



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia



**ESTUDO DA INATIVAÇÃO MICROBIANA EM ÁGUA
UTILIZANDO UM REATOR UV-C**

Generoso de Jesus Santos Filho

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia da Universidade Federal de São Carlos para obtenção do título de Mestre em Biotecnologia.

Orientador:

Prof. Dr. Vanderlei Salvador Bagnato

**São Carlos – SP
2023**

GENEROSO DE JESUS SANTOS FILHO

**“Estudo da inativação microbiana em água
utilizando um reator UV-C”**

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em
Biotecnologia do Programa de Pós Graduação em
Biotecnologia da Universidade Federal de São Carlos.

Orientador:

Prof. Dr. Vanderlei Salvador Bagnato

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Clovis Wesley Oliveira de Souza
Departamento de Morfologia e Patologia - UFSCar

Profa. Dra. Kate Cristina Blanco
Instituto de Física de São Carlos - USP

Prof. Dr. Vanderlei Salvador Bagnato
Instituto de Física de São Carlos - USP

São Carlos – SP
2023

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia

Folha de aprovação

Assinatura dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Mestrado do candidato Generoso de Jesus Santos Filho, realizada em 05/04/2023:

Prof. Dr. Clovis Wesley Oliveira de Souza
Departamento de Morfologia e Patologia - UFSCar

Profa. Dra. Kate Cristina Blanco
Instituto de Física de São Carlos - USP

Prof. Dr. Vanderlei Salvador Bagnato
Instituto de Física de São Carlos - USP

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais Generoso Crisostomos e Nair Rosa, meus irmãos Nilza Rosa e Jerfesson de Jesus Santos, com amor e admiração e gratidão, por estarem sempre ao meu lado em todos os momentos de minha vida.

Agradecimentos

A Deus, por me conceder a vida, disposição e permitir a realização desse sonho mesmo com alguns problemas de saúde me deu força e coragem.

Aos meus pais, Nair Rosa de Jesus Santos e Generoso Crisostomos dos Santos, pela educação, cuidado, carinho, amor e incentivo constante. Sem o incentivo de ambos jamais estaria aqui.

Aos meus irmãos, Nilza Rosa de Jesus e Jeferson de Jesus Santos. Por serem muitas vezes a válvula de escape para deixar de lado os problemas relacionados a este curso, seja com uma mensagem, ou uma ligação com uma piada.

Ao Francisco Vieira da Silva, pelo carinho, amor, companheirismo, cuidado e paciência, além do incentivo e nunca ter me deixado desistir durante esses 2 anos de mestrado.

Ao meu orientador Prof. Dr. Vanderlei Salvador Bagnato por ter me aceitado como seu orientando, pela paciência quase infinita, por entender meus problemas, meu jeito as vezes lento, pelos conselhos, amizade e por ter guiado o início da minha vida como acadêmico. Sem o seu auxilio esse trabalho jamais seria concluído.

À Dra. Thaila Quatrini Corrêa, pela amizade, paciência com meus erros e dificuldades, pela oportunidade de aprendizado e pelos conselhos oferecidos durante a construção desse trabalho.

À minha amiga Maria da Gloria de Araujo, pelo apoio e incentivo mesmo antes da minha aprovação para o mestrado, pelo ombro amigo mesmo a distância e ser a irmã que a vida me permitiu escolher.

Ao Daniel, pelo apoio, incentivo, carinho e pela dedicação na manutenção do equipamento, pois sem a sua habilidade e conhecimento seria difícil a conclusão desse trabalho.

Aos demais colegas do laboratório de microbiologia do Instituto de Física de São Carlos da USP, por todo apoio dado na realização desse trabalho.

À Claudia Pastega, secretária do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia, que sempre me atendeu com muita gentileza e, não mediu esforços para resolver todos os problemas burocráticos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia da UFSCar, por ter me concedido essa oportunidade.

E a todos aqueles que, de forma direta e indireta, torceram e contribuíram para a conclusão desse trabalho.

Meu muito obrigado a todos vocês!

*“Penetra o tempo a água em movimento desde os
mananciais subterrâneos às nuvens inclinadas pelo vento.
Nos longos céus, de esperas e de enganos, a água da
memória vara o tempo em minutos, em meses, em mil anos.
E permanece intemporal o rio, lançando ao tempo
o eterno desafio”.*

Luciano Maia
(Jaguaribe – memória das águas)

Filho, Generoso de Jesus Santos. **Estudo da inativação microbiana em água utilizando um reator UV-C**. 2023. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Biotecnologia) – UFSCar, São Carlos, 2023.

RESUMO

A água tem influência direta sobre a saúde, a qualidade de vida e o desenvolvimento do ser humano. A maioria das doenças infecciosas que ocorrem em países em desenvolvimento são ocasionadas por contaminação da água por microrganismos patogênicos, evidenciando a importância do tratamento adequado, ainda que em soluções no ponto de uso. A radiação ultravioleta C (UV-C) como agente germicida vem sendo estudada desde o início do século. A capacidade de inativação de microrganismos por UV-C deve-se a modificações no DNA que levam a formação do dímero de pirimidina. Neste trabalho, foi avaliado o desempenho de um reator UV-C acoplado a um reservatório visando desinfetar água contaminada propositalmente com *Escherichia coli*. O protótipo constituiu-se de um sistema em circuito fechado e contínuo de fluido, capaz de operar em diferentes volumes. A água neste sistema circula através de agitação mecânica provocada por duas bombas peristálticas. As fontes de irradiação UV-C foram seis lâmpadas germicidas de 30 W. Investigou-se neste trabalho a operação do sistema em diferentes volumes (1, 2, 5 e 15 L), sob vazão constante de 1 L/min do fluido exposto à luz, durante um tempo máximo de irradiação de 60 minutos. Por fim, foram realizadas análises com base em relações empíricas obtidas, visando extrapolar os resultados com o intuito de determinar o tempo necessário para remover uma dada concentração de *E. coli* de diferentes volumes de água. O efeito das lâmpadas germicidas na inativação microbiana mostrou que há uma redução bacteriana nos diferentes volumes, pois nos experimentos realizados a concentração inicial de *E. coli* em escala logarítmica nos volumes 1, 2, 5 e 15 L foram 7,13, 5,74, 6,10 e 5,78 log UFC/mL, respectivamente. A análise, nos mostra que nos volumes 1, 2, 5 e 15 L houve uma redução na sobrevivência da *E. coli* de 6,24, 4,03, 2,78 e 1,64 log UFC/mL, respectivamente.

Palavras-chave: Descontaminação, *Escherichia coli*, ponto de uso, tratamento descentralizado

Filho, Generoso de Jesus Santos. **Study of microbial inactivation in water using a UV-C reactor**. 2023. Master's thesis (Programa de Pós-graduação em Biotecnologia) – UFSCar, São Carlos, 2023.

ABSTRACT

Water has a direct influence on health, quality of life and human development. Most of the infectious disease burden in developing countries refer to water contamination by pathogenic microorganisms, emphasizing the importance of proper treatment, even in point-of-use solutions. Ultraviolet C radiation (UV-C) as a germicide has been studied since the beginning of the 20th century. Microorganism inactivation by UV-C is caused by alterations in DNA that lead to the formation of the pyrimidine dimer. In this study, the performance of a UV-C reactor coupled to a storage tank was evaluated, aiming to disinfect water artificially seeded with *Escherichia coli*. The prototype consisted of a closed-circuit system, with continuous flow, able to operate with different storage volumes. In the system, water circulates by mechanic agitation impelled by two peristaltic pumps. The UV-C irradiation source was based on 6 units of 30 W germicide lamps. In this study, operation was investigated in different volumes (1, 2, 5, and 15 L), under constant flow rate of 1 L/min of fluid exposure to light, for 60 min maximum. Finally, an analysis was carried out considering the empirical relationships found, to allow extrapolate results aiming to determine the required time to remove a given concentration of *E. coli* in different volumes of water. The effect of germicidal lamps on microbial inactivation showed that there is a bacterial reduction in different volumes, since in the experiments carried out the initial concentration of *E. coli* in logarithmic scale in volumes 1, 2, 5 and 15 L were 7.13, 5.74 , 6.10 and 5.78 log CFU/mL, respectively. The analysis shows us that in volumes 1, 2, 5 and 15 L there was a reduction in *E. coli* survival of 6.24, 4.03, 2.78 and 1.64 log CFU/mL, respectively.

Keywords: Decontamination, *Escherichia coli*, point-of-use, decentralized treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo hidrológico.

Figura 2. Esquema da reação enzimática do substrato X-GAL.

Figura 3. Esquema da reação enzimática do substrato MUG.

Figura 4. Tecnologias de tratamento de água para consumo humano com os respectivos pontos de geração de resíduos.

Figura 5. Espectro eletromagnético.

Figura 6. Modo de interação da radiação UV com o sistema.

Figura 7. Efeito germicida associado ao comprimento de onda da radiação UV.

Figura 8. Sequência de DNA normal e modificado.

Figura 9. Microfotoreator tubular com duas janelas óticas.

Figura 10. Fotoreator anular com espaço reacional otimizado.

Figura 11. Fotoreator tipo tanque de mistura iluminado pelas bases.

Figura 12. Reator convergente semi-industrial.

Figura 13. Detalhes constituintes do reator de luz UV.

Figura 14. Representação do sistema de tratamento utilizando reator de UV-C.

Figura 15. Representação do sistema de tratamento modificado para uso em escalas de volumes menores.

Figura 16. Resultados das amostras reis tanto em grupos controle quanto em exposição ao UV-C.

Figura 17. Representação da inativação da *E. coli* em volume de 1 L.

Figura 18. Resultado dos experimentos nos volumes 1, 2, 5 e 15 litros normalizados.

Figura 19. Redução logarítmica em função do tempo em cada volume.

Figura 20. Tempo necessário para atingir uma descontaminação de 10^5 .

Figura 21. Absorbância da água do rio Monjolinho em 254nm.

Figura 22. Quantificação dos coliformes em Log (UFC/mL).

Figura 23. Quantificação de *E. coli* em log (UFC/mL).

Figura 24. Tempo necessário para atingir uma descontaminação de 10^3 , 10^4 e 10^5 .

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Organismos patogênicos de veiculação hídrica.

Tabela 2. Padrão microbiológico de potabilidade da água para consumo humano.

Tabela 3. Características das quatro principais cepas de *E. coli* quanto à patogenicidade.

Tabela 4. Principais características das lâmpadas UV.

Tabela 5. Ações da radiação UV sobre a pele e olhos.

Tabela 6. Quantitativo de materiais hidráulicos para o sistema de desinfecção UV-C acoplado a reservatório.

Tabela 7. Mostra o tempo necessário para descontaminação de $\delta=5$ nos volumes 1, 2, 5 e 15 litros.

Tabela 8. Caracterização da água do rio Monjolinho quanto a pH, turbidez, cor e absorvância.

Tabela 9. Mostra o tempo necessário para descontaminação de $\delta=4$ e $\delta=3$ nos volumes 1, 2, 5 e 15 litros.

Tabela 10. Mostra as expressões do tempo necessários de inibição em logs para $\delta=5$, $\delta=4$ e $\delta=3$.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

µm	Micrometro
µL	Microlitro
ALAF	Água de lavagem de filtro
C	Grupo controle
CaCO ₃	Carbono de cálcio
CDC	Controle, preservação e doença (do inglês: disease control and prevention)
CF	Coliformes termotolerante
Cm	Centímetro
CONAMA	Conselho nacional do meio ambiente
CT	Coliformes totais
D	Dose de luz
DF	Descarga de fundo
DNA	Ácido desoxirribonucleico
EHEC	Enterohemorrágica
EIEC	Enteroinvasiva
EPA	Agência de proteção ambiental (do inglês: environmental protection agency)
EPEC	Enteropatogênica
ETAs	Estações de tratamento de água
ETEC	Enteropatogênica
I	Intensidade
J/L	Jaule por litro
L	Litro
L/min	Litro por minuto
mg/L	Miligrama por litro
mm	Milímetro
MS	Ministério da saúde
N	Escala logarítmica

Nm	Nanômetro
°C	Grau Celsius
OD	Oxigênio dissolvido
OMS	Organização mundial da saúde
ONU	Organização das nações unidas
PBS	Solução tampão
pH	Potencial hidrogênico
PNRH	Política nacional de recursos hídricos
RNA	Ácido ribonucleico
Rpm	Rotação por minuto
SAA	Sistema de autenticação e autorização
SAC	Serviço de atendimento ao consumidor
SAI	Sistema de acesso à informação
SINGREH	Sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos
SODIS	Desinfecção solar da água
T	Tempo
THM	Trialometano
UFC/mL	Unidade formadora de colônias por mililitro
UNDP	Programa de desenvolvimento das nações unidas
UV	Radiação ultravioleta
V	Volume
W	Watts
WHO	Organização mundial da saúde (do inglês: world health organization)

SUMÁRIO

1. Introdução	14
2. Objetivos	16
2.1. Objetivo geral.....	16
2.2. Objetivos específicos	16
3. Revisão bibliográfica	17
3.1. Ciclo hidrológico, problemática e escassez de água potável	17
3.2. Características da água	19
3.3. Doenças de veiculação hídrica	21
3.4. Regulamentações quanto gerenciamento hídrico, efluentes e potabilidade da água.....	23
3.5. Coliformes totais	25
3.6. Escherichia coli	25
3.6.1. Métodos rápidos para quantificação de coliformes em água	27
3.7. Principais métodos de descontaminação da água.....	29
3.7.1. Tecnologias no tratamento de água para abastecimentos públicos	29
3.7.2. Métodos de desinfecção no ponto de uso	31
3.8. Radiação Ultravioleta	37
3.8.1. Mecanismo de inativação microbiana via radiação UV-C	40
3.8.2. Fotorreativação.....	41
3.8.3. Reatores	41
4. Capítulo 1	46
4.1. Objetivos específicos	46
4.2. Material e métodos	47
4.2.1. Descrição do sistema de desinfecção UV-C.....	47
4.2.2 Procedimento experimental	50
4.2.3. Microrganismos-alvo.....	51
4.3. Resultados e discussão.....	53
4.3.1. <i>Análise da descontaminação de água com UV-C</i>	53
5. Capítulo 2.....	61
5.1. Objetivos específicos.....	61
5.2. Material e métodos.	62
5.2.1. Procedimentos físico-químicos	62
5.2.2. Quantificação de coliformes e <i>E. coli</i>	63
5.3. Resultados e discussão.....	64

5.3.1 Análises físico-químicas	64
5.3.2. Análise da descontaminação de água bruta com UV-C	65
6. Análise do resultado da descontaminação obtidos do rio Monjolinho.	68
6.1. Tempo necessário para redução em logs no reator.....	69
6.2. Análise para adição de reatores ao sistema	71
7. Conclusões	73
8. Referências bibliográficas	74

1. Introdução

A água é essencial em todos os seguimentos da vida, sendo considerada um recurso insubstituível. A Organização das Nações Unidas (ONU) reconhece explicitamente o direito humano à água, bem como assegura que, para o cumprimento de todos os objetivos de desenvolvimento sustentável, é essencial contar com uma água potável. A água deve ser acessível, disponível e livre de contaminantes físicos, químicos e microbiológicos (OMS; UNICEF, 2017).

A oferta da água para o abastecimento tem sido apontada como um dos grandes problemas do século XXI, ressaltando-se que a abundância do elemento líquido causa uma falsa sensação de recurso inesgotável (YAMAGUCHI; CORTEZ; OTTONI. OYAMA, 2013). Entretanto, 97,5% da água disponível na Terra é salgada, sendo imprópria para o consumo humano. Apenas 2,493% é doce, mas encontra-se inacessível em geleiras ou regiões subterrâneas (aquíferos), restando somente 0,007% da água encontrada em rios, lagos e na atmosfera disponível para o consumo (VENDRAMEL, 2002). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS, 2006), a água é um recurso que deve ter maior atenção, pois contribui muito para a saúde humana, e esses dois recursos, água e saúde, associados, podem melhorar as perspectivas de desenvolvimento (WHO, 2006).

A desinfecção da água para consumo humano é necessária e pode ser feita por meios químicos e físicos (SILVA, 2007). O cloro é um desinfetante eficiente e de baixo custo operacional, porém, o mesmo é questionado quanto a formação de compostos organoclorados (trihalometanos), observados em águas de abastecimentos onde o composto foi utilizado (SOUZA, 2001). Nos processos físicos, utilizam-se principalmente o calor e a radiação ultravioleta (PALHA et al., 2004).

A busca por tecnologias limpas, eficientes e econômicas tem sido aperfeiçoada. A maioria dessas tecnologias apresenta elevada eficiência na remoção de matéria orgânica nos tratamentos de água, porém algumas têm apresentado desempenho precário à inativação de microrganismos (SILVA, 2007). Uma alternativa que vem sendo estudada como processo limpo de desinfecção de água é o uso da radiação ultravioleta C (UV-C). Esta técnica permite uma taxa de desinfecção eficiente devido ao emprego de lâmpadas germicidas, em comprimentos de onda

específicos, que não agridem ao meio ambiente e não formam produtos tóxicos ou cancerígenos (GONÇALVES, 2003).

A radiação ultravioleta C, especificamente no comprimento de onda 254 nm, age sobre as bases púricas e pirimídicas do material genético celular, que absorvem essa radiação provocando mutações letais ou modificações químicas irreversíveis, como a dimerização da timina, o que impede a replicação do DNA das células dos organismos (SILVA, 2007).

Desta forma, este trabalho desenvolve um estudo em desinfecção de água e para isso tem sido utilizado um reator UV-C, que tem a capacidade de descontaminar fluídos circulantes em sistema fechado, sem adição de produtos químicos, com a possibilidade de avaliar seu desempenho da inativação microbiana no ponto de uso, em diferentes volumes. Neste contexto, pesquisas sobre processos de desinfecção alternativos no ponto de uso, bem como o uso de microrganismos indicadores, despertam interesse e são realizadas em todo o mundo. Estudos referentes à possibilidade de formação de subprodutos potencialmente perigosos à saúde humana e efetividade de desinfecção em diferentes grupos de microrganismos constituem um vasto e promissor campo para muitas pesquisas.

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

Este estudo tem como objetivo avaliar o desempenho de um sistema de desinfecção UV-C em água, operando com diferentes volumes, para aplicações no ponto de uso.

2.2. Objetivos específicos

Caracterizar o reator UV-C em função dos parâmetros aplicados nos ensaios microbiológicos, como vazão, tempo de irradiação, e volume de água.

Quantificar a redução da bactéria *Escherichia coli*, artificialmente introduzida na água, nos diferentes tempos de irradiação e volumes avaliados.

Estabelecer um modelo matemático para a escalabilidade do sistema por meio de relações empíricas dos ensaios realizados.

Analisar algumas características da água, tais como: pH, turbidez, cor e absorvância.

Quantificar a redução de bactérias de amostras de água reais, de manancial superficial, e comparar estes resultados com os da contaminação artificial.

