

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA UNIDADE DE
RECUPERAÇÃO AMBIENTAL (URA) INSTALADA NO
MUNICÍPIO DE FLORIANÓPOLIS PARA DESINFECÇÃO
DAS ÁGUAS DE DRENAGEM**

Dagoberto Dinon Feiber Junior

Florianópolis, 2019/2

Dagoberto Dinon Feiber Junior

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA UNIDADE DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL
(URA) INSTALADA NO MUNICÍPIO DE FLORIANÓPOLIS PARA DESINFECÇÃO
DAS ÁGUAS DE DRENAGEM**

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de tecnologia da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do Título de Engenheiro Sanitarista e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano

Florianópolis

2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Junior, Dagoberto Dinon Feiber

Avaliação da eficiência da Unidade de Recuperação Ambiental (URA) instalada no município de Florianópolis para desinfecção das águas de drenagem / Dagoberto Dinon Feiber Junior ; orientador, Rodrigo de Almeida Mohedano, 2019.

85 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

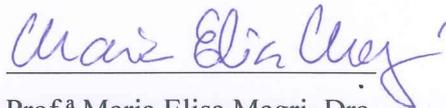
1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Desinfecção. 3. Radiação Ultravioleta. 4. Escherichia coli. I. Mohedano, Rodrigo de Almeida. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Dagoberto Dinon Feiber Junior

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA UNIDADE DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL
(URA) INSTALADA NO MUNICÍPIO DE FLORIANÓPOLIS PARA DESINFECÇÃO
DAS ÁGUAS DE DRENAGEM**

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Engenheiro Sanitarista e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 02 de dezembro de 2019.



Prof.^a Maria Elisa Magri, Dra.

Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:



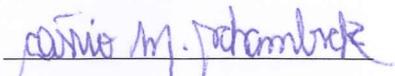
Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.

Orientador



Engenheiro Alexandre Bach Trevisan, Msc.

Membro da banca



Engenheiro Cassio Moraes Schambeck, Msc.

Membro da banca

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado saúde e força para superar as dificuldades.

A minha família, que me proporcionaram uma educação maravilhosa, com carinho e calma nos momentos difíceis.

Aos meus amigos que não me deixaram desanimar e tornaram essa caminhada mais alegre e tranquila.

Aos meus professores, em especial ao meu orientador Rodrigo de Almeida Mohedano, por toda a calma, ajuda, ética e conhecimento passados

A CASAN por todo o suporte e ajuda para a realização deste trabalho.

RESUMO

Os escoamentos superficiais urbanos, juntamente com as ligações irregulares nos sistemas de drenagem, influenciam a qualidade dos corpos hídricos, transportando diversos poluentes, como: sedimentos; nutrientes; matéria orgânica; microrganismos; hidrocarbonetos e metais pesados. Dentre esses poluentes, destaca-se a presença de patógenos de origem fecal que são indicados pelo organismo *E. coli*. Estes patógenos podem se tornar um problema de saúde pública, evidenciando a necessidade de gerenciamento das águas pluviais. O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de eliminação de patógenos de uma estação de tratamento de águas de drenagem, denominada Unidade de Recuperação Ambiental (URA), com utilização da radiação ultravioleta (UV), e relacionar a performance da unidade com outros parâmetros como turbidez, precipitação e vazão. Para isso procedeu-se o monitoramento por meio de coletas de amostras em três dias (09, 16, 23 de outubro), a fim de realizar a quantificação de *Escherichia coli* e avaliar a eficiência da desinfecção. As coletas aconteceram 3 vezes ao dia, totalizando 6 amostras por dia, sendo 3 após a desinfecção e 3 imediatamente antes. A relação entre a vazão e a remoção de *E.coli* apresentou boa correlação. Já para a turbidez, não se obteve a mesma correlação. Logo com os resultados obtidos percebeu-se que a desinfecção por radiação ultravioleta funciona de maneira satisfatória com média de remoção em log de 1,95.

Palavras-chave: Desinfecção por UV, águas pluviais, *Escherichia Coli*

ABSTRACT

Urban surface runoff, along with irregular connections in drainage systems, influence the quality of water bodies, transporting various pollutants, such as: sediments; nutrients; organic matter; microorganisms; hydrocarbons and heavy metals. Among these pollutants, stands out the presence of pathogens of fecal origin that are indicated by the organism *E. coli*. These pathogens can become a public health problem, pointing out the need for rainwater management. The objective of this work was to evaluate the pathogen elimination efficiency of a drainage treatment plant, called Environmental Recovery Unit (URA), using ultraviolet radiation (UV), and to relate the performance of the unit with other parameters such as turbidity, precipitation and flow. For this purpose, monitoring was carried out through sample collection in three days (09, 16, 23 October), in order to quantify *e Escherichia coli* and evaluate the efficiency of disinfection. The collections took place 3 times a day, totaling 6 samples per day, 3 after disinfection and 3 immediately before. The relation among *E.coli*, flow and removal was well correlated. The same correlation was not obtained with turbidity. From the results obtained it was noticed that the disinfection by ultraviolet radiation works satisfactorily with log removal average of 1.95.

Keywords: Disinfection by UV, rainwater, *Escherichia Coli*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Principais Fontes de Poluição no Meio Urbano sobre as águas de drenagem	18
Figura 2: Mecanismos de formação bolhas-partículas	29
Figura 3: Luz UV no espectro eletromagnético.....	31
Figura 4: Absorção de luz UV pelos ácidos nucleicos e inativação de <i>E.coli</i>	32
Figura 5: Refração da luz.....	33
Figura 6: Reflexão da luz.....	33
Figura 7: Dispersão da luz	34
Figura 8: DNA normal e modificado.....	35
Figura 9: Formação do dímero da piridina	36
Figura 10: Reator de lâmpadas emersas	39
Figura 11: Esquema de um reator com lâmpadas imersas	40
Figura 12: Microbacias de drenagem da região.....	41
Figura 13: Localização da área.....	42
Figura 14: Etapas de tratamento da estação.....	43
Figura 15: Equipamento de desinfecção utilizado.....	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Movimentação da água em função da urbanização	19
Tabela 2: Proporção do tamanho das partículas	21
Tabela 3: Poluentes em cargas de escoamento em áreas urbanas	21
Tabela 4: Porcentagem de saneamento na região sul	23
Tabela 5: Indicadores de doenças hídricas e infectoparasitárias	24
Tabela 6: Doenças transmissíveis pela água	25
Tabela 7: Principais processos químicos e suas aplicações.....	26
Tabela 8: Principais processos físicos e suas aplicações.....	27
Tabela 9: Principais coagulantes e floculantes usados.....	28
Tabela 10: Energia emitida por uma lâmpada bactericida	37
Tabela 11: Comparação entre as lâmpadas de baixa e média pressão.....	37
Tabela 12: Comparação da inativação de <i>E.coli</i> com fotorreativação	38
Tabela 13: Parâmetros físicos analisados	45
Tabela 14: Parâmetros químicos analisados.....	45
Tabela 15: Parâmetros biológicos analisados.....	45
Tabela 16: Características do afluente de agosto.....	48
Tabela 17: Características do afluente de setembro	48
Tabela 18: Quantificação em NMP e escala logarítmica e eficiência de remoção	56
Tabela 19: Eficiência de inativação.....	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CASAN - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CT - Coliformes Totais

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

E.coli - *Escherichia Coli*

FAD - Flotação por ar dissolvido

MO – Matéria orgânica

NMP - Número mais provável

PCL - Primeira Carga de Lavagem

URA - Unidade de Recuperação Ambiental

UV - Ultravioleta

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Distribuição dos valores de turbidez no afluente ao reator UV em julho	50
Gráfico 2: Distribuição dos valores de turbidez no afluente ao reator UV em agosto	51
Gráfico 3: Distribuição dos valores de turbidez no afluente ao reator UV em setembro	52
Gráfico 4: Distribuição dos valores de vazão em julho	53
Gráfico 5: Distribuição dos valores de vazão em agosto	54
Gráfico 6: Distribuição dos valores de vazão em setembro	55
Gráfico 7: Quantidade de <i>E.coli</i> antes e depois do UV	57
Gráfico 8: Quantidade e remoção em log de <i>E.coli</i>	57
Gráfico 9: Precipitação x Turbidez x Vazão de entrada em julho	60
Gráfico 10: Precipitação x Turbidez x Vazão de entrada em agosto	60
Gráfico 11: Precipitação x Turbidez x Vazão de entrada em setembro	61
Gráfico 12: Influência da vazão na remoção	62
Gráfico 13: Correlação entre vazão e remoção de <i>E.coli</i>	63
Gráfico 14: Influência da turbidez na remoção	64
Gráfico 15: Correlação da turbidez com a remoção de <i>E.coli</i>	65

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	16
2.1	OBJETIVO GERAL.....	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1	POLUIÇÃO EM CORPOS HÍDRICOS PELA ÁGUA DE DRENAGEM.....	17
3.1.1	Ligações irregulares/clandestinas à rede de drenagem.....	19
3.2	QUALIDADE DAS ÁGUAS DE DRENAGEM EM REGIÕES URBANIZADAS	20
3.3	DOENÇAS ASSOCIADAS À FALTA DE SANEAMENTO	22
3.4	ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO.....	26
3.4.1	Tratamento físico químico	26
3.4.1.1	Coagulação e floculação.....	27
3.4.1.2	Flotação	28
3.4.1.3	Flotação por ar dissolvido (FAD).....	29
3.4.1.4	Desinfecção	29
3.5	DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO UV	30
3.5.1	Fatores que interferem no processo.....	32
3.5.2	Mecanismos de inativação	34
3.5.3	Lâmpadas UV	36
3.5.4	Reparação microbiana.....	38
3.5.5	Reatores UV	39
3.6	CARACTERIZAÇÃO DOS CORPOS HÍDRICOS DA REGIÃO	40
3.7	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE DRENAGEM	41
4	METODOLOGIA	42
4.1	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA.....	42
4.2	ETAPAS DE TRATAMENTO	43

4.2.1	Desinfecção por UV	43
4.3	MONITORAMENTO.	44
4.4	COLETAS DE AMOSTRAS E ANÁLISES.	44
4.5	PROCEDIMENTO DA QUANTIFICAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> 46	
4.6	ANÁLISE DE DADOS.....	47
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	47
5.1	CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE.	47
5.2	DADOS DE TURBIDEZ E VAZÃO.....	49
5.2.1	Médias de turbidez pós flotação.....	49
5.2.2	Dados de vazão.....	53
5.2.2.1	Médias de vazão	53
5.2.3	Definição dos dias de monitoramento.....	56
5.3	RESULTADOS DA COLIMETRIA.....	56
5.4	INTERFERÊNCIA DA CHUVA NA TURBIDEZ E VAZÃO DE ENTRADA NA ESTAÇÃO.....	59
5.5	INFLUÊNCIA DA TURBIDEZ E VAZÃO NA DESINFECÇÃO POR UV	62
6	CONCLUSÃO	66
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68
	APÊNDICE A – Medias horarias de vazão no mês de julho.....	15
	APÊNDICE B – Medias horarias de vazão no mês de agosto.....	15
	APÊNDICE C – Médias horarias de vazão no mês de setembro.....	15
	ANEXO A – Fluxograma e etapas de tratamento	15

1 INTRODUÇÃO

O sistema de drenagem de águas pluviais deve coletar e conduzir a água proveniente das precipitações e desaguá-la nos corpos hídricos. Quando a rede de drenagem é utilizada de forma inapropriada como rede de esgotamento sanitário, o que se verifica é a poluição dos corpos hídricos, pois o sistema de drenagem não dispõe de mecanismo de controle da qualidade da água que é desaguada nos mananciais hídricos, afetando assim sua balneabilidade, impossibilitando a recreação e uso. (SNIS, 2017).

Pesquisas realizadas sobre a origem da poluição hídrica em áreas urbanizadas, no Brasil, demonstram que a maior parcela das cargas poluidoras que atingem os rios urbanos, ocorrem pela rede de drenagem e têm como origem, os sistemas de esgotos sanitários (decorrentes principalmente de ligações cruzadas e perdas na rede de esgotos) e a poluição difusa (SNIS, 2017).

Sendo assim a superfície do solo, como ruas, sarjetas e telhados é um dos principais contribuintes de poluentes para o escoamento superficial urbano, atribuindo um aspecto de poluição por fonte difusa das águas urbanas. Assim, o tratamento destas águas torna-se imprescindível para se manter a qualidade dos corpos hídricos estabelecidos em legislações a fim de tornar possível o uso e recreação (RIGHETTO; GOMES; FREITAS, 2017).

Busca-se então uma maneira de fazer o tratamento destas águas, antes da sua disposição final no corpo receptor. Uma das maneiras possíveis pode ser a desinfecção por radiação UV que tem capacidade de inativação de diversos microrganismos patogênicos, a qual é utilizada como tratamento final, ou seja, após um tratamento que remova parte das impurezas contidas no efluente, a fim de torná-lo o mais clarificado possível.

A desinfecção UV, foi descoberta a partir da aplicação e prática na América do Norte por Downes e Blunt em 1887 que observaram as propriedades germicidas da luz solar. Assim possibilitou o desenvolvimento de lâmpadas de mercúrio artificiais como fontes de luz UV em 1901, sendo sua primeira aplicação em 1910 para desinfecção de água em Marselha na França (USEPA, 2003).

A radiação UV é um componente não visível da luz solar, e pode ser encontrada no espectro eletromagnético entre a luz visível e o raio x, com um comprimento de onda variável de 100nm a 400nm, porém seu efeito de germicida localiza-se de 200nm a 300nm, com um valor máximo em 265nm.

Sendo assim, o objetivo geral deste trabalho é avaliar a eficiência da desinfecção por meio da radiação ultravioleta das águas pluviais, da Unidade de recuperação ambiental, (URA) situada no município de Florianópolis,

Este trabalho se desenvolveu através da parceria e disponibilidade da Companhia catarinense de águas e saneamento (CASAN), que forneceu todo o equipamento necessário e suporte para a realização dos procedimentos, assim como os dados da estação avaliada.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência da Unidade recuperação ambiental (URA) localizada em Florianópolis –SC, com foco na desativação de patógenos por radiação UV, relacionando sua performance com parâmetros operacionais para tratamento de águas pluviais.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência do reator de desinfecção por UV na Unidade recuperação ambiental (URA) pela desativação dos modelos microbiológicos *Escherichia coli* e coliformes totais.
- Analisar a influência da precipitação na turbidez e vazão de entrada da Unidade recuperação ambiental (URA)
- Avaliar a influência da vazão e da turbidez na eficiência de inativação dos microrganismos por desinfecção de radiação ultravioleta

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 POLUIÇÃO EM CORPOS HÍDRICOS PELA ÁGUA DE DRENAGEM.

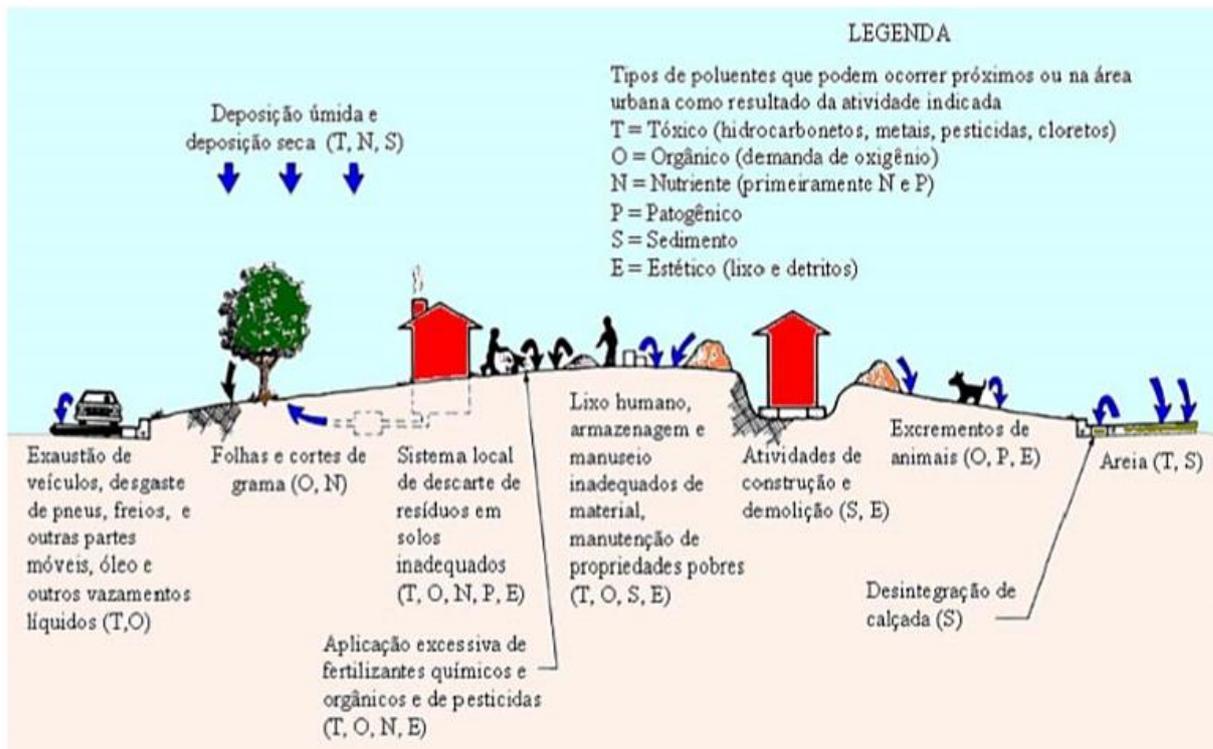
Poluição ambiental segundo (MANO *et al.*, 2005) é toda e qualquer alteração dos aspectos ambientais e propriedades naturais que cause prejuízos na saúde, segurança e bem-estar da população que está sujeita aos seus efeitos, podendo ser sonora, visual, eletrônica, entre outros.

Logo a poluição hídrica pode ser caracterizada por qualquer interferência direta ou indireta, por meio da incorporação de energias ou matérias que alterem as propriedades físicas e químicas da água, tornando seu uso incompatível para a sociedade e animais (PRODANOFF, 2005).

A poluição hídrica pode acontecer, principalmente, através de duas maneiras, que são as formas pontual ou difusa. A primeira baseia-se nas fontes de poluição pontuais que são facilmente identificadas e diagnosticadas, sendo possível estabelecer ações corretivas ou punitivas, destacando-se a disposição de esgotos domésticos e industriais, com ou sem qualquer tipo de tratamento. O esgoto bruto provoca a interferência no equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, através de compostos de criação antrópica, ou por meio da alteração da especiação de certas substâncias e elementos contidos na água (SODRÉ e GRASSI, 2007).

Ao contrário das fontes pontuais, as fontes difusas, são determinadas pela dificuldade em identificar sua origem, pois apresentam infinitas formas de ser gerada. As cargas difusas originadas em áreas extensas, podem ser transportadas de diversas formas até chegar ao corpo hídrico receptor, carreando consigo partículas de resíduos orgânicos, resíduos da construção civil, combustíveis, graxas e óleos originados pelos veículos, que acabam por promover o desgaste do asfalto aumentando a quantidade de resíduos, conforme figura 1 (PRODANOFF, 2005).

Figura 1: Principais Fontes de Poluição no Meio Urbano sobre as águas de drenagem



Fonte: (PRODANOFF, 2005)

A matéria orgânica em concentrações elevadas pode vir a prejudicar a qualidade da água. A principal maneira de ocorrência é por meio da degradação da (MO), na qual esse processo consome oxigênio, resultando na mortandade de peixes e outras espécies. Além disso tem-se um crescimento bacteriano, causando o fenômeno da eutrofização. Este evento é típico em águas residuais não tratadas e que transportam uma alta concentração de fezes e outros materiais orgânicos (WHO, 2016).

As águas pluviais mal drenadas formam poços, lagoas, que fornecem o local propício para a reprodução dos vetores de doenças. Por esse motivo certas doenças se tornam mais comuns durante o período chuvoso, do que na estiagem. Em águas superficiais geralmente as bactérias fecais ultrapassam os padrões de recreação, e a exposição a estas bactérias em águas contaminadas acabam por provocar inúmeros casos de doenças, como problemas gastrointestinais. Além disso frutos do mar contaminados estão diretamente ligados a doenças diarreicas devido à alta concentração de microrganismos presentes (GAFFIELD et al. ,2003).

Em regiões urbanas ocorre uma diminuição das etapas de evapotranspiração como resultado da interferência na vegetação nativa e conseqüente diminuição da perda de vapor de água pelas plantas. Devido a impermeabilização do solo tem-se uma redução da percolação de água pela coluna de solo, ou seja, a infiltração da água passa a ser praticamente nula, todo o

restante torna-se escoamento superficial (FABRIZ, 2012). A Tabela 1 mostra quão comprometida será a mobilidade da água em função do aumento da impermeabilização do solo.

Tabela 1: Movimentação da água em função da urbanização

Superfície pavimentada (%)	Escoamento superficial (%)	Infiltração superficial (%)	Infiltração profunda (%)	Evapotranspiração (%)
0	10	25	25	40
10 - 20	20	21	21	38
35 - 50	30	20	15	35
75 - 100	55	10	5	30

Fonte: (SODRÉ, 2012)

3.1.1 Ligações irregulares/clandestinas à rede de drenagem

As interconexões ou ligações irregulares tratam-se de uma situação indesejável do lançamentos de efluentes sanitários domésticos ou industriais no sistema de drenagem urbana, apresentando-se como uma das principais fontes de poluição dos corpos hídricos nas cidades do Brasil, pois deixa o sistema completamente vulnerável, prejudicando todo o ecossistema e expondo a população ao contato de agentes epidemiológicos, devido a sua intensidade e casos de ocorrência (DIAS e ROSSO 2011).

As irregularidades encontradas nas ligações prediais das edificações geralmente estão relacionadas com a ocupação irregular das Áreas de Preservação Permanente (APPs), observando-se ligações clandestinas de esgoto à rede pluvial, bem como o despejo direto de dejetos no rio. Atualmente, parte da população de Florianópolis lança seus efluentes domésticos sem nenhum tipo de tratamento em valas de drenagem e canalizações ilegais (MARIN et al., 2015)

A Lei Municipal nº 239/2006 do código sanitário do município de Florianópolis estabelece que:

§ 1º A pessoa é proibida de lançar as águas servidas ou residuárias, sem prévio tratamento, em mananciais de superfície ou subterrâneos, como em quaisquer outras unidades de sistema de abastecimento de água, assim como no mar, lagoas, sarjetas e valas, provocando ou contribuindo para a poluição e/ou contaminação destes.

Segundo (DIAS e ROSSO 2011) existem diversas causas para a presença de ligações irregulares a rede de drenagem. Abaixo destaca-se as principais causas:

- Regiões sem sistema público de esgotamento sanitário;
- Remanescências de sistemas antigos: separador parcial ou unitário;
- Defasagem na implantação e ampliação das etapas dos componentes do sistema;
- Prorrogação da utilização de componentes obsoletos do sistema;
- Modelo de urbanização e falta de planejamento urbano;
- Descontrole sobre as ligações prediais irregulares;
- Instalações prediais inadequadas.

