

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Laila de Oliveira Vaz Oliveira

*Características sensoriais e o risco
microbiológico em águas cinza tratadas para
reúso predial*

VITÓRIA

2015

Laila de Oliveira Vaz Oliveira

***Características sensoriais e o risco
microbiológico em águas cinza tratadas para
reúso predial***

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Ambiental, na área de concentração Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves

VITÓRIA

2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)

(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

Laila De Oliveira Vaz Oliveira

***Características sensoriais e o risco
microbiológico em águas cinza tratadas para
reúso predial***

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental na área de concentração Saneamento Ambiental.

Aprovada em de de 2015.

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador – UFES

Prof. Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini
Examinador Interno – UFES

Prof^a Edumar Ramos Cabral Coelho
Examinador Interno – UFES

Prof^a Maria Elisa Magri – UFSC
Examinadora Externa

Prof^a Paula Loureiro Paulo
Examinadora externa - UFMS

À todos que me apoiaram nessa caminhada, em especial meus pais, meu marido e filhos.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me mostrar o caminho e me ajudar a seguir em frente, em cada momento de fraqueza.

Aos meus familiares pelo apoio, por acreditarem na minha capacidade;

Ao Alessandro e filhos, pela paciência, carinho e compreensão nas horas difíceis ;

Ao professor Ricardo Franci pela orientação e pelos ensinamentos;

Aos meus amigos companheiros, Priscilla, Luis, Ludimila, Jeaninna, Andriely, Solange ... sem vocês tudo seria muito mais difícil;

Aos estagiários Márcia, Rafael, José Cláudio, Lorenzo. Muito obrigada;

A todos os amigos da ETE/ LABSAN por todo apoio;

À Banca Examinadora: Prof. Sérgio Túlio, Prof^a Edumar Coelho, Prof Prof^a. Paula Paulo e Prof^a Maria Elisa Magri, pela disponibilidade em me avaliar;

À CAPES, pela bolsa;

À FAPES e CNPQ pelo apoio financeiro.

RESUMO

Percepções de risco são iniciadas por reações afetivas e são representadas como um sentimento ou instinto para indicar rapidamente se algo é bom ou ruim, seguro ou inseguro. Desta forma, julgamento e percepções de risco são menos baseadas no conhecimento do que se "pensa" sobre um perigo e muito mais sobre como se sente sobre ele. Assim, percepções como odor agradável ou desagradável do efluente a ser reutilizado pode induzir a sentimentos de baixo ou alto risco ao usuário, influenciando diretamente na decisão do usuário ao reutilizar a água. O presente trabalho visa analisar as características sensoriais (odor) da água cinza-clara em diferentes etapas de tratamento de diferentes tipos de sistemas de reúso através de metodologias sensoriais, além de avaliar o risco microbiológico inserido no reúso da água cinza. O foco principal é identificar eventuais relações entre essas características e suas repercussões sobre o risco microbiológico e sobre a percepção sensorial dos usuários das águas cinza tratadas. O objetivo da pesquisa é fornecer subsídios técnicos para a consolidação da prática do reúso nas edificações brasileiras de acordo com critérios e parâmetros que assegurem o desempenho sanitário e ambiental dos sistemas de reúso predial de águas cinza. Para tanto foram elaborados três artigos: (1) Reúso Predial De Água Cinza Na Perspectiva Da Avaliação Quantitativa De Risco Microbiológico, (2) Avaliação Quantitativa Do Risco Microbiológico Decorrente Do Reúso Predial De Água Cinza Tratada Por Um Filtro Anaeróbio Seguido De Wetlands e (3) Estudo Da Percepção Do Usuário Do Sistema De Reúso Através De Análise Olfatométrica Da Água Cinza Tratada A Diferentes Níveis De Qualidade. É possível estabelecer uma relação entre as análises olfatométricas e o risco microbiológico. Os resultados das análises olfatométricas revelaram que o efluente tratado em Wetland vertical apresentou odor com intensidade suficiente para ser percebido, mesmo tendo sua intensidade consideravelmente reduzida indicando esse tratamento como satisfatório na remoção do odor gerando um efluente de boa aceitação pelo usuário e microbiologicamente não acrescentando risco ao usuário. Como subsídios técnicos para a consolidação da prática do reúso nas edificações brasileiras torna-se plausível propor um limite para reúso de água em bacia sanitária de 1000NMP/100ml sem adicionar risco ao usuário.

Palavras-chave: água cinza, reúso predial, risco microbiológico, análise sensorial

ABSTRACT

Risk perceptions are triggered by emotional reactions and are represented as a feeling or instinct to indicate quickly whether something is good or bad, safe or unsafe. Thus, judgment and perceptions of risk are less knowledge-based than "think" about a hazard and more about how you feel about it (affective reactions). Thus, perceptions as pleasant or unpleasant odor of the effluent to be reused can induce feelings of low or high risk to the user, directly influencing the user's decision to reuse the water. This study aims to analyze the sensory characteristics (odor) of the greywater at different stages of treatment to different types of reuse systems through sensory methodologies, and to evaluate the microbiological risk inserted into the reuse of greywater. The main focus is to identify possible links between these characteristics and their effects on the microbiological risk and the perception of the users of treated greywater. The main objective of the survey is to provide technical support for the practice of consolidation of reuse in Brazilian buildings according to criteria and parameters which ensure the health and environmental performance of building reuse greywater systems. Therefore, was developed three items: (1) Greywater reuse in buildings In Quantitative Assessment Of Microbiological Risk Perspective, (2) Quantitative Assessment Of Microbiological Risk Arising From Greywater reuse in buildings Treated For A Anaerobic Filter Followed From Wetlands and (3) Study of the perception of the reuse system user via olfactometry analysis of greywater treated at different quality levels. It is possible to establish a relationship between the olfactometry analysis and microbiological risk. The results of olfactometry analysis revealed that the treated effluent in Wetland presented odor with enough intensity to be perceived, even with their considerably reduced intensity indicating that treatment as satisfactory in removing the odor generating effluent of good acceptance and microbiologically safe, not adding risk the user. As technical support for the practice of consolidation of reuse in Brazilian buildings becomes plausible to propose a limit on water reuse in sanitary basin 1000NMP / 100ml without adding risk to the user.

Keywords: greywater, building reuse, Quantitative Assessment Of Microbiological Risk, sensory analysis.

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1: Receptores de odorantes e organização do sistema olfativo</i>	52
<i>Figura 3: Roda de odor para esgoto</i>	64
<i>Figura 5: Estação de tratamento de água cinza 1.</i>	68
<i>Figura 7: Estação de tratamento de água cinza 2</i>	72
<i>Figura 9: Caixa de entrada de água cinza clara etac 3</i>	75
<i>Figura 10: Filtro biológico anaeróbio etac 3</i>	76
<i>Figura 11: FLUXOGRAMA DA ETAC 1</i>	104
<i>Figura 13: Cálculo da distribuição de rotavirus</i>	110
<i>Figura 14: Histogramas e curvas de probabilidade de distribuição de frequência cumulativa para riscos anuais de infecção por rotavirus decorrentes da inalação dos aerossóis de água cinza clara (a), água de reúso após tratamento em WH (b) e WV (c) no momento da descarga sanitária.</i>	114
<i>Figura 15: Correlação do risco anual para o cenário de inalação dos aerossóis de água cinza contendo rotavirus no momento da descarga da bacia sanitária.</i>	115
<i>Figura 16: Fluxograma de origem das amostras para análise sensorial</i>	127
<i>Figura 17: Ficha de cadastro para análise sensorial</i>	128
<i>Figura 18: Figura de identificação da hedonicidade do odor</i>	131
<i>Figura 19: Roda de odores</i>	132
<i>Figura 20: Reações de formação de h_2s a partir da redução do sulfato</i>	134
<i>Figura 21: Diagrama para distribuição do H_2S ($t=25^\circ c$)</i>	135
<i>Figura 22: Estudo comparativo entre a concentração de sulfeto no efluente e hedonicidade</i>	142

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características das águas cinzas claras e escuras	26
Tabela 3: Densidade de microorganismos detectados em águas cinzas.	31
tabela 4: : Resumo de estudos de dose-resposta e resultados fundamentais associados a serem utilizados para a análise de risco	40
Tabela 5: DALLY, risco de doença, razão doença : infecção e risco tolerável de infecção para rotavirus, campylobacter e cryptosporidium	43
tabela 6: Critérios de qualidade da água para reúso urbano (predial) de água cinza	47
Tabela 7: Limiar de odor associado ao esgoto não tratado.	57
Tabela 8: Intensidade dos odores para 1-butanol	6465
Tabela 10: Condições operacionais da etac 1	71
Tabela 11: Característica do meio suporte do FBAS	73
Tabela 13: Etapas do tratamento na etac 3	74
Tabela 15: Dados de exposição para AQRM	84
Tabela 16: Limites microbiológicos estabelecidos para reúso urbano de água cinza	85
Tabela 17: constantes de infeciosidade dos patógenos e os modelos de dose resposta utilizados	87
Tabela 18: Riscos de infecção para as finalidades de reúso e suas respectivas rotas de exposição para a qualidade microbiológica da água cinza variando de 1 A 1000 NMP E.COLI/100ML.	88
tabela 19:: DALY por caso de doença, riscos toleráveis de doenças, índices toleráveis doença / infecção e os riscos de infecção toleráveis para rotavirus.	94
Tabela 20: Metodologia das análises dos parâmetros físico-químicos.	105
Tabela 21: Desempenho da ETAC	109
Tabela 22: : Monitoramento microbiológico da etac	109
Tabela 23: Estatística para decisão da melhor distribuição dos dados microbiológicos	111
Tabela 24: Valores de mediana, média e percentil 95% dos riscos anuais de infecção estimados de acordo com a aqrm decorrente da inalação dos aerossóis de água cinza clara e do efluente dos wetland horizontal e vertical no momento da descarga da bacia sanitária.	112
Tabela 25:: Eescrção da ETAC 1, ETAC 2 e ETAC 3	126
Tabela 28: Níveis de intensidade de odor	130
Tabela 27: Comparação das concentrações médias de água cinza bruta obtidas nesta pesquisa com dados da literatura	133
Tabela 28: Características físico-químicas e microbiológicas das águas cinzas claras e após cada etapa de tratamento.	137
Tabela 29: Comparação das concentrações médias de água cinza bruta, efluente do tratamento anaeróbio e efluente do tratamento aeróbio obtidas nesta pesquisa com dados da literatura	138
Tabela 30: Índice de intensidade de odor e limiar de odor para as diferentes fontes de água cinza clara.	139
Tabela 31: Descrição dos odores de agua cinza clara de diferentes etapas do tratamento determinados pela metodologia e544-10.	140
Tabela 34: Relação E.coli: rotavírus	154

LISTA DE SIGLAS E/OU SÍMBOLOS

LISTA DE SÍMBOLOS

%	porcentagem
µg	micrograma
g	gramas
L	Litros
L.dia ⁻¹	Litros por dia
L.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	Litros por habitante por dia
m	Metros
m ²	metros quadrados
m ³	metros cúbicos
mm	Milímetros
mg	Miligramas
mg/L	Miligramas por Litro
mL	Mililitros
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
°C	graus Celsius
ppm	partes por milhão
µm	micrômetro
NMP/100ml	Número mais provável por 100 mililitros
pppa	por pessoa por ano

SUMÁRIO

1-INTRODUÇÃO	13
1.1- ESTRUTURA DA TESE.....	17
2- OBJETIVOS	
2.1- OBJETIVO GERAL:.....	19
2.2- Objetivos Específicos:	19
3-REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1- REÚSO URBANO DE ÁGUA.....	22
3.2- ÁGUAS CINZA.....	24
3.2.1 Prdodução de água cinza.....	24
3.2.2.- Características da água cinza	25
3.2.3- Microorganismo na água cinza.....	29
3.3-AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM).....	32
3.3.1- Avaliação da exposição.....	33
3.3.2-Modelos de dose resposta e caracterização do risco mais comumente usado em estudos de AQRM	34
3.3.3-Risco Tolerável para reúso de águas residuárias.....	37
3.4- NORMAS PARA REÚSO URBANO DE ÁGAS CINZA.....	42
3.5-ACEITAÇÃO DO REÚSO DE ÁGUA CINZA PELOS USUÁRIOS.....	44
3.6- ODOR	48
3.6.1- Percepção dos odores:	49
3.6.2- Origem dos principais copostos odorantes em águas residuárias.....	51
3.6.3- Formação de compostos odorantes contendo enxofre.....	54
3.7-ANÁLISE SENSORIAL OU OLFATOMETRIA.....	57
3.7.1- Seleção dos Júris para os Odores	59
3.7.2- Cadastramento de voluntários para compor o painel sensorial	60
3.7.3- Características dos odores.....	61
4-CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA E ASPECTOS REFERENTES AS ETACS	65
4.1- Aspectos Específicos da ETAC 1.....	66
4.2- Aspectos Específicos da ETAC 2.....	71
4.3 – Aspectos Específicos da ETAC 3.....	74
5-ARTIGOS	78
5.1- Reúso Predial De Água Cinza Na Perspectiva Da Avaliação Quantitativa De Risco Microbiológico	80
5.2- Avaliação Quantitativa Do Risco Microbiológico Decorrente Do Reúso Predial De Água Cinza Tratada Por Um Filtro Anaeróbio Seguido De Wetlands	97
5.3- Estudo da percepção do usuário do sistema de reúso através de análise olfatométrica da água cinza tratada a diferentes níveis de qualidade	118
6- DISCUSSÃO GERAL	148
7- CONCLUSOES-.....	153
8- RECOMENDAÇÕES.....	156
9- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	157

1 INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

Segundo Ersey et al., (1998), as águas cinza são águas servidas provenientes dos diversos pontos de consumo na edificação excetuando-se a água residuária proveniente da bacia sanitária. Todo o efluente proveniente dos chuveiros, lavatórios, tanques e máquinas de lavar roupas são chamados águas cinza-claras (AC claras) e são o objeto desse estudo. Nas edificações residenciais, independentemente do porte e da classe social, as AC Claras são produzidas de forma excedentária com relação à demanda, permitindo o uso da água de reúso de maneira ininterrupta ao longo do ano (PERTEL, 2009).

Dentre as fontes alternativas de água, as águas cinza apresentam o maior potencial de exploração em edificações residenciais (unifamiliares ou multifamiliares) e corporativas (GONÇALVES, 2006). Por isso, o reúso de águas cinza poderia ser planejado de forma a produzir água não potável para a própria edificação geradora, mas também para seu entorno na área urbana, nos moldes de como se faz com a energia elétrica em países como a Alemanha por exemplo. O potencial de economia de água potável em edifícios de classe média foi medido por Pertel (2009), resultando em economia variando de 22 a 30% e em reduções proporcionais na produção de esgoto sanitário.

As águas cinza podem ser tratadas até atingir características compatíveis com qualquer tipo de reúso, inclusive potável direto, como no caso das estações espaciais tripuladas. No entanto, em função de condicionantes técnico-financeiras, a quase totalidade das realizações disponíveis hoje em dia se enquadra como reúso não potável. Ela pode ser utilizada principalmente para o reúso doméstico (rega de jardins residenciais, lavagem de veículos e de áreas impermeáveis, descarga de vasos sanitários) e agrícola. Os riscos à saúde associados ao reúso de água em edificações incluem tanto os riscos microbiológicos quanto os riscos devido a agentes químicos. Os riscos devido a produtos químicos na água de reúso são oriundos da presença de compostos orgânicos e de metais. Não obstante, a presença de organismos patogênicos oferece riscos muito maiores do que a presença de compostos químicos na água de reúso (GREGORY et al., 1996). Em virtude disso, os modelos de avaliação quantitativa de risco para o reúso não potável são baseados nos riscos microbiológicos.

Por outro lado, um importante aspecto envolvido no reúso de água é a aceitação da população. De acordo com Po et al., (2003), os principais fatores que influenciam na aceitação do reúso são: fatores emocionais e percepção do risco (segundo autores australianos, a confiança na

empresa que produz a água de reúso é um dos principais fatores de aceitação). Porém, é importante notar que, ainda que os fatores emocionais não satisfaçam o usuário, a água de reúso pode estar isenta de risco microbiológico e mesmo assim ser rejeitada. Logo, a sustentabilidade de qualquer empreendimento com reúso de água jamais será imune à percepção e, em última instância, a aceitação dos usuários da água.

Em que pese o reconhecimento da importância da aceitação do reúso por parte dos usuários, os fatores que afetam as decisões das pessoas de aceitar ou rejeitar o reúso de água em particular ainda é bastante limitado. A tomada de decisão baseada em fatores emocionais de repulsa, tais como o asco ou o desgosto, está na origem de um fenômeno social diretamente relacionado com o reúso de água ou a reciclagem de resíduos: o “yuck factor”. . Em uma tradução literal, o “yuck fator” pode ser traduzido como “fator eca”, que vem a ser a expressão mais utilizada atualmente em linguagem coloquial no Brasil para exprimir desgosto, nojo ou asco.

De uma maneira geral, o papel do desgosto na tomada de decisões por parte das pessoas é mal compreendido. No campo da psicologia, a emoção desgosto é definida como o desconforto emocional gerado pelo contato íntimo com certos estímulos desagradáveis. O nojo em reutilizar a água é provavelmente gerado a partir da percepção da “sujeira” na água e o medo de contágios ou contaminação pessoal. Portanto, o melhor conhecimento do papel do “fator yuck” é de especial interesse para a sustentabilidade dos empreendimentos com reúso de água, porque permitirá o desenvolvimento de estratégias que influenciem positivamente na maneira com que as pessoas tomam decisões em reutilizar a água (TOZE, 2006).

O ponto de partida de qualquer projeto de reúso de água, independente do ponto de aplicação, é a segurança da saúde dos usuários (ANA/FIESP, 2005). Várias normas estrangeiras condicionam o reúso de água residuária nas residências à obediência a padrões de qualidade, a procedimentos construtivos e a conduta específicos por parte dos usuários. No que se refere ao usuário, a legislação pertinente ao reúso de águas cinza tem como foco principal a preservação da saúde humana. Não obstante, há uma ausência dos dados epidemiológicos que evidenciem algum tipo de relação entre doenças gastrointestinais e o o reúso de águas cinza para fins não potáveis.

Os estudos realizados no Brasil e no exterior indicam que as águas cinza contêm elevados teores de matéria orgânica, de sulfatos, além de turbidez e de moderada contaminação fecal. Alguns estudos comprovaram também a presença de compostos orgânicos rapidamente biodegradáveis na sua constituição. Por tais motivos, seu reúso direto nas edificações (em

estado bruto) não é recomendável, tendo em vista, sobretudo, o aspecto desagradável e à possibilidade de produção de mau cheiro nas instalações sanitárias (DIXON et al.,1999).

É importante considerar a presença de compostos de enxofre nas águas cinza, originados, sobretudo de sabões e detergentes. As concentrações de sulfato são particularmente de interesse, por estarem envolvidas na formação do gás sulfídrico (H_2S), que gera odores desagradáveis quando observados acima de 1mg/L. Tais concentrações podem ser aumentadas em virtude das elevadas concentrações de sulfato e de matéria orgânica nas águas cinza, pois, em ambientes anaeróbios, o sulfato é reduzido a sulfeto durante a oxidação de compostos orgânicos.

O reúso de água cinza está sendo estudado pelo grupo Núcleo Água / UFES desde 2004, no âmbito do edital do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) e Programa de Tecnologia de Habitação (HABITARE), com os seguintes temas: Tratamento e reúso de esgoto sanitário; Uso racional de água nas edificações; Controle do desperdício de água e de energia em sistemas de saneamento, Desenvolvimento de tecnologia de custo reduzido para reúso de águas cinza em habitações de interesse social.

Em continuidade a esta importante linha de pesquisa sobre reúso predial de água cinza na Universidade Federal do Espírito Santo, o presente trabalho visa analisar as características sensoriais (odor) da águas cinza-claras e água de reúso em diferentes etapas de tratamento de diferentes tipos de sistemas de reúso através de metodologias sensoriais, além de avaliar o risco microbiológico inserido no reúso da água cinza. O foco principal é identificar eventuais relações entre essas características e suas repercussões sobre o risco microbiológico e sobre a percepção sensorial dos usuários das águas cinza tratadas.

1.1 ESTRUTURA DA TESE

Essa tese foi estruturada sob a forma de artigos científicos, conforme descrito a seguir. O **Item 1** apresenta uma introdução ao tema da pesquisa e o **Item 2** os objetivos (geral e específicos). No **Item 3** é apresentada uma revisão bibliográfica dos aspectos relacionados à água cinza, avaliação quantitativa de risco, bem como uma explanação sobre as normas de reúso e um comentário sobre a percepção do usuário quanto ao reúso de água de água cinza. O **Item 4** apresenta os aspectos referentes aos sistemas de tratamento de água cinza estudados. No **Item 5** são apresentados os quatro artigos desenvolvidos nesta pesquisa.

No Artigo 1 (Item 5.1) aborda o reúso predial de água cinza na perspectiva da avaliação quantitativa de risco microbiológico.

O Artigo 2 (Item 5.2) é apresentado a Avaliação quantitativa do risco microbiológico decorrente do reúso predial de água cinza tratada por um filtro anaeróbio seguido de wetlands.

No Artigo 3 (Item 5.3) refere-se ao Estudo da percepção do usuário do sistema de reúso através de análise olfatométrica da água cinza tratada a diferentes níveis de qualidade.

Enfim, no Item 6 são apresentadas as discussões gerais obtidas nas investigações, no Item 7 as conclusões finais, e no Item 8 as recomendações para futuras pesquisas. As referências bibliográficas são apresentadas no Item 9.

2 OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar as características sensoriais (odor) da águas cinza-claras e água de reúso em diferentes etapas de tratamento de diferentes tipos de sistemas de reúso através de metodologias sensoriais, além de avaliar o risco microbiológico inserido no reúso da água cinza, visando fornecer subsídios técnicos para a consolidação de práticas seguras do reúso de águas cinza nas edificações brasileiras.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o risco microbiológico envolvido no reúso predial de águas cinza-claras
- Analisar as características sensoriais (odor) das águas cinza-claras nas diferentes etapas de tratamento dos diferentes sistemas de reúso.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Mundialmente estima-se que até 2050 44% da população viverá em áreas com escassez de água (SCHEIERLING et al.,2011). No Brasil a escassez de água já é um problema real. A crescente urbanização e mudança climática são pressões adicionais que reforçam o desafio de segurança hídrica global . Em centros metropolitanos, é necessário gerenciamento avançado dos escassos recursos hídricos para satisfazer as necessidades humanas e ambientais, fornecendo suficiente quantidade e qualidade da água no momento e no lugar certo. Inovação é necessária tanto na infra-estrutura e os níveis institucionais para enfrentar tal desafio (BICHAI et al., 2013).

Diante desse cenário, muitos países estão se voltando para pesquisas relativas ao reúso urbano de água. Estratégias de reúso de água estão sendo pesquisadas, desenvolvidas e implementadas entre várias comunidades ao redor do mundo, para determinar se sistemas alternativos abastecimento de água são tecnologicamente e economicamente viáveis, além de socialmente aceitáveis no contexto urbano (MANKAD et al.,2011). Dentre as estratégias de reúso urbano de água, encontra-se o reúso de água cinza, sendo essa uma prática crescente. As águas cinza geradas em edificações (unifamiliares, multifamiliares ou comerciais) apresentam o maior potencial de exploração. Essas constituem cerca de 50 a 80% das águas residuais geradas na edificação (ERIKSON et al., 2003;. FRIEDLER et al., 2006).

Contudo, a água cinza pode oferecer riscos a saúde humana, que podem ser de origem microbiológica ou química. Os riscos devido a produtos químicos na água de reúso são oriundos da presença de compostos orgânicos, compostos radioativos e metais. Entretanto, a presença de organismos patogênicos oferece riscos superiores aos riscos químicos nesse sentido (GREGORY et al., 1996). Patógenos podem estar presente em grande número na água residuária, especialmente os vírus, que poderão estar presentes, mesmo que em quantidades inferiores as detectáveis, no efluente tratado.

A introdução de fontes alternativas de água requer ferramentas para avaliar os riscos associados aos usos da água, e uma estrutura para orientar a concepção de sistemas de seguros. A análise Quantitativa de risco microbiológico (QMRA) é um técnica de modelagem probabilística que pode ser usada para estimar em águas residuárias os riscos associados a diferentes patógenos através de cenários específico. Essa abordagem foi incluída ineditamente nas diretrizes para uso seguro de esgoto, excretas e

água cinza da OMS (2006). Nessas diretrizes discute-se o significado de carga de doença e risco tolerável de doença, dois conceitos chaves para o desenvolvimento de padrões de qualidade microbiológico impactando diretamente na qualidade final da água de reúso. Em 2004, a OMS considerou a carga de doença de 10^{-6} DALY como meta para países desenvolvidos e subdesenvolvidos. Entretanto, em sua formulação mais recente (2006) admite uma revisão desse valor para os países em desenvolvimento, levando em consideração a carga de diarreia global desses países, assumindo que esse valor possa ser revisto para $10^{-4} - 10^{-5}$ DALY.

3.1 REÚSO URBANO DE ÁGUA

A degradação de mananciais desencadeada pela exploração excessiva e pelo lançamento de efluentes urbanos e industriais são as principais causas deste quadro de escassez que, de forma cada vez mais nítida, gera sérios problemas de saúde pública. As soluções convencionais centralizados para o abastecimento de água e esgoto implicam em alto custo e elevado consumo de água, os quais não são apropriados como solução sustentável. Alternativas aos sistemas convencionais estão se tornando cada vez mais indispensáveis por razões ecológicas, econômicas e sociais. Essas novas alternativas devem considerar o reúso da água, bem como a reciclagem dos nutrientes (SASSE, 2005). O reúso de água, não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo há muitos anos. Existem relatos de sua prática na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e sua utilização na irrigação.

Existem diversas definições do termo reúso de água. Em 1973 a Organização mundial da Saúde (OMS, 1973) define o reúso como:

Reúso indireto: ocorre quando a água já usada é descarregada em águas superficiais ou subterrâneas para ser utilizada a jusante de forma mais diluída;

Reúso direto: é o uso planejado e deliberado de esgoto tratado para certas finalidades como irrigação, uso doméstico, industrial, recarga de aquífero e água potável ;

Reciclagem interna : quando ocorre o reúso de água internamente nas indústrias, tendo como objetivo economia de água e redução da poluição.

Segundo Lavrador Filho (1987) apud Brega Filho e Mancuso (2003), reúso de água é o aproveitamento de águas previamente utilizadas em alguma atividade humana para suprir as necessidades de outros usos benéficos. Também afirma que o reúso possa se dar de forma direta ou indireta, e presume a existência de um sistema de tratamento de

efluentes que atenda os padrões de qualidade requeridos pela nova finalidade de uso da água.

A US **Environmental Protection Agency** em 2012 (USEPA 2012) classifica o reúso urbano de água restrito e irrestrito, dependendo do nível de contato do público com o efluente e ainda o grau de tratamento a que a água residuária deve passar para atender o padrão de qualidade. Dentre as formas de reúso propostas, o reúso urbano irrestrito compreende a exposição pública, necessitando assim de tratamento. São exemplos dessa aplicação: irrigação de jardim, descarga de sanitário, reservatório de água para incêndio, paisagismo, limpeza urbana e construção. Já o reúso urbano restrito envolve o reúso de água, onde a exposição pública é controlada; portanto, os requisitos de tratamento não necessitam ser tão rigorosos como para o reúso urbano irrestrito. Agricultura, recreação, reúso industrial, recarga de aquífero e reúso potável indireto, são exemplos de aplicações de reúso urbano restrito.

No Brasil, a Agenda 21 publicada pelo ministério do Meio Ambiente, um instrumento de planejamento para a construção de sociedades sustentáveis, considera que o reúso de água se constitui em prática de racionalização e de conservação de recursos hídricos (capítulo 18). A Resolução nº. 54 de 28 de novembro de 2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH, estabelece critérios gerais para reúso de água potável e define reúso direto de água como uso planejado de água de reúso, conduzida ao local de utilização, sem lançamento ou diluição prévia em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos abrangendo para reúso urbano as seguintes finalidades: utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana.

No tocante ao reúso de águas cinza, ocorreu um incremento nos projetos de P,D&I em várias regiões do planeta, tais como Austrália, União Européia, Israel, Japão, Jordânia e EUA (NOLDE, 1999; OGOSHI et al., 2001;. FRIEDLER et al., 2006 .; AL-JAYYOUSI, 2003; GROSS et al., 2007). Em áreas com baixa densidade populacional, como em partes da América do Norte e Austrália, o reúso de águas cinza é uma prática comum devido à sua escassez, à crescente conscientização sobre a conservação da água e à falta de instalações de tratamento centralizados (MOREL E DIENER, 2006).

Dentre o reúso urbano irrestrito, o reúso de águas cinza nas edificações é uma das mais importantes medidas de conservação de água nas escalas micro e meso do ciclo

hidrológico, de acordo com a classificação proposta por Gonçalves, Ioshimoto & Oliveira (1999). Isso porque normalmente é praticada na escala das próprias edificações, que são responsáveis de mais de 80% do consumo de água potável em regiões metropolitanas. Infelizmente, a disponibilidade das águas de chuvas nas edificações é limitada, pois sua produção é aleatória e variável nos meses do ano. Esta com frequência não sustenta a demanda predial de água não potável no período mais seco do ano, principalmente nas edificações com reduzida relação área de telhado / número de usuários ou em regiões com índices pluviométricos baixos (GHISI & FERREIRA, 2007). Por tais motivos, o reúso de águas cinza é uma prática crescente nas áreas urbanas de todo o planeta (GONÇALVES, SILVA E WANKE, 2007).

3.2 ÁGUAS CINZA

As águas cinza são definidas como águas residuárias sem contribuição de efluentes de bacias sanitárias, ou seja, são as águas produzidas nos chuveiros, banheiras, lavatórios, máquinas de lavar, pias de cozinha e tanques. Alguns autores não consideram como águas cinza o efluente oriundo de cozinhas, por considerá-lo altamente poluído, putrescível e com inúmeros compostos indesejáveis, como por exemplo óleo e gordura (HANSEN & KJELLERUP, 1994; CHRISTOVA-BOAL et al.,1996; ERIKSSON, 2002; AL-JAYYOUSI, 2003; WILDERER, 2004; LAMINE et al.,2007.)

As características das águas cinza, assim como o volume de água consumida em um domicílio, variam regionalmente de acordo com os hábitos da população e fatores econômicos. Três fatores que afetam significativamente a composição das águas cinza são: qualidade da água de abastecimento, tipos de rede de distribuição e os usos da água nas residências (LAMINE et al.,2007).

3.2.1- Produção de águas cinza

As águas cinza constituem de 50 a 80% das águas residuárias domésticas (ERIKSON et al.,2003; FRIEDLER E HADARI, 2006). Lamine et al., (2007), Eriksson et al., (2002 e Hansen & Kjellerup (1994) citam que o volume de águas cinza é em torno de 75% do total produzido em uma edificação residencial.

Neste tipo de edificação, o volume típico de águas cinza varia de 90-120 L/hab.dia, dependendo do estilos de vida, estruturas da população (idade, sexo), hábitos e costumes, instalações de água e o grau de abundância de água (MOREL E DIENER, 2006). No entanto, o volume de águas cinza nos países de baixa renda ou com escassez de água e formas simples de abastecimento de água pode ser tão baixa quanto 20 - 30

L/hab.dia (MOREL E DIENER, 2006). Zabrocki (2005), considerando apenas os volumes produzidos nos lavatórios e chuveiros, obteve cerca de 75 L/hab.dia.

Estudos realizados no Brasil quantificaram a produção de águas cinza em diferentes edificações. Bazzarella (2005) quantificou a produção de águas cinza proveniente de um edificação universitária, onde a produção média de águas cinza foi de 9,3 L/hab.dia. Valentina (2009) estudou a geração de águas cinza em uma edificação residencial de classe média alta, encontrando uma média *per capita* de produção de águas cinza de 195 L/hab.dia. Pansonato et al., (2007) quantificaram a águas cinza em uma residência de baixa renda sendo o consumo específico de 75,4 L/hab.dia.

A experiência australiana (FITTSCHEN E NIEMEZYNOWICS, 1997) mostra que o reúso de águas cinza para bacia sanitária e irrigação do jardim poderia atingir a economia de água de 30 a 50% do uso total de água potável em edificações residenciais.

Nas áreas urbanas a opção de reúso de águas cinza é para descargas de bacias sanitárias, que pode reduzir a demanda de água potável em uma residência em cerca de 40-60%. Se essa prática se tornar generalizada pode ocorrer uma redução na demanda de água potável urbana de 10-25% (KIM et al., 2009). O potencial de economia de água potável em edifícios de classe média alta no Brasil foi medido por Pertel (2009), resultando em economia variando de 22 a 30% e em reduções proporcionais na produção de esgoto sanitário.

3.2.2- Características da água cinza

A composição da água cinza é variável de acordo com a fonte produtora possuindo características peculiares. O efluente da lavanderia representa cerca de 35% da águas cinza produzida em uma residência e contribui com a maior parcela de poluentes como fósforo, nitrogênio amoniacal, matéria orgânica e boro proveniente dos detergentes. Microbiologicamente, a quantidade de coliformes termotolerantes varia de 10^4 - 10^7 mL a 25 org/100 mL. (DNRM 2003). O banheiro (lavatório, chuveiro e banheira) gera cerca de 55% do fluxo de águas cinza, contendo produtos químicos provenientes de sabonetes, shampoos, pasta de dente, creme de barbear, detergentes para a roupa, além de resíduos corporais como cabelo, pelos, óleos corporais e urina. Entretanto o poluente mais significativo de águas cinza é o sabão em pó, particularmente os ricos em sódio e fósforo. Águas cinza também contêm bactérias, protozoários, helmintos e vírus

provenientes da lavagem de mãos, corpo e roupas (HEALTH DEPARTMENT OF WESTERN AUSTRALIA, 2002).

Entretanto, devido à grande variação na qualidade desse tipo de água, Ramon et al. (2004) propuseram uma classificação em função da carga poluente: águas cinza clara, proveniente de banheira, chuveiro, lavatório e máquina de lavar roupa; águas cinza escura, proveniente da cozinha, máquina de lavar roupa e louça, chuveiro e lavatório. As características desses dois tipos de água cinza, reportadas por outros autores, estão sumarizadas na TABELA 1.

Tabela 1: Características das águas cinzas claras e escuras

Classificação da água cinza	Concentração média dos parâmetros							Referência
	pH	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Nt (mg/L)	Pt (mg/L)	
Água Cinza Escura				588,0	418,0	9,7	7,5	Palmquist et al (2005)
		23,0	30,0	170,0	78,0			Ramon et al (2007)
	7,1			425,0	215,0	17,2	5,7	Hernandez et al (2007)
				640,0		27,2	9,8	Elmitwalli et al (2007)
				724,0		26,3	7,2	Hernandez et al (2011)
Água cinza Clara	7,1	168,0	11,8	498	283,0	11,9	2,3	Bazzarella (2005)
	6,6-7,6	35,0		144	39,0	7,6		Pidou et al (2008)
	6,8	38,8	32,2		72,7	4,1		Gual et al (2008)
		19,6	29,0	87	20,0			Winward (2008)
	7,7	174,4	100,4	391,7				Magri et al (2008)
	7,8	73,0	78,0	237	106,0	6,5	2,9	Valentina (2009)
	6,2		154,3	146,1	55,6			Pathan et al (2011)
	9,0	110,0	44,8	183,4	44,1	2,7	0,4	Knupp (2013)

3.2.2.1- Características físico-químicas

A água cinza apresenta elevadas concentrações de sólidos e turbidez, sendo a maior parte proveniente de resíduos de gorduras, alimentos, resíduos corporal. O pH geralmente apresenta-se na faixa da alcalinidade, principalmente devido aos sabões provenientes da lavagem de roupas (ERIKSSON *et al.*, 2002).

Em relação ao nitrogênio, a concentração encontrada é baixa, principalmente na água cinza clara, onde as concentrações de urina e outros compostos provenientes do processamento de alimentos são reduzidas (SCHÄFER *et al.*, 2006). Entretanto, o nitrogênio presente é originado pela micção no banho e pelo uso de certos produtos de limpeza. Detergentes são a principal fonte de fósforo encontrado em águas cinza nos

países que ainda não proibiram o uso de detergentes contendo fosfatos. Excetuando-se esse fato, as concentrações de fósforo na água cinza clara também são pequenas.

Vale ressaltar que parte dos constituintes presentes na água cinza são compostos recalcitrantes (ex:surfactantes), diminuindo ou até mesmo impedindo a sua biodegradabilidade em sistemas de tratamento biológicos (JEFFERSON et al.,2001). Segundo alguns autores, a relação DBO₅/DQO da água cinza é considerada baixa, variando de 0,25 a 0,64 (JEFFERSON et al.,1999; FRIEDLER et al., 2005; GHUNMI et al.,2011).

Os compostos de enxofre também são importantes devido à formação de odores desagradáveis nos sistemas de tratamento e na água de reúso. Como exemplo, pode ser citado o odor desagradável de roupas que permaneceram de molho em água com sabão por períodos prolongados. A formação do gás sulfídrico (H₂S) é o principal fator responsável pelos odores desagradáveis, o que ocorre naturalmente em ambientes redutores. Entretanto, as condições ideais para a produção de sulfetos não se encontram presentes logo que a águas cinza é produzida. As concentrações de sulfetos, em ambientes redutivos, podem aumentar significativamente em virtude das elevadas concentrações de sulfato, oriundo de sabões e detergentes e da decomposição de matéria orgânica (proteínas) (GONÇALVES, 2006).

Para parâmetros como sólidos em suspensão e turbidez, por exemplo, a faixa reportada na literatura é ampla, variando de 17 a 330 mg/L e de 15 a 240 NTU, respectivamente. Em termos de matéria orgânica carbonácea, expressa indiretamente como demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), a faixa de valores de concentração varia de 40 a 1815 mg/L e 48 a 472 mg/L para DQO e DBO₅, respectivamente. (ERIKSSON *ET AL.*,2002; JEFFERSON *ET AL.*,1999).

Estudo realizado na Coreia (KIM et. al., 2009) analisou a qualidade da águas cinza escura nas diferentes estações do ano. A concentração média de DQO foi de 50 mg/L independentemente da estação do ano . Já os valores de turbidez e sólidos em suspensão apresentaram variação sazonal. Durante o inverno as médias de turbidez e sólidos em suspensão foram de 60 NTU e 40 mg/L, ena primavera 10 NTU e 30 mg/L respectivamente, (Tabela 2).

Tabela 2: Valores para os parâmetros característicos da água cinza

Autores	Lamine et al. (2007)	Gual et al. (2008)	Merz et al. (2007)	Magri et al. (2008)	Pidou et al. (2008)	Valentina (2009)	Ghunmi et al. (2010)	Leal et al. (2011)	Hocaoglu et al. (2013)	Couto et al. (2014)	Katukiza et al. (2014)	Vakil et al. (2014)	Bani-Melhem et al. (2015)	
País	Tunisia	Espanha	Marrocos	Brasil	Reino Unido	Brasil	Jordânia	Holanda	Turquia	Brasil	Uganda	Índia	Jordânia	
Fonte da água Cinza	Chuveiro	Chuveiros e lavatórios	Chuveiro	Chuveiro, tanque, máquinas de lavar e lavatórios	Chuveiro e lavatórios	Chuveiro, tanque, máquinas de lavar e lavatórios	chuveiro, lavanderia e lavatórios	pias de cozinha, chuveiros, banheiros, máquinas de lavar e lavatórios	pias de cozinha, chuveiros, máquinas de lavar e lavatórios	lavatórios, chuveiros, água de limpeza do vestiário e pia de cozinha	chuveiro, e lavatórios	pias de cozinha, chuveiros, máquinas de lavar e lavatórios	pias de cozinha, chuveiros, máquinas de lavar e lavatórios	
Edificação de origem da água cinza	Universitária	Hotel	área de lazer do clube esportivo	Residencial unifamiliar	Universitária	Residencial multifamiliar	Universitária	Residenciais unifamiliares ^a	Universitária	Aeroporto	Residencial	Residencial unifamiliar	Universitária	
Parâmetros	Unidade													
Temperatura	°C	-(a)	-(a)	9-20		-(a)	-(a)	20-36	-(a)	25	20-28	25	-(a)	-(a)
pH		7,6	6,8	7,6	7,7	6,6-7,6	7,8	-(a)	-(a)	7,1	7,6	7,2	7	6,9
Condutividade	mS/cm	-(a)	921	645		-(a)	-(a)	-(a)	-(a)	-(a)	-(a)	2067	-(a)	-(a)
Turbidez	NTU	-(a)	-(a)	29	174,4	35	73	-(a)	-(a)	-(a)	-(a)	-(a)	74,8	80
SST	mg/L	33	32,2	-(a)	461,9	-(a)	78	1.081	-(a)	51	461	996	484	34
DQO	mg/L	102	72,7	109	391,7	144	237	366	724	310	170	2861	498,8	356
DBO ₅	mg/L	97	-(a)	59		39	106	150	-(a)	117	93	1125	150	-(a)
NTK	mg/L	8,1	4,1	15,2		-(a)	6,5	12	26,3	7,6	-(a)	58,5	-(a)	-(a)
NH3-N		6,7	-(a)	-(a)	3,9	0,7	1,3	-(a)	-(a)	-(a)	36	-(a)	-(a)	-(a)
Fósforo total	mg/L	-(a)	-(a)	1,6	5,9	-(a)	2,9	11	7,2	9,4	-(a)	2,9	-(a)	1,64
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg/L	-(a)	-(a)	-(a)		-(a)	88	-(a)	7,23	-(a)	-(a)	-(a)	128,8	-(a)
Sulfeto (S ₂ ⁻)	mg/L	-(a)	-(a)	-(a)		-(a)	1,6	-(a)	20	-(a)	-(a)	-(a)	-(a)	-(a)

Até o momento foi dada pouca atenção aos outros poluentes na água cinza como metais pesados e compostos xenobióticos.

Eriksson et al. (2002), realizou um estudo mais abrangente de compostos xenobióticos potencialmente presentes em água cinza. Para tanto, identificou o conteúdo de produtos de higiene domésticos empregados no banho e lavanderia utilizados na Dinamarca. Foram identificados 900 compostos orgânicos xenobióticos (XOCs) como potencialmente presentes em água cinza.

Eriksson et al., (2003) realizaram um estudo de compostos químicos e produtos de higiene pessoal (PHP) em águas cinza provenientes de chuveiro e lavatório de banheiro de uma edificação na Dinamarca. O estudo foi acompanhado por análises quantitativas de parâmetros de qualidade e rastreio de componentes orgânicos na água cinza. Mais de 190 compostos foram identificados por cromatografia gasosa. Diversas fragrâncias como citronelol, hexil cinâmicoaldeído e mentol, bem como alguns conservantes, por exemplo, ácido cítrico e triclosan, foram identificados. As medições mostraram também que os compostos indesejáveis e inesperados, como drogas e pesticidas poderiam estar presentes, bem como produtos químicos não decorrentes diretamente de PHP. Os principais grupos de compostos detectados foram: fragrâncias, conservantes, solventes e surfactantes (não iônicos e aniônicos), bem como os amaciadores e emulsificantes. (ERIKSSON et al., 2003). No entanto, o estudo também detectou alguns produtos químicos inesperados não diretamente ligado a produtos químicos domésticos (por exemplo, retardadores de chama e drogas ilícitas).

