Para outras empresas de água e outros tipos de demandas, o padrão de uso pode ser muito diferente. Por exemplo, em algumas áreas, a irrigação residencial ocorre durante a noite para minimizar a evaporação, o que pode causar o pico de uso durante as horas anteriores ao amanhecer. Para pequenas cidades que são altamente influenciadas por uma única indústria, o padrão diurno pode ser muito mais pronunciado, porque a maioria da população segue um cronograma semelhante. Por exemplo, se uma grande indústria que utiliza água trabalha 24 horas por dia, o padrão geral de demanda do sistema pode parecer relativamente baixo porque o uso industrial constante é muito maior do que os picos nos padrões residenciais.

Figura 3 – Curva diurna típica para áreas residenciais



Fonte: Adaptado de Walski *et al.* (2007)

A quantidade de tempo entre as medições tem uma correlação direta com a resolução e precisão da curva diurna construída. Segundo Opitz *et al.* (1998), se as medidas estiverem disponíveis apenas uma vez por dia, apenas uma média diária poderá ser calculada. Da mesma forma, se as medidas estiverem disponíveis em

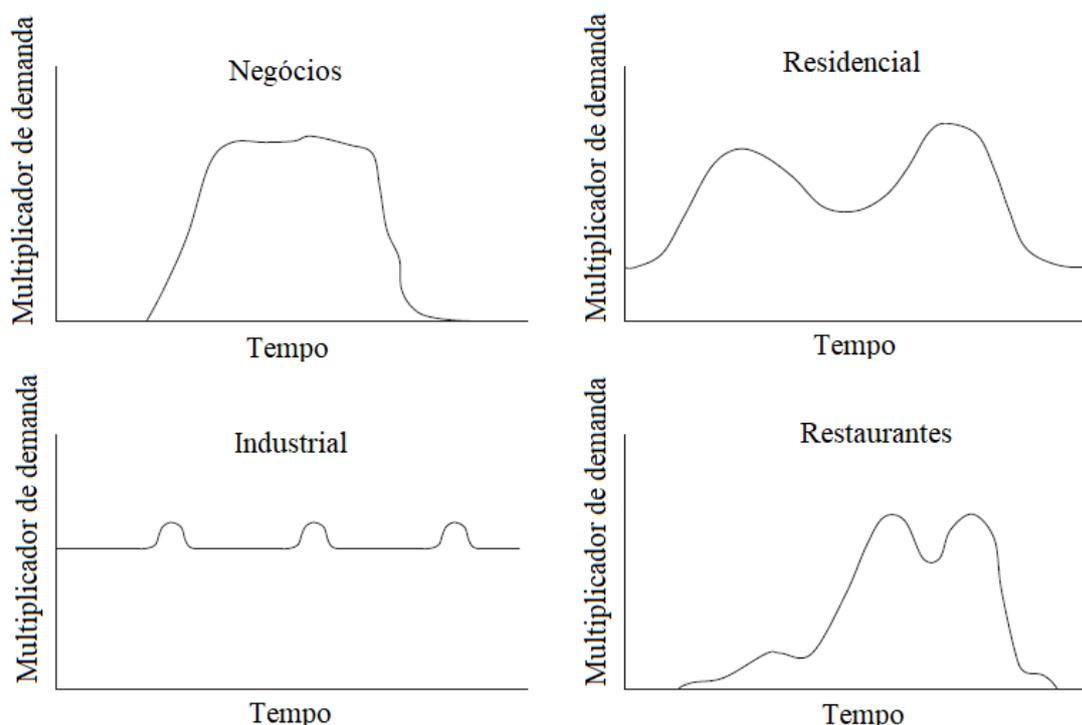
incrementos horários, as médias horárias poderão ser usadas para definir o padrão ao longo do dia. Se o modelador tentar usar um intervalo de tempo muito pequeno, pequenos erros no nível de água do reservatório podem levar a grandes erros nos cálculos de consumo de água. Esse tipo de erro é explicado em Walski, Lowry e Rhee (2000).

A modelagem de intervalos de tempo hidráulicos menores que uma hora geralmente é justificada apenas em situações nas quais os níveis de água do reservatório mudam rapidamente. Dziegielewski e Boland (1989), explicam que mesmo que as operações de instalação (como o ciclo da bomba) ocorram com frequência, ainda pode ser aceitável que o intervalo de tempo do padrão de demanda seja maior que o intervalo de tempo hidráulico. O modelador deve estar ciente de que as medidas incrementais ainda podem ignorar um evento de pico. Por exemplo, considere algo tão simples quanto determinar a demanda no horário de pico (a maior demanda média em qualquer período contínuo de uma hora). Se as medições forem realizadas a cada hora, a determinação do horário de pico calculado só será precisa se o pico real começar e terminar em um nível uniforme. Como se pode imaginar, os padrões de uso são tão diversos quanto os próprios clientes.

A Figura 4 ilustra quão diferentes podem ser as curvas de consumo diurno para várias classificações. Segundo Opitz *et al.* (1998), uma ampla classificação de zoneamento, como comercial, pode conter diferenças significativas o suficiente para garantir a definição adicional de subcategorias para os diferentes tipos de negócios que estão sendo atendidos. Por exemplo, um hotel pode ter um padrão de demanda semelhante ao de um cliente residencial. Um restaurante para jantar pode ter seu uso máximo durante o final da tarde e à noite. Uma loja de roupas pode usar muita pouca água, independentemente da hora do dia. O uso da água em um ambiente de escritório pode coincidir com os intervalos para café e almoço.

Ainda, segundo Opitz *et al.* (1998), às vezes, haverá clientes dentro de uma classificação de demanda cujos padrões de demanda individuais diferem significativamente do padrão de demanda típico atribuído à classificação como um todo. Para a maioria dos tipos de clientes, o impacto dessas diferenças no modelo é insignificante. Para outros clientes, como usuários industriais, os erros no padrão de uso podem ter um grande impacto no modelo. Em geral, quanto maior o uso individual de um cliente, mais importante é garantir a precisão dos dados de consumo.

Figura 4 - Curvas de consumo diurno para diferentes classes



Fonte: Adaptado de Walski *et al.* (2007)

De acordo com Stathis e Loganathan (1999), há muitas razões possíveis pelas quais a soma de todo o uso medido pelo cliente pode ser menor que a quantidade total de água produzida pela concessionária. Os motivos mais comuns para discrepâncias são vazamentos, erros na medição e uso não medido. Idealmente, as demandas dos clientes e a água não contabilizada devem ser estimadas separadamente. Dessa maneira, uma empresa de serviços públicos pode analisar os benefícios da redução da água não contabilizada. A água não contabilizada deve ser carregada no modelo como qualquer outra demanda. No entanto, o fato de não ser contabilizada significa que o usuário não sabe com precisão onde colocá-la. Geralmente, o usuário simplesmente calcula a água total não contabilizada e divide essa quantidade igualmente entre todos os nós. Se o modelador souber que uma parte do sistema tem uma maior probabilidade de vazamento por causa da idade, mais água não contabilizada pode ser colocada dentro dessa seção.

Segundo Stathis e Loganathan (1999), o vazamento é frequentemente o maior componente das demandas não contabilizadas e inclui perdas de distribuição nos tubos de suprimento, redes de distribuição e adutoras, serviços, até hidrômetros e reservatórios. A quantidade de vazamento varia de sistema para sistema, mas há uma

correlação geral entre a idade de um sistema e a quantidade de demandas não contabilizadas. Sistemas mais novos podem ter apenas 5% de vazamentos, enquanto sistemas mais antigos podem ter 40% ou mais. O vazamento tende a aumentar com o tempo, a menos que exista um programa de detecção e reparos constantes.

Segundo Thorton (2008), os vazamentos de uma rede de distribuição de água podem ser determinados pela adoção de várias abordagens. Utilizando conceitos de estudos de campo, balanço hídrico anual e de vazão mínima noturna (VMN), possivelmente, o valor total do volume de água perdido em uma rede de água (no distrito de medição e controle, DMC) pode ser avaliado e seus componentes determinados. A principal deficiência dessa metodologia é que a posição exata de vazamentos não pode ser determinada sem metodologias pesadas e dispendiosas de testes e localização e detecção de vazamentos usando equipamentos de alta tecnologia (como registradores de ruído e correlacionadores). Mesmo assim, alguns elementos das perdas aparentes não podem ser localizados e mensurados, porque não são econômica ou tecnicamente viáveis.

Uma abordagem mais rigorosa e refinada, aplicável à distribuição de vazamentos em toda a rede segundo Tanyimboh, Tabesh e Burrows (2001) é usar as abordagens anteriores (balanço hídrico e VMN) em combinação com um modelo de simulação hidráulica como o EPANET (que é um software popular e disponível gratuitamente). No entanto, a maioria dos softwares disponíveis, incluindo o EPANET, foi configurada para simulação orientada por demanda e não é capaz de explicar totalmente a real relação entre fluxos nodais e variações de pressão nodal.

3.2 QUALIDADE DA ÁGUA NA DISTRIBUIÇÃO

Segundo Jachimowski (2017), A estabilidade química e microbiológica da água nos sistemas de distribuição é afetada pela qualidade da água bruta e pela confiabilidade dos processos de tratamento. O principal problema de todos os sistemas de abastecimento de água é a perda de estabilidade da água durante a transmissão da estação de tratamento de água para o cliente. Considera-se que a água é quimicamente estável quando não causa a precipitação de depósitos, principalmente o carbonato de cálcio, CaCO_3 (Figura 5). No entanto, a água biologicamente estável não suporta o crescimento microbiano. Isto está relacionado com a falta de nutrientes orgânicos e inorgânicos que permitam o crescimento

microbiano. O crescimento bacteriano secundário no sistema de abastecimento de água impõe altas doses de agentes de desinfecção para serem usados para inibir o crescimento microbiano.

Segundo Geldreich (2019) e Mermin *et al.* (1999), outro fator que pode ocasionar a contaminação da água contida nas tubulações é a vazão reversa. Existem dois tipos de vazão reversa que podem ocorrer em um sistema de abastecimento pressurizado. Uma delas é a sifonagem reversa, que ocorre quando a pressão cai o suficiente para causar um efeito de vácuo no tubo, que pode então, sugar contaminantes (dentre eles matéria orgânica) por meio de fissuras e vazamentos pré-existentes nas tubulações ou nas conexões cruzadas.

Figura 5 - Incrustação de carbonato de cálcio em tubulações de ferro fundido



Fonte: Adaptado de Escala (2015)

A desinfecção é um método crucial de tratamento da água, pois garante que a água esteja livre de microrganismos patogênicos que causam doenças transmitidas pela água. Vale ressaltar que, nos EUA, a incidência de cólera foi reduzida em 90%, febre tifoide em 80% e disenteria amebiana em 50% após a introdução da desinfecção no tratamento da água (ORME *et al.* 1190; RICHARDSON *et al.*, 2007).

Sabe-se que a desinfecção é afetada por muitos parâmetros, como temperatura da água, pH da água, tipo de bactéria existente, tipo de desinfecção, dose de desinfetante, tempo de contato e material inorgânico e orgânico existente na água. Embora a desinfecção seja um método para a remoção (ou inativação) de patógenos, a desinfecção em si pode resultar na formação de subprodutos orgânicos e

inorgânicos (SPDs). Os SPDs são geralmente trihalometanos (THMs) e ácidos haloacéticos (HAAs). Existem muitos métodos usados para fins de desinfecção.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental da Irlanda – EPA (2011), a cloração é o método de desinfecção mais amplamente utilizado, por ser barato e eficaz, onde é adicionado à água hipoclorito de sódio ou uma solução gasosa de cloro (às vezes se utiliza o termo "cloro"). Alternativamente, é utilizada cloraminação. Este processo envolve a formação de monocloramina a partir de amônia e cloro dosados em água. A cloraminação requer um bom controle do processo, pois há implicações no sabor e na formação de subprodutos. Comparando a capacidade de garantir água sem patógenos, o cloro é melhor que a monocloramina, pois é capaz de manter uma concentração residual na distribuição, reagindo com outros patógenos encontrados na rede.

Ainda de acordo com a EPA (2011), o dióxido de cloro também é usado para fins de desinfecção. Embora seja mais poderoso que o cloro e não formar THMs ao reagir com substâncias húmicas, o dióxido de cloro é gerado sob demanda e é substancialmente mais caro. Outro método de desinfecção química é o uso do ozônio, um desinfetante poderoso capaz de inativar *Giardia* ou *Cryptosporidium*, que não é inativado facilmente com outros métodos. O uso do ozônio, no entanto, possui altos custos operacionais. Outros desinfetantes químicos incluem ionização de cobre e prata e peróxido de hidrogênio. No entanto, não é cientificamente verificado que a ionização de cobre e prata seja um desinfetante eficaz. O peróxido de hidrogênio não é usado na desinfecção da água potável, pois é instável no armazenamento e sua eficácia em bactérias e vírus é questionada. A tecnologia de desinfecção não química é o uso de radiação UV, que é um desinfetante eficaz e pode ser usado em locais com pouco espaço (TSITSIFLI; KANAKOUDIS, 2018).

Segundo Geldreich (2019), o tipo e a concentração de desinfetante costumam depender do número de microrganismos e sua resistência a um agente especificado, material de tubulação e depósitos que usam desinfetante. A tubulação de abastecimento de água é um *habitat* ideal para as bactérias heterotróficas e autotróficas. No entanto, o desenvolvimento do biofilme depende da qualidade da água que flui através da rede de tubos. A presença de carbono orgânico assimilável na água é um fator que limita o crescimento de microrganismos heterotróficos.

A tabela 1 apresenta os principais fatores causadores de contaminação secundária em redes de abastecimento de água. Segundo Jachimowski (2017), é

possível observar que muitos fatores hidráulicos estão ligados a contaminação secundária.

Tabela 1 - Fatores que causam contaminação secundária em redes de abastecimento de água

Classes de fatores	Fatores
Fatores relacionados a água	<ul style="list-style-type: none"> • Eficácia dos processos de tratamento de água em sistemas de abastecimento de água • Subprodutos de desinfecção • Falta de bioestabilidade da água e consequente crescimento microbiano • Falta de bioestabilidade da água e consequente corrosividade e acumulação de sedimentos
Fatores relacionados a condições hidráulicas da rede	<ul style="list-style-type: none"> • Velocidade do fluxo de água • Água deixando de fluir e estagnação na rede (Alta detenção) • Variações de pressão
Fatores Operacionais	<ul style="list-style-type: none"> • Idade da tubulação • Presença de sedimentos • Incrustação em tubulações • Taxa de falha de rede • Negligência operacional
Fatores relacionados a materiais das tubulações	<ul style="list-style-type: none"> • Material prima da tubulação • Revestimento interno da tubulação
Fatores relacionados à estrutura da rede	<ul style="list-style-type: none"> • Layout espacial da rede • Demandas do corpo de bombeiros

Fonte: Adaptado de Jachimowski (2017)

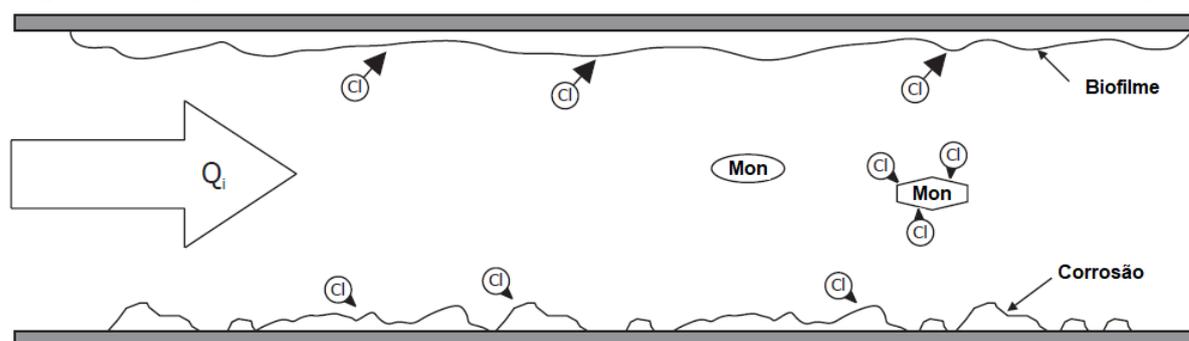
Segundo Cheng, Liu e Liu (2015), a qualidade da água deteriora-se com o aumento do tempo de detenção no sistema de distribuição de água, levando a avarias tais como a formação de subprodutos de desinfecção, deterioração, corrosão, gosto e odor. A idade da água é muito importante para se determinar a qualidade da água do sistema de distribuição e, depende principalmente da concepção do sistema e sua alocação de demandas. A concentração de cloro residual varia com a detenção hidráulica no sistema, no geral a concentração de cloro residual é linearmente dependente da demanda por água. De acordo com os estudos conduzidos por Fischer (2015) são necessárias simulações de pelo menos 30 dias (720horas) para que os padrões de detenção hidráulica se estabilizem em um regime constante, possibilitando a construção de padrões.

