



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS – UFAL  
CENTRO DE TECNOLOGIA – CTEC  
ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA



LUCAS HENRIQUE SILVA

**AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO EFLUENTE DE UMA ETE  
DESCENTRALIZADA COM VISTAS AO REÚSO**

Maceió – AL

2020

LUCAS HENRIQUE SILVA

**AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO EFLUENTE DE UMA ETE  
DESCENTRALIZADA COM VISTAS AO REÚSO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Colegiado do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para a obtenção do título de Engenheiro Ambiental e Sanitarista.

Orientadora: Prf<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira

Coorientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Daniele Vital Vich

Maceió – AL

2020



## Ata de defesa do Trabalho de Conclusão de Curso

Ao(s) 17 dias(s) do mês de dezembro de 2020 realizou-se às 09h03min, por meio de vídeoconferência, a defesa do **Trabalho de Conclusão de Curso** do(a) discente **Lucas Henrique Silva** intitulado “AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO EFLUENTE DE UMA ETE DESCENTRALIZADA COM VISTAS AO REÚSO”. A Banca Examinadora foi constituída por Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira (Orientadora), Daniele Vital Vich (Coorientadora), Marcio Gomes Barboza e Lucas Virgens dos Santos. Após a apresentação do(a) discente pelo(a) orientador(a), o(a) mesmo(a) expôs seu trabalho, sendo, logo a seguir, arguido(a) pelos componentes da Banca Examinadora. O Trabalho de Conclusão de Curso obteve as seguintes notas de cada um dos avaliadores: Marcio Gomes Barboza (9,5) e Lucas Virgens dos Santos (10,0), resultando numa média (9,75). Os registros de notas e de solicitação de correções estão documentados nos formulários de notas e de correções, respectivamente, preenchidos pelos avaliadores.

E, para constar, foi lavrada a presente ata que vai assinada pelos componentes da Banca Examinadora.

Maceió, 17 de dezembro de 2020.

Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira (Orientadora - CTEC/UFAL)

Daniele Vital Vich (Coorientadora – CTEC/UFAL)

Marcio Gomes Barboza (CTEC/UFAL)

Lucas Virgens dos Santos (Engenheiro - Teia Ambiental)

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer à Deus, que me acompanha e me guia em todos os momentos da minha vida e me deu forças para superar as dificuldades e persistir durante a graduação.

Aos meus pais, que são meu porto seguro e minha base. Por todo o sacrifício, carinho e amor. Por serem minha inspiração e exemplo desde sempre. Obrigado por sempre acreditarem em mim e me apoiar. Obrigado por cada palavra e momento de conforto ao longo desses anos. Sem vocês, eu não seria nada e nada disso seria possível.

Ao meu tio, Luís Paulino, que faleceu recentemente e sempre me incentivou a estudar e a seguir os princípios éticos e morais da nossa família. Obrigado por todos os valores passados e pelos conselhos, você deixou saudades. Descansa em paz.

Ao meu avô, José Joaquim (Seu Dedé), por todos os ensinamentos passados e por todo carinho. Quero um dia ter a metade da sabedoria que o senhor tem. À minha avó (*in memoriam*), Luzinete Maria, por ter sido uma avó dedicada e carinhosa comigo em todos os momentos que consigo lembrar. Saudades eternas.

Aos meus padrinhos, José Joaquim e Maria Betânia, por serem meus segundos pais e terem cuidado de mim ao longo de toda minha infância. Obrigado por todos os bons momentos e conversas. Obrigado por todo carinho e dedicação. Amo vocês!

À minha família e amigos, por tentarem compreender os momentos de ausência e pelo apoio ao longo de toda a minha vida e graduação. Obrigado por todas as reuniões calorosas e momentos felizes. Amo cada um de vocês!

À Dayane, minha namorada, por me acompanhar ao longo de todos esses anos e ser uma companheira incrível. Pelos momentos especiais, por sua dedicação e por todo carinho e amor. Obrigado por estar sempre comigo, me dando força e me incentivando nos momentos difíceis.

À minha orientadora, Ivete Vasconcelos, pela preocupação, disponibilidade e dedicação desde o início do trabalho, e à minha coorientadora, Daniele Vital, por toda paciência e orientação ao longo da elaboração. Obrigado por todos os ensinamentos e pelo direcionamento.

Aos amigos que fiz na graduação e que agora fazem parte da minha vida: Adelson, Alexandre, Ana Letícia, Elisabeth, Fernanda, Heloize, Ingrid e Matheus. Obrigado por todos os momentos de descontração, as festas, saídas e pelo companheirismo e força diante dos momentos de

dificuldade. Somente nós sabemos o que vivemos na UFAL e, com certeza, tudo foi mais leve e só foi possível graças a vocês. Em especial, agradeço ao Alexandre, Ana Letícia, Heloize e Matheus, que me ajudaram ao longo da elaboração do trabalho.

Ao Centro Acadêmico de Engenharia Ambiental e Sanitária (CAEAMB), por me ajudar a evoluir como pessoa e também no âmbito acadêmico. Obrigado por todos os bons momentos de parceria e aprendizado.

Aos tutores que me acompanharam em diferentes momentos da graduação: Christopher Freire, Nélia Henriques e Rochana Campos. Obrigado pelas oportunidades de monitoria/iniciação científica, por toda paciência, disponibilidade e ensinamentos transmitidos. Evolui bastante ao longo dos meus anos de curso graças a vocês.

Um agradecimento especial aos professores Christiano Cantarelli, Eduardo Lucena, Ivete Vasconcelos, Marcio Barboza, Rochana Campos, Seleude Wanderley e Sinvaldo Gama. Todos vocês, além de ótimos profissionais, são pessoas admiráveis. Obrigado por tudo. Agradeço aos demais professores por todo o conhecimento passado e dúvidas esclarecidas.

A todos que colaboraram direta ou indiretamente e torceram para que eu conseguisse alcançar meus objetivos, meu muito obrigado.

*“Às vezes você tem que observar sua vida à distância para que ela faça sentido. Para ver aquilo que provavelmente era óbvio para qualquer outra pessoa”* (Keyes, Gregory; Nolan, Christopher; Nolan, Jonathan; **INTERSTELLAR**, 2014)

## RESUMO

No Brasil, o estresse hídrico já é uma realidade, resultante do crescimento das demandas a partir do aumento populacional e das atividades econômicas com uso da água. O déficit no setor de saneamento é elevado, principalmente quando se trata de esgotamento sanitário, de modo que a descentralização e a universalização de serviços básicos de habitação e saneamento vêm sendo defendidas como formas de progresso. O reúso de efluentes tratados se apresenta como uma opção viável para atender a usos urbanos que não demandem qualidade potável, de modo a ampliar disponibilidade hídrica. A utilização dessa fonte alternativa de água, contudo, deve ser feita com a devida cautela, em função dos riscos à saúde inerentes à sua manipulação. Diante desse cenário, o objetivo do presente trabalho foi realizar a Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM) associados ao reúso não-potável de efluente de uma ETE experimental descentralizada, responsável pelo tratamento de esgotos de um conjunto residencial e restaurante em São Paulo-SP. O uso da ferramenta AQRM se deu no intuito de estimar o risco de infecção por *Escherichia coli* e estabelecer os Valores Máximos Permitidos (VMP) desse microrganismo na água destinada ao reúso em função do risco tolerável ( $10^{-3}$ pppa) estabelecido pela OMS (Organização Mundial da Saúde). Para tanto, estimou-se a quantidade de patógenos ingeridos por evento de exposição e calcularam-se as probabilidades de infecção para exposição única e múltiplas exposições no período de um ano, conforme a modalidade de reúso. Posteriormente, realizou-se o caminho inverso para a determinação dos VMP's de *E. coli*, avaliando a necessidade ou não de pós-tratamento e a respectiva eficiência mínima necessária. Os resultados encontrados também foram comparados com os parâmetros delimitados nas legislações e normas nacionais e internacionais acerca do reúso. O sistema experimental não apresentou eficiência suficiente para atender à maioria das atividades de reúso avaliadas, de modo que apenas a lavagem de veículos e pisos, a partir da rota de exposição por aerossóis e volume ingerido de 0,01 mL, se mostraram adequadas para o reúso imediato, com riscos de 0,0005 e 0,0001, respectivamente. As eficiências requeridas para enquadrar o efluente destinado ao reúso nos VMP's calculados se situaram na faixa entre 79% e 100%, com alguns valores menores isolados (11% e 34%). As diretrizes nacionais e internacionais se mostraram restritivas de forma geral, de modo que a maioria dos VMP's calculados não se enquadraram nas normas/legislações. A adição de uma etapa específica para desinfecção no sistema experimental avaliado poderia contribuir para maiores eficiências de remoção de patógenos, possibilitando mais cenários de reúso para o efluente.

**Palavras-chave:** Escassez hídrica, reúso, efluentes, AQRM.

## ABSTRACT

In Brazil, the hydric stress is a reality already, resulting of the increasing demands from the populational growing and economic activities based on water using. The deficit on the sanitation sector is high, mostly when it is about sewage collection, so that the decentralization and universalization of basic housing and sanitation services have been defended as a way of progress. The reuse of treated wastewater shows itself as a viable option for attending urban uses that don't require potable quality, contributing to increase the water availability. The using of this water alternative source, however, must be done with due caution because of the health risks associated to its handling. Before this context, the objective of this study was to execute the Quantitative Microbiological Risk Assessment (QMRA) associated to the nonpotable reuse of the wastewater from a sewage treatment plant responsible for the wastewater treatment of a residential complex and restaurant in São Paulo-SP. The use of the QMRA technique intended to estimate the *Escherichia Coli* risk infection and set the maximum allowed values of this microorganism concentration on the wastewater to be reused, based on the tolerable risk established by the World Health Organization (WHO). To do so, it has been estimated the amount of pathogens ingested for exposure event and it has been calculated the infection likelihood for a single exposure and for multiple exposures throughout a year, according to the reuse modality. Then, the reverse path has been executed in order to set the maximum allowed values of *E. coli*, assessing the need of post treatment and the respective minimum efficiency. The results found have been compared to the reference values delimited on the legislation and guidelines related to wastewater reuse. The experimental system studied has not shown enough efficiency to attend the majority of the reuse activities assessed, so that only the vehicle washing and floor washing activities, through the exposure route by aerosols and 0,01 mL ingested volume, have shown themselves proper to immediate reuse, with risks of 0,0005 and 0,0001, respectively. The efficiencies needed to adequate the wastewater destined to the reuse have been located in the range between 79% and 100%, with a few isolated minor values, around 11% and 34%. The international and national guidelines have shown themselves to be very restrictive, as the majority maximum allowed values calculated have not been considered proper to attend the legislations and guidelines. The addition of a specific treatment stage for the disinfection of the wastewater in the experimental system could contribute to higher efficiencies of pathogens removal, making possible more reuse prospects for the wastewater.

**Keywords:** water scarcity, reuse, wastewater, QMRA.

## **SIGLAS E ABREVIATURAS**

*ANA – Agência Nacional de Águas*

*AQRM – Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico*

*CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*

*CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos*

*COEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente (CE)*

*CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente*

*CT – Coliformes Termotolerantes*

*CTEC – Centro de Tecnologia*

*EPA – Environmental Protection Agency*

*ETE – Estação de Tratamento de Efluente(s)*

*NMP – Número Mais Provável*

*OMS – Organização Mundial da Saúde*

*pppa – Por pessoa por ano*

*SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento*

*UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo)*

*UFAL – Universidade Federal de Alagoas*

*UFC – Unidades Formadoras de Colônias*

*UV – Ultravioleta*

*VMP's – Valores Máximos Permitidos*

*WHO – World Health Organization*

## LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1: Principais tipos de wetlands construídos.</i>	22
<i>Figura 2: Principais processos de desinfecção de esgotos.</i>	28
<i>Figura 3: Mapa de localização da área em estudo.</i>	40
<i>Figura 4: Fluxograma esquemático do sistema de tratamento.</i>	40
<i>Figura 5: Fluxograma com as etapas da AQRM.</i>	41

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Níveis de tratamento nos esgotos. _____	20
<b>Tabela 2:</b> Microrganismos presentes em esgoto sanitário bruto. _____	25
<b>Tabela 3:</b> Dosagens usuais de cloro em ETE's descentralizadas. _____	29
<b>Tabela 4:</b> Padrões de qualidade microbiológica para reúso em legislações nacionais e internacionais. _____	38
<b>Tabela 5:</b> Distribuição da exposição relacionada à água de reúso. _____	43
<b>Tabela 6:</b> Resultados dos exames microbiológicos. _____	46
<b>Tabela 7:</b> Risco de infecção por <i>E. coli</i> - irrigação de jardim (vazão média). _____	46
<b>Tabela 8:</b> Risco de infecção por <i>E. coli</i> - irrigação de jardim (vazão máxima). _____	47
<b>Tabela 9:</b> Risco de infecção por <i>E. coli</i> - diversas atividades (vazão média). _____	48
<b>Tabela 10:</b> Risco de infecção por <i>E. coli</i> - diversas atividades (vazão máxima). _____	49
<b>Tabela 11:</b> Risco de infecção por <i>E. coli</i> – lavagem de pisos e veículos (vazão média). _____	50
<b>Tabela 12:</b> Risco de infecção por <i>E. coli</i> – lavagem de pisos e veículos (vazão máxima). _____	51
<b>Tabela 13:</b> Valores máximos permitidos para irrigação de jardim e necessidade de tratamento adicional. _____	53
<b>Tabela 14:</b> Valores máximos permitidos para diversas atividades e necessidade de tratamento adicional. _____	54
<b>Tabela 15:</b> Valores máximos permitidos para lavagem de pisos e veículos e necessidade de tratamento adicional. _____	55
<b>Tabela 16:</b> Comparação dos VMP's com as diretrizes nacionais – irrigação de jardins, áreas públicas e culturas alimentares, e vaso sanitário. _____	59
<b>Tabela 17:</b> Comparação dos VMP's com as diretrizes nacionais – máquina de lavar, balneabilidade e lavagem de veículos e pisos. _____	60
<b>Tabela 18:</b> Comparação dos VMP's com as diretrizes internacionais – irrigação de jardins, áreas públicas e culturas alimentares, e vaso sanitário. _____	61
<b>Tabela 19:</b> Comparação dos VMP's com as diretrizes internacionais – máquina de lavar, balneabilidade e lavagem de veículos e pisos. _____	62

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	14
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	16
2.1. Objetivo Geral .....	16
2.2. Objetivos específicos.....	16
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	17
<b>3.1. Escassez hídrica e importância do reúso</b> .....	17
<b>3.2. Tratamento de efluentes</b> .....	19
3.2.1. Tratamento descentralizado.....	21
3.2.2. <i>Wetlands</i> .....	22
<b>3.3. Microrganismos presentes no esgoto sanitário</b> .....	24
3.3.1. <i>E. coli</i> como indicador microbiológico .....	25
<b>3.4. Desinfecção de efluentes</b> .....	27
3.4.1 Cloro como agente desinfetante .....	28
<b>3.5. Modalidades e riscos do reúso</b> .....	29
<b>3.6. Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM)</b> .....	30
<b>3.7. Legislações e normas sobre reúso de efluentes</b> .....	33
3.7.1. Legislação nacional sobre reúso.....	33
3.7.2. Legislações internacionais sobre reúso .....	35
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	39
<b>4.1. Descrição da área de estudo</b> .....	39
<b>4.2. Obtenção dos dados microbiológicos</b> .....	41
<b>4.3. AQRM</b> .....	41
4.3.1. Identificação e caracterização do perigo .....	41
4.3.2. Avaliação da exposição .....	42
4.3.3. Análise da dose-resposta .....	43
4.3.4. Caracterização do risco .....	44
<b>4.4. Determinação dos Valores Máximos Permitidos (VMP)</b> .....	44
4.4.1. Probabilidade de infecção para exposição única .....	44
4.4.2. Dose ingerida.....	45
4.4.3. Concentração máxima de <i>E. coli</i> .....	45
<b>4.5. Comparação com os valores de referência</b> .....	45
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	46
<b>5.1. Dados microbiológicos do efluente</b> .....	46

5.2.	Estimativa do risco de infecção por modalidade de reúso.....	46
5.3.	Determinação dos VMP's para <i>E. coli</i> na água de reúso.....	52
5.4.	Comparação dos VMP's com as legislações e normas de referência.....	57
6.	CONCLUSÕES.....	63
	REFERÊNCIAS.....	64

## 1. INTRODUÇÃO

O acelerado crescimento demográfico, associado às transformações econômicas, reflete-se notavelmente no uso dos recursos hídricos, tanto no que se refere à quantidade quanto à qualidade desses. Associado a isto, a ausência de esgotamento sanitário tem propiciado altos índices de poluição hídrica, problemas de saúde pública, danos ambientais, além de elevar os custos do tratamento de água para os usuários finais (SOUSA, 2008).

No Brasil, a carência no setor de saneamento é de fato elevada, principalmente em relação ao esgotamento sanitário, de modo que apenas 52% da população tem acesso à coleta de esgoto (SNIS, 2017b). Em relação ao tratamento do esgoto coletado, somente 46% do efluente gerado no país recebe tratamento e o restante permanece, na maioria das vezes, na rede hídrica (SNIS, 2017b).

Quanto ao abastecimento de água tratada, 84% da população brasileira é atendida, enquanto 35 milhões de brasileiros ainda não possuem acesso a esse serviço básico (SNIS, 2017a). Esse quadro é intensificado na região nordeste devido à baixa disponibilidade hídrica superficial na região (ANA, 2012). Diante do problema da carência hídrica, torna-se essencial reduzir o consumo de água, utilizá-la racionalmente e priorizar formas sustentáveis de utilização desse recurso natural (DORIGON; TESSARO, 2010).

Na busca por uma solução para o problema da escassez da água, o reúso das águas residuárias está se tornando uma importante ferramenta no gerenciamento dos recursos hídricos. Grandes volumes de água potável podem ser economizados ao se utilizar água de qualidade inferior, como efluentes tratados, para atendimento de usos e finalidades em meio urbano que não necessariamente demandem água de qualidade potável. Além disso, a partir do reúso, evita-se que uma parcela dos efluentes seja lançada nos corpos d'água, constituindo uma medida de controle de poluição.

A descentralização e a universalização de serviços básicos de habitação e saneamento são defendidas como formas de progresso e melhoria da qualidade de vida da população (KATO *et al.*, 2019). Nesse contexto, os sistemas descentralizados, cujo tratamento do efluente ocorre perto da fonte de geração, se mostram como uma opção atrativa para implementação do reúso pelo fato de maximizar o potencial de reutilização do esgoto tratado no próprio local de geração, evitando custos adicionais com o transporte da água recuperada até os usuários (SUBTIL, 2016).

A ausência de normas e regulamentos mais específicos acerca do reúso, entretanto, pode contribuir para causar impactos negativos, como riscos à saúde pública e ao meio

ambiente, além da criação de práticas inadequadas (CUNHA, 2008). As águas de reúso contêm microrganismos patogênicos, tais como vírus, bactérias, protozoários e helmintos, podendo promover a contaminação dos usuários. Torna-se crucial, portanto, que os riscos relacionados à exposição, intencional ou não, a essa fonte alternativa, sejam levados em consideração, a fim de que se possam instituir práticas adequadas de reúso (PASIN, 2013).