Almquist & Hanæus (2006), estudaram as concentrações de várias substâncias orgânicas perigosas em água cinza. No total das 81 substâncias perigosas orgânicas pesquisadas foram encontrados 41 em concentrações superiores aos limites de detecção como nonilfenol e etoxilatos de octilfenol, retardadores de chama bromados, compostos orgânicos de estanho, hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs), bifenilas policloradas (PCBs), ftalatos, linear alquil benzeno sulfonato (LAS) e triclosan.

Van der Hoek et al. (2015) avaliaram o risco para a saúde dos micropoluentes orgânicos em águas cinzas para reutilização potável. Quatorze compostos foram identificados como possíveis causadores de risco. Os resultados atuais são úteis para priorizar o monitoramento da qualidade das águas cinzas e definir barreiras múltiplas em futuras plantas de tratamento de água de reúso.

3.2.3 Microrganismos na água cinza

Embora a água cinza não possua contribuição dos bacias sanitárias, de onde provém a maior parte dos microrganismos patogênicos, a presença de patógenos está provavelmente relacionada com a introdução de bactérias presentes nas fezes para o sistema durante a higiene corporal, muco proveniente do nariz potencialmente contaminado, limpeza das mãos após o uso do toalete, lavagem de roupas. (SCHÄFER et. al, 2006). Ocasionalmente, bactérias entéricas como Salmonella e Campylobacter podem ser introduzidas pela manipulação de alimentos na cozinha ou ainda na água cinza clara através da manipulação de alimentos no tanque da área de serviço (COGAN et al., 1999).

A contaminação fecal é normalmente quantificada por coliformes fecais ou *E.coli* apresentando alta variabilidade em águas cinza, com concentrações que variam de cerca de 0 a 10^6 a 10^7 NMP/100ml (FRIEDLER et al.,2006).

Tabela 3: Densidade de microorganismos detectados em águas cinzas.

Patógenos	Laine (2001) ^{1,b}	Ottoson et al. (2003) ^{1,a}	Gilboa et al., (2004) ^{1,b}	Birks et al., (2007) ^{1,b}	Gideon et al., (2008) ^b	Halalsheh et al., (2008) ^{2,a}	Friedler e Gilboa (2008) ^{1,b}	Vaz, L.O. (2009) ^{2,b}	Finley et al., (2009) ^{1,b}	Mandal et al., (2011) ^{1, b}	Teodoro et al., (2014) ^{2,b}	Katukiza et al., (2014) ^{1,a}
<i>Coliforme total</i>	7,40x10 ³	1,26x10 ⁸		2,2x10 ⁷		1,0x10 ⁷		4,4x10 ³		3,74x10 ⁴		8,72x10 ⁷
<i>Coliforme termotolerante</i>			3,8x10 ⁴			3,0x10 ⁵	3,8x10 ⁴		4.7x10 ⁴ - 8.3x10 ⁵	3,48x10 ⁴		
<i>Escherichia coli</i>	2,0x10 ³	1,0x10 ⁶		3,9x10 ⁵	7,32X10 ¹	2,0x10 ⁵		4,24E+00		3,72x10 ⁴		3,7x10 ⁶
<i>Streptococcus fecalis</i>	1,70x10 ³								110-3.8x10 ⁵			
<i>Clostridia perfringens</i>		2,0x10 ³	4,6x10 ⁰		4,91X10 ¹		4,6x10 ⁰					
<i>Enterococci</i>		2,51x10 ⁴		2,5x10 ³	4,4x10 ¹							
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>			3,3x10 ³		6,4x10 ¹		3,3x10 ³				4,7x10 ⁴	
<i>Salmonella spp.</i>										1,4x10 ⁵		2,7x10 ⁴
<i>Staphylococcus aureus</i>			9,9x10 ³		5,31X10 ¹		9,9x10 ³					
<i>Giardia spp.</i>				0.5-1.5								
Rotavírus		10 ⁻⁸ - 10 ² /mL										

(a) água cinza escura; (b) água cinza clara; (1) CFU/100ml; (2) NMP/100ml

Existem poucos dados na literatura sobre patógenos específicos na água cinza, no entanto, patógenos oportunistas como *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus* sp. e os protozoários *Cryptosporidium* e *Giardia* foram detectados nesse tipo de água residuária (BURROWS et al.,1991; NOLDE, 1999; CASANOVA ET AL.,, 2001;. BIRKS Et al.,, 2004). A Tabela 3 apresenta as densidades de microorganismos detectados por outros pesquisadores em águas cinzas.

As águas cinza podem ter uma elevada carga de compostos orgânicos facilmente degradáveis, o que pode favorecer o crescimento de bactérias entéricas, como os indicadores de contaminação fecal. A fim de evitar tal fato, Ottoson e Stenstrom (2004) propuseram a quantificação da contaminação fecal da água cinza com base no indicador químico coprostanol. Usando este indicador e dados epidemiológicos, obtiveram a densidade de rotavírus em águas cinza de 17 unidades Rotavirus / 100 mL.

Westrell (2004) apresenta valores de rotavírus na faixa de 0,02-2,9/100mL para água potável. Já para esgoto cita valores com média de 21,5 rotavirus/100mL, variando de 4 – 52 rotavirus /100mL.

Como tentativa para contornar as dificuldades de se detectar vírus em águas residuárias, diferentes estudos tentam correlacionar carga fecal (*E.coli*) com a presença microrganismos no efluente. O Guia da OMS utiliza-se de organismos indicadores tais como *E.coli*, baseando-se em uma relação de 0,1 – 1 rotavirus a cada 10^5 *E.coli*/100ml (MARA et al., 2007) obtida em um estudo que quantificou coliformes fecais e enterovírus em lagoas de estabilização no Brasil (ORAGUI et al., de 1987).

A mesma relação é utilizada para estabelecer a densidade de *Campylobacter* na água cinza. Relação semelhante é igualmente aplicada para estabelecer a concentração de *Cryptosporidium* na água cinza, sendo 0.01–0.1 para oocisto de *Cryptosporidium* a cada 10^5 *E. coli*, dados esses baseados em estudos realizados em efluente de lagoas no Kenia por Grimasonet al.,(1993).

Já o guia Australiano de água para reúso (2006) define uma relação de 8 rotavírus para a cada 10^5 *E. coli* /100ml estabelecida por estudos do departamento de saúde e água de Melbourne. (NRMMC–EPHC–AHMC, 2006).

Mara e Treno (2010) fizeram a suposição de que as concentrações de enterovírus são iguais às concentrações de norovírus.

O'TOOLE et al. (2012) realizou um monitoramento microbiológico de água cinza proveniente de 93 residências em Melbourne – Austrália. Foram consideradas amostras da máquina de lavar durante o processo de lavagem e durante o processo de enxágue separadamente, além de amostra do efluente proveniente do banheiro. Foram analisados *E.coli* e sua patogenicidade, entovírus, rotavirus e norovirus (genogrupo GI e GII). Os vírus entéricos foram detectados em 20% das amostras, sendo 80% amostras de lavagem de roupa e 20% proveniente de amostras do efluente do banheiro. 7% das amostras apresentaram-se positivas para enterovirus, 11% para norovirus GI, 1% para norovirus G II e outros 1% para rotavirus. *E. coli* patogênicas foram detectadas em 3% das amostras, sendo que em 11% das amostras foram detectadas *E. coli* com possível significado patogênico. Estes resultados confirmam a águas cinza como uma via potencial de transmissão de patógenos entéricos.

3.3 AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO

A avaliação quantitativa de risco microbiológico AQRM é uma técnica de modelagem probabilística que pode ser usada para calcular os riscos associados a diferentes patógenos em cenários específicos (SEIDU et al., 2008). A AQRM é uma ferramenta valiosa para estimar os riscos, mesmo quando o conjunto de dados é pobre, possibilitando tomar decisões racionais a um custo menor do que estudos epidemiológicos, traduzindo a ocorrência de patógenos ambientais em probabilidade de infecção (risco microbiológico) e proporcionando sensibilidade na identificação de riscos.

Essa técnica foi primeiramente desenvolvida para água potável (REGLI et al.,1991), mas tem sido aplicada a outras práticas tais como estabelecer o risco para a saúde associados:

- Ao reúso de águas residuais para irrigação (OTTOSON et al., 2003; JACKSON et al.,2006; MARA et al.,. 2007, BASTOS et al.,2009; CUTOLO et al.,2012; BACKER et al.,2013, MATOS, 2014)
- Para descarga de águas recreacionais (ASHBOLT et al.,1997; ASHBOLT et al.,2010);
- Para reúso urbano de águas residuais (VAZ et al.,. 2010; ZANETI 2013) dentre outras.

Em síntese, AQRM traduz a ocorrência de patógenos ambientais para a probabilidade de infecção, isto é, ela permite a estimativa de risco dados a densidades patógenos, as taxas de ingestão desses patógenos, os modelos de exposição e os modelos de dose-resposta adequados para as populações expostas.

A utilidade da AQRM, no entanto, é dependente da qualidade e da utilização apropriada de dados disponíveis para descrever a ocorrência, da persistência e da dose-resposta de agentes patogênicos humanos no meio ambiente (BLUMENTHAL et al.,2000). Análises de Sensibilidade são realizadas a fim de obter informações sobre as lacunas do conhecimento e os pontos críticos além de dar informações que permitam uma priorização de medidas preventivas.

Segundo Petterson e Ashobolt (2002), a técnica para avaliação quantitativa de risco foi originalmente desenvolvida para avaliar o risco químico, entretanto a AQRM segue utilizando o mesmo paradigma:

- a) Identificação do perigo: tem como objetivo a descrição dos efeitos, agudos e crônicos, associado a um microrganismo específico, incluindo desde a via de transmissão até o hospedeiro.
- b) Avaliação da exposição: determina o tamanho e a natureza da população exposta, a concentração e a duração da exposição.
- c) Avaliação da relação dose-resposta: objetiva caracterizar a relação entre várias doses administradas e os danos causados a saúde.
- d) Caracterização do risco: integra as informações conhecidas nas etapas anteriores para estimar a amplitude do problema. Nessa etapa as informações sobre o perfil da exposição e a dose-resposta são analisadas conjuntamente para os cálculos das probabilidades de infecção (risco) para um cenário de exposição de uma população a um organismo patogênico ou a um ambiente de interesse

3.3.1 Avaliação da Exposição

Na etapa de avaliação da exposição, o tamanho e a natureza da população exposta, as rotas, a concentração e a distribuição dos microrganismos são determinados. O foco principal da avaliação da exposição aqui explanado será o usuário da instalação predial

com reúso de água cinza. A avaliação da exposição completa deve considerar a exposição involuntária e as exposições intencionais ou acidentais ao fator de risco.

As rotas e os volumes de ingestão estão relacionados com as possibilidades do reúso da água cinza na edificação. Algumas formas de reúso a água cinza, tais como descarga sanitária, rega de jardim e lavagem de veículo e calçada, podem gerar aerossóis passíveis de inalação pelo usuário.

Muitos patógenos entéricos são transmitidas por via feco-oral e o que motiva a preocupação com os aerossóis contendo matérias fecais após descarga da bacia sanitária, sendo esse um risco de infecção importante dentro do banheiro (HUTCHINSON 1956; DARLOW E BALE 1959; GERBA et al., 1975). Quando acionada a bacia sanitária, levando-se em consideração que a tampa da bacia sanitária estará aberta, a produção de aerossol pode levar à contaminação do ambiente (BEST et al., 2012). Cox (1987) apud Johnson (2013) afirma que patógenos presentes em aerossóis podem causar infecção, entretanto, a ocorrência da infecção depende da viabilidade do microorganismo em condições ambientais, do tamanho e composição química do aerossol, do número de organismos inalados, da sua virulência e ainda do status imunológico da pessoa exposta ao aerossol. Casos de contaminação do aerossol com microrganismos devido a descarga sanitária são frequentemente relatados após surtos de gastroenterite e vômitos (JOHNSON et al, 2013) .

Cohin et al., (2006) avaliou a contribuição da água na qualidade dos aerossóis gerados no momento da descarga e o aumento do risco sanitário de uso de água de qualidade inferior pela inalação dos aerossóis. Num sanitário experimental, foram feitas medições de respingos gerados na descarga, nas alturas de 40 e 50 centímetros do piso. Os resultados indicaram uma maior contribuição da água de descarga em relação à do selo hídrico, além de uma clara superioridade de gotas na altura de 40 cm. Utilizando aparelho impactador, coletou amostras de aerossóis gerados com descargas de efluente tratado, nas alturas 52 e 100 centímetros. Os resultados mostraram que a água de descarga contribuiu significativamente para aumento da presença de microrganismos indicadores nos aerossóis. Entretanto, a ausência de microrganismos na altura de 100 cm sugeriu baixo potencial de risco pela rota da inalação com o uso de água secundária.

Um estudo feito na Universidade Federal da Bahia (Escola Politécnica) avaliou a qualidade da água encontrada no selo hídrico de vasos sanitários de shopping centers de Salvador e da própria universidade (ORNELAS, 2004). Esse estudo mostrou que a

qualidade da água dos selos hídricos coletados possui níveis de coliformes totais e termotolerantes equivalentes aos encontrados em efluentes tratados de estações de tratamento de esgoto.

Campos et al. (2012), compararam a contaminação do selo hídrico abastecido com água potável e abastecido com água de reúso. Concluíram que a contaminação fecal selo hídrico com água de reúso com elevadas concentrações de cloro residual era inferior a contaminação fecal do selo hídrico com água potável, inferindo que o reúso de água não aumentaria o risco microbiológico pré-existente.

3.3.2 Modelos de dose-resposta e caracterização do risco mais comumente usado em estudos AQRM

Dada uma determinada dose por exposição (D), o risco $P_i(d)$ é definido como a probabilidade de infecção associada a cada simples exposição, e é calculado com base na relação dose-resposta. A avaliação dose-resposta tem como objetivo apresentar uma relação matemática entre a dose e o seu impacto na saúde do usuário, o que é entendido como a probabilidade de infecção ou doença nas pessoas expostas .

As relações entre doses de organismos e respostas, sob a forma de incidência ou risco de infecção ou doença, são obtidas através de estudos experimentais com voluntários humanos e estudos epidemiológicos. Os resultados dos indivíduos infectados e inalterados foram utilizados para criar uma relação matemática entre a dose administrada e as probabilidades de infecção na população exposta. (ROSE et al., 1991; HAAS et al., 1999; HAAS, 2000; TEUNIS et al., 2004; OMS, 2004). Os valores de doses de infecção associados com vírus e protozoários normalmente são menores do que para bactérias. A Ingestão de 1-10 partículas de vírus ou cistos de protozoários patogênicos pode ser associada a uma alta probabilidade de infecção. Em contraste, a infecção bacteriana pode requerer a ingestão de uma média de cerca 100 bactérias, dependendo do tipo de patógeno bacteriano (TEUNIS et al., 2004).

O binômio dose-resposta pode ser influenciado por fatores do hospedeiro, tais como: estado imunológico, condições pré-existent de saúde e nutrição. No entanto, a influência desses múltiplos fatores não está bem caracterizada e, geralmente, a abordagem adotada na AQRM para reúso de água é realizada de forma generalizada, o que inclui crianças e idosos além de pessoas com a saúde fragilizada. Assim, probabilidade de uma única exposição a um patógeno se tornar uma doença depende da

integração de efeitos entre o hospedeiro, o patógeno e a matriz alimentar. Essas interações são muitas vezes referida como o triângulo doença infecciosa (BUCHANAN et al., 2000).

A relação entre os dados empíricos relativos ao logaritmo do número de bactérias ingeridas e o percentual da população que se torna infectado frequentemente pode ser descrita por uma função sigmoideal. Tal fato indicou a existência de um limiar de células bacterianas patogênicas que deveriam ser ingeridas para que o microrganismo pudesse produzir uma infecção ou doença no hospedeiro. Isso conduziu ao conceito de “dose infecciosa mínima”, isto é, o número mínimo de patógenos necessário para provocar a doença. Esse conceito vem sendo debatido, uma vez que os microrganismos de vida livre são capazes de se reproduzir no trato intestinal e, conseqüentemente, uma única célula poder causar ocorrer uma infecção ativa. (BUCHANAN et al., 2000).

Diante disso, a hipótese mais recente e aceita é a do “princípio Single-hit”, onde a infecção pode resultar da sobrevivência e reprodução de um único organismo no hospedeiro. Isto implica que, qualquer que seja a dose, há sempre, pelo menos em um sentido matemático, uma probabilidade diferente de zero de infecção e doença. Obviamente, esta probabilidade aumenta com a dose.

Originalmente, as relações dose-resposta foram descritas usando-se estimativas de valor único de “endpoints” biológicos. Um número não-limiar de modelos matemáticos são usados para descrever a curva dose-resposta sigmoideal inteira. Usando-se técnicas de cálculo numérico para ajuste de funções, é fácil de levar os dados relativamente experimental e ajustá-lo a um ou mais desses modelos. No entanto, é importante notar que todos os modelos são empíricos e não podem ser usados para inferir a base fisiológica subjacente para patogenicidade.

Vários modelos de dose-resposta foram desenvolvidos, mas dois, o exponencial (Equação 1) e o beta-Poisson (Equação 2), são os mais comumente utilizados para o cálculo do risco microbiológico. O último assume que a distribuição dos organismos presentes no inoculo é aleatória e caracterizada por uma distribuição de Poisson (TEUNIS E HAVELAAR, 2000).

A forma mais simples do modelo “single hit” é o modelo dose – resposta exponencial. (HASS, 1999). O modelo exponencial ignora a heterogeneidade que possa existir na probabilidade de um único organismo sobreviver e iniciar a infecção.

Essa limitação é superada parcialmente pelo modelo Beta-Poisson, onde o "beta" representa a distribuição das probabilidades individuais entre os patógenos e hospedeiro. O modelo de dose-resposta Beta-Poisson pressupõe que a dose se comporta como uma distribuição poisson e que a probabilidade de um organismo infectar o indivíduo se comporta como uma distribuição beta.

O primeiro é utilizado para caracterizar a infecciosidade de patógenos como protozoários e vírus, enquanto que o último é aplicado principalmente a bactérias patogênicas, mas também para rotavírus (HAAS et al., 1999).

$$P_1 = 1 - [\exp(-rd)] \quad (1)$$

$$P_1 = 1 - [1 + (d/N_{50}) (2^{1/\alpha} - 1)]^{-\alpha} \quad (2)$$

Onde:

PI = Probabilidade de infecção para uma única exposição

d = Número de organismos ingeridos por exposição (dose)

N50 = Dose infectante média

α e r = parâmetros característicos da interação agente-hospedeiro

A etapa de caracterização do risco é concluída por meio do cálculo de probabilidade total de infecção, tipicamente probabilidade anual [PI (A)], a partir de estimativas da probabilidade de infecção por exposição de evento [PI (di)] (Equação 3)

$$P_{I(A)} = 1 - [1 - P_{I(d)}]^n \quad (3)$$

PI (A) = Probabilidade anual de infecção decorrente de n exposições à mesma dose (d)

n = Número de exposições por ano.

Bastos (2009) compila valores de parâmetros utilizados nos modelos exponencial e beta – Poisson derivados de vários estudos dose- resposta em humanos disponíveis na literatura e que podem ser utilizados em análise de risco (tabela 4).

3.3.3 Risco tolerável para reúso de água residuárias

Risco é a probabilidade de que algum efeito adverso ocorra em consequência da exposição ao patógeno. Sendo o risco uma probabilidade, ele é expresso como uma fração, sem unidades, podendo assumir valores entre 0 e 1. O valor zero representa a absoluta certeza da não existência de risco, o que nunca pode ser demonstrado. O valor 1 é a certeza de que o dano efetivamente ocorrerá (NARDOCCI appud SANTOS , 2003). Segundo Hunter e Fewtrell (2001), uma vez que o risco zero é completamente irrealizável é possível definir diretrizes e normas para um risco aceitável.

.....

tabela 4: : Resumo de estudos de dose-resposta e resultados fundamentais associados a serem utilizados para a análise de risco

Estudo de dose resposta /Organismo	Modelo	Parametros ⁽¹⁾	Fonte Original dos dados	Referência	
Virus Enterico					
<i>(Rotavirus)</i>	Rotavirus CNJ- ensaio de alimentação humana	β - Poisson	$\alpha = 0.253$ $\beta = 0.422$	Ward et al., (1986)	Teunis et al., (1996)
Bactéria					
<i>(Campylobacter jejuni)</i>	humanos adultos alimentação	β - Poisson	$\alpha = 0.145$ $\beta = 7.589$ $ID_{50} = 8,97 \times 10^2$	Black et al., (1988)	Teunis et al., (1996)
	Dados de surto ⁽²⁾	β - Poisson ⁽³⁾	$\alpha = 0.024$ $\beta = 0.001$	Van den Brehof et al., (2003); Evans et al., (1996)	Teunis et al., (2005)
Protozoário					
<i>(Cryptosporidium parvum)</i>	experimentos de alimentação humana em adultos	Exponencial	$r = 4.005 \times 10^{-3}$ $ID_{50} = 173,2$	DuPont et al., (1995)	Teunis et al., (1996)
	experimentos de alimentação humana em adultos - Dados isolados de três combinados	β - Poisson	$\alpha = 0.115$ $\beta = 0.176$	Teunis et al., (2002a)	Teunis et al., (2002a)

(1) Dados com intervalo de 95% de confiança

(2) Surto de dados foi combinado com estudo anterior de alimentação humana para encontrar as estimativas dos parâmetros globais de dose resposta

(3) Realção β - Poisson exata, e não aproximação β - Poisson.

FONTE: adaptada de Bastos, 2009

Um risco é tolerável quando:

- Está abaixo de um limite definido arbitrariamente.
- Está abaixo de um nível já tolerado.
- Está abaixo de uma fração total da carga de doença .
- O custo de redução do risco excederia o valor economizado.
- Os profissionais da saúde pública dizem que é aceitável.
- O público em geral e os políticos dizem que é aceitável ou não.

Assim, o risco tolerável para uma determinada infecção/doença pode ser consideravelmente diferente de outra, dependendo dos variados efeitos adversos que são produzidos. Adicionalmente, no gerenciamento de risco é importante a consideração de diferentes formas de exposição e a comparação entre diferentes efeitos produzidos, o que não pode ser feito diretamente quando se trabalha com medidas de risco específicas para um desfecho (por exemplo, os impactos na saúde da população devido à diarreia e ao câncer são muito distintos um do outro, não permitindo uma comparação direta entre esses dois desfechos) (PETTERSON; ASHBOLT, 2002; OMS, 2004). Entretanto, a expressão do risco dessa forma não leva em consideração características particulares de cada agente e, conseqüentemente, dos efeitos adversos produzidos, supondo-se que efeitos mais graves e duradouros devam ser mais significativos e prioritários. Também não considera a idade e o estado de saúde anterior à ocorrência da doença ou óbito.

Essa deficiência pode ser superada através da medição da gravidade em termos de anos de vida ajustados por incapacidade (DALY). O DALY indica o tempo vivido com incapacidade e o tempo perdido devido à morte prematura, sendo um estimador que indica o tempo projetado de vida saudável provavelmente perdido em virtude de um determinado fator de risco (MURRAY & LOPEZ, 1994). Assim, ele indica o quão distante se está de ter saúde perfeita: quanto maior o número de DALYs, mais doentes se está, e maior é o impacto do fator de risco sobre a saúde de uma população - por isso a sua redução é sempre almejada. O estimador DALY combina dois indicadores de saúde: um associado à mortalidade, o YLL (Years of Life Lost), que indica os anos de vida perdidos por morte prematura, e o outro associado à morbidade, YLD (Years Lived with Disability), que indica os anos de vida perdidos devido à incapacidade (MURRAY & LOPEZ, 1994).

O DALY têm sido amplamente utilizados por agências como a Organização Mundial de Saúde (OMS) e nos guias e/ou diretrizes de outros países como Austrália, Canadá e EUA, para avaliar o peso das doenças e identificar prioridades de intervenção associadas a uma ampla gama de riscos ambientais. Desde 1973, a *OMS* publica diretrizes a respeito do reúso de água na agricultura e na piscicultura, sendo que em suas últimas edições (2004 e 2006) tem dado ênfase a ferramenta de AQRM e aos conceitos de risco tolerável e carga de doença. Em 2004, no guia para qualidade de água potável, a *OMS* considerou a carga de doença de 10^{-6} DALY como meta para países desenvolvidos e subdesenvolvidos. Tal abordagem foi incluída no guia para uso seguro de águas residuais, excretas e águas cinza da OMS (*OMS*, 2006). Esse valor baseia-se na medição da gravidade em termos de anos de vida ajustados por incapacidade (DALY) = 10^{-6} DALY (anos de vida ajustados por incapacidade) por pessoa por ano (pppa).

Este limite superior de DALY é aproximadamente equivalente a um risco de 10^{-5} de câncer (ou seja, 1 caso de câncer por 100.000 pessoas ingerindo água potável diariamente durante um período de 70 anos), que é o nível de risco utilizado nestas diretrizes da USEPA e OMS para determinar valores de referência para agentes genotóxico cancerígenos.

A OMS (2006) estabeleceu 10^{-6} DALYs por pessoa do ano como a carga máxima tolerável de doença para consumo de água e utilização de esgotos sanitários para irrigação. Em outras palavras, o risco é considerado aceitável se 1 ano de vida saudável é perdido devido a doenças transmitidas pela água em um população de 1 milhão de pessoas durante um período de vida de 70 anos.

Embora o DALY tolerável de 10^{-6} pppa seja a base essencial da recomendação da OMS para a proteção da saúde tanto nas orientações para a qualidade da água potável (*WHO*, 2004) e utilização de águas residuais na agricultura (*WHO*, 2006), torna-se necessário que esse “termo” seja 'traduzido' em um risco tolerável de infecção para que essa métrica possa ser usada mais facilmente resultando em valores de qualidades de águas residuais. (MARA,2008). Para tanto utiliza-se as seguintes fórmulas:

$$\text{Risco tolerável de doença ppa} = \frac{\text{Risco tolerável perda dally de ppa}}{\text{Dally por caso de Doença}}$$

$$\text{Risco tolerável de infecção ppa} = \frac{\text{Risco tolerável de doença ppa}}{\text{doença/infecção (razão)}}$$

Três organismos patogênicos foram adotados como indicadores: rotavirus (vírus), *Campylobacter* (bactéria) e *Cryptosporidium* (protozoário). A Tabela 5 mostra os valores de DALLY por caso de doença para cada um dos agentes e a correspondente relação doença/infecção.

Tabela 5: DALLY, risco de doença, razão doença : infecção e risco tolerável de infecção para rotavirus, campylobacter e cryptosporidium

Organismos	Dally pcd	Risco de doença equivalente a 10^{-6} ppa	Razão doença /infecção	Risco tolerável de infecção
Rotavirus				
Países industrializados	$1,4 \times 10^{-2}$	$7,1 \times 10^{-5}$	0,05	$1,4 \times 10^{-3}$
Países em desenvolvimento	$2,6 \times 10^{-2}$	$3,4 \times 10^{-5}$	0,05	$7,7 \times 10^{-4}$
<i>Campylobacter</i>	$4,3 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-4}$	0,7	$3,1 \times 10^{-5}$
<i>Cryptosporidium</i>	$1,5 \times 10^{-3}$	$6,7 \times 10^{-4}$	0,3	$2,2 \times 10^{-3}$

Entretanto, Hespanhol (2009) questiona o valor de 10^{-6} DALY para reúso de efluentes tratados em irrigação. De acordo com o mesmo, um nível tão restritivo é quase impossível de ser obtido nos países em desenvolvimento, que não terão condições de adotar medidas protetoras preconizadas principalmente para o tratamento de esgoto, mesmo para irrigação irrestrita. O autor sugere uma carga de doença tolerável de 10^{-4} além de medidas protetoras viáveis a serem utilizadas para garantir a redução de patógenos e assegurar a proteção a saúde.

Da mesma forma, Mara (2010), em uma análise dos limites estabelecidos para reúso de esgoto na agricultura, considera que o valor de 10^{-6} DALY pode não ser realista e eficaz em termos de custo e sugere a utilização de um DALY de 10^{-4} . Segundo o autor, essa redução pode ser mais eficaz em termos de custo e ainda assim fornecer margens adequadas de segurança a saúde pública com relação a adquirir cancer por veiculação hídrica, assim como diarreia e ascaridíase.

O valor de risco de doença tolerável equivalente ao 10^{-6} DALY ppa representam valores conservadores se comparados à incidência global de doenças diarreicas nas faixas de idade 5-80 anos: 0,1- 1ppa (WHO,2006). Mara (2010) cita os comentários de Hass (1996) que indica o risco de doença diarreica tolerável de 10^{-2} ppa, equivalente a um DALY de 10^{-4} , sendo esse de 1 a 2 ordens de grandeza menor do que a atual incidência de diarreia.

As Diretrizes da OMS para a qualidade da água potável afirmam que a carga tolerável de 10^{-6} DALY pode não ser viável ou real em alguns locais e circunstâncias em curto prazo. Quando a carga global da doença por várias vias de exposição (água, comida, ar, contato pessoal direto, etc) é muito alta, estabelecendo um 10^{-6} DALY por pessoa, terá pouco impacto sobre a carga global de doenças. A definição de um nível menos rigoroso de risco aceitável devido a exposição à água, tal como 10^{-5} ou 10^{-4} DALY por pessoa por ano, pode ser mais realista, e ainda consistente com as metas de fornecimento de água com qualidade e segura (OMS 2011, seção 3.2).

Diretrizes de reutilização são geralmente baseadas na qualidade da água características de esgoto municipal das grandes cidades e, usando uma carga de doenças anual tolerável de $\leq 10^{-6}$ anos de vida ajustados por incapacidade (DALYs) por pessoa por ano. A AQRM tem sido usada para informar diretrizes, onde os valores de redução de patógenos são recomendados (NRMMC et al.,2008).

3.4 NORMAS PARA REÚSO URBANO DE ÁGUAS CINZA

Diversos países têm desenvolvido diferentes alternativas para proteção à saúde pública no reúso de água cinza em bacia sanitária. Um número crescente de países produziu um quadro legislativo para o uso seguro de águas residuais urbanas tratadas. O quadro legislativo pode ser dividido em dois tipos: regulamentos e diretrizes. Regulamentos são legalmente adotados, exequíveis e obrigatório, diretrizes são consultivo, voluntário e não-executáveis, mas podem ser incorporados em tratados licenças de reutilização de águas residuais e desta forma tornar-se requisitos aplicáveis. Algumas organizações nacionais e internacionais preferem o uso de diretrizes para fornecer flexibilidade nos requisitos regulamentares, dependendo das condições específicas local e programa que possa resultar em requisitos para usos semelhantes diferentes. Este é o caso de organizações internacionais, como OMS e organizações nacionais dos governos federal,

como o US Environmental Protection Agency (EPA) e da Austrália, que pode então ser usado como um recurso pelos estados que tem limitado ou nenhum regulamento ou orientação. Geralmente, as diretrizes são bem estruturadas de modo que elas fornecem informações sobre diversos aspectos como Métodos de Reutilização, métodos de tratamento, Constituintes microbiológicos, Constituintes químicos, Propriedades Físicas, Monitoramento, estratégias de Comunicação dentre outros. (MED WWR WG, 2007)

A fim de fornecer orientação nacional sobre reutilização de água, a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) desenvolveu diretrizes abrangentes de reutilização de água com o de apoio das normas e diretrizes desenvolvidas pelos estados e outras autoridades. O Texas não especifica o tipo de processo de tratamento necessário, mas estabelece limites para a qualidade da água recuperada. Atualmente, há estados que estabelecem limites sobre os organismos patogênicos específicos para reúso urbano irrestrito. A Florida exige monitoramento de Giardia e Cryptosporidium, com frequência de amostragem com base na capacidade da estação de tratamento.

Os padrões de água de reúso chineses estão ligados aos padrões da U.S.EPA. Entretanto, para DBO_5 , o padrão chinês é mais restritivo ($< 10 \text{ mgL}^{-1}$), enquanto para coliforme termotolerante é menos restritivo ($< 3 \text{ CFU}/100\text{ml}$). (ERNSTA, 2006)

A longa experiência em reúso de águas na Austrália resultou na mesma conclusão que os EUA em produzir uma diretriz nacional para reúso, embora a maioria dos estados australianos tenham diretrizes ou regulamentações de reutilização de águas. A diretriz Australiana fornece um quadro para a gestão da qualidade da água em todo o país com base no desenvolvimento sustentável. Além dessas diretrizes nacionais, vários estados australianos e territórios desenvolveram as suas próprias orientações para a utilização de água de reúso, que refletem os requisitos de suas áreas de jurisdição.

No Japão existe também uma longa tradição de reutilização de águas cinza devido à escassez de água. Em Tóquio, a reciclagem de águas cinza é obrigatória para os edifícios com um área de mais de 30.000 m^2 ou com reúso potencial de $100 \text{ m}^3/\text{dia}$ (OGOSHI, 2001).

Em 2010, a agência pública de saúde do Canadá, “Health Canada”, divulgou uma orientação para o reúso de águas cinza em descarga sanitária. Essa baseia-se em valores que garantam a qualidade da água e a segurança da saúde da população, tendo uma

abordagem conservadora para estabelecer parâmetros de qualidade da água para água de reúso. Segundo essa diretriz, mesmo que a exposição do usuário à água de reúso seja baixa para descarga sanitária, os efeitos microbiológicos potenciais à saúde associados ao contato com água contaminada são suficientemente graves para justificar essa precaução. (CANADIAN GUIDELINE, 2010).

As diretrizes da OMS pouco se dedicam aos usos urbanos, referindo-se apenas à irrigação de parques e jardins sugerindo, um padrão de 200 Coliforme Termotolerante /100mL (WHO, 1989).

O reúso de águas cinza é também cada vez mais praticado em países como a Alemanha ou Grã-Bretanha, onde a escassez de água são menos críticos, mas a conservação ambiental é uma preocupação principal (DOMÈNECH, 2010). Na Grã-Bretanha (GB), a Agência do Meio Ambiente publicou em 2011 um guia de informação para reúso de águas cinza, onde os padrões de qualidade de água de reúso fornecidos pelo “British Standards Institute (BSI)” introduz os parâmetros conforme o uso da água e estabelecem que todos os sistemas devem ser verificados para sólidos em suspensão e cor. (ENVIRONMENT AGENCY, 2011). A tabela 6 sumariza alguns critérios estabelecidos para reúso urbano de água cinza.

3.1 ACEITAÇÃO DO REÚSO DE ÁGUA CINZA PELOS USUÁRIOS

Um importante aspecto envolvido no reúso de água é a aceitação da prática por parte dos usuários. Os principais fatores que influenciam na aceitação do reúso são: fatores emocionais e percepção do risco. Ainda que os fatores emocionais não satisfaçam o usuário, a água de reúso pode estar isenta de risco microbiológico e mesmo assim ser rejeitada. Comunidades tendem a ser favoráveis ao reúso da água exigindo que ela seja realizada (WA STATE WATER AND STRATEGY, 2003). A maioria das pessoas, no entanto, tende a tornar-se menos favorável a reutilização da água à medida que esta se aproxima fisicamente das mesmas. Em outras palavras, são muito as pessoas tendem a ser solidárias à irrigação de espaços públicos abertos, por exemplo, mas rejeitam o reúso residencial principalmente devido à possibilidade de contato físico (PO et al., 2003; HARTLEY, 2003).

..

tabela 6: Critérios de qualidade da água para reúso urbano (predial) de água cinza

	PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DE REUSO									APLICAÇÃO DO REÚSO	REFERÊNCIA
	pH	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Cloro residual (mg/L)	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Coliforme total (CFU/100mL)	Coliforme Fecal (CFU/100mL)	E. coli (CFU/100mL)		
Florida	–	–	5	20	–	–	–	75% das amostras ND	–	Descarga de vaso sanitário	USEPA (2004)
Texas	–	3	–	5	–	–	–	25(máx) 20 (med) 75 (máx)	–		
EUA	6.0-9.0	≤ 2	–	≤ 10	–	1	–	ND	–	irrigação de jardim, descarga de sanitário, reservatório de água para incêndio, paisagismo, limpeza urbana e construção	USEPA (2012)
Austrália	–	≤ 2	–	–	1	–	–	< 10 (mediana)	–	irrigação de jardim, lavagem de calçada, lavagem de carro e descarga de vaso sanitário	NWQMS (2000)
Canadá	–	≤ 2	≤ 10 (med) ≤ 20 (máx)	≤ 10 (med) ≤ 20 (máx)	–	–	–	–	ND ≤ 200 (máx)	Descarga de vaso sanitário	Health Canada (2010)
Alemanha	–	–	–	5*	–	–	< 10000	< 1000	–	Descarga de vaso sanitário	NOLDE, (1999)
Portugal	–	2	–	10	0,1	–	ND	ND	–	limpeza de calçada, lavagem de carro	ANQIP, (2011)
Reino Unido	5,8 - 8,6	2	–	< 5	0,1-1	–	0- 100	< 10	–	Descarga de vaso sanitário	ENVIRONMENT AGENCY - UK (2011)
	5 - 9,5	< 10	–	–	< 0,5	–	1000	–	250	Irrigação de jardim	
	5 - 9,5	< 10	–	–	< 2,0	–	1000	–	ND	Lavagem de carro*	
Japão	5,8 - 8,6	–	–	–	< 2,0	–	1000	–	250	Descarga de vaso sanitário	OGOSHI, (2001)
	5,8 - 8,6	–	–	–	≥ 0,4 quantidad e traço	–	ND	–	–	Irrigação de jardim	
China	–	< 5	–	< 10	> 1	–	–	3	–	Descarga de vaso sanitário	ERNST, (2006)

Nd – nao detectado; med- media ; máx – máximo

*- valor para DBO₇

O conhecimento de fatores que afetam as decisões das pessoas de aceitar ou rejeitar o reúso de água em particular é limitado. Uma importante barreira à disseminação ampla do reúso de águas é um fenômeno social de particular interesse nos dias de hoje denominado em inglês como "fator yuck". A tradução literal em português seria algo como "fator eca", sendo "eca" uma expressão de sentimentos negativos tais como desgosto, nojo ou asco.

O papel dessa emoção na tomada de decisões das pessoas quanto à aceitação da prática do reúso ainda é mal compreendido. No termo psicológico, a emoção desgosto é definida como o desconforto emocional gerada pelo contato íntimo com certos estímulos desagradáveis (ANGYAL, 1941). O nojo em reutilizar a água é provável que seja gerado a partir da percepção da "sujeira" na água e o medo de contágios ou contaminação pessoal. O papel do "fator Eca" é de interesse direto no reúso da água e importante na obtenção do entendimento de como as pessoas tomam decisões a esse respeito (TOZE, 2006).

Muito se fala sobre os aspectos técnicos do reúso de águas cinza, entretanto, uma questão importante a ser avaliada é a opinião pública. Muitos autores descrevem a percepção do público a respeito do reúso de água em geral, mas uma das áreas menos exploradas é a percepção dos usuários de águas cinza (COOPER et al., 2006; TOZÉ, 2006; MARKS, 2006; HARTLEY, 2006; HURLIMANN E MCKAY, 2007; DOLNICAR E SCHÄFER, 2009).

Um dos primeiros estudos psicossociais sobre o reúso de água foi realizado na Austrália por Hamilton e Greenfield (1991), indicando que o fator psicológico de rejeição pode ser o responsável pela negação desta prática. Entretanto, o conhecimento de fatores que afetam as decisões das pessoas de aceitar ou rejeitar o reúso de água em particular é limitado.

De acordo com Domènech et al., (2010) pelo menos quatro fatores interagem para determinar o nível de aceitação do público no reúso de águas cinza: a percepção do risco para a saúde, o custo, o sistema de tratamento e a consciência ambiental do usuário. Murine Po (2004) assume que os principais fatores apontados pela literatura que podem influenciar a aceitabilidade dos usuários quanto ao reúso de água são, em ordem de importância: sentimento de repulsa, percepção de risco, confiança nas

autoridades sanitárias, atitude em relação ao meio ambiente, custos / preço da água de reúso.

Além do citado acima, de acordo com o levantamento e estudo de caso realizado nos EUA a partir do final dos anos 70, até o início do ano 2000 a aceitação do público também foi influenciada pelo grau de contato com a água de reúso, quando a proteção ao meio ambiente e a conservação de água era um grande benefício e ainda quando a população tinha consciência quanto aos problemas de abastecimento público de água (TROY, 2003).

Na cidade de Sant Cugat del Vallès, na região Metropolitana de Barcelona, foram realizadas entrevistas com os principais fatores referentes ao reúso de água para descarga sanitária com 120 usuários de águas cinza (DOMÈNECH, 2010). O município possui seis anos de experiência com a reúso de águas cinza, o que proporcionou uma grande oportunidade para analisar a percepção do público. Amostras de águas cinza tratadas foram retiradas de três sistemas de tratamento a fim de identificar os parâmetros de qualidade que mais comprometem a aceitação pelos usuários. Os parâmetros mais problemáticos foram turbidez, que estava acima de 5 NTU o que tornou as águas inaceitáveis para os consumidores, e a presença de *Escherichia coli* provocado por falhas no tratamento. Foi constatado que a percepção é muito vulnerável a qualquer falha que possa ocorrer. O odor desagradável de cloro também foi um fator limitante para aceitação do reúso, bem como o odor desagradável gerado pelo mau desempenho dos sistemas. Entretanto, esta última insatisfação era frequentemente compensada pela conscientização dos mesmos sobre os impactos positivos gerados no reúso de águas cinza ao meio ambiente. Em termos gerais, o risco para a saúde humana não foi uma fonte de grande preocupação para os usuários, provavelmente devido ao baixo nível de contato humano com água de reúso. No entanto, foi evidenciado que os usuários podem rejeitar a água de reúso se informados sobre os problemas de operação do sistema como um todo (DOMÈNECH, 2010).

Uma pesquisa realizada há 11 anos na Grã-Bretanha explorou alguns dos fatores que afetam as atitudes do público na aceitação do reúso. A pesquisa foi realizada com pessoas acima de 18 anos que são responsáveis pelo pagamento da conta de água, moram na Inglaterra ou no País de Gales e possuem sistema de abastecimento de água. Para avaliação da aceitação da qualidade “estética” (esse termo é seu ou do autor?) da água de reúso, foram apresentados 3 recipientes com água de reúso: a) com cor

contendo corante azul, b) turbidez (caulim, ≈ 15 NTU) e c) com sólidos suspensos (flocos). Em cada caso os entrevistados foram perguntados se eles estavam dispostos a usar a água para uma série de diferentes aplicações, assumindo que a segurança da água havia sido garantida por uma organização que eles confiassem. No geral, a má qualidade da estética da água teve um pequeno efeito sobre a frequência de aceitação. A turbidez foi aceita por cerca de 70% dos usuários, já os parâmetros de cor e sólidos suspensos por cerca de 80% dos usuários para descarga em bacia sanitária. Os pesquisadores verificaram também que quanto maior o contato pessoal do usuário com a água de reúso, menor é o grau de aceitação (JEFFERSON, 2004).