3.3 TRIHALOMETANOS NA ÁGUA

A matéria orgânica natural (MON) é um componente onipresente das águas naturais e compreende materiais e substâncias biogênicas em vários estágios de decomposição (HOPE *et al.*, 1994). Origina-se de produtos vegetais, microbianos e animais, tanto na forma de resíduos metabolizados (excretados) como nos efluentes e seus restos em decomposição (WETZEL, 2001). A MON pode ser lixiviada para a hidrosfera a partir de fontes externas, via escoamento e percolação, durante eventos de precipitação. Alternativamente, pode ser produzido *in situ* no corpo de água a partir de plantas aquáticas, plâncton e organismos superiores (KALBITZ *et al.*, 2000).

Segundo Jimenez, Domínguez e Silvério (1993), os trihalometanos (THM) são formados pela reação entre a matéria orgânica e o cloro livre durante o estágio de desinfecção do tratamento da água (Figura 6). Como o tratamento convencional é geralmente eficaz na remoção de matéria orgânica particulada, a matéria orgânica dissolvida (MOD) representa o componente problemático. É necessário um período mínimo de contato com o cloro livre para garantir que a água potável atenda aos padrões de segurança microbiológica. O potencial de formação de THM depende da MOD, pH, dosagem de Cl_2 e tempos de exposição.

Figura 6 - Reações desinfetantes que ocorrem dentro de um tubo típico do sistema de distribuição

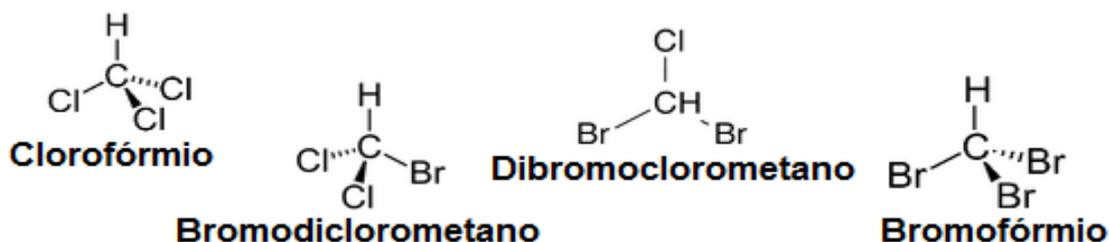


Fonte: Adaptado de Walski *et al.* (2007)

Ao deixar a planta e entrar no sistema de distribuição, os desinfetantes estão sujeitos a um conjunto mal caracterizado de possíveis reações químicas (WALSKI *et al.*, 2007). Estudos de caso baseados em populações sugerem uma fraca associação entre o consumo vitalício de água potável com cloro e a incidência de câncer de reto, cólon e bexiga (HILDESHEIM *et al.*, 1998). Em altas doses, espécies individuais de

THM (CHCl_3 , CHCl_2Br , CHClBr_2 e CHBr_3 , Figura 7) também foram identificadas como carcinogênicas em bioensaios com roedores (GEORGE *et al.*, 2002).

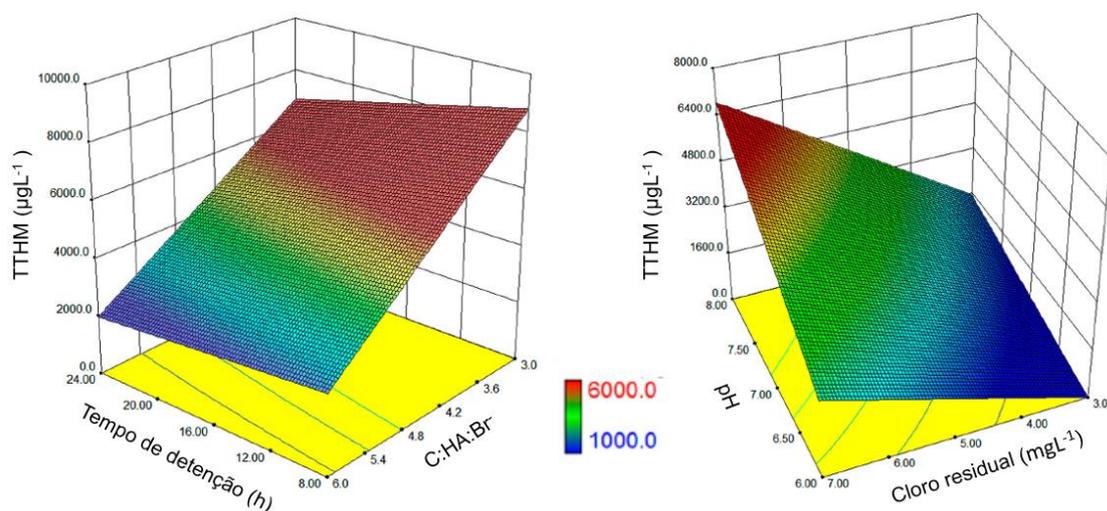
Figura 7 - Trihalometanos



Fonte: O Autor

Um estudo de superfícies de respostas foi conduzido por Rasheed *et al.* (2017), onde demonstraram a influência de variáveis independentes na formação de trihalometanos totais (Figura 8). A modelagem de regressão por superfície de resposta foi realizada a partir das respostas das variáveis independentes correspondentes, como concentração de HA, concentração de íons Br^- , dosagem aplicada de cloro (Cl_2), pH e tempo de detenção, resultando em concentração de TTHM.

Figura 8 - Formação de trihalometanos totais em função de variáveis independentes



Fonte: Adaptado e traduzido de Rasheed *et al.* (2017)

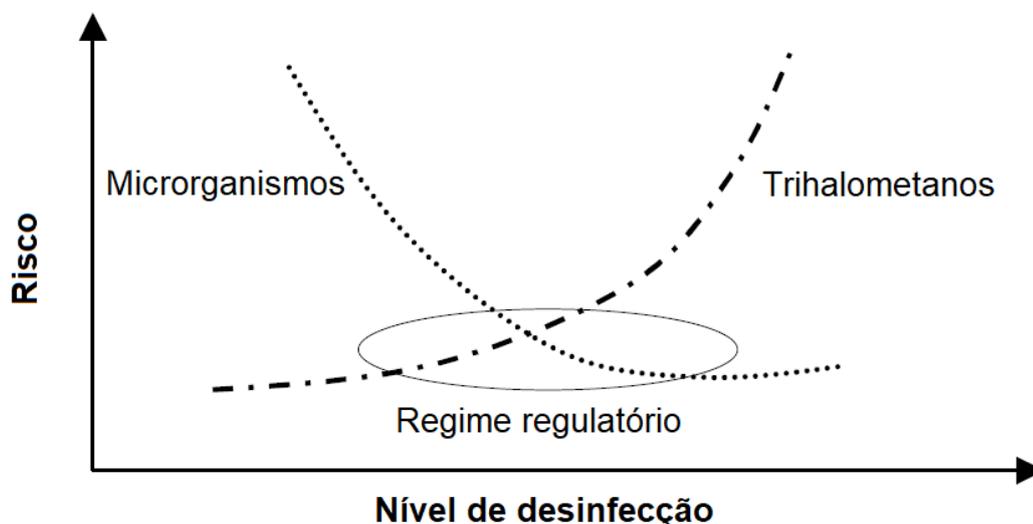
As espécies cloradas formadas inicialmente podem ser subsequentemente atacadas por HOBr para formar espécies bromadas na presença de Br^- suficiente (DEBORDE; VON GUNTEN, 2008). Pelo contrário, o aumento da razão HA:Br diminuiu as espécies de TTHM devido à menor formação de espécies bromadas. Na

ausência ou concentração insuficiente de Br^- , as espécies cloradas foram os únicos produtos formados, resultando em diminuição da concentração de TTHM, também demonstrado por Liang e Singer (2003).

3.4 TRIHALOMETANOS E RISCOS À SAÚDE HUMANA

De acordo com Sadiq e Rodriguez (2004), devido aos principais benefícios da desinfecção da água e devido aos resultados associados a seus subprodutos, torna-se necessária uma análise de *tradeoff* entre riscos microbianos e químicos (Figura 9). No entanto, na prática, isso constitui um grande desafio, porque muitas vezes as condições que levam a uma melhor eficiência de desinfecção também levam a uma maior ocorrência de subprodutos. O regime regulatório deve estabelecer níveis aceitáveis de risco para agentes microbianos e químicos.

Figura 9 - Análise de risco microbiológico versus químico para desinfecção



Fonte: Adaptado de Sadiq e Rodriguez (2004)

Brasil (2017), limita a concentração de TTHMs na água tratada, para um máximo de $100\mu\text{gL}^{-1}$, similar ao Reino Unido (DWI, 2010), nos EUA a EPA (2011) limita a concentração máxima de TTHMs a $80\mu\text{gL}^{-1}$ e possui formulários para que os clientes denunciem as companhias de saneamento caso as concentrações estejam acima dos valores de referência (EPA, 2001). Todas consideram como trihalometanos, o Clorofórmio (CHCl_3) (TCM)-CAS = 67-66-3, Bromodiclorometano

(CHBrCl₂, BDCM) - CAS = 75-27-4, Dibromoclorometano (CHBr₂Cl) (DBCM) - CAS = 124-48-1 e o Bromofórmio (CHBr₃, TBM) -CAS = 75-25-2.

Segundo Kristiana *et al.* (2009), quantidades consideráveis de pesquisa concentraram-se em ajustar o processo de coagulação-floculação para melhorar a remoção de precursores de THM, chamada de coagulação aumentada (GOUGH *et al.*, 2014).

A Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (IARC) revisa estudos publicados e classifica de maneira padronizada o potencial carcinogênico de vários produtos químicos. As categorias e definições que o IARC usa são fornecidas na Tabela 2 (IARC, 2006). A IARC revisou a água potável clorada em 1991 e a atualizou em 1997 (IARC, 1999).

A água potável clorada não foi classificada quanto à sua carcinogenicidade para os seres humanos (Grupo 3). Tanto o clorofórmio quanto o bromodiodorometano, dois THMS individuais, foram classificados como possivelmente carcinogênicos para os seres humanos (Grupo 2B). Esta categoria é usada para agentes para os quais existem evidências inadequadas de carcinogenicidade em humanos e evidências suficientes de carcinogenicidade em animais experimentais. O bromofórmio ou o clorodibromometano não foram classificados quanto à sua carcinogenicidade.

Tabela 2 - Grupos de carcinogenicidade a humanos

Grupo	Potencial carcinogênico
Grupo 1	Carcinogênico a humanos
Grupo 2A	Provavelmente carcinogênico a humanos
Grupo 2B	Possivelmente carcinogênico a humanos
Grupo 3	Não classificado quanto a carcinogenicidade a humanos
Grupo 4	Provavelmente não carcinogênico a humanos

Fonte: IARC (1999)

Alguns estudos epidemiológicos sugeriram, mas não de forma consistente, que os cânceres de cólon, retal e principalmente da bexiga possam estar associados à exposição ao TTHM, por exemplo, Hrudey (2012). No entanto, a suposição de que os TTHMs são indicadores de risco de câncer de bexiga em humanos não foi confirmada, e os dados existentes sugerem que os TTHMs não são bons substitutos para alguns

outros subprodutos de cloração que podem aumentar o risco de câncer de bexiga (BULL *et al.*, 2009).

Associações observadas entre TTHMs e câncer de bexiga foram incorretamente interpretadas. Hrudehy (2008) concluiu que nenhum dos THMs, nem quaisquer outros SPDs identificados simultaneamente, têm a capacidade de agir para causar tumores na bexiga, ou concentrações de exposição suficientes para produzir previsões de câncer de bexiga que concordariam com previsões epidemiológicas. A EPA (2003) estimou em sua norma de análise de subprodutos de desinfecção de estágio 2 que os limites inferior e superior de confiança do risco de câncer de bexiga para a cloração da água potável variavam de 2 a 17%. Bull (2012), concluiu que os efeitos potenciais dos THMs no câncer de bexiga seriam cerca de duas ordens de magnitude inferiores às taxas de câncer observadas relatadas por alguns estudos epidemiológicos. Assim, se houver alguma correlação entre a cloração da água potável e o câncer de bexiga, provavelmente isso se deve a outros fatores.

Bull (2012), afirmou que os resultados das meta-análises sugerem estimativas de risco de aproximadamente 1/1.000 ao longo da vida de desenvolver câncer de bexiga devido ao consumo de água potável com cloro. Com base em suas avaliações de vários estudos de epidemiologia, Regli *et al.* (2015), estimaram um risco aumentado de câncer na bexiga ao longo da vida de 0,0001 por $\mu\text{g/L}$ incremental de TTHM, assumindo níveis aumentados de brometo de água na fonte de $50\mu\text{g/L}$. No entanto, EPA (2006) alertou que o nível de confiança em seus cálculos não impedia que o número real de casos de câncer de bexiga relacionados à água potável pudesse ser zero, porque a causa não havia sido comprovada. Essa falta de causalidade foi reafirmada por Cotruvo e Amato (2019).

THMs bromados e outras substâncias são metabolizados pela glutathione S-transferase teta 1-1 (GST-T1-1), e alguns podem produzir um produto mutagênico, portanto, a possibilidade de um mecanismo genotóxico pode existir (ROSS; PEGRAM, 2004). Alguns estudos na Espanha relataram um maior risco de câncer de bexiga em um subconjunto da população com polimorfismos genéticos que codificam para ativação de THMs bromados, oxigenação de alguns HAAs e metabolismo de muitos produtos químicos industriais e oxidação de THMs (CANTOR *et al.* 2010). Bull (2012), afirma que os polimorfismos genéticos fornecem evidências substanciais de que a água potável com cloro contribui para o câncer de bexiga, mas, por várias razões

mecanicistas, não fornece fortes evidências de que os THMs estejam causalmente relacionados ao câncer de bexiga.

Estudos *in vitro* de nível celular, empregando citotoxicidade e genotoxicidade, avaliaram vários SPDs por suas atividades biológicas. Tais estudos geralmente sofrem com a falta de consideração de todo o metabolismo animal pós-ingestão e dosagens *in vivo* nos órgãos e células alvo, além dos processos de reparo do DNA. No entanto, eles indicam uma atividade *in vitro* muito baixa para THMs (HUANG *et al.*, 2017; WAGNER; PLEWA, 2017).

