



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA E BIOCÊNCIAS

Luiza Jofily Miranda Cruz

Avaliação de um sistema de *Wetland* Construído no tratamento de águas e do risco microbiológico associado ao reuso para fins agrícolas: um estudo de caso em uma propriedade rural.

Florianópolis

2021

Luiza Jofily Miranda Cruz

Avaliação de um sistema de *Wetland* Construído no tratamento de águas cinzas e do risco microbiológico associado ao reuso para fins agrícolas: um estudo de caso em uma propriedade rural.

Dissertação submetida ao Programa de Biotecnologia e Biociências da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção do título de Mestre em Biotecnologia e Biociências.

Orientadora: Prof. Dra. Maria Elisa Magri

Florianópolis, 2021

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

Cruz, Luiza Jofily Miranda
Avaliação de um sistema de Wetland Construído no
tratamento de águas cinzas e do risco microbiológico associado ao
reuso para fins agrícolas: um estudo de caso em uma propriedade
rural.
/ Luiza Jofily Miranda Cruz; orientadora, Prof. Dra Maria
Elisa Magri, 2021.
77 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa
de Pós-Graduação em Biotecnologia e Biociências,
Florianópolis,
2021.

Inclui referências.

1. Biotecnologia e Biociências. 2. Águas cinzas. 3.
Wetlands Construídos. 4. Análise Quantitativa de Risco
Microbiológico AQRM. 5. Reuso. I. Magri, Prof. Dra.
Maria Elisa. II. Universidade Federal de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e
Biociências. III. Título.

Luiza Jofily Miranda Cruz

Avaliação de um sistema de *Wetland* Construído no tratamento de águas cinzas e do risco microbiológico associado ao reuso para fins agrícolas: um estudo de caso em uma propriedade rural.

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Rodrigo Mohedano, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof.(a) Gislaine Fongaro, Dr.(a)
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para a obtenção do título de mestre em Biotecnologia e Biociências.

Prof. Dr. Glauber Wagner
Coordenador do Programa

Prof. Dra. Maria Elisa Magri
Orientadora

Florianópolis, 2021.

Dedico este trabalho aos meus familiares, que nunca mediram esforços para que hoje eu pudesse estar aqui, e a todos os pesquisadores brasileiros que hoje lutam pelo devido reconhecimento e valorização.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal de Santa Catarina, que me proporcionou uma excelente formação profissional. Agradeço à CAPES e ao CNPQ pelo suporte financeiro, sem o qual não seria possível a realização desta pesquisa. Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Biociências pela oportunidade de me tornar mestre.

Agradeço a todos os professores que tiveram paciência e se dispuseram a contribuir para a elaboração deste projeto e a todos os técnicos de laboratório pela assistência durante a realização de análises. Agradeço aos moradores da propriedade, seu Zezinho e Dona Ilza, por disponibilizarem o sistema para análise e pela recepção sempre muito carinhosa e atenciosa. Agradeço à professora Dra. Maria Elisa Magri, pelas oportunidades e pelos ensinamentos.

Agradeço às minhas amigas do grupo de pesquisa RRESSA: Priscila Carlon, Fernanda Gonçalves, Lenise Câmara e Daiane Luiza, muito obrigada por toda a paciência e ensinamentos no laboratório durante as análises microbiológicas e por todo o suporte durante o desenvolvimento desse projeto. Agradeço também à Fabiola Rizzon pela colaboração neste trabalho através do seu trabalho de conclusão de curso.

Agradeço à professora Dra. Maria Tereza Pepe Razzolini e ao Professor Dr. Marcelo Lauretto pela disponibilidade, ajuda, paciência e ensinamentos, os quais contribuíram muito para o desenvolvimento deste trabalho. Muito obrigada.

Agradeço aos membros da banca, Prof. Dr. Rodrigo Mohedano e Prof. Dra. Gislaine Fongaro, pela disponibilidade e pelas contribuições.

Por fim, agradeço a todos os meus amigos, por estarem ao meu lado durante essa etapa da minha vida, aos meus familiares, por todo o apoio, amor e compreensão, e à Marina, por toda paciência, suporte, amizade e amor.

RESUMO

A crise hídrica é hoje uma das principais preocupações mundiais, de forma que novas abordagens e tecnologias são essenciais para garantir o acesso a água de qualidade para todos. Os sistemas separadores de efluentes tornaram possível o reuso de águas cinzas, medida esta que pode contribuir significativamente para a redução do consumo de água local. No entanto, é importante que haja uma compreensão geral e clara a respeito de todos os potenciais riscos à saúde humana associados à prática de reuso. Esse estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema de *Wetlands Construídos* no tratamento de águas cinzas e do risco microbiológico associado ao reuso dessas águas para fins de irrigação. Os resultados indicaram que a água cinza bruta apresentou elevada concentração de DQO (835,72 mg/L), SST (131,18 mg/L), turbidez (232,30 NTU) e fósforo ortofosfato (87,37 mg/L), características comuns em efluentes provenientes de lavanderia. A caracterização microbiológica da água cinza indicou concentrações entre $10^2 - 10^7$ UFC/ml para *Escherichia coli* e entre $10^0 - 10^7$ UFP/ml para Colifagos Somáticos e Fagos RNA F-específicos. As elevadas concentrações de micro-organismos podem estar associadas ao estilo de vida dos moradores, que inclui a criação de aves e gados. O sistema apresentou um bom desempenho em termos de remoção físico-química, alcançando valores de remoção de 88% para DQO, 97% para SST e 93% para fósforo ortofosfato. Em relação à remoção microbiológica, o sistema alcançou uma remoção logarítmica média de $1,577\log_{10}$ de *Escherichia coli* e $0,025\log_{10}$ de fagos RNA, enquanto a concentração de Colifagos Somáticos permaneceu praticamente a mesma. A AQRM indicou probabilidade diária e anual de infecção por *Samonella* de $7,89 \times 10^{-5}$ e $2,84 \times 10^{-2}$, respectivamente, enquanto para *Rotavirus* as probabilidades foram $4,62 \times 10^{-1}$ e 1, respectivamente.

Palavras-chave: Águas cinzas. *Wetlands Construídos*. AQRM. Reciclo.

ABSTRACT

The water crisis is now one of the world's main concerns, so new approaches and technologies are essential to guarantee access to safe water for all. Source-separate systems provide the possibility to reuse greywater in a residence, which can reduce significantly the water consumption. However, a clear understanding of the potential risks to human health associated with the practice of reuse is important. This study aimed to characterize the greywater generated in a single-family rural residence and evaluate the performance of a constructed wetland as a greywater treatment system, as well as to apply the AQRM methodology to identify the potential risks to human health associated with the practice of water reuse for irrigation purposes. The results show a high concentration of COD (835,72 mg/L), SST (131,18 mg/L), TSS (232,30 NTU) and phosphorus orthophosphate (87,37 mg/L) in the raw greywater, common characteristics of laundry effluents. Microbiological characterization indicated concentrations between $10^2 - 10^7$ UFC/ml for *Escherichia coli* and between $10^0 - 10^7$ UFP/ml for Somatic Coliphages and F-specific RNA phages. The high concentration of micro-organisms may be associated with the lifestyle of local people, which includes farming activities. The system demonstrated satisfactory performance in terms of physical-chemical removal, reaching removal values of 88% for COD, 97% for SST and 93% for phosphorus orthophosphate. In terms of microbiological removal, the system achieves an average log removal of 1,577 \log_{10} of *Escherichia coli* and 0,025 \log_{10} of RNA phages, while the concentration of somatic coliphages remained practically constant through the treatment. QMRA indicates a daily and annual average probability of infection by *Salmonella* of $7,89 \times 10^{-5}$ and $2,84 \times 10^{-2}$ respectively, while for Rotavirus the probabilities were $4,62 \times 10^{-1}$ and 1, respectively, for the consumption of lettuce irrigated with treated greywater by the system.

Keywords: *Greywater. Constructed Wetlands. AQRM. Reuse.*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Imagem aérea do local de estudo, localizado em Três Barras, Palhoça/SC. .	39
Figura 2 - Geração de águas cinzas na residência	40
Figura 3 - Esquema representativo do sistema de tratamento de águas cinzas da residência.	40
Figura 4 - Pontos de amostragem	42
Figura 5 - Esquema dos cálculos de eficiência do sistema.....	46
Figura 6 - Cenário de exposição microbiológica.....	47
Figura 7 - Eficiência global de remoção do sistema ao longo de 10 anos de monitoramento.....	56
Figura 8.a) Concentração de <i>E. coli</i> ao longo do sistema de tratamento; 8.b) Remoção microbiológica do sistema.	57
Figura 9.a) Concentração de Colifagos Somáticos ao longo do sistema de tratamento; 9.b) Remoção microbiológica do sistema.	58
Figura 10.a) Concentração de Bacteriófago RNA F-específicos ao longo do sistema de tratamento; 10.b) Remoção microbiológica do sistema.	58
Figura 11 - Probabilidade de infecção para exposição única - $P_i(d)$, para <i>Salmonella</i> (a) e Rotavírus (b).	62
Figura 12 - Probabilidade de infecção anual – $P_i(a)$, para <i>Salmonella</i> (a) e Rotavírus (b).	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Contribuição das diferentes peças hidrossanitárias para a geração de águas cinzas, em litros por habitante dia.	27
Tabela 2 - Caracterização físico-química da água cinza em diferentes estudos.....	28
Tabela 3 - Parâmetros de projeto dos sistemas de tratamento.....	41
Tabela 4 - Análises físico-químicas e suas metodologias analíticas	43
Tabela 5 - Proporção micro-organismos indicadores:patógenos.....	47
Tabela 6 - Modelos dose-resposta e parâmetros utilizados na avaliação de risco.....	48
Tabela 7 - Caracterização água cinza bruta	49
Tabela 8 - Caracterização da água cinza nas diferentes etapas do tratamento	53
Tabela 9 - Performance do sistema ao longo de 10 anos.....	55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	Água Cinza
AIC	Akaike Information Criterion
ANA	Agência Nacional de Águas
AQRM	Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico
DALY	<i>Disability Adjusted Life Years</i>
DP	Desvio Padrão da Média
ECOSAN	<i>Ecological Sanitation</i>
EPA	Environmental Protection Agency
FIESP	Federação das Indústrias do Estado de São Paulo
MSA	<i>Modified Scholten's Agar</i>
ODMs	Objetivos de Desenvolvimento do Milênio
ODSs	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
TS	Tanque Séptico
TYGA	<i>Tryptone-Yeast extract-Glucose Agar</i>
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UNICEF	<i>United Nations Children's Emergency Fund</i>
WC	<i>Wetland</i> Construído
WCFH	<i>Wetlands</i> Construídos de Fluxo Horizontal
WCFV	<i>Wetlands</i> Construídos de Fluxo Vertical
YLD	<i>Disability Life Years</i>
YLL	<i>Years of Life Lost</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO ₄ ³⁻	Fósforo Ortofosfato
Ptotal	Fósforo Total
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
UFC	Unidades Formadoras de Colônias
UFP	Unidades Formadoras de Placas

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	16
1.1.	OBJETIVOS	18
1.1.1.	Objetivo Geral	18
1.1.2.	Objetivos específicos	18
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1.	SANEAMENTO BÁSICO NOS DIAS ATUAIS	19
2.2.	QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA, MICRO-ORGANISMOS INDICADORES E DE REFERÊNCIA	21
2.3.	SANEAMENTO ECOLÓGICO	23
2.3.1.	Reuso das águas no Saneamento Ecológico	25
2.3.2.	Águas cinzas	26
2.3.3.	Características físico-químicas das águas cinzas	28
2.3.4.	Contaminação microbiológica associada ao reuso de águas cinzas	28
2.4.	LEGISLAÇÕES A RESPEITO DO REUSO DE ÁGUAS	30
2.5.	WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS	31
2.6.	AVALIAÇÃO DE RISCO	34
2.7.	AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)	34
2.7.1.	Identificação do perigo	35
2.7.2.	Avaliação da exposição	36
2.7.3.	Modelo dose-resposta	37
2.7.4.	Caracterização do risco	38
3	METODOLOGIA	38
3.1.	LOCAL DE ESTUDO	38
3.1.1.	Sistema de saneamento da propriedade local	39
3.2.	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA	41
3.2.1.	Coleta de dados	41
3.2.2.	Análises microbiológicas	42
3.2.3.	Análises físico-químicas	43
3.3.	ANÁLISE DE DADOS	44
3.4.	SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS	44
3.4.1.	Remoção físico-química do sistema	44
3.4.2.	Desempenho do sistema após 10 anos de funcionamento	45

3.4.3. Remoção microbiológica do sistema	45
3.5. AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)	46
3.5.1. Identificação do perigo.....	46
3.5.2. Avaliação da exposição.....	47
3.5.3. Modelos dose-resposta	48
3.5.4. Caracterização do risco.....	48
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA	49
4.2. SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS.....	52
4.2.1. Remoção físico-química do sistema	52
4.2.2. Desempenho do sistema ao longo de 10 anos de funcionamento	54
4.2.3. Remoção microbiológica do sistema	57
4.2.3.1. <i>Escherichia coli</i>	57
4.2.3.2. Colifagos somáticos	57
4.2.3.3. Fagos RNA F-específicos.....	58
4.3. ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO.....	61
4.3.1. Probabilidade de infecção para exposição única – $P_i(d)$	61
4.3.2. Probabilidade de infecção anual – $P_i(a)$	63
4.3.3. Incertezas e Variabilidades.....	66
5 CONCLUSÕES	67
6 RECOMENDAÇÕES	68
ANEXO A.....	78

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A crise hídrica é hoje uma realidade em diferentes partes do mundo e a tendência é que a situação se agrave, tendo em vista a projeção no aumento do consumo de água nos próximos anos e as mudanças climáticas. Ao mesmo tempo, questões de saúde pública, segurança alimentar e degradação ambiental atingem uma grande parcela da população mundial. Essas questões, em parte, estão relacionadas com a ausência de sistemas de saneamento básico ou com a má gestão dos sistemas existentes (BEAUDEQUIN, 2016).

Atualmente, milhões de pessoas, principalmente as que vivem em áreas rurais ou em regiões de baixa renda, não possuem acesso adequado à água potável, defecam a céu aberto e são vítimas de diversas doenças, sendo as gastrointestinais as mais comuns. No ano de 2016, a falta de higiene, saneamento básico e água potável foram responsáveis por aproximadamente 1,2 milhões de óbitos em uma escala global (OMS, 2019)

Além dos danos à saúde pública, problemas relacionados à ausência de saneamento contribuem para a degradação ambiental, visto que ainda hoje uma grande parcela de dejetos humanos são lançadas no meio ambiente sem qualquer tratamento (OMS, 2016), e esses dejetos contêm matéria orgânica, elementos-traço, nutrientes, fármacos e outros contaminantes químicos, além de micro-organismos patogênicos (BREGNHOJ, 2015). Dessa forma, enquanto os corpos hídricos têm sua qualidade deteriorada devido ao despejo irregular de efluentes que contém, entre outros, os nutrientes necessários para a produção de alimentos, cerca de 70% da água doce disponível é utilizada para fins agrícolas paralelamente à aplicação de fertilizantes químicos, prejudiciais tanto o meio ambiente quanto a saúde pública, utilizados a fim de suprir a demanda por nutrientes na produção de alimentos (OMS, 2019).

Percebe-se que a logística linear aplicada nos setores de saúde pública, saneamento básico e segurança alimentar impede que as relações existentes entre esses setores sejam exploradas e aplicadas de uma maneira mais sustentável. Nesse sentido, o que é visto como rejeito nos sistemas de saneamento, por exemplo, pode ser visto como um recurso no setor de produção agrícola (OMS, 2016).

Felizmente, a busca por soluções mais sustentáveis vem aumentando nos últimos anos. Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), propostos em 2015 pela Organização das Nações Unidas (ONU) para serem cumpridos até 2030 incluem a busca por soluções nos setores de saneamento, agricultura, acesso à água e saúde pública.

Dentro desse contexto, o Saneamento Ecológico (EcoSan) apresenta-se como uma alternativa com potencial de amenizar os problemas relacionados aos setores mencionados acima. Na abordagem do EcoSan os efluentes domésticos são vistos como recursos de água, nutrientes e matéria orgânica, e são separados em águas negras e águas cinzas a fim de aproveitar ao máximo o potencial de cada fração do efluente. Para Ghunmi (2009), o reuso de efluentes domésticos tratados ameniza tanto o problema de escassez de água quanto o de degradação ambiental, visto que os efluentes deixam de ser despejados no meio ambiente e passam a ser reinseridos no sistema, beneficiando a agricultura devido à presença de nutrientes. Além disso, os sistemas de saneamento ecológico são descentralizados e adaptáveis às diferentes condições socioeconômicas, de forma que a implementação em áreas rurais e em locais não contemplados pelos sistemas convencionais é bastante viável.

Nesse contexto, a fim de garantir o reuso seguro, a análise de contaminantes químicos e microbiológicos deve ser realizada. De acordo com a OMS (2006), os efeitos decorrentes de contaminações químicas a baixas concentrações são cumulativos e difíceis de serem diagnosticados. Por outro lado, a contaminação microbiológica pode causar efeitos à saúde humana através de um único contato. Os patógenos encontrados nas excretas humanas são responsáveis por uma variedade de doenças, de forma que durante a prática de reuso é totalmente possível que o indivíduo se exponha à micro-organismos patogênicos (BUTKOVSKYI et al, 2018)

Nesse aspecto, a Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) apresenta-se como uma ferramenta capaz de caracterizar e quantificar os riscos à saúde humana associados ao contato com micro-organismos patogênicos em diferentes cenários de exposição (RAZZOLINI; NARDOCCI, 2006). A AQRM é uma metodologia apoiada e recomendada pela Organização Mundial da Saúde e possibilita o gerenciamento preventivo da qualidade microbiológica da água (ASHBOLT et al., 2004).

Neste trabalho, a eficiência de um sistema de tanque séptico seguido de *wetland* construído e os riscos microbiológicos associados ao reuso de águas cinzas foram analisados.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo Geral

Avaliar um sistema de *Wetland* Construído no tratamento de águas cinzas em uma propriedade rural e o risco microbiológico associado ao reciclo agrícola.

1.1.2. Objetivos específicos

- i. Analisar a redução dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos de um sistema composto por tanque séptico seguido de *Wetland* Construído;
- ii. Avaliar o desempenho do sistema de tratamento ao longo de 10 anos de monitoramento;
- iii. Avaliar o risco microbiológico associado ao consumo de alface irrigada com água cinza de reuso através da metodologia AQRM.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. SANEAMENTO BÁSICO NOS DIAS ATUAIS

O acesso ao saneamento básico é um direito universal e essencial para manter a saúde humana, do meio ambiente e o bem-estar social. Dentro do saneamento estão incluídos os sistemas de tratamento de água e de esgoto, o manejo de resíduos sólidos e os sistemas de drenagem, sendo que a ausência desses sistemas está relacionada a diversas doenças como cólera, diarreia, hepatite A, leptospirose, entre outras, devido à presença de micro-organismos patogênicos (HAQ; CAMBRIDGE, 2012). Nos últimos anos, organizações como UNICEF, Organização Mundial de Saúde (OMS) e Organização das Nações Unidas (ONU) têm abordado a questão do saneamento e estabelecido objetivos que visam melhorar a situação do saneamento pelo mundo, os quais fazem parte dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODMs). No entanto, ainda que tenha ocorrido um avanço nessa área nas últimas décadas, para Dickin et al. (2018) os progressos para garantir acesso universal e seguro a todos estão bastante defasados quando comparados às outras áreas de desenvolvimento. Para Mara (2011) para universalizar o saneamento é necessário investir em tecnologias apropriadas para os diferentes cenários socioeconômicos.

Dados da OMS (2019) mostram que ainda hoje aproximadamente 673 milhões de pessoas defecam a céu aberto em ruas, vegetações ou corpos d'água e cerca de dois bilhões de pessoas não têm acesso ao saneamento básico e consomem água de fontes contaminadas com fezes. Estima-se que 1,2 milhões de pessoas morrem por ano em países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento como consequência do consumo de água imprópria, falta de higiene e saneamento; destas, 829 mil são vítimas de diarreia, sendo essa a segunda principal causa de morte entre crianças de um mês a cinco anos de idade. De acordo com o DATASUS, em 2018 foram registradas mais de 230 mil internações e 2 mil mortes devido a doenças de veiculação hídrica no Brasil.