3.6- ODOR

Atributos estéticos da água de reúso como cor e odor podem afetar significativamente a aceitação da prática do reúso pela comunidade. O odor é definido por Belli Filho e Lisboa (1998) como uma mistura de moléculas voláteis de origem orgânica ou mineral, com propriedades físico-químicas distintas, que afetam sensorialmente a mucosa nasal dos seres vivos.

Os seres humanos, bem como os animais, percebem os odores através da interação de moléculas, dado o deslocamento de materiais odorantes, com células sensoriais localizadas no próprio nariz (STUETZ and FRECHEN, 2001). O aparelho olfativo humano é capaz de perceber o odor que resulta da presença de uma infinidade de diferentes compostos, de formas e tamanhos singulares, misturados no ambiente, mesmo que em diminuta quantidade (SILVA, 2002).

Os efeitos para a saúde de grandes exposições a moléculas odorantes também variam de acordo com o tipo de substância. Como os compostos odorantes são naturalmente inalados, estes podem ser absorvidos pela corrente sanguínea e causar diversos males, dependendo da sua origem (QUADROS, 2004).

3.6.1- Percepção dos odores:

O funcionamento do sistema olfativo, no que se refere à percepção e à identificação de odores, ainda não foi totalmente desvendado.

O aparelho olfativo humano, ainda que muito subjetivo e variável de um indivíduo ao outro, é o melhor instrumento de percepção de odores existente na atualidade. (SILVA, 2002).

O olfato é um dos cinco sentidos básicos do organismo humano, originado por estímulos do epitélio olfativo que se encontra nas cavidades nasais. Esse é o único sentido diretamente ligado às emoções e ao depósito de memórias. O epitélio olfativo abriga aproximadamente 20 milhões de células sensoriais, onde cada célula possui seis pêlos sensoriais também conhecidos como cílios. É bastante sensível, bastam pequenas quantidades de moléculas para estimulá-lo, mas só consegue perceber um cheiro a cada vez. No homem, o nariz é dividido em regiões distintas: o septo mediano, as cavidades esquerda e direita, que se comunicam com as narinas exteriores (SILVA, 2002). O epitélio olfativo do nariz, onde se localizam os neurônios sensoriais olfativos, possui uma área superficial de 2 a 3 cm² e se encontra na região mais alta das fossas nasais.

Segundo Aires (1999), a capacidade de discriminar estes diversos compostos e misturas de compostos depende de uma série de etapas de processamento que ocorrem em diferentes estruturas ao longo do sistema olfativo, epitélio olfativo do nariz (mucosa olfativa), bulbo olfatório e estruturas hierarquicamente superiores, que recebem a informação proveniente do bulbo olfatório.

Os odores são detectados no nariz por células receptoras especializadas do epitélio olfativo. Estas células são denominadas neurônios receptores olfativos. Os receptores olfativos são neurônios genuínos, com receptores próprios que penetram no sistema nervoso central. A percepção começa nos receptores encontrados no fundo da cavidade nasal. Células receptoras olfativas estão em uma fina camada que é o epitélio olfativo. As células receptoras são as células nervosas bipolar, derivados originalmente de sistema nervoso central. A Figura 1 ilustra como funcionam os receptores do sistema olfativo.

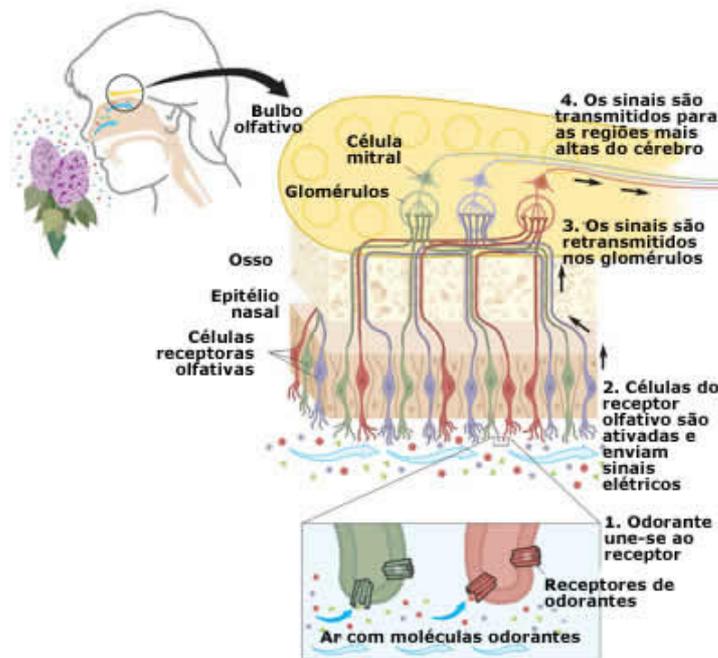


Figura 1: Receptores de odorantes e organização do sistema olfativo

O limite olfativo humano para diferentes compostos varia muito devido à natureza química dos compostos, e entre indivíduos, dependendo da idade, gênero e estado de saúde. Vários estudos salientam que a sensibilidade olfativa decresce com a idade (BLISS et al.,,1996; ELSNER, 2001). Estima-se que 100 milhões de células receptoras olfativas estão presentes em seres humanos. Para uma substância ser detectada como um odor, diversos critérios devem ser atendidos (IASTATE,2004):

- 1) A substância deve ser volátil suficiente para que o ar permeie perto da área sensorial;
- 2) A substância deve ser de pelo menos um pouco solúvel em água para passar através da camada mucosa e para as células olfativas;
- 3) Aa substância deve ser lipossolúvel porque os cílios olfativos são compostos principalmente de material lipídico, e finalmente,
- 4) Um número mínimo de partículas odoríferas deve estar em contato com as células receptoras em um período mínimo de tempo.

3.6.2- Origem dos Principais compostos odorantes em águas residuárias

Segundo Stuetz e Frenchen (2001), a transferência de compostos odorantes da água para a atmosfera depende basicamente dos seguintes fatores: pH e temperatura do líquido residual, turbulência do líquido, ventilação sobre a sua superfície, processos químicos e biológicos no interior do líquido.

Muito embora uma água potável do ponto de vista microbiológico, isenta de cor verdadeira e turbidez e de compostos orgânicos e inorgânicos, seja considerada segura do ponto de vista sanitário, as presenças de odor e cor podem causar transtornos consideráveis junto aos consumidores, o que colocaria em xeque a operação e a confiabilidade da Companhia de Saneamento como um todo junto à população. De um modo geral, a presença de gosto e odor em águas de abastecimento pode ser ocasionada pelas presenças de constituintes inorgânicos em concentrações elevadas tais como o ferro, cloreto, sulfato, gás sulfídrico, entre outros e presença de compostos orgânicos originários de fontes antropogênicas (fenóis, nitrofenóis) e demais compostos aromáticos (tetracloreto de carbono, tetracloroetileno, etc...) originados no processo de tratamento. Em geral, problemas desta natureza estão associados à ação do agente de oxidante e ou desinfetante e suas reações com compostos orgânicos, que podem ser de origem biogênica e ou antropogênica (AWWA, 1987; FERREIRA FILHO, 1996).

Em água cinza, sabões, detergentes e restos orgânicos presentes lhe conferem cheiro e cor e, além disso, servem de alimento para as bactérias ali presentes. Como resultado, ao se armazenar a água cinza para posterior reciclagem essa irá cheirar mal.

Os compostos químicos orgânicos ou inorgânicos responsáveis pela geração de odores em ETEs normalmente são um reflexo da atividade biológica anaeróbia, que consome matéria orgânica, enxofre e nitrogênio presente em águas residuárias. Nas estações de tratamento de águas residuárias os maus odores são provenientes de uma mistura complexa de moléculas com enxofre (H_2S e mercaptanas), nitrogenadas (NH_3 e aminas), fenóis, aldeídos, álcoois, ácidos orgânicos etc.

Segundo Belli (1995), a produção de H_2S está ligada às condições de competição entre as bactérias metanogênicas e as sulfato-redutoras. O H_2S , o mais comum dos gases odorantes encontrados no sistema de coleta e tratamento de águas residuárias, tem como característica um odor de ovo podre e limite de percepção olfativo extremamente baixo

(0,47 ppb). O H_2S resulta da redução de sulfato pelas bactérias em condições anaeróbias.

A amônia é perceptível a concentrações acima de 50 ppm (BUSCA E PISTARINO, 2003) e é um gás incolor, tóxico, corrosivo e altamente reativo. Dissolve-se facilmente em água, onde se transforma em íon amônio. De odor bastante característico (pungente), é produzido pela decomposição enzimática e bacteriológica de compostos nitrogenados (HARTUNG E PHILLIPS, 1994).

As aminas são compostos orgânicos (radical $-NH_2$) derivados do amoníaco possuindo odor desagradável e alta toxicidade. O indol e o escatol (3-metilindol) são formados a partir da degradação das proteínas (BELLI, 1995), apresentam odor fecal nauseante e são formados por fermentação anaeróbica a partir do ácido aminotriptofane. O escatol é um poderoso odorante, percebido no ar a uma concentração de aproximadamente $6,9 \times 10^{-7}$ ppm (SCHIRMER, 2004).

As mercaptanas (grupo com radical $-SH$) estão entre os gases odorantes mais ofensivos em se tratando de emissão de efluentes. Quanto maior o peso molecular da mercaptana, mais intenso é o seu odor. Mesmo em concentrações muito baixas, são fortemente perceptíveis sendo, por isso, muito utilizadas como gases rastreadores de vazamento de outros gases tóxicos ou inflamáveis, como é o caso da terc-butil-mercaptana $[(CH_3)_3CSH]$ na identificação do metano (gás natural) (TRUPPEL, 2002).

Ácidos orgânicos, aldeídos, cetonas, álcoois e ésteres possuem cheiro característico dos ácidos alifáticos de peso molecular mais baixo. Esse odor evolui progressivamente de forte e irritante nos ácidos fórmico e acético a extremamente desagradável nos ácidos butírico, valérico e capróico. Os ácidos de peso molecular mais elevado não têm muito odor por serem pouco voláteis. Os aldeídos também apresentam odores penetrantes e altamente desagradáveis. Com o aumento da massa molecular, esses odores vão diminuindo até se tornarem agradáveis nos termos que contêm de 8 a 14 carbonos (MCMURRY, 1992). Os álcoois mais elementares (metanol, etanol e propanol) são altamente voláteis e de odor característico, uma vez que o grupo OH constitui importante porção da molécula (SOLOMONS, 1994). Os ésteres com cadeias moleculares menores têm odor agradável, sendo muitos deles utilizados na indústria (por possuírem essência natural de frutas).

Os hidrocarbonetos classificam-se em dois grandes grupos: alifáticos e aromáticos (presença do núcleo benzênico). podem conter substâncias altamente tóxicas como o benzeno, tolueno, xileno, etilbenzeno (os BTEX, estes aromáticos) e OS HPA (hidrocarbonetos poliaromáticos), todos largamente encontrados nos derivados do petróleo (ÁLVARES JR. et al.,2002;). É importante destacar que não apenas os hidrocarbonetos aromáticos apresentam odor, assim como nem todos os aromáticos apresentam odor característico. O odor está intimamente relacionado à concentração de hidrocarbonetos em um determinado ambiente (BICHARA, 1997).

Os compostos com enxofre possuem seus limites de detecção e percepção olfativos com reduzidas concentrações, sendo, portanto, os principais compostos responsáveis pelos maus odores. Em segundo grau de importância apresentam-se os compostos com nitrogênio.

Bactérias anaeróbicas são comumente agrupadas em ácidogênicas e metanogênicas. As ácidogênicas são responsáveis pela ruptura inicial das moléculas de cadeia curta, incluindo os ácidos orgânicos. As bactérias metanogênicas reduzem ainda mais os ácidos orgânicos em metano e dióxido de carbono. (IASTATE, 2004)

A degradação das proteínas passa a proteoses sempre mais simples, peptonas, peptídeos, aminoácidos e finalmente, à amônia e ácidos orgânicos voláteis, tais como ácido fórmico, ácido acético, propiônico e butírico. Devido à presença de enxofre em determinados aminoácidos pode se esperar como resultado do catabolismo vários sulfetos e mercaptanas. Hidratos de carbono em resíduos animais incluem os açúcares, amido e celulose que são quebrados em glicose como primeira etapa da decomposição. Em condições anaeróbicas, os açúcares são quebrados em álcoois, aldeídos, cetonas e ácidos orgânicos. Estes compostos intermediários são odorantes e podem ainda ser metabolizados e transformados em metano, dióxido de carbono e água pelas bactérias metanogênicas.

As gorduras são ésteres do álcool tri-hidroxi chamado glicerol. As bactérias usam gorduras como fonte de energia e hidrolisam primeiro as cadeias longas de ácidos graxos e álcoois. Esses ácidos, juntamente com os produzidos na desaminação de aminoácidos, são submetidos a desagregação em que o ácido acético é clivado a partir do ácido original. Ácido acético é, então, potencialmente utilizado como fonte de energia, produzindo metano e dióxido de carbono como produtos finais.

A percepção do odor ocorre através de sensações geradas pela recepção de estímulo pelo sistema sensorial olfativo, cada substância odorante possui um limite de detecção ou percepção do odor que está relacionada à concentração mínima de odorante que produz uma sensação de mau cheiro. A Tabela 7 mostra o limiar de odor associado ao esgoto não tratado.

3.6.3- Formação de compostos odorantes contendo enxofre

Muitos compostos odorantes têm sido identificados em estações de tratamento de esgoto. Formação de odores contendo compostos de enxofre, por exemplo, sulfeto de hidrogênio (H_2S) e dimetilsulfeto (DMS), têm sido observados em estações de tratamento de águas residuais. Estes compostos estão causando problemas de aceitação no reúso devido ao seu odor.

Os maus odores gerados em estação de tratamento de esgoto são provenientes de uma mistura complexa de moléculas com enxofre (H_2S e mercaptanas), nitrogenadas (NH_3 e aminas), fenóis, aldeídos, álcoois, ácidos orgânicos etc. Compostos de enxofre formam a maioria dos odores associados à tratamento de esgoto (BONIN et al., 1993).

Muitos autores têm considerado o H_2S como um dos principais compostos mal odorantes em estações de tratamento de esgoto, principalmente em estações que tratam esgotos sanitários com a tecnologia anaeróbia (SÁ et al., 2005; LOPES et al., 2005; ZHANG et al., 2007).

Esgoto sanitário tipicamente contém de 3 a 6mg/L de enxofre orgânico, derivado principalmente de material protéico, e pode ter um acréscimo de cerca de 4mg/l, resultante de sulfonatos em detergentes domésticos (BOON, 1995). Enxofre inorgânico, na forma de sulfato, está presente normalmente em concentrações de 30- 60mg/l, dependendo da dureza da água, (BOON, 1995; CHEREMISINOFF, 1992).

Tabela 7: Limiar de odor associado ao esgoto não tratado.

Tipo de composto	Composto	Massa molar	Fórmula química	Caráter odorante	Limite de percepção olfativa [mg.Nm ⁻³]
Sulfurados	Sulfeto de hidrogênio	34.1	H ₂ S	Ovo podre	0,0001–0,03
	Metilmercaptana	48.1	CH ₃ SH	Repolho, alho	0,0005–0,08
	Etilmercaptana	62.1	S ₂ H ₅ SH	Repolho podre	0,0001–0,03
	Dimetilsulfeto	62.13	(CH ₃) ₂ S	Vegetais podres	0,0025–0,65
	Dietilsulfeto	90.2	CH ₅) ₂ S	Etéreo	0,0045–0,31
	Dimetildisulfeto	94.2	CH ₃) ₂ S ₂	Pútrido	0,003–0,014
Nitrogenados	Amônia	17	NH ₃	Muito pungente, irritante	0,5–37
	Metilamina	31.05	CH ₃ NH ₂	Peixe estragado	0,021
	Etilamina	45.08	CH ₅ NH ₂	Pungente, amoniacal	0,05–0.83
	Dimetilamina	45.08	(CH ₃) ₂ NH	Peixe estragado	0,047–0.16
	Indol	117.5	C ₈ H ₆ NH	Fecal, nauseante	0,0006
	Escatol	131.5	C ₉ H ₈ NH	Fecal, nauseante	0,0008–0,10
	Cadaverina	102.18	NH ₂ (CH ₂) ₅ NH ₂	Carne em decomposição	
Ácidos	Acético	60.05	CH ₃ COOH	Vinagre	0,025–6.5
	Butírico	88.1	C ₃ H ₇ COOH	Manteiga rançosa	0,0004–3
	Valérico	102.13	C ₄ H ₉ COOH	Doce	0,0008–1.3
Aldeídos e cetonas	Formaldeído	30.03	HCHO	Acre, sufocante	0,033–12
	Acetaldeído	44.05	CH ₃ CHO	Frutífero, maçã	0,04–1.8
	Butiraldeído	72.1	C ₃ H ₇ CHO	Râncido	0,013–15
	Isovaleraldeído	86.13	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CHO	Frutífero, maçã	0,072
	Acetona	58.08	CH ₃ COCH ₃	Doce/frutífero	1,1–240

Fonte: Le Cloirec et al., (1995) apud Vieira 2013

A variação do pH e temperatura influenciam diretamente a formação do odor. A liberação para a atmosfera é fortemente dependente do pH porque somente a forma molecular e não a forma dissociada, pode ser emitida. O sulfeto de hidrogênio é um ácido fraco que se dissocia em água de acordo com as seguintes equações:



A dissociação das espécies está relacionada à temperatura e ao pH do meio, conforme diagrama de distribuição desenvolvido para a temperatura e 25°C (Figura 2). As espécies HS^- e S^{2-} são altamente solúveis em água. O H_2S pode estar presente na fase gasosa, ou dissolvido na forma menos tóxica. Por exemplo, em pH 5 somente 1% está na forma de HS^- . Se o pH está acima de 8, não se encontra a forma não dissociada (H_2S). Em pH 7, 50% do sulfeto está presente na forma não dissociada (H_2S), mais tóxica e que produz emissão de odor, e os outros 50% apresentam-se na forma dissociada HS^- . Apenas a forma não dissociada (H_2S) provocaria problemas de emissão de odor. Em condições ácidas as emissões de H_2S aumentariam.

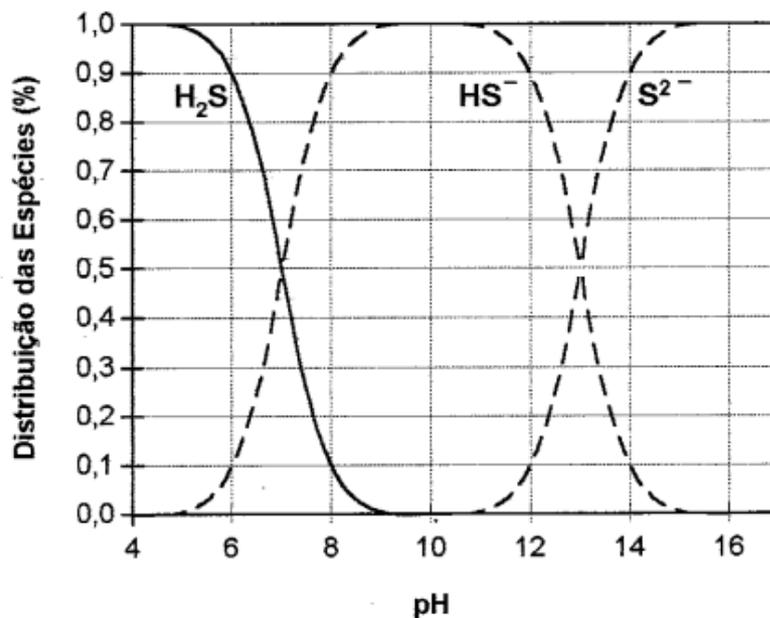


Figura 2: Diagrama de distribuição para o H_2S ($t=25^\circ\text{C}$)

Fonte: EPA, 1985.

Segundo U.S.EPA (1985), a produção de sulfeto depende ainda das seguintes condições ambientais: da concentração de sulfato; oxigênio dissolvido; área superficial e tempo de

detenção. A concentração crítica de oxigênio dissolvido no esgoto (0,1 a 1,0 mg/L) pode ocasionar redução de sulfato . Porém, acima de 1,0 mg/L de OD a redução do sulfato é eliminada devido o aumento o aumento do potencial de oxirredução e a inibição do Desulfobrio (U.S.EPA, 1985).

Uma outra etapa que pode ocorrer devido à presença de sulfatos é a sulfetogênese, ou seja, formação de H₂S no meio, fruto da atuação das bactérias redutoras de sulfato, que competem com as metanogênicas pelo mesmo substrato, o acetato.

As bactérias redutoras de sulfato vêm sendo muito estudadas ao longo deste século. São microrganismos que realizam a redução desassimilativa. A redução desassimilativa do íon sulfato é o processo através do qual sulfeto é excretado para o ambiente, ou seja, não é totalmente utilizado na síntese celular. O processo de redução de sulfato a sulfeto ocorre através de uma seqüência de estágios intermediários resultando na transferência de oito moles de elétrons do doador (por exemplo, H₂, ácidos graxos, etanol) por mol de sulfato (SUBTIL, 2007). Uma pequena parcela do enxofre reduzido é assimilada pelos microrganismos, porém, a maior parte é excretada para o ambiente na forma de íon sulfeto, normalmente hidrolisado a H₂S livre (POSTGATE, 1984). Todas as plantas, algas, fungos e a maioria das bactérias, realizam a redução assimilativa, onde os íons sulfato são reduzidos a sulfeto e este é incorporado às várias moléculas orgânicas como aminoácidos e coenzimas (BITTON, 2005).

3.7. ANÁLISE SENSORIAL OU OLFATOMETRIA

Os compostos odorantes presentes em amostras sólidas, líquidas e gasosas podem ser determinados através de análises químicas e olfatométrica. As análises químicas identificam e quantificam os compostos responsáveis pelos odores, enquanto que a olfatometria qualifica e apresenta as intensidades odorantes com seus níveis de incômodos.(CABRAL,2002). A olfatometria consiste na utilização do olfato como um instrumento de análise laboratorial, encarregando-o de discriminar e identificar os corpos odorantes.

A olfatometria inclui técnicas que possibilitam determinar a diluição do limite de percepção odorante de uma mistura gasosa e a determinação da intensidade dos odores. Por ser uma medida psicofísica, sofre limitação pelo fato de que o nariz humano é essencialmente um instrumento qualitativo, permitindo obter as medidas quantitativas somente com o uso de instrumentos suplementares. Desta forma, a olfatometria permite converter a remoção odorante em números de escalas e unidades que são fixadas. Geralmente, utiliza-se o butanol

como padrão da escala odorante, composto com concentração padrão expresso em ppm (CARVALHO, 2001).

Para análise olfatométrica uma equipe sensorial efetiva deve ser formada a partir de critérios específicos que podem influir na percepção do indivíduo que avalia um produto, como os fatores ligados à fisiologia (receptores sensoriais, sistema nervoso), psicologia (relação estímulo-resposta) e sociologia (idade, sexo, etnia, hábitos alimentares, grau de instrução).

A parte chave para a precisão da medida de odor, conforme a prEN 17235 – CEN 1999, é a seleção das pessoas que constituirão o painel ou júri dos odores. Painel ou júri dos odores é a denominação que se dá a um conjunto de pessoas selecionadas e treinadas para expressar a sua opinião/impressão a respeito da presença ou ausência de odor nas amostras de gases analisadas.

Os jurados devem constituir-se numa amostra representativa da população padrão, quanto a sexo, categoria profissional, entre outros (PERRIN, 1994). É preciso tomar cuidado de se descartar aqueles indivíduos que apresentem sensibilidade olfativa fora da média, ou seja, aqueles indivíduos que apresentarem sensibilidade muito ou pouco aguçada. De acordo com ASTM E-544-75 (American National Standard) reprovada em 1997, o número de pessoas para compor o painel de jurados é de oito ou mais, para permitir um teste estatístico elementar sobre seu julgamento.

Mediante o uso de técnicas olfatométricas pode-se determinar:

- O limite de percepção olfativa (K50): concentração na qual 50% do conjunto de indivíduos expostos detectam o odor a que estão sendo submetidos (BICHARA, 1997). Pode ser determinado para um composto puro ou para uma mistura de compostos (LE CLOIREC et al., 1991).
- Limite de identificação olfativa: concentração na qual 100% do conjunto de indivíduos expostos identificam, nominalmente, o odor representativo do material odorante ou odorífero a que foram expostos (BICHARA, 1997).

Segundo a norma ASTM D 1292-10, é possível a determinação do odor na água. É um método aplicado para determinação da intensidade do odor e limite de detecção olfativa. As amostras odorantes são coletadas em frascos de vidro com tampa e mantidas a uma temperatura de 40°C. Em laboratório a amostra é diluída em água livre de odor para determinação do limite de percepção de odor.

3.7.1- Seleção dos Júris para os Odores

A parte chave para a precisão da medida de odor, conforme a prEN 17235 – CEN 1999, é a seleção das pessoas que constituem o painel ou júri dos odores. O butanol é o composto usado como referência. Esses jurados são continuamente testados para verificar o limite individual (no mínimo depois de 12 medidas de odor) e têm que permanecer nesse limite para fazer parte do painel.

Esta avaliação de intensidade odorante na atmosfera pode ser feita comparando-se a amostra a ser analisada com referências de odores constituídos por diluições conhecidas de um composto padrão. Neste método utiliza-se uma escala referencial com concentrações diferentes e conhecidas, os compostos de referência mais empregados são a piridina e o 1-butanol. Estas determinações se efetuam por tratamento estatístico das várias respostas de um júri de pessoas treinadas e selecionadas para avaliar uma atmosfera com odores. A precisão dos resultados depende de vários fatores, entre estes a seleção do júri (CABRAL,2002).

Os jurados devem constituir-se numa amostra representativa da população padrão, quanto a sexo, categoria profissional, entre outros (PERRIN, 1994). É preciso tomar cuidado de se descartar aqueles indivíduos que apresentem sensibilidade olfativa fora da média, ou seja, aqueles indivíduos que apresentarem anosmia ou sensibilidade muito aguçada.

De acordo com ASTM E-544-75 (American National Standard) reprovada em 1997, O número de pessoas para compor o painel de jurados seria de oito ou mais, para permitir um teste estatístico elementar sobre seu julgamento. Um pequeno número de jurados pode ser usado utilizando-se de réplicas de julgamentos, para aumentar o total de oito ou mais jurados.

A prEN 17235 – CEN 1999 exhibe o seguinte código de comportamento para os membros do painel de jurados:

- ter idade mínima de 16 anos, ser voluntários e capazes de seguir as instruções;
- estar motivados para efetuar o trabalho conscientemente;
- estar disponíveis para uma sessão de medida completa e, de preferência, uma sessão que dure o suficiente para elaborar e controlar um histórico de medida;
- a partir de 30 minutos antes, e durante a medida olfatométrica, os membros do júri não devem fumar, comer, beber (exceto água) ou mastigar goma de mascar ou chupar balas;

- tomar cuidado em não provocar interferência em sua própria percepção ou mesmo dos outros nas salas de odores por falta de higiene pessoal ou por utilização de perfumes, desodorante, loção corporal ou produtos de beleza;
- os que estejam sofrendo de gripe ou de outra infecção afetando a sua percepção de odor (por exemplo, crises de alergia, sinusite) devem ser excluídos imediatamente da medida;
- estar presentes na sala de medida de odores 15 minutos antes do início das medidas a fim de se adaptar ao verdadeiro ambiente da sala de medida;
- começando as medidas, os membros do júri não devem mais se comunicar entre eles sobre os resultados de suas escolhas.

O operador deve assegurar que o código de conduta é perfeitamente conhecido por cada membro do júri. A implementação do código de conduta tem uma influência direta nos resultados do ensaio e, portanto, é de primeira importância. O operador deve assegurar a motivação dos membros do júri em todas as medidas e uma ação corretiva deve ser tomada quando for necessário.

3.7.2- Cadastramento de Voluntários para Compôr o Painel Sensorial:

Uma equipe sensorial efetiva deve ser formada a partir de critérios específicos que podem influir na percepção do indivíduo que avalia um produto, como os fatores ligados à fisiologia (receptores sensoriais, sistema nervoso), psicologia (relação estímulo-resposta) e sociologia (idade, sexo, etnia, hábitos alimentares, grau de instrução). Na escolha de indivíduos que irão compor a equipe sensorial, alguns requisitos deverão ser considerados, tais como:

- O indivíduo deve estar ciente de que a participação no testes é espontânea e voluntária.
- Se o candidato revela boa forma de expressão, habilidade verbal e vocabulário próprio que possa definir e descrever adequadamente os atributos sensoriais. Deve-se evitar qualquer tipo de comunicação com os colegas durante os testes, pois a resposta de cada um é própria, independente e de responsabilidade exclusiva.
- O candidato deve apresentar boas condições de saúde, ausência de gripes e alergias, comunicando quando houver doenças como diabetes, hipercolesterolemia, ocorrência de anomalias nos órgãos da visão olfato, audição ou qualquer outra.
- Deve ser avaliada a acuidade sensorial e o poder de discriminação para cores, textura e odores.

- O julgador não pode fazer uso de cosméticos e perfumes fortes e não consumir alimentos muito picantes nos dias marcados para os testes. Os medicamentos também podem influenciar na sensibilidade do gosto do indivíduo.

3.7.3- Característica dos odores

Quatro grandes atributos podem caracterizar a percepção sensorial de odores: detecção ou concentração (limites), hedonicidade (agradabilidade ou desagradabilidade) e qualidade ou caráter do odor.

3.7.3-1. Intensidade odorante

Intensidade é a segunda dimensão da percepção sensorial de odores e refere-se à percepção da força ou da amplitude da sensação de odor (RUIJTEN et al. , 2009).

A intensidade odorante, segundo a norma a norma ASTM E544-75, “Prática padrão para referência supralimite de intensidade de odor”, apresenta dois métodos referenciando a intensidade de ambientes com odor: o método da escala dinâmica e o método da escala estática.

O “método da escala dinâmica” utiliza um dispositivo que fornece um fluxo contínuo de butanol para submissão a um painel de jurados. O júri compara a intensidade observada de uma amostra de odor, com um determinado nível de concentração do odorante padrão, utilizando um olfatómetro. O “método da escala estática” consiste em comparar a intensidade odorante de uma amostra gasosa com uma escala de referência, composta por um conjunto de frascos contendo diferentes soluções de 1-butanol e água (VIEIRA, 2013). Cada membro do júri passa por um teste olfatométrico para sua calibração e posterior identificação das amostras analisadas. O objetivo do teste é submeter, individualmente, os membros do júri às diferentes concentrações da solução de 1-butanol as quais apresentam diferentes intensidades (DE MELLO LISBOA, 2010).

A série de concentrações de butanol (diluído em água), feita para uma específica referência de diluição, serve como escala de referência. A Tabela 8 apresenta as diluições recomendadas para 1-butanol conforme a Associação Francesa de Normatização (BELLI FILHO e DE MELO LISBOA, 1998). Segundo a norma VDI 3882-Parte 2, para avaliar a intensidade de odor da amostra inalada, o júri deve classificar sua impressão de odor de acordo com o conceito especificado seguindo a escala mostrada na tabela 8 (de muito fraco a fraco).

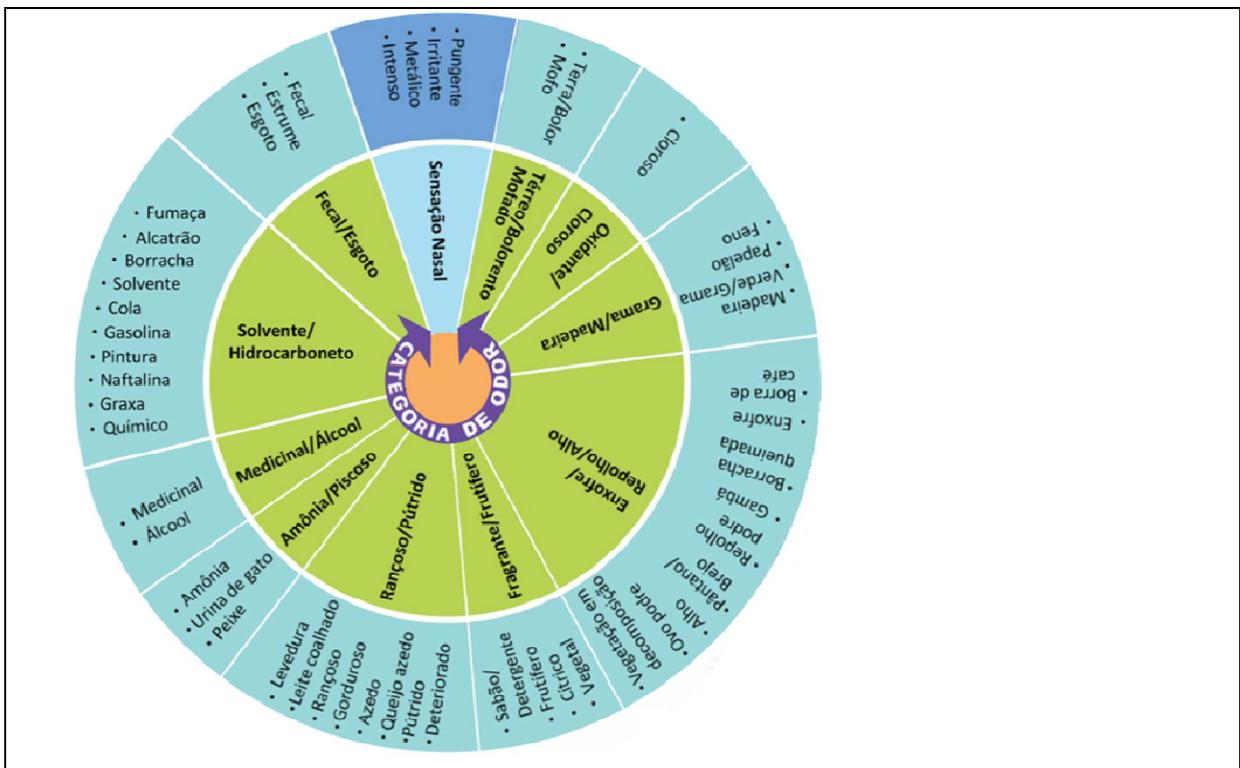
Tabela 8: Intensidade dos odores para 1-butanol

Nível de intensidade	1- Butanol (g L⁻¹)	IO (Intensidade odorante)	
1	0,001	mf	muito fraco
2	0,01	f	fraco
3	0,1	m	médio
4	1,0	f	forte
5	10	mf	muito forte

3.7.3-2. *Caráter do odor*

A caracterização do odor é uma escala de medida nominal (categoria). O odor é caracterizado utilizando-se um vocabulário de referência para gosto, sensação e descritores de odor.

Numerosos padrões de descrição do odor estão disponíveis para o uso como vocabulário de referência. Suffet et al., (2004) apresentam 11 categorias reconhecidas da descrição de odor, onde são ilustradas como “roda de odor” (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).



Fonte: Vieira, 2013

Figura 3: Roda de odor para esgoto

3.7.3-3 *Determinação da hedonicidade*

Hedonicidade é uma medida da agradabilidade e desagradabilidade de um odor. A palavra grega *hedone* significa prazer. O valor hedônico é independente do caráter do odor (MCGINLEY e MCGINLEY, 2002).

O valor hedônico é uma categoria de julgamento quanto à característica do odor de ser ou não prazeroso. A polaridade prazer/desprazer é acompanhada de forte regularidade na sensação olfativa. Certos autores consideram que a tonalidade hedônica dos odores é o resultado de uma aprendizagem associada à infância (STUETZ e FRENCHEN, 2001).

Métodos para efetuar avaliações comparativas foram estabelecidos para analisar amostras por um painel de odor. McGinley e McGinley (2002) estabeleceram uma escala arbitrária de 21 pontos, variando de -10, 0 e 10, sendo desagradável, neutro e agradável respectivamente.

A hedonicidade também pode ser avaliada por uma escala de incômodo. Nicell (1986) propõe uma escala de 1 (tolerável) a 10 (insuportável) (Figura 4a). De Mello Lisboa (2010) propõe uma escala de “olfatinhos hedônicos”, a qual pode ser apresentada aos jurados para que eles apontem com qual “carinha” se identificam ao sentir o odor ao qual estão sendo expostos (Figura 4b).

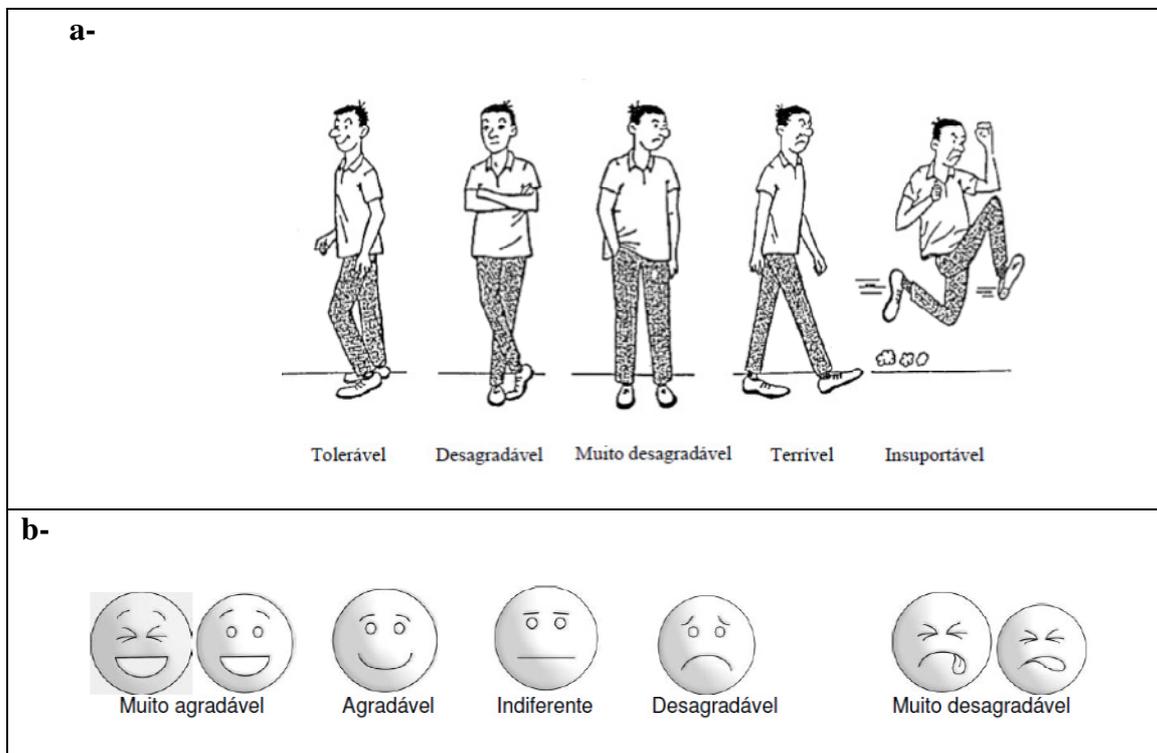


Figura 4: Representação visual de escala de incômodo

4 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA E ASPECTOS REFERENTES ÀS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA (ETAC)

4.1- Contextualização da pesquisa

O reúso de água cinza está sendo estudado pelo grupo Núcleo Água / UFES desde 2004, no âmbito do edital do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) e Programa HABITARE (2010), com os seguintes temas: Tratamento e reúso de esgoto sanitário; Uso racional de água nas edificações; Controle do desperdício de água e de energia em sistemas de saneamento, Desenvolvimento de tecnologia de custo reduzido para reúso de águas cinza em habitações de interesse social.

Essa pesquisa dá continuidade aos estudos sobre reúso predial de água cinza na Universidade Federal do Espírito Santo. A pesquisa foi desenvolvida no Parque Experimental de Saneamento Básico da UFES, no período de março de 2010 a dezembro de 2014.

4.2- Aspectos referentes às estações de tratamento de água cinza

A pesquisa foi realizada tomando como base efluentes coletados em 3 estações de tratamento de água cinza distintas, sendo ETAC 1 composta por caixa de entrada de água cinza seguido de filtro biológico anaeróbio (FBNA) e este seguido de wetlands horizontal e vertical em paralelo; ETAC 2 constituída por caixa de entrada de água cinza, reator anaeróbio compartimentado (RAC), filtro biológico aerado submerso, filtração terciária e cloração; ETAC 3 formada por caixa de entrada de água cinza, seguido de FBNA e wetland vertical; as quais serão descritas a seguir.

4.1- ETAC 1

A ETAC 1 localiza-se no Parque Experimental de Saneamento Básico, na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Campus Goiabeiras – Vitória – ES – Brasil.

A água cinza gerada é proveniente da edificação universitária que contém duas salas de professores com banheiros individuais e dois banheiros de uso coletivo (feminino e masculino) onde transitam cerca de 16 pessoas por dia entre as 8:00 e 17:00 h. O projeto hidrossanitário da edificação foi desenvolvido para segregação das águas residuárias: água cinza (proveniente do chuveiro e lavatórios), águas negras (proveniente dos vasos sanitários) e águas amarelas (proveniente dos mictórios).

Os banheiros individuais possuem um bacia sanitária e um lavatório cada. Nos banheiros coletivos, cada um possui dois vasos sanitários, dois lavatórios e um chuveiro. O banheiro masculino também possui dois mictórios e uma máquina de lavar roupas.

A estação de tratamento de água cinza 1 (ETAC 1) é composta por um filtro anaeróbio (FAn) seguido de um “wetland horizontal (WH)” e “wetland vertical (WV)” em paralelo (Figura 5) (KNUPP , 2013; SARNAGLIA , 2014; SANTOS, 2015).



Figura 5: Estação de tratamento de água cinza 1.

A água cinza gerada no edifício segue para um reservatório inferior (capacidade de 180 L), onde essa é bombeada para um reservatório superior de água cinza (capacidade de 1.000 L) por meio de duas bombas centrífugas (Schneider BCR-2010) que funcionam de forma alternada. Esse reservatório abastece o FAn. O efluente tratado pelo FAn, segue para um tanque equalizador de vazão (capacidade de 500 L), que armazena e distribui o líquido para o WH e WV através de bombas peristálticas (Provitec AWG 4000-A e AW-AX60) .

4.1.1- Pré-tratamento

Esta etapa consistiu na instalação de malhas finas nos ralos do chuveiro e na mangueira de saída da máquina de lavar roupas, e de uma peneira (12 cm de diâmetro) na saída da tubulação que canaliza a água cinza gerada (Figura 6). O objetivo dessa instalação é impedir a

passagem de sólidos grosseiros (sujeira, fios de cabelo e de tecidos), evitando possíveis entupimentos nas etapas seguintes do sistema de tratamento.