A legislação e as normas para reúso em nível nacional, em sua maioria, não tratam a respeito de padrões de qualidade de água de reúso, mas apenas incentivam a utilização de fontes alternativas de água. As regulamentações que recomendam padrões específicos, por outro lado, o fazem sem embasamento científico. Quanto aos padrões microbiológicos presentes nas legislações internacionais, embora muitas vezes adotados, não refletem a realidade do país.

Logo, torna-se indispensável estabelecer valores de referência para a reutilização de efluentes tratados, de modo a fornecer riscos admissíveis ao usuário final, buscando sempre conciliar custo com eficácia e risco com benefício (PASIN, 2013). A OMS (Organização Mundial da Saúde) estabelece um risco aceitável de  $10^{-3}$  pppa (por pessoa por ano) para doenças diarreicas de veiculação hídrica. O valor estipulado considera cabível, no período de um ano, um indivíduo infectado a cada mil expostos (WHO, 2008).

Nesse cenário, a Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) se apresenta como uma ferramenta capaz de auxiliar na estimativa do risco de infecção, doença ou morte em decorrência da exposição a patógenos, além de colaborar na determinação dos Valores Máximos Permitidos (VMP) de microrganismos patogênicos no efluente destinado ao reúso, em função do risco tolerável.

Na UFAL, especificamente no Centro de Tecnologia, o reúso de efluentes vem sendo estudado há alguns anos e, recentemente, a ferramenta AQRM foi utilizada na avaliação dos riscos associados ao reúso de águas cinzas (ALVES, 2017; FERREIRA *et al.*, 2018) e no reúso de efluentes de estação de tratamento de esgotos domésticos descentralizada (SANTOS, 2019b).

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

Este trabalho teve como objetivo realizar a Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM) associados ao reúso de efluente, a partir de dados secundários de uma ETE experimental descentralizada, que trata os esgotos provenientes de um Conjunto Residencial e Restaurante Central localizados no *Campus* Butantã da Universidade de São Paulo/USP, em São Paulo.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Utilizar a ferramenta de AQRM para estimar o risco quantitativo de infecção por *Escherichia coli* quando do reúso do efluente tratado para atividades urbanas não-potáveis;
- Indicar os Valores Máximos Permitidos (VMP's) para *E. coli* em função da finalidade de reúso do referido efluente, com base no conceito da Organização Mundial da Saúde (OMS) de risco aceitável para doenças diarreicas de  $10^{-3}$  por pessoa por ano (pppa);
- Avaliar a necessidade e a eficiência de pós-tratamento do efluente;
- Confrontar os resultados de VMP's com as legislações e diretrizes nacional e internacional.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1. Escassez hídrica e importância do reúso**

O homem vem utilizando em torno de 2,5 vezes mais água do que o volume disponível em todos os rios do planeta para realização de suas atividades. Tal fato exige um uso cada vez maior da água proveniente de lagos e lençóis subterrâneos. Ao mesmo tempo, sabe-se que a distribuição de água no mundo não ocorre de maneira homogênea, gerando alterações, que variam conforme a região considerada, na forma de lidar com os recursos hídricos (OENNING, 2006).

Segundo Sousa (2008), a escassez hídrica é definida pela indisponibilidade de água, seja no aspecto qualitativo ou quantitativo. Dessa forma, há vários relatórios internacionais que atuam no sentido de alertar sobre a questão da escassez de água e, ao mesmo tempo, elaboram propostas com o intuito de promover o desenvolvimento e implantação de políticas e programas para a gestão adequada e uso sustentável dos recursos hídricos.

No Brasil, o relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos, publicado desde 2009 pela ANA (Agência Nacional de Águas), é a referência para o acompanhamento sistemático e periódico das estatísticas e indicadores relacionados à água no país. Conforme o documento, cerca de 260.000 m<sup>3</sup>/s de água escoam pelo território brasileiro, sendo que 80% desse total encontra-se na região Amazônica. Dados recentes estimam que a disponibilidade hídrica superficial no Brasil seja em torno de 78.600 m<sup>3</sup>/s, de modo que a oferta de água é determinada pela dinâmica hídrica e socioeconômica das bacias, além das condições de qualidade da água (ANA, 2018).

Em abril de 2018, o esgotamento de mananciais promoveu um colapso no abastecimento urbano de cerca de 34 cidades do nordeste brasileiro, prejudicando uma população de trezentos e vinte e três mil habitantes (ANA, 2018). Além da demanda excessiva de recursos hídricos, a má distribuição e poluição propiciam ainda mais a escassez de água em algumas regiões (PASIN, 2013).

O estresse hídrico, portanto, já é uma realidade no Brasil, resultante do crescimento das demandas a partir do aumento populacional e das atividades econômicas com uso da água. As características das regiões hidrográficas do país são distintas. Algumas condições climáticas como baixos índices de precipitação, irregularidade do regime de chuvas, temperaturas elevadas durante todo ano, entre outras, contribuem para os reduzidos valores de disponibilidade hídrica observados no nordeste brasileiro (ANA, 2018).

A escassez de água existente é função não só da desigualdade na distribuição e aumento da demanda hídrica, mas também da predominância da cultura do desperdício, tanto por parte da população, quanto pelas indústrias (ALMEIDA, 2011). Não há uma consciência de preservação e sustentabilidade e, como exemplo, temos o descaso com relação ao tratamento de esgotos antes de seu lançamento.

Nesse contexto, a discussão sobre reúso de água, sobretudo, no nordeste do Brasil, é impulsionada pela necessidade de melhorar a disponibilidade hídrica e conservação de mananciais da região, aspectos esses comprometidos pelo crescimento populacional e os efeitos das mudanças climáticas. Em Alagoas a demanda de abastecimento urbano era de 8,1 m<sup>3</sup>/s em 2015 e estima-se uma demanda de 9,5 m<sup>3</sup>/s para 2025. Considera-se que o reúso de efluente sanitário tratado é uma alternativa comprovada para a melhoria da disponibilidade hídrica em um cenário como tal (ANA, 2015).

Atividades menos exigentes quanto à qualidade da água ainda consomem parte considerável da água potável, de modo que parcela dos efluentes tratados podem ser destinados a usos industriais não potáveis, como destacam Goldenstein e Bonilha (2019), bem como outros usos urbanos, o que reduz custos e a competição por mananciais para o abastecimento público.

Deve-se ter consciência, entretanto, que a prática do reúso se constitui como parte integrante do gerenciamento de águas e efluentes, mas não é sua meta principal. Logo, é considerada uma ferramenta auxiliar para a preservação dos recursos naturais e controle da poluição ambiental, devendo ser complementada com outras formas de preservação da qualidade e do uso racional da água (GOHRINGER, 2006).

Ainda de acordo com Gohringer (2006), o reúso desempenha, geralmente, duas funções. A primeira seria a utilização do efluente tratado como fonte alternativa e a segunda seria evitar que os efluentes cheguem a corpos d'água como córregos e rios, além dos oceanos, reduzindo a carga poluidora. Algumas vantagens e fatores que motivam o reúso de água, segundo Asano (2002), citado por Gohringer (2006, p.58), são: (i) disponibilidade de efluentes tratados com elevado grau de qualidade; (ii) redução da poluição, com a minimização da descarga em corpos d'água; (iii) gerenciamento da demanda de água em períodos de seca, no planejamento global dos recursos hídricos; (iv) promoção, à longo prazo, de uma fonte confiável de abastecimento de água dentro de uma comunidade; (v) estímulo da população à conservação da água e adoção de práticas de reúso.

De acordo com Lima e Kollnberger (2004), citados por Gohringer (2006), os principais objetivos ao se utilizar águas de reúso são os seguintes: (i) alternativa de minimização de

captação e extração das águas do subsolo ou de mananciais; (ii) utilização racional da água em função de necessidades reais; (iii) redução direta e indireta dos custos do tratamento água; (iv) melhorias ambientais e de condições de saúde, com a minimização da descarga de esgotos em corpos d'água.

Atualmente, faz-se necessário o gerenciamento mais inteligente das águas residuárias, em função, principalmente, do crescimento da população em áreas urbanas. A gestão das águas residuárias urbanas deve ser entendida como um recurso alternativo para ampliar a oferta de água e de outros recursos à cidade (KATO *et al.*, 2019).

Conforme o documento Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil (ANA, 2018), no médio prazo (5 a 10 anos), o potencial para reúso planejado de efluente sanitário no Brasil é estimado entre 10 e 15 m<sup>3</sup>/s, comparando aos quase 2 m<sup>3</sup>/s estimados em 2017. Esse número representaria 4% do total de água reutilizada no mundo, valor que colocaria o Brasil numa posição de destaque nesse quesito. No longo prazo, espera-se o alcance de algo em torno de 175 m<sup>3</sup>/s, valor bastante considerável e que será de grande importância para o incremento das fontes de abastecimento no país.

### **3.2. Tratamento de efluentes**

Os esgotos domésticos contêm, aproximadamente, 99,9% de água. A fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. Assim, é devido a essa fração de 0,1% que há a necessidade do tratamento dos esgotos (VON SPERLING, 1996).

O Atlas Esgotos, lançado pela ANA em 2017, mostrou que os esgotos domésticos não tratados constituem uma grande fonte de poluição pontual no Brasil, de forma que o lançamento de efluentes *in natura* nos corpos d'água indisponibiliza o uso da água, agravando ainda mais o quadro de criticidade em termos de balanço hídrico. Acredita-se que o tratamento adequado dos efluentes domésticos possa reduzir os impactos nos corpos hídricos brasileiros de maneira significativa (ANA, 2017).

Nesse sentido, o tratamento do esgoto pode ser desempenhado a partir de processos biológicos, físico-químicos ou pela combinação de ambos. Os chamados processos físico-químicos são aqueles onde se empregam instalações destinadas a reagir, separar e combinar elementos; seja por processos puramente físicos, como a decantação e filtração; processos químicos, com a adição de compostos químicos na flotação e floculação; ou ainda pela combinação de ambos, com mistura, floculação, decantação e filtração (SOUSA, 2008). Os

processos biológicos promovem o contato do efluente com uma cultura biológica, de modo que o material orgânico é estabilizado a partir ação de microrganismos aeróbios ou anaeróbios.

Dessa forma, a remoção de poluentes em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's) é alcançada a partir das várias operações e processos unitários, como filtração, sedimentação e oxidação biológica, seja em diferentes unidades físicas, seja em diferentes ciclos operacionais em uma única unidade (SANTOS *et al.*, 2019a).

De acordo com Von Sperling (1996), a remoção de poluentes, de modo a adequar o efluente a uma qualidade desejada ou padrão de qualidade vigente, está associada ao nível de tratamento que, juntamente com a tecnologia adotada, tem relação direta com as eficiências de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos. A Tabela 1 apresenta um resumo dos principais níveis de tratamento, destacando suas finalidades em termos de remoção.

**Tabela 1:** Níveis de tratamento nos esgotos.

<b>Nível</b>	<b>Remoção</b>
<b>Preliminar</b>	Sólidos em suspensão grosseiros (materiais de maiores dimensões e areia)
<b>Primário</b>	Sólidos em suspensão sedimentáveis DBO em suspensão (matéria orgânica componente dos sólidos em suspensão sedimentáveis)
<b>Secundário</b>	DBO em suspensão (matéria orgânica em suspensão fina, não removida no tratamento primário) DBO solúvel (matéria orgânica na forma de sólidos dissolvidos)
<b>Terciário</b>	Nutrientes Patogênicos Compostos não biodegradáveis Metais pesados Sólidos inorgânicos dissolvidos Sólidos em suspensão remanescentes

**Fonte:** Adaptado de Von Sperling, 1996.

Os processos de tratamento de efluentes domésticos mais frequentemente utilizados no Brasil são os sistemas de lagoas de estabilização, lodos ativados, sistemas aeróbios com biofilmes, sistemas anaeróbios e, por fim, a disposição no solo (VON SPERLING, 1996). Cada uma das tecnologias envolve uma série de variações, além de possíveis combinações entre unidades e processos, inclusive entre métodos aeróbios e anaeróbios.

As tecnologias de tratamento de esgotos são desenvolvidas tendo como principal referência o lançamento do efluente tratado em corpos d'água. As exigências para atender aos padrões de qualidade dos corpos receptores são restritivas, em função da fragilidade dos ecossistemas aquáticos e da necessidade de preservação dos usos múltiplos da água (FLORÊNCIO *et al.*, 2006). “O grau necessário a ser alcançado num determinado tratamento

de esgotos vai depender do uso preponderante das águas receptoras à jusante do ponto de lançamento” (GOHRINGER, 2006, p.42).

Em áreas urbanas, a solução técnica geralmente adotada para gestão de esgotos sanitários tem se concentrado no uso de sistemas centralizados, nos quais, através de uma longa rede, os esgotos são coletados e transportados para estações de tratamento de grande porte. Mesmo sendo considerada a principal solução para áreas urbanas com grande ocupação, essa alternativa apresenta limitações do ponto de vista econômico quando existem elevadas densidades populacionais em áreas periurbanas, localizadas a grandes distâncias dos sistemas centralizados e, no caso do reúso do efluente, que após ser tratado deverá ser transportado até os usuários, tornando a solução mais cara (SUBTIL, 2016).

### 3.2.1. Tratamento descentralizado

Os chamados sistemas descentralizados, cujo tratamento ocorre perto da fonte de geração de esgotos, estão se tornando uma opção cada vez mais atrativa por causa da possibilidade de reduzir os custos de tratamento em longo prazo e a possibilidade de contribuir de forma sustentável para a recuperação de recursos presentes nesses efluentes (DAIGGER, 2009 *apud* SUBTIL, 2016). O autor ressalta ainda que a descentralização representa uma abordagem mais holística, considerando os benefícios da redução da quantidade de resíduos na fonte e a possibilidade de maximizar o reúso de água no local.

Os sistemas descentralizados são caracterizados por sistemas alternativos com custos de implantação e operação reduzidos, menor porte e tratamento de esgoto no próprio local da comunidade servida. Em geral, as redes coletoras têm extensão reduzida e o tratamento é mais simplificado. Em áreas urbanas, tais sistemas se tornam opção preferencial para atender zonas periféricas, vilas e conjuntos habitacionais distantes, assim como áreas de baixa renda, ou seja, locais isolados, não interligados aos sistemas centralizados de maior porte (KATO *et al.*, 2019).

Conforme o Atlas Esgotos, publicado pela ANA em 2017, em conjunto com a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, a parcela atendida com coleta e tratamento dos esgotos representa apenas 43% da população urbana total do Brasil. Dessa maneira, noventa e sete milhões de brasileiros não dispõem de tratamento coletivo de esgotos (ANA, 2017).

Portanto, o manejo descentralizado de esgotos sanitários, incluindo o processo de tratamento em ETE's de pequeno porte instaladas em empreendimentos habitacionais, pequenos aglomerados humanos (assentamentos rurais, comunidades quilombolas e aldeias indígenas) ou em residências e propriedades rurais isoladas (unifamiliares) é considerado um

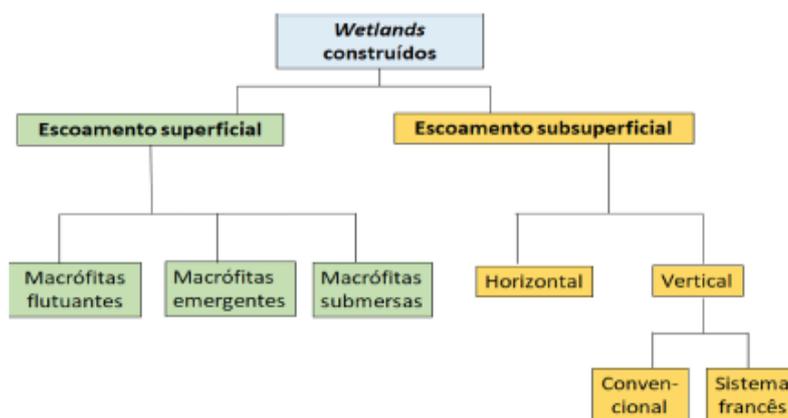
importante componente da infraestrutura de saneamento, diante do déficit nesse setor (QUEIROZ *et al.*, 2019).

Conforme destacado por Subtil *et al.* (2016), o cenário atual de crescimento populacional, aumento da demanda por água potável, aumento da necessidade da manutenção dos recursos hídricos, maior incidência de períodos de seca e a crescente busca por abordagens mais sustentáveis para o gerenciamento da água são importantes oportunidades para disseminação do uso de sistemas descentralizados de tratamento de esgoto, principalmente quando o objetivo é o reúso de água.

### 3.2.2. *Wetlands*

Os *wetlands* construídos são processos de tratamento de esgotos que consistem de unidades construídas (lagoas, bacias ou canais rasos) onde se abrigam plantas aquáticas, baseando-se em mecanismos biológicos, químicos e físicos para estabilizar o efluente. Esses sistemas geralmente possuem uma camada impermeável de argila ou membrana sintética no fundo e estruturas para controlar a alimentação, retirada do líquido e nível da água, além de meio suporte poroso e inerte, como brita, cascalho e areia. Sendo comumente empregado no pós-tratamento de efluentes domésticos de residências unifamiliares ou de pequenas comunidades ao redor do mundo, os *wetlands* construídos são classificados em dois grandes grupos (Figura 1): escoamento superficial e subsuperficial (SANTOS *et al.*, 2019a).

**Figura 1:** Principais tipos de *wetlands* construídos.



**Fonte:** SANTOS *et al.*, 2019a.

Mattoso (2014), citado por Cunha *et al.* (2018), ratifica a importância da tecnologia de *wetlands* e reforça que ela pode ser natural ou construída. Assim, diferentemente de outras tecnologias implementadas ao redor do mundo, as *wetlands* são resultantes da própria ação da natureza, de modo que o sistema construído é utilizado com a intenção de reproduzir múltiplos processos de remoção de poluentes que acontecem naturalmente em áreas alagadas.

As aplicações dessa alternativa de tratamento no Brasil se intensificaram a partir do ano 2000, com a utilização de sistemas *wetlands* construídos para tratamento dos mais diversos tipos de águas residuárias, distribuídas ao longo do território nacional, sob diferentes arranjos e configurações, utilizando-se diversos materiais filtrantes e macrófitas. De modo geral, grande parte dos trabalhos desenvolvidos no Brasil empregam *wetlands* de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal como uma etapa de tratamento secundário, sendo estes utilizados no pós-tratamento de UASB ou lagoas anaeróbias, por exemplo (SEZERINO *et al.*, 2015).

O Brasil se mostra como um dos países que apresentam as condições climáticas e ambientais ideais para implantação das *wetlands* construídas e, ao mesmo tempo, possui grande déficit no que remete ao tratamento de efluentes, principalmente em pequenos e médios municípios (CUNHA *et al.*, 2018). Ao se associar tais fatores, constata-se um grande potencial de utilização dessa tecnologia como uma alternativa complementar de tratamento descentralizado.

As principais variantes do sistema de *wetlands* tratam esgotos após uma etapa prévia de tratamento, composta por tratamento primário ou secundário. Por outro lado, essa alternativa pode ser empregada como uma etapa de polimento final, após processos secundários mais avançados (filtros biológicos e lodos ativados) e, por fim, também pode ser utilizada para tratar esgotos brutos, a partir do chamado Sistema Francês (SANTOS *et al.*, 2019a).

