Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

**Avaliação de um sistema de tratamento de águas
cinzas em edificação de campus universitário**

Mariana Cardoso Chrispim

**Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Saúde Pública para obtenção do
título de Mestre em Ciências.**

**Área de Concentração: Saúde
Ambiental**

**Orientador: Prof. Dr. Marcelo
Antunes Nolasco**

SÃO PAULO

2014

Avaliação de um sistema de tratamento de águas cinzas em edificação de campus universitário

Mariana Cardoso Chrispim

**Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Saúde Pública da Faculdade de
Saúde Pública da Universidade de
São Paulo para obtenção do título
de Mestre em Ciências.**

**Área de Concentração: Saúde
Ambiental**

**Orientador: Prof. Dr. Marcelo
Antunes Nolasco**

**Versão Revisada
SÃO PAULO
2014**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida **exclusivamente** para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da tese/dissertação.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e ao meu irmão pelo incentivo, apoio, paciência e compreensão durante todos os meus anos de estudo.

Ao meu orientador Prof. Marcelo Nolasco pela oportunidade de executar este trabalho, pela atenção, orientação e ajuda em todos os momentos, especialmente nos mais difíceis, buscando soluções, e por contribuir para meu crescimento científico e intelectual.

Aos Profs. Daniel Costa dos Santos e Ivanildo Hespanhol pelas contribuições durante a pré-banca e a defesa, as quais enriqueceram este trabalho.

Ao Rodrigo Bueno por ter acreditado desde o início na ideia desta pesquisa e ter ajudado na elaboração do projeto e instalação do sistema de tratamento.

Ao engenheiro Denis pela ajuda nos momentos iniciais de planejamento desta pesquisa.

Ao bolsista de iniciação André pela ajuda nos vários meses de análises da água cinza, coleta e experimentos piloto e de laboratório, principalmente pelo apoio nas dificuldades e na minha ausência.

Ao bolsista de iniciação Gabriel pela ajuda no monitoramento do tratamento e na execução das análises da água bruta e tratada.

Ao amigo Vitor pela instalação das caixas d'água, pelas dicas sobre o experimento, ajuda nos gráficos e por compartilhar as situações de imprevistos que nos afetaram.

Ao engenheiro Henrique e à empresa Acritec pela montagem do experimento de tratamento.

À Dayana pela ajuda na parte administrativa para compra de equipamentos e insumos, contratação de serviços, e pela ajuda nas atividades de laboratório.

Aos colegas Helisson e Neildes pelo apoio na execução das análises no laboratório.

Aos engenheiros Eduardo e Luciano do Setor de Projetos da EACH pela autorização de uso do espaço do prédio da Enfermagem para reforma das tubulações e construção do experimento.

Às amigas Diana e Gabi pela ajuda muito preciosa no preparo de soluções e com seus conhecimentos de química.

Aos Setores de Infraestrutura e Manutenção da EACH, especialmente ao Edivaldo e ao Isaias pela ajuda nas instalações elétricas e suporte.

Ao Ervin, técnico do laboratório, pela ajuda na metodologia analítica de alguns parâmetros.

Ao técnico Fábio e ao Prof. Roque Piveli por ceder o espaço do Laboratório de Saneamento da Escola Politécnica para executarmos as análises de nitrogênio e carbono orgânico e por toda a ajuda nas metodologias analíticas.

Ao Prof. Andreoli por disponibilizar o espaço e equipamento de seu laboratório para a análise microbiológica.

À funcionária da CETESB Marisa di Bari pela ajuda essencial no preparo de soluções para a análise microbiológica.

À técnica Clarisse da empresa Hexis pela orientação na diluição e na metodologia da análise microbiológica.

À técnica Tamires do laboratório de Saneamento da UFPR pelo auxílio na análise de DBO.

À Faculdade de Saúde Pública pela oportunidade de realização deste curso de mestrado. E também ao funcionário Pedro Daniel pela disposição em fornecer as informações sobre os prazos e demais assuntos importantes do programa.

À CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado.

À FINEP pelo apoio financeiro para a realização desta pesquisa.

A todos os usuários do chuveiro e da máquina de lavar roupas por terem gerado água cinza para o experimento, principalmente às funcionárias da limpeza e sua supervisora Sandra por compartilharem seu espaço conosco.

Water is everywhere because life is everywhere (autoria desconhecida).

RESUMO

Chrispim, MC. Avaliação de um sistema de tratamento de águas cinzas em edificação de campus universitário [dissertação de mestrado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; 2014.

O reúso de água é um instrumento importante que contribui para a redução da pressão sobre os mananciais e para redução do consumo de água potável para fins que não requeiram água de padrão potável. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo principal analisar um sistema de coleta e tratamento de águas cinzas provenientes de pias de banheiro, chuveiros e máquina de lavar roupas tendo em vista o reúso não-potável em edificações. Os objetivos específicos foram: caracterizar qualitativamente e quantitativamente as frações de águas cinzas; operar e monitorar um sistema de tratamento de águas cinzas sintéticas em escala piloto e analisar o efluente após tratamento; comparar o sistema de tratamento estudado com outros processos de tratamento; e indicar potenciais de reúso não-potável para a água tratada. A partir de uma edificação existente no campus da EACH/USP, adaptou-se a estrutura hidráulica de forma a permitir a segregação e coleta desta fração de águas residuárias para caracterização e tratamento. A instalação de hidrômetros nas tubulações de alimentação dos pontos de uso (máquina de lavar, chuveiros e lavatórios) possibilitou analisar a produção de águas cinzas individualizada. Para o tratamento em escala piloto, adotou-se um biorreator de leito móvel com biofilme (MBBR) seguido por decantador. A avaliação do sistema de tratamento foi realizada com base no monitoramento periódico dos parâmetros físico-químicos durante o período de operação do sistema. Com base nos resultados obtidos, dentre as três frações de águas cinzas, a do chuveiro foi a que apresentou maior concentração de *E.coli*, enquanto que a maior concentração de coliformes totais foi na água cinza de lavatórios. As eficiências de remoção de DBO e DQO foram de 59% e 70% respectivamente. Houve baixa remoção de fósforo e não houve remoção de Nitrogênio Total durante o tratamento.

Palavras-chave: Reúso de água. Água cinza. Saneamento ambiental. Reator biológico. Conservação da água. Sustentabilidade.

ABSTRACT

Chrispim, MC. Avaliação de um sistema de tratamento de águas cinzas em edificação de campus universitário./ Evaluation of a greywater treatment system in a building of university campus [dissertation]. São Paulo (BR): Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo; 2014.

Water reuse is an important tool that can contribute to the reduction of the pressures from human activities on water resources and to reduce the demand for potable water for purposes that do not require high quality water. Therefore, the main objective of this study was to evaluate a greywater collection and treatment system from lavatories, showers and washing machine aiming the non-potable reuse in buildings. The specific objectives were: to characterize in terms of quality and quantity the greywater from each source, to monitor a pilot system for synthetic greywater treatment and to analyze the quality of the effluent after treatment, to compare the pilot system with other greywater treatment processes, and to indicate potential non-potable uses for treated water. In an existing building in the University of Sao Paulo campus, the wastewater collection drains were modified to allow the segregated wastewater collection and the greywater characterization and treatment. To evaluate the greywater generation three water flow meters were installed in water inlet of each greywater source (washing machine, showers and lavatories). The greywater treatment included a moving bed biofilm reactor (MBBR) and a settling tank at pilot scale. The evaluation of greywater treatment was conducted based on the periodic monitoring of several physicochemical water quality parameters during the operation of the experimental system. Based on the results, amongst the three greywater sources, the greywater from showers had the highest *E. coli* count while the lavatories greywater had the highest total coliforms count. The removal efficiencies of BOD and COD were 59% e 70% respectively. In addition there was low removal of phosphorus and there was not Total Nitrogen Removal during the treatment.

Keywords: Water reuse. Greywater. Sustainable Sanitation. Biological Reactor.

Water Conservation. Sustainability.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVOS.....	18
2.1.OBJETIVO GERAL.....	18
2.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
3.1.CICLO DA ÁGUA NO MEIO URBANO.....	18
3.2. REÚSO DE ÁGUA.....	19
3.3. ÁGUAS CINZAS.....	20
3.3.1. Sistemas de Tratamento de Águas Cinzas.....	25
3.3.1.1. Biorreator de Leito Móvel com Biofilme (MBBR).....	29
3.4. USOS POTENCIAIS PARA ÁGUAS CINZAS TRATADAS.....	35
3.5. IMPACTOS AMBIENTAIS E RISCOS À SAÚDE ASSOCIADOS AO USO DE ÁGUAS CINZAS.....	37
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	43
4.1. A PRODUÇÃO E COLETA DE ÁGUAS CINZAS.....	43
4.2. EXPERIMENTO EM ESCALA DE LABORATÓRIO PARA PRODUÇÃO DE BIOFILME.....	46
4.3.A UNIDADE PILOTO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS (ETAC).....	48
4.3.1.Operação do Sistema de Tratamento Experimental com Água Cinza Real.....	56
4.3.2.Operação do Sistema de Tratamento Experimental com Água Cinza Sintética.....	58
4.4. AMOSTRAGEM E ANÁLISES QUALITATIVAS.....	62
4.5.DETERMINAÇÃO DOS USOS POTENCIAIS PARA A ÁGUA TRATADA.....	66
4.6. TRATAMENTO DOS DADOS.....	67
4.7. RESUMO DAS PRINCIPAIS ETAPAS DESENVOLVIDAS NO ESTUDO.....	67
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
5.1.A PRODUÇÃO DE BIOFILME EM LABORATÓRIO.....	69
5.1.2. Quantificação de Biomassa no Meio Suporte do Experimento Piloto.....	75
5.2.CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA DA PRODUÇÃO DE ÁGUAS CINZAS.....	77
5.3. A CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DE ÁGUA CINZA BRUTA.....	83
5.3.1. DQO, DBO e COT.....	84
5.3.2. O Nitrogênio Total.....	89
5.3.3. O Fósforo Total.....	91
5.3.4. SST, ST e Turbidez.....	93
5.3.5. pH, Condutividade Elétrica e Alcalinidade.....	95
5.3.6. Surfactantes Aniônicos.....	97
5.3.7. Óleos e Graxas.....	99
5.3.8. Sulfato.....	101
5.3.9. Análises Microbiológicas.....	102

5.4.DESEMPENHO DA UNIDADE EXPERIMENTAL DE TRATAMENTO E QUALIDADE DAS ÁGUAS CINZAS SINTÉTICAS TRATADAS.....	105
5.4.1. Avaliação dos Parâmetros Físicos.....	106
5.4.2. Remoção de Matéria Orgânica.....	109
5.4.3. Avaliação de Nitrogênio e Fósforo.....	112
5.4.4. pH, OD, Condutividade Elétrica e Alcalinidade Total.....	115
5.4.5. Remoção de Óleos e Graxas.....	118
5.4.6. Remoção de Sulfato e Surfactantes.....	119
5.5.USOS POTENCIAIS PARA A ÁGUA CINZA TRATADA E COMPARAÇÃO COM AS LEGISLAÇÕES.....	124
6. CONCLUSÕES.....	126
7.RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS.....	128
8. DIFICULDADES ENCONTRADAS.....	128
9. REFERÊNCIAS.....	130
ANEXOS.....	143
Anexo 1- Questionário aplicado para os funcionários da limpeza do campus.....	143
Anexo 2- Valores de DQO (mg.L ⁻¹) da água cinza bruta.....	144
Anexo 3 – Concentrações de DBO (mg.L ⁻¹) da água cinza bruta.....	144
Anexo 4 - Currículo Lattes – Mariana Cardoso Chrispim.....	144
Anexo 5 - Currículo Lattes – Marcelo Antunes Nolasco.....	146

Lista de Tabelas

Tabela 1- Comparação entre composições de águas cinzas provenientes de chuveiros, pias de banheiros e máquina de lavar roupas.	23
Tabela 2– Exigências para aplicação de águas cinzas tratadas em descargas sanitárias, lavagem de roupas, de pisos, paredes e veículos e fins ornamentais segundo “Manual de Conservação e Reúso de Água em edificações” e o “Código Australiano de águas residuárias de Queensland”.	24
Tabela 3- Eficiência de remoção (%) de alguns parâmetros em tratamento físico e químico de águas cinzas.	27
Tabela 4– Eficiência de remoção (%) de alguns parâmetros em tratamento biológico de águas cinzas.....	28
Tabela 5- Eficiências de remoção de MBBR no tratamento de efluentes.	30
Tabela 6- Principais modelos de meio suporte para MBBR e suas características. .	33
Tabela 7- Tempo de detenção hidráulica em experimentos de tratamento de águas cinzas.	33
Tabela 8- Tempos de detenção hidráulica de diferentes autores que trataram efluentes domésticos com MBBR.....	34
Tabela 9- Padrões de qualidade da água para reúso segundo o Manual de Conservação e Reúso de Água em edificações.....	36

Tabela 10 – Concentração de microrganismos nas águas cinzas de diferentes fontes.	38
Tabela 11 – Limites estabelecidos para reúso de água na descarga de vasos sanitários segundo regulamentações internacionais.	42
Tabela 12 – Parâmetros do projeto do sistema piloto de tratamento de águas cinzas.	53
Tabela 13 – Formulação adotada para produção de água cinza sintética.	59
Tabela 14 – Parâmetros físicos e químicos monitorados na água cinza sintética antes e após tratamento.	63
Tabela 15 – Resultados de DQO média filtrada (mg.L^{-1}) em cada recipiente no período entre 25/06/2013 e 04/09/2013.	73
Tabela 16 – Resultados de Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1}).	74
Tabela 17 – Resultados de Sólidos (mg.L^{-1}) de amostra do reator MBBR.	76
Tabela 18 – Vazões das peças hidrossanitárias existentes na edificação.	77
Tabela 19 – Estimativa de consumo médio individual de água nos lavatórios, chuveiros e máquina de lavar roupas da edificação estudada.	78
Tabela 20 – Produção de águas cinzas (L/dia) na edificação estudada.	82
Tabela 21 – Resultados de Carbono Orgânico Total (COT) da água cinza bruta, de 06/08/2013.	88
Tabela 22 – Resultados de Nitrogênio Total da água cinza bruta.	90
Tabela 23 – Resultados de P-Total da água cinza bruta.	92
Tabela 24 – Valores de SST (mg.L^{-1}) das águas cinzas brutas.	93
Tabela 25 – Resultados das análises de turbidez (UNT) da água cinza bruta.	94
Tabela 26 – Resultados de pH da água cinza bruta.	96
Tabela 27 – Resultados de alcalinidade total (mgCaCO_3/L).	97
Tabela 28 – Resultados de surfactantes aniônicos (mg.L^{-1}) da água cinza bruta.	98
Tabela 29 – Resultados da análise de óleos e graxas na água cinza bruta, de 28/11/2013.	100
Tabela 30 – Resultados de Sulfato da água cinza bruta.	101
Tabela 31 – Resultados de coliformes totais (UFC.100mL^{-1}) em água cinza bruta.	102
Tabela 32 – Resultados médios de E.coli e coliformes (UFC.100mL^{-1}) na água cinza bruta.	103
Tabela 33 – Síntese dos resultados médios de caracterização da água cinza bruta.	104
Tabela 34 – Resultados de pH durante o tratamento.	115
Tabela 35 – Resultados de Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$) durante o tratamento.	115
Tabela 36 – Resultados de Alcalinidade Total (mgCaCO_3/L) durante o tratamento.	117
Tabela 37 – Resultados das concentrações de óleos e graxas (mg.L^{-1}) nos diferentes pontos de amostragem.	118
Tabela 38 – Síntese dos resultados de monitoramento do tratamento de água cinza sintética.	121

Lista de Figuras

Figura 1 – Distribuição do consumo médio de água em residências no Brasil.	22
---	----

Figura 2- Ilustração de reator de biofilme de leito móvel aeróbio com aeração no fundo e dois tipos de meio suporte.	32
Figura 3- Suportes da AnoxKaldnes® modelos K1,K3, Biofilm Chip– M e Biofilm Chip-P.	32
Figura 4 - Hidrômetro instalado no vestiário para monitoramento do consumo de água dos lavatórios.....	46
Figura 5- Produção de biofilme (em 24/06/2013).	48
Figura 6- Diagrama da unidade de tratamento de águas cinzas.....	49
Figura 7- Unidade experimental de tratamento de águas cinzas.	49
Figura 8- Montagem da unidade experimental acima da base de concreto.	50
Figura 9 - Desenho representando o sistema de coleta e tratamento de águas cinzas.	50
Figura 10– Desenho das operações unitárias do sistema de tratamento experimental de águas cinzas.....	51
Figura 11- Gradeamento para retenção de sólidos grosseiros (14/11/2013).	52
Figura 12- Desenho esquemático do tanque de aeração do reator MBBR (dimensões externas em cm).	54
Figura 13- Desenho do decantador com dimensões (em cm).	54
Figura 14- Meio suporte utilizado no experimento.	56
Figura 15- Sistema de tratamento sem manutenção após um mês de interdição (04/02/2014).....	57
Figura 16– Sistema de tratamento coberto com papel alumínio.....	58
Figura 17- Caixas d’água para armazenar água cinza sintética.	61
Figura 18– Produção de biofilme em laboratório.	70
Figura 19- Fotomicrografia de microrganismo aderido ao meio suporte.	70
Figura 20– Fotomicrografia de colônias microbianas aderidas ao meio suporte.	71
Figura 21– Fotomicrografia de microrganismo aderido ao meio suporte.	71
Figura 22- Larvas encontradas na água cinza do chuveiro.....	73
Figura 23- Evolução da concentração de DQO em cada recipiente.	74
Figura 24– Média das medições dos hidrômetros (L/dia) no período monitorado... ..	79
Figura 25- Produção média mensal de cada peça hidrossanitária geradora de água cinza.	81
Figura 26- Consumo diário de água em cada fração ao longo do monitoramento. ...	82
Figura 27– Concentração de DQO da água cinza bruta ao longo do tempo.....	84
Figura 28 – Concentração de DQO na água cinza bruta de cada fração.	85
Figura 29– Concentração de DBO na água cinza bruta de cada fração.....	87
Figura 30– Composição das frações de águas residuárias em porcentagens e em valores absolutos.	89
Figura 31- Amostras de águas cinzas de chuveiros, máquina, composta e lavatórios (da esquerda para direita) no dia 14/11/2013.....	90
Figura 32– Concentração média de SST e ST na água cinza bruta.	94
Figura 33- Resultados de pH da água cinza bruta ao longo do tempo.	95
Figura 34– Concentração média de surfactantes aniônicos na água cinza bruta.	98
Figura 35– Fotografia de placa para contagem de coliformes com amostra do lavatório no dia 12/09/2013.	103
Figura 36- Valores de vazão de alimentação (L/dia) do reator com água cinza sintética.....	106

Figura 37 -Amostras dos diferentes pontos: tanque de equalização; MBBR; e decantador (da esquerda para a direita) em 24/03/2014.	107
Figura 38 – Resultados de turbidez durante o tratamento de água cinza sintética.	107
Figura 39 – Evolução da concentração de SST durante o tratamento de água cinza sintética.	108
Figura 40 – Concentração de DQO durante o tratamento de água cinza sintética.	110
Figura 41 – Concentração de DBO durante o tratamento de água cinza sintética.	111
Figura 42 – Concentração de COD durante o tratamento de água cinza sintética.	112
Figura 43 –Concentração de P-Total durante o tratamento de água cinza sintética.	113
Figura 44 – Concentração de NTK durante o tratamento de água cinza sintética... ..	114
Figura 45 – Evolução da concentração de OD no reator MBBR e no decantador durante tratamento de água cinza sintética.	117
Figura 46 – Concentração de sulfato durante tratamento de água cinza sintética. ..	119
Figura 47 – Concentração de surfactantes aniônicos durante o tratamento de água cinza sintética.....	120
Figura 48 – Eficiência de remoção (%) de alguns parâmetros após o tratamento..	122

Lista de Quadros

Quadro 1- Cronograma com o planejamento das atividades por trimestre.....	67
---	----

Lista de Abreviaturas e Siglas

ABC	Santo André, São Bernardo do Campo e São Caetano
ANA.....	Agência Nacional de Águas
ANSI.....	American National Standards Institute
APHA.....	American Public Health Association
CETESB.....	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA.....	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DALY.....	disability-adjusted life year
DP.....	desvio padrão
EACH.....	Escola de Artes, Ciências e Humanidades
ETAC.....	Estação de Tratamento de Águas Cinzas
ETE.....	Estação de Tratamento de Efluentes
EUA.....	Estados Unidos da América
FBAS.....	Filtro Biológico Aerado Submerso
FINEP.....	Financiadora de Estudos e Projetos
FUSP.....	Fundação de Apoio a Universidade de São Paulo
Max.....	máximo
MBAS.....	substâncias que reagem ao azul de metileno ou surfactantes aniônicos
MBBR.....	Biorreator de leito móvel com biofilme
MBBMR.....	reator MBBR com filtração de membranas
MBR.....	Biorreator de Membrana
MCT.....	Ministério da Ciência e Tecnologia
Min.....	mínimo

MS.....	Microsoft
NBR.....	Norma Brasileira
NSF.....	The Public Health and Safety Organization
NSW.....	New South Wales
OMS.....	Organização Mundial da Saúde
PVC.....	policloreto de polivinila
RAC.....	Reator anaeróbio compartimentado
RBC.....	Biodiscos
RMSp.....	Região Metropolitana de São Paulo
SMBR.....	Membranas de ultra filtração submersas
SNIS.....	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
UFES.....	Universidade Federal do Espírito Santo
UFPR.....	Universidade Federal do Paraná
US EPA.....	United States Environmental Protection Agency
USP.....	Universidade de São Paulo
WHO.....	World Health Organization
XOCs.....	compostos xenobióticos

Lista de Símbolos

A/M.....	relação alimento/microrganismo
C/L.....	razão entre comprimento e largura
CF.....	Coliformes Fecais
COD.....	Carbono Orgânico Dissolvido
COT.....	Carbono Orgânico Total
CT.....	Coliformes Totais
DBO ₅	Demanda Biológica de Oxigênio a 20°C e 5 dias
DQO.....	Demanda Química de Oxigênio
EDTA.....	ácido etilenodiamino tetra-acético
HPA.....	Hidrocarboneto Policíclico Aromático
HPC.....	concentração de colônias heterotróficas
LAS.....	alquilbenzeno linear sulfonado
MPa.....	megapascal
N.....	número de amostras
Na ₂ PO ₄	fosfato dissódico
Na ₂ SO ₄	sulfato de sódio
NaHCO ₃	bicarbonato de sódio
NMP.....	número mais provável
N-NH ₃	Nitrogênio amoniacal
NO ₂ -.....	Nitrito
NTK.....	nitrogênio total através do método Kejhda
N-Total.....	nitrogênio total
OD.....	Oxigênio Dissolvido
OG.....	Óleos e graxas
pH.....	potencial de hidrogênio
PO ₄	fosfato

P-Total.....	Fósforo
Qmáx.....	vazão máxima
Qn.....	vazão nominal
SS.....	Sólidos Suspensos Totais
SST.....	Sólidos Suspensos Totais
SSV.....	Sólidos em Suspensão Voláteis
ST.....	Sólidos Totais
STF.....	Sólidos Totais Fixos
STV.....	Sólidos Totais Voláteis
TDH.....	Tempo de Detenção Hidráulica
UFC.....	Unidade Formadora de Colônia
UNT.....	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UV.....	Ultravioleta
VR.....	volume do reator
VS.....	volume ocupado pelos suportes

1. INTRODUÇÃO

A água tem se tornado um fator limitante ao desenvolvimento agrícola, urbano e industrial. Sua escassez em termos quantitativos e qualitativos afeta tanto a saúde e qualidade de vida da população quanto o crescimento econômico (HESPANHOL, 2002). No Brasil, apesar do abastecimento de água por rede ter aumentado, o índice de atendimento total com rede de água em 2012 teve um crescimento de 0,3 ponto percentual quando comparado ao ano de 2011, enquanto que para o índice de atendimento na área urbana o crescimento foi de 0,2 ponto percentual, o que mostra um baixo crescimento. Em 2012, o índice de atendimento com rede de água foi de 93,2% no meio urbano e 82,7% no total. Nas Regiões Norte e Nordeste este atendimento foi inferior, sendo somente 68,6% e 89,5% na área urbana respectivamente (SNIS, 2014).

No que se refere à qualidade da água distribuída, em 2008, 87,2% dos municípios brasileiros distribuíam água totalmente tratada; em 6,2% dos municípios a água era apenas parcialmente tratada e em 6,6% a água distribuída não recebia nenhum tratamento, principalmente na Região Norte. Além disso, há o problema da escassez da disponibilidade de recursos hídricos para abastecimento humano. Em 1.296 municípios ocorreu racionamento de água em 2008, principalmente nas regiões Nordeste e Norte. Os motivos principais foram: a seca/estiagem, insuficiência de água no manancial e deficiências na produção e na distribuição (BRASIL, 2008). O SNIS calcula os índices de atendimento com os serviços de água e esgoto. Os índices para tratamento de esgoto são inferiores ao de abastecimento com água, sendo que em 2012, somente 69,4% dos esgotos coletados no país eram tratados. De todas as regiões brasileiras, a Região Sudeste é a com menor percentual de tratamento para os esgotos coletados, somente 63,6%. Esse indicador médio nacional de tratamento dos esgotos gerados em 2012 aponta um crescimento de 1,2 ponto percentual, quando comparado a 2011, porém ainda apresenta índices baixos. Apenas 38,7% dos esgotos gerados no país são tratados, enquanto na Região Sudeste este valor é 42,7% (SNIS, 2014).

Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) a situação não é melhor, a oferta hídrica é pequena em razão do elevado contingente populacional. Mais de 10% dos habitantes do Brasil estão concentrados em menos de 0,1% do território do país. Esta área apresenta uma elevada gama de atividades econômicas que usam a água em níveis muito diferentes. Há presença de indústrias nos municípios do ABC, produção agrícola em municípios como Mogi das Cruzes, o que gera disputas pelo uso da água entre os diferentes setores (irrigação, industrial, sanitário, geração de energia e abastecimento público), aumentando a dificuldade em conseguir água de qualidade para abastecimento, o que provoca estresse hídrico nos municípios desta região (RIBEIRO, 2011).