3. Revisão bibliográfica

3.1. Ciclo hidrológico, problemática e escassez de água potável

A água é um bem precioso à vida. O ser humano a utiliza para diversos fins, por exemplo; em suas necessidades fisiológicas básicas, na agricultura, nas indústrias e também é utilizada em atividades de lazer (REREIRA et al., 2019). A água está distribuída na superfície terrestre em alguns estados como líquido (doce e salgado), sólido (gelo) e gasoso. Cerca de 2,5% encontram-se na forma de água doce, cuja maior parte está em forma de gelo nas regiões do Ártico, da Antártica e das montanhas. Aproximadamente 68,9% estão em águas subterrâneas, cerca de 29,9% e 0,9% estão em pântanos, e somente 0,3% está na superfície. E a presença da água na superfície da Terra se fundamenta no ciclo hidrológico, cujo resultado é o escoamento de 42.700 Km³/ano de água pelos rios, distribuídos de forma irregular (SILVA,2019; PEREIRA *et al*, 2019).

A água em estado líquido e emersa no globo terrestre fundamenta-se no ciclo hidrológico. Este ciclo se baseia na contínua troca de fases da água, no qual fatores como a força dos ventos e o aquecimento proveniente da energia solar, que impulsionam o deslocamento de vapor de água para as terras emersas, bem como a força da gravidade causam a precipitação, a infiltração e o movimento de consideráveis massas de água (SHIKLOMANOV, 2000). A Figura 1 ilustra o ciclo hidrológico.

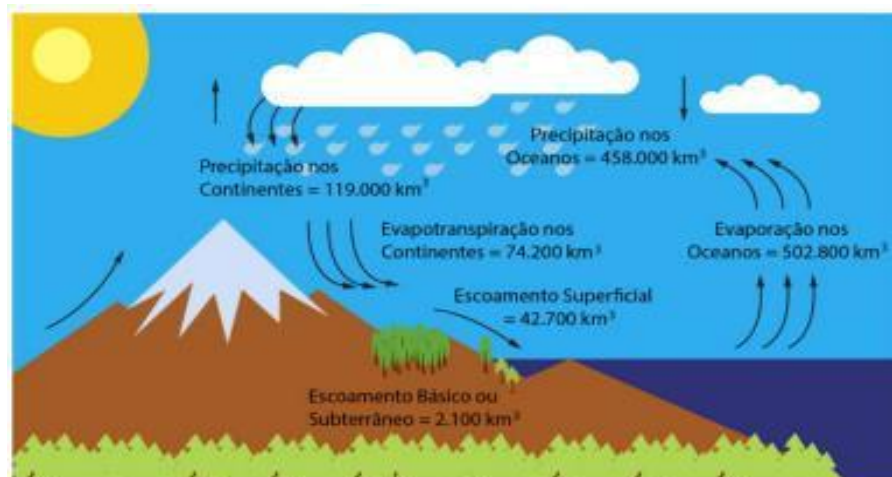


Figura 1 - Ciclo hidrológico. Fonte: Adaptado de Shiklomanov (2000).

Conhecer a distribuição das fontes renováveis de água doce e a relação que as possuem em demandas econômicas e sociais da humanidade é extremamente importante para superar os desafios que vêm sendo apresentados pela escassez da água e pela ação antrópica, onde se observa que mesmo em áreas de baixa vulnerabilidade esse recurso vem sendo degradado, fazendo com que recursos financeiros sejam aplicados, a fim de restituir sua qualidade. Quando se conhece as fontes renováveis de água doce distribuídas na superfície terrestre, faz-se entender de que forma a humanidade tem se utilizado desse recurso.

De acordo com SILVA (2019); PEREIRA *et al* (2019) o uso de água pela humanidade enfrenta um novo fator de preocupação: as mudanças climáticas. A principal ameaça decorre do fato de que as tendências hidrológicas passadas já não servem como referências para prever a disponibilidade futura de água. Além dos fatores naturais que interferem nas mudanças climáticas, a ação do homem tem contribuído para tal, em face do uso indiscriminado de combustíveis fósseis na geração de energia, na construção de reservatórios artificiais e de desvios de cursos d'água, assim como na ocupação de espaços, tanto para assentamentos urbanos como para a prática da agricultura, que aumentam sobremaneira a demanda por recursos hídricos.

Outra ameaça é a poluição hídrica, que corresponde a contaminação ou depósito de rejeitos nas águas dos rios, lagos, córregos, nascentes, além de mares e oceanos. Sendo um problema socioambiental gravíssimo, mesmo a água sendo um recurso natural renovável, pode se tornar cada vez mais escassa, segundo o Ministério da Saúde (MS) Portaria Nº 888/2021, que para o consumo humano a água precisa ser potável.

De acordo com HAGEMANN (2009), a principal causa da poluição das águas é o desenvolvimento desenfreado das atividades econômicas, sobretudo nas cidades, com o aumento da deposição indevida de rejeitos advindos do sistema de esgoto e saneamento. Outra causa é o destino incorreto do lixo que é descartado pela população, que por falta de conscientização, descarta o mesmo nas ruas ou próximos a cursos d'água.

Há de se considerar que, tudo que é gerado e descartado próximo ou na área de abrangência de uma bacia hidrográfica é escoado para o leito do seu rio correspondente. E, com o aumento da poluição no espaço urbano, ocorre maior carga de poluentes para o leito dos rios. No campo, o mesmo procedimento acontece, com o uso indiscriminado de agrotóxicos, contaminando os recursos hídricos, uma vez que essa carga de compostos químicos acaba se

destinando ao lençol freático ou aos rios e lagos mais próximos, provocando um processo chamado eutrofização (HAGEMANN, 2009).

De acordo com o United Nations Development Programme (UNDP, 2006), no início do século XXI, uma em cada cinco pessoas residentes em países em desenvolvimento, cerca de 1,1 milhões de pessoas não tinham acesso a água potável.

3.2. Características da água

Classificam-se como padrões de qualidade ou potabilidade da água as características de natureza organolépticas, físicas, químicas e biológicas que definem os critérios que devem ser mantidos de maneira a possibilitar seu uso seguro (RICHTER, 2009).

Quanto às características organolépticas, são classificadas em cor, turbidez, odor e sabor. A cor da água está associada à diminuição da passagem de um feixe de luz pela mesma. Este decréscimo é proveniente de sólidos orgânicos dissolvidos, devido principalmente às substâncias húmicas e fúlvicas resultantes da decomposição natural de compostos orgânicos, e inorgânicos, tais como óxido de manganês e de ferro, entre outros (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).

A turbidez representa a quantidade de matéria suspensa ou coloidal que causa interferência na passagem da luz sobre a amostra. Esta matéria suspensa pode ser de origem inorgânica, como areia, argila ou silte, ou orgânica, como algas, bactérias, fungos e outros microrganismos em geral (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003). Segundo a OMS (2008), altos níveis de turbidez estão associados a altas concentrações de organismos causadores de doenças. A turbidez se expressa em unidades de turbidez nefelométrica (METCALF, EDDY, 2014).

Quanto ao odor e sabor, estas são duas sensações que se manifestam conjuntamente, o que torna difícil a sua separação, visto que, a sensação de sabor origina-se do odor. São causadas pela presença de produtos químicos indesejáveis (RICHTER E NETTO, 1991).

Já as características físicas e químicas referem-se a temperatura, pH, alcalinidade, acidez, dureza, sólidos. A temperatura afeta a velocidade e o equilíbrio das reações químicas, solubilidade dos gases, sensação de sabor e odor, ionização de substâncias coagulantes, densidade, viscosidade, pressão de vapor e tensão superficial que são usadas em projetos e operação de estações de tratamento (RICHTER E NETTO, 1991).

O pH indica se a água é ácida, neutra ou alcalina por meio da presença de íons de hidrogênio (H^+). É calculado em escala anti logarítmica, abrangendo a faixa de 0 a 14 (inferior a 7: condições ácidas; superior a 7: condições alcalinas e igual a 7: condições neutras). É determinante em diversas etapas do tratamento da água, como na coagulação e desinfecção, além de contribuir para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias e de definir o potencial de toxicidade de vários elementos, por exemplo, da dissolução dos metais (ALVES, 2007).

A alcalinidade está relacionada com a quantidade de íons presente na água que reagem para neutralizar os íons de hidrogênio, constituindo assim uma capacidade da água de neutralizar os ácidos, resistindo às mudanças de pH. Valores elevados de alcalinidade estão associados a presença de decomposição da matéria orgânica e a alta taxa respiratória de microrganismos, com a liberação e dissolução do gás carbônico na água. A maioria das águas naturais apresentam valores de alcalinidade na faixa de 30 a 500 mg/L de $CaCO_3$ (BASTOS et al. 2006).

A acidez mede a capacidade da água em resistir às mudanças de pH causadas pelas bases. Ela decorre principalmente pela presença de gás carbônico livre na água (BASTOS et al., 2006). Água com acidez mineral são desagradáveis ao paladar, sendo, portanto, desaconselhadas para o consumo humano.

A dureza é definida como a soma de cátions divalentes presentes na água e expressa em termos de uma quantidade equivalente de $CaCO_3$ (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). O consumo industrial pode apresentar restrições devidas, principalmente, à composição cálcica e magnésiana, que pode causar incrustações ou entupir tubulações se a dureza for relativamente alta (SILVA et al., 2011).

Os sólidos presentes na água podem ser classificados em suspensos ou dissolvidos, dependendo de sua retenção em filtro com poros de tamanho 1,2 μm . Podem ainda classificar-se como fixos ou voláteis, dependendo de seu conteúdo orgânico.

Quanto às características biológicas, tais parâmetros indicam a presença de seres vivos na água e os mais comumente analisados são: i) Coliformes totais: as bactérias do grupo coliformes são utilizadas como organismos indicadores de contaminação. Geralmente não são patogênicas, mas indicam a possibilidade da presença de organismos patogênicos. Os coliformes totais indicam as condições higiênicas e podem estar presentes inclusive em água solos não contaminados (HAGEMANN, 2009); ii) Coliformes termotolerantes: é o grupo de bactérias

originário predominantemente do intestino humano e de outros animais. A principal bactéria do grupo é a *Escherichia coli*, abundante nas fezes dos seres humanos e de animais de sangue quente. Sua presença na água constitui indicação de contaminação por algumas espécies de *Escherichia coli* e são patogênicas (HAGEMANN, 2009).

3.3. Doenças de veiculação hídrica

De acordo com YAMAGUCHI (2013), fatos históricos demonstram que algumas das mais generalizadas epidemias que já afligiram as populações humanas tiveram sua origem em sistemas de distribuição de água. Portanto, maior atenção deve ser dada a esse fato, pois a água contribui muito para a saúde humana, esses dois recursos, água e saúde, associados, podem melhorar as perspectivas de desenvolvimento (WHO, 2011). A relação entre água, higiene e a saúde é um conceito que acompanha o gênero humano desde o início da civilização (ALVES, 2007).

A água pode ser contaminada no ponto de origem, durante sua distribuição e, principalmente, nos reservatórios, sejam eles de empresas ou domiciliares (YAMAGUCHI, 2013). As causas mais frequentes da contaminação da água nesses reservatórios são a vedação inadequada das caixas d'água e cisternas, e carência de um programa de limpeza e desinfecção regular e periódica (GERMANO, 2003).

De acordo com World Health Organization (WHO, 2011) e Centers for Disease Control and Prevention (CDC, 2008), milhões de pessoas, principalmente crianças, morrem anualmente por doenças relacionadas à água no mundo todo. No entanto, o acesso à água limpa é um direito humano básico (WHO, 2001). No Brasil, o custo gerado para o tratamento de doenças transmitidas e causadas por água contaminada, segundo o Ministério da Saúde, é equivalente a US \$2,7 bilhões por ano (ADEODATO, 2006).

Afirma YAMAGUCHI (2013) que os microrganismos são introduzidos no organismo humano por via cutânea ou por ingestão de água contaminada; pelo contato primário com água de recreação e ainda por ingestão de líquidos ou de alimentos contaminados, durante o preparo de alimentos ou em seu ambiente de origem. Mais de 100 organismos patogênicos entéricos podem ser encontrados nos esgotos e em cursos d'água, como vírus, parasitas e bactérias (AZEVEDO, 2002).

Os grupos patogênicos mais comumente associados a doenças de veiculação hídrica estão relacionados na Tabela 1.

Tabela 1 - Organismos patogênicos de veiculação hídrica.

Categoria	Descrição	Espécies e Grupos
Bactérias	Organismos microscópicos uni nucleares em que falta um núcleo completamente definido.	<i>Vibrio cholerae</i> , <i>Salmonella</i> , <i>Shigella</i> , <i>Legionella</i> , <i>Campylobacter</i> , <i>Yersinia</i> , <i>Salmonella typhi</i> , coliformes totais e Fecais
Vírus	Grande grupo de agentes infecciosos microscópicos (10 a 25 nm), envoltos por membrana proteica ao redor de um núcleo, onde estão contidas todas as informações para sua reprodução.	Hepatite A, Enterovírus, Poliovírus, Echovírus, Coxsackievírus, Rotavírus, Reovírus, Adenovírus, Norwalk, Astrovírus
Protozoários	Animais unicelulares que se reproduzem por cissiparidade.	<i>Giardia lamblia</i> , <i>Entamoeba histolytica</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Naegleria fowleri</i> , Isospora
Helmintos	Vermes intestinais e parasitas.	Nematóides, <i>Schistosoma haematobium</i>
Algas	Certas espécies produzem toxinas que se consumidas podem ser nocivas.	Anabaenaflosoquase, <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Aphanizomenon</i>

Fonte: Adaptado de (CHAPRA, 1997; BOLAND, 1993).

De acordo (YAMAGUCHI, 2013), a patogenicidade dos microrganismos é relativa, são frequentemente associados à imunidade do hospedeiro, características de infectividade e produção de toxinas. Qualquer microrganismo é patogênico em potencial, caso encontre um hospedeiro debilitado. Entretanto, apenas um número limitado de espécies microbianas pode provocar doenças em uma porção significativa de hospedeiros normais (VAN BURIK, 2001).

Nos países em desenvolvimento, em virtude das precárias condições de saneamento e da má qualidade das águas, as doenças diarreicas de veiculação hídrica, como a febre tifoide, cólera salmonelose, shigelose e outras gastroenterites, poliomielite, hepatite A, verminoses, amebíase e

giardíase, eram responsáveis por vários surtos epidêmicos e por elevadas taxas de mortalidade infantil, relacionadas à água de consumo humano (PELCZAR, 1996; JAWETZ, 1998).

Afirma a Organização Mundial da Saúde (OMS, 2011) que nos dias atuais essas doenças não representam mais a mesma ameaça que já representaram no passado. O aspecto chave para esse avanço foi o reconhecimento que a contaminação dos reservatórios de água destinadas ao abastecimento público, especialmente por resíduos humanos, era a principal fonte de infecção. A partir disso, não foi difícil reconhecer que muitas doenças poderiam ser eliminadas pelo tratamento mais efetivo da água, assim como pela melhor disposição para os rejeitos (YAMAGUCHI et. al., 2013).

3.4. Regulamentações quanto gerenciamento hídrico, efluentes e potabilidade da água

A Constituição Federal de 1988 apresenta, em seu art. 225, que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum da população e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as atuais e futuras gerações”. E no artigo 196 da Constituição Federal, que trata sobre saúde, é apresentado que “A saúde é direito de todos e dever do Estado, garantido mediante políticas sociais e econômicas que visem à redução do risco de doença e de outros agravos e ao acesso universal e igualitário às ações e serviços para sua promoção, proteção e recuperação” (DAMKE; PASINI, 2020).

De acordo com DAMKE; PASINI (2020), a Lei nº 9.433/1997 Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) também é de grande importância e ampla abrangência. Ela cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), e institui em seus fundamentos que a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades, assim atribuindo a todos o dever de mantê-la em condições adequadas. O Sistema SINGREH constitui-se de um conjunto de mecanismos jurídico-administrativos, sejam leis, instituições ou instrumentos de gestão, com a finalidade de colocar em prática a Política Nacional, dando suporte técnico e institucional para o gerenciamento de recursos hídricos no País (BRASIL, 2006).

De acordo com PEIXOTO (2013), também são importantes outras diretrizes da PNRH e, com relação à temática do saneamento básico, pode ser destacado que a PNRH tratada cobrança

pelo uso dos recursos hídricos, para a captação de água para abastecimento público, para o lançamento de efluentes no meio ambiente (como em rios), a outorga do direito de uso de recursos hídricos, de efluentes dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários e de resíduos sólidos, forma a organizar e promover a compatibilidade da demanda com o recurso disponível.

As resoluções do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), também são de suma importância. Podem-se citar as resoluções nº 357/2005 que dispõem sobre a classificação dos corpos hídricos e as diretrizes para o seu enquadramento e a nº 430/2011 que apresenta as condições e os padrões de lançamento de efluentes no meio ambiente, assim auxiliando para manter a qualidade dos corpos hídricos.

Há algumas normas que também são de grande importância e contribuem nas legislações voltadas à potabilidade da água.

Decreto nº 10.257/2005, onde estabelece definições e procedimentos sobre controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento e cria métodos de instrumentos para divulgação de informações ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano.

Decreto nº 888/2021, do Ministério da Saúde (MS), que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. No Art.27, informa que a água potável deve estar em conformidade com o padrão microbiológico conforme Tabela 2 a seguir.

Tabela 2 - Padrão microbiológico de potabilidade da água para consumo humano.

Formas de abastecimento		Parâmetro		VMP(1)
SAI		<i>Escherichia coli</i> (2)		Ausência em 100 mL
SAA e SAC	Na saída do tratamento	Coliformes totais(3)		Ausência em 100 mL
	Sistema de distribuição e pontos de consumo	<i>Escherichia coli</i> (2)		Ausência em 100 mL
		Coliformes totais(4)	Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem menos de 20.000 habitantes	Apenas uma amostra, entre as amostras examinadas no mês pelo responsável pelo sistema ou por solução alternativa coletiva de abastecimento de água, poderá apresentar resultado positivo
			Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem a partir de 20.000 habitantes	Ausência em 100 mL em 95% das amostras examinadas no mês pelo responsável pelo sistema ou por solução alternativa coletiva de abastecimento de água.

Notas: (1) Valor máximo permitido; (2) Indicador de contaminação fecal; (3) Indicador de eficiência de tratamento; (4) Indicador da condição de operação e manutenção do sistema de distribuição SAA e pontos de consumo e reservatório de SAC em que a qualidade da água produzida pelos processos de tratamento seja preservada (indicador de integridade). Fonte: Ministério da Saúde (2021).

3.5. Coliformes totais

Os microrganismos comumente utilizados como indicadores de poluição hídrica incluem coliformes totais, coliformes fecais e *Escherichia coli* (SHIBATA et al., 2004).