Nas *wetlands* construídas de escoamento subsuperficial, a remoção de organismos patogênicos e organismos indicadores é influenciada por diversos fatores, tais como: filtração mecânica, temperatura, adsorção à matéria orgânica e adesão ao biofilme. Além desses, outros mecanismos de remoção englobam a exposição dos patógenos a biocidas excretados por plantas, a atividade antimicrobiana de excreções radiculares e a predação por nematoides e protistas. Valores típicos para remoção de bactérias, por exemplo, se encontram na faixa, expressa em unidades logarítmicas removidas ( $\log_{10}$ ), entre 1-3 (MAIGA *et al.*, 2017 *apud* SANTOS *et al.*, 2019a).

Em estudo conduzido por Pulschen *et al.* (2013), na Universidade de São Carlos, foi construída uma estação de tratamento de esgotos para tratar efluente provindo dos sanitários e do restaurante universitário, de modo que a planta da estação utilizava, após um tanque séptico, lagoa de microalgas e reator UASB, dois sistemas *wetlands* como etapa de polimento para o efluente, alcançando uma eficiência de remoção de 94% para coliformes termotolerantes. Mesmo com a eficiência observada, devido a uma presença ainda expressiva no efluente final, se mostrou necessário tratamento terciário para reutilização ou lançamento em corpos hídricos.

As *wetlands* construídas evoluíram ao longo do tempo, se tornando uma tecnologia de tratamento segura e que pode ser empregada para tratar os mais diversos tipos de efluentes, incluindo esgoto, águas residuais industriais e agrícolas, lixiviação de aterro e outros. Essa tecnologia consegue reproduzir os processos naturais de forma controlada e demanda uma entrada de energia muito baixa, o que acaba reduzindo os custos de operação e manutenção em comparação a outros sistemas de tratamento. Além disso, as *wetlands* são utilizadas para outros propósitos, como controle de inundações, sequestro de carbono ou habitat da vida selvagem (CUNHA *et al.*, 2018).

### **3.3. Microrganismos presentes no esgoto sanitário**

A composição dos esgotos domésticos que chegam ao sistema de tratamento varia significativamente em termos de tempo e espaço. Isso ocorre, em parte, devido a variações nas quantidades descartadas das várias substâncias e compostos, que ocorrem em função, principalmente, dos hábitos da população (SOUZA *et al.*, 2019a). De modo geral, para traduzir o caráter ou potencial poluidor dos esgotos, são utilizados parâmetros físicos, químicos e os biológicos.

Souza *et al.* (2019a) afirmam que os parâmetros de qualidade podem ser utilizados para diversas finalidades, entre as quais: caracterizar o esgoto afluente ao sistema de tratamento, avaliar a eficiência individual dos processos de tratamento e global da ETE, analisar a confiabilidade da ETE, verificar a estabilidade operacional do processo de tratamento, entre outros. Os parâmetros microbiológicos são bastante utilizados para, entre outras finalidades, avaliar se o esgoto tratado atinge a qualidade para o reúso, seja este urbano, industrial ou agrícola.

A contaminação de seres humanos por esgotos sanitários pode ser causada por bactérias, vírus entéricos ou parasitas intestinais (protozoários e helmintos) presentes em grandes quantidades no esgoto sanitário. A diversidade e a quantidade dos organismos patogênicos no esgoto dependem de vários fatores, dentre os quais a quantidade de indivíduos infectados na população e a densidade de organismos patogênicos nos excrementos desses indivíduos (GONÇALVES, 2003). Na Tabela 2 apresenta-se a ocorrência típica de microrganismos em esgotos sanitários:

**Tabela 2:** Microrganismos presentes em esgoto sanitário bruto.

Microrganismo	Contribuição per capita (org/hab.d)	Concentração (org/100mL)
Bactérias totais	$10^{12} - 10^{13}$	$10^9 - 10^{10}$
Coliformes totais	$10^9 - 10^{12}$	$10^6 - 10^9$
Coliformes termotolerantes	$10^8 - 10^{11}$	$10^5 - 10^8$
<i>Escherichia coli</i>	$10^8 - 10^{11}$	$10^6 - 10^9$
Estreptococos fecais	$10^8 - 10^9$	$10^5 - 10^6$
Cistos de protozoários	$< 10^6$	$< 10^3$
Ovos de helmintos	$< 10^6$	$< 10^3$
Vírus	$10^5 - 10^7$	$10^2 - 10^4$

**Fonte:** Adaptado de Von Sperling (2005) e Gonçalves (2003).

Logo, os contaminantes microbiológicos no esgoto doméstico são eminentemente decorrentes de microrganismos presentes nas excretas humanas. Embora a grande maioria de microrganismos sejam comensais e/ou inofensivos, eventualmente, parte dessa flora entérica humana pode ser agente etiológico de doenças de veiculação hídrica, o que inclui uma grande diversidade de microrganismos com impacto sanitário-ambiental (SOUZA, *et al.*, 2019a).

### 3.3.1. *E. coli* como indicador microbiológico

A detecção dos agentes patogênicos, principalmente bactérias, protozoários e vírus, em uma amostra d'água é extremamente difícil, em razão das suas baixas concentrações, o que demandaria o exame de grandes volumes da amostra para que fosse detectado um único ser patogênico (VON SPERLING, 2005).

Tal obstáculo, segundo Von Sperling (2005), pode ser superado por meio do estudo dos chamados organismos indicadores de contaminação fecal. Esses organismos não são obrigatoriamente patogênicos, mas fornecem uma indicação satisfatória em relação a contaminação da água por fezes humanas ou de animais e, conseqüentemente, sua potencialidade de transmissão de doenças.

A escolha de um microrganismo que possa ser considerado um microrganismo indicador, conforme Feachem *et al.* (1983), Daniel (2001) e Gonçalves (2003), está associada, entre outras, às seguintes características: (i) ser membro normal da flora intestinal dos indivíduos sadios; (ii) habitar exclusivamente o intestino e, conseqüentemente, ser de origem exclusivamente fecal; (iii) estar presente sempre que patogênicos de origem fecal estiverem presentes; (iv) estar presente em maior número do que os patogênicos fecais; (v) ser incapaz de crescer em ambiente externo ao intestino e apresentar taxa de inativação inferior aos patogênicos de origem fecal; (vi) ser de fácil detecção e contagem; (vii) não ser patogênico.

Uma fração importante da população de bactérias presente no esgoto sanitário faz parte da microbiota do trato gastrointestinal dos seres humanos. Dentre elas, destaca-se o grupo das bactérias coliformes termotolerantes (GONÇALVES, 2003). Segundo Von Sperling (2005), tais organismos são comumente utilizados como indicadores de contaminação de águas em função, dentre outras, das seguintes características:

- Se apresentam em grande quantidade nas fezes humanas, de modo que de 1/3 a 1/5 do peso é constituído por bactérias desse grupo. Com isto, a probabilidade de serem detectados após o lançamento é incomparavelmente superior à dos organismos patogênicos;
- Os coliformes se apresentam em grande número apenas nas fezes do homem e de animais de sangue quente, o que é essencial, pois se também existissem nos intestinos de animais de sangue frio, deixariam de ser bons indicadores de poluição;
- Os coliformes apresentam resistência aproximadamente similar à maioria das bactérias patogênicas intestinais, fator importante, pois não seriam bons indicadores se morressem mais rapidamente que o agente patogênico;
- As técnicas bacteriológicas para a detecção de coliformes são rápidas e econômicas.

Nesse contexto, a *E. coli*, integrante do grupo dos coliformes termotolerantes, é uma bactéria abundante em efluentes domésticos. Esse microrganismo habita a microbiota intestinal humana de forma harmoniosa com o hospedeiro, quando saudável, e, como consequência, é geralmente adotada como indicadora de contaminação fecal (LESER; MOLBAL, 2009; SOUZA, 2010 *apud* PASIN, 2013). O emprego do subgrupo *E. coli* como indicador é preferível em relação aos coliformes termotolerantes, pois alguns desses não são enterobactérias (SOUZA, *et al.*, 2019a).

A maioria das cepas de *E. coli* é inofensiva e é normalmente habitante da flora bacteriana do trato gastrointestinal de seres humanos e animais homeotérmicos. Entretanto, algumas cepas são patogênicas, tanto aos humanos, quanto a diversos animais, principalmente jovens suínos, bovinos e ovinos (GONÇALVES, 2003).

Pelo menos seis diferentes categorias de patótipos causam doenças entéricas, como diarreia ou disenteria, são elas: *E. coli* enteropatogênica (EPEC), *E. coli* enterotoxigênica (ETEC), *E. coli* enterohemorrágica (EHEC), *E. coli* enteroagregativa (EAEC), *E. coli*

enteroinvasiva (EIEC) e *E. coli* de aderência difusa (DAEC). Outros patótipos causam infecções extra intestinais, incluindo infecções no trato urinário e meningite (KAPER *et al.*, 2004).

### **3.4. Desinfecção de efluentes**

Para implantação de uma efetiva barreira de controle contra a ação de agentes transmissores de doenças infecciosas, oriunda do contato humano com os esgotos, os processos de desinfecção desses efluentes são, em geral, a prática mais segura e de menor custo. A desinfecção de esgotos tem por objetivo, portanto, a inativação seletiva dos organismos que ameaçam a saúde humana, de acordo com os padrões de qualidade estabelecidos para as mais diversas situações (GONÇALVES, 2003).

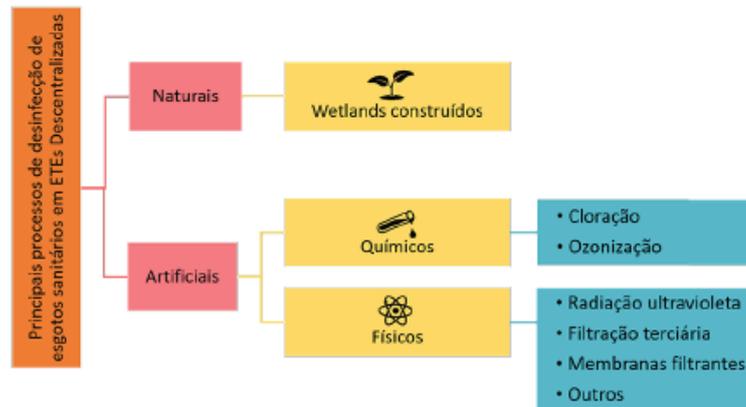
As resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelecem os limites que devem ser atendidos pelos sistemas de desinfecção de esgotos sanitários em termos de remoção de patógenos, seja para padrões de lançamento em corpos hídricos, a partir da CONAMA nº 430/2011, seja para manutenção da qualidade da água no corpo receptor, a partir da CONAMA nº 357/2005. Em relação aos microrganismos patogênicos, a maior preocupação gira em torno das bactérias, vírus entéricos, protozoários e helmintos (SANTOS *et al.*, 2019a).

Com vistas ao reúso, considera-se o tratamento com desinfecção como obrigatório, uma vez que as técnicas convencionais presentes nos tratamentos à nível preliminar e primário tem como intuito principal a remoção da matéria orgânica, sendo pouco eficientes na remoção de organismos patogênicos. Os níveis de tratamento, os critérios de segurança adotados, a operação, manutenção e outros aspectos do sistema, são definidos em função da qualidade da água necessária para o reúso pretendido (CUNHA, 2008).

A escolha de um sistema de desinfecção deve levar em consideração as características físico-químicas do esgoto, concentração de organismos patogênicos, efetividade do desinfetante, volume a ser tratado, nível de tratamento anterior à desinfecção, formação de subprodutos indesejáveis, segurança ocupacional, persistência de residual, entre outros (WHITE, 1999 *apud* TONON, 2007).

Segundo Tonon (2007), a desinfecção pode ser realizada, basicamente, a partir de duas formas, que variam em função da natureza do agente desinfetante, são eles: (i) agentes químicos, como cloro, dióxido de cloro e ozônio; e (ii) agentes físicos, como calor e radiação ultravioleta. De acordo com Santos *et al.* (2019a), a desinfecção em ETE's descentralizadas pode ser realizada por meio de processos artificiais ou naturais (Figura 2):

**Figura 2:** Principais processos de desinfecção de esgotos.



Fonte: SANTOS *et al.*, 2019a.

Ambos os processos utilizam, de forma isolada ou combinada, agentes físicos e químicos para promover a inativação dos organismos-alvo. Entre os agentes físicos estão a transferência de calor (aquecimento ou incineração), as radiações ionizantes, UV e a filtração em membranas, enquanto que a desinfecção química é realizada, principalmente, pelo cloro, dióxido de cloro e ozônio. Os *wetlands* construídos promovem a remoção ou inativação dos organismos por meio de uma combinação de fatores físicos, químicos e biológicos. Outros processos naturais de desinfecção são as lagoas de estabilização e a disposição controlada no solo (GONÇALVES, 2003; SANTOS *et al.*, 2019a).

### 3.4.1 Cloro como agente desinfetante

O cloro é o desinfetante mais amplamente utilizado para águas e esgotos. É uma tecnologia mundialmente conhecida, normalmente aplicada nas formas de cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou cálcio e outros compostos na forma líquida ou sólida (FERREIRA FILHO, 2017).

O cloro, na forma de hipoclorito, geralmente tem sido utilizado em instalações de menor porte e o cloro gasoso nas estações maiores. O dióxido de cloro torna-se interessante por reduzir os riscos de formação de compostos organoclorados, mas é economicamente inviável para ETE descentralizadas (SANTOS *et al.*, 2019a). Para sistemas simples e de pequeno porte, o hipoclorito de sódio (NaOCl) é o produto mais adequado, em função da facilidade de aplicação, manuseio, armazenamento e do baixo custo associado (GONÇALVES, 2003).

Santos *et al.* (2019a) especificam que a ação desinfetante do cloro se deve principalmente ao mecanismo de oxidação do material celular. Os compostos de cloro, ao serem adicionados à água, reagem formando ácido hipocloroso (HOCl), que se dissocia nos íons  $\text{OCl}^-$  e  $\text{H}^+$ . A quantidade de HOCl e  $\text{OCl}^-$  é denominada cloro residual livre. O cloro também reage

com a matéria orgânica presente no esgoto, formando compostos organoclorados e cloraminas, conhecidos como cloro residual combinado (FERREIRA FILHO, 2017).

As dosagens típicas de cloro em ETE's descentralizadas são exibidas na Tabela 3:

**Tabela 3:** Dosagens usuais de cloro em ETE's descentralizadas.

Tipo de efluente	Concentração (mg/L)
Após filtração biológica	5-10
Após sistema de lodo ativado	5-10
Após filtração terciária	1-5
Após reator UASB	15-20

Fonte: Adaptado de SANTOS *et al.* (2019a).

### 3.5. Modalidades e riscos do reúso

Segundo a CETESB (2019), a reutilização de água pode ser direta ou indireta, decorrente de ações planejadas ou não. Logo, as possibilidades de reúso das águas residuárias podem ser descritas a partir das seguintes terminologias:

- Reúso indireto não planejado: ocorre quando a água, utilizada em alguma atividade humana, é lançada no meio ambiente e novamente utilizada a jusante, em sua forma diluída, de forma não intencional e não controlada;
- Reúso indireto planejado: ocorre quando os efluentes, depois de tratados, são lançados de forma planejada nos corpos d'água superficiais ou subterrâneos, para serem utilizados a jusante de forma intencional e controlada, no atendimento de algum uso benéfico;
- Reúso direto planejado: ocorre quando os efluentes, após serem tratados, são encaminhados diretamente de seu ponto de descarga ao local do reúso, não sendo descartados no meio ambiente. É o caso com maior frequência, destinando-se ao reúso industrial ou agrícola (irrigação).

Conforme Asano e Levine (1998), a literatura internacional emprega com frequência o termo “*reclaimed wastewater*” (água residuária recuperada ou aproveitada), para nominar o aproveitamento de esgotos tratados, no mínimo, em nível secundário. A categorização das modalidades de reúso da água em reúso potável e reúso não potável é unanimidade no cenário internacional (FLORENCIO *et al.*, 2006).

De acordo com manual “*Guidelines for water reuse*” da EPA (2012), o reúso não potável urbano envolve aplicações tais como: irrigação e descarga de vasos sanitários em instalações governamentais, hospitais, faculdades, entre outros; usos variados em processos comerciais e de fabricação e proteção contra incêndio industrial. Hespanhol (2002) cita que os maiores potenciais de reúso urbano são os que empregam esgotos tratados para: lavagem de

trens e ônibus públicos; sistemas decorativos aquáticos, como chafarizes; irrigação de áreas de jardins ao redor de edifícios públicos; controle de poeira em movimentos de terra, entre outros.

O fato de os esgotos sanitários conterem os mais variados organismos patogênicos e em concentrações elevadas faz com que não restem dúvidas sobre a possibilidade de transmissão de doenças em qualquer modalidade de reúso de água, colocando em risco diferentes grupos populacionais (FLORENCIO *et al.*, 2006). Os riscos à saúde associados aos tipos de reúso urbano se materializam a partir do contato com a água a ser reutilizada, podendo ocorrer a partir de ingestão acidental, contato com a pele e inalação de aerossóis (CUNHA, 2008).

O atual cenário de pandemia ressalta a preocupação existente acerca dos riscos envolvendo o reúso de efluentes tratados. De modo similar ao SARS-CoV-1, o RNA do novo coronavírus (SARS-CoV-2) foi identificado em amostras de fezes e em águas residuárias, levantando a hipótese de transmissão fecal-oral através dos esgotos sanitários durante o período de pandemia.

Até o presente momento o coronavírus não foi identificado de forma ativa em amostras de fezes e esgotos. Tal fator está associado, principalmente, à dificuldade em isolar vírus envelopados intactos, de maneira que não descarta a possibilidade de existirem vírus ativos. Alguns fatores que influenciam na possível infectividade do coronavírus no esgoto são a temperatura, matéria orgânica e pH. Assim sendo, as circunstâncias atuais demonstram, mais do que nunca, a necessidade de técnicas de monitoramento e de avaliação de risco, visando auxiliar na detecção e contenção de futuros surtos de doenças virais (BLOGGER *et al.*, 2020).

Os riscos à saúde oriundos da exposição a águas de reúso englobam, além dos já citados riscos microbiológicos, riscos associados a agentes químicos, decorrentes da presença de metais, compostos orgânicos, entre outros. Entretanto, os riscos de infecção provenientes de agentes microbiológicos se sobressaem em relação aos químicos, de modo que os modelos de avaliação de risco para reúso não-potável são baseados em riscos microbiológicos (GREGORY *et al.*, 1996 *apud* OLIVEIRA, 2015).

### **3.6. Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM)**

Em meados dos anos 1970, foram publicados os primeiros trabalhos sobre métodos quantitativos para caracterizar os riscos à saúde humana associados à exposição a microrganismos patogênicos (DUDELY *et al.*, 1976; FUHS, 1975; HAAS 1983; COOPER *et al.*, 1986 ; OLIVIERI *et al.*, 1986, *apud* METCALF & EDDY, 2007). Desde então, o campo da avaliação de riscos microbiológicos tem se desenvolvido e amadurecido, e as relações dose-

resposta foram estabelecidas para vários microrganismos patogênicos (METCALF & EDDY, 2007).