A falta de saneamento básico, além de afetar a saúde pública, impacta diretamente o meio ambiente. De acordo com OMS (2016), em uma escala global são despejados anualmente mais de duas mil toneladas de dejetos humanos sem qualquer tratamento no meio ambiente. Esses dejetos contêm matéria orgânica, nutrientes, elementos traço, micro-organismos patogênicos, substâncias endócrinas, fármacos e outros micro poluentes (BREGNHOJ, 2015), e o acúmulo dessas substâncias contribui para a contaminação do solo e da água e interfere no ecossistema como um todo.

Nas áreas rurais, além dos recursos ambientais serem explorados de forma irregular por conta principalmente do desenvolvimento agropecuário - mau uso do solo, desmatamento, contaminação por produtos químicos e degradação da qualidade da água – os sistemas de saneamento, quando existentes, consistem em sistemas de fossa séptica e sumidouro e requerem manutenção adequada para que funcione adequadamente. No entanto, a maioria das residências rurais não possuem sistemas de saneamento, de forma que seus dejetos são despejados a céu aberto no meio ambiente e a água utilizada é proveniente de fontes que podem apresentar riscos à saúde humana.

Os centros urbanos, por outro lado, são em sua grande maioria atendidos pelos sistemas convencionais de tratamento de água e de esgoto e apresentam como principais problemas o crescimento populacional, a má gestão dos resíduos gerados e irregularidades no sistema existente (BREGNHOJ, 2015). Os sistemas convencionais nas áreas urbanas foram pensados e desenvolvidos inicialmente com o objetivo de garantir a menor exposição dos indivíduos aos subprodutos do saneamento e facilitar a disposição destes no meio ambiente através do uso de diferentes tecnologias de tratamento (LANGERGRABER e MUELLEGGER, 2005). Essas tecnologias, também conhecidas como tecnologias de fim de tubo, consideram os subprodutos do saneamento como resíduos que devem ser coletados, tratados e dispostos de forma apropriada no meio ambiente – um sistema linear que não leva em consideração o potencial desses subprodutos e que assume que o meio ambiente é capaz de assimilar todas as descargas que recebe (BREGNHOJ, 2015).

De acordo com Bregnhøj (2015) e Gonçalves (2009), os sistemas de tratamento convencionais não são 100% eficientes na remoção de alguns componentes, e o acúmulo destes contribui para a degradação ambiental. Além disso, esses sistemas fazem uso abusivo dos recursos hídricos, alto consumo de energia e acabam por poluir o solo e os corpos hídricos. Ainda, esses sistemas apresentam um alto custo de investimento necessário para a construção, operação e manutenção (WERNER et al., 2007). Para Gonçalves (2009); Langergraber e Muellegger (2005) os sistemas convencionais de tratamento de água e esgoto já se mostram insustentáveis até mesmo para as áreas urbanas, de forma que para as áreas rurais é ainda mais inviável.

Sendo assim, nos últimos anos diversos estudos vêm sendo realizados a fim de identificar soluções para a questão do saneamento nas áreas rurais e em áreas que não são contempladas pelos sistemas convencionais (BREGNHOJ, 2015). Para Wilderer e Schreff (2000), os sistemas descentralizados de saneamento apresentam-se como a

solução mais viável para estes locais; para Werner et al. (2004) e Gonçalves (2009), são necessários novos conceitos e práticas a respeito do saneamento, com foco em sistemas circulares ao invés de lineares e que sejam condizentes com as condições socioeconômicas locais. Como aponta Gonçalves (2009), o manejo dos recursos seguindo ciclos fechados é fundamental para garantir a sustentabilidade.

Dentro desse contexto, o Saneamento Ecológico (EcoSan) apresenta-se como uma alternativa viável por possuir princípios que objetivam reduzir os riscos à saúde humana ao mesmo tempo em que preservam o meio ambiente e fornecem recursos valiosos através da gestão adequada e do reuso dos subprodutos do saneamento (FERREIRA et al. 2016).

2.2. QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA, MICRO-ORGANISMOS INDICADORES E DE REFERÊNCIA

A qualidade microbiológica da água, de modo geral, é avaliada através da presença ou da ausência de micro-organismos indicadores de contaminação, geralmente representados pelos coliformes totais, *Escherichia coli* e *Enterococcus*, todos pertencentes ao grupo das bactérias. A presença destes micro-organismos nas águas é um indicativo de que houve contaminação fecal e de que há risco à saúde humana associado ao contato com a água (BICHAI e SMEETS, 2013). Por conta disso, a presença desses micro-organismos indicadores é comumente analisada com o propósito de alertar possíveis riscos à saúde humana, além de servir para avaliar a eficiência de sistemas de tratamento em termos de remoção microbiológica.

No entanto, de acordo com EPA (2012), a maior questão a respeito do uso destes micro-organismos indicadores para análise da qualidade da água é que eles têm uma capacidade limitada em prever a presença de patógenos. A ausência destes micro-organismos em um corpo d'água não garante, necessariamente, a ausência de micro-organismos patogênicos. Para Ashbolt et al. (2010); Razzolini e Nardocci (2006), os padrões de qualidade da água que utilizam apenas as bactérias como micro-organismos indicadores são questionáveis e incertos, visto que os grupos de micro-organismos se comportam de maneiras diferentes no meio ambiente.

Hrudey et al. (2003) mostra em seu estudo que, nas últimas décadas, alguns surtos de contaminação microbiológica aconteceram em locais onde não foi constatada a presença de micro-organismos indicadores. Isto é, apesar das análises apontarem segurança microbiológica, havia risco associado. Sendo assim, métodos que identifiquem a qualidade microbiológica da água de forma segura e efetiva têm sido avaliados em

diferentes estudos, como os realizados por De Luca et al. (2013), Paraskevopoulos (2019) e Purnell et al. (2020). Esses estudos, entre outros, utilizam os bacteriófagos como modelos representativos de vírus entéricos na identificação da qualidade microbiológica da água.

Os bacteriófagos são um tipo de vírus que infectam bactérias e são considerados adequados como indicadores de contaminação viral, visto que são excretados nas fezes humanas e são tão resistentes quanto os vírus entéricos nos ambientes aquáticos (DE LUCA et al., 2013). Além disso, os bacteriófagos possuem modo de reprodução, estrutura, composição e tamanho semelhantes aos vírus entéricos, e apresentam uma resistência maior aos tratamentos quando comparado às bactérias. De acordo com Purnell et al. (2020), esses micro-organismos apresentam uma correlação maior com a presença de vírus entéricos no ambiente aquático do que os indicadores de contaminação fecal comumente utilizados, de forma que podem oferecer informações importantes a respeito de prováveis fontes de contaminação viral.

Os métodos para a detecção e enumeração de bacteriófagos são considerados simples, rápidos e acessíveis frente aos demais. Os grupos de fagos propostos como indicadores incluem os Fagos somáticos, Fagos específicos F-RNA e os fagos que infectam *Bacteroides fragilis* (DE LUCA et al., 2013). De acordo com Paraskevopoulos (2019), na análise de vírus em sistemas de wetlands construídos a utilização de fagos como micro-organismos indicadores tem sido comumente aplicada. Purnell et al. (2020) menciona em seu trabalho o uso de fagos em diferentes estudos que aplicam a metodologia da AQRM a fim de identificar os principais riscos microbiológicos associados a sistemas de reuso de efluentes.

Os micro-organismos de referência, de acordo com Cohim et al. (2007), são micro-organismos que apresentam alta importância sanitária. *Salmonella*, *Campylobacter* e *Escherichia coli* são bactérias de referência, Rotavírus, Adenovírus e Enterovírus são vírus de referência, Giardia e *Cryptosporidium* protozoários de referência e *Ascaris lumbricoides* é um helminto de referência em aspecto sanitário. Nesse estudo, a *Salmonella* spp e o Rotavírus foram definidos como micro-organismos de referência representativos das bactérias e dos vírus, respectivamente.

Salmonella spp é uma bactéria zoonótica, capaz de infectar uma ampla gama de animais incluindo aves, bovinos, suínos, animais domésticos e répteis, e também capaz de infectar humanos. É um patógeno comum de origem alimentar e que possui alta prevalência em amostras ambientais. A infecção causada por *Salmonella* pode levar ao

desenvolvimento de diferentes doenças de grau leve à crônico, sendo que a ocorrência de doenças crônicas é mais comum em pássaros e animais. Em humanos, as infecções por *Salmonella spp.* geralmente causam manifestações clínicas como gastroenterite, com sintomas de diarreia leve à aguda, náuseas e vômitos. Bacteriemia e febre tifoide também são manifestações clínicas que podem aparecer, assim como o desenvolvimento de sequelas como doença inflamatória intestinal e artrite reativa (OMS, 2016).

O *Rotavírus*, por sua vez, é considerado a principal causa isolada de morte infantil no mundo e está entre os principais agentes causadores de diarreia em humanos e animais, incluindo mamíferos e aves. O gênero *Rotavirus* é dividido em sete grupos, de A a G, sendo que alguns infectam especificamente humanos, enquanto outros são capazes de infectar animais. Esses vírus já foram detectados em esgotos, rios, lagos e em águas tratadas, demonstrando alta persistência em ambientes aquáticos e resistência a processos de desinfecção. Pessoas infectadas por rotavírus excretam cerca de 10^8 micro-organismos por grama de fezes por até 8 dias consecutivos, de forma que a principal via de transmissão é a rota fecal-oral (HAAS et al. 2014).

2.3. SANEAMENTO ECOLÓGICO

De acordo com Langergraber e Muellegger (2005), o Saneamento Ecológico possui princípios que se baseiam na descentralização, sustentabilidade, preservação da saúde humana e ambiental, valorização dos subprodutos do saneamento, viabilidade econômica e adaptabilidade. Os sistemas de saneamento ecológico sugerem uma mudança na percepção e na gestão dos subprodutos do saneamento, de forma que eles deixam de ser vistos como resíduos e passam a ser vistos como importantes recursos para uma próxima etapa.

Em termos mais específicos, o EcoSan propõe o uso racional da água através do reuso de efluentes tratados para fins não potáveis e a recuperação dos nutrientes presentes nas fezes e na urina humana para posterior reciclo na agricultura. Além disso, propõe sistemas de captação da água da chuva e a gestão de resíduos orgânicos e de excretas animais (LANGERGRABER; MUELLEGGGER, 2005). A abordagem do EcoSan possibilita integrar questões de saneamento, agricultura, recursos hídricos e saúde pública por meio de um sistema circular que sugere a reintrodução dos subprodutos do saneamento no próprio sistema (KC; SHINJO, 2017). Outro aspecto relevante em relação ao EcoSan é que não há uma tecnologia específica a ser implementada, e sim um conceito a partir do qual se determina a tecnologia apropriada conforme as circunstâncias locais.

De acordo com Langergraber e Muellegger (2005), essa tecnologia deve ser acessível, com *design* e operação simples e consistente com os valores sociais, culturais e ambientais do local.

Para Simha e Ganesapillai (2017), uma das principais características que distingue os sistemas de saneamento ecológico dos demais é a possibilidade de segregação do esgoto em águas negras (efluentes provenientes dos vasos sanitários, podendo ou não incluir os efluentes da cozinha) e águas cinzas (efluentes provenientes dos banheiros e da área de serviço, podendo ou não incluir os efluentes da cozinha). Ainda, existem sistemas com dispositivos separadores de urina e fezes, os quais podem fornecer as águas amarelas (apenas urina) e as águas marrons (apenas fezes). De acordo com Magri (2013), a segregação do efluente permite tratá-los individualmente, aproveitando ao máximo o potencial de cada um e facilitando o reciclo das excretas.

De acordo com Bregnhøj (2015), atualmente os conceitos do EcoSan têm sido implementados majoritariamente em locais que apresentam maior carência por alternativas simples, sustentáveis e viáveis, como áreas rurais e países como a Índia, África do Sul, Turquia, Nepal, Quênia, Moçambique, entre outros. No entanto, devido aos inúmeros benefícios desses sistemas, alguns países industrializados como Alemanha, Suécia, Holanda e Dinamarca já adotam os princípios da EcoSan em alguns dos seus projetos (SIMHA; GANESAPILLAI, 2017).

Os benefícios do Saneamento Ecológico são inúmeros, entre eles: conservação dos recursos naturais; produção de biofertilizantes devido ao reciclo de nutrientes; melhoria qualidade de vida da população local; melhoria da saúde ambiental, entre outros. Além disso, contribui para a agricultura sustentável e conseqüentemente para a segurança alimentar, e apresenta-se como uma alternativa econômica e adaptável aos diferentes cenários socioeconômicos (MAGRI, 2013).

Além disso, o conceito do EcoSan vai ao encontro dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que fazem parte dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODMs) estabelecidos pelas Nações Unidas em 2015 para serem cumpridos até o ano de 2030. O objetivo 2, que diz respeito à segurança alimentar e agricultura sustentável; o objetivo 6, que trata da gestão sustentável da água e saneamento para todos e o objetivo 12, que diz respeito à gestão sustentável de resíduos e o uso eficiente dos recursos naturais.

2.3.1. Reuso das águas no Saneamento Ecológico

De acordo com Magri e Philippi (2010), atualmente os problemas associados à falta de água e à deterioração da qualidade da água ocorrem em função do mau gerenciamento dos recursos hídricos em todas as instâncias - irregularidade na distribuição de água, aumento das demandas e lançamento de contaminantes nos corpos hídricos. Ainda hoje, gasta-se uma quantidade considerável de água potável para suprir demandas não potáveis, como lavagem de carro e garagem, irrigação, vaso sanitário, máquina de lavar roupa, extintor de incêndio, entre outras.

A abordagem do EcoSan frente à questão da água propõe a separação dos efluentes domésticos em águas cinzas e águas negras a fim de aproveitar ao máximo o potencial de cada uma, além de propor o aproveitamento da água da chuva. As águas cinzas são as águas que não possuem contribuição do vaso sanitário e, por conta disso, apresentam menor concentração de poluentes e podem ser mais facilmente reutilizadas para fins não potáveis após tratamento. As águas negras, por outro lado, são as águas que possuem contribuição do vaso sanitário e, dependendo do projeto, recebem contribuição dos efluentes provenientes da cozinha (MAGRI, 2009). Essas águas são produzidas em menor volume e apresentam alta concentração de nutrientes. Um estudo feito por Gonçalves (2009) mostrou que em termos quantitativos as águas cinzas representam 64% dos efluentes gerados em uma residência, enquanto as águas negras representam 36%.

De acordo com Magri e Philippi (2010), a adoção de medidas que possam substituir o uso de água potável por fontes alternativas para fins não potáveis tem um papel fundamental na gestão sustentável da água. O reuso de águas apresenta-se como uma alternativa de ampliação da oferta de água e contribui para a preservação dos recursos hídricos em termos quantitativos e qualitativos. Diversas regiões do mundo têm reutilizado os efluentes dos sistemas de esgoto para irrigação na agricultura, principalmente os locais com escassez de água e recursos financeiros. Em Israel, por exemplo, cerca de 84% do esgoto tratado é reutilizado na agricultura (CHANDRASEKARAN; JIANG, 2018).

A necessidade de minimizar os riscos ambientais e à saúde humana associados ao reuso de efluentes tratados levou organizações nacionais e internacionais a desenvolverem diretrizes e regulamentações a respeito do reuso seguro. Entre as diretrizes destaca-se o documento elaborado pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 2006), intitulado “*Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*”, e o

documento elaborado pela Agência de Proteção Ambiental (EPA, 2012), intitulado “*Guidelines for Water Reuse*”. Outros países, como Canadá, Austrália e China também desenvolveram diretrizes visando o reuso seguro de efluentes, todos baseados nos documentos elaborados pela OMS (2006) e pela EPA (2012), de acordo com Sanz e Gawlik (2014). Contudo, como aponta Ghunmi (2009), estes documentos não levam em consideração as variações da qualidade da água requerida para as diferentes opções de reuso, o que inviabiliza a prática segura em algumas modalidades.

2.3.2. Águas cinzas

As águas cinzas podem ser descritas como a fração de esgoto sanitário que não possui contribuição do vaso sanitário, ou seja, são os efluentes provenientes do chuveiro, lavabo, máquina de lavar roupa e tanque, podendo ou não incluir os efluentes derivados da cozinha (AL-MASHAQBEH et al., 2012; MAGRI et al., 2009). Estudos indicam que as águas cinzas representam entre 50 e 80% de todo o esgoto gerado (BURNAT et al., 2010; REDWOOD, 2008), e visto que não há contribuição do vaso sanitário, a concentração de contaminantes presentes é baixa em comparação às águas negras (DONNER et al., 2010). Para Niwagaba et al. (2014), esses aspectos, somados ao fato de que as águas cinzas são produzidas continuamente, fazem com que estas águas apresentem um grande potencial de reuso.

Diversos estudos foram realizados com o objetivo de identificar as características das águas cinzas e avaliar o seu potencial de reuso e identificaram variabilidade tanto em termos quantitativos quanto em termos qualitativos. De acordo com Donner et al. (2010); Jamrah et al. (2008) e Magri et al. (2009), as características das águas cinzas variam em função da qualidade de água de abastecimento, dos usos geradores de água na residência, da sazonalidade, dos hábitos, estilo de vida dos moradores e da condição socioeconômica dos mesmos. Para Magri (2009), essa variabilidade se traduz em uma diversidade de opções de reuso e conhecer as características destas águas permite identificar alternativas de tratamento e gerenciamento das mesmas. Como aponta Friedler, Kovalio e Ben-Zvi (2006), para poder aliar o reuso de água com questões de saúde pública e saúde ambiental é necessário promover o tratamento adequado deste efluente com base nas suas características e na finalidade do reuso.

No que diz respeito às alternativas de reuso, estudos mostram que o reuso de águas cinzas para fins não potáveis é capaz de gerar uma economia de 40 a 60% do consumo de água na residência (NIWAGABA et al., 2014). Como menciona Niwagaba et al. (2014),

atualmente ainda se utiliza água potável para diversos fins que não necessitam deste padrão de qualidade e que podem ser facilmente substituídas por águas cinzas tratadas. Uma das aplicações mais comuns para reuso de águas cinzas é no vaso sanitário, responsável por aproximadamente 30% do consumo de água em uma residência (JEFFERSON et al., 2004); no entanto, as águas cinzas tratadas têm sido utilizadas para diversas aplicações, incluindo irrigação de jardins, lavagem de carro e garagem, extintor de incêndio, recarga do lençol freático (JEFFERSON et al., 2004; ERIKSSON et al., 2002), irrigação de campos de golfe, parques, cemitérios, produção de concreto, entre outras (OKUN, 1997).

O potencial quantitativo de reuso das águas cinzas foi avaliado em alguns estudos através da medição do consumo de água nas diferentes peças hidrossanitárias que contribuem para a geração da água cinza. A Tabela 1 apresenta o resultado de alguns estudos.

Tabela 1 - Contribuição das diferentes peças hidrossanitárias para a geração de águas cinzas, em litros por habitante dia.

Peça	Contribuição hidrossanitária (L.hab/d)					Referência
Chuveiro	4	21	37	30	62	Jamrah et al., 2007
Lavabo	2	28				Inwrdam, 2000
Lavanderia	5	10	46	13	34	Magri et al., 2010
Total	11	59	83	43	96	Morel e Diener, 2006

Fonte: A autora (2019)

É possível observar na Tabela 1 a variação na quantidade de águas cinzas geradas nos diferentes estudos apresentados. O estudo realizado por Morel e Diener (2006) mostra que na África do Sul a média de geração de águas cinzas é de 20L/hab.d, enquanto na Malásia a média é de 225L/hab.d.

O estudo realizado por Magri (2009) mostra que o consumo médio de água de um vaso sanitário é de 26L/hab.d. Com base nisso e de acordo com os valores apresentados na Tabela 1, pode-se afirmar que, em termos quantitativos, em alguns locais é possível reutilizar no vaso sanitário as águas geradas nas diferentes peças hidrossanitárias da residência, em alguns casos sendo capaz de gerar ainda um excedente para demais usos, como irrigação ou lavagem de carros e calçadas.