Segundo ROMERO et al. (2020), o grupo coliforme inclui as bactérias bacilares, aeróbicas e facultativas anaeróbicas, Gram-negativas, não formadoras de esporos, as quais fermentam a lactose com formação de gás num período de 48 horas a 35 °C ou 36 °C. O número de organismos coliformes nos excrementos humanos varia entre 125 e 400 x 10⁹ (ROMERO, 2009). As bactérias coliformes totais (CT) compreendem membros da família Enterobacteriaceae (LECLERC et al., 2001).

O ensaio para a detecção do grupo microbiota pode-se efetuar mediante as técnicas de tubos múltiplos e do filtro membrana, ensaio da presença-ausência e a análise pelo método de Colilert (ROMERO, 2009). Se a detecção do CT for positiva, essa amostra deve ser testada para a presença de bactérias coliformes termotolerantes (CF) ou *E. coli*. O grupo de organismos CF é um subconjunto do grupo CT e pode crescer em meios seletivos a 44,5 °C e fermentar a lactose. A *E. coli* é a bactéria indicadora por excelência do grupo CF devido a sua presença permanente na microbiota do homem e dos animais de sangue quente. (ROMERO, 2009).

3.6. *Escherichia coli*

A *E. coli* era considerada exclusiva de fezes de animais de sangue quente. Entretanto, cepas não fecais de *E. coli* foram primeiramente observadas em ambientes de águas quentes e posteriormente em águas temperadas e sedimentos (STANDRIDGE, 2008). Apesar deste fato, a presença de *E. coli* ainda é considerada como CF na maioria dos testes indicadores usados na atualidade (ROMERO, 2020).

A *E. coli* é uma bactéria Gram-negativa, facultativa anaeróbia, de forma bacilar, de 0,5 a 2,9 µm de tamanho. Existem seis grupos de *E. coli* enteropatogênicas (EPEC), mas as quatro mais importantes associadas com contaminação da água são: *E. coli* enteropatogênica (EPEC), *E. coli* enterotoxigênica (ETEC), *E. coli* enteroinvasiva (EIEC) e *E. coli* enterohemorrágica (EHEC) (AWWA,1999; FEDERATION, 2005). As características gerais das cepas de *E. coli* podem ser observadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Características das quatro principais cepas de *E. coli* quanto à patogenicidade.

Cepas	Virulência	Patologias	Aspectos clínicos	Tratamento
ETEC (Enterotoxigênica)	Fimbrias, enterotoxinas sensíveis e enterotoxinas estáveis ao Calor	Diarreia da infância em países em desenvolvimento; diarreia do viajante	Diarreia aquosa	Reposição de líquido; fluoroquinolona ou rifaximina podem ser utilizadas isoladamente ou combinadas à loperamida
EPEC (Enteropatogênica)	Fimbrias formadoras de feixes, com efeito de fixação e ofuscamento	Bebês vivendo em países em desenvolvimento	Diarreia aquosa, vômitos	Reposição de líquidos
EIEC (Enteroinvasora)	Utilizam proteínas de adesina para se ligar e entrar nas células intestinais	Diarreia profunda e febre alta, assemelha-se a <i>Shigella spp.</i>	Diarreia	Utilizam-se os mesmos antimicrobianos que os para a <i>Shigella spp</i>
EHEC (Enterohemorrágica)	Shiga-toxinas 1 e 2; efeito de fixação e ofuscamento; presença	Surtos transmissíveis via alimentos e água em países desenvolvidos	Diarreia aquosa, colite hemorrágica, síndrome hemolítica-urêmica	Reposição de líquido, terapia de suporte; o uso de antibióticos e agentes antimotilidade e contraindicados

Fonte: Modificada de ((ROSA; BARROS; SANTOS, 2016).

Segundo MURRAY (2014) as *E. coli* (EPEC) são consideradas uma das maiores causadoras de diarreia infantil em países pobres. A doença é caracterizada pela ligação das bactérias às células epiteliais do intestino delgado com subsequência destruição das microvilosidades (ROSA; BARROS; SANTOS, 2016).

A doença causada pela *E. coli* (ETEC) é observada principalmente em países em desenvolvimento, embora haja relatos em países desenvolvidos. São observadas infecções tanto em crianças de pouca idade quanto em pessoas que viajam para áreas afetadas (ROSA;

BARROS; SANTOS, 2016). É alto o inóculo requerido para o desenvolvimento da doença, e dessa maneira as infecções são principalmente adquiridas através do consumo de água ou de alimento contaminado com material fecal (FOCACCIA; VERONESI2005; MURRAY et al., 2014).

De acordo com ROSA; BARROS; SANTOS (2016), as cepas de *E. coli* (EIEC) são estreitamente relacionadas à *Shigella* ssp. As bactérias são capazes de invadir e destruir o epitélio do seu hospedeiro, produzindo uma doença caracterizada por diarreia aquosa podendo progredir até a ulceração da região.

As cepas de *E. coli* (EHEC) são responsáveis por surto de infecções transmissíveis via alimentos e água não tratada, podendo gerar doenças como diarreia aquosa, colite hemorrágica, síndrome hemolítica-urêmica (FOCACCI; MURRAY et al., 2014).

Todos devem se preocupar com um potencial risco que a *E. coli* pode representar para a saúde pública. Pois é um patógeno desafiador não só para indústria alimentar como para toda a cadeia alimentar. O risco de ocorrência de surtos por *E. coli* será menor, se forem respeitadas as normas de processamento, práticas de higiene e controle da contaminação da água em seu ponto de uso (ROSA; BARROS; SANTOS, 2016).

3.6.1. Métodos rápidos para quantificação de coliformes em água

De acordo (GREGHI, 2005) os métodos rápidos começaram a serem aplicados a partir da década de 70, devido a necessidade de se abreviar o tempo necessário para obtenção dos resultados analíticos e melhorar a produtividade laboratorial. Esses métodos visam também a simplificação do trabalho e a redução dos custos. Para alguns métodos, a essas vantagens aliam-se outras como maior sensibilidade e especificidade que os métodos convencionais (FRANCO; LANDGRAF, 2003).

Muitas técnicas baseadas em substratos enzimáticos fluorogênicos e/ou cromogênicos, têm sido desenvolvidas e envolvem a capacidade de detectar a presença de enzimas específicas com o emprego de substratos apropriados. A utilização desses substratos enzimáticos permite a detecção, enumeração e identificação de forma direta em placa de isolamento ou em caldo, evitando o uso de subculturas e testes bioquímicos para estabelecer a identificação de alguns microrganismos (MANAFI, 2000).

Como *Escherichia coli* e coliformes são os mais importantes indicadores da poluição de águas, algumas técnicas são capazes de detectar rapidamente, estes microrganismos, através da adição de substratos enzimáticos para a detecção de β -D-galactosidase, que indica a presença de coliformes totais, e de β -D-glucoronidase, que indica a presença de *E. coli* (SILVA et al., 2000). As Figuras 2 e 3 mostram a reação enzimática X-GAL e MUG.

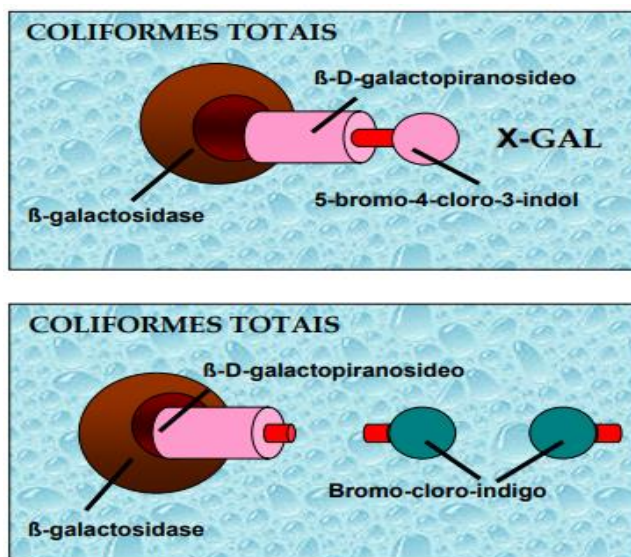


Figura 2. Esquema da reação enzimática do substrato X-GAL. Fonte: (GREGHI, 2005).

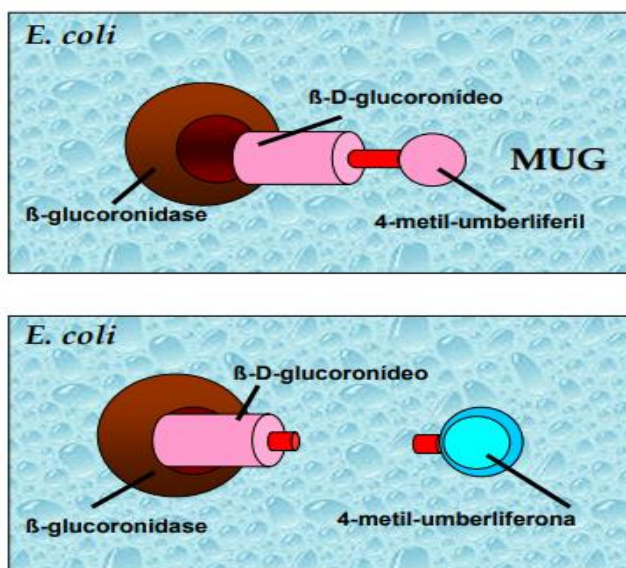


Figura 3. Esquema da reação enzimática do substrato MUG. Fonte: (GREGHI, 2005).

A utilização das Técnicas dos Substratos Cromogênicos (Específicos) permite determinar ao mesmo tempo os coliformes totais, coliformes fecais presentes em amostras de água, utilizando apenas um meio de cultura. Obtenção dos resultados confirmados entre 18 e 28 horas, dependendo do produto comercial utilizado, representando grande vantagem pela rapidez do resultado e a possibilidade de correção de problemas existentes, principalmente em sistemas de abastecimento público (GREGHI, 2005).

3.7. Principais métodos de descontaminação da água

3.7.1. Tecnologias no tratamento de água para abastecimentos públicos

De acordo com ACHON (2008), a escolha da tecnologia de tratamento de água apropriada está diretamente relacionada com a qualidade e características da água a ser tratada. É importante levar em consideração o meio ambiente e a comunidade que também precisam ser considerados nas tecnologias que serão adotadas no tratamento da água, para que esta seja sustentável.

Há Estações de Tratamento de Água (ETAs), onde as tecnologias adotadas são incompatíveis com a qualidade da água a ser tratada (OLIVEIRA, 2008). Por mais que as características usualmente medidas das água sejam as mesmas, a coagulação, de uma delas pode ser conseguida com sucesso, enquanto outras não.

Há casos de estações de tratamento de ciclo completo, onde há unidades de floculação e decantação que apresenta elevado valor de cor e baixa turbidez (Di BERNADO, 1993). Nesse caso, a unidade de floculação, resulta ineficaz e pode ocorrer formação de flocos nas unidades de sedimentação, levando os mesmos para o filtro, resultando uma baixa qualidade da água produzida podendo não atender ao padrão de qualidade em vigência no Brasil (RICHTER, 2001). A Figura 4 mostra a classificação das diversas tecnologias empregadas no tratamento da água para abastecimento urbano.

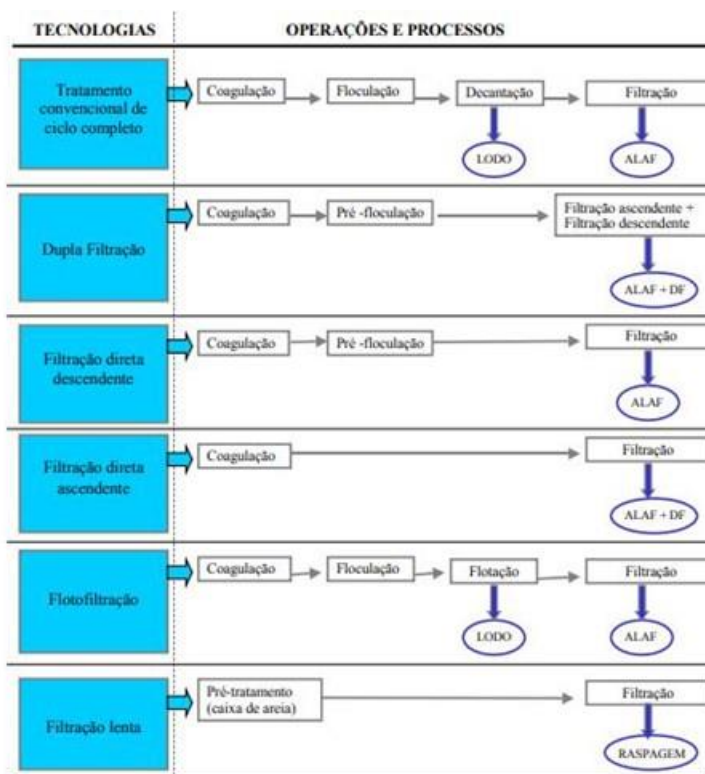


Figura 4 - Tecnologias de tratamento de água para consumo humano com os respectivos pontos de geração de resíduos. Nota: ALAF: água de lavagem de filtros; DF: descarga de fundo. Fonte: (RICHTER,2001).

A tecnologia de tratamento mais utilizadas no Brasil, é o ciclo completo ou convencional. Existindo também outros processos tecnológicos aplicados no país, como: filtração direta ascendente, descendente e filtração lenta (sem coagulação química, pouco difundida no Brasil (ACHON,2008). Sendo que todas as tecnologias apresentadas na Figura 2 são geradoras de resíduos (lodo, água de lavagem dos filtros e dos tanques de produtos químicos), esses resíduos gerados no sistema de tratamento são frequentemente descartados diretamente nos corpos d'água (HAMMER,2000).

De acordo com ACHON (2008), existem outras técnicas avançadas para remoção de contaminantes específicos como: desmineralização de água com elevado teor de sais dissolvidos, através de eletrólise ou osmose reversa; remoção de contaminantes específicas por adsorção, troca iônica, ultrafiltração dentre outras.

O tratamento em ciclo completo, também chamado de convencional, é uma das tecnologias mais usadas na maioria das ETAs, onde a água bruta é coagulada com um sal de alumínio ou ferro no mecanismo da varredura, no qual ocorre formação de precipitação do metal base, onde são retiradas as impurezas. Esse processo ocorre na unidade de mistura rápida, que pode ser hidráulica ou mecanizada, dependendo da vazão e qualidade da água (ACHON, 2008).

De acordo com (RICHTER, 2001) a água coagulada é encaminhada para floculação, sendo uma unidade de mistura lenta, onde ocorre a formação de flocos, isso ocorre devido a uma agitação lenta durante um período de tempo, levando a esses flocos a um tamanho suficiente e massa específica para serem removidos por sedimentação ou floculação.

Os decantadores, compostos por grandes tanques de escoamento podendo ser horizontal ou vertical, onde são empregados módulos de plástico ou placas paralelas (ACHON, 2008).

Afirma ACHON (2008) que em seguida, essa água clarificada nos decantadores ou flotores é enviada para os filtros, onde contem materiais granulares, geralmente areia ou antracito e areia. Por fim, essa água passará por uma desinfecção final e correção do pH.

3.7.2. Métodos de desinfecção no ponto de uso

Em países em desenvolvimentos, devido à baixa densidade de casas, o custo inicial de um sistema centralizado de um sistema centralizado de tratamento e distribuição de água dificulta sua instalação (MANKAD et al., 2011). Uma opção para a oferta de água tratada nessas regiões é a adoção de um sistema de tratamento e armazenamento de água no local, por exemplo, as opções de tratamento no ponto de uso.

Os tratamentos no ponto de uso são sistemas de tratamento de água que tem como objetivo reduzir a turbidez e eliminar os patógenos das fontes de água antes do consumo. De acordo com ROMERO (2020) estes métodos podem ser agrupados em: i) sistemas baseados em calor e UV (ebulição, radiação solar, SODIS, lâmpadas UV), ii) tratamento químico (coagulação, floculação e precipitação, adsorção, troca iônica, desinfecção química) e iii) processos de remoção física (sedimentação e filtração incluindo membranas; filtros de cerâmica e fibras; filtros de meios granulares com filtros de areia).

As tecnologias implementadas para o tratamento da água em sistemas de ponto de uso, são de baixo custo e tem por objetivo de remover patógenos de vinculação hídrica (POOL et al.,

2018). Como os patógenos são uns dos maiores problemas de qualidade da água, as opções de tratamento da água no ponto de uso é uma alternativa na desinfecção e destruição dos microrganismos presente na água a um nível seguro para o consumo humano (RATNAYAKA, 2009).

3.7.2.1. Tratamento por oxidação, armazenamento e clarificação

De acordo (ROMERO, 2020), a oxidação leva a água a um contato próximo com o ar, aumentando assim o conteúdo de oxigênio da água. Isso faz com que remova substancias voláteis, como o sulfato de hidrogênio e o metano, que afetam o odor e o sabor.

Segundo uma publicação “Tratamento de emergência de água potável no ponto de uso” da World Health Organization (WHO, 2013), afirma que se a água estiver turva, devemos deixar em repouso para removermos as partículas maiores. Os sólidos suspensos e alguns dos microrganismos patogênicos serão depositados no fundo do reservatório. No entanto, mesmo após o assentamento, a água deve ser tratada com um método comprovado para garantir que seja segura para o consumo humano (ROMERO, 2013).

3.7.2.2. Tratamento por filtração no ponto de uso

A filtração é uma das opções simples de tratamento da água tendo como princípio a remoção dos coloides, sólidos suspensos e microrganismos presente na água. Um sistema de filtragem bem projetado será capaz de gerar um fluxo limpo de água potável (POOL et al., 2018).

Segundo (CAWST, 2009), durante a filtração os microrganismos são removidos da água pelos métodos de aprisionamento, adsorção, absorção e predação por outros microrganismos (ação biológica). Porém, coar e peneirar a água são as menos importantes no processo de filtração, pois a maioria das partículas suspensas pode passar facilmente através dos espaços que há entre os grãos do meio filtrante (ROMERO, 1999).

3.7.2.3. Tratamento por produtos químicos

De acordo (ROMERO, 2013) muitos produtos químicos podem desinfetar a água, mas o mais comumente usados é o cloro. Com a dosagem adequada, o cloro matará a maioria dos vírus e bactérias, mas algumas espécies de protozoários (principalmente os criptosporídios) são resistentes ao cloro.

O cloro, na forma do gás cloro ou hipoclorito, adicionado à água, visa destruir ou inativar os organismos alvo. A cloração é um método de simples aplicação, relativo baixo custo e, relativamente confiável. Desse modo, a água a ser distribuída para a população deve conter um certo teor de cloro residual, de modo a prevenir que haja nova contaminação durante o processo de distribuição (YAMAGUCHI; CORTEZ; OTTONI; OYAMA, 2013).