Woo *et al.* (2002), forneceram uma avaliação estrutura-atividade de 209 SPDs para o potencial carcinogênico. Nenhum recebeu altas classificações; classificações alta-moderadas foram atribuídas a três substâncias químicas MX (halofuranona); classificações moderadas foram atribuídas a um MX, cinco haloalcanos / haloalcenos, seis halonitrilos, duas halocetonas, um haloaldeído, um halonitroalcano e um aldeído não halogenado. Os compostos MX são mutagênicos nos ensaios de Salmonella, mas não são considerados muito carcinogênicos porque provavelmente são rapidamente desintoxicados após a ingestão. Os 189 SPDs restantes foram designados como preocupação moderada (58), baixa (98) ou marginal (33). Hrudehy *et al.* (2015), revisaram 10 estudos de caso de alta qualidade com algumas sobreposições entre estudos, oito dos quais sugeriram uma associação com câncer de bexiga. Eles declararam que as estimativas quantitativas de risco derivadas da avaliação de risco toxicológico para SPD de cloração atualmente não podem ser conciliadas com as de estudos epidemiológicos, apesar das complexidades envolvidas, dificultando a interpretação regulatória. É necessária a replicação dos achados epidemiológicos em populações independentes, com maior elaboração da avaliação da exposição para fortalecer a base de conhecimento necessária para melhor informar abordagens regulatórias eficazes, também concluíram que nenhum agente causal com potência carcinogênica suficiente foi identificado, nem um modelo mecanicista foi validado.

3.5 MODELOS PREDITIVOS PARA TTHM

Segundo Sadiq e Rodriguez (2004), modelos de previsão de formação de subprodutos de desinfecção são úteis para avaliar a exposição humana em estudos epidemiológicos. Por exemplo, os modelos de regressão logística desenvolvidos por Milot, Rodriguez e Sérodes (2000), podem ser usados para estimar a probabilidade

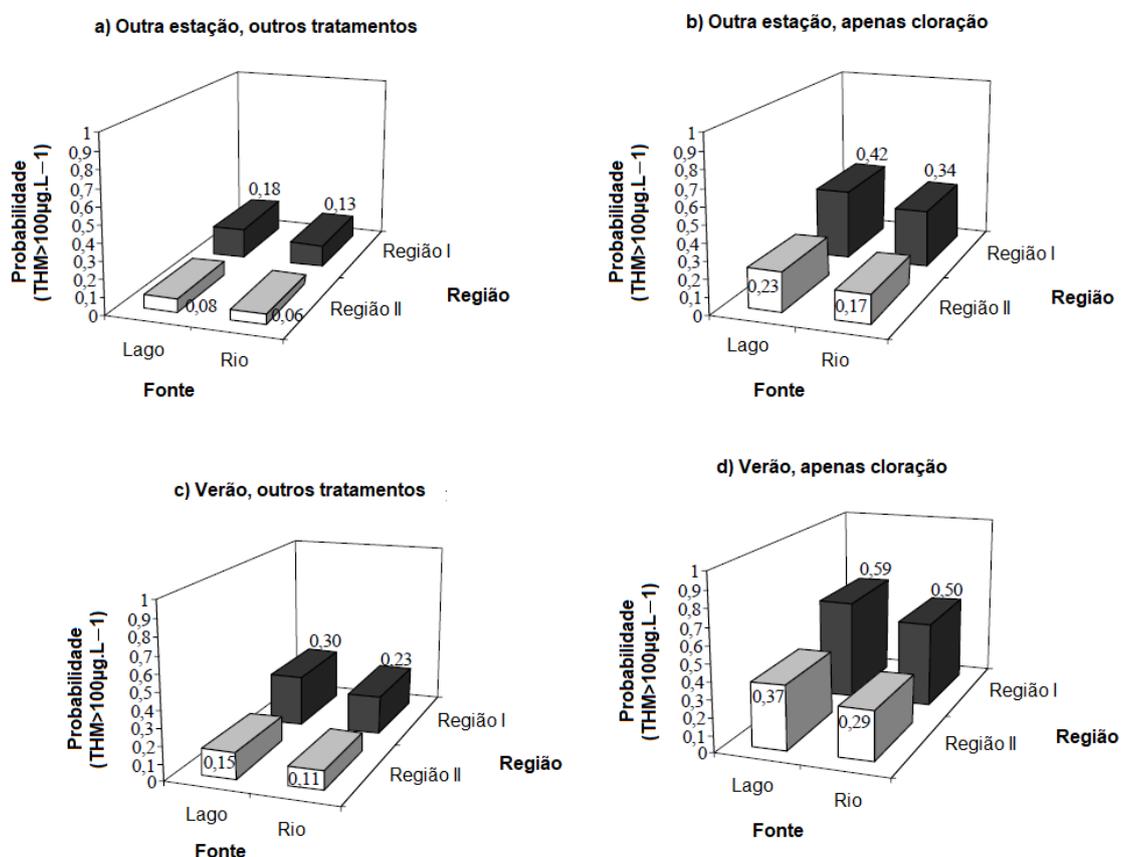
de que as concessionárias excedam valores específicos de THMs. Esses modelos foram desenvolvidos com dados do sistema de distribuição da província de Quebec (Canadá).

No estudo de caso conduzido por Milot, Rodriguez e Sérodes (2000), usando as informações históricas (os estudos sobre o câncer requerem vários anos). Os tipos de fontes, os métodos de tratamento (e suas modificações) e as informações das regiões geográficas (as propriedades do solo e o uso da terra podem variar), os serviços públicos podem ser classificados de maneira retrospectiva. de acordo com a susceptibilidade de formar altas concentrações de THM. Essa classificação pode ser feita usando limiares de probabilidade para distinguir baixa, média ou alta suscetibilidade (categorias adicionais são possíveis). Utilizando as informações complementares necessárias para estudos epidemiológicos (consumo de água da torneira, controle de fatores sociodemográficos, etc.), pode ser realizada uma avaliação histórica e geográfica da exposição aos THMs para populações atendidas pelas concessionárias da área de interesse. A figura 10 ilustra a aplicação do modelo logístico (MILOT; RODRIGUEZ; SÉRODES, 2000), para um valor de referência THM de $100 \mu\text{gL}^{-1}$. A Figura 10 mostra que as probabilidades de exceder os limites de THM variam significativamente entre as categorias de variáveis consideradas. Assim, em um estudo epidemiológico, a variabilidade nas exposições a THMs pode desempenhar um papel fundamental.

No trabalho de Chang *et al.* (1996), três amostras de água foram coletadas na entrada da concessionária de água em Taiwan. Foram realizadas experiências de cloração com dosagem variável de cloro a uma temperatura constante. Para cada amostra desenvolveram um único modelo de regressão representando a formação de THM. Um modelo simples de THM foi posteriormente desenvolvido combinando as informações de três amostras (Tabela 3).

Outro trabalho similar foi conduzido por Milot, Rodriguez e Sérodes (2000), onde os autores combinaram diferentes bancos de dados para o desenvolvimento de modelos preditivos de TTHM. Eles combinaram dados em escala laboratorial dos EUA desenvolvidos por Amy *et al.* (1987a), Rathbun (1996a) que eles validaram usando um banco de dados de THMs em escala de campo para pequenas concessionárias de água na província de Quebec (Canadá).

Figura 10 - Modelo de simulação de probabilidade de níveis de THM superiores a $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ de acordo com a estação do ano, tipo de tratamento, tipo de água bruta e localização geográfica



Fonte: Adaptador de Milot, Rodriguez e Sérodes (2000)

Modelos em escala de campo também foram desenvolvidos para valores típicos de COD encontrados em águas brutas do sul do Quebec. Análises de sensibilidade e validações de modelo foram realizadas usando o banco de dados em escala de campo. Combinando banco de dados dos EUA, Milot, Rodriguez e Sérodes (2000), desenvolveram posteriormente um modelo THM usando redes neurais artificiais (RNA), um método comumente utilizado em inteligência artificial (não listado na Tabela 2).

No trabalho conduzido por Golfinopoulos *et al.* (1998), os autores desenvolveram vários modelos de regressão para o TTHM usando os dados gerados a partir de amostras coletadas em quatro locais na estação de tratamento de Atenas (Grécia). Modelos de regressão multivariada foram desenvolvidos para o TTHM na água tratada final. Uma característica particular desse modelo é que a clorofila-a foi introduzida no modelo como um indicador de MO.

No trabalho conduzido por Chowdhury *et al.* (1991), os autores utilizaram o banco de dados desenvolvido por Amy *et al.* (1987a), para a construção de modelos preditivos para THMs específicos, no entanto, o modelo não representa condições reais para *utilities* de saneamento.

Tabela 3 – Equações para previsão da concentração de trihalometanos.

Autor	Ano	N	R ²	Equação
Chang <i>et al.</i>	1996	120	0,94	$12,7(COT)^{0,291}(t)^{0,271}(D)^{-0,072}$
Rodriguez <i>et al.</i>	2000	1800	0,90	$0,044(COD)^{1,030}(t)^{0,262}pH^{1,149}(D)^{0,277}(T)^{0,968}$
Golfinopoulos <i>et al.</i>	1998	88	0,98	$12,5 \ln(Ch - a) - 14,5(pH) + 230(Br^-)$ $-140(Br^-)^2 - 25,3(S) + 110,6(Sp) - 6,6(T.Sp)$ $+ 1,48(T.D)$
Chowdhury, Amy e Siddiqui	1992	995	0,90	$0,0031(UV.COT)^{0,440}(D)^{0,409}(t)^{0,265}(T)^{1,06}(pH - 2,6)^{0,715}(Br + 1)^{0,036}$

Onde: COT = Carbono orgânico total; t = tempo de detenção em horas; D = concentração de cloro; COD = Carbono orgânico dissolvido; T = temperatura em C; Br = Íon de brometo (mg.L⁻¹); S = variável Dummy (Verão); Ch-a = Clorofila a (mg.m⁻³); Sp = variável Dummy (Primavera); UV = absorvância no UV a 254 nm (cm⁻¹).

3.6 SIG E MODELAGEM HIDRÁULICA

Sistemas de informação geográfica (SIG) tornaram-se ferramentas essenciais na análise espacial e estatística dos recursos hídricos para uma gestão mais eficaz (ABDELBAKI, 2014). Ardeshir (2006), relatou que tais sistemas têm sido empregados para gerenciamento e manipulação de dados espaciais. Os dados espaciais, também conhecidos como dados geoespaciais, são informações sobre um objeto físico que pode ser representado por valores numéricos em um sistema de coordenadas geográficas. De acordo com a ESRI (2016), o software ArcGIS e a ferramenta *spatial analyst* servem principalmente para resolver questões complexas como, por exemplo, gestão de risco, análise de padrões e custos de modelos, pois permite análises espaciais complexas e interpolações de pontos e linhas por diferentes métodos.

O SIG fornece um ambiente consistente para a visualização do modelo de exibição e os resultados dos dados de entrada/saída. Essa habilidade é muito útil no processo de tomada de decisão. No campo da hidráulica urbana, por exemplo, Abdelbaki (2014), demonstrou que o uso de SIG permite uma melhor compreensão

de uma rede de distribuição de água, tornando, assim, mais fácil atualizar um sistema após uma alteração. Além disso, para uma melhor gestão de uma rede de distribuição de água também é possível combinar em um banco de dados SIG, como quantidade e qualidade da água em um território específico. No estudo de caso conduzido por Kumar, Geetha e Shanmugasundaram (2016), a plataforma SIG foi integrada a plataforma WaterGEMS para se fazer análises espaciais de um modelo hidráulico. Foram analisados os nós de pressão de forma espacial por meio de interpolações gerando resultados mais concisos que os apresentados puramente pelo modelo hidráulico.

Segundo Abdelbaki *et al.* (2016), é importante coletar no mesmo computador todas as informações relacionadas a um sistema de água com base na localização geográfica. Esse conhecimento preciso da rede melhorará a eficiência nos níveis de gerenciamento técnico e administrativo e aumentará a qualidade do serviço prestado aos assinantes. O desenvolvimento de um modelo SIG combinado com a geração de informações necessárias para uma gestão eficaz dos serviços de água é demorado e caro. Tornou-se claro que todos os objetivos de gerenciamento desejados não podem ser alcançados na aplicação do SIG em sistemas de distribuição de água sem a utilização de modelos de simulação hidráulica.

De acordo com a ESRI (2016), o ArcGIS é utilizado para representação espacial dos dados, de forma a facilitar o entendimento do contexto dos produtos. Todos os resultados obtidos do modelo hidráulico, como tempo de detenção hidráulica, pressão e velocidade de escoamento estão associados aos elementos constituintes do modelo (nós e tubos), de forma que ao migrar para o ArcGIS seja possível trabalhar com diversas ferramentas estatísticas e de interpolação de superfícies, tais como a interpolação *natural neighbor* (Figura 11) e *raster math*.

A interpolação espacial *natural neighbor* (Equação A) é um método desenvolvido por Sibson (1981), o método possui vantagens sobre outros, gerando uma suavização maior dos dados da superfície.

$$G(x, y) = \sum_{i=1}^n w_i f(x_i, y_i) \quad (A)$$

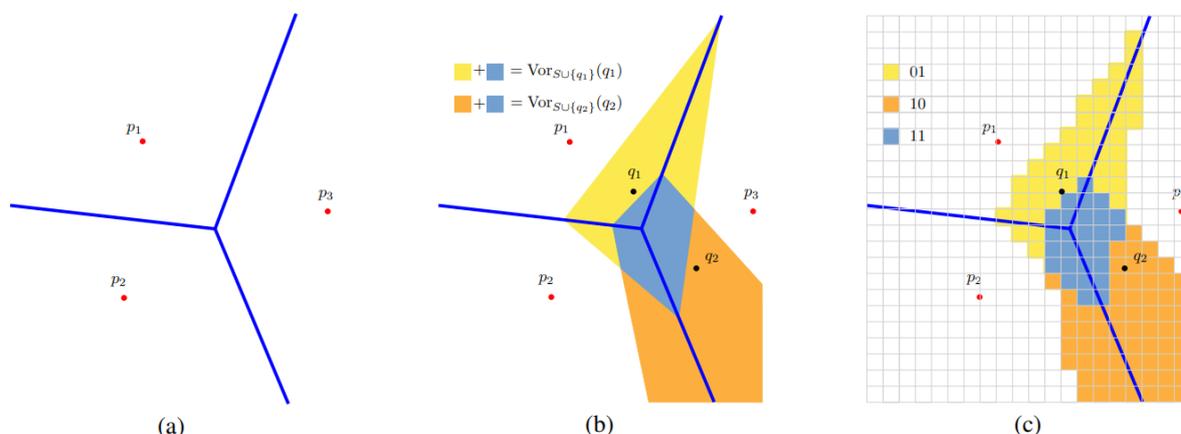
Onde:

$G(x,y)$ é o valor estimado em (x,y) , w_i são os respectivos pesos, x_i e y_i são os dados conhecidos.

A interpolação *natural neighbor* cria uma triangulação dos pontos de entrada e seleciona os nós mais próximos que formam um casco convexo ao redor do ponto de interpolação, depois pondera seus valores por área proporcional. Esse método é mais apropriado onde os pontos de dados de amostra são distribuídos com densidade desigual, como os nós de um modelo hidráulico, no qual estão associados as grandezas hidráulicas analisadas.