3.2 QUALIDADE DAS ÁGUAS DE DRENAGEM EM REGIÕES URBANIZADAS

As águas de drenagem podem ter sua qualidade afetadas por diversas atividades do homem, sendo elas domésticas, comerciais ou industriais. Cada uma dessas atividades gera poluentes específicos com determinadas concentrações e características peculiares, que implicam na qualidade de água e em sua disposição final no corpo receptor. (PEREIRA, 2004). A concentração dos poluentes é associada a um determinado evento de chuva ao longo do tempo, e é uma informação útil para o gerenciamento da drenagem urbana, dimensionamento e planejamento de estruturas para o controle da poluição (FERREIRA, 2008).

Diversos estudos a partir da década de 1960 mostraram que a contribuição dos poluentes de águas pluviais deve ser considerada para a implementação correta para a elaboração de um método de preservação do corpo receptor (MANNINA; VIVIANI apud SARTOR et al., 1974; NOVOTNY et al., 1985).

A gestão destas águas pluviais urbanas representa um grande exercício, devido a extrema variação no espaço-tempo das características da qualidade da água da chuva e da incerteza na sua avaliação em regiões com elevada urbanização. (MANNINA; VIVIANI apud BECK, 1987; WILLEMS, 2004; ASHLEY et al., 2005).

O papel crucial desempenhado pelas partículas em suspensão na poluição urbana das águas pluviais é enfatizado ainda mais pelo fato de que essa fração que é mais facilmente transportada pelo escoamento, levará mais tempo para se estabilizar e é mais facilmente ressuspensa devido a qualquer turbulência (GOONETILLEKE; THOMAS, 2003).

As partículas em suspensão são formadas em sua grande maioria por minerais, já os materiais orgânicos não ultrapassam os 20% (por exemplo os hidrocarbonetos). Para os nitritos, nitratos e fosfatos são encontrados na forma dissolvida. As partículas que predominam nos escoamentos urbanos são as de menor diâmetro (<100 micrometros),

conforme tabela 2, e são onde se concentram a maioria dos poluentes (RIGHETTO; GOMES; FREITAS, 2017).

Tabela 2: Proporção do tamanho das partículas

Fonte	500-1000 μm	100-500 μm	50-100 μm	<50 μm
Canal de sedimento	53,30%	33%	1,60%	12,40%
Sedimentos na água de escoamento	0,70%	3,90%	9,40%	86%

Fonte: (GOONETILLEKE; THOMAS, 2003)

As águas que provém dos telhados são as mais puras, por conterem uma baixa quantidade de material fino e pequena concentração de hidrocarbonetos, entretanto se o telhado vir a ser metálico, pode liberar compostos como zinco e cádmio (RIGHETTO;GOMES;FREITAS, apud FINOTTI et al., 2009.).A tabela 3 mostra as concentrações, e a carga de escoamento dos poluentes em duas cidades da Alemanha, Munique e Zurique, que se assemelham muito com a região estudada, predominando áreas residenciais com sistema de coleta separados para esgotos e águas de drenagem (GOONETILLEKE;THOMAS,2003).

Tabela 3: Poluentes em cargas de escoamento em áreas urbanas

Poluente	Concentrações (mg/L)		Cargas de escoamento (kg/ha.ano)	
	Chuva	Escoamento	Chuva	Escoamento
Amônia (NH ₃)	1,3	0,9	3,6	2,5
Nitrito (NO ₂)	0,31	0,1	0,06	0,3
Nitrato (NO ₃)	0,5	2,8	8,2	7,8
Fósforo total (PT)	0,71	0,7	0,8	1,9
Sólidos suspensos (SS)	7	125	151	350
Demanda química de oxigênio (DQO)	49,67	52	103	145
Cromo (Cr)	0,002	0,004	0,006	0,021
Zinco (Zn)	0,08	0,13	0,23	0,36
Cobre (Cu)	0,012	0,01	0,04	0,03
Cádmio (Cd)	0,001	0,001	0,004	0,003
Chumbo (Pb)	0,11	0,11	0,31	0,31

Fonte: Adaptado de (GOONETILLEKE; THOMAS,2003)

Estudos realizados na época de 1970 constataram o fenômeno da primeira carga de lavagem (PCL), e concluíram que as maiores concentrações de poluentes são observadas no início do regime chuvoso, ao se comparar com o meio ou fim do evento. Uma das explicações mais plausíveis é devido a remoção do material acumulado no período entre chuvas, sobre os solos ou no interior das canalizações, significando que o pico da carga de poluentes deve acontecer antes do pico de vazão (PRODANOFF, 2005).

A PCL é quantificada no início do escoamento superficial, onde a concentração de poluentes é superior a aquelas medidas posteriormente. A identificação do processo é importante quando se pretende evitar que o escoamento urbano chegue ao corpo receptor, por meio de reservatórios de detenção, visto que a maior parte da carga poluidora está no volume inicial (PRODANOFF, 2005).

Considera-se um evento de PCL quando mais de 20% da carga poluidora é carregada nos primeiros 20% de volume do escoamento (DELETIC, 1998). Enfatiza-se que o fenômeno é dependente do tipo de poluição (dissolvida, particulada) contribuição de áreas impermeáveis, tamanho e área da bacia hidrográfica e intensidade do evento de precipitação (LEE et al. 2001).

Supondo que os contaminantes ao longo do tempo depositam-se na bacia hidrográfica, pode-se considerar que o maior carreamento de poluentes aconteça em eventos chuvosos com um intervalo de dias maiores, ou seja, um número maior de dias antecedentes a estiagem (IDE, 1984).

A lavagem dos poluentes depositados durante o período seco e o transporte até os corpos aquáticos receptores é chamado de washoff ou carga de lavagem de saída (LS). O processo provoca a dissolução de possíveis compostos solúveis nas primeiras águas de chuva, através do molhamento da superfície, com a turbulência adequada para que ocorra o processo. Assim, o processo de dissolução e transporte está interligado com a intensidade da chuva, logo quanto maior a intensidade, maior o LS (GOONETILLEKE; THOMAS, 2003).

3.3 DOENÇAS ASSOCIADAS À FALTA DE SANEAMENTO

As dificuldades relacionadas à saúde da sociedade estão entre os diversos fatores que afetam o bem-estar da população. Neste sentido, a disponibilização dos serviços de saneamento básico, é um ponto bastante importante, uma vez que a ausência ou a deficiência na prestação destes serviços leva a diversas respostas negativas (GALLEGO; SCHMECEL; UHR, 2016). Entre elas pode-se citar o contágio de várias doenças de veiculação hídrica, sendo que os principais afetados são crianças e jovens, os quais sofrem, com o

comprometimento de seu desenvolvimento físico e intelectual em decorrências de endemias como a diarreia crônicas e desnutrição, constituindo um problema de saúde pública muito comum em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento (GALLEGO; SCHMECEL; UHR, 2016).

Para combater os casos de diarreia e outras doenças de veiculação hídrica, por transmissão feco-oral, principalmente em países em desenvolvimento é constatado que o saneamento básico é a intervenção pública na saúde de menor custo efetivo, com melhores resultados obtidos (BEGUM, AHMED e SEN, 2011; KUMAR e VOLLMER, 2013).

Importante destacar que o saneamento não se refere apenas a coleta e tratamento de água e esgoto, como quase sempre é debatido. As ações de limpeza pública (relacionado a coleta de resíduos sólidos), drenagem pluvial urbana e o controle de vetores de doenças transmissíveis (roedores, artrópodes associados a lixões ou lixos irregulares), fazem parte das tarefas de saneamento atuantes no Brasil (HELLER, 1998).

Na tabela 4 mostra-se o percentual de residências atendidos por esgotamento sanitário e água encanada para a região sul do Brasil durante os anos de 2000 a 2011.

Tabela 4: Porcentagem de saneamento na região sul

Estado/Região	Esgoto		Água
	Coleta Geral	Rede coletora	Abastecimento
Paraná (PR)	98,52	48,35	86,61
Rio Grande do Sul (RS)	98,24	19,43	84,2
Santa Catarina (SC)	99,25	19,09	78,59
Sul	98,67	28,96	83,13

Fonte: Adaptado de (GALLEGO e SCHMECEL e UHR, 2016)

Quanto ao esgotamento sanitário, a coleta geral refere-se aos domicílios que tem alguma forma de esgotamento, seja através da rede coletora, fossa séptica, fossa rudimentar ou outra maneira. Para a água avaliou-se somente as residências conectadas diretamente a rede de abastecimento oficial (GALLEGO e SCHMECEL e UHR, 2016).

Outras doenças de veiculação hídrica atingem grupos etários distintos sendo responsáveis, juntamente com a diarreia, pelo elevado número de internações. De acordo com o Departamento de informática do SUS, no ano de 2015, doenças como cólera, febre tifoide e paratifoide, shingelose, amebíase, gastroenterite de origem infecciosa, esquistossomose e outras doenças infecciosas intestinais, foram responsáveis por 2,35% das internações totais no

Brasil. Dessas internações cerca de 43,4% foram de indivíduos com 10 anos ou mais de idade (PAIVA E SOUZA, 2018).

Na tabela 5 visualiza-se o cálculo dos indicadores de saúde mostrando as internações por doenças veiculadas pela água e doenças infectoparasitárias (DIP) por região e no Brasil, a cada 100 mil habitantes, e os gastos na escala de milhões.

Tabela 5: Indicadores de doenças hídricas e infectoparasitárias

Regiões	DIP			Doenças relacionadas a poluição hídrica		
	Taxa de internação	Proporção de internações	Proporção de gastos	Taxa de internação	Proporção de internações	Proporção de gastos
Brasil	430,38	7,74	6,82	175,55	3,15	0,99
Norte	690,32	11,67	8,93	358,09	6,05	2,88
Nordeste	623,28	11,4	8	337,88	6,18	2,23
Sul	353,11	5,34	5,21	114,45	1,73	0,48
Sudeste	275,74	5,37	6,82	56,08	1,09	0,34
Centro-oeste	437,72	7,43	5,82	155,12	2,63	0,88

Fonte: (PAIVA E SOUZA, 2018).

As classificações das diversas doenças relacionadas ao saneamento inadequado, foram realizadas por alguns autores. Segundo Cairncross e Feachem (1993) realizam a classificação ambiental mais importante para doenças infecciosas, baseada em enfermidades relacionadas a água, excreta e lixo. Assim (FERREIRA *et al. apud* HELLER ,1997) indica que diferente da classificação biológica clássica, pelos agentes etiológicos, a proposta dos autores foca nas vias de transmissão, ciclo biológico e as principais estratégias de controle ambiental das doenças. Logo a classificação pode ser observada as três principais classes:

1) Classe de doenças relacionadas à água com quatro categorias de transmissão: i) orofecal determinada pela ingestão ou contato com a água; ii) relacionadas com a higiene, onde a infecção acontece principalmente por pele e olhos; iii) baseada na água por penetração na pele ou por ingestão; iv) através de inseto vetor por picadura, próxima à água ou que procriam na água. Tais doenças são passíveis de controle e algumas delas mostradas na tabela 6.

Tabela 6: Doenças transmissíveis pela água

Categoria	Modo	Infecção/Doenças
Feco-oral	Ingestão ou contato com água contaminada	Diarreias e disenterias, Amebíase, Cólera, Diarreia por E. coli, Giardíase, Salmonela, Febres entéricas, Febre tifoide, Poliomielite, Hepatite A, Leptospirose.
Higiene	Infecção da pele e dos olhos	Doenças dos olhos, Tracoma, Conjuntivites, Doenças de pele, Micoses Superficiais
Baseada na água	Por penetração na pele ou por ingestão	Esquistossomose, Difilobotríase e outras infecções por helmintos
Através de inseto vetor	Picadura próximo a água ou procriam na água	Doença do sono, Filariose, Malária, Arboviroses, Febre amarela, Dengue e Leishmaniose

Fonte: (FÀTIMA E CABRAL, 2013)

2) Classe de doenças relacionadas as excretas, reunindo doenças causadas por patógenos transmitidos por excretas humanas, quase sempre as fezes, constatando a associação entre as medidas sanitárias adequadas com a eliminação de excretas

3) Classe de doenças transmitidas por roedores e insetos vetores, relacionados a moradia, água e excretas, onde a transmissão acontece por roedores, em locais propícios para vetores contaminados por fezes podem se reproduzir. A melhoria do acondicionamento e coleta do lixo, assim como o controle de roedores são medidas preventivas para essas doenças.

3.4 ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO

3.4.1 Tratamento físico químico

O tratamento físico químico de efluentes consiste na associação de processos químicos e físicos para a redução da concentração de certos compostos presentes nas águas residuárias, como matéria orgânica, nutrientes e metais pesados. Porém nas estações de tratamento os processos são empregados com prioridades na remoção dos sólidos suspensos e em partículas coloidais, os quais podem apresentar riscos à saúde da população e ao meio ambiente (METCALF & EDDY, 2003).

O processo de desinfecção pode ser tanto químico, quando se utiliza cloro ou ozônio, como físico ao empregar o mecanismo de radiação por luz ultravioleta. Os principais mecanismos físicos e químicos, empregados para o tratamento de água residuárias e suas aplicações são apresentadas nas tabelas 7 e 8

Tabela 7: Principais processos químicos e suas aplicações

Processo	Aplicações
Coagulação	<ul style="list-style-type: none"> • Desestabilização do material particulado, auxilia na formação de flocos
Neutralização	<ul style="list-style-type: none"> • Controle do pH
Oxidação	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de compostos orgânicos refratários • Remoção de amônia • Inativação de microrganismos • Controle de odores
Precipitação	<ul style="list-style-type: none"> • Auxilia na remoção de sólidos suspensos • Remoção de fósforo e metais pesados
Troca iônica	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de amônia, metais pesados, sólidos dissolvidos e compostos orgânicos

Fonte: (METCALF & EDDY, 2016)

Tabela 8: Principais processos físicos e suas aplicações

Processo	Aplicações
Centrifugação	<ul style="list-style-type: none"> • Separação de fases solido/líquido
Filtração	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos suspensos • Remoção de sólidos coloidais, matéria orgânica e inorgânica
Floculação	<ul style="list-style-type: none"> • Agregação das partículas pequenas, auxiliando na remoção por sedimentação ou flotação
Flotação	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos suspensos dos flocos gerados nas fases anteriores • Remoção de óleos e gorduras
Gradeamento	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos grosseiros, na entrada da estação
Sedimentação	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos sedimentáveis e partículas floculadas • Espessamento do lodo

Fonte: (METCALF & EDDY, 2016)

3.4.1.1 Coagulação e floculação

As partículas presentes nas águas residuais, possuem na maioria das vezes cargas superficiais negativas, impedindo que se aglomerem umas com as outras. Além disso, devido ao pequeno tamanho das partículas coloidais, as forças de repulsão prevalecem sobre as forças de atração, fazendo com que permaneçam estáveis no meio líquido caso não se modifique suas características. Logo para sua remoção é necessária uma alteração nas propriedades do líquido, a fim de provocar uma desestabilização nas cargas e conseqüentemente das impurezas, que pode ser obtido a partir da coagulação (METCALF & EDDY, 2003).

A coagulação é o processo químico de desestabilização das partículas, através da redução das forças de repulsão por meio da adição de produtos químicos, aliados a mistura rápida do sistema. O objetivo é conciliar a colisão entre os particulados e permitir a floculação, que é a formação de partículas com maiores dimensões, que são os flocos, que posteriormente são removidos mais facilmente e com maior eficiência (METCALF & EDDY, 2003).

Já a floculação é um processo físico, onde geralmente é realizada a mistura do efluente, com as partículas já desestabilizadas, viabilizando um maior contato entre elas, permitindo o aumento do seu tamanho, alterando a distribuição granulométrica. No processo de aglutinação das partículas deve haver uma agitação que permita a colisão entre elas,

permitindo a formação dos flocos, contudo o excesso de agitação seja pelo tempo e/ou do gradiente de velocidade, pode causar a fragmentação dos flocos e prejudicar a eficiência do sistema (LOÍO,2013; FABRETTI,2006).

A floculação de água residuárias é mais simples de se realizar, visto que apresenta uma maior concentração de sólidos, que facilita o contato entre as partículas e promove a formação dos flocos (FABRETTI,2006).

A coagulação e floculação é obtida a partir da adição de produtos químicos, que são os coagulantes e floculantes respectivamente. A tabela 9 indica os mais comumente utilizados no tratamento de águas residuárias.

Tabela 9: Principais coagulantes e floculantes usados.

Produto	Fórmula
Aluminato de sódio	$\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$
Cloreto férrico	FeCl_3
Cloreto de alumínio	AlCl_3
Hidróxido de cálcio (cal)	Ca(OH)_2
Sulfato de alumínio	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$
Sulfato férrico	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
Sulfato ferroso	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
Polieletrólitos (polímeros)	-

Fonte: (METCALF & EDDY,2003)

3.4.1.2 Flotação

A flotação é uma unidade de operação empregada para realizar a separação de partículas sólidas ou líquidas de uma fase líquida, por meio da aplicação de microbolhas de gás, usualmente ar, que se aderem à superfície das partículas, resultando em um incremento da força de empuxo, que cresce o suficiente para causar a ascensão das impurezas para a superfície. Uma das vantagens em relação a sedimentação é a capacidade de remoção de partículas pequenas ou leves, garantindo uma maior eficiência (METCALF & EDDY, 1991).

O processo pode ser classificado de acordo com o método empregado para gerar as bolhas de ar, logo tem-se: flotação por ar disperso (induzido) (FAI), flotação eletrolítica e flotação por ar dissolvido (FAD). No FAI as bolhas são formadas pela introdução do gás na fase líquida, por meio de difusores ou de agitação intensa. Para a flotação eletrolítica, as bolhas são geradas por eletrolise. Já na FAD as bolhas são produzidas pela redução da pressão no meio líquido (FABRETTI, 2006).

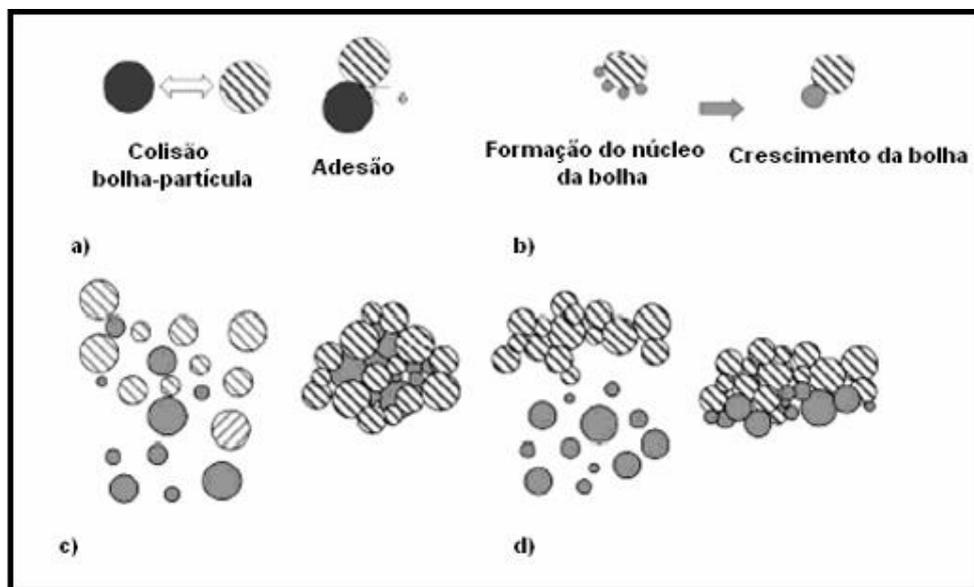
3.4.1.3 Flotação por ar dissolvido (FAD)

O processo por FAD consiste em uma câmara de saturação sob pressão superior a atmosférica, onde o ar injetado é dissolvido na água, saturando-a. A mistura água-ar a alta pressão é introduzida através de uma válvula na câmara de flotação, que estará a pressão atmosférica, com o efluente a ser tratado. A diminuição da pressão provoca a supersaturação da solução liberando o ar dissolvido no líquido em forma de pequenas bolhas, as quais durante a ascensão se aglutinam aos sólidos em suspensão, carreando até a superfície (MORENO, 2006).

Segundo (RUBIO, SOUZA E SMITH E ROSA 2002) os mecanismos de formação de agregados bolhas-partículas podem ser de quatro maneiras, conforme figura 2

- a) Colisão da bolha com a partícula causada pela turbulência ou carga de atração resultando na adesão;
- b) Crescimento de bolhas por nucleação diretamente sobre a superfície dos sólidos;
- c) Incorporação (aprisionamento) das bolhas na estrutura dos flocos;
- d) Absorção das bolhas nos flocos já formados.

Figura 2: Mecanismos de formação bolhas-partículas



Fonte: (RUBIO et al., 2002)

3.4.1.4 Desinfecção

A desinfecção pode ser definida como uma operação química ou física no tratamento de água para consumo ou águas residuárias, com o objetivo de inativar microrganismos

patogênicos, a fim de minimizar e contágios das doenças de veiculação hídrica (JUNIOR, 2012).

Os produtos mais utilizados no Brasil são o cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou cálcio, ozônio e radiação ultravioleta, tanto para desinfecção de águas para consumo, quanto para efluentes domésticos e industriais (JUNIOR, 2012).

O importante para o processo de desinfecção é a taxa de inativação dos organismos-alvo. O efeito da concentração ou da intensidade do agente desinfetante sobre a capacidade de destruição dos microrganismos relaciona-se diretamente com o tempo de contato e a doses a ser administrada (JUNIOR, 2012).

Devido ao baixo custo e uma eficiência germicida aceitável, a cloração, concretizou-se como o método mais divulgado e utilizado em praticamente todas as partes do mundo (ASSALIN, 2001). Contudo, tem-se buscado o uso de produtos alternativos, visto que o uso do cloro como agente desinfetante no esgoto sanitário, pode resultar em subprodutos indesejáveis, sendo potencialmente cancerígenos (SINGER, 1999).

O mecanismo de desinfecção com UV depende de fontes artificiais de radiação, visto que a radiação emitida pelo sol, que é a fonte natural, é reduzida ao ultrapassar a camada de ozônio, devido a absorção das ondas curtas, chegando à terra com baixa intensidade. Portanto é necessário a utilização de energia elétrica para gerar a radiação (USEPA, 2003).

3.5 DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO UV

As águas provenientes do uso doméstico e industrial, são caracterizadas por conterem uma alta concentração de organismos patogênicos, como coliformes totais, fecais, *Escherichia coli* (*E.coli*) e ovos de parasitas intestinais, sendo prejudicial para o corpo receptor, e gerando diversos impactos para o ambiente e a sociedade, devido ao risco de propagação de doenças infectocontagiosas. Logo, o tratamento das águas residuais tem como objetivo a eliminação desses agentes da água (SOARES, LEÃO & SALGADO, 2017).