De acordo (GRASSI, 2001), um dos problemas decorrentes do uso do cloro como agente de desinfecção está relacionado com sua capacidade em reagir com as substâncias orgânicas de ocorrência natural, que podem estar presentes na água. Essas reações produzem os trihalometanos (THM), entre eles o clorofórmio, que é cancerígeno. Os THM não são removidos da água por meio do tratamento convencional, e, dessa forma, deve-se assegurar que a matéria orgânica deve estar ausente da água que vai ser submetida a cloração.

3.7.2.4. Tratamento por ebulição e radiação solar

A ebulição é um método muito eficaz de desinfecção da água, mas consome energia. A água deve ser fervida. Além do alto custo da energia envolvida na fervura, a outra desvantagem é a mudança no sabor da água. Isso pode ser melhorado por meio de aeração, agitando vigorosamente a água em um recipiente vedado após o resfriamento (ROMERO, 2020).

De acordo (WHO,2013) a exposição de água contaminada a os raios ultravioletas do sol tem sido demonstrada como um método de desativação de microrganismos presentes na água responsáveis pela transmissão de doenças de vinculação hídrica. Recipientes de plástico transparentes de um ou dois litros com água limpa são expostos à luz solar direta. O período de tempo necessário para a inativação de patógenos irá variar dependendo da transparência do recipiente, da intensidade da luz solar e da claridade da água.

3.7.2.5. Lâmpadas germicidas

Entre as várias técnicas utilizadas no processo de desinfecção da água e esgoto, está a radiação ultravioleta (UV), onde o emprego da mesma teve início no século XX na França (AGUIAR et al., 2002).

De acordo (SILVA,2007), a busca por tecnologias limpa, eficiente e econômicas tem sido aperfeiçoada e apresentam eficiência na remoção de matéria orgânica nos tratamentos de água, porem tem apresentado desempenho precário na inativação de microrganismos. Uma alternativa que vem sendo estudada e aperfeiçoada como um processo limpo de desinfecção de água é a radiação ultravioleta com utilização de lâmpadas germicidas.

Esta técnica permite uma taxa de desinfecção eficiente devido ao emprego de lâmpadas germicidas que não agridem ao ambiente, pois o mesmo não formam produtos tóxicos ou cancerígenos. É notado os avanços científicos na área de desenvolvimento de equipamentos, fotorreatores, isso tem levado ao aperfeiçoamento de lâmpadas mais potentes e eficazes, reduzindo os custos de implantação e de processo (GONÇALVES, 2003).

A luz ultra violeta é produzida como resultado de fluxo de corrente através do vapor de mercúrio entre os eletrodos da lâmpada. A principal diferença entre a lâmpada germicida e a fluorescência é que a germicida é construída com quartzo com um eletrodo de tungstênio em cada extremidade, ao passo que a fluorescente é com vidro, com camada interna de fósforo que converte a luz UV para luz visível (SILVA,2007).

De acordo (TARRÁN, 2003), colisões entre elétrons e átomos de mercúrio provocam emissões de radiação ultravioleta, que não é visível ao olho humano. Quando esses raios UV colidem com o fósforo, eles fluorescem e se convertem em luz visível. A lâmpada ultravioleta é envolvida em tubo de quartzo, que transmite 93% dos raios UV da lâmpada ao passo que o vidro emite muito pouco.

As lâmpadas de baixa pressão são recomendadas para pequenas vazões de água a serem desinfetadas, enquanto as de média pressão são utilizadas na desinfecção de vazões maiores. Quando a vazão for muito elevada, as lâmpadas de média pressão e alta intensidade são usadas por requererem pouco espaço (menor número de lâmpadas) (BARROSO; WOLFF, 2009). Na Tabela 4 são apresentadas as principais características das lâmpadas de média e baixa pressão.

Tabela 4 – Principais características das lâmpadas UV.

Tipo	Características gerais
Lâmpada de média pressão	<p>Uma única lâmpada de 5KW pode ser usada em unidade que atendem a vazão de 525m³/h;</p> <p>Não é influenciada por variações acentuadas de temperatura;</p> <p>Voltagem da lâmpada entre 1.000 e 2.000V;</p> <p>Temperatura do plasma de mercúrio entre 600 e 900°C;</p> <p>Vaporização completa do mercúrio;</p> <p>Emite radiação UV entre os comprimentos de onda de 180 a 400nm.</p>
Lâmpada de baixa pressão	<p>Uma única lâmpada de 65w pode ser usada em unidade que atendem a vazão de até 9m³/h;</p> <p>Voltagem da lâmpada entre 120 e 240V;</p> <p>Temperatura do plasma de mercúrio entre 40 e 50°C;</p> <p>Vaporização parcial do mercúrio;</p> <p>Emite radiação UV entre os comprimentos de onda de 185 a 254nm.</p>
Lâmpada de média pressão e de alta intensidade	<p>Usada na inativação microbiana em unidades que atendem a vazões relativamente altas com menor número de lâmpadas.</p>

Fonte: (DANTAS, 2005)

A eficiência das lâmpadas germicidas no tratamento de água está diretamente ligada a alguns parâmetros, que são: o fluxo, que deve ser conhecido, o transporte do fluxo por sistema aberto ou fechado, bem como se esta condução é feita por bombeamento ou gravidade e a qualidade da água. É importante verificar a presença de substâncias que possam aderir na parede da lâmpada emissora de radiação UV, a concentração de microrganismos, para estimar a dosagem necessária para inativar a microrganismo presente na água, assim como a transmitância da água, e se há material em suspensão na água (DÍAZ e SERRANO, 20050).

3.7.2.6. Riscos à saúde quanto a exposição ao UV

A radiação UV pode causar danos aos olhos e à pele não protegida. A superexposição à radiação UV leva à dolorosa vermelhidão da pele: queimaduras de 1º grau. Cada exposição aos raios ultravioleta é armazenada na pele, ou seja, o dano causado pela exposição à radiação UV é cumulativo e o dano celular causado por essa exposição pode ser irreversível (BARROSO; WOLFF, 2009). A exposição crônica ou prolongada à radiação UV tem sido relacionada a diversos efeitos à saúde, incluindo o câncer de pele e o envelhecimento prematuro da pele. Além da pele, a radiação UV é a que representa o maior perigo para a saúde ocular. A exposição prolongada, aguda, a essa radiação pode levar a um quadro agudo de vermelhidão e dor ocular que melhora entre 24 e 48 horas, sem deixar sequelas. Porém, a exposição crônica pode levar, ao longo de anos, ao desenvolvimento de problemas oculares como pterígio, catarata e degeneração da retina (GRAÇA, 2008). A Tabela 5 lista as ações da radiação UV sobre a pele e nos olhos:

Tabela 5 – Ações da radiação UV sobre a pele e olhos.

Radiação UV sobre a pele	Radiação UV sobre os olhos
<ul style="list-style-type: none"> • Envelhecimento cutâneo precoce; Câncer de pele; Edema da derme; Aumento da pigmentação; Lesão às células de defesa imunológica e aos ceratinócitos; Danos ao DNA, com o aparecimento de mutações genéticas e indução do câncer. 	<ul style="list-style-type: none"> • A radiação UV pode causar efeitos agudos de fotoceratite e fotoconjutivite; Podem induzir lesões crônicas como o pterígio, catarata, lesões da retina e até mesmo cegueira em indivíduos que se expõem ao UV sem proteção adequada.

Fonte: (GRAÇA, 2008).

De acordo (BARROSO; WOLFF, 2009) a principal regra de segurança é sempre prevenir a exposição da radiação UV. Portanto os operadores necessitam de instruções sobre os danos causados pela radiação UV. A norma preconiza algumas precauções a serem tomadas pelos operadores:

O operador nunca deverá se expor diretamente ou indiretamente ao UV;

Nunca olhar diretamente para a lâmpada germicida quando estiver ligada;

Qualquer que seja a operação que exija remoção das lâmpadas, o operador deverá primeiro desligá-las;

Pode ser previsto interruptor de segurança que desligará as lâmpadas sempre quando houver risco de exposição dos operadores à radiação UV. Tal medida protegerá o operador em caso de erro de operação na manutenção do refletor sem desligamento manual do respectivo circuito elétrico.

Sempre a melhor proteção é a prevenção à exposição de qualquer parte do corpo à luz ultravioleta, utilizando luvas e protetores faciais que retêm esse tipo de radiação.

3.8. Radiação Ultravioleta

Segundo a Environmental Protection Agency (EPA, 2003), a luz ultravioleta é parte do espectro eletromagnético com comprimento de onda entre 100 e 400 nanômetro (nm), sendo dividido em quatro bandas: UV- vácuo (100 a 200 nm), UV-C (200 a 280 nm), UV-B (280 a 315 nm) e UV-A (315 a 400 nm). A Figura 5 mostra a posição da luz UV dentro do espectro eletromagnético.

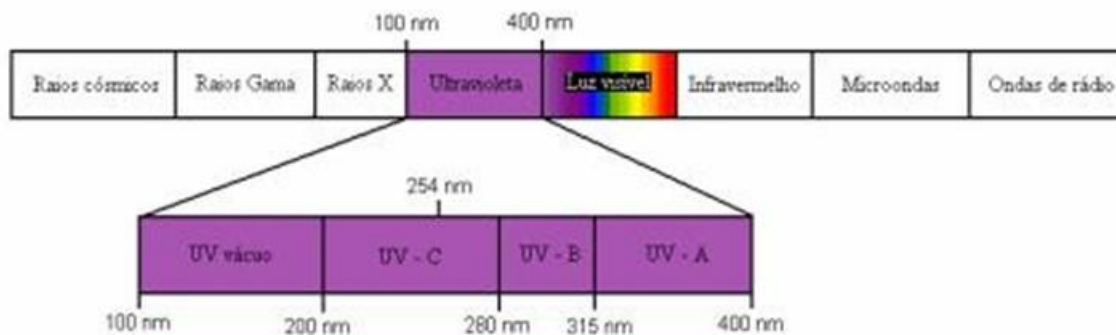


Figura 5 - Espectro eletromagnético. Fonte: (EPA, 2003).

A radiação UV-C não é encontrada na natureza uma vez que é rapidamente absorvida na atmosfera, trocando energia com o oxigênio e formando o ozônio (RIBEIRO et al., 2012). As fontes artificiais de radiação UV comumente utilizadas na inativação de patógenos são lâmpadas que operam com vapor de mercúrio, podendo ser monocromáticas de baixa pressão com pico de emissão de fótons a um comprimento de onda de 254 nm, considerado com maior poder germicida, ou policromáticas de média pressão, que emitem fótons a uma faixa mais ampla de comprimentos de onda abrangendo a região de luz visível (KOUTCHMA & ORLOWSKA, 2012).

A radiação UV-C entre 250 e 260 nm é letal para a maioria dos microrganismos (bactérias, vírus, protozoários, fungos, leveduras e algas) e o efeito germicida se dá pela indução da formação de fotoprodutos do DNA bacteriano, comumente dímeros de pirimidina, originados por ligações cruzadas entre bases sensíveis à radiação a 254 nm. Essas alterações comprometem a transcrição e reprodução da célula, levando à morte celular (GAVÁN et al., 2014; CUTLER & ZIMMERMAN, 2011).

Entretanto, grande parte dos microrganismos detém um potente mecanismo de reparo dos danos causados pela luz UV-C, chamado fotorreativação, que ocorre via absorção da luz visível em comprimentos de onda entre 350 e 500 nm, devido a enzimas liases capazes de reverter o dano causado ao DNA. Esse fenômeno tem sido associado com a exposição à luz após o tratamento com radiação UV-C (CIVELLO et al., 2006; GAYÁN et al., 2014) e pode ser um fator crítico, considerando frutas e hortaliças ou outro produto, que são expostas durante a comercialização sem nenhuma proteção contra a luz.

Diversos fatores podem interferir na sanitização com radiação UV-C e, embora pouco seja conhecido a respeito da sua interação com a matriz alimentícia (RIBEIRO et al., 2012), sabe-se que o nível de dano causado ao microrganismo será dependente da quantidade de radiação efetivamente absorvida e da resistência de cada espécie. Para os microrganismos acumularem uma dose letal, é necessária exposição completa da superfície (KOUTCHMA & ORLOWSKA, 2012). O efeito germicida da luz UV-C pode ser suprimido quando os microrganismos estão internalizados nos tecidos ou aderidos em áreas injuriadas, em que não são

afetados pela radiação, pois a luz se torna inacessível às células (GÓMEZ et al., 2015). A Figura 6 mostra que a presença de materiais sólidos dissolvidos ou em suspensão pode proteger microrganismos da ação da radiação

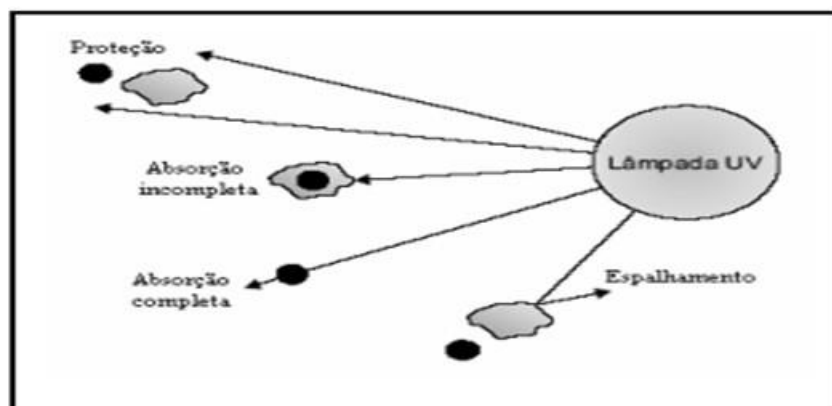


Figura 6 – Modo de interação da radiação UV com o sistema. (Fonte EPA, 2003).

A Figura 7 mostra o comprimento de onda da radiação UV em seu efeito germicida. A interação da radiação luminosa com as moléculas ou fotólise provocam rupturas das ligações químicas, fragmentando-as (BARROSO; WOLFF, 2009).

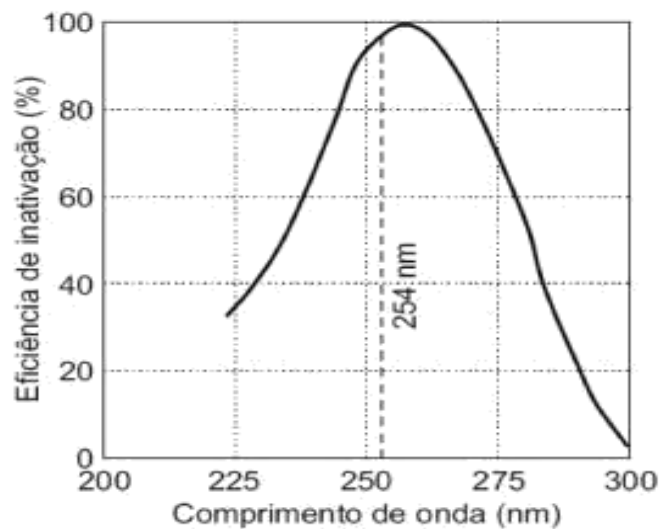


Figura 7 - Efeito germicida associado ao comprimento de onda da radiação UV. Fonte: (GONSALVES, 2003).

3.8.1. Mecanismo de inativação microbiana via radiação UV-C

A radiação ultravioleta promove o rompimento da membrana celular ao ser absorvida pelas proteínas causando a morte da célula enquanto pequenas doses de UV-C promovem alteração nos genes do DNA impedindo os microrganismos de se reproduzir, promovendo sua inativação (ARANTES; LIPOMANN, 2011).

A radiação UV-C pode promover a eliminação de microrganismos com eficácia de até 99,9999% dependendo da potência da fonte ultravioleta (BOIGUES; VEIGA; BRATIFICH; NETO; FAJON, 2020).

De acordo (SILVA, 2007), a radiação UV é absorvida pelos microrganismos por meio de moléculas de proteínas, RNA e DNA. O DNA é um polímero de ácido nucleico, constituído por uma sequência de quatro bases nitrogenadas (adenina, citosina, guanina e timina) que constituem o código genético ligados em pares (adenina/timina e citosina/guanina), mantendo unidas as duas hélices, sendo denominado o DNA de dupla hélice (BARROSO; WOLFF, 2009). A Figura 8 mostra a dupla hélice do DNA normal e a sequência modificada por ação da radiação UV.

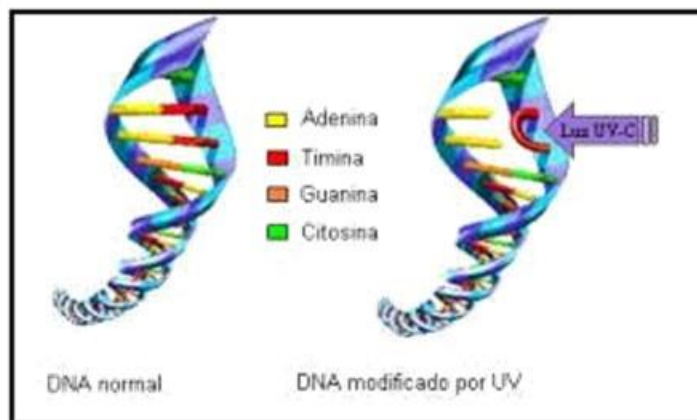


Figura 8 - Sequência de DNA normal e modificado. Fonte: (SILVA, 2007).

A energia absorvida rompe as ligações não saturadas, principalmente as bases nitrogenadas pirimídicas (citosina e timina), provocando a dimerização de pirimidinas adjacentes de um mesmo fio de cromossomo do DNA (SILVA, 2007). Os dímeros formados em consequência das alterações provocadas pela radiação UV podem resultar em timina– timina,

timina–citosina e citosina–citosina. As moléculas pirimídicas resultantes, uma vez unidas, deformam a estrutura helicoidal do DNA e dificultam a replicação do ácido nucleico. Caso a replicação ocorra, as novas células serão mutantes descendentes e incapazes de se duplicar (BARROSO; WOLFF, 2009).

3.8.2. Fotorreativação

De acordo (Daniel, 2001) alguns microrganismos atingidos pela radiação podem desenvolver mecanismos de reconstituição celular, reativando-se, dentro de certos limites, tanto no claro como no escuro. A reativação está mais associada ao processo de inativação por luz ultravioleta, sendo observado por alguns autores que o fenômeno é pouco significativo, ocorrendo quando alguns grupos de organismos são expostos a determinados comprimentos de onda específicos durante um certo tempo mínimo necessário (SILVA, 2007).

Os principais mecanismos de reativação dos microrganismos irradiados são: i) Fotorreativação: Reversão das alterações produzidas pela radiação ultravioleta. A recuperação é obtida por meio de recuperação fotoenzimáticas que monomerizam os dímeros de pirimidina pela ação de enzimas na presença de radiação na faixa de comprimento de onda entre 300 e 500 nm (Daniel, 2001). ii) Recuperação no escuro: Substituição dos nucleotídeos lesados pela radiação ultravioleta. A substituição pode ser feita por meio de remoção da parte lesada e de uma sequência de nucleotídeos adjacentes, com posterior síntese de sequência original de nucleotídeos. Esse processo é denominado recuperação por excisão-ressíntese, e ocorre na ausência de luz (Daniel, 2001).