Na Figura 11, Beutel, Mølhave e Agarwal (2010), exemplificam a aplicação da interpolação *natural neighbor*, onde são geradas três células de veronoi a partir dos pontos amostrais p_1 , p_2 e p_3 , em seguida essas formas são pixelizadas de forma a constituir dados raster, onde cada pixel de uma imagem possui um valor específico. Esta metodologia é aplicável na construção de superfícies de tempos de detenção hidráulica, a partir dos nós do modelo, possibilitando relacionar estes valores com a área geográfica de consumo humano de água potável.

Figura 11 - Aplicação da interpolação Natural Neighbor na criação de células de Veronoi pixelizadas.

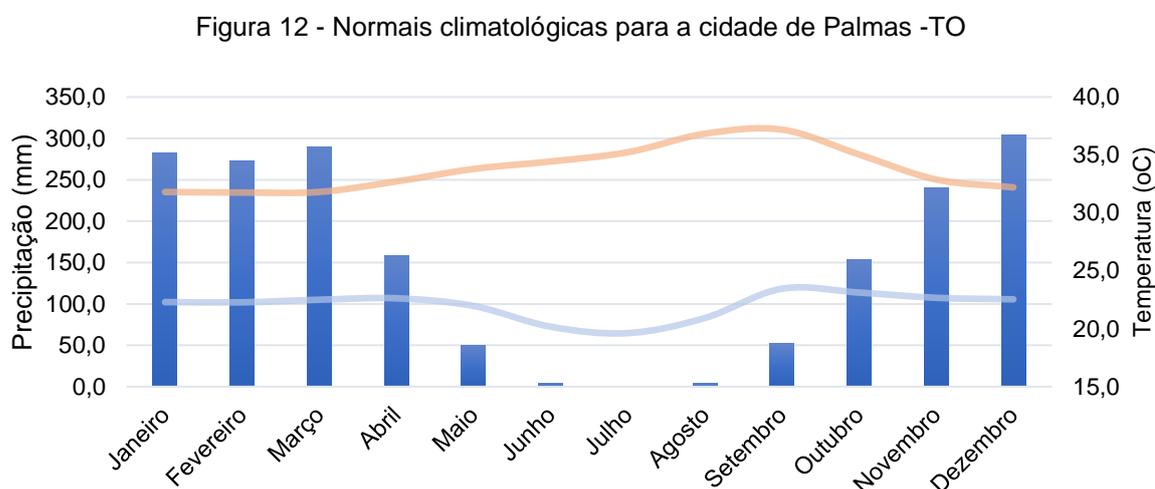


Fonte: BEUTEL; MØLHAVE; AGARWAL, 2010

3.7 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA ESTUDADA

De acordo com o estudo desenvolvido por Sousa *et al.* (2015), a classificação climática de Thornthwaite para Palmas – TO é do tipo C2 e pode ser definido segundo a fórmula $C2wA'a'$, com deficiência moderada de água no inverno. O clima de Palmas é marcado por duas estações preponderantes, sendo um inverno seco e um verão chuvoso, onde os meses de outubro a abril representam 97% do volume de

precipitação. O gráfico exibido na Figura 12 representa as normais climatológicas para a área estudada, compreendendo um período de 30 anos para precipitação e 26 anos para temperaturas máxima e mínima.



Fonte: Dados compilados de ANA (2019) e INMET (2019)

A partir da Figura 12 é possível inferir que setembro seja um dos meses de maior deficiência hídrica na bacia do Taquaruçu Grande, onde é feita a captação de água para abastecimento do setor Sul da cidade de Palmas. No mês de setembro a vazão do ribeirão Taquaruçu Grande muitas vezes não é suficiente para suprir à elevada demanda por água, consequência das elevadas temperaturas e baixa umidade relativa do ar. Devido a esta particularidade, a vazão de captação é complementada pelo braço do lago da usina Luis Eduardo Magalhães (Exutório da bacia do ribeirão Taquaruçu Grande) que possui padrões de qualidade inferiores. Em análises conduzidas pelo autor no mês de agosto, foram identificadas concentrações de DQO da ordem de 32mgL^{-1} no braço do lago, enquanto no ribeirão Taquaruçu, a máxima DQO identificada foi da ordem de 15mgL^{-1} , em ambas as localidades os valores para COT e COD se situaram entre 3mgL^{-1} e 5mgL^{-1} , no estudo realizado por Queiroz *et al.* (2018), foram identificadas concentrações de COT entre $3,9\text{mgL}^{-1}$ e $5,1\text{mgL}^{-1}$ na água bruta do braço do lago. Em todas as análises realizadas pelo autor no local de estudo, o pH se situou na faixa de 6,5 a 7,13.

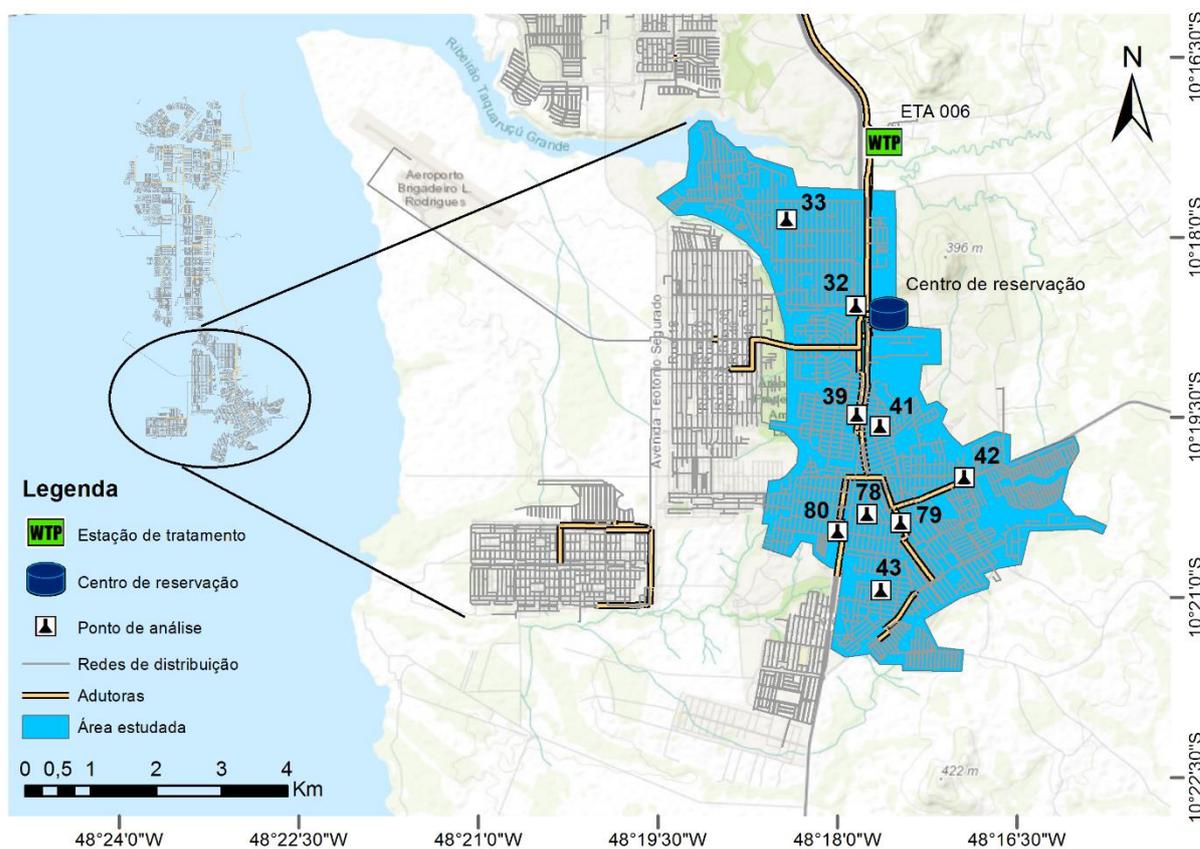
A separação da água entre o ribeirão Taquaruçu Grande e o braço do lago é feita por uma barragem de acumulação de nível, que favorece a captação de água de maior qualidade oriunda do ribeirão.

4. METODOLOGIA

4.1 ÁREA E PERÍODO DE ESTUDO

O setor estudado (Figura 13) possui 21km² e engloba diversas quadras da região Sul de Palmas, capital do estado do Tocantins (10°19'30''S e 48°18'00''O). A região escolhida apresenta características importantes para este tipo particular de estudo, que são: estanqueidade do setor em relação aos setores adjacentes e a existência de pontos de monitoramentos bem espaçados no interior da mesma.

Figura 13 - Local de estudo



Fonte: O Autor

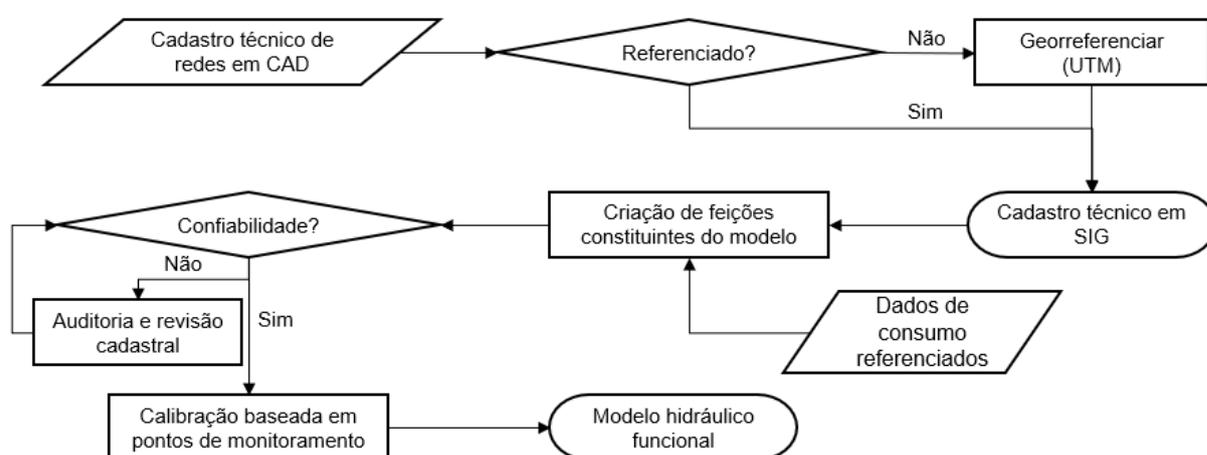
Os monitoramentos de qualidade mais simples (cloro residual e turbidez) são feitos diariamente pela companhia de saneamento local, outros monitoramentos mais complexos (trihalometanos e ácidos haloacéticos) que envolvem análises laboratoriais de elevado custo são feitos com maior espaçamento temporal, por amostragem aleatória simples.

A Figura 13 também retrata o sistema hidráulico existente no local, que é constituído por: uma estação de tratamento de água, que produz toda a água utilizada no setor em questão, um centro de reservação com capacidade de armazenamento de 10.000m³, redes de distribuição e pontos de controle de qualidade. O estudo foi conduzido para os meses de março e setembro de 2018, por caracterizarem marcos entre estações chuvosas e secas na região (SOUSA *et al.*, 2015). Outro fator preponderante para escolha dos meses de março e setembro, foram as médias dos resultados obtidos para as concentrações de cloro residual livre no sistema em tais meses que caracterizaram extremos mínimos e máximos.

4.2 CONSTRUÇÃO DO MODELO HIDRÁULICO

Os softwares utilizados para a construção do modelo hidráulico foram, AutoCAD Civil 3D 2019, WaterGEMS CONNECT Edition e ArcGIS 10.5, a metodologia (Figura 14) foi adaptada de Walski *et al.* (2007).

Figura 14 - Metodologia de construção de modelos hidráulicos



Fonte: Walski *et al.* (2007) adaptado pelo autor

4.3 SIMULAÇÕES HIDRÁULICAS E CONSTRUÇÃO DE CENÁRIOS

Para criar os cenários foi adotada a técnica de simulações em período estendido (SPE), que consiste em modelar um sistema de distribuição utilizando uma série de simulações de estado estacionário em um período especificado (exemplo: sessenta *snapshots* de um segundo compõe um modelo dinâmico de um minuto). A

técnica foi adotada, pois segundo a AWAA (2005), ela simula a maneira como um sistema se comporta em resposta a mudanças nas demandas (curva de consumo) e condições operacionais. Normalmente, as análises de período estendido, estritamente para hidráulica, são simuladas durante várias horas ou dias, como um período de 24 horas, durante dias de demanda média e máxima, enquanto análises de qualidade da água são simuladas durante vários dias, semanas ou até meses. No caso deste trabalho, foi adotado o período de 720 horas, que de acordo com as recomendações de Fischer (2015), permitem a estabilização dos tempos de detenção.

Os componentes do sistema (variáveis) que requerem calibração incluem configuração de tubulação, tamanho, demandas e coeficientes de atrito para descrever com precisão as perdas por atrito associadas ao transporte de grandes quantidades de água pelo sistema. A calibração da simulação de período estendido envolveu simular uma determinada série de condições para representar uma exibição dinâmica do sistema por meio de flutuações de demanda que ocorreram em um período de 24 horas, ou maior.

O modelo foi calibrado separando grupos e subgrupos de demandas e de rugosidade de acordo com o tipo de material das tubulações e zonas de abastecimento por reservatório. A calibração do modelo foi feita por meio de iterações convergentes (Equação B) entre os valores simulados e observados em campo (1 monitoramento em cada zona de pressão por 7 dias simultâneos), que fazendo utilização de multiplicadores para cada subgrupo de demandas possibilitaram o ajuste para o cenário mais adequado à realidade.

$$F = \frac{1}{WH} \sum_{i=1}^N (Hm - Ho)^2 + \frac{1}{WQ} \sum_{i=1}^N (Qm - Qo)^2 \quad (B)$$

Onde:

F = Fator de ajustamento; N = Número de observações; WH = Fator de peso para carga; WQ = Fator de peso para vazão; Hm = Carga simulada; Ho = Carga observada; Qm = Vazão simulada; Qo = Vazão observada.

As ponderações foram aplicadas para reduzir a influência de observações que são menos precisas, e para reforçar a consistência da unidade na equação de trabalho, o algoritmo de calibração é intrínseco ao software WaterGEMS.

4.4 MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA

Foram monitorados oito pontos de coleta e análise ao longo da rede (Figura 13), utilizando um clórimetro digital portátil com sensor fotovoltaico de silício e precisão de $0,02\text{mgL}^{-1}$. Todas as medições foram feitas em triplicata. Ao total foram realizados 352 monitoramentos ao longo do ano de 2018, sendo no mínimo 3 monitoramentos mensais em cada ponto.

Para determinar a concentração de cloro nas regiões onde não existem pontos de monitoramento, foi utilizada uma equação de segunda ordem (Equação C) para decaimento de cloro, proposta por Amarasooriya *et al.* (2017), como sendo uma melhor alternativa ao tradicional modelo de primeira ordem. A equação possui uma melhor resposta para os níveis de concentração tradicionalmente encontrados em sistemas de distribuição.

$$Ct = (C_0 - C)e^{-kt} + \frac{C}{1 + kt} \quad (C)$$

Onde:

Ct = concentração de cloro em mgL^{-1} no tempo t ; C e k = constantes empíricas; t = tempo de detenção hidráulica; C_0 = concentração inicial de cloro em mgL^{-1} , quando $t=0$.