Outro ponto a ser destacado é que, apesar de o Brasil possuir abundância em recursos hídricos, a cultura do desperdício ainda prevalece entre seus habitantes, sendo que estes intensificam a pressão sobre estes recursos, degradando a qualidade da água superficial e poluindo as fontes subterrâneas. A maior crise hídrica de São Paulo ocorreu neste ano, quando o nível do principal conjunto de reservatórios da região metropolitana (responsável pelo abastecimento de 9 milhões de habitantes), o Sistema Cantareira, chegou a 14,6%. Diante disso, o Governo do Estado adotou medidas emergenciais, como: desconto para o usuário que consumisse um volume menor de água. Agrava essa situação o desperdício de água no sistema de distribuição e o aumento da demanda causado pelo crescimento da população urbana. Segundo GAVIOLLI, (2013) a RMSP necessita de novas possibilidades de captação de água para atender a população e os diversos usos. É estimado que a demanda de água dos municípios da RMSP aumente para 102.625 L/s em 2025 (BRASIL, 2010).

Dentro deste contexto, tem sido desenvolvidas estratégias para redução do consumo de água. A promoção do consumo consciente (uso racional) de água a fim de evitar os desperdícios é uma ação importante para reduzir o consumo entre os usuários e que pode ser realizada como etapa anterior a outras estratégias, como o reúso de água. O consumo de água pode ser reduzido através de tecnologias, e no caso de edificações, têm-se os: sanitários e mictórios secos, equipamentos economizadores (torneiras com temporizadores, descargas sanitárias dual-flush, e chuveiros com redutores de vazão) (BOYJOO,PAREEK,ANG,2013,SANTOS,2002). Outra opção consiste na utilização de fontes alternativas de água, como: o

aproveitamento de águas pluviais, o reúso de esgoto tratado, e o reúso de águas cinzas em edificações, que podem contribuir para a redução dos problemas de abastecimento de água em grandes cidades, principalmente em regiões que apresentem escassez quantitativa ou qualitativa de água.

A literatura especializada considera as águas cinzas como sendo aquelas águas utilizadas em uma residência/edificação, com exceção da água descartada pelo vaso sanitário. Dessa forma, incluem águas resultantes de chuveiros, banheiras, lavatórios, tanques, pias de cozinha, máquinas de lavar louças e roupas.

A segregação na fonte e o aproveitamento destas águas são mecanismos importantes em termos de uso racional da água, pois contribuem para reduzir a pressão sobre os mananciais e a demanda de água potável para fins que não requeiram água de elevada qualidade. Além disto, estes mecanismos podem proporcionar a diminuição do volume de esgoto gerado (NOLDE, 2005), diminuição de gastos nas tarifas de água e aumento de produtividade na agricultura com maior disponibilidade de água para irrigação (NOLDE, 2000).

Consequentemente, através da menor geração de efluente, o uso de águas cinzas contribui para: a saúde ambiental, com a diminuição de impactos ambientais, a preservação dos recursos hídricos, redução do despejo de águas residuárias (principalmente em grandes centros urbanos) e redução do consumo de energia; melhoria da saúde pública por meio da redução da transmissão de doenças veiculadas pela água; a diminuição da infraestrutura necessária ao sistema de coleta, bombeamento e transporte de águas residuárias para estações de tratamento, não sendo necessárias ETEs de grande porte. Pode também contribuir para a conscientização pública sobre a qualidade da água e sobre os problemas do gerenciamento do esgoto (JENSSEN, 2002, VAKIL *et al.*, 2014).

Além disso, o reúso de água também gera benefícios econômicos. Pesquisas indicam que, quando ocorre consumo mensal acima de 20 m³ há redução entre 40 a 60% do valor da conta de água em reais (RAPOPORT, 2004). No Brasil, uma pesquisa estimou que o uso de águas cinzas em uma residência pode gerar uma economia de 25 a 30% no consumo de água potável de uma residência (FERREIRA e GHISI, 2007). Se somado a isso for considerado o desconto anunciado em fevereiro de 2014 pela SABESP que concedia um desconto de 30% na conta de água

para quem reduzisse o consumo em pelo menos 20% em relação à média do ano anterior, este benefício é mais elevado.

O uso de água cinza como fonte alternativa pode substituir o consumo per capita de 82,07 litros.(hab.dia)⁻¹ de água potável (AGUIAR, 2008). Isso corresponde a 42% se comparado ao consumo médio per capita de água no Estado de São Paulo em 2012, que foi de 192,6 litros.(hab.dia)⁻¹ (SNIS, 2014). Dessa forma, o uso de águas cinzas pode se tornar um instrumento importante com impactos positivos sociais, ambientais, econômicos e tecnológicos.

No mundo, o reúso urbano de águas está crescendo principalmente em grandes cidades, áreas costeiras e turísticas. O Japão é o país que lidera a prática de reúso urbano. Austrália, Canadá e Reino Unido utilizam o reúso para descargas hidráulicas em bacias sanitárias nas edificações. Outra aplicação comum para as águas cinzas tratadas é a de reposição de água em mananciais naturais e aquíferos, que ocorre em países como: Inglaterra, Austrália, Bélgica, França, Espanha, África do Sul e Estados Unidos (US EPA, 2004).

Considerando o contexto de desenvolvimento brasileiro, notadamente quanto aos programas governamentais de ampliação da oferta de moradias populares, ressalta-se a necessidade de avaliar o potencial da implementação da prática do uso de águas cinzas em conjuntos habitacionais de interesse social, onde poderia proporcionar economia de água e, portanto, financeira na edificação.

A atual situação limitada de busca de água potável para o abastecimento público na RMSP que tende a se agravar com o crescimento populacional e a poluição dos mananciais metropolitanos justifica esforços científicos que abordem a conservação da água no ambiente urbano. Além disso, apesar da grande experiência no tratamento de efluentes sanitários, existem poucos estudos no Brasil sobre caracterização de águas cinzas e seu tratamento com vistas ao reúso. Foi encontrado apenas um estudo científico (JABORNIG e FAVERO, 2013) na literatura internacional que analisou o desempenho do processo de biorreator de leito móvel com biofilme, porém associado com membranas para tratar águas cinza. Neste sentido, através deste estudo, pretende-se ampliar o conhecimento técnico-científico sobre o reúso urbano de águas cinzas, analisar o sistema de tratamento proposto e através de uma avaliação do respectivo efluente poder elencar possibilidades de reúso deste.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O principal objetivo deste estudo foi analisar a viabilidade técnica de um sistema de segregação, coleta e tratamento de águas cinzas domiciliares com um biorreator de leito móvel com biofilme, em escala piloto, visando ao reúso para fins não-potáveis.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos foram: (i) caracterizar qualitativamente e quantitativamente as frações de águas cinzas produzidas em uma edificação, considerando as pias de banheiro, chuveiros e máquina de lavar roupas; (ii) operar um sistema de tratamento para águas cinzas sintéticas com biorreator de leito móvel com biofilme, em escala piloto, e monitorá-lo através da análise dos efluentes após tratamento; (iii) comparar o sistema de tratamento estudado com outros processos de tratamento; (iv) indicar potenciais de reúso não-potável para a água tratada.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. CICLO DA ÁGUA NO MEIO URBANO

Ao contrário do ciclo natural da água, que é influenciado pela precipitação de chuvas, o ciclo urbano da água envolve os fluxos de abastecimento de água e

disposição de esgotos. O ciclo urbano da água varia de um município para outro dependendo do clima, hidrologia, população, política, dentre outros fatores (PAL *et al.*, 2014). O desenvolvimento urbano impacta significativamente o ciclo hidrológico. A alteração da cobertura vegetal causa efeitos como: a redução da infiltração no solo, diminuição do nível do lençol freático por falta de alimentação, e a redução da evapotranspiração das folhagens e do solo. Com a impermeabilização do solo, há maior absorção da radiação solar, causando aumento da temperatura, e criando condições de movimento de ar ascendente que podem gerar aumento de precipitação. A produção de resíduos sólidos elevada nos centros urbanos contribui para a poluição da água pluvial, e consequentemente de mananciais urbanos, que são fontes de abastecimento de água (TUCCI, 1997). Outros fatores que contribuem para a poluição dos mananciais urbanos é o despejo de esgoto (tratado e não tratado) e o escoamento superficial de águas pluviais (PAL *et al.*, 2014). Vale ressaltar como já foi apontado na Seção 1 “Introdução” que somente 69,4% dos esgotos coletados no país eram tratados em 2012, o que indica que o despejo de esgoto não tratado causa a poluição dos mananciais, o que pode comprometer a qualidade das águas superficiais para abastecimento. Assim, esses fatores justificam soluções como o reúso de água no meio urbano.

3.2. REÚSO DE ÁGUA

O reúso de água pode ser definido como a aplicação de um efluente tratado para uso benéfico (ASANO, 1998). O reúso pode ser dividido em direto e indireto. O reúso direto de água ocorre quando a água é conduzida de uma estação de tratamento ao local de utilização, sem lançamento ou diluição prévia em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos (BRASIL, 2006). Já o reúso indireto se refere à diluição do efluente geralmente tratado em águas superficiais ou subterrâneas por tempo específico, das quais posteriormente a água é captada seguida por tratamento e depois é distribuída para ser utilizada. Ambos os tipos de reúso- direto ou indireto,

podem ser aplicados para fins potáveis ou não-potáveis. Portanto, o reúso da água é classificado em 4 classes: reúso potável direto; reúso potável indireto; reúso não potável direto e reúso não-potável indireto (TEXAS, 2013, TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2011). O reúso não-potável pode ser subdividido em: urbano, agrícola, industrial, recreacional, para fins ambientais, aquicultura e recarga de aquíferos (US EPA, 2004).

Segundo a CETESB (2014) o reúso também pode ser classificado como: planejado e não-planejado. O reúso direto planejado das águas ocorre quando os efluentes, após tratados, são encaminhados diretamente de seu ponto de descarga até o local do reúso, não sendo despejados no meio ambiente. O reúso indireto planejado da água ocorre quando os efluentes, depois de tratados, são lançados de forma planejada nos corpos de águas superficiais ou subterrâneas, para serem utilizadas a jusante, de maneira controlada, no atendimento de algum uso, mas pressupõe que exista um controle (barreiras) sobre as eventuais novas descargas de efluentes no caminho, garantindo que o efluente tratado estará sujeito apenas a misturas com outros efluentes que também atendam ao requisito de qualidade do reúso objetivado. O reúso indireto não-planejado da água ocorre quando a água, utilizada em alguma atividade humana, é descarregada no meio ambiente e novamente utilizada a jusante, em sua forma diluída, de maneira não intencional e não controlada, sendo que até o ponto de captação, a água está sujeita às ações naturais do ciclo hidrológico (autodepuração).

3.3. ÁGUAS CINZAS

A literatura apresenta a distinção de águas cinzas conforme sua origem. As águas cinzas claras são geralmente as águas residuárias originadas de banheiras, chuveiros, lavatórios e máquinas de lavar roupas. Já as águas cinzas escuras incluem as águas provenientes da pia da cozinha e máquina de lavar pratos (MAY, 2009). Em termos de volume, as águas cinzas correspondem a cerca de 40 a 90% da composição do

esgoto doméstico produzido em uma residência (ERIKSSON *et al.*, 2002, BOYJOO, PAREEK, ANG, 2013). A produção diária de águas cinzas depende de diversos fatores, incluindo: condições climáticas locais (precipitação, temperatura); características das residências (tamanho, se possui área externa ou não); moradores (quantidade, renda, faixa etária e aspectos culturais) (BAZZARELLA, 2005). Está vinculada ainda aos padrões tecnológicos dos sistemas e equipamentos instalados, às suas características arquitetônicas e ao grau de consciência dos usuários para o uso racional.

Dessa forma, o consumo é muito variável. O valor médio de produção de águas cinzas em chuveiros e lavatórios de um prédio universitário composto por salas de professores e banheiros no Espírito Santo foi de 24 litros.(hab.dia)⁻¹ (BAZZARELLA, 2005). A produção total de águas cinzas (banheiro, lavanderia e cozinha) geralmente é de aproximadamente 100 litros.(hab.dia)⁻¹ em países em desenvolvimento e de 100 a 200 litros.(hab.dia)⁻¹ em países desenvolvidos (WHO, 2006; BAZZARELLA, 2005, VAKIL *et al.*, 2014). Em países com escassez de água, como Jordânia, Mali e África do Sul, há relatos de produção mais baixa, entre 14 a 59 litros.(hab.dia)⁻¹ (PRATHAPAR *et al.*, 2005).

Segundo Gonçalves *et al.* (2009) o consumo por peça hidrossanitária geradora de água cinza em uma residência brasileira com 3 pessoas, em Santa Catarina foi maior no tanque e máquina de lavar (149,6 L/dia) seguido pelo uso de lavatório e chuveiro (127,1 L/dia). Este autor obteve valor médio de 276 L/dia de produção de águas cinzas (desconsiderando a fração da cozinha). Em estudo na Índia, foi medida a geração de água cinza por ponto gerador, sendo que o maior volume produzido foi na cozinha (44%), seguido por chuveiros (27%), máquina de lavar roupas (24%) e lavatórios (6%) (VAKIL *et al.*, 2014).

A Figura 1 apresenta o consumo médio de água em residências no Brasil. Podemos notar que este corresponde principalmente aos usos de chuveiro, descarga sanitária e pia de cozinha respectivamente. Barreto (2008) analisou o perfil de consumo em um conjunto de residências na zona oeste da cidade de São Paulo e obteve os seguintes resultados: 13,9% no chuveiro, 12% na pia de cozinha, 10,9% na máquina de lavar roupas, 9,2% no tanquinho, 5,4% na torneira de tanque, 5,5% na descarga com caixa acoplada e 4,2% na torneira de lavatório

Figura 1- Distribuição do consumo médio de água em residências no Brasil.

Extraído de: HAFNER (2007) adaptado.

Os usos domésticos internos da água de abastecimento distribuem-se em atividade de limpeza, higiene pessoal, e preparo de alimentos enquanto que os usos externos são principalmente para a irrigação, lavagem de veículos, piscinas, entre outros. Estudos indicam que no Brasil e no mundo os usos domésticos com o maior consumo de água de abastecimento concentram-se na descarga dos vasos sanitários, lavagem de roupas e banhos (VAKIL *et al.*, 2014, BARRETO, 2008).

No que se refere à composição destas águas, sua variabilidade qualitativa está fortemente relacionada às atividades domésticas, à classe social, aos hábitos culturais e sociais, ao número de moradores, e aos produtos químicos utilizados no dia-a-dia dos residentes. Por exemplo, alguns usuários urinam durante o banho, o que gera diferenças de composição das águas entre usuários distintos. A temperatura ambiente também pode ser um fator relevante na composição de águas cinzas, por exemplo, em algumas regiões mais quentes as pessoas tendem a tomar banhos com maior frequência, sendo que a duração do banho também irá interferir na diluição dos componentes orgânicos e inorgânicos e, portanto, na qualidade da água cinza (NSW, 2008; MAY, 2009).

As águas cinzas geralmente contém alto teor de matéria orgânica, oriunda de resíduos de alimento, óleos e gorduras, e resíduos corporais; matéria inorgânica, que provém principalmente dos produtos químicos e de limpeza; elevado teor de surfactantes, que pode formar espumas e odor; nutrientes (fósforo e nitrogênio), o que indica a presença de detergentes e sabões superfosfatados e matéria fecal; e turbidez elevada, decorrente da presença de sólidos em suspensão (SAUTCHUK *et al.*, 2005; RASMUSSEN, JENSSEN, WESTLIE, 1996; RAPOPORT, 2004; FRIEDLER, KOVALIO, BEN-ZVI, 2006, BEGOSSO, 2009). A Tabela 1 apresenta os resultados de qualidade de água encontrados na água cinza bruta por duas autoras brasileiras. Comparando-se com a Tabela 2, onde são apresentadas as exigências para usos em descargas sanitárias, lavagem de roupas, de pisos, paredes e veículos e fins ornamentais evidencia-se a necessidade de tratamento da água de reúso para estes usos.

Tabela 1- Comparação entre composições de águas cinzas provenientes de chuveiros, pias de banheiros e máquina de lavar roupas.

Parâmetros Físico-químicos	RAPOPORT (2004) (água cinza de banheiros)	MAY (2009) (água cinza de banheiro e máquina de lavar)
DQO (mg.L ⁻¹)	200-360	119-460
DBO (mg.L ⁻¹)	25-230	55-188
P-Total (mg.L ⁻¹)	0,35-3,35	1,9-12,7
MBAS (mg.L ⁻¹)	0,9-23	—
NTK (mg.L ⁻¹)	2-10	8,7-30,8
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	0,03-2,1	3,1-23,2
NO ₂ - (mg.L ⁻¹)	0,001-0,02	0,03-0,64
OD (mg.L ⁻¹)	0,1-4,4	0,17
OG (mg.L ⁻¹)	7-80	16-104
pH	4,7-7,5	6,8-8,2
SST (mg.L ⁻¹)	90-160	26-58
Turbidez (UNT)	55-100	16-58

Fonte: RAPOPORT (2004) e MAY (2009).

Nota:

Dado inexistente é representado pelo traço (—)

Tabela 2– Exigências para aplicação de águas cinzas tratadas em descargas sanitárias, lavagem de roupas, de pisos, paredes, veículos e fins ornamentais segundo “Manual de Conservação e Reúso de Água em edificações” e o “Código Australiano de águas residuárias de Queensland”.

Parâmetro	SAUTCHUK <i>et al.</i> (2005)	QUEENSLAND (2008)
pH	6-9,0	6,5-8,5
Turbidez (UNT)	≤ 2	1-5
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	≤ 10	≤ 10
SST (mg.L ⁻¹)	≤ 5	≤ 10
Coliformes fecais/ <i>E.coli</i> (UFC.100mL ⁻¹)	Não detectáveis	1-10
Cloro residual(mg.L ⁻¹)	—	0,2-1,0
Óleos e graxas(mg.L ⁻¹)	≤ 1	—
Nitrato (mg.L ⁻¹)	< 10	—
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	≤ 20	—
Nitrito (mg.L ⁻¹)	≤ 1	—
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	$\leq 0,1$	—

Nota:

Dado inexistente é representado pelo traço (—).

As águas cinzas podem ainda estar contaminadas com microrganismos patogênicos devido à contaminação com a excreta, vômitos, resíduos da pele. Entretanto isto depende do usuário (se este possui alguma doença) e vale notar que a contaminação por coliformes fecais é geralmente baixa, de acordo com Jefferson *et al.* (2004). A caracterização microbiológica de águas cinzas será explorada na Seção 3.6. A água cinza pode conter uma ampla variedade de elementos, que inclui: metais pesados, cabelos, resíduos farmacêuticos e dentários, que podem estar presentes nas formas solúvel, biodegradável e inerte, e se constituírem em poluentes (GUILBAUD *et al.*, 2012).

Cada fração de águas cinzas terá uma composição distinta dependendo de sua fonte geradora. A água cinza proveniente da cozinha concentra grande quantidade de resíduos de alimentos e detergentes, óleos, gorduras, coliformes termotolerantes e alto teor de fósforo e nitrogênio, alta concentração de DBO e DQO. Já as águas cinzas oriundas de chuveiros e pias do banheiro geralmente são as frações menos contaminadas, compostas por: coliformes termotolerantes, fios de cabelos, células epiteliais da epiderme, sabonetes, óleos e graxas, e baixa concentração de DBO, DQO e de sólidos totais, ao contrário das frações produzidas por pias de cozinha e por máquinas de lavar roupas (CUNLIFFE, 2003; NOLDE, 2005, NSW, 2008,

VAKIL *et al.*, 2014). A fração produzida por máquinas de lavar roupas ou tanques possuem geralmente coliformes termotolerantes, alvejantes, surfactantes, sabões em pó (com a presença de boro, sulfato, amônia e surfactantes) e fibras de tecidos de roupas (CUNLIFFE, 2003).

Poucos estudos demonstram que na água cinza sem tratamento também há concentrações de interferentes endócrinos oriundos de surfactantes, perfumes, solventes e outros produtos e concentrações de substâncias orgânicas micropoluentes (HPA e triclosan). No entanto, o grau de conhecimento atual nesta área não é suficiente para estimar os riscos associados a esta forma de exposição (DONNER *et al.*, 2010, PALMQUIST e HANAEUS, 2005, HERNANDEZ LEAL *et al.*, 2011).

3.3.1. Sistemas de Tratamento de Águas Cinzas

O tratamento é uma etapa fundamental para o uso de águas cinzas, e este processo objetiva basicamente eliminar a matéria orgânica e remover ou inativar os microrganismos patogênicos presentes nessas águas, a fim de evitar o contato humano com águas poluídas e a possível disseminação de doenças (MAY, 2009, HALALSHEH *et al.*, 2008, BOYJOO, PAREEK, ANG, 2013).

Primeiramente é fundamental que antes do tratamento, a fração de águas cinzas seja coletada separadamente das águas negras (geradas pelo vaso sanitário). O tipo de tratamento pode variar, pois há diferenças entre as águas cinzas conforme sua origem. Dessa forma, a escolha do método de tratamento irá depender de qual seja essa fração, do volume gerado, das condições do local e das aplicações pretendidas para a água tratada (NOLDE, 2005; MANDAL *et al.*, 2011).

Os sistemas de tratamento podem ser centralizados (onde a água é coletada de um ou vários apartamentos e tratada em outro local) ou descentralizados (onde a água é coletada de um ou mais apartamentos e tratada dentro da própria edificação). É importante ressaltar que o uso de água cinza não se restringe a moradias, sendo

aplicado também em edifícios comerciais ou estádios esportivos (MARCH, GUAL, OROZCO, 2004, MERZ *et al.*, 2007, SANTOS *et al.*, 2012).

Com relação aos métodos de tratamento, estes incluem desde tecnologias simples, como filtro de areia e argila e *wetlands*, até sistemas mais sofisticados, como biorreatores de membrana ou reatores em bateladas sequenciais (para remover nitrogênio e fósforo). Assim, o reúso de água pode se dar desde sistemas simplificados de baixo até os de alto custo e de maior complexidade técnica (NOLDE, 2010).

Muitos trabalhos científicos têm abordado diversos métodos de tratamento para águas cinzas, como: reatores com membrana (MERZ *et al.*, 2007, SCHEUMANN e KRAUME, 2009); filtros de areia (FRIEDLER, KOVALIO e BEN-ZVI, 2006); nanofiltração direta (GUILBAUD *et al.*, 2012), biodiscos (MAY, 2009), filtros biológicos aerados (VAZ, 2009). Vale ressaltar que as tecnologias mais comumente reportadas na literatura de tratamento de águas cinzas em países como: Israel, Irlanda, Portugal, Reino Unido e Brasil tem sido: o processo de filtração seguido por desinfecção (LI, BOYLE, REYNOLDS, 2010, SANTOS *et al.* 2012) e *wetlands* construídos (GROSS *et al.* 2007).

Os processos físicos de tratamento, especialmente o de membranas, produzem um efluente de melhor qualidade, com baixas concentrações de coliformes fecais, nutrientes, DBO e DQO. Entretanto, demandam elevado consumo de energia e operações regulares de manutenção com limpeza (LI, BOYLE, REYNOLDS, 2010, FRIEDLER, KOVALIO, BEN-ZVI, 2006). Em estudo experimental de Friedler, Kovalio, Ben-Zvi (2006) foram comparados alguns processos de tratamento de águas cinzas e os autores concluíram que o processo de membrana gerou efluente de melhor qualidade (em termos de concentração de DBO, DQO e turbidez) que um sistema de filtração acrescido de desinfecção e outro de biodiscos. Os sistemas de tratamento baseados em bombeamento, filtração e desinfecção são mais simples. Apesar disso, o efluente após passar por este tipo de tratamento pode não apresentar concentrações que atendam a parâmetros legais de qualidade, especialmente de DBO e SST. Sistemas de filtração com areia seguido por desinfecção com cloro também foram menos efetivos em promover redução de parâmetros considerados pela legislação israelense de reúso, apresentando eficiências de remoção baixas para DQO

e DBO (Tabela 3) (FRIEDLER, KOVALIO, BEN-ZVI, 2006). A Tabela 3 descreve alguns resultados de estudos com processos físicos e químicos de tratamento de águas cinzas.

Tabela 3- Eficiência de remoção (%) de alguns parâmetros em tratamento físico e químico de águas cinzas.

Processo	Eficiência de remoção (%)					
	DBO	DQO	P- Total/ Fosfato	SST	CT	Turb.
Filtro de areia ¹	10	38; 70*	—	65	99*	46; 66*
Filtr. Fina +UV ²	82	56	70	35	—	—
Eletrocoag. + desinfecção ³	—	58	—	79	99	91

Notas:

Surfact. – Surfactantes

OG – Óleos e graxas

Turb. – Turbidez

CT – Coliformes totais ou termotolerantes

Filtr. – filtração com malha fina

Eletrocoag. - eletrocoagulação

⁽¹⁾ Dados de FRIEDLER, KOVALIO, BEN-ZVI (2006).

* Após cloração, dados de BREWER *et al.* (2000).

⁽²⁾ Dados de SANTOS *et al.* (2012).

⁽³⁾ Dados de LIN *et al.* (2005).

Dado inexistente é representado pelo traço (—)

Os processos químicos de tratamento tem sido analisados recentemente no tratamento de águas cinzas, sendo os principais: coagulação, eletrocoagulação, adsorção em carvão ativado granular, fotocatalise e processos de oxidação avançada (BOYJOO, PAREEK, ANG, 2013). Lin *et al.* (2005) obtiveram altas eficiências de remoção de turbidez, DQO e *E. coli* com o processo de eletrocoagulação no tratamento de água cinza provenientes de chuveiros (Tabela 3). Os processos químicos de coagulação e adsorção apresentam elevado potencial de remoção da fração orgânica dissolvida em águas cinzas (PIDOU *et al.*, 2008).