A extensão do fenômeno depende da dose de radiação aplicada para inativação microbiana. Quanto maiores as doses, menores os efeitos da fotorreativação (SILVA, 2007). Em doses elevadas, a quantidade de dímeros é maior que a capacidade de recuperação do microrganismo, não havendo tempo para reverter todas as alterações antes que inicie a duplicação da célula. Considerando os fatores ambientais que influenciam a fotorreativação, esta deve ser controlada, aumentando-se a dose de radiação no sistema de desinfecção (GONÇALVES, 2003).

3.8.3. Reatores

Esses equipamentos tem como vantagens a possibilidade de se controlar a potência das fontes luminosas, o tempo de reação desejado, a atmosfera e a aplicação ou não de agitação. Além disso, a grande maioria dos reatores opera em sistemas fechados, garantindo que as espécies reacionais expostas no reator absorvam completamente as irradiações luminosas utilizadas durante o processo (KATIC et al. 2018).

Quanto às suas características, os reatores podem ser projetados em diferentes geometrias (horizontais ou verticais) em diferentes modos operacionais que podem ser em batelada, sendo eles, semicontínua ou contínua. Ressaltando que independentemente do tipo de reator é necessário garantir que a estrutura utilizada seja reflexiva. As fontes de irradiação podem ser internas ou externas, com presença de uma ou várias lâmpadas, aplicando exclusivamente um tipo de radiação luminosa ou a combinação de vários tipos (KOWALSKA; RAU, 2010; NOEL, 2017; ESPÍNDOLA et al. 2019; ENESCA, 2021).

De acordo (CRITTEM DEN et al. 2012), os reatores devem ser projetados de forma a garantir que toda fonte luminosa utilizada nos processos permaneça dentro do reator, de modo a ser absorvida pelas espécies em estudo. Segundo (LUCENA, 2022) deve-se fazer uso de superfícies refletivas, de forma que o caminho efetivo percorrido pela luz dentro de um reator seja muito maior do que as dimensões físicas do próprio reator. Isso ocorre, uma vez que a luz será refletida uma série de vezes dentro do reator até que seja completamente absorvida pelos microrganismos em estudo. A partir desta afirmação é possível modelar matematicamente a ação da luz verificando a taxa de fotólise dentro de um reator.

A modelagem de um reator, é estabelecida através dos princípios básicos da termodinâmica e dos fenômenos de transportes (momento, massa e energia). Os modelos de incidência não podem ser utilizados sem uma abordagem experimental sistemática (NIVES, 2008). Nas Figuras 9 a 12 temos alguns exemplos de fotoreatores de escala laboratorial.

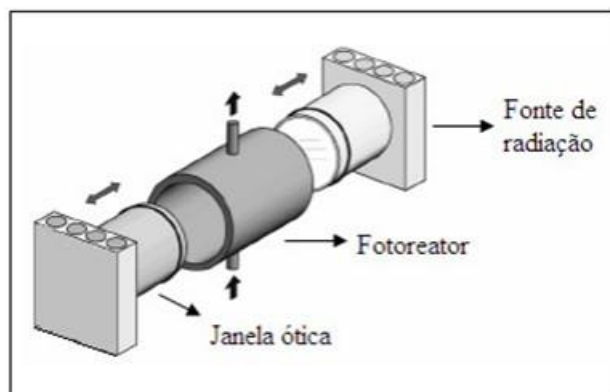


Figura 9 – Microfotoreator tubular com duas janelas óticas. Fonte: (NIVES, 2008).

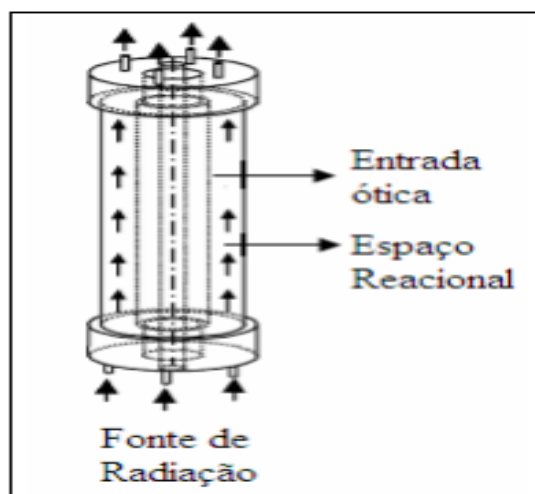


Figura 10 – Fotoreator anular com espaço reacional otimizado. Fonte: (NIVES, 2008).

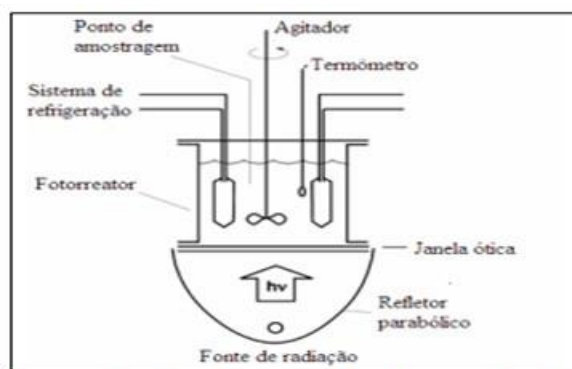


Figura 11 – Fotoreator tipo tanque de mistura iluminado pelas bases. Fonte: (NIVES, 2008)

Na realização desse projeto utilizou-se um reator convergente de escala semi-industrial de capacidade de inativação microbiológica em escala maior como mostra na Figura 12.

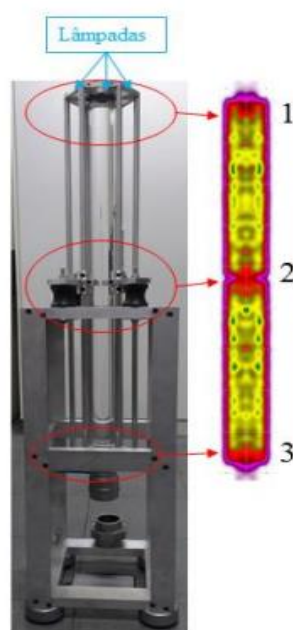


Figura 12 – Reator convergente semi-industrial; Nota: 1;3) Existi uma tampa de fixação no tubo para posicionamento das lâmpadas; 2) Atenuadores de vibração (vibra-stop). Fonte: (OLIVEIRA, 2019).

Com os diferentes arranjos e confecções dos reatores e dos tipos de lâmpada, torna-se cada vez mais comum conseguir obter êxito na degradação de diferentes poluentes.

4. Capítulo 1

Neste capítulo será descrito os materiais, métodos e discussões dos resultados obtidos nos experimentos realizados a partir de água esterilizada sendo contaminada por *E. coli* de forma proposital em um reator UV-C.

4.1. Objetivos específicos

Caracterizar o reator UV-C em função dos parâmetros aplicados nos ensaios microbiológicos, como vazão, tempo de irradiação, e volume de água.

Quantificar a redução da bactéria *Escherichia coli*, artificialmente introduzida na água, nos diferentes tempos de irradiação e volumes avaliados.

Estabelecer um modelo matemático para a escalabilidade do sistema por meio de relações empíricas dos ensaios realizados.

4.2. Material e métodos

4.2.1. Descrição do sistema de desinfecção UV-C

O sistema de descontaminação testado no presente trabalho referiu-se a um reator UV-C conectado a um reservatório de fluido circulante. Portanto, apesar de operar em fluxo contínuo, o sistema é fechado e os experimentos foram conduzidos em batelada.

A concepção original do reator UV-C utilizado nesta pesquisa foi descrita por (OLIVEIRA,2019) e é apresentado na Figura 6. O equipamento possui estrutura em alumínio, com uma base servindo como suporte para amortização da vibração causada pela bomba, três placas refletoras e proteção contra a incidência de luz UV, e um tubo de quartzo de diâmetro igual a 5 cm. O tubo de quartzo é posicionado de forma centralizada, permitindo que seja circulado por 6 lâmpadas de mercúrio de baixa pressão de 30 W cada, circulando com a totalidade o tubo de quartzo de 100 cm e fluido exposto no volume de um litro. O controle de escoamento é realizado por duas válvulas do tipo globo.

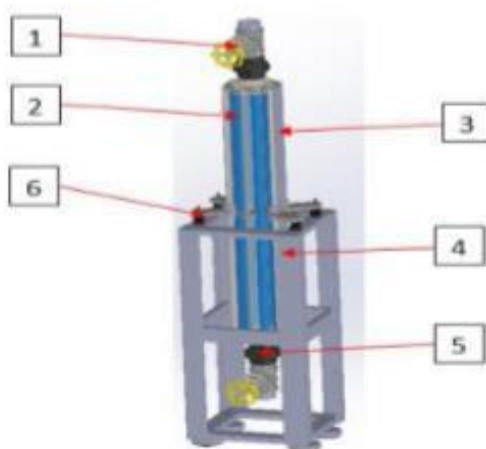


Figura 13 - Detalhes constituintes do reator de luz UV. Notas: 1) Valva globo para o controle de escoamento; 2) Lâmpadas de UV-C que circundam o cilindro de quartzo localizado no centro do reator; 3) Placa refletora e protetora contra a incidência de luz UV; 4) Base para estabilização e suporte do reator; 5) União para conexão do sistema de tubos ao reator; 6) Suporte para amortização de vibrações. Fonte: Oliveira (2019).

Para que a água a ser tratada pudesse circular pelo reator UV-C, foi construído um sistema de tubulação de fácil manipulação, que permitisse substituir o reservatório acoplado. Perfez-se a inserção de um tanque com capacidade de 50 L, incluindo um medidor de volume manual inserido em sua lateral e uma bomba centrífuga para que o sistema operasse de forma contínua.

Conforme representado na Figura 7, o reservatório é conectado ao reator por tubulação em PVC, e inclui um sistema de controle de vazão *by-pass* inserido jusante da bomba, com controle do fluxo de água que passa pelo reator de luz UV conforme a regulação das válvulas contidas no sistema abaixo. A circulação de água ocorre no sentido direcional oposto a gravidade com duas válvulas tipo globo que são acionadas em caso de eventuais problemas.

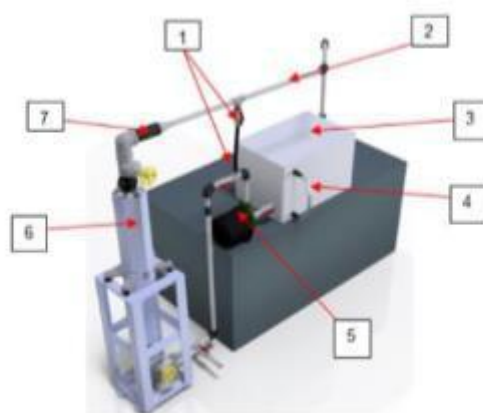


Figura 14 - Representação do sistema de tratamento utilizando reator de UV-C. Notas: 1) Sistema de by-pass utilizado para o controle de velocidade de água que passa pelo reator de luz UV; 2) Tubulação de saída e retorno para o reservatório; 3) Reservatório de água ou fluido circulante; 4) Sistema de medição de água através do nível; 5) Bomba centrífuga para uma circulação forçada; 6) Reator de luz UV; 7) Conexões com o reator, com redução de tubulação de 2" para 1/2". Fonte: Oliveira (2019).

A fim de atender os objetivos deste estudo, foi necessário realizar experimentos com volumes diferentes do fluidos a ser desinfetado, conforme descrito no item 5.2. Valendo-se do fato de que as tubulações originais podiam ser facilmente desacopladas do reator UV-C escrito, foram realizadas algumas modificações, descritas na Figura 8. A lista de materiais utilizados na constituição do sistema modificado é apresentada na Tabela 4.



Figura 15 - Representação do sistema de tratamento modificado para uso em escalas de volumes menores. Nota: Na figura A- 1) Reator UV-C; 2) Mangueira por onde a bomba retira a água do reator mandando de volta para o reservatório; 3) Bomba submersa tendo como função, agitação da água no reservatório; 4) Mangueira por onde a água é bombeada do reservatório para o reator. Na figura B- 5) Reservatório com capacidade de até 15 L; 6) Controle de velocidade do fluxo da água; 7) Bomba peristáltica, leva o fluido do reservatório para o reator; 8) Bomba peristáltica retira água do reator para o reservatório. Fonte: Elaborado pelo autor.

Realizou-se uma substituição dos tubos e conexões PVC, por mangueiras (diâmetro externo de 6 mm; interno de 4 mm) e alterou-se o volume do reservatório para um com capacidade de até 15 L. Duas bombas peristálticas foram acrescentadas ao sistema, e uma bomba submersa foi incluída no reservatório, com o intuito de fornecer um ambiente dinâmico que evitasse a sedimentação de microrganismos no reservatório permitisse uma coleta mais homogênea de amostras. Nesta configuração. A circulação da água ocorre no sentido gravitacional sem a necessidade do uso das válvulas globo.

Tabela 6 - Quantitativo de materiais hidráulicos para o sistema de desinfecção UV-C acoplado a reservatório.

Item	Quantidade	Especificação	Material/Fabricante
Curva 90°	3	½”	PVC
Curva 90°	2	2”	Galvanizado
Válvula globo	7	½”	PVC
Rotâmetro	1	½”	PVC
Redutor	2	2” – ½”	Galvanizado/ PVC
Expansão	1	½” – 2”	Galvanizado/ PVC
União	5	½”	PVC
União T	1	½”	PVC
Bomba centrífuga	1	½”	Aço
Bomba periférica	1	66 mm	Galvanizado/ PVC
Bomba submersa	1	66 mm	PVC
Reator UV-C	1	2”	Galvanizado/ Alumínio/ Quartzo
Reservatório	1	50 L	PP/PE
Reservatório	1	15 L	PP/PC
Mangueira	2	66 mm	PEBD

Fonte: Elaborada pelo autor.

4.2.2 Procedimento experimental

Antes da realização de um experimento típico, o inóculo purificado e homogeneizado dos microrganismos-alvo era vertido manualmente no reservatório do sistema já em circulação, de forma a contaminá-lo propositalmente. Detalhes do cultivo e quantificação do inóculo e bactérias remanescentes são apresentados no item 4.3.

O sistema era mantido circulando por um período de 10 minutos com o reator UV desligado. Decorrido esse tempo, era feita a primeira coleta (tempo zero). A partir desse ponto, eram ligadas as lâmpadas UV nos diferentes experimentos, para coletas em intervalos de 30 e 60 minutos.

O mesmo protocolo de inóculo, coleta e contagem de microrganismos foi realizado nos experimentos de descontaminação com volumes de 1, 2, 5 e 15 L. Sendo que em 15 litros foram vertidos 30 ml da suspensão, em 5 litros 25 ml, 2 litros 20 ml e 1 litro 15 ml. A vazão de 1 L/min foi mantida no reator UV em todos os diferentes ensaios. Em todas essas condições, foi realizado também um experimento controle, com o reator UV desligado, de modo a estimar perdas de microrganismos inerentes à circulação no sistema.

4.2.3. Microrganismos-alvo

4.2.3.1. Cultivo de *Escherichia coli*

Nos diferentes experimentos, a água de estudo era contaminada artificialmente com bactérias da espécie *Escherichia coli* provenientes de cepas comercial (ATCC – 25922). A escolha desse microrganismos como alvo para avaliar a eficiência de tratamento do sistema UV-C, se deu pelo fato de que *E. coli* constitui um indicador de contaminação fecal.

As bactérias utilizadas nos experimentos estavam inicialmente congeladas em meios de crio-conservação (30% de glicerol e 70% de bactéria em meio de cultura). O cultivo dos microrganismos para inóculo foi realizado conforme descrito a seguir:

A fim de obter uma ordem de grandeza ideal para contaminação da matriz de estudo, foram realizados dois pré-inóculos na ativação e cultivo de *E. coli*:

Inicialmente, utilizou-se um tubo de centrifugação (capacidade de 15 mL), adicionado 9 ml de meio de cultura (*brain heart infusion* – BHI) e 1 ml de bactéria preservada em meio de crio-conservação. A suspensão foi levada à incubadora (tipo *shaker*) por 24 horas a 37°C e 150 rpm.

Após 24 horas, foram usados dois tubos centrifugação (capacidade de 50 mL), nos quais foram adicionados 45 mL, de meio de cultura 5 mL, do primeiro pré-inóculo em cada, constituindo um repique. Esse foi retornado à incubadora por mais 24 horas, sendo mantido na mesma temperatura e rotação do primeiro pré-inóculo.

Para a purificação das bactérias cultivadas para inóculo foi realizada centrifugação à 300 rpm a 15 minutos, após esse tempo foi retirada da centrífuga e descartado o meio de cultura,

sendo adicionado água esterilizada nos falcon e levados ao agitador para homogeneização das bactérias.

Na preparação do inóculo é concentrados por centrifugação os dois falcon do segundo pré-inóculo por 15 minutos a 300 rpm, após esse processo são feita a lavagem em água esterilizada e feito a agitação em agitador para o desprendimento da *Escherichia coli* do sedimento.

4.2.3.2. Quantificação de *E. coli*

O mesmo procedimento de quantificação de *E. coli* foi realizado para amostras referentes a inóculo e coleta (tanto controle, quanto submetidas a tratamento). Todas as amostras eram devidamente identificadas.

O procedimento de quantificação de colônias viáveis envolveu diluições seriadas, (5 diluições mais a amostra bruta). Nesse processo, inicia-se com a solução mais concentrada, chegando a soluções menos concentradas do soluto, utilizando como solvente uma solução tampão (PBS) em pH próximo a 7.

Resumidamente, nesse processo eram adicionados 900 μL da solução tampão em 5 tubos de microcentrifugação (Eppendorf®) e 100 μL da amostra no primeiro tubo. Este era agitado e dele eram retirados 100 μL a serem destinados para o próximo tubo, e assim para os demais.

Com as placas de Petri já preenchidas com meio de cultura (ágar BHI), eram coletados 16,6 μL da última diluição menos concentrada em soluto para a mais concentrada e nessa ordem era feito o espalhamento das diluições. Todos os espalhamento eram feitos em triplicata. As placas de Petri contendo as amostras eram então mantidas em estufa (D.B.O) a 37 °C por um período de 24 horas.

Após a incubação, era possível visualizar o crescimento bacteriano, por meio da formação de colônias. Para se contar o número real de colônias, foi utilizada lente de aumento de contador de colônias. Contabilizou-se apenas colônias individuais, ou seja, pontos isolados distintos. Os limites inferior e superior de contagem de colônias eram 30 e 300, respectivamente. A quantificação foi dada em UFC/mL e a inativação calculada em \log_{10} .

4.3. Resultados e discussão

4.3.1. Análise da descontaminação de água com UV-C

Os resultados da eficácia do reator UV-C na inativação da *E. coli* nos volumes 1, 2, 5 e 15 litros, onde foi realizada as coletas nos tempos zeros, 30 e 60 minutos, estão representados na Figura 16.