Em relação aos aspectos qualitativos, como menciona Ghunmi (2009), nas águas cinzas é possível identificar a presença de nutrientes, compostos químicos (em sua grande parte provenientes de produtos de limpeza e higiene) e micro-organismos patogênicos.

2.3.3. Características físico-químicas das águas cinzas

De acordo com Magri (2009), além dos fatores previamente citados, a composição da água cinza é função do volume de água consumido na residência. Quando o volume é grande, os compostos orgânicos e inorgânicos presentes na água se diluem e a concentração deles diminui, e vice-versa.

A Tabela 2 apresenta caracterizações físico-químicas de águas cinzas apresentadas em diferentes estudos.

Tabela 2 - Caracterização físico-química da água cinza em diferentes estudos

Parâmetros					Referência
DQO (mg/L)	pH	SST	Nitrogênio total (mg/L)	Fósforo ortofosfato (mg/L)	
183,4	9,0	44,8	-	-	Knupp (2013)
77,2	7,6	-	-	-	Laaffat et al. (2017)
1199,5	8	234	5,6	82,9	Pires (2012)
1025	8,3	104	2,8	62,4	Monteiro (2014)
1227,9	8,2	252,4	6,7	90,6	Magri et al. (2011)
1745,3	7,5	-	-	-	Collivignarelli (2020)

Fonte: A autora (2019)

Os valores apresentados na Tabela 2 mostram uma variação na Demanda Química de Oxigênio (DQO) entre 7307 - 211 mg/L; turbidez entre 337 - 3.5 NTU; Sólidos Suspensos Totais (SS) entre 5176 - 7 mg/L; Nitrogênio Amoniacal (NH₄) entre 28.7 - 6.6 mg/L e fósforo (P) entre 24.1 - 0.36 mg/L. Esses valores ilustram a variação das características físico-químicas das águas cinzas em função de diferentes fatores. De acordo May (2009), as principais fontes de fósforo nas águas cinzas são os detergentes e os sabões que contêm fosfato.

2.3.4. Contaminação microbiológica associada ao reuso de águas cinzas

De acordo com Exall, Marsalek e Schaefer (2004), um dos grandes desafios dos sistemas de saneamento projetados com base na logística circular é a garantia da segurança microbiológica durante a prática de reuso. Os patógenos encontrados nas águas cinzas são responsáveis por uma variedade de doenças, e considerando as características dos patógenos e as etapas de reuso, para Butkovskiy et al. (2018), é possível que o indivíduo se exponha à micro-organismos patogênicos durante a prática.

Jamrah et al. (2008) aponta em seu estudo que os grupos de micro-organismos normalmente presentes nas águas cinzas incluem as bactérias, vírus e parasitas e estes encontram-se em concentrações altas o suficiente para apresentar risco à saúde humana.

A resposta humana à infecção por micro-organismos patogênicos varia bastante e é função das características do patógeno e do indivíduo, mas em geral está associada a doenças gastrointestinais, em sua grande maioria manifestadas através de casos de diarreia. As infecções microbiológicas podem ser transmitidas por espécies patogênicas de vírus, bactérias, protozoários e helmintos (OMS, 2006).

As bactérias são micro-organismos encontrados naturalmente no corpo humano e são excretadas em grandes concentrações nas fezes, podendo ou não conter espécies patogênicas. Esse grupo de micro-organismos pode se multiplicar naturalmente no meio ambiente e no corpo humano e é caracterizado por apresentar uma baixa resistência quando submetidos a processos de inativação microbiológica dentro de um sistema de tratamento (OMS, 2006).

Os vírus, por outro lado, não são capazes de se reproduzir no meio ambiente; no entanto, são capazes de sobreviver por um longo período de tempo e de resistir a processos de tratamento e a condições ambientais adversas e letais para outros micro-organismos sem perder seu potencial infectante. Além disso, ao contrário das bactérias que apresentam alta dose infectante, a quantidade de vírus necessária para causar uma infecção é relativamente baixa, sendo possível que uma infecção ocorra com a presença de um único vírus (TAVARES, CARDOSO e BRITO, 2005; BANKY, 2017)

Visto que as águas cinzas não possuem contribuição do vaso sanitário, a presença de micro-organismos patogênicos nessas águas é consequência de atividades rotineiras como lavagem de roupas contaminadas com fezes (fraldas e roupas íntimas, por exemplo), banho, lavagem das mãos após o contato com alguma superfície ou objeto contaminado com fezes e até o preparo de alimentos crus (principalmente carnes) (OTTOSSON, 2003).

Uma vez contaminada microbiologicamente, a água cinza pode vir a contaminar os indivíduos através de diferentes cenários de exposição microbiológica, tanto por ingestão acidental quanto por inalação de micro-organismos patogênicos. Como menciona Eriksson et al. (2002), durante o reuso de águas cinzas em vasos sanitários, há risco de os micro-organismos se espalharem por meio de aerossóis no momento da descarga e o indivíduo inalar essas partículas. Em caso de reuso para irrigação, há risco de o indivíduo ingerir ou inalar um pequeno volume de água durante o processo e vir a se

contaminar. Ainda, existe risco de os micro-organismos, uma vez dentro do sistema, se multiplicarem até alcançarem concentrações fora do padrão de qualidade microbiológica (ERIKSSON et al., 2002).

A inalação de micro-organismos patogênicos ocorre devido à presença de pequenas partículas suspensas contaminadas no ar. Benami et al. (2016) mostrou em seu estudo que essas partículas possuem diâmetro entre 0,01-50µm e são categorizadas como aerossóis. Micro-organismos patogênicos, como vírus e bactérias, são comumente carregados por aerossóis e, de acordo com os autores, esses micro-organismos permanecem estáveis dentro destas partículas. A inalação destas partículas, portanto, faz com que elas penetrem nos pulmões e atinjam o sistema gastrointestinal. Sendo assim, para Benami, Gillor e Gross (2016), ainda que as águas cinzas não possuam contribuição do vaso sanitário e apresentem uma concentração de micro-organismos muito menor do que as águas negras, a análise da presença destes micro-organismos não pode ser negligenciada, assim como o risco microbiológico associado à prática de reuso.

2.4. LEGISLAÇÕES A RESPEITO DO REUSO DE ÁGUAS

No Brasil, diferentes leis, normas e regulamentos já foram instituídos a respeito do uso da água - abastecimento e gestão de recursos hídricos, qualidade da água e do efluente, padrões de potabilidade da água e serviços de saneamento em geral. Dentre as leis, destaca-se a Lei nº 9.433/1997 que institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos, a Lei nº 11.445/2007 que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e a Lei nº 14.026/2020 que atualiza o marco legal do saneamento básico. Destas, apenas a última faz menção direta ao reuso de águas e de forma pouco específica, ainda que as demais mencionem a situação crítica de escassez dos recursos hídricos e a necessidade do uso racional deles.

Não há, até os dias atuais, legislações a nível federal que trate do reuso de água. Existem, porém, algumas resoluções como a Resolução CNRH nº 54/2005 que estabelece modalidades, diretrizes e critérios para a prática de reuso direto não potável e a Resolução CNRH nº 121/2010 semelhante à anterior, porém com foco no reuso agrícola e florestal. No entanto, ambas tratam o assunto de forma abrangente, atribuem a responsabilidade pela definição das diretrizes, critérios e parâmetros aos “órgãos competentes” e não apresentam referências sobre padrões de qualidade a serem seguidos para o reuso não potável de água, tampouco falam sobre os aspectos de reuso relacionados à saúde pública.

Outros documentos, como a Resolução COEMA nº2 de 2017, a Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº1 de 2017 e a Resolução Conjunta SES/SIMA nº1 de 2020, abordam a questão do reuso de forma mais específica, apresentando diferentes modalidades, critérios e parâmetros de qualidade. No entanto, no que diz respeito à qualidade microbiológica da água de reuso, é possível observar que há uma variação nos padrões de qualidade recomendados nestas resoluções.

Além dessas resoluções, há recomendações do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) sobre o reuso de águas e a NBR 13.969/97, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), onde a prática de reuso é recomendada como forma de disposição final de efluentes tratados e são apresentados alguns critérios e parâmetros de projeto. Vale ressaltar que muitas das ações de reuso apresentadas nos documentos citados são baseadas em critérios de outros países ou organizações, como a OMS (2006) e a Agência de Proteção Ambiental Estadounidense (EPA, 2012).

2.5. WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

Wetlands Construídos (WC) são sistemas de tratamento de efluentes desenvolvidos e projetados com o objetivo de replicar os sistemas naturais de *wetlands* (QOMARIYAH et al., 2017; WU et al., 2015). De acordo com Paraskevopoulos (2019), os WC apresentam a mesma capacidade e funcionalidade dos *wetlands* naturais, no entanto sem algumas limitações relacionadas à disposição de efluentes em ecossistemas naturais, seleção do local e flexibilidade no dimensionamento. Os *wetlands* são sistemas ecológicos e sustentáveis e são considerados uma alternativa simples de tratamento de efluentes e que contribui para a prática de reuso e conservação dos recursos hídricos (PARASKEVOPOULOS, 2019).

Dentre as vantagens dos WC, Collivignarelli et al. (2020); De Simone Souza et al. (2017) e Qomariyah et al. (2017) destacam a simplicidade operacional, a manutenção simples, o custo-benefício e o baixo impacto ambiental. Para Paraskevopoulos (2019), uma das principais vantagens dos WC é o valor ecológico e paisagístico proporcionado por estes sistemas. Além disso, o autor destaca que, por serem sistemas descentralizados, os WC possuem grande aplicabilidade em áreas rurais.

Os WC são compostos principalmente por vegetação, substratos, micro-organismos e efluente e realizam processos físicos, químicos e biológicos simultaneamente a fim de promover a degradação do efluente (SAEED e SUN, 2012;

VYMAZAL, 2011). Nesses sistemas, parte do processo de purificação ocorre durante o contato do efluente com a superfície dos substratos e das raízes das plantas. Qomariyah et al. (2017) aponta em seu trabalho a importância das plantas no processo de tratamento de wetlands. Segundo o autor, as plantas são responsáveis por transportar oxigênio para a zona de raízes (rizosfera), possibilitando sua sobrevivência em condições anaeróbias. Na superfície das raízes ocorre a aderência e o crescimento de micro-organismos com consequente formação da camada de biofilme, responsável por realizar parte do processo de degradação.

Em relação à vegetação, diferentes estudos demonstraram bons resultados ao utilizarem macrófitas nos sistemas de WC (QOMARIYAH et al., 2017). De acordo com Collivignarelli et al. (2020) e Sezerino et al. (2015), diversos tipos de macrófitas já foram empregadas e apresentaram bom desempenho. Em relação aos substratos, os mais utilizados incluem solo, areia, cascalho, brita e outros materiais naturais (QOMARIYAH et al., 2017). No Brasil, Sezerino et al. (2015) afirma que a areia e a brita são os meios filtrantes mais utilizados.

A classificação dos WC ocorre de acordo com a hidrodinâmica do sistema. Sendo assim, são classificados em wetlands de escoamento superficial e wetlands de escoamento sub-superficial. Os WC de escoamento superficial são similares aos wetlands naturais por apresentarem fluxo superficial com baixa velocidade. Já nos WC de escoamento sub-superficial, o fluxo pode ocorrer tanto no sentido vertical como no sentido horizontal, sendo então classificados como Wetlands Construídos de Fluxo Vertical (WCFV) e Wetlands Construídos de Fluxo Horizontal (WCFH). Existem também sistemas híbridos, onde o tratamento é composto pela combinação dos sistemas de fluxo vertical e horizontal (QOMARIYAH et al., 2017) e sistemas em que os WC são aplicados como etapa de pós-tratamento de decanto-digestores tipo tanque séptico (SEZERINO et al., 2015).

No que diz respeito ao desempenho desses sistemas, estudos mostraram que os WC apresentam boa eficiência de remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos, sólidos suspensos totais (SST), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), matéria orgânica dissolvida, particulada e metais pesados (ALUFASI et al., 2017). De Simone Souza et al. (2017) mostraram em seu trabalho que a eficiência dos WC para tratamento de águas cinzas alcançou valores de remoção acima de 90% para sólidos suspensos totais (SST) e DBO e valores acima de 80% para DQO, assim como o trabalho realizado por Magri et al. (2012), que apresentou uma eficiência de remoção de DQO e SST de 92 e 94% respectivamente.

Nos WC, o efluente escoia pelo sistema e entra em contato com diferentes mecanismos que contribuem para a remoção dos contaminantes ali presentes. Paraskevopoulos (2019) e Wu et al. (2015) destacam alguns processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem, como biodegradação, sedimentação, filtração, precipitação, volatilização, adsorção e absorção pelos tecidos das plantas. No entanto, para Paraskevopoulos (2019), visto que estes processos podem ocorrer de forma simultânea ou individual, é difícil especificar quais são responsáveis pela remoção dos contaminantes e de que maneira eles atuam. Wu et al. (2015) afirma que esses processos são direta ou indiretamente influenciados pelas condições ambientais internas e externas, como temperatura, disponibilidade de oxigênio dissolvido e de matéria orgânica, condições operacionais, entre outros.

No que diz respeito à remoção de micro-organismos patogênicos ou indicadores fecais em um sistema de WC, de acordo com Wu et al. (2016), a oxidação e a exposição a biocidas excretados pelas plantas são alguns dos fatores químicos que podem atuar na remoção de micro-organismos. Em relação aos fatores biológicos, Paraskevopoulos (2019) destaca a morte natural, predação, competição por nutrientes e retenção dos micro-organismos nos biofilmes como fatores que contribuem para a remoção microbiológica, sendo a predação e a morte natural os dois processos mais citados. Dentre os fatores físicos que atuam no processo de remoção, Wu et al. (2016) aponta a filtração como um mecanismo que desempenha um papel importante na redução de patógenos, assim como o processo de adsorção. A sedimentação é outro fator mencionado nos estudos como um processo eficiente na remoção de alguns parasitas, como ovos de helmintos, devido à elevada velocidade de sedimentação (e.g., ~ 0.1 mm/s) quando comparada à velocidade de sedimentação dos protozoários e outras bactérias (e.g., ~ 0.001 mm/s). No caso dos vírus, estes permanecem estáveis quando em suspensão e só podem ser efetivamente removidos por sedimentação quando estiverem ligados a partículas maiores (WU et al., 2016).

No entanto, como menciona Wu et al. (2016), a dificuldade em apontar quais fatores têm maior influência na remoção de micro-organismos indicadores dentro de um sistema de WC vem do fato de que a performance do tratamento tem relação direta com o *design* e com os parâmetros de projeto, de forma que há uma variação em termos de eficiência dos mecanismos de remoção.

Em relação ao *design* do sistema, para Paraskevopoulos (2019), ao comparar os WCFH e WCFV, uma das grandes vantagens dos WCFH é que devido ao fato do efluente fluir horizontalmente de forma sub-superficial, ele não se expõe diretamente ao meio

ambiente e, portanto, o risco associado à exposição a novos patógenos e à recontaminação através do contato direto com o meio ambiente é menor. Além disso, os WCFH apresentam uma ampla faixa de remoção de fósforo (MAGRI et al., 2012) e nos últimos anos diversos estudos têm apontado os WCFH como sistemas eficientes no tratamento de águas cinzas com vista para o reuso (COLLIVIGNARELLI et al., 2020; MAGRI et al., 2009). De um modo geral, os WC têm mostrado boa eficiência e aplicabilidade ao redor do mundo (DE SIMONE SOUZA et al., 2017); no entanto, ainda hoje há uma carência de estudos que demonstrem a eficiência e o desempenho de sistemas de WC a longo prazo (WU et al., 2015).

2.6. AVALIAÇÃO DE RISCO

A análise de risco é uma ferramenta de apoio à tomada de decisões, utilizada hoje nos mais diversos setores, como economia, engenharia, saúde pública e do meio ambiente. A análise de risco funciona como uma abordagem sistemática e preventiva ao risco, através da qual é possível minimizar e controlar os riscos (HAAS et al., 2014).

O processo de análise de risco inclui avaliação, gerenciamento e comunicação do risco. A avaliação pode ser qualitativa ou quantitativa, de forma que a quantitativa associa valores numéricos aos perigos e apresenta os riscos inerentes àquele cenário através de cálculos probabilísticos, possibilitando uma visão geral dos mesmos (OMS, 2016).

Por apresentar resultados com embasamento científico, a análise de risco se mostra confiável e funciona como um auxílio à tomada de decisões. Através de orientações referentes às medidas de controle e intervenção é possível diminuir os riscos associados à determinadas ações (RAZZOLINI; NARDOCCI, 2006).

2.7. AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)

A AQRM consiste na aplicação dos princípios da análise de risco em termos microbiológicos, tendo como principal objetivo estimar os efeitos à saúde humana decorrentes do contato com micro-organismos patogênicos em diferentes cenários de exposição (HAAS et al., 2014).

A metodologia da AQRM é apoiada pela OMS e descrita em “*Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management*”, publicado em 2016. De acordo com a definição apresentada no documento, a AQRM é uma abordagem que leva em conta informações epidemiológicas, o modelo-dose resposta dos micro-organismos, a concentração de patógenos e as taxas de ingestão destes patógenos em um

determinado cenário de exposição a fim de identificar a probabilidade de infecção (risco microbiológico) decorrente do contato com um meio contaminado microbiologicamente (OMS, 2016).

Para estimar o risco microbiológico dentro de um determinado cenário de exposição, são necessárias diferentes informações: a procedência da água e o tratamento aplicado, a concentração de patógenos ali presentes, quais atividades envolvem o uso dessa água e com qual frequência são realizadas, além de diversas informações a respeito dos patógenos envolvidos (O'TOOLE et al., 2012).

De acordo com a OMS (2016), a AQRM tem sido aplicada principalmente no contexto do gerenciamento da qualidade da água, sendo utilizada para orientar legislações e recomendações a respeito de práticas seguras (BUSGANG et al., 2018). Além disso, como ressaltam Schoen e Garland (2017), a AQRM tem sido muito aplicada no prognóstico de contaminações microbiológicas relacionadas ao reuso não potável de efluentes tratados.

A metodologia é dividida em quatro principais etapas, sendo elas: identificação do perigo, avaliação da exposição, modelo dose-resposta e caracterização do risco.

2.7.1. Identificação do perigo

A identificação do perigo tem como principal objetivo determinar os micro-organismos mais relevantes para o estudo em questão. Para tal, é necessário buscar em literatura quais os principais patógenos encontrados nas águas cinzas, estudos epidemiológicos que apresentem a resposta humana ao contato com esses patógenos e a relevância destes em termos de saúde pública. Além disso, é necessário certificar de que as informações necessárias para a caracterização dos micro-organismos previamente definidos já existem e estão disponíveis (HAAS et al., 2014).

Em estudos de AQRM normalmente são escolhidos patógenos de referência para cada grupo de micro-organismo. Os patógenos de referência são utilizados a fim de fornecer um modelo conservador para a avaliação de risco, ou seja, se o patógeno de referência for controlado, presume-se que outros patógenos importantes dentro de cada classe também serão controlados.

2.7.2. Avaliação da exposição

A avaliação da exposição consiste em identificar e analisar a população exposta ao risco, os cenários de exposição microbiológica e a concentração dos micro-organismos nestes cenários, assim como a taxa de ingestão de patógenos durante a exposição (OMS, 2016; HAAS et al., 2014).

Quando se trata de reuso de água, é possível identificar diferentes cenários de exposição microbiológica. A transmissão pode ocorrer através de diferentes vias como ingestão, contato ou inalação. No contexto do reuso de águas cinzas, a irrigação e a descarga do vaso sanitário são exemplos de cenários de exposição que apresentam diferentes rotas de transmissão: inalação, ingestão e contato.