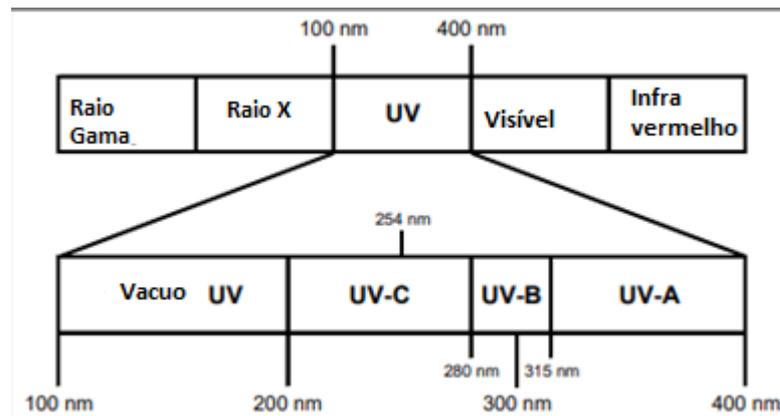
A desinfecção UV, foi descoberta a partir da aplicação e prática na América do Norte por Downes e Blunt em 1887 que observaram as propriedades germicidas da luz solar. Entretanto, apenas na década de 1950 Dulbecco e Kelner estudaram a possibilidade da inativação de microrganismos patogênicos pela radiação UV (USEPA,2003 apud Dulbecco 1950; Kelner 1950; Powell 1959; Brandt and Giese 1956).

Porém seu uso foi interrompido, devido ao baixo custo do cloro e por problemas operacionais dos primeiros sistemas, limitando o crescimento desta tecnologia. Mas após a descoberta da formação de subprodutos a partir da desinfecção pelo cloro, o tratamento por

UV tornou-se popular, e suas primeiras aplicações confiáveis apareceram na Europa, nos países da Suíça e Áustria (USEPA,2003 apud Kruithof and van der Leer 1990).

A luz UV se encontra na região do espectro eletromagnético entre os raios X e a luz visível, sendo o espectro de UV dividido em quatro partes, de acordo com a figura 3

Figura 3: Luz UV no espectro eletromagnético



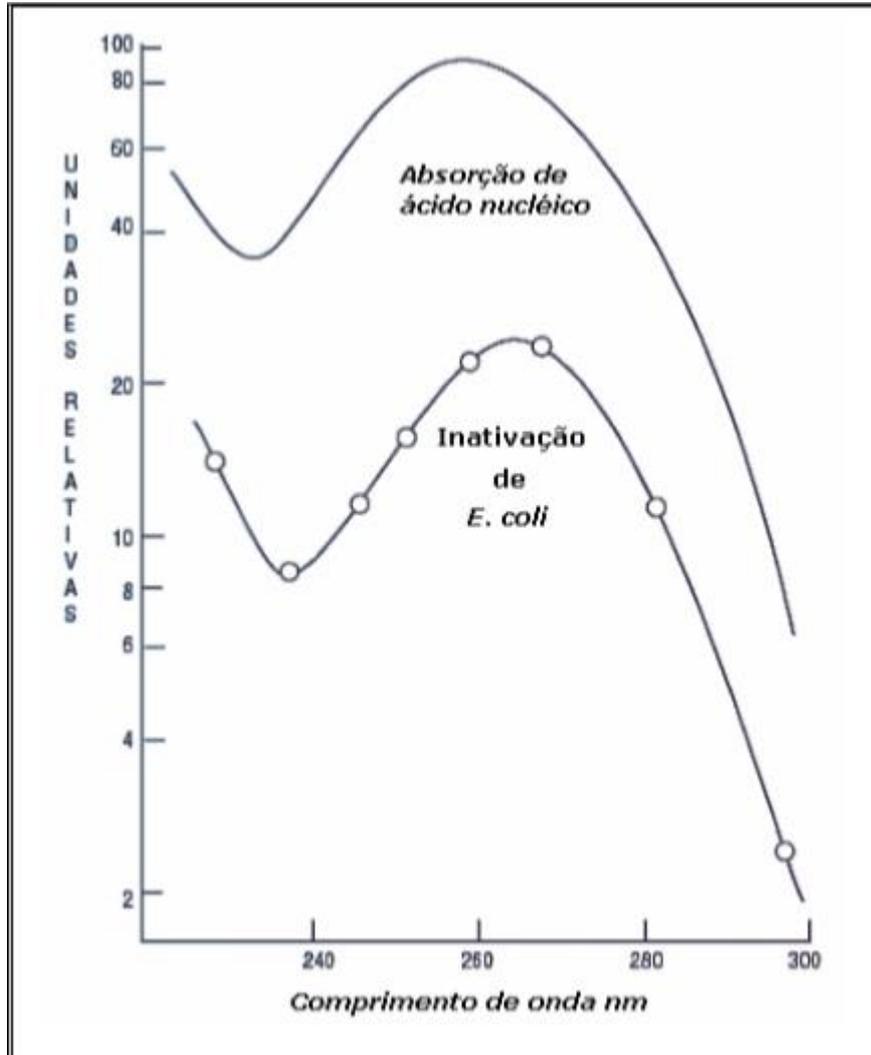
Fonte: (USEPA, 2003)

A desinfecção UV acontece devido a ação germicida dos microrganismos, por meio da luz UV-B (280 nm a 315 nm), considerada a mais destrutiva forma da luz e UV-C (200 nm a 280 nm) sendo a faixa aplicada como germicida, onde o seu maior efeito é visualizado no comprimento de onda de 254 nm. Para a faixa UV-A (315 nm a 400 nm) é a menos perigosa para os seres humanos, porém sua ação germicida é muito pequena ao se comparar com as outras duas, necessitando de um tempo de exposição muito longo, inviabilizando o processo (USEPA, 2003).

Na faixa de vácuo (100 nm a 200 nm), tem-se uma eficaz desinfecção dos microrganismos, contudo é impraticável sua aplicação, visto que seu potencial se atenua rapidamente em distâncias muito pequenas em relação a água (USEPA, 2003 apud Munakata et al. 1991).

A figura 4 mostra a afinidade entre a inativação dos *E.coli* pela luz ultravioleta, e da habilidade dos ácidos nucleicos de absorver a esta luz.

Figura 4: Absorção de luz UV pelos ácidos nucleicos e inativação de *E.coli*



Fonte: (DA SILVA, 2007)

3.5.1 Fatores que interferem no processo.

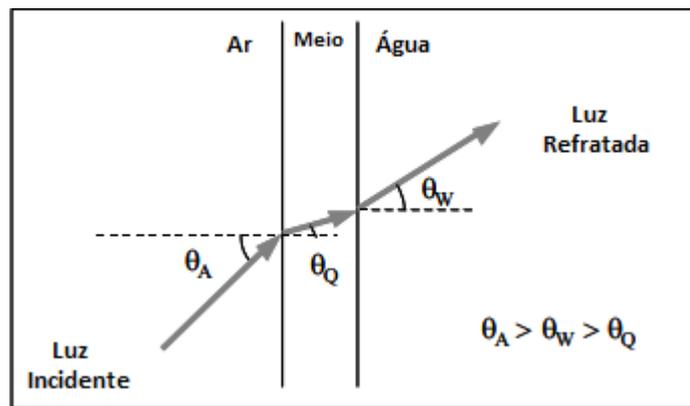
A inativação de microrganismos não sofre interferência das características físico-químicas do efluente como pH e temperatura. Entretanto a presença de partículas dissolvidas e os sólidos em suspensão no efluente altera a eficiência da desinfecção, uma vez que servem como barreiras protetoras para os microrganismos patogênicos (DA SILVA, 2007 apud CHERNICHARO *et al*, 2001).

A luz proveniente da fonte de propagação, pode interagir com os materiais que se encontram no efluente através da absorção, reflexão, refração e dispersão. Estes fenômenos ocorrem entre a luz emitida e o efluente a ser tratado, mas também com os componentes do reator (USEPA, 2003).

A absorção é a transformação da luz em outras formas de energia, variando para cada material com o comprimento de onda. Logo as partes do reator e o efluente com elevada quantidade de matérias absorvem a luz, na qual fica indisponível para a desinfecção dos microrganismos (USEPA, 2003).

Já a refração é a mudança de direção da propagação da luz quando ela passa de um meio para outro, conforme figura 5 (USEPA, 2003),

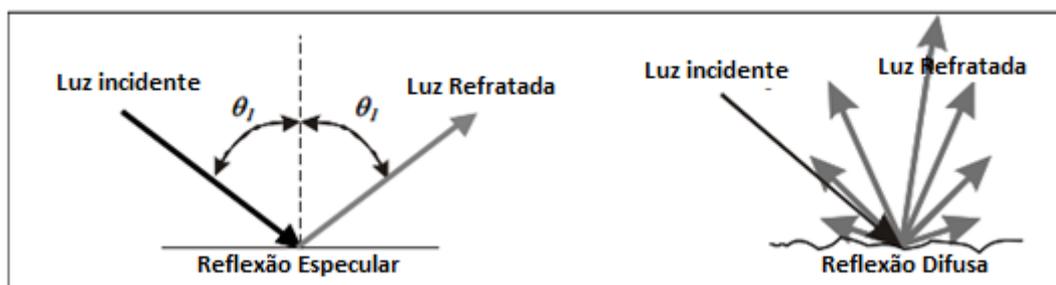
Figura 5: Refração da luz



Fonte: Adaptado de (USEPA, 2003)

Reflexão é a alteração da direção da luz quando ela se encontra com uma superfície defletora. Ela pode ser especular ou difusa. A especular acontece em superfícies polidas e seu ângulo incidente é igual ao refletido. A difusa ocorre em superfícies rugosas e espalha a luz para diversas direções aleatórias de acordo com o ângulo incidente segundo figura 6 (USEPA, 2003).

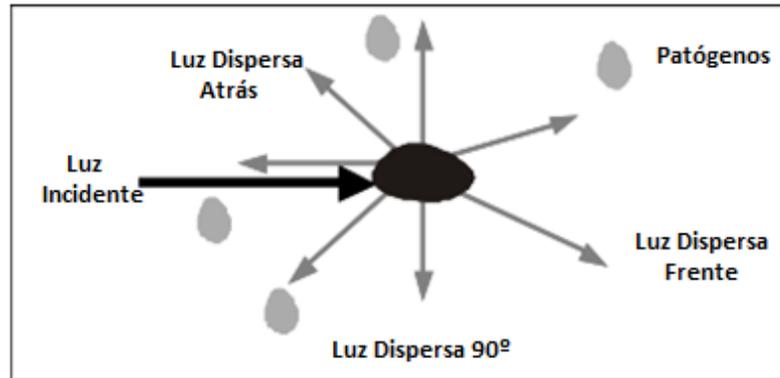
Figura 6: Reflexão da luz



Fonte: Adaptado de (USEPA, 2003)

A dispersão é a mudança de direção pelo choque da luz com uma partícula, causando o a dispersão para diversas direções e impedindo de atingir os organismos patogênicos, como mostrado na figura 7 (USEPA, 2003).

Figura 7: Dispersão da luz



Fonte: Adaptado de (USEPA, 2003)

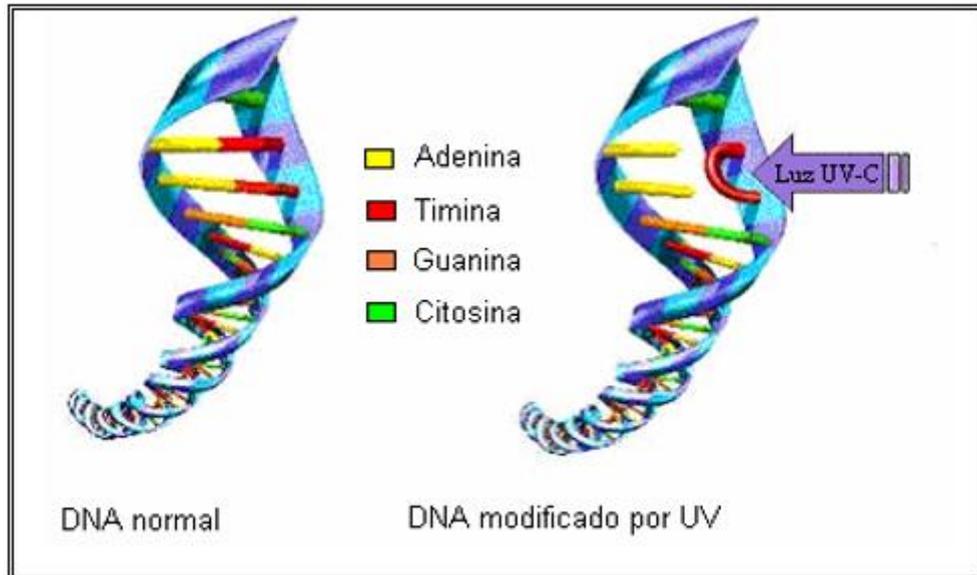
3.5.2 Mecanismos de inativação

O mecanismo de desinfecção pela luz UV, difere em muitas partes da desinfecção química por cloro e ozônio. Os produtos químicos promovem a inativação dos microrganismos, através da destruição ou danificação da estrutura celular ou interferindo no metabolismo e dificultando seu crescimento (USEPA, 2003 apud Snowball e Hornsey, 1988). Já a luz ultravioleta inativa os organismos patogênicos danificando o seu ácido nucleico, impossibilitando que o microrganismo se reproduza, o tornando estéril. Logo um microrganismo que não pode se replicar não conseguira infectar o hospedeiro (USEPA, 2003).

O efeito germicida das lâmpadas de UV acontece devido a energia associada ao comprimento de onda 254nm, provocando alterações no ácido desoxirribonucleico (DNA) resultante da combinação de nucleotídeos com seu máximo em 254 nm e um mínimo local próximo a 230 nm e ácido ribonucleico (RNA) nas células dos microrganismos atingidos (WEF, 1996; USEPA, 1999).

O DNA é um polímero de ácidos nucleicos no formato de dupla hélice ligados uma a outra numa sequência de bases nitrogenadas (adenina, citosina, guanina e timina) que formam pares (citosina – guanina) e (adenina e timina), mantendo a união das duas hélices, indicadas na figura 8.

Figura 8: DNA normal e modificado



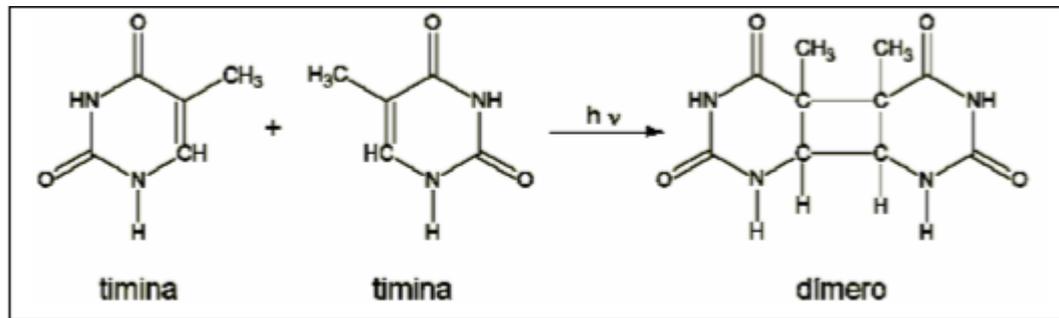
Fonte: (DA SILVA,2007)

Os danos decorrentes das modificações no RNA, são menos impactantes, uma vez que o RNA se encontra no interior da célula na forma de RNA mensageiro, transportador ou ribossômico, que possibilita sua reparação (PIRES, 2002).

Já quando o alvo das lesões no interior da célula é o DNA, tais danos são na maioria dos casos irreversíveis, provocadas principalmente pela dimerização das bases nitrogenadas (principalmente a pirimidinas) (WEF, 1996; USEPA, 1999).

Conforme figura 9 os dímeros originados induzem mutações resultantes dos rearranjos entre as bases nitrogenadas próximas, impedindo sua duplicação, quando não há a presença de enzimas intracelulares específicas para a reparação, gerando por consequência organismos debilitados que não estão mais habilitados para replicar e sobreviver, aumentando a eficiência da inativação dos patógenos, pois impossibilita o microrganismo de infectar o hospedeiro, tanto no tratamento das águas de drenagem sobrecarregadas com esgotos doméstico, quanto nas águas de abastecimento doméstico (WEF, 1996; USEPA, 1999).

Figura 9: Formação do dímero da piridina



Fonte: (DA SILVA, 2007)

3.5.3 Lâmpadas UV

As fontes de luz UV, podem ser obtidas a partir de várias lâmpadas:

- Lâmpadas de vapor de mercúrio de baixa pressão;
- Lâmpadas de vapor de mercúrio de baixa pressão e alto rendimento;
- Lâmpadas de vapor de mercúrio de média pressão;
- Lâmpadas de vapor de mercúrio sem eletrodo;
- lâmpadas de iodetos metálicos;
- Lâmpadas de xenônio (pulsos de UV);
- Lasers de UV.

A luz ultravioleta é gerada por meio da aplicação de um fluxo de corrente através da mistura de gases entre os eletrodos e a lâmpada, resultando em uma descarga de fótons. A composição elementar dos gases e o nível de potência da lâmpada dependem do comprimento de onda específico da luz emitida pela descarga de fótons (DA SILVA, 2007; USEPA, 2003).

A maioria das lâmpadas projetadas para o tratamento de água utilizam o vapor de mercúrio como principal gás nesta mistura, pois emite luz na faixa de comprimento de onda germicida para a desinfecção (USEPA, 2003).

As lâmpadas mais utilizadas são as de vapor de mercúrio de baixa pressão, comumente chamadas de lâmpadas germicidas, são fabricadas em quartzo ou material de características de transmitância semelhantes e em suas extremidades possuem um eletrodo de tungstênio, para proporcionar a máxima irradiação (BILOTTA, 2000).

A radiação aparece nas lâmpadas de baixa pressão como resultado das descargas nos vapores de mercúrio em concentração próxima a 0,001 atm. Apresentam um potencial entre 15 e 60 W, onde 70% de toda potência emitida são de raios ultravioletas. Mais de 95% do

total de emissão encontra-se na faixa do comprimento de onda de 254 nm, a tabela 10 mostra a porcentagem desta distribuição de energia (PIRES, 2002; SILVA, 2007).

Tabela 10: Energia emitida por uma lâmpada bactericida

Comprimento de onda (nm)	Porcentagem relativa de emissão dentro da região	
	248 - 365 nm	248 - 313 nm
248	0,1	0,1
254	95,2	97,4
265	0,1	0,1
280/289	0,1	0,1
297	0,3	0,3
302	0,2	0,2
313	1,8	1,9
334	0,1	-
365	2	-

Fonte: (Pires, 2002)

O espectro de emissão está ligado principalmente com a pressão dos gases no interior da lâmpada, devido a isto, tem-se a diferença entre baixa e média pressão. As propriedades e vantagens de cada tipo são visualizadas na tabela 11.

Tabela 11: Comparação entre as lâmpadas de baixa e média pressão

	Lâmpada de baixa pressão de vapor de mercúrio	Lâmpada de média pressão de vapor de mercúrio
Espectro	Duas bandas estreitas em 254 nm Elevada taxa de conversão da potência elétrica consumida em radiação UV	Várias bandas na região UV, com os mais intensos em 365 nm e em 463 nm
Características	Tempo de vida longo (8000 - 10000 h) Temperatura de operação: 40°C Entrada elétrica: 0,5 (W/cm)	Tempo de vida: 8000 - 12000 h Temperatura de operação: 600 a 900°C Entrada elétrica: 50 - 250 (W/cm)
Vantagens	Menor consumo de energia por lâmpada Maior eficiência germicida	Menos lâmpadas para uma determinada aplicação reatores menores

Fonte: (USEPA, 2003)

Lâmpadas de média pressão são policromáticas, pois emitem as radiações em diversos comprimentos de ondas, diferentemente das de baixa pressão que são monocromáticas, pois ocorre uma alta concentração em único valor de comprimento de onda (PIRES, 2002).

A maior eficiência de conversão da energia em radiação ultravioleta é visualizada nas lâmpadas de baixa pressão ao comparar com a de média pressão, que mesmo apresentando um potencial nominal maior, convertem em luz UV cerca de 30% da potência elétrica consumida (DA SILVA, 2007).

3.5.4 Reparação microbiana.

Certos microrganismos mesmo sendo expostos a radiação UV, ainda mantem suas funções metabólicas, sendo capazes de desenvolver mecanismos de reparação celular, mediados por enzimas para reverter os danos causados pelos raios UV. O reparo de danos no DNA induzidos por luz UV inclui fotorreativação e recuperação no escuro (USEPA apud KNUDSON 1985).

A fotorreativação consiste na reversão das modificações das lesões causadas, pela luz ultravioleta nos comprimentos de onda entre 310 a 490 nm. Ela ocorre através de recuperações fotoenzimáticas que monomerizam os dímeros de pirimidina devido a ação de enzimas energizadas, que promovem o reparo do DNA (BILOTTA, 2000; DA SILVA, 2007).

Já a recuperação no escuro acontece a substituição das bases nitrogenadas danificadas, ela é feita pela remoção da parte lesada e dos nucleotídeos próximos a ele, e posteriormente promove a síntese da sequência original, esse processo só ocorre na ausência de luz (USEPA, 2003)

Os mecanismos de reparação variam para cada espécie microbiana, de acordo com sua morfologia e lesão sofrida. A influência da recuperação microbiana nas bactérias de *E.coli* são visualizadas na tabela 12.

Tabela 12: Comparação da inativação de *E.coli* com fotorreativação

	Dose ($\mu\text{W}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$)	Fotorreativação (log N/No)	
		Ausente	Presente
<i>E.coli</i>	2,5	-1,01	-0,22
	5	-4	-0,53
	7,5	-4,64	-1,29
	10	-5,26	-3,18
	15	-5,98	-3,24

Fonte: (BILOTTA, 2000)

Citados por (USEPA, 2003) Linden et al. (2002) não notaram fotorreativação ou recuperação no escuro em *Giardia* em doses típicas de desinfecção (16 e 40 mJ/cm^2). Entretanto para doses muito pequenas (0,5 mJ/cm^2) a reativação da *Giardia* foi observada tanto na fotorreativação como no reparo do escuro.

Shin et al. (2001) mencionados por (USEPA, 2003) relatou que o cryptosporidium possui a capacidade de reparar algum dano sofrido em seu DNA, porém mesmo que o DNA seja reparado, ele não consegue restaurar a suas propriedades de infecção.

A extensão destes fenômenos é diretamente proporcional à dose administrada na desinfecção, quanto maior a dose, menor será a possibilidade da fotorreativação. Pois o tempo de recuperação dos nucleotídeos danificados é maior que o necessário para fazer a duplicação do DNA (USEPA, 2003).

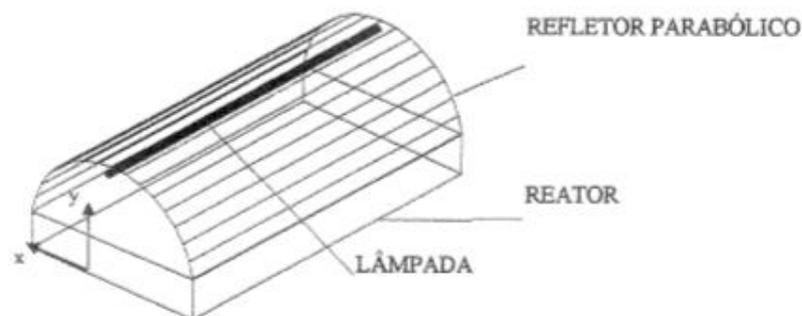
3.5.5 Reatores UV

Os reatores UV são confeccionados com o objetivo de fornecer a dose necessária para inativar os microrganismos patogênicos eficientemente, na desinfecção de águas e esgotos. Os reatores consistem em vasos de canal aberto ou fechado contendo lâmpadas UV, luvas de lâmpadas, sensores de intensidade UV e sensores de temperatura (USEPA, 2003).