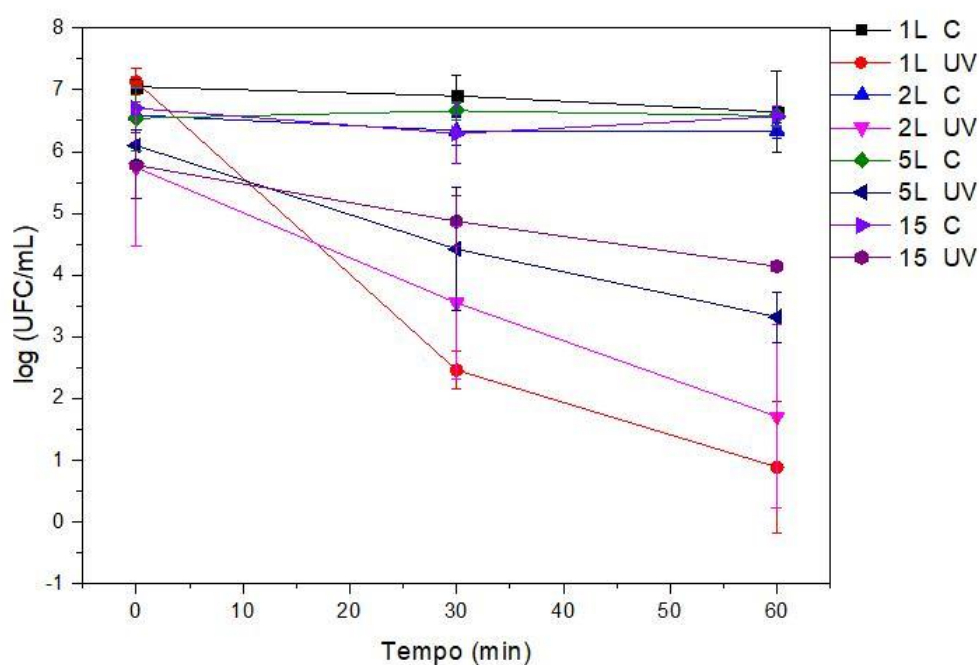


Figura 16 - Resultados das amostras reais tanto em grupos controle quanto em exposição ao UV-C. Nota: Na legenda; L: Volume em Litros; C: Grupo controle; UV: Exposição à radiação ultravioleta. Fonte: Elaborada pelo autor.

O efeito das lâmpadas germicidas na inativação microbiana mostra que há uma redução bacteriana nos diferentes volumes, pois nos experimentos realizados a concentração inicial de *E. coli* em escala logarítmica nos volumes 1, 2, 5 e 15 L foram 7,13, 5,74, 6,10 e 5,78 log UFC/mL, respectivamente. Ao analisar a Figura 9, observa-se que nos volumes 1, 2, 5 e 15 L houve uma redução na sobrevivência da *E. coli* de 6,24, 4,03, 2,78 e 1,64 log UFC/mL, respectivamente. De

acordo com BARROS; WOLFF (2009) a desinfecção por radiação UV-C baseia-se em alterações por fotólise do material genético (DNA, RNA) dos organismos presentes na água.

Os mesmos experimentos foram realizados com as lâmpadas germicidas desligadas sendo repetidos nos mesmos volumes. A concentração inicial de *E. coli* nos volumes 1, 2, 5 e 15 L foi de 7,05, 6,59, 6,54 e 6,70 UFC/mL, respectivamente. Após os 60 minutos do líquido em circulação, as amostras coletadas apresentaram os seguintes valores 6,64, 6,34, 6,58 e 6,57 log UFC/mL. Observa-se que não houve redução significativa na sobrevivência da *E. coli*. De acordo com estes resultados, observa-se que o reator UV-C se mostra eficiente na inativação microbiana.

4.3.2 Modelo matemático para a escalabilidade do sistema

A análise da descontaminação dos diferentes volumes pode ser feita de tal forma que possamos verificar a escalabilidade do sistema através de relações empíricas tiradas das medidas realizadas. Para desenvolver o modelo matemático a ser aplicado na escalabilidade do sistema, foi realizada a normalização das medidas reais para 10^7 UFC/mL.

A seguir, um modelo simplificado sobre a circulação e descontaminação do fluido será estabelecido. No sistema, líquido é removido do reservatório de volume (V) e circula pelo reator de UV-C, que tem o volume padrão de 1 L. O reator de UV-C submete o líquido ali presente a uma intensidade de luz constante $I(r)$ sendo (r) a posição do reator, que devidamente integrada especialmente representa a entrega de uma dose de luz (D) ao volume de tal forma que pode ser obtida pela Equação 1 em J/L.

Equação 1

$$D = A \times T$$

A constante (A) contém todos aspectos geométricos e características refletidas e das fontes de luz contidas no reator (O cálculo de (A) pode ser feito separadamente, mas não é relevante aqui para essa análise). Importante é o fato que a dose de luz é proporcional ao tempo que o líquido fica em exposição no reator UV-C.

O volume circulante é (V) e o volume do reservatório contém a maior parte do líquido que excede o volume padrão do reator de 1 L. A quantidade contida no reservatório, e que não recebe a irradiação UV-C do reator, é dada pela Equação 2, sempre expresso em litros. O volume do reator é de 1 L, e é considerado estando cheio todo o tempo.

Equação 2

$$V_{res} = V - 1$$

Como no reservatório temos $V-1$ litros, que não recebem a radiação, dado um volume (V) e tempo (T) de circulação, a quantidade de radiação a que o sistema fica exposta é apenas uma fração da dose total (D). A fração irradiada é $1/V$ do total e desta forma, a dose total entregue a um volume (V) é obtida por meio da Equação 3.

Equação 3

$$D \times \frac{1}{V} = \frac{D}{V}$$

Desta forma, iluminar 1 L por um tempo (T) é exatamente como iluminar 15 L pelo tempo de $T/15$. A dose de radiação entregue escala com o inverso do volume total considerado. O escalonamento do volume corresponde ao escalonamento inverso do tempo. Isto, considerando uma situação ideal onde todo o líquido circula pelo reator a mesma quantidade. Assim, em princípio, se analisarmos a situação de 1 L, poderemos escalar para qualquer volume. Quando temos 1 L, a dose entregue ao sistema vai integralmente ao volume considerado. Os dados para o experimento de 1 L está mostrando no Figura 17 abaixo.

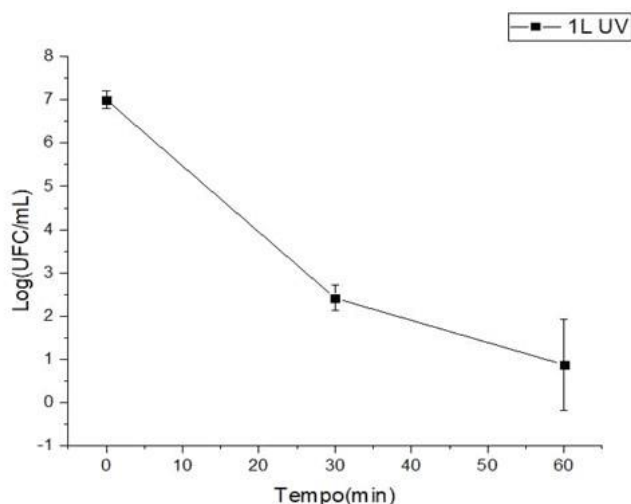


Figura 17 - Representação da inativação da *E. coli* em volume de 1 L. Nota: No gráfico L: Volume do líquido circulante; UV: Exposição à radiação ultravioleta. Fonte: Elaborada pelo autor.

Como na escala logarítmica, não temos na reta, então não se trata de um puro mecanismo exponencial do tipo a Equação 4, mas mais complexo que isto.

Equação 4

$$N = N_0 e^{-\frac{t}{\delta}}$$

No entanto, a linearidade Dose - Efeito ainda pode ser considerada de modo que os efeitos em 2 L podem ser obtidos dividindo a escala de tempo por 2, ou seja, o valor da redução em 60 minutos agora será obtido em 30 minutos, e assim por diante. Isto gera as curvas teóricas para vários volumes como mostrado na Figura 17.

A extrapolação mostra que ao realizar um experimento no reator em um determinado tempo (T1) atinge-se uma redução logarítmica de (N) escalas decimais, e a mesma redução poderá ser atingida ao considerarmos um volume (V), se multiplicarmos o tempo pelo volume, ou seja, redução de (N) escalas, Equação 5.

Equação 5

$$T = V \times \frac{T}{\delta}$$

A redução de 10^5 ou 5 escalas no reator com 1 L é atingida em 30 minutos, e idealmente será atingida com 2 L em 60 minutos, com 10 L em 300 minutos e com 100 L em 3600 minutos (ou em 2 dias). O gráfico de 1 L, que é o volume do reator, é fundamental para tal exploração.

Vamos agora realizar todos volumes para podermos verificar o desvio desta relação simples para descontaminação, com o reator em determinados volumes. O resultado experimental para descontaminação de 1, 2, 5 e 15 L está colocado na Figura 18.

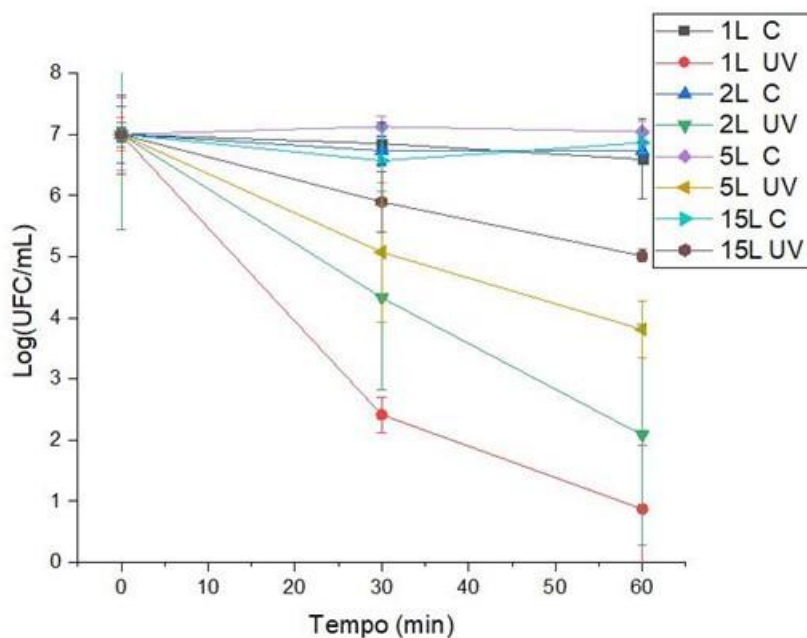


Figura 18 - Resultado dos experimentos nos volumes 1, 2, 5 e 15 L normalizados. Fonte: Elaborada pelo autor.

Observa-se que a estrutura geral é bem parecida, porém deve-se comparar alguns valores para verificar a validade do modelo. Vamos investigar a redução em décadas logarítmicas obtidas como função do tempo para cada volume considerado. É possível obter essa redução por meio da Equação 6, para produzir a Figura 19.

Equação 6

$$\delta = \log N_0 - \log N$$

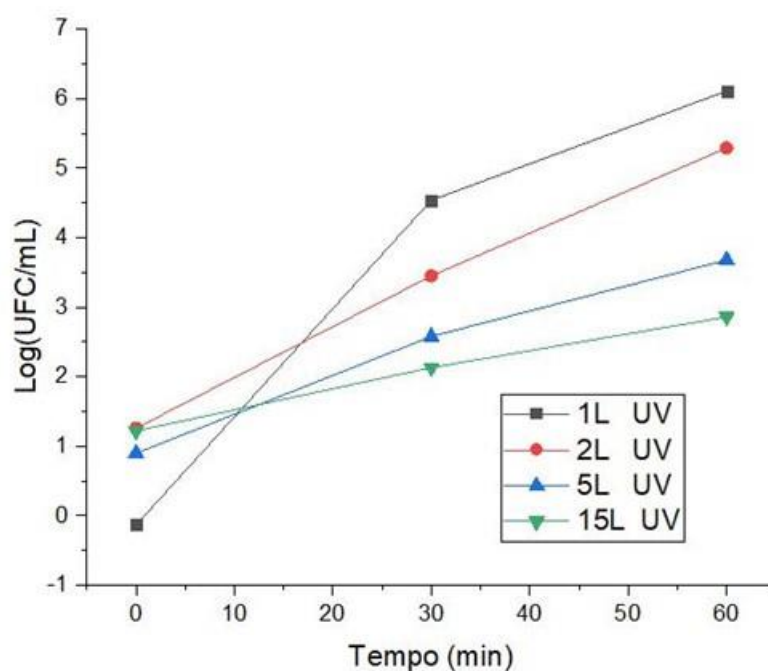


Figura 19 - Redução logarítmica em função do tempo em cada volume. Fonte: Elaborada pelo autor.

De acordo com estes dados, se tomarmos a referência de 1 L como padrão e escolhermos uma redução de 10^5 (100 mil) ou $\delta = 5$ como aceitável para a descontaminação, temos que o tempo necessário para obter esta redução para cada volume pode ser estimado na Tabela 7.

Tabela 7 - Mostra o tempo necessário para descontaminação de $\delta = 5$ nos volumes 1, 2, 5 e 15 litros.

Volume (em Litros)	1	2	5	15
Tempo (min) para redução de 10^5	36	108	210	690
Log do tempo	1,6	2	2,3	2,8
Tempo X Volume	36	72	180	540

Fonte: Elaborada pelo autor.

De forma gráfica, o tempo para atingir uma descontaminação de 10^5 é dado na Figura 20.

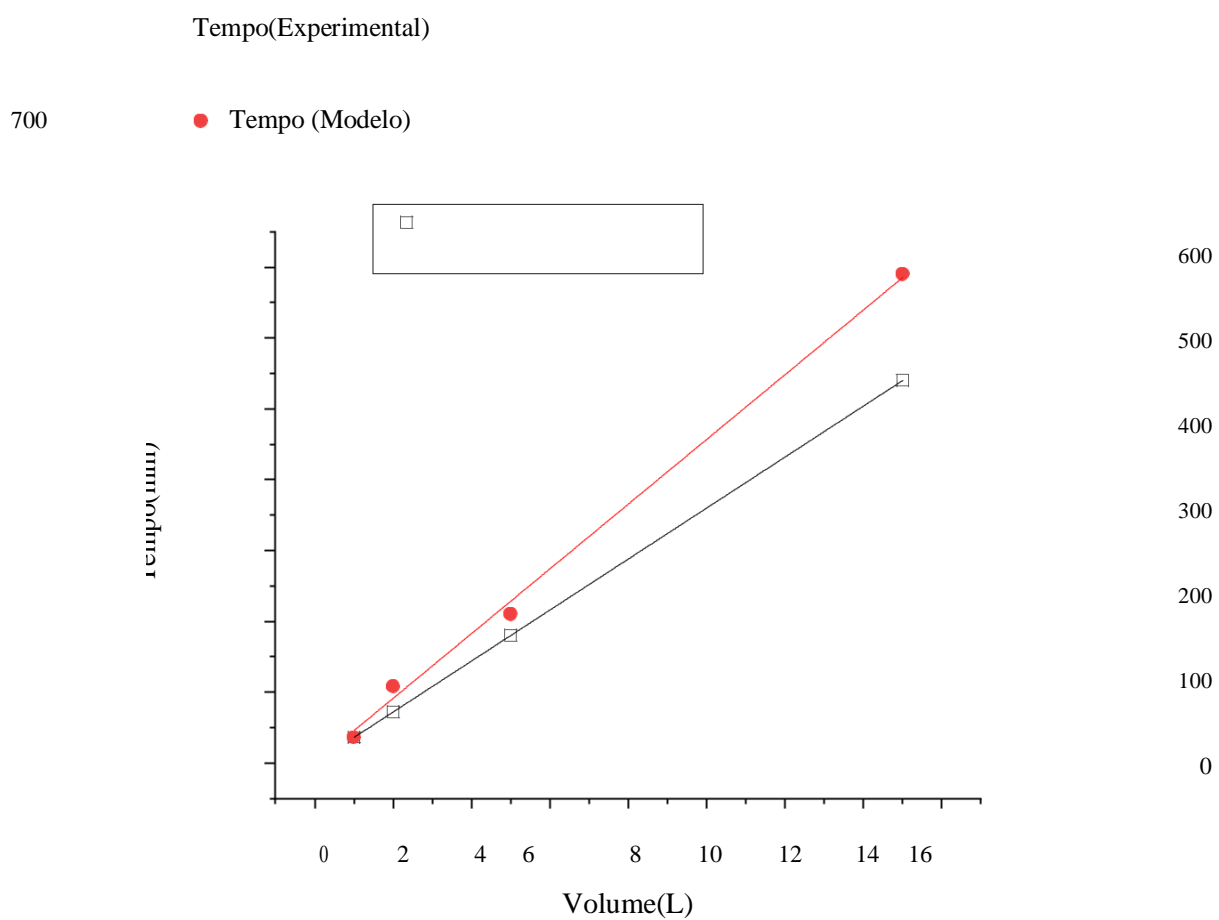


Figura 20 - Tempo necessário para atingir uma descontaminação de 10^5 . Fonte: Elaborada pelo autor.

O tempo necessário para atingirmos uma redução de 10^5 na concentração bacteriana, praticamente escala linear com o volume, mostrando que o modelo adotado é bastante aceitável. No entanto, se estivermos assumindo o valor de 1 L como referência e escalonando, com o volume, notamos que o tempo real necessário para atingirmos 10^5 de redução, é mais na realidade do que o previsto pelo escalonamento. Isto significa que há perdas de descontaminação no sistema que precisou ser compensado por um maior tempo de exposição ao UV-C.

Como ambos, as medidas reais como o escalonamento fornecem uma dependência linear com o volume tratado, podemos analisar os dados e vim com uma relação empírica que permite estimar o tempo de descontaminação para um certo volume (V) em litros afim de atingirmos a escolha de redução de 10^5 no valor inicial.

Ao observamos a Figura 13, temos que a média real revela que podemos referente ao (T5), que é o tempo necessário para 10^5 redução como função volume como com agitação do reservatório. A curva experimental é próxima da realidade e permite estimar com certa segurança o tempo necessário para uma variação de 10^5 , $T5 \sim 50 \text{ V(L)/min}$.

Para um volume de 100 L, seria necessário com o uso de um único reator de 5×10^3 minutos, que equivale a 3,5 dias de circulação, tempo bastante elevado. Por outro lado, é possível o uso de mais reatores para diminuição do tempo de descontaminação, bem como o uso de agitadores no reservatório.

5. Capítulo 2

Neste capítulo será apresentado os materiais, métodos e resultados dos experimentos realizados em água bruta no reator UV-C, mostrando as análises de alguns parâmetros físico-químicos como pH, turbidez, cor e absorvância.