No caso do reuso em vaso sanitário, aerossóis contendo águas cinzas são produzidos após uma descarga e podem ser inalados, atingindo o sistema respiratório. No caso da irrigação, a exposição microbiológica pode ser decorrente da ingestão de alimentos irrigados com água cinza; através da inalação de aerossóis durante a irrigação ou mesmo através do contato direto com a água de reuso, podendo afetar a mucosa, os olhos e a pele (LIM et al. 2015). Além disso, é importante conhecer a frequência com que o indivíduo está exposto aos fatores de risco – por exemplo, a frequência do uso de descarga é diária, já a frequência de irrigação pode variar a cada 2 ou 3 dias.

A probabilidade de infecção microbiológica dentro de um cenário de exposição é estimada com base na dose de micro-organismos ingerida ou inalada naquele cenário, resultante da ingestão de um determinado volume de água contaminada microbiologicamente. Para estimar a dose ingerida, é necessário conhecer os dados de volume de água ingerida pelo indivíduo durante aquela atividade e a concentração de micro-organismos naquele cenário de exposição.

Os volumes ingeridos são comumente encontrados em literatura, enquanto as concentrações de micro-organismos são preferencialmente determinadas através de análises laboratoriais; no entanto, para alguns patógenos e em determinadas circunstâncias, o processo de quantificação em laboratório pode ser inviável devido ao alto custo e complexidade. Nesses casos, recomenda-se que sejam utilizados dados de concentração encontrados em literatura que apresentem o cenário mais similar possível ao cenário em análise (OMS, 2016).

2.7.3. Modelo dose-resposta

Segundo Weir et al. (2017), a etapa de determinação do modelo dose-resposta é uma das principais na AQRM. A escolha do modelo adequado é essencial para uma análise bem-sucedida.

O modelo dose-resposta descreve a relação entre a dose de patógeno ingerida e seu impacto na saúde humana. Dada uma determinada dose ingerida (d), o risco (P_i) é calculado com base na relação dose-resposta e é definido como a probabilidade de infecção decorrente de uma simples exposição (HAAS et al., 2014).

A modelagem microbiológica é feita através de funções matemáticas que descrevem a relação dose-resposta dos micro-organismos. Atualmente existem diferentes modelos dose-resposta desenvolvidos; no entanto, estudos realizados por Hass et al. (2014), Crockett et al. (1996) e Teunis et al. (1996) indicaram que o modelo exponencial e o modelo *Beta-Poisson* são os que mais se aproximam da infectividade experimental dos micro-organismos.

1) Modelo exponencial

O modelo exponencial caracteriza-se por assumir que cada micro-organismo possui probabilidade constante e independente de sobreviver dentro do hospedeiro e conseqüentemente de causar uma infecção. Ou seja, a probabilidade do micro-organismo sobreviver dentro de um indivíduo não varia em função das circunstâncias internas e externas (HAAS et al., 2014). O modelo exponencial é representado pela Equação 2.

$$P(i) = 1 - \exp(-r \times d) \quad (2)$$

Onde $P(i)$ = probabilidade de infecção; d = dose ingerida; r = parâmetro microbiológico.

2) Modelo *Beta-Poisson*

Diferente do modelo exponencial, o modelo *Beta-Poisson* assume que pode haver variação na probabilidade de sobrevivência do micro-organismo dentro do hospedeiro e, conseqüentemente, de causar infecção. Essas variabilidades estão relacionadas às características do indivíduo (gênero, idade, condições imunológicas, ...) e às características do patógeno (infectividade, patogenicidade, virulência, resistência, ...) (HAAS et al., 2014).

Em termos matemáticos, o parâmetro “r” da Equação 2 mostrada acima deixa de ser constante e passa a variar de acordo com uma distribuição de probabilidade representada pelos parâmetros α e β . Dessa forma, a probabilidade de infecção para uma única exposição passa a ser calculada através da Equação 3.

$$Pi(d) = 1 - \left(1 + \frac{d}{\beta}\right)^{-\alpha} \quad (3)$$

Onde $Pi(d)$ = probabilidade de infecção para uma única exposição; d = dose de micro-organismos ingerida por exposição; α e β = parâmetros que característicos da interação agente-hospedeiro.

Através da estimativa da probabilidade para uma única exposição, é possível estimar a probabilidade de infecção para n exposições por ano através da Equação 4.

$$Pi(a) = 1 - (1 - Pi(d))^n \quad (4)$$

2.7.4. Caracterização do risco

A etapa de caracterização de risco consiste na integração dos dados obtidos nas etapas anteriores com o objetivo de estimar a probabilidade de infecção e o risco máximo aceitável dentro dos cenários propostos a fim de preservar a saúde humana.

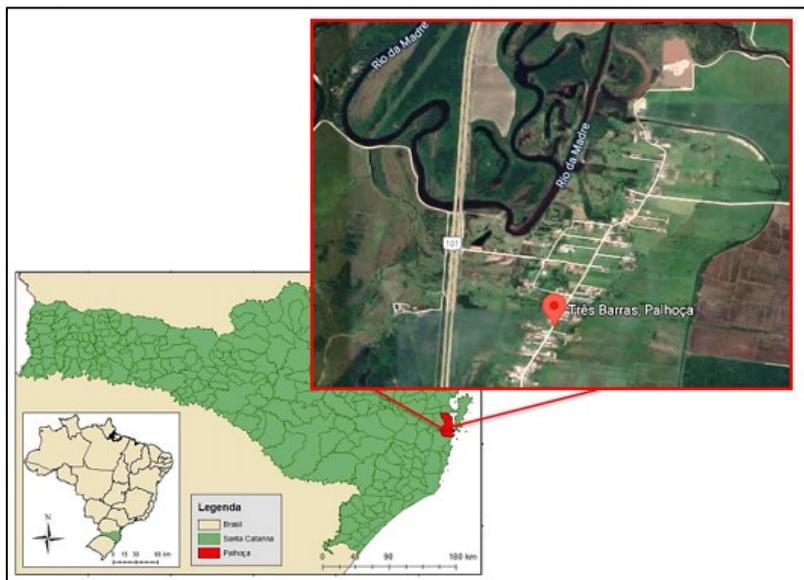
Os resultados podem ser expressos através de curvas de distribuição de probabilidade de infecção e através do DALY (*Disability Adjusted Life Years*), medida que expressa a quantidade de anos de vida perdidos em decorrência de uma contaminação microbiológica (HAAS et al., 2014; OMS, 2016).

3 METODOLOGIA

3.1. LOCAL DE ESTUDO

O objeto de estudo deste trabalho foi uma propriedade rural unifamiliar localizada em Três Barras, no município de Palhoça, Santa Catarina. Nesta propriedade residem três moradores fixos e as principais atividades rurais de subsistência praticadas consistem na criação de aves, gado, plantio de verduras, hortaliças e plantas frutíferas.

Figura 1 - Imagem aérea do local de estudo, localizado em Três Barras, Palhoça/SC.



Fonte: A autora (2021)

A residência conta com um sistema de captação de água subterrânea, a qual é utilizada para higiene pessoal, dessedentação humana e preparo de alimentos, e com um sistema de saneamento ecológico descrito em detalhes em Magri et al. (2010).

3.1.1. Sistema de saneamento da propriedade local

O sistema de saneamento ecológico implementado na residência fez parte de um projeto de pesquisa do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. O sistema foi implementado há 10 anos e estudos prévios avaliaram a eficiência ao longo dos anos. A manutenção do sistema é feita pelos próprios moradores da casa e até o presente momento não apresentaram problemas técnicos.

O modelo de saneamento ecológico implementado na residência é composto por um sistema de tratamento e reuso de águas cinzas, um sistema de captação e aproveitamento de água da chuva e um sistema de tratamento de águas negras. O foco deste trabalho foi nas águas cinzas, onde foi analisada a eficiência do sistema de tratamento e os riscos microbiológicos associados à prática de reuso destas águas tratadas na irrigação.

Na residência, as águas cinzas são compostas pelos efluentes do tanque, máquina de lavar roupa e higiene pessoal (chuveiro e lavabo), e após o tratamento são reutilizadas no vaso sanitário e para irrigação. A Figura 2 ilustra o esquema do local.

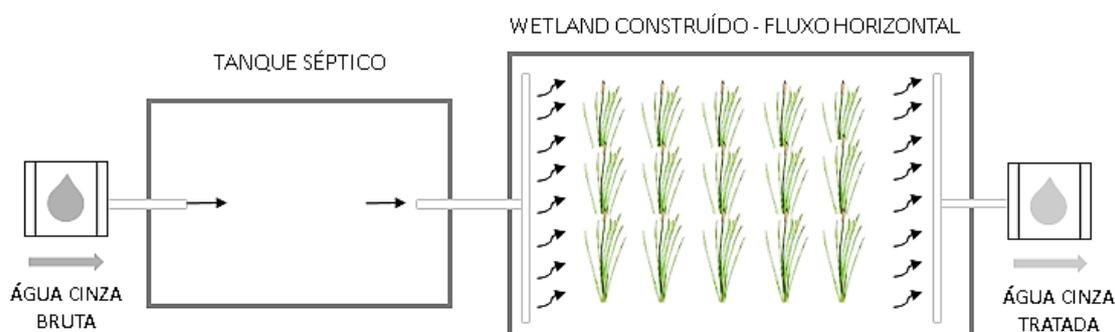
Figura 2 - Geração de águas cinzas na residência



Fonte: A autora (2021)

O sistema de tratamento das águas cinzas é composto por um tratamento primário, realizado por um tanque séptico (TS), seguido por tratamento secundário, realizado por um *Wetland* Construído (WC). Na escolha do sistema implementado foram levados em consideração os aspectos econômicos, ambientais e culturais do local, de modo a optar por sistemas adaptáveis, de fácil operação e manutenção. A Figura 3 ilustra o sistema de tratamento.

Figura 3 - Esquema representativo do sistema de tratamento de águas cinzas da residência.



Fonte: A autora (2021).

O *wetland* construído foi dimensionado simulando um fluxo pistão e cinética de primeira ordem. É um sistema de fluxo horizontal, escoamento sub-superficial e foi plantado com macrófitas *Cyperus papiros*. O tanque séptico foi dimensionado de acordo com a norma técnica NBR7229/1993, considerando a temperatura média do mês mais frio do ano entre 10 e 20°C e o tempo de detenção (TDH) de um dia.

O sistema foi construído e iniciou sua operação no ano de 2010 e até o presente momento não houve necessidade de retirada e troca do meio filtrante. A manutenção do sistema, que inclui a gestão das plantas do *wetland* construído, limpeza do tanque séptico,

entre outros, é realizada pelos próprios moradores da residência. A Tabela 3 apresenta os principais parâmetros dos sistemas de tratamento.

Tabela 3 - Parâmetros de projeto dos sistemas de tratamento

Parâmetro	Tanque séptico	Wetland Construído
Vazão	450 L/d	450 L/d
Volume útil	1,70 m ³	-
Taxa de aplicação na seção transversal	-	320 L/m ² .d
Dimensões (l:c:h)	0,75:1,5:1,5 m	2:4:1 m
Área superficial	1,13 m ²	8 m ²
Material filtrante	-	Areia grossa
Altura do meio filtrante	-	0,70 m
TDH	1 dia	

Fonte: Magri (2011).

3.2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA

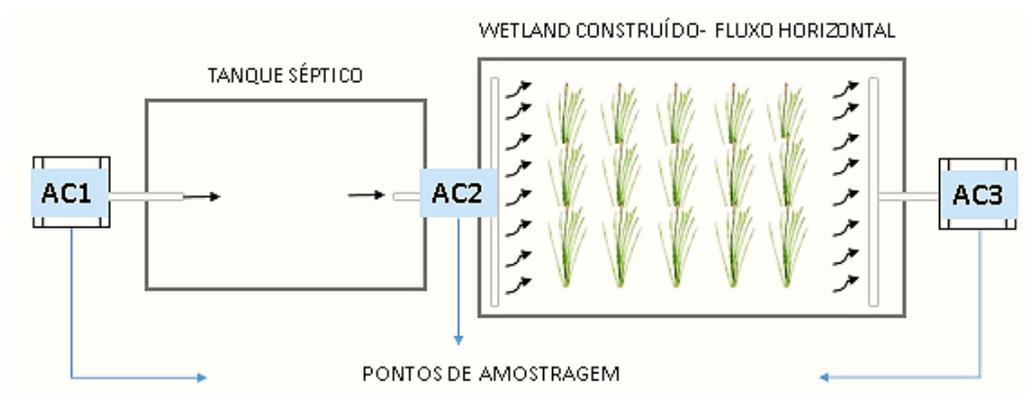
3.2.1. Coleta de dados

A fim de analisar a eficiência do sistema de tratamento de águas cinzas e a qualidade microbiológica dela após tratamento, amostras de água do sistema foram coletadas e conduzidas para análise. As amostras foram coletadas em frascos esterilizados e armazenadas em um recipiente térmico a fim de manter a temperatura das amostras até o momento da análise.

As coletas ocorreram semanalmente entre os meses de janeiro de 2020 à início de março de 2020 e precisaram ser interrompidas até o final de abril de 2020 em função da pandemia da COVID-19. Em maio de 2020 foi possível retornar as coletas, que passaram a ser feitas a cada 10 dias até o mês de agosto de 2020.

As coletas foram realizadas nos pontos de amostragem AC1, AC2 e AC3, apresentados na Figura 4. O ponto AC1 é referente à caixa de inspeção que recebe contribuição direta de água cinza bruta da residência e encaminha para o tratamento primário, realizado pelo TS. O ponto AC2 refere-se à caixa de inspeção que recebe a água cinza tratada pelo TS e encaminha para o tratamento secundário, realizado pelo WC. O ponto AC3 refere-se à caixa de inspeção que recebe a água cinza tratada pelo sistema e encaminha para o reservatório, onde será distribuída para reuso.

Figura 4 - Pontos de amostragem



Fonte: A autora (2021)

As amostras coletadas foram caracterizadas em relação aos aspectos físico-químicos e microbiológicos. As análises físico-químicas realizadas estão em conformidade com os estudos precedentes feitos por Magri (2012), Pires (2012) e Monteiro (2014), de forma a tornar possível a avaliação e comparação da eficiência do sistema a longo prazo.

3.2.2. Análises microbiológicas

As análises microbiológicas foram realizadas no laboratório de microbiologia do grupo de estudos de Recuperação de Recursos em Sistemas de Saneamento (RReSSa), localizado no departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC logo após a coleta das amostras. As análises laboratoriais foram feitas com o objetivo de identificar a presença de bactérias de origem fecal, representadas pela *Escherichia coli*, e a presença de bacteriófagos Colifagos somáticos e Fagos RNA F-específicos.

Para analisar as amostras, foram feitas diluições seriadas de base 10 a partir de uma alíquota de 1,0 mL em solução salina peptonada. Um teste de diluições inicial foi realizado a fim de identificar as melhores diluições para cada amostra. Feito isso, foram determinadas 3 diluições de cada amostra, sendo, portanto, as análises realizadas em triplicatas.

Para a enumeração de *E. coli* foi realizado o plaqueamento em ágar *MacConkey* e as amostras foram incubadas a $37^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ por 24 horas. Os resultados foram obtidos em unidades formadoras de colônias por mililitro (UFC/ml). As análises de bacteriófagos foram realizadas de acordo com o método de ágar duplo de Adams (1959) e em conformidade com as metodologias dispostas na ISO 10705-2 (2000) e ISO 10705-1(1995). Para a análise de Colifagos somáticos ($\phi\text{X-174}$) foi utilizado meio de cultura

semissólido MSA (*Modified Scholtens' Agar*) e a bactéria hospedeira *Escherichia coli* ATCC13706; para o bacteriófago RNA F-específico foi utilizado o meio de cultura semissólido TYGA (*Tryptone-Yeast extract-Glucose Agar*) e a bactéria hospedeira *Salmonella enterica* WG49 NCTC12484.

As bactérias hospedeiras foram cultivadas em caldo nutriente entre 3 e 5 horas a $37^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. Para cada amostra diluída foram misturados em tubos de ensaio 1,0 mL de amostra, 1,0 mL das bactérias e 2,0 mL de meio de cultura semissólido mantido líquido a $42^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. Cada mistura foi posteriormente homogeneizada em vórtex e vertida sobre a placa previamente preparada com 10 mL de meio sólido. Após a solidificação, as placas foram incubadas em estufa a $37^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ por até 18 horas. Os resultados foram lidos em unidades formadoras de placas por ml de amostra (UFP.mL⁻¹).

3.2.3. Análises físico-químicas

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), localizado no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Os parâmetros analisados foram: pH, turbidez, sólidos suspensos totais, DQO total, nitrogênio amoniacal e fósforo ortofosfato. As análises foram feitas conforme as metodologias apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Análises físico-químicas e suas metodologias analíticas

Parâmetro	Metodologia analítica
Potencial hidrogeniônico (pH)	Método eletrométrico - Standard Methods 4500-H+ (APHA, 1998). Leitura em pHmetro digital, modelo B474 – MICRONAL
Sólidos suspensos totais (mg/L)	Método gravimétrico - filtragem em membrana de fibra de vidro e secagem a 105°C - Standard Methods 2130B (APHA, 1998)
Turbidez (NTU)	Turbidímetro HACH, modelo 2100P (APHA, 1995)
DQO total (mg/L)	Digestão em refluxo fechado - método colorimétrico - Standard Methods 5220D (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Método colorimétrico de Nessler (VOGEL, 1981). Leitura em espectrofotômetro HACH
Fósforo ortofosfato (mg/L)	Método do ácido Vanadomolybdato (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH

Fonte: A autora (2020)

3.3. ANÁLISE DE DADOS

O *software Excel* foi utilizado inicialmente para realizar a estatística descritiva dos resultados, onde foram calculadas as médias dos valores encontrados, os máximos, mínimos e o desvio padrão das amostras. Para as análises estatísticas, os dados microbiológicos foram transformados em \log_{10} devido à natureza exponencial de crescimento dos micro-organismos.

Os dados microbiológicos foram aplicados no *software Graphpad Prism 6* para a realização das análises estatísticas, onde foi levado em consideração o fato de que as amostras em questão são pareadas, diminuindo assim a fonte de variabilidade e aumentando a sensibilidade das análises. O teste- t de *Student* foi aplicado de forma independente sobre cada estágio de tratamento, com o objetivo de verificar se a diferença entre as médias dos valores encontrados é diferente de zero, indicando assim uma remoção significativa. Foram aplicados também a análise de variância (ANOVA) e o teste de comparação múltipla de *Tukey*, que analisa o sistema de forma conjunta.

Foram estimados os intervalos de confiança e o erro padrão dos dados, e gráficos do tipo *Box plot* e *Whiskers* foram gerados a fim de representar a distribuição de concentração de micro-organismos e a eficiência de remoção microbiológica nas diferentes etapas de tratamento.

3.4. SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

A eficiência do sistema de tratamento foi avaliada através da análise dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos que caracterizam o efluente em cada estágio de tratamento.

3.4.1. Remoção físico-química do sistema

A eficiência de remoção dos poluentes físico-químicos em cada estágio do tratamento foi calculada com base no modelo proposto por Von Sperling (2014), dado pela Equação 5.

$$E = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (5)$$

Onde E = eficiência de remoção (%); C_0 = concentração do poluente na entrada do sistema (mg/L); C_e = concentração do poluente na saída do sistema (mg/L).

3.4.2. Desempenho do sistema após 10 anos de funcionamento

A fim de analisar a eficiência do sistema a longo prazo, os resultados aqui obtidos foram comparados com estudos prévios no mesmo local de estudo realizados por Magri et al. (2011), Pires (2012) e Monteiro (2014). Por conta da divergência do método utilizado para a realização das análises microbiológicas de um trabalho para o outro, não foi possível comparar os resultados microbiológicos a longo prazo. Foram analisadas, portanto, as eficiências de remoção dos parâmetros físico-químicos ao longo dos 10 anos de monitoramento.

3.4.3. Remoção microbiológica do sistema

A fim de analisar a eficiência de remoção microbiológica do sistema, a diferença entre as concentrações logarítmicas encontradas em cada estágio de tratamento (AC1, AC2, AC3) foram calculadas, conforme ilustrado na Figura 5.