Há também os processos naturais que usam materiais suporte naturais para filtração e degradação biológica. A principal vantagem é o baixo custo. Alguns

exemplos destes sistemas são: filtro de areia, *wetlands* verticais ou horizontais e filtro anaeróbio. Os *wetlands* de fluxo vertical geralmente alcançam eficiência elevada de remoção de DBO e SST, cerca de 80% de remoção de DQO, e aproximadamente 70% de nutrientes (GROSS *et al.*, 2007, BOYJOO, PAREEK, ANG, 2013). Gross *et al.* (2007) observou redução de coliformes fecais mas concluiu em seu estudo que esta não foi suficiente para atender aos regulamentos israelenses para irrigação irrestrita. Em outro experimento com *wetlands* combinados (horizontal e vertical) Begosso (2009) obteve remoção total de 98% de DBO, 95% de DQO, 39-45% de Nitrogênio total, 31-47% de Fosfato e 99% de Coliformes Totais. Itayama *et al.* (2006) analisou o *slanted soil system* (semelhante ao sistema de rampas por escoamento superficial) para tratar água cinza da pia da cozinha e obteve eficiente remoção de matéria orgânica e SST. Ushijima *et al.* (2013) analisou este mesmo sistema para todas as frações de águas cinzas (sintéticas) e obteve alta remoção de DQO e de LAS (acima de 90%). Apesar do baixo custo, uma importante limitação desses sistemas naturais é a necessidade de grandes áreas para instalação. Além desta desvantagem, eles têm potencial para criar zonas de atração de vetores de doenças e para produzir maus odores.

Portanto, a tendência atual é incorporar sistemas de tratamento biológico para melhorar a qualidade do despejo, propiciando uma melhor remoção de nutrientes (FRIEDLER, KOVALIO, BEN-ZVI, 2006). A Tabela 4 abaixo exemplifica alguns processos biológicos que já foram avaliados no tratamento de águas cinzas.

Tabela 4– Eficiência de remoção (%) de alguns parâmetros em tratamento biológico de águas cinzas.

Processo	DBO	DQO	NTK	P-Total/ Fosfato	Surfact.	SST	CF	OG	Turb.
MBR ¹	94	85; 95	63; 92	19/4	97	99	99	—	98
Biodiscos ²	96; 93	68; 86	63	32,7	—	94,1	—	56	95; 97,5
RAC ³	70	65	—	—	—	70	—	—	41

Notas:

Surfact. – Surfactantes

OG – Óleos e graxas

Turb. – Turbidez

⁽¹⁾ Dados de FRIEDLER, KOVALIO, BEN-ZVI (2006), MERZ *et al.* (2007) e ATASOY *et al.* (2007).

⁽²⁾ Dados de MAY (2009) e FRIEDLER e GILBOA (2010).

⁽³⁾ Dados de GONÇALVES *et al.* (2009).

Dado inexistente é representado pelo traço (—)

Merz *et al.* (2007) estudaram um sistema MBR para tratamento de águas cinzas de chuveiros de um clube esportivo no Marrocos. O experimento foi conduzido em escala de laboratório, sendo que a montante do MBR a água cinza bruta passava por um pré-tratamento em gradeamento de malha fina. As eficiências médias de remoção foram altas e estão apresentadas na Tabela 4. Friedler, Kovalio e Ben-Zvi (2010) estudaram outros dois sistemas para o tratamento biológico de águas cinzas claras: RBC com filtro de areia; e MBR. O efluente produzido em ambos os sistemas foram de excelente qualidade, com valores médios de DQO de 42 e 40 mg.L⁻¹; DBO de 1,8 e 1,1 mg.L⁻¹; turbidez de 0,6 e 0,2 UNT; e coliformes fecais de 4,8x10⁴ e 27 UFC.100 mL⁻¹ respectivamente. Entretanto, uma consideração importante é que as baixas concentrações de nutrientes (N e P), características de algumas frações de águas cinzas, podem limitar e comprometer a eficiência de um sistema biológico de tratamento (JEFFERSSON *et al.*, 2004), pois não atendem aos requerimentos para o desenvolvimento da microbiota no reator.

Além dos aspectos operacionais e técnicos envolvidos em cada tecnologia de tratamento, Nolde e Dott¹ (1991 *apud* MATOS *et al.*, 2014, p.466) enfatizam a importância de outros critérios que devem ser considerados em sistemas de uso de águas cinzas como: segurança higiênica, estética, tolerância ambiental e viabilidade técnica e econômica. Além disto, a manutenção adequada do sistema de tratamento e a verificação de não ocorrência de conexões cruzadas são fundamentais para a segurança dos usuários.

3.3.1.1. Biorreator de Leito Móvel com Biofilme (MBBR)

Em relação ao sistema de tratamento a ser analisado no presente estudo, optou-se pelo biorreator de leito móvel com biofilme (ou no original em inglês: *Moving Bed*

¹Dott NOLDE, E., DOTT, W. Verhalten von hygienischbakterien und Grauwasser- Einfluss der UV- Desinfektion and Wiederverkeimung. **Gwf WasserAbwasser**, v.132, n.3,p.108-14, 1991.

Biofilm Reactor - MBBR). Este é um processo de tratamento baseado no uso de biofilme para degradar a matéria orgânica e remover nutrientes. Este processo foi inicialmente desenvolvido entre os anos de 1980 e 1990 pela empresa norueguesa Kaldnes Miljøteknologi em parceria com a Universidade da Noruega (REIS, 2007) e tem apresentado elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e de nitrogênio em estudos com esgoto doméstico (Tabela 5).

Tabela 5-Eficiências de remoção de MBBR no tratamento de efluentes.

MBBR	Eficiência de remoção (%)					
	DQO	DBO	SST	NNH ₄	NTK	P/PO ₄
2 reatores aeróbios ⁽¹⁾	81	—	—	67	—	—
1 reator aeróbio ⁽²⁾	81	84	86	44	—	—
1 reator aeróbio ⁽³⁾	88-93	84-95	88-98	—	—	—
2 reatores aeróbios ⁽⁴⁾	97	—	—	—	73	7,7/9,6
1 anaeróbio + 2 anóxicos + 1 aeróbio ⁽⁵⁾	96,8	—	—	—	84,6	95,8

Notas:

Surfact. – Surfactantes

OG – Óleos e graxas

Turb. – Turbidez

⁽¹⁾ Dados de REIS (2007).

⁽²⁾ Dados de OLIVEIRA (2008).

⁽³⁾ Dados de IZQUIERDO (2006).

⁽⁴⁾ KIM *et al.* (2011).

⁽⁵⁾ KERMANI *et al.* (2008).

Dado inexistente é representado pelo traço (—).

Dentro do reator MBBR o biofilme se desenvolve aderido à superfície de um meio suporte imerso na massa líquida do reator. Esta tecnologia é baseada na combinação entre sistemas com biomassa líquida em suspensão e biomassa aderida em um mesmo tanque (WOLFF, 2003, FUJII, 2011). Pode ser aplicado em ambiente aeróbio ou anóxico, e pode ser implantado tanto em novas ETEs como ser utilizado de forma adaptada ao processo de lodos ativados de ETEs existentes. Esse sistema tem sido utilizado em larga escala para remoção de carga orgânica de DBO e DQO,

nitrificação, desnitrificação, e remoção biológica de nutrientes, nas seguintes aplicações: tratamento de efluente municipal; indústria de processamento de alimentos; indústria de papel e celulose; indústria farmacêutica; indústria química/petróleo; indústria de eletrônicos; criadouros de peixes, entre outras (SCHNEIDER, 2010; FUJII, 2011).

O reator é composto por suportes plásticos para biofilme, peneiras para retenção dos elementos suportes e aeração (em sistema aeróbio) (Figura 2). Os aspectos operacionais mais importantes desta tecnologia são: a razão de preenchimento, a hidrodinâmica do reator, a vazão de ar (para sistemas aeróbios) e a formação de biofilme. A razão de preenchimento é a razão entre o volume ocupado pelos suportes e o volume total do reator (VS/VR) em %. O valor normalmente utilizado e recomendado está na faixa de 30 a 70% do volume total do reator (AYGUN, NAS, BERKTAY, 2008). Como a capacidade de tratamento depende da superfície total de meio suporte disponível para o crescimento do biofilme, uma elevada taxa de preenchimento pode ser utilizada para compensar uma baixa superfície específica do meio suporte (ODEGAARD, GISVOLD, STRICKLAND, 2000). A vazão de ar no reator está diretamente relacionada com a concentração de oxigênio dissolvido disponível para a biodegradação dos poluentes e à correta movimentação dos meios suportes nos sistemas aeróbios (WOLFF, PAUL, COSTA, 2010). Conforme Metcalf e Eddy (1991), uma concentração mínima de oxigênio dissolvido de 2 mg.L^{-1} deve ser mantida dentro do tanque de aeração de lodos ativados, processo semelhante ao MBBR. Os aeradores têm a função de suprir esta demanda, fornecendo oxigênio uniformemente em todo o reator para que não ocorra a formação de zonas mortas. A aeração pode ser por difusores de bolha fina ou por meio de tubos perfurados, instalados no fundo do tanque de aeração (WOLFF, PAUL, COSTA, 2010).

Figura 2- Ilustração de reator aeróbio de leito móvel com biofilme com aeração no fundo e dois tipos de meio suporte.

Extraído de: Ødegaard e Leiknes (2005).

Se o reator não é seguido por decantação, uma maior quantidade de *biomedias* (meio suporte) no tanque de aeração pode propiciar a redução dos sólidos em suspensão (FUJII, 2011; OLIVEIRA, 2008).

Os meios suportes, *biomedias* ou *carriers*, são anéis de diversos tipos de materiais, sendo os mais comuns de polietileno de alta densidade, cilíndricos e de tamanhos variados, mantidos em suspensão em meio líquido. Estas estruturas são utilizadas para maximizar a área superficial disponível para crescimento de biofilme ativo nos reatores (MIRANDA, 2012; SCHNEIDER, 2010). A Figura 3 ilustra alguns modelos de suporte e a Tabela 6 descreve algumas especificações.

Figura 3- Suportes da AnoxKaldnes® modelos K1,K3, Biofilm Chip– M e Biofilm Chip-P.

Extraído de: Veolia Water Solutions & Technologies, 2012.

Tabela 6- Principais modelos de meio suporte para MBBR e suas características.

Características	Kaldnes - K1	Kaldnes – K2	Kaldnes – K3	AMB
Diâmetro nominal (mm)	9,1	15	25	10
Comprimento nominal (mm)	7,2	15	12	10
Densidade do leito de suporte (kg.m ⁻³)	150	95	100	98
Área superficial específica (m ² .m ⁻³)	500	350	500	850
Área de adesão específica (m ² .m ⁻³)	300	210	300	510

Fonte: REIS (2007).

A área superficial específica contempla somente as superfícies do meio suporte, nas quais efetivamente ocorre a aderência de biomassa (OLIVEIRA, 2008). Segundo vários autores (RUSTEN, ODEGAARD, LUNDAR, 1992; AYGUN, NAS, BERKTAY, 2008), devido à erosão causada pelas frequentes colisões entre os meios suportes e pelo choque destes com as paredes do reator, a maior parte da biomassa cresce na superfície protegida, ou seja, na parte interna dos suportes (OLIVEIRA, 2008).

O tempo de detenção hidráulica no MBBR para remoção de matéria carbonácea pode ser pequeno, numa faixa de 15 a 90 min, dependendo da carga orgânica e do tipo de compostos a serem degradados, embora TDH maiores sejam encontrados em trabalhos da literatura (WEISS *et al.*, 2005, IZQUIERDO, 2006, QUAN *et al.*, 2012). Os tempos de detenção citados na Tabela 7 foram testados em experimentos com o tratamento de águas cinzas através de outras tecnologias de tratamento, já que não foram encontrados trabalhos abordando o MBBR para o tratamento de águas cinzas, com exceção de Jabornig e Favero (2013), cujo TDH foi de 24h.

Tabela 7- Tempo de detenção hidráulica em experimentos de tratamento de águas cinzas.

Autor	País	Tecnologia de tratamento	Fração de águas cinzas tratada	TDH (h)
RAPOPORT (2004)	Brasil	Filtro anaeróbio	Chuveiros e lavatórios	48
ERIKSSON e	Noruega	Decantador	Lavatórios,	29-33 (Total)

continuação

Autor	País	Tecnologia de tratamento	Fração de águas cinzas tratada	TDH (h)
DONNER (2009)		primário + RBC+ Decantador secundário+ filtro de areia+ desinfecção UV	chuveiros e banheiras	
GONÇALVES <i>et al.</i> (2009)	Brasil	Reator anaeróbio (RAC)	Chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar e tanques.	9
FRIEDLER, KOVALIO, BEN-ZVI (2006)	Israel	Tanque de equalização + RBC+ Tanque de sedimentação	Chuveiros e lavatórios	1-10, 2, 1 respectivamente
MAY (2009)	Brasil	RBC	Lavatórios, chuveiros e máquina de lavar	3
BAZZARELLA (2005)	Brasil	Reator anaeróbio+ FBAS + filtro terciário + desinfecção por cloro	Lavatórios, chuveiros, pia de cozinha, tanque e máquina de lavar roupa	9, 2, 1 respectivamente

Já a Tabela 8 descreve os diferentes TDH adotados em experimentos com MBBR no tratamento de efluentes domésticos (sintético e real).

Tabela 8- Tempos de detenção hidráulica de diferentes autores que trataram efluentes domésticos com MBBR.

Autor	TDH (h)
WEISS <i>et al.</i> (2005)	2,3-4,4 (aeróbio) e 5-5,9 (1 anóxico + 2 aeróbios)
KERMANI <i>et al.</i> (2008)	4 (reator anaeróbio) e 12 (reator aeróbio)
AYGUN, NAS, BERKTAY (2008)	8 (reator aeróbio)
OLIVEIRA (2008)	5,5 (reator aeróbio)
IZQUIERDO (2006)	5,92-9,53 (reator aeróbio)
GAUL,MARKER, KUNST (2003)	48 (1º reator) e 12 (2º reator) aeróbios
REIS (2007)	2-4 (1º reator) e 8 (2º reator) aeróbios
QUAN <i>et al.</i> (2012)	5 e 7 (reatores aeróbios)

Na literatura, vários autores têm relatado vantagens relacionadas ao uso do sistema MBBR, como as listadas a seguir (ØDEGAARD, 2006; AYGUN, NAS, BERKTAY, 2008; FUJII, 2011; SCHNEIDER, 2010):

- Todo o volume útil do reator é eficientemente utilizado para o crescimento do consórcio microbiano;
- A perda de carga é insignificante no reator (se comparada a outros reatores de leito fixo);
- Ausência de colmatção do meio filtrante (se comparado aos reatores de leito fixo);
- Alta área interfacial entre biofilme e os substratos;
- A biomassa aderida pode ser utilizada de forma mais especializada;
- Alta resistência a cargas de choque;
- Menor volume do reator biológico se comparado ao processo de lodos ativados, ou seja, requer menos espaço (fator econômico importante);
- As taxas de aplicações de sólidos para as unidades de separação de sólidos são significativamente menores quando comparadas às de sistemas de lodos ativados;
- Retorno de lodo não é necessário para manter a alta concentração de biomassa no reator;
- Não há necessidade de operações de retro lavagem para controle da espessura de biofilme e requer poucas intervenções.

No entanto, o reator MBBR apresenta algumas desvantagens, como os custos de instalação e operacionais relativamente altos devido principalmente ao consumo de energia (aeração para circulação do líquido e movimentação do meio suporte, impedindo o aparecimento de zonas estagnadas) e os custos elevados do meio suporte (SCHNEIDER, 2010, MIRANDA, 2012).

3.4. USOS POTENCIAIS PARA ÁGUAS CINZAS TRATADAS

As aplicações possíveis para as águas cinzas tratadas dependerão da qualidade e da quantidade do efluente produzido. Suas aplicações para fins não potáveis podem

ocorrer em diversos setores. Na utilização urbana este efluente tratado pode ser aplicado na lavagem de vias públicas, pátios, veículos, irrigação de áreas verdes, fins ornamentais (chafarizes e fontes), recreacionais, descargas hidráulicas de bacias sanitárias, e combate a incêndios. Em sistemas em indústrias, a água cinza tratada pode ser aplicada em usos industriais, como: em torres de resfriamento, caldeiras e água de processamento. Na área agrícola é possível utilizar águas cinzas tratadas para irrigação, manutenção de vazões de mananciais superficiais e para recarga subterrânea de aquíferos (porém a legislação brasileira não permite este último uso) (RAPOPORT, 2004; FIORI, FERNANDES, PIZZO, 2006). A Tabela 9 apresenta de forma resumida algumas das atividades possíveis para a água de reúso dependendo de suas características. Cada uso é agrupado em uma classe conforme a legislação ou regulamentação determina. E para cada classe há exigências conforme alguns parâmetros de qualidade de águas.

Tabela 9- Padrões de qualidade da água para reúso segundo o Manual de Conservação e Reúso de Água em edificações.

Classe de água para reúso	Atividades indicadas
Água de Reúso Classe 1	Descarga sanitária; lavagem de pisos; fins ornamentais (fontes, chafarizes...); lavagem de roupas; lavagem de veículos.
Água de Reúso Classe 2	Usos associados a processos de construção da edificação: lavagem de agregados; preparação de concretos; compactação do solo; controle de poeira.
Água de Reúso Classe 3	Irrigação de áreas verdes e rega de jardim.
Água de Reúso Classe 4	Resfriamento de ar-condicionado (torres de resfriamento).

Fonte: SAUTCHUK *et al.*, 2005.

O uso mais comum para as águas cinzas têm sido a irrigação, já que em alguns casos este pode ser imediato. Esta aplicação ocorre principalmente em países com escassez de água, como Israel e Síria. Porém, quando as águas cinzas são utilizadas na irrigação sem tratamento prévio, não é recomendável a irrigação de frutas ou vegetais que serão consumidos crus (WHO, 2006, MAIMON *et al.*, 2010).

Em países como Austrália, Síria e África do Sul o uso de água cinza sem tratamento é comumente feito para aplicação em irrigação de áreas verdes e lavagem de pisos (BOYJOO, PAREEK, ANG, 2013).

3.5. IMPACTOS AMBIENTAIS E RISCOS À SAÚDE ASSOCIADOS AO USO DE ÁGUAS CINZAS

A utilização de águas cinzas sem tratamento prévio pode elevar os riscos à saúde e os impactos ambientais decorrentes da prática de reúso. O reúso sem tratamento em uma escala maior, ou seja, de várias residências, possui maior probabilidade de comprometer a saúde pública do que em escala uni familiar. Por exemplo, em escala de uma residência (excluindo o efluente da cozinha) um patógeno entérico somente estará presente em águas cinzas se um dos moradores estiver infectado, e neste caso, os demais moradores podem ser infectados por este patógeno em várias formas de exposição. No entanto, se houver qualquer outra residência conectada ao mesmo sistema de coleta e reuso de águas cinzas aumenta-se o risco de morbidade. Já o reúso sem tratamento em uma escala menor (uni familiar) possui maior probabilidade de aumentar os riscos ambientais (MAIMON *et al.*, 2010) do que o reúso em escala maior. Inclusive, em algumas legislações, há diferenças entre as exigências para o reuso de águas cinzas dependendo se este ocorre em escala de uma residência ou em escala de várias residências.

A biota presente nas águas residuárias inclui bactérias, fungos, vírus e protozoários, alguns dos quais são patógenos causadores de gastroenterites, febre tifoide, cólera e outras doenças.

A presença de patógenos entéricos na água cinza está relacionada com a introdução no sistema de bactérias fecais durante a higiene corporal e a lavagem de roupas. Pode também haver presença de vírus proveniente de saliva ou muco de nariz (em água cinza de lavatórios, chuveiros e da máquina de lavar roupas) (SCHÄFER, NGHIEM, OSCHMANN, 2006). Concentrações de *E. coli* normalmente são maiores

nas fontes do banheiro e da máquina de lavar roupas (O'TOOLE *et al.*, 2012). Para monitorar a qualidade microbiológica, muitos autores consideram além dos coliformes fecais a concentração de colônias heterotróficas (HPC) como indicador do potencial de crescimento microbiano por possuírem menor variabilidade em águas cinzas do que os coliformes fecais. Em águas cinzas, a concentração de colônias heterotróficas varia geralmente de 10^5 a 10^7 UFC.mL⁻¹ (FRIEDLER, KOVALIO, BEN-ZVI, 2006).

Benami *et al.* (2013) encontrou a presença das seguintes bactérias na água cinza bruta: *P. aeruginosa* e *E. faecalis*, que foram detectados em todas as amostras, enquanto *E. coli*, *K. pneumoniae*, *Shigella spp.* e *S. enterica* foram detectados em algumas amostras. O protozoário *Giardia* foi encontrado em 63% das amostras de águas cinzas, porém abaixo da dose infecciosa (em cistos/L), enquanto *Cryptosporidium* não foi detectado em nenhuma amostra do estudo de Birks e Hills (2007).

A presença de agentes microbianos na água cinza pode variar conforme a fonte. Coliformes totais e patógenos tais como *Salmonella*, rotavírus, adenovírus e helmintos também têm sido encontrados na água cinza. Já a concentração de vírus encontrada na água cinza depende da saúde da população geradora da água, porém ainda há limitações e grandes dificuldades para determinar a presença destes nas águas (VAZ, 2009). Vírus entéricos e rotavírus foram encontrados em amostras de águas cinzas de máquinas de lavar roupas (O'TOOLE *et al.*, 2012). A Tabela 10 apresenta alguns microrganismos presentes nas águas cinzas e suas concentrações.

Tabela 10 – Concentração de microrganismos nas águas cinzas de diferentes fontes.

Origem	Coliformes Totais (NMP.100 mL ⁻¹) (MAY, 2009)	<i>E. coli</i> (UFC.100 mL ⁻¹) (O'TOOLE <i>et al.</i> , 2012)	<i>E. coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹) (COUTO, 2012)	<i>E. coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹) (BAZZARELLA, 2005)
Banheira/banho	—	130*	$5,9 \times 10^2$	$2,4 \times 10^3$ – $1,9 \times 10^5$

continuação

Origem		Coliformes Totais (NMP.100 mL ⁻¹) (MAY, 2009)	<i>E. coli</i> (UFC.100 mL ⁻¹) (O'TOOLE et al., 2012)	<i>E. coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹) (COUTO, 2012)	<i>E. coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹) (BAZZARELLA, 2005)
Lavagem de roupas	de	2,3-7,9 X 10 ³	1-2	—	1,0-2,6 X 10 ⁴
Lavatórios		—	130*	2,4- 16	1-90

Nota:

Dado inexistente é representado pelo traço (—).

*Considerando água cinza de banheiros composta (lavatórios e banho).

Em estudo na Austrália, algumas amostras de águas cinzas de máquinas de lavar roupas e de banheiros de residências foram estudadas, 82% destas não detectaram a presença de 3 tipos de vírus entéricos; e 9% das amostras de água da máquina de lavar detectaram a presença de vírus entéricos. Das amostras de águas cinzas de chuveiros e pias do banheiro, 3% apresentaram vírus entéricos (O'TOOLE *et al.*, 2012). Esses resultados indicam que a água cinza sem tratamento apresenta potencial de transmissão de patógenos entéricos e aponta a necessidade de tratamento da água cinza antes de sua aplicação.

Os riscos à saúde decorrentes do uso de águas cinzas estão associados à possível presença de vetores de doenças, organismos patogênicos ou substâncias químicas e à forma de contato e exposição do usuário a estes. Os riscos significam a probabilidade sob circunstâncias específicas, da ocorrência de efeitos adversos à vida, à saúde humana ou ao ambiente, resultante de um evento (WHO, 2006). O DALY é um indicador que mede os anos de vida perdidos, seja por morte prematura (YLL – Years of Life Lost) ou incapacidade (YLD – Years Lived with Disability). Há uma escala associando pesos à mortalidade e às doenças e sequelas. Dessa forma, o DALY está baseado em uma escala de saúde que varia entre zero e um, onde zero significa o estado de plena saúde e um é a morte, o pior estado de saúde possível. O cálculo do DALY é feito através da soma dos anos de vida perdidos por morte (número de mortes multiplicado por um fator) e os anos vividos com incapacidade (número de casos multiplicados pela duração e um fator de peso) (SCHRAMM *et al.*, 2004). A

WHO (2008) sugere $DALY = 10^{-6} \cdot \text{pessoa}^{-1}$ ao ano como o risco tolerável para a transmissão de doenças veiculadas pela água. A WHO também define DALYs para aplicação de esgoto tratado na agricultura em diferentes cenários conforme o tipo de irrigação: restrita, irrestrita e localizada (WHO, 2006).

Entretanto, na prática tem sido provado que os riscos à saúde relacionados ao uso de águas cinzas são baixos. Porém como estas águas podem conter patógenos que causam doenças, é preciso realizar o tratamento apropriado, operação e manutenção adequadas dos sistemas de reúso (WHO, 2006). Em um estudo na Austrália houve leve correlação entre a ocorrência de doenças gastrointestinais em moradores de residências com uso de águas cinzas e a detecção de microrganismos patógenos nestas águas (O'TOOLE *et al.*, 2012).

Os patógenos presentes na água cinza podem ser transmitidos através de aerossóis durante acionamento da descarga ou contato na irrigação (BOYJOO, PAREEK, ANG, 2013). Então, para o reúso da água em vasos sanitários ou como fonte para irrigação de gramados e grandes áreas é recomendado haver sistema de tratamento previamente para diminuir os riscos à saúde da população que venha a ter contato primário com essa água através de acidentes (ingestão acidental de água cinza, inalação de aerossóis, ingestão de solo contaminado com água cinza, consumo de vegetais crus que foram irrigados com água cinza) ou através da formação de aerossóis em campo aberto (VAZ, 2009, MAIMON *et al.*, 2010, MAIMON, FRIEDLER, GROSS, 2014). Também há o risco de atração de vetores periféricos, como: mosquitos na estação de tratamento (MOREL e DIENER, 2006).

VAZ (2009) realizou a avaliação quantitativa de risco microbiológico envolvido no uso de águas cinzas ao longo de todo o sistema hidrossanitário de uma edificação. Esta autora considerou os seguintes organismos: *E. coli*, *Salmonella sp.*, *Cryptosporidium spp* e rotavírus para o cenário de inalação de aerossóis no acionamento da descarga sanitária. A probabilidade de infecção anual do selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água de reúso (tratada) apresentou risco anual aceitável de 1 caso de infecção em 1000 para diarreias leves (10^{-3}).