Para prever a concentração de TTHM na água foram utilizados os modelos de Chang *et al.* (1996) e Rodriguez *et al.* (2000), representados pelas equações D e E, respectivamente. A variável de tempo de detenção foi obtida a partir do modelo hidráulico dinâmico de 720 horas. Para concentração de COT e COD foi adotada a concentração de 3mgL^{-1} , como sendo um extremo para águas cristalinas (BRANCO, 1990), para o pH foi adotado o valor 7,0. Todos os valores adotados foram validados por análises *in loco* e comparações com outros autores como Queiroz *et al.* (2018).

$$\text{TTHM} = 12,7(\text{COT})^{0,291}(t)^{0,271}(D)^{-0,072} \quad (D)$$

$$\text{TTHM} = 0,044(\text{COD})^{1,030}(t)^{0,262}\text{pH}^{1,149}(D)^{0,277}(T)^{0,968} \quad (E)$$

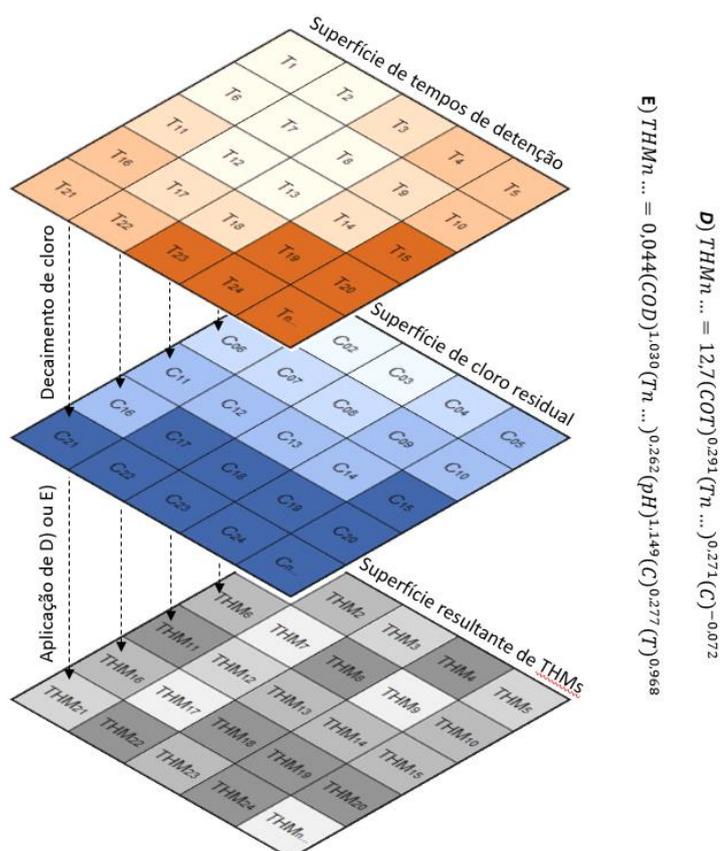
Onde:

COD = Carbono orgânico dissolvido em mgL^{-1} ; COT = carbono orgânico total em mgL^{-1} ; t = tempo de detenção em horas; D = Concentração de cloro residual em mgL^{-1} ; T = temperatura em graus celsius; pH = potencial hidrogeniônico.

A criação da superfície de concentrações de TTHM em determinadas áreas do sistema de distribuição, consistiu da aplicação das equações D e E (Figura 15) às superfícies de tempo de detenção hidráulica e cloro residual livre, obtendo, assim, a concentração de TTHM para cada região do modelo. Tal correlação foi realizada através da calculadora matricial presente no ArcGIS que possibilita a aplicação de algoritmos a superfícies matriciais (Rasters). A metodologia também é possível com aplicações avançadas do software R.

Para obtenção das áreas de ocorrência de cada concentração de cloro e TTHM, foi feita uma reclassificação dos raster e posterior vetorização (conversão de matrizes para vetores). A partir dos polígonos gerados, foram obtidas áreas com faixas de concentração específicas de cada substância estudada.

Figura 15 - Metodologia utilizada para construção de superfície de THM



Fonte: Metodologia proposta pelo autor, englobando modelos preditivos desenvolvidos por Chang *et al.* (1996), Rodriguez *et al.* (2000) e Amarasooriya *et al.* (2017).

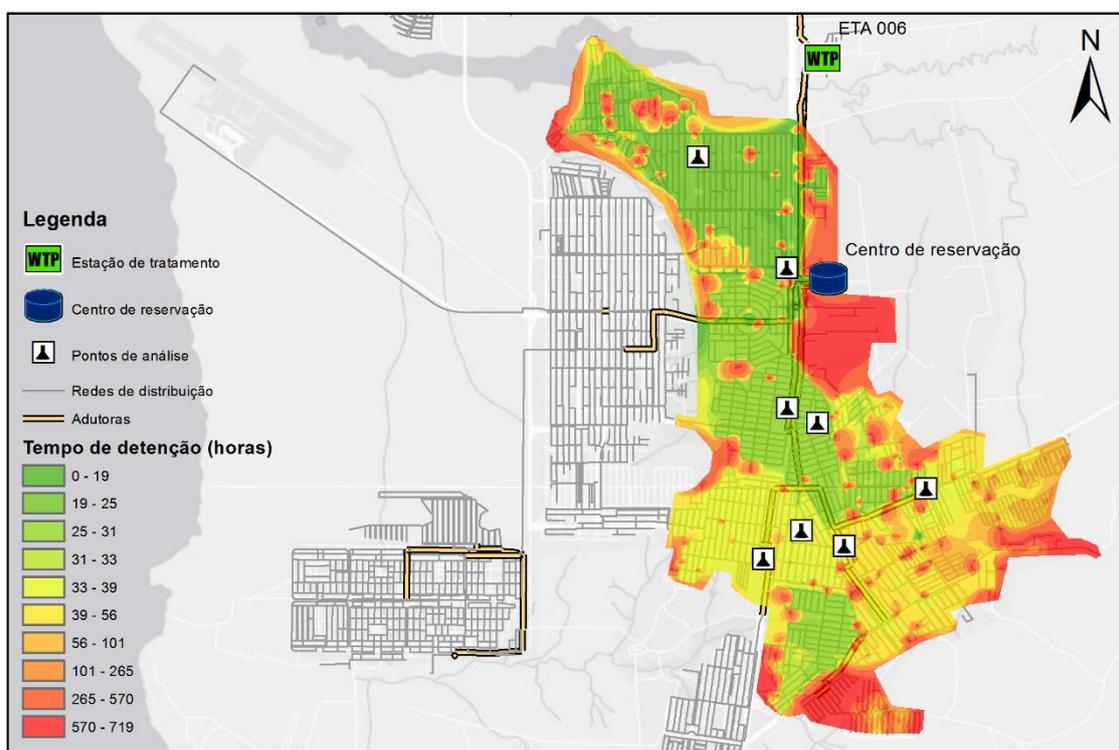
Os resultados obtidos através da reclassificação do “raster” de concentrações de TTHM foram convertidos em uma tabela com valores espaçados de $20\mu\text{gL}^{-1}$ em $20\mu\text{gL}^{-1}$ associadas a uma rampa de calor, permitindo a melhor identificação das frequências das zonas de concentração.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA

Após a realização da simulação para tempo de detenção hidráulica por um período de 720 horas e tratamento dos dados, obteve-se o mapa retratado na Figura 16, onde as áreas com maior tempo de detenção foram representadas com cores mais intensas (vermelho escuro) e de forma inversa as áreas com menor tempo de detenção, representadas com cores menos intensas.

Figura 16 - Mapa de tempo de detenção hidráulica



Fonte: O Autor

A maior preocupação em relação ao tempo de detenção hidráulica segundo CHENG *et al.* (2015) diz respeito à qualidade da água, que deteriora-se com o aumento do tempo de detenção no sistema de distribuição, levando a avarias tais como a formação de subprodutos de desinfecção, deterioração, corrosão, gosto e odor, que estão relacionados com a possível conversão do cloro em elementos

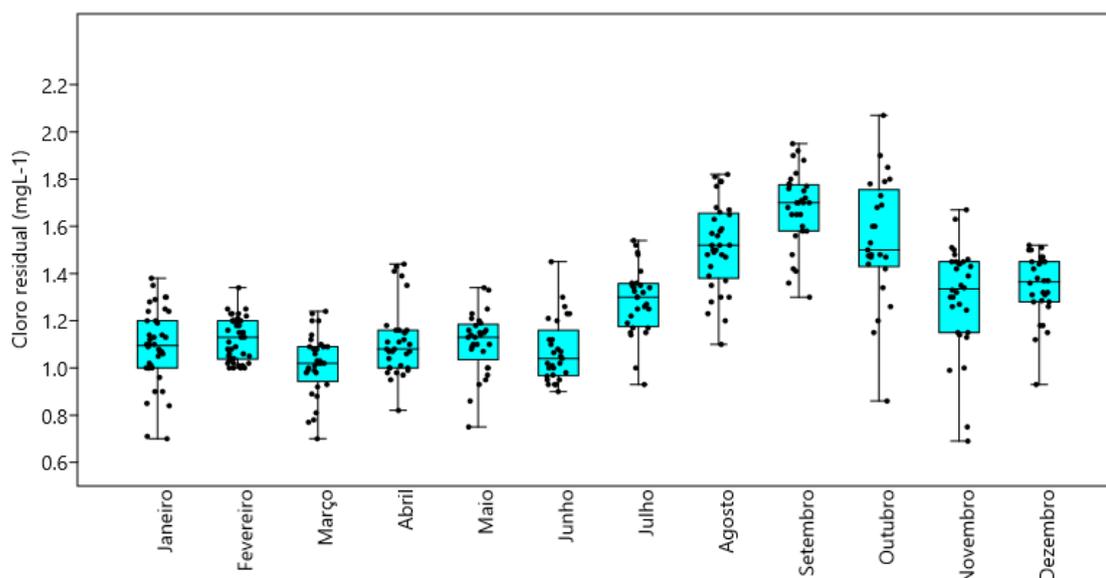
potencialmente cancerígenos. Existem diversos derivados halogenados que são resíduos de desinfecção.

Foi constatado que todos os pontos com tempo de detenção superiores a cem horas estão situados em extremidades de redes do tipo espinha de peixe. A maior mancha vermelha no mapa fica situada nas redondezas do centro de reservação, onde a densidade populacional é reduzida, o menor consumo pontual ocasiona o envelhecimento da água.

5.2 CLORO RESIDUAL E THMS

A figura 17 mostra as concentrações de cloro residual livre observada nos oito pontos de análise anteriormente descritos. Os meses com maiores e menores médias de concentrações de cloro residual são setembro e março, respectivamente. Isto se deve a uma água de qualidade inferior, captada nos meses mais secos. Foram observados valores quase duas vezes maiores para clorofila-a e carbono orgânico, no mês de setembro. Devido a esta característica, maiores dosagens de cloro são necessárias nos meses secos (OKEKE; NDUBUBA, 2019).

Figura 17 - Concentração de cloro residual nos pontos analisados em 2018



Fonte: O Autor

Os gráficos representados nas figuras 18, 19, 20 e 21 retratam os valores obtidos em cada um dos pontos de análise, separadamente. Cada um dos pontos da

rede está em uma localização geográfica diferente, conseqüentemente possuem tempos de detenção hidráulica distintos.

A variação das concentrações de cloro ao longo do ano encontrada nestes monitoramentos reforça as conclusões de Milot, Rodriguez e Sérodes (2000), que avaliaram a formação de trihalometanos no verão canadense (mais quente) em relação às demais estações do ano, encontrando concentrações cerca de duas vezes maiores no verão. Setembro é o mês com as maiores médias de temperatura na região de Palmas (INMET, 2019). Em todos os modelos preditivos analisados a concentração de cloro tem relação diretamente proporcional com a concentração de TTHM no sistema (CHANG *et al.*, 1996; RODRIGUEZ *et al.*, 2000; GOLFINOPOULOS *et al.*, 1998; CHOWDHURY, AMY e SIDDIQUI, 1992).