As câmeras fotoquímicas podem ser classificadas quanto a posição da lâmpada (emersa ou imersa no meio líquido) e a orientação da lâmpada (horizontal ou vertical, ou seja, paralela ou vertical ao fluxo líquido). Logo, na disposição horizontal, a fonte luminosa é paralela ao fluxo líquido em relação ao seu eixo, e na vertical é perpendicular ao escoamento (BILOTTA, 2000).

Nas lâmpadas emersas não ocorre o contato direto da fonte luminosa com o efluente, ela é fixada nos refletores, posicionada o mais próximo possível, com a finalidade de alcançar a máxima eficiência na distribuição da radiação UV (BILOTTA, 2000).

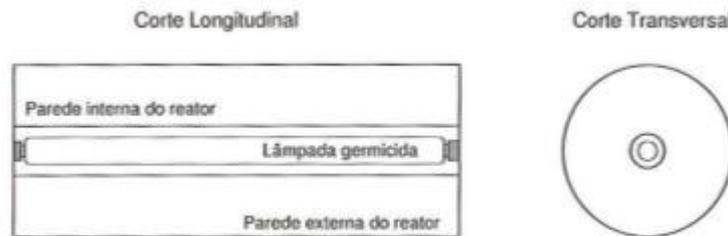
Figura 10: Reator de lâmpadas emersas



Fonte: (PIRES, 2002)

Para as lâmpadas imersas são protegidas por material transparente geralmente de quartzo ou teflon, visto que estão em contato com o efluente. O material protetor diminui a transmitância de UV para o líquido, sendo que cerca de 5% é absorvido pelo quartzo e 35% pelo teflon (PIRES, 2002).

Figura 11: Esquema de um reator com lâmpadas imersas



Fonte: (BILOTTA, 2000)

3.6 CARACTERIZAÇÃO DOS CORPOS HÍDRICOS DA REGIÃO

A rede hidrográfica de Florianópolis é caracterizada por várias bacias, córregos, canais e rios, com pequenas extensões e pouca capacidade de vazão, que drenam ou desagüam diretamente para as baías norte e sul e Oceano Atlântico. Destaca-se as bacias do Rio Ratonés, do Saco Grande, Lagoa da Conceição, Itacorubi, Rio Tavares e Lagoa do Peri. A bacia do Estreito em sua maioria desagua para a baía norte, exceto a bacia de Coqueiros que drena para a baía sul (PMISB, 2011).

Boa parte dos corpos hídricos, como rios e córregos, presentes nas áreas urbanizadas do município se encontram canalizada ou retificada, sendo que a maioria está contaminada por rejeitos de origem doméstica. O desmatamento da vegetação nativa, a ocupação irregular, o entulho formado por materiais diversos, e o lixo gerado em conjunto com os desvios para abastecimento e o lançamento de águas servidas transformaram as características originais dos corpos aquáticos e interferiram na qualidade das águas, na fauna e flora presente nos ecossistemas aquáticos. Estas alterações no regime natural da bacia hidrográfica, tem dado origem, principalmente no verão, a enchentes e alagamentos na região (PMISB, 2011).

A ilha possui um sistema lagunar com dois ambientes principais que são a Lagoa da Conceição e Lagoa do Peri. Quanto aos rios que drenam a ilha, ressalta-se o Rio Vermelho, Rio Ingleses, Rio Tavares, Rio Itacorubi, Rio Saco Grande e Rio Ratonés. Ao redor da ilha, observa-se a atuação dos agentes oceanográficos, com destaque para a presença das ondas, marés e correntes litorâneas (PMISB, 2011).

3.7 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE DRENAGEM

A área de drenagem do Projeto em estudo (Av. Beira Mar Norte) este é compreendido inteiramente pelo município Florianópolis. Essa bacia, que não possui um talvegue profundo formador de um rio principal, limita-se pelo embasamento cristalino do Morro da Cruz, a leste e pelas Baías Norte e Sul nas outras direções, perfazendo uma área total de 9,05 km² (CASAN, 2018).

Trata-se de uma área fortemente urbanizada onde a drenagem natural tem sido fortemente alterada pela intervenção humana (canalizações, aterros, desvios), o que determina a conformação de aproximadamente 20 microbacias mostradas na figura 12 (CASAN, 2018).

Figura 12: Microbacias de drenagem da região



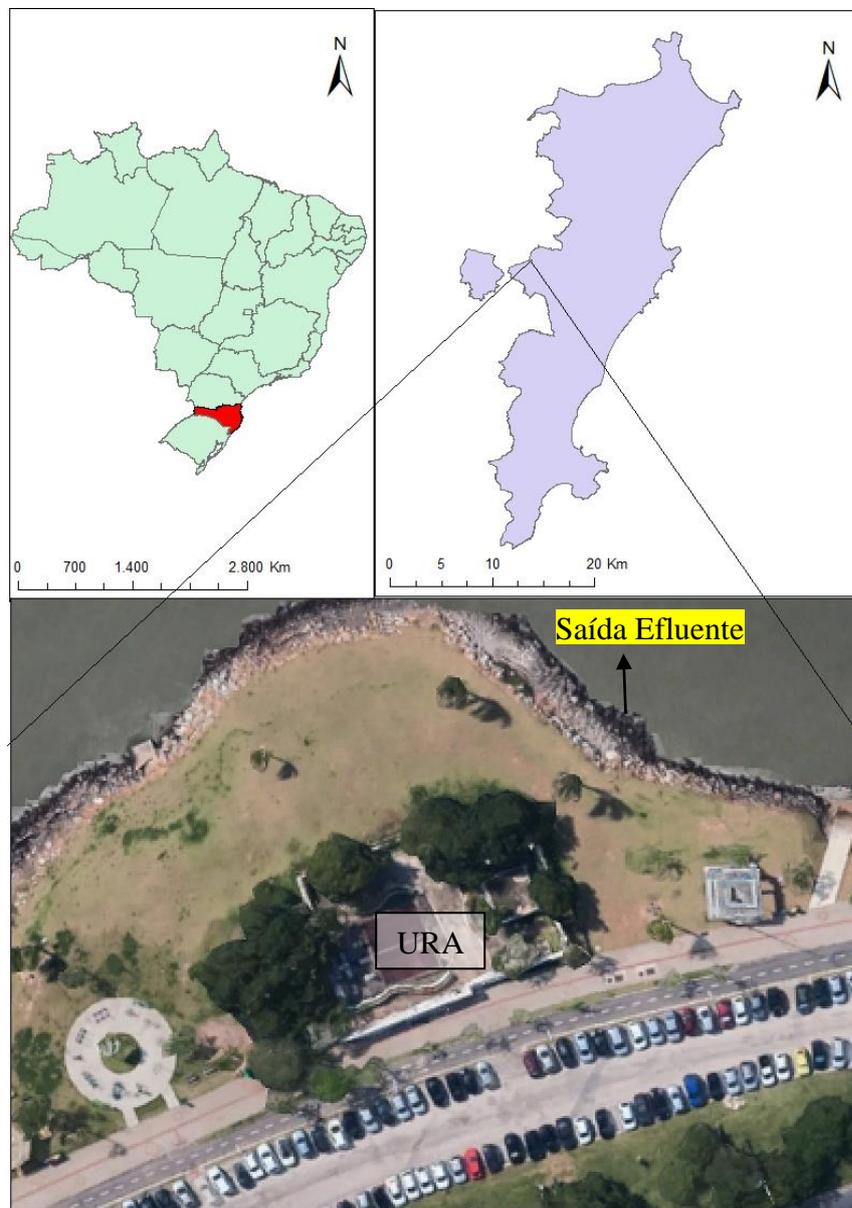
Fonte: Acervo da CASAN

4 METODOLOGIA

4.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA

A URA (Unidade de recuperação ambiental) localiza-se na parte central da cidade, mais precisamente no bairro centro na avenida Rubens de Arruda Ramos (conforme figura 13), no município de Florianópolis com uma área de 438,5km², capital do Estado de Santa Catarina, fazendo parte da Região Sul do Brasil. A URA situa-se entre as coordenadas 27°35'05" de latitude sul e 48°33'00" de longitude oeste.

Figura 13: Localização da área

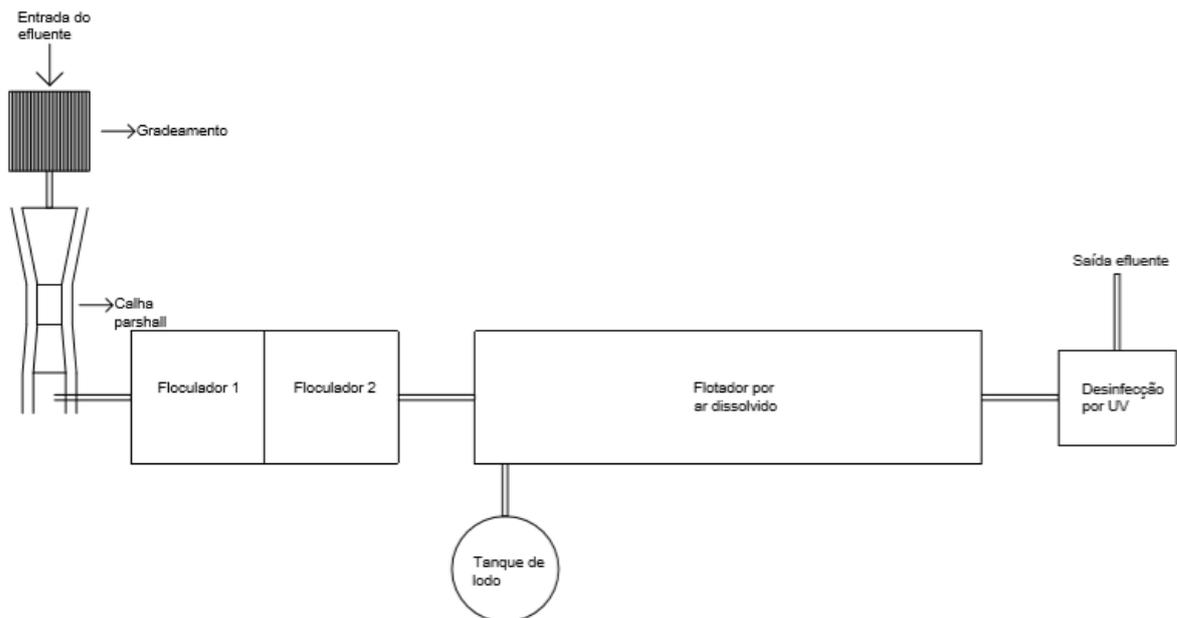


Fonte: Autor

4.2 ETAPAS DE TRATAMENTO

As etapas de tratamento e seu fluxograma são mostradas a seguir de forma simplificada na figura 14. Em anexo tem-se a planta real da estação e o fluxograma de todo o sistema

Figura 14: Etapas de tratamento da estação



Fonte: Autor

4.2.1 Desinfecção por UV

A unidade de desinfecção por UV utilizada foi adquirida da empresa TROJANUV[®], modelo 3000PLUS[®], a qual foi dimensionada, para operar em valores máximos de 20 mgSST/L, e vazão de 150 L/s, com o propósito de proporcionar a eliminação de *E. coli* (figura 15).

O dispositivo contém os seguintes componentes:

- Canal de aço inoxidável de 3,35 m de comprimento x 4,06 m de largura x 1,58 m de altura útil;
- Módulo UV conformado por 4 módulos de 8 lâmpadas emersas (250W) cada, total 32 lâmpadas, com vida útil de 10000 horas;
- Comporta de controle de nível por contrapesos;
- Canal de by-pass que permite derivar o fluxo sem passar pelo canal UV.

Figura 15: Equipamento de desinfecção utilizado



Fonte: (www.trojanUV.com), acessado em outubro de 2019

4.3 MONITORAMENTO.

Para a avaliação da eficiência do sistema de desinfecção foi realizado um monitoramento através de coletas de amostras do afluente e do efluente do reator de UV, além da obtenção de dados de vazão e turbidez por meio de sondas já instaladas (descritas a seguir). Inicialmente procedeu-se o monitoramento diário de vazão e turbidez ao longo dos meses de julho, agosto, setembro e outubro de 2019, para se entender o comportamento de variação destes parâmetros e assim determinar os períodos de coleta de amostras para avaliar a desinfecção.

No presente trabalho avaliou-se tanto os processos microbiológicos de desinfecção, como a influência da turbidez e vazão sobre o mecanismo da desinfecção, sendo que os demais dados físico-químicos foram fornecidos pela CASAN.

Os dados de vazão e turbidez foram obtidos por meio de sondas instaladas permanentemente na estação, sendo que para medir a vazão foram usados sensores de ultrassom da marca Siemens, juntamente com a calha parshall e para a turbidez um turbidímetro da marca Hach, respectivamente, e foram fornecidos pela operadora do sistema de tratamento em formato de planilha do software Excel da Microsoft para posterior manejo.

4.4 COLETAS DE AMOSTRAS E ANÁLISES.

Outros ensaios para os parâmetros são realizadas pelo laboratório de qualidade da CASAN, os parâmetros de caracterização do efluente são: Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, pH, surfactantes, sólidos sedimentáveis, cor verdadeira, óleos e graxas, fósforo total, nitrogênio amoniacal, demanda química de

oxigênio (DQO) e *Escherichia coli*, indicados conforme tabelas 13,14 e 15, juntamente com a metodologia aplicada

Tabela 13: Parâmetros físicos analisados

Parâmetros físicos	Método
Temperatura	SMEWW 2550
Cor verdadeira	SMEWW 2120 E
Sólidos sedimentáveis	SMEWW 2540 F

Fonte: Adaptado de CASAN

Tabela 14: Parâmetros químicos analisados

Parâmetros químicos	Método
Demanda Bioquímica de Oxigênio	SMEWW 5210 D
Salinidade	Refratometria
Oxigênio Dissolvido	(Eletrodo de luminescência)
pH	SMEWW 4500 H+
Surfactantes	SMEWW 5540 C
Óleos e Graxas	SMEWW 5520 D
Fósforo Total	SMEWW 4500 P E
Nitrogênio Amoniacal	(Hach Method 10031 - Salicylate Method)
Demanda Química de Oxigênio	SMEWW 5220 D

Fonte: Adaptado de CASAN

Tabela 15: Parâmetros biológicos analisados

Parâmetros biológicos	Método
Coliformes totais	SMEWW 9223 B
<i>Escherichia coli</i>	SMEWW 9223 B

Fonte: Adaptado de CASAN

Os parâmetros citados anteriormente, são analisados em amostras coletadas em três pontos de amostragem: Um ponto referente ao efluente bruto, um ponto intermediário no processo antes do reator UV, e um ponto referente ao efluente tratado após ao sistema de desinfecção por UV.

O presente trabalho realizado fez-se a partir da coleta do efluente em três pontos de interesse sendo eles, o efluente bruto, efluente pré-desinfecção e efluente pós-desinfecção. Foram realizados somente ensaios de quantificação para os parâmetros microbiológicos

coliformes totais e *Escherichia coli*, com o objetivo de definir a eficiência da etapa de desinfecção por radiação ultravioleta.

As coletas foram definidas e espaçadas dentro do mês de outubro de 2019, sendo realizadas semanalmente, durante o período de três semanas, nos dias 09,16, e 23/10/2019.

A amostragem foi realizada após estudo e análise das vazões de picos e da elevação da turbidez, que acontece durante o período entre 9h e 15h. As amostras foram coletadas as 9h,12h e 15h, totalizando 6 amostras por dia, sendo 3 de efluente tratado após a desinfecção por radiação ultravioleta e 3 antes. Além de uma amostra coletada as 12h do efluente bruto após o gradeamento, a fim de se quantificar a entrada dos microrganismos.

Fez-se a coleta em frasco de vidro previamente esterilizados, enchendo-os completamente e fechando-os com tampa adequada, e armazenada em uma caixa térmica com gelo. Posteriormente feita às coletas, as amostras eram levadas para o laboratório, onde se promovia a quantificação.

4.5 PROCEDIMENTO DA QUANTIFICAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E *E. COLI*

O ensaio da colimetria foi feito no laboratório da CASAN, sendo todo ele realizado em uma capela de fluxo laminar conforme requerido, sendo assim executa-se a homogeneização da amostra, e por meio de uma micropipeta transfere-se 10 ml da amostra para o frasco com a solução, efetivando sua diluição e assim sucessivamente até alcançar a diluição desejada. Para o efluente bruto pós gradeamento adotou-se uma diluição de 0,0001, para as amostras imediatamente antes da desinfecção por ultravioleta fez-se uma diluição de 0,01, e para as amostras após a a câmara do UV uma diluição de 0,1. Estas diluições foram adotadas para se obter valores mais significativos e realistas com as características do efluente em cada etapa.

Depois de realizada a diluição a constatação destes organismos microbiológicos foi feita pelo método *colilert*, patenteado pela Idexx. O processo consiste na aplicação de um reagente, chamado de *colilert* em água que é usado para a confirmação e quantificação de coliformes totais e *E.coli*. Após a adição do reagente, faz-se a homogeneização da amostra e despeja-se o conteúdo na cartela e coloca-se na estufa. O reagente quando metabolizado pelos coliformes totais, desenvolve cor amarela, quando metabolizado pelo *Escherichia coli*, apresenta fluorescência ao ser irradiado por luz ultravioleta. O resultado é obtido após 18 horas, pois se utiliza um *colilert* específico para efluentes que contenham salinidade na amostra, com uma temperatura de incubação de 35°C. O método difere da colimetria convencional de 24h, onde os resultados são obtidos após 24h da realização do procedimento.

Decorrido o tempo de incubação necessário, retira-se as cartelas da estufa e procede a leitura em luz ambiente para coliformes totais e luz ultravioleta para *E. coli*, registra-se o resultado na planilha de resultados e finaliza-se o procedimento.

4.6 ANÁLISE DE DADOS

Obteve-se os dados de turbidez, precipitação e vazão referentes aos meses de julho, agosto, setembro e outubro e foi feito as médias, máximas e desvio padrão, diários, e plotou-se em gráficos a fim de se visualizar e estudar o comportamento de variação ao longo dos meses, e como ele pode vir a interferir no mecanismo de funcionamento do sistema de desinfecção por radiação ultra violeta.

Devido à grande quantidade de dados brutos obtidos pelo monitoramento online, e por estes dados apresentarem uma distribuição normal optou-se por realizar o cálculo das médias aritméticas. Logo, a média nos forneceu o valor que demonstra a concentração dos dados da distribuição, como o ponto de equilíbrio das frequências em um histograma. Já para a precipitação não ocorre a mesma distribuição, uma vez que ela é acumulativa durante o dia, sendo assim fez-se a soma diária do volume precipitado.

Os gráficos de boxplot foram construídos a partir do software da análise de estatística NCSS, para os demais gráficos foi utilizado o software Excel da Microsoft.

O boxplot é uma ferramenta gráfica que permite visualizar a distribuição e valores discrepantes dos dados, fornecendo assim um meio complementar para desenvolver uma perspectiva sobre o caráter dos dados. As medidas descritivas e visualizadas no boxplot são mínimos, máximo, primeiro quartil, segundo quartil ou mediana e o terceiro quartil.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE.

Em função da grande variabilidade da qualidade das águas provenientes das drenagens por conta das oscilações que ocorrem entre os períodos de estiagem e de precipitações intermitentes, a caracterização da qualidade das águas afluentes a estação se altera continuamente.

Sendo assim, o monitoramento destas águas é de fundamental importância, para se aferir quais os parâmetros que se destacam sobre os demais, e como eles possam vir a

interferir em todo o sistema de tratamento, desde a quantidade de produtos químicos utilizados até a energia consumida pelas bombas de cavitação.

O efluente bruto apresenta as seguintes características indicadas a partir das tabelas 16 e 17, onde as análises foram realizadas em agosto e setembro respectivamente.

Tabela 16: Características do afluente de agosto

Parâmetros	Data	Resultado	Unidade
Surfactantes	14/08/2019	1,19	mg/L
DBO	20/08/2019	41	mg/L
Sólidos sedimentáveis	16/08/2019	0,2	mL/L
Salinidade	14/08/2019	6	°/°°
Temperatura	14/08/2019	19,7	°C
Oxigênio dissolvido	14/08/2019	0,18	mg/L - O ₂
pH	14/08/2019	7,92	-
Cor verdadeira	16/08/2019	23,3	uH - mg/L
Óleos e graxas	23/08/2019	<10	mg/L
Nitrogênio amoniacal	22/08/2019	16,2	mg/L
DQO	22/08/2019	171	mg/L - O ₂
Fosforo total	22/08/2019	0,9	mg/L - P

Fonte: (CASAN)

Tabela 17: Características do afluente de setembro

Parâmetros	Data	Resultado	Unidade
Surfactantes	12/09/2019	1,87	mg/L
Sólidos sedimentáveis	12/09/2019	0,6	mL/L
Salinidade	11/09/2019	4	°/°°
Temperatura	11/09/2019	21,2	°C
Oxigênio dissolvido	11/09/2019	0,32	mg/L - O ₂
pH	11/09/2019	6,79	-
Cor verdadeira	12/09/2019	41,3	uH - mg/L
Óleos e graxas	14/09/2019	12,5	mg/L
Nitrogênio amoniacal	14/09/2019	26,7	mg/L
DQO	14/09/2019	177	mg/L - O ₂
Fosforo total	14/09/2019	1,8	mg/L - P

Fonte: (CASAN)

Percebe-se que a matéria orgânica não biodegradável prevalece sobre a orgânica biodegradável, visto que ao calcularmos a relação de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) sobre a demanda química de oxigênio (DQO) obtemos o resultado de 0,27 indicando uma maior concentração de material inerte.

Outro ponto importante a se observar é a presença do nitrogênio amoniacal com um valor elevado, que indica um estado recente de poluição e provável contaminação da rede

pluvial por esgoto, mas é válido ressaltar que o baixo valor de oxigênio dissolvido possa estar relacionado que à amonificação do nitrogênio orgânico que é dependente de condições anaeróbias.

Visualiza-se também uma baixa concentração de sólidos sedimentáveis, que nos indica um baixo carreamento através do escoamento urbano devido a precipitações, o que pode caracterizar um período de estiagem durante a realização das análises. Em contrapartida, o valor mais elevado da cor verdadeira 41,3 demonstra uma alta quantidade de sólidos dissolvidos no efluente bruto.