Além disso, como a água cinza pode conter surfactantes, óleos, sais e boro, ao ser utilizada pela irrigação, pode alterar as características do solo, danificar a vegetação e poluir corpos d'água superficiais e subterrâneos (GROSS *et al.*, 2005). Dentre os

possíveis efeitos em longo prazo nas propriedades químicas e físicas do solo, podem ocorrer: salinização do solo com acúmulo de cloreto e boro, redução da capilaridade e permeabilidade do solo e aumento da erosão (GROSS, WEISBROD, TRAVIS, 2008). Compostos xenobióticos (XOCs) também podem ser encontrados em águas cinzas e são oriundos de produtos químicos e farmacêuticos usados na residência e quando dispostos no ambiente podem acumular em plantas e animais. Portanto, estudar a etapa de tratamento e a forma de reúso é fundamental para diminuir e prevenir os riscos ambientais e à saúde (MAIMON *et al.*, 2010, BOYJOO, PAREEK, ANG, 2013).

Também é importante ressaltar que em caso de uso na irrigação, dependendo da espécie a ser irrigada os riscos ao consumidor aumentam ou diminuem. Na irrigação de arbustos e árvores os riscos são menores, já na irrigação de árvores frutíferas os riscos são maiores. O risco à saúde associado ao uso de águas cinzas pode estar ligado à fonte da qual está sendo coletada e reaproveitada e também pode estar relacionado ao método de sua aplicação. Por exemplo, as águas da cozinha devido à sua composição (alta concentração de coliformes termotolerantes, detergentes e resíduos de alimentos) estão associadas a riscos mais elevados do que as águas do banheiro e da máquina de lavar (CUNLIFFE, 2003).

A Organização Mundial da Saúde, na publicação “Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater” determina valores máximos para uso de águas cinzas na irrigação, por exemplo de *E. coli* e ovos de helmintos. A OMS também recomenda que, ao se planejar o reúso de águas cinzas, deva-se identificar os riscos possíveis; elaborar medidas de controle e métodos de monitoramento; desenvolver um plano de gerenciamento; e optar por fazer o reúso de fontes menos poluídas, como: chuveiros e lavatórios ao invés de fontes da cozinha e da máquina de lavar roupas. Se possível, as águas cinzas não devem ser armazenadas mas sim utilizadas imediatamente ou dentro de 24 horas, mesmo que tratadas, para evitar o crescimento de microrganismos (WHO, 2006).

O uso de águas cinzas deve atender as exigências para cada classe de uso ou demais padrões de qualidade para as aplicações de água tratada, como: o dos EUA (US EPA, 2004) e o proposto no “Manual de Conservação e Reúso de Água em Edificações” (SAUTCHUK *et al.*, 2005). No Brasil até o momento ainda não há uma

legislação nacional que determine os parâmetros de referência para o uso de águas cinzas (FIORI, FERNANDES, PIZZO, 2006). Porém, há uma legislação municipal (Lei nº 2856) na cidade de Niterói-RJ que estabelece padrões de qualidade para a reutilização de águas cinzas em construções (NITEROI, 2011). A NBR 13969 dispõe as exigências sobre o reúso de esgotos tratados, mas não especifica para águas cinzas (BRASIL, 1997). Caso a água cinza tratada seja lançada no corpo receptor deve seguir os critérios das Resoluções CONAMA 357 e 430 (BRASIL, 2005, 2011). A Tabela 11 sintetiza algumas legislações internacionais sobre reúso de águas para a aplicação da água em descarga sanitária.

Tabela 11– Limites estabelecidos para reúso de água na descarga de vasos sanitários segundo regulamentações internacionais.

Local	Parâmetros					
	Turbidez (UNT)	SST (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)	Coliformes totais (UFC.100 mL ⁻¹)	Coliformes Termotolerantes (UFC.100 mL ⁻¹)	Cloro livre (mg. L ⁻¹)
Arizona	2 (méd.) 5 (máx.)	—	—	—	ND (méd.) 23 (máx.)	—
Havaí	2 (máx.) 5(méd.)	—	—	—	2,2 (méd.) 23 (máx.)	—
Nevada	—	—	30	—	2,2 (méd.) 23 (máx.)	—
Washington	2 (méd.) 5(máx.)	30	30	2,2 (méd.) 23 (máx.)	—	—
Portugal	2	10	—	—	—	—
Austrália	5(máx.)	<10	<10	—	—	0,2-1
Japão	5	—	10	10	10	—

Extraída de: MAY, 2009. Adaptada.

Notas: ND: Não Detectável, máx.: máximo, méd.: média.

Dado inexistente é representado pelo traço (—)

Fontes: US EPA(2004), PORTUGAL(2011), QUEENSLAND(2008).

Diante do exposto nesta seção, tendo em vista que as condições de escassez qualitativa e quantitativa de água em diversas regiões brasileiras é recorrente e por considerar que o conhecimento acumulado no tocante à utilização de fontes

alternativas de águas é insuficiente, notadamente a de águas cinzas, o presente trabalho pretende contribuir com esta problemática, com ênfase na avaliação de um protótipo construído para essa finalidade.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido com o financiamento aprovado na chamada pública MCT/MCIDADES/FINEP/SANEAMENTO AMBIENTAL E HABITAÇÃO, Subprojetos: “Sistemas de manejo de águas residuárias de origem doméstica em empreendimentos habitacionais” e “Caracterização de águas residuárias de origem domésticas: segregadas ou não segregadas”, da Rede Nacional de Pesquisa em Tratamento de Esgotos Descentralizados- RENTED.

O presente capítulo aborda as principais etapas de realização do estudo: desde o planejamento experimental até sua execução, compreendendo a montagem e operação do experimento piloto, a produção de biofilme em laboratório, a caracterização quali-quantitativa das águas cinzas brutas e tratadas e a metodologia empregada para a análise e tratamento dos dados.

4.1. A PRODUÇÃO E COLETA DE ÁGUAS CINZAS

Para caracterizar qualitativamente (físico-química e microbiológica) as águas cinzas, foram coletadas amostras de diferentes frações- quatro chuveiros, duas pias de banheiro e uma máquina de lavar roupas, situados em edificação, utilizada como vestiários pelos funcionários do setor de limpeza, no campus da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo. Não foi analisada a fração

de água cinza originada na cozinha, pois esta apresenta, em geral, elevada concentração de matéria orgânica refratária, óleos e graxas, difíceis de serem removidos por processos biológicos de tratamento. Além disso, não é consenso na literatura a classificação da água oriunda da cozinha como sendo água cinza (NOLDE, 2000; CHRISTOVA-BOAL, EDEN, MCFARLANE, 1996; SANTOS, ZABROCKI, KAKITANI, 2002; MAIMON *et al.*, 2010).

Para compreender como se dá o processo de produção de águas cinzas, os horários de pico e o modo de utilização dos usuários foram feitas entrevistas simplificadas com os funcionários do setor de limpeza em novembro de 2012. Utilizaram-se dois modelos de questionário: o individual – para cada um dos funcionários- e o questionário para as supervisoras (ambos no Anexo 1).

Havia funcionários que trabalhavam no turno da manhã e outros no da tarde, de 2ª feira a sábado. A edificação era utilizada pelos funcionários para fazerem suas refeições, higiene pessoal (banho e escovação de dentes), troca de roupa, descanso e uso do banheiro. Conforme recomendam O'Toole *et al.* (2012), após a instalação da unidade de tratamento experimental os usuários foram instruídos sobre os procedimentos referentes à operação do experimento, por exemplo: a utilização da máquina de lavar, os produtos a serem utilizados. Por exemplo, o uso da máquina de lavar foi restrito a roupas pessoais (sem adição de cloro e alvejantes). Os usuários também foram orientados a não utilizar produtos químicos de limpeza (contendo cloro) para banheiros e lavatórios, pois poderia inativar os microrganismos no reator biológico.

Para estimar a produção de águas cinzas nesta edificação, com vistas a auxiliar no dimensionamento do sistema, foram realizadas medidas das vazões de dois lavatórios e dois chuveiros. O consumo estimado de água por peça hidrossanitária foi calculado de acordo com metodologia de Ghisi e Ferreira (2007). Para o cálculo do volume produzido pela máquina de lavar tem-se (Equação 1):

$$C = F \cdot c \quad (1)$$

Onde: C é o consumo diário da máquina de lavar (L/dia); F é a frequência diária de uso da máquina de lavar (em nº de vezes ao dia); e c é o volume consumido a cada operação da máquina de lavar (L/ciclo). A máquina de lavar utilizada possui capacidade de 7 kg, com consumo de água de 144 L/ciclo.

Através da Equação 2 calculou-se o volume de água produzido em chuveiros e lavatórios:

$$C = F . T . Q \quad (2)$$

Onde: C é o consumo diário em lavatórios ou chuveiros (L/dia); F é a frequência diária de uso do chuveiro/lavatório (nº de vezes ao dia); T é o tempo médio de uso; e Q é a vazão do aparelho (L/s).

Com base nas respostas dos questionários sobre a frequência e o uso de chuveiros, lavatórios e máquina de lavar estimamos a produção média de água cinza neste período.

Além disso, para se obter a aferição mais precisa da modalidade de consumo, foram instalados hidrômetros na entrada de água de cada peça hidrossanitária (2 lavatórios, 4 chuveiros, e 1 máquina de lavar roupas). Os modelos utilizados para a máquina de lavar roupas, chuveiros e lavatórios foram: Unimag Cyble (Qn: 1,5 m³/h), Multimag Cyble (Qn: 3,5 m³/h); e Flodis Cyble (Qn: 1,5 m³/h) respectivamente, todos da marca Itron.

O consumo de água foi monitorado por meio de leituras diárias (durante os dias úteis) dos hidrômetros. De posse desses dados, foram obtidos os consumos diários de água cinza na edificação estudada. É preciso ressaltar que houve interrupções na série de dados devido aos dias em que o campus ficou interditado e ao recesso, períodos nos quais os funcionários não trabalharam e, portanto, não geraram águas cinzas. A Figura 4 mostra o hidrômetro instalado na edificação.

Figura 4 - Hidrômetro instalado no vestiário para monitoramento do consumo de água dos lavatórios.

As águas cinzas coletadas destas fontes foram armazenadas em 3 reservatórios de coleta (um para cada fonte geradora– chuveiros, lavatórios e máquina de lavar), de capacidade de 300 L cada, que são detalhados na Seção 4.3.

4.2. EXPERIMENTO EM ESCALA DE LABORATÓRIO PARA PRODUÇÃO DE BIOFILME

De forma que se pudesse dar início à adaptação dos microrganismos com águas cinzas para inocular no reator, iniciou-se um processo de produção de microrganismos no laboratório. Para isso, foram utilizados dois recipientes plásticos com volume de 20L cada (Figura 5).

Com a finalidade de reduzir o período de adaptação foi inoculada biomassa oriunda do processo de lodos ativados que trata esgoto sanitário da ETE da Escola Politécnica da USP. Esta biomassa inoculada com bactérias autótrofas e heterótrofas teve concentração aproximada de 6000 mg de SST/L. Cada recipiente foi preenchido com 1,5 L de inóculo, 4 L de meio suporte, 10,5 L de águas cinzas (na proporção de

mistura com: 33% chuveiro + 19% lavatórios + 48% máquina de lavar) coletadas das fontes descritas na Seção 4.1. No segundo dia, o volume de águas cinzas acrescentado foi de 11 L, e cerca de 1 L de lodo foi mantido no fundo de cada recipiente. A partir dos demais dias, o volume de águas cinzas acrescentado em cada recipiente foi de 12 L, na frequência de 2 vezes por semana, sempre mantendo 1 L de lodo no fundo dos recipientes.

A proporção de mistura (água cinza composta) foi baseada na leitura dos hidrômetros. Assim, a partir de 19/09/2013, em termos volumétricos, a proporção de mistura foi alterada para: 17% lavatório + 20% chuveiro + 63% máquina (considerando a média de leituras do dia 01/08 a 18/09). A fração da água cinza composta seguiu esta proporção de alimentação dos recipientes.

A aeração foi instalada no centro do reservatório para conferir uma distribuição homogênea das bolhas de ar, assegurando a adequada transferência de oxigênio, bem como a agitação para movimentar os anéis (meio suporte) por todo o recipiente. Utilizou-se um compressor de ar (Boyu S2000A), com 2 saídas e controlador de fluxo, potência 3W, vazão de 2 a 4,0 L/min e pressão de 0,012 MPa.

No dia 10/09/2013 foram retiradas 2 unidades de meio suporte de cada recipiente (uma da superfície e outra do fundo), e raspou-se sua superfície interna e externa, adicionando água destilada para facilitar a remoção. Os microrganismos foram observados e fotografados com auxílio de microscópio ótico (Zeiss modelo Axio IHB0100) acoplado a um sistema de aquisição de imagens.

No dia 03/10/2013 a aeração foi aumentada adicionando-se mais um compressor de ar com 2 difusores para cada recipiente. A DQO da água cinza dos recipientes foi monitorada desde o final de junho até início de setembro de 2013. A concentração de OD de cada recipiente foi medida 2 vezes, uma em novembro e a outra em dezembro. No dia 09/10/2013 faltou energia no laboratório e as bombas de aeração do recipiente ficaram desligadas durante 24h.

O experimento para produção de biofilme durou aproximadamente 6 meses e após seu encerramento, o lodo, águas cinzas e meio suporte foram colocados no reator MBBR.

Figura 5- Produção de biofilme (em 24/06/2013).

4.3. A UNIDADE PILOTO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS (ETAC)

Na parte externa à edificação foi instalada a unidade experimental da ETAC, que foi composta por: 3 reservatórios coletores; pré-tratamento por gradeamento metálico (malha de 1 mm); tanque de equalização; biorreator de leito móvel com biofilme com decantador; tanque de desinfecção por cloro (Figuras 6 a 10). Para permitir a coleta de águas cinzas, foi feita uma obra civil e hidráulica para segregação das tubulações dos chuveiros, lavatórios e máquina de lavar e a instalação dos 3 tanques coletores. A água cinza de cada fração era conduzida por gravidade aos reservatórios externos à edificação.

Figura 6- Diagrama da unidade de tratamento de águas cinzas.

Legenda: 1- reservatórios de coleta, 2 – gradeamento, 3- tanque de equalização, 4- reator MBBR, 5- decantador, 6- desinfecção.

Figura 7- Unidade experimental de tratamento de águas cinzas.

Legenda: 1,2,3- reservatórios coletores de água cinza segregada; 5- gradeamento; 4- tanque de equalização; 10- bombas e compressor; 6- reator biológico MBBR; 7- decantador; 8,9 – desinfecção com cloro.

Figura 8- Montagem da unidade experimental acima da base de concreto.

Os reservatórios coletores de polipropileno de 300 L foram enterrados com extravasores conectados à rede de esgoto e uma tubulação em cada reservatório conduzia por gravidade a água para o pré-tratamento, e em seguida para o tanque de equalização (Figura 9). Cada reservatório possuía registro para controlar a passagem de água para o gradeamento e tanque de equalização.

Figura 9 -Desenho representando o sistema de coleta e tratamento de águas cinzas.

Legenda: 1,2,5- reservatórios coletores de água cinza segregada (máquina, chuveiros e lavatórios respectivamente); 4- gradeamento; 3- tanque de equalização; 6- tubulação conduzindo água cinza bruta de todas as frações para o gradeamento e tanque de equalização; 7- rede coletora de esgoto; 8-

tubulação conduzindo água cinza coletada da máquina de lavar roupas para o reservatório coletor; 9- tubulação conduzindo água cinza bombeada para o reator MBBR; 10- extravasor conduzindo excesso de água cinza para rede de esgoto; 11- água tratada sendo conduzida para a rede coletora de esgoto.

Figura 10– Desenho das operações unitárias do sistema de tratamento experimental de águas cinzas.

Legenda:

- (1) tubulação conduzindo água cinza bruta a partir do tanque de equalização
- (2) Tanque de aerção do MBBR
- (3) Caixa de proteção das bombas de ar e hidráulicas
- (4) Decantador
- (5) Tanque de contato para desinfecção química
- (6) Tubulação conduzindo a água cinza tratada à rede de esgoto.

A etapa de pré-tratamento com gradeamento permitia a retenção de sólidos grosseiros, fios de cabelos, pêlos e outros materiais presentes nas águas cinzas (Figura 11). Foi feito um canal no solo e instalou-se a tubulação de PVC (75 mm) adicionando uma válvula de retenção/inspeção instalada cerca de 30 cm antes da entrada do tanque de equalização. Efetuou-se uma pequena adaptação desta válvula para fixação da grade de aço inox (malha de 1 mm), para o gradeamento.

Figura 11- Gradeamento para retenção de sólidos grosseiros (14/11/2013).

O tanque de equalização foi instalado com a função de equalizar a vazão da água cinza e misturar as frações antes do tratamento no reator. A partir do tanque de equalização a água cinza era bombeada para o reator MBBR através de tubulação flexível localizada no fundo do tanque para minimizar acúmulo de sólidos, de acordo com Santos *et al.* (2012). A opção pelo processo MBBR foi devido a este ter apresentado elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e de nitrogênio em estudos com esgoto doméstico, ocupar pouco espaço (compacto), e ser uma tecnologia relativamente nova com grande potencial de estudo. O reator era composto por material suporte, dispositivo de retenção dos elementos suportes na saída do reator, e aeradores instalados no fundo do tanque de aeração. Baseado na comparação entre valores de TDH de trabalhos de tratamento biológico de águas cinzas e de trabalhos com MBBR aeróbio no tratamento de esgoto doméstico listados na seção 3.3.1.1 (Tabelas 7 e 8), o TDH do reator MBBR foi de 4 horas. O reator MBBR com decantador; o compartimento fechado para abrigar a instalação elétrica e bombas; e o tanque de desinfecção foram instalados sobre base de concreto (Figuras 8 e 10).

O sistema piloto de tratamento de águas cinza foi construído em acrílico e as principais características e o dimensionamento do projeto são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12– Parâmetros do projeto do sistema piloto de tratamento de águas cinzas.

TANQUE DE AERAÇÃO	VALOR	UNIDADE
Vazão de alimentação	500 ¹	L.d ⁻¹
TDH tanque de aeração	4 ²	h
Volume tanque de aeração	83,3	L
Altura útil do tanque	410	mm
Área superficial	0,20	m ²
Relação C / L	4	-
Comprimento	902	mm
Largura	225	mm
Altura de borda livre	40	mm
Capacidade total do tanque	83	L
Volume de enchimento	14	%
Volume com meio suporte e aeração	45	L
Área superficial do meio suporte	490	m ² /m ³
Área superficial do sistema	10	m ²
DECANTADOR	VALOR	UNIDADE
Taxa de escoamento	10	m ³ /m ² /dia
Área da secção circular	0,050	m ²
Diâmetro interno	252	mm
Altura cilíndrica	500	mm
Inclinação cônica	1,5	Vert. / Horiz.
Altura da parte cônica	189	mm
Volume cilíndrico	25,0	L
Volume cone	3,2	L
Volume total	28,2	L
TDH decantador	1,35	h

Notas:

⁽¹⁾ A vazão média durante a operação foi de 302,19 L.d⁻¹, porém variou no período entre 24/03/2014 e 1º/04/2014.

⁽²⁾ O TDH médio foi de 3,57 h, porém variou no período entre 24/03/2014 e 1º/04/2014.

Vert. – Vertical.

Horiz. –Horizontal.

As Figuras 12 e 13 são desenhos com as dimensões do reator MBBR e decantador respectivamente.

Figura 12- Desenho esquemático do tanque de aeração do reator MBBR (dimensões externas em cm).

Figura 13- Desenho do decantador com dimensões (em cm).

O decantador possui formato cilíndrico sem raspador de fundo, construído conforme NBR 12.209/12, sendo que o lodo acumulado no fundo era removido manualmente para controle do processo.

A etapa de desinfecção com cloro não foi avaliada no estudo porque o sistema foi operado com água sintética (sem adição de esgoto), portanto com ausência ou concentração muito baixa de microrganismos.

O TDH médio do MBBR foi de aproximadamente 4 horas. O tanque do reator conta com 2 repartições para compartimentá-lo em dois volumes, de 30% e 70%, permitindo-se a opção de uma câmara anóxica e uma câmara aeróbia. Porém neste estudo manteve-se com um único tanque.

Para a condução da água residuária ao reator utilizou-se uma bomba de alimentação (ProMinent/Vario C, Q_{máx.} de 31,2 L/h), dotada de diafragma simples. O controle da vazão era por ajuste manual e quantificada 2 vezes ao dia (de 2^{af} a 6^{af}). A vazão era alterada através do curso do pistão (0 – 3 mm) que acionava o diafragma, de 0% a 100%, regulando-se o volume dosado por pulso.

O fornecimento de ar foi por meio de um pequeno compressor (Boyu mod. ACQ-008 e Q_{máx.} de ar de 110 L/min). O ar era distribuído por tubos plásticos flexíveis contendo difusores (tipo pedra porosa) fixos no fundo do tanque de aeração, sendo possível controlar a saída de ar através de registros. No caso do MBBR o sistema de aeração também possuiu a função adicional de promover continuamente a agitação do conteúdo do tanque, incluindo o meio suporte.

A vazão de alimentação de águas cinzas prevista foi de 300L/dia, baseada no volume necessário para o futuro aproveitamento da água tratada para usos não potáveis, estimando-se uma habitação de 4 pessoas. Na Região Sudeste no ano de 2012 o consumo médio de água foi de 194 litros.(hab.dia)⁻¹(para todos os usos) (SNIS, 2014), ou seja, 776 L/dia para usos totais em uma casa com 4 pessoas. Porém, aproximadamente 40% do total de água consumida em uma residência (nesse caso 310 L/dia) são destinados aos usos não potáveis (GONÇALVES *et al.*, 2009). E aproximadamente 22% do volume de água necessário para os usos totais são destinados para descargas (170 L/dia) em uma residência (HAFNER, 2007, GHISI, COELHO, 2008).

Para o material suporte, necessário à fixação do biofilme, utilizou-se a ´biomídia PZE[®]`, de produção nacional (Figura 14), com razão de preenchimento de 14% mantida fixa durante todo o estudo, para proporcionar uma adequada movimentação no reator, adotando-se a faixa baseada em Jabornig e Favero (2013).

Figura 14- Meio suporte utilizado no experimento.

Após montagem da unidade piloto de tratamento, o campus da EACH foi interditado judicialmente, sem a permissão de acesso público ao mesmo por 30 dias, fator grave ocorrido e que será novamente abordado adiante.

4.3.1. Operação do Sistema de Tratamento Experimental com Água Cinza Real.

Os registros dos 3 reservatórios coletores de águas cinzas foram abertos permitindo o armazenamento das águas cinzas das 3 frações no tanque de equalização até dia 12/12/13, quando o reator MBBR foi alimentado manualmente com águas cinzas deste tanque.

A vazão da bomba de alimentação foi inicialmente de 12L/h, e depois diminuída para aproximadamente a metade, devido à baixa produção de águas cinzas.

Houve recesso dos funcionários da limpeza no final do mês de dezembro e início de janeiro, sem a produção de águas cinzas. Inicialmente o lodo do decantador foi

retirado manualmente e colocado no tanque de aeração. No dia 06/01/2014 devido a um problema na bomba de alimentação, e ao elevado crescimento de algas no reator MBBR, o registro do tanque de aeração para o decantador foi fechado. No dia 09/01/2014 o campus onde localizava-se o experimento foi interditado. Devido à interdição não houve acesso ao experimento, e até este momento, o sistema operando com água cinza real não foi monitorado através das análises.

Quando se permitiu acesso ao experimento, todos os tanques (MBBR, decantador e tanque de desinfecção) foram limpos com água potável, inclusive os meios suporte, para retirar algas e fungos (Figura 15).

Figura 15- Sistema de tratamento sem manutenção após um mês de interdição (04/02/2014).

No início de fevereiro o compressor de ar foi trocado para o modelo descrito na Seção 4.3., e o reator MBBR permaneceu operando com a água cinza que já estava armazenada no tanque de equalização, diluída com água potável, devido à baixa produção de águas cinzas na edificação (devido ao recesso de funcionários).

Todos os tanques e suas tampas foram cobertos com papel alumínio, para evitar o crescimento de algas, que foi observado (Figura 16). As bombas de alimentação e a bomba do cloro foram desligadas, sendo que a alimentação com água cinza real era feita manualmente (de 04/02/2014 a 13/02/2014). No dia 13/02/2014 alimentou-se o

tanque de aeração com 20 L de lodo ativado proveniente de uma estação de tratamento de esgoto operada sob regime de lodo ativado convencional, localizada no Centro Tecnológico de Hidráulica da Escola Politécnica da USP, com concentração de SSV de 2500 a 2800 mg.L⁻¹ (como inóculo), acrescido de água cinza que já estava no tanque diluída com água potável, e a vazão da bomba de alimentação foi ajustada para 40mL/min.

Ou seja, neste período de 12/12/2013 a 21/02/2014 o sistema piloto de tratamento foi alimentado com água cinza real, mas que estava acumulada no tanque de equalização, sendo que os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos não foram monitorados neste período. A partir de então o sistema foi alimentado com água cinza sintética, conforme explicação na próxima seção (4.3.2).

Figura 16– Sistema de tratamento coberto com papel alumínio.

4.3.2. Operação do Sistema de Tratamento Experimental com Água Cinza Sintética.

Devido à interdição do campus da EACH, nem os funcionários do setor da limpeza tiveram acesso ao campus a partir de 09/01/2014, ou seja, não foi gerada

mais água cinza na edificação estudada. A solução alternativa foi produzir água cinza sintética para fornecimento ao reator.