Figura 18 - PCQ 32 T=18,64h e PCQ 33 T=23,89h

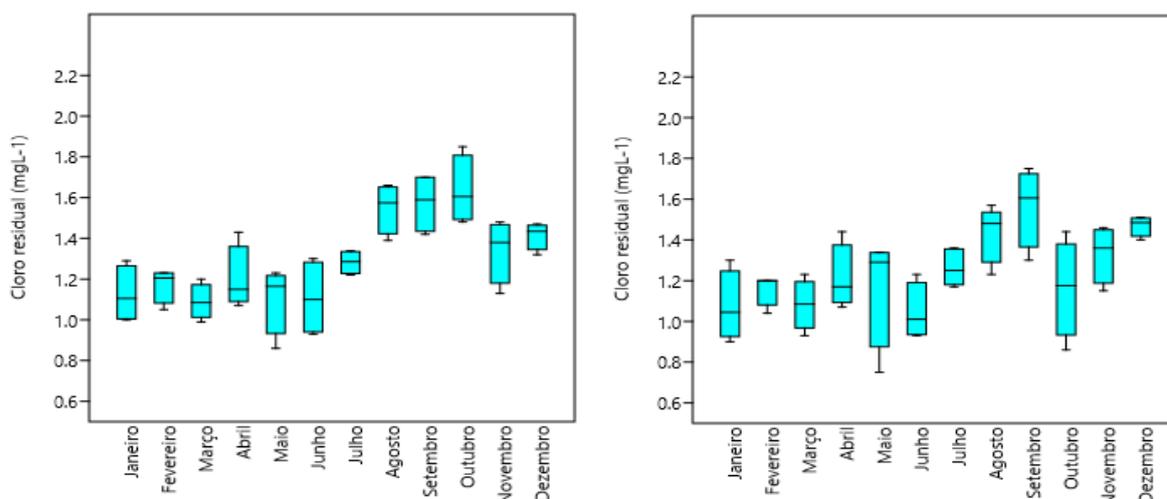


Figura 19 - PCQ 39 T=27,84h e PCQ 41 T=26,81h

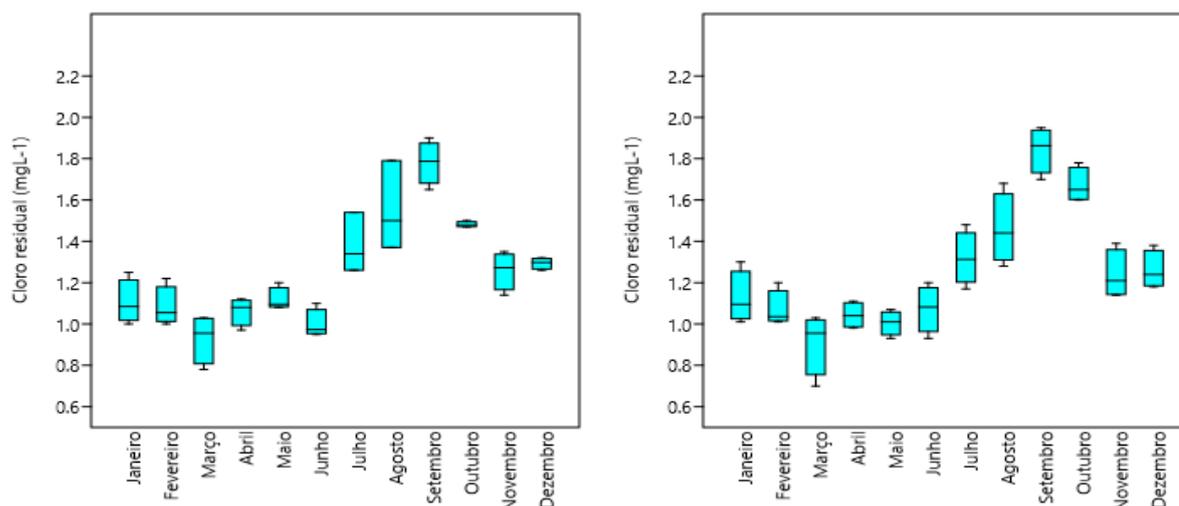


Figura 20 - PCQ 42 T=42,52h e 78 T=36,54h

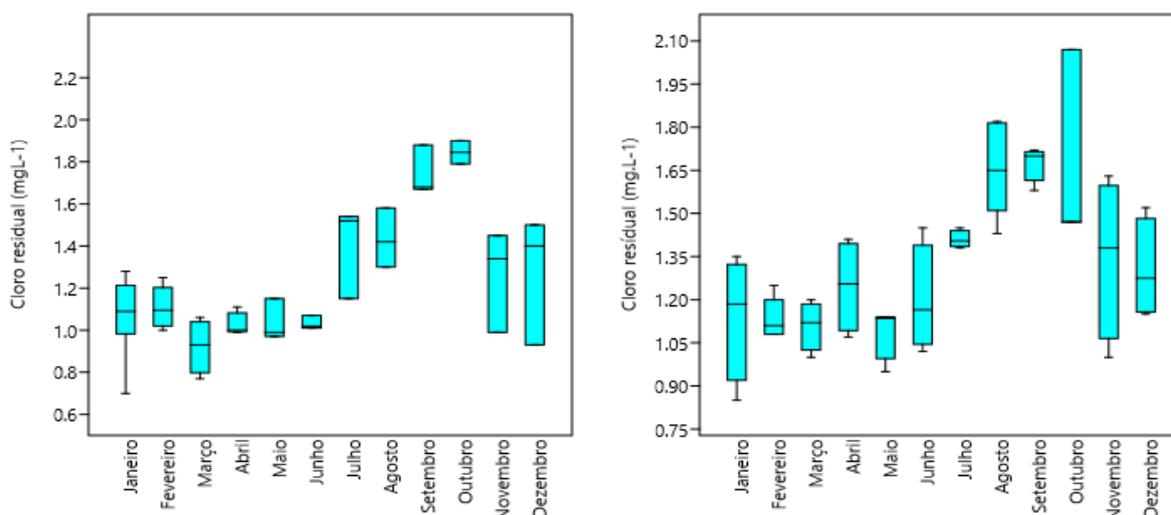
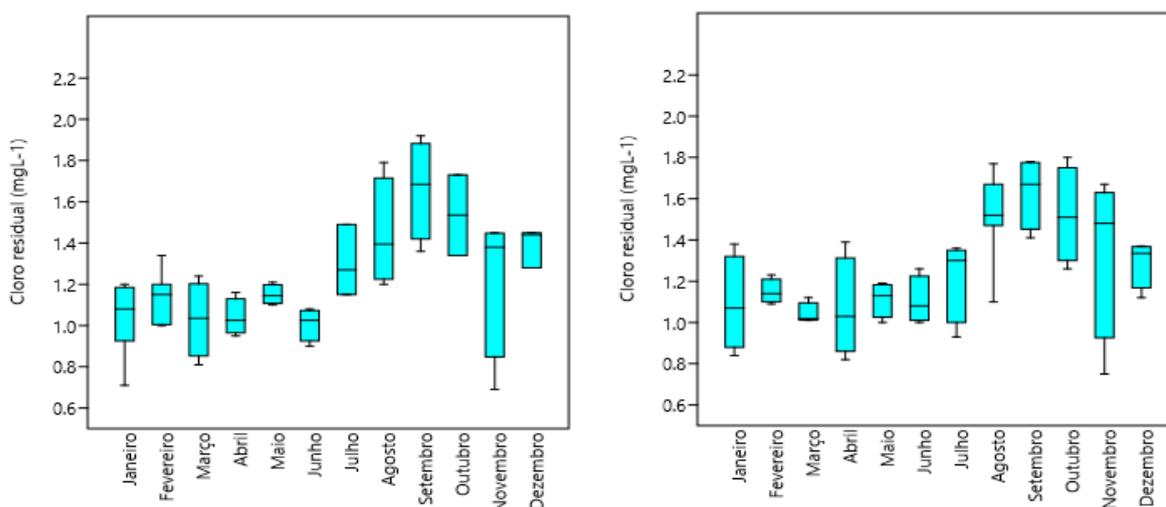
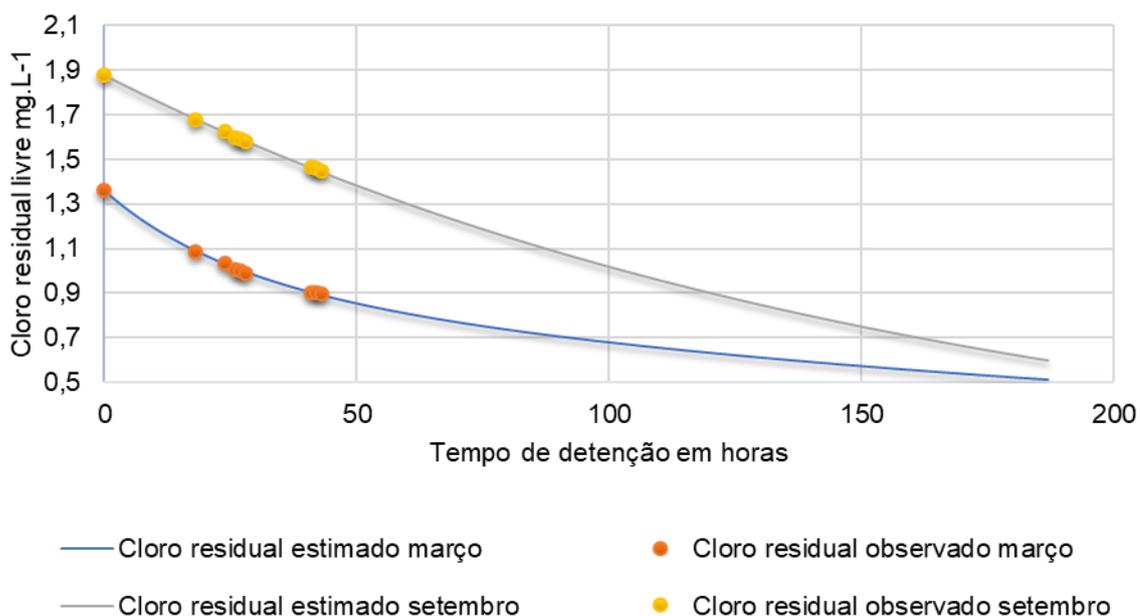


Figura 21 - PCQ 79 T=41,29h e PCQ 80 T=41,00h



O gráfico da Figura 22 mostra as médias das concentrações de cloro residual livre coletados ao longo dos meses de março e setembro de 2018 ajustados à equação de decaimento de cloro de Amarasooriya *et al.* (2017). O coeficiente de ajustamento R^2 para os meses de março e setembro foram respectivamente 0,99 e 0,98. As constantes C e k encontradas para cada um dos meses pode ser observada nas equações de decaimento F e G. A equação F representa o decaimento de cloro no mês de março e a equação G no mês de setembro, ambas com comportamento assintótico representando o completo decaimento do cloro residual quando o tempo de detenção tende ao infinito.

Figura 22 - Decaimento de cloro ajustado para os meses de março e setembro



Confirmando o bom ajuste através do modelo obtido por este planejamento experimental ao nível de 5% de significância foram geradas as curvas de decaimento representadas pelas equações F e G, que podem ser utilizadas para prever o comportamento do cloro residual baseado nas variáveis de tempo de detenção e dosagem inicial de cloro, dentro de um mesmo sistema. Com a obtenção das curvas de decaimento de cloro características para cada um dos meses estudados foi possível estimar a concentração de cloro residual livre em toda a extensão da região analisada aplicando os modelos a cada um dos pixels da superfície de detenção hidráulica.

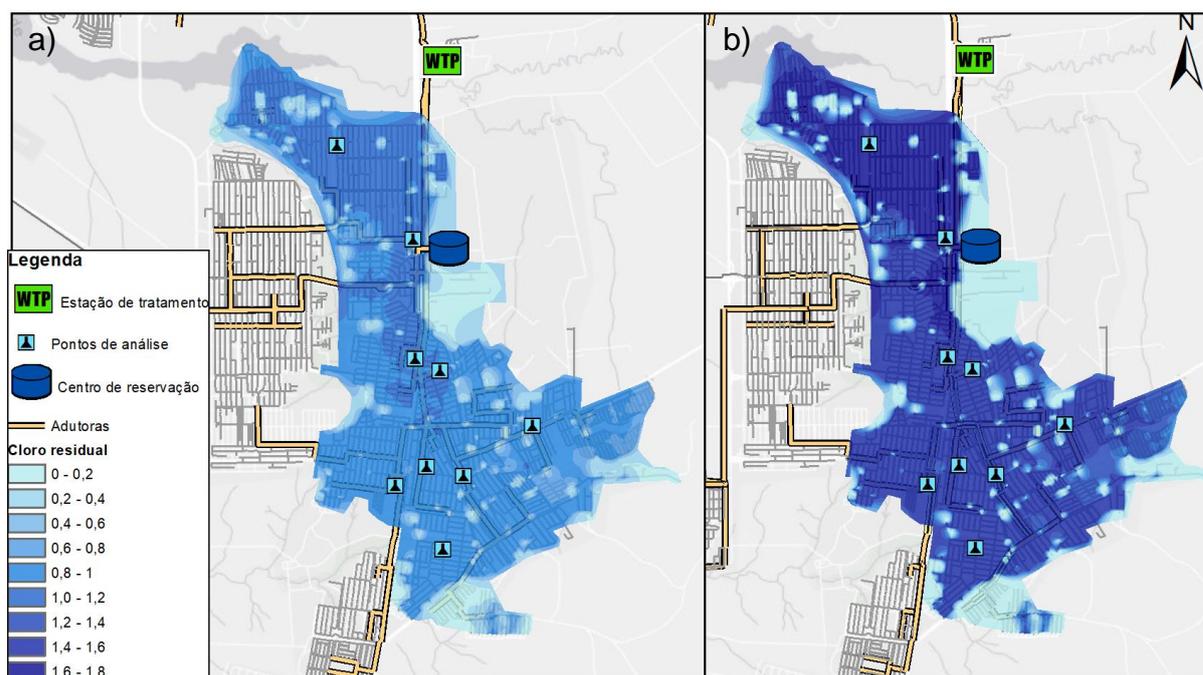
$$Ct = (1,360 - 2,1160)e^{-0,0149t} + \frac{2,1160}{1 + 0,0149t} \quad (F)$$

$$Ct = (1,880)e^{-0,0061t} \quad (G)$$

A Figura 23 representa o padrão das concentrações de cloro na região estudada, ambos os meses foram representados pela mesma rampa de cores, facilitando a diferenciação da magnitude das concentrações entre eles. O mês de setembro apresentou, de modo geral, uma maior concentração de cloro em relação ao mês de março do mesmo ano. Essa variação pode ser explicada devido à alteração

da qualidade da água no mês de setembro, bem como pelas altas temperaturas. Uma maior concentração de matéria orgânica foi detectada por análises na água do braço do lago da UHE Luis Eduardo Magalhães, o qual complementa o abastecimento nos meses mais secos. Uma maior concentração de matéria orgânica pode significar maior atividade microbológica (JOHN; ROSE, 2005), levando a uma necessidade de incremento na dosagem de cloro para desinfecção (OKEKE; NDUBUBA, 2019).

Figura 23 - Concentração de cloro em a) março e b) setembro em mgL^{-1}



Fonte: O Autor

Na Tabela 4 é possível observar em que faixa de área se distribuem as concentrações de cloro residual livre dentro do setor estudado. No mês de março a maior concentração é situada na faixa de $0,8\text{mgL}^{-1}$ a $1,0\text{mgL}^{-1}$, representando 45% da área total, enquanto para o mês de setembro a maior concentração é situada na faixa de $1,4\text{mgL}^{-1}$ a $1,6\text{mgL}^{-1}$, representando 44% da área total. Não foram encontradas áreas com limite superior ao estipulado por Brasil (2017). No entanto, apesar de pequenas, foram identificadas áreas com possíveis concentrações abaixo do estipulado como mínimo por Brasil (2017), que define como concentração limite para cloro residual, $0,5\text{mgL}^{-1}$, podendo chegar a $0,2\text{mgL}^{-1}$ em situações extremas. No mês de março as áreas com concentração abaixo do valor de referência mínimo

representaram 6% do total, enquanto no mês de setembro este valor se elevou para 13%, mesmo com a maior concentração inicial de cloro.

De acordo com Brasil (2017), devem ser priorizados locais de coleta de água que sejam localizados em trechos vulneráveis do sistema de distribuição como pontas de rede, pontos de queda de pressão, locais afetados por manobras, sujeitos à intermitência de abastecimento, reservatórios, entre outros.

Tabela 4 - Faixas de concentração de cloro residual em mgL^{-1} por área

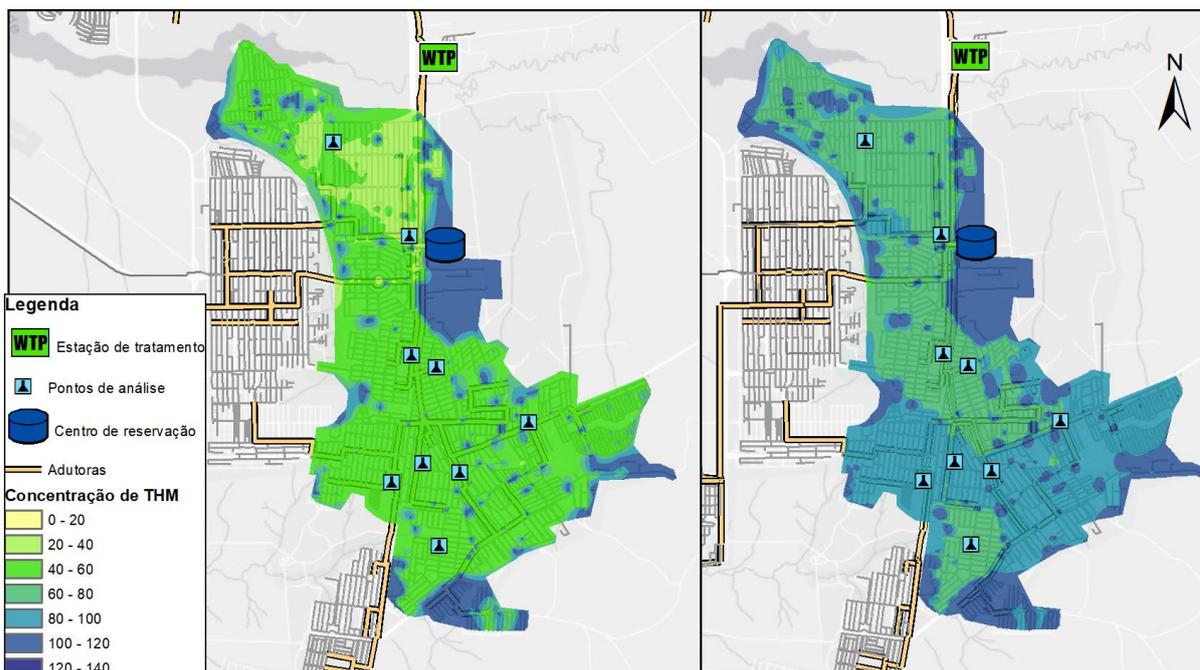
Mês	0 - 0,2	0,2 - 0,4	0,4 - 0,6	0,6 - 0,8	0,8 - 1,0	1,0 - 1,2	1,2 - 1,4	1,4 - 1,6	1,6 - 1,8
Março	1,32 km^2	2,14 km^2	1,31 km^2	2,12 km^2	9,54 km^2	4,23 km^2	0,05 km^2	0,00 km^2	0,00 km^2
Setembro	2,87 km^2	0,75 km^2	0,55 km^2	0,53 km^2	0,60 km^2	0,91 km^2	1,78 km^2	9,37 km^2	3,34 km^2

Da aplicação dos modelos de Chang *et al.* (1996) e Rodriguez *et al.* (2000) à superfície de concentrações de cloro dos meses de março e setembro (Figura 23) se obteve os mapas com as concentrações estimadas de trihalometanos nas diferentes áreas da região estudada (Figura 24 e Figura 25). É possível observar que em ambos os modelos houve um incremento nas concentrações de trihalometanos no mês de setembro.