Para tal, foram utilizados os dados de \log_{10} das triplicatas das concentrações de cada amostra e a média das log-concentrações, calculadas na seção 3.4. Sendo assim, para cada amostra (i), foram calculadas:

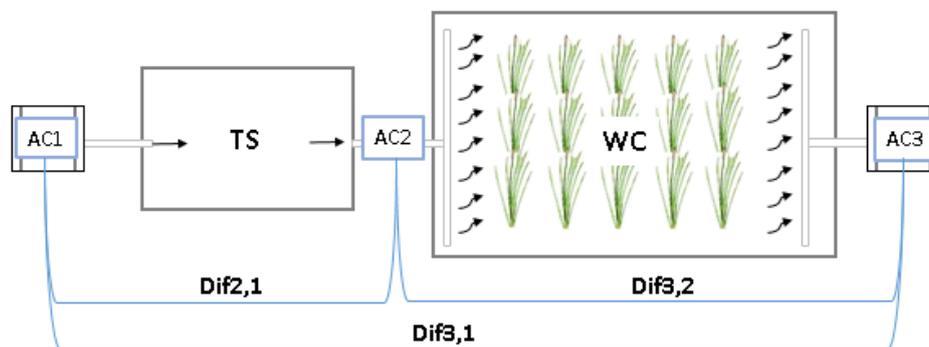
$$Dif_{2,1}(i) = mlogAC1(i) - mlogAC2(i) \quad (6)$$

$$Dif_{3,2}(i) = mlogAC2(i) - mlogAC3(i) \quad (7)$$

$$Dif_{3,1}(i) = mlogAC1(i) - mlogAC3(i) \quad (8)$$

Onde $Dif_{2,1}$ = eficiência de remoção tanque séptico; $Dif_{3,2}$ = eficiência de remoção *wetland* construído; $Dif_{3,1}$ = eficiência do sistema como um todo; $mlogAC1(i)$, $mlogAC2(i)$ e $mlogAC3(i)$ = média dos \log_{10} das triplicatas da amostra (i) nos 3 tratamentos. Os valores de eficiência de remoção microbiológicas são expressos em remoção logarítmica.

Figura 5 - Esquema dos cálculos de eficiência do sistema.



Fonte: A autora (2021)

Com o objetivo de verificar se as remoções do sistema foram significativas, a análise de variância (ANOVA), seguida pelo teste de comparações múltiplas de *Tukey* e o teste-t de *Student* foram aplicados sobre os valores encontrados.

3.5. AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)

A segunda parte deste trabalho consistiu em uma análise de risco referente à prática de reuso de águas cinzas tratadas para fins de irrigação. Para isso, os dados microbiológicos obtidos na seção 3.3.1 foram aplicados na metodologia de AQRM, que foi conduzida através das seguintes etapas: identificação do perigo, avaliação da exposição, modelo dose-resposta e caracterização do risco.

3.5.1. Identificação do perigo

Para cada classe de patógeno analisada, um patógeno de referência foi selecionado para a aplicação da metodologia de AQRM. Sendo assim, *Salmonella spp.* e *Rotavirus* foram definidos com base em estudos de caso e recomendações da OMS (2016).

A fim de estimar a concentração destes patógenos nas águas cinzas, proporções entre a concentração de micro-organismos indicadores e patógenos foram aplicadas de acordo com as recomendações da OMS (2016). Dessa forma, a série de dados microbiológicos utilizada nas análises de risco foi gerada através da aplicação das proporções apresentadas na Tabela 5 sobre as concentrações microbiológicas previamente detectadas.

De acordo com a OMS (2016), apesar da incerteza na utilização dos dados de concentração de patógenos a partir da concentração de micro-organismos indicadores, diferentes estudos na literatura têm aplicado essas proporções e utilizado como dados de entrada em AQRM. As proporções aplicadas são fontes de incerteza e variabilidade

dentro de estudos de AQRM e são levadas em consideração durante a interpretação dos resultados. No presente estudo, as proporções aplicadas, assim como outros dados, foram definidas de forma a realizar um estudo mais conservativo, o qual tende a apresentar riscos mais elevados.

Tabela 5 - Proporção micro-organismos indicadores:patógenos

Micro-organismo indicador (100ml ⁻¹)	Patógeno de referência	Proporção	Referência
<i>Escherichia coli</i>	<i>Salmonella spp.</i>	1:5,4x10 ⁻⁵	Langeland (1982)
Fagos RNA F-específicos	<i>Rotavirus</i>	1:10 ⁻³	OMS (2016)

Fonte: A autora (2021)

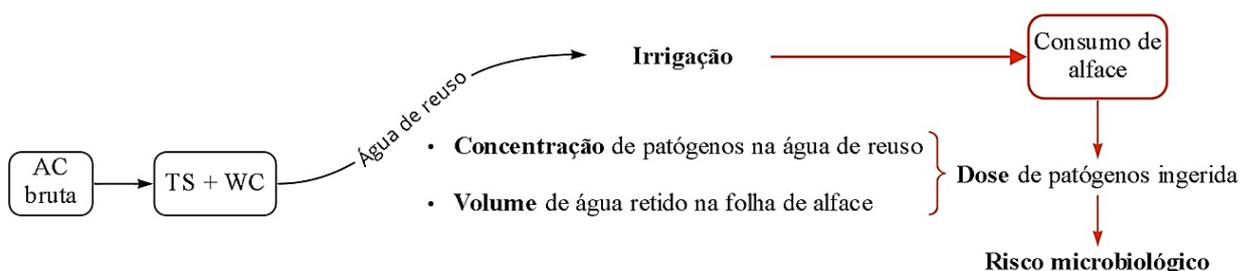
3.5.2. Avaliação da exposição

Nesta etapa, o objetivo foi definir os cenários de exposição ao risco, qual população está exposta a este risco e qual a dose de micro-organismos ingerida por um indivíduo em cada cenário estabelecido.

O cenário de exposição ao risco foi definido a fim de representar situações cotidianas que coloquem os moradores em situação de risco microbiológico dentro do sistema implementado. A população exposta, nesse caso, são três moradores da residência: dois idosos e um adulto.

Como a água cinza tratada pelo sistema é em parte reutilizada na irrigação de hortaliças e plantas frutíferas na residência, uma das vias de exposição aos micro-organismos patogênicos é através do consumo de alimentos crus irrigados pela água de reuso. Com base nisso, nesse trabalho optou-se por avaliar o risco microbiológico associado ao consumo de alface irrigada com água de reuso, conforme ilustra a Figura 6.

Figura 6 - Cenário de exposição microbiológica.



Fonte: A autora (2021)

A dose de patógenos ingerida durante o consumo de alface foi estimada com base na metodologia descrita por Hamilton et al. (2006), através da Equação 9.

$$D = V \times C \times m \times e^{-kt} \quad (9)$$

Onde V = volume de água retido nas folhas de alface (ml/g); C = concentração de patógenos na água de reuso (UFC/ml); m = quantidade de alface consumida (g/dia); k = constante de decaimento microbiológico (dia⁻¹); t = tempo entre a irrigação e o consumo da verdura (dia).

Para a realização das análises, considerou-se que os dados de volumes de água retido nas folhas de alface assumem uma distribuição normal ($\mu = 0,108$; $\sigma = 0,019$), o consumo de alface assume uma distribuição triangular (mín = 20; med = 30; máx = 50) e que os dados de concentração microbiológica assumem uma distribuição lognormal, de acordo com o critério AIC (*Akaike Information Criterion*) gerado pelo software @RISK. O valor adotado para a constante de decaimento microbiológico *k* foi de 0,248 para *Salmonella* (BROWN et al., 2017) e 0,69 para *Rotavirus* (HAMILTON et al., 2006).

3.5.3. Modelos dose-resposta

As doses obtidas foram aplicadas nos modelos dose-resposta representativos de cada micro-organismo patogênico a fim de estimar a probabilidade de infecção decorrente do consumo de alface. Foram calculadas as probabilidades de infecção para exposição única e a probabilidade anual de infecção para *n* exposições.

Os parâmetros aplicados ao modelo dose-resposta estão apresentados na Tabela 6. O modelo Beta-Poisson está expresso através da Equação 10.

Tabela 6 - Modelos dose-resposta e parâmetros utilizados na avaliação de risco

Patógeno	Modelo dose-resposta	Parâmetros	Referência
<i>Salmonella sp.</i>	<i>Beta-Poisson</i>	$\alpha = 0,3162$; $\beta = 2884$	BROWN et al. (2017)
<i>Rotavirus</i>	<i>Beta-Poisson</i>	$\alpha = 0,167$; $\beta = 0,191$	HAMILTON et al. (2006)

Fonte: A autora (2021)

3.5.4. Caracterização do risco

A etapa de caracterização do risco consiste em uma análise conjunta dos parâmetros até aqui avaliados. O objetivo é gerar uma estimativa da probabilidade de infecção dentro do cenário de exposição microbiológico estipulado. Para isso, os dados

foram aplicados no software @RISK 8.2, que através da Simulação de Monte Carlo gerou curvas de distribuição de probabilidade de infecção relacionadas ao consumo de alface irrigadas com água de reuso.

Foram aplicados como dados de entrada de concentração a série de dados estimadas para *Salmonella* e *Rotavirus* na seção 3.6.1, através da proporção micro-organismos indicadores: patógenos. A probabilidade de infecção diária foi calculada através da equação 10, que expressa o modelo *Beta-Poisson*, e a probabilidade de infecção anual foi estimada através da equação 11. Para a estimativa do risco foram realizadas 10.000 iterações através da simulação de Monte Carlo utilizando o *software @RISK 8.2*.

$$Pi(d) = 1 - \left(1 + \frac{d}{\beta}\right)^{-\alpha} \quad (10)$$

$$Pi(a) = 1 - (1 - Pi(d))^{365} \quad (11)$$

Onde $Pi(d)$ = probabilidade de infecção para uma única exposição; $Pi(a)$ = probabilidade de infecção anual; d = dose de micro-organismos ingerida por exposição; α e β = parâmetros que característicos da interação agente-hospedeiro.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA

Os resultados referentes às análises realizadas durante este trabalho estão apresentados a seguir. A Tabela 7 apresenta a caracterização físico-química e microbiológica da água cinza bruta.

Tabela 7 - Caracterização água cinza bruta

Parâmetros	Água cinza bruta
SST (mg/L)	131,18 ± 16,73
Turbidez (NTU)	232,30 ± 103,80
DQO (mg/L)	835,72 ± 188,60
pH	7,80 ± 1,23
N-NH4+ (mg/L)	5,54 ± 3,74
P-PO4 ³ (mg/L)	87,37 ± 15,27
<i>Escherichia coli</i> (UFC/mL)	10 ² – 10 ⁷
Colifagos somáticos (UFP/mL)	10 ¹ – 10 ⁷
Fagos RNA F-específicos (UFP/mL)	10 ¹ – 10 ⁷

Fonte: A autora (2021)

Da mesma forma que foi observado por Eriksson et al. (2002), Magri et al. (2009) e Pires (2012) em seus estudos, os valores de desvio padrão detectados apontam uma certa variação nos constituintes e suas concentrações nas águas cinzas, os quais são decorrência dos hábitos e rotina dos moradores da residência. Pires (2012) analisou a presença de micro-organismos nas águas cinzas no mesmo local de estudo e constatou que os índices de desvio padrão nas amostras estão associados à rotina de lavagem de roupas na residência, as quais envolvem a lavagem de roupas de trabalho de campo que podem conter uma alta concentração de micro-organismos, por exemplo.

Os resultados encontrados neste trabalho apresentaram valores compatíveis com os valores de referência apresentados na Tabela 2 no que diz respeito à caracterização físico-química da água cinza bruta.

Os valores de pH permaneceram estáveis e próximos ao neutro nos diferentes estágios de tratamento, com valores entre 7,8 e 7,23. Gisi (2016) em seu estudo apresentou um intervalo entre 7 e 10 para o pH de efluentes com contribuição da lavanderia, como é o caso neste estudo. De acordo com a autora, a maioria dos produtos químicos utilizados na lavagem de roupas possuem materiais alcalinos em sua composição, os quais interferem diretamente no pH do efluente.

Em termos de DQO, a água cinza bruta apresentou uma média de 835,72 mg/L. Da mesma forma que os produtos de limpeza utilizados na residência interferem no pH do efluente, há também uma interferência nos valores de DQO, que tendem a ser maiores quando há contribuição da lavanderia. Os valores de DQO encontrados neste trabalho foram inferiores aos encontrados em estudos prévios no mesmo local de estudo realizados por Monteiro (2012), Magri (2011) e Pires (2014), o que pode ser explicado por alguma mudança nos hábitos familiares, como economia no consumo de água (o que altera a concentração do efluente), alteração dos produtos de limpeza utilizados, entre outros.

No que diz respeito à turbidez e aos sólidos suspensos totais, foram detectados valores médios de 232,30 NTU e 131,18 mg/L, respectivamente. De acordo com o estudo feito por Shaikh e Ahammed (2020), os valores de turbidez geralmente variam entre 34 e 150 NTU e os valores de sólidos suspensos totais em geral variam de 50 a 300mg/L quando há efluentes provenientes da lavanderia (MOREL e DIENER, 2006). Segundo Morel e Diener (2006) e Eriksson et al. (2002), essa variabilidade pode ser função da presença de fibras que se soltam das roupas e fios de cabelo, por exemplo.

Em relação aos nutrientes, observou-se uma baixa concentração de nitrogênio (5,54 mg/L) e uma alta concentração de fósforo ortofosfato (87,37 mg/L) nas águas

cinzas. A baixa concentração de nitrogênio é um fator esperado, visto que grande parcela dos nutrientes presentes nos subprodutos do saneamento encontra-se na urina e nos efluentes provenientes da cozinha, ambos constituintes das águas negras.

A alta concentração de fósforo pode ser explicada pelo mesmo motivo, que é a composição da água cinza. Visto que as águas cinzas recebem contribuição da máquina de lavar roupa, tanque, chuveiro e lavabo, há nesse efluente gerado a presença de detergentes, amaciantes, sabonetes, shampoos e demais produtos utilizados para higiene pessoal e limpeza doméstica, os quais são ricos em fosfato, explicando os valores encontrados. De acordo com Shaikh e Ahammed (2020), o efluente proveniente da lavanderia representa a maior fonte de fósforo nas águas cinzas, seguido dos efluentes da cozinha, banheiro e lavabo.

A baixa concentração de nitrogênio e a alta concentração de fósforo em águas cinzas já foram relatadas em outros estudos feitos por Magri (2009), Ghunmi (2009), Monteiro (2014) e Pires (2012). Os valores de fósforo encontrados, no entanto, encontram-se acima dos valores apresentados na Tabela 2, referente a outros estudos de caracterização de água cinza.

A caracterização microbiológica da água cinza bruta indicou a presença da bactéria *Escherichia coli*, com concentração média de $2,24E+05$ UFC/ml, e dos bacteriófagos Colifagos somáticos e Fagos RNA F-específicos, com concentrações médias de $7,45E+04$ UFP/mL e $2,89E+04$ UFP/mL, respectivamente. As análises indicaram alta variabilidade nas concentrações encontradas, assim como relatado por diferentes autores em estudos de caracterização microbiológica de águas cinzas (SHAIKH e AHAMMED, 2020).

Eriksson et al. (2002), Oteng-Peprah et al. (2018) e Shi et al. (2018) detectaram concentrações de *E.coli* entre $10^0 - 10^4$ UFC/ml em efluentes provenientes chuveiro, lavabo e lavanderia. Concentrações mais elevadas ($\geq 10^6$ UFC/ml) foram detectadas por Benami e Gross (2016) porém em efluentes que havia contribuição da cozinha na geração de águas cinzas, o que justifica a maior concentração de micro-organismos (SHAIKH e AHAMMED, 2020).

As concentrações de bacteriófagos encontradas apresentaram valores semelhantes aos valores detectados em outros estudos. Eriksson et al. (2002), Ottoson et al. (2003), Benami e Gross (2016) e Shoults (2018) identificaram concentrações entre $10^0 - 10^4$ UFP/ml de Colifagos Somáticos e Arden e Ma (2018) identificaram concentrações entre $10^2 - 10^4$ UFP/ml de bacteriófagos RNA F-específicos em águas cinzas.

O estudo feito por Shaikh e Ahammed (2020) buscou identificar as fontes de micro-organismos nas águas cinzas e apontou a contaminação fecal como a principal delas, sendo que a contaminação fecal pode estar associada a diferentes fatores. Zhu et al. (2018) observou em seu estudo que os efluentes provenientes do banheiro (chuveiro e pia) são os que apresentam maior concentração de micro-organismos; O'Toole et al. (2012) analisou as águas cinzas provenientes da lavanderia e detectou a presença de *E.coli* e outros vírus entéricos em grande parte das amostras analisadas.

As atividades diárias dos moradores da residência, como lavar as mãos, tomar banho e lavar roupas após atividades que envolvam contato com fezes, têm relação direta com a presença de micro-organismos nas águas cinzas, de acordo com Al-Mughalles et al. (2012). Zhu et al. (2018) atribui a presença de micro-organismos aos hábitos diários, mas também à presença de peles mortas, suor e resquícios de urina no efluente.

No contexto deste trabalho, diversos podem ser os fatores responsáveis pela contaminação fecal nas águas cinzas. Na propriedade analisada neste projeto, as principais atividades rurais de subsistência consistem na criação de gado e aves, plantio de milho, mandioca, plantas frutíferas, horta de verduras e hortaliças. Os proprietários da residência são também responsáveis pela operação e manutenção dos sistemas de saneamento existentes na residência, que inclui um sistema de captação e aproveitamento de água da chuva e um sistema de tratamento de águas negras, além do sistema de tratamento de águas cinzas analisado neste projeto.

Neste cenário, a criação de gado, aves e a manutenção do sistema de tratamento de águas negras, embora esta última não ocorra diariamente, podem justificar as elevadas concentrações de micro-organismos encontradas nas águas cinzas e o alto desvio padrão detectado nas amostras, visto que após essas atividades o proprietário tende a se higienizar e a lavar as roupas que podem estar contaminadas com fezes, gerando assim o efluente que contribui para a formação das águas cinzas na residência.

4.2. SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

4.2.1. Remoção físico-química do sistema

A Tabela 8 apresenta os dados obtidos nas análises de caracterização da água cinza nas diferentes etapas de tratamento, assim como a eficiência de remoção global do sistema.

Tabela 8 - Caracterização da água cinza nas diferentes etapas do tratamento

Parâmetro	Dados	Água cinza bruta (AC1)	Saída Tanque séptico (AC2)	Água cinza tratada (AC3)	Remoção Sistema
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Média	131,18 ± 16,73	63,33 ± 22,74	4,00 ± 2,00	97%
DQO (mg/L)	Média	835,72 ± 188,60	584,07 ± 61,74	101,74 ± 22,77	88%
pH	Média	7,80 ± 1,23	7,17 ± 0,21	7,23 ± 0,12	–
N-NH4+ (mg/L)	Média	5,54 ± 3,74	8,95 ± 12,73	3,88 ± 2,84	30%
P-PO43 (mg/L)	Média	87,37 ± 15,27	50,07 ± 25,91	5,70 ± 2,68	93%

Fonte: A autora (2021)

Os resultados indicaram uma boa performance do sistema em termos de remoção físico-química. O tanque séptico como primeira etapa do tratamento removeu 52% dos sólidos suspensos totais presentes no efluente. Essa remoção de sólidos no tanque séptico é fundamental para evitar uma possível colmatação no filtro plantado e garantir assim o funcionamento adequado do WC.

A eficiência de remoção dos sólidos suspensos totais no sistema foi de 97%, gerando um efluente final com concentração média de 4 mg/L. O estudo realizado por Andreo-Martínez (2017) obteve a mesma eficiência de remoção de SST do que a encontrada no presente estudo (97%); Travis et al. (2010) alcançou uma média de 95% de remoção e Monteiro (2014) e Laaffat (2019) obtiveram remoções próximas a 90%, sendo todos esses estudos referentes à caracterização de águas cinzas.

Em relação à DQO, o tanque séptico foi responsável pela redução de apenas 30% da concentração, valor um pouco abaixo do esperado para tanque séptico convencional. No entanto, ainda assim o sistema obteve uma remoção média de 88%, produzindo um efluente com concentração final de 101,74 mg/L de DQO. Outros estudos alcançaram valores de remoção semelhantes aos encontrados, como Monteiro (2014), Andreo-Martínez (2017) e Laaffat (2019), com remoções de 83%, 92% e 89%, respectivamente.