O conceito de risco, na sua perspectiva quantitativa, está relacionado à identificação e/ou caracterização de relações entre a exposição a determinados agentes e os potenciais danos causados à saúde humana, oriundos dessa exposição. A partir daí busca-se traduzir essa relação em um valor numérico, que, apoiado na teoria das probabilidades, possibilita a quantificação ou previsão de eventos em saúde em uma população exposta (FLORENCIO *et al.*, 2006).

Nesse sentido, Florencio *et al.* (2006) continua a discussão alegando que a utilização de esgotos sanitários constitui um perigo ou risco potencial. A passagem do perigo ao risco real, caracterizado pela ocorrência de doença ou danos à saúde, depende da combinação de uma série de fatores relativos, conforme descrito a seguir, sendo cada um deles influenciados por outras variáveis:

- i. Agente infectante: ciclo biológico, resistência aos processos de tratamento de esgotos, sobrevivência no ambiente, dose infectante, patogenicidade, entre outros;
- ii. Exposição: duração e intensidade;
- iii. Populações expostas: suscetibilidade, estado imunológico, entre outros.

A AQRM oferece uma maneira sistemática de se utilizar informações científicas para ajudar a apoiar decisões acerca do gerenciamento da água. Essa ferramenta aborda as questões de gerenciamento de riscos com maiores detalhes e permite que dados científicos quantitativos sejam interpretados no contexto de resultados de saúde estimados, com o intuito de apoiar o gerenciamento seguro da água (WHO, 2016).

A técnica possibilita a realização de análise de sensibilidade, com o intuito de definir áreas nas quais seja necessário aprofundar o conhecimento e para identificar os pontos críticos de controle. Além disso, através da ferramenta é possível estimar a concentração aceitável de microrganismos patogênicos na água e o respectivo grau de tratamento, a partir do estabelecimento do risco tolerável e realização dos cálculos de AQRM de maneira inversa (OTTOSSON, 2003; PÁDUA, 2009 *apud* PASIN, 2013).

A técnica de AQRM pode ser descrita a partir de 4 passos fundamentais (WHO, 2016):

- i. **Formulação do problema:** o primeiro passo em qualquer AQRM é definir o objetivo e o escopo da investigação. O propósito dependerá do contexto mais amplo de gerenciamento de risco, da pergunta específica que a técnica pretende abordar e do nível de segurança requerido para o gerenciamento adequado de riscos. O escopo da AQRM é definido pelos perigos identificados, vias de exposição e efeitos na saúde a serem considerados.

- a) Identificação do perigo: são escolhidos patógenos de referência que, sendo controlados, garantem idealmente o controle de todos os patógenos de interesse. Os patógenos de referência devem ser escolhidos levando-se em conta as condições locais, as características da água de abastecimento e a incidência e a gravidade das doenças transmitidas pela água.
  - b) Identificação das rotas de exposição: o caminho geral entre a ocorrência do patógeno e a exposição humana é identificado com o objetivo de definir o escopo da avaliação de riscos e determinar o que será incluído ou não. Para tal, são identificados eventos perigosos específicos ou cenários que devem ser incluídos na avaliação para atender o gerenciamento de riscos.
  - c) Identificação dos efeitos à saúde: os efeitos à saúde humana que são de interesse são identificados e, dependendo do objetivo da avaliação, podem incluir infecção, doença, doença e sequela, ou uma medida da carga de doenças que agrega o impacto de todos esses efeitos.
- ii. **Avaliação da exposição:** o objetivo da avaliação da exposição é estimar a magnitude e a frequência de exposição a patógenos por meio das vias de exposição identificadas e durante eventos perigosos definidos na etapa de formulação do problema. Essa etapa envolve os seguintes passos:
- a) Definição dos caminhos de exposição: identificados em detalhes ao longo da formulação do problema, incluindo pontos de quantificação de fontes de patógenos; redução através de medidas ou barreiras de controle naturais, projetadas e regulatórias; e mecanismos de exposição, geralmente definidos como um conjunto de cenários de exposição. Essa abordagem facilita a harmonização da interpretação dos dados e métodos estatísticos nas vias de água potável, água de lazer e reutilização de águas residuais.
  - b) Quantificação de cada componente do caminho de exposição: é realizada usando as melhores evidências científicas disponíveis e uma compreensão da variabilidade e incerteza esperadas associadas a cada variável do modelo.
  - c) Caracterização da exposição: feita quantificando a magnitude e a frequência da exposição para a variedade de cenários a serem considerados na AQRM.
- iii. **Avaliação dos efeitos à saúde:** nessa terceira etapa, são compilados os dados de impacto na saúde dos perigos identificados e da população específica do estudo. É necessário levar em consideração especial grupos vulneráveis presentes na população, a exemplo de

crianças, gestantes, idosos, pessoas imunocomprometidas e a fração de pessoas expostas na população. Dependendo dos resultados de saúde identificados na primeira etapa, os seguintes componentes devem ser considerados:

- a) Dose-resposta: a aplicação de um modelo de dose-resposta é o elo crítico entre a exposição a patógenos e os efeitos estimados a saúde, seja por infecção ou doença. O modelo deve ser selecionado, com base na literatura, de modo que seja apropriado para o estudo em particular.
  - b) Probabilidade de doença: nem todos os indivíduos infectados desenvolverão sintomas. Assim, ao se utilizar um modelo de dose-resposta baseado em infecção, pode ser necessário estimar a probabilidade de doença após a infecção.
- iv. **Caracterização do risco:** as avaliações de exposição e efeitos à saúde são combinadas e os cálculos são realizados para quantificar e caracterizar o risco. O conteúdo da caracterização é determinado por:
- a) O propósito da avaliação de risco definido na etapa de formulação do problema: o propósito guiará as condições do modelo simuladas e executadas para os cálculos, de forma que, em um modelo simplista, pode exigir apenas uma quantificação linear de risco e, em modelos complexos, cenários e condições específicas precisam ser selecionados a fim de atender ao objetivo da avaliação.
  - b) Medidas quantitativas de risco: o risco pode ser quantificado em muitas métricas diferentes a partir das informações coletadas durante as avaliações de exposição e efeitos à saúde, incluindo a probabilidade de infecção, doença e o número esperado de casos de doenças. A escala de tempo do risco pode ser para uma única exposição, uma série de exposições independentes ou para um ano. A população pode ser a população total ou a fração exposta da população.

### **3.7. Legislações e normas sobre reúso de efluentes**

#### **3.7.1. Legislação nacional sobre reúso**

Assim como para os padrões de lançamento direto em corpos receptores e padrões para disposição de esgotos no solo, os órgãos ambientais locais estão estudando e propondo padrões de qualidade de efluentes tratados para reúso não potável, legalizando, assim, mais uma importante ferramenta na gestão de recursos hídricos (SOUZA, *et al.*, 2019b).

- **Nível federal**

**Resolução CNRH nº 54/2005:** estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática do reúso direto não potável de água. Dentre outras modalidades definidas pela

Resolução, é citado o reúso para fins urbanos, com aplicações tais como: irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, construção civil, combate ao incêndio, entre outros. A Resolução determina que a responsabilidade de definição das diretrizes, critérios e parâmetros específicos para cada modalidade de reúso deve ser dos órgãos competentes.

- **Nível estadual**

**Deliberação Normativa CERH-MG nº 65/2020 (MG):** estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de estações de tratamento de esgotos sanitários de sistemas públicos e privados no Estado de Minas Gerais. Dentre outras modalidades, a deliberação engloba o reúso urbano, sendo este dividido nas categorias ampla e limitada, conforme o grau de restrição (Tabela 4).

**Lei nº 16.033/2016 (CE):** dispõe sobre a política de reúso de água não potável no Estado do Ceará. O reúso da água não potável, para efeito desta Lei, abrange, dentre outras modalidades, o reúso para fins urbanos, com aplicações semelhantes às definidas na Resolução CNRH nº 54/2005.

**Resolução COEMA nº 2/2017 (CE):** elaborada considerando a Lei Estadual 16.033/2016, abrange as modalidades de reúso já definidas e estabelece diretrizes, critérios e parâmetros específicos para reúso não potável de água, de acordo com as modalidades (Tabela 4).

**Resolução Conjunta SES/SIMA nº 1/2020 (SP):** disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de estações de tratamento de esgoto sanitário no Estado de São Paulo, surgindo como uma reformulação da resolução anterior (Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 1/2017), em decorrência da experiência acumulada no período de sua vigência. De modo semelhante à anterior, esta resolução também abrange os usos urbanos definidos na CNRH nº 54/2005 e estabelece categorias de reúso (reúso irrestrito e reúso restrito), de acordo com o grau de limitação ao contato humano (Tabela 4).

- **Nível municipal**

**Lei nº 6.345/2003 (PR):** institui o Programa de Reaproveitamento de Águas de Maringá, incentivando os municípios a instalar reservatórios para a contenção de águas servidas, com a finalidade de diminuir a demanda de água no município e aumentar a capacidade de atendimento da população.

**Lei nº 10.785/2003 (PR):** cria, no município de Curitiba, o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações, que tem como objetivo instituir medidas que induzam

à conservação, uso racional e utilização de fontes alternativas para captação de água nas novas edificações.

**Lei nº 2.856/2011 (RJ):** estende as obrigações da Lei nº 2.630/2009, instituindo mecanismos de estímulo à instalação de sistema de coleta e reutilização de águas servidas em edificações públicas e privadas no município de Niterói, propiciando a conservação e uso racional da água.

- **Normas e diretrizes**

**NBR 13.969/97:** essa Norma Brasileira é destinada a usuários de sistema local de tratamento de esgotos com tanque séptico como unidade preliminar e indica o reúso como alternativa para a disposição final dos efluentes de tanque séptico, estabelecendo padrões de qualidade de acordo com as classes de reúso definidas na norma (Tabela 4).

**NBR 16.782/2019:** estabelece orientações, diretrizes, requisitos e procedimentos para a realização da conservação em edifícios, novos e existentes, combinando ações de gestão da demanda e gestão da oferta, conforme viabilidade técnica e econômica caso a caso. Visa, juntamente com a NBR 16.783/2019, promover e difundir práticas ligadas à gestão integrada de recursos hídricos.

**NBR 16.783/2019:** atualiza a NBR 13.969/97 no que remete ao reúso de efluentes, estabelecendo padrões de qualidade para fontes alternativas de águas para fins não potáveis em edificações. São consideradas águas de chuva, pluviais, de rebaixamento de lençóis freáticos, águas cinzas, esgotos, dentre outras fontes. Quanto aos usos não potáveis, são citados: descarga de bacias sanitárias e mictórios; lavagem de logradouros, pátios, garagens e áreas externas; lavagem de veículos; irrigação para fins paisagísticos; uso ornamental (fontes, chafarizes e lagos); sistemas de resfriamento de águas e arrefecimento de telhados (Tabela 4).

**Manual de Conservação e Reúso de Água em Edificações (SINDUSCON, 2005):** traz orientações para a implantação de programas de conservação de água em edificações comerciais, residenciais e industriais, quer sejam edificações novas ou existentes. O manual estabelece três classes de reúso principais (Tabela 4).

### 3.7.2. Legislações internacionais sobre reúso

Em meio a várias categorias de reúso, nos Estados Unidos o reúso urbano representa um dos maiores volumes de uso. Aplicações como irrigação de campos recreativos e campos de golfe, irrigação de paisagens, proteção contra incêndio e descarga de vasos sanitários são componentes importantes do portfólio de água recuperada nos programas de reúso urbano (EPA, 2012).

Embora cada estado onde se pratica reúso nos EUA adote regulamentos e critérios de qualidade de água específicos, as diretrizes sugeridas pela EPA (*Environmental Protection Agency*) se aplicam às águas residuárias domésticas de instalações municipais ou outras instalações de tratamento de águas residuárias (EPA, 2012). As diretrizes para reúso urbano, nesse contexto, variam em função do grau de restrição (Tabela 4), apresentando a modalidade de uso irrestrito, onde há provável exposição pública, e uso restrito, onde a exposição pública é controlada.

Em 1989 a OMS (Organização Mundial da Saúde) estabeleceu parâmetros de qualidade para o reúso voltado à agricultura e aquicultura, de acordo com a atividade agrícola destinada, adotando como referência a concentração de coliformes termotolerantes e o número de ovos de helmintos por unidade de volume (TONON, 2007; CUNHA, 2008). Em 2006 uma atualização trouxe o uso de águas residuárias, excretas e águas cinzas a partir do documento: *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater* (CUNHA, 2008).

De acordo com Libhaber (2012) *apud* Silva *et al.* (2015), o reúso de água é praticado em Israel desde 1963, de modo que a atividade faz parte da política pública para a gestão de recursos hídricos no país. O mesmo autor afirma que cerca de 83% do esgoto produzido é tratado e reutilizado em atividades agrícolas.

Cunha (2008) destaca que o México possui a *Ley Nacional Del Agua*, em vigor desde 1993. A Lei apresenta uma seção dedicada especificamente à prevenção e ao controle da contaminação da água. Além disso, existe a Norma Técnica Ecológica NOM-003-ECOL-1997, que estabelece os limites máximos de contaminantes para águas residuárias tratadas com destinação direta ao reúso em serviço à população.

A Austrália reutiliza 8% de suas águas residuais tratadas (EPA, 2012). De forma semelhante ao México e Israel, o país possui diretrizes para reger a prática de reúso, a exemplo do *Australian Guidelines for Water Recycling* (2006), documento criado como referência em apoio à reciclagem benéfica e sustentável das águas geradas, dentre outras fontes, a partir do esgoto tratado.

No Panamá, o Regulamento Técnico DGNTI-COPANIT 24-99, aprovado em 2000, tem como objetivo, entre outros, o estabelecimento de regulamentos para os usos distintos, incluindo reúso urbano, que possam ser dados às águas residuais tratadas provenientes de estações de tratamento públicas, privadas ou mistas.

A Norma Chilena Oficial NCh 1333, modificada em 1987, fixa os critérios de qualidade para a água de acordo com requisitos referentes a aspectos físicos, químicos e

biológicos, a fim de proteger e preservar a qualidade das águas que se destinem a usos específicos.

Além destes, vários outros países já possuem legislações específicas que regulamentam a prática do reúso, quase sempre direcionados para aplicações agrícolas (CUNHA, 2008). A tabela a seguir (Tabela 4) sintetiza os valores de referência presentes nas legislações e normas levantadas no presente trabalho.

**Tabela 4:** Padrões de qualidade microbiológica para reúso em legislações nacionais e internacionais.

Origem	Norma/Legislação	Finalidade	Tipo de reúso	Restrição de uso	Parâmetro: CT (NMP/100mL)
Nacional	<b>NBR 16.783/2019</b>	Descarga de bacias sanitárias e mictórios; lavagem de logradouros, pátios, garagens e áreas externas; lavagem de veículos; irrigação para fins paisagísticos; uso ornamental; sistemas de resfriamento de águas e arrefecimento de telhados	urbano	–	< 200 ( <i>E. coli</i> )
	<b>Manual de Conservação e Reúso de Água em Edificações (2005)</b>				
	Classe 1	Descarga de vasos sanitários, lavagem de pisos, etc			Não detectável
	Classe 2	Lavagem de agregados, preparação de concreto e controle de poeira	urbano	–	≤ 1000
	Classe 3	Irrigação de áreas verdes e rega de jardins			≤ 200
	<b>Deliberação Normativa CERH-MG n° 65/2020 (Minas Gerais)</b>	Fertirrigação, lavagem de ruas, veículos etc., combate a incêndio, recuperação florística e de áreas degradadas, entre outros	Agrossilvo-pastoril, urbano, ambiental e industrial	Amplo (urbano) Limitado (urbano)	≤ 1x10 <sup>3</sup> ≤ 1x10 <sup>4</sup>
	<b>Resolução Conjunta SES/SIMA n° 1/2020 (São Paulo)</b>	Irrigação paisagística, lavagem de logradouros e outros espaços, lavagem de veículos, combate a incêndio e outros	urbano	Reúso irrestrito não potável Reúso restrito não potável	Não detectável < 200 ou ≤ 120 ( <i>E. coli</i> )
<b>Resolução COEMA n° 2/2017 (Ceará)</b>	Irrigação paisagística Fins urbanos	urbano	–	≤ 1000 ≤ 5000	
Internacional	<b>EPA (EUA)</b>	Irrigação de paisagens, proteção contra incêndios, descarga de vasos sanitários e outros	urbano	Irrestrito Restrito	Não detectável ≤ 200
	<b>Austrália</b>	Irrigação de culturas não alimentares	agrícola	–	≤ 10
	<b>Chile</b>	Irrigação de culturas	agrícola	–	< 1000
	<b>Israel</b>	Irrigação	agrícola	Irrestrito	10 - 15
	<b>México</b>	Reúso em serviço ao público	–	Contato direto Contato indireto	≤ 240 ≤ 1000
	<b>OMS (1989)</b>	Irrigação de culturas ingeridas cruas	agrícola	–	≤ 1000
	<b>Panamá</b>	Irrigação de áreas públicas, limpeza de vias públicas, entre outros	urbano	–	< 200

**Fonte:** Adaptado de Norma Chilena NCh1333 (1987), OMS (1989), Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL (1997), *Reglamento Técnico* DGNTI-COPANIT (2000), *Australian Guidelines for Water Recycling* (2006), EPA (2012), Libhaber (2012).

## **4. MATERIAIS E MÉTODOS**

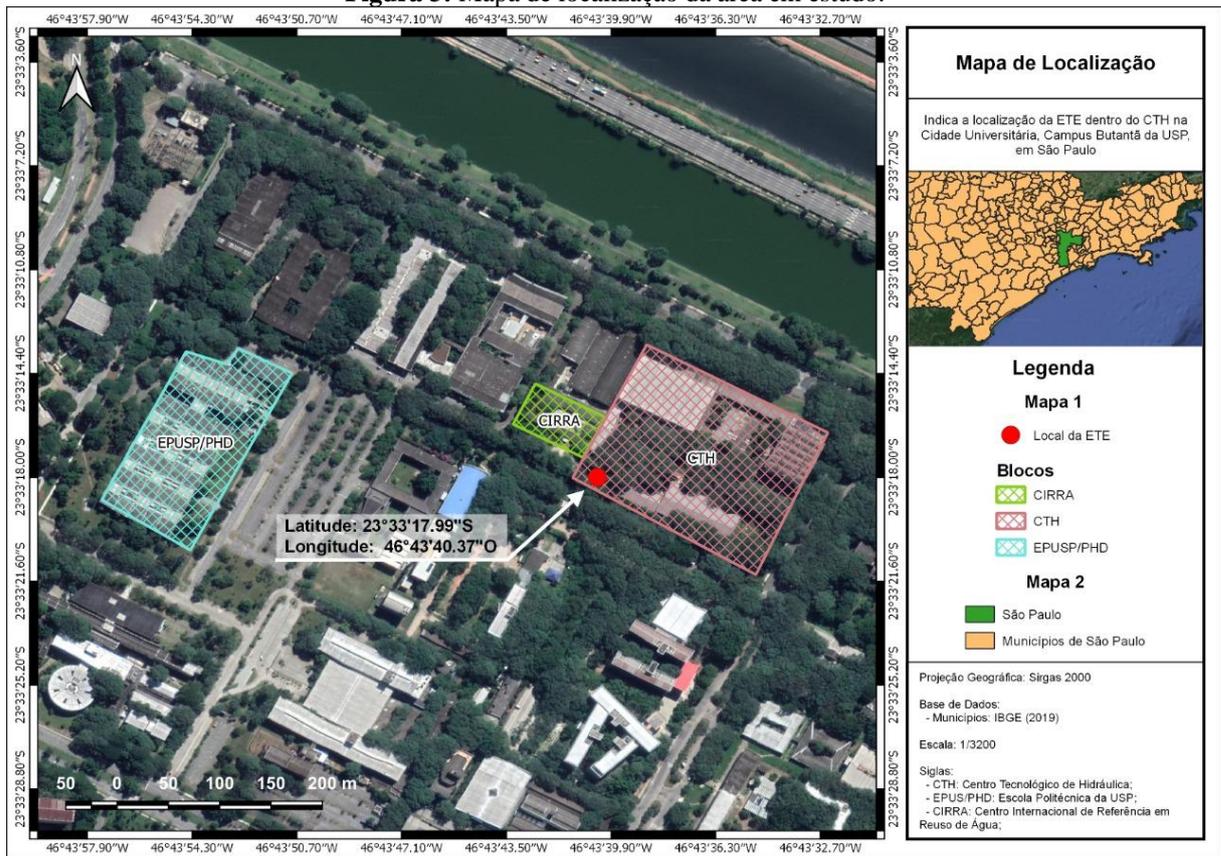
O presente trabalho foi feito a partir de dados secundários presentes no estudo de Mendonça (2015). A metodologia descrita a seguir foi adotada com o intuito de apresentar o local escolhido para realização do estudo, além de melhor organizar as etapas a serem desempenhadas no trabalho. Dessa forma, buscou-se dividir a metodologia em: descrição da área de estudo, obtenção dos dados microbiológicos, descrição da ferramenta AQRM, determinação dos VMP e comparação com os valores de referência.