O modelo de Rodriguez *et al.* (2000) apresentou maiores concentrações de trihalometanos na faixa de $80\mu\text{gL}^{-1}$ a $100\mu\text{gL}^{-1}$ em ambos os meses estudados, sendo que 39% da área total em março e 68% da área total em setembro se situaram dentro desta faixa, havendo previsibilidade de pequenas áreas com concentrações superiores ao limite regulatório vigente, especificado por Brasil (2017).

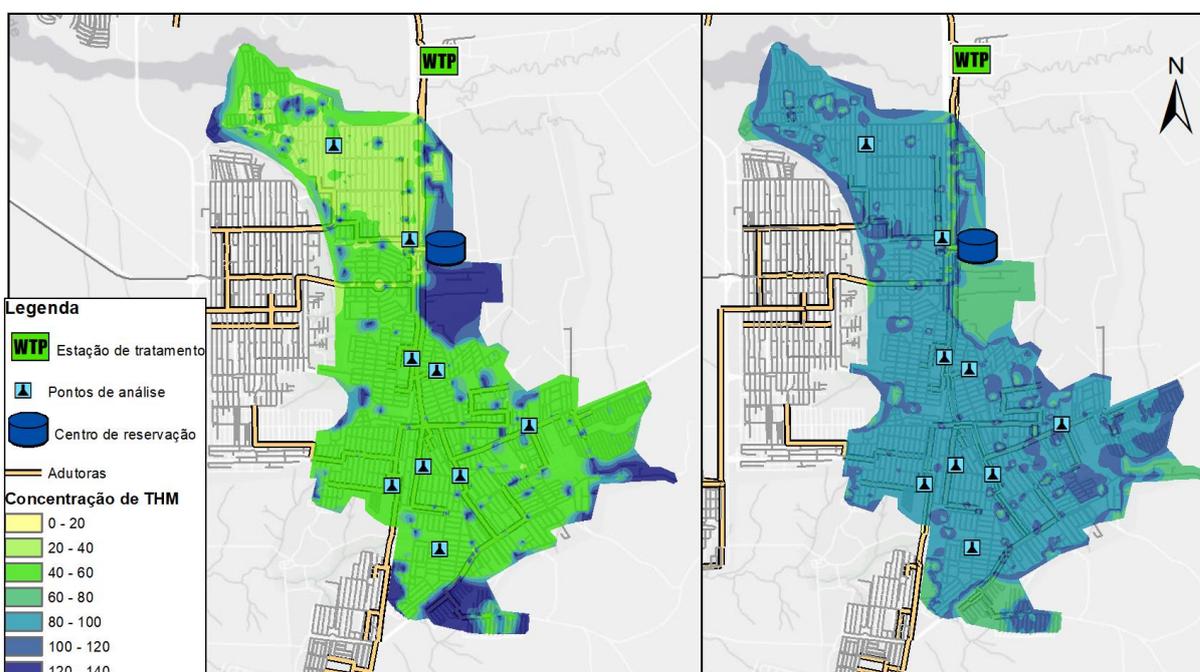
O modelo de Chang *et al.* (1996) apresentou maiores concentrações de trihalometanos na faixa de $40\mu\text{gL}^{-1}$ a $60\mu\text{gL}^{-1}$ em ambos os meses estudados, sendo que 63% da área total em março e 60% da área total em setembro se situaram dentro desta faixa específica. O modelo de Chang *et al.* 1996 chegou a apontar uma pequena área com possível concentração superior a $120\mu\text{gL}^{-1}$, correspondente a 8% da área total. É possível observar tal área no lado esquerdo da Figura 25, representada pela cor roxo escuro (Faixa $120\mu\text{gL}^{-1}$ – $140\mu\text{gL}^{-1}$). Cheng, Liu e Liu (2015), afirmam que a qualidade da água se deteriora em locais de maior tempo de detenção hidráulica e, é possível notar que as áreas situadas nesta faixa de maiores concentrações são encontradas majoritariamente em extremidades do setor de abastecimento que coincidem com os maiores tempos de detenção.

Figura 24 - Concentrações de THM em março segundo os modelos de a) Chang *et al.* (1996) e b) Rodriguez *et al.* (2000).



Fonte: O Autor

Figura 25 - Concentrações de THM em setembro segundo os modelos de a) Chang *et al.* (1996) e b) Rodriguez *et al.* (2000).



Fonte: O Autor

Ambos modelos de Chang *et al.* (1996) e Rodriguez *et al.* (2000), possuem boas qualidades preditivas, pois foram feitos com experimentos em escala real com

uma grande quantidade de pontos de amostragem. No entanto, o modelo de Chang *et al.* (1996) foi construído mantendo uma temperatura constante de 20°C, este fator pode ter alta significância para a cidade de Palmas, que possui elevadas temperaturas durante todo o ano (INMET, 2019).

Tabela 5 - Faixas de concentração de THM em μgL^{-1} por área

Mês	Método	0 - 20	20 - 40	40 - 60	60 - 80	80 - 100	100 - 120	120 - 140
Mar.	Chang <i>et al.</i> 1996	0,00 km ²	1,71 km ²	13,27 km ²	1,86 km ²	1,38 km ²	2,46 km ²	0,00 km ²
	Rodriguez <i>et al.</i> 2000	0,00 km ²	0,00 km ²	0,05 km ²	7,61 km ²	8,21 km ²	4,84 km ²	0,00 km ²
Set.	Chang <i>et al.</i> 1996	0,00 km ²	2,64 km ²	12,60 km ²	1,63 km ²	1,10 km ²	0,99 km ²	1,74 km ²
	Rodriguez <i>et al.</i> 2000	0,00 km ²	0,00 km ²	0,03 km ²	2,18 km ²	14,44 km ²	4,06 km ²	0,00 km ²

De acordo com IPCS (2000), vários estudos tentaram estimar exposições a THMs, mas não consideraram exposições a outros subprodutos de desinfecção ou outros contaminantes da água, que podem diferir entre as fontes de água superficial e subterrânea. Como não foi dada a adequada atenção às avaliações de exposição a contaminantes da água em estudos epidemiológicos, não é possível avaliar adequadamente os riscos relativamente aumentados relatados por estes estudos. Os riscos específicos podem ser devidos a outros subprodutos de desinfecção, misturas de subprodutos ou outros contaminantes da água, ou podem ser devidos a outros fatores pelos quais a água potável com cloro ou THMs pode servir como substituta.

A própria EPA (2001), que tem o modelo mais bem aceito para avaliação deste tipo específico de risco reitera que é difícil associar os resultados obtidos com este tipo de análise a estudos epidemiológicos concisos. O modelo da EPA (2001) avalia os riscos associados aos trihalometanos individualmente. Exposição a trihalometanos totais é um indicador para cumprimento regulatório (Brasil, 2017; EPA, 2001; DWI, 2010).

Apesar dos resultados apontarem pequenas áreas com possíveis concentrações acima do limite vigente a OMS (2005) publicou informações detalhadas sobre THMs na água potável. É enfatizado que a desinfecção adequada nunca deve ser comprometida na tentativa de atender às diretrizes para THMs, recomenda-se que os níveis de THM na água potável sejam mantidos tão baixo quanto praticável.

O Manual de tratamento de água da EPA (2011) para desinfecção identifica as melhores práticas no tratamento de água para reduzir THMs, dentre as quais, possuem maior aplicação à situação observada neste trabalho:

- Proteção da fonte de abastecimento de água de fontes orgânicas e outras fontes de poluição da agricultura, indústria, silvicultura, extração de turfa, etc., para reduzir o nível de matéria orgânica a ser removida pela estação de tratamento de água;
- Evitar a cloração da água bruta superficial e tratamento da água para remover precursores (cor, COT, absorvância UV) o máximo possível;
- Limitar as concentrações de cloro livre e os tempos de contato ao mínimo necessário para o processo (e sistemas de distribuição);
- Considerar o uso de cloraminação para fornecer um resíduo na desinfecção;
- Manter o pH baixo, pois a formação de THM aumenta com o aumento do pH;
- Gerenciar a rede de distribuição para evitar o acúmulo de matéria orgânica na tubulação (por exemplo, descarga da rede, limpeza de reservatórios etc.

Os padrões obtidos para formação de trihalometanos no setor estudado devem servir como balizadores na determinação de como adotar as alternativas supracitadas para reduzir a concentração de trihalometanos no sistema tanto quanto possível.

Devido à natureza dos estudos da água potável e da saúde, é difícil chegar a conclusões robustas neste âmbito. Mesmo em estudos bem projetados, é difícil avaliar a exposição individual de uma pessoa aos níveis de um determinado produto químico na água potável por um longo período de tempo.

Este estudo não considerou a execução de eventuais descargas de rede, tal intervenção ocorre com frequência e pode minimizar os tempos de detenção hidráulica de maneira significativa. Portanto, este estudo não deve ser utilizado como indicador de exposição humana, mas somente como balizador de intervenções hidráulicas visando um incremento na eficiência operacional.

6. CONCLUSÃO

A sazonalidade mostrou ter influência significativa nas concentrações de cloro residual e trihalometanos ao longo de toda a área estudada, onde o mês de setembro apresentou concentrações superiores de ambos os parâmetros. Podendo indicar uma necessidade da intensificação das descargas de rede. Sendo que os maiores tempos de detenção hidráulica foram localizados nas extremidades do setor estudado e em áreas de baixa densidade populacional.

A aplicação dos modelos preditivos para trihalometanos apontou pequenas áreas nas extremidades de redes em espinha de peixe com possíveis valores acima do limite vigente. A metodologia provou-se útil para determinação de áreas de atenção que deverão servir como balizadoras para elaboração de intervenções com intuito de reduzir a concentração de trihalometanos tanto quanto possível.

De acordo com Brasil (2017), devem ser priorizados locais de coleta de água que sejam localizados em trechos vulneráveis do sistema de distribuição como pontas de rede, pontos de queda de pressão, locais afetados por manobras, sujeitos à intermitência de abastecimento, reservatórios, entre outros. Apesar da recomendação feita por Brasil (2017), não há pontos de monitoramento de qualidade nas pontas de rede.

Para a realização de trabalhos futuros recomenda-se a coleta e análise de pontos nas extremidades das redes, consideração e monitoramento das descargas realizadas por equipes de campo e a realização de análises de concentração de trihalometanos nos PCQs.

7. REFERÊNCIAS

ABDELBAKI, Chérifa. **Modélisation d'un réseau d'AEP et contribution à sa gestion à l'aide d'un SIG - Cas du Groupement Urbain de Tlemcen**. 2014. 208 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doctorat En Hydraulique, Département D'hydraulique, University Of Tlemcen, Argélia, 2014.

ABDELBAKI, Chérifa *et al.* Management of a water distribution network by coupling GIS and hydraulic modeling: a case study of Chetouane in Algeria. **Applied Water Science**, [s.l.], v. 7, n. 3, p.1561-1567, 27 abr. 2016. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s13201-016-0416-1>.

AMARASOORIYA, A. *et al.* An Empirical Model for Bulk Chlorine Decay in Drinking Waters. **Journal Of Ecotechnology Research**, Sri Lanka, v. 2, n. 18, p.31-37, 04 jul. 2017

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Computer modeling of water distribution systems**. American Water Works Association, 2005.

AMY, Gary L.; CHADIK, Paul A.; CHOWDHURY, Zaid K.. Developing Models for Predicting Trihalomethane Formation Potential and Kinetics. *Journal - American Water Works Association*, [s.l.], v. 79, n. 7, p.89-97, jul. 1987. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/j.1551-8833.1987.tb02878.x>.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2005.

ARDESHIR, Abdollah *et al.* Leakage management for water distribution system in GIS environment. In: **World Environmental and Water Resource Congress 2006: Examining the Confluence of Environmental and Water Concerns**. p. 1-10. 2006.

BEUTEL, Alex; MØLHAVE, Thomas; AGARWAL, Pankaj K.. Natural neighbor interpolation based grid DEM construction using a GPU. *Proceedings Of The 18th Sigspatial International Conference On Advances In Geographic Information Systems - Gis '10*, [s.l.], p.172-181, 2010. ACM Press. <http://dx.doi.org/10.1145/1869790.1869817>.

BRANCO, S. M. **ET AL. Hidrologia Ambiental**. EDUSP. P. 48-49. 1990.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Rede Hidrometeorológica Nacional: Estação pluviométrica 1048005 - Taquaruçu do Porto - série histórica de 1989 a 2019**. 2019. Estação operada por CPRM-GO. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes_historicas_abas.jsf>. Acesso em: 02 nov. 2019.

BRASIL. Congresso. Câmara dos Deputados. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **do Padrão de Potabilidade: Do padrão de**

potabilidade. Brasília, DF, 28 set. 2017. Capítulo V, p. 440-466. Consolida a portaria 2914/2011.

BRASIL. Inmet. Inmet. **Série histórica de temperaturas máximas e mínimas**: estação 83033, entre os anos de 1993 e 2019. 2019. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/inicio.php>>. Acesso em: 02 nov. 2019

BUCHBERGER, Steven G.; WELLS, Greg J.. Intensity, Duration, and Frequency of Residential Water Demands. **Journal Of Water Resources Planning And Management**, [s.l.], v. 122, n. 1, p.11-19, jan. 1996. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(1996\)122:1\(11\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(1996)122:1(11)).

BULL, Richard J. *et al.* Chemical Measures of Similarity Among Disinfection By-Product Mixtures. **Journal Of Toxicology And Environmental Health, Part A**, [s.l.], v. 72, n. 7, p.482-493, 3 mar. 2009. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/15287390802608973>.

BULL, R. J.; HRUDEY, S. E.; CHARROIS, J. W. A. Toxicological evaluation of experimental data that informs the magnitude of cancer risk from disinfection by-products. **Disinfection by-products and human health**, p. 179-212, 2012.

CANTOR, Kenneth P. *et al.* Drinking water source and chlorination byproducts I. Risk of bladder cancer. **Epidemiology**, p. 21-28, 1998.

CANTOR, Kenneth P. *et al.* Polymorphisms in GSTT1 , GSTZ1 , and CYP2E1 , Disinfection By-products, and Risk of Bladder Cancer in Spain. **Environmental Health Perspectives**, [s.l.], v. 118, n. 11, p.1545-1550, nov. 2010. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1002206>.

CHANG, E. E. *et al.* Effects of chlorination on THMs formation in raw water. **Toxicological & Environmental Chemistry**, [s.l.], v. 56, n. 1-4, p.211-225, ago. 1996. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02772249609358364>.

CHENG, Wei-ping; LIU, En-hua; LIU, Jing-qing. A Novel Statistical Model for Water Age Estimation in Water Distribution Networks. **Mathematical Problems In Engineering**, [s.l.], v. 2015, p.1-9, 2015. Hindawi Limited. <http://dx.doi.org/10.1155/2015/350328>.

CHOWDHURY, Zaid K.; AMY, Gary L.; SIDDIQUI, Mohamed. Modelling effects of bromide ion concentration on the formation of brominated trihalomethanes. **International Journal Of Environmental Health Research**, [s.l.], v. 2, n. 1, p.33-39, mar. 1992. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09603129209356729>.