Após pesquisa bibliográfica de formulações para produção de água cinza sintética (CHANG *et al.*, 2007, COHIM *et al.*, 2010, NGHIEM, OSCHMAN, SCHÄEFER, 2006, DALAMEH *et al.*, 2014, NSF, 2011) optou-se por seguir a formulação de NSF (2011), a mesma utilizada por Jabornig e Favero (2013) em experimento com produção de 200 L de água cinza sintética por dia para tratamento em MBBR. A norma NSF/ANSI 350 indica a formulação para produzir água cinza de banheiros e lavanderia, as mesmas frações de águas cinzas analisadas neste trabalho. A Tabela 13 mostra a formulação utilizada adaptada.

Tabela 13– Formulação adotada para produção de água cinza sintética.

Produto	Quantidade/800 L
Hidratante corporal	127,2g
Pasta de dente	12,72g
Desodorante	8,48g
Shampoo	80,56g
Condicionador	89,04g
Sabonete liquid	97,52g
Sabão em pó	150,4mL
Amaciante	78,96mL
Ácido lático	12,72g
Na ₂ SO ₄	15,04g
NaHCO ₃	7,52g
Na ₂ PO ₄	15,04g

Devido à dificuldade em se obter o efluente secundário (formulação de NSF, 2011), não se acrescentou este item.

Os produtos utilizados para compor a água sintética foram: Sabão em pó (Ultra Class); amaciante (Soap); shampoo e condicionador (Monange e Avon); sabonete líquido (Lux e Natura); hidratante corporal (Helcla, Davene, e Avon); desodorante spray (Tabu e Avon); e creme dental (Oral B e Sorriso).

O tanque de aeração começou a ser alimentado com água cinza sintética no dia 25/02 (a vazão de 94mL/min). Nesta 1ª vez de alimentação com água sintética, os

reagentes (Na_2SO_4 , NaHCO_3 , Na_2PO_4 e Ácido láctico) não foram adicionados e foram substituídos por 11mL de óleo de cozinha para contribuir para aumento da DQO e COT conforme recomendam Cohim *et al.* (2010).

A vazão média de alimentação ao longo de todo o período do experimento com água sintética foi de 302 L/dia (± 151 L), correspondendo a um TDH de aproximadamente 4 h. Na fase inicial da operação (24/03/2014 a 1º/04/2014) houve problema na regulagem da bomba, gerando valores de vazão mais altos do que o projetado, conforme será abordado na Seção 5.3. Neste período o sistema era alimentado às segundas-feiras, porém por volta de 1h da madrugada de 4ªf esgotava-se a água e o sistema era alimentado novamente na 5ªf de manhã. No sábado e domingo o reator ficava sem receber água cinza e na 2ªf era alimentado novamente. Ou seja, durante este período o TDH foi de aproximadamente 2h nas 2ªf, 3ªf e 5ªf e TDH maior nos demais dias da semana onde o reator não era alimentado (quartas-feiras, sábados e domingos). A partir do dia 10/03 foi produzida água cinza sintética na frequência de 2 vezes por semana.

A etapa de gradeamento não foi analisada, já que a água foi produzida diretamente em tanque do qual era feito bombeamento para o reator MBBR. Primeiramente a água cinza sintética era feita dentro do tanque de equalização, porém devido à pressão exercida pelo solo o fundo do tanque se deformou, reduzindo o volume e começou a permitir entrada de água de chuva. Devido a isso, a partir do dia 20/03/2014 foram instaladas mais 2 caixas d'água com capacidade de 500L cada para armazenar a água sintética e tornar possível a produção de um volume maior de água sintética, 900L 2 vezes por semana, com vazão próxima à proposta inicialmente (Figura 17).

Figura 17- Caixas d'água para armazenar água cinza sintética.

A formulação para o preparo da água sintética foi mantida em todos os dias com exceção de 3 dias, porém isso será brevemente discutido na Seção 5.4. A água cinza sintética era produzida da seguinte forma. Os produtos eram pesados no laboratório em balança analítica e semi analítica (para quantidades maiores). Após isto, eram diluídos com água potável em Becker até completar 2 L de solução. Depois, era colocado volume igual de água sintética em cada caixa d'água já cheia com água potável e a solução era agitada com um bastão. Para encher as caixas d'água com água potável era medido o tempo que demorava ao encher um reservatório de 20L, e indiretamente calculava-se o tempo necessário para preencher os tanques.

Periodicamente todos os tanques e tubulações eram limpos para evitar entupimento e acúmulo de sólidos nas paredes dos tanques. Nos dias de alimentação com água sintética, o lodo do decantador (aproximadamente 1L) era retirado manualmente através de registro e despejado para o tanque MBBR. O tratamento da água sintética operou de 25/02/2014 a 22/05/2014.

4.4. AMOSTRAGEM E ANÁLISES QUALITATIVAS.

As amostras foram coletadas para analisar a possível variação de valores em cada parâmetro, em diferentes dias da semana e em horários variados, para evitar viés. No período entre setembro e dezembro de 2013 foram feitas análises da água cinza bruta de lavatórios, chuveiros, máquina de lavar roupas e a composta (esta última baseada na proporção de geração indicada pela leitura dos hidrômetros) dos parâmetros: alcalinidade, turbidez, surfactantes aniônicos, coliformes, *E. coli*, óleos e graxas, condutividade, DBO, COT, DQO, sulfato, P-Total, N-Total, SST, ST e OD. No período entre 10/03/2014 e 23/05/2014 foram feitas as análises destes mesmos parâmetros (com exceção dos microbiológicos e do COT) na água cinza sintética bruta e após tratamento, na frequência apresentada na Tabela 14. Não foram analisados os parâmetros microbiológicos após operação com a água cinza sintética, pois esta não incluiu a fração do esgoto. Vale notar que, para os 3 pontos dos reservatórios coletores (monitoramento do período de setembro a dezembro de 2013), a frequência de monitoramento dos parâmetros analisados foi maior, não seguindo um padrão, pois pretendia-se iniciar as análises com uma frequência determinada após início da operação do sistema com água cinza real, o que não foi possível devido à interdição.

A determinação dos pontos de amostragem foi baseada em Birks e Hills (2007) e em Friedler, Kovalio, Bem-Zvi (2006) e coletadas dos seguintes pontos:

- reservatório de coleta para cada fonte;
- na saída do tanque de equalização;
- no tanque de aeração (MBBR);
- na saída do decantador;

Para monitorar a qualidade da água cinza sintética e analisar o desempenho do sistema de tratamento foram analisados os parâmetros descritos na Tabela 14.

Tabela 14– Parâmetros físicos e químicos monitorados na água cinza sintética antes e após tratamento.

Físicos	Frequência de monitoramento
Turbidez	Semanal
Sólidos Suspensos Totais	Semanal
Químicos	
pH	Semanal
OD ¹	Semanal
Condutividade ¹	Semanal
Alcalinidade	Semanal
Óleos e Graxas	Trimestral
Surfactantes Aniônicos	Quinzenal
Nitrogênio Total	Semanal
COT	Semanal
Fósforo Total	Semanal
DBO	Semanal
DQO	Semanal
Sulfato	Quinzenal

Notas:

¹somente nos pontos dentro do reator e efluente final.

A frequência de análises foi baseada em Schneider (2010) e em Birks e Hills (2007) enquanto que a escolha dos parâmetros de monitoramento foi baseada em pesquisas experimentais que analisaram o uso de águas cinzas através de sistemas de tratamento descentralizados em residências (RAPOPORT, 2004; SANTOS, FROEHNER, 2009; MADELON *et al.*, 2012; MANDAL *et al.*, 2011) e nos parâmetros que requerem análises e monitoramento segundo legislações nacionais e internacionais. Estas análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento do Centro Multidisciplinar de Pesquisa da EACH/USP.

Os métodos analíticos para cada parâmetro foram baseados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th edition (APHA, 1998) e no “Manual de Procedimentos e Técnicas Laboratoriais voltado para análises de águas e esgotos sanitário e industrial” (USP, 2004).

As análises de óleos e graxas foram feitas nos dias 28/11/2013 (água cinza real) e 07/04/2014 (água sintética bruta e tratada) pelo laboratório especializado Analytical Technology Serviços Analíticos e Ambientais Ltda, cujo método analítico foi o 5520D do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (21^a edição).

As análises de Nitrogênio Total e COD das amostras de água cinza sintética e tratada foram feitas no Laboratório de Saneamento da Escola Politécnica da USP. As amostras para as análises destes parâmetros eram coletadas um dia antes e preservadas em refrigeração até o momento da análise. Para a análise de COD as amostras eram previamente filtradas em membrana de acetato de celulose (0,45µm) em bomba a vácuo. Os métodos analíticos utilizados estão detalhados a seguir.

-DQO - método colorimétrico Refluxo Fechado 5220D (APHA, 1998). A DQO filtrada da água cinza do experimento de laboratório foi feita através de seringa descartável atóxica aprotogênica bico slip (Injex 10mL) com filtro (sartorius stedim biotech Minisart 0,45µm estéril) nas primeiras análises. Posteriormente foi filtrada em bomba à vácuo (Tecnal) com membrana estéril de celulose quadriculada 0,45µm. A partir do dia 02/07/2013 as amostras eram filtradas em funil de vidro com papel de filtro. A DQO das amostras da água sintética bruta e tratada não era filtrada.

-DBO- respirometria (Oxitop IS12, método 5210D - APHA, 1998). Para análise das amostras de água cinza bruta composta e do chuveiro foi adicionada solução nutriente e de semente de acordo com as instruções do fabricante do equipamento nos dias 12/09, 30/09/2013 e 15/10/2013. Nestes mesmos dias também foi seguida a metodologia conforme recomendado por técnica da UFPR (informação pessoal)¹ com adição de solução nutriente. Porém como se percebeu que os valores não variavam significativamente, adotou-se a metodologia simples do equipamento, sem adição de nutrientes e semente.

-Nitrogênio Total – método 4500Norg B –macro Kjeldahl (APHA, 1998).

-Nitrogênio Amoniacal – método 4500 NH₃ C (APHA, 1998).

-COT e COD– através de analisador de carbono orgânico total (TOC-VCPH Total Organic Carbon Analyzer Shimadzu e Analytik Jena 2100S), seguindo o método 5310 B (APHA, 1998).

-Fósforo Total – método 10127 Test'n' tube vials (1 a 100 mg.L⁻¹ PO₄³⁻) molibdo vanadato e digestão com persulfato (baseado no método 4500 B C- APHA, 1998); e método 8190 Test'n' tube vial USEPA PhosVer 3 método de digestão por ácido persulfato (0,06 a 3,5 mg.L⁻¹ PO₄³⁻) (baseado no método 4500 P E- APHA, 1998).

¹Tamiris. **Ajuda sobre análise de DBO com equipamento respirométrico.** Mensagem recebida por mariana.chrispim@usp.br em 24 mai. 2013.

-Surfactantes Aniônicos– Kit Nanocolor Photometric Determination with methylene blue (método 5440 C- APHA, 1998).

-SST e ST – Método Gravimétrico 2540 D e 2540 B - APHA (1998) respectivamente.

-Alcalinidade Total – Titulação Potenciométrica (método 2320 B- APHA, 1998). Para as análises feitas a partir de 24/03/2014 as amostras foram previamente filtradas em papel filtrante 185 mm com bomba à vácuo.

-Condutividade Elétrica – Para as amostras da água cinza real bruta foi utilizado equipamento Senso Direct 150-Lovibond. Para as amostras da água sintética e tratadas utilizou-se sonda multiparâmetros (Hanna HI9828), conforme o método 2510 (APHA, 1998).

-OD - foi medido empregando-se sonda Senso Direct 150-Lovibond e sonda Hanna HI9828.

-pH – Método Eletrométrico (4500 H+B- APHA, 1998), pHmetro modelo: Metrohm swissmade 827 pH Lab.

-Coliformes e *E. coli* – Método 3M Petrifilm placa para contagem de coliformes e *E. coli*. Os frascos para coleta e ponteiros foram autoclavados a 121°C e 1 atm por 20 min. Antes de autoclavar foram adicionadas solução de EDTA 15% (0,3mL/120mL de amostra) e solução de tiosulfato de sódio 10% (0,1mL/120mL de amostra) aos frascos conforme recomenda USP (2004) e CETESB (2011). Após a coleta as amostras foram transportadas em caixa com gelo até o laboratório. A manipulação para diluição e plaqueamento foi feita em capela de fluxo UV marca grupo Veco modelo BIO SEG 12. Para diluição utilizou-se água peptonada 3M Mini flip-top BR9ATP. A contagem de coliformes foi feita após 24h a 35°C em estufa microbiológica e a contagem de *E. coli* foi feita após 48h a 35°C. A interpretação foi feita de acordo com o Guia de Interpretação do Fabricante.

-Turbidez: Método Nefelométrico no turbidímetro modelo: Turbidity Meter TD-300 da marca: Instrutherm (baseado no método 2130- APHA, 1998).

-Sulfato: Método Turbidimétrico (conforme 4500-E- APHA, 1998). Conforme o método recomenda, as amostras eram filtradas previamente em papel de filtração rápida 185 mm com bomba à vácuo.

A quantificação da biomassa aderida no meio suporte foi feita conforme recomenda Jabornig e Favero (2013). O método consiste em retirar aleatoriamente 5 peças do reator MBBR e secá-las em cápsulas de porcelana a 105°C por 1h. Em seguida, pesa-se em balança analítica cada uma das peças. Em sequência, se limpa com água, retirando a biomassa com auxílio de uma espátula, secando as peças por 1 h a 105°C. A massa média é calculada pela diferença das massas de cada peça. Foi calculada a massa de cada meio suporte (no total de 5), comparando o valor após secagem em estufa e o valor após lavar, remover a biomassa e secar novamente conforme descrito. Esse valor foi multiplicado pelo número total de peças dentro do reator. A razão A/M foi calculada dividindo-se a DBO média multiplicada pela vazão diária de água cinza (carga orgânica) pela massa total de biofilme.

As concentrações de ST, SST e SSV foram quantificadas somente uma vez ao final do experimento (19/05/2014) com amostras do tanque de aeração do reator (com base em APHA, 1998).

4.5. DETERMINAÇÃO DOS USOS POTENCIAIS PARA A ÁGUA TRATADA

Entre as legislações e regulamentações consideradas estão: os parâmetros exigidos para água de reúso classe 1 (SAUTCKUK *et al.* 2005), os padrões estabelecidos pela lei nº 2856/11 de Niterói (NITEROI, 2011); os parâmetros do Guia para Reúso de Água dos Estados Unidos, para o tipo de reúso urbano (US EPA 2004); os parâmetros exigidos pela NBR 13969 para a classe 2 e classe 3 para reúso local (BRASIL, 1997); e a legislação australiana para reúso de água para aplicações em descarga sanitária e usos indoor (QUEENSLAND, 2008). Estas legislações foram escolhidas após revisão da literatura. Foram selecionadas as que eram mais citadas nos trabalhos consultados e que estavam acessíveis para consulta online.

4.6. TRATAMENTO DOS DADOS

Os resultados de caracterização qualitativa e quantitativa de águas cinzas, bem como de eficiência de remoção do tratamento foram submetidos à análise estatística com auxílio de planilha eletrônica (software MS Excel) para a obtenção da estatística descritiva dos parâmetros analisados (média, mínimo, máximo e desvio-padrão). Para a análise dos resultados de caracterização quantitativa foram confeccionados gráficos (utilizando-se o software MS Excel) de série histórica do consumo diário (L/dia), e gráfico em barras do consumo médio por mês de cada peça hidrossanitária (chuveiro, lavatórios e máquina de lavar roupas). Para calcular a eficiência de remoção de cada parâmetro foi calculada a concentração média do ponto inicial (água bruta) e comparada com a concentração média do ponto final após tratamento (saída do decantador).

4.7. RESUMO DAS PRINCIPAIS ETAPAS DESENVOLVIDAS NO ESTUDO

A seguir são apresentadas as etapas principais de execução desta pesquisa de Mestrado, planejada para um período de 30 meses, cujas atividades foram detalhadas na seção “Materiais e Métodos”. As atividades estão distribuídas por trimestre.

Quadro 1- Cronograma com o planejamento das atividades por trimestre.

Atividades	2012				2013				2014	
	1º	2º	3º	4º	5º	6º	7º	8º	9º	10º
Revisão da literatura.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cálculo da produção de águas cinzas nas fontes estudadas.			X	X						

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os subtópicos do estudo realizado. A maior ênfase dos resultados é dada no estudo que compreendeu a operação e monitoramento do experimento piloto com água cinza sintética. Os resultados estão agrupados em subtópicos por tema e não pela escala temporal. Cada subtópico compreende a apresentação dos resultados e discussão. Ainda neste capítulo pretende-se com a análise dos resultados experimentais obtidos, fazer comparações com a literatura nacional e internacional de forma que permita em contexto maior, fornecer informações novas e relevantes sobre a questão do tratamento de águas cinzas em edificações e quiçá sobre o aproveitamento das mesmas.

Cabe ainda ressaltar que o experimento tomou um viés alternativo em determinado momento tendo em vista a inacessibilidade ao campus, local do estudo, obrigando, portanto, que ajustes e adaptações fossem feitos para que o estudo não fosse integralmente interrompido.

5.1. A PRODUÇÃO DE BIOFILME EM LABORATÓRIO

Tendo em vista que a produção de biomassa adaptada é lenta, e para que se pudesse iniciar a adaptação dos microrganismos com as águas cinzas para inocular o reator, deu-se início a um processo de produção de microrganismos no laboratório (Figura 18) durante o período de finalização do aparato experimental – ETAC. O desenvolvimento do biofilme no material suporte é dinâmico e passa pelas seguintes fases: adesão; crescimento; maturidade; senescência e desprendimento, seguido por formação de novo biofilme (PAUL *et al.*, 2012).

Porém após os 6 meses de monitoramento foi observado a olho nu uma camada muito fina na superfície dos materiais suportes, principalmente na parte interna.

Jabornig e Favero (2013) relataram em seu estudo que conseguiram visualizar a olho nu o biofilme (camada verde clara) após 5 semanas de partida do reator MBBR com água cinza sintética.

Figura 18—Produção de biofilme em laboratório.

Conforme detalhado na Seção 4.2 foi realizada observação em microscópio ótico dos microrganismos aderidos ao meio suporte do experimento de laboratório.

As Figuras números 19, 20 e 21 apresentam microrganismos encontrados no meio suporte, porém não foi possível identificá-los precisamente.

Figura 19- Fotomicrografia de microrganismo aderido ao meio suporte.

Legenda: Escala aproximada: ampliação de 100X.

Figura 20– Fotomicrografia de colônias microbianas aderidas ao meio suporte.

Legenda: Escala aproximada: ampliação de 100X.

Figura 21– Fotomicrografia de microrganismo aderido ao meio suporte.

Legenda: Escala aproximada: ampliação de 1000X.

Tendo por base o “Manual Técnico da Microbiologia para sistemas de Lodos Ativos operando com esgotos domésticos” (CETESB, 1985) o microrganismo da

Figura 19 aparenta ser um protozoário da classe Sarcodina ou pertencente à classe Mastigophora (*Diffugia bacillifera*, *Cochlippodium bilimbosum*, *Cyathomonas truncata*), e também se assemelha à espécie *Opercularia sp* (JENKINS *et al.*, 2003), que são típicos de sistemas lodos ativados, processo muito semelhante ao MBBR utilizado no presente estudo.

Os microrganismos da Figura 20 se assemelham a um floco formado por bactérias (CETESB, 1985). Comparando com o “Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, foaming and other solids separation problems” (JENKINS *et al.*, 2003) esta fotomicrografia também pode ser devido a material particulado em um floco. Além disso, há possibilidade de o microrganismo da Figura 21 pertencer às classes Rotífera ou Nematoda (CETESB, 1985), que são típicos de processos de lodos ativados com idades de lodo elevadas.

Foram também visualizadas partículas de matéria orgânica, e microrganismos que, devido à sua forma, possivelmente são microrganismos filamentosos, com comprimento de 10 a 50 µm, possivelmente das espécies tipo 1863 e tipo 0914. A presença excessiva destes organismos filamentosos é responsável por problemas na separação de sólidos em sistemas de lodos ativados, pois estes organismos impedem a aderência de flocos além de ocupar um volume excessivo no decantador (SPERLING, 1996).

Reis (2007) realizou observações microscópicas do biofilme de seu experimento com MBBR no tratamento de esgoto sintético e encontrou abundância de protozoários ciliados livre-nadantes, bactérias filamentosas e metazoários.

Durante o início do monitoramento deste experimento de laboratório foram monitorados a DQO filtrada e o OD. Devido à presença de larvas (principalmente na fração do chuveiro), pupas de insetos (Figura 22), e também à presença de biofilme suspenso a DQO filtrada foi medida para evitar erros.

Figura 22- Larvas encontradas na água cinza do chuveiro.

Esses organismos foram observados em lente Olympus SZ61, porém não foi possível identificar precisamente a espécie, sendo provavelmente as moscas do ralo (da ordem Díptera e gênero *Psychoda*), segundo informação verbal¹.

Os valores de DQO e OD de amostras coletadas de dentro dos recipientes estão descritos nas Tabelas 15 e 16.

Tabela 15- Resultados de DQO média filtrada (mg.L⁻¹) em cada recipiente no período entre 25/06/2013 e 04/09/2013.

Amostra	N	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
Recipiente 1	17	92,04	86,7	132,2	49,3	22,81
Recipiente 2	18	107,74	106,05	200,5	19,75	40,50

Segundo as análises foi possível perceber que os valores de DQO da água cinza dos recipientes no dia da alimentação eram mais altos, sendo que iam decrescendo com o passar dos dias até a próxima alimentação, indicando a remoção de DQO por atividade biológica. Os recipientes eram alimentados na frequência de 2 vezes por semana. Por exemplo, no dia 11/07/2013 alimentou-se os recipientes com água cinza

¹ Informação fornecida pelo especialista em zoologia Marcos Hyotara Hara, em 07/07/2013.

e a concentração de DQO era $97,5 \text{ mg.L}^{-1}$ nos dois recipientes. No dia 16/07 (antes de nova alimentação) a concentração de DQO nos recipientes estava abaixo da faixa de medição (menor que 16 mg.L^{-1}). A Figura 23 mostra a evolução da concentração de DQO ao longo do tempo. Vale ressaltar que a maioria dos resultados no gráfico (Figura 23) é de amostras coletadas anteriormente à alimentação, justificando as concentrações mais baixas de DQO.

Figura 23- Evolução da concentração de DQO em cada recipiente.

Apesar de mantidos sob as mesmas condições, houve uma pequena diferença nos valores de concentração de DQO, com a média do Recipiente 2 sendo ligeiramente superior.

Tabela 16- Resultados de Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1}).

Amostra/ Data	27/11/2013	02/12/2013
Recipiente 1	7,6	6,9
Recipiente 2	7,7	7

Estas medições de OD foram feitas dentro de cada recipiente. Segundo Jabornig e Favero (2013) a saturação de OD em reatores biológicos deve ser no mínimo de 50%, e de acordo com Metcalf e Eddy (1991), uma concentração mínima de oxigênio dissolvido de 2 mg.L^{-1} é necessária para tratamentos biológicos destinados à remoção de matéria orgânica. Ou seja, isto foi atendido pelas medições feitas no experimento em escala de laboratório.

5.1.2. Quantificação de Biomassa no Meio Suporte do Experimento Piloto

Após operação do sistema de tratamento com água sintética, a quantificação de biomassa no meio suporte foi feita conforme detalhado na Seção 4.4. A massa média foi de 2,256 mg/anel (meio suporte). A quantidade total de meio suporte no reator foi de 1076 peças, o que resultou em massa de 2427,4 mg. O valor de massa média/meio suporte foi menor que o obtido por Oliveira (2008) de 40 mg/anel e que o obtido por Jabornig e Favero (2013), de 99 mg/anel. No entanto estes autores analisaram o MBBR submetido a cargas orgânicas distintas.

A razão Alimento/Microrganismo foi calculada baseada em Jabornig e Favero (2013), ou seja: concentração média de DBO bruta multiplicada pela vazão diária média de água cinza sintética dividido pela massa total de biofilme. Neste experimento a razão Alimento/Microrganismo foi: $44,37 \text{ mg.L}^{-1} \times 302,19 / 2427,456$, o que gerou 5,52 kg DBO/kg dia. Isso é superior ao encontrado por Jabornig e Favero (2013), com 0,386 kg de DBO/ kg dia, porém a vazão de alimentação destes autores era menor e a concentração de DBO bruta era superior.

No dia 19/05/2014 para complementar a quantificação de biomassa foi quantificado o conjunto de sólidos (ST, STF, STV, SST e SSV) de amostra do tanque de aeração do MBBR, já que além de crescer aderida a biomassa também cresce em suspensão. Os resultados estão dispostos na Tabela 17.

Tabela 17– Resultados de Sólidos (mg.L⁻¹) de amostra do reator MBBR.

Concentração	ST	STF	STV	SST	SSF	SSV
Amostra MBBR	339,25	260,75	157	14,75	3,9	10,8

Segundo Oliveira (2008) o processo MBBR deve operar de acordo com a manutenção de valores de A/M compreendidos entre 0,05 e 0,15 kg DBO/kg SSV.d. Neste experimento, considerando a fórmula que incorpora o volume do reator aeróbio [$A/M = (\text{vazão do afluente} \times \text{DBO do afluente}) / (\text{volume do reator} \times \text{SSV do reator})$], o valor A/M foi inferior a 0,05 Kg DBO/Kg SSV.d, ou seja, abaixo da faixa recomendada citada acima, e indica que a quantidade de alimento (matéria orgânica biodegradável- DBO) foi insuficiente para manter o crescimento celular dos microrganismos. Se o volume do reator fosse menor ou a concentração de DBO fosse mais alta, possivelmente a relação A/M seria maior (JABORNIG e FAVERO, 2013).