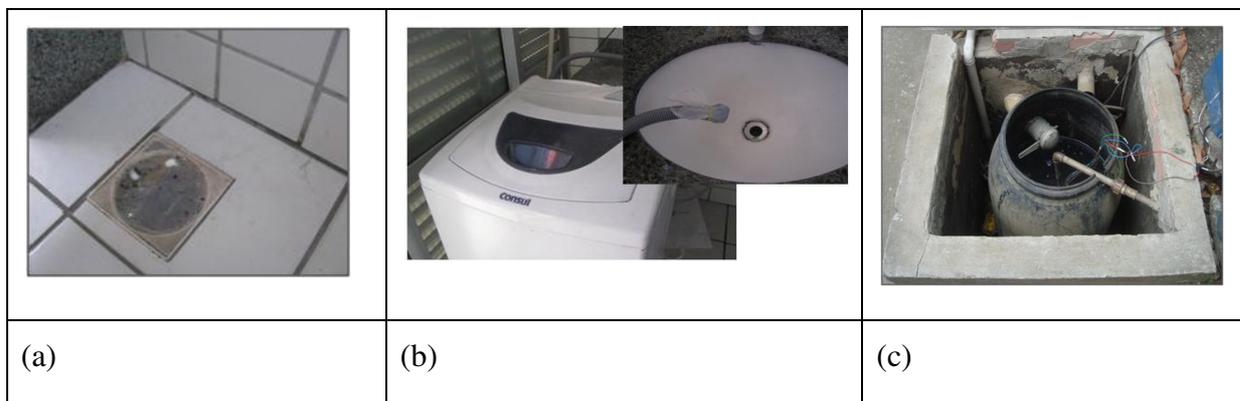


Figura 6: pré-tratamento constituído de malhas finas nos ralos do chuveiro (a) e na mangueira de saída da máquina de lavar roupas (b) e de uma peneira na saída da tubulação que canaliza a água cinza gerada

4.1.2- Filtros biológicos não aerados (FAn)

O FAn é um reator biológico à base de culturas de microrganismos fixas sobre um meio suporte. É constituído por um tanque preenchido com um material poroso, através do qual a água residuária flui permanentemente. Na quase totalidade dos processos existentes, o meio poroso é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico, caracterizando os FBNA como reatores bifásicos compostos por:

- Fase sólida - Constituída pelo meio suporte e pelas colônias de microrganismos que nele se desenvolvem sob a forma de um filme biológico (biofilme).
- Fase líquida - Composta pelo líquido em permanente escoamento através do meio poroso.

O FAn foi construído em fibra de vidro, com dois compartimentos com dimensões de 0,6m de largura, 0,3m de comprimento, 2m de altura, sendo que a altura efetiva do leito filtrante é de 1,8m. O FAn possui fluxo ascendente. Cada filtro biológico não aerado possui área superficial útil de 3,06m² e 0,27m³ de volume útil, e ainda possui 3 torneiras cada, com alturas de 0,1m, 0,8m e 1,5m, a partir do fundo dos filtros, para avaliação do perfil de lodo e para descarte, caso seja necessário. O meio suporte utilizado para preenchimento do FAn é constituído de material plástico feito de polipropileno com formato cilíndrico e modelo randômico, com 2,5cm de altura e de diâmetro, 82% de índice de vazios, densidade em torno de 1 g/cm³ e área superficial específica de 600m² /m³ produzido pela empresa AMBIO Engenharia.

Foi dada a partida no FAn em dezembro de 2011, quando foi adicionado lodo proveniente de um Reator UASB até altura de 0,8m (aproximadamente 140 L), ficando em aclimação por um período de 20 dias. Após o período de aclimação do lodo no FAN, foi adicionado o meio suporte e iniciou-se em janeiro de 2012 o abastecimento contínuo de água cinza, com uma vazão inicial de 4,3 L.min⁻¹ e tempo de detenção hidráulica inicial de 1,09 horas.

4.1.3- “Wetland” Horizontal (WH) e Vertical (WV)

O pós-tratamento do efluente proveniente do FAn foi realizado por meio de um “wetland” horizontal e vertical dispostas em paralelo. As “wetland” foram construídas de fibra de vidro, possuindo forma retangular, dimensões de 1,17 x 0,8 x 2,19 m e volume total de 2 m³ cada uma.

As wetlands possuem declividade de 2%, para permitir que o fluxo do efluente escoe para a saída do sistema.

O WH foi preenchida com 0,6m de altura e 1,10 m de comprimento de brita # 1 ($d_{60} = 7,5$ mm; $d_{60}/d_{10} = 1,5$; $\varepsilon = 50\%$) e brita # 0 ($d_{60} = 2,7$ mm; $d_{60}/d_{10} = 2,7$; $\varepsilon = 47\%$), a partir da entrada. Já o WV foi preenchido com 0,4m de altura de areia grossa e 0,2m de altura com brita # 0 ($d_{60} = 2,7$ mm; $d_{60}/d_{10} = 2,7$; $\varepsilon = 47\%$).

A operação do sistema foi iniciada em dezembro de 2012, quando foi realizado o plantio da macrófita *Equisetum hyemale* L., ficando o sistema cheio com água potável por uma semana para iniciar a adaptação das plantas ao meio suporte. Após esse período o sistema foi esgotado, sendo abastecido com água cinza e mantido cheio por mais três semanas, com o objetivo de adaptação da planta ao meio e formação de biofilme.

As características construtivas referentes ao sistema de tratamento estudado são apresentadas na tabela 9 .

Tabela 9: Características construtivas da etac 1

Aspectos Construtivos	
FAn	WH e WV
Área: 1,2 m ²	Área: 2,5 m ²
Volume útil: 0,6 m ³	Volume útil: 0,8 m ³
Meio suporte: tubinhos plásticos	Meio suporte: brita # 0 e brita # 1
Altura do meio suporte: 1,8 m	Altura do meio suporte: 0,6 m
	Planta: <i>Equisetum hyemale</i> L.

4.1.5- Condições operacionais da ETAC 1

As condições operacionais da ETAC 1 estão apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10: Condições operacionais da etac 1

Variáveis	Unidade	FAn	WH	WV
TDH	d	0,9	1,7	1,5
Vazão	m ³ .d ⁻¹	2,2	1,3	1,6
Taxa de Aplicação Superficial	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	3,5	0,5	0,2
Taxa de Carregamento Orgânico	gDQO.m ⁻² .d ⁻¹	116,6	31,2	20,5
Taxa de Evapotranspiração	mm. d ⁻¹	na	19,2	na

na- não analisado

4.2- ETAC 2

A ETAC 2 localiza-se em uma edificação multifamiliar de alto padrão na cidade de Vila Velha- ES. Foi constituída par atender uma população de 360 habitantes com produção média percapta de água cinza de 50L/hab. dia.

O edifício foi construído com sistema hidrosanitário compreendendo a segregação das águas residuárias. As águas cinza (provenientes do chuveiro, lavatórios, tanque e máquina de lavar roupa excluindo-se os efluentes da cozinha e do bacia sanitária) são conduzidas a tratamento diferenciado por tubulações distintas, enquanto o restante das águas residuárias são descartadas na rede de coletora de esgoto.

O abastecimento de água é realizado de forma diferenciada. O edifício conta com uma rede dupla de abastecimento, sendo uma de água potável, destinada a atender a lavatórios, chuveiros, tanque, máquina de lavar roupa e pia de cozinha, e outra de água de reúso, que abastece os vasos sanitários. A água de reúso também é utilizada para limpeza das áreas comuns do prédio (área de lazer, garagens e escadas) além da rega de jardins.

A ETAC foi concebida para realizar o tratamento a nível terciário com desinfecção das águas provenientes de lavatórios, chuveiros, tanques e máquinas de lavar roupa. A ETAC 2 é do tipo compacta, composta de dois conjuntos compostos por reator anaeróbio compartimentado (RAC) seguido de filtro biológico aerabo submerso (FBAS), decantador (DEC), Filtração (FT) e cloração (CLOR)(Figura 7). Todos foram projetados para receber uma vazão afluente em cada um deles de 9m³/d.

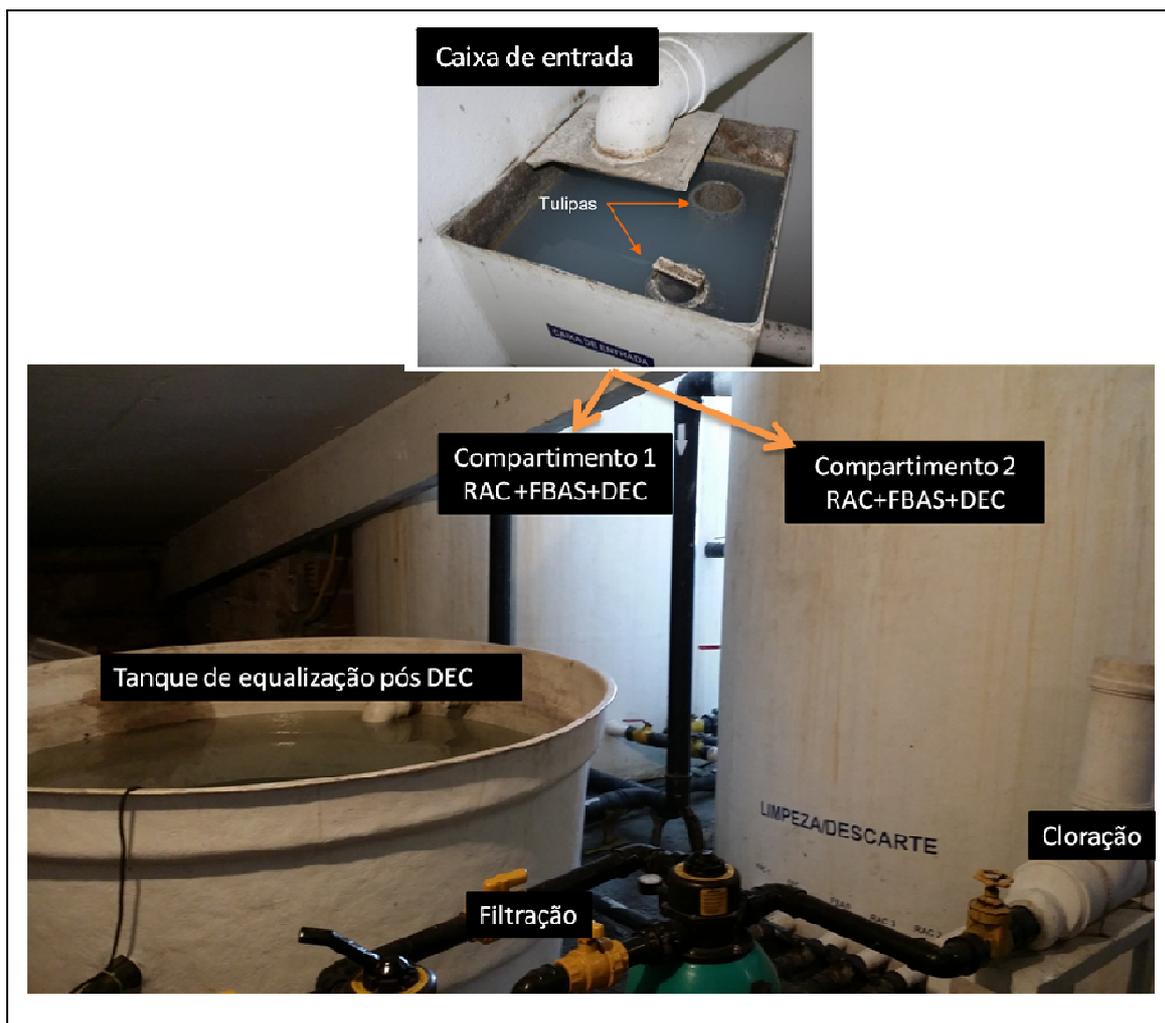


Figura 7: Estação de tratamento de água cinza 2

4.2-1. Caixa de entrada de água cinza bruta

Fez-se necessário a instalação de uma caixa de distribuição de vazão na entrada da ETAC 2 para dividir a vazão do efluente a ser tratado entre os dois sistemas, direcionando o excesso para a rede de esgoto. A caixa de distribuição apresenta formato prismático de 50 x 51 x 60 cm e possui, em seu interior, três tulipas de 100mm de diâmetro. O controle da vazão é feito através do ajuste da altura das tulipas.

4.2-2. Reator anaeróbio compartimentado (RAC)

O RAC possui uma área útil de $2,37\text{m}^2$, altura útil de 1,95m e volume útil de $4,62\text{m}^3$. Possui três câmaras: RAC1, RAC2 e RAC3. Na primeira câmara ocorre a digestão, onde se localiza a manta de lodo e ocorrem, principalmente, as reações de estabilização de matéria orgânica. Na segunda câmara ocorre principalmente a sedimentação, onde os sólidos restantes sedimentam por gravidade formando o lodo. A terceira câmara é que um decantador de alta taxa. O biogás coletado no RAC é canalizado e lançado para fora do edifício.

4.2-3. Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS)

O polimento do efluente do RAC é realizado em um filtro biológico aerado submerso (FBAS). Esse filtro funciona em fluxo ascendente e leito fluidizado. Possui área de $0,64\text{m}^2$, altura útil de $1,9\text{m}$ e volume útil de $1,21\text{m}^3$, com alimentação total de vazão de ar de $1,69\text{Nm}^3/\text{h}$.

O meio suporte utilizado foi de material plástico, composto de conduítes elétricos corrugados de uma polegada, cortados em pedaços de aproximadamente 2cm , onde as colônias de microrganismos responsáveis pela degradação biológica se fixam (Tabela 11).

Tabela 11: Característica do meio suporte do FBAS

Meio Suporte	Área Superficial Específica (m^2/m^3)	Porosidade (%)	Massa específica (Kg/m^3)
	202	92	53

4.2-4. Decantador secundário (DEC)

No FBAS não há retenção física da biomassa pela ação da filtração, sendo necessária uma etapa de decantação secundária para remoção do biofilme em excesso que cresce ao redor do meio suporte.

O Decantador possui área útil de $0,79\text{m}^2$ e opera em fluxo ascendente. O lodo aeróbio decantado é recirculado para o RAC.

4.2-5. Filtro terciário (FT) e cloração

O filtro terciário é a unidade de polimento do tratamento biológico e sua finalidade é, principalmente, a retenção de sólidos suspensos remanescentes. A filtração terciária é composta por um sistema de filtração por membrana. Logo após a filtração terciária o efluente passa por um dosador de cloro e é direcionado para o reservatório inferior de água de reúso onde é bombeada para um reservatório superior, a partir do qual alimentará as bacias sanitárias dos apartamentos. Os reservatórios de água de reúso e água potável são independentes. Em caso de necessidade, foi previsto a reversão do sistema de reúso para abastecimento com água potável.

4.2-6. Condições Operacionais

A Tabela 12 apresenta as condições operacionais da ETAC 2

Tabela 12: Condições operacionais da etac 2

Variáveis	Unidade	RAC	FBAS	DEC
TDH	d	0,26	0,067	0,044
Vazão	m ³ .d ⁻¹	9	9	9
Carga Orgânica Volumétrica aplicada	Kg DQOm ⁻³ .dia ⁻¹	0,58	1,12	na
Taxa de aplicação superficial	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	3,8	14	11,4

na- não analisado

4.3- ETAC 3

A ETAC 3 localiza-se em uma edificação comercial na cidade de Vitória-ES. Foi constituída par atender uma população de cerca de 100 trabalhadores com produção média percapta de água cinza de 10L/hab. Dia. O edifício foi construído com sistema hidrosanitário compreendendo a segregação das águas residuárias. As águas cinza (provenientes dos lavatórios e chuveiros) são conduzidas a tratamento diferenciado por tubulações distintas, enquanto o restante das águas residuárias são descartadas na rede de coletora de esgoto.

A ETAC é composta pela associação em série dos processos biológicos FBNA (Filtro Anaeróbio), Wetland vertical, e desinfecção do efluente com cloro. Foi projetada para receber uma vazão afluyente em cada compartimento de 5m³/d.

A ETAC. O tratamento realizado na ETAC 3 compreende as etapas discriminadas na Tabela 13 . O fluxograma da ETAC 3 está representado na Figura 8.

Tabela 13: Etapas do tratamento na etac 3

Unidade	Componentes
Pré-tratamento	Caixa de entrada com tela fina
Tratamento Anaeróbio	Filtro biológico Anaeróbio (FBNA)
Tratamento aeróbio	Wetland vertical
Tratamento terciário	Desinfecção com cloro
Tratamento do biogas	Suspiro para disperção

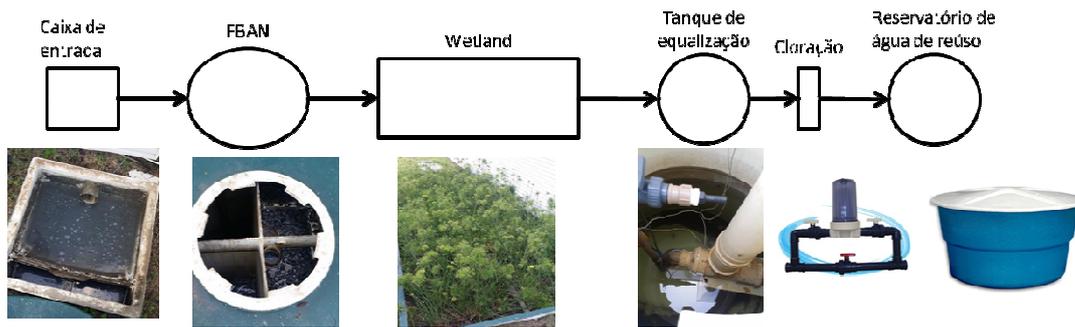


Figura 8: fluxograma da etac 3

4.3-1. Caixa de entra de água Cinza

A caixa de entrada (Figura 9) possui um pré-tratamento grosseiro para retenção de sólidos grosseiros constituído de tela de malha de nylon com espaçamento entre malhas de 2mm.



Figura 9: Caixa de entrada de água cinza clara etac 3

4.3-2. Filtro Biológico Anaeróbio (FBA)

O FBA (Figura 10) apresenta volume útil de $0,83\text{m}^3$, área útil de $0,42\text{m}^2$ e foi projetado para um TDH de 0,17dias (4 horas).

O meio suporte utilizado é material plástico, composto de conduítes elétricos corrugados de diâmetro de 1", cortados em pedaços de aproximadamente 2,5 cm. Eles foram escolhidos por serem bem leves e por possuírem elevada área superficial específica (Tabela 11).



Figura 10: Filtro biológico anaeróbio etac 3

4.3-3. Wetland Vertical

O pós-tratamento do efluente proveniente do FBA foi realizado por meio de um “wetland” vertical (Figura 11). Foi construído com fibra de vidro, possui forma retangular, com volume útil de 10 m³, altura útil de 0,8m e área útil de 12,5m². Foi projetado para um TDH de 2 dias.



Figura 11: Wetland vertical etac 3

4.3-4. Desinfecção (Cloração)

Logo após o tratamento aeróbio o efluente passa por um dosador de cloro e é direcionado para o reservatório inferior de água de reúso. de onde é bombeada para um reservatório superior, a partir do qual alimentará as bacias sanitárias do edifício comercial. Os reservatórios de água de reúso e água potável são independentes. Em caso de necessidade, foi previsto a reversão do sistema de reúso para abastecimento com água potável.

4.4.5- Condições operacionais da ETAC 3

As condições operacionais da ETAC 3 estão descritas na Tabela 14.

Tabela 14:- Condições operacionais da etac 3

Variáveis	Unidade	FBA	WV	DEC
TDH	d	0,26	0,067	0,044
Vazão	m ³ .d ⁻¹	9	9	9
Carga Orgânica Volumétrica aplicada	Kg DQOm ⁻³ .dia ⁻¹	0,58	1,12	na
Taxa de aplicação superficial	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	3,8	14	11,4

na- não analisado

5 ARTIGOS

Os três artigos elaborados a partir da obtenção dos resultados obtidos e de acordo com os objetivos específicos são descritos a seguir:

Artigo 1: *Reúso Predial De Água Cinza Na Perspectiva Da Avaliação Quantitativa De Risco Microbiológico (VAZ et al.,2015a).*

Artigo 2: *Avaliação Quantitativa Do Risco Microbiológico Decorrente Do Reúso Predial De Água Cinza Tratada Por Um Filtro Anaeróbio Seguido De Wetlands (VAZ et al.,2015b).*

Artigo 3: *Estudo da percepção do usuário do sistema de reúso através de análise olfatométrica da água cinza tratada a diferentes níveis de qualidade . (VAZ et al.,2015c).*

5.1 ARTIGO 1

REÚSO PREDIAL DE ÁGUA CINZA NA PERSPECTIVA DA AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO

RESUMO- -. A prática do reúso de águas cinza chega ao país desorganizadamente, sem que um arcabouço legal consistente tenha sido construído para aportar segurança e tranquilidade para usuários, empreendedores, projetistas, construtores, operadores e órgãos de licenciamento. O ponto de partida de qualquer projeto de reúso de água, independente da aplicação, é a segurança da saúde dos usuários. O presente trabalho tem como objetivo discutir os padrões microbiológicos de qualidade de reúso predial de água cinza na perspectiva da avaliação quantitativa do risco microbiológico a que são expostos os usuários do sistema de reúso. Foram avaliados quatro cenários de reúso predial de água cinza: irrigação de jardim; descarga de bacia sanitária, lavagem de carro e lavagem de calçada, levando-se em consideração 3 cenários de exposição: ingestão de aerossol, ingestão por exposição rotineira e ingestão acidental. Considerando-se a carga de doença de 10^{-6} a 10^{-4} DALYs por pessoa por ano verifica-se que concentrações de 10^3 NMP/100ml de *E.coli* podem garantir um nível aceitável de segurança para reúso predial de água cinza clara. Essa densidade de microrganismos pode ser atingida em sistemas de tratamento que não dispõem de uma etapa de desinfecção.

ABSTRACT- . The practice of reusing greywater reaches the country disorganized, without a consistent legal framework has been built to port security and peace of mind for users, developers, designers, builders, operators licensing bodies. The starting point of any project of reclaimed water, regardless of the point of application is the safety and health of users . This paper aims to discuss the microbiological quality standards of building reuse greywater from the perspective of quantitative microbiological risk assessment they are exposed to users reuse system. Was evaluated four scenarios of reuse of greywater: Garden irrigation; flushing toilets, car washing, pavement washing, taking into account three exposure scenarios: aerosol intake, intake by routine exposure and accidental ingestion. Given the disease burden from 10^{-6} to 10^{-4} DALYs per person

per year it turns out that concentrations of 10^3 MPN / 100ml of *E.coli* can guarantee a tolerable level of safety for building reuse greywater clear. This density of microorganisms can be achieved in processing systems which do not have a disinfection step.

Palavras-Chave –microbial risk assessment, Grey Water; reuse; buildings; sanitary discharge; E. coli; pathogens.

1- INTRODUÇÃO

A escassez de água no Brasil já é um problema real. Previsões realizadas pelos técnicos da Agência Nacional das Águas (ANA) no ano de 2010 indicavam que o Brasil correria o risco de chegar a 2015 com problemas de abastecimento de água em mais da metade dos municípios (ANA, 2010). Dessa forma, o uso de fontes alternativas de água deve integrar a gestão da demanda com a gestão da oferta de água, de modo que usos menos nobres possam ser supridos, sempre que possível, por água de qualidade inferior (FIESP, 2005).

Dentre as fontes alternativas de água, as águas cinza apresentam o maior potencial de exploração em edificações residenciais (unifamiliares ou multifamiliares), constituindo cerca de 50 a 80% das águas residuárias domésticas (ERIKSON et al., 2003; FRIEDLER E HADARI, 2006). O reúso de águas cinza é uma prática crescente nas áreas urbanas de todo o planeta. Observa-se uma ampliação notável do parque de edificações certificadas como edifícios verdes (Green building), com um crescimento considerável do número de projetos candidatos à certificação no Brasil e no mundo ARAÚJO, (2009).

As águas cinzas podem ser condicionadas até atingir características compatíveis com qualquer tipo de reúso, no entanto em função de condicionantes técnico-financeiras, a quase totalidade das realizações disponíveis hoje em dia se enquadra como reúso não potável. As águas cinzas podem ser utilizada principalmente para o reúso doméstico (rega de jardins residenciais, lavagem de veículos e de áreas impermeáveis, descarga de vasos sanitários) e agrícola. Sua aceitação é potencializada pelos recentes desenvolvimentos tecnológicos na área da construção civil sustentável, impulsionados por movimentos de sociedade no sentido da conservação ambiental e de combate ao aquecimento global nas áreas urbanas do mundo.

Os riscos à saúde associados ao reúso de água em edificações incluem tanto os riscos microbiológicos quanto os riscos devido a agentes químicos. Os riscos devido a produtos químicos na água de reúso são oriundos da presença compostos orgânicos, compostos radioativos e de metais (HAAS, 1999). Não obstante, a presença de organismos patogênicos oferece riscos superiores aos riscos químicos na água de reúso (GREGORY et al., 1996; HAAS, 1999; HAAS, 2002). Em virtude disso, os modelos de

avaliação de risco para o reúso não potável são baseados nos riscos microbiológicos (). Não obstante, há uma ausência de dados epidemiológicos a respeito dos riscos de doenças relacionadas ao reúso de águas cinza para fins não potáveis, o que torna ainda mais difícil, em termo de evidências, estimativas de risco com base em avaliação quantitativa de risco (AQRM) (PETTERSON & ASHBOLT, 2002).

Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo discutir os padrões microbiológicos de qualidade de reúso predial de água cinza na perspectiva da avaliação quantitativa de risco microbiológico. Para verificação do risco do reúso de água cinza para os fins estabelecidos foram levados em consideração os limites mínimos e máximos dos critérios internacionais de qualidade microbiológica para água de reúso urbano irrestrito. Dessa forma, variou-se a qualidade microbiológica da água cinza de 10^0 a 10^3 NMP *E.coli*/100ml.

2- MATERIAL E MÉTODOS

Para a AQRM do reúso de água cinza predial levou-se em consideração os seguintes usos: bacia sanitária, irrigação de jardim, lavagem de calçada e lavagem de carro. Para cada uso foram estabelecidas as rotas de exposição: ingestão de aerossol, ingestão por exposição rotineira (IER) e ingestão acidental (IA). Os dados referentes à exposição estão sumarizados na Tabela 15.

Para definição da frequência empregada na lavagem de pisos foi realizado um levantamento em 6 empresas gestoras de condomínio. Também foi realizado um levantamento entre 20 motoristas para definição da frequência de lavagem de veículos. Já o volume ingerido durante a lavagem de pisos foi semelhante ao da lavagem de veículos mencionada por Zanetti et al., (2013) que considerou o volume de ingestão igual aos da atividade de irrigação mencionados por Ashbolt et al., (2005), visto que os mecanismos de lavagem são os mesmos: mangueiras e lavadoras de alta pressão.

Para verificação do risco do reúso de água cinza para os fins estabelecidos foram levados em consideração os limites mínimos e máximos dos critérios internacionais de qualidade microbiológica (Tabela 16) para água de reúso urbano irrestrito, variando-se dessa forma a qualidade microbiológica da água cinza de 10^0 a 10^3 *E.coli*/100ml. Sendo assim foram geradas 3 faixas de contaminação da água cinza a serem avaliadas: 1-10 *E.coli*/100ml, 10-100 *E.coli*/100ml e 100-1000 *E.coli*/100ml. Como essas variáveis não

possuem banco de dados, adotou-se uma distribuição uniforme para as mesmas para o cálculo da dose ingerida.

Tabela 15: Dados de exposição para AQRM

Finalidade de reúso	Rota de exposição ¹	Volume (ml) Distribuição triangular	Frequência (ano)
Irrigação de jardim	Aerossol	(0,01; 0,1; 0,5)	Distribuição normal (100; 20) ¹
	IER	(0,1; 1;2)	Distribuição normal (100,20) ¹
Bacia sanitária	IA	(10; 100; 200)	distribuição uniforme (0,75;1,25) ¹
	Aerossol	(0,01; 0,1; 0,5)	distribuição uniforme (1460; 2160) ²
Lavagem de veículo	IER	(0,1; 1;2)	distribuição uniforme (26;52) ³
	Aerossol	(0,01; 0,1; 0,5)	distribuição uniforme (52;104) ³
Lavagem de pisos	IER	(0,1; 1; 2)	distribuição uniforme (7,5;12,5) ³

(IER) ingestão por exposição rotineira, (IA) ingestão acidental

Ashbolt et al., (2005), (2) USEPA (1998) , (3) Definidos pelo autor

(IER) ingestão por exposição rotineira, (IA) ingestão acidental

(1) Ashbolt et al., (2005), (2) USEPA (1998) , (3) Definidos pelo autor

Tabela 16: Limites microbiológicos estabelecidos para reúso urbano de água cinza

	TRATAMENTO	LIMITES MICROBIOLÓGICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA DE REUSO			REFERÊNCIA	
		Coliforme total (CFU/100mL)	Coliforme Fecal (CFU/100mL)	E. coli (CFU/100mL)		
Arizona	Tratamento secundário, filtração e desinfecção	-	ND (em 4 de 7 amostras) 23 (máx)	-	USEPA, (2012)	
California	Oxidação, coagulação, filtração e desinfecção	2,2 (méd/7 dias) 23 (máx / 30 dias) 240(máx)	-	-		
Florida	Tratamento secundário, filtração e alto nível de desinfecção	-	75% das amostras ND 25(máx)	-		
Hawaii	Oxidação, filtração e desinfecção	-	2,2 (méd/7 dias) 23 (máx/ 30 dias) 200 (máx)	-		
Nevada	Tratamento secundário e desinfecção	2,2 (méd), 23 (máx)	-	-		
Nova Jersey	Filtração, alto nível de desinfecção	-	2,2 (méd/7 dias) 14 (máx)	-		
Carolina do Norte	Filtração ou equivalente	-	14 (méd), 25 (máx)	14 (méd) 25 (máx)		
Texas	Ne	-	20 (med), 75 (máx)	-		
Virginia	Tratamento secundário, filtração e desinfecção	-	14 (méd), 49 (máx)	11(méd) 35 (máx)		
Washington	Oxidação, coagulação, filtração e desinfecção	2,2 (méd/30 dias)	23 (máx)	-		
British Columbia	Tratamento secundário, com adição química, filtração, desinfecção e estocagem de emergência	-	≤2,2	-		SCHAEFER, (2009)
Canadá	Ne	-	-	ND ≤200 (máx)		Health Canada, (2010)
Alemanha	Ne	<10000	<1000	-		NOLDE, (1999)
Portugal	Ne	10000	1000	-		ANQIP, (2011)
Reino Unido		1000	-	250	ENVIRONMENT AGENCY - UK (2011)	
Quensland (Austrália)	Tratamento secundário e desinfecção	-	-	<1 (med) < 10 (máx)	ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - QUEENSLAND (2005)	
Western Austrália	Desinfecção	-	-	<1	DEPARTMENT OF HEALTH WA, (2011)	
Japão	Ne	<1000	-	-	OGOSHI, (2001)	
China		-	3	-	ERNST, (2006)	

ND - não detectado

A dose ingerida em cada exposição foi calculada de acordo com a equação 1:

$$d = C \times V \quad (1)$$

onde:

C: concentração de *microorganismo* por mililitro de água cinza clara (concentração de *microorganismo* /ml)

V: volume de água cinza ingerido (ml).

Para a avaliação de risco à saúde, bactérias patogênicas, parasitas e vírus são relevantes, mas o conteúdo viral é o componente chave de contaminação fecal de águas cinzas por causa da alta taxa de excreção viral a partir de pessoas infectadas, as baixas doses necessárias para potencial infecção (Yezli e Otter, 2011) e a elevada taxa de sobrevivência de vírus entéricos no meio ambiente (Rzezutka, 2004). Dentre disso, o patógeno selecionado para avaliação de risco está de acordo com as diretrizes da OMS (OMS, 2006), sendo esse o rotavírus. OMS (WHO, 2006) ressaltam que as diretrizes foram desenvolvidas tendo o rotavírus como “organismo de referência”, ou seja sua remoção por meio de tratamento de esgoto associado a outros meios de proteção a saúde corresponderia a uma carga de doenças virais $\leq 10^{-6}$ DALY pppa e riscos menores de infecção bacteriana e por protozoários.

Segundo a OMS (WHO, 2006) o desempenho de tratamento de água residuária usado para garantir parcialmente ou integralmente $\leq 10^{-6}$ DALY pppa deveria ser avaliado através do monitoramento do indicador *E.coli* no efluente. Para a estimativa dos patógenos no efluente foi assumida a relação entre patógenos e *E.coli* inicialmente proposta por Shuval et. al. (1997) para enterovírus, sendo essa abordagem assumida nas diretrizes da OMS (WHO, 2006): 0,1 – 1 para Rotavírus por $10^5 E.coli$.

O modelo dose resposta utilizado para estimar os riscos de infecção por dia foi o modelo β – Poisson (equação 2), descrito por HAAS et al.,(1999).

$$PI(d) = 1 - \left[\left[1 + \frac{d}{DI50} \times \left(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1 \right) \right] \right]^{\alpha} \quad (2)$$

onde:

PI = probabilidade de infecção para uma única exposição (%)

d = dose ingerida

DI50 = dose infectante média

α e r = parâmetros característicos da interação agente hospedeiro (HAAS et al., 1999).

A partir das equações 2 pode-se estimar o risco para períodos de tempo maiores (por exemplo, anual), ou seja, para múltiplas exposições à mesma doseção (equação 3):

$$PI(A)(d) = 1 - [1 - PI(d)]^n \quad (3)$$

onde:

PI(A) = probabilidade anual de infecção decorrente de n exposições à mesma dose (d)

n = número de exposições por ano (frequência anual)

Os parâmetros (constantes de infecciosidade dos patógenos α , β) e o modelo de dose resposta utilizado estão apresentados na Tabela 17.

TABELA 17: CONSTANTES DE INFECCIOSIDADE DOS PATÓGENOS E OS MODELOS DE DOSE RESPOSTA UTILIZADOS

Estudo de dose resposta /Organismo	Modelo	Parametros ⁽¹⁾	Fonte Original dos dados	Referência
Virus Enterico				
Rotavirus CNJ-ensaio de alimentação humana	β -Poisson	$\alpha = 0.253$ $\beta = 0.422$	Ward et al (1986)	Teunis et al (1996)
<i>(Rotavirus)</i>				

(1) Dados com intervalo de 95% de confiança

Os Riscos anuais de infecção foram estimados usando a Equação (3). Foram geradas séries de 10mil valores através do teste de Monte Carlo (com amostragem por hipercubos latinos, utilizando-se o @ RISK versão 5.5 (Palisade Corporation). O risco aceitável adotado como referência neste trabalho e recomendado pela OMS igual a 1μ DALY, equivalente a um risco mediano de $7,7 \times 10^{-4}$ para rotavírus (WHO, 2006).

3- RESULTADO E DISCUSSÃO

As estimativas dos riscos medianos para as finalidades de reúso e suas respectivas rotas de exposição para a qualidade microbiológica da água cinza variando de 10^0 a 10^3 *E.coli*/100ml estão apresentadas na TABELA 18.

De acordo com os cenários de exposição determinados, os riscos mais elevados e acima dos níveis toleráveis estabelecidos pela OMS estão relacionados à qualidade microbiológica da água da cinza com níveis entre 100-1000 NMP *E.coli*/100ml. Nesses níveis o risco mediano de infecção para o rotavírus superou o limite tolerável para rotavírus de $7,7 \times 10^{-4}$ rotavírus exceto para as finalidades de reúso irrigação de jardim e lavagem de piso tendo como rota de exposição o aerossol.

Tabela 18: Riscos de infecção para as finalidades de reúso e suas respectivas rotas de exposição para a qualidade microbiológica da água cinza variando de 1 A 1000 NMP E.COLI/100ML.

E.coli/100ml	Riscos de infecção para Rotavírus	Finalidade de reúso						
		irrigação de jardim			Descarga do vaso sanitário	Lavagem de veículo	Lavagem de piso	
		Rota de exposição						
		aerossol	IER	IA	aerossol	IER	aerossol	IER
1-10	50%	2,6E-06	3,1E-05	3,1E-05	8,5E-05	2,0E-05	4,4E-06	2,4E-05
10-100		2,9E-05	1,6E-04	5,6E-04	4,3E-04	6,1E-05	2,3E-05	1,2E-04
100-1000		5,6E-04	3,1E-06	3,1E-03	8,0E-03	1,2E-03	4,5E-04	2,4E-03
1-10	mediano	7,4E-06	3,8E-05	3,8E-05	1,1E-04	1,5E-05	5,8E-06	2,9E-05
10-100		4,1E-05	2,1E-04	2,1E-04	5,9E-04	8,1E-05	3,2E-05	1,6E-04
100-1000		7,5E-04	3,8E-03	3,8E-03	1,1E-02	1,5E-03	5,8E-04	3,0E-03
1-10	95%	2,0E-05	9,1E-05	9,0E-05	2,8E-04	3,6E-05	1,5E-05	7,2E-05
10-100		1,2E-04	5,5E-04	5,5E+00	1,7E-03	2,2E-04	9,2E-05	4,4E-04
100-1000		2,0E-03	9,2E-03	8,7E-03	2,7e	3,6E-03	1,5E-03	7,3E-03

(IER) ingestão por exposição rotineira e (IA) ingestão acidental.

O maior risco mediano de infecção dentro das finalidades de reúso definidas está relacionado a bacia sanitária. Entretanto, Bortone et al., (1999) avaliaram o uso de água de qualidade secundária contendo 10^4 organismos/100ml para descarga sanitária e a geração de aerossóis utilizando lactobacilos como marcadores. Os autores não observaram a contaminação do ar em nenhum dos pontos de amostragem, nem mesmo a uma altura de 30cm acima da bacia sanitária.

Estudos realizados no selo hídrico de bacias sanitárias abastecidas com água potável em prédios públicos da cidade de Salvador (Brasil) indicaram densidades de coliformes termotolerantes variando de $1,55 \times 10^2$ a $1,20 \times 10^5$ UFC/100ml em 50% das amostras analisadas (COHIN et al., 2006).

A contaminação por coliformes termotolerantes em bacia sanitária também foi estudada por Ornelas (2004). Este autor demonstrou que, mesmo utilizando água potável nas bacias sanitárias, é possível encontrar densidade de coliformes termotolerantes da ordem de 10^3 a 10^5 UFC/100ml. Pode-se assim apontar que tais parâmetros são desnecessariamente muito restritivos, visto que as densidades de coliformes termotolerantes encontradas nas bacias sanitárias dos prédios públicos analisados apresentam valores superiores aos indicados nas legislações internacionais de reúso de água.

Friedler et al., (2010) avaliou a qualidade microbiológica da água do selo hídrico de bacias sanitárias abastecidas água de reúso (gerada após tratamento da água cinza) e água potável. As densidades de coliformes termotolerantes encontradas nos selos hídricos com água potável foram de uma a duas ordens de magnitude maior do que a dos selos hídricos com água de reúso. De forma semelhante, Campos et al., (2012) avaliaram a qualidade da água do selo hídrico de bacia sanitária abastecida com água potável e com água de reúso. Os selos hídricos com água potável apresentaram densidades de coliformes termotolerantes e *E.coli* com 1 ordem de grandeza superior a dos selos hídricos com água de reúso. Reafirmando assim que os limites internacionais para reúso de água em bacia sanitária são desnecessariamente muito restritivos.

Uma questão importante a ser discutida é a utilização de *E.coli* como contaminação fecal. Ultimamente as características que fazem de *E. coli* o melhor indicador de contaminação fecal têm sido questionadas. Vários estudos têm mostrado que a *E. coli* tem capacidade de persistir e se multiplicar num ambiente externo ao corpo do hospedeiro em habitats secundários (como corpo de água) e, na ausência de contaminação fecal (FUJIOKA et al.,1999; SOLO-GABRIELLE et al.,2000; GORDON, 2001; POWER et al.,2005). Segundo Hazen e Toranzos (1990), os indicadores de contaminação fecal, como os coliformes termotolerantes, podem sobreviver de 92 a 294 horas em águas tropicais. Devido a isso, alguns pesquisadores criticam a utilização delas como indicador microbiano de poluição fecal em corpos d'água, principalmente em ecossistemas tropicais (FUJIOKA et al.,1999 ; BYAPPAHALLI; FUJIOKA, 1998; Carrillo et al.,1985).

Ottoson e Stenstrom (2003) discutem a capacidade dos coliformes fecais se regenerarem em águas cinza, causando uma superestimação de contaminação fecal. Assim, a relação patógeno /hospedeiro indicada pela OMS (2006) que utiliza o foco no indicador de

contaminação fecal (*E.coli*) pode levar a uma superestimação de cargas fecais, podendo indicar um valor de risco superestimado. Para evitar uma superestimação de contaminação fecal os autores sugrem a utilização de enterococcus como indicadores de contaminação fecal , embora eles também possam recescer no sistema de águas cinzas, entretanto de forma inferior aos coliformes. Outra forma de medir a contaminação fecal é usando biomarcadores químicos com o coprostanol.

Da mesma forma torna-se necessário pesquisas para quantificação de vírus entéricos na água cinza. Raros são esses estudos. Isso se dá em razão da disponibilidade de métodos de concentração viral de baixa eficiência de recuperação e de métodos de detecção pouco sensíveis, onerosos e de complexa implantação (MARQUES, 1991; MEHNERT, 2003).

Devido a essa lacuna no conhecimento a utilização equivalências da contaminação fecal da água cinza utilizando *E.coli* como indicador trás uma das incertezas dentro do estudo da AQRM.

Outro fator importante na determinação do risco microbiológico no reúso de água cinza predial é a determinação do risco tolerável no contexto brasileiro. A determinação do risco tolerável envolve estudos de risco / benefício, por meio da realização de estudos epidemiológicos e da avaliação das características e determinantes locais (HESPANHOL, 2004). Portanto, definindo-se o que se queira como “DALY tolerável” pode-se estimar a qualidade de água para reúso predial.

Assumindo-se: (1) a finalidade de reúso de maior risco (bacia sanitária) e o patógeno rotavírus (patógeno selecionado para avaliação de risco acordo com as diretrizes da OMS (WHO, 2006)), (2) que a remoção correspondente e necessária deste patógeno garante suficiente proteção contra infecções bacterianas e por protozoários (WHO, 2006a), (3) introduzindo o risco de infecção tolerável para rotavírus de $7,7 \times 10^{-4}$ rotavírus como a probabilidade de infecção; é possível usar uma solução inversa do modelo dose – resposta (equação 1) afim de calcular a dose segura de injeção de água cinza.

$$(7,7 \times 10^{-4}) = 1 - [1 + (d/6.17)(2^{1/0.253} - 1)]^{-0.253} ; \quad (4)$$

Dessa forma, tem-se a dose segura para uma única exposição $d=1,32 \times 10^{-3}$ rotavirus.

Utilizando a mesma lógica, calcula-se a probabilidade de infecção para múltiplas exposições utilizando a equação (4) com o seguinte cenário de exposição: o cenário de injeção de aerossol de água cinza em bacia sanitária, número de exposições a descarga sanitária de 4 a 6 descargas por habitante/dia (U.S.EPA, 1998) o que para o cálculo do risco foi considerando uma distribuição anual uniforme de 1460 a 2160 exposições .

$$7,7 \times 10^{-4} = 1 - (1 - PI(d))^{\text{distribuição uniforme (1460,2160)}}, \quad (5)$$

Tem-se: $PI(d) \approx 10^{-3}$

Utilizando o valor de $PI(d)$ calculado na equação 5, calcula-se a dose segura para múltiplas exposições a partir da equação 2:

$$PI(d) = 1 - \left[\left[1 + \frac{d}{DI50} \times \left(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1 \right) \right] \right]^{\alpha} \quad .. \quad (2)$$

$$10^{-3} = 1 - (1 + (d/6,17)) (2^{1/0,253} - 1)^{-0,253} ;$$

Assim, tem-se que a dose segura para múltiplas exposições é de $1,71 \times 10^{-3}$ rotavírus/ml. A partir desses dados é possível calcular a densidade segura de *E.coli* na água cinza, levando-se em consideração os limites estabelecidos pela OMS (WHO, 2006) que é de 0,1- 1 rotavirus/ml a cada 10^5 de *E.coli*/100ml. Infere-se que a concentração segura de *E.coli*/100ml irá variar de 10^2 - 10^4 , para casos de 4-6 descargas/hab.d com água de reúso gerada a partir de água cinza em bacia sanitária com ingestão de volume de 1ml por ano.