COTRUVUO, Joseph A.; AMATO, Heather. National Trends of Bladder Cancer and Trihalomethanes in Drinking Water: A Review and Multicountry Ecological Study. **Dose-response**, [s.l.], v. 17, n. 1, p.1-19, jan. 2019. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/1559325818807781>.

DEBORDE, Marie; VON GUNTEN, Urs. Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment—Kinetics and mechanisms: A critical review. **Water Research**, [s.l.], v. 42, n. 1-2, p.13-51, jan. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.025>.

DWI (Drinking Water Inspectorate), 2010. Water supply (water quality) regulations 2010: water, England and Wales, 2010.

DZIEGIELEWSKI, Ben; BOLAND, John J.. FORECASTING URBAN WATER USE: THE IWR-MAIN MODEL 1. **Jawra Journal Of The American Water Resources Association**, [s.l.], v. 25, n. 1, p.101-109, fev. 1989. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1989.tb05670.x>.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **68 FR 49547**: National Primary Drinking Water Regulations: Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule; National Primary and Secondary Drinking Water Regulations: Approval of Analytical Methods for Chemical Contaminants. 03-18149 ed. [s/i]: Federal Register, 2003. 135 p. Disponível em: <<https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2003-08-18/pdf/03-18149.pdf>>. Acesso em: 11 nov. 2018.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **71 FR 387**: National Primary Drinking Water Regulations: Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule. 06-3 ed. [s/i]: Federal Register, 2006. 107 p. Disponível em: <<https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2006-01-04/pdf/06-3.pdf>>. Acesso em: 11 nov. 2018.

EPA. Rule nº 816F02021, de 1998. **Drinking Water Requirements For States And Public Water Systems**: Stage 1 and Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rules. United States, 2001.

EPA. Office of Environmental Enforcement. **Water treatment manual**: Desinfection. Wexford: EPA, 2011. 200 p. Disponível em: <https://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/Disinfection2_web.pdf>. Acesso em: 11 dez. 2019.

ESCALA em tubos: Sais de rigidez. Sais de rigidez. 2015. Disponível em: <<http://generation-ufa.ru/nakip-v-trubah>>. Acesso em: 01 ago. 2018

FISCHER, Seth Adam. **Modeling Water Age and Disinfection Byproduct Formation in Drinking Water Distribution Systems in East Tennessee**. 2015. 82 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Master In Environmental Engineering, University Of Tennessee, Knoxville, 2015.

GEORGE, Michael H. *et al.* Carcinogenicity of Bromodichloromethane Administered in Drinking Water to Male F344/N Rats and B6C3F1 Mice. **International Journal Of Toxicology**, [s.l.], v. 21, n. 3, p.219-230, maio 2002. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1080/10915810290096351>.

GELDREICH, Edwin E.. **Microbial Quality of Water Supply in Distribution Systems**. Boca Raton, Flórida, Eua: Crc Press, 2019. 512 p.

GOLFINOPOULOS, Spyros K. *et al.* Use of a multiple regression model for predicting trihalomethane formation. *Water Research*, [s.l.], v. 32, n. 9, p.2821-2829, set. 1998. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(98\)00022-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(98)00022-0).

GOUGH, Rachel *et al.* Dissolved organic carbon and trihalomethane precursor removal at a UK upland water treatment works. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 468-469, p.228-239, jan. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.048>.

HRUDEY, Steve E. **Chlorination Disinfection By-products (DBPs) in Drinking Water and Public Health in Canada: A Primer for Public Health Practitioners Reviewing Evidence from Over 30 Years of Research: a Knowledge Translation Review for the National Collaborating Centre [for] Environmental Health**. National Collaborating Centre for Environmental Health, 2008.

HILDESHEIM, Mariana E. *et al.* Drinking Water Source and Chlorination Byproducts II. Risk of Colon and Rectal Cancers. **Epidemiology**, [s.l.], v. 9, n. 1, p.29-35, jan. 1998. Ovid Technologies (Wolters Kluwer Health). <http://dx.doi.org/10.1097/00001648-199801000-00008>.

HRUDEY, Steve. E. Epidemiological inference and evidence on DBPs and human health. **Disinfection Byproducts and Human Health**. London, UK: IWAPublishing, p. 213-281, 2012.

HRUDEY, Steve E. *et al.* Evaluating Evidence for Association of Human Bladder Cancer with Drinking-Water Chlorination Disinfection By-Products. **Journal Of Toxicology And Environmental Health, Part B**, [s.l.], v. 18, n. 5, p.213-241, 4 jul. 2015. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10937404.2015.1067661>.

HUANG, Yifeng *et al.* Predicted Impact of Aeration on Toxicity From Trihalomethanes and Other Disinfection Byproducts. **Journal - American Water Works Association**, [s.l.], v. 109, n. 10, p.13-21, out. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.5942/jawwa.2017.109.0115>.

HOPE, D.; BILLET, M.f.; CRESSER, M.s.. A review of the export of carbon in river water: Fluxes and processes. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 84, n. 3, p.301-324, 1994. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90142-2](http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(94)90142-2).

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. **VOLUME 88: Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxypropan-2-ol**. 88 ed. Lyon, França: Oms, 2006. 497 p. Disponível em: <<https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono88.pdf>>. Acesso em: 11 dez. 2019.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. **VOLUME 52: Chlorinated Drinking-water; Chlorination By-products; Some Other Halogenated Compounds; Cobalt and Cobalt Compounds**. 52 ed. Lyon, França: Oms, 1999. 553 p.

IPCS (Suiça). World Health Organization. **DISINFECTANTS AND DISINFECTANT BY-PRODUCTS: Environmental Health Criteria 216**. Genebra: Who, 2000. 115 p.

Disponível em: <https://www.who.int/ipcs/publications/ehc/216_disinfectants_part_1.pdf?ua=1>. Acesso em: 01 nov. 2019.

JACHIMOWSKI, Artur. FACTORS AFFECTING WATER QUALITY BEFORE TREATMENT. **Inżynieria Ekologiczna**, [s.l.], v. 18, n. 1, p.118-125, 1 fev. 2017. Wydawnictwo Naukowe Gabriel Borowski (WNGB). <http://dx.doi.org/10.12912/23920629/67003>.

JACHIMOWSKI, Artur. FACTORS AFFECTING WATER QUALITY IN A WATER SUPPLY NETWORK. **Journal Of Ecological Engineering**, [s.l.], v. 18, n. 4, p.110-117, 1 jul. 2017. Wydawnictwo Naukowe Gabriel Borowski (WNGB). <http://dx.doi.org/10.12911/22998993/74288>.

JIMENEZ, M.c. Sánchez; DOMÍNGUEZ, A. Pedraza; SILVERIO, J.m. Cachaza. Reaction kinetics of humic acid with sodium hypochlorite. **Water Research**, [s.l.], v. 27, n. 5, p.815-820, maio 1993. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90145-8](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(93)90145-8).

JOHN, David E.; ROSE, Joan B.. Review of Factors Affecting Microbial Survival in Groundwater. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 39, n. 19, p.7345-7356, out. 2005. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es047995w>.

KALBITZ, K. *et al.* CONTROLS ON THE DYNAMICS OF DISSOLVED ORGANIC MATTER IN SOILS: A REVIEW. **Soil Science**, [s.l.], v. 165, n. 4, p.277-304, abr. 2000. Ovid Technologies (Wolters Kluwer Health). <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-200004000-00001>.

KÄLLÉN, Bengt A.j; ROBERT, Elisabeth. Drinking water chlorination and delivery outcome—a registry-based study in Sweden. **Reproductive Toxicology**, [s.l.], v. 14, n. 4, p.303-309, jul. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0890-6238\(00\)00086-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0890-6238(00)00086-1).

KING, Will D.; MARRETT, Loraine D.. Case-control study of bladder cancer and chlorination by-products in treated water (Ontario, Canada). **Cancer Causes And Control**, [s.l.], v. 7, n. 6, p.596-604, nov. 1996. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00051702>.

KRISTIANA, Ina *et al.* The formation of halogen-specific TOX from chlorination and chloramination of natural organic matter isolates. **Water Research**, [s.l.], v. 43, n. 17, p.4177-4186, set. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.044>.

KUMAR, G. Praveen; GEETHA, P.; SHANMUGASUNDARAM, G.a.. Intelligent Systems Technologies and Applications. **Advances In Intelligent Systems And Computing**, [s.l.], p.115-122, 2016. Springer International Publishing. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-23258-4>.

LIANG, Lin; SINGER, Philip C.. Factors Influencing the Formation and Relative Distribution of Haloacetic Acids and Trihalomethanes in Drinking

Water. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 37, n. 13, p.2920-2928, jul. 2003. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es026230q>.

MERMIN, Jonathan h. *et al.* A Massive Epidemic of Multidrug-Resistant Typhoid Fever in Tajikistan Associated with Consumption of Municipal Water. **The Journal Of Infectious Diseases**, [s.l.], v. 179, n. 6, p.1416-1422, jun. 1999. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1086/314766>.

MILOT, J; RODRIGUEZ, M.j; SÉRODES, J.b. Modeling the susceptibility of drinking water utilities to form high concentrations of trihalomethanes. *Journal Of Environmental Management*, [s.l.], v. 60, n. 2, p.155-171, out. 2000. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1006/jema.2000.0368>.

OKEKE, Tochukwu; NDUBUBA, Olufunmilayo. An Overview of the Design Principles of Drinking Water Chlorination. **Fuoye Journal Of Engineering And Technology**, Ekiti State, Nigeria, v. 4, n. 2, p.6-10, 01 set. 2019.

OMS. Organização Mundial da Saúde (Org.). **Trihalomethanes in Drinking-water**. Usa: Oms, 2005. 67 p. Disponível em: <https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/THM200605.pdf>. Acesso em: 11 dez. 2019.

OPITZ, E. *et al.* Forecasting urban water use: models and applications. **Urban Water Demand Management and Planning**, D. Baumann, J. Boland, and WM Haneman, eds., McGraw-Hill, Inc., New York, p. 95-135, 1998.

ORME, Jennifer; MULLIN, Cynthia Sonich; OHANIAN, E. V. Health effects of disinfectants and disinfection by-products: a regulatory perspective. **Water Chlorination**, v. 6, p. 75-86, 1990.

QUEIROZ, Sérgio Carlos Bernardo *et al.* Dupla filtração para o tratamento de água eutrofizada na região norte do Brasil. **Revista Dae**, [s.l.], v. 66, n. 212, p.41-60, 2018. Editora Cubo Multimidia. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2018.022>.

RASHEED, Sajida *et al.* Species-specific interaction of trihalomethane (THM) precursors in a scaled-up distribution network using response surface methodology (RSM). **Environmental Technology**, [s.l.], v. 39, n. 3, p.346-355, 20 mar. 2017. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2017.1301564>.

RATHBUN, R.e.. Regression equations for disinfection by-products for the Mississippi, Ohio and Missouri rivers. *Science Of The Total Environment*, [s.l.], v. 191, n. 3, p.235-244, nov. 1996. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697\(96\)05266-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(96)05266-7).

REGLI, Stig *et al.* Estimating Potential Increased Bladder Cancer Risk Due to Increased Bromide Concentrations in Sources of Disinfected Drinking Waters. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 49, n. 22, p.13094-13102, 5 nov. 2015. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b03547>.

RICHARDSON, S *et al.* Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. **Mutation Research/reviews In Mutation Research**, [s.l.], v. 636, n. 1-3, p.178-242, nov. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mrrev.2007.09.001>.

ROSS, Matthew K; A PEGRAM, Rex. In vitro biotransformation and genotoxicity of the drinking water disinfection byproduct bromodichloromethane: DNA binding mediated by glutathione transferase theta 1-1. **Toxicology And Applied Pharmacology**, [s.l.], v. 195, n. 2, p.166-181, mar. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.taap.2003.11.019>.

SADIQ, R; RODRIGUEZ, M. Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review. *Science Of The Total Environment*, [s.l.], v. 321, n. 1-3, p.21-46, 5 abr. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.05.001>.

SEYOUM, Alemtsehay G.; TANYIMBOH, Tiku T.. Pressure-dependent network water quality modelling. **Proceedings Of The Institution Of Civil Engineers - Water Management**, [s.l.], v. 167, n. 6, p.342-355, jun. 2014. Thomas Telford Ltd.. <http://dx.doi.org/10.1680/wama.12.00118>.

SIBSON, Robin. A brief description of natural neighbor interpolation. **Interpreting multivariate data**, 1981.

SONAJE, Nitin P.; JOSHI, Mandar G.. A REVIEW OF MODELING AND APPLICATION OF WATER DISTRIBUTION NETWORKS (WDN). **International Journal Of Technical Research And Applications**., v. 3, n. 5, p.174-178, 2015.

WALSKI, Thomas M *et al.* **ADVANCED WATER DISTRIBUTION MODELING AND MANAGEMENT**. Exton: Bentley Institute Press, 2007. 690 p.

SOUSA, Erlan *et al.* Balanço hídrico e classificação climática de Thornthwaite para a cidade de Palmas–TO. *Research Gate, Palmas-to*, v. -, n. -, p.1-6, 14 set. 2015.

STATHIS, Jonathan A.; LOGANATHAN, G. V.. Analysis of Pressure-Dependent Leakage in Water Distribution Systems. **Wrpm'd'99**, [s.l.], p.1-10, 3 jun. 1999. American Society of Civil Engineers. [http://dx.doi.org/10.1061/40430\(1999\)43](http://dx.doi.org/10.1061/40430(1999)43).

TABESH, Massoud; TANYIMBOH, Tiku T. HEAD-DRIVEN SIMULATION OF WATER SUPPLY NETWORKS. **International Journal Of Engineering (ije)**, Egypt, v. 1, n. 15, p.3-13, fev. 2002.

TANYIMBOH, T. T.; TABESH, M.; BURROWS, R.. Appraisal of Source Head Methods for Calculating Reliability of Water Distribution Networks. **Journal Of Water Resources Planning And Management**, [s.l.], v. 127, n. 4, p.206-213, ago. 2001. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(2001\)127:4\(206\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(2001)127:4(206)).

THORNTON, Julian; STURM, Reinhard; KUNKEL, George. **Water Loss Control**. 2. ed. New York: The Mcgraw-hill Companies, 2008.

TSITSIFLI, Stavroula; KANAKOUDIS, Vasilis. Disinfection Impacts to Drinking Water Safety—A Review. **Proceedings**, [s.l.], v. 2, n. 11, p.1-11, 30 jul. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/proceedings2110603>.

WAGNER, Elizabeth D.; PLEWA, Michael J.. CHO cell cytotoxicity and genotoxicity analyses of disinfection by-products: An updated review. **Journal Of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 58, p.64-76, ago. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2017.04.021>.

WALSKI, Thomas M.; LOWRY, Steve; RHEE, Houjung. Pitfalls in Calibrating an EPS Model. **Building Partnerships**, [s.l.], p.1-10, 11 set. 2000. American Society of Civil Engineers. [http://dx.doi.org/10.1061/40517\(2000\)198](http://dx.doi.org/10.1061/40517(2000)198).

WALSKI, Thomas M *et al.* **ADVANCED WATER DISTRIBUTION MODELING AND MANAGEMENT**. Exton: Bentley Institute Press, 2007. 690 p.

WETZEL, Robert G.. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3. ed. Cambridge, Massachusetts, Eua: Academic Press, 2001. 1006 p.

WOO, Yin-tak *et al.* Use of mechanism-based structure-activity relationships analysis in carcinogenic potential ranking for drinking water disinfection by-products. **Environmental Health Perspectives**, [s.l.], v. 110, n. 1, p.75-87, fev. 2002. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.02110s175>.