5.1. Objetivos específicos

Analisar algumas características da água, tais como: pH, turbidez, cor e absorvância.

Quantificar a redução de bactérias de amostras de água reais, de manancial superficial, e comparar estes resultados com os da contaminação artificial.

5.2. Material e métodos.

Antes da realização do experimento típico, foi coletado água de manancial superficial abastecedor do município de São Carlos (Rio Munjolinho). A captação foi realizada através de uma tomada da adutora da cidade, situada na Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP) sendo um dos importantes colaboradores nessa pesquisa junto ao laboratório de Microbiologia e Parasitologia (LMP), da UFSCar. Detalhes da quantificação dos coliformes e *E. coli* remanescentes são apresentados no item 5.2.2.

O sistema era mantido circulando por um período de 10 minutos com o reator UV desligado. Decorrido esse tempo, era feita a primeira coleta (tempo zero). A partir desse ponto, eram ligadas as lâmpadas UV, para coletas em intervalos de 30 e 60 minutos.

O protocolo de, coleta e contagem de microrganismos foi realizado no experimento de descontaminação com volumes de 5 L. A vazão de 1 L/min foi mantida no reator UV. Em todas essas condições, foi realizado também um experimento controle, com o reator UV desligado, de modo a estimar perdas de microrganismos inerentes à circulação no sistema.

5.2.1. Procedimentos físico-químicos

Na caracterização da água, foram feitas medidas quanta a cor, turbidez, absorvância e pH. Para esses parâmetros foram utilizados os equipamentos:

- Cor: foi utilizado um calorímetro de bancada modelo DM-COR da marca Digimed. A unidade de cor é uH.
- Turbidez: foi utilizado um turbidímetro da marca Hach, modelo 2100N. A unidade de turbidez é UNT.
- Absorvância a 254 nm: Foi utilizado espectrofotômetro modelo Bio Cary-50.
- pH: Medidor de pH e temperatura portátil da marca Kasvi.

5.2.2. Quantificação de coliformes e *E. coli*

O mesmo procedimento de quantificação de coliformes e *E. coli* foi realizado para amostras referentes a coleta (tanto controle, quanto submetidas a tratamento). Todas as amostras eram devidamente identificadas.

O procedimento de quantificação de colônias viáveis envolveu diluições seriadas, (5 diluições mais a amostra bruta). Nesse processo, inicia-se com a solução mais concentrada, chegando a soluções menos concentradas do soluto, utilizando como solvente uma solução tampão (PBS) em pH próximo a 7.

O meio de cultura utilizado foi o Ágar Chromocult que é seletivo para coliformes totais e *E. coli*. O preparo do Chromocult considerou elevação da temperatura até 95°C do meio, sob agitação em placa de aquecimento e posterior resfriamento em banho-maria até 65°C para o preparo das placas de Petri.

Resumidamente, nesse processo eram adicionados 900 µL da solução tampão em 5 tubos de microcentrifugação (Eppendorf®) e 100 µL da amostra no primeiro tubo. Este era agitado e dele eram retirados 100 µL a serem destinados para o próximo tubo, e assim para os demais.

Com as placas de Petri já preenchidas com meio de cultura (ágar Chromocult), eram coletados 16,6 µL da última diluição menos concentrada em soluto para a mais concentrada e nessa ordem era feito o espalhamento das diluições. Todos os espalhamento eram feitos em triplicata. As placas de Petri contendo as amostras eram então mantidas em estufa (D.B.O) a 37 °C por um período de 24 horas.

Após a incubação, era possível visualizar o crescimento bacteriano, por meio da formação de colônias. Para se contar o número real de colônias, foi utilizada lente de aumento de contador de colônias. Contabilizou-se apenas colônias individuais, ou seja, pontos isolados distintos. Os limites inferior e superior de contagem de colônias eram 30 e 300, respectivamente. A quantificação foi dada em UFC/mL e a inativação calculada em log₁₀.

5.3. Resultados e discussão

5.3.1 Análises físico-químicas

A caracterização da água do rio Monjolinho utilizada no experimento está apresentada na Tabela 8. Onde observa-se uma elevação na turbidez de 12,68 no ponto zero para 13,2 aos 60 minutos no grupo controle tendo um aumento de 0,52 UNT, e quando submetido ao UV a turbidez que está em 13 no ponto zero cai para 11,4 ao fim dos 60 minutos tendo uma redução de 1,6 UNT. Houve uma elevação na cor da água de 4,35 uH no grupo controle, e quando submetida ao UV há uma redução de 7,1 uH. O pH 7,6, foi medido antes de submeter a água ao sistema.

O pH 7,6, foi medido antes de submeter a água ao sistema. A Figura 21 mostra as curvas de absorvância da água em (254 nm) controle e UV-C.

Tabela 8 – Caracterização da água do rio Monjolinho quanto a pH, turbidez, cor e absorvância.

Nota: Na legenda; NM: Não medidos.

Parâmetro	Unidade	Água bruta	Controles			Água tratada com UV-C		
			Zero	30 min	60 min	Zero	30 min	60 min
pH	-	7,6	NM	NM	NM	NM	NM	NM
Temperatura	°C	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM
Turbidez	UNT	12,5	12,68	12,85	13,2	13	11,5	11,4
Cor	uH	56,1	57,55	59	61,9	57,9	54,6	50,8
Abs 254 nm	-	0,13884	0,14241	0,14241	0,18853	0,16554	0,15585	0,14032

Fonte: Elaborado pelo autor.

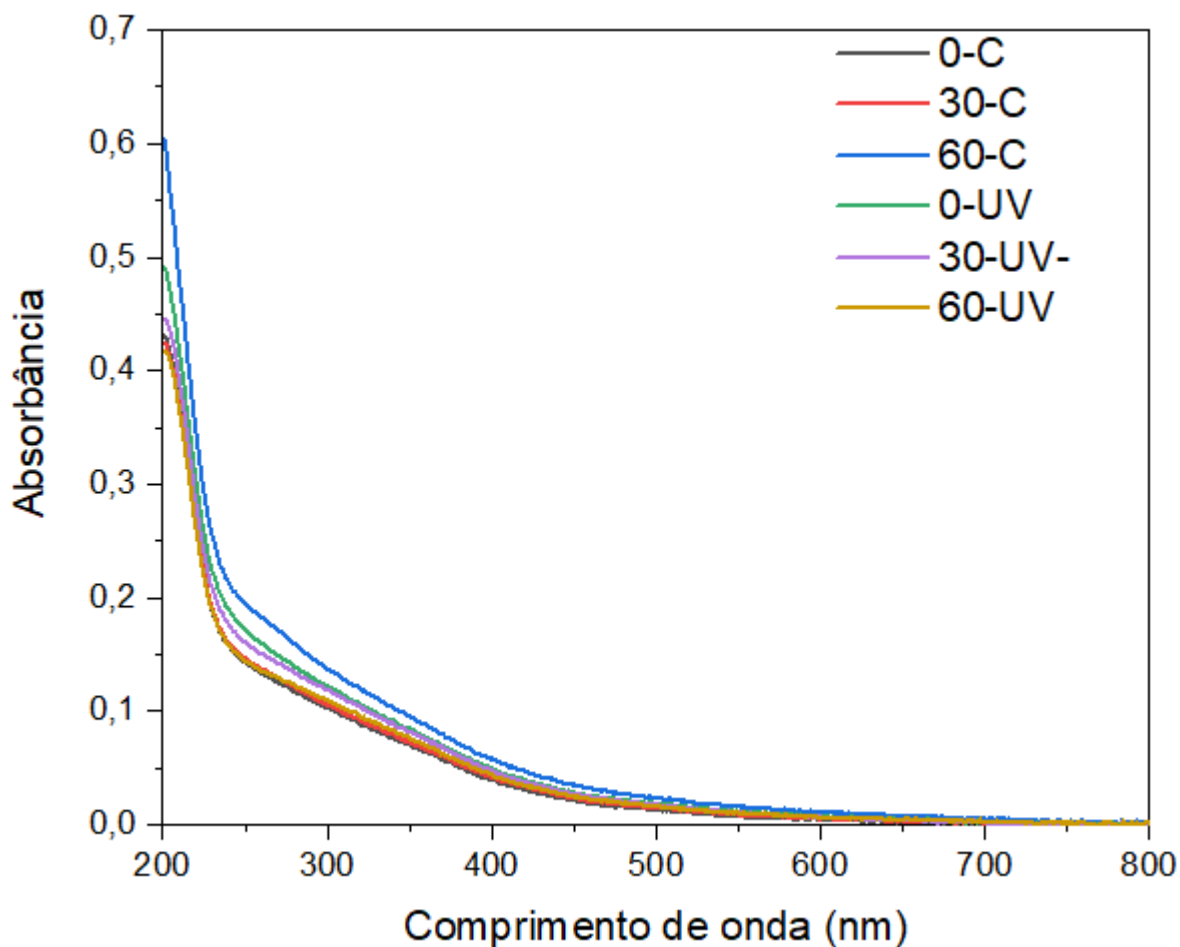


Figura 21 – Absorbância da água do rio Monjolinho em 254nm. Nota: Na legenda; C: Grupo controle; UV: Exposição à radiação ultravioleta. Fonte: Elaborado pelo autor.

5.3.2. Análise da descontaminação de água bruta com UV-C

Os resultados da eficácia do reator UV-C na inativação de coliformes e no volume 5 litros, onde foi realizada as coletas nos tempos zeros, 30 e 60 minutos, estão representados na Figura 22. Coleta do rio Monjolinho com contaminação em níveis naturais. Coletados 5 litros no reator e observado a diminuição com o passar do tempo. Como estamos observando a quantidade de colônias, isso mostra quantidade total de microrganismos menos a *E. coli*, que foi separada pelo meio de cultura (Ágar Chromocult).

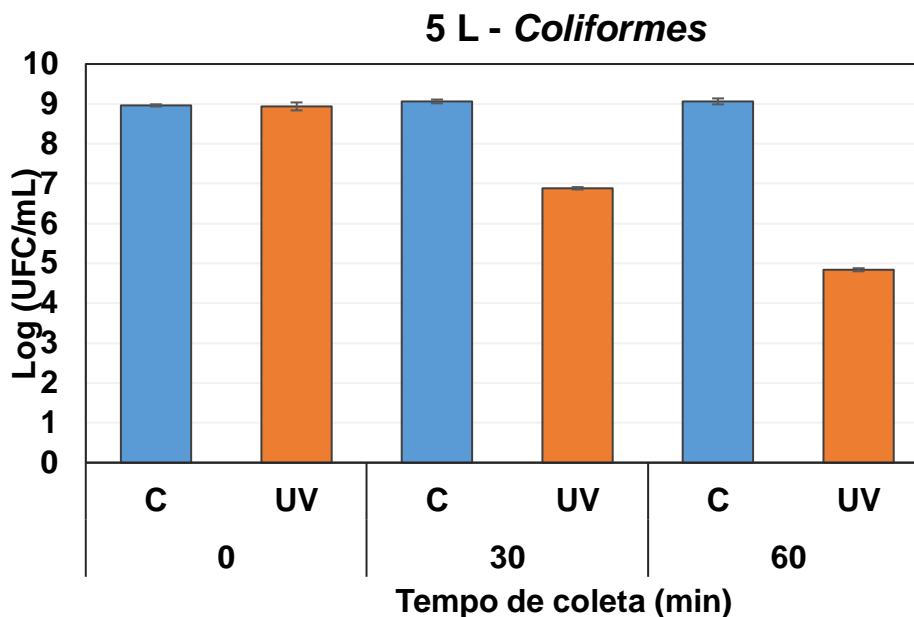


Figura 22 – Quantificação dos coliformes em Log (UFC/mL). Nota: Na legenda; C: Grupo controle; UV: Exposição à radiação ultravioleta. Fonte: Elaborado pelo autor.

O efeito das lâmpadas germicidas na inativação microbiana mostra que há uma redução bacteriana, pois nos experimentos realizados a concentração inicial de coliformes em escala logarítmica no volume 5 L foram 8,96 no tempo zero e 4,84 log UFC/mL ao 60 minutos. Ao analisar a Figura 22, observa-se que houve uma redução na sobrevivência dos Coliformes de 4,1 log UFC/mL. De acordo com BARROS; WOLFF (2009) a desinfecção por radiação UV-C baseia-se em alterações por fotólise do material genético (DNA, RNA) dos organismos presentes na água.

Os mesmos experimentos foram realizados com as lâmpadas germicidas desligadas sendo para o mesmo volume. A concentração inicial de coliformes foi 8,96 UFC/mL,. Após os 60 minutos do líquido em circulação, a amostra coletada apresentou o seguinte valor 9,06 log UFC/mL. Observa-se que não houve redução significativa na sobrevivência dos coliformes. De acordo com estes resultados, observa-se que o reator UV-C se mostra eficiente na inativação microbiana.

Na Figura 23 apresenta as amostras de água do rio Monjolinho analisado apenas *E. coli* separado pelo meio de cultura (Ágar Chromocult).

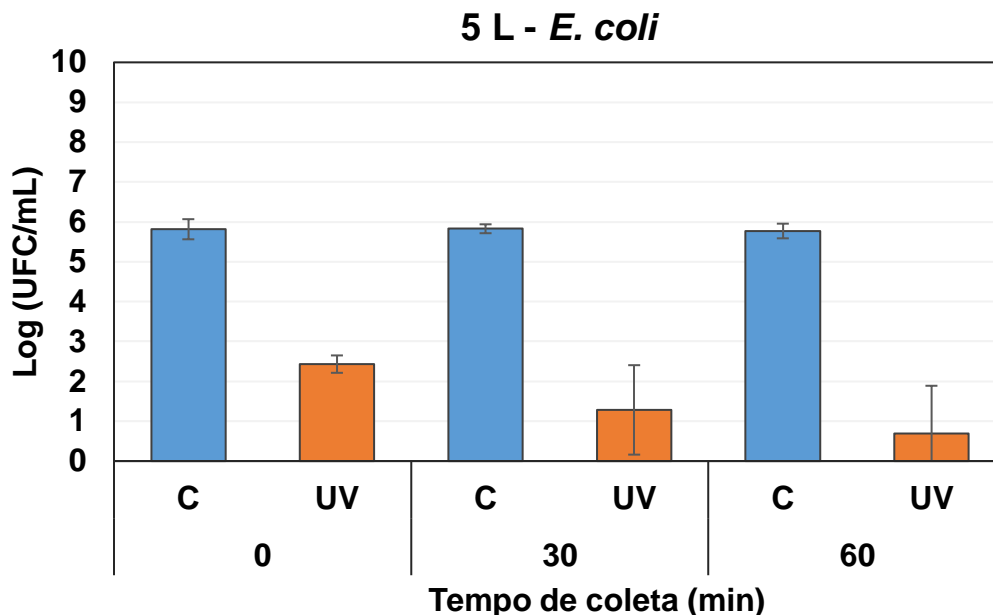


Figura 23 – Quantificação de *E. coli* em log (UFC/mL). Nota: Na legenda; C: Grupo controle; UV: Exposição à radiação ultravioleta. Fonte: Elaborada pelo autor.

O efeito das lâmpadas germicidas na inativação da *E. coli* mostra que há uma redução bacteriana, pois nos experimentos realizados a concentração inicial de *E. coli* em escala logarítmica no volume 5 L foram 2,43 no tempo zero e 0,69 log UFC/mL ao 60 minutos. Ao analisar a Figura 23, observa-se que houve uma redução na sobrevivência da *E. coli* de 1,74 log UFC/mL.

Os mesmos experimentos foram realizados com as lâmpadas germicidas desligadas sendo para o mesmo volume. A concentração inicial de *E. coli* foi 5,81 UFC/mL. Após os 60 minutos do líquido em circulação, a amostra coletada apresentou o seguinte valor 5,77 log UFC/mL. Observa-se que não houve redução significativa na sobrevivência da *E. coli*. De acordo com estes resultados, observa-se que o reator UV-C se mostra eficiente na inativação microbiana.

6. Análise do resultado da descontaminação obtidos do rio Monjolinho.

Para podermos validar os resultados obtidos com os estudos feitos, foi realizado estudo onde coletamos água de um rio da zona urbana da São Calos e realizamos ensaio de diminuição microbiana utilizando-se a situação real. Como toda avaliação do processo foi feita utilizando apenas *E. coli* manipulada em laboratório, e em situação real temos uma grande coleção de microrganismos, a análise foi feita separando a observação da inativação da *E. coli* e os demais coliformes considerando-se em um único grupo. Isto nos permite validar o modelo e ao mesmo tempo generalizar para um elevado número de microrganismo, sem necessariamente classifica-los. Esta situação está mais próxima da realidade e torna o modelo mais robusto e com maior credibilidade.

Para este ensaio, próximo da realidade, consideramos apenas 5 litros onde foram feitas as comparações. Considerando apenas a *E. coli*, como relatado observamos em 60 minutos uma diminuição de aproximadamente 1,8 log. Se considerarmos praticamente esta concentração como tendo sido inibida pela ação do UV do reator, vemos que no experimento realizado, para o volume de 5 litros observamos uma diminuição levemente acima de 2 logs, que levando em conta os erros experimentais bem como a existência de uma turbidez acima da estabelecida como adequada e usada nos experimentos podemos dizer que estamos dentro do previsto no modelo. A questão que certamente aparece nesta comprovação, é a influência da turbidez na eficiência do reator. Como isto não foi analisado no trabalho, o melhor que podemos deduzir é que o nível da turbidez que deve-se trabalhar no reator, poderá ser corrigido com uma pequena filtragem, isso não será um grande problema. Em situações ideais espera-se turbidez na água dos rios de 7 a 15 unidades, a do rio Monjolinho foi de aproximadamente 13 unidades em média. Uma filtragem simples deve levar este índice para próximo do limite inferior de 7 unidade, enquanto a água é considerada adequada ao redor de 5 unidades.

A análise feita com *E. coli* isolada da amostra real, de certa forma comprovou o experimento e modelo estabelecido. Olhando agora para os demais microrganismos (coliformes) presentes na amostra, observamos que a redução em 60 minutos com nosso reator representou uma variação de 4,1 logs cerca de duas vezes os valores da *E. coli* e dos

experimentos realizados. Este resultado, tem dois efeitos positivos. Primeiro como esperávamos, o trabalho realizado com *E. coli* foi feito por este microrganismo por ser conhecido pelas dificuldades em ser eliminados, apresentando maior dose limiar de UV-C para ser inativado. Isto fica positivamente comprovado pelos resultados e pelo comparativo entre os coliformes e a *E. coli* na amostra. Um segundo ponto positivo é que ao escolher a *E. coli* como modelo inicial, queríamos estabelecer um limite inferior para o processo. Isto fica aqui comprovado, que os resultados são limites inferiores para a esperada redução bacteriana das amostras ao utilizarmos os reatores. Este fato é muito bom, pois enquanto os estudos mostram condições para redução bacteriana de $\delta=5$, a redução total pode ser muito superior. Isto torna viável a idealização de reatores onde em nosso modelo consideramos $\delta=3$ para ser viável a descontaminação 100 litros em apenas 15 horas, na verdade esta diminuição da *E. coli*, e os demais microrganismos poderão atingir os mesmos valores de $\delta=5$, uma redução considerada muito boa para o emprego pretendido do reator.