### **4.1. Descrição da área de estudo**

O local escolhido para realização do estudo acerca da viabilidade do reúso foi uma ETE experimental, objeto da pesquisa de Mendonça (2015), construída no Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH), localizado no campus Butantã da USP, na região oeste do município de São Paulo (Figura 3).

A ETE é parte integrante e um dos produtos da Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados – RENTED, que teve como intuito o desenvolvimento de sistemas locais e descentralizados de esgotamento sanitário, objetivando o tratamento de esgotos domésticos próximo à fonte de geração. Portanto, a configuração experimental do estudo tomado como base busca uma solução de baixo custo e simplificada para o tratamento descentralizado de esgotos domésticos.

**Figura 3:** Mapa de localização da área em estudo.



**Fonte:** Adaptado de Mendonça, 2015.

O esgoto afluente à ETE é proveniente de um alojamento de alunos do Conjunto Residencial – CRUSP e do restaurante central da Cidade Universitária, ambos localizados no campus Butantã da USP. O sistema de tratamento é composto por: tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e calha parshall), tanque séptico e sistema de *wetlands* construído híbrido (fluxo vertical subsuperficial descendente e fluxo horizontal subsuperficial ascendente), conforme ilustrado no fluxograma da Figura 4.

**Figura 4:** Fluxograma esquemático do sistema de tratamento.



**Fonte:** Autor, 2020.

A população de projeto utilizada no dimensionamento do sistema foi de 4 habitantes, resultando em uma vazão média de projeto de 640 L/dia. A vazão máxima, por sua vez, foi estimada considerando a geração de esgoto de, aproximadamente, 10 usuários, resultando em 1.600 L/dia. Desse modo, as vazões média e máxima foram aplicadas à entrada do tanque

séptico de 5.000L e, a partir deste, escoaram por gravidade até a entrada do sistema de *wetlands* construído híbrido, com um TDH de 2,8 dias e 1,1 dias, respectivamente. O período total de monitoramento do experimento em campo, considerando a partida do sistema, durou 6 meses.

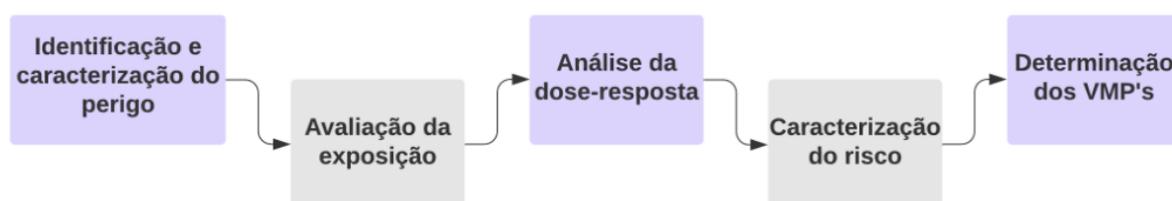
#### 4.2. Obtenção dos dados microbiológicos

As concentrações de *E. coli*, microrganismo alvo do estudo, foram obtidas a partir de dados secundários da ETE descentralizada experimental avaliada por Mendonça (2015). O autor realizou a caracterização qualitativa do esgoto bruto e do efluente de cada unidade do sistema experimental, de modo que para o presente estudo foram considerados os dados referentes ao efluente tratado final, na saída do sistema, tanto para a vazão média quanto para a vazão máxima.

#### 4.3. AQRM

A aplicação da ferramenta AQRM neste trabalho teve como intuito determinar os riscos de infecção por *E. coli* associados ao reúso da água residuária. Em seguida, foram determinados os valores máximos permitidos (VMP's) de *E. coli* para usos urbanos não potáveis (4.4), com base no risco aceitável determinado pela OMS. Fundamentado em referências como Dupont *et al.* (1971), Haas *et al.* (1999) e Pádua (2009), e em trabalhos como o de Pasin (2013), foram consideradas as seguintes etapas (Figura 5) para aplicação da ferramenta AQRM:

Figura 5: Fluxograma com as etapas da AQRM.



Fonte: Autor, 2019.

##### 4.3.1. Identificação e caracterização do perigo

A primeira etapa da AQRM está relacionada a uma caracterização inicial da exposição e dos efeitos adversos, com a elaboração de um modelo conceitual que descreva o bioagente patogênico ou o ambiente de interesse, definindo população e cenários de exposição (WHO, 2008). A OMS sugere ainda que os patógenos de referência sejam identificados, no entendimento de que o controle desses asseguraria o dos demais, de modo que é recomendado a consideração de pelo menos um tipo de vírus, bactéria ou protozoário patogênico.

Dessa forma, foi realizado o levantamento do microrganismo em estudo, *E. coli*, levando em consideração sua natureza e consequências ao hospedeiro a partir da infecção. Tal microrganismo foi adotado como base para determinação do risco de infecção em função do reúso do efluente, pelo fato deste ser abundante em águas residuárias, além do fato de se apresentar como um potencial causador de doenças em seres humanos e ser indicativo direto da existência de outros organismos patogênicos, conforme abordado na revisão. Outro fator crucial para a escolha desse indicador é a disponibilidade de dados epidemiológicos na literatura (PASIN, 2013).

#### 4.3.2. Avaliação da exposição

Nessa etapa foi estimada a quantidade de patógenos ingeridos por indivíduo ou população para cada evento de exposição (PÁDUA, 2009), de acordo com a fonte de reúso. Para tal, foi empregada uma equação (Eq. 1) que faz uso da concentração de microrganismos presentes na água de reúso e do volume de água ingerido. Para o agente patogênico adotado no presente trabalho, teremos:

$$dose = E. coli \text{ na água de reúso} \left( \frac{UFC}{mL} \right) \times \text{volume ingerido (mL)} \quad (1)$$

Como descrito no tópico 4.2, foram consideradas as concentrações de *E. coli* do efluente tratado final, levando em conta os cenários de vazão média e vazão máxima. Assim, a dose ingerida foi calculada em função de cada uma das vazões estudadas, de modo a aplicar a AQRM em ambos os contextos.

Conforme definido por Ashbolt *et al.* (2005), a exposição está relacionada com o volume ingerido, rota de exposição e frequência. A partir da definição do autor, os volumes ingeridos podem ser determinados por meio da distribuição triangular, definida pelos valores mínimo, médio e máximo para cada finalidade e a frequência de eventos de exposição é definida pela média e desvio padrão (Tabela 5).

**Tabela 5:** Distribuição da exposição relacionada à água de reúso.

Atividade	Rota de exposição	Volume (mL) [mínimo; médio; máximo]	Frequência (ano) [média; desvio padrão]
Irrigação de jardim	Aerossol	(0,01; 0,1; 0,5)	(150; 20)
	Ingestão (exposição rotineira)	(0,1; 1; 2)	(150; 20)
	Ingestão acidental	(10; 100; 200)	(1; -)
Irrigação de áreas públicas	Ingestão (exposição rotineira)	(0,1; 1; 10)	(60; 10)
Irrigação de culturas alimentares	Ingestão de alimentos cultivados	(1; 5; 20)	(150; 20)
Vaso sanitário	Aerossol	(0,01; 0,1; 0,5)	(1460; 100)
Máquina de lavar roupas	Aerossol	(0,01; 0,1; 0,5)	(150; 20)
Balneabilidade	Ingestão	(10; 25; 100)	(40; 10)
Lavagem de veículo	Aerossol	(0,01; 0,1; 0,5) (*)	(48; -) (**)
	Ingestão (exposição rotineira)	(0,1; 1; 2) (*)	(48; -) (**)
Lavagem de pisos	Aerossol	(0,01; 0,1; 0,5) (***)	(11,06; -) (**)
	Ingestão (exposição rotineira)	(0,1; 1; 2) (***)	(11,06; -) (**)

**Fonte:** Ashbolt *et al.* (2005); \*Zanetti *et al.* (2011); \*\*Adaptado de TOMAZ (2003); \*\*\*PASIN (2013).

#### 4.3.3. Análise da dose-resposta

Nessa terceira etapa, o objetivo foi relacionar a dose de *E. coli* administrada ao usuário e a probabilidade de infecção em uma única exposição. Muitos estudos experimentais forneceram informações sobre dose-resposta para vários microrganismos. De acordo com Haas *et al.* (1999), o modelo Beta-Poisson é o que expressa maior heterogeneidade na interação microrganismo-hospedeiro quando comparado a outros, de modo que tal modelo é amplamente empregado na caracterização de risco de bactérias, como é o caso da *E. coli* (PASIN, 2013).

Logo, para o presente trabalho, foi adotado o modelo dose-resposta Beta-Poisson (Eq. 2), sendo este descrito por dois parâmetros base, a dose infectante média ( $N_{50}$ ) e o parâmetro de decaimento  $\alpha$ . A dose infectante também pode ser representada pela Equação 3, em função de uma constante de proporcionalidade  $\beta$ .

$$P_i = 1 - \left[ 1 + \frac{d}{N_{50}} * \left( 2^{\frac{1}{\alpha}} - 1 \right) \right]^{-\alpha} \quad (2)$$

$$N_{50} = \beta \left( 2^{\frac{1}{\alpha}} - 1 \right) \quad (3)$$

A dose infectante ( $N_{50}$ ), portanto, foi determinada em função dos parâmetros alfa e beta. Tais parâmetros, com base em estudo de DuPont *et al.* (1971), assumem os valores de  $1,55 \times 10^{-1}$  e  $2,44 \times 10^4$ , respectivamente. Tais dados foram obtidos pelo autor a partir de experimento, onde foram conduzidos 3 níveis de dosagem via oral de *E. coli* enteroinvasiva

(EIEC) em indivíduos adultos. A partir das Equações 2 e 3 o modelo dose-resposta pode ser simplificado na Equação 4:

$$P_i = 1 - \left(1 + \frac{d}{\beta}\right)^{-\alpha} \quad (4)$$

Onde  $P_i$  é a probabilidade de infecção para uma única exposição;  $d$  é a dose de patógenos ingeridos e  $\alpha$  e  $\beta$  são parâmetros oriundos da interação agente-hospedeiro, obtidos a partir de estudo de DuPont *et al.* (1971).

#### 4.3.4. Caracterização do risco

A etapa de caracterização de risco tem por objetivo, após a aplicação do modelo dose-resposta e levando em conta o risco de infecção em uma única exposição, determinar o risco de infecção para múltiplas exposições ao longo do período de um ano (Eq. 5).

O período de um ano será adotado a fim de que se possam comparar os resultados obtidos com os valores de referência da OMS (pppa), de modo a fazer a devida avaliação.

$$P_n = 1 - (1 - P_i)^n \quad (5)$$

Sendo  $P_n$  o risco anual,  $P_i$  a probabilidade de infecção para uma única exposição e  $n$  o número ou frequência de exposições ao longo de um ano.

#### 4.4. Determinação dos Valores Máximos Permitidos (VMP)

Considerando que o risco máximo aceitável estabelecido pela OMS para doenças diarreicas é de  $10^{-3}$  pppa (por pessoa por ano), os cálculos da AQRM foram realizados de forma inversa à descrita nos tópicos anteriores, a fim de determinar os valores máximos permitidos para *E. coli* (NMP/100mL) nas águas destinadas ao reúso.

##### 4.4.1. Probabilidade de infecção para exposição única

Considerando-se o risco anual de  $10^{-3}$  ( $P_n$ ), a probabilidade de infecção para uma única exposição ( $P_i'$ ) pode ser determinada substituindo o valor conhecido na Equação 5:

$$10^{-3} = 1 - (1 - P_i')^n$$

$$0,999 = (1 - P_i')^n$$

$$P_i' = 1 - (0,999)^{\frac{1}{n}}$$

Portanto, a probabilidade de infecção será função do número de exposições ao longo do período de um ano ( $n$ ).

#### 4.4.2. Dose ingerida

A dose de patógenos ingerida ( $d'$ ) é definida com base na Equação 4, isolando-se o termo correspondente, como se segue:

$$P_i' = 1 - \left(1 + \frac{d'}{\beta}\right)^{-\alpha}$$

$$1 - P_i' = \left(1 + \frac{d'}{\beta}\right)^{-\alpha}$$

$$\sqrt[\alpha]{1 - P_i'} = \left(1 + \frac{d'}{\beta}\right)$$

$$d' = \beta \cdot \left[(1 - P_i')^{-\frac{1}{\alpha}} - 1\right]$$

Uma vez conhecida a probabilidade de infecção ( $P_i'$ ), determinada no passo anterior, a dose ingerida ( $d'$ ) foi calculada em função dos parâmetros alfa e beta, também conhecidos.

#### 4.4.3. Concentração máxima de *E. coli*

Finalmente, o valor máximo permitido (VMP), referente à concentração de *E. coli*, foi determinado a partir da Equação 1:

$$dose = E. coli \text{ na água de reúso} \left(\frac{UFC}{mL}\right) \times volume \text{ ingerido (mL)}$$

$$VMP \left(\frac{UFC}{mL}\right) = \frac{dose}{volume \text{ ingerido (mL)}}$$

Logo, o VMP procurado é função da dose de patógenos ingerida, calculada anteriormente (4.4.2), e do volume ingerido, sendo este último função da modalidade de reúso e rota de exposição.

Após determinar os VMP's foi avaliada a necessidade de haver ou não o pós-tratamento e a respectiva eficiência mínima necessária, de modo que os efluentes se enquadrem no risco admissível estabelecido para o reúso.

#### 4.5. Comparação com os valores de referência

Os VMP's encontrados foram comparados com os valores de referência, estabelecidos nas diretrizes nacionais e internacionais. O intuito foi avaliar a coerência dos parâmetros delimitados e se é plausível se basear em tais referências, visto que estas não possuem embasamento científico e muitas vezes não consideram as particularidades de cada região e localidade.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1. Dados microbiológicos do efluente

Os dados referentes à concentração de *E. coli* no efluente são exibidos na Tabela 6, apresentando os resultados encontrados por Mendonça (2015), a partir de exame microbiológico, tanto no efluente bruto quanto após o tratamento. Os dados considerados para realização da AQRM no presente trabalho, entretanto, compreendem apenas as concentrações pós-tratamento, sendo  $1,6 \times 10^4$  UFC/100mL e  $1,6 \times 10^5$  UFC/100mL para as vazões média e máxima, respectivamente.

**Tabela 6:** Resultados dos exames microbiológicos.

n° de amostras coletadas		Quantificação de <i>E. coli</i> (UFC/100mL)		
		Efluente bruto	Efluente tratado	
Q média	Q máxima		Q média	Q máxima
4	8	9,70E+06	1,60E+04	1,60E+05

Fonte: Adaptado de Mendonça, 2015.

Observa-se que o autor conseguiu alcançar, a partir da instalação experimental, eficiências médias em torno de 99,6% para a vazão média e 96,1% para a vazão máxima, em relação ao efluente bruto. A redução média na concentração de *E. coli* foi de 3 logs para a vazão média e de 1 log para a vazão máxima.

### 5.2. Estimativa do risco de infecção por modalidade de reúso

Com base na metodologia descrita no tópico 4.3, a ferramenta AQRM foi aplicada com o intuito inicial de definir o risco de infecção anual, oriundo do contato com a água de reúso avaliada, considerando-se cada atividade específica e as rotas de exposição correspondentes. A Tabela 7 e a Tabela 8 sintetizam os resultados encontrados para a atividade de irrigação de jardim, em relação às vazões média e máxima, respectivamente.

**Tabela 7:** Risco de infecção por *E. coli* - irrigação de jardim (vazão média).

Rota de exposição	Volume ingerido [mín; méd; máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	d: dose ingerida (UFC)	Pi: risco de infecção para exposição única	Pn: risco de infecção anual (pppa)	Valor de referência (OMS)
Aerossol	0,01	150	1,60E+00	1,0164E-05	0,002	0,001
	0,1		1,60E+01	1,0160E-04	0,015	
	0,5		8,00E+01	5,0724E-04	0,073	
Ingestão (exposição rotineira)	0,1	150	1,60E+01	1,0160E-04	0,015	
	1		1,60E+02	1,0126E-03	0,141	
	2		3,20E+02	2,0175E-03	0,261	
Ingestão acidental	10	1	1,60E+03	9,7963E-03	0,010	
	100		1,60E+04	7,5182E-02	0,075	
	200		3,20E+04	1,2179E-01	0,122	

Fonte: Autor, 2020.

**Tabela 8:** Risco de infecção por *E. coli* - irrigação de jardim (vazão máxima).

Rota de exposição	Volume ingerido [mín; méd; máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	d: dose ingerida (UFC)	Pi: risco de infecção para exposição única	Pn: risco de infecção anual (pppa)	Valor de referência (OMS)
Aerossol	0,01	150	1,60E+01	1,0160E-04	0,015	0,001
	0,1		1,60E+02	1,0126E-03	0,141	
	0,5		8,00E+02	4,9880E-03	0,528	
Ingestão (exposição rotineira)	0,1	150	1,60E+02	1,0126E-03	0,141	
	1		1,60E+03	9,7963E-03	0,772	
	2		3,20E+03	1,8920E-02	0,943	
Ingestão acidental	10	1	1,60E+04	7,5182E-02	0,075	
	100		1,60E+05	2,6911E-01	0,269	
	200		3,20E+05	3,3656E-01	0,337	

Fonte: Autor, 2020.