A baixa disponibilidade de nutrientes nas águas cinzas pode afetar a atividade microbiana, que por sua vez interfere na taxa de decomposição da matéria orgânica. Li, Wichmann, Otterpohl (2009) realizaram revisão da literatura e afirmaram que as águas cinza de banheiros (chuveiros e lavatórios) e de máquina de lavar roupas são deficientes em nitrogênio e fósforo enquanto a da fração da cozinha possui relação DQO:N:P equilibrada. Esta limitação de nutrientes na água cinza real pode ter sido uma das causas da baixa produção de biofilme no meio suporte, durante o experimento em laboratório. Além disso, como a quantificação descrita nesta Seção foi feita após operação de tratamento com água sintética, também há a hipótese de que esta água sintética apresentasse deficiência em nutrientes e principalmente baixa carga orgânica. Alguns trabalhos anteriores (PIDOU *et al.*, 2008, JEFFERSON *et al.*, 2001) estimaram que o valor de carga orgânica volumétrica das águas cinzas é baixo, e talvez o retorno de lodo para o reator possa ter contribuído negativamente para a baixa relação A/M quantificada neste trabalho. Neste trabalho, a carga orgânica volumétrica foi de 1,65 kg DQO/m³.dia, considerando o período de operação do sistema de tratamento com água sintética.

Em tratamentos biológicos, uma alternativa para limitação de nutrientes em águas cinza é a adição de macro e micro nutrientes. Jefferson *et al.* (2001) analisaram o

efeito da adição de nitrogênio e fósforo em águas cinzas reais e concluíram que isto estimulou o crescimento da biomassa. A adição de cobre, molibdênio, zinco e alumínio na água cinza sintética também foi analisada e produziu melhoria na remoção de DQO.

5.2. CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA DA PRODUÇÃO DE ÁGUAS CINZAS

Para avaliar quantitativamente a produção de águas cinzas na edificação estudada, foram instalados hidrômetros (conforme descrição apresentada na Seção 4.1), de forma que pudéssemos ajustar o dimensionamento do sistema de tratamento. Desta forma, a estimativa da produção diária de águas cinzas ocorreu através de medições efetuadas na edificação de onde as águas cinzas foram coletadas. Os dados de vazão aferidos em cada uma das peças hidrossanitárias da edificação são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18- Vazões das peças hidrossanitárias existentes na edificação.

Parâmetro	Lavatório 1	Lavatório 2	Chuveiro 1	Chuveiro 2
Vazão (L/s)	0,079	0,072	0,074	0,051

Notas:

Lavatórios 1 e 2 – Marca Deca.

Chuveiro 1- Marca Maxi Ducha Lorenzetti.

Chuveiro 2- Marca Gorducha 2T.

As torneiras existentes no prédio são hidromecânicas com fechamento automático, o que gera um volume menor a cada uso, pois reduzem a vazão e o desperdício de água, quando comparadas às torneiras convencionais.

As estimativas apresentadas na Tabela 19 foram feitas levando-se em consideração as respostas aos questionários (frequência de uso, tempo) (Anexo 1) aplicados aos funcionários, e as vazões de cada peça hidrossanitária.

Tabela 19– Estimativa de consumo médio individual de água nos lavatórios, chuveiros e máquina de lavar roupas da edificação estudada.

Parâmetro	Chuveiros	Lavatórios	Máquina de lavar¹
Consumo médio (Litros.(pes.dia) ⁻¹)	38,25	6,63	126

Notas:

(1) Definindo 1 uso por dia (considerando 1 pessoa) e máquina de capacidade 7 kg.

Os resultados obtidos com as entrevistas apontaram que na época 5 pessoas tomavam banho diariamente nos chuveiros desta edificação. No entanto, 35 pessoas afirmaram (em resposta a uma das perguntas do questionário) que utilizariam o chuveiro para banho caso futuramente fossem feitas melhorias no banheiro. Foi abordada esta questão no questionário para calcular a vazão média produzida de águas cinzas por dia na edificação e dimensionar o sistema de tratamento com base nesta informação. Porém percebeu-se que mesmo após a execução de melhorias o número de pessoas que tomavam banho diariamente na edificação (de 2^a a sábado) continuou sendo de 5 pessoas.

A vazão total estimada de água cinza produzida diariamente (considerando 5 pessoas tomando banho e 47 pessoas usando o lavatório) foi de 503,14 L/dia. Essa vazão representa a produção de aproximadamente 5 pessoas, considerando a produção típica de águas cinzas entre 90 e 120 Litros.(pes.dia)⁻¹ em casas com água encanada e em locais sem escassez de água. Em locais com escassez de água e com formas rudimentares de abastecimento de água (como poços), o volume de água cinza gerado pode ser inferior, de 20 a 30 Litros.(pes.dia)⁻¹. Ou ainda em locais em que as pessoas utilizam rios ou lagos para higiene pessoal e lavagem de roupas e utensílios da cozinha, este volume pode ser ainda menor (Morel e Diener, 2006). Em alguns países da Europa, da Ásia e nos EUA a produção de águas cinzas pode variar entre 50 e 225 Litros.(pes.dia)⁻¹ (BIRK e HILLS, 2006, JABORNIG e FAVERO,

2013, NSF, 2011, BOYJOO, PAREEK, ANG, 2013), ou seja, a vazão estimada de produção de águas cinzas nesta edificação equivaleria à gerada por 3 ou 4 pessoas nestas regiões.

Os lavatórios e máquina de lavar eram utilizados por todos os funcionários, mas sem uma frequência determinada. Podendo-se concluir que o volume de águas cinzas produzidos nestas frações (lavatórios e máquina de lavar roupas) pode não ser representativo de uma residência.

Com base nas leituras dos hidrômetros dos dias consecutivos pôde-se obter o volume de água cinza produzido na edificação estudada. A Figura 24 representa o volume médio de água cinza gerado por cada fração (4 chuveiros, 2 lavatórios e 1 máquina de lavar roupas) no período monitorado.

Figura 24– Média das medições dos hidrômetros (L/dia) no período monitorado.

O maior volume produzido é decorrente do uso da máquina de lavar roupas (58%) com uma média de 145,3 L/dia, o que equivale a um uso diário (considerando a máquina em sua capacidade máxima). Este consumo foi semelhante ao obtido por Gonçalves *et al.* (2009) em uma residência com 3 pessoas, que foi 150 L/dia. Na sequência, em termos de maior consumo de água, ficou o chuveiro, representando

26% do consumo da residência, com 63,6 L/dia, e em seguida os lavatórios com 16% (39,2 L/dia), valores muito similares aos obtidos por Gonçalves *et al.* (2009). Porém, isso difere do medido por Vakil *et al.* (2014), que analisaram a geração de águas cinzas em uma residência situada em bairro representativo de classe média na Índia e cujos moradores eram 4 adultos. A distribuição da geração de água cinza encontrada por Vakil *et al.* (2014) foi de 44% na cozinha, 27% da fração de banhos, 24% da lavagem de roupas e 6% de lavatórios, porém é preciso destacar que estes autores consideraram a água da cozinha como água cinza. Couto (2012) estimou a porcentagem de contribuição de cada uso para a produção de águas cinzas em edifícios aeroportuários. Ele concluiu que as maiores porcentagens foram no uso de chuveiros (47%) e lavatórios (42%). Essa elevada produção de água cinza nos lavatórios pode ser atribuída ao fato de ser em um ambiente comercial, à exclusão do uso da máquina de lavar roupas, ao comportamento dos usuários de deixar a torneira aberta e ao modelo das torneiras que era convencional. Antonopoulou, Kirkou, Stasinakis (2013) estimaram (com base em questionários) a geração de água cinza em residências na Grécia, e obtiveram volume de 83 Litros.(pes.dia)⁻¹, sendo 33,9; 8,6; 21,3 e 12,2 Litros.(pes.dia)⁻¹ nas frações do chuveiro, lavatórios, lavagem de roupas e cozinha. Não foram encontrados outros estudos que quantificassem (por medição ou estimativa) a produção de água cinza por peça hidrossanitária.

A Figura 25 mostra a produção de águas cinzas na edificação estudada durante o período de monitoramento.

Figura 25- Produção média mensal de cada peça hidrossanitária geradora de água cinza.

Aparentemente não houve grande variação sazonal de consumo de água ao longo do período, com exceção dos meses de setembro e outubro que foram mais altos, devido ao maior uso da máquina de lavar roupas e dos chuveiros.

Através da Figura 25 é possível notar que na maioria dos meses o maior volume foi produzido pela máquina de lavar roupas. Os meses de janeiro e fevereiro de 2014 não foram considerados, pois só foi feita uma medição em cada um, e a produção nestes meses foi muito reduzida devido ao recesso dos funcionários. Já a Figura 26 apresenta a evolução do consumo diário de água por ponto gerador de água cinza.

Figura 26- Consumo diário de água em cada fração ao longo do monitoramento.

Na Figura 26 também é possível visualizar um pico na produção das frações do chuveiro e da máquina nos meses de setembro e outubro (similar à Figura 25). Na Tabela 20 são apresentados os resultados de produção de águas cinzas. Esses dados permitem concluir que o maior volume de água cinza gerado foi pela máquina de lavar roupas, seguido pelo chuveiro e pelos lavatórios. Houve dias em que não foram geradas águas cinzas nos usos de chuveiro e de máquina de lavar, o que indica que apesar de gerar menor volume o uso de lavatórios foi o mais frequente nesta edificação. O desvio padrão foi maior na fração da máquina, provavelmente devido à variação da frequência de uso deste equipamento.

Tabela 20– Produção de águas cinzas (L/dia) na edificação estudada.

Fração	N	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Desvio Padrão
Lavatórios	127	300,2	0,60	39,25	28,50	40,93
Máquina	127	2476,4	0,00	145,33	83,65	263,89
Chuveiro	127	1409,4	0,00	63,6	39,80	133,45
Composta	127	2628,8	14,59	248,20	178,70	326,44

A média de produção de água cinza composta produzida por dia foi de 248,2 L/dia, e com alta variação. Segundo Bazzarella (2005) em uma edificação da UFES em Vitória-ES a produção média de águas cinzas foi de 130 L/dia nos usos de lavatório, chuveiro e máquina de lavar roupas. Este valor foi inferior à média obtida na fração composta (Tabela 20). Gonçalves *et al.* (2009) monitorou o consumo de água em Florianópolis e obteve média de 124,1 L/dia em lavatórios e chuveiros e 149,6 L/dia na máquina de lavar, ambos os valores próximos aos encontrados na edificação monitorada. Aguiar (2008) monitorou o consumo de água em edificação de classe média localizada na cidade de Curitiba e encontrou os valores médios de 93,45 litros.(hab.dia)⁻¹ em chuveiros, 15,73 litros.(hab.dia)⁻¹ em lavatórios e 12,32 litros.(hab.dia)⁻¹ em máquina de lavar roupas, ou seja um valor inferior desta última fração se comparado a este trabalho. Não foi possível especificar a produção de águas cinzas per capita pois o número de pessoas que frequentava a edificação estudada variou.

Vale ressaltar que o volume de água cinza gerada irá variar dependendo de uma série de fatores, influenciados pela: tecnologia e a quantidade dos aparelhos hidrossanitários, características dos moradores (renda, faixa etária e hábitos), localização geográfica (clima, entre outros).

5.3. A CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DE ÁGUA CINZA BRUTA

Nesta seção pretende-se apresentar e discutir os resultados decorrentes do monitoramento da qualidade da água cinza bruta real das diferentes frações (chuveiro, lavatórios e máquina de lavar roupas), geradas na edificação estudada no período entre setembro e dezembro de 2013.

5.3.1. DQO, DBO e COT

Segundo Friedler, Kovalio e Ben-Zvi (2006) a água cinza contém muita matéria orgânica de baixa biodegradabilidade (expressa em DQO), especialmente na forma dissolvida.

No período entre 26/06/2013 e 24/07/2013 foi medida a DQO filtrada para as frações de chuveiro e máquina de lavar para reduzir interferências. Por exemplo, a DQO da amostra composta no dia 02/07/2013 foi 312,8 mg.L⁻¹, já a DQO filtrada (solúvel) da mesma amostra foi 212,6 mg.L⁻¹. Pode-se visualizar através da Figura 27 como as concentrações de DQO de cada fração da água cinza bruta variaram ao longo do tempo. Nota-se um padrão a partir do mês de agosto, que pode estar relacionado à maior produção de água cinza nos meses de setembro e outubro.

Figura 27– Concentração de DQO da água cinza bruta ao longo do tempo.

A Figura 28 apresenta as concentrações de DQO da água cinza bruta de cada fração.

Figura 28 – Concentração de DQO na água cinza bruta de cada fração.

A DQO média das frações chuveiro, máquina e composta foram muito similares (272,8; 274,9 e 280,7 mg.L⁻¹ respectivamente). Com relação à fração dos lavatórios (pias do banheiro) Santos *et al.* (2012) obtiveram 166 mg.L⁻¹ como valor médio de DQO de águas cinza brutas desta fração, sendo o valor mínimo e máximo 76 e 287 mg.L⁻¹ respectivamente. A DQO média de água cinza de chuveiro relatada por estes autores foi de 197 mg.L⁻¹, e o mínimo e o máximo foram 167 e 247 mg.L⁻¹. Portanto para estas duas frações estes valores foram 20% e 28% inferiores aos resultados encontrados no presente trabalho respectivamente para lavatórios e chuveiros. Essa variação pode ser atribuída ao local de geração, aos produtos utilizados, pois no experimento destes autores foram analisadas águas cinza brutas de vestiários de uma universidade em Portugal. O Anexo 2 detalha os resultados de monitoramento da DQO de cada fração de água cinza.

Friedler, Kovalio, Ben-Zvi (2006) encontraram DQO média de 211 mg.L⁻¹ e Friedler e Gilboa (2010) encontraram concentração de 148 mg.L⁻¹ na água cinza bruta oriunda de chuveiros e lavatórios de apartamentos em experimento realizado em Israel. Rapoport (2004), em experimento conduzido em uma creche de Belford Roxo –RJ, também analisou somente a água cinza composta por chuveiros e lavatórios e obteve DQO bruta na faixa de 200 a 360 mg.L⁻¹, sendo estes valores

próximos aos obtidos para estas frações neste estudo. Couto (2012) encontrou DQO média de 228,32 mg.L⁻¹ para água cinza de lavatórios e 158,98 mg.L⁻¹ para água cinza de chuveiros, valores inferiores aos obtidos nesta pesquisa, porém é preciso ressaltar que o estudo deste autor ocorreu em edifícios aeroportuários, o que pode implicar em variações. Bazzarela (2005) obteve concentrações bem mais elevadas de DQO: 653; 582 e 521 mg.L⁻¹ para as frações de lavatórios, chuveiros e máquina de lavar roupas respectivamente em uma edificação da UFES em Vitória-ES. Vaz (2009) obteve DQO média de 217 mg.L⁻¹ em pesquisa realizada em edifício residencial de alto padrão em Vitória. Já May (2009), em experimento em São Paulo, obteve concentração média de DQO de 282 mg.L⁻¹ para a fração composta, que considera as mesmas frações que nesta pesquisa. Guilbaud *et al.* (2012) analisaram o tratamento de água da máquina de lavar roupas de navios, e obtiveram DQO da amostra bruta de 1350 mg.L⁻¹, ou seja, valor bem superior ao encontrado para a fração da máquina neste trabalho. A fração da máquina de lavar foi a com maior variação de concentração, possivelmente devido à maior variabilidade na frequência de uso da máquina de lavar roupas se comparada aos outros pontos geradores de água cinza (Figura 28).

Os valores de DQO dissolvida da água cinza escura bruta (que inclui as frações da cozinha e da máquina de lavar roupas) geralmente estão na faixa entre 50 e 2568 mg.L⁻¹ e os da água cinza clara bruta (que exclui as frações da cozinha e/ou da lavagem de roupas) entre 23 e 633 mg.L⁻¹ (BOYJOO, PAREEK, ANG, 2013). Essa grande variação pode decorrer dos produtos utilizados, dos hábitos dos usuários (frequência e duração de banho, o que está sendo lavado na máquina de lavar), do local, dentre outros fatores. A DQO da fração composta do presente trabalho está dentro da última faixa, assemelhando-se à água cinza clara.

A DBO de águas cinzas escuras está na média de 44 a 1046 mg.L⁻¹ e de águas cinzas claras entre 23 e 300 mg.L⁻¹ (BOYJOO, PAREEK, ANG, *et al.*, 2013). De acordo com May (2009) a DBO da fração da máquina de lavar roupas costuma ser alta (principalmente do primeiro ciclo da máquina). Neste trabalho a DBO foi monitorada nos meses de setembro e outubro. Através da Figura 29 é possível perceber que o valor de DBO da fração composta assim como o de DQO da composta (conforme Figura 28) foi mais alto do que o das outras frações.

Figura 29– Concentração de DBO na água cinza bruta de cada fração.

May (2009) encontrou concentração média de DBO de 113 mg.L⁻¹ da fração composta (chuveiros, lavatórios e máquina de lavar roupas), 97 mg.L⁻¹ para a máquina e 181 mg.L⁻¹ para lavatórios e chuveiros. Rapoport (2004) analisou as frações de chuveiro e lavatórios e encontrou 177,7 mg.L⁻¹ de DBO. Santos *et al.* (2012) obtiveram valores de 65 e 129 mg.L⁻¹ para água cinza de lavatórios e chuveiros respectivamente. Todos estes valores estão semelhantes aos obtidos neste trabalho, com exceção da concentração obtida na fração de lavatório por Santos *et al.* (2012). O Anexo 3 descreve os resultados completos do monitoramento da DBO da água cinza.

Essas concentrações podem ser comparadas às obtidas por outros autores. Bazzarella (2005) obteve DBO média de 265 mg.L⁻¹ em lavatórios, 165 mg.L⁻¹ em chuveiros e 184 mg.L⁻¹ na máquina, concentrações superiores às obtidas neste trabalho. Couto (2012) obteve valores médios de 95,18 nos lavatórios e 82,49 mg.L⁻¹ nos chuveiros em edifício aeroportuário. Halalsheh *et al.* (2008) obtiveram concentração muito elevada (1354 mg.L⁻¹) de DBO comparada a outros trabalhos. A explicação para este valor elevado é a de que a geração per capita de água cinza foi muito baixa (aproximadamente 15,3 litros.(hab.dia)⁻¹) na Jordânia, local onde ocorreu o estudo.

A relação DQO/DBO nesta pesquisa foi de 2,05. De acordo com Palmquist e Hanaeus (2005) este valor indica que o tratamento por processo biológico é possível para as águas cinzas reais caracterizadas neste experimento (Figuras 28 e 29) e que há bom potencial para este tratamento. Este valor da relação DQO/DBO foi inferior ao obtido por May (2009), que foi de 2,5. A relação DQO/DBO foi similar ao encontrado por Pidou *et al.* (2008) de 3,5 e ao obtido por Vakil *et al.* (2014), na faixa de 2,4 a 4,7. Segundo Sperling (1996) para águas residuárias de origem doméstica, as relações DQO/DBO variam de 1,7 a 2,4. Mas é importante mencionar a limitação de que a proporção da composição de água cinza composta variou (conforme leitura do hidrômetro). Outra limitação foi de que as análises de DBO e DQO não foram feitas nos mesmos dias e com as mesmas amostras.

O COT da água cinza bruta só foi medido uma vez devido a problema no equipamento. A Tabela 21 mostra os resultados de COT para as diferentes frações.

Tabela 21– Resultados de Carbono Orgânico Total (COT) da água cinza bruta, de 06/08/2013.

Parâmetro	Lavatório	Chuveiro	Máquina	Composta
COT (mg.L ⁻¹)	79,4	95,24	91,58	90,07

O valor médio de COT da fração composta foi próximo ao obtido por May (2009) de 82,5 mg.L⁻¹ e ao obtido por Winward *et al.* (2008), que foi de 82 mg.L⁻¹. Porém Winward *et al.* (2008) analisaram somente as águas cinzas de banheiros (chuveiros e lavatórios) ao contrário de May, que considerou a fração da máquina também. A concentração de COT da fração composta foi inferior à obtida por Li *et al.* (2008), que foi de 161 mg. L⁻¹ em um vilarejo na Alemanha, e que incluía a água cinza da cozinha. March, Gual e Orozco (2004) analisaram água cinza bruta de banheiros de um hotel na Espanha, e a concentração média de COT foi de 58 mg.L⁻¹, assemelhando-se à concentração obtida nos lavatórios (79,4).

Como o carbono orgânico é uma medida direta da presença de matéria orgânica, podemos relacionar estes valores aos resultados de DQO e DBO já apresentados, que mostram concentração elevada destes parâmetros na água cinza do chuveiro e da

máquina comparada à fração do lavatório, com exceção da concentração de DBO que é menor na fração da máquina em comparação às demais.

5.3.2. O Nitrogênio Total

A concentração de Nitrogênio Total geralmente varia de 7 a 50 mg.L⁻¹ (LI *et al.*, 2008, TRAVIS, WEISBROD, GROSS, 2008, PIDOU *et al.*, 2008, VAKIL *et al.*, 2014, VAZ, 2009) na água cinza. Nas águas cinzas escuras a maior concentração provém da fração da cozinha, de restos de alimentos. Já na água cinza clara, a concentração de nitrogênio costuma ser menor e geralmente provem do chuveiro devido à possível presença de urina e à presença de células da pele humana, ou pode ser oriunda de produtos de limpeza ou de higiene pessoal (ERIKSSON *et al.*, 2009, DEL PORTO e STEINFELD¹, 2000 *apud* LI *et al.*, 2008, p.1905). Através da Figura 30 é possível perceber que menos de 10% do nitrogênio presente no esgoto está nas águas cinzas (DWA, 2012, BRANDES, 1978, OTTERPOHL, 2002).

Figura 30– Composição das frações de águas residuárias em porcentagens e em valores absolutos.

Extraído de: DWA, 2012.

¹ DEL PORTO, D. STEINFELD, C. **What About Graywater, The Composting Toilet System Book**. The Center for Ecological Pollution Prevention (CEPP), p. 167–93. Massachusetts, 2000.

Amostras das águas cinzas reais de cada fração são apresentadas na Figura 31. É possível notar maior turbidez e maior presença de sólidos sedimentáveis na amostra do chuveiro em comparação com as outras.

Figura 31- Amostras de águas cinzas de chuveiros, máquina, composta e lavatórios (da esquerda para direita) no dia 14/11/2013.

A Tabela 22 apresenta os resultados de NTK (mg.L^{-1}) para cada fração de água cinza.

Tabela 22– Resultados de Nitrogênio Total da água cinza bruta.

Data	Lavatório	Chuveiro	Máquina	Composta
13/07/2013	—	—	—	18,66
12/12/2013	5,14	50,28	4,31	17,44

Os resultados de NTK apresentados na Tabela 22 estão dentro da faixa esperada. Couto (2012) obteve resultados médios de 6,77 e 32,51 mg.L^{-1} de NTK nas frações de lavatórios e chuveiros respectivamente. Pidou *et al.* (2008) obtiveram

concentração média de 7,6 mg.L⁻¹ na fração composta por chuveiro e lavatórios, em edificação no Reino Unido. Merz *et al.* (2007) analisaram água cinza de chuveiros de clube em Marrocos e a concentração média foi de 15,2 mg.L⁻¹.

Neste trabalho o parâmetro Nitrogênio amoniacal foi medido somente uma vez, e a concentração média da amostra composta foi de 3,5 mg.L⁻¹. A água cinza geralmente possui baixa concentração de Nitrogênio amoniacal, com média de 1,9 mg.L⁻¹ na fração composta (BAZZARELLA, 2005, SANTOS *et al.*, 2012) e média de 2,6 e 8,4 mg.L⁻¹ nas frações de lavatórios e chuveiros respectivamente (ANTONOPOULOU, KIRKOU, STASINAKIS, 2013).

5.3.3. O Fósforo Total

A principal fonte de P-Total em águas cinzas é o detergente contendo fosfato. Em águas cinzas escuras (incluindo lavanderia e cozinha) a concentração de P-Total geralmente varia entre 2,75 e 57,7 mg.L⁻¹ e para águas cinzas claras varia entre 0,062 e 42 mg.L⁻¹ (Boyjoo, Pareek, Ang, 2013). Rapoport (2004) encontrou valores de 0,35 a 3,35 mg.L⁻¹ de P-Total para águas cinzas brutas provenientes de banheiros. Santos *et al.* (2012) também analisaram esta fração de águas cinzas e obtiveram valores médios de 0,7 e 1,3 mg.L⁻¹ nos lavatórios e chuveiros respectivamente. A fração da lavanderia geralmente possui maior concentração de P-Total. Porém isso depende da composição dos produtos utilizados como: sabão em pó e amaciante. A Tabela 23 sintetiza os resultados de P-Total de cada fração de água cinza bruta. Os valores ausentes das tabelas representam valores acima ou abaixo da faixa de quantificação do método.

Tabela 23– Resultados de P-Total da água cinza bruta.

Data	Lavatório	Chuveiro	Máquina	Composta
27/08/2013	3,2	12,75	—	3,85
09/09/2013	—	4,3	0,49	—
08/10/2013	2,66	3,2	8,53	—
10/10/2013	—	—	0	2
14/11/2013	3,96	1,2	0,44	2,21
Média	3,27	5,36	2,36	2,68

A maior concentração de fósforo foi obtida nas amostras de águas cinzas provenientes dos chuveiros. Esse resultado foi diferente do encontrado por Bazzarella (2005) que obteve maior concentração na fração da máquina de lavar (14,4 mg.L⁻¹). Podemos atribuir menor concentração de P-Total na fração da máquina à ausência de fosfato no sabão em pó e amaciante usados. Vaz (2009) obteve 2,5 mg.L⁻¹ na água cinza composta (chuveiro, lavatório, tanque e máquina de lavar roupas), concentração semelhante à encontrada aqui.

A relação ótima de matéria orgânica e nutrientes para crescimento microbiológico e degradação em tratamentos aeróbios é indicada pela razão DQO:N:P ou C:N:P, a qual deve se aproximar de 100:20:1 (METCALF e EDDY, 2003). As baixas concentrações de nutrientes em águas cinzas são um fator de preocupação que pode prejudicar a eficiência de tratamentos biológicos, portanto nesses casos uma alternativa é adicionar água cinza da cozinha no tratamento. A relação DQO:N:P encontrada neste experimento considerando as concentrações médias da água cinza real composta foi de 100:6,42:0,95. Esta relação não indica grande deficiência de nutrientes se comparada a outros estudos com águas cinzas. Jabornig e Favero (2013) encontraram relação DQO:N:P de 100:2,28:0,25 na água cinza sintética sem contribuição da cozinha. Merz *et al.* (2007) encontraram a relação de 100:14:1,5 (considerando DQO:NH₃:P) na água cinza de chuveiros em Marrocos. Chaillou *et al.* (2011) encontraram relação de Carbono dissolvido:N:P equivalente a 100:12:0,49 em águas cinzas reais de banheiros.