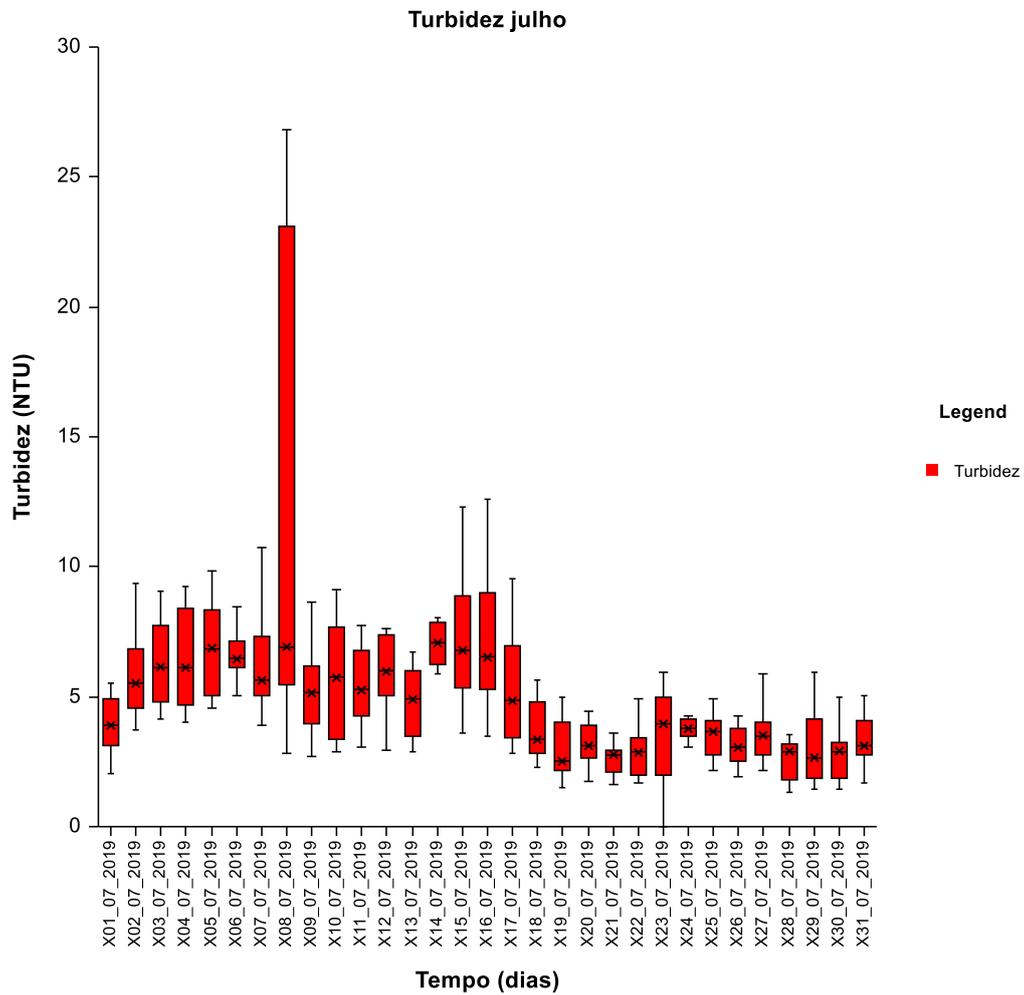
5.2 DADOS DE TURBIDEZ E VAZÃO

Os dados de turbidez e vazão foram coletados nos meses que antecederam a amostragem dos parâmetros microbiológicos, para que se pudesse compreender o comportamento destes parâmetros, e deste modo, definir os melhores dias para a coleta.

5.2.1 Médias de turbidez pós flotação

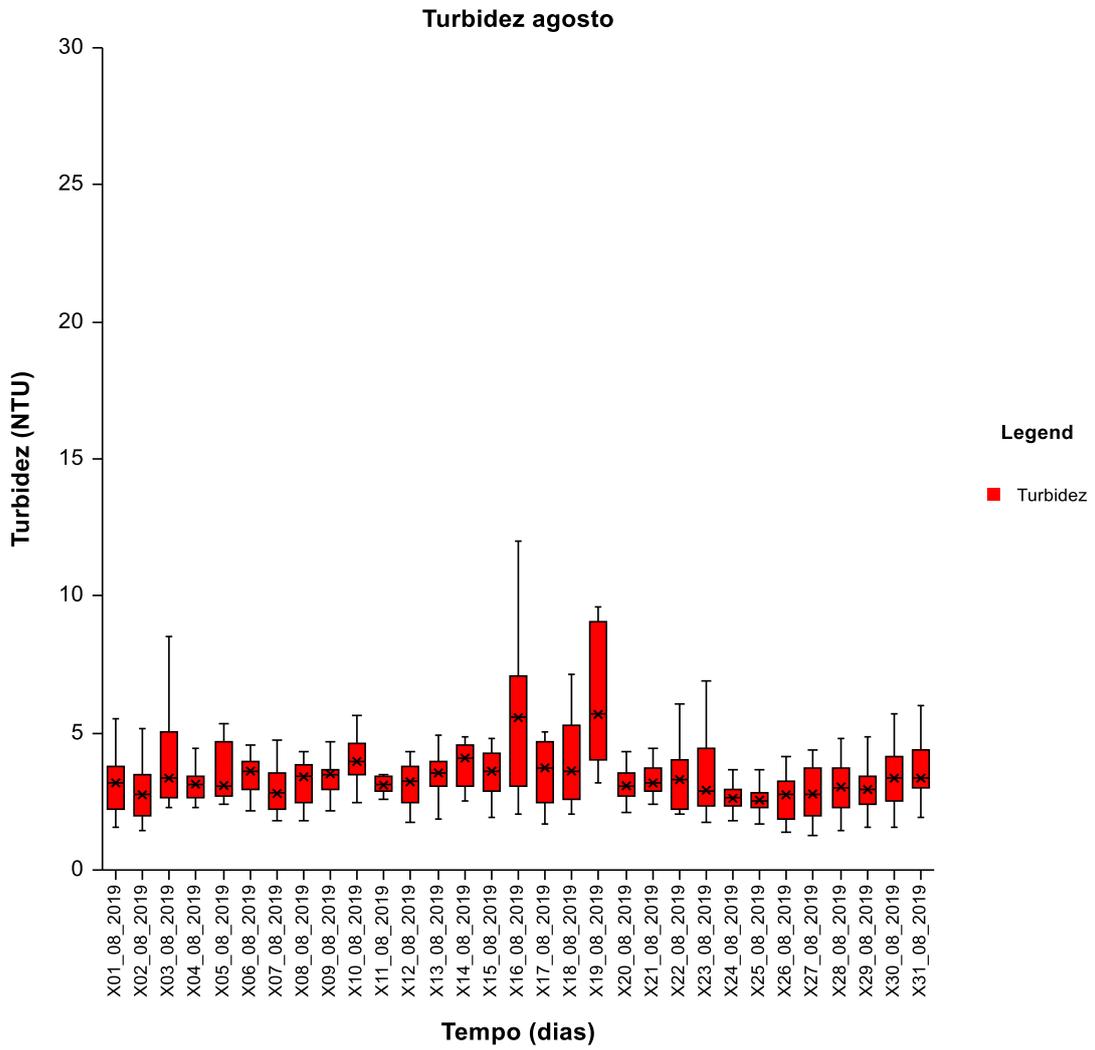
Os gráficos 1, 2 e 3 apresentam a variação de valores de turbidez no afluente do reator UV nos meses de julho, agosto e setembro, respectivamente. Nota-se que os valores médios foram baixos, permanecendo inferiores a 10 NTU durante quase todo período, com exceção de valores discrepantes.

Gráfico 1: Distribuição dos valores de turbidez no afluente ao reator UV em julho



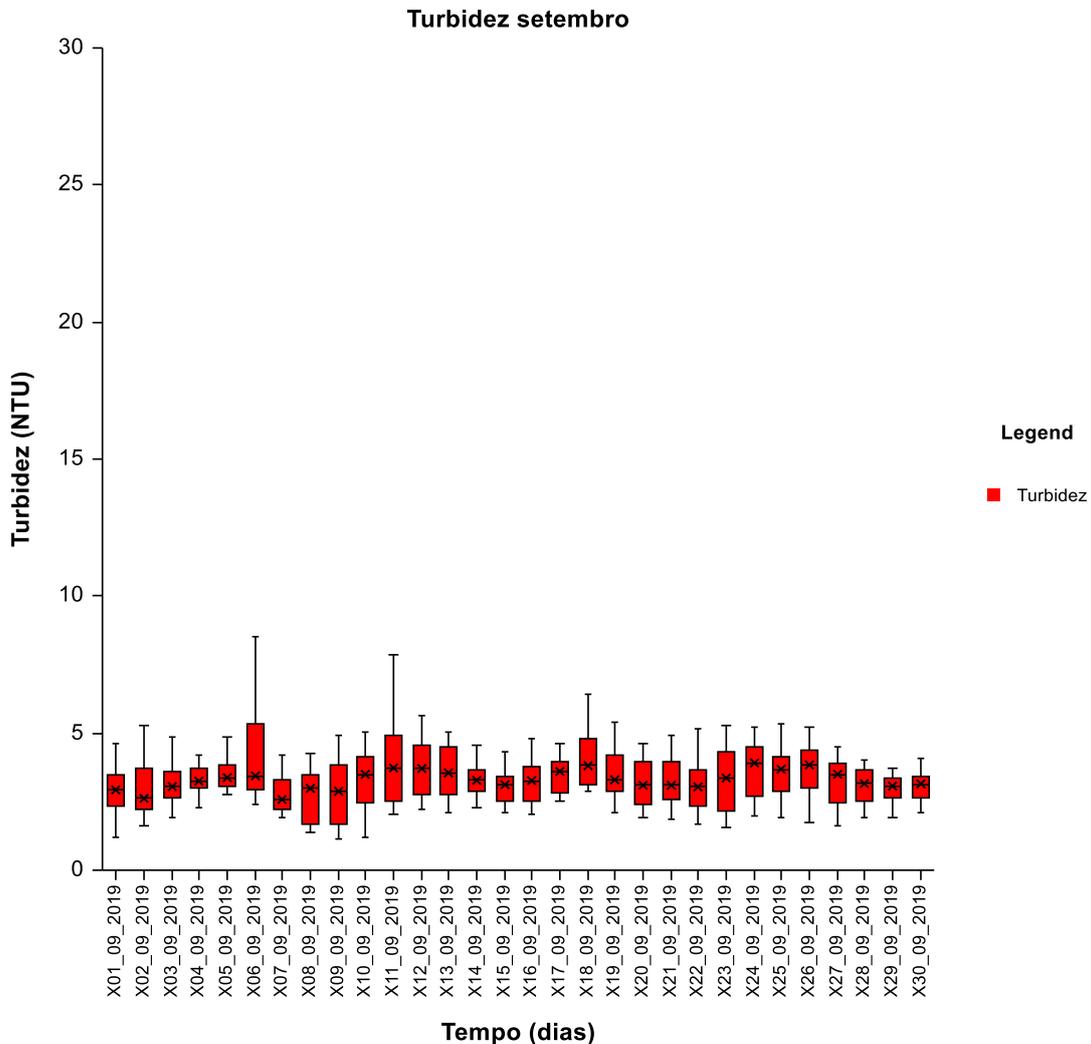
Fonte: Autor

Gráfico 2: Distribuição dos valores de turbidez no afluente ao reator UV em agosto



Fonte: Autor

Gráfico 3: Distribuição dos valores de turbidez no afluente ao reator UV em setembro



Fonte: autor

Visualizando os gráficos percebe-se que ao longo do período analisado a variação da turbidez vai diminuindo a cada mês, sendo no mês de setembro praticamente constante com um valor próximo de 3,5 NTU. A baixa turbidez é fundamental para a eficiência da desinfecção por UV e, deste modo, a unidade flotação se apresentou adequada para proporcionar esta condição.

Estudos realizados por (EDZWALD, 2010) em mais de 400 estações de tratamento nos Estados Unidos e Canada, constatou que para turbidez de origem mineral o valor máximo

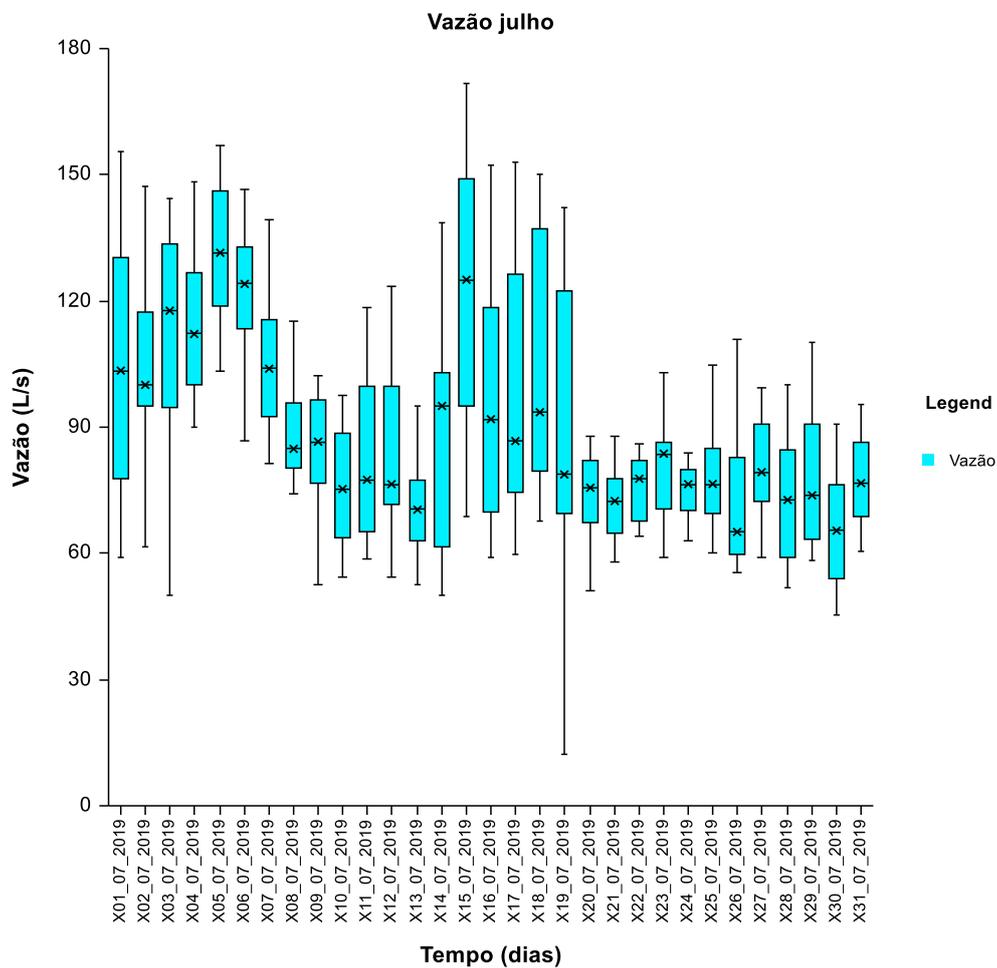
para tratamento por flotação de ar dissolvido é de 10 NTU. O DAF é recomendado para turbidez de origem não mineral com até 100 NTU ou menos.

5.2.2 Dados de vazão

5.2.2.1 Médias de vazão

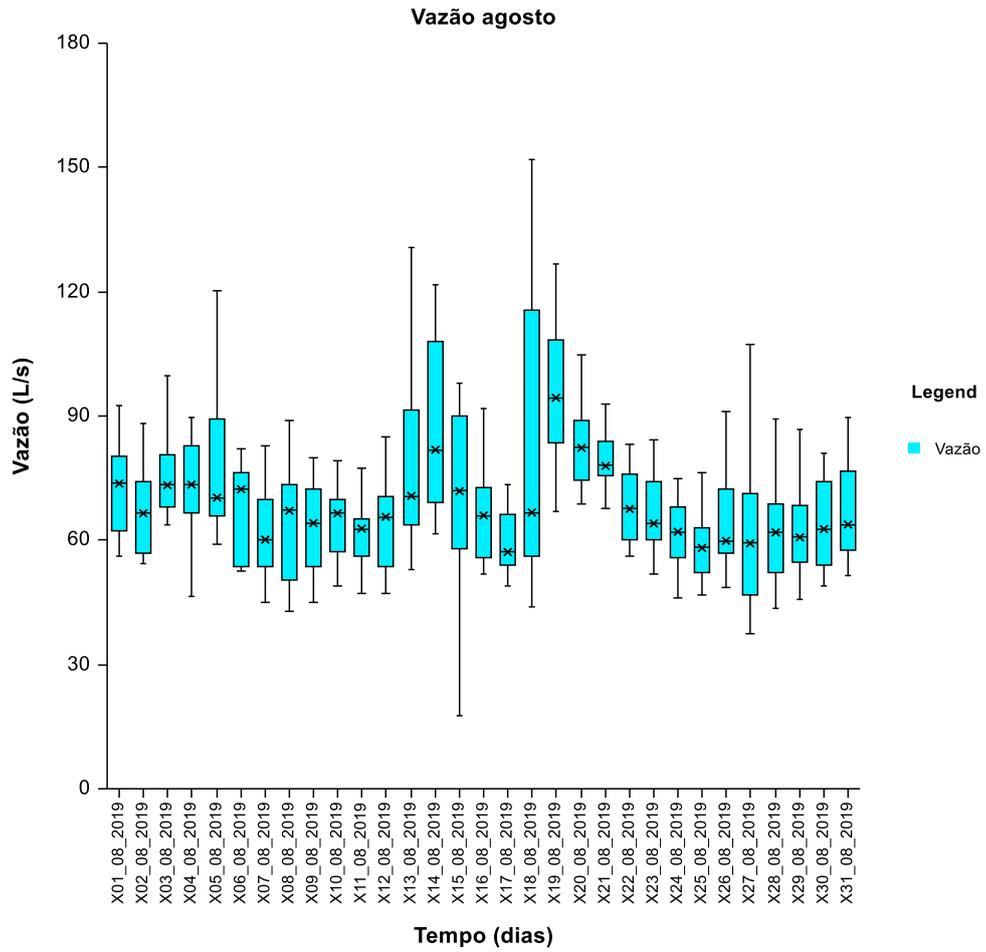
Os gráficos 4, 5 e 6 apresentam a variação de valores de vazão na entrada da estação nos meses de julho, agosto e setembro, respectivamente. Nota-se que os valores médios se concentram na faixa de 70 a 100 L/s, apenas o mês de julho, e uma parte do mês de setembro que ultrapassaram o valor de 100 L/s.

Gráfico 4: Distribuição dos valores de vazão em julho



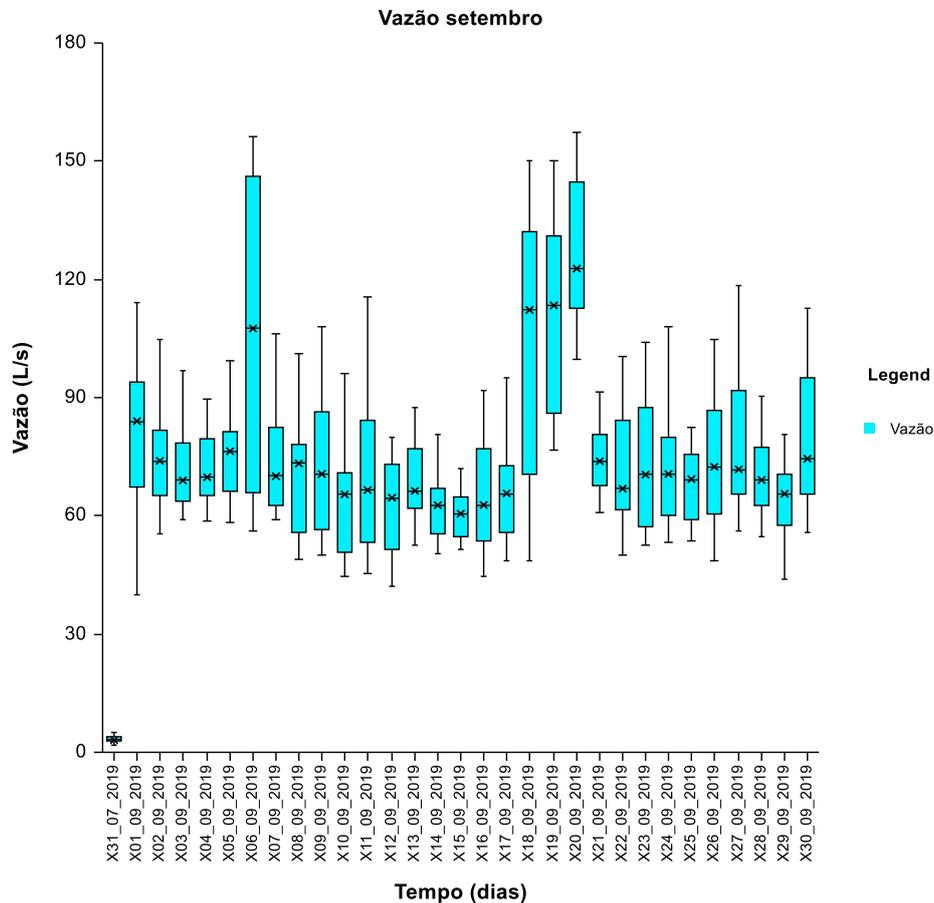
Fonte: Autor

Gráfico 5: Distribuição dos valores de vazão em agosto



Fonte: Autor

Gráfico 6: Distribuição dos valores de vazão em setembro



Fonte: Autor

Ao observar os gráficos nota-se que seguem o mesmo padrão vistos anteriormente para a turbidez, onde a maior variação acontece entre os dias 10 e 20 de cada mês, com os maiores valores no mês de julho.

Visualizando os gráficos, tem-se a de que mesmo durante o período de estiagens que ocorreu nos meses analisados, a URA recebia e tratava um grande volume de efluente, que indica o despejo contínuo e diário das águas residuárias diretamente sobre os canais de drenagem, uma vez que tem-se a hipótese de que a chuva está diretamente ligada a vazão de entrada na URA

Os valores das máximas são importantes pois estão relacionados diretamente com a eficiência da desinfecção por UV, e quando atingidos reduzem o tempo de exposição do efluente no reator, e servem como barreiras para os microrganismos, que por consequência diminuem o grau de inativação e a eficiência do sistema (USEPA, 2003)

5.2.3 Definição dos dias de monitoramento.

Após feito a análise dos dados, juntamente com os gráficos construídos, escolheu-se os dias em que foram realizadas as coletas para se determinar a eficiência do tratamento de desinfecção por radiação ultravioleta.

Sendo assim foi escolhido os dias 9,16,23 do mês de outubro, pois optou-se por coletar amostras antes, durante e depois da variação que ocorre entre os dias 10 e 20 de cada mês. Fez-se isto para verificar qual a consequência que possa ter sobre a unidade de desinfecção.

O horário definido para as coletas deu-se a partir das medias horárias de vazão, sendo escolhido as 9,12 e 15 horas, pois notou-se que geralmente era onde acontecia as oscilações e os valores máximos das vazões, logo definiu-se uma coleta antes dos pico, um durante, e uma após como visto nas tabelas indicadas nos apêndices A,B e C.