A análise dos valores de pH das águas cinzas durante as etapas de tratamento indicou que o tanque séptico neutralizou o pH da amostra, e o WC manteve esse pH neutro, indicando assim a capacidade de tamponamento do sistema.

Em relação aos nutrientes, observou-se um aumento de 62% na concentração de nitrogênio amoniacal após passar pelo tanque séptico, alcançando um valor médio de 8,95 mg/L. Esse aumento, já observado em diferentes estudos como o de Monteiro (2014),

Magri (2011) e Pires (2012), está relacionado a processos químicos e biológicos envolvendo a mineralização do nitrogênio orgânico. De acordo com Von Spertling (2005), o tanque séptico é o ambiente mais propício para o crescimento microbiano, e esses micro-organismos são responsáveis por esse processo de amonificação.

Apesar do aumento na concentração de nitrogênio no tanque séptico, o efluente final apresentou uma concentração de 3,88 mg/L, o que indica uma remoção de 57% do WC. O sistema também apresentou uma boa eficiência na remoção de fósforo ortofosfato, de forma que a concentração na água cinza passou de 87,37 mg/L para 5,70 mg/L, equivalente a uma eficiência global de 93%, um valor considerado excelente. O tratamento primário foi responsável pela remoção de 43% da concentração deste parâmetro e o sistema de WC responsável por 89% da remoção.

De acordo com Dornelas et al. (2009), a retenção de fósforo ortofosfato e nitrogênio pelo WC ocorre devido a diferentes mecanismos como adsorção, sedimentação, filtração e precipitação e em parte por conta da assimilação pelas plantas. O sistema de WC analisado por Andreo-Martinez (2017) apresentou uma eficiência de remoção de fósforo ortofosfato próxima a 93%; Morel e Diener (2004) e Monteiro (2014) alcançaram eficiências de remoções de aproximadamente 85%.

De modo geral, os valores obtidos nesta pesquisa foram semelhantes aos observados em outros estudos, apresentando resultados dentro da média esperada quando o efluente é proveniente de lavanderia, chuveiro e lavabo e recebe tratamento por WC de fluxo horizontal combinado a uma unidade de tratamento primária, como o tanque séptico.

Nesse aspecto, é importante ressaltar que outros estudos, como o realizado por De Simone Souza et al. (2017), foram feitos a fim de avaliar o tratamento de águas cinzas em WC sem o uso combinado de uma unidade de tratamento primária e os autores relataram grandes oscilações na eficiência do WC em termos de remoção da carga orgânica, além de serem observados indícios de colmatação do filtro com aproximadamente 5 meses de funcionamento. Dessa forma, fica nítida a importância do tratamento primário a fim de obter uma boa performance do WC.

4.2.2. Desempenho do sistema ao longo de 10 anos de funcionamento

O sistema em questão foi implementado em 2010 sendo objeto de estudo de Magri (2011), Pires (2012) e Monteiro (2014), que avaliaram, entre outros parâmetros, a

eficiência do sistema em termos de remoção físico-química, possibilitando a análise da performance do sistema a longo prazo.

A Tabela 9 apresenta a caracterização da água cinza ao longo dos anos de monitoramento, assim como a remoção dos diferentes componentes do sistema.

Tabela 9 - Performance do sistema ao longo de 10 anos

Parâmetro	Ano	AC bruta	Saída TS	Saída WC	Remoção TS	Remoção WC	Remoção Sistema
pH	2011	8,20	7,20	7,20	–	–	–
	2012	8,00	7,10	6,90	–	–	–
	2014	8,30	7,10	6,80	–	–	–
	2020	7,80	7,20	7,20	–	–	–
SST (mg/L)	2011	252,40	91,00	8,80	64%	90%	97%
	2012	234,00	108,50	13,90	54%	87%	94%
	2014	104,00	103,00	7,00	1%	93%	93%
	2020	131,18	63,33	4,00	52%	94%	97%
DQO (mg/L)	2011	1227,90	753,10	97,30	39%	87%	92%
	2012	1199,50	787,40	105,20	34%	87%	91%
	2014	1025,00	962,00	166,00	6%	83%	84%
	2020	835,72	584,07	101,74	30%	83%	88%
N-NH4+ (mg/L)	2011	6,70	13,60	3,40	–	75%	49%
	2012	5,60	11,90	3,90	–	67%	30%
	2014	2,80	11,30	5,10	–	55%	-82%
	2020	5,54	8,95	3,88	–	57%	30%
P-PO43 (mg/L)	2011	90,60	50,40	3,80	44%	92%	96%
	2012	82,90	43,20	4,60	48%	89%	94%
	2014	62,40	31,90	8,40	49%	74%	87%
	2020	87,37	50,07	5,70	43%	89%	93%

Fonte: A autora (2021)

Através da análise dos dados é possível observar que os valores médios de pH se mostraram constantes ao decorrer dos anos tanto na água cinza bruta, apresentando valores médios entre 8,3 e 7,8, quanto na água cinza tratada, com valores entre 7,2 e 6,8, indicando também que o TS exerceu a função de tamponamento ao longo dos anos, neutralizando o valor do pH durante o tratamento primário.

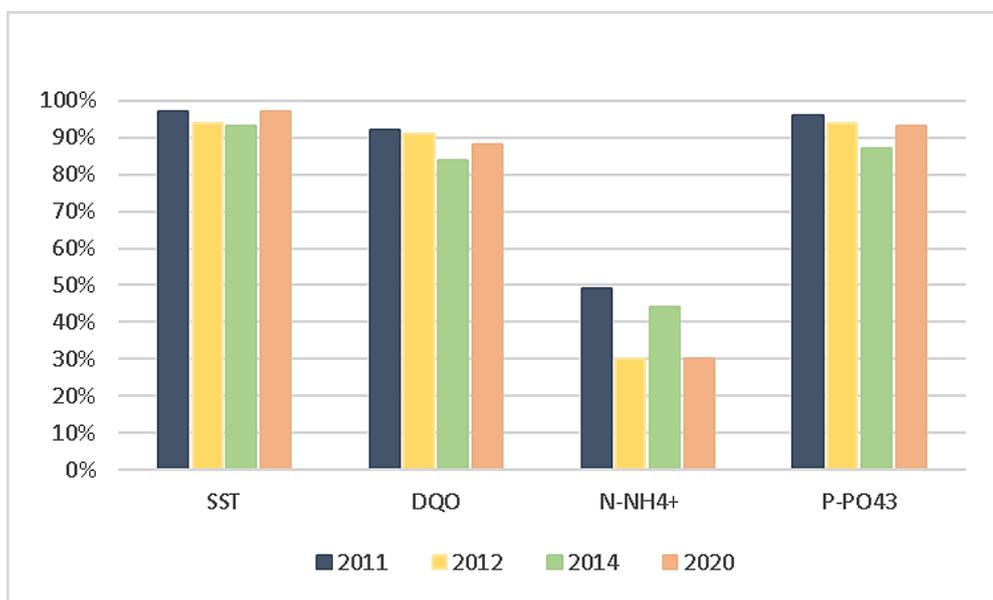
Os dados também indicam uma diminuição de 10% na eficiência do tanque séptico em termos de remoção de SST entre o primeiro ano de monitoramento (2011) e o atual (2020). No entanto, observa-se que essa diminuição da eficiência de tratamento primário não afetou, contudo, a eficiência de remoção do WC, de forma que o sistema permaneceu com uma eficiência global de remoção de 97%. Em termos de DQO, observou-se uma redução gradativa da eficiência do tanque séptico, que passou de 39% em 2011 para 30%

em 2020. Conseqüentemente, houve uma queda na eficiência do WC em termos de remoção de DQO, de forma que a eficiência global passou de 92% para 88%.

Quanto aos nutrientes, a análise da concentração de nitrogênio na água cinza antes e após o tanque séptico indicou que o aumento na concentração de nitrogênio no TS ocorreu durante todos os anos de monitoramento. No entanto, o aumento registrado no ano de 2020 foi aproximadamente 40% menor do que nos anos anteriores, o que explica a redução de 20% na eficiência de remoção do sistema. Essa diminuição, entretanto, não afetou a qualidade do efluente final, que apresentou concentração média de 3,88 mg/L. A eficiência de remoção de fósforo permaneceu alta durante as diferentes etapas de tratamento, com uma diminuição de apenas 3% da remoção global em relação a 2011.

A Figura 7 ilustra a eficiência global de remoção do sistema ao longo de 10 anos de monitoramento. Na imagem torna-se fácil a visualização da performance do sistema. Os resultados obtidos indicam que o sistema continua funcionando de forma satisfatória ao longo dos anos, apresentando boas eficiências de remoção para os parâmetros analisados.

Figura 7 - Eficiência global de remoção do sistema ao longo de 10 anos de monitoramento.



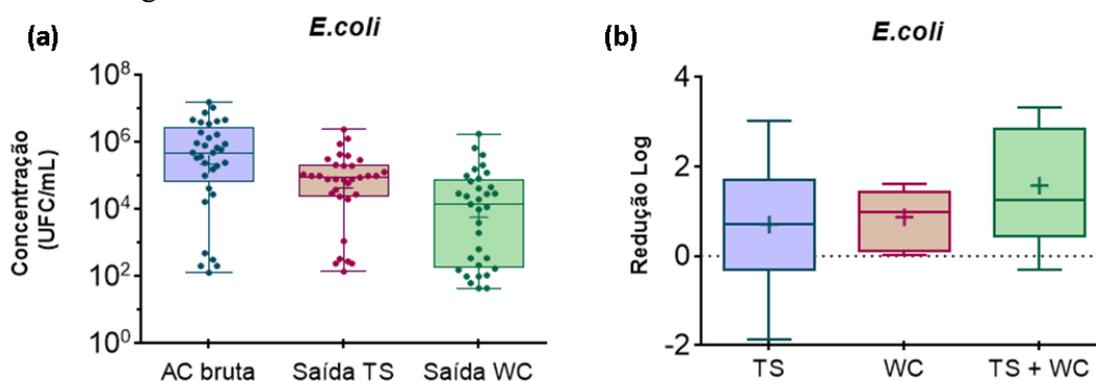
Fonte: A autora (2021)

4.2.3. Remoção microbiológica do sistema

4.2.3.1. *Escherichia coli*

A Figura 8 apresenta os gráficos *Box plot* e *Whiskers* gerados a fim de analisar a distribuição da concentração da bactéria *Escherichia Coli* nas águas cinzas e as reduções logarítmicas alcançadas durante as etapas de tratamento.

Figura 8.a) Concentração de *E. coli* ao longo do sistema de tratamento; 8.b) Remoção microbiológica do sistema.



Fonte: A autora (2021)

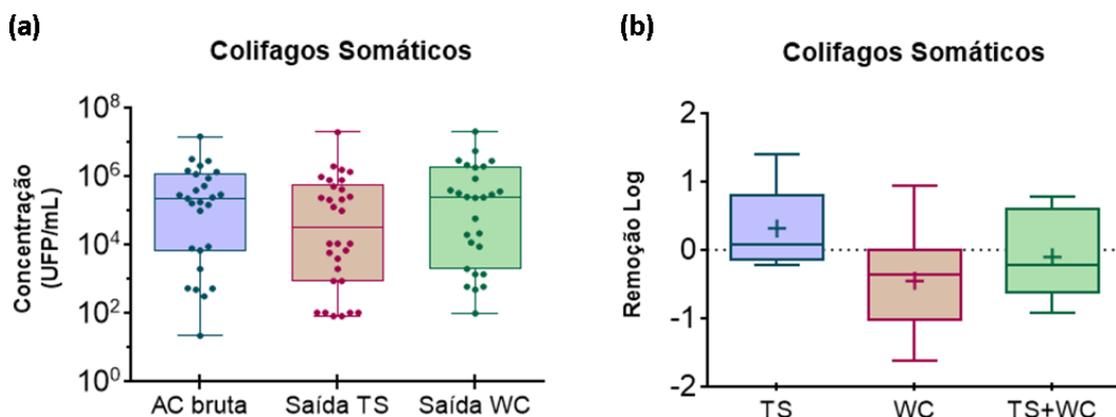
Na Figura 8a é possível observar a redução na concentração de *E. coli* durante o tratamento; na Figura 8b, observa-se a remoção logarítmica do sistema, que alcançou o valor de $1,577 \log_{10}$, gerando um efluente final com concentração média de $5,93E+03$ UFC/ml.

O teste-t de *Student* foi aplicado a fim de analisar a remoção microbiológica do sistema. Os resultados indicaram que houve uma diferença significativa entre as médias, apresentando um valor de $p = 0,0028$, de forma que a remoção global alcançada pelo sistema foi de $1,577 \log_{10}$. O tratamento primário foi responsável pela remoção de $0,705 \log_{10}$, enquanto o wetland construído foi responsável pela remoção de $0,872 \log_{10}$.

4.2.3.2. Colifagos somáticos

A Figura 9a e 9b apresentam a concentração de colifagos somáticos nas diferentes etapas do tratamento e a remoção logarítmica alcançada pelo sistema, respectivamente. A água cinza bruta apresentou uma concentração média do bacteriófago, equivalente a $7,45E+04$ UFP/ml, enquanto após o tratamento a concentração detectada foi de $7,46E+04$ UFP/ml, indicando ainda um pequeno aumento na concentração de colifagos dentro do sistema.

Figura 9.a) Concentração de Colifagos Somáticos ao longo do sistema de tratamento; 9.b) Remoção microbiológica do sistema.



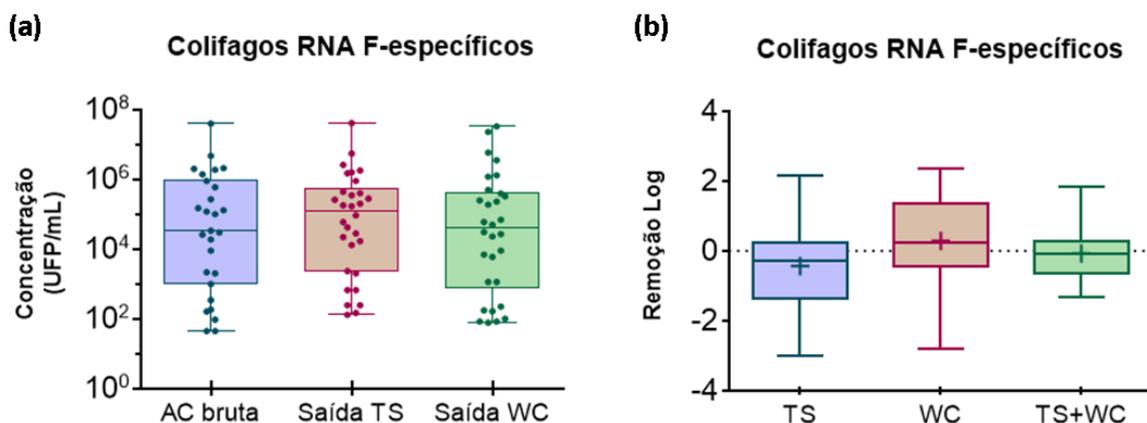
Fonte: A autora (2021)

O tanque séptico como tratamento primário removeu uma média de $0,5 \log_{10}$ de colifagos somáticos, no entanto houve um aumento da mesma concentração no WC, de forma que a remoção global do sistema foi nula. Assim sendo, a análise de variância (ANOVA) e o teste de comparações múltiplas de Tukey indicaram que não houve uma diferença significativa entre as médias analisadas, apresentando valores de $p=0,0656$. O teste-t de Student confirmou o resultado, com valor de $p=0,6545$.

4.2.3.3. Fagos RNA F-específicos

Em relação aos Fagos RNA F-específicos, os resultados encontrados indicaram comportamento semelhante aos colifagos somáticos, conforme apresentado nas Figuras 10a e 10b.

Figura 10.a) Concentração de Bacteriófago RNA F-específicos ao longo do sistema de tratamento; 10.b) Remoção microbiológica do sistema.



Fonte: A autora (2021).

No gráfico 10a é possível observar que a concentração permanece constante dentro do sistema de tratamento; no gráfico 10b, observa-se a remoção logarítmica do sistema, que alcançou o valor de 0,025 log₁₀. Como esperado, as análises estatísticas indicaram que não houve uma remoção significativa do sistema como um todo, apresentando um valor de p=0,4838 na análise de variância (ANOVA). Da mesma forma, o teste-t de *Student* indicou que não houve remoção microbiológica significativa em nenhuma das etapas de tratamento.

É importante mencionar que nas análises em que foram detectadas uma maior concentração de micro-organismos na saída do sistema quando comparado à concentração na entrada pode ter como fator, além do recrescimento microbiológico, a forma como as coletas foram realizadas. Durante o experimento, as amostragens dos três pontos eram coletadas no mesmo dia e no mesmo horário. Visto que o TDH do sistema pode ser de até três dias, o volume de água coletado na entrada do sistema não necessariamente é o mesmo volume de água coletado na saída do sistema. Para realizar esse monitoramento da saída da amostra de entrada no sistema seria necessário realizar uma avaliação com traçador, o que não foi possível durante o desenvolvimento deste trabalho. Sendo assim, este pode ter sido um dos fatores contribuintes para possíveis erros na quantificação dos micro-organismos.

De modo geral, os resultados obtidos indicaram que o sistema de saneamento analisado alcançou uma eficiência significativa na remoção de bactérias, equivalente a 1,557 log₁₀, representadas nesse estudo pela *E. coli*, porém não apresentou uma remoção significativa de vírus, representados nesse estudo pelos bacteriófagos.

A remoção de *E. coli* alcançada pelo sistema neste estudo está entre os valores de remoção obtidos por outros autores em estudos de caracterização de águas cinzas. O estudo feito por Arden e Ma (2018) apresentou eficiências de remoção bacteriana entre 1 e 5 log₁₀. Shingare (2019) apresentou valores entre 0,7 e 4,46 log₁₀ e Paraskevopoulos (2019) valores entre 1 e 5,68 log₁₀. No entanto, nota-se que os valores aqui obtidos se encontram mais próximos dos valores mínimos de remoção obtidos pelos autores citados.

Em relação à remoção de vírus, conforme já observado por Paraskevopoulos (2019) e Shingare (2019), há uma carência de estudos que analisem a eficiência de remoção de vírus em sistemas de WC. Sendo assim, a comparação entre os resultados obtidos no presente trabalho se torna difícil. Os estudos de revisão realizados por Arden e Ma (2018) e Paraskevopoulos (2019), apresentaram valores de remoção de vírus em sistemas de WC entre 0,02 e 2 log₁₀; nesse caso, a remoção logarítmica alcançada pelo

sistema para bacteriófagos RNA F-específicos nesse estudo ($0,025 \log_{10}$) encontra-se dentro do intervalo apresentado, ainda que mais próximo do valor mínimo, assim como ocorreu com a remoção de *E.coli* no sistema.

Nos últimos anos, diversos estudos têm identificado que as bactérias como micro-organismos indicadores apresentam uma capacidade limitada em prever o comportamento de vírus e protozoários dentro de sistemas de tratamento. As bactérias são micro-organismos que medem entre 0,2 e 10 μm e em sistemas de WC podem ser removidas ou inativadas por meio de diferentes processos, como sedimentação, adsorção ou ataque por bacteriófagos. Os vírus, por outro lado, são micro-organismos menores, que medem entre 0,01 e 0,3 μm , e por conta disso não são facilmente removidos por processos físicos de remoção, como ocorre com as bactérias. Além disso, os vírus são conhecidos pela sua alta resistência a tratamentos e persistência no meio ambiente. Nesse sentido, o presente estudo confirmou este ponto, o que pode ser observado através das remoções logarítmicas alcançadas pelo sistema para bactérias ($1,557 \log_{10}$) e para vírus ($0,025 \log_{10}$).