Analisando os dados, nota-se que nenhum dos riscos de infecção anual calculados se enquadrou dentro do risco admissível, estabelecido pela OMS, independente da rota de exposição e volume ingeridos, tanto para a vazão média quanto para a vazão máxima. O risco calculado que mais se aproximou do valor de referência foi de 2 pessoas infectadas a cada mil expostas (0,2%), por ano, para a rota de exposição por aerossóis, considerando 0,01 mL de volume ingerido (vazão média). O maior dos riscos calculados remete à rota de exposição por ingestão rotineira, com volume ingerido de 2 mL (vazão máxima), onde teríamos 943 pessoas infectadas a cada mil expostas (94,3%).

Santos (2019b), que avaliou o efluente oriundo de um sistema de tratamento de esgotos sanitários de um condomínio em Maceió – Alagoas, a partir da AQRM, também não encontrou riscos admissíveis para o reúso na atividade de irrigação de jardim. O menor risco encontrado pelo autor foi de 5,4 pessoas infectadas a cada mil expostas, para a rota de exposição por aerossóis e volume ingerido de 0,1 mL, enquanto que o maior risco remete à rota ingestão por exposição rotineira, com 2 mL de volume ingerido, sendo 652 pessoas infectadas a cada mil expostas.

Lima Filho (2019) também avaliou, com auxílio da AQRM, o reúso do efluente proveniente de um sistema de tratamento de efluentes (SE1) de um residencial de classe média, localizado em Maceió – Alagoas e, de modo semelhante, não encontrou cenários favoráveis para reúso direto em atividade de irrigação de jardim. Conforme resultados encontrados pelo autor, para a rota exposição rotineira, com volume ingerido de 2 mL, 100% dos usuários apresentariam riscos de adquirir doenças diarreicas. O cenário com menor risco se deu a partir

da rota por aerossóis, com volume ingerido de 0,01 mL, resultando em 7,4 pessoas infectadas a cada mil expostas.

A seguir são exibidos os riscos anuais de infecção associados a diversas atividades, conforme especificado na Tabela 9 e na Tabela 10. De modo semelhante à atividade anterior, nenhum dos riscos calculados se mostrou adequado à diretriz da OMS, inviabilizando o reúso imediato para ambas as vazões analisadas. O melhor cenário de exposição foi de 0,2% para o reúso na máquina de lavar (vazão média), com volume ingerido de 0,01 mL, seguido da irrigação de áreas públicas, com risco de 0,6% para o volume ingerido de 0,1 mL (vazão média).

As modalidades irrigação de culturas alimentares e balneabilidade (vazão máxima) apresentaram um risco de infecção de 100% para os volumes 20 mL e 100 mL, respectivamente. Comparando os valores obtidos para as mesmas modalidades na vazão média com o reúso no vaso sanitário, também na vazão média, nota-se que, mesmo com uma grande frequência de exposição, o reúso para a descarga apresentou riscos consideravelmente menores em relação aos outros dois. Na vazão máxima, por outro lado, os riscos de infecção no vaso sanitário se mostraram bem mais próximos aos das outras duas atividades, principalmente para os volumes ingeridos de 0,1 mL e 0,5 mL.

**Tabela 9:** Risco de infecção por *E. coli* - diversas atividades (vazão média).

Atividade	Rota de exposição	Volume ingerido [mín; méd; máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	d: dose ingerida (UFC)	Pi: risco de infecção para exposição única	Pn: risco de infecção anual (pppa)	Valor de referência (OMS)
Irrigação de áreas públicas	Ingestão (exposição rotineira)	0,1	60	1,60E+01	1,0160E-04	0,006	0,001
		1		1,60E+02	1,0126E-03	0,059	
		10		1,60E+03	9,7963E-03	0,446	
Irrigação de culturas alimentares	Ingestão de alimentos cultivados	1	150	1,60E+02	1,0126E-03	0,141	
		5		8,00E+02	4,9880E-03	0,528	
		20		3,20E+03	1,8920E-02	0,943	
Vaso sanitário	Aerossol	0,01	1460	1,60E+00	1,0164E-05	0,015	
		0,1		1,60E+01	1,0160E-04	0,138	
		0,5		8,00E+01	5,0724E-04	0,523	
Máquina de lavar roupas	Aerossol	0,01	150	1,60E+00	1,0164E-05	0,002	
		0,1		1,60E+01	1,0160E-04	0,015	
		0,5		8,00E+01	5,0724E-04	0,073	
Balneabilidade	Ingestão	10	40	1,60E+03	9,7963E-03	0,325	
		25		4,00E+03	2,3255E-02	0,610	
		100		1,60E+04	7,5182E-02	0,956	

Fonte: Autor, 2020.

**Tabela 10:** Risco de infecção por *E. coli* - diversas atividades (vazão máxima).

Atividade	Rota de exposição	Volume ingerido [mín; méd; máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	d: dose ingerida (UFC)	Pi: risco de infecção para exposição única	Pn: risco de infecção anual (pppa)	Valor de referência (OMS)
Irrigação de áreas públicas	Ingestão (exposição rotineira)	0,1	60	1,60E+02	1,0126E-03	0,059	0,001
		1		1,60E+03	9,7963E-03	0,446	
		10		1,60E+04	7,5182E-02	0,991	
Irrigação de culturas alimentares	Ingestão de alimentos cultivados	1	150	1,60E+03	9,7963E-03	0,772	
		5		8,00E+03	4,3002E-02	0,999	
		20		3,20E+04	1,2179E-01	1,000	
Vaso sanitário	Aerossol	0,01	1460	1,60E+01	1,0160E-04	0,138	
		0,1		1,60E+02	1,0126E-03	0,772	
		0,5		8,00E+02	4,9880E-03	0,999	
Máquina de lavar roupas	Aerossol	0,01	150	1,60E+01	1,0160E-04	0,015	
		0,1		1,60E+02	1,0126E-03	0,141	
		0,5		8,00E+02	4,9880E-03	0,528	
Balneabilidade	Ingestão	10	40	1,60E+04	7,5182E-02	0,956	
		25		4,00E+04	1,3966E-01	0,998	
		100		1,60E+05	2,6911E-01	1,000	

Fonte: Autor, 2020.

Diante dos altos riscos de infecção encontrados para as atividades de irrigação de culturas alimentares e balneabilidade, se mostra fundamental o tratamento complementar da água de reúso, principalmente para tais finalidades, onde há um contato mais direto com o efluente. A NBR 13.969/97, no caso de irrigação de culturas alimentares não rastejantes, recomenda a cessão da irrigação com água de reúso 10 dias antes da colheita dos alimentos, com o intuito de evitar quaisquer riscos de infecção. Para plantações rastejantes (melancia, hortaliças), não é recomendada a utilização da água de reúso, mesmo após a desinfecção (PASIN, 2013).

Outra atividade que merece destaque é a irrigação de áreas públicas, uma vez que os cenários avaliados para a vazão máxima ofereceram altos riscos, com cerca de 99,1% de infecção para o volume ingerido de 10 mL. Para essa modalidade é recomendável um alto grau de tratamento, dado que se trata de um reúso irrestrito, onde há provável exposição pública, ocasionando o contato com um maior número de pessoas em relação às demais atividades (EPA, 2012).

Santos (2019b) e Lima Filho (2019) não encontraram nenhum cenário que permitisse o reúso imediato para as modalidades relacionadas na Tabela 9 e na Tabela 10. O primeiro autor enfatiza as atividades de irrigação de culturas alimentares e balneabilidade, onde ocorrem

riscos de infecção de 92% à 99% e 100%, respectivamente. Lima Filho (2019) também obteve cenários com 100% de risco de infecção para os usuários expostos, a partir das atividades irrigação de áreas públicas e culturas alimentares, descarga de vaso sanitário e balneabilidade, com destaque para o reúso no vaso sanitário, onde, segundo o autor, o risco é aumentado significativamente devido à grande frequência de exposição.

Finalmente, em relação às atividades de lavagem de pisos e veículos, os dados encontrados se mostraram mais otimistas, visto que alguns cenários foram favoráveis ao reúso imediato (vazão média), de acordo com o valor de referência de 0,001 pppa, que considera como risco admissível 1 (uma) pessoa infectada a cada mil expostas no período de um ano. Os resultados são apresentados na Tabela 11 e na Tabela 12, para as vazões média e máxima, respectivamente.

**Tabela 11:** Risco de infecção por *E. coli* – lavagem de pisos e veículos (vazão média).

Atividade	Rota de exposição	Volume ingerido [mín; méd; máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	d: dose ingerida (UFC)	Pi: risco de infecção para exposição única	Pn: risco de infecção anual (pppa)	Valor de referência (OMS)
Lavagem de veículos	Aerossol	0,01	48	1,60E+00	1,0164E-05	<b>0,0005</b>	0,001
		0,1		1,60E+01	1,0160E-04	0,0049	
		0,5		8,00E+01	5,0724E-04	0,0241	
	Ingestão (exposição rotineira)	0,1	48	1,60E+01	1,0160E-04	0,0049	
		1		1,60E+02	1,0126E-03	0,0475	
		2		3,20E+02	2,0175E-03	0,0924	
Lavagem de pisos	Aerossol	0,01	11,06	1,60E+00	1,0164E-05	<b>0,0001</b>	
		0,1		1,60E+01	1,0160E-04	0,0011	
		0,5		8,00E+01	5,0724E-04	0,0056	
	Ingestão (exposição rotineira)	0,1	11,06	1,60E+01	1,0160E-04	0,0011	
		1		1,60E+02	1,0126E-03	0,0111	
		2		3,20E+02	2,0175E-03	0,0221	

**Fonte:** Autor, 2020.

**Tabela 12:** Risco de infecção por *E. coli* – lavagem de pisos e veículos (vazão máxima).

Atividade	Rota de exposição	Volume ingerido [mín; méd; máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	d: dose ingerida (UFC)	Pi: risco de infecção para exposição única	Pn: risco de infecção anual (pppa)	Valor de referência (OMS)
Lavagem de veículos	Aerossol	0,01	48	1,60E+01	1,0160E-04	0,0049	0,001
		0,1		1,60E+02	1,0126E-03	0,0475	
		0,5		8,00E+02	4,9880E-03	0,2134	
	Ingestão (exposição rotineira)	0,1	48	1,60E+02	1,0126E-03	0,0475	
		1		1,60E+03	9,7963E-03	0,3766	
		2		3,20E+03	1,8920E-02	0,6002	
Lavagem de pisos	Aerossol	0,01	11,06	1,60E+01	1,0160E-04	0,0011	
		0,1		1,60E+02	1,0126E-03	0,0111	
		0,5		8,00E+02	4,9880E-03	0,0538	
	Ingestão (exposição rotineira)	0,1	11,06	1,60E+02	1,0126E-03	0,0111	
		1		1,60E+03	9,7963E-03	0,1032	
		2		3,20E+03	1,8920E-02	0,1904	

Fonte: Autor, 2020.

A atividade lavagem de veículos apresentou um risco de infecção de 0,05% (menos de uma pessoa infectada a cada 1000 expostas) para a rota de exposição por aerossol, com volume ingerido de 0,01 mL (vazão média). Na modalidade lavagem de pisos (vazão média), houve um cenário admissível para a mesma rota de exposição, com risco de infecção de 0,01% para o volume ingerido de 0,01 mL. Para a vazão máxima, em contrapartida, nenhuma das rotas de exposição avaliadas apresentou riscos aceitáveis, para quaisquer das modalidades de reuso.

Para a atividade de lavagem de pisos, Santos (2019b) encontrou um risco de infecção aceitável através da exposição por aerossóis e volume ingerido de 0,01 mL, com 0,04% dos usuários expostos infectados. Para a lavagem de veículos e demais modalidades avaliadas pelo autor, o reuso imediato não se mostrou viável, de modo que os maiores riscos calculados estão associados ao reuso para balneabilidade, com 100% de infecção para todos os volumes ingeridos, assim como para a irrigação de culturas comestíveis, com riscos acima de 99% nos piores cenários.

Lima Filho (2019) não obteve cenários admissíveis para as atividades de lavagem de pisos e veículos, com riscos de infecção variando entre 0,56% (lavagem de pisos) até 97,7% (lavagem de veículos). Desse modo, nenhuma das modalidades avaliadas pelo autor foi favorável ao reuso imediato, sendo necessário o tratamento complementar do efluente em todos os casos.

De maneira geral, os riscos de infecção nos cenários com vazão máxima se mostraram previsivelmente superiores em relação aos respectivos cenários com vazão média, visto que a

concentração de *E. coli* no efluente era maior no primeiro caso e, conseqüentemente, a dose ingerida também. A diferença entre os riscos de infecção nos dois casos está associada, principalmente, ao volume ingerido, de modo que, quanto maior o volume considerado, mais significativa é a diferença entre os riscos para as diferentes vazões.

Assim, as atividades lavagem de veículos (vazão média) e lavagem de pisos (vazão média), que apresentaram risco abaixo do recomendado pela OMS (0,001 pppa) para as rotas de exposição correspondentes, se revelam como potenciais fontes de reuso sem necessidade de tratamento complementar. Para as demais atividades, independente da rota de exposição e volumes ingeridos, seria indispensável o tratamento adicional para tentar garantir um cenário de reuso seguro para os usuários, uma vez que em várias situações os riscos superaram 50%, principalmente para a vazão máxima, sendo nesses casos mais de 500 pessoas infectadas a cada mil expostas.

### **5.3. Determinação dos VMP's para *E. coli* na água de reuso**

Nessa etapa a ferramenta AQRM foi aplicada novamente, porém de forma inversa, com o objetivo de definir o valor máximo permitido (VMP) de *E. coli* na água destinada ao reuso, com base no valor de referência estabelecido pela OMS como risco admissível de infecção anual ( $10^{-3}$  pppa). Para tal, seguiu-se à risca a metodologia exposta no tópico 4.4. Os VMP's encontrados foram comparados com as concentrações de *E. coli* no efluente analisado (Tabela 6), para ambas as vazões, atestando a necessidade ou não de tratamento complementar e, nos casos positivos, quais as eficiências correspondentes. Na Tabela 13 estão os resultados encontrados para a atividade de irrigação de jardim em relação às duas vazões estudadas.

**Tabela 13:** Valores máximos permitidos para irrigação de jardim e necessidade de tratamento adicional.

Rota de exposição	Volume ingerido [mín;méd;máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	Pi': risco de infecção em exposição única	d': dose ingerida (UFC)	VMP: concentração de <i>E. coli</i> (UFC/100mL)	Tratamento adicional? [Sim/Não; Eficiência]			
						Q média	Q máxima		
Aerossol	0,01	150	6,67E-06	1,05	1,05E+04	Sim	34,37%	Sim	93,44%
	0,1		6,67E-06	1,05	1,05E+03	Sim	93,44%	Sim	99,34%
	0,5		6,67E-06	1,05	2,10E+02	Sim	98,69%	Sim	99,87%
Ingestão (exposição rotineira)	0,1	150	6,67E-06	1,05	1,05E+03	Sim	93,44%	Sim	99,34%
	1		6,67E-06	1,05	1,05E+02	Sim	99,34%	Sim	99,93%
	2		6,67E-06	1,05	5,25E+01	Sim	99,67%	Sim	99,97%
Ingestão acidental	10	1	1,00E-03	158,01	1,58E+03	Sim	90,12%	Sim	99,01%
	100		1,00E-03	158,01	1,58E+02	Sim	99,01%	Sim	99,90%
	200		1,00E-03	158,01	7,90E+01	Sim	99,51%	Sim	99,95%

Fonte: Autor, 2020.

Os riscos de infecção para exposição única (Pi'), doses ingeridas (d') e valores máximos permitidos (VMP's), calculados com base no risco anual de 0,001 pppa, são os mesmos para qualquer situação, de modo que os dados foram condensados na mesma tabela (Tabela 13), diferindo apenas em relação ao tratamento adicional. As próximas tabelas (Tabela 14 e Tabela 15) seguem a mesma proposta.

Analisando os dados da Tabela 13 percebe-se que os VMP's calculados se mostram todos abaixo da concentração de *E. coli* do efluente avaliado, ou seja, a água residuária destinada ao reúso possui uma concentração de microrganismos acima do limite considerado adequado para oferecer um risco aceitável aos usuários finais.

Desse modo, em todos os casos, independente da rota de exposição e volumes ingeridos, o efluente necessitaria de tratamento complementar para ambas as vazões estudadas. Apenas a rota de exposição por aerossol, com volume ingerido de 0,01 mL (vazão média) apresentou um valor mais próximo do aceitável, mas ainda assim precisaria de tratamento adicional para remoção de patógenos. As eficiências do tratamento complementar se mostram, em sua maioria, acima de 99%, com exceção da rota mencionada antes, que necessitaria de uma eficiência de 34,37%, e as demais, com eficiência requerida acima de 90%.

A seguir são apresentados os VMP's calculados para diversas atividades (Tabela 14). Em todos os cenários avaliados, sem exceção, seria necessário o pós-tratamento do efluente, uma vez que as concentrações de *E. coli* se mostram, novamente, superiores aos VMP's, oferecendo risco de infecção acima do considerado seguro na utilização da água de reúso.

**Tabela 14:** Valores máximos permitidos para diversas atividades e necessidade de tratamento adicional.

Atividade	Rota de exposição	Volume ingerido [mín; méd; máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	Pi': risco de infecção para exposição única	d': dose ingerida (UFC)	VMP: concentração de <i>E. coli</i> (UFC/100 mL)	Tratamento adicional? [Sim/Não; Eficiência]			
							Q média	Q máxima		
Irrigação de áreas públicas	Ingestão (exposição rotineira)	0,1	60	1,67E-05	2,63	2,63E+03	Sim	83,6%	Sim	98,4%
		1		1,67E-05		2,63E+02	Sim	98,4%	Sim	99,8%
		10		1,67E-05		2,63E+01	Sim	99,8%	Sim	100%
Irrigação de culturas alimentares	Ingestão de alimentos cultivados	1	150	6,67E-06	1,05	1,05E+02	Sim	99,3%	Sim	99,9%
		5		6,67E-06		2,10E+01	Sim	99,9%	Sim	100%
		20		6,67E-06		5,25E+00	Sim	100%	Sim	100%
Vaso sanitário	Aerossol	0,01	1460	6,85E-07	0,11	1,08E+03	Sim	93,3%	Sim	99,3%
		0,1		6,85E-07		1,08E+02	Sim	99,3%	Sim	99,9%
		0,5		6,85E-07		2,16E+01	Sim	99,9%	Sim	100%
Máquina de lavar roupas	Aerossol	0,01	150	6,67E-06	1,05	1,05E+04	Sim	34,4%	Sim	93,4%
		0,1		6,67E-06		1,05E+03	Sim	93,4%	Sim	99,3%
		0,5		6,67E-06		2,10E+02	Sim	98,7%	Sim	99,9%
Balneabilidade	Ingestão	10	40	2,50E-05	3,94	3,94E+01	Sim	99,8%	Sim	100%
		25		2,50E-05		1,58E+01	Sim	99,9%	Sim	100%
		100		2,50E-05		3,94E+00	Sim	100%	Sim	100%

Fonte: Autor, 2020.

Na maior parte das atividades, excluindo-se apenas o reúso na máquina de lavar, são necessárias eficiências de tratamento de até 100% ou muito próximas disso, com destaque para irrigação de culturas alimentares e balneabilidade, em que as eficiências devem situar-se acima de 99% para todas as rotas de exposição e volumes considerados. As demais eficiências necessárias se mostram superiores a 90%. Para as modalidades irrigação de áreas públicas e máquina de lavar, as eficiências de remoção de patógenos podem ser menos elevadas (vazão média), em torno de 83% e 34% para as rotas exposição rotineira e aerossol, e volumes ingeridos de 0,1 mL e 0,01 mL, respectivamente.