Essa ampla faixa para o valor de dose segura de ingestão mostra-se incompatível com os limites microbiológicos de algumas diretrizes ou normas internacionais de qualidade de água de reúso. Como por exemplo a USEPA (2012) considera como diretriz microbiológica para reúso urbano que não seja detectado coliforme termotolerante ou tenha no máximo 14 coliformes termotolerante/100ml e que ainda não sejam detectados organismos patogênicos. Desse modo, a diretriz têm uma abordagem conservadora para estabelecer parâmetros de qualidade microbiológica para água de reúso.

A OMS (BLUMENTAL, 2000) sugere para irrigação de parques e jardins um padrão menor ou igual a 1000 coliformes termotolerantes/100 ml, entretanto, para irrigação de

gramados, estabelece um padrão de menor ou igual a 200 coliformes termotolerantes/100ml.

Também utilizando uma abordagem conservadora, Li (2009) estabeleceu diretrizes para reuso não potável de água cinza. Para o Reuso urbano irrestrito o autor estabeleceu um limite microbiológico de coliformes fecais $\leq 10/100\text{ml}$.

O Canadá (CANADIAN GUIDELINES, 2010) e o Reino Unido (ENVIRONMENT AGENCY, 2011) levam em consideração o microorganismo de referência *E.coli*, recomendando densidades inferiores a 200 CFU/100ml e 250 CFU/100ml respectivamente.

Bastos (2014) , utilizando dados de estudo de AQRM realizados por Cohin e Kiperstok (2007) , indica o limite microbiológico para coliforme termotolerante estipulado pelas diretrizes do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) para reuso predial menor ou igual a $10^3 \text{E. coli} /100\text{ml}$. Padrão semelhante é adotado por Portugal de 1000 CFU/100ml (MARRECOS DO MONTE, 2010).

Com relação aos padrões de qualidade microbiológica para reuso de água, no Brasil existe uma norma técnica que aborda o reuso não potável de águas residuárias nas edificações (NBR 13969 da ABNT, 1997). Essa define, em termos gerais, classificações e respectivos valores de parâmetros para as águas residuárias dependendo da finalidade que essa será reutilizada. A água de reuso para descarga sanitária é enquadrada na classe 3, que estabelece como densidade máxima de coliformes termotolerantes o valor de 500 NMP/100 ml. A classe 1 prevê a possibilidade de aspiração de aerossóis pelo usuário (Exemplo: lavagem de veículos), e tem como densidade limite de coliformes termotolerantes 200 NMP/100 ml.

Analisando os resultados pela ótica da carga tolerável de doença, temos que como exposto, a densidade segura de *E.coli* para reuso de água cinza foi calculada considerando-se um DALY 10^{-6} , o que resultou em uma dose segura de *E.coli*/100ml variando de $10^2 - 10^4 \text{NMP } E.coli/100\text{ml}$. Entretanto, Hespanhol (2009) questiona o valor de 10^{-6} Daly para reuso de efluentes tratados em irrigação. De acordo com o mesmo, um nível tão restritivo é quase impossível de ser obtido nos países em desenvolvimento, que não terão condições de adotar medidas protetoras preconizadas principalmente para o tratamento de esgoto, mesmo para irrigação irrestrita. O autor

sugere uma carga de doença tolerável de 10^{-4} além de medidas protetoras viáveis a serem utilizadas para garantir a redução de patógenos e assegurar a proteção a saúde.

Em uma análise dos limites estabelecidos para reúso de esgoto na agricultura, Mara (2011) considera que o valor de 10^{-6} DALY pode não ser realista e eficaz em termos de custo e sugere a utilização de um DALY de 10^{-4} . Segundo o autor, essa redução pode ser mais eficaz em termos de custo e ainda assim fornecer margens adequadas de segurança a saúde pública com relação a adquirir cancer por veiculação hídrica, assim como diarreia e ascaridíase.

O valor de risco de doença tolerável equivalente ao 10^{-6} DALY pppa representam valores conservadores se comparados à incidência global de doenças diarreicas nas faixas de idade 5-80 anos: 0,1- 1ppa (WHO,2006a). Mara (2010), citando Hass (1996), indica o risco de doença diarreica tolerável de 10^{-2} pppa, equivalente a um 10^{-4} DALY pppa, sendo esse de 1 a 2 ordens de grandeza menor do que a atual incidência de diarreia mais realista.

As diretrizes da OMS, Qualidade da Água Potável (2011), afirmam que a carga tolerável de 10^{-6} DALY pode não ser viável ou real em alguns locais e circunstâncias em curto prazo. Quando a carga global da doença por várias vias de exposição (água, comida, ar, contato pessoal direto, etc) é muito alta, estabelecendo um 10^{-6} DALY pppa, por nível de carga da doença da exposição transmitidas pela água sozinha ano terá pouco impacto sobre a carga global de doenças. A definição de um nível menos rigoroso de risco aceitável, tal como 10^{-5} ou 10^{-4} DALY pppa no de exposição através da água pode ser mais realista, mas ainda consistentes com as metas de fornecimento de água com qualidade e segurança. (OMS 2011, seção 3.2).

Através das equações 7 e 8 é possível calcular a risco tolerável de doença considerando os valores de 10^{-4} e 10^{-5} DALY pppa para países em desenvolvimento para rotavírus de $2,6 \times 10^{-2}$ (OMS,2011). Observa-se que o risco tolerável de infecção encontra-se na ordem de grandeza de $10^{-2} - 10^{-3}$ pppa, sendo de uma a duas ordens de grandeza menor que o risco tolerável quando aplicado o DALY de 10^{-6} pppa, onde o risco tolerável de infecção é de $7,7 \times 10^{-4}$ pppa.

$$\text{Risco tolerável de doença} = \text{Daly tolerável ppa} / \text{Daly por caso de doença} \quad (7)$$

$$\text{Risco tolerável de infecção} = \text{risco tolerável de doença} / \text{razão doença:infecção} \quad (8)$$

tabela 19:: DALY por caso de doença, riscos toleráveis de doenças, índices toleráveis doença / infecção e os riscos de infecção toleráveis para rotavírus.

Patógeno	DALY _{pcd} ^c	RTD ^a ppa para 10 ⁻⁵ DALY	RTD ^a ppa 10 ⁻⁴ DALY	razão doença/ infecção	RTI ^b ppa DALY 10 ⁻⁵	RTI ^b ppa DALY 10 ⁻⁴
Rotavírus	2,6x10 ⁻²	3,8x10 ⁻⁴	3,8x10 ⁻³	0,05	7,7x10 ⁻³	7,7x10 ⁻²

a: risco tolerável de doença ; b: risco tolerável de infecção; c: por caso de doença

4- CONCLUSÕES

Para os diferentes cenários estudados os riscos mais elevados e acima dos níveis toleráveis estabelecidos pela OMS estão relacionados à qualidade microbiológica da água da cinza com níveis entre 100-1000 NMP *E.coli*/100ml. Nesses níveis o risco mediano de infecção para o rotavírus superou o limite tolerável para rotavírus de 7,7 x 10⁻⁴ rotavírus exceto para as finalidades de reúso irrigação de jardim e lavagem de piso tendo como rota de exposição o aerossol. O maior risco mediano de infecção dentro das finalidades de reúso definidas está relacionado ao reúso de água cinza em bacia sanitária.

Apesar disso, considerando carga máxima tolerável de doença entre 10⁻⁴ – 10⁻⁶ pppa ou seja , risco tolerável de infecção na faixa entre 10⁻² – 10⁻³ pppa, o modelo de risco estudado indica ser possível o estabelecimento de um padrão de qualidade de *E.coli* menor ou igual a 10³NMP/100ml em águas cinzas tratadas destinadas ao uso em descargas sanitárias.

5- REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

ASHBOLT, N.J. “*Microbial Risk Assessment (MRA) Tool*”. Gothenburg: Urban Water. (2005).

BASTOS, R.K.X.; KIPERSTOK, A.; CHERNICHARO, CAL; FLORENCIO,L.; MONTEGGIA, L.O.; VON SPERLING,M.; AISSE, M.M.; BEVILACQUA,P.D.; PIVELI, R.P. “*Subsídios à regulamentação do reúso da água no Brasil*” . (2014). Disponível em:< <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.016>>. Acesso em maio de 2014.

BAZZARELLA, B. B. Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações. 2005. 165f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

BLUMENTHAL; U. J.; MARA DUNCAN, D.; PEASEY, A., RUIZ-PALACIOS, G.; STOTT, R. “*Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising OMS guidelines*”. Bulletin of the World Health Organization, 78(9) (2000).

BORTONE, G., CIMATTI, E., PAILLA, B., SPADONI, M. & STANLE, L. “Innovative water saving systems in households in Europe. *Emerging Technologies for Sustainable Land Use and Water Management*” (ed. by A. Musy, L. S. Pereira & M. Frilseh) (Proc. Second Inter-regional Conf. on Environment-Water, Lausanne, Switzerland). 13.13. PPUR, Switzerland. (1999)

CAMPOS, R. H. ; VAZ, L. O. ; GONCALVES, R. F. “*Análise de Riscos Ambientais de uma Estação de tratamento de Esgotos de Águas Cinza (ETAC) em um Prédio Residencial*”. In: **XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Salvador. (2012).

CANADIAN GUIDELINES FOR DOMESTIC RECLAIMED WATER FOR USE IN TOILET AND URINAL FLUSHING. *Prepared by the Working Group on Domestic Reclaimed Water of the Federal -Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment* (2010). Ottawa, Ontario. Disponível em:< <http://www.healthcanada.gc.ca>>. Acesso em jan. de 2012.

COHIN, E. *Percepção do usuário de reúso de água*. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X., AISSE, M. M. (Coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários. (2006)

CROCKETT, C. S., HAAS, C. N., FAZIL, A., ROSE, J. B. AND GERBA, C. P. Prevalence of shigellosis in the U.S.: consistency with dose-response information. **International Journal of Food Microbiology** 30: 87-99. (1996)

ERIKSSON, K. AUFFARTH, A.-M. EILERSEN, M. HENZE, A. “*LedinHousehold chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater*”. **Water SA**, 29 (2), pp. 135–146. (2003)

ENVIRONMENT AGENCY, GREYWATER FOR DOMESTIC USERS: AN INFORMATION GUIDE. (2011). Disponível em: <http://publications.environment-agency.gov.uk/PDF/GEHO0511BTWC-E-E.pdf> . Acesso em : 24 jan. 2012.

FIESP, *Manual de Conservação e reúso de água em edificações*. São Paulo, ProL editora gráfica. (2005).

FRIEDLER, M. HADARI. “Economic feasibility of on-site grey water reuse in multi-storey buildings”. *Desalination*, 190 (1-3), pp. 221–234. (2006).

GREGORY, J. D., LUGG, R., SANDERS, B. “Revision of the national reclaimed water guidelines” *Desalination*. v. 106, n. 1-3, p. 263-268, 1996.

HAAS, - Progress and data gaps in quantitative microbial risk Assessment. 2002

HAAS, C. N., ROSE, J. B. & GERBA, C. P *Quantitative Microbial Risk Assessment*. John Wiley and Sons Inc., New York. .(1999)

HESPANHO, I. Viabilidade de um AVAD não superior a 10^{-4} por pessoa por ano, para reúso agrícola de água, em países em desenvolvimento. **Revista Ambiente e Água**. Disponível em: www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/download/224/654. Acesso em maio de 2014.

LI, F., *Treatment of household grey water for non-potable reuses*. PhD thesis, Hamburg University of Technology. (2009).

MARA, D. Risk Analysis, If It Ain't Broke, Don't Let Them Fix It. Volume 31, Issue 10, pages 1513–1514, 2011.

MARECOS DO MONTE, H.; ALBUQUERQUE, A.(2010). *Reutilização de águas residuais. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos Instituto Superior de Engenharia de Lisboa*. Disponível em: <
https://ubithesis.ubi.pt/bitstream/10400.6/1144/1/Guia_Tecnico_Reutilizacao-1.pdf>
Acesso em: março 2010.

MESSNER MJ, CHAPPELL CL AND OKHUYSEN PC. *Risk assessment for Cryptosporidium: a hierarchical Bayesian analysis of human response data*. *Water Research* 35:3934–3940. (2001).

NBR 13.969, Associação Brasileira de Normas Técnicas *Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro. (1997).

NBR 13969:1997 Tanques sépticos - unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - projeto, construção e operação: ABNT 60p. 1997.

NOLDE, E. *Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings – over ten years experience in Berlin*”. *Urban Water*, 1, 275–284. (1999).

ORNELAS, P. *Reúso de água em edifícios públicos: o caso da escola politécnica*. Dissertação (mestrado profissional em gerenciamento e tecnologias ambientais no processo produtivo) – Departamento de engenharia ambiental, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2004.

PASIN DA *Avaliação quantitativa de riscos microbiológicos (AQRM) associados à E. coli em águas cinza*. Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Área de Concentração Saneamento. Bauru. (2013).

PETTERSON, S.A; ASHBOLT, N.J. *OMS Guidelines for Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture: Microbial Risk Assessment* .section 200 p. 36. 2002.

SHUVAL, H. I., LAMPERT, Y. & FATTAL, B. Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. *Water Science and Technology* 35 (11–12), 15–20.1997.

TEUNIS, P. F. M., VAN DER HEIJDEN, O. G., VAN DER GIESSEN, J. W. B., & HAVELAAR, A. H. “*The Dose Response Relation in Human Volunteers for Gastro-Intestinal Pathogens*”, Technical Report 284550002, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM . (1996).

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. -
USEPA Water Conservation Plan Guidelines, apendice b pág . Disponível em:
http://www3.epa.gov/watersense/docs/app_b508.pdf . Acesso em 17 abril 2014.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.
Guidelines for water reuse. (Report No. EPA/600/R-12/618). Disponível em:
<http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100FS7K.pdf> . Acesso em 17 abril 2014.

World Health ORGANIZATION Guidelines for drinking-water quality - 4th ed.,
capítulo 3 Health-based targets, pág 35-44 .(2011).

WORLD HEALTH ORGANIZATION Guidelines for the safe use of wastewater,
excreta and greywater- Excreta and greywater use in agriculture. France: World Health
Organization .(2006)

ZANETI, R.N.; ETCHEPARE, R.G.; OLIVEIRA, R.G.M.M.; RUBIO, J.”*Car wash
wastewater treatment and water reuse a case study*” *WaterScience&Technology*. 67.1.
(2013)

5.2 ARTIGO 2

AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DO RISCO MICROBIOLÓGICO DECORRENTE DO REÚSO PREDIAL DE ÁGUA CINZA TRATADA POR UM FILTRO ANAERÓBIO SEGUIDO DE WETLANDS

Resumo

A avaliação do risco microbiológico no reúso predial de água cinza tratada em uma estação composta por um filtro anaeróbio e um wetland vertical associados em série é o objeto desse trabalho. O banco de dados para a avaliação do risco microbiológico foi construído com base no monitoramento das densidades *E.coli*, no efluente da ETAC por um período de 18 meses. Os patógenos selecionados para avaliação de risco foram *Rotavírus*, *Campylobacter* e *Cryptosporidim*, sendo esses calculados pela relação patógeno/ Ecoli estabelecida para cada patógeno tomando-se como base as diretrizes da OMS (2006). As potenciais vias de exposição aos agentes patogênicos foram: 1) inalação dos aerossóis dos efluentes das diferentes etapas que compõem o sistema de tratamento, 2) inalação dos aerossóis de água de reúso no momento da descarga da bacia sanitário. Para o cenário descrito, foram fixados os riscos tolerável estabelecidos pela WHO (2006), cujos valores são de 10^{-3} pppa para doenças diarreicas. Avaliando-se o risco mediano para o reúso de água cinza e água de reúso em descarga sanitária, o patógeno rotavirus apresentou risco superior ao risco aceitável estabelecido pela WHO (2006). Entretanto, não foi analisado laboratorialmente a presença desse patógeno na água cinza, tendo sido utilizada a relação patógeno / hospedeiro indicada pela WHO (2006). , Resulta disso o fato de que o foco no indicador de contaminação fecal (*E.coli*) pode levar a uma superestimação de cargas fecais, podendo indicar um valor de risco superestimado.

Palavras Chaves: AQRM, Águas Cinza; reúso; edificações; descarga sanitária; *E. coli*; patógenos

ABSTRACT: The evaluation of microbiological risk involved in building reuse greywater treated ain compact treatment of greywater is the object of this work. The database for the

evaluation of microbiological risk was constructed based on the monitoring of total coliform densities *E. coli* in the effluent from the ETAC for a period of 18 months. The selected pathogens to risk assessment were Rotavirus, Campylobacter and Cryptosporidium, taking as a basis the guidelines of the *OMS* (2006). Potential routes of exposure to pathogens were: 1) inhalation of spray effluent of the different stages that make up the system of treatment, 2) inhalation of water reuse of aerosols at the time of discharge of sanitary basin. For the scenario described, the acceptable risk set by *OMS* were set (2006), *OMS*se values are 10^{-3} pppa for diarrheal diseases. Evaluating the median risk for greywater recycling and reuse of water in sanitary discharge, pathogen rotavirus showed higher risk than acceptable risk set by the *OMS* (2006). However, no laboratory analyzed the presence of this pathogen in the greywater, having been used the relationship pathogen / host indicated by the *OMS* (2006). , Consequence is the fact that the focus on the indicator of faecal contamination (*E. coli*) can lead to an overestimation of fecal loads, which may indicate a risk value overestimated.

Keywords: microbial risk assessment, GreyWater; reuse; buildings; sanitary discharge; *E. coli*; pathogens.

1- INTRODUÇÃO

Uma forma de prevenir a escassez de água é favorecer o estímulo do seu uso através de uma gestão integrada, incentivando o uso racional e favorecendo o desenvolvimento de sistemas sustentáveis. Dentre as fontes alternativas de água, a água cinza suscita especial interesse hoje em dia, por ser uma água residuária com menor carga de poluentes do que o esgoto e por ser tratável com mais facilidade do que o esgoto sanitário. A água cinza clara é formada pelas correntes de águas servidas provenientes dos diversos pontos de consumo de água na edificação (lavatórios, chuveiros, banheiras, máquina de lavar roupa e tanque), excetuando-se água residuária proveniente das bacias sanitárias e da pia de cozinha (JEFFERSON et al.,2000; ERIKSSON et al.,2002; OTTOSON & STENSTRÖM, 2003).

Estudos realizados no Brasil e no exterior indicam que a água cinza contem matéria orgânica, sulfatos, além de turbidez e contaminação fecal (ERIKSSON, 2002). Alguns estudos comprovaram também a presença de compostos orgânicos rapidamente biodegradáveis na sua constituição (JEFFERSON et al.,2004). Por tais motivos, seu reúso direto nas edificações (em estado bruto) não é recomendável, tendo em vista, sobretudo, a possibilidade de produção de mau cheiro nas instalações sanitárias e o risco microbiológico.

Nos países onde o reúso se insere como uma ferramenta de conservação de água integrante da política de recursos hídricos, normas ou diretivas foram desenvolvidas para balizar a prática. Entretanto, longe de se observar um consenso no que se refere à qualidade da água de reúso, alguns países adotaram um conjunto de critérios de qualidade de água com base nas diretrizes da OMS, enquanto outros países se alinharam aos critérios mais conservadores da Califórnia (BRISAUD, 2008). Um terceiro grupo de países, menor do que os dois anteriores, caracteriza-se pelo estabelecimento de critérios não alinhados a estas duas principais diretrizes, onde se insere atualmente o Brasil com a NBR 13.969 (ABNT 1997). Entre os fatores que podem explicar as significativas discrepâncias de critérios observadas hoje em dia nas diferentes legislações específicas, encontra-se a falta de uma justificativa apoiada claramente em bases científicas.

Vale ressaltar que qualquer atividade de reúso da água implica em considerações relativas à proteção da saúde, o que pressupõe uma análise dos riscos envolvidos. A avaliação quantitativa de risco microbiológico AQRM é uma técnica de modelagem probabilística que pode ser usada para calcular os riscos associados a diferentes patógenos em cenários específicos (SEIDU et al., 2008). A AQRM é uma ferramenta valiosa para estimar os riscos, mesmo quando o conjunto de dados é pobre, possibilitando tomar decisões racionais a um custo menor do que estudos epidemiológicos, traduzindo a ocorrência de patógenos ambientais em probabilidade de infecção (risco microbiológico) e proporcionando sensibilidade na identificação de riscos.

Essa técnica foi primeiramente desenvolvida para água potável (REGLI et al., 1991). A estrutura para avaliação quantitativa de risco microbiológico envolve quatro etapas preliminares: identificação do perigo, avaliação da exposição, avaliação da dose-resposta e caracterização do risco (HASS, 1999).

Essa técnica tem sido aplicada para estabelecer o risco para a saúde associado ao reúso de águas residuais para irrigação (OTTOSON et al., 2003; JACKSON et al., 2006; MARA et al., 2007, BASTOS et al., 2009; CUTOLO et al., 2012; BACKER et al., 2013, MATOS et al., 2014), para descarga de águas recreacionais (ASHBOLT et al., 1997; ASHBOLT et al., 2010); e para reúso urbano de águas residuais (VAZ et al., 2010; ZANETI, 2013).

Em síntese, AQRM traduz a ocorrência de patógenos ambientais para a probabilidade de infecção, isto é, ela permite a estimativa de risco dados a densidades patógenos, as taxas de ingestão desses patógenos, os modelos de exposição e os modelos de dose-resposta adequados para as populações expostas.

A adoção de padrões de qualidade muito rigorosos, visando minimizar os riscos a níveis extremamente baixos, não encontra respaldo científico e é contraproducente dos pontos de vista ambiental e econômico (HESPANHOL, 2009). A consequência dessa estratégia é a necessidade de emprego de tecnologias com altos custos de implantação, operação e manutenção (MALAMISA et al., 2015), o que pode vir a limitar a abrangência desta ainda incipiente prática nas cidades modernas. Por isso, alguns países em desenvolvimento adotam as recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS) para o reúso de águas residuárias, o que possibilita o emprego de tecnologias de tratamento mais simples e mais baratas. Um exemplo destas tecnologias de tratamento são os wetlands construídos, que vêm a ser filtros dotados de um meio granular no qual são plantadas macrófitas com elevado

poder de depuração das águas residuárias. Vários são os exemplos de emprego dos wetlands na produção de água de reúso para fins não potáveis nas edificações. É comprovada a eficiência desse tipo de processo na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e turbidez das águas cinzas (GROSS et al.,2007; MASI, 2009; PAULO et al., 2009) . Porém, vários estudos mostraram que a remoção de patógenos é relativamente limitada, o que resulta na produção de águas cinzas tratadas com densidades de coliformes termotolerantes na faixa de 100 a 1000 NMP/100 mL. Isso resulta no desenvolvimento de sistemas com wetlands com uma etapa de desinfecção complementar, o que aumenta um pouco os custos de implantação e manutenção, mas sobretudo aumenta a complexidade da manutenção dos sistemas de pequena escala.

Dentro desse contexto, objetivo foi estudar o risco microbiológico envolvido no reúso predial de água cinza quantificando o risco para diversos usos da água de reúso sem a desinfecção, para eventualmente se autorizar a produção de água de reúso em sistemas com wetlands e sem a etapa de desinfecção.

2- MATERIAL E MÉTODOS

2.1- Descrição da planta experimental

A pesquisa foi realizada num edifício universitário, que possui segregação de águas residuárias, localizado no parque experimental de saneamento na Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil. A água cinza clara (AC_{clara})foi gerada a partir do uso dos lavatórios, tanque, chuveiros e máquina de lavar, sendo este último equipamento o responsável por cerca de 64% da produção média diária de água cinza (KNUPP, 2013). O sistema de tratamento de água cinza consistiu em reservatório de água cinza clara seguido de filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) e de dois “wetlands” funcionando em paralelo. Os dois wetlands possuíam dimensões semelhantes, sendo um deles de fluxo hidráulico vertical (WV) e o outro de fluxo horizontal (WH) .

O FAn foi construído em fibra de vidro, possuindo com formato paralelepípedo e com área superficial de $0,18m^2$ e $0,32m^3$ de volume útil, com dimensões de 0,6m de largura, 0,3m de comprimento, 2m de altura, sendo que a altura efetiva do leito filtrante era de 1,8m. Os wetlands foram construídos com fibra de vidro, com formato paralelepípedo, com volume

útil de 1,54m³ e dimensões de 2,19 m (comprimento), 1,17 m (largura) e 0,6 m (altura útil). Para maiores detalhes da planta experimental vide capítulo 4.

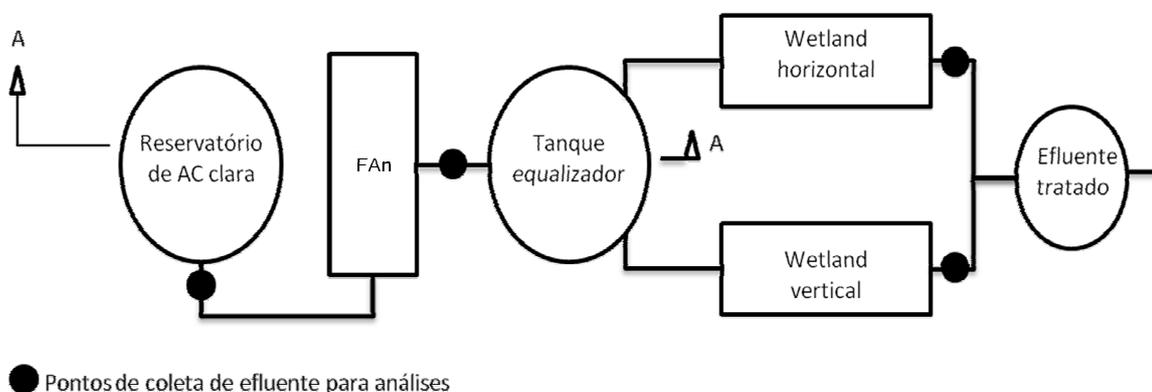


FIGURA 12: FLUXOGRAMA DA ETAC 1

2.2- Amostragem e monitoramento

A ETAC foi operada e monitorada por um período de 18 meses. Para o monitoramento do sistema foram coletadas amostras simples da água cinza clara e na entrada e saída de cada tratamento, sempre às 9:00 horas da manhã.

Para o monitoramento físico-químico, o volume coletado para cada amostra era de aproximadamente 2L em frasco de polipropileno, sendo os parâmetros analisados de acordo com o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) (Tabela 20). As análises foram executadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAN) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

O monitoramento das características biológicas da água cinza foi realizado com base nos parâmetros *coliformes totais*, *E.coli*. As amostras foram coletadas em frascos estéreis de vidro de 100ml. Para a realização dos testes de Coliformes totais e *E.coli* foi utilizada a metodologia de substrato cromo-fluorogênico conforme APHA(2005) utilizando o meio cromofluorogênico COLILERT[®] 24 (IDEXX).

TABELA 20: METODOLOGIA DAS ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.

Parâmetro	Unidade	Frequência	Método	Referência
Temperatura	°C	Diária	Laboratório e campo	2550 B (APHA, 2005)
pH	-	Diária	Eletrométrico	4500 H ⁺ B (APHA, 2005)
Turbidez	UT	Diária	Nefelométrico	2130 B (APHA, 2005)
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg.L ⁻¹	Semanal	Gravimétrico	2540 D (APHA, 2005)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})	mgO ₂ .L ⁻¹	Quinzenal	Oxitop	-
Fósforo Total (P _{tot})	mg.L ⁻¹	Semanal	Ácido ascórbico	4500-P E (APHA, 2005)
Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK)	mg.L ⁻¹	Semanal	Semi-micro-Kjeldahl	4500-Norg C (APHA, 2005)

UT – unidade de turbidez;

A análise estatística dos resultados foi realizada utilizando o software Excel 2003, para a obtenção da estatística descritiva dos parâmetros analisados (média, mediana, desvio padrão, máximo, mínimo e percentis).

2.3- Avaliação quantitativa de risco microbiológico

2.3-1. Exposição dos cenários

As potenciais vias de exposição a agentes patogênicos analisadas foram: 1) inalação dos aerossóis de água cinza contendo agentes patogênicos no momento da descarga da bacia sanitária, 2) inalação dos aerossóis de água de reúso contendo agentes patogênicos no momento da descarga da bacia sanitária.

A dose foi calculada como o produto da concentração de agentes patogênicos numa via de exposição específica e o volume ingerido (equação 1).

$$d = N \times V \text{ (equação 1)}$$

onde:

N : quantidade de agentes patogênicos numa via de exposição específica (numero de agentes)

V: volume de aerossol inalado no ato da descarga da bacia sanitária (10^{-3} x mL).

A exposição, segundo Ashbolt et al., (2005), está associada aos parâmetros: volume, rota de exposição e frequência. Para o uso pretendido, descarga de bacia sanitária, foi levado em consideração uma distribuição triangular com volume mínimo, moda e máximo de 0.01, 0.1 e

0.5ml, respectivamente (ASHBOLT et al.,2005),). A frequência de uso da bacia sanitária foi definida com base no relatório da USEPA (1998) em que a frequência do número de descargas da bacia sanitária foi de 1460 a 2160 usos/habitante ano, sendo que esses dados gerou a distribuição uniforme utilizada.

2.3-2. Análise dose- resposta

Estudos realizados por Hass et al., (1999), Crockett et al., (1996); Teunis et al.,(1996) indicaram dois modelos experimentais matemáticos (modelo exponencial e modelo beta-poisson) como os que melhor expressam a probabilidade de infecção resultante da ingestão de um determinado volume de líquido contendo um número médio conhecido de microrganismos. Ambos estimam o risco de infecção associado a uma única exposição.

$$PI(d) = 1 - [1 + (d/DI50) (2^{1/\alpha} - 1)]^{-\alpha} \quad (1)$$

$$PI(d) = 1 - \exp(-r \cdot d) \quad (2)$$

onde:

PI = probabilidade de infecção para uma única exposição ;

d = número de organismos ingeridos por exposição (dose);

DI50 = dose infectante média

α e r = parâmetros característicos da interação agente-hospedeiro

Os patógenos selecionados para avaliação de risco estão de acordo com as diretrizes da OMS (2006): rotavírus, *Campylobacter* e *Cryptosporidium*. O modelo dose-resposta utilizado para estimar os riscos de infecção por dia foram o modelo β – Poisson (equação 2) para rotavírus e *Campylobacter* e modelo exponencial (equação 3) para *Cryptosporidium* (HAAS et al.,... 1999) .

Para a estimativa dos patógenos no efluente, foi assumida uma relação entre patógenos e *E.coli*, inicialmente proposta por Shuval et. al. (1997) para enterovírus e posteriormente ampliada para *Campylobacter* e *Cryptosporidium* por Mara et. al (2007). Essa abordagem foi assumida nas diretrizes da OMS (WHO, 2006): 0,1 – 1 para Rotavírus e *Campylobacter* spp. e 0,01 – 0,1 para oocisto de *Cryptosporidium* por 10^5 organismos *E. coli* e foi adotada para o presente estudo.

Os parâmetros do modelo de dose- resposta utilizados (constantes de infecciosidade dos patógenos α e r) foram os relatados por Hass (1999); Teunis et al., (1996) ; Petterson et al.,

(2006), sendo $\alpha = 0.145$ e 0.253 ; $\beta = 7,489$ e $0,422$ para *Campylobacter* e rotavírus, respectivamente; $r = 0.004$ para *Cryptosporidium*. Devido à falta de dados suficientes uma distribuição uniforme foi assumida para esses parâmetros.

2.3-3. Caracterização do risco

A partir das equações 1 e 2 pode-se estimar o risco para períodos de tempo maiores (por exemplo, anual), ou seja, para múltiplas exposições à mesma dose:

$$PI(A)(d) = 1 - [1 - PI(d)]^n \quad (3)$$

onde:

PI(A) = probabilidade anual de infecção decorrente de n exposições à mesma dose (d) n = número de exposições por ano

Os riscos anuais de infecção foram estimados usando a Equação (3). Foram geradas séries sintéticas de 10mil valores através do teste de Monte Carlo, com amostragem por hipercubos latinos, utilizando-se o @ RISK versão 5.5 (Palisade Corporation). O risco aceitável adotado como referência neste trabalho é o mesmo que a OMS recomenda, igual a $1\mu\text{DALY}$, equivalente a um risco mediano de 10^{-3} pppa para doenças diarreicas (WHO, 2006).

Atualmente há uma maior eficiência da técnica AQRM quando combinada a simulação de monte Carlo (SMC). SCM é uma técnica usada para propagar incerteza num determinado modelo. Através da análise estocástica utilizando SCM cada variável assume uma gama de valores com uma probabilidade conhecida. Em seguida, seleciona aleatoriamente um valor de cada entrada de função densidade de probabilidade (PDF) e calcula um único resultado. Isto é repetido um grande número de vezes para produzir uma distribuição completa dos resultados (em última análise, de infecção / doença para o caminho dado) (PETTERSON e ASHBOLT, 2003). O resultado final (a estimativa de risco) é gerado em termos de frequência distribuição, o que representa uma combinação das gamas de frequências definidas pelas variáveis de entrada (VOSE 2008).

O ajuste da distribuição estatística de probabilidade dos dados microbiológicos foi analisado através do programa @ RISK versão 5.5 (Palisade Corporation), aplicando-se o teste de aderência de Anderson-Darling com nível de significância de 95%.

A análise de sensibilidade também foi realizada com o programa @ RISK versão 5.5 (Palisade Corporation). Para determinar a relação entre as variáveis de entrada e saída foi

utilizada a medida de correlação estatística não paramétricas por meio da correlação post-ordem de Spearman.

3- RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Desempenho da estação de tratamento de água cinza

A água cinza clara apresentou uma grande variabilidade nas concentrações dos parâmetros listados, provavelmente devido aos variados hábitos de higiene pessoal dos frequentadores do edifício universitário (Tabela 21). Com exceção do pH, as concentrações médias de matéria orgânica e nutrientes da água cinza clara estudada estão abaixo dos valores reportados na literatura (PETRES 2006, MAGRY et. al. 2008, VALENTINA,2009). O alto valor de pH justifica-se por 64% da vazão diária de água cinza serem de origem de máquina de lavar (KNUPP, 2013). Durante o período estudado os frequentadores da edificação universitária não podiam urinar durante o banho, fato que pode explicar a baixa concentração de Nitrogênio e fósforo no efluente. Foi observada um relação $DBO_5/DQO = 0,35$ na água cinza bruta, indicando a possibilidade de tratamento biológico (MAY et. al., 2009)

A ETAC apresentou eficiência de remoção de DBO_5 de 71,3% e 73,6% no wetland horizontal e no vertical respectivamente (tabela 23). As eficiências médias de remoção de DQO no wetland horizontal e no vertical foram de 86% e 78,5%, respectivamente. A remoção média de turbidez e SST foi de 76,8% e 74,8% nessa ordem.

A presença de patógenos entéricos na água cinza decorre da introdução de resíduos fecais no sistema durante a higiene corporal e a lavagem de roupas, bem como de mucos nasais contaminados (SCHÄFER et. al, 2006). A densidade média de coliformes totais ($1,35 \times 10^4$ NMP/100ml) e *E. coli* ($2,12 \times 10^2$ NMP/100ml) na água cinza bruta está próxima das encontradas por Jefferson et al.,... (2004) e Vaz (2009).

A estatística descritiva do monitoramento microbiológico está apresentada na Tabela 22.

Tabela 21: Desempenho da ETAC

Parâmetros		AC clara	FAn (Freitas, 2014)	WV (Sarnaglia, 2014)	WH (Knupp, 2013)
pH	Média	8,82	7,43	6,1	7,7
	DP	1,29	0,58	0,4	0,3
	N	160	160	150	113
Turb (NUT)	Média	49	29	8,9	11,3
	DP	21,5	20,8	5,2	3,4
	N	148	148	121	110
SST (mg/L)	Média	35	17	9	9
	DP	27,16	16,67	8,4	4,9
	N	68	68	43	26
DBO ₅ (mg/L)	Média	57	32	16	15
	DP	35	22	9	10
	N	34	23	59	15
DQO (mg/L)	Média	164	57	23	35
	DP	78	51	19	17
	N	68	52	61	28
NTK (mg/L)	Média	2,2	1,5	0,8	1,9
	DP	1,4	1,0	0,5	0,6
	N	84	84	61	45
Ptotal (mg/L)	Média	0,5	0,2	0,1	0,2
	DP	0,7	0,2	0,1	0,1
	N	93	53	61	40

Tabela 22: : Monitoramento microbiológico da etac

Parâmetro	Ponto	n	Média*	Mediana	Máx	Min
Coliforme total	AC clara	54	1,35X10 ⁴	2,75X10 ⁴	9,14X10 ⁵	9,32X10 ¹
	WH	54	2,82X10 ⁴	3,78X10 ⁴	2,42X10 ⁷	1,00X10 ⁰
	WV	54	4,88X10 ³	6,30X10 ³	1,80X10 ⁶	2,85X10 ¹
<i>E. coli</i>	AC clara	54	2,12X10 ²	2,05X10 ²	2,17X10 ⁴	9,00x10 ⁻¹
	WH	54	2,20X10 ²	9,90X10 ¹	1,34X10 ⁴	9,90X10 ¹
	WV	54	2,09X10 ²	9,90X10 ¹	1,32X10 ⁵	9,90X10 ¹

*Média geométrica

Observa-se que não houve remoção de CT e *E.coli* durante o tratamento, sendo a densidade média final de *E coli* no efluente de ambos os wetlands próximo a 200NMP/100ml. Entretanto, algumas normas de reúso urbano de água cinza, como a do Canadá e Reino Unido,

indicam um limite de detecção de *E.coli* inferior a 200 e 250 cfu/ml, respectivamente (tabela 6). No Brasil existe uma norma técnica que aborda o reúso não potável de águas residuárias nas edificações (NBR 13969 da ABNT, 1997). A água de reúso para descarga sanitária é enquadrada na classe 3, que estabelece como densidade máxima de coliformes termotolerantes o valor de 500 NMP/100 ml. A classe 1 prevê a possibilidade de aspiração de aerossóis pelo usuário (Exemplo: lavagem de veículos), e tem como densidade limite de coliformes termotolerantes 200 NMP/100 ml.

3.2 Caracterização do risco

Com base no banco de dados microbiológicos para água cinza e para água de reúso gerado neste estudo, na estatística para decisão da melhor distribuição dos dados microbiológicos e mediante o emprego do teste de aderência de Anderson-Darling, observou-se que a função normal foi a que melhor se ajustou à distribuição dos dados monitorados (Tabela 23).

Multiplicando-se a distribuição Normal dos dados microbiológicos pela distribuição uniforme do número de patógenos/10⁵ *E.coli* foi gerada a distribuição lognormal da relação *E.coli* :patógeno utilizada para calcular o risco.

A Figura 13 ilustra essa multiplicação para a relação *E.coli*: Rotavirus.

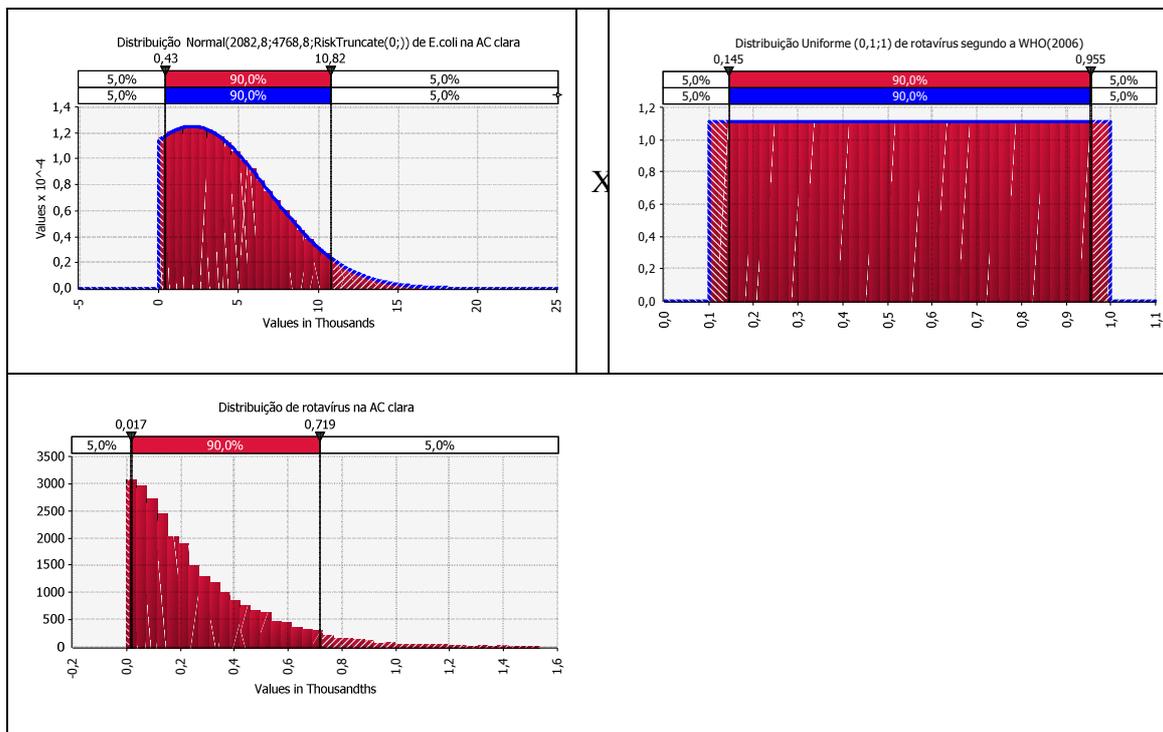


Figura 13: Cálculo da distribuição de rotavirus

Tabela 23: Estatística para decisão da melhor distribuição dos dados microbiológicos

Teste de Anderson-Darling									
	Distribuições	InvGauss	Logistica	ExtValue	Normal	Lognormal	Exponencial	Uniforme	Triangular
Água cinza Clara	A-D estatística	7,11	12,25	12,88	14,18	14,20	42,37	113,69	+Infinito
	P-Valor	N/A	< 0,005	< 0,01	< 0,005	N/A	< 0,01	N/A	N/A
	Distribuições	Lognormal	Pearson5	InvGauss	Normal	Uniforme	Exponencial	ExtValue	Triangular
AR- WV	A-D	8,63	8,66	10,27	19,45	149,67	+Infinity	+Infinity	+Infinity
	P-Valor	N/A	N/A	N/A	< 0,005	N/A	< 0,01	< 0,01	N/A
	Distribuições	Lognormal	InvGauss	LogLogistica	Pearson5	ExtValue	Normal	Exponencial	Uniforme
AR- WH	A-D c	7,56	7,64	7,72	7,78	9,89	12,84	16,85	107,69
	P-Valor	N/A	N/A	N/A	N/A	< 0,01	< 0,005	< 0,01	N/A

A Tabela 24 apresenta os valores de mediana, média e percentil 95% dos riscos anuais de infecção estimados de acordo com a AQRM decorrente da inalação dos aerossóis de água cinza Clara e do efluente dos wetlands horizontal e vertical no momento da descarga da bacia sanitária. Observa-se que os valores medianos de risco são semelhantes, o que era esperado, pois praticamente não houve remoção de microrganismo durante o tratamento.