5.3 RESULTADOS DA COLIMETRIA

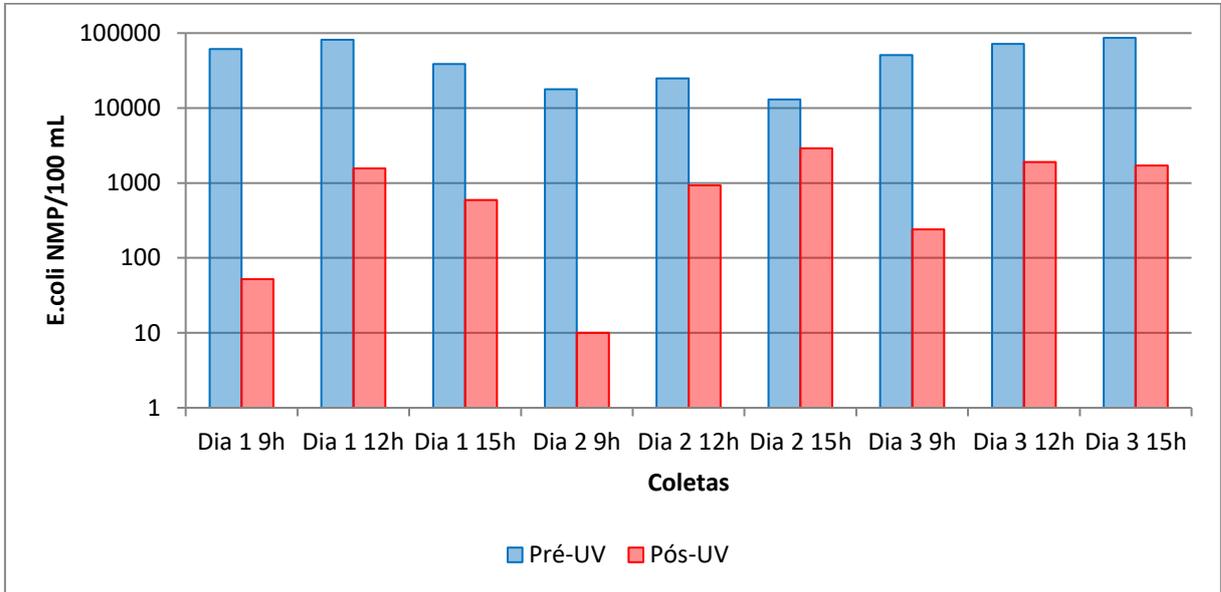
O resultado das coletas realizadas, nos dias citados anteriormente, está descrito na tabela 18, juntamente com os gráficos 7 e 8.

Tabela 18: Quantificação em NMP e escala logarítmica e eficiência de remoção

	Pré-UV (NMP)		Pós-UV (NMP)		Pré-UV (log)		Pós-UV (log)		Remoção EC	
	CT	EC	CT	EC	CT	EC	CT	EC	%	Log
	Dia 09 9h	141000	61300	733	52	5,15	4,79	2,87	1,72	99,92%
Dia 09 12h	141000	81600	6890	1560	5,15	4,91	3,84	3,19	98,09%	1,72
Dia 09 15h	92000	38700	10400	594	4,96	4,59	4,02	2,77	98,47%	1,81
Dia 16 9h	198000	17800	1420	10	5,30	4,25	3,15	1,00	99,94%	3,25
Dia 16 12h	98000	24800	3440	933	4,99	4,39	3,54	2,97	96,24%	1,42
Dia 16 15h	140000	13000	9200	2900	5,15	4,11	3,96	3,46	77,69%	0,65
Dia 23 9h	98000	51000	480	240	4,99	4,71	2,68	2,38	99,53%	2,33
Dia 23 12h	190000	72000	4300	1900	5,28	4,86	3,63	3,28	97,36%	1,58
Dia 23 15h	240000	86000	4600	1700	5,38	4,93	3,66	3,23	98,02%	1,70
Med.geo	141125	41316	3044	465						
Média					5,15	4,62	3,48	2,67	0,96	1,95

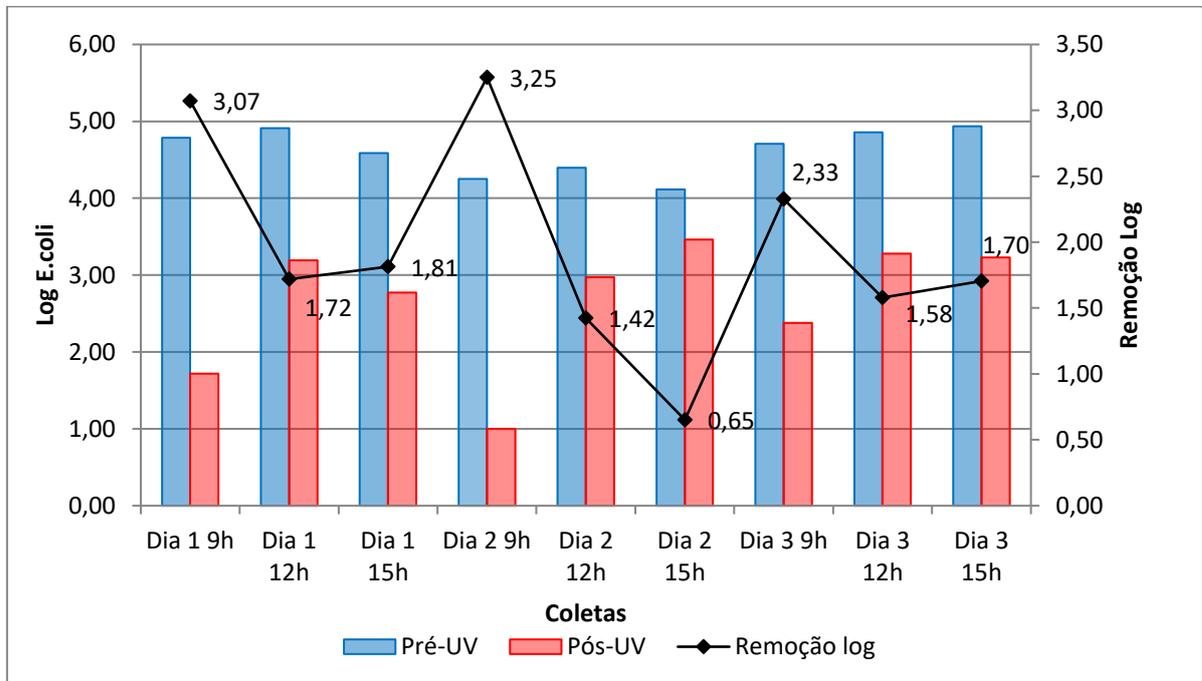
Fonte: Autor. Legenda: CT, coliformes totais; EC, *Escherichia coli*

Gráfico 7: Quantidade de *E.coli* antes e depois do UV



Fonte: Autor

Gráfico 8: Quantidade e remoção em log de *E.coli*



Fonte: Autor

Analisando a tabela juntamente com os gráficos pode-se notar que o melhor resultado alcançado é sempre as 9h, isso pode ocorrer devido a vazão que passa pelo sistema nesse horário, que geralmente é menor, em média com um valor de 70 a 80 L/s.

Por consequência aumentando o tempo de exposição do efluente as lâmpadas UV, aliada com uma turbidez baixa faz com que o equipamento utilizado consiga atingir altos níveis de inativação dos microrganismos, acarretando valores elevados de eficiência.

Não há uma limitação normativa específica para o tratamento de águas pluviais, deste modo utilizaremos a resolução do CONAMA 274, a qual define padrões de balneabilidade, sendo que promover a balneabilidade é o objetivo da estação. Entende-se que o efluente oriundo desta estação será diluído no corpo receptor, sendo este o alvo da citada resolução.

Logo percebe-se que o efluente da amostra as 9h se enquadra na legislação CONAMA n° 274/2000, com exceção dos coliformes totais da amostra 2 com um valor de 1420 NMP/100 mL, que ultrapassa o valor de 1000 NMP/100 mL.

Para as amostras das 12h não se percebe o mesmo grau de inativação visto anteriormente às 9h. Isso se deve a valores mais elevados de vazão que é diretamente relacionado com o tempo em que o efluente fica exposto a radiação ultravioleta sendo menor se comparado ao das 9h, ou seja, pode-se dizer que é o horário onde a estação, recebe e trata o maior volume de efluentes, entretanto não com a mesma eficiência.

Logo se supõem que é quando as residências, restaurantes e lojas, que antigamente despejavam seus efluentes diretamente na orla, apresentam um maior movimento, conseqüentemente aumentando a quantidade de esgoto que chega à estação. Visualiza-se da tabela que todas as amostras das 12h não se enquadra na CONAMA n° 274/2000.

Já nas amostras das 15h, nota-se um mesmo padrão dos resultados que o das 12h, com os valores mais elevados em relação aos coliformes totais e obteve-se os piores resultados de eficiência. Para o *E.coli*, apenas no dia 09 o valor está dentro da legislação.

Outro ponto a se destacar é que ao final do período estudado a estação forneceu ao todo 6 amostras em conformidade com a norma, sendo 5 delas no período matutino as 9h.

A tabela 19 apresenta as eficiências para os horários de coleta ao longo do dia, e por tipo de microrganismo indicador.

Tabela 19: Eficiência de inativação

Data	Eficiência de inativação CT			Eficiência de inativação <i>E.coli</i>		
	9 h	12h	15h	9 h	12h	15h
09/10/2019	2,28	1,31	0,95	3,02	1,72	1,81
16/10/2019	2,14	1,45	1,18	3,25	1,42	0,65
23/10/2019	2,31	1,65	1,72	2,33	1,58	1,70

Fonte: Autor

Ao visualizar as eficiências nota-se um padrão, ao longo do dia a eficiência de uma forma geral vai diminuindo tanto para os coliformes totais como para o *E.coli*, indicando que o sistema perde eficiência com as variações bruscas de vazão e turbidez que acontecem durante o dia, sendo necessário um tempo para que o equipamento se adeque.

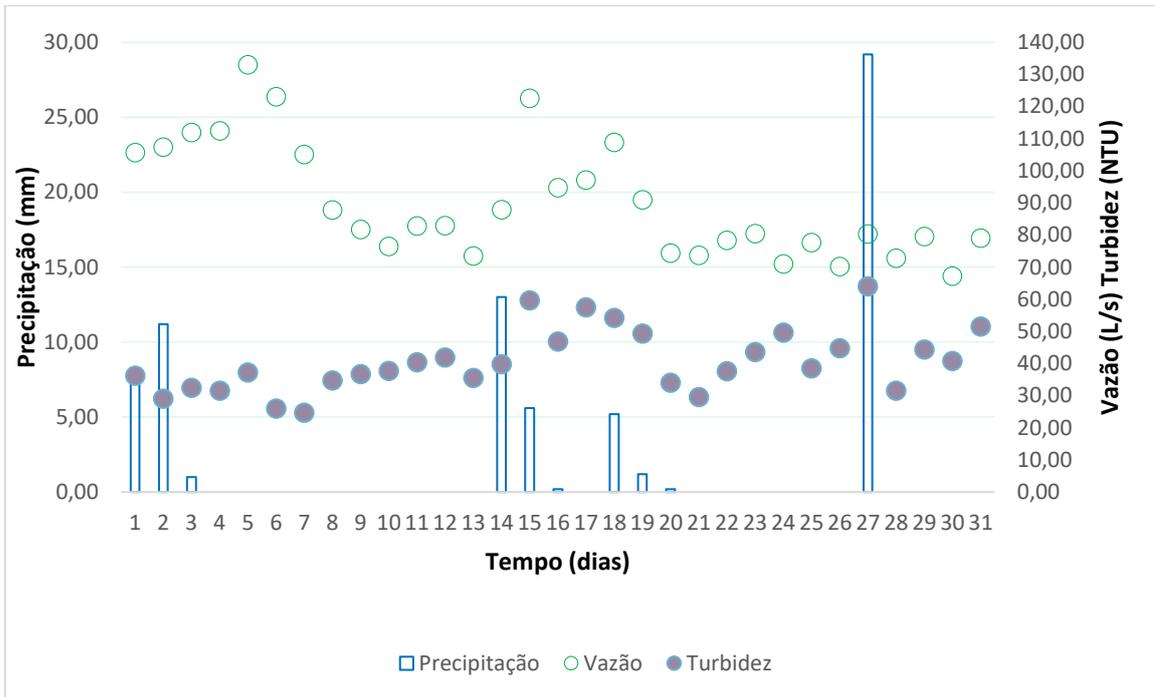
. Existem outras maneiras para melhorar a performance de desinfecção, uma delas é através dos processos oxidativos avançados que se fundamentam em processos físico-químicos que resultam em mudanças na estrutura química das espécies, tendo-se como objetivo principal a remoção de materiais orgânicos a partir da oxidação.

Os POAs oferecem uma série de vantagens em relação aos processos de tratamento convencionais. Uma das características mais importantes é que os poluentes não são transferidos de uma fase para outra, mas quimicamente transformados. Nos POAs nenhum composto mais tóxico pode ser produzido durante o processo de degradação, alcançando-se a completa mineralização do contaminante orgânico.

5.4 INTERFERÊNCIA DA CHUVA NA TURBIDEZ E VAZÃO DE ENTRADA NA ESTAÇÃO

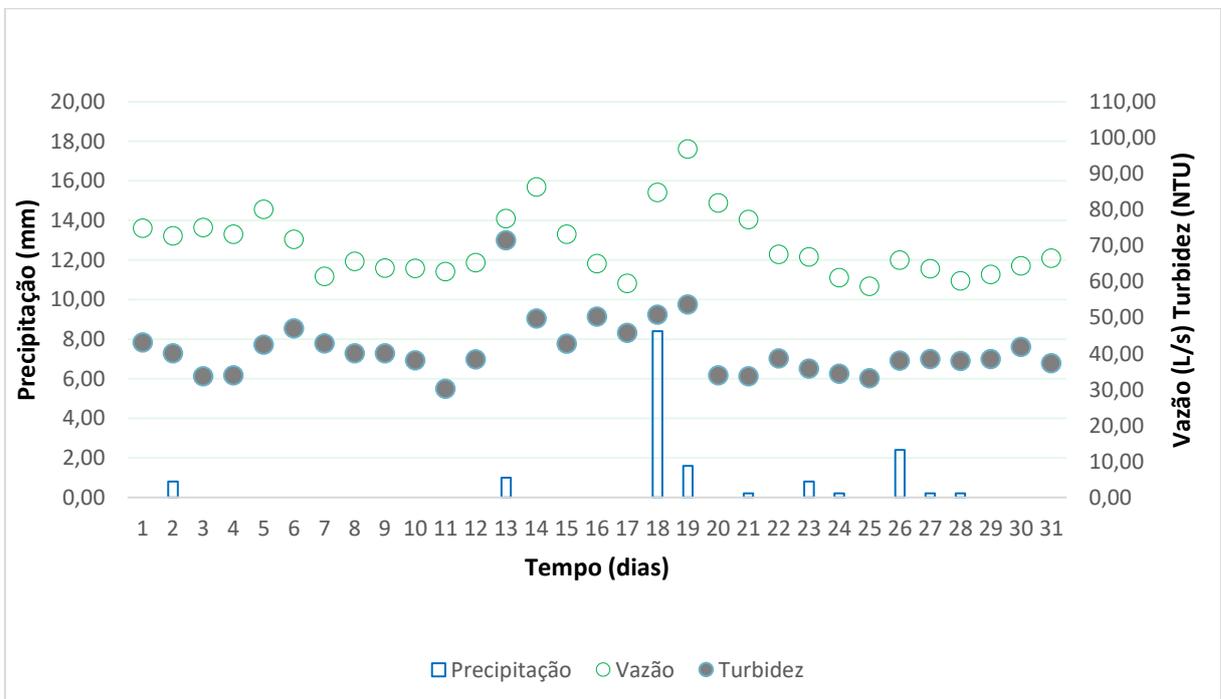
A partir da construção dos gráficos 9, 10 e 11 da precipitação em relação a vazão e turbidez para os meses de julho, agosto e setembro respectivamente, procurou-se estimar uma relação entre estes dois parâmetros.

Gráfico 9: Precipitação x Turbidez x Vazão de entrada em julho



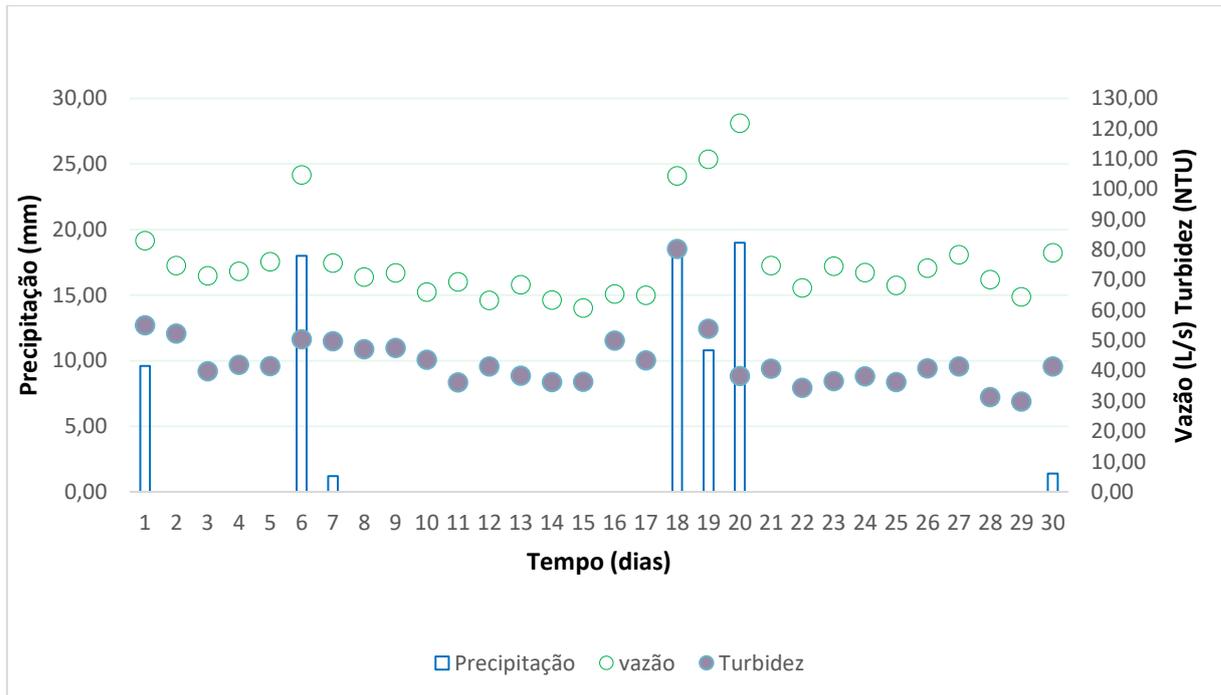
Fonte: Autor

Gráfico 10: Precipitação x Turbidez x Vazão de entrada em agosto



Fonte: Autor

Gráfico 11: Precipitação x Turbidez x Vazão de entrada em setembro



Fonte: Autor

Analisando os gráficos nota-se que não temos um padrão ou uma regularidade de aumento ou diluição da turbidez em relação a precipitação, ou seja, em alguns casos quando tem-se um alto volume de precipitação a turbidez aumenta, e em outros ela não apresenta uma mudança significativa, permanecendo quase que constante.

Sendo assim, tem-se a hipótese de que a turbidez de entrada se relacione com outros fatores externos, como o tráfego de automóveis na bacia, o acúmulo de resíduos sobre as calçadas e na entrada dos canais de drenagem, arraste de rejeitos, descarte incorreto de resíduos entre outros.

Visualizando o gráfico é possível observar em alguns casos, principalmente durante o mês de setembro a presença do fenômeno da primeira carga de lavagem (PCL), ou first flush. A explicação para a ocorrência desse evento é a de que durante o período de estiagem acontece uma maior concentração e acúmulo de material sobre os solos, no interior das canalizações e nas galerias de drenagem, logo após a presença da precipitação ela faz com que haja a remoção inicial e o carregamento das partículas (PRODANOFF, 2005).

É perceptível também que após os dias consecutivos de chuva a turbidez já decai significativamente, o que confirma a hipótese da primeira carga de lavagem.

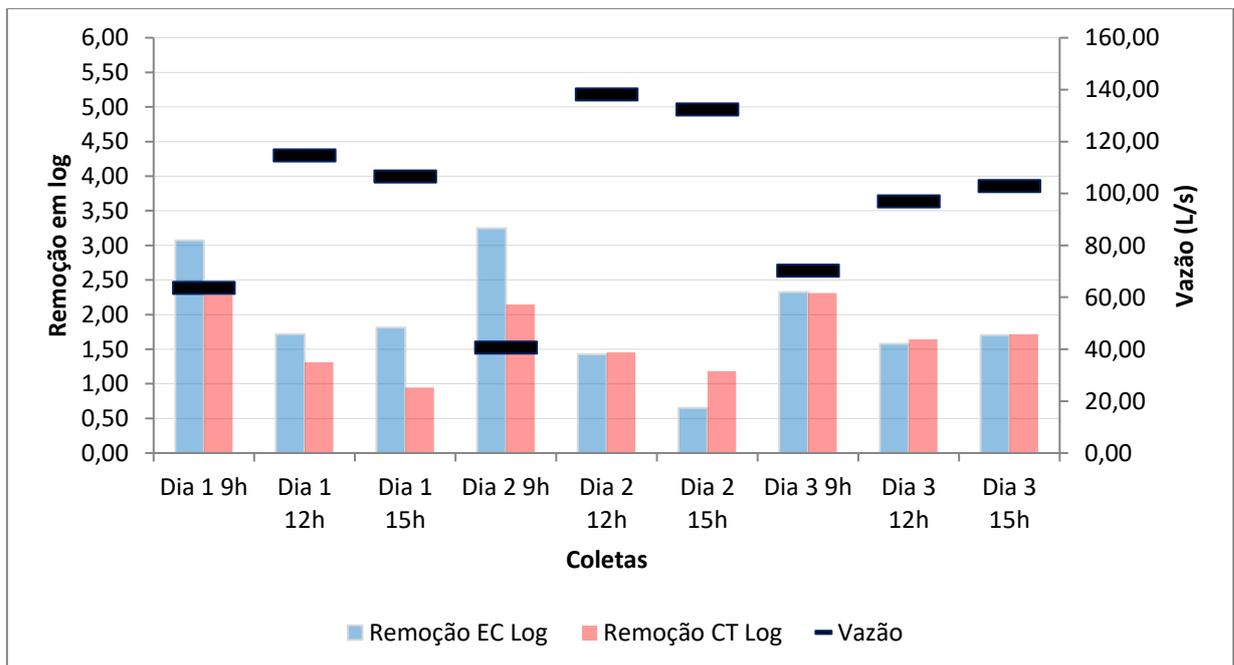
A presença ou ausência da primeira carga de lavagem pode estar relacionada com as perdas de carga no escoamento superficial, pois depende de fatores como a rugosidade e do estado da pavimentação (PRODANOFF, 2005).

O fenômeno possui uma maior tendência de ocorrer em bacias menores, como as vistas no local do empreendimento, do que em bacias maiores, uma vez que a área da bacia, assim como o seu tempo de concentração está diretamente relacionado, pois com baixo tempos de concentração, tem-se uma resposta mais imediata da bacia, drenando mais rapidamente suas águas.