Por fim, nas atividades lavagem de pisos e lavagem de veículos, foram encontrados alguns cenários propícios, onde os VMP's calculados se mostraram acima das concentrações de microrganismos no efluente (Tabela 6), de modo a produzir um risco aceitável para o reúso do efluente sem pós-tratamento nessas situações. Os dados são apresentados em detalhes na Tabela 15.

**Tabela 15:** Valores máximos permitidos para lavagem de pisos e veículos e necessidade de tratamento adicional.

Atividade	Rota de exposição	Volume ingerido [mín; méd; máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	Pi': risco de infecção para exposição única	d': dose ingerida (UFC)	VMP: concentração de <i>E. coli</i> (UFC/100 mL)	Tratamento adicional? [Sim/Não; Eficiência]			
							Q média	Q máxima		
Lavagem de veículos	Aerossol	0,01	48	2,08E-05	3,28	3,28E+04	Não	-	Sim	79,5%
		0,1		2,08E-05	3,28	3,28E+03	Sim	79,5%	Sim	97,9%
		0,5		2,08E-05	3,28	6,56E+02	Sim	95,9%	Sim	99,6%
	Ingestão (exposição rotineira)	0,1	48	2,08E-05	3,28	3,28E+03	Sim	79,5%	Sim	97,9%
		1		2,08E-05	3,28	3,28E+02	Sim	97,9%	Sim	99,8%
		2		2,08E-05	3,28	1,64E+02	Sim	99,0%	Sim	99,9%
Lavagem de pisos	Aerossol	0,01	11,06	9,05E-05	14,24	1,42E+05	Não	-	Sim	11,0%
		0,1		9,05E-05	14,24	1,42E+04	Sim	11,0%	Sim	91,1%
		0,5		9,05E-05	14,24	2,85E+03	Sim	82,2%	Sim	98,2%
	Ingestão (exposição rotineira)	0,1	11,06	9,05E-05	14,24	1,42E+04	Sim	11,0%	Sim	91,1%
		1		9,05E-05	14,24	1,42E+03	Sim	91,1%	Sim	99,1%
		2		9,05E-05	14,24	7,12E+02	Sim	95,5%	Sim	99,6%

Fonte: Autor, 2020.

Os cenários em que as concentrações do efluente em análise se enquadraram nos VMP's calculados se deram a partir da rota de exposição por aerossóis e volume ingerido de 0,01 mL, tanto para a atividade lavagem de veículos quanto para a lavagem de pisos (vazão média), de forma a dispensar o tratamento complementar nesses casos. Nos demais cenários, para a vazão média e máxima, foi necessário o tratamento adicional do efluente, com eficiências variando de 79,5% a 99,9% e, em algumas circunstâncias mais favoráveis, apenas 11%.

De modo geral, os cenários encontrados ratificam os resultados obtidos previamente, na estimativa do risco de infecção (5.2). Assim, os VMP's abaixo das concentrações de microrganismos no efluente (cenário onde é necessário tratamento complementar) são reflexo dos riscos de infecção anual que se mostraram acima do valor ideal determinado pela OMS. Seguindo o mesmo raciocínio, os VMP's acima das concentrações de *E. coli* na água de reúso (cenário onde é seguro o reúso sem pós-tratamento) correspondem aos riscos de infecção anual aceitáveis, estimados antes.

Portanto, mesmo com eficiências de remoção de *E. coli* em torno de 99,6% para a vazão média e 96,1% para a vazão máxima, obtidas por Mendonça (2015) através da instalação experimental, não foi possível garantir cenários de reúso seguros para a maioria das atividades e rotas de exposição avaliadas. As únicas modalidades que permitiriam o reúso imediato, conforme os resultados encontrados, seriam a lavagem de veículos e lavagem de pisos (vazão média), para a rota de exposição por aerossol e volume ingerido de 0,01 mL, em ambos os casos, com concentrações de  $3,28 \times 10^4$  UFC/100mL e  $1,42 \times 10^5$  UFC/100mL, respectivamente.

De modo semelhante, no estudo de Santos (2019b), mesmo atingindo remoções de *E. coli* de até 3,62 logs, também não foi possível garantir o reúso imediato para a maioria das modalidades, enquanto que para Lima Filho (2019) não houve nenhum caso viável. Em ambos estudos utilizados para comparação, o sistema de tratamento de efluentes conta com etapa específica de desinfecção, através de radiação UV. Segundo Santos (2019b), a limpeza das lâmpadas UV, análise de sólidos no efluente, aumento do tempo de contato com a radiação UV ou aumento do número de lâmpadas UV seriam medidas úteis para aumentar a eficiência de desinfecção, gerando mais cenários viáveis.

Uma medida a ser executada para melhorar a eficiência de remoção de microrganismos do efluente avaliado no presente trabalho, a fim de possibilitar mais cenários possíveis de reutilização da água residuária, seria implementar uma etapa de polimento no sistema de tratamento, visto que, conforme descrito por Mendonça (2015), a instalação não possui nenhuma unidade específica para realizar a desinfecção do esgoto.

Conforme Gonçalves (2003), para sistemas simples e de pequeno porte, como no caso em questão, o hipoclorito de sódio (NaOCl) se mostra como o produto mais adequado, em função da facilidade de aplicação, manuseio, armazenamento e do baixo custo associado. A implantação de uma etapa dedicada à desinfecção, portanto, demandaria um baixo custo quando comparada ao sistema como um todo, oferecendo assim um ótimo custo-benefício ao melhorar a remoção de patógenos no efluente.

Tonon (2007), que avaliou a desinfecção de efluentes de uma lagoa anaeróbia e valas de infiltração por hipoclorito de cálcio, visando o reúso na agricultura, obteve reduções na concentração de *E. coli* de até 5 logs para o efluente da lagoa e até 4 logs para o efluente das valas, de modo que a eficiência de remoção variou em função da dosagem de hipoclorito de cálcio e do tempo de contato em cada um dos casos.

A segregação do esgoto sanitário em águas cinzas e negras tem sido vista como uma vantagem do ponto de vista econômico, ambiental e sanitário, de modo que a solução vem ganhando grande aceitação no Brasil. Assim, o reúso de águas cinzas pode resultar numa menor produção de esgoto doméstico e, em uma escala maior, promove a preservação dos mananciais, ao diminuir a quantidade de água captada e reduzir o lançamento de esgoto sanitário em áreas urbanas (KATO *et. al.*, 2019). Além disso, a reutilização das águas cinzas oferece maiores possibilidades, visto que, embora os indicadores de contaminação fecal nesse tipo de efluente não sejam desprezíveis, são menores do que os encontrados no esgoto não segregado ou nas próprias águas negras.

Pasin (2013), ao utilizar a ferramenta AQRM para estimar os riscos associados ao reúso de águas cinzas não tratadas (lavatório, tanque, máquina de lavar roupas, cozinha, chuveiro e águas cinzas misturadas), encontrou cenários admissíveis para todas as atividades avaliadas em pelo menos um dos cenários de exposição. Nota-se que os cenários com risco acima do considerado seguro encontrados pela autora, na maioria dos casos, estão associados às fontes oriundas do chuveiro e águas cinzas misturadas, que contém maior quantidade de patógenos em relação às demais, chegando a oferecer riscos de infecção a quase 50% dos usuários expostos em alguns casos.

Trabalho semelhante foi realizado por Ferreira *et al.* (2018), onde foi estudada, a partir da AQRM, a viabilidade do reúso de águas cinzas (máquina de lavar e águas cinzas misturadas) provenientes de residências unifamiliares em Maceió, Alagoas. A pesquisa apontou a viabilidade de reúso imediato do primeiro efluente para as atividades de irrigação (jardins e áreas públicas), descarga de vaso sanitário, máquinas de lavar roupas, lavagens de pisos e de veículos, para, pelo menos, uma das rotas de exposição. Para as águas cinzas misturadas, que incorporavam efluentes do chuveiro e lavatório, foram encontrados riscos de infecção de 65% (lavagem de pisos) a 100% (demais atividades), em casos extremos.

#### **5.4. Comparação dos VMP's com as legislações e normas de referência**

Nesta última etapa, após aplicar a ferramenta AQRM para determinar os riscos de infecção anuais e calcular os valores máximos permitidos para as diversas modalidades e cenários de reúso, os VMP's encontrados foram comparados com os valores de referência adotados pelas normas e legislações em nível nacional e internacional acerca do reúso não potável de efluentes.

Conforme exposto no tópico 3.7 da revisão, para avaliar o cenário interno foram consideradas normas e manuais usualmente tomados como base para a prática do reúso no Brasil (NBR e SINDUSCON), além de resoluções específicas de alguns estados brasileiros. Para o cenário externo foram levantadas legislações de alguns países em particular e a recomendação da própria OMS, que funciona de maneira universal.

A NBR 16.783/19, que atualiza a NBR 13.969/97 no que remete ao reúso de efluentes, adota um único valor de referência para todas as atividades ( $< 200$  NMP/100mL de *E. coli*), mais restritivo em relação aos da norma anterior, que estabelecia diferentes parâmetros entre as diversas modalidades, porém mais flexíveis. O Manual do SINDUSCON/2005 segue a premissa da antiga NBR (13.969/97), estabelecendo várias classes para a água de reúso, cada uma com seus próprios parâmetros (Tabela 4). As resoluções estaduais, por sua vez, apresentam

padrões que diferem bastante entre si e em relação às normas anteriores (NBR 16.783/19 e SINDUSCON/2005), principalmente em função do grau de restrição da atividade, de modo que a Resolução Conjunta nº 1/20, do estado de São Paulo, é a mais restritiva (Tabela 4).

Em relação às legislações internacionais, nota-se que a maioria apresenta um valor de referência único para todas as modalidades de reúso, com exceção dos EUA e México, que estabelecem valores específicos, conforme o grau de restrição da atividade ou em função do tipo de contato, que pode ser direto ou indireto (Tabela 4). Assim, quanto mais restrito o uso da água residuária, menos exigentes são os parâmetros delimitados e vice-versa.

Algumas legislações internacionais se mostram bem mais restritivas quando comparadas às brasileiras, a exemplo dos parâmetros dos EUA, Israel e Panamá em relação aos da Deliberação Normativa nº 65/20, de Minas Gerais (Tabela 4). Ao analisar outros valores de referência, como os do Chile, México (contato indireto) e OMS, em comparação à NBR 16.783/19, Resolução Conjunta nº 01/20 (São Paulo) e Manual da SINDUSCON, nota-se que as normas/legislações brasileiras são equivalentes ou até mesmo mais restritivas (Tabela 4). De modo geral, os parâmetros adotados em território nacional devem se aplicar à realidade brasileira, onde os objetivos não são de risco zero, mas de risco tolerável, diferentemente do que é priorizado em muitas legislações de países desenvolvidos (MEJIA *et al.*, 2020).

O fato do gerenciamento de recursos hídricos em Israel, por exemplo, ser centralizado em um único órgão, denominado Autoridade da Água, elimina a sobreposição de competências e garante o uso sustentável e equilibrado desse recurso natural, de modo que há um grande estímulo ao reúso de efluentes tratados no país, principalmente em função do seu menor custo em relação às demais fontes. No Brasil, por outro lado, ainda não há um instrumento legal em nível nacional que defina parâmetros de qualidade de água para o reúso de efluentes, o que inviabiliza a prática integral do reúso, obrigando cada região específica a adotar seus próprios padrões de reutilização de forma desarticulada (MEJIA *et al.*, 2020).

A seguir, os VMP's calculados neste trabalho, para as diferentes modalidades de reúso da água, são comparados com diretrizes e legislações nacionais (Tabela 16, Tabela 17), e internacionais (Tabela 18 e Tabela 19). Para melhor visualização, os resultados foram separados, por meio das tabelas, em grupos de atividades que são comparadas com os padrões nacionais e, em seguida, com os padrões internacionais.

**Tabela 16:** Comparação dos VMP's com as diretrizes nacionais – irrigação de jardins, áreas públicas e culturas alimentares, e vaso sanitário.

Atividade	Rota de exposição	Volume ingerido [mín;méd;máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	VMP: concentração de <i>E. coli</i> (UFC/100mL)	Normas e Legislações Nacionais				
					NBR 16.783/19 NMP/100mL	Manual de conservação e reúso (SINDUSCON) NMP/100mL	Resolução COEMA nº 2/17 (CE) NMP/100mL	Deliberação CERH nº 65/20 (MG) NMP/100mL	Resolução SES/SIMA nº 1/20 (SP) NMP/100mL
Irrigação de jardim	Aerossol	0,01	150	1,05E+04	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
		0,1		1,05E+03	NÃO	NÃO	NÃO	SIM < 10000	NÃO
		0,5		2,10E+02	NÃO	NÃO	SIM < 1000	SIM < 10000	NÃO
	Exposição rotineira	0,1	150	1,05E+03	NÃO	NÃO	NÃO	SIM < 10000	NÃO
		1		1,05E+02	SIM < 200	SIM < 200	SIM < 1000	SIM < 10000	SIM < 120
		2		5,25E+01	SIM < 200	SIM < 200	SIM < 1000	SIM < 10000	SIM < 120
		10		1,58E+03	NÃO	NÃO	NÃO	SIM < 10000	NÃO
Ingestão acidental	100	1	1,58E+02	SIM < 200	SIM < 200	SIM < 1000	SIM < 10000	NÃO	
	200		7,90E+01	SIM < 200	SIM < 200	SIM < 1000	SIM < 10000	SIM < 120	
	10		2,63E+03	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	
Irrigação de áreas públicas	Exposição rotineira	0,1	60	2,63E+03	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
		1		2,63E+02	NÃO	NÃO	SIM < 1000	SIM < 1000	NÃO
		10		2,63E+01	SIM < 200	SIM < 200	SIM < 1000	SIM < 1000	NÃO
Irrigação de culturas alimentares	Ingestão de alimentos cultivados	1	150	1,05E+02	SIM < 200	NA	NÃO	SIM < 1000	NA
		5		2,10E+01	SIM < 200	NA	NÃO	SIM < 1000	NA
		20		5,25E+00	SIM < 200	NA	NÃO	SIM < 1000	NA
Vaso sanitário	Aerossol	0,01	1460	1,08E+03	NÃO	NÃO	SIM < 5000	NÃO	NA
		0,1		1,08E+02	SIM < 200	NÃO	SIM < 5000	SIM < 1000	NA
		0,5		2,16E+01	SIM < 200	NÃO	SIM < 5000	SIM < 1000	NA

Legenda – NÃO: VMP acima do parâmetro da norma/legislação; NA: não se aplica; SIM: VMP abaixo do parâmetro da norma/legislação.

Fonte: Autor, 2020.

**Tabela 17:** Comparação dos VMP's com as diretrizes nacionais – máquina de lavar, balneabilidade e lavagem de veículos e pisos.

Atividade	Rota de exposição	Volume ingerido [mín;méd;máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	VMP: concentração de <i>E. coli</i> (UFC/100mL)	Normas e Legislações Nacionais				
					NBR 16.783/19 NMP/100mL	Manual de Conservação e Reúso (SINDUSCON) NMP/100mL	Resolução COEMA nº 2/17 (CE) NMP/100mL	Deliberação CERH nº 65/20 (MG) NMP/100mL	Resolução SES/SIMA nº 1/20 (SP) NMP/100mL
Máquina de lavar roupas	Aerossol	0,01	150	1,05E+04	NA	NA	NÃO	NA	NA
		0,1		1,05E+03	NA	NA	SIM < 5000	NA	NA
		0,5		2,10E+02	NA	NA	SIM < 5000	NA	NA
Balneabilidade	Ingestão	10	40	3,94E+01	NA	NA	SIM < 5000	NA	NA
		25		1,58E+01	NA	NA	SIM < 5000	NA	NA
		100		3,94E+00	NA	NA	SIM < 5000	NA	NA
Lavagem de veículo	Aerossol	0,01	48	3,28E+04	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
		0,1		3,28E+03	NÃO	NÃO	SIM < 5000	NÃO	NÃO
		0,5		6,56E+02	NÃO	NÃO	SIM < 5000	SIM < 1000	NÃO
	Exposição rotineira	0,1	48	3,28E+03	NÃO	NÃO	SIM < 5000	NÃO	NÃO
		1		3,28E+02	NÃO	NÃO	SIM < 5000	SIM < 1000	NÃO
		2		1,64E+02	SIM < 200	NÃO	SIM < 5000	SIM < 1000	NÃO
Lavagem de pisos	Aerossol	0,01	11,06	1,42E+05	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
		0,1		1,42E+04	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
		0,5		2,85E+03	NÃO	NÃO	SIM < 5000	NÃO	NÃO
	Exposição rotineira	0,1	11,06	1,42E+04	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
		1		1,42E+03	NÃO	NÃO	SIM < 5000	NÃO	NÃO
		2		7,12E+02	NÃO	NÃO	SIM < 5000	SIM < 1000	NÃO

Legenda – NÃO: VMP acima do parâmetro da norma/legislação; NA: não se aplica; SIM: VMP abaixo do parâmetro da norma/legislação.

Fonte: Autor, 2020.

**Tabela 18:** Comparação dos VMP's com as diretrizes internacionais – irrigação de jardins, áreas públicas e culturas alimentares, e vaso sanitário.

Atividade	Rota de exposição	Volume ingerido [mín;méd;máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	VMP: concentração de <i>E. coli</i> (UFC/100mL)	Legislações internacionais e diretriz da OMS					
					EUA NMP/100mL	Chile NMP/100mL	Israel NMP/100mL	México NMP/100mL	OMS NMP/100mL	Panamá NMP/100mL
Irrigação de jardim	Aerossol	0,01	150	1,05E+04	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NA	NÃO
		0,1		1,05E+03	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NA	NÃO
		0,5		2,10E+02	NÃO	SIM < 1000	NÃO	SIM < 1000	NA	NÃO
	Exposição rotineira	0,1	150	1,05E+03	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NA	NÃO
		1		1,05E+02	SIM < 200	SIM < 1000	NÃO	SIM < 1000	NA	SIM < 200
		2		5,25E+01	SIM < 200	SIM < 1000	NÃO	SIM < 1000	NA	SIM < 200
	Ingestão acidental	10	1	1,58E+03	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NA	NÃO
		100		1,58E+02	SIM < 200	SIM < 1000	NÃO	SIM < 1000	NA	SIM < 200
200		7,90E+01		SIM < 200	SIM < 1000	NÃO	SIM < 1000	NA	SIM < 200	
Irrigação de áreas públicas	Exposição rotineira	0,1	60	2,63E+03	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NA	NÃO
		1		2,63E+02	NÃO	SIM < 1000	NÃO	NÃO	NA	NÃO
		10		2,63E+01	NÃO	SIM < 1000	NÃO	SIM < 240	NA	SIM < 200
Irrigação de culturas alimentares	Ingestão de alimentos cultivados	1	150	1,05E+02	NÃO	SIM < 1000	NÃO	NA	SIM < 1000	SIM < 200
		5		2,10E+01	NÃO	SIM < 1000	NÃO	NA	SIM < 1000	SIM < 200
		20		5,25E+00	NÃO	SIM < 1000	SIM < 15	NA	SIM < 1000	SIM < 200
Vaso sanitário	Aerossol	0,01	1460	1,08E+03	NÃO	NA	NA	NA	NA	NA
		0,1		1,08E+02	SIM < 200	NA	NA	NA	NA	NA
		0,5		2,16E+01	SIM < 200	NA	NA	NA	NA	NA

Legenda – NÃO: VMP acima do parâmetro da legislação; NA: não se aplica; SIM: VMP abaixo do parâmetro da legislação.