Tabela 24: Valores de mediana, média e percentil 95% dos riscos anuais de infecção estimados de acordo com a aqrm decorrente da inalação dos aerossóis de água cinza clara e do efluente dos wetland horizontal e vertical no momento da descarga da bacia sanitária.

	Patógeno	Mediana	Risco Anual	
			Média	Percentil 95 %
AC _{clara}	Rotavirus	$2,74 \times 10^{-02}$	$4,33 \times 10^{-02}$	$1,42 \times 10^{-01}$
	<i>Campylobacter</i>	$8,72 \times 10^{-04}$	$1,46 \times 10^{-03}$	$4,90 \times 10^{-03}$
	<i>Cryptosporidium</i>	$1,84 \times 10^{-05}$	$3,05 \times 10^{-05}$	$1,00 \times 10^{-04}$
WH	Rotavirus	$3,46 \times 10^{-03}$	$6,20 \times 10^{-03}$	$4,58 \times 10^{-02}$
	<i>Campylobacter</i>	$1,11 \times 10^{-04}$	$2,05 \times 10^{-04}$	$1,48 \times 10^{-03}$
	<i>Cryptosporidium</i>	$2,30 \times 10^{-06}$	$4,35 \times 10^{-06}$	$3,18 \times 10^{-05}$
WV	Rotavirus	$1,71 \times 10^{-02}$	$9,37 \times 10^{-03}$	$3,31 \times 10^{-01}$
	<i>Campylobacter</i>	$5,67 \times 10^{-04}$	$1,13 \times 10^{-03}$	$1,34 \times 10^{-02}$
	<i>Cryptosporidium</i>	$1,19 \times 10^{-05}$	$2,48 \times 10^{-05}$	$2,85 \times 10^{-04}$

Avaliando-se o risco para o reúso de água cinza em descarga sanitária para o rotavirus observa-se que esse é superior ao risco por *Campylobacter* e *Cryptosporidium*. Com relação ao *Campylobacter*, observa-se que o percentil 95% está acima do valor de referência, porém, o valor da mediana do risco anual está abaixo do valor de referência para doenças diarreicas. Após o tratamento, observa-se que o risco referente ao patógeno rotavirus ainda encontra-se acima do valor de referência adotado para os valores do percentil 95% e média.

No efluente do WH os valores da média e a mediana do patógeno *Campylobacter* estão abaixo do limite. Ainda para o referido patógeno, no efluente do WV apenas o valor da mediana encontra-se abaixo do valor de referência.

Os valores de risco referentes ao patógeno *Cryptosporidium* no cenário da inalação dos aerossóis dos efluentes dos AC_{clara}, WH e WV são inferiores ao valor de referência em todos os casos analisados.

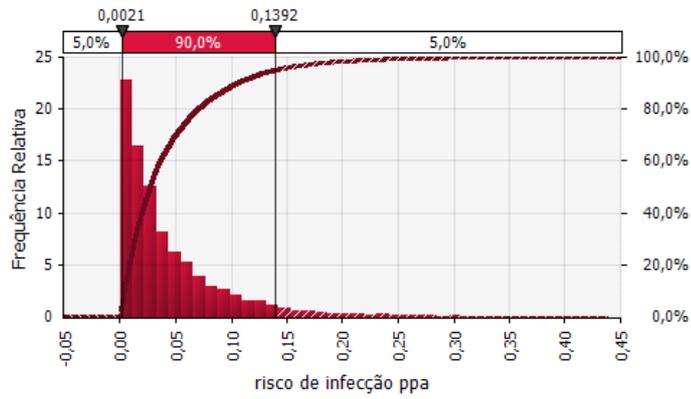
A FIGURA 14 apresenta os Histogramas e curvas de probabilidade de distribuição de frequência cumulativa para o risco anual de doença/infecção decorrente da inalação dos

aerossóis de água cinza clara e água de reúso contendo o agente patogênico Rotavirus no momento da descarga da bacia sanitária.

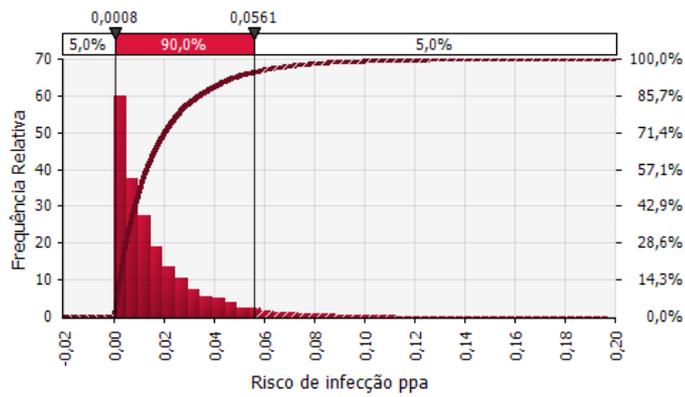
No geral, os histogramas de probabilidade de risco distribuições de anuais mostraram que as estimativas de risco tiveram maior concentração de dados no lado esquerdo, o que é consistente com a distribuição log-normal assumida para a concentração de *E. coli*:patógeno (BASTOS, 2014).

A análise de correlação do risco anual dos diferentes patógenos manteve a mesma ordem de importância das variáveis de entrada para AC clara, WH e WV. Sendo assim, a (Figura 15) apresenta o resultado da análise de correlação para o cenário de inalação dos aerossóis de água cinza contendo rotavirus no momento da descarga da bacia sanitária. A variável de saída é a mediana do risco anual e as variáveis de entrada são aquelas que compõem o modelo de exposição. Quanto mais alta a correlação de entrada e saída mais importante será a variável de entrada na determinação do valor de saída (SPIENGEL, 1993; COSTA NETO, 1997).

A



B



C

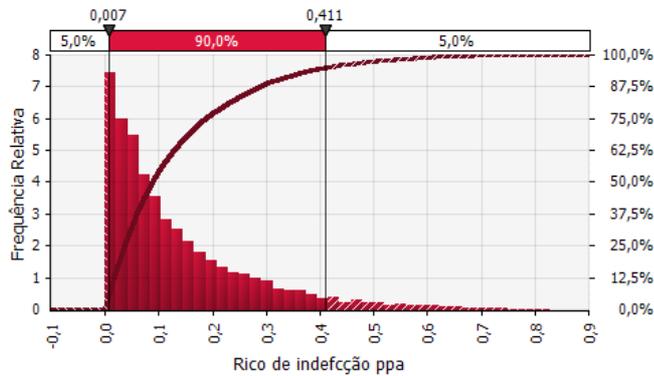
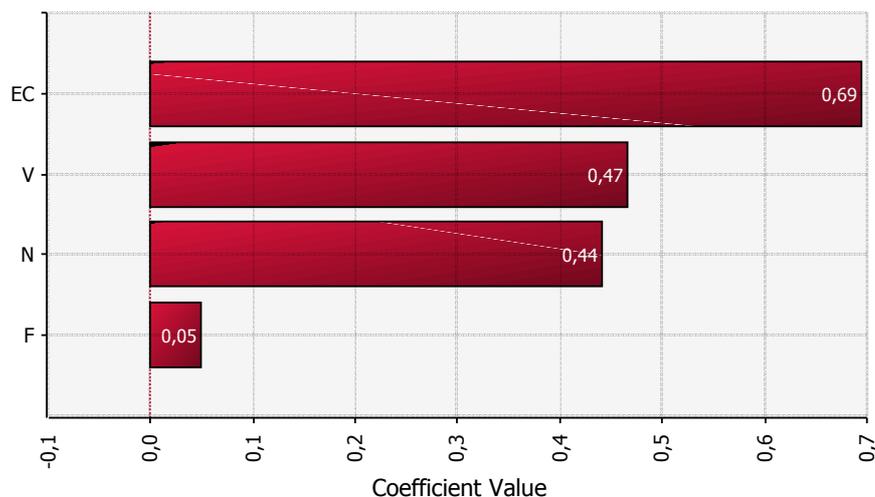


Figura 14: Histogramas e curvas de probabilidade de distribuição de frequência cumulativa para riscos anuais de infecção por rotavírus decorrentes da inalação dos aerossóis de água cinza clara (a), água de reúso após tratamento em WH (b) e WV (c) no momento da descarga sanitária.



EC, concentração de *E.coli* no efluente; V, volume de aerossol ingerido; N, número de patógenos por 10^5 de *E.coli*; F, frequência de acionamento da descarga da bacia sanitária.

Figura 15: Correlação do risco anual para o cenário de inalação dos aerossóis de água cinza contendo rotavírus no momento da descarga da bacia sanitária.

É possível apontar a variável “concentração de *E.coli* no efluente” como a variável mais importante no comportamento do risco anual para todos os cenários avaliados. No modelo de exposição desse estudo a variável foi extraída de dados reais de experimento de campo realizados por Freitas (2014), Sarnaglia (2014) e Knupp (2013). A ETAC estudada praticamente não removeu *E.coli*. Knupp (2013) salienta a importância da implantação de uma etapa de desinfecção após o tratamento para remoção de patógenos, caso padrões rigorosos de qualidade da água de reúso sejam requeridos.

Quanto à contaminação da água cinza, Birks (2007) não identificou *Cryptosporidium*, *E. coli* O157: H7 e *Legionella* em as amostras de águas cinza clara. Também não foram identificado Enterovírus, apesar de ser este um dos grupos mais comuns de agentes patogênicos. Da mesma forma, Vaz (2009) não identificou *Salmonella* spp., ovos de helmintos, *Cryptosporidium* sp e *Giardia* spp. em águas cinzas claras.

Cohin (2007) avaliou o risco microbiológico do reúso de água cinza para diversos fins, incluindo descarga sanitária. Baseado na metodologia proposta por Ottoson (2003), considerou a carga fecal na água cinza de acordo com valores de coprostanol. O risco aceitável adotado foi o mesmo que a OMS recomenda para países em desenvolvimento, igual a $1\mu\text{DALY}$ ($7,7 \times 10^{-4}$ para rotavírus em países em desenvolvimento), para um cenário de exposição de utilização de água cinza para descarga de toaletes com mediana $\approx 10^2$

E.coli/100ml. A mediana do risco anual obtidos para reuso em descarga sanitária para rotavírus foi de $7,11 \times 10^{-4}$. Nesse trabalho, diferenciando-se de Cohin (2007), a mediana de *E.coli* na AC clara foi de aproximadamente 10^3 *E.coli*/100ml, acarretando risco mediano superior ao risco aceitável estabelecido pela OMS (2006). Ainda, para a estimativa desse patógeno na água cinza foi utilizada a relação patógeno /hospedeiro indicada pela OMS (2006) de 01-1 rotavírus/ 10^5 de *E.coli*. Para o cálculo do risco por Cohin (2007), a relação patógeno:hospedeiro utilizada foi a adotada por Craig et al., (2003), López-Pilla et al (2000) e Ahmed et al., (2005), onde a relação [indicador]:[patogênico] obedece uma distribuição lognormal com média de 10^5 e limites superior e inferior de 10^6 e 10^4 respectivamente.

Patógenos de interesse comumente relacionados com aerossóis gerados por descargas de bacias sanitárias incluem bactérias, protozoários e especialmente, vírus que causam gastroenterite. *Giardia* e *Cryptosporidium* são protozoários que, embora possam estar presentes nas fezes com uma baixa dose infecciosa e sejam estáveis no ambiente, não são comumente encontrados em aerossóis (CACCIO, 2005). Os agentes infecciosos com risco mais significativo de transmissão via aerossóis são os vírus, em função de seus pequenos tamanhos e de apresentarem baixas doses infectantes (JOHNSON, 2013).

Cox (1987) apud Johnson (2013) afirma que patógenos presentes em aerossóis podem causar infecção. Entretanto, a ocorrência da infecção depende da viabilidade do microorganismo em condições ambientais, do tamanho e composição química do aerossol, do número de organismos inalados, da sua virulência e ainda o status imunológico da pessoa exposta ao aerossol.

Cohin *et al.*, (2006) avaliaram a geração de aerossóis durante a descarga de bacias sanitárias e não detectaram gotas visíveis a partir da altura de 100 cm do piso. Mesmo com a água do sêlo hídrico contendo 10^6 coliformes termotolerantes/100ml, estes autores não detectaram organismos indicadores a um nível de 50 cm acima da bacia sanitária.

Bortone *et al.*, (1999) avaliaram o uso de esgoto tratado a nível secundário contendo 10^4 organismos/100ml para descarga sanitária. Avaliaram a geração de aerossóis utilizando lactobacilos como marcadores. Não foi observado a contaminação do ar mesmo a uma altura de 30cm acima da bacia sanitária.

Estudos realizados no sêlo hídrico de bacias sanitárias abastecidas com água potável em prédios públicos da cidade de Salvador (Brasil) indicaram densidades de coliformes termotolerantes variando de $1,55 \times 10^2$ a $1,20 \times 10^5$ UFC/100ml em 50% das amostras analisadas (COHIN *et al.*, 2006).

A contaminação por coliformes termotolerantes em bacia sanitária também foi estudada por Ornelas (2004). Este autor demonstrou que, mesmo utilizando água potável nas descargas das bacias sanitárias, é possível encontrar densidade de coliformes termotolerantes da ordem de 10^3 a 10^5 UFC/100ml. As densidades de coliformes termotolerantes encontradas nas bacias sanitárias dos prédios públicos analisados apresentam valores superiores aos indicados nas legislações internacionais de reúso, apontando que tais parâmetros são desnecessariamente muito restritivos.

Friedler *et al.*, (2010) avaliou a qualidade microbiológica da água do selo hídrico de bacias sanitárias abastecidas água de reúso (gerada após tratamento da água cinza) e água potável. As densidades de coliformes fecais encontradas nos selos hídricos com água potável foram de uma a duas ordens de magnitude maior do que a dos selos hídricos com água de reúso. De forma semelhante, Campos *et al.*, (2012) avaliaram a qualidade da água do selo hídrico de bacia sanitária abastecida com água potável e com água de reúso. Os selos hídricos com água potável apresentaram densidades de CF e *E.coli* com 1 ordem de grandeza superior a dos selos hídricos com água de reúso.

O'Toole et al., (2012) realizaram um programa de monitoramento para avaliar a qualidade microbiológica das águas cinzas coletadas de 93 famílias típicas em Melbourne, Austrália. Foram analisadas um total de 185 amostras, compreendendo a 75 amostras de água de primeira lavagem da máquina de lavar roupa, 74 amostras de água de enxague da máquina de lavar e 36 amostras de água de banho. As amostras foram analisadas para o indicador fecal *Escherichia coli*. Destes, 104 foram igualmente analisados por marcadores genéticos de *E coli* patogênica e 111 para norovirus (genogrupos GI e GII), enterovirus e rotavirus utilizando RT-PCR. Vírus entéricos foram detectados em 20 dos 111 (18%) amostras compreendendo 16 de água de primeira lavagem da máquina de lavar roupa e 4 de água de banho. Oito (7%) amostras foram positivas para enterovirus, doze (11%) para norovirus genogrupo GI um (1%) para norovirus genogrupo GII e outro (1%) para rotavirus. *E. coli* patogênicas típicas foram detectadas em 3 de 104 amostras (3%) e atípicas *E. coli* enteropatogênicas em 11 (11%) de amostras. Estes resultados confirmam a águas cinza como uma via potencial de transmissão de patógenos entéricos, entretanto níveis de *E. coli* indicadores foram altamente variáveis e a presença de *E. coli* não foi associada com a presença de vírus entéricos humanos em águas cinzas.

Uma questão importante a ser discutida é a utilização de *E.coli* como contaminação fecal. Ultimamente as características que fazem de *E. coli* o melhor indicador de contaminação fecal têm sido questionadas. Vários estudos têm mostrado que a *E. coli* tem capacidade de persistir

e se multiplicar num ambiente externo ao corpo do hospedeiro em habitats secundários (como corpo de água) e, na ausência de contaminação fecal (FUJIOKA et al.,1999; SOLO-GABRIELLE et al.,2000; GORDON, 2001; POWER et al.,2005). Segundo Hazen e Toranzos (1990), os indicadores de contaminação fecal, como os coliformes termotolerantes, podem sobreviver de 92 a 294 horas em águas tropicais. Devido a isso, alguns pesquisadores criticam a utilização delas como indicador microbiano de poluição fecal em corpos d'água, principalmente em ecossistemas tropicais (FUJIOKA et al.,1999 ; BYAPPAHALLI; FUJIOKA, 1998; Carrillo et al.,1985).

Ottoson e Stenstrom (2003) discutem a capacidade dos coliformes fecais se regenerarem em águas cinza, causando uma superestimação de contaminação fecal. Assim, a relação patógeno /hospedeiro indicada pela OMS (2006) que utiliza o foco no indicador de contaminação fecal (*E.coli*) pode levar a uma superestimação de cargas fecais, podendo indicar um valor de risco superestimado. Para evitar uma superestimação de contaminação fecal os autores sugem a utilização de enterococcus como indicadores de contaminação fecal , embora eles também possam recescer no sistema de águas cinzas, entretanto de forma inferior aos coliformes. Outra forma de medir a contaminação fecal é usando biomarcadores químicos com o coprostanol.

Da mesma forma torna-se necessário pesquisas para quantificação de vírus entéricos na água cinza. Raros são esses estudos. Isso se dá em razão da disponibilidade de métodos de concentração viral de baixa eficiência de recuperação e de métodos de detecção pouco sensíveis, onerosos e de complexa implantação (MARQUES, 1991; MEHNERT, 2003).

Devido a essa lacuna no conhecimento a utilização equivalências da contaminação fecal da água cinza utilizando *E.coli* como indicador trás uma das incertezas dentro do estudo da AQRM. Além disso, segundo Mara (2007), outras limitações são inerentes a AQRM não podem ser desprezadas. A AQRM não leva em consideração se o indivíduo é infectado mais de uma vez por ano, enquanto múltiplas infecções contribuem para estimativas epidemiológicas da doença. Outro ponto fraco é que o modelo de AQRM não leva em consideração a transmissão secundária da doença e também não leva em conta o fator de imunidade do hospedeiro. Outra possível fraqueza no modelo AQRM, segundo os autores, é que assumi-se que os riscos de infecção aumentam linearmente com alterações na qualidade da água, enquanto isso pode não acontecer em campo onde os efeitos limiaries podem estar em operação (isto é, pode não haver epidemiologicamente doença detectável abaixo de uma determinada qualidade das águas residuais, mas é detectada a doença acima desta qualidade) .

Com relação à parâmetros de qualidade para água de reúso, no Brasil, a água de reúso para descarga sanitária é enquadrada na classe 3 da NBR 13969 da ABNT, 1997, que estabelece como densidade máxima de coliformes termotolerantes o valor de 500 NMP/100 ml. A classe 1 prevê a possibilidade de aspiração de aerossóis pelo usuário (Exemplo: lavagem de veículos), e tem como densidade limite de coliformes termotolerantes 200 NMP/100 ml. Padrões menos rigorosos são adotados pela Alemanha (<1000 CFU/100ml) e Portugal (1000cfu/100ml). O Canadá e o Reino Unido levam em consideração o microrganismo *E.coli*, recomendando densidades inferiores a 200 CFU/100ml e 250 CFU/100ml respectivamente. Segundo padrões de qualidade propostos pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico PROSAB / FINEP para reúsos urbanos de esgotos sanitários, as densidades de coliformes termotolerantes podem ser inferiores ou iguais a 1×10^3 UFC/100mL para uso predial (FLORENCIO *et al.*,..., 2006).

Estes valores limites positivos de colimetria não encontram respaldo em algumas legislações específicas estrangeiras, tais como a das Diretrizes para reúso de água da USEPA (2012) e o código de práticas de reúso da Austrália ocidental (2010). Entretanto, esses padrões levantam a discussão sobre a pertinência do risco nulo, que, inevitavelmente, dá lugar a critérios de qualidade de efluentes bastante rigorosos (BASTOS e BEVILACQUA, 2006).. O risco nulo, além de se basear em fundamentação epidemiológica questionável, resulta inevitavelmente em aumento da complexidade tecnológica e dos custos dos sistemas de tratamento.

Levando-se em consideração o limite estabelecido como satisfatório para água de recreação de contato primário no Brasil (Resolução CONAMA nº 274, ano 2000) de $8,0 \times 10^2$ *E.coli*/100ml ou 1000 coliformes termotolerantes/100ml, e considerando que este padrão normativo baseia-se em risco aceitável aos usuários, conclui-se então que os padrões microbiológicos de diversas legislações para qualidade de água de reúso para descarga sanitária são muito restritivos.

4- CONCLUSÃO

Não ocorreu remoção de *E.coli* durante o tratamento na ETAC, sendo a densidade de *E.coli* ao final do tratamento próxima a 100NMP/100ml. Observou-se que a densidade de *E.coli* ao final do tratamento acarretou um risco acima do permitido pela OMS para doenças diarreicas (1 caso a cada 1000 pessoas) para rotavírus. Entretanto considerando-se que possivelmente a utilização de *E.coli* como indicador de contaminação fecal superestima o risco

microbiológico, pode-se considerar que a água de reúso com densidade de 10^2 NMP/100ml de *E.coli* oferece risco aceitável ao usuário.

Diante do explicitado e Segundo Vaz et al., (2015a), torna-se plausível propor um limite para reúso de água em bacia sanitária de 1000NMP/100ml sem adicionar risco ao usuário. Isto posto, o sistema estudado FAn + Wetland é capaz de assegurar risco aceitável.

5- REFERÊNCIAS

ASHBOLT, N.J. et al.,. Microbial Risk Assessment (MRA) Tool. Gothenburg: Urban Water, 2005.

CACCIO SM, THOMPSON RC, MCLAUHLIN J, SMITH HV. Unravelling Cryptosporidium

And Giardia epidemiology. Trends Parasitol 21:430-7, 2005.

CROCKETT, C. S., HAAS, C. N., FAZIL, A., ROSE, J. B. AND GERBA, C. P. Prevalence of shigellosis in the U.S.: consistency with dose-response information. International Journal of Food Microbiology 30: 87-99. 1996.

FREITAS, J.S. Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio tratando água cinza clara. Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para a Obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Vitória-ES. 2013.

HAAS, C. N., ROSE, J. B. & GERBA, C. P. Quantitative Microbial Risk Assessment. John Wiley and Sons Inc., New York. 1999

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

SARNAGLIA,S.A. Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e wetland Vertical na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara. Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Da Universidade

Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para a Obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Vitória-ES. 2013

TEUNIS, P., TAKUMI, K. AND SHINAGAWA, K. Dose–response for infection by Escherichia coli O157:H7 from outbreak data. Risk Anal., 24(2): 401–407. 2004

OMS – World Health Organization. *Guidelines for drinking-water quality: incorporating first and second addenda to third edition*. v.1, 2008, 45 p. Disponível em:

http://www.OMS.int/water_sanitation_health/dwq/GDW3rev1and2.pdf. Acesso em: 09/04/13.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *OMS guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater- Excreta and greywater use in agriculture*. France: World Health Organization, 2006.

5.3- ARTIGO 3

ESTUDO DA PERCEPÇÃO DO USUÁRIO DO SISTEMA DE REÚSO ATRAVÉS DE ANÁLISE OLFATOMÉTRICA DA ÁGUA CINZA TRATADA A DIFERENTES NÍVEIS DE QUALIDADE

RESUMO

A técnica de análise de odores foi utilizada como ferramenta para a análise da percepção dos usuários de diferentes sistemas prediais de reúso de água cinza, tomando-se como fontes produtoras da água de reúso três estações de tratamento de água cinza em escala real sendo essas compostas por processos anaeróbios e aeróbios. As amostras de água cinza clara e dos processos aeróbios e anaeróbios foram submetidas à análise sensorial através de um júri composto por voluntários. Esses avaliaram a Índice de intensidade e Limiar de odor e nas três categorias olfatométricas (intensidade, caráter e hedonicidade) das mesmas. As mesmas amostras que foram submetidas à análise sensorial foram enviadas para um laboratório, para realização de análises físico-químicas e microbiológica. Os resultados apontaram que o índice de intensidade odorante da água cinza clara e do efluente de um filtro biológico anaeróbio (FBNA) são semelhantes, enquanto que o caráter odorante, classificado como ofensivo em 100 % dos casos pelo júri para o efluente do FBNA, denota a diferença de hedonicidade e qualidade entre os efluentes em função da presença de sulfetos. Nesse mesmo quesito, o tratamento aeróbio Wetland apresentou odores “terrosos” em 80% dos casos, apresentando intensidade fraca em 42% dos casos e hedonicidade agradável.

Palavras chave: Percepção, água cinza, olfatometria

ABSTRACT

The odor test method for odor in water it was used as a tool for analyzing the perception of users of different building systems of greywater recycling, taking as producing sources of recycled water three greywater treatment plants in real scale. Physical and chemical analyzes of reuse and evaluated the odor intensity and odor threshold were held in the three categories olfactometry (intensity, character and hedonicidade), by a jury of eight volunteers. The results showed that the odorant intensity index of light greywater and effluent of an anaerobic biological filter (FBNA) are similar, whereas the odorant character, classified as offensive in 100% of cases by the jury for the effluent to anaerobic reactor (Fan) denotes the difference in quality between hedonicidade and effluents due to the presence of sulfides. In that same

regard, the aerobic Wetland presented "earthy" odors in 80% of cases, with low intensity in 42% of cases and enjoyable hedonicidade.

Key words: Perception, greywater, olfactometry

1- INTRODUÇÃO

Em quadros de escassez, comunidades tendem a ser favoráveis à prática do reúso de água . Esta aceitação aumenta quando a população reconhece que a prática é benéfica ao meio ambiente ou quando o risco de falta de água torna-se percebido como uma ameaça real (WA STATE WATER AND STRATEGY, 2003). No entanto, a maioria das pessoas tende a tornar-se menos favorável à reutilizar a água à medida que esta se torna mais próxima fisicamente. O que mais influencia a aceitação do reúso por parte dos usuários são os fatores emocionais e a percepção do risco (PO et al.,. 2004; HARTLEY, 2001). Ainda que os fatores emocionais não satisfaçam ao usuário, uma determinada água de reúso pode apresentar risco microbiológico aceitável e mesmo assim ser rejeitada. Como exemplo pode ser citado o caso de uma água de reúso que apresenta odor considerado insuportável, embora seja completamente isenta de microrganismos patogênicos.

Estudos sobre a aceitação da prática do reúso de água na Austrália confirmam que os fatores psicológicos podem ser determinantes no sucesso de projetos desta natureza (HAMILTON,1991). Entretanto, o conhecimento de fatores que afetam as decisões das pessoas sobre aceitar ou rejeitar o reúso de água em particular ainda é bastante limitado. Do ponto de vista psicológico, a emoção desgosto é definida como o desconforto emocional gerado pelo contato íntimo com certos estímulos desagradáveis (TOZE, 2006). O nojo ou repulsa em reutilizar a água decorre da percepção da “sujeira” na água e o medo de contágios ou contaminação pessoal, mesmo que não haja nenhum fundamento técnico ou científico para tanto . Trata-se de um fenômeno estudado mundialmente, denominado “yuck fator”, ou "fator eca" quando traduzido literalmente para o português coloquial, sendo “eca” uma expressão corrente hoje em dia para expressar nojo ou desgosto (principalmente por crianças) (TOZE, 2006).

Portanto, a aceitação de uma determinada prática está diretamente ligada à forma como a coletividade adquire, processa e interpreta informações. Mankad (2012) cita o consenso entre vários autores a respeito do fato que as emoções e a heurística influenciam diretamente a tomada de decisão, o que desmistifica a crença de que todas as decisões que tomamos são racionais. Esse autor salienta o papel das emoções antecipatórias, reações imediatas aos riscos e incertezas sobre o futuro, na tomada de decisão sobre sistemas descentralizados de

saneamento (com reúso de água ou aproveitamento de água de chuva). Para ele, percepções negativas imediatas podem conduzir a ansiedade por ocasião da tomada de decisão, o que está na base do “yuck fator”.

Para SCHAER-BARBOSA (2012), a percepção é um fenômeno sensorial a partir do qual alguma coisa adquire significado. No caso do reúso de água, o odor da água é reconhecidamente o mais poderoso fator de rejeição, sobretudo quando se trata da presença de sulfeto. Isso decorre da grande capacidade que o nariz humano possui para detectar compostos reduzidos de enxofre, dos quais o sulfeto de hidrogênio é o mais comum nos sistemas tratamento de águas cinzas (SILVA, 2007).

Para Gostelow et al., (2001), as respostas humanas a um determinado estímulo odorante são altamente subjetivas e as características físicas individuais fazem com que cada pessoa o perceba diferentemente. Na prática, existem muitos fatores externos que influenciam a percepção de um estímulo odorante por um indivíduo, o que torna a percepção em termos coletivos algo muito diverso e, frequentemente, sem consenso (GOSTELOW E PARSONS, 2000). Porém, não há como se negar que a percepção do risco por parte de um indivíduo no que diz respeito a uma água de reúso tem relação direta com o odor. A percepção de um odor desagradável dá início a uma série de reações afetivas relacionadas com o instinto, que indica a proximidade de algo inseguro (SIEGRIST et al.,2007).

Para entender melhor a relação usuário versus água de reúso, o presente estudo utilizou a ferramenta da avaliação sensorial do odor para caracterizar a intensidade, o caráter e a hedonicidade da água cinza clara e diferentes efluentes gerados em diferentes tipos de ETACs, compostas por processos anaeróbios e aeróbios, frente as características físico-químicas e microbiológicas dos mesmos.

2- MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizada a avaliação sensorial do odor da água cinza clara e dos efluentes gerados em três tipos de ETACs diferentes, sendo estas compostas por processos anaeróbios e aeróbios. Para tal caracterização, amostras de água foram submetidas à análise sensorial através de um júri composto por voluntários. Esses avaliaram o Índice de intensidade e Limiar de odor e nas três categorias olfatométricas (intensidade, caráter e hedonicidade) das mesmas. As mesmas

amostras de água cinza bruta e tratadas submetidas à análise sensorial foram enviadas para um laboratório, para realização de análises físico-químicas e microbiológica.

Descrição das Estações de tratamento de água cinza

As amostras foram provenientes de três estações de tratamento de água cinza (ETAC) descritas a seguir (tabela 25).

ETAC 1: localizada em um edifício universitário, que possui coleta e destinação segregadas de águas residuárias. A água cinza clara (AC_{clara}) foi gerada a partir do uso dos lavatórios, tanque, chuveiros e máquina de lavar, sendo este último equipamento o responsável por cerca de 64% da produção média diária de água cinza (Knupp, 2013). O sistema de tratamento de água cinza consiste em reservatório de água cinza clara seguido de filtro biológico anaeróbio (FAn) e de um sistema de pós-tratamento aeróbio.

ETAC 2: localizada em um edifício multifamiliar de alto padrão e é composta pela associação em série de um filtro biológico anaeróbio (FAn), um filtro biológico aerado submerso (FBAS) com seu decantador, um filtro terciário e por uma etapa de desinfecção por cloração. Deve ser ressaltado que as etapas de filtração terciária e desinfecção por cloração estavam desativadas durante o período da pesquisa. A água cinza clara (AC_{clara}) foi gerada a partir do uso dos lavatórios, tanque, chuveiros e máquina de lavar.

ETAC 3: localizada em uma edificação comercial. A água cinza clara (AC_{clara}) foi gerada a partir do uso dos lavatórios e de um tanque. O sistema de tratamento de água cinza consiste na associação de filtro biológico anaeróbio (FBNA) e Wetland vertical e desinfecção do efluente com cloro, porém a etapa de desinfecção estava desativada durante a etapa da pesquisa.

Tabela 25:: Descrição da ETAC 1, ETAC 2 e ETAC 3

ETAC	Edificação	Tipo de ETAC	Vazão média (m ³ /d)	Tipo de reúso
1	Universitária	Reservatório de água cinza clara + Filtro biológico anaeróbio	1	Bacia sanitária
2	Multifamiliar	FAN (filtro biológico anaeróbio +FBAS + Decantador, filtro terciário + cloração.	9	Bacia sanitária, rega de jardim e lavagem de calçada
3	Comercial	Filtro biológico anaeróbio + wetland vertical + cloração	5	Bacia sanitária

Amostragem e análises laboratoriais

As amostras simples para a análise sensorial foram coletadas em frasco de vidro de DBO âmbar, com tampa de vidro esmerilhado sem odor, com capacidade para 500ml, dos quais eram retiradas as amostras para preparação do teste de odor.

As amostras foram coletadas na tubulação de saída de cada etapa de tratamento considerada, exceto a água cinza clara que foi coleta na caixa de entrada de águas cinza claras das ETACs. As amostras do efluente anaeróbio foram coletadas na tubulação de saída do FAn na ETAC 1, as do Filtro biológico aerado Submerso (FBAS) na tubulação de saída do decantador secundário na ETAC 2 e as do Wetland Vertical na tubulação de saída desse processo na ETAC 3 (Figura 16).

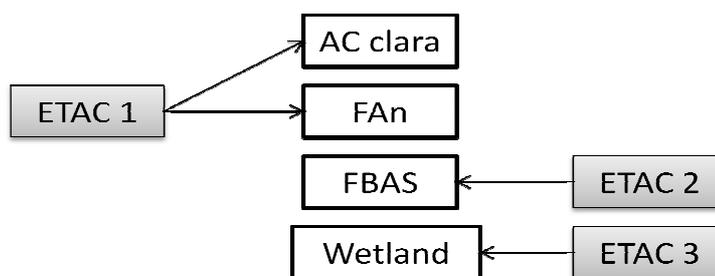


Figura 16: Fluxograma de origem das amostras para análise sensorial

Para o caracterização físico-química laboratorial foi coletado um volume de 2L para cada amostra em frasco de polipropileno. Os parâmetros físico-químicos analisados foram: pH, turbidez, Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$), Demanda Química do Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais, Sulfato (SO_4^{2-}) Sulfeto (S^{2-}). As técnicas das análises laboratoriais obedeceram aos procedimentos recomendados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – 21ª Edição (APHA, 2005). O tratamento e a análise estatística dos dados de da caracterização físico-química dos efluentes gerados nas diferentes ETAC foram realizados utilizando-se o software Excel 2010.

Análise sensorial - seleção do Juri sensorial

Para a seleção do juri sensorial foi realizado um cadastramento de voluntários, entre professores, servidores e alunos da Universidade Federal do Espírito Santo, na faixa etária de 18 a 50 anos. Através do cadastro foram avaliados os hábitos que poderiam influenciar os

ensaios de odor. A Seleção dos membros do juri também levou em consideração o interesse do voluntário na pesquisa, a capacidade individual de detectar odores e a disponibilidade e comprometimento para fazer parte do juri de odor (Figura 17).

FICHA DE CADASTRO PARA ANÁLISE SENSORIAL		
Nome:.....		
Data de nascimento:...../...../.....		
Horário disponível para participar da Avaliação Sensorial:		
Telefone:.....Ramal:.....Celular:.....E-mail:.....		
1) Faixa etária	2)Sexo	3) Grau de instrução
() menos de 25 anos	() F	()
() de 25 a 35 anos	M	() Primário
() de 36 a 50 anos		() Ensino fundamental
() mais de 50 anos		() Ensino médio
		() Ensino superior
4) Fumante ? () Sim () Não () já foi fumante		
5) É alérgico a algum medicamento, substância ou alimento?		
6) Costuma tomar café/chá? Com que frequência?.....		
7) Possui alguma doença crônica? () Doença respiratória () Daltônico () Sinusite () outra / Qual?.....		
8) Utiliza algum medicamento? () Diário () Mensal		
9) Possui sensibilidade a odor? () Sim () Não		
10) Tem alergia a odores fortes?		
11) Usa perfume? () sim () não		
12) Você considera o seu sistema olfativo normal? () sim () não		
13) Se já foi fumante a quanto tempo parou ? Qual o novo horário ou dia para um novo contato?		

Figura 17:Ficha de cadastro para análise sensorial

Os voluntários foram convocados semanalmente, sendo o júri formado por no mínimo 8 membros para conduzir os testes de odor. As principais recomendações efetuadas aos jurados foram que estes não fumassem ou ingerissem alimentos durante, pelo menos, meia hora antes dos ensaios, bem como não utilizassem perfume, colônia ou lavassem as mãos com sabonete.

Foram selecionados 16 voluntários que melhor preencheram os requisitos na avaliação da ficha cadastral. Os voluntários selecionados estavam na faixa etária entre 18-25 anos, 75% do sexo feminino, 87,5% cursam o ensino superior e 12,5% possuem o ensino superior completo. Nenhum dos voluntários apresentava problemas respiratórios e não eram fumantes.

Os testes olfatométricos foram realizados em sala com ar condicionado com filtro de carvão ativado para que outro odor não interferisse na análise.

Índice de intensidade e Limiar de odor

O limite de percepção olfativa foi determinado de acordo com Standard Test Method for Odor in Water (ASTM D 1292, 2010). O método de ensaio é aplicável à determinação da intensidade de odor em termos de índice de intensidade de odor ou número limiar de odor. O índice de intensidade de odor (IO) representa o número de vezes que a concentração da amostra original é reduzida por adição de água sem odor para se detectar o mínimo de odor perceptível. O número limite de odor (LO) é definido como a maior diluição da amostra com a água livre de odores, para se obter o mínimo de odor perceptível.

Antes da avaliação do odor pelos jurados foi realizado um teste preliminar para a escolha das diluições para medição de odor. Após a determinação da ordem de grandeza da intensidade do odor determinado foi realizada uma série de diluições apropriadas da amostra para o volume final de 200ml. As diluições foram codificadas com letras de ordenação aleatória e apresentadas em temperatura ambiente de 25°C.

Conjuntos de teste constituídos por 3 frascos, sendo dois com água livre de odor e um com amostra diluída, eram apresentados aos jurados de forma randomizada, seguindo-se a metodologia do teste triangular com escolha forçada para detectar pequenas diferenças entre amostras. Coube ao júri identificar a amostra com odor e registrá-la no relatório. As respostas individuais de cada jurado foram computadas para posterior avaliação.

O índice de intensidade de odor (IO) foi calculado de acordo com a equação 1:

$$IO = 3,3 \text{LOG}(200/A) + 3D$$

equação 1

Onde:

A = mililitros da amostra usada na diluição primária. (ml)

D = número de diluições da amostra requeridas para determinar o índice de intensidade de odor .

O índice de limiar de odor é reportado ao limiar de odor (LO) que foi calculado de acordo com a equação 2:

$$LO = (200/A) * 8^D$$

equação 2

Intensidade

A análise de intensidade do odor foi realizada de acordo com a metodologia E544–10: “Prática padrão para referência supralimite de intensidade de odor”, proposta pela “American Society for Testing and Materials (ASTM)”. A metodologia utilizada para avaliação da intensidade odorante utiliza como elemento de referência a solução de 1-Butanol, diluída em diferentes concentrações em água, resultando em uma escala de intensidade que varia de muito fraco a muito forte (Tabela 26). Os voluntários selecionados receberam treinamento conforme a norma ASTM E544 – 99. Cada jurado passou por um teste olfatométrico para identificação da intensidade odorante de cada diluição. Após, os jurados classificaram a intensidade odorante da amostra levando em consideração a escala de intensidade odorante do 1-butanol, não levando em conta a qualidade do odor.

<i>Nível de intensidade</i>	<i>1- Butanol (g.L⁻¹)</i>	<i>IO (Intensidade odorante)</i>	
1	0,001	mf	muito fraco
2	0,01	f	fraco
3	0,1	m	médio
4	1,0	f	forte
5	10	mf	muito forte

Tabela 26: Níveis de intensidade de odor

Fonte: AFNOR, appud Belli Filho e De Melo Lisboa, 1998

Hedonicidade

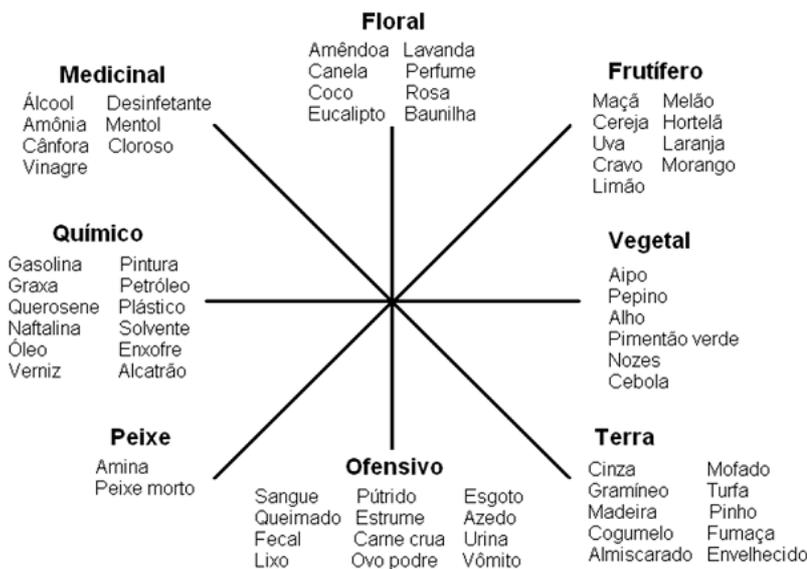
O valor hedônico é uma medida da agradabilidade do odor, uma categoria de julgamento quanto à característica do odor em ser prazeroso ou não. No teste de hedonicidade o júri expressou o grau de gostar ou de desgostar de um determinado odor, registrando o grau de satisfação a que o odor remetia utilizando uma escala estética do odor, a qual foi apresentada aos jurados para que eles apontassem com qual semblante se identificaram ao sentir o odor ao qual foram expostos (Figura 18). Cada semblante corresponde a um valor na escala que indicou a característica hedônica do odor.

Característica Hedônica	Semblante	Escala
Muito Agradável		1
Agradável		2
Indiferente		3
Desagradável		4
Muito desagradável		5

Figura 18: Figura de identificação da hedonicidade do odor

Caracterização do odor

Além dos testes de intensidade e hedonicidade, foi também solicitado aos jurados que estes identificassem o caráter do odor da amostra. Para eliminar eventuais dúvidas com respeito a vários termos descritivos utilizados pelos voluntários, foram utilizados padrões de referência. Estes padrões de referências podem ser produtos químicos ou materiais naturais que representem adequadamente as descrições dos termos. Como padrão de referência de descrição de odor foi utilizada a “roda de odor” descrito por McGinley e McGinley, (2002), que propõe oito categorias reconhecidas da descrição do odor: vegetal, frutífero, floral, medicinal, químico, piscoso, ofensivo e térreo. São listadas descrições específicas do odor para cada categoria como mostra a Figura 19 .