5.3.4. SST, ST e Turbidez

As concentrações de SST e ST foram medidas no período entre junho e dezembro de 2013 e os resultados estão apresentados na Tabela 24.

Tabela 24- Valores de SST (mg.L⁻¹) das águas cinzas brutas.

Amostra	N	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Desv.Pad.
Lavatório	3	18,47	13,9	28,28	13,24	8,49
Chuveiro	3	155,83	76,6	352,1	38,79	171,02
Máquina	3	32,68	34,5	43,16	20,4	11,48
Composta	3	70,83	61,07	119,23	32,2	44,32

Jamrah *et al.* (2008) obtiveram ST de 439,5 mg.L⁻¹ na fração da lavanderia e 307,5 mg.L⁻¹ na fração do chuveiro. Percebe-se no gráfico (Figura 32) que a fração do chuveiro obteve a maior concentração de SST, porém a fração da máquina obteve maior concentração de ST semelhante ao encontrado por May (2009), possivelmente devido a fragmentos de tecidos que se desprendem das roupas. A fração do chuveiro teve resultado médio de ST similar ao encontrado por Couto (2012), porém mais elevados do que as concentrações obtidas por Santos *et al.* (2012). Os resultados de SST e de ST da fração do lavatório foram mais baixos comparados com a literatura que para esta mesma fração relata valores entre 67 e 146 mg.L⁻¹ de SST e 326 a 500mg.L⁻¹ de ST (Bazzarella, 2005, Couto, 2012, Santos *et al.*, 2012). Já a concentração de ST da fração composta foi inferior ao obtido por Halalsheh *et al.* (2008), de 845 mg.L⁻¹, em área rural da Jordânia, e considerando a fração da cozinha. A Figura 32 permite a comparação das concentrações médias de SST e ST de cada fração de água cinza. No entanto, há a limitação de o número de amostras ter sido baixo, com elevado desvio padrão da amostra do chuveiro, tornando difícil estabelecer conclusões com base apenas nos dados obtidos. No entanto, comparando os dados obtidos com a literatura observa-se que a concentração de ST da fração composta está dentro da faixa esperada (ERIKSSON *et al.*, 2002, JAMRAH *et al.*, 2008), mas a concentração de SST está baixa comparada a outros estudos

(CHRISTOVA-BOAL,EDEN,MCFARLANE,1996,FRIEDLER, KOVALIO, BEM-ZVI, 2006).

Figura 32– Concentração média de SST e ST na água cinza bruta.

Outro parâmetro físico analisado foi a turbidez, porém com três dados (Tabela 25).

Tabela 25– Resultados das análises de turbidez (UNT) da água cinza bruta.

Data	Lavatório	Chuveiro	Máquina	Composta
30/07/2013	45,43	106	18,93	51
04/09/2013	17,61	90	20,71	43,44
19/09/2013	83	104	61	67
Média	48,68	100	33,54	53,81

A fração do chuveiro foi a que apresentou maior turbidez. Como a turbidez indica a presença de material particulado suspenso na água pode-se depreender que a concentração de SST também foi mais elevada na água desta fração. Bazzarella (2005) obteve valores médios de turbidez de 158, 109 e 58 UNT para lavatório, chuveiro e máquina respectivamente. Li *et al.* (2008) obtiveram concentração média

superior (140 UNT) na água cinza composta (considerando fração da cozinha). O valor de turbidez da fração de lavatórios foi similar ao encontrado por Pidou *et al.* (2008) (35 UNT), Birks e Hills (2007) (25 UNT) e ao relatado por Friedler, Kovalio e Ben-Zvi (2006), de 65 UNT ambos na água cinza de banheiros.

5.3.5. pH, Condutividade Elétrica e Alcalinidade

O pH da água cinza depende do pH da água de abastecimento, do uso da água e dos produtos químicos utilizados, os quais se fazem presentes nas águas cinzas. O pH das frações de chuveiros e lavatórios são geralmente mais próximos do neutro, e o da lavanderia mais alcalino (Boyjoo, Pareek, Ang, 2013). Merz *et al.* (2007) obtiveram pH médio de 7,6 na água cinza de chuveiros. Já Vakil *et al.* (2014) relataram resultados de pH 5,9 a 7,8 na água cinza composta por todas as frações, inclusive a de cozinha. Birks e Hills (2007) encontraram pH médio de 7,2 na fração de banheiros. A Figura 33 mostra os resultados de pH da água cinza bruta.

Figura 33- Resultados de pH da água cinza bruta ao longo do tempo.

É possível concluir, através do gráfico (Figura 33), que os valores de pH foram relativamente constantes e próximos da neutralidade, exceto o da máquina um pouco mais alcalino, similares aos resultados obtidos por outras pesquisas. A composição dos produtos que foram utilizados, como o sabão em pó (pH de 11,35) deve ter influenciado em um aumento do pH da amostra da máquina. A Tabela 26 apresenta os resultados completos de pH da água cinza bruta. Vale ressaltar que os resultados estão na faixa exigida para o lançamento de efluentes no corpo receptor segundo o artigo 16 da Seção 2 da Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011).

Tabela 26– Resultados de pH da água cinza bruta.

Amostra	N	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Desv. Pad.
Lavatório	8	7,13	7,11	7,65	6,57	0,36
Chuveiro	8	7,18	7,27	7,66	6,62	0,34
Máquina	8	7,82	7,49	9,62	6,33	1,12
Composta	8	7,59	7,53	8,35	7,08	0,45

No que se refere à condutividade elétrica, os valores médios obtidos em águas cinzas brutas podem variar entre 116,0 e 489,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$; 124,0 e 113000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; e 524 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para as frações de lavatórios, chuveiros e máquina respectivamente (TRAVIS, WEISBROD, GROSS, 2008, COUTO, 2012, BAZZARELLA, 2005).

Os resultados de condutividade elétrica da água cinza bruta do dia 14/11/2013 foram: 290; 411; 1022 e 770 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas frações de lavatórios, chuveiros, máquina e composta respectivamente. Isso revela uma maior condutividade na fração da lavanderia, e se deve provavelmente aos tipos de tecidos lavados e à presença de sais dissolvidos e ionizados provenientes de sabão em pó e amaciante utilizados na lavagem.

Do ponto de vista ambiental é recomendado monitorar a condutividade elétrica, pois caso a água cinza com elevada concentração deste parâmetro seja aplicada na irrigação pode alterar as propriedades do solo e afetar o crescimento das plantas.

Benami *et al.* (2013) realizaram estudo em que compararam a condutividade elétrica de solos irrigados com água cinza a de solos irrigados com água doce, e concluíram que a condutividade dos solos irrigados foi superior. Inclusive há padrões de qualidade da água para aplicação na irrigação, sendo que a condutividade elétrica deve estar entre 0,7 e 3 dS/m (SAUTCHUK *et al.*, 2005). Neste trabalho, os resultados de condutividade elétrica da água cinza bruta estão abaixo desta faixa. Para os outros usos não foram encontrados padrões de qualidade em relação à condutividade elétrica (US EPA, 2004, PORTUGAL, 2011).

Já os resultados de alcalinidade total indicam maior alcalinidade na fração do chuveiro, provavelmente devido à concentração de sódio em sabões (Tabela 27) (AL-JAYYOUSI, 2003). Vakil *et al.* (2014) por exemplo, encontraram maior concentração de alcalinidade na amostra composta por todas as frações (incluindo a de cozinha), de 185 mg.L⁻¹, ou seja, próxima ao encontrado neste estudo para a fração dos chuveiros. May (2009) obteve alcalinidade de 132 mg.L⁻¹ para a fração composta.

Tabela 27– Resultados de alcalinidade total (mgCaCO₃/L).

Data	Lavatório	Chuveiro	Máquina	Composta
27/08/2013	98,6	245,9	57,5	131
18/10/2013	65,22	90,12	66,28	71,03
Média	81,91	168,01	61,89	101,01

5.3.6. Surfactantes Aniônicos

Os detergentes são a principal fonte de surfactantes aniônicos e de matéria orgânica em águas residuárias domésticas. Caso estas substâncias estejam presentes em concentrações altas na água de reúso para irrigação podem causar efeitos adversos nas propriedades do solo em longo prazo (SHAFRAN *et al.*, 2005). A concentração de surfactantes geralmente é maior nas águas cinzas do que no esgoto

doméstico não segregado - que possui concentração média de 0,5 a 21 mg.L⁻¹ (HOSSEINIA *et al.*, 2006) .

Os resultados da água cinza bruta (período de agosto a novembro) (Figura 34) indicam maior concentração de surfactantes na fração da máquina de lavar roupas, seguida pela fração dos lavatórios e dos chuveiros. A Tabela 28 descreve os resultados completos de monitoramento de surfactantes na água cinza bruta.

Figura 34– Concentração média de surfactantes aniônicos na água cinza bruta.

Rapoport (2004) encontrou valores na faixa de 0,9-23 mg.L⁻¹ na água cinza composta de chuveiros e lavatórios. Shafran *et al.* (2005) obtiveram valores entre 3 e 26 mg.L⁻¹ na água cinza composta de banheiros, concentrações próximas à da água cinza (composta) analisada neste estudo. Prathapar *et al.* (2005) obtiveram valor médio superior, de 118,3 mg.L⁻¹ na fração da lavanderia. Vale notar que há poucos dados na literatura sobre a concentração de surfactantes em águas cinzas reais.

Tabela 28– Resultados de surfactantes aniônicos (mg.L⁻¹) da água cinza bruta.

Amostra	N	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Desv. Pad.
Lavatório	4	7,01	7,91	9,84	2,37	3,26
Chuveiro	4	5,0	3,69	10,3	2,33	3,58
Máquina	3	51,08	42,88	70,29	40,09	16,68
Composta	3	37,44	31,41	50,33	30,59	11,16

Nota-se que mesmo os valores mínimos da água cinza composta foram altos em relação às concentrações das demais frações, pois a partir de setembro a fração composta era composta em 63% pela fração da máquina de lavar, que é a principal fonte de surfactantes em águas cinzas. Segundo a Resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) a concentração limite máxima permitida de surfactantes é de 0,5 mg.L⁻¹ para águas doces e 0,2 mg.L⁻¹ para águas salobras e salinas, apesar de não haver um padrão para o lançamento. Isto indica que a água cinza destas frações (chuveiro, máquina de lavar e lavatórios) deve passar por tratamento antes de seu descarte em águas superficiais. Em processos de tratamento, altas concentrações de surfactantes podem causar excesso de espuma, adesão nas paredes dos reatores, acúmulo de sólidos na superfície de membranas, inibição dos microrganismos responsáveis pela biodegradação (em tratamento biológico), entre outros problemas operacionais (CHANG, WAGNER, CORNEL, 2007, OLIVEIRA, 2010).

5.3.7. Óleos e Graxas

O monitoramento de óleos e graxas em águas cinzas é muito importante, principalmente se a água tratada for utilizada para irrigação, pois pode ocasionar acúmulo nos solos. Os impactos do acúmulo de óleos e graxas no solo são no movimento de água, diminuição da ascensão capilar e aumento do tempo de penetração de gotas d'água (TRAVIS, WAISBROD, GROSS, 2008). Para usos como aplicação em descarga sanitárias e lavagem de pisos, o "Manual de Conservação e Reúso de Água em Edificações" (SAUTCHUK *et al.*, 2005) recomenda que a concentração máxima de óleos e graxas seja igual ou inferior a 1 mg.L⁻¹.

As principais fontes de óleos e graxas na água cinza são óleos e gorduras usados na cozinha, e resíduos da transpiração humana presentes no corpo e nas roupas. A fração de água cinza com maior concentração de óleos e graxas é a proveniente da cozinha, com concentração em torno de 200 mg.L⁻¹ (TRAVIS, WAISBROD, GROSS, 2008). A Tabela 29 apresenta os resultados de óleos e graxas nas águas cinzas brutas analisadas nesta pesquisa.

Tabela 29-Resultados da análise de óleos e graxas na água cinza bruta, de 28/11/2013.

Parâmetro	Lavatórios	Chuveiros	Máquina	Mistura
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹)	< 10	< 10	15,3	22,5

Devido à limitação da faixa de medição do método, não foi possível relatar com precisão o valor de óleos e graxas das amostras do lavatório e chuveiro. Mas nota-se que as concentrações encontradas na água cinza gerada pela edificação estudada estão acima do estabelecido para uso em descarga sanitária.

Rapoport (2004) analisou as águas cinzas de chuveiros e pias dos banheiros e obteve o valor médio de 23,2 mg.L⁻¹, apesar de não considerar a fração da máquina de lavar roupas este valor foi muito próximo ao obtido nesta pesquisa para a fração composta (Tabela 29). Al-Jayyousi (2003) obteve concentração de 141 mg.L⁻¹ na água cinza bruta composta em residências da Jordânia. Em Israel, Travis, Waisbrod, Gross (2008) encontraram valores médios de óleos e graxas de 7,2 mg.L⁻¹ na água cinza bruta provenientes de chuveiros, valor similar ao encontrado neste trabalho. Christova Boal, Eden,McFarlane (1996) obtiveram valor de óleos e graxas de 37-78 e de 8-35 mg.L⁻¹ para água cinza bruta de banheiros e lavagem de roupas respectivamente. É possível notar através Tabela 29 que o resultado de concentração da água cinza real de lavatórios foi baixo, abaixo de 10 mg.L⁻¹. May (2009) obteve concentração média de 47,6 mg.L⁻¹ na fração da máquina de lavar roupas enquanto que na fração composta a concentração média foi de 65,9 mg.L⁻¹.

Os óleos e graxas contribuem para o aumento de matéria orgânica refratária na água cinza. Caso não haja a remoção prévia destes compostos, sua presença em grande quantidade pode diminuir a eficiência de tratamentos biológicos subsequentes, comprometendo a qualidade final da água cinza e inviabilizando algumas modalidades de reúso.

5.3.8. Sulfato

Nas águas cinzas as concentrações de sulfato são preocupantes devido à possibilidade destas se tornarem anaeróbias na ausência de OD (em reservatório coletor de água cinza ou tanque de equalização) ou com concentrações baixas, pode também gerar odor devido à redução para sulfeto, e em concentrações elevadas, o sulfato pode causar corrosão das tubulações (METCALF e EDDY, 1991). Para a fração do lavatório a média obtida por Bazzarella (2005) foi 112,4; 162,1 para o chuveiro e 355,4 mg.L⁻¹ para a máquina, todas superiores às obtidas aqui (Tabela 30), mas também foi observada maior concentração na amostra da máquina. Halalsheh *et al.* (2008) obtiveram concentração média de 211 mg.L⁻¹ na água cinza composta excluindo fração da cozinha. O valor médio da água cinza bruta composta foi 96,46 mg.L⁻¹.

Notou-se, durante as coletas, que as frações dos lavatórios e dos chuveiros possuíam odor forte em comparação com a fração da máquina, o que pode indicar que devido ao acúmulo no reservatório coletor, o sulfato pode ter sido reduzido a sulfeto. As concentrações de Sulfato das amostras destas frações foram inferiores à da amostra da máquina de lavar.

Tabela 30– Resultados de Sulfato da água cinza bruta.

Data	Lavatório	Chuveiro	Máquina	Composta
24/09/2013	12,33	10,86	—	90
04/10/2013	—	—	106,9	95,8
07/10/2013	—	—	116,2	103,6

Nota:

Os valores com travessão indicam a ausência de dados.

5.3.9. Análises Microbiológicas

A presença de coliformes e *E. coli* em águas cinzas pode indicar risco de contaminação por microrganismos patogênicos (BIRKS e HILLS, 2007). Estes parâmetros são geralmente exigidos por legislações que determinam a qualidade da água tratada para reúso. Neste estudo, as concentrações de coliformes totais foram baixas na água cinza da máquina se comparada aos resultados de outros autores (ROSE *et al.*, 1991, BAZZARELLA, 2006, CHRISTOVA BOAL, EDEN, MCFARLANE, 1996) provavelmente por não terem sido lavadas roupas íntimas. No âmbito do presente estudo, os usuários da máquina normalmente lavavam uniformes, meias e toalhas de banhos. Vários autores analisaram coliformes e *E. coli* em águas cinzas em outra unidade (NMP/100mL), então não foi possível fazer a comparação com estes. Os resultados de coliformes totais e *E. coli* estão sintetizados nas tabelas 31 e 32.

Tabela 31– Resultados de coliformes totais (UFC.100mL⁻¹) em água cinza bruta.

Data	Lavatório	Chuveiro	Máquina	Composta
13/09/2013	14,24x10 ⁶	7x10 ⁵	0	3x10 ⁶
23/10/2013	1,0x10 ⁶	1,017x10 ⁵	5,05x10 ³	1,6x10 ³

Vakil *et al.* (2014) obtiveram maiores concentrações de coliformes fecais na água cinza oriunda de banheiros se comparada à água cinza da máquina de lavar roupas. Rapoport (2004) encontrou valores médios de coliformes totais de 1,55x10⁷ UFC.100mL⁻¹ na água cinza bruta do banheiro, valor este similar ao encontrado na fração dos lavatórios. Nolde (2000) obteve valores médios de 10 a 1x10³ UFC.100mL⁻¹ de coliformes totais em água cinza de banheiros. May (2009), que analisou as mesmas frações de águas cinzas abordadas nesta pesquisa, também obteve maior concentração de coliformes totais na fração do lavatório e chuveiro em comparação com a fração da máquina de lavar. A fração dos lavatórios foi a que

apresentou maior concentração de coliformes totais (Tabela 31). Inclusive, uma das placas em que foi colocado 1 mL de amostra desta fração sem diluição teve resultado incontável para coliformes (Figura 35). Chaillou *et al.* (2011) obtiveram valor similar de *E. coli* ($2,3 \times 10^5$ UFC.100mL⁻¹) em água cinza de banheiros (Tabela 32).

Figura 35– Fotografia de placa para contagem de coliformes com amostra do lavatório no dia 12/09/2013.

Tabela 32– Resultados médios de *E.coli* e coliformes (UFC.100mL⁻¹) na água cinza bruta.

Amostra	N	Coliformes	<i>E. coli</i>
Lavatório	2	$7,6 \times 10^6$	$2,08 \times 10^4$
Chuveiro	2	4×10^5	$5,06 \times 10^4$
Máquina	2	50	0
Composta	2	$1,5 \times 10^6$	700

A maior concentração de *E.coli* foi detectada na fração do chuveiro e isso concorda com o resultado de Bazzarella (2005), em que a fração do chuveiro foi a com maior concentração de *E.coli* ($4,3 \times 10^3$ NMP/100mL). Já para coliformes, a maior concentração foi na água cinza de lavatórios (Tabela 32).

A fração composta era composta de 48% a 63% pela fração da máquina (no período em que foram realizadas estas análises) e provavelmente por isso apresentou valores inferiores de coliformes e *E. coli*. É possível concluir que todas as

concentrações de coliformes totais estão acima do exigido para a água de reúso para aplicação em descargas sanitárias de acordo com a legislação de Niterói (NITEROI, 2011), que determina para este uso a ausência de coliformes totais em 100 mL. Portanto, essa água cinza real precisa passar por um tratamento antes de ser utilizada.

Para finalizar esta subseção a Tabela 33 sintetiza os resultados médios de todos os parâmetros monitorados na água cinza bruta no presente estudo. Na presente tabela ressaltamos alguns aspectos que chamam a atenção por destoar da literatura. As concentrações de SST e os valores de turbidez foram inferiores aos reportados por outros estudos, como: Bazzarella (2005), Li *et al.* (2008), Jabornig e Favero (2013), Sanchez, Rivero, Ortiz (2010). Isso pode ser atribuído à composição da água cinza bruta analisada em cada estudo, já que alguns consideram o efluente da cozinha; a geração de cada fonte varia, por exemplo, neste estudo a água cinza foi composta em sua maior parte pela fração da máquina, que possui menor turbidez do que as demais. Outra diferença perceptível foi a maior concentração de N-Total da água cinza deste estudo se comparado a outros que também analisaram água cinza bruta das mesmas frações (TRAVIS, WAISBROD, GROSS, 2008, MAY, 2009), o que pode ser atribuído ao hábito dos usuários (por exemplo, de urinar e lavar peças de roupas durante o banho), composição dos produtos utilizados, e à variação na contribuição de cada fonte geradora de água cinza para a água composta.

A concentração de óleos e graxas foi inferior à obtida por alguns autores (CHRISTOVA-BOAL, EDEN, MCFARLANE, 1996, RAPOPORT, 2004), o que pode ser explicado pela variação das características do que está sendo lavado na máquina de lavar roupas; se na água cinza é considerada a fração da cozinha, o que implicará em aumento da concentração, dentre outros fatores. As concentrações dos demais parâmetros foram similares ao encontrado na literatura.

Tabela 33– Síntese dos resultados médios de caracterização da água cinza bruta.

Parâmetro	Fração de água cinza			
	Chuveiros	Lavatórios	Máquina	Composta
Turbidez (NTU)	100,0	48,68	33,54	53,81
SST(mg.L ⁻¹)	155,83	18,47	32,68	70,83
ST(mg.L ⁻¹)	408,54	165,5	901,33	632,4

continuação

Parâmetro	Fração de água cinza			
	Chuveiros	Lavatórios	Máquina	Composta
DQO(mg.L ⁻¹)	272,88	208,15	274,1	280,78
pH	7,18	7,13	7,82	7,59
P-Total(mg.L ⁻¹)	5,36	3,27	2,36	2,68
N-Total (mg.L ⁻¹)	50,28	5,14	4,31	18,05
Surfactantes aniônicos(mg.L ⁻¹)	5	7,01	51,08	32,44
Alcalinidade(mg.L ⁻¹)	168,01	81,91	61,89	101,01
COT(mg.L ⁻¹)	95,24	79,41	91,58	90,07
DBO(mg.L ⁻¹)	123,14	101	77	136,32
Sulfato	10,86	12,33	111,55	96,46
Coliformes Totais(UFC.100mL ⁻¹)	4x10 ⁵	7,62x10 ⁶	2,52x10 ³	1,5x10 ⁶
<i>E. coli</i> (UFC.100mL ⁻¹)	5,06x10 ⁴	2,08x10 ⁴	0	700
Óleos e graxas(mg.L ⁻¹)	< 10	< 10	15,3	22,5

5.4. DESEMPENHO DA UNIDADE EXPERIMENTAL DE TRATAMENTO E QUALIDADE DAS ÁGUAS CINZAS SINTÉTICAS TRATADAS

Os resultados apresentados nesta subseção são referentes ao período entre 10/03/2014 e 23/05/2014. Primeiramente são apresentados os resultados referentes a cada um dos parâmetros. Paralelamente os resultados são discutidos e comparados com outros estudos de processos biológicos empregados no tratamento de águas cinzas, a fim de melhor compreender as eficiências pensando em projetos.

O sistema piloto de tratamento (descrito na Seção 4.3) começou a operar com água cinza sintética no dia 25/02/2014. Primeiramente é importante retomar que como foi utilizada água cinza sintética, as etapas de pré-tratamento com gradeamento e de desinfecção com hipoclorito de sódio não foram analisadas.

A vazão média de alimentação do reator foi de 302 L/dia. A Figura 36 apresenta a variação da vazão ao longo do período experimental. No início da operação (de 24/03 a 01/04/2014) houve problema na regulação da bomba, gerando valores de vazão mais altos do que o planejado.

Figura 36-Valores de vazão de alimentação (L/dia) do reator com água cinza sintética

O ponto de amostragem “bruto” corresponde às amostras coletadas na entrada do reator MBBR, o “MBBR” corresponde ao ponto dentro do reator, e o ponto “final” corresponde à amostra coletada na saída do decantador (ou em sua parte superior).

5.4.1. Avaliação dos Parâmetros Físicos

A Figura 37 apresenta fotografia das amostras coletadas dos diferentes pontos de amostragem.

Figura 37 - Amostras dos diferentes pontos: tanque de equalização; MBBR; e decantador (da esquerda para a direita) em 24/03/2014.

É possível notar diferenças na turbidez das amostras, sendo a amostra do tanque de equalização (bruto) a de valor mais elevado. Apesar de a água analisada ser sintética, o valor médio de turbidez foi similar ao da água cinza real composta. A Figura 38 apresenta a concentração de turbidez nos diferentes pontos de amostragem.

Figura 38 – Resultados de turbidez durante o tratamento de água cinza sintética.

Verificou-se grande variação nos valores de turbidez da água cinza sintética bruta, o que deve ter ocorrido em função da dissolução incompleta de elementos presentes na água sintética. A observação visual indicava aparente precipitação no fundo do reservatório, e a cada preparo de nova água esses precipitados eram diluídos com a mesma.

A eficiência de remoção de turbidez foi de 66% no ponto final. Couto (2012) analisou o tratamento de águas cinzas com filtro anaeróbio de fluxo ascendente e obteve remoção de 71% de turbidez. Jabornig e Favero (2013) obtiveram remoção de 99% após tratamento com MBBR associado com membranas (MBBMR), no tratamento de água cinza sintética da mesma formulação adotada, porém com adição de esgoto secundário. A Figura 39 apresenta os resultados de SST durante o tratamento.

Figura 39– Evolução da concentração de SST durante o tratamento de água cinza sintética.

Observando-se a Figura 39 nota-se um pico na concentração de SST do ponto bruto próximo ao dia 20 de abril, que está associado a outro pico observado na turbidez também neste dia, e que pode ser explicado pela diminuição da vazão nesse

período (que coincidiu com um feriado), e como a água que entrava no reator provavelmente era oriunda do fundo do tanque de equalização (que acumulava precipitação de substâncias da água sintética não dissolvidas) pode ter causado este aumento na turbidez e SST neste dia.

A eficiência de remoção de SST foi 87% no ponto final (após decantador). Como a eficiência de remoção após o decantador é mais alta isto indica a necessidade do uso do decantador neste tratamento para produzir um efluente de melhor qualidade no que se refere à concentração de SST. A concentração de SST no ponto MBBR (dentro do reator) indica a biomassa que cresce em suspensão ou que se desprende do meio suporte.