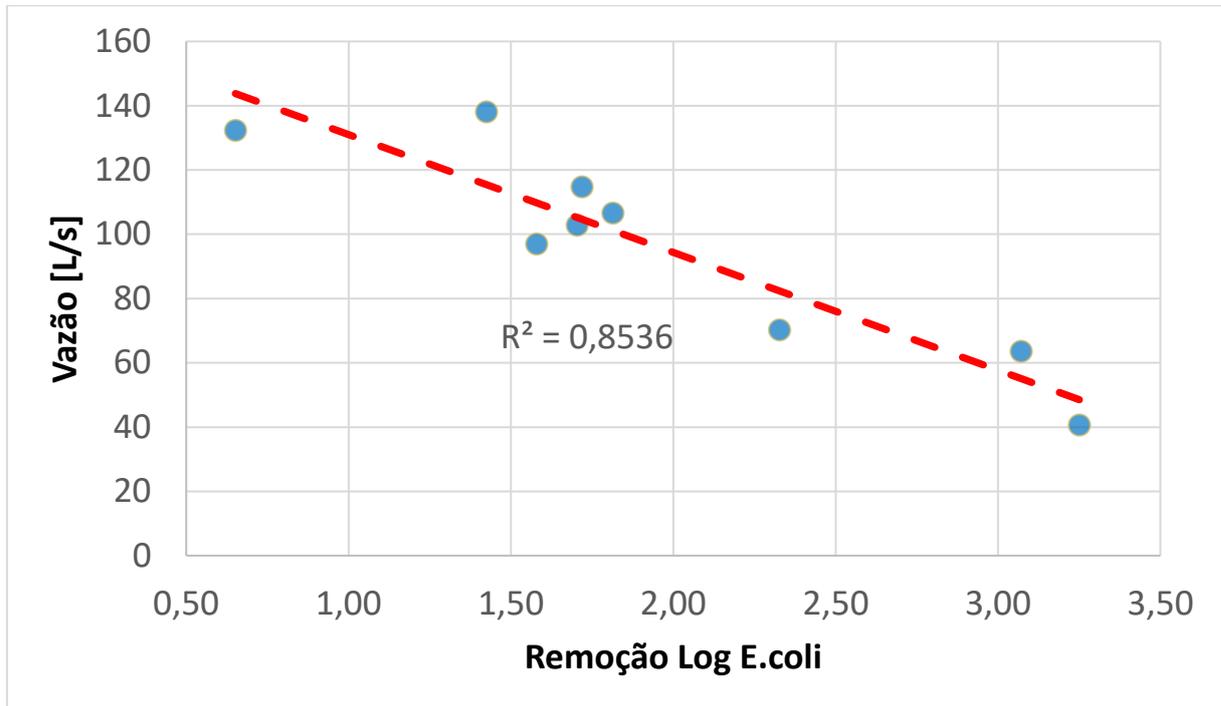
5.5 INFLUÊNCIA DA TURBIDEZ E VAZÃO NA DESINFECÇÃO POR UV

A partir dos gráficos 12,13,14 e 15 referentes a influência da vazão e turbidez sobre a eficiência respectivamente, pode-se estabelecer certos critérios de como a remoção de *E.coli* interage com a variação dos parâmetros e a partir de que valores ocorre uma alta ou baixa inativação.

Gráfico 12: Influência da vazão na remoção



Fonte: Acervo do autor

Gráfico 13: Correlação entre vazão e remoção de *E.coli*

Fonte: Autor

Estudos realizados por Bilotta e Daniel (2012), em testes de bancada feitos para se aferir a remoção em log de *E.coli* por lâmpadas germicidas na desinfecção de esgotos sanitários, atingiram valores que variavam de 1,6 a 5,2 log, próximos aos determinados neste trabalho. O volume do reator estudado não é fornecido pelo fabricante, não sendo possível o cálculo do tempo de exposição.

Analisando os gráficos percebe-se que com um aumento dos valores de vazão, a quantidade de coliformes totais e *Escherichia coli* cresce, indicando que para vazões elevadas, acima dos 100 L/s, a inativação dos microrganismos decai.

Sendo assim podemos notar que a vazão “ótima” para o sistema de desinfecção por ultravioleta da estação varia na faixa de 80 L/s a 100L/s, mais, onde apresenta seu máximo rendimento. Visto que no período da manhã, os valores de vazão transitam nesta faixa, consequentemente é quando a quantificação dos microrganismos é a menor durante todo o dia.

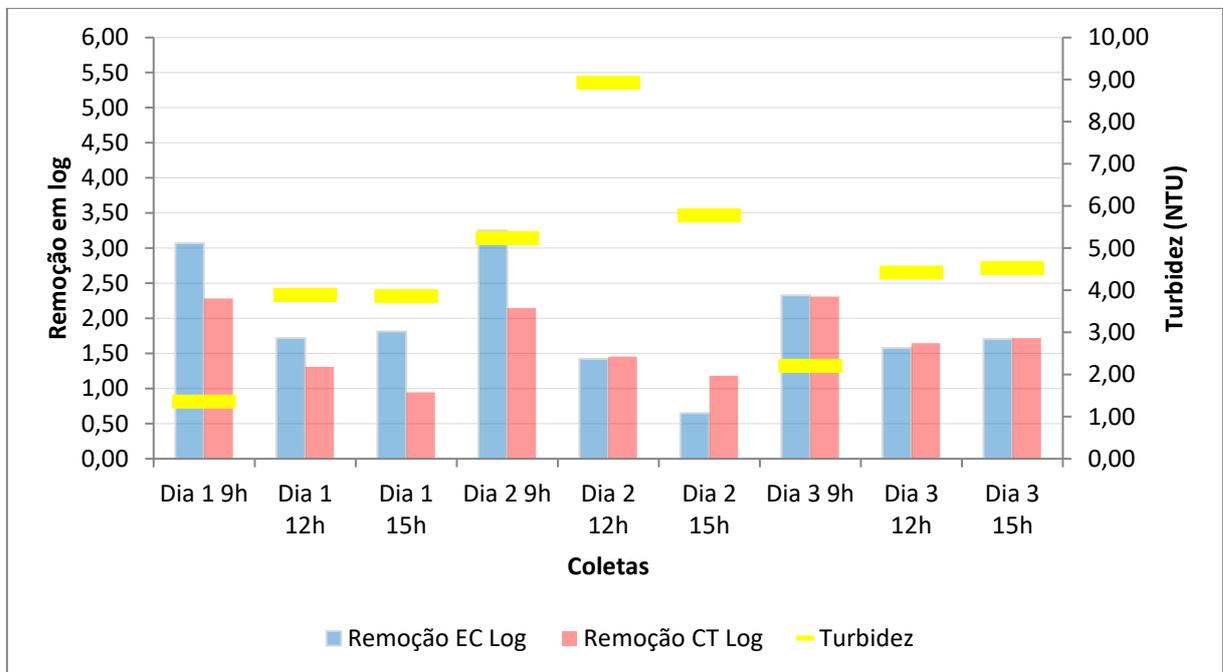
Percebe-se que a correlação entre a vazão e a remoção de *E.coli* em uma linha de tendência linear, retorna um R^2 elevado, indicando uma correlação sobre estes dois

parâmetros estudados. Logo pode-se aferir do gráfico que estas grandezas são inversamente proporcionais.

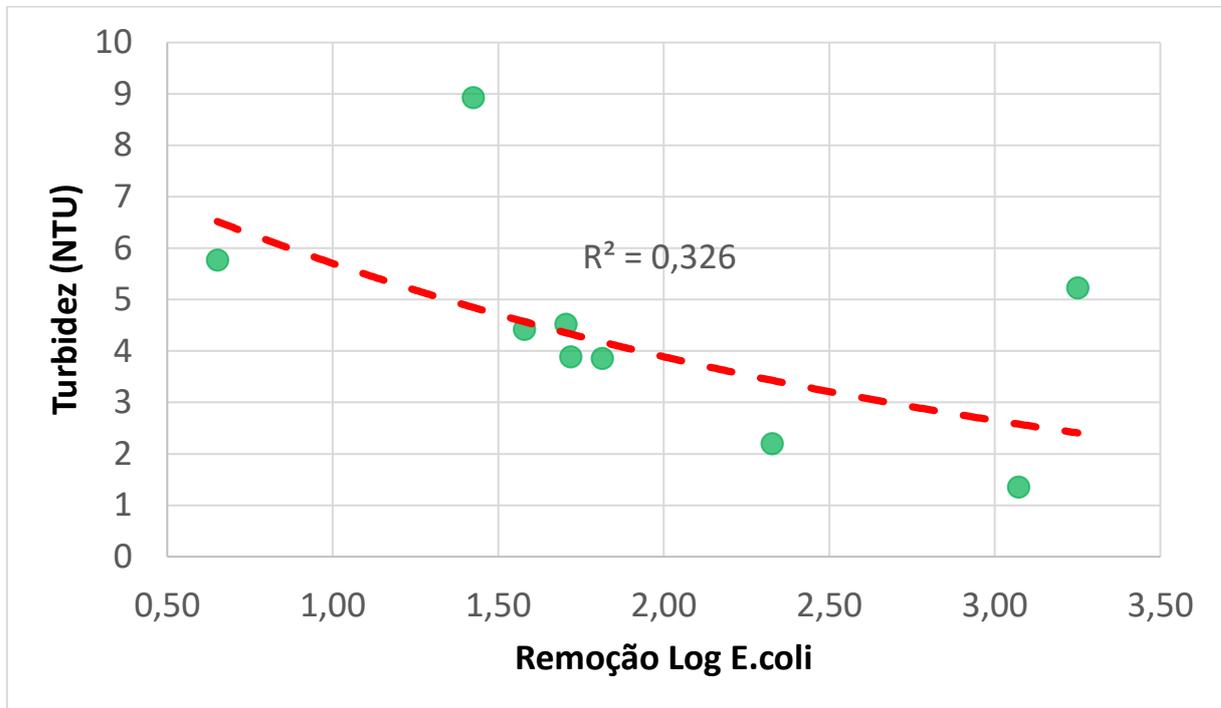
Nota-se que as maiores vazões geralmente são registradas as 12h, sempre acima dos 100 L/s, que por consequência resulta em índices elevados de coliformes e *E.coli*, já que com vazões superiores a 100 L/s o tempo de exposição do efluente a luz UV diminui.

Para a turbidez pós-flotação repetiu-se o mesmo procedimento, com a construção de gráfico para os dias 09,16 e 23 respectivamente, e buscou-se analisar as possíveis influências sobre o efluente tratado.

Gráfico 14: Influência da turbidez na remoção



Fonte: Autor

Gráfico 15: Correlação da turbidez com a remoção de *E.coli*

Fonte: Autor

Pesquisas feitas por Oliveira, Bastos e Souza (2019), visando o reúso de efluentes domésticos pos-tratamento na agricultura, alcançaram resultados próximos de eficiência em relação a inativação de *E.coli* para valores de turbidez de 2,7 NTU, obtendo uma eficiência de 91%.

Outros estudos realizados por Pedroso *et al.* (2018), em tratamento de esgotos sanitário, encontraram resultados inferiores ao deste trabalho, uma vez que os ensaios foram efetuados com uma alta concentração de turbidez, superior a 30 NTU, a qual interferiu na eficiência final, com isso obtendo uma remoção em média de 2 log.

Analisando o gráfico nota-se que os valores de turbidez são muito pequenos, sempre abaixo dos 9 NTU e dificilmente irão interferir no resultado do efluente tratado como a vazão.

Estudos realizados por Passantino e Malley (2001), e citados por (USEPA, 2003) descobriram que a turbidez com valores de até 10 NTU não afetam a sensibilidade dos microrganismos a dose de UV.

Nestes experimentos, no entanto, microrganismos foram adicionados a águas contendo vários níveis de turbidez tratada ou natural, portanto, não foi possível examinar microrganismos associados diretamente a partículas em seus estados naturais ou tratados.

Logo esses estudos podem apenas sugerir o impacto da turbidez na dose-resposta, pois se relaciona com a dispersão da luz UV pelas partículas, em vez da associação de partículas ou agregação de microrganismos.

Sendo assim, como os valores obtidos para a turbidez são inferiores a 10 NTU, pode-se supor a hipótese de que a turbidez neste caso não irá interferir na inativação dos microrganismos como imaginado.

Para a turbidez utilizou-se uma linha de tendência exponencial, que nos retornou o maior R^2 , entretanto não se obtêm a mesma correlação vista anteriormente na vazão, indicando que nas faixas observadas interfere na remoção, mas não na mesma intensidade que a vazão.

6 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos, a respeito da eficiência da desinfecção por radiação ultravioleta das águas de drenagem, através da inativação dos microrganismos como coliformes totais e *Escherichia coli*, observa-se que a URA tem um desempenho satisfatório com média total de remoção em log de 1,95 em *E.coli*.

Logo, para conseguir aumentar a eficiência seria necessário adicionar mais módulos de lâmpadas ou procurar um equipamento mais potente que consiga trabalhar com uma maior faixa de valores de vazão e turbidez

Nota-se que não temos um padrão ou uma regularidade de aumento ou diluição da turbidez e vazão em relação a precipitação, ou seja, em alguns casos quando tem-se um alto volume de precipitação a turbidez aumenta, e em outros ela não apresenta uma mudança significativa, permanecendo quase que constante. É possível observar em alguns casos a presença do fenômeno da primeira carga de lavagem (PCL), ou first flush.

Notou-se assim que a vazão tinha uma faixa de valores que apresentavam uma inativação eficiente, que variavam de 80 a 90 L/s. Com valores acima desta faixa, a eficácia já apresentava uma redução considerável, principalmente para valores acima dos 100 L/s. Já com valores abaixo dos 80 L/s notam-se resultados melhores ou parecidos.

Percebe-se que a relação entre a vazão e a remoção de *E.coli* em uma linha de tendência linear, nos retorna um valor de R^2 muito próximo a 1, que indica uma correlação

sobre estes dois parâmetros estudados. Logo pode-se aferir do gráfico que estas grandezas são inversamente proporcionais.

Devido aos baixos valores de turbidez, praticamente sempre abaixo dos 10 NTU, após o processo de flotação, ela acaba por influenciar na remoção dos microrganismos, entretanto não na mesma proporção que a vazão. Logo, a turbidez interfere na remoção, mas não na mesma intensidade que a vazão

Sendo assim a vazão de entrada, é um dos principais fatores que interferem na inativação, pois apresenta uma oscilação acentuada ao longo do dia, que conseqüentemente possa vir a diminuir o tempo de contato do efluente com as lâmpadas germicidas, prejudicando o processo de tratamento e afetando a qualidade e quantidade do efluente final.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Assalin, M. R. **Aplicação da fotólise e fotocatalise heterogênea na desinfecção de águas contaminadas com E. coli.** Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001

Barco, O.J. , Ciaponi, C. (1980). **Quantitative and Qualitative Analysis of Storm Water.** (January 2003), 1–9.

Begum, S.; Ahmed, M.; Sen, B. **Do Water and Sanitation Interventions Reduce Childhood Diarrhoea?** New Evidence from Bangladesh. *Bangladesh Development Studies.* v. XXXIV, n. 3, 2011

Bilotta, P. (2000). **ESTUDO COMPARATIVO DA ACÃO DO OZÔNIO E RADIAÇÃO UV NA DESINFECCÃO DE ESGOTO SANITÁRIO.** 113.

Bilotta, P., & Daniel, L. (2012). **Use of germicidal lamps in the disinfection of sanitary wastewater.** *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 7(1), 120-129.

Chagas, M. de A. (2009). **Tratamento de Efluente Têxtil por Processos Físico-Químico e Biológico.** 73.

Collivignarelli, M. C., Abbà, A., Benigna, I., Sorlini, S., & Torretta, V. (2018). **Overview of the main disinfection processes for wastewater and drinking water treatment plants.** *Sustainability* (Switzerland), 10(1), 1–21.

Costa, R. A., Saad, A. R., Ferreira, A. T. da S., Ribeiro, M. C. H., & Arruda, R. D. O. M. (2018). **Urban Sanitary Conditions and Bathing Water Quality of the Enseada and São Lourenço Beaches, Municipality of Bertioga, São Paulo (Se, Brazil) / Consequências Das Condições Sanitárias Urbanas Das Praias Da Enseada E São Lourenço, Município De Bertioga-Sp, Na Qualidade Das Águas Destinadas À Balneabilidade.** *Journal of Sedimentary Environments*, 3(3), 187–196.

- Daniel, L. A. (2001). **Métodos Alternativos de Desinfecção da Água**. 1–139.
- Deletic, A. (1998). **The first flush load of urban surface runoff**. *Water Research*, 32(8), 2462–2470.
- Edzwald, J. K. (2010). **Dissolved air flotation and me**. *Water Research*, 44(7), 2077–2106.
- EPA. (1999). **Wastewater technology fact sheet, Ultra-violet disinfection**.
- Fabreti, A. A. (2006). **Pós-Tratamento De Efluente De Lagoa De Estabilização Através De Processo Físico-Químico**. 1–179.
- Fátima, M., & Cabral, J. (2013). **Impacto na Saúde por Deficiência de Drenagem Urbana no Município de Jucurutu - RN**. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 18(3), 181–191.
- Ferreira, F., & Matos, J. S. (2012). **Qualidade de águas pluviais na zona baixa de Alcântara, em Lisboa**. *Revista Recursos Hídricos*, 33(2), 59–72.
- Ferreira, P. D. S. F., Motta, P. C., Souza, T. C. de, Silva, T. P. Da, Oliveira, J. F. de, & Santos, A. S. P. (2016). **Avaliação preliminar dos efeitos da ineficiência dos serviços de saneamento na saúde pública brasileira**. *Revista Internacional de Ciências*, 6(2), 214–229.
- Ferreira, L.C.A. (2008) **Variação da qualidade da água do escoamento superficial de duas bacias de drenagem de Natal / RN – Brasil**. 100p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal
- Fia, R., Tadeu, H., Menezes, J., Fia, F., & Oliveira, L. (2015). **Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano**. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 20(1), 267–275.

Goonetilleke, A., & Evan, T. (2003). **Water Quality Impacts of Urbanisation: Evaluation of Current Research. Energy & Resource Management Research, Program Centre for Built Environment and Engineering Research**, Queensland University of Technology, (April).

Heller, L. **Relação entre Saúde e Saneamento na Perspectiva do Desenvolvimento.** *Ciência e Saúde Coletiva*. v. 3, n. 2, p. 73-84, 1998.

Ide, C.N. (1984) **Qualidade da drenagem pluvial urbana. Porto Alegre.** 137p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre

Lee, J.H.; Bang, K.W.; Ketchum, L.H.; Choe J.S.; Yu, M.J. (2001) **First flush analysis of urban storm runoff.** *The Science of the Total Environment*, v. 293, p. 163-175

Loío, D. A. (2013). **Tratamento físico-químico de vinhaça por coagulação, floculação e sedimentação e seu aproveitamento no cultivo da microalga *Chlorella vulgaris*.** 103.

Mano, E. B.; Pacheco, B. A. V.; Bonelli, C. M. C.. **Meio Ambiente, Poluição e Reciclagem.** São Paulo: Blucher, 2005. 200 p

Mannina, G., & Viviani, G. (2010). **An urban drainage stormwater quality model: Model development and uncertainty quantification.** *Journal of Hydrology*, 381(3–4), 248–265.

Mendes, C. G. da N., Navarro, F., & Guimarães, J. R. (2010). **Tratamento de Efluentes de uma Indústria de Reciclagem de Embalagens Plásticas de Óleos Lubrificantes: Processo Biológico e Físico-Químico.** *Revista DAE*, 58(184), 55–58.

METCALFF & EDDY – **Wastewater engineering,- Treatment and reuse.** 4 edição, 2003.

METCALFF & EDDY – **Wastewater engineering,- Treatment and reuse.** 5 edição, 2016.

Nascimento, N. de O., & Heller, L. (2006). **Ciência, tecnologia e inovação na interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento**. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 10(1), 36–48.

Oliveira, Andressa de Almeida Soares, Bastos, Reinaldo Gaspar, & Souza, Claudinei Fonseca. (2019). **Adaptation of domestic effluent for agricultural reuse by biological, physical treatment and disinfection by ultraviolet radiation**. *Revista Ambiente & Água*, 14(2), e2292. Epub March 11, 2019

Oliveira, E. C. M. de. (2003). **Desinfecção De Efluentes Sanitários Tratados Através Da Radiação Ultravioleta**. Universidade Federal de Santa Catarina, 1–97.

Paiva, R. F. de P. de S., & de Souza, M. F. de P. (2018). **Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil**. *Cadernos de Saúde Publica*, 34(1), 1–11.

Pedroso, C. R., Souza, J. B., Kovalski, T., Vidal, C. M. de S., & Martins, K. G. (2018). **Inativação de microrganismos indicadores de contaminação fecal por radiação ultravioleta e avaliação dos fenômenos de fotorreativação e recuperação no escuro**. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 23(5), 987–994.

Pereira, R. S. (2004). Régis da Silva **Pereira Instituto Federal Sul-Rio-Grandense (IFSUL) - Campus Pelotas**. *Revista Eletrônica de Recursos Hídricos*, 1(1), 20–36.

Pires, M. R. (2002). **Desinfecção de esgotos com radiação ultravioleta: influência da qualidade do efluente e da fotorreativação**. 147.

Prefeitura Municipal de Florianópolis. (2011). **Plano municipal integrado de saneamento básico – PMISB**. 300.

Prodanoff, J. H. A. (2005). **Avaliação da Poluição Difusa Gerada por Enxurradas em Meio Urbano**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Do Rio de Janeiro, 276.

Righetto, A. M., Gomes, K. M., & Freitas, F. R. S. (2017). **Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, 22(6), 1109–1120.

Rosso, T. C. A., & Dias, A. P. (2018). **ANÁLISE DOS ELEMENTOS ATÍPICOS DO SISTEMA DE ESGOTO – SEPARADOR ABSOLUTO – NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO**. Engevista, 13(3).

Rubio, J.; Souza, M.L.; Smith, R.W. (2002) **Overview of flotation as a wastewater treatment technique**. Minerals Engineering, v. 15, p. 139–155

Silva, A. B., Sarmiento, S. M., & Palha, M. de L. A. P. F. (2007). **Desinfecção de água contaminada com *Escherichia Coli*: Desenvolvimento e análise de fotorreator e estudo cinético**. 150.

Silva, A. R. da, & Fonseca, A. L. D. O. (2016). **Eutrofização dos recursos hídricos como ferramenta para a compreensão das doenças de vinculação hídrica**. Geosul, 31(62), 247.

Silva, J., Porto, M., Brandimarte, A., & Martins, J. (2016). **Utilização de índices físicos, químicos e biológicos para avaliação da qualidade de corpos d-água em processo de recuperação - Córrego Ibiraporã, SP./ Use of physical, chemical and biological Indices to evaluate the quality of water bodies in A recovery p**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 20(4), 959–969.

Singer, P. C. (editor). **Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water**. American Water Association, Denver, Co., 1999

Sodré, F. F. (2012). **Fontes Difusas de Poluição da Água: Características e métodos de controle**. Artigos Temáticos Do AQQUA, 1, 9–16.

Sodré FF, Grassi MT (2007) **Changes in copper speciation and geochemical fate in freshwaters following sewage discharges**; Water Air Soil Poll; 178; 103-112

Souza, J. B., Vidal, C. M. de S., Cavallini, G. S., Quartaroli, L., & Marcon, L. R. C. (2012). **Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de esgoto sanitário**. Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas, 32(2), 117–126.

Souza, V. C. B. de, Moraes, L. R. S., & Borja, P. C. (2016). **Déficit Na Drenagem Urbana: Buscando O Entendimento E Contribuindo Para a Definição**. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, 1(2), 162.

Sundefeld Junior, G. C. (2012). **Pós-tratamento e desinfecção de efluentes de reatores UASB e de lagoas de estabilização visando ao uso agrícola**. 208.

Ternus, R. Z., Souza-Franco, G. M. de, Anselmini, M. E. K., Mocellin, D. J. C., & Magro, J. D. (2011). **Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil** *Influência da urbanização sobre a qualidade da água na bacia do alto Rio Uruguai no oeste de Santa Catarina, Brasil*. Acta Limnologica Brasiliensia, 23(2), 189–199.