Fonte: Adaptado de McGinley e McGinley (2002)

Figura 19: Roda de odores

3- RESULTADOS

Caracterização da Água cinza efluentes pós tratamento anaeróbico e aeróbico avaliados no teste de olfatométrica

Uma grande diversidade na composição da água cinza foi observada principalmente devido as sua grande variação de origem (banheiro, chuveiro, tanque, máquina de lavar roupa, banheiras). A maior contribuição de água cinza no edifício estudado foi gerada pela máquina de lavar roupas, representando cerca de 64% de toda água cinza produzida. (TABELA 27) TABELA 27: COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE ÁGUA CINZA BRUTA OBTIDAS NESTA PESQUISA COM DADOS DA LITERATURA.

Considerando os valores de pH apresentados, a água cinza do edifício estudado possui um valor elevado se comparado com os outros autores listados. Os elevados valores de pH obtidos nesta pesquisa, podem ser justificados pela elevada geração de água cinza proveniente da máquina de lavar roupas, uma vez que, a utilização de determinados produtos (sabão em pó e amaciante) contribuem para o aumento do pH.

Nota-se que a concentração de DQO nesta pesquisa foi maior que as encontradas Magri (2008) e Valentina (2009), provavelmente devido a origem da água cinza ser residencial nesses dois estudos. Já para DBO₅, a concentração verificada nessa pesquisa só foi inferior a

observada por Pidou (2008) onde a água cinza não possuía a contribuição de máquina de lavar roupa.

Tabela 27: Comparação das concentrações médias de água cinza bruta obtidas nesta pesquisa com dados da literatura

Autores	Esta pesquisa (2015)	Lamine et al. (2007)	Gual et al. (2008)	Merz et al. (2007)	Magri et al. (2008)	Pidou et al. (2008)	Valentina (2009)	Ghunmi et al. (2010)	Leal et al. (2011)	Hocaoglu et al. (2013)	Couto et al. (2014)	Katukiza et al. (2014)	Vakil et al. (2014)	Bani-Melhem et al. (2015)
País	Brasil	Tunísia	Espanha	Marrocos	Brasil	Reino Unido	Brasil	Jordânia	Holanda	Turquia	Brasil	Uganda	Índia	Jordânia
Fonte da água Cinza	Chuveiro, tanque, máquinas de lavar e lavatórios	Chuveiro	Chuveiros e lavatórios	Chuveiro	Chuveiro, tanque, máquinas de lavar e lavatórios	Chuveiro e lavatórios	Chuveiro, tanque, máquinas de lavar e lavatórios	chuveiro, lavanderia e lavatórios	pias de cozinha, chuveiros, banheiros, máquinas de lavar e lavatórios	pias de cozinha, chuveiros, máquinas de lavar e lavatórios	lavatórios, chuveiros, água de limpeza do vestiário e pia de cozinha	chuveiro, e lavatórios	pias de cozinha, chuveiros, máquinas de lavar e lavatórios	pias de cozinha, chuveiros, máquinas de lavar e lavatórios
Edificação de origem da água cinza		Universitária	Hotel	área de lazer do clube esportivo	Residencial unifamiliar	Universitária	Residencial multifamiliar	Universitária	Residenciais unifamiliares ^a	Universitária	Aeroporto	Residencial	Residencial unifamiliar	Universitária
Parâmetros	Unidade													
Temperatura	°C	-(a)	-(a)	9-20		-(a)	-(a)	20-36	-(a)	25	20-28	25	-(a)	-(a)
pH		8,8	7,6	6,8	7,6	7,7	6,6-7,6	7,8	-(a)	7,1	7,6	7,2	7	6,9
Condutividade	mS/cm	-(a)	-(a)	921	645		-(a)	-(a)	-(a)	-(a)	-(a)	2067	-(a)	-(a)
Turbidez	NTU	48,8	-(a)	-(a)	29	174,4	35	73	-(a)	-(a)	-(a)	-(a)	74,8	80
SST	mg/L	35,2	33	32,2	-(a)	461,9	-(a)	78	1.081	51	461	996	484	34
DQO	mg/L	164	102	72,7	109	391,7	144	237	366	724	310	170	2861	498,8
DBO ₅	mg/L	57	97	-(a)	59		39	106	150	-(a)	117	93	1125	150
NTK	mg/L	-(a)	8,1	4,1	15,2		-(a)	6,5	12	26,3	7,6	-(a)	58,5	-(a)
NH ₃ -N	mg/L	-(a)	6,7	-(a)	-(a)	3,9	0,7	1,3	-(a)	-(a)	-(a)	36	-(a)	-(a)
Fósforo total	mg/L	-(a)	-(a)	-(a)	1,6	5,9	-(a)	2,9	11	7,2	9,4	-(a)	2,9	-(a)
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg/L	60,1	-(a)	-(a)	-(a)		-(a)	88	-(a)	7,23	-(a)	-(a)	128,8	-(a)
Sulfeto (S ₂ ⁻)	mg/L	3,3	-(a)	-(a)	-(a)		-(a)	1,6	-(a)	20	-(a)	-(a)	-(a)	-(a)

-(a): Não analisado

Bazzarella (2005) analisou as características de cada fonte geradora de água cinza em uma residência, indicando que as concentrações de DQO e DBO_{5,20} da água cinza proveniente do tanque de lavar roupa são inferiores somente às oriundas da pia de cozinha. Este fator pode influenciar consideravelmente nos resultados das análises laboratoriais, principalmente no que tange aos parâmetros pH, alcalinidade, DQO e sulfato.

Sabe-se que as concentrações de sulfato presentes na água cinza são provenientes, principalmente, do uso de sabão e detergente, e na água cinza clara estudada o seu valor médio foi de 60,1 mg/L, ficando próxima a observada nas outras pesquisas. Já a concentração de sulfato foi superior a observada por Valentina (2009) (TABELA 27).

Eriksson (2002), identificou 190 tipos de surfactantes utilizados na Dinamarca em detergentes líquidos para lavar louça e produtos de higiene. Moléculas orgânicas xenobióticas, como os alquilbenzenos sulfonados lineares (LAS) e ramificados (ABS), podem sofrer biodegradação pelos processos biológicos aeróbios e anaeróbios. O passo limitante para a degradação microbiana é a separação do radical alquila do anel benzeno sulfonado, sendo este anel degradado posteriormente a dióxido de carbono, água e sulfato (VAZOLLER, 1996).

O sulfeto de hidrogênio (H₂S), composto responsável pelo odor característico de ovo podre em águas residuárias, se forma em consequência da redução do sulfato, que é a principal forma sob a qual o enxofre se apresenta nas águas residuárias. Também se forma como consequência da decomposição anaeróbia da matéria orgânica que potencializa a liberação de mercaptanas e de amoníaco (ANTUNES e MANO, 2004). (Figura 20).

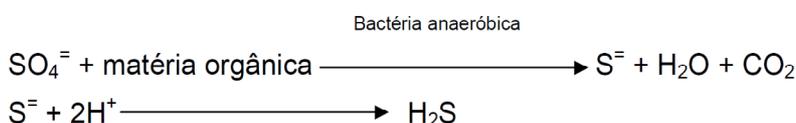


Figura 20: Reações de formação de h₂s a partir da redução do sulfato

Em água, o H₂S se decompõe em HS⁻ e S²⁻ (Figura 21), sendo essa dissociação controlada pelo pH e pela temperatura. As espécies HS⁻ e S²⁻ são altamente solúveis em água. O H₂S pode estar presente na fase gasosa, ou dissolvido na forma menos tóxica. Por exemplo, em pH = 5 somente 1% está na forma de HS⁻. Se o pH está acima de 8, não se encontra a forma não dissociada (H₂S). Em pH 7, 50% do sulfeto está presente na forma não dissociada (H₂S), mais

tóxica e que produz emissão de odor, e os outros 50% apresentam-se na forma dissociada HS^- . O pH dos efluentes analisados ficaram na faixa da neutralidade, indicando condição propícia para volatilização do H_2S (Tabela 28).

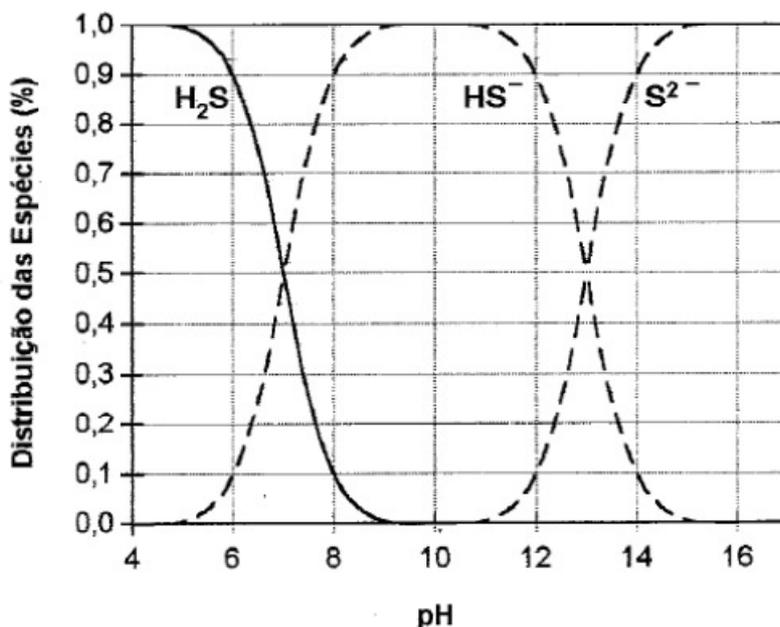


Figura 21: Diagrama para distribuição do H_2S ($t=25^\circ \text{C}$)

Fonte: EPA (1985)

As análises laboratoriais das amostras coletadas em diferentes compartimentos das ETACs indicaram que as concentrações médias de sulfeto foram de 1,7 mg/L na Ac clara, 3,3 mg/L no FAn, 2,6 mg/L no FBAS e 2,4 mg/L no Wetland (Tabela 28). A relação $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ da água cinza foi de 2,7 na água cinza clara e inferior a 2,0 nas outras águas cinzas tratadas, indicando a presença de elevadas quantidades de sulfato nas amostras. A relação $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ é um fator importante a ser observado, principalmente em condições anaeróbias, devido à grande probabilidade de emissão de odores desagradáveis. Quando esta relação é inferior a 10, as bactérias redutoras de sulfato (BRS) passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas pelos substratos orgânicos disponíveis na água residuária, aumentando o potencial de produção de sulfeto (Subtil, 2007). Freitas (2014) estudou o processo FAn descrito nesta pesquisa e constatou que a baixa relação $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ privilegiou a via sulfetogênica, resultando na produção de H_2S .

Após o tratamento aeróbio, a maioria das substâncias biodegradáveis é removida e, conseqüentemente, a maioria dos problemas com odor são evitados, fazendo com que a água de reúso possa ser armazenada por períodos mais longos (LI et al., 2009). Entretanto, o

FBAS do presente estudo não foi capaz de atingir esse objetivo, pois durante o período do estudo o mesmo funcionou com sobrecargas hidráulica e orgânica. Dessa forma, levando-se em consideração a remoção do sulfeto, observou-se que o desempenho do FBAS foi semelhante ao do FAn. Apesar disso, concentrações semelhantes ao do efluente do FBAS estudado foi observado por Valentina (2009) e Knupp (2013) (TABELA 29).

No Wetland, os microrganismos existentes no meio granular e nas raízes das macrófitas estabilizaram eficientemente a matéria orgânica e também evitaram a redução de sulfato a sulfeto pelas BRS.

As concentrações de pH (Tabela 28) são semelhantes aos relatados por outros pesquisadores (GROSS et al.,2007; PAULO, et al.,2009; KNUPP, 2013) os quais encontraram para o efluente do WV um pH em torno de 6,9. AS concentrações de matéria orgânica (Tabela 28) se assemelham as encontradas por Begosso (2009) com DQO 32,5 mg/l e DBO5 8,2mg/l.

Segundo Alho (2013) pode-se observar uma baixa formação de sulfeto no efluente do Wetland vertical mesmo com uma elevada quantidade de sulfato presente na água cinza clara. A boa capacidade de aeração dos Wetland Vertical permite que o sulfeto oxidado reduza a atividade das bactérias redutoras de sulfato no meio granular (AZEVEDO et al.,1999; ALVES et al.,2004).

Tabela 28: Características físico-químicas e microbiológicas das águas cinzas claras e após cada etapa de tratamento.

Parâmetros	Pontos de coleta	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP	CV
pH	Ac Clara	160	8,8	8,8	6,4	11,1	1,2	13,5
	Fan	159	7,4	7,5	5,9	8,7	0,6	7,8
	FBAS	6	7,0	7,2	7,0	7,5	0,2	2,5
	Wetland vertical	6	6,7	6,8	5,4	8,2	0,4	5,8
Turbidez (NTU)	Ac Clara	148	48,8	48,8	10,9	108,2	21,5	44,1
	Fan	110	34,6	48,8	7,3	83,6	20,6	59,6
	FBAS	6	40,0	47,0	30,0	55,0	8,5	21,1
	Wetland vertical	6	2,3	2,3	1,5	3,6	0,8	34,5
SST (mg/L)	Ac Clara	68	35,2	35,2	3,5	184,0	27,2	77,2
	Fan	68	16,8	35,2	1,5	102,0	16,7	99,3
	FBAS	6	35,4	37,3	28,3	58,5	10,4	29,5
	Wetland vertical	6	6,7	6,5	2,0	11,0	4,1	62,0
DQO (mg/L)	Ac Clara	63	164	164	63	418	77	47
	Fan	52	57	164	7	215	51	89
	FBAS	6	33	38	30	44	5	16
	Wetland vertical	6	22	21	8	36	14	66
DBO ₅ (mg/L)	Ac Clara	34	57	57	12	150	35	61
	Fan	15	30	57	7	70	1	62
	FBAS	6	26	30	25	35	4	17
	Wetland vertical	6	12	8	7	26	7	63
S ²⁻ (mg/l)	Ac Clara	38	1,7	1,7	0,8	2,9	0,6	33,5
	Fan	38	3,3	1,7	1,0	11,6	2,7	84,0
	FBAS	6	2,8	1,6	1,4	3,6	0,9	34,9
	Wetland vertical	6	2,0	1,8	0,0	7,6	2,0	83,4
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	Ac Clara	24	60,1	60,1	15,9	256,8	53,2	88,6
	Fan	24	55,0	60,1	11,5	132,0	38,9	70,7
	FBAS	6	76,6	46,5	55,0	45,0	54,2	70,8
	Wetland vertical	6	40,9	24,4	5,2	143,2	39,0	95,4
<i>E.coli</i> (NMP/100mL)*	Ac Clara	31	2,12x10 ²	2,5 x10 ²	1,0x10 ²	2,17x10 ⁴	-	-
	Fan	31	2,63x10 ²	1,0x10 ²	1,0x10 ²	2,0x10 ⁴		
	FBAS	6	8,23x10 ³	2,42x10 ³	1,0x10 ⁷	2,0x10 ²		
	Wetland vertical	6	1,61x10 ²	1,0x10 ²	1,02x10 ²	1,0x10 ⁴		

n – número de amostras

DP – desvio padrão

CV – coeficiente de variação;

* - média aritmética

Tabela 29: Comparação das concentrações médias de água cinza bruta, efluente do tratamento anaeróbio e efluente do tratamento aeróbio obtidas nesta pesquisa com dados da literatura

Parâmetros	Pontos de coleta	Esta pesquisa	Valentina (2009)	Knupp (2013)
		universitária(AC e FAN), residencial multifamiliar (FBAS)	Edificação residencial multifamiliar	universitária
		Média		
Turb (NTU)	Ac Clara	48,8	73,0	50,9
	FAN	34,6	47,0	34,6
	FBAS	40,0	45,0	na
SST (mg/L)	Ac Clara	35,2	78,0	44,8
	FAN	16,8	33,0	16,9
	FBAS	35,4	37,0	na
DQO (mg/L)	Ac Clara	164,2	237,0	183,4
	FAN	57,3	97,0	81,6
	FBAS	33,5	43,0	na
DBO ₅ (mg/L)	Ac Clara	56,9	106,0	44,1
	FAN	29,9	59,0	29,9
	FBAS	26,6	29,0	na
S ²⁻ (mg/l)	Ac Clara	1,7	1,6	1,7
	FAN	3,3	10,3	3,3
	FBAS	2,6	2,3	na
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	Ac Clara	60,1	88,0	60,1
	FAN	55,0	43,0	55,0
	FBAS	76,6	60,0	na

AC: proveniente de chuveiros, tanque, máquina de lavar, lavatórios

na: não avaliado

3.1 Análise sensorial

Determinação do índice de odor e limiar de odor

Verificou-se que, para a água cinza clara apresentar o mínimo de odor perceptível, torna-se necessário uma diluição de 3,2 vezes. Já para água cinza proveniente do Fan, foi necessária a diluição do efluente em 3,7 vezes. Após o tratamento aeróbio (FBAS e Wetland), torna-se necessário uma diluição de 2 vezes do efluente final para que ele alcance o mínimo de odor perceptível. O maior limiar de odor observado foi para o Efluente do FAn, seguido da água cinza clara e efluente pós tratamento aeróbio (Tabela 30).

Tabela 30: Índice de intensidade de odor e limiar de odor para as diferentes fontes de água cinza clara.

Fontes da água Cinza	Nº de jurados	Nº de observações	Índice de intensidade de Odor*	Limiar de odor*
Ac clara	8	228	3,2	9,5
FBNA		384	3,7	14,4
FBAS		72	1,9	4,4
Wetland vertical		288	1,8	4,1

*média geométrica

Intensidade, hedonicidade e carácter odorante

A água cinza clara apresentou uma intensidade média de moderada a forte (Tabela 31). Em relação ao carácter odorante das amostras, os jurados informaram que:

- ✓ 51% a água cinza clara tinha odor característico “floral”, correspondente ao uso de amaciantes e desinfetantes perfumados utilizados na lavagem de roupas e limpeza da casa,
- ✓ 29% perceberam odor característico “medicinal”, também refletindo o dor dos produtos de limpeza contendo cloro principalmente;
- ✓ 20% afirmaram sentir odor de ovo podre, observado principalmente após períodos de feriados, onde a produção de água cinza residencial é menor. Assim como a demanda de água de reúso, ficando a AC_{clara} estocada por um pequeno período favorecendo a depleção de oxigênio pela ação bacteriana consumindo a matéria orgânica dando origem a geração do mau odor.

Como esperado, o reator anaeróbio apresentou odor ofensivo, descrito como cheiro de ovo podre em 100% das amostras, apresentando uma rejeição de aproximadamente 54% dos casos (Tabela 31).

Tabela 31: Descrição dos odores de água cinza clara de diferentes etapas do tratamento determinados pela metodologia e544-10.

Amostras	Intensidade	% de painelistas	Hedonicidade	% de painelistas	Descrição do odor	% de painelistas
AC clara	Muito Fraco	6,3	Muito agradável	6,3	Medicinal (desinfetantes, sabões, água sanitária)	29
	Fraco	10,4	Agradável	25,0	Floral (amaciante)	51
	Moderada	39,6	Indiferente	41,7		
	Forte	33,3	Desagradável	22,9	Ofensivo (pútrido)	20
	Muito Forte	10,4	Muito desagradável	4,2		
FAN	Muito Fraco	10,4	Muito agradável	4,2		
	Fraco	16,7	Agradável	6,3		
	Moderada	18,8	Indiferente	25,0	Ofensivo (pútrido)	100
	Forte	25,0	Desagradável	25,0		
	Muito Forte	29,2	Muito desagradável	39,6		
FBAS	Muito Fraco	4,2	Muito agradável	8,3	Ofensivo (pútrido)	78,1
	Fraco	25,0	Agradável	8,3		
	Moderada	45,8	Indiferente	33,3		
	Forte	12,5	Desagradável	45,8	Terroso (mofo, cinza)	21,9
	Muito Forte	12,5	Muito desagradável	4,2		
Wetland vertical	Muito Fraco	18,8	Muito agradável	10,4	Terroso (grama, terra, cinza)	80
	Fraco	41,7	Agradável	52,1		
	Moderada	20,8	Indiferente	31,3		
	Forte	18,8	Desagradável	6,3	Ofensivo (azedo)	20
	Muito Forte	0,0	Muito desagradável	0,0		

Apesar do tratamento pelo biofiltro aerado ser descrito pela literatura como eficiente na remoção de 99% de aldeídos, ácidos orgânicos, dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio e sulfeto de hidrogênio; 90% de remoção de metano, propano e isobutano (BURGESS, 2001).; o efluente após tratamento aeróbio pelo FBAS ainda apresentou característica odorante ofensiva em 78,1% das amostras, descrito como odor de esgoto. O efluente do FBAS foi classificado como “Terroso” por 21,9% do júri, descrevendo o odor de mofo e envelhecido.

O FBAS ainda apresentou intensidade odorante variando de indiferente a desagradável. Esse fato foi resultado da má operação da ETAC 2 durante o período de pesquisa gerando uma sobrecarga no sistema. A ETAC2 foi projetada para tratar apenas 30% da ACclara produzida, entretanto, devido ao mal funcionamento das válvulas que controlam a vazão de entrada do efluente no sistema praticamente 100% da água cinza produzida estava sendo enviada para o tratamento, provocando uma sobrecarga no sistema, não permitindo a odorização do efluente no compartimento FBAS como esperado resultando no efluente de má qualidade.

A intensidade odorante do efluente do wetland foi classificado como fraco em quase 42% dos casos, sendo o odor caracterizado como “terroso” em 80% das amostras, apresentando odor característico de grama, terra e mofo. Tipicamente um odor a mofo ou terroso está presente quando há um crescimento excessivo de fungos e metabolismo microbiano (HURLIMANN et al., , 2007).

DOMÈNECH (2010) realizou um estudo na cidade de Sant Cugat del Vallès, na região Metropolitana de Barcelona, com os principais fatores referentes ao reúso de água para descarga sanitária com 120 usuários de águas cinza. Foi constatado que a percepção é muito vulnerável a qualquer falha no sistema de tratamento que possa ocorrer. O odor desagradável de cloro também foi um fator limitante para aceitação do reúso, bem como o odor desagradável gerado pelo mau desempenho dos sistemas. Entretanto, esta última insatisfação era frequentemente compensada pela conscientização dos mesmos sobre os impactos positivos gerados no reúso de águas cinza ao meio ambiente (DOMÈNECH, 2010).

Foi realizado um estudo comparativo entre a concentração de sulfeto no efluente e hedonicidade. Observou-se que a maior porcentagem de rejeição ocorreu onde o efluente continha maior concentração de sulfeto, caracterizando o odor pútrido (Figura 22).

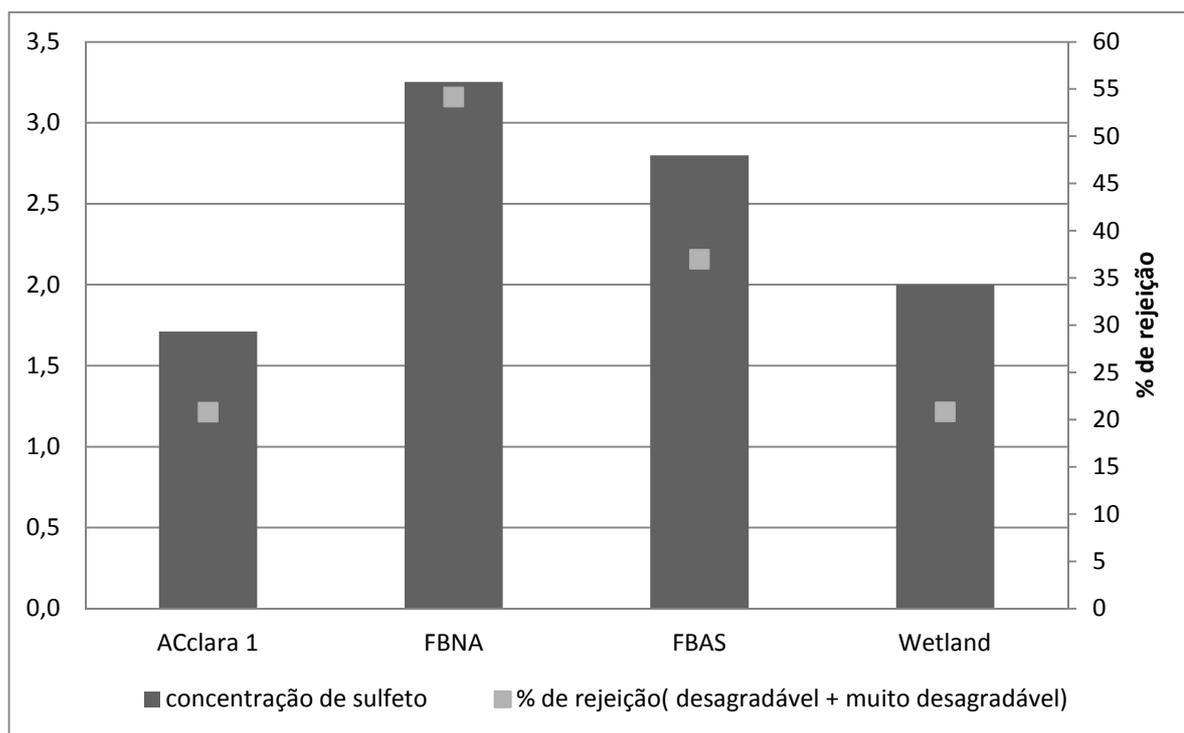


Figura 22: Estudo comparativo entre a concentração de sulfeto no efluente e hedonicidade

A preocupação quanto a presença de microorganismos na água de reúso se dá quando o usuário passa a ter uma possibilidade e contato físico com a mesma (PO et al., 2003; HARTLEY, 2003). No presente estudo, quanto à presença de *E.coli* nos efluentes analisados, observa-se que estes ficaram na faixa de 10^2 a 10^3 . De acordo com Vaz et al., (2015b), levando-se em consideração o reúso desses efluentes em bacia sanitária, a concentração segura de *E.coli*/100ml irá variar de 10^2 - 10^4 , para casos de 1460- 2160 exposição com ingestão de volume de 1ml. Sendo assim, os efluentes analisados não adicionariam risco microbiológico a saúde do usuário.

Percebe-se que ocorre uma independência entre a percepção do usuário quanto a qualidade olfatométrica do efluente e o risco microbiológico ao qual esse estaria exposto. Ou seja, mesmo os efluentes com maior índice de rejeição (efluente do FBNA e FBAS), estariam aptos a serem reutilizados se levado em consideração sua qualidade microbiológica sem prejuízo a saúde do usuário.

4- CONCLUSÃO

Quando comparados o índice de intensidade de odor e limite de odor da água cinza clara e efluente do filtro biológico não aerado observa-se que o primeiro apresenta valores próximos, entretanto o segundo é superior no filtro biológico não aerado. Esse fato pode ser justificado interpretando os dados de intensidade, caracterização olfativa e hedonicidade, o em que o índice de intensidade de odor da água cinza clara representa a diluição de odores classificados como medicinal que foram especificados como moderados a forte, entretanto o nível de agradabilidade variou de agradável a indiferente. Ao contrário do observado para o efluente do FAN, onde o odor foi caracterizado como 100% ofensivo, pútrido sendo classificado com nível de agradabilidade de aproximadamente de 40% muito desagradável. Ou seja, apesar de valores de IO próximos, quanto a caracterização e hedonicidade dos odores, a qualidade da água cinza clara antes do tratamento pelo FAN foi melhor percebida pelos júri. Não foi observado diferença entre o IO e LO dos efluentes aeróbios gerados nos diferentes tratamentos.

Os resultados das análises olfatómicas revelaram que o efluente tratado em Wetland vertical apresentou odor com intensidade suficiente para ser percebido, mesmo tendo sua intensidade consideravelmente reduzida (nenhum dos jurados apontou como muito forte o odor referente ao efluente tratado) indicando esse tratamento como satisfatório na remoção do odor gerando um efluente de boa aceitação pelo usuário.

5- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFNOR X 43-103. Qualité de l'air. Mesurage de l'odeur d'une atmosphere gazeuse. Méthode Supraliminaire, 1990. , appud BELLI FILHO; DE MELO LISBOA, H. Avaliação de emissões odorantes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, Vol. 3, n.º3, p. 101-106, 1998.

ANTUNES, R.; MANO, A. P. Odores em estações de tratamento de águas residuais. In: Congresso da Água, Água - Qualidade de toda a Vida, 7., 2004, Lisboa. **Anais...** Lisboa: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), 2004.

APPHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washigton - DC. APHA, 2005.

ASHBOLT, N.J. “*Microbial Risk Assessment (MRA) Tool*”. Gothenburg: Urban Water. (2005).

ASTM. Designation: **E 544-75 Standard Practices for Referencing Suprathreshold odor Intensity**. 1997. 3-

BASTOS, RKX; KIPERSTOK, A.; CHERNICHARO, CAL; FLORENCIO,L.; MONTEGGIA, L.O.; VON SPERLING,M.; AISSE, M.M.; BEVILACQUA,P.D.; PIVELI, R.P. “*Subsídios à regulamentação do reúso da água no Brasil*” . (2014). Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.016>>. Acesso em maio de 2014.

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações**. 2005. 165f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

BLUMENTHAL; U. J.; MARA DUNCAN, D.; PEASEY, A., RUIZ-PALACIOS, G.; STOTT, R. “*Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising OMS guidelines*”. **Bulletin of the World Health Organization**, 78(9) (2000).

BORTONE, G., CIMATTI, E., PAILLA, B., SPADONI, M. & STANLE, L. “Innovative water saving systems in households in Europe. *Emerging Technologies for Sustainable Land Use and Water Management*” (ed. by A. Musy, L. S. Pereira & M. Frilseh) (Proc. Second **Inter-regional Conf. on Environment-Water, Lausanne, Switzerland**). 13.13. PPUR, Switzerland. (1999)

BURGESS, 2001

CACCIO SM, THOMPSON RC, MCLAUHLIN J, SMITH HV. Unravelling Cryptosporidium

CAMPOS, R. H. ; VAZ, L. O. ; GONCALVES, R. F. “*Análise de Riscos Ambientais de uma Estação de tratamento de Esgotos de Águas Cinza (ETAC) em um Prédio Residencial*”. In: **XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Salvador. (2012).

CANADIAN GUIDELINES FOR DOMESTIC RECLAIMED WATER FOR USE IN TOILET AND URINAL FLUSHING. *Prepared by the Working Group on Domestic Reclaimed Water of the Federal -Provincial-Territorial Committee on Health and the*

Environment (2010). Ottawa, Ontario. Disponível em:< [http:// www.healthcanada.gc.ca](http://www.healthcanada.gc.ca)>. Acesso em jan. de 2012.

COHIN, E. *Percepção do usuário de reúso de água*. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X., AISSE, M. M. (Coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários. (2006)

CROCKETT, C. S., HAAS, C. N., FAZIL, A., ROSE, J. B. AND GERBA, C. P. Prevalence of shigellosis in the U.S.: consistency with dose-response information. **International Journal of Food Microbiology** 30: 87-99. 1996.

CROCKETT, C. S., HAAS, C. N., FAZIL, A., ROSE, J. B. AND GERBA, C. P. Prevalence of shigellosis in the U.S.: consistency with dose-response information. **International Journal of Food Microbiology** 30: 87-99. (1996)

DOMÈNECH, LAIA; SAURÍ, DAVID. *Socio-technical transitions in water scarcity contexts: Public acceptance of greywater reuse technologies in the Metropolitan Area of Barcelona*. **Resources, Conservation and Recycling** 55 p. 53–62. 2010

E. ERIKSSON, K. AUFFARTH, A.-M. EILERSEN, M. HENZE, A. “*LedinHousehold chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater*”. **Water SA**, 29 (2), pp. 135–146. (2003)

ENVIRONMENT AGENCY, GREYWATER FOR DOMESTIC USERS: AN INFORMATION GUIDE. (2011). Disponível em: <http://publications.environment-agency.gov.uk/PDF/GEHO0511BTWC-E-E.pdf> . Acesso em : 24 jan. 2012.

ERIKSSON, E.; AUFFARH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v. 4, p. 85-104, 2002.

FIESP, *Manual de Conservação e reúso de água em edificações*. São Paulo, Prol editora gráfica. (2005).

FREITAS, J.S. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio tratando água cinza clara**. Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para a Obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Vitória-ES. 2013.

FRIEDLER, M. HADARI. “Economic feasibility of on-site grey water reuse in multi-storey buildings”. **Desalination**, 190 (1-3), pp. 221–234. (2006).

GOSTELOW, P. E PARSONS, S. A. (2000). "Sewage treatment works measurement." **Water Science & Technology**, **41**(6), 33-40.

GOSTELOW, P., PARSONS, S. A. E STUETZ, R. M. "Odour Measurements for sewage treatment works." **Water Research**, **35**(3), 579-597. 2001a.

GREGORY, J. D., LUGG, R., SANDERS, B. "Revision of the national reclaimed water guidelines" **Desalination**. v. 106, n. 1-3, p. 263-268, 1996.

GUAL, M.; MÓIA, A.; MARCH, J. G. Monitoring of an indoor pilot plant for osmosis rejection and greywater reuse to flush toilets in a hotel. **Desalination**, v. 219, n. 1-3, p. 81-88, Jan. 2008.

HAAS, - **Progress and data gaps in quantitative microbial risk Assessment**. 2002

HAAS, C. N., ROSE, J. B. & GERBA, C. P. **Quantitative Microbial Risk Assessment**. John Wiley and Sons Inc., New York. 1999

HAMILTON, 1991

HARTLEY TW. 2001. **Public Perception and Participation in Water Reuse**: Literature Summary. Resolve Inc.: Washington, DC.

HESPANHO, I. Viabilidade de um AVAD não superior a 10^{-4} por pessoa por ano, para reúso agrícola de água, em países em desenvolvimento. **Revista Ambiente e Água**. Disponível em: www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/download/224/654. Acesso em maio de 2014.

http://www.OMS.int/water_sanitation_health/dwq/GDW3rev1and2.pdf. Acesso em: 09/04/13.

HURLIMANN, A.,. Is recycled water use risky? An urban Australian community's perspective. **The Environmentalist** 27 (1), 83e94. 2007

KNUPP, A. M. *Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e um "wetland" horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara*. 2013. 159 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2013.

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

LE CLOIREC, P. Les Composés organiques volatils dans l'environnement. 1998

LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 11, p. 3439-3449, May 2009.

MANKAD, A., TUCKER, D., TAPSUWAN, S., AND GREENHILL, M. P. . Qualitative Exploration of Beliefs, Values and Knowledge Associated with Decentralised Water Supplies in South East Queensland Communities. **Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 25**. 2010.

Mara, D., If It Ain't Broke, Don't Let Them Fix It. **Risk Analysis** Volume 31, Issue 10, pages 1513–1514, 2011.

MARECOS DO MONTE, H.; ALBUQUERQUE, A.(2010). *Reutilização de águas residuais. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos Instituto Superior de Engenharia de Lisboa*. Disponível em: <https://ubithesis.ubi.pt/bitstream/10400.6/1144/1/Guia_Tecnico_Reutilizacao-1.pdf> Acesso em: março 2010.

MCGINLEY E MCGINLEY. Odor Testing Biosolids for Decision Making. Water Environment Federation Specialty **Conference: Residuals and Biosolids Management Conference Austin**, TX: 3 - 6 March, 2002

MERZ ET AL.,2007;

MESSNER MJ, CHAPPELL CL AND OKHUYSEN PC. *Risk assessment for Cryptosporidium: a hierarchical Bayesian analysis of human response data*. **Water Research** 35:3934–3940. (2001).

NBR 13.969, **Associação Brasileira de Normas Técnicas Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro. (1997).

NOLDE, E. *Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings – over ten years experience in Berlin*”. **Urban Water**, 1, 275–284. (1999).

ORNELAS, P. *Reúso de água em edifícios públicos: o caso da escola politécnica*. Dissertação (mestrado profissional em gerenciamento e tecnologias ambientais no processo produtivo) – Departamento de engenharia ambiental, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2004.

PASIN D *Avaliação quantitativa de riscos microbiológicos (AQRM) associados à E. coli em águas cinza*. Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Área de Concentração Saneamento. Bauru. (2013).

PAULO, P. L., BONCZ, M. A., ASMUS, A., JONSSON, H., IDE, C. N. Greywater treatment in constructed wetland at household level. *Gewässerschutz Wasser Abwasser*, v. 206, p. 1-7, 2007.

PETTERSON, S.A; ASHBOLT, N.J. *OMS Guidelines for Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture: Microbial Risk Assessment* .section 200 p. 36. 2002.

PO, M., KAERCHER, J.D., NANCARROW, B.E.. **Literature Review of Factors Influencing Public Perceptions of Water Reuse**. CSIRO Land and Water, Australian Water Conservation and Reuse Research Program. 2004

SARNAGLIA,S.A. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e wetland Vertical na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara**. Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para a Obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Vitória-ES. 2013

SCHAER-BARBOSA ,**Apercepção De Agricultores Familiares E Formuladores De Políticas – O Reúso Da Água No Semiárido Baiano**. 2012. Tese apresentada ao Núcleo de PósGraduação em Administração, Escola de Administração, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2012

SHUVAL, H. I., LAMPERT, Y. & FATTAL, B. Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. *Water Science and Technology* 35 (11–12), 15–20.1997.

SIEGRIST, M.; COUSINB, M.E.; KASTENHOLZC, H.; WIEK, A. 2007. Public acceptance of nanotechnology foods and food packaging: the influence of affect and trust. *Appetite*, 49: 459–466

SLOVIC et al.,2004).

SILVA, A. B. **Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto Paranoá e seus problemas associados**. Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH.DM-

105/2007, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília Brasília, DF, 111p. 2007

Standard Test Method for Odor in Water (ASTM D 1292, 2010) .

Subtil, E.L. **Avaliação Da Redução De Sulfato E Produção De Sulfeto Dissolvido Em Reator Anaeróbio De Manta De Lodo (Uasb) Tratando Esgoto Sanitário Em Escala Real** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2007.

TEUNIS, P. F. M., VAN DER HEIJDEN, O. G., VAN DER GIESSEN, J. W. B., & HAVELAAR, A. H. “*The Dose Response Relation in Human Volunteers for Gastro-Intestinal Pathogens*”, **Technical Report 284550002**, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM . (1996).

TEUNIS, P., TAKUMI, K. AND SHINAGAWA, K. Dose–response for infection by Escherichia coli O157:H7 from outbreak data. **Risk Anal.**, 24(2): 401–407. 2004

Toze S. Water reuse and health risks – real vs. perceived. *Desalination*;187:41–51. 2006

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. - USEPA **Water Conservation Plan Guidelines**, apendice b pág . Disponível em: http://www3.epa.gov/watersense/docs/app_b508.pdf . Acesso em 17 abril 2014.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse**. (Report No. EPA/600/R-12/618). Disponível em: <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100FS7K.pdf> . Acesso em 17 abril 2014.

VALENTINA, R. S. D. **Gerenciamento da qualidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reúso não-potável**. 2009. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

VAZOLLER, 1996

WA STATE WATER AND STRATEGY, 2003

OMS – World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality: incorporating first and second addenda to third edition. v.1, 2008, 45 p. Disponible en:

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *OMS guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater- Excreta and greywater use in agriculture. France: World Health Organization, 2006.*

World Health ORGANIZATION *Guidelines for drinking-water quality - 4th ed., capítulo 3 Health-based targets, pág 35-44 .(2011).*

WORLD HEALTH ORGANIZATION *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater- Excreta and greywater use in agriculture. France: World Health Organization .(2006)*

*ZANETI, R.N.; ETCHEPARE, R.G.; OLIVEIRA, R.G.M.M.; RUBIO, J.” Car wash wastewater treatment **and** water reuse a case study” WaterScience&Technology. 67.1. (2013)*

6 DISCUSSÃO GERAL

6- DISCUSSÃO GERAL

O Objetivo principal desse estudo foi estudar as características sensoriais das águas cinza e sua relação com o risco microbiológico envolvido no seu reúso predial visando fornecer subsídios técnicos para a consolidação da prática do reúso de águas cinza nas edificações brasileiras, de acordo com critérios e parâmetros que assegurem o desempenho sanitário e ambiental dos sistemas de reúso.

Uma questão importante a ser discutida é a utilização de *E.coli* como contaminação fecal. Ultimamente as características que fazem de *E. coli* o melhor indicador de contaminação fecal têm sido questionadas. Vários estudos têm mostrado que a *E. coli* tem capacidade de persistir e se multiplicar num ambiente externo ao corpo do hospedeiro em habitats secundários (como corpo de água) e, na ausência de contaminação fecal (FUJIOKA et al.,1999; SOLO-GABRIELLE et al.,2000; GORDON, 2001; POWER et al.,2005). Segundo Hazen e Toranzos (1990), os indicadores de contaminação fecal, como os coliformes termotolerantes, podem sobreviver de 92 a 294 horas em águas tropicais. Devido a isso, alguns pesquisadores criticam a utilização delas como indicador microbiano de poluição fecal em corpos d'água, principalmente em ecossistemas tropicais (FUJIOKA et al.,1999 ; BYAPPAHALLI; FUJIOKA, 1998; Carrillo et al.,1985).

Ottoson e Stenstrom (2003) discutem a capacidade dos coliformes fecais se regenerarem em águas cinza, causando uma superestimação de contaminação fecal. Assim, a relação patógeno /hospedeiro indicada pela OMS (2006) que utiliza o foco no indicador de contaminação fecal (*E.coli*) pode levar a uma superestimação de cargas fecais, podendo indicar um valor de risco superestimado. Para evitar uma superestimação de contaminação fecal os autores sugem a utilização de enterococcus como indicadores de contaminação fecal , embora eles também possam recescer no sistema de águas cinzas, entretanto de forma inferior aos coliformes. Outra forma de medir a contaminação fecal é usando biomarcadores químicos com o coprostanol.

Da mesma forma torna-se necessário pesquisas para quantificação de vírus entéricos na água cinza. Raros são esses estudos. Isso se dá em razão da disponibilidade de métodos de concentração viral de baixa eficiência de recuperação e de métodos de detecção pouco sensíveis, onerosos e de complexa implantação (MARQUES, 1991; MEHNERT, 2003).

Devido a essa lacuna no conhecimento a utilização equivalências da contaminação fecal da água cinza utilizando *E.coli* como indicador trás uma das incertezas dentro do estudo da

AQRM. A Tabela 32 apresentam as relações utilizadas por diferentes autores para quantificar a densidade de rotavírus em água cinza levando em consideração a densidade de *E.coli*.

Além disso, segundo Mara (2007), outras limitações são inerentes a AQRM não podem ser desprezadas. A AQRM não leva em consideração se o indivíduo é infectado mais de uma vez por ano, enquanto múltiplas infecções contribuem para estimativas epidemiológicas da doença. Outro ponto fraco é que o modelo de AQRM não leva em consideração a transmissão secundária da doença e também não leva em conta o fator de imunidade do hospedeiro. Outra possível fraqueza no modelo AQRM, segundo os autores, é que assumi-se que os riscos de infecção aumentam linearmente com alterações na qualidade da água, enquanto isso pode não acontecer em campo onde os efeitos limiares podem estar em operação (isto é, pode não haver epidemiologicamente doença detectável abaixo de uma determinada qualidade das águas residuais, mas é detectada a doença acima desta qualidade) .