May (2009) obteve eficiência de 92,64% para SST após o tratamento de águas cinzas reais (provenientes de todas as fontes exceto cozinha) com biodiscos. Jabornig e Favero (2013) obtiveram eficiência de 89% após tratamento em biorreator MBBMR de água sintética com a mesma formulação.

5.4.2. Remoção de Matéria Orgânica

A DQO da água cinza bruta sintética apresentou valores muito variáveis, como é possível perceber na Figura 40. Houve resultados abaixo da gama de medição do método em amostra do ponto do MBBR, o que indica concentrações muito baixas de DQO (abaixo de 16 mg.L^{-1}), e baixa concentração de matéria orgânica no reator.

Figura 40 – Concentração de DQO durante o tratamento de água cinza sintética.

Percebeu-se ainda que a qualidade do efluente final, em termos de DQO, não foi muito variável. A eficiência de remoção de DQO foi de 70% no ponto final (após decantador). Esse valor é comparável à eficiência obtida por Friedler e Gilboa (2010), que foi de 68,2% no efluente de biodiscos no tratamento de águas cinzas provenientes de banheiros e à eficiência obtida por Jabornig e Favero (2013) que foi de 64% no tratamento de água sintética de mesma composição.

Durante o período de maior vazão de alimentação (de 24/03/2014 a 01/04/2014) cujo TDH foi de aproximadamente 2h nas 2^{af}, 3^{af} e 5^{af} e TDH maior nos demais três dias da semana onde o reator não era alimentado (conforme detalhado na Seção 4.3.2) a eficiência de remoção de DQO foi de 82,6%, ou seja, maior do que a eficiência obtida considerando o período de 02/04 a 22/05/2014 cujo TDH foi 4h.

A DBO medida neste trabalho foi a DBO₅ (Figura 41). A eficiência de remoção de DBO total foi de 58,9% no ponto final (após decantador). Portanto é possível perceber que houve estabilização da matéria orgânica carbonácea. Couto (2012) obteve valor de 68% de eficiência de remoção de DBO após filtro anaeróbio (TDH de 1 dia), porém este autor tratou água cinza real, somente da fração de banheiros de edificação aeroportuária.

A eficiência de remoção de DBO da presente pesquisa foi relativamente baixa (58,9%) quando comparada à eficiência alcançada por outros estudos. Dalameh *et al.* (2014) analisaram tratamento com água cinza sintética (porém com outra formulação e adição de esgoto primário) após tratamento com filtro de carvão vegetal, obtiveram remoção de 83 a 94% de DBO. Oliveira (2008) analisou o tratamento de esgoto em sistema de tratamento composto por MBBR (TDH de 5,5 h e razão de enchimento de 20%) seguido por dois decantadores secundários e obteve remoção superior de DBO (84%).

Comparando-se a água sintética com a água cinza real, a relação DQO/DBO da água sintética foi superior (5,5), o que indica que a fração não biodegradável foi elevada.

Figura 41 – Concentração de DBO durante o tratamento de água cinza sintética.

A eficiência de remoção de Carbono Orgânico Dissolvido (COD) foi de 31 % no ponto final (após decantador). Esta eficiência foi baixa se comparada a de Sanchez, Rivero, Ortiz (2010) que obtiveram 65% de remoção deste parâmetro em tratamento de água cinza real com fotocatalise. A concentração de COD da água cinza bruta destes autores foi de 29 mg.L⁻¹, muito similar à concentração do ponto bruto da água sintética (Figura 42). Ushijima *et al.* (2013) obtiveram eficiência de remoção de 58 a 68% de COD após tratamento de água cinza sintética em tratamento por *slanted soil*

system. A baixa concentração de COD, visualizada na Figura 42, pode indicar uma limitação ao crescimento bacteriano dentro do reator. No esgoto bruto a concentração média de COD é de 170 mg.L^{-1} (Tonetti *et al.*, 2011). As concentrações de COD no efluente final não variaram muito, o que pode indicar que o sistema atingiu o equilíbrio dinâmico (Tonetti *et al.*, 2011).

Figura 42– Concentração de COD durante o tratamento de água cinza sintética.

5.4.3. Avaliação de Nitrogênio e Fósforo

A concentração de nitrogênio na água sintética foi inferior à obtida na caracterização da água cinza real, porém a concentração de fósforo foi superior, sendo que a relação DQO:N:P foi 100:1,13:2,67, indicando principalmente deficiência de N-Total. Essa relação foi semelhante à obtida por Jabornig e Favero (2013) na água sintética bruta (100:2,28:0,25), sendo que estes utilizaram a mesma formulação porém adicionaram o esgoto secundário. A Figura 43 apresenta a concentração de P-Total durante o tratamento.

Figura 43—Concentração de P-Total durante o tratamento de água cinza sintética.

A eficiência de remoção de P-Total foi de 12% no ponto final (após decantador), porém é preciso considerar que a concentração média deste parâmetro do ponto bruto já foi baixa, provavelmente devido à composição do sabão em pó e amaciante utilizados no preparo da água sintética que não continham fosfato. May (2009) obteve eficiência de remoção de 23,63% após tratamento de águas cinzas reais por biodiscos com TDH de 3 h (próximo ao deste experimento). Couto (2012) analisou o tratamento de águas cinzas (de banheiros) com filtro anaeróbio de fluxo ascendente com TDH de 1 dia e obteve remoção de 19,79% de P-Total. Merz *et al.* (2007) conduziram experimento em escala de laboratório com reator de membrana de ultrafiltração (TDH de 13 h) para o tratamento de águas cinzas de chuveiros, e obtiveram remoção de 19% de P-Total. Assim, evidencia-se que os processos biológicos no tratamento de águas cinzas tem demonstrado limitação na remoção de P-Total, mesmo com TDH elevados.

Com relação ao reúso, o fósforo não é um parâmetro considerado pela maioria das legislações sobre reúso para aplicações de águas cinzas em usos internos de uma edificação e em irrigação de áreas verdes ou mesmo de alimentos (US EPA, 2004).

Inclusive, sua presença na água cinza pode contribuir para o crescimento das plantas se for aplicado na irrigação.

A Figura 44 apresenta os resultados do monitoramento de NTK durante o tratamento.

Figura 44— Concentração de NTK durante o tratamento de água cinza sintética.

A concentração de NTK pareceu ter um ligeiro aumento após tratamento, o que pode ter sido causado por limitação do método analítico, que para análises em efluentes com concentração baixa de NTK (abaixo de 5 mg/L) o erro é maior. Os resultados indicam que, possivelmente não houve remoção de matéria nitrogenada (por nitrificação) durante o tratamento (SPERLING, 1996).

Jabornig e Favero (2013) obtiveram remoção de 79% deste parâmetro após tratamento com MBBMR, porém a composição da água sintética bruta analisada no experimento destes autores era diferente (concentração de N-Total inicial de 6,5 mg.L⁻¹) pois continha esgoto secundário, além disso o tratamento consistia no reator MBBR com TDH de 24 h associado a filtração com membranas, o que pode explicar maior eficiência deste estudo comparado ao obtido nesta pesquisa.

5.4.4. pH, OD, Condutividade Elétrica e Alcalinidade Total

A Tabela 34 descreve os valores de pH monitorados em cada ponto de amostragem.

Tabela 34– Resultados de pH durante o tratamento.

pH	N	Média	Mínimo	Máximo	Desv. Pad.
Bruta	11	7,21	6,92	7,65	0,24
MBBR	11	7,66	7	8,48	0,39
Final	11	7,25	6,44	7,63	0,33

Conforme a Tabela 34, os valores de pH se mantiveram próximos a neutralidade, e com pequeno desvio padrão. Esses valores de pH nos pontos “Bruto” e “Final” foram próximos aos obtidos por Couto (2012) no monitoramento do pH de seu filtro anaeróbio. A concentração média na água sintética bruta foi similar à concentração obtida na água cinza real composta. Pode-se concluir que o pH do efluente final estava na faixa exigida para reúso urbano irrestrito não-potável (US EPA, 2004) e para reúso em edificações segundo a legislação de Niteroi (NITEROI, 2011). A Tabela 35 apresenta os resultados de condutividade elétrica em cada ponto de amostragem.

Tabela 35– Resultados de Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) durante o tratamento.

C.E.	N	Média	Mínimo	Máximo	Desv. Pad.
MBBR	10	475,85	429	543,5	36,20
Final	10	478,1	417	533,5	36,32

Nota-se que os valores de condutividade elétrica não variaram significativamente nos diferentes pontos. Apesar de não oferecer risco sanitário, o acompanhamento desta variável é importante, pois caso a condutividade esteja elevada pode causar a

precipitação de sais, formando incrustações nas tubulações e, além disso, pode causar impactos no solo e na vegetação se a água for aplicada na irrigação. No geral, estes valores foram inferiores aos obtidos por May (2009), porém esta autora analisou outro tratamento (biodiscos) e águas cinzas reais, diferente deste experimento onde foi tratada água sintética. Também foram inferiores ao obtido por Shafran *et al.* (2005) em águas cinzas reais (incluindo fração da cozinha) de residências de Israel. A concentração da água sintética bruta apresentou valores de condutividade elétrica semelhante ao medido na fração dos chuveiros (Seção 5.3.5). Estas concentrações se assemelham ao medido por Bazzarella (2005) na água cinza real de banheiros e lavagem de roupas e ao obtido por Jabornig e Favero (2013) no tratamento de água cinza sintética da mesma formulação, porém com adição de esgoto secundário.

A concentração de OD no reator MBBR se manteve alta, próxima a 7 mg.L⁻¹, indicando que o fornecimento de ar estava suficiente (Figura 45). Em tratamentos biológicos a concentração de OD é limitadora de crescimento das bactérias aeróbias. Para as bactérias nitrificadoras o OD deve estar na faixa entre 0,5 e 2,5 mg.L⁻¹ (GEBARA, 2006). Já dentro do decantador o OD foi baixo devido à inexistência de aeração, e os valores mínimos podem ser explicados pelo consumo de OD da fase líquida pela biomassa ativa existente no fundo do decantador.

Em relação aos aspectos hidrodinâmicos, observou-se que a movimentação dos meios suportes foi uniforme no interior do reator. Reis (2007) em experimento com MBBR, no tratamento de efluente sintético de alta carga orgânica, necessitou aumentar a vazão de ar do reator, pois o biofilme do meio suporte se tornou mais espesso, aumentando a densidade do meio suporte e exigindo mais aeração para movimentação. No presente estudo, houve baixo crescimento de biomassa aderida ao meio suporte.

Figura 45– Evolução da concentração de OD no reator MBBR e no decantador durante tratamento de água cinza sintética.

Apesar de a temperatura não ser um dos parâmetros de monitoramento descritos neste trabalho, esta foi medida com a sonda multiparâmetros nos dias em que se mediu OD e condutividade. Os valores variaram de 17,97 a 28,57°C.

Em função das baixas variações de temperatura observadas e em comparação com os demais resultados pôde-se concluir que não houve influência deste parâmetro na eficiência do processo de tratamento. A Tabela 36 apresenta os resultados de alcalinidade total em cada ponto.

Tabela 36- Resultados de Alcalinidade Total (mgCaCO₃/L) durante o tratamento.

Alcalinidade	N	Média	Mínimo	Máximo	Desv. Pad.
Bruta	10	34,35	23,68	45,53	8,63
MBBR	10	40,46	29,72	58,07	8,4
Final	10	42,74	32,15	55,99	7,5

As concentrações de alcalinidade total foram similares em todos os pontos de amostragem, com um pequeno aumento ao longo do tratamento. Couto (2012) também encontrou concentrações de alcalinidade semelhantes antes e depois do tratamento com filtro anaeróbio. A concentração de alcalinidade da água sintética bruta foi inferior à da água cinza real (101 mg.L⁻¹). A concentração de alcalinidade

dentro do reator MBBR é um parâmetro limitante da oxidação do N-amoniaco em Nitrito e Nitrato (GAUL, MARKER, KUNST, 2003). Paulo *et al.* (2013) em tratamento de águas cinzas escuras em *wetland* notaram aumento da alcalinidade durante o tratamento, o que pôde ser atribuído ao predomínio de condição anaeróbia.

5.4.5. Remoção de Óleos e Graxas

O parâmetro óleos e graxas foi monitorado somente uma vez durante o experimento. Os resultados das análises (mg.L^{-1}) estão descritos na Tabela 37.

Tabela 37– Resultados das concentrações de óleos e graxas (mg.L^{-1}) nos diferentes pontos de amostragem.

Parâmetro/Ponto	Bruto	Final
Óleos e Graxas	24,0	17,8

A concentração de óleos e graxas da água sintética bruta foi muito próxima à concentração medida na água cinza real composta. Houve eficiência de remoção de apenas 25,8%. Travis, Waisbrod, Gross (2008) obtiveram concentração de $5,3 \text{ mg.L}^{-1}$ na água cinza composta (chuveiros, lavatórios e máquina de lavar roupas) tratada por *wetland* construído de fluxo vertical, ou seja, um valor mais baixo do que o obtido na água tratada pela presente pesquisa. May (2009) tratou todas as frações de águas cinzas exceto a de cozinha e obteve com o tratamento através de biodiscos a concentração de $24,3 \text{ mg.L}^{-1}$, equivalente a uma remoção de 43%. Bazzarella (2005) também tratou águas cinzas reais destas frações, mas em reator anaeróbio compartimentado (RAC), cuja eficiência de remoção para óleos e graxas foi 25%, atingindo concentração média de $1,4 \text{ mg.L}^{-1}$. O efluente do RAC era tratado por filtro biológico aerado submerso e obteve concentração média ainda inferior, ou seja, de 1 mg.L^{-1} .

5.4.6. Remoção de Sulfato e Surfactantes

A eficiência de remoção de sulfato foi de 20,7% no ponto final (Figura 46). A concentração média de sulfato da água cinza sintética bruta foi muito próxima da concentração medida na água cinza real composta. Porém este não é um parâmetro que deve ser controlado na água tratada segundo as legislações (US EPA, 2004, NITEROI, 2011, QUEENSLAND, 2008), nem no lançamento de efluentes em corpos receptores (BRASIL, 2011). Porém, vale ressaltar que caso haja elevada concentração de sulfato na água tratada em aplicação em descargas de vasos sanitários pode causar odor.

Vakil *et al.* (2014) encontraram concentração de sulfato de 128,8 mg.L⁻¹ em águas cinzas de todas as frações, concentração esta superior ao encontrado na água sintética bruta.

Figura 46– Concentração de sulfato durante tratamento de água cinza sintética.

Com relação à remoção de surfactantes, esta é muito importante quando se trata de reúso em descarga de vasos sanitários, devido à possível formação de espuma no momento da descarga e também caso haja aplicação na irrigação, pois pode causar

danos às plantas e ao solo, além de poluição de água subterrânea (GROSS *et al.*, 2005). Neste trabalho foram analisados somente os surfactantes aniônicos, que são a fração de interesse e de maior ocorrência neste tipo de água residuária em comparação com os surfactantes catiônicos (CHAILLOU *et al.*, 2011). A Figura 47 apresenta a evolução da concentração de surfactantes durante o tratamento.

Figura 47– Concentração de surfactantes aniônicos durante o tratamento de água cinza sintética.

A concentração de surfactantes na água sintética bruta foi muito inferior à concentração da água cinza real analisada, provavelmente devido à formulação (NSF, 2011) adotada que considera a geração da fração da máquina de lavar roupas como 52% do total da água cinza gerada, ou seja, um volume menor do que o gerado na edificação estudada. A eficiência de remoção de surfactantes aniônicos foi de 30,24% no ponto final, sendo que não houve grande variação da eficiência após a etapa do decantador. Ushijima *et al.* (2013) analisaram o tratamento de água cinza sintética (representativa de todas as frações, inclusive da cozinha) com o *slanted soil system*, e obtiveram remoção acima de 90% de LAS- surfactante aniônico mais utilizado na formulação de detergentes e produtos de limpeza (MOREL e DIENER, 2006)- com concentrações finais de 2,3 a 3,3 mg.L⁻¹.

Para finalizar esta seção a Tabela 38 apresenta os resultados dos parâmetros monitorados no tratamento da água cinza sintética.

Tabela 38—Síntese dos resultados de monitoramento do tratamento de água cinza sintética.

Parâmetro		Bruto	Final	Eficiência (%)
Turbidez	N	11	11	66
	Média	40,23	13,67	
	DP	21,27	7,79	
SST	N	10	11	87,07
	Média	87,3	11,28	
	DP	117,81	9,34	
N-Total	N	8	8	—
	Média	2,81	4,17	
	DP	1,92	2,09	
P-Total	N	10	10	12
	Média	6,59	5,8	
	DP	5,62	5,31	
DBO	N	8	10	59
	Média	44,37	18,2	
	DP	7,76	7,58	
DQO	N	11	11	70
	Média	246,63	73,86	
	DP	204,39	30,87	
COD	N	8	8	31
	Média	20,86	14,38	
	DP	3,13	3,10	
Sulfato	N	6	6	21
	Média	90,1	71,39	
	DP	37,96	7,82	
Surfactantes	N	6	6	30
	Média	18,65	13,01	
	DP	3,4	4,47	
OD	N	—	11	—
	Média	—	3,05	
	DP	—	1,67	

Notas:

DP: Desvio Padrão.

Unidades: mg.L⁻¹, exceto turbidez (UNT).

A Figura 48 mostra as eficiências de remoção dos parâmetros após tratamento.

Figura 48 – Eficiência de remoção (%) de alguns parâmetros após o tratamento.

De modo geral verifica-se uma maior eficiência de remoção de SST (87%). Não houve remoção de N-Total e a eficiência de remoção de P-Total foi baixa. Comparando-se o desempenho do processo de tratamento estudado com estudos de MBBR no tratamento de efluentes é possível fazer algumas relações. Kim *et al.* (2011) analisaram dois reatores MBBR seguidos por decantador no tratamento de efluente sintético com DQO média de 193 mg.L^{-1} com meio suporte de poliuretano. Estes autores obtiveram maior remoção de DQO (95%), DBO (91%) e N-Total (64%), porém baixa remoção de fósforo (6,8%). Mas houve várias diferenças em comparação a este experimento, como a composição do efluente tratado, que continha maior concentração de matéria orgânica e de N-Total em comparação à água sintética analisada, além disso, os reatores foram operados em série, em escala de laboratório e com outro tipo de material suporte, o TDH foi superior (8 h) e a aeração foi intermitente, variáveis que podem ter interferido nos resultados. Kermani *et al.* (2008) conduziram experimento de tratamento em laboratório composto por: um reator MBBR anaeróbio, 2 anóxicos e 1 aeróbio (TDHs de 4, 4 e 12 h respectivamente), com razão de preenchimento de 50 a 70% tratando efluente sintético com DQO inicial de 500 mg.L^{-1} . Estes autores obtiveram maior remoção de DQO, N-Total e P-Total do que a obtida neste experimento, porém a composição do

efluente tratado foi diferente da verificada na água sintética. Calderon *et al.* (2012) analisaram 3 reatores MBBR aeróbios com tratamento de efluente com DQO inicial de 140 mg. L⁻¹ e TDHs de 5, 10 e 15 h e concluíram que quanto maior foi a razão de preenchimento e maior o TDH maior a remoção de DQO. Isso pode sugerir que caso a razão de preenchimento ou o TDH do reator MBBR fosse maior a eficiência deste parâmetro pudesse ser melhorada.

Apesar de as eficiências de remoção (para a maioria dos parâmetros) não terem sido altas comparadas a outros estudos com processos biológicos (como: FRIEDLER, KOVALIO, BEN-ZVI, 2006, MAY, 2009, MERZ *et al.*, 2007) de tratamento de águas cinzas, dependendo da qualidade da água exigida e da aplicação pretendida, este sistema de tratamento pode ser suficiente. Em comparação com alguns outros tratamentos de águas cinzas, a exemplo dos processos químicos por coagulação-floculação; e eletrocoagulação seguida por flotação e sedimentação (PIDOU *et al.*, 2008, VAKIL *et al.*, 2014), as eficiências de remoção de DBO, COD e turbidez foram inferiores neste estudo.

Percebe-se também que as eventuais alterações na composição da água cinza sintética não interferiram aparentemente nos valores medidos dos parâmetros monitorados. A DQO da água cinza bruta no dia 26/03 atingiu seu valor máximo (689 mg.L⁻¹). Também neste dia a concentração de P-Total foi a mais baixa comparando com os demais dias, mas não se pode afirmar que haja alguma relação destes resultados com a alteração na composição (não adição de sabonete líquido) no dia 24/03. No dia 07/04 a concentração de NTK foi 0 mg.L⁻¹ e a concentração de SST foi a mínima, porém novamente não se pode afirmar que haja alguma relação com a alteração na composição da água sintética neste dia (diminuição do conteúdo de shampoo e hidratante).

Como as características quali-quantitativas da água sintética são diferentes da água cinza real gerada na edificação, é difícil prever como seria a operação do tratamento proposto com água cinza real e os resultados de qualidade das águas cinzas reais. Dentre os parâmetros monitorados, a água cinza sintética obteve valores inferiores de turbidez, N-Total, DBO e surfactantes em comparação à água cinza real. Em comparação com a água cinza real a água sintética geralmente apresenta menor concentração de nutrientes (nitrogênio, enxofre, fósforo, cálcio, potássio,

ferro, magnésio, manganês, cobre) (LI, WICHMANN, OTTERPOHL, 2009). Porém é claro que isso irá depender da formulação adotada e da composição da água cinza real.

Além disso, se o sistema analisado estivesse operando com água cinza real em uma edificação, estaria sofrendo influência dos diferentes picos de geração de água cinza de cada fração ao longo do dia, o que poderia alterar as características da água a ser tratada e o desempenho do sistema experimental. Neste experimento, isso não foi analisado devido à alimentação com água sintética (representativa de todas as frações) ocorrer somente em um período do dia, na frequência de 2 vezes por semana.

5.5. USOS POTENCIAIS PARA A ÁGUA CINZA TRATADA E COMPARAÇÃO COM AS LEGISLAÇÕES

Com base na qualidade da água cinza sintética tratada foi feita uma breve indicação dos possíveis usos não potáveis, pois esta era uma das principais motivações do presente estudo. Foi comparada a concentração média do ponto de amostragem final com a concentração exigida para cada uso segundo a norma, legislação ou regulamentação.

Segundo a publicação: “Manual de Conservação e Reúso de Água em edificações” (SAUTCHUK *et al.*, 2005), para o reúso classe 1 (referente aos usos em descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais, lavagem de roupas e de veículos) a qualidade da água cinza sintética tratada está dentro do limite de pH, porém está com valores acima do exigido para turbidez, óleos e graxas, DBO, P-Total, surfactantes e SST. Para a classe 2 (lavagem de agregados, preparação de concretos, compactação do solo e controle de poeira), as concentrações de DBO, pH e SST da água tratada estão dentro dos valores exigidos, porém a de óleos e graxas está acima. Já para a classe 3 (irrigação de áreas verdes e rega de jardins), as

concentrações de N-Total, condutividade elétrica, DBO e SST atendem as exigências, porém a turbidez não.

Os valores de turbidez da água tratada também não se enquadram na qualidade requerida para uso em descargas sanitárias (classe 3) e para os usos da classe 2 (lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos) de acordo com a norma NBR 13969 (BRASIL, 1997). Porém a água tratada satisfaz as exigências da classe 4 (reúso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual).

Como não foram realizadas as análises microbiológicas da água sintética durante o tratamento há a limitação de não poder comparar este parâmetro na indicação de uso. Porém, ao comparar a qualidade da água cinza real bruta percebe-se que as concentrações de coliformes totais e *E. coli* na água cinza composta não atendem aos padrões para aplicação em descarga sanitária (SAUTCHUK *et al.*, 2005, QUEENSLAND, 2008).

A lei nº 2856/11 de Niteroi (NITEROI, 2011) estabelece padrões de qualidade para a água cinza tratada, para uso em lavagem de pátios, escadarias, jardinagem e também ao abastecimento das descargas dos vasos sanitários. Comparando o resultado do presente estudo com esta legislação, a qualidade da água tratada satisfaz a concentração de OD e pH, porém o valor de turbidez está superior.

Nos EUA dez Estados possuem legislações específicas para o reúso de água em descargas sanitárias. Na classe reúso urbano irrestrito (irrigação de áreas verdes sem restrição de contato com o público e descargas sanitárias), os valores de turbidez da água cinza tratada estão acima do permitido segundo as legislações da Califórnia e Arizona. Mas considerando a legislação desta classe do Estado de Nevada, as concentrações de DBO e SST e a turbidez atendem ao exigido. As concentrações destes 3 parâmetros da água tratada atendem também aos usos urbano restrito (irrigação de áreas com acesso público controlado) e irrigação na agricultura de plantas que não serão consumidas, nos estados de Arizona e Califórnia (US EPA 2004).

A qualidade da água cinza tratada neste estudo não se enquadra nas exigências da legislação denominada “Queensland Plumbing and Wastewater Code”

(QUEENSLAND, 2008) do Estado australiano de Queensland destinada à aplicações em descargas sanitárias e lavagem de roupas, veículos e pavimentos e nem para aplicação em irrigação de áreas verdes com nível médio de contato humano, devido aos valores de turbidez, DBO e SST serem superiores. Porém a qualidade da água tratada atende aos requisitos da irrigação subsuperficial.

Comparando-se com a Especificação Técnica ETA0905 de Portugal, as concentrações de SST e os valores de turbidez também não foram suficientes para atender a qualidade para aplicação em descargas sanitárias (PORTUGAL, 2011).

Assim, podemos concluir que a água tratada pela tecnologia baseada em processo biológico (MBBR) proposta no presente trabalho ou da forma como foi empregada e operada, não poderia ser utilizada para aplicação em descargas sanitárias segundo comparações com as legislações e normas mencionadas acima. O principal problema percebido foi a alta concentração de turbidez. As concentrações de DBO e SST também não foram baixas o suficiente para a maioria das aplicações, o que indica a necessidade de uma melhor operação e diagnóstico dos problemas associados ao desempenho do sistema.

6. CONCLUSÕES

Baseado no presente estudo desenvolvido em