Shingare (2019) menciona que muitos dos estudos que apresentam a eficiência de remoção microbiológica em sistemas de WC focam na remoção de bactérias e ignoram a presença de outros micro-organismos, como vírus e protozoários. De acordo com Shingare (2019), a análise desses estudos indica que em alguns cenários onde são relatadas remoções de até $4 \log_{10}$ da concentração de patógenos entéricos, há grandes chances de haver uma concentração acima de 10^7 cópias genômicas de vírus entéricos por litro de efluente. Dessa forma, para a autora, os estudos onde a eficiência do sistema e a qualidade microbiológica do efluente são avaliadas unicamente através da presença de bactérias podem acabar sub-representando os sistemas e a qualidade microbiológica da água.

Além disso, a qualidade microbiológica da água bruta é um fator que precisa ser considerado. De acordo com Arden e Ma (2018), ainda que os sistemas alcancem elevada remoção microbiológica, se o afluente apresentar uma concentração inicial acima de 10^6 micro-organismos por litro, dificilmente este se enquadrará dentro dos padrões de qualidade exigidos para reuso, por exemplo. Dessa forma, a capacidade dos WC em atender aos padrões de qualidade está mais relacionada com a qualidade da água a ser tratada do que com a eficiência do tratamento em si.

Em relação à qualidade microbiológica do efluente final, Arden e Ma (2018), Paraskevopoulos (2019) e Shingare (2019) relatam em seus estudos que sistemas onde há

uma única etapa de tratamento composta por WC têm falhado em alcançar os padrões de qualidade microbiológica recomendados para reuso. É válido mencionar que até o presente no momento o Brasil não possui legislações que tratem dos padrões de qualidade para reuso de águas cinzas. Os padrões de qualidade mencionados neste trabalho são baseados nas recomendações da OMS (2006) e da EPA (2004).

A concentração máxima recomendada pela OMS (2006) para reuso de águas cinzas na agricultura, mais especificamente na irrigação de alimentos que serão consumidos crus, como é o caso deste estudo, é de 10^3 UFC/100ml de *E. coli*, enquanto a recomendação da EPA (2004) é que não sejam detectados micro-organismos na água de reuso no caso de alimentos consumidos crus. Em ambos os casos, os resultados obtidos neste estudo indicam que a água cinza tratada pelo sistema apresenta concentrações de micro-organismos acima dos padrões recomendados. É válido ressaltar que nenhum dos documentos mencionados apresenta limitações relacionadas à concentração de vírus.

4.3. ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO

Os resultados referentes à análise de risco estão representados em gráficos de distribuição que apresentam uma gama de resultados possíveis e a probabilidade relativa de ocorrência. Nestes gráficos as distribuições são dispostas como histogramas e exibidas em função da densidade de probabilidade.

O risco anual de infecção aceitável adotado como referência neste trabalho é de 10^{-4} pppy (*per person per year*), conforme recomendado pela USEPA. Os resultados estatísticos detalhados estão dispostos no Anexo A deste trabalho.

4.3.1. Probabilidade de infecção para exposição única – Pi(d)

As probabilidades de infecção para exposição única foram calculadas através da Equação 3, onde os parâmetros dos modelos dose-resposta representativo dos micro-organismos em análise foram aplicados.

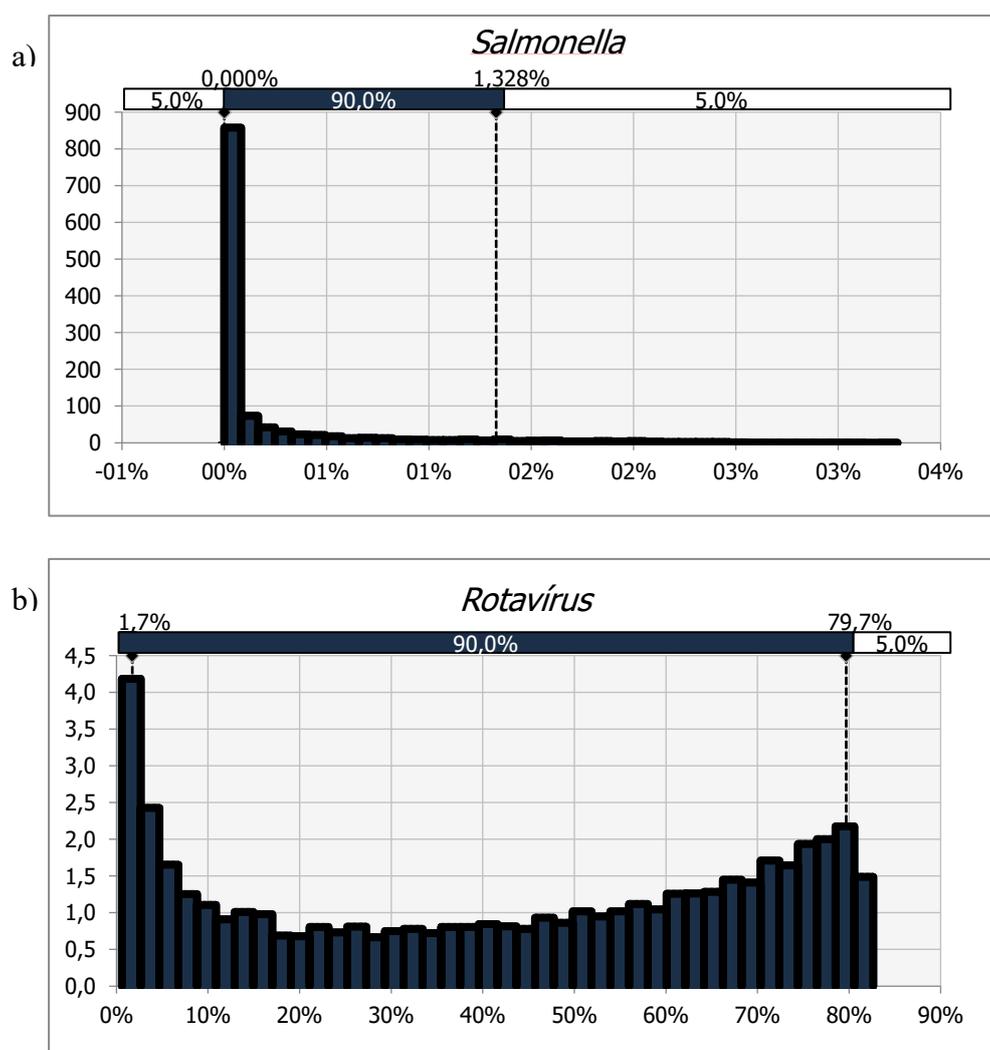
Os resultados indicaram um risco médio de infecção por *Salmonella* e *Rotavirus* equivalente a $7,89 \times 10^{-5}$ e $4,62 \times 10^{-1}$, respectivamente, para o cenário de um dia de consumo de alface recém irrigada com água de reuso. O risco médio diz respeito ao cálculo pontual de probabilidade de infecção, realizado com os valores médios dos dados obtidos. Já a análise realizada através do *software @RISK* possibilita a análise das distribuições dos valores de concentração e de volume, de forma que os resultados são

expressos através de distribuições de probabilidade de infecção, conforme mostra a Figura 11.

Os gráficos expressam uma gama de resultados possíveis associados a uma densidade de probabilidade. Dessa forma, utilizando como exemplo a probabilidade diária de infecção por *Rotavirus*, observa-se através do gráfico que embora exista uma ampla faixa de probabilidade de infecção, os riscos mais baixos estão associados a uma maior densidade de probabilidade.

Isso significa que, dentro da faixa de probabilidade de infecção detectada, há uma maior probabilidade de que o risco diário seja baixo para *Rotavirus*, em torno de 1,7%. No entanto, o gráfico também indica que há uma probabilidade, ainda que menor, de o risco ser elevado, próximo a 80%, dependendo da susceptibilidade do hospedeiro.

Figura 11 - Probabilidade de infecção para exposição única - $P_i(d)$, para *Salmonella* (a) e *Rotavírus* (b).



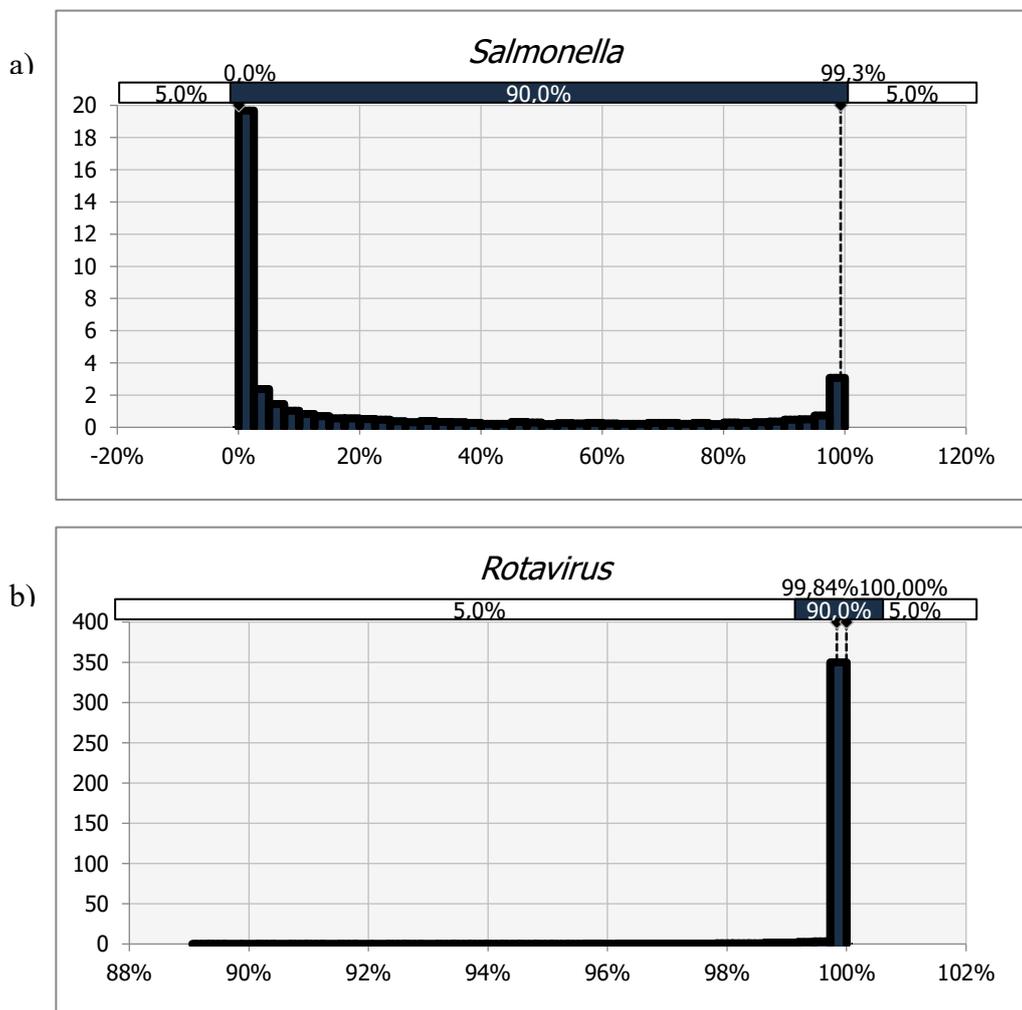
Fonte: A autora (2021)

4.3.2. Probabilidade de infecção anual – Pi(a)

O cálculo da probabilidade de infecção anual leva em consideração as múltiplas exposições ao longo do tempo. Neste trabalho, foi definida uma frequência de exposição diária, visto que em uma pesquisa com os moradores da residência estes afirmaram consumir alface todos os dias.

As análises realizadas no software *@RISK* indicaram uma probabilidade de infecção anual média de 2,84% para *Salmonella* e de 100% para *Rotavirus*. A Figura 12 apresenta os intervalos de probabilidade de infecção anual detectados.

Figura 12 - Probabilidade de infecção anual – Pi(a), para *Salmonella* (a) e Rotavírus (b).



Fonte: A autora (2021)

Como mencionado, os gráficos expressam uma gama de resultados possíveis associado a uma densidade de probabilidade. Os resultados apresentados indicam que, dentro da faixa de probabilidade de infecção detectada, há uma maior probabilidade de que o risco seja baixo para *Salmonella*, em torno de 2,84%. Por outro lado, para *Rotavirus*

é possível observar que a maior densidade de probabilidade está concentrada no risco mais elevado e próximo a 100%.

Como pode ser observado, as probabilidades de infecção para *Salmonella* e *Rotavirus* apresentaram valores bastante distintos, o que pode ser explicado por alguns fatores, como por exemplo as características dos micro-organismos analisados. A *Salmonella* faz parte do domínio bactéria e é caracterizada por apresentar alta dose infectante, enquanto o *Rotavirus* faz parte do grupo dos vírus e são caracterizados por apresentar dose infectante baixa, o que significa que para causar uma infecção é preciso uma baixa carga de vírus, enquanto que para iniciar uma infecção bacteriana é necessária uma carga mais elevada de bactérias (TAVARES, CARDOSO e BRITO, 2005; BANKY, 2017).

Sendo assim, em relação à dose de micro-organismos ingerida durante o consumo de alface, as análises indicaram que as doses médias ingeridas de *Salmonella* e *Rotavirus* foram de $7,2 \times 10^{-1}$ e 7,59 micro-organismos/partículas virais, respectivamente. A dose tem relação com a concentração de micro-organismos na água de reuso, a qual tem relação com o sistema de tratamento de WC apresentado na primeira etapa deste trabalho. Como visto, o sistema alcançou uma remoção logarítmica significativa para bactérias, enquanto para bacteriófagos, organismos modelos de vírus entéricos, a remoção foi praticamente nula. Esse resultado expressa a maior resistência dos vírus em relação às bactérias e salienta a importância da análise de vírus durante a caracterização microbiológica da água.

No entanto, é importante lembrar que neste trabalho a estimativa do risco anual foi realizada considerando o cenário onde há uma elevada concentração de *Salmonella* e *Rotavirus* na água cinza tratada durante todo o ano, o que é muito improvável que aconteça. As concentrações foram estimadas com base na caracterização microbiológica da água cinza tratada realizada na primeira etapa deste trabalho, a qual indicou uma provável contaminação microbiológica no sistema. O cálculo da probabilidade de infecção considerando este cenário tende a dar apresentar um risco anual muito elevado, como o apresentado neste trabalho. O ideal seria realizar análises distintas que considerem o decaimento microbiológico no sistema após uma contaminação, e então analisar esses dois cenários separadamente a fim de estimar o risco anual. Devido à limitação de tempo deste trabalho não foi possível realizar essas análises, sendo essa uma recomendação para trabalhos futuros.

Ainda, é válido mencionar que ao durante a análise de risco foram testados diferentes modelos dose-resposta para ambos os micro-organismos analisados, sempre de acordo com referências encontradas na literatura. No entanto, são inúmeros os trabalhos que buscam identificar os modelos dose-resposta que melhor representam os cenários em análise, sendo este uma área da pesquisa que precisa de atenção. Os valores adotados neste trabalho referente ao *Rotavirus* foram os que apresentaram um menor risco associado ao consumo de alface, no entanto ainda assim o risco apresentado foi elevado.

Outro ponto importante a ser abordado é a questão da vacinação contra Rotavirus, que a partir de 2006 passou a ser introduzida no calendário infantil de imunização no Brasil e em outros países e que atualmente apresenta uma cobertura vacinal de aproximadamente 90% da população. De acordo com a Secretaria Municipal da Saúde de São Paulo (2019), a proteção da vacina contra novas infecções por Rotavirus varia entre 72-74%, enquanto que para casos graves que requerem internação varia entre 85-95%. Nesse trabalho, as probabilidades de infecção por Rotavirus foram estimadas considerando o cenário em que o indivíduo não possui anticorpos contra Rotavirus decorrente da vacinação. Ou seja, para pessoas vacinadas, o risco de infecção por Rotavirus dentro dos cenários analisados tende a ser em média 70% menor do que o risco apresentado.

Considerando o cenário analisado, o risco anual estimado apresentou valores acima do risco anual aceitável adotado como referência, equivalente a 10^{-4} pppy. Dessa forma, a fim de preservar a saúde dos moradores da residência, são necessárias medidas que diminuam o risco de infecção associado ao reuso de águas cinzas.

Diferentes autores buscaram entender em seus estudos os mecanismos de remoção microbiológica em sistemas de wetlands construídos a fim de identificar maneiras de aumentar a eficiência em termos de remoção microbiológica (GONÇALVES et al., 2021). Estudos mostram que a associação de wetlands construídos verticais e horizontais apresentam uma boa resposta para esse problema (WU et al., 2016). Outros estudos indicam que a inativação por UV como tratamento terciário também se apresentam como uma boa solução (WU et al., 2016; OTENG-PEPRAH et al., 2018; BUSGANG et al., 2018). No entanto, por mais que estas medidas apresentem bons resultados, elas não são cabíveis dentro do cenário socioeconômico em que o sistema analisado neste projeto está inserido.

Sendo assim, uma opção seria o processo de desinfecção na caixa d'água que armazena a água cinza por meio do uso de pastilhas de cloro, hipoclorito de sódio (2,5%)

ou água sanitária. Dessa forma, ainda que os vírus apresentem uma resistência maior a esses processos de desinfecção frente às bactérias, essas medidas podem diminuir a probabilidade de infecção.

Outras medidas, como a lavagem e desinfecção dos alimentos antes do consumo, também se mostram eficiente na redução do risco microbiológico. De acordo com a OMS (2016), o processo de desinfecção pode reduzir de 2 a 6 \log_{10} de bactérias patogênicas e de 1 a 3 \log_{10} de vírus. Além disso, o estudo realizado por Ottoson (2011) mostrou que o consumo das hortaliças alguns dias após a colheita também é eficiente na redução do risco, apresentando melhores resultados quando consumidos dois dias após a última irrigação.

Por fim, é importante mencionar que a capacidade dos agentes microbiológicos de causar uma doença após uma infecção depende da condição de saúde e suscetibilidade do hospedeiro. A OMS (2016) ressalta que nem todas as pessoas igualmente expostas a um patógeno serão infectadas, e que quando infectadas, nem todas apresentarão sintomas, enquanto outras podem apresentar sintomas de duração e graus variáveis.

4.3.3. Incertezas e Variabilidades

Visto que a AQRM busca descrever sistemas naturais, processos ambientais e suas interações entre patógeno e hospedeiro, as incertezas e variabilidades são elementos comuns em todos os tipos de análise de risco. Cada componente da análise varia em função de diversos fatores, como característica dos patógenos, desempenho do sistema de tratamento, condições de saúde da população exposta ao risco, etc.

A variabilidade está associada a parâmetros como a concentração de micro-organismos nas águas cinzas, que é função da qualidade da água cinza bruta, a qual tem relação direta com a rotina dos moradores da residência. Outro parâmetro que apresenta variabilidade é o volume de água retido nas folhas de alface e a dose-resposta patógeno-hospedeiro, que varia de acordo com a idade e imunidade da população exposta ao risco. Pode ainda haver uma variação na eficiência do sistema de tratamento em decorrência de algum acontecimento ou manutenção, o que pode interferir substancialmente na concentração de micro-organismos na água após tratamento.

As incertezas, por sua vez, estão mais relacionadas aos dados de entrada dos modelos utilizados. De acordo com a OMS (2016), quantificar cada uma das entradas dos modelos é um desafio, visto que muitas vezes a construção de modelos de risco envolvem

escolhas subjetivas e suposições necessárias para preencher as lacunas de um conjunto de dados limitados.

O valor da constante k de decaimento microbiológico é um exemplo de incerteza. De acordo com Hamilton (2006), enquanto diversos estudos têm sido feitos com o objetivo de analisar o decaimento dos vírus em hortaliças, poucos estimam novos valores de k , de forma que, para o autor, o refinamento deste parâmetro e a definição de valores específicos para tipos de hortaliça é uma área de pesquisa que precisa de atenção.

Além disso, entram também como fontes de incerteza os modelos de distribuição e os parâmetros aplicados nos modelos dose-resposta, assim como os procedimentos analíticos para detecção dos micro-organismos e a proporção entre micro-organismos indicadores e patógenos aplicada neste trabalho.