Outro fator importante na determinação do risco microbiológico no reúso de água cinza predial é a determinação do risco tolerável no contexto brasileiro. A determinação do risco tolerável envolve estudos de risco / benefício, por meio da realização de estudos epidemiológicos e da avaliação das características e determinantes locais (HESPANHOL, 2004). Portanto, definindo-se o que se queira como “Daly tolerável” pode-se estimar a qualidade de água para reúso predial.

Atualmente o risco tolerável é traduzido levando-se em consideração o Daly de 10^{-6} ppa, que foi determinado pelas novas diretrizes da OMS (2006) para uso de águas residuárias em irrigação. Entretanto tem como referência a carga de doença tolerável de origem hídrica, causada por ingestão de água potável de 10^{-6} ppa apresentada pela OMS (2004). Mara et. al (2010) provaram que o daly 10^{-6} é extremamente seguro visto que a atual incidência global de doença diarréica é de 01-1 ppa. Concluíram que um Daly $<10^{-5}$ ou até mesmo 10^{-4} pode ser mais realista para o contexto de muitos países desenvolvidos o que acarretaria em um risco de doença tolerável de 10^{-2} (equivalente a um daly de 10^{-4} ppa), ou seja, de uma a duas ordens de incidência menor que a carga de doença atualmente associada.

Vale a pena salientar que a maior parte dos critérios estabelecidos para reúso de água predial (vide tabela 6, capítulo 3), são baseados em coliformes fecais e não incluem parasitas específicos ou limites virais. Ainda assim, quanto as características físico-químicas somente o efluente após tratamento no wetland vertical na etac 3 atendeu aos principais critérios para água de reúso urbano.

TABELA 32: RELAÇÃO E.coli: ROTAVÍRUS

Efluente	Organismo indicador E. coli/100ml	Patógeno Rotavírus/100ml	Observações	Referência
Água Cinza escura	1,00E+05	1,70E-01	Dados baseados em ocorrência epidemiológicas (incidência de doença(%), incidência de infecção, subnotificação(%), tempo de excreção (dias), densidade de excreção (g) - Contaminação fecal e fluxo: 0.1 g/d e 150 L/d	Ottoson (2014)
Esgoto bruto	1,00E+05	8,00E-02	Valores referentes ao percentil 95. Dados não publicados do SA Department of Health and Melbourne Water. Metodologia de análise - PCR	NWQMS (2006)
Esgoto bruto *	2,00E+07	8,00E+00	Metodologia: para rotavírus :Técnica de imunofluorescência indireta baseado no de Smith e Gerba (1982); para Campylobacter: técnica de tubos múltiplos.	Oragui et al. (1987)
Esgoto bruto	1,00E+05	0,1-1	Baseado nos dados de rotavírus e Campylobacter de lagoas de estabilização no nordeste do Brasil relatadas por Oragui et al.(1987) , e nos dados de Cryptosporidium de lagoas no Quênia segundo Grimasonet et al.(1993).	Mara et al. (2007)

Percepções de risco são iniciadas por reações afetivas e são representados como um sentimento ou instinto para indicar rapidamente se algo é bom ou ruim, seguro ou inseguro (SIEGRIST et al.,2007 e SLOVIC et al.,2004). Desta forma, julgamento e percepções de risco são menos baseadas no conhecimento do que se "pensa" sobre um perigo e muito mais sobre como se sente sobre ele (reações afetivas) (FINUCANE et al.,2000). Assim, percepções como odor agradável ou desagradável do efluente a ser reutilizado pode induzir a sentimentos de baixo ou alto risco ao usuário, influenciando diretamente na decisão usuário ao reutilizar a água.

Dessa forma o artigo 3 apresenta uma avaliação sensorial, levando em consideração o odor gerado em diferentes tratamentos da água cinza.

A contaminação microbiológica do efluente de reúso utilizado para o estudo sensorial está abaixo de 1000 NMP/100ml de *E.coli*, sendo assim dentro da faixa de risco tolerável assumido. Desse modo, observa-se que o odor influenciou negativamente para o reúso pós tratamento anaeróbio pelo FBNA e aerado FBAS. Sendo o púnico efluente caracterizado como agradável em 62% dos casos o após tratamento por wetland vertical na ETAC 3.

É importante destacar que a má operação da ETAC influencia na rejeição do reúso, como foi o caso do efluente tratado no FBAS.

7 CONCLUSÕES

7- CONCLUSÕES

A aplicação da metodologia de AQRM em cenários de inalação de aerossóis de água cinza clara e água de reúso contendo agentes patogênicos visando o reúso predial, embora as incertezas inerentes a própria metodologia, possibilitou o conhecimento da estimativa de risco.

A necessidade de estabelecer um limite para as atividades de reúso de água predial envolvem decisões éticas e são uma função social e custo-benefício, equilibrando os benefícios de economia de água em relação ao custos do tratamento das doenças infecciosas. Nesse estudo foi estabelecido que a qualidade microbiológica aceitável de água cinza clara para reúso predial deverá conter densidade máxima de 10^3 NMP/100ml de *E.coli*.

Com relação a olfatometria, quando comparados o IO e LO da Ac_{clara} e efluente do FBAN observa-se que o primeiro apresenta valores próximos, entretanto o segundo é superior no FBNA. Esse fato pode ser justificado interpretando os dados de intensidade, caracterização olfativa e hedonicidade, o em que o IO da Ac_{clara} representa a diluição de odores classificados como medicinal que foram especificados como moderados a forte, entretanto o nível de agradabilidade variou de agradável a indiferente. Ao contrário do observado para o efluente do FBNA, onde o odor foi caracterizado como 100% ofensivo, pútrido sendo classificado com nível de agradabilidade de aproximadamente de 40% muito desagradável. Ou seja, apesar de valores de IO próximos, quanto a caracterização e hedonicidade dos odores, a qualidade da água cinza clara antes do tratamento pelo FBNA foi melhor percebida pelos jurí. Não foi observado diferença entre o IO e Lo dos efluentes aeróbios gerados nos diferentes tratamentos.

É possível estabelecer uma relação entre as análises olfatométricas e o risco microbiológico. Verifica-se que a densidade média de *E.coli* após tratamento com Wetland vertical 10^2 NMP/100ml, estando esse efluente apto para reúso de acordo com seus padrões microbiológicos como discutido no artigo 1 e 2 onde a densidade máxima aceitável de *E.coli* no efluente para reúso predial é < 1000 NMP/100ml. Os resultados das análises olfatométricas revelaram que o efluente tratado em Wetland vertical apresentou odor com intensidade suficiente para ser percebido, mesmo tendo sua intensidade consideravelmente reduzida (nenhum dos jurados apontou como muito forte o odor referente ao efluente tratado)

indicando esse tratamento como satisfatório na remoção do odor gerando um efluente de boa aceitação pelo usuário e microbiologicamente não acrescentando risco ao usuário.



8 RECOMENDAÇÕES

8- RECOMENDAÇÕES

Pesquisar a presença de sorotipos patogênicos de *E.coli* em água cinza;

Realizar a quantificação de rotavírus na água cinza;

Estabelecer um Daly tolerável e assim um risco tolerável no contexto brasileiro;

Detectar e quantificar os compostos odorantes em água cinza clara;

9 REFERÊNCIAS

9- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFNOR X 43-103. **Qualité de l'air. Mesurage de l'odeur d'une atmosphere gazeuse. Méthode Supraliminaire**, 1990. , appud BELLI FILHO; DE MELO LISBOA, H. Avaliação de emissões odorantes. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, Vol. 3, n.º3, p. 101-106, 1998.

AIRES, M. M.(1999) **Fisiologia**. Ed. Guanabara-Koogan. Rio de Janeiro

AL-JAYYOUSI, ODEH R. Greywater reuse: towards sustainable water Management. Desalination 156 18 1-1 92, 2003.

ÁLVARES Jr., O. M.; LACAVA, C. I. V.; FERNANDES, P. S. Tecnologias e gestão ambiental – Emissões atmosféricas. Brasília: Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI), 373 p. . 2002

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION . **Identification and treatment of taste and odors in drinking water**. Denver, AWWARF, December, 1292p. 1987.

ANA, FIESP E SINDUSCON-SP. **Conservação e Reúso de água em Edificações**. São Paulo:Prol Editora Gráfica. 2005

ANQYAL, A. **Foundations for a science of personality**. New York, Harvard University Press, 1941

ANTUNES, R.; MANO, A. P. Odores em estações de tratamento de águas residuais. In: Congresso da Água, Água - Qualidade de toda a Vida, 7., 2004, Lisboa. **Anais...** Lisboa: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), 2004.

APPHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washigton - DC. APHA, 2005.

ASHBOLT, N., RIEDY, C. & HAAS, C. N. Microbial health risk at Sidney's coastal bathing beaches. **Proc. 17th federal Convention of AWWA** , March, Melbourne. 104-111. 1997.

ASHBOLT, N.J. **"Microbial Risk Assessment (MRA) Tool"**. Gothenburg: Urban Water. 2005.

ASHBOLT, N.J., SCHOEN, M.E., SOLLER, J.A., ROSE, D.J.. Predicting pathogen risks to aid beach management: the real value of quantitative microbial risk assessment (QMRA). **Water Res.** 44 (16), 4692e4703. 2010

ASTM 1292-10 **Standard Test Method for Odor in Water**. 2010

ASTM. Designation: **E 544-75 Standard Practices for Referencing Suprathreshold odor Intensity**. 1997. 3-

BARKER, FIONA; O'TOOLE; SINCLAIR; MANORI, HAMILTON. A probabilistic model of norovirus disease burden associated with greywater irrigation of homeproduced lettuce in Melbourne, Australia. **water research** vol. 47. P.42-47. 2013.

BASTOS, R.K.X. A.; CHERNICHARO, CAL; FLORENCIO, L.; MONTEGGIA, L.O.; VON SPERLING, M.; AISSE, M.M.; BEVILACQUA, P.D.; PIVELI, R.P. “Subsídios à regulamentação do reúso da água no Brasil” . (2014). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.016>>. Acesso em maio de 2014.

BASTOS, R.K.X. Quantitative Microbial Risk Analysis: A Literature Review. University of Leeds, December 2009.

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações**. 2005. 165f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

BELLI F°, P.. Stockage et odeurs des dejections animales cas du Lisier de porc. Tese - École Nationale Supérieure de Chimie, Rennes (France), 210 p. 1995

BEST, SANDOE,, WILCOX. Potential For Aerosolization Of *Clostridium Difficile* After Flushing Toilets: The Role Of Toilet Lids In Reducing Environmental Contamination Risk. **Journal of Hospital Infection** Volume 80, Issue 1, Pages 1–5. January 2012.

BICHAÏ, S.M.E.E.T.S. Using QMRA-based regulation as a water quality management tool in the water security challenge: Experience from the Netherlands and Australia. **WATER RESEARCH**, Volume 47, Issue 20, Pages 7315-7326. 15 December 2013,

BICHARA, M. J. Odores - parte I, Aspectos básicos. Revista Meio ambiente Industrial, n.06, p.64-67, mai/jun 1997.

BIRKS, R., COLBOURNE, J., HILLS, S., & HOBSON, R. Microbiological water quality in a large in-building recycling facility. **Water Science and Technology**, 50(2), 165–172. 2004.

BITTON, G. (2005). **Wastewater Microbiology**. 3 ed. John Wiley & Sons, Inc.

BLISS, P. J.; SCHULZ, T.J.; SENGER T. et KAYE, R. B. measurement – Factors affecting olfactometry panel performance. **Wat. Sci. Tech.** Vol.34, N° 3-4, pp. 549-556. 1996.

BLUMENTHAL; U. J.; MARA DUNCAN, D.; PEASEY, A., RUIZ-PALACIOS, G.; STOTT, R. “Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising OMS guidelines”. **Bulletin of the World Health Organization**, 78(9) 2000.

BONNIN, C.; MARTIN, G; GRAGNIC, G. Bioépuración de gáz odorants de stations d’épuration d’eaux usées urbaines. In: **Symposium International Sur La Caractérisation Et La Réduction Des Émissions D’odeurs Et De Cov Dans L’industrie Des Procédés**, 2°, 1993, Louvain-la Neuve – Belgique. Anais... p. 1-14.

BOON A.G. Septicity in sewers: causes, consequences and containment. **WaterSci.Technol.** 31,237±253. 1995.

BORTONE, G., CIMATTI, E., PAILLA, B., SPADONI, M. & STANLE, L. “Innovative water saving systems in households in Europe. **Emerging Technologies for Sustainable Land Use and Water Management**” (ed. by A. Musy, L. S. Pereira & M. Frilseh) (Proc. Second Inter-regional Conf. on Environment-Water, Lausanne, Switzerland). 13.13. PPUR, Switzerland. 1999

BURGESS, J. E.; PARSONS, S. A.; STUETZ, R. M. Developments in odour control and waste gas treatment biotechnology: a review. **Biotechnology Advances**, Elsevier Science, vol.19, p. 35-63, 2001.

BURROWS, W.D., SCHMIDT, M.O., CARNEVALE, R.M., SCHAUB, S.A., Development of health criteria and technologies for shower water recycle. **Water Sci. Technol.** 24 (9), 81–88. 1991.

BUSCA, G.; PISTARINO, C. 2003. Abatement of ammonia and amines from waste gases: a summary. *Journal of loss prevention in the process industries*, 16:157-163. CARMO JR., G.N.R. **Otimização e Avaliação de Metodologias Olfatométricas Voltadas ao Saneamento Ambiental**. Florianópolis, SC. Tese de Doutorado – PPGEA/UFSC, 2005, 186p.

CACCIO SM, THOMPSON RC, MCLAUCHLIN J, SMITH HV. Unravelling *Cryptosporidium*

CAMPOS, R. H. ; VAZ, L. O. ; GONCALVES, R. F. “*Análise de Riscos Ambientais de uma Estação de tratamento de Esgotos de Águas Cinza (ETAC) em um Prédio Residencial*”. In: **XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Salvador. 2012.

CANADIAN GUIDELINES FOR DOMESTIC RECLAIMED WATER FOR USE IN TOILET AND URINAL FLUSHING. *Prepared by the Working Group on Domestic Reclaimed Water of the Federal -Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment* (2010). Ottawa, Ontario. Disponível em:< <http://www.healthcanada.gc.ca>>. Acesso em jan. de 2012.

CARVALHO, C. M. **Odor e biodesodorização em reatores anaeróbios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 85f. 2001

CASANOVA, L.M., GERBA, C.P., KARPISCAK, M. Chemical and microbial characterization of household graywater. **J. Environ. Sci. Health A Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.** 36 (4), 395–401. 2001.

CHEREMISINOFF, P. N. 1992. *Industrial Odour Control*. Butterworth Heinemann, Ltd. Oxford. Appud SILVA M B. Influência do tipo de meio suporte no desempenho de biofiltros aplicados à remoção de H₂S do ar atmosférico em sistemas de esgoto sanitário.

CHRISTOVA-BOAL, D.; EDEN, R. E.; MACFARLANE, S. An investigation into greywater reuse for urban residential properties. **Desalination**. V.106, n. 1-3, p. 391-397, 1996.

COGAN, T.A., BLOOMFIELD, S.F. & HUMPHREY, T.J. .The effectiveness of hygiene procedures for prevention of cross contamination from chicken carcasses in the domestic kitchen.Letters in **Applied Microbiology**, 29, pp: 354-358 . 1999

COHIN, E. **Percepção do usuário de reúso de água**. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X., AISSE, M. M. (Coord.).*Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. 2006

COOPER B, CRASE L, DOLLERY B. Using choice modeling to reveal waste water preference. **Desalination** Volume 188, Issues 1–3, Pages 31–41, 5, 2006,

COX CS. **The aerobiological pathway of microorganisms**. New York [NY] John

CROCKETT, C. S., HAAS, C. N., FAZIL, A., ROSE, J. B. AND GERBA, C. P. Prevalence of shigellosis in the U.S.: consistency with dose-response information. **International Journal of Food Microbiology** 30: 87-99. 1996.

CUTOLO, PIVELI, SANTOS, MONTES, SUNDEFELD, CAMPOS, GOMES AND MELFI. Parasitological risk assessment from wastewater reuse for disposal in soil in developing Countries. **Water Science & Technology** . 2012

DARLOW, H. M., AND BALE, W. R.). **Infective Hazards of Water-Closets**. Lancet, 1:1196–1200 (1959) in DAVID JOHNSON , ROBERT LYNCH , CHARLES MARSHALL , KENNETH MEAD & DEBORAH HIRST. Aerosol Generation by Modern Flush Toilets, **Aerosol Science and Technology**, 47:9, 1047-1057, DOI: 10.1080/02786826.2013.814911. 2013.

DE MELLO LISBOA,H. **Metodologias Olfatométricas Para Avaliação Do Impacto Odorante**. Universidade Federal De Santa Catarina Departamento De Engenharia Sanitária E Ambiental Laboratório De Controle Da Qualidade Do Ar - Lcqa ., 2010.

DIXON, A.; BUTLER, D.; FEWKES, A. - Water saving potential of domestic systems using greywater and rainwater in combination. **Water Science Technology**. v. 39, n. 5, p. 25-32. 1999.

DNRM 2003, **Guidelines for the Use of Greywater in Unsewered Areas, Department of Natural Resources and Mines**, Brisbane. Disponível em: http://www.lgp.qld.gov.au/Docs/local_govt/onsite_sewerage/greywater_unsewered.pdf

DOLNICAR, S. & SCHÄFER, AI, Desalinated versus recycled water: Public perceptions and profiles of the accepters. *Journal of Environmental Management* 90, 888–900. 2009

DOMÈNECH, LAIA; SAURÍ, DAVID. *Socio-technical transitions in water scarcity contexts: Public acceptance of greywater reuse technologies in the Metropolitan Area of Barcelona*. **Resources, Conservation and Recycling** 55 p. 53–62. 2010

ELSNER, R. J. F. Odor threshold, recognition, discrimination and identification in centenarians. **Archives of Gerontology and Geriatrics**. Vol.33 pp.81-94. May 2001.

ENVIRONMENT AGENCY, GREYWATER FOR DOMESTIC USERS: AN INFORMATION GUIDE. (2011). Disponível em: <http://publications.environment-agency.gov.uk/PDF/GEHO0511BTWC-E-E.pdf> . Acesso em : 24 jan. 2012. . Acesso em : 24 jan. 2012.

ERIKSSON, E., K. AUFFARTH, A.-M. EILERSEN, M. HENZE, A. “*LedinHousehold chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater*”. **Water SA**, 29 (2), pp. 135–146. 2003

ERIKSSON, E.; AUFFARH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v. 4, p. 85-104, 2002.

ERNSTA, M.; SPERLICH, A.; ZHENG X.; GANB, Y.; HUB, J.; ZHAOC, X.; WANGC, J.; JEKELA, M.. An integrated wastewater treatment and reuse concept for the Olympic Park 2008, Beijing. **Desalination** 202, 293–301. 2006.

FERREIRA FILHO S.S. Otimização da Aplicação do CAP no Tratamento de Água Visando a Redução de Compostos Orgânicos Causadores de Odor e Sabor em Águas de Abastecimento. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 1, n. 4, p. 131-43, Out/Dez. 1996.

FIESP, *Manual de Conservação e reúso de água em edificações*. São Paulo, Pro editora gráfica. (2005).

FITTSCHEN, I.; NIEMCZYNOWICZ. Experiences with dry sanitation and greywater treatment in the Ecovillage Toarp, Sweden. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 9, p.161-170, 1995.

FOSTER, K.E; DeCOOK, K. Impacts of residential water reuse in the Tucson area. **Water Resour. Bull** 22, 753-757. (1986)

FREITAS, J.S. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio tratando água cinza clara**. Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para a Obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Vitória-ES. 2013.

FREITAS, J.S. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio tratando água cinza clara**. Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para a Obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Vitória-ES. 2013.

FRIEDLER E., R. KOVALIO AND N.I. GALIL, On-site greywater treatment and reuse in multi-storey buildings, **Water Sci. Technol.** **51** (10) pp. 187–194, 2005.

FRIEDLER, E., Quality of individual domestic greywater streams and its implication on on-site treatment and reuse possibilities. **Environ. Technol.** **25** (9), 997–1008. 2004

FRIEDLER, M. HADARI. “Economic feasibility of on-site grey water reuse in multi-storey buildings”. **Desalination**, **190** (1-3), pp. 221–234. 2006.

GHISI, E.; FERREIRA, D. F. Potential for potable water savings by using rainwater and greywater in a multi-storey residential building in southern Brazil. **Building and Environment**, v.42, n. 7, p.2512-2522, 2007.

GHUNMI, L. A.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. Grey water biodegradability. **Biodegradation**, v. 22, n. 1, p. 163-174, Feb. 2011.

GONÇALVES, O. M.; IOSHIMOTO, E.; OLIVEIRA, L. H. de. DTA F1 – **Tecnologias poupadoras de água nos sistemas prediais**. In: PNCDA – Plano Nacional de Combate ao Desperdício da Água. Brasília, 1999.

GONÇALVES, R.F. **Uso racional da água em edificações**. 1.ed. Rio de Janeiro, cap.4, p. 153 – 222. (PROSAB 4, v.5). Título secundário: Tecnologias de segregação e tratamento de esgotos domésticos na origem, visando a redução do consumo de água e da infra-estrutura de coleta, especificamente nas periferias urbanas. ABES, 2006

GONÇALVES, R.F. **Uso racional da água em edificações**. 1.ed. Rio de Janeiro, cap.4, p. 153 – 222. (PROSAB 4, v.5). Título secundário: Tecnologias de segregação e tratamento de esgotos domésticos na origem, visando a redução do consumo de água e da infra-estrutura de coleta, especificamente nas periferias urbanas. ABES, 2006

GONÇALVES, R.F.; SILVA, G. M.da; WANKE, R. Uma nova geração de edifícios “verdes” com reúso de águas cinza em Vitória (ES). In: **Seminário Estadual Sobre Saneamento e Meio Ambiente – SESMA**, 7., Vitória. 2007.

GOSTELOW, P. E PARSONS, S. A. (2000). “Sewage treatment works measurement.” **Water Science & Technology**, **41**(6), 33-40.

- GOSTELOW, P., PARSONS, S. A. E STUETZ, R. M. "Odour Measurements for sewage treatment works." *Water Research*, **35**(3), 579-597. 2001a.
- GREGORY, J. D., LUGG, R., SANDERS, B. (1996) - Revision of the national reclaimed water guidelines. *Desalination*. v. 106, n. 1-3, p. 263-268. **water guidelines. Desalination**. v. 106, n. 1-3, p. 263-268, 1996
- GREGORY, J. D., LUGG, R., SANDERS, B. "Revision of the national reclaimed water guidelines" *Desalination*. v. 106, n. 1-3, p. 263-268, 1996.
- GRIMASON, A.M. et al.,... Occurrence and removal of *Cryptosporidium* spp. oocysts and *Giardia* spp. cysts in Kenyan waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, *27* (3/4), 97-104, 1993.
- GROSS, A.; SHMUELI, O.; RONEN, Z.; RAVEH, E. Recycled Vertical Flow Constructed Wetland (RVFCW) - A novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. **Chemosphere**, v. 66, n. 5, p. 916-923, Jul. 2007
- GUAL, M.; MÓIA, A.; MARCH, J. G. Monitoring of an indoor pilot plant for osmosis rejection and greywater reuse to flush toilets in a hotel. **Desalination**, v. 219, n. 1-3, p. 81-88, Jan. 2008.
- HAAS, - **Progress and data gaps in quantitative microbial risk Assessment**. 2002
- HAAS, C. N., ROSE, J. B. & GERBA, C. P *Quantitative Microbial Risk Assessment*. John Wiley and Sons Inc., New York. .1999
- HAAS, C. N., ROSE, J. B. & GERBA, C. P. **Quantitative Microbial Risk Assessment**. John Wiley and Sons Inc., New York. 1999
- HAMILTON, G. R., & GREENFIELD, P. F. . Potable Reuse of Treated Wastewater. **Pocceedings of the Australian Water and Wastewater Association 14th Federal Convention**. Vol.1, pp. 497-506). Perth, 17-22 March, 1991.
- HARTLEY TW. **Public perception and participation in water reuse**. *Desalination*. 187:115–26; 2006.
- HARTLEY TW.. **Public Perception and Participation in Water Reuse: Literature Summary**. Resolve Inc.: Washington,DC. 2001
- HARTLEY, Water Reuse: Understanding Public Perception and Participation, **Water Environment Research Foundation**, Alexandria, VA, 2003.
- HARTUNG, J; PHILLIPS, V. R.. Control of gaseous emissions from livestock buildings and manure stores. **Journal Agric. Engng Res.**, 57:173-189 1994
- HERNÁNDEZ LEAL, L; TEMMINK, H; ZEEMAN, G; BUISMAN, C.J.N. . Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. *Desalination*. Ed 270, p 111-115. 2011.
- HESPANHOL, I. Viabilidade de um AVAD não superior a 10⁻⁴ por pessoa por ano, para reuso agrícola de água, em países em desenvolvimento. **Revista Ambiente e Água**. Disponível em: www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/download/224/654. Acesso em maio de 2014.
- HUNTER, P. R.; FEWTRELL, L: **Acceptable Risk in Water Quality - Guidelines, Standards and Health: Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease**, Edited by Lorna Fewtrell, Center for Research into

Environment and Health, Aberystwyth, Wales and Jamie Bartram, World Health Organization, Geneva, Switzerland, 2001

HURLIMANN A, MCKAY J. Urban Australians using recycled water for domestic non-potable use – an evaluation of the attributes price, saltiness, colour and odour using conjoint analysis. **J Environ Manage**. 83:93–104; 2007.

HURLIMANN, A., Is recycled water use risky? An urban Australian community's perspective. **The Environmentalist** 27 (1), 83e94. 2007

HUTCHINSON RI. Some observations on the method of spread of Sonne dysentery. Mon Bull Minist Health Public Health Lab Serv 1956 In JOHNSON, D. L., MEAD, K. R., LYNCH, R. A., AND HIRST, D. V. Lifting the Lid on Toilet Plume Aerosol: A Literature Review with Suggestions for Future Research. **Am. J. Infection Cont.**, 41:254–258. 2013.

IASTATE (2004). *The Science of Smell Part 1: Odor perception and physiological response disponível em: www.extension.iastate.edu/Publications/PM1963A.pdf. Acesso em 2011*

JACKSON, S., RODDA, N., & SALUKAZANA, L. Microbiological assessment of food crops irrigated with domestic greywater. **Water S.A**, 32(5), 700–704.2006

JEFFERSON, B.; LAINE, A.; PARSONS, S.; STEPHENSON, T.; JUDD, S. Technologies for domestic wastewater recycling. **Urban Water**, v. 1, n. 4, p. 285-292, 1999.

JEFFERSON, B.; LAINE, A.; PARSONS, S.; STEPHENSON, T.; JUDD, S. Advanced biological unit process for domestic water recycling. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 10, p. 211-218, 2001.

JEFFERSON, B.; PALMER, A.; JEFFREY, P.; STUETZ, R.; JUDD, S. Grey water characterization and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 157-164, 2004.

JOHNSON, D. L., MEAD, K. R., LYNCH, R. A., AND HIRST, D. V. Lifting the Lid on Toilet Plume Aerosol: A Literature Review with Suggestions for Future Research. **Am. J. Infection Cont.**, 41:254–258. 2013

KIM, SONG, OH, JONG, PARK, CHOUNG. A laboratory-scale graywater treatment system based on a membrane filtration and oxidation process — characteristics of graywater from a residential complex. **Desalination** 238 , 347–357. 2009

KNUPP, A. M. *Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e um “wetland” horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara*. 2013. 159 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2013.

LAMINE M., BOUSSELMI L., GHRABI A.. Biological treatment of grey water using sequencing batch reactor. **Desalination** 215, 127–132, 2007

LE CLOIREC, P. Les Composés organiques volatils dans l'environnement. 1998

LE CLOIREC, P.; FANLO, J. L.; DEGORGE-DUMAS, J. R... **Odeurs ET desodorisation industrielles**. Alès: Ecole des Mines D'Alès, 266 p. 1991

- LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 11, p. 3439-3449, May 2009.
- LOPES, E. S.; SANTOS, J. M.; REIS, N. C.; GONÇALVES, R. F.; MAI, B. G. Modelagem da emissão de sulfeto de hidrogênio em ETE considerando os mecanismos de remoção por biodegradação e oxidação química. **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande, 2005.
- MANKAD, A., TUCKER, D., TAPSUWAN, S., AND GREENHILL, M. P. . Qualitative Exploration of Beliefs, Values and Knowledge Associated with Decentralised Water Supplies in South East Queensland Communities. **Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 25**. 2011.
- MARA DD, HAMILTON AJ, SLEIGH A, KARAVARSAMIS N. **Discussion paper: options for updating the 2006 OMS guidelines**. OMS, FAO, IDRC, IWMI; 2010.
- MARA, D. D., SLEIGH P. A., BLUMENTHAL U. J. AND CARR R. M.. Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. **Journal of Water and Health** . 2007
- MARA, D., If It Ain't Broke, Don't Let Them Fix It. **Risk Analysis** Volume 31, Issue 10, pages 1513–1514, 2011.
- MARECOS DO MONTE, H.; ALBUQUERQUE, A.(2010). *Reutilização de águas residuais. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos Instituto Superior de Engenharia de Lisboa*. Disponível em: <[https://ubithesis.ubi.pt/bitstream/10400.6/1144/1/Guia Tecnico Reutilizacao-1.pdf](https://ubithesis.ubi.pt/bitstream/10400.6/1144/1/Guia_Tecnico_Reutilizacao-1.pdf)> Acesso em: março 2010.
- MARKS JS. Taking the public seriously: the case of potable and non-potable reuse. **Desalination** 187:137–47; 2006.
- MATOS, S. PEREIRA, E.V. AMORIM, I. BENTES, A. BRIGA-SÁ . Wastewater and greywater reuse on irrigation in centralized and decentralized systems — An integrated approach on water quality, energy consumption and CO2 emissions **Science of The Total Environment**, Volume 493, Pages 463-471 , 15 September 2014.
- MCGINLEY E MCGINLEY. Odor Testing Biosolids for Decision Making. Water Environment Federation Specialty **Conference: Residuals and Biosolids Management Conference Austin, TX: 3 - 6 March, 2002**
- McMURRY, J. . **Organic chemistry**. 3. ed. Pacific Grove: Brooks/Cole, 1212 p.1992.
- MED WWR WG, **Mediterranean Wastewater Reuse Repor**, Produced by the Mediterranean Wastewater Reuse Working Group. 2007
- MESSNER MJ, CHAPPELL CL AND OKHUYSEN PC. *Risk assessment for Cryptosporidium: a hierarchical Bayesian analysis of human response data*. **Water Research** 35:3934–3940. 2001.
- MOREL, A. AND DIENER, S. Greywater Management in Low and Middle Income Countries. **Review of Different Treatment Systems for Households or Neighborhoods**. 2006.
- MURNI PO, JULIANE KAERCHER AND BLAIR E. NANCARROW. **Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse**. CSIRO Land and Water . 2004

MURRAY, C.J.L. & LOPEZ, A.D. **Global Comparative Assessments in the Health Sector**. Geneva: World Health Organization, 1994.

NARDOCCI, A.C. **Avaliação de riscos em reúso de água**. In: SANTOS, H.F.; MANCUSO, P.C.S. (Orgs.) *Reúso de Água*. Barueri, SP: Manole, Cap. 11, 2003.

NBR 13.969, **Associação Brasileira de Normas Técnicas Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro. 1997.

NBR 13969:1997 Tanques sépticos - unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - projeto, construção e operação: ABNT 60p. 1997.

NICELL, Jim. Preliminary assessment of the odour impact model as a regulatory strategy. 1986. 297 p. Dissertação (Master of Applied Science) – Department of Chemical Engineering, University of Windsor, Windsor, 1986.

NOLDE, E. Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-story buildings – over ten years experience in Berlin. **Urban Water**. v. 1, n. 4, p. 275-284, 1999.

NRMMC, EPHC, AHMC, . Australian guidelines for water recycling: managing health and environmental risks. In: Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, and the Australian Health Ministers' Conference Canberra, Australia 2006

NRMMC, **Australian Guidelines for Water Recycling Augmentation of Drinking Water Supplies** . Australian Guidelines For Water Recycling: Managing Health And Environmental Risks (Phase 2) Augmentation of Drinking Water. 2008

O'TOOLE, J., SINCLAIR, M., MALAWARAARACHCHI, M., HAMILTON, A., BARKER, S.F., LEDER, K., Characterising microbial quality of household greywater. **Water Research** 46 (13), 4301-4313. 2012.

OGOSHI, Y. SUZUKI AND T. ASANO. *Water reuse in Japan Water Science & Technology Vol 43 No 10 pp 17–23 , 2001.*

ORAGUI, J. I., CURTIS, T. P., SILVA, S. A. & MARA, D. D. Removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. **Wat. Sci. Technol.** 19 (Rio), 569–573. 1987

ORNELAS, P. *Reúso de água em edifícios públicos: o caso da escola politécnica*. Dissertação (mestrado profissional em gerenciamento e tecnologias ambientais no processo produtivo) – Departamento de engenharia ambiental, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2004.

OTTOSON, J.; STENSTRÖM, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risk. **Water Research**. v. 37, n. 3, p. 645-655, 2003 OTTOSON J.. **Comparative Analysis Of Pathogen Occurrence In Wastewater – Management Strategies For Barrier Function And Microbial Control**. PhD Thesis Department of Land and Water Resources Engineering Royal Institute of Technology (KTH) SE-100 44 Stockholm. 2004.

PANSONATO, N.; AZEVEDO, C.; RIBEIRO, A. S.; ASMUS, A. F.; PAULO, P. L. Caracterização de água cinza em uma residência de baixa renda em Campo Grande, MS, Brasil. In: **Conferência internacional em saneamento sustentável**, (Ecosan), Fortaleza, 2007.

PASIN D **Avaliação quantitativa de riscos microbiológicos (AQRM) associados à E. coli em águas cinza.** Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Área de Concentração Saneamento. Bauru. (2013).

PAULO, P. L., BONCZ, M. A., ASMUS, A., JONSSON, H., IDE, C. N. Greywater treatment in constructed wetland at household level. *Gewasserschutz Wasser Abwasser*, v. 206, p. 1-7, 2007.

PERRIN, M. L. L'olfactométrie ou la mesure des odeurs. *L'Environnement*, v. 4, n. 38, p. 4-5, 1994.

PERTEL, M. **Caracterização do uso da água e da energia associada à água de uma edificação residencial convencional e uma dotada de sistema de reúso de água cinza.** 2009. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2009.

PETTERSON, S.A; ASHBOLT, N.J. *OMS Guidelines for Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture: Microbial Risk Assessment* .section 200 p. 36. 2002.

PO, M., KAERCHER, J.D., NANCARROW, B.E.. **Literature Review of Factors Influencing Public Perceptions of Water Reuse.** CSIRO Land and Water, Australian Water Conservation and Reuse Research Program. 2004

POSTGATE, J. R. (1984) **The sulphate reducing bacteria**, 2nd Edition. University prEN 17235 – CEN 1999 EN.. **Air quality-Determination of odour concentration by dynamic olfactometry**, Draft prEN 13725. European Committee for Standardization (CEN) Central Secretariat: rue de Stassart, 36 B-1050 Brussels prEN 17235 – CEN 1999

QUADROS, M.E. **Avaliação de odores em aterros sanitários e certificação de um juri à olfatométrie.** Trabalho apresentado à Universidade Federal de Santa Catarina para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. 2004

REGLI S., ROSE J.B., HAA C.N. *ET AL*,... Modeling the risk from Giardia and viruses in drinking water, **Journal of American Water Works Association**, v.83, n.11, 76-84. 1991.

Resolução nº. 54 de 28 de novembro de 2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH,

RUIJTEN, M. W. M. M.; VAN DOORN, R.; VAN HARREVELD, A.P. Assessment of odour annoyance in chemical emergency management. **Bilthoven: National Institute for Public Health and Environment**, 2009. RIVM Report 609200001/2009

SÁ, L. M.; SANTOS, J. M.; REIS, N. C.; GONÇALVES, R. F. Modelagem da emissão de sulfeto de hidrogênio proveniente de estações de tratamento de esgotos. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Anais... Campo Grande, 2005.

SARNAGLIA, S.A. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e wetland Vertical na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara.** Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para a Obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Vitória-ES. 2013

SCHAER-BARBOSA ,**A percepção De Agricultores Familiares E Formuladores De Políticas – O Reúso Da Água No Semiárido Baiano.** 2012. Tese apresentada ao Núcleo de PósGraduação em Administração, Escola de Administração, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2012

SCHAFER et al., 2006; Draft Guidelines for the Reuse of Greywater in Western Australia, 2002.

SCHEIERLING, SUSANNE M. , CARL R. BARTONEB , D. DUNCAN MARA AND PAY DRECHSEL. Towards an agenda for improving wastewater use in agriculture **Water International** Vol. 36, No. 4, , 420–440. July 2011

SCHIRMER, W. N.. **Amostragem, análise e proposta de tratamento de compostos orgânicos voláteis (COV) e odorantes em estação de despejos industriais de refinaria de petróleo.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, 140 p. 2004.

SHUVAL, H. I., LAMPERT, Y. & FATTAL, B. Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. **Water Science and Technology** 35 (11–12), 15–20.1997.

SIEGRIST, M.; COUSINB, M.E.; KASTENHOLZC, H.; WIEK, A. 2007. Public acceptance of nanotechnology foods and food packaging: the influence of affect and trust. **Appetite**, 49: 459–466

SILVA, A. B. **Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto Paranoá e seus problemas associados.** Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH.DM- 105/2007, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília Brasília, DF, 111p. 2007

SILVA, G.P. **Avaliação de incômodos olfativos emitidos pela suinocultura – Estudos na bacia hidrográfica do rio dos Fragosos e na região urbana do município de Concórdia.** *Florianópolis, SC. Dissertação de Mestrado – PPGEA/UFSC, 2001.*

SOLOMONS, T. W. 1994. Fundamentals of organic chemistry. 4. ed. New York: J. Wiley, 1047 p. appud SCHIRMER et. al. Características, natureza e métodos de amostragem/ análise de gases odorantes emitidos em processos industriais: caso das lagoas de tratamento de efluentes. **Revista de ciências ambientais**, Canoas, v.1, n.2, p. 35 a 52, 2007

Standard Test Method for Odor in Water (ASTM D 1292, 2010) .

STUETZ, R., FRENCHEN, F. B Odour Wastewater Treatment, Measurement, Modeling and Control. Ed. **IWA – Publishing.** London. 437p. 2001.

SUBTIL, E.L. **Avaliação Da Redução De Sulfato E Produção De Sulfeto Dissolvido Em Reator Anaeróbico De Manta De Lodo (Uasb) Tratando Esgoto Sanitário Em Escala Real** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2007.

SUFFET, IRWIN H. et al.,. The value of an odor-quality-wheel classification scheme for wastewater treatment plants. **Water Science and Technology**, London, v. 50, n. 4, p. 25-32, 2004.

TEUNIS, P. F. M., VAN DER HEIJDEN, O. G., VAN DER GIESSEN, J. W. B., & HAVELAAR, A. H. “**The Dose Response Relation in Human Volunteers for Gastro-Intestinal Pathogens**”, Technical Report 284550002, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM . 1996.

TEUNIS PFM, HAVELAAR AH. The Beta Poisson model is not a single hit model. **Risk Analysis**; 20(4):511–518. 2000

TEUNIS, P., TAKUMI, K. AND SHINAGAWA, K. Dose–response for infection by Escherichia coli O157:H7 from outbreak data. **Risk Anal.**, 24(2): 401–407. 2004

TOZE, S. Reuse of effluent water—benefits and risks, **Agricultural Water Management** 80 147–159. 2006

TROY W. HARTLEY. Water Environment Research Foundation. **Water Reuse: Understanding Public Perception and Participation**. 2003.

TRUPPEL, A Redução de odores de uma lagoa de estabilização de esgoto sanitário e avaliação da qualidade de seu efluente. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, 188 p. . 2002.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. - USEPA Water Conservation Plan Guidelines, apendice b pág . Disponível em: http://www3.epa.gov/watersense/docs/app_b508.pdf . Acesso em 17 abril 2014.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse**. (Report No. EPA/600/R-12/618). Disponível em: <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100FS7K.pdf> . Acesso em 17 abril 2014.

VALENTINA, R. S. D. **Gerenciamento da qualidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reúso não-potável**. 2009. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

VAZ, L. O. **Avaliação do risco microbiológico decorrente do reúso de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão**. 2009. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

VAZOLLER, R. F. *Biodiversidade: Perspectivas e oportunidades tecnológicas*. **Microbiologia e Saneamento Ambiental**. In: Workshop Biodiversidade: Perspectivas E Oportunidades Tecnológicas, 1996, Campinas. [Trabalhos apresentados...] Campinas: Fundação Tropical de Pesquisas e Tecnologia André Tosello , 1996.

Verein Deutscher Ingenieure (VDI), “**Determination of Hedonic Odour Tone - VDI 3882 Part 2**”, Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. 1994.

VIEIRA, M.M. **Abordagem De Procedimentos Legais Para O Controle De Incômodos Olfativos**. Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental. 2013

WASTEWATER STRATEGY 2003. **Securin gourwater future: A state water strategy for Western Australia**. Western Australian Government, acesso em 2011 <http://www.ourwaterfuture.com.au/community/statewaterstrategy WA STATE>

WESTRELL, T. **Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems**. Faculdade de Artes e Ciências na Universidade de Linköping, Phd tese, capítulo 3, p. 35, 2004. *OMS* 2011, seção 3.2

OMS – World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality: incorporating first and second addenda to third edition**. v.1, 45 p. 2008.

WORLD HEALTH ORGANIZATION **Guidelines For The Safe Use Of Wastewater, Excreta And Greywater- Excreta And Greywater Use In Wastewater Use In Agriculture**, vol. II. World Health Organisation, Geneva, Switzerland. 2006.

WILEY & SONS, INC; 1987. In JOHNSON, D. L., MEAD, K. R., LYNCH, R. A., AND HIRST, D. V. Lifting the Lid on Toilet Plume Aerosol: A Literature Review with Suggestions for Future Research. **Am. J. Infection Cont.**, 41:254–258. 2013

WORLD HEALTH ORGANIZATION. 3rd **Drinking Water Guidelines**, 2004

World Health Organization. **Overview of graywater management: health considerations**. *OMS-EM/CEH/125/E*. 2006. Disponível em : <http://www.emro.OMS.int/ceha/pdf/Greywter%20English%202006.pdf>. Acesso em : 21 de out. 2011.

World Health ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality** - 4th ed., capítulo 3 Health-based targets, pág 35-44 .2011.

ZABROCKI, COSTA DOS SANTOS. Caracterização da água cinza em edifícios residenciais. **Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2005.

ZANETI, R.N.; ETCHEPARE, R.G.; OLIVEIRA, R.G.M.M.; RUBIO, J.”Car wash wastewater treatment and water reuse a case study” **WaterScience&Technology**. 67.1. 2013

ZHANG, L.; DE SCHRYVER. P.; DE GUSSEME, B.; DE MUYNCK, W.; BOON, N.; VERSTRAETE, W. Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer: A review. **Water Research**, 2007.