Este experimento com coleta em situação real, não apenas validou o estudo mas comprovou a viabilidade de utilização real do método.

6.1. Tempo necessário para redução em logs no reator

A análise realizada tomou como base uma diminuição de microrganismo de $\delta=5$ logs para considerarmos um valor adequado para uma excelente eliminação microbiana. Este valor, no entanto, poderá ser de $\delta=4$ (4 logs de variação), que também pode ser considerada uma excelente descontaminação pois represente 99,99 % de diminuição microbiana. Neste caso, considerando $\delta=4$, o tempo de circulação para atingir a inibição microbiana necessária.

Ainda considerando os volumes testados temos a Tabela 9 onde mostra o tempo de inativação microbiana para $\delta=4$ e $\delta=3$:

Tabela 9 - Mostra o tempo necessário para descontaminação de $\delta=4$ e $\delta=3$ nos volumes 1, 2, 5 e 15 litros.

Volume	1 litro	2 litro	5 litro	15 litro
Tempo de redução $\delta=4$	22 min	58 min	115 min	230 min
Tempo de redução $\delta=3$	15 min	36 min	60 min	132 min

Fonte: Elaborada pelo autor.

Estes dados colocados juntamente com os de 10^5 , permite produzir o gráfico onde colocamos, os dados práticos das curvas para diminuição de escalas com o nível de diminuição necessária, como mostra a Figura 24.

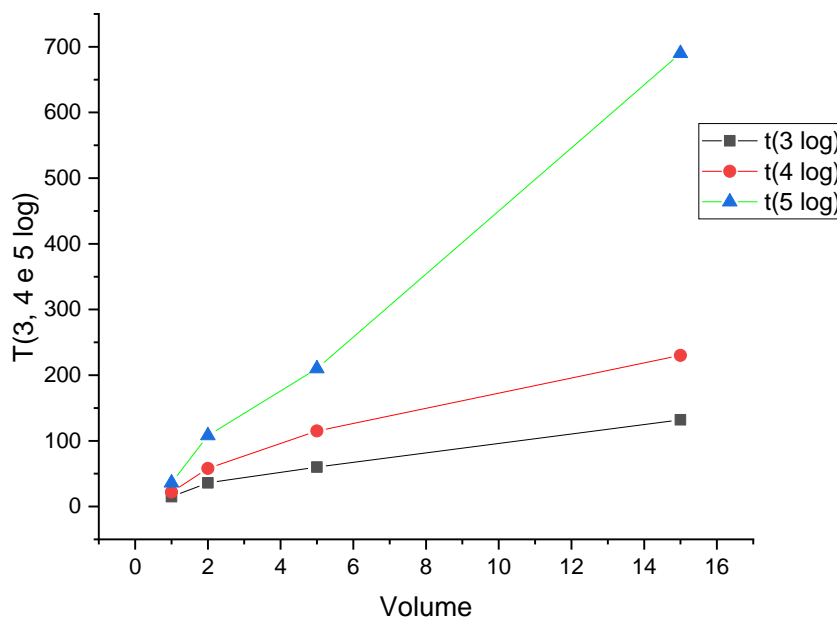


Figura 24 - Tempo necessário para atingir uma descontaminação de 10^3 , 10^4 e 10^5 .

Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 24 mostra uma severa diminuição do tempo necessário quando diminuimos a quantidade de logs esperados na diminuição considerando novamente o modelo linearidade, temos as seguintes expressões na Tabela 10.

Tabela 10: Mostra as expressões do tempo necessários de inibição em logs para $\delta=5$, $\delta=4$ e $\delta=3$.

Diminuição pretendida em log	Expressão (volume em litros) Tempo – Volume (tempo em minutos)
5	$T_5 \cong 46,6 V$

4	$T_4 \cong 14 \text{ V}$
3	$T_3 \cong 8,7 \text{ v}$

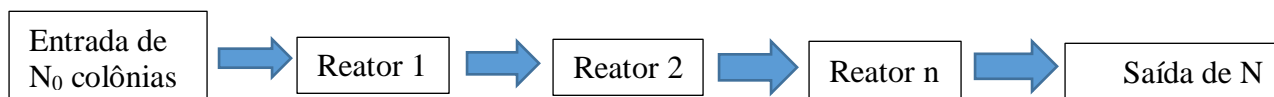
Fonte: Elaborada pelo autor.

Se estivermos pensando em 100 litros no reservatório, isto significa que precisamos 77h para atingir o nível de $\delta=5$, 23h para atingir o nível de $\delta=4$ e apenas 15h para atingir o nível de $\delta=3$. Em muitas situações, a diminuição de $\delta=4$ é suficiente para ter água adequada para lavagem em geral.

6.2. Análise para adição de reatores ao sistema

Pela análise que realizamos com o reator operando em diversos volumes, permite que tenhamos a unidade padrão para projetar uma unidade de descontaminação. A unidade de descontaminação pode ser composto de um único reator ou com diversos reatores operando em série. Devido a linearidade dos efeitos podemos imaginar a realização de vários reatores operando em série para um certo processo de descontaminação.

Tendo um certo número de reatores operando em série, de forma sequencial como mostra o esquema:



Ao passar pelo primeiro reator, haverá uma certa diminuição logarítmica levando N_0 colônias para N_1 . Ao passar pelo segundo N_1 será reduzido a N_2 e assim sucessivamente até chegar ao n-ésimo reator que levará de N_{n-1} para N_n .

Considerando o tempo de residência em cada um temos;

$$\log N_0 - \log N_1 = \log N_1 - \log N_2 = \dots = \log N_{n-1} - \log N_n.$$

Isto mostra que podemos escrever que $\log N_0 - \log N_n = N [\log N_0 - \log N_n]$ ou seja a diminuição total esperada é aditiva e ao colocarmos vários reatores em série teremos o efeito ampliado.

Por exemplo se em 13h, circulando 100 litros, atingimos $\delta=3$ de diminuição ao colocarmos dois reatores deveremos atingir $\delta=6$ no mesmo tempo. Certamente, pequenas correções devem ser aplicadas, mas é possível realizarmos uma montagem com unidades reatoras descontaminantes para atingirmos o resultado desejado.

No entanto, se estivermos explorando o produção de água potável em regiões de alta necessidade como aldeias de Roraima, etc. O reator poderá ser utilizado com um fluxo controlado.

Como vimos, 1 litro de água por ser perfeitamente descontaminado em um tempo de praticamente 30 minutos. Podemos então imaginar um reservatório que coleta água do rio, filtra e descontamina um litro a cada 30 minutos, disponibilizando esta água para a população. A cada 2 horas teríamos 4 litros no reator completamente descontaminado e pronto para beber. A água potável pode então ser coletada e mantida em reservatório pronto para o consumo das pessoas. Dois ou três reatores para uma pequena comunidade estaria fornecendo 120 litros de água potável por dia para o consumo, e isto poderia ser uma mudança de realidade nas comunidades espalhadas por todo o Brasil onde há péssima qualidade da água torna as crianças doentes, comprometendo os estados, as crianças e o mais importante sua saúde mental.

7. Conclusões

A princípio esta pesquisa foi realizada utilizando água tratada e sendo contaminada de forma proposital com cepas de *E. coli*, a fim de testar a efetividade do reator UV-C na inativação microbiana em diferentes volumes de água e tempo de irradiação.

É possível concluir que a aplicação do reator UV-C, com fluido circulante, há um efeito de inativação microbiológica em função do tempo de exposição, neste objeto de estudo foram utilizados cepas de *E. coli* na contaminação proposital do sistema.

Sendo analisado a descontaminação em diferentes volumes, notou-se a possibilidade de escalonar o sistema através de relações empíricas, obtidos das medidas realizadas, pois a dose de radiação entregue escala com o inverso do volume total, e o escalonamento do volume corresponde ao escalonamento inverso do tempo. Assim, pode-se considerar que é uma situação ideal onde todo líquido circula, possibilitando estabelecer um modelo matemático para escalabilidade do sistema para qualquer volume.

Com o objetivo de testar a eficiência do reator UV-C com água *in-natura*, foi coletado água de manancial superficial abastecedor do município de São Carlos (Rio Monjolinho). Onde observou que mesmo com pH, turbidez e cor relativamente elevadas, o sistema se mostrou eficiente na inativação dos microrganismos.

Nota-se que o tempo real necessário para atingir uma redução em escala logarítmica é maior na realidade do que no previsto pelo escalonamento. Isto significa que há perdas de descontaminação no sistema, que precisou ser considerado por um tempo maior de exposição ao UV-C. Por outro lado, é possível o uso de mais reatores para diminuição do tempo de descontaminação, bem como o uso de agitadores no reservatório.

8. Referências bibliográficas

ALVES, C. Tratamento de águas de abastecimento. 2º edição; Publindustria, Porto – Portugal. 2007. 290 p.

ALVES, M. G. Bactérias na água de abastecimento da cidade de Piracicaba. 2008. 133f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba - SP, 2008.

AZEVEDO, M. V. Estudo da relação entre hepatite a e condições de balneabilidade em cenários de saneamento precário na região de Mangaratiba, baía de Sepetiba - RJ. 2002. 107f. Dissertação (Mestre em Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.

BASTOS, R. K. X.; BORJA, P. C.; HELLER, L.; LIBANIO, M.; SPERLING, E. V. Vigilância e Controle da qualidade da água para consumo humano. Ministério da Saúde do Brasil, Secretaria de vigilância em saúde. Brasília: MS,2006. Cop. 4, p. 84-96.

BITTENCOURT, L. B; WOLFF, D. B. Radiação ultravioleta para desinfecção de água. Ciências naturais e tecnologias, Santa Maria, v.10, n. 1, p. 1-13, agosto/outubro. 2009. BRANCO, S. M. Água, Meio Ambiente e Saúde. Águas Doces no Brasil. São Paulo: Escrituras Editora; 1999. 227p.

BRASIL, Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 08 jan. 1997. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm> Acesso em: 10 de abril de 2022.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) – Resoluções nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe Sobre a Classificação dos Corpos de Água e Diretrizes Ambientais para seu Enquadramento. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 mar. 2005. Disponível em: < www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 10 Junho 2022. BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, 1988. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 05 de maio de 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS n. 888, de 4 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 4 de maio 2021. Disponível em:<https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html>. Acesso em: 5 de setembro de 2022.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n. 397, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário

Oficial da União, Brasília, DF 03 abril 2008. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codle gi=563>>. Acesso em:5 de abril de 2022.

CDC. Centers for Disease Control and Prevention. Safe water for the community: a guide for establishing a community based safe water system program edition. 2008. Disponível em:<http://www.ehproject.org/PDF/ehkm/cdc-safewater_community.pdf>. Acesso em 5 Agosto 2022.

DA SILVA, G. M. F; CELLIGOI, A; PINESE, J. P. P. Análise das águas dos poços de abastecimento público na bacia do rio Pirapó através dos diagramas de Piper e Stiff. GEOGRAFIA (Londrina), v. 20, n. 1, p. 115-128, Abril. 20011.

DI BERNARDO, L; DANTAS, Â. Métodos e técnicas de tratamento de água. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, n. 2, p. 107-107, setembro. 2006.

FOCACCIA, R; VERONESI, R. Tratado de Infectologia. 3 ed. v. 1. São Paulo: Atheneu, 2005. 150p.

GERMANO, P. M. L; GERMANO, M. I. S. Higiene e vigilância sanitária de alimentos. 2 ed. São Paulo: Varela, 2003. 17p.

HAGEMANN, S. E. Avaliação da qualidade da água da chuva e da viabilidade de sua captação e uso. 2004. 2009. 141f. Dissertação; (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, RS, 2009.

HAGEMANN, S. E. Avaliação da qualidade da água da chuva e da viabilidade de sua captação e uso. 2009. 141f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria - RS, 2009.

JAWETZ, E; MELNICK, J. L, ADELBERG, E. A. Microbiologia Médica. 20. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1998. 100p.

LECLERC, H. D. A. A. et al. Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. Annual Reviews in Microbiology, v. 55, n. 1, p. 201-234, maio. 2001.

MURRAY, P. R.; ROSENTHAL, K. S.; KOBAYASHI, G. S.; PFALLER, M. A.

Microbiologia Médica. 7.ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014, 888p.

OLIVEIRA, B. P. Desenvolvimento de um sistema para inativação microbiológica em vegetais fresco por ação física através de líquidos circulantes. 2021. 117f. Tese (Doutorado em Física) – Universidade de São Paulo, São Carlos – SP, 2021.

PEIXOTO, J. B. Saneamento básico: política, marco legal e instrumentos de gestão dos serviços. 1. ed. Fundação Vale, 2013.105p.

PELCZA, M. J, CHAN, E. C. S, KRIEG, N. R. Microbiologia: Conceitos e aplicações. 2. ed.

São Paulo: Makron Books; 1996. 524p.

ROMERO J. A. *Calidad del Agua*. 3.ed. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito, Bogotá, Colombia. 2009. 204p.

ROMERO, D. A. *Filtro biosand como método de tratamento de água no ponto de uso para consumo a nível familiar em zonas rurais: Influência da turbidez*. 2020. 134f. Dissertação (Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS, 2020.

ROSA, J. L.; BARROS, R. F.; SANTOS, M. O. Características da *Escherichia coli* enterohemorrágica (EHEC). *Saúde e Ciência em Ação, Goiânia*, v. 2, n. 1, p. 66 – 78, janeiro/julho. 2016.

SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L., PARKIN, G. F. *Chemistry for Environmental Engineering and Science*. McGraw-Hill. 2003.

SHIBATA, T.; SOLO-GABRIELE, H.M.; FLEMING L.E. et al. Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment. *Water Research, São Paulo*, v.38, n. 3, p. 3119-3131, julho. 2004.

SHIKLOMANOV, I. A. *Appraisal and Assessment of World Water Resources*. International Water Resources Association, Russia, v.25, n.1, p.11-32, janeiro. 2000.

SILVA, A. *Desinfecção de água contaminada com Escherichia coli: Desenvolvimento de fotorreator e estudo cinético*. 2007. 150f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2007.

SILVA, J. F. A.; PEREIRA, R. G. Panorama global da distribuição e uso de água doce. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais, Aracaju*, v.10, n.3, p.263-280, agosto. 2019.

SOUZA L.C.; IARIA S.T.; PAIM G.V. et al. Bactérias coliformes totais e coliformes de origem fecal em águas usadas na dessedentação de animais. *Revista Saúde Pública, São Paulo*, v. 17, n. 2, p. 112-122, março. 1983.

SOUZA, E. R. *Estudo da qualidade da água para consumo humano em assentamento de Teodoro Sampaio – SP*. 2014. 101f. Dissertação (Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) – Universidade do Oeste Paulista, Presidente Prudente – SP, 2014.

STANDRIDGE, Jon. E. coli as a public health indicator of drinking water quality. *Journal-American Water Works Association*, v. 100, n. 2. p. 65-75, 2008.

UNESCO. United Nations, Educational, Scientific and Cultural Organization. *Water in a changing world*. 2009. Disponível em: http://webwoeld.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr3/pdf/WWDR3_Water_in_a_Changing_World.pdf>. Acesso 10 Agosto 2022.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT (UNDP). Human Development Report 2006: Power, poverty and the global water crisis (2006). Disponível em: <<https://hdr.undp.org/content/human-development-report-2006>>. Acesso em 25 agosto 2022.

VENDRAMEL, E; KOHLER, V. B. A história do abastecimento de água em Maringá, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum*, 2002. 253p.

WHO. World Health Organization. The United Nations Children's Fund. Meeting the MDG drinking water and sanitation target: the urban and rural challenge of the decade.2006. Disponível em: http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/jmpfinal.pdf. Acesso em 2 julho 2022.

WHO. World Health Organization. Water, Sanitation and Health (2010). Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/en/>. Acesso em 10 Agosto 2022.

YAMAGUCHI, M. U; CORTEZ, L. E. R; OTTONI, L. C. C; OYAMA, J. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em instituição de ensino de Maringá. *O mundo da saúde*, Maringá, v. 37, n. 3, p. 312-320, julho/setembro. 2013.

RICHTER, C. A, Tratamento de lodos de estações de tratamento de águas, Edgard Blücher, S. Paulo, SP (2001) 102p.

HAMMER, M. J, Abastecimento urbano. In: HAMMER, M. J. Sistemas de abastecimento de águas e esgotos, Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 2000. CP. 2, P. 33-78.

TARRÁN, E. P. Desinfección por luz ultravioleta. *Água Latinoamericana*, v. 2, n. 2, p. 28-35, 2002. Disponível em: <http://www.agualatinoamerica.com/docs/PDF/3-4-02inter.pdf>. Acesso em: 27 nov. 2022.

Ribeiro, C., Canada, J., & Alvarenga, B. Prospects of UV radiation for application in postharvest technology. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, Abu Dhabi, v.24. n. 6, p. 586-597, 2012.

DANIEL, L. A. Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável. Rio de Janeiro: RiMAS, ABES, 2001. 155p.

GONÇALVES, R. F. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. IN: GONÇALVES, R. F. Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas. Aplicações para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidroponia. Vitória: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, 2003. Cp. 2, p. 27-83.

BARROSO, L. B; WOLFF, D. B. Radiação Ultravioleta para desinfecção de água. *Ciências Naturais e Tecnologias*, S. Maria, V.10, n. 1, p. 1-3, 2009.

GREGHI, Simone de Queiróz. Avaliação da eficiência de métodos rápidos usados para detecção de coliforme totais e coliforme fecais em amostras de água, em comparação com a técnica de fermentação em tubos múltiplos. 2005. 83 f. Dissertação (mestrado em Ciências Farmacêuticas) - Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2005.

SILVA, Neusely (et al); Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água. Neuzely, 5. ed. – São Paulo: Blucher, 2017. Cap. 1/7, p. 3 – 106

FRANCO, B.D.G.M.; LANDGRAF, M. Microbiologia dos alimentos. Atheneu: São Paulo, 2003. 182p.

MANAFI, M. New developments on chromogenic and fluorogenic culture media Int. J. Food Microbiol. Viena, Austria, v. 60, n. 2-3, p.205-218, 2000.

BOIGUES, G. S; VEIGA, L. R; GRATIFICH, R; NETO, J. P. Protótipo de uma câmara de radiação UV-C para desinfecção de objetos. Colloquium Exactarum, Presidente Prudente, SP, v. 12, n. 4, p. 71-81, out./dez. 2020.

ARANTES, F. A.; LIPPMANN, F. C. Desinfecção de água por lâmpadas ultravioleta a partir de energia solar fotovoltaica sem utilização de baterias. 2011. 88f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial Elétrica Ênfase em Eletrotécnica) -Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2011.