Fonte: Autor, 2020.

**Tabela 19:** Comparação dos VMP's com as diretrizes internacionais – máquina de lavar, balneabilidade e lavagem de veículos e pisos.

Atividade	Rota de exposição	Volume ingerido [mín;méd;máx] (mL)	n: frequência de exposição anual	VMP: concentração de <i>E. coli</i> (UFC/100mL)	Legislações internacionais e diretriz da OMS					
					EUA NMP/100mL	Chile NMP/100mL	Israel NMP/100mL	México NMP/100mL	OMS NMP/100mL	Panamá NMP/100mL
Máquina de lavar roupas	Aerossol	0,01	150	1,05E+04	NÃO	NA	NA	NA	NA	NA
		0,1		1,05E+03	NÃO	NA	NA	NA	NA	NA
		0,5		2,10E+02	NÃO	NA	NA	NA	NA	NA
Balneabilidade	Ingestão	10	40	3,94E+01	NA	SIM < 1000	NA	NA	NA	NÃO
		25		1,58E+01	NA	SIM < 1000	NA	NA	NA	NÃO
		100		3,94E+00	NA	SIM < 1000	NA	NA	NA	NÃO
Lavagem de veículo	Aerossol	0,01	48	3,28E+04	NÃO	NÃO	NA	NÃO	NA	NÃO
		0,1		3,28E+03	NÃO	NÃO	NA	NÃO	NA	NÃO
		0,5		6,56E+02	NÃO	SIM < 1000	NA	SIM < 1000	NA	NÃO
	Exposição rotineira	0,1	48	3,28E+03	NÃO	NÃO	NA	NÃO	NA	NÃO
		1		3,28E+02	NÃO	SIM < 1000	NA	SIM < 1000	NA	NÃO
		2		1,64E+02	SIM < 200	SIM < 1000	NA	SIM < 1000	NA	SIM < 200
Lavagem de pisos	Aerossol	0,01	11,06	1,42E+05	NÃO	NÃO	NA	NÃO	NA	NÃO
		0,1		1,42E+04	NÃO	NÃO	NA	NÃO	NA	NÃO
		0,5		2,85E+03	NÃO	NÃO	NA	NÃO	NA	NÃO
	Exposição rotineira	0,1	11,06	1,42E+04	NÃO	NÃO	NA	NÃO	NA	NÃO
		1		1,42E+03	NÃO	NÃO	NA	NÃO	NA	NÃO
		2		7,12E+02	NÃO	SIM < 1000	NA	SIM < 1000	NA	NÃO

Legenda – NÃO: VMP acima do parâmetro da legislação/diretriz; NA: não se aplica; SIM: VMP abaixo do parâmetro da legislação/diretriz.

Fonte: Autor, 2020.

## 6. CONCLUSÕES

Após aplicação da ferramenta AQRM, pôde-se concluir que o sistema experimental avaliado no presente estudo não apresentou eficiência mínima suficiente, no que remete à remoção de *E. coli*, para garantir o reúso seguro do efluente para a maioria das atividades propostas. As únicas atividades que, com base no risco aceitável estabelecido pela OMS, permitiriam o reúso imediato do efluente seriam a lavagem de pisos e lavagem de veículos, por meio da rota de exposição por aerossóis e volume ingerido de 0,01 mL, em ambas as modalidades (vazão média). O risco calculado foi de 0,0005 para a lavagem de veículos e 0,0001 para a lavagem de pisos.

As eficiências mínimas requeridas para enquadrar o efluente destinado ao reúso nos VMP's calculados se situaram, na maior parte dos casos, acima de 90%, chegando até mesmo a 100% em algumas modalidades (balneabilidade, vaso sanitário e irrigação de áreas públicas e culturas alimentares). Em alguns cenários específicos são necessários pós-tratamento com menores eficiências, sendo 11% na modalidade lavagem de pisos, para ambas as rotas de exposição e volumes ingeridos de 0,01 mL e 0,1 mL, e 34% na modalidade de irrigação de jardim, a partir da exposição por aerossol e volume ingerido de 0,01 mL. As eficiências para os cenários com vazão máxima se mostraram predominantemente superiores aos mesmos cenários com vazão média.

A maior parte dos VMP's, calculados com base no risco admissível estipulado pela OMS, não se enquadraram nos limites estabelecidos pelas diretrizes nacionais e internacionais. Assim pode-se concluir que, de modo geral, as legislações, normas e manuais se mostram bem restritivos, fator esse que fornece uma segurança aos usuários expostos. Contudo, os parâmetros tomados como referência para a prática do reúso devem se aplicar à realidade brasileira, onde o objetivo não é risco zero, mas riscos toleráveis. O ideal seria um instrumento legal em nível nacional para padronizar valores de referência referentes ao reúso.

A fim de promover uma melhoria no processo de remoção de patógenos do efluente, recomenda-se a implementação de uma etapa específica destinada à desinfecção do esgoto no sistema, uma vez que a instalação experimental não possui unidade individual responsável por realizar esse processo. A desinfecção por cloro na forma de hipoclorito, conforme abordado na revisão e na discussão, se mostra como uma opção razoável, em função de ser uma alternativa já consagrada, além de outros fatores, como a facilidade de aplicação, manuseio, armazenamento e baixo custo associado.

## REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13969/1997. Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997, p. 21-22.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 16.783/2019. Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. Primeira edição: 19/11/2019. ABNT, 2019. 19p.
- ANA - Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: Informe anual. Brasília, 2018. 74 p.
- ALMEIDA, R. G. “Aspectos legais para a água de reúso”. Programa de pós-graduação em Engenharia Civil na área de Sistema de Gestão, Produção, Qualidade e Desenvolvimento Sustentável. Universidade Federal Fluminense (UFF). 2011.
- ALVES, I. G. G. Avaliação quantitativa de riscos microbiológicos (AQRM) associados à *E. coli* em águas cinzas: estudo de caso em Maceió-AL. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental e Sanitária). Universidade Federal de Alagoas. 2017.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*/Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017.
- ANA – Agência Nacional de Águas: ATLAS Brasil: Abastecimento urbano de água. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/ResultadosEstado.aspx>>. Acesso em: 02 de Dezembro de 2019. ANA, 2015.
- ANA. Agência Nacional de Águas. *Água na medida certa: a hidrometria no Brasil*/Agência Nacional de Águas; textos elaborados por Antonio Cardoso Neto. Brasília: ANA, 2012. p. 29-37.
- APHA, 2012. *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater*, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- ASANO, T.; LEVINE, A. D. Wastewater reclamation, recycling, and reuse: an introduction. In: ASANO, T. (ed.) *Water quality management library 10, wastewater reclamation and reuse*. Lancaster, Pennsylvania: Technomic Publishing Company, Inc., 1998.
- ASHBOLT, N.; PETERSON, S. R.; STENSTRON, THOR-AXEL; SCHONNING, C.; WESTRELL, T.; OTTOSON, J. *Microbial risk assessment (MRA) Tool. Urban Water Chalmers University of Technology*. Sweden. 2005. p.23-24.
- BRASIL. 2005. Resolução CNRH nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Conselho Nacional de Recursos Hídricos, 28 nov. 2005. p. 1-3.

BOGLER, A.; PACKMAN, A.; FURMAN, A.; GROSS, A.; KUSHMARO, A.; RONEN, A.; ... & BERTUZZO, E. (2020). *Rethinking wastewater risks and monitoring in light of the COVID-19 pandemic*. *Nature Sustainability*, 1-10.

CEARÁ. 2016. Lei nº 16.033, de 22 de junho de 2016. Dispõe sobre a Política de Reúso de Água não Potável no âmbito do Estado do Ceará. Ceará, CE, 20 jun. 2016. p. 1-3.

CEARÁ. 2017. Resolução COEMA nº 2, de 02 de fevereiro 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. Resolução COEMA. Ceará, CE, 02 fev. 2017. p. 1-28.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental: “*Reúso de água*”. São Paulo, SP. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/informacoes-basicas/tpos-de-agua/reuso-de-agua/>>. Acesso em: 09 de Dezembro de 2019.

CHILE. 1987. Norma Chilena Oficial- NCh nº 1333, de 22 de maio de 1987. *Requisitos de calidad del agua para diferentes usos*. Chile, 22 maio 1987. p. 1-15.

CUNHA, V. D. Estudo para proposta de critérios de qualidade da água para reúso urbano. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento Ambiental, 2008.

CUNHA, D. O.; MERLIM, R. L.; JUNIOR, E. S. O uso do tratamento de esgoto sustentável: o estado da arte das Wetlands. *Revista de Administração e Negócios da Amazônia*, 2018, 10.2: 143-163.

CURITIBA. 2003. Lei nº 10.785, de 18 de setembro de 2003. Cria no município de Curitiba, O Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações - PURAE. Curitiba, PR, 18 set. 2003. p. 1-2.

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

DORIGON, E.B.; TESSARO, P. Caracterização dos efluentes da lavagem automotiva em postos de atividade exclusiva na região AMAI – Oeste catarinense. *Unoesc & Ciência – ACBS*, Joaçaba, v. 1, n. 1, p. 13-22, jan./jun. 2010.

DUPONT, H.L., SAMUEL B. FORMAL, S.B; HORNICK, R. B; SNYDER, M. J; LIBONATI, J.P; SHEAHAN, D.G; LABREC, E.H.; KALAS, J. P. Pathogenesis of *Escherichia coli* diarrhea. *The New England Journal of Medicine*. v. 285, n. 1, 1971, p.1-9.

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. (1983). *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: John Wiley & Sons.

FERREIRA FILHO, S. S. Tratamento de água: concepção, projeto e operação de estações de tratamento. 1. Ed.; Rio de Janeiro: Elsevier, 2017. 463 p.

FERREIRA, I. V. L.; ALVES, I. G. G.; BARBOZA, M. G. Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM) associados à *E. coli* em águas cinzas: Estudo de caso em Maceió-

AL. In: XIV SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2018, Foz do Iguaçu, PR, Anais Eletrônicos.

FILHO, M. C. O. L. Avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) no reúso de efluentes domésticos tratados. Relatório de projeto de pesquisa PIBIC (Engenharia Química). Universidade Federal de Alagoas – UFAL, 2019.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: Abes, 2006. 427 p.

GOHRINGER, S.S. *Uso urbano não potável de efluentes de estação de tratamento de esgoto sanitário*. Estudo de caso: município de Campo Largo – PR. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Pontifícia Universidade Católica do Paraná Curitiba, 2006. p. 57.

GOLDENSTEIN, S.; BONILHA, I. Portal Saneamento Básico: “O estresse hídrico, condicionado por fatores naturais e pelo padrão irracional de uso do solo e das águas, afeta o abastecimento urbano e as atividades econômicas de várias regiões do Brasil”. Disponível em: <<https://www.saneamentobasico.com.br/experiencias-reuso-industrial-agua/>>. Acesso em: 28 de Novembro de 2019.

GONÇALVES, R. C. Desinfecção de efluentes sanitários, Remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas. Aplicações para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidroponia. PROSAB - Edital 3-Rio de Janeiro, 2003,422p.

Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão *et al.* São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

GUIDELINES FOR WATER REUSE. U.S. Washington, DC, September, 2012. EPA/600/R-12/618.

HAAS, C. N.; ROSE, J. B.; GERBA, C. P. Quantitative microbial risk assessment. New York: John Wiley & Soares, 1999.

HESPANHOL, I. Potencial de Reúso de Água no Brasil Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de Aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v.7, n.4. p75-95. 2002.

KAPER, J. B.; NATARO, J.P; MOBLEY, H.L.T. Pathogenic *Escherichia coli*. *Natura Reviews/Microbiology*. v. 2, 2004.

KATO, M. T.; LAPOLLI, F. R.; SOUSA, J. T.; NOLASCO, M. A.; GONÇALVES, R. F.; LEITE, V. D. Oportunidades e desafios na implementação de estações de tratamento de esgoto descentralizadas. In: Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais. Fortaleza: Gráfica e Editora Imprece, 2019. p. 23-47.

LIBHABER, M., Experiência do reúso de água em Israel. 1º Simpósio Internacional de reúso de água, Curitiba. p.123. 2012.

LIMA FILHO, M. C. O. Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) no reúso de efluentes domésticos tratados. Relatório Final de Pesquisa. Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica, PIBIC 2018-2019. Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2019.

MARINGÁ. 2003. Lei nº 6.345, de 2003. Institui o Programa de Reaproveitamento de Águas de Maringá. Maringá, PR, 2003.

MEJIA, M.; MELO, M.; SANTOS, A. S. REBOB – Rede Brasil de Organismos de Bacias Hidrográficas: Águas do Brasil. Reúso - Instrumento de um novo modelo de gestão das águas. Janeiro de 2020. Disponível em: <<https://aguasdobrasil.org/artigo/reuso/>>. Acesso em: 30 de setembro de 2020.

MENDONÇA, A. A. J. Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e wetland construída híbrida. 2015. 209 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, 2015.

METCALF & EDDY. Water reuse: issues, technologies, and applications / written by Takashi Asano (Org.). McGraw Hills Companies. 2007. 1461p.

MÉXICO. 1997. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. NOM-003-ECOL-1997: Norma Oficial Mexicana. Ley Orgánica de la Administracion Pública Federal, México: 1997.

MINAS GERAIS, 2020. Deliberação Normativa CERH-MG nº 65, de 18 de junho de 2020. Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências. Minas Gerais, MG, 18 jun. 2020.

National Water Quality Management Strategy: *Guidelines for Water Recycling – Managing Health and Environmental Risks*. Environment Protection and Heritage Council the Natural Resource Management Ministerial Council & the Australian Health Ministers' Conference. Austrália, 2006.

NITERÓI. 2011. Lei nº 2.856, de 26 de julho de 2011. Estende as obrigações da Lei Nº. 2630, de 07 de janeiro de 2009, instituindo mecanismos de estímulo à instalação de sistema de coleta e reutilização de águas servidas em edificações públicas e privadas. Niterói, RJ, 26 jul. 2011. p. 1-3.

OENNING JR., A. Avaliação de tecnologias avançadas para o reúso de água em indústria metal-mecânica. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2006.

OLIVEIRA, L. O. V. Características sensoriais e o risco microbiológico em águas cinza tratadas para reúso predial. 2015. 174f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2015.

PÁDUA, V. L de (Coord.). Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Prosab 5. 394 p.

PANAMÁ. Regulamento Técnico Dgnti-copanit nº 24-99, de 13 de março de 2000. *AGUA, CALIDAD DE AGUA, REUTILIZACION DE LAS AGUAS RESIDUALES TRATADAS*. Panamá, 13 mar. 2000. p. 1-20.

PASIN, D. B. Avaliação quantitativa de riscos microbiológicos (AQRM) associados à *E. coli* em águas cinza. 2013. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2013.

PULSHEN, A.; GOMES, M. P. M.; BASTOS, R.; SOUZA, C. (2013). Tratamento biológico de efluentes sanitários em ETE mista. Simpósio Internacional Sobre Gerenciamento De Resíduos Agropecuários e Agroindustriais, 2013, 3.

QUEIROZ, L. M.; MENDONÇA, N. M.; SOUSA, J. T.; BARBOZA, M. G.; FERREIRA, I. V. L.; OLIVEIRA-ESQUERRE, K. P. Aspectos quantitativos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas. *In: Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. Fortaleza: Gráfica e Editora Imprece, 2019. p. 48-117.

SANTOS, A. B.; CHERNICHARO, C. A. L.; LAPOLLI, F. R.; VON SPERLING, M.; KATO, M. T.; PIVELI, R. P.; RIBEIRO, T. B. Tecnologias de tratamento de correntes de esgotos não segregadas aplicadas a empreendimentos habitacionais. *In: SANTOS, André B. et al. Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. Fortaleza: Gráfica e Editora Imprece, 2019a. p. 219-391.

SANTOS, P. A. A. Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM) associados ao reúso de efluentes. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental e Sanitária). Universidade Federal de Alagoas. 2019b.

SÃO PAULO, 2020. Resolução Conjunta SES/SIMA nº 01, de 13 de fevereiro de 2020. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. São Paulo, SP, 13 fev. 2020. p. 1-5.

SEZERINO, Pablo Heleno, *et al.* Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2015, 20.1: 151-158.

SILVA, T. R.; BRITTO, A. O.; LEMOS, J. O.; LEITE, M. B.; SILVA, C. P. Políticas públicas para reúso: legislações da Austrália, do Brasil, de Israel e do México. 2015. *In: II WORKSHOP INTERNACIONAL SOBRE ÁGUA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO*, 2015, Paraíba. Paraíba: Realize, 2015. 6 p.

SINDUSCON – Sindicato da Indústria da Construção do Estado de São Paulo – Federação das Indústrias do Estado de São Paulo – FIESP. Conservação e reúso da água em edificações. Prol Editora Gráfica: São Paulo, junho, 2005.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. 2017a. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/agua>>. Acesso em: 25 de novembro de 2019.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. 2017b. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/esgoto>>. Acesso em: 25 de novembro de 2019.

SOUSA, A. F. S. *Diretrizes para implantação de sistemas de reúso de água em condomínios residenciais baseadas no método APCC – Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle:*

*Estudo de caso residencial Valville I*. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2008.

SOUZA, C. L.; SANTOS, A. B.; SILVA, M. E. R.; AQUINO, S. F. Aspectos qualitativos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas. *In: Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. Fortaleza: Gráfica e Editora Imprece, 2019a. p. 118-218.

SOUZA, M. A.; SANTOS, A. B.; WOLFF, D. B.; BARBOZA, M. G.; MORAIS, N. W. S.; BITTENCOURT, S. Aspectos legais e normativos sobre o gerenciamento de água, lodo e emissões gasosas em sistemas descentralizados de coleta e tratamento de esgotos. *In: Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. Fortaleza: Gráfica e Editora Imprece, 2019b. p. 664-745.

SUBTIL, E. L.; SANCHEZ, A. A.; CAVALHERO, A. Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto e reúso de água. Santo André: Universidade Federal do ABC – UFABC, 2016, 19 p. Disponível em: < <https://www.researchgate.net/publication/309429650>>.

TONON, D. Desinfecção de efluentes sanitários por cloração visando o uso na agricultura. 2007. 284 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Departamento de Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

VON SPERLING, M. Características das águas residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. Níveis, processos e sistemas de tratamento. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996. p. 169-215.

WHO – World Health Organization. *Guidelines for drinking-water quality: third edition incorporating first and second addenda*. v.1, Geneva: 2008, 668 p.

WHO – World Health Organization. *Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management*. Geneva, 2016. 204p.

WHO – World Health Organization. *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. OMS, Geneva, 1989. 76 p.

ZANETI, R. N.; ETCHEPARE, R. G.; OLIVEIRA, R. G. M. M.; RUBIO, J. Riscos químicos, microbiológicos e pré-avaliação econômica no reúso de água. Estudo de caso: Lavagem de veículos. *In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26º Anais*. Porto Alegre/RS. 2011. p. 5.