Tosetto, M. D. S. (2005). **TRATAMENTO TERCIÁRIO DE ESGOTO SANITÁRIO PARA FINS DE REÚSO URBANO**. 250.

Uhr, J. G. Z., Schmechel, M., & Uhr, D. D. A. P. (2016). **Relação entre saneamento básico no Brasil e saúde da população sob a ótica das internações hospitalares por doenças de veiculação hídrica**. Revista de Administração, Contabilidade e Economia Da Fundace, 7(2).

USEPA. (2003). **Ultraviolet Disinfection Guidance Manual. EPA/4601/815-D-03-007, DRAFT**. (June).

Vianna, A. M. (2015). **Poluição Ambiental, Um Problema De Urbanização E Crescimento Desordenado Das Cidade.** Revista Sustinere, 3(1), 22–42.

Villanueva, A. O. N., Tassi, R., Allasia, D. G., & Bemfica, D. (2005). **Da Formulação À Implementação.**

WA ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Wastewater disinfection: manual of practice.** Alexandria, 1996. 230 p.

Wisbeck, E., Sandri, E. K., Soares, A. L. M., & Medeiros, S. H. W. (2017). **Desinfecção de água de chuva por radiação ultravioleta.** Engenharia Sanitaria e Ambiental, 16(4), 337–342.

APÊNDICE A – Medias horarias de vazão no mês de julho

Horas/ dias	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
0	81,5	53,3	115,0	127,7	122,4	146,4	116,4	84,7	66,0	69,2	66,3	67,2	67,5	71,2	99,8	92,5	68,0	75,4	68,4	10,9	114,9	66,2	102,8	-	104,8	64,5	81,2	77,5	72,8	59,0	-
1	78,3	147,3	103,0	100,2	117,7	124,6	117,0	82,7	65,7	62,0	64,9	54,4	62,6	73,8	99,6	97,4	73,9	71,9	65,6	7,9	80,8	71,4	93,4	-	82,9	58,6	87,4	66,9	74,8	56,8	62,3
2	77,5	146,0	103,0	100,0	108,2	113,0	113,4	77,4	52,5	60,4	60,8	24,1	64,0	60,6	97,6	91,4	80,5	105,6	82,3	60,3	72,5	64,2	85,9	-	69,4	58,9	99,3	62,5	66,6	54,0	60,6
3	67,5	151,8	96,0	107,3	103,5	120,5	110,0	76,3	10,2	61,1	61,2	9,9	62,2	65,1	100,2	82,0	77,8	135,4	78,0	109,3	64,6	66,2	80,3	-	64,9	58,7	76,8	57,7	63,1	54,4	-
4	64,7	135,9	85,6	99,9	103,3	126,8	109,7	75,6	5,4	60,0	58,6	55,4	56,5	56,0	101,5	72,4	77,7	150,1	73,5	86,3	58,1	64,7	64,7	-	60,0	59,5	70,2	57,9	62,5	50,5	-
5	59,1	100,8	79,8	91,8	108,3	141,2	117,7	78,8	97,2	54,3	59,6	99,8	52,8	53,9	87,3	65,9	68,5	114,6	74,0	79,9	62,0	64,2	58,9	-	60,2	55,6	59,2	56,1	60,8	45,5	-
6	70,7	100,0	73,9	90,3	135,9	145,8	139,3	81,8	84,1	61,2	64,4	73,5	54,5	57,1	82,6	59,0	59,8	92,7	68,7	70,0	65,4	66,7	62,6	-	64,9	60,1	82,2	51,7	60,5	47,9	-
7	68,4	90,0	77,3	91,3	132,1	139,9	129,3	85,0	92,4	69,4	72,5	71,5	52,7	50,1	68,6	61,8	66,4	89,6	68,7	65,1	64,3	70,8	71,9	-	71,6	66,2	62,5	51,9	58,5	49,3	-
8	96,5	61,6	96,4	90,0	121,9	133,0	119,1	80,3	91,5	77,1	84,4	80,3	70,4	57,3	73,3	62,9	87,2	89,6	76,4	68,0	63,3	72,5	84,2	-	82,9	70,2	61,8	58,1	78,5	65,5	61,7
9	95,7	89,5	94,3	98,8	123,2	132,2	99,8	80,8	93,0	84,9	93,3	94,8	75,8	66,8	94,1	69,2	109,6	92,3	105,0	73,5	62,7	81,4	86,6	-	85,9	90,1	91,2	66,2	79,2	75,8	69,2
10	155,4	120,3	120,4	113,5	133,2	128,8	92,4	94,6	92,8	89,8	105,4	111,2	86,7	79,4	138,2	92,4	125,5	137,1	124,8	74,5	68,1	86,1	86,2	95,4	87,0	92,2	98,1	71,3	100,7	75,4	80,5
11	144,2	141,1	121,0	109,2	131,8	128,0	94,6	99,9	97,4	95,8	114,3	120,7	102,7	91,3	129,7	120,2	131,7	138,3	129,3	80,5	71,2	84,0	84,4	-	88,3	111,0	99,5	78,3	108,8	86,2	79,2
12	148,0	108,6	124,2	121,2	128,6	123,5	105,7	115,2	96,7	96,6	118,3	123,4	110,9	107,0	132,1	140,6	126,7	144,1	130,3	81,4	78,3	82,1	-	-	86,9	85,5	93,1	87,3	634,3	90,6	93,2
13	134,0	93,9	129,9	132,8	127,7	123,2	102,7	98,1	102,2	93,7	112,4	113,1	101,8	103,3	171,1	152,2	140,5	136,9	134,4	70,4	74,8	77,9	-	-	85,8	87,3	92,4	90,6	106,9	0,0	93,1
14	133,9	99,4	130,8	134,0	131,1	121,4	90,3	96,4	98,4	94,1	109,0	104,0	95,1	103,4	171,7	151,8	153,0	145,2	142,3	78,6	72,5	82,0	-	83,9	80,7	85,8	89,8	84,4	107,0	90,7	95,5
15	130,7	99,9	134,6	148,5	139,8	129,6	83,8	83,1	96,3	97,5	102,1	99,2	77,7	115,4	168,5	146,6	143,9	141,9	136,7	86,7	71,9	81,5	73,8	-	75,6	74,6	82,8	91,0	91,5	82,4	85,8
16	128,8	97,3	140,6	129,1	154,1	137,7	86,1	93,7	97,1	75,7	86,6	92,1	75,8	138,7	167,5	114,0	127,6	118,5	115,6	87,3	75,5	83,2	69,0	73,5	71,2	65,7	82,3	100,1	87,7	70,5	88,3
17	123,1	94,1	144,5	114,3	144,4	114,3	93,4	93,9	78,0	69,6	70,1	76,2	76,9	131,8	150,9	119,7	120,8	94,4	104,1	87,7	82,9	80,4	88,6	72,6	74,9	59,9	71,9	86,9	86,2	76,5	81,4
18	106,3	100,7	141,9	127,9	146,6	86,6	99,0	96,1	83,8	69,7	68,9	76,9	72,9	101,8	163,8	95,7	97,6	81,9	86,7	82,2	87,8	79,4	83,7	78,0	76,3	57,1	72,4	84,8	76,9	78,9	77,0
19	110,7	100,1	139,1	110,1	157,0	98,0	105,1	100,3	87,7	75,8	81,2	76,7	70,9	100,4	142,5	89,1	87,4	79,8	79,5	79,3	84,2	77,6	82,9	76,5	79,5	60,5	72,7	81,9	66,2	67,2	76,4
20	105,2	99,4	135,5	110,8	154,5	105,6	107,2	93,4	84,4	81,5	86,3	73,1	70,4	100,8	142,8	90,1	86,2	79,0	74,6	76,7	73,6	73,0	-	78,6	76,7	70,4	72,8	77,8	66,4	67,9	74,7
21	93,3	101,9	130,6	117,9	156,0	110,3	96,4	90,0	85,4	76,6	78,8	73,4	67,5	101,6	134,2	94,5	79,3	79,4	71,7	71,9	73,6	71,3	-	76,4	78,1	69,3	77,4	72,2	63,7	65,0	70,4
22	101,7	99,1	107,7	123,1	152,8	119,7	89,2	81,1	82,2	74,9	76,2	75,0	67,2	98,8	120,4	81,6	75,7	67,8	64,6	67,3	72,4	105,4	-	63,6	70,4	60,8	75,8	71,9	65,2	65,3	66,9
23	110,5	106,8	50,0	123,8	77,6	112,3	81,4	74,1	76,1	72,1	70,9	71,6	66,2	100,8	86,6	67,7	73,3	70,4	12,2	51,3	71,5	112,2	-	63,0	69,0	63,8	74,4	73,2	62,5	64,9	73,5

APÊNDICE B – Medias horarias de vazão no mês de agosto

horas/ dias	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
0	74,4	57,7	63,7	68,0	67,2	77,6	50,7	51,7	57,4	59,4	62,0	57,8	67,0	69,8	82,6	13,3	54,0	56,0	126,8	72,0	26,6	62,4	84,1	55,7	54,1	66,9	52,0	54,7	56,4	53,8	55,2
1	73,0	54,4	66,1	68,0	62,3	74,2	53,1	49,8	52,5	56,8	58,3	53,1	62,1	76,7	93,0	7,4	50,6	55,5	126,5	74,3	76,9	59,4	63,8	55,8	55,7	71,1	46,0	51,9	58,4	52,5	59,6
2	72,6	55,1	73,1	65,7	59,7	71,9	47,7	45,6	52,0	50,7	55,3	52,1	56,8	75,4	94,5	8,4	52,1	55,1	121,2	76,2	83,1	58,2	62,9	53,6	51,6	82,4	42,3	49,1	51,8	54,9	59,9
3	62,3	56,8	75,9	74,8	59,7	75,3	44,9	48,9	51,2	51,9	52,0	51,1	52,8	73,7	88,9	81,7	54,6	44,1	96,4	75,9	73,9	56,2	57,2	49,3	50,4	62,2	40,9	46,2	50,4	53,6	62,3
4	62,3	57,1	74,1	83,6	66,5	76,2	45,5	42,7	49,5	49,2	50,8	52,2	130,6	65,8	77,9	118,9	54,1	75,3	67,0	82,3	75,5	58,6	58,0	46,0	47,6	54,5	37,6	45,7	46,6	50,8	57,8
5	61,7	56,2	67,9	82,4	67,9	72,7	46,8	46,3	44,9	49,7	51,9	47,3	117,6	61,4	65,1	91,8	55,6	60,6	99,2	89,6	77,7	63,2	52,0	48,6	46,7	48,5	40,4	43,4	45,7	49,1	55,3
6	56,2	55,2	64,6	73,5	69,1	76,0	56,9	47,8	50,2	49,1	47,0	52,4	94,6	64,8	65,4	66,4	49,1	56,0	116,0	87,3	78,5	67,7	55,7	50,1	47,5	48,5	43,6	48,4	50,0	53,0	51,6
7	62,8	56,2	63,6	66,9	69,3	78,9	55,7	59,5	64,8	58,3	51,7	55,8	64,5	69,1	53,7	57,1	49,2	52,8	105,7	89,5	78,0	70,4	65,9	55,7	50,0	55,6	49,4	53,5	54,3	57,1	57,0
8	68,5	59,2	68,0	62,1	71,3	82,0	66,7	71,0	73,4	66,5	59,8	65,5	59,9	63,9	46,6	58,8	51,4	50,8	95,8	87,2	76,6	73,3	74,2	66,2	53,9	61,2	55,5	58,3	59,8	62,3	60,5
9	69,7	65,5	69,3	61,0	79,7	79,8	70,4	75,3	76,8	72,6	67,7	69,1	64,5	61,8	52,4	55,2	55,1	56,8	99,6	86,3	92,7	74,3	73,6	70,9	60,6	63,8	58,4	61,0	61,3	66,3	64,4
10	79,3	68,5	75,4	68,7	90,1	74,9	74,3	79,0	77,0	79,3	77,4	80,4	61,1	69,5	55,7	63,9	61,2	57,0	92,1	78,8	91,3	82,2	78,9	69,5	63,7	73,0	69,7	77,3	67,4	71,5	63,2
11	76,7	64,0	71,3	70,7	120,2	77,7	78,6	87,9	79,9	78,2	80,9	84,2	77,4	101,7	80,7	67,8	66,1	62,5	79,7	75,7	84,5	79,0	74,7	71,5	71,3	81,4	69,7	72,4	72,2	75,3	71,7
12	89,4	67,5	71,4	66,7	120,4	74,0	82,7	89,0	72,7	73,0	80,6	84,8	91,2	112,1	90,5	67,5	66,1	64,9	87,6	82,3	100,9	83,0	80,5	72,7	76,5	91,0	82,7	83,5	69,5	79,3	69,3
13	92,5	69,7	64,3	75,0	116,6	68,2	78,7	86,4	73,2	69,6	74,5	78,7	91,6	110,3	98,0	73,6	64,7	70,4	91,7	69,3	87,6	72,1	79,1	75,0	76,1	89,3	71,6	89,3	79,3	81,1	77,7
14	85,7	74,5	71,6	46,4	106,8	62,9	70,7	74,0	71,8	67,1	64,9	75,9	92,6	120,5	93,6	75,3	67,2	68,5	92,2	70,4	77,9	63,5	63,6	68,6	74,9	83,9	86,6	82,5	86,8	79,5	87,6
15	91,8	147,4	80,9	63,5	94,9	0,0	61,2	68,6	71,9	68,0	65,4	71,2	110,8	119,2	96,6	73,2	73,5	152,1	85,7	76,3	81,3	65,4	64,3	63,8	65,3	61,0	107,4	68,4	75,2	74,9	86,3
16	87,5	144,0	88,3	76,5	72,9	0,0	57,0	68,1	70,6	67,5	65,1	65,3	74,7	121,5	88,0	69,7	73,3	143,9	93,0	98,1	84,1	66,8	60,9	58,6	58,6	57,8	101,1	69,0	68,9	81,0	89,8
17	80,8	125,7	99,6	87,5	77,2	0,0	59,1	66,6	62,5	65,9	61,9	67,3	71,0	111,9	71,3	66,3	71,1	116,0	112,2	104,7	79,6	73,7	63,6	58,4	56,5	57,4	85,0	65,5	64,7	68,2	83,6
18	78,7	108,2	100,6	87,1	75,1	0,0	62,8	71,2	62,7	69,8	64,7	65,8	72,2	99,2	67,0	71,0	66,3	121,7	109,2	101,0	77,3	76,5	64,5	62,2	59,6	58,7	69,0	65,1	64,2	67,6	77,3
19	74,6	88,2	92,5	89,6	68,5	0,0	68,4	70,6	64,4	70,2	64,1	66,2	74,0	88,0	72,4	63,9	64,6	116,5	104,2	91,9	77,8	76,5	71,0	64,1	59,2	58,6	64,3	64,2	65,1	65,6	70,9
20	74,7	73,3	80,4	84,4	65,6	63,7	63,9	67,7	63,6	65,0	63,9	67,0	70,4	88,8	63,0	65,7	62,6	110,6	82,6	85,8	78,0	77,6	68,0	64,0	59,5	58,0	60,8	62,8	64,1	62,6	74,2
21	67,6	73,2	81,2	82,8	61,6	59,4	62,7	65,3	64,3	66,8	59,0	66,3	63,3	86,7	61,4	56,9	54,5	95,2	82,5	82,6	69,4	67,4	61,7	65,1	60,7	56,7	59,8	65,3	60,1	62,8	66,0
22	60,1	69,8	74,9	77,5	59,0	56,2	56,8	63,0	64,0	64,4	63,6	65,4	64,6	82,5	57,0	52,5	57,9	114,6	77,3	71,7	69,8	28,1	59,4	61,9	57,7	54,5	58,7	58,6	57,2	58,0	57,6
23	59,1	62,6	73,5	73,4	86,1	52,6	56,7	61,0	60,6	66,5	61,5	64,9	65,4	81,2	17,5	51,7	56,4	130,7	76,0	68,6	67,8	56,4	59,7	57,9	55,7	56,7	54,6	53,3	56,7	58,7	54,5

APÊNDICE C – Médias horarias de vazão no mês de setembro

horas	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
0	57,9	55,6	59,7	63,7	60,5	65,1	112,7	59,3	62,6	47,0	68,0	59,1	64,8	62,7	58,9	46,0	51,7	59,8	141,0	119,9	87,3	56,8	63,3	62,0	66,3	69,2	118,6	74,9	60,6	57,2
1	57,3	58,8	60,3	58,8	61,6	63,4	106,2	54,4	56,3	67,3	62,9	58,0	68,5	62,7	58,8	44,5	49,4	58,6	128,0	157,0	91,5	8,2	56,6	60,5	64,1	60,8	83,1	73,4	66,6	65,1
2	93,0	66,8	59,2	61,1	58,4	59,9	103,8	50,2	50,0	50,0	56,9	54,2	71,6	64,2	62,5	54,0	48,6	58,2	118,8	157,4	81,3	6,6	59,2	60,0	58,1	55,2	67,3	78,4	74,2	66,7
3	113,4	62,3	61,3	62,8	60,6	57,0	88,6	51,2	53,3	44,8	52,2	49,3	63,3	60,4	64,9	51,3	48,9	48,6	119,0	148,8	74,7	100,6	55,8	55,1	54,6	57,3	65,6	71,2	70,0	112,6
4	82,6	62,1	67,9	64,5	61,5	57,1	76,8	49,6	51,5	46,1	48,9	42,2	61,1	58,9	58,1	54,4	56,8	57,1	132,1	131,4	67,6	86,2	55,1	53,7	53,8	54,8	60,4	62,7	59,6	97,4
5	99,3	56,5	69,0	68,5	67,9	56,2	66,0	50,1	50,8	47,3	45,5	46,0	52,5	53,6	53,3	48,8	55,7	65,6	128,1	130,8	61,9	64,8	52,4	53,1	54,1	55,0	56,0	57,8	53,0	105,6
6	114,2	67,1	66,4	69,9	73,1	67,6	63,1	48,9	51,6	49,7	48,8	46,2	55,8	51,9	51,6	49,5	54,5	125,2	121,7	130,4	60,8	61,2	55,0	54,4	55,9	60,5	60,8	54,6	53,9	89,7
7	97,7	68,1	66,5	69,6	71,3	74,5	61,5	59,7	56,7	53,5	58,8	50,8	67,7	50,5	56,2	56,5	55,9	110,6	108,0	118,4	67,4	63,5	56,0	59,2	61,2	64,3	62,0	59,5	51,3	74,7
8	93,3	69,0	68,3	68,9	72,2	80,4	68,2	70,6	65,5	59,9	60,1	50,8	63,1	54,6	51,6	56,4	55,8	123,6	96,6	115,9	72,8	60,3	62,8	70,6	61,3	67,6	64,6	63,0	56,2	94,0
9	94,3	88,4	78,5	82,2	75,7	78,5	60,4	66,0	87,8	70,0	74,0	64,1	62,9	66,2	52,1	71,7	66,7	132,1	94,7	119,5	75,9	67,2	88,0	60,4	68,1	76,0	71,7	76,2	69,6	98,7
10	78,1	104,6	72,5	89,6	77,1	79,3	79,3	77,9	91,6	76,2	80,1	66,2	70,9	66,9	60,7	85,8	67,4	131,7	86,1	123,4	84,9	80,8	86,0	88,5	80,8	87,1	87,0	67,5	78,3	87,8
11	66,9	92,7	80,7	80,4	91,1	140,7	89,2	82,8	92,7	85,2	87,4	65,1	80,3	66,8	61,0	86,5	71,2	142,7	100,4	129,6	68,4	90,2	92,4	90,2	75,9	94,4	93,4	65,8	67,9	95,2
12	58,6	86,8	93,3	85,2	99,5	156,2	81,7	101,2	86,5	96,2	93,1	58,0	80,7	69,8	69,9	91,8	73,9	115,9	95,0	135,5	73,1	97,2	100,2	103,0	81,3	99,5	97,0	72,5	70,9	89,6
13	52,4	77,8	101,0	82,8	96,3	144,7	82,7	96,9	74,5	80,6	95,1	73,8	82,2	71,8	72,0	86,7	72,9	113,1	86,5	152,8	91,3	93,4	104,0	107,9	82,4	100,8	106,8	90,5	73,2	96,1
14	39,8	72,3	96,9	69,7	85,4	150,1	76,8	92,7	108,1	75,5	89,0	79,8	87,5	80,2	69,2	84,7	72,9	99,7	80,2	152,1	78,7	85,5	104,0	100,4	81,9	104,9	106,4	86,2	65,6	73,2
15	80,3	76,5	-	77,6	80,5	149,4	79,6	77,8	104,3	68,7	65,1	73,9	81,1	80,7	67,9	78,8	71,0	90,5	76,7	147,9	81,4	74,1	102,1	81,0	73,8	96,1	96,4	77,7	80,7	74,3
16	113,7	80,9	79,9	76,8	81,0	148,9	71,9	84,3	86,5	63,4	0,6	60,7	79,0	75,0	71,4	69,6	95,1	85,7	80,6	122,1	73,2	67,8	85,2	77,3	66,9	85,3	80,4	68,4	73,0	67,2
17	86,4	82,1	78,0	74,4	79,2	136,9	68,2	76,5	78,0	63,5	0,5	75,0	71,5	64,1	64,5	66,5	80,6	98,5	82,1	117,6	75,0	62,2	71,3	75,2	56,5	81,8	83,2	69,8	64,7	61,1
18	85,5	85,2	62,8	83,3	84,3	145,7	65,3	74,3	72,1	64,2	115,6	73,3	68,9	62,1	63,3	63,2	76,2	111,4	85,9	107,6	76,8	63,6	58,5	70,0	70,5	75,5	68,3	83,4	65,6	58,4
19	92,6	75,6	70,6	76,8	81,3	146,1	65,4	78,1	69,1	66,7	85,6	73,4	65,0	65,0	61,9	62,5	71,6	137,0	138,3	111,4	74,1	50,2	72,9	71,7	75,8	73,1	77,9	81,7	68,4	62,8
20	86,8	72,9	72,9	74,2	79,1	148,7	59,2	78,3	74,0	71,1	72,7	70,3	62,0	59,5	60,4	64,9	75,2	136,6	144,2	103,4	73,6	73,8	67,1	70,6	73,5	71,8	68,1	63,4	43,9	55,9
21	81,4	75,9	70,7	67,3	77,1	128,4	62,6	74,3	72,6	67,8	70,2	66,2	58,0	55,3	58,2	63,0	64,7	132,3	138,3	99,8	65,6	75,0	71,4	72,5	70,9	76,2	71,9	62,4	64,6	69,8
22	74,6	75,0	63,6	66,9	70,1	100,8	60,4	72,3	64,4	68,7	71,4	71,0	59,1	55,5	54,3	58,1	61,2	121,1	150,1	52,9	66,1	66,6	69,7	71,7	72,6	65,2	65,4	59,3	63,9	81,8
23	69,1	64,7	64,3	63,5	65,9	114,3	60,6	67,1	62,9	64,2	59,6	72,8	62,4	55,6	51,5	53,6	57,1	150,2	127,5	6,5	68,2	63,2	71,2	69,7	74,3	48,5	65,5	62,1	56,9	69,7