5 CONCLUSÕES

Este trabalho teve como objetivo geral avaliar o sistema de tratamento de águas cinzas implementado em uma propriedade rural e os riscos microbiológicos associados ao reciclo agrícola. Através das metodologias aplicadas neste trabalho, foi possível concluir que:

- Em propriedades rurais, os sistemas separadores de efluentes e o reuso de efluentes tratados por sistemas naturais se apresentam como uma boa alternativa, uma vez que aumentam a oferta de água dentro da propriedade, reduz o consumo de água potável para fins menos nobres e aumenta a qualidade de vida dos moradores;
- O sistema composto por um tanque séptico seguido por um Wetland Construído apresentou uma boa eficiência na remoção de parâmetros físico-químicos e uma eficiência significativa na remoção de bactérias, embora não muito elevada; por outro lado, a eficiência na remoção de bacteriófagos não se mostrou satisfatória;
- O sistema apresentou um bom desempenho em termos de remoção físico-química após 10 anos de funcionamento;
- A AQRM indicou uma probabilidade de infecção decorrente do consumo de alface irrigada com água cinza de reuso mais elevada para *Rotavirus* do que para *Samonella*, ressaltando a importância da análise de vírus durante a caracterização microbiológica de efluentes;

6 RECOMENDAÇÕES

Como apresentado, inúmeras são as incertezas, variabilidades e possibilidades quando se trata de AQRM. Assim sendo e considerando o contexto deste trabalho, recomenda-se para futuros trabalhos:

- Avaliar diferentes modelos dose-resposta para *Rotavirus*, assim como os parâmetros α e β ;
- Analisar o decaimento microbiológico no sistema após um evento de contaminação e estimar o risco anual de infecção considerando este cenário;
- Analisar a redução de vírus e bactérias após a lavagem e desinfecção das hortaliças com água e com solução de hipoclorito de sódio;
- Analisar cenários menos conservadores em relação ao consumo de alface e exposição ao risco, considerando a imunização decorrente da vacinação por Rotavirus.

Em relação ao sistema de tratamento analisado, recomenda-se:

- Realizar novas análises microbiológicas no local de estudo a fim de verificar se a contaminação foi um evento esporádico ou se é recorrente no local;
- Analisar a possibilidade de adicionar uma etapa de desinfecção no sistema através do uso de pastilhas de cloro, solução de hipoclorito de sódio (2,5%) ou água sanitária.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, M. H. Bacteriophages. New York (& London): Inter-science Publishers, 1959.
- AL-MASHAQBEH, Othman A.; GHRAIR, Ayoub M.; MEGDAL, Sharon B. Grey water reuse for agricultural purposes in the Jordan Valley: Household survey results in Deir Alla. **Water**, 2012.
- AL-MUGHALLES, Mohammed Hasan, et al. Household greywater quantity and quality in Sana'a, Yemen. **EJGE**, 2012.
- ALUFASI, R. et al. Mechanisms of pathogen removal by macrophytes in constructed wetlands. **Environmental Technology Reviews**. 2017.
- ANDREO-MARTÍNEZ, Pedro, et al. Domestic wastewaters reuse reclaimed by an improved horizontal subsurface-flow constructed wetland: A case study in the southeast of Spain. **Bioresource Technology**, 2017.
- ARDEN, S.; MA, X. Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: a review. **Science of the Total Environment**, 2018.
- ASHBOLT, N. J. et al. Predicting pathogen risks to aid beach management: The real value of quantitative microbial risk assessment (QMRA). **Water Research**. 2010.
- ASHBOLT, N. J. Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions. *Toxicology*, v. 198, n. 1-3. 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.
- BEAUDEQUIN, D. A. Modelling The Public Health Risks Associated With Environmental Exposures : A Case Study In Wastewater Reuse. 2016.
- BENAMI, M. et al. Assessment of pathogenic bacteria in treated graywater and irrigated soils. **Science of the Total Environment**, v. 458–460, n. May 2011, p. 298–302, 2013.
- BENAMI, M. et al. Quantification and risks associated with bacterial aerosols near domestic greywater-treatment systems. **Science of the Total Environment**, v. 562. 2016.
- BENAMI, M.; GILLOR, O.; GROSS, A. Potential microbial hazards from graywater reuse and associated matrices: A review. **Water Research**, v. 106, p. 183–195, 2016.
- BICHAI, Françoise; SMEETS, Patrick WMH. Using QMRA-based regulation as a water

quality management tool in the water security challenge: experience from the Netherlands and Australia. **Water research**, 2013.

BLANKY, M. et al. Greywater reuse - Assessment of the health risk induced by *Legionella pneumophila*. **Water Research**, v. 125. 2017.

BROWN, Kendra I., et al. Estimating the probability of illness due to swimming in recreational water with a mixture of human-and gull-associated microbial source tracking markers. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2017.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasil, 1997.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasil, 2007.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Brasil, 2020.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Resolução CNRH nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, e dá outras providências. Brasil, 2000.

BRASIL. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). Resolução COEMA nº 2, de 2 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Ceará, CE, 2017.

BRASIL. Governo do Estado de São Paulo. Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 1, de 28 de junho de 2017. Disciplina o reuso direto não potável de água para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. São Paulo, SP, 2017.

BRASIL. Governo do Estado de São Paulo. Resolução Conjunta SES/SIMA nº 1, de 13 de fevereiro de 2020. Disciplina o reuso direto não potável de água para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. São Paulo, SP, 2020.

BREGNHOJ, H. Experiences with ecosan in Danish allotment gardens and in development projects. 2015.

BURNAT, Jamal, et al. On-site greywater treatment in Qebia Village, Palestine. **Greywater Use in the Middle East: Technical, Social, Economic and Policy Issues**, 2010.

BUSGANG, A. et al. Quantitative microbial risk analysis for various bacterial exposure

- scenarios involving greywater reuse for irrigation. **Water (Switzerland)**. 2018.
- BUTKOVSKYI, A. et al. Micropollutant removal from black water and grey water sludge in a UASB-GAC reactor. **Water Science and Technology**, 2018.
- CHANDRASEKARAN, S.; JIANG, S. C. A dynamic transport model for quantification of norovirus internalization in lettuce from irrigation water and associated health risk. **Science of the Total Environment**. 2018.
- COHIM, F. et al. Segurança alimentar e hídrica para a América Latina. **Conferência Internacional em Saneamento Sustentável: Segurança alimentar e hídrica para a América Latina**. n. 1, 2007.
- COLLIVIGNARELLI, M. C. et al. Horizontal flow constructed wetland for greywater treatment and reuse: An experimental case. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 7, 2020.
- CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (COEMA). **Resolução nº 2 de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002.
- CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). **Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005**. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso não direto não potável de água. 2005.
- CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). **Resolução nº 121, de 16 de dezembro de 2010**. Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal. 2010.
- CROCKETT, Christopher S., et al. Prevalence of shigellosis in the US: consistency with dose-response information. **International Journal of Food Microbiology**, 1996.
- DE GISI, S., Casella, P., NOTARNICOLA, M., & Farina, R. Grey water in buildings: a mini-review of guidelines, technologies and case studies. **Civil Engineering and Environmental Systems**. 2016.
- DE LUCA, Giovanna, et al. Removal of indicator bacteriophages from municipal wastewater by a full-scale membrane bioreactor and a conventional activated sludge process: implications to water reuse. **Bioresource technology**, 2013.
- DE SIMONE SOUZA, H. H.; PAULO, P. L.; BONCZ, M. A. A constructed wetland system for residential greywater reuse: Economic feasibility of, and willingness to pay for. **Desalination and Water Treatment**, v. 91, n. June, p. 336–348, 2017.
- DICKIN, S. et al. Understanding sustained use of ecological sanitation in rural Burkina Faso. **Science of the Total Environment**, v. 613–614, p. 140–148, 2018.

DONNER, E. et al. Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems. **Science of the Total Environment**. 2010.

DORNELAS, F. L., MACHADO, M. B., & VON SPERLING, M. Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. **Water Science and Technology**. 2009.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for Water Reuse**. September, 2012.

ERIKSSON, E. et al. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**. 2002.

ESTADO DE SÃO PAULO. **Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 1 de 2017**.

EXALL, K.; MARSALEK, J.; SCHAEFER, K. A review of water reuse and recycling, with reference to Canadian practice and potential: 1. Incentives and implementation. **Water Quality Research Journal of Canada**, v. 39, n. 1, p. 1–12, 2004.

FERREIRA, R. C.; LESSAS, B. DE S.; FILHO, J. C. L. DA S. Saneamento ecológico no semiárido brasileiro: a difusão de tecnologia no assentamento rural 25 de Maio. **Revista ESPACIOS**, v. 37, n. 28, p. 2016.

FRIEDLER, E.; KOVALIO, R.; BEN-ZVI, A. Comparative study of the microbial quality of greywater treated by three on-site treatment systems. **Environmental Technology**, v. 27, n. 6, p. 653–663, 2006.

GHUNMI, A. Characterization and treatment of grey water ; options for (re)use. 2009.

GONÇALVES, R. F. Uso racional de água e energia - PROSAB [Integrated water management and energy. **Sanitation Research Program**. p. 1–354, 2009.

HAQ, G.; CAMBRIDGE, H. Exploiting the co-benefits of ecological sanitation. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 4, p. 431–435, 2012.

HAAS, Charles N.; ROSE, Joan B.; GERBA, Charles P. **Quantitative microbial risk assessment**. John Wiley & Sons, 2014.

HRUDEY, S. E. et al. A fatal waterborne disease epidemic in Walkerton, Ontario: Comparison with other waterborne outbreaks in the developed world. **Water Science and Technology**. 2003.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 10705-1: Water quality — detection and enumeration of bacteriophages — part 1: Enumeration of f-specific rna bacteriophages. 1995.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 10705-2: Water quality — detection and enumeration of bacteriophages — part 2: Enumeration of somatic coliphages. 2000.

INWRDAM (Inter-Islamic Network for Water Resources Development). Evaluating of permaculture and grey water projects, Al-Tafileh, November, Amman, Jordan. 2000.

JAMRAH, A. et al. Evaluating greywater reuse potential for sustainable water resources management in Oman. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2008.

JEFFERSON, B. et al. Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. **Water Science and Technology**, 2004.

KADLEC, R. H. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 2, p. 159–174, 2009.

KC, S.; SHINJO, H. Effectiveness of Ecological Sanitation From the Viewpoint of Urine Application on Vegetables in Central Nepal. **MATTER: International Journal of Science and Technology**, v. 3, n. 1, p. 55–66, 2017.

KNUPP, A. M. Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e wetland horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara. Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória-ES. 2013

KRZYZANOWSKI Jr, F., LAURETTO, M.S, NARDOCCI, A. C., SATO, M. I. Z., & RAZZOLINI, M. T. P. Assessing the probability of infection by Salmonella due to sewage sludge use in agriculture under several exposure scenarios for crops and soil ingestion. **Science of the Total Environment**. 2016.

LAAFFAT, J., et al. Biotechnological approach of greywater treatment and reuse for landscape irrigation in small communities. **Saudi journal of biological sciences**, 2019.

LANGERGRABER, G.; MUELLEGGER, E. 1 - Ecological Sanitation - A way to solve global sanitation problems? **Environment International**, v. 31, n. 3, p. 433–444, 2005.

LIM, K. Y.; HAMILTON, A. J.; JIANG, S. C. Assessment of public health risk associated with viral contamination in harvested urban stormwater for domestic applications. **Science of the Total Environment**, v. 523, p. 95–108, 2015.

MAGRI, M. E. **Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urina humanas em banheiros secos segregadores**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

MAGRI, M. E. et al. Gestão da Água e Efluentes em Pequenas Propriedades Rurais Segundo Modelo de Saneamento Sustentável. **Conferência Latino-Americana em Saneamento Sustentável**, p. 1–8, 2012.

MAGRI, M. E. li-518 - Caracterização Quali-Quantitativa Das Águas Cinzas Unifamiliar E Alternativas De Reúso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, n. 1, p. 1–10, 2009.

MAGRI, M. E., et al. Desempenho de um sistema tipo tanque séptico seguido de filtro plantado com macrófitas no tratamento de águas cinzas. In: **26 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre: ABES. PEN-DRIVE. 2011.

MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Performance of different macrophytes species in constructed wetland systems for anaerobic sludge dewatering , experiences from Southern Brazil. **12th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control**, n. March, 2010.

MARA, D. Water- and wastewater-related disease and infection risks: What is an appropriate value for the maximum tolerable additional burden of disease? **Journal of Water and Health**, v. 9, n. 2, p. 217–224, 2011.

MAY, S. Caracterização, Tratamento E Reúso De Águas Cinzas E Aproveitamento De Águas Pluviais Em Caracterização, Tratamento E Reúso. **Tese de Doutorado**. 2009.

MEERA, V.; AHAMMED, M. Mansoor. Water quality of rooftop rainwater harvesting systems: a review. **Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA**, 2006.

MOREL A.; DIENER S. Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods. **Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag)**. Dübendorf, Switzerland. 2006.

MONTEIRO, V. R. C. et al. Caracterização e tratamento de água cinza residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**. 2015.

NIWAGABA, C. B. et al. Experiences on the implementation of a pilot grey water treatment and reuse based system at a household in the slum of Kyebando-Kisalosaló, Kampala. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 4, n. 4, p. 294–307, 2014.

O'TOOLE, J. et al. Microbial quality assessment of household greywater. **Water Research**, v. 46, n. 13, p. 4301–4313, 2012.

OMS. ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Guidelines on sanitation and health**. 2018.

OMS. ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Sanitation safety planning**. Notes and Queries, p. 156, 2016.

OMS. ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Water, sanitation, hygiene and health**. A primer for health professionals. p. 1–2, 2019.

OMS. ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management**. p. 202, 2016.

OMS. ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Guidelines for safe recreational water**. World Health Organization, v. 2, p. 3505–3518, 2006a.

OMS. ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. Guidelines for the safe use of waste water, excreta and grey water Volume 2 **Wastewater use in agriculture**. v. 2, 2006b.

OTTOSSON, J. Hygiene Aspects of Greywater and Greywater Reuse. 2003.

OTTOSON, J., & Stenström, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. **Water research**. 2003.

OKUN, D.A. Distributing reclaimed water through dual systems. **American Water Works Association Journal**. 1997.

OTENG-PEPRAH, M., ACHEAMPONG, M. A., & DEVRIES, N. K. Greywater characteristics, treatment systems, reuse strategies and user perception—a review. **Water, Air, & Soil Pollution**. 2018.

PARASKEVOPOULOS, S. Quantifying the log reduction of pathogenic microorganisms by constructed wetlands as a basis for QMRA of water reuse applications. Master's Thesis Internship Master Water Science and Management. **Utrecht University**. July, 2019.

PIRES, J. D. T. S. Reuso de água cinza e aproveitamento da água de chuva como fontes alternativas em propriedades rurais. 2012.

PURNELL, S. et al. Pathogen infection risk to recreational water users, associated with surface waters impacted by de facto and indirect potable reuse activities. **Science of the Total Environment**. 2020.

QOMARIYAH, S., et al. Use of macrophyte plants, sand & gravel materials in constructed wetlands for greywater treatment. In: **IOP conference series: materials science and engineering**. IOP Publishing, 2017.

RAZZOLINI, M. T. P.; NARDOCCI, A. C. Avaliação de Risco Microbiológico: Etapas e sua aplicação na análise da qualidade da água. **Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente**. 2006.

REDWOOD, M. Greywater irrigation: Challenges and opportunities. In **CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources**; CAB International: London, UK, 2008.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**,

v. 112, p. 429–448, 2012.

SANZ, L. A.; GAWLIK, B. M. Water Reuse in Europe Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation. 2014.

SCHOEN, M. E.; GARLAND, J. Review of pathogen treatment reductions for onsite non-potable reuse of alternative source waters. **Microbial Risk Analysis**. 2017.

SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: Parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**. 2015.

SHAIKH, Irshad N.; AHAMMED, M. Mansoor. Quantity and quality characteristics of greywater: a review. **Journal of environmental management**, 2020.

SHI, K. W.; WANG, C. W.; JIANG, S. C. Quantitative microbial risk assessment of Greywater on-site reuse. **Science of the Total Environment**. 2018.

SHINGARE, Rita P., et al. Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. **Journal of environmental management**. 2019.

SHOULTS, David, et al. Greywater reuse: an analysis of microbial performance surrogates applied to ultraviolet irradiation. 2018.

SIMAS, L. et al. Controle da qualidade da Água para consumo humano em sistemas públicos de abastecimento. p. 154, 2005.

SIMHA, P.; GANESAPILLAI, M. Ecological Sanitation and nutrient recovery from human urine: How far have we come ?A review. **Sustainable Environment Research**. 2017.

TAVARES, T. M.; CARDOSO, D. P.; BRITO, W. D. Vírus entéricos veiculados por água: aspectos microbiológicos e de controle de qualidade da água. **Rev. patol. trop**, 2005.

TEUNIS, P. F. M., et al. The dose-response relation in human volunteers for gastrointestinal pathogens. 1996.

TRAVIS, Micheal J., et al. Greywater reuse for irrigation: effect on soil properties. **Science of the Total Environment**, 2010.

VAZ, L. Avaliação do risco microbiológico decorrente do reúso de águas cinza em uma edificação residencial de alto padrão. Dissertação. **Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental UFES**. 2009.

VON SPERLING, Marcos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. **Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, DESA-UFMG**, 2a edição, 2005.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3a ed. Belo Horizonte. **Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG**. 2014.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review. **Hydrobiologia**, v. 674, n. 1, p. 133–156, 2011.

WEIR, M. H. et al. Development of a microbial dose response visualization and modelling application for QMRA modelers and educators. **Environmental Modelling and Software**, v. 88, p. 74–83, 2017.

WERNER, C. et al. Ecological sanitation principles and technologies. n. January 2004.

WERNER, C.; PANESAR, A.; MÜNCH, E. VON. Unesco-Gtz Publication on Concepts for Ecologically Sustainable Sanitation in Formal and Continuing Education and Accompanying. 2007.

WILDERER, Peter A.; SCHREFF, Dieter. Decentralized and centralized wastewater management: a challenge for technology developers. **Water Science and Technology**, 2000.

WINWARD, Gideon P., et al. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological engineering*, 2008.

WU, H. et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 594–601, 2015.

WU, S. et al. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 8–22, 2016.

WU, Haiming, et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. **Bioresource technology**, 2015.

ZHU, Jie, et al. Feasibility of on-site grey-water reuse for toilet flushing in China. **Journal of Water Reuse and Desalination**, 2018.

ANEXO A



Outputs

Report:

Detailed Statistics Report

Performed By:

Luiza Jofily

<i>Detailed Statistics</i>				
Output	Salmonella - Pi(d)	Rotavirus - Pi(d)	Salmonella - Pi(a)	Rotavirus - Pi(a)
Function	RiskOutput()	RiskOutput()	RiskOutput()	RiskOutput()
Cell	Alface!N5	Alface!O5	Alface!N6	Alface!O6
Statistic				
Minimum	1,6476E-07	0,516%	6,01355E-05	84,8892%
Maximum	3,1857%	82,804%	99,999%	100%
Mean	0,2121%	42,384%	24,002%	99,9230%
Mode	3,25551E-07	1,437%	0,0119%	100%
Std. Deviation	0,4674%	27,623%	34,924%	0,4961%
Variance	2,185E-005	0,07630	0,1220	2,461E-005
Skewness	2,9101	-0,1536	1,2406	-11,3102
Kurtosis	11,5726	1,5425	2,9231	187,0238
Errors	0	0	0	0
Percentiles				
1%	2,71292E-07	1,034%	9,90167E-05	97,7516%
3%	3,23214E-07	1,272%	0,0118%	99,0666%
5%	4,34325E-07	1,743%	0,0159%	99,8369%
10%	7,7981E-07	3,137%	0,0285%	99,9991%
20%	2,4201E-06	9,067%	0,0883%	100%
25%	4,37172E-06	14,104%	0,159%	100%
50%	7,75579E-05	46,112%	2,791%	100%
75%	0,1369%	68,634%	39,358%	100%
80%	0,2442%	71,787%	59,032%	100%
90%	0,7622%	77,281%	93,873%	100%
95%	1,3508%	79,674%	99,302%	100%
98%	1,8007%	80,827%	99,868%	100%
99%	2,1872%	81,460%	99,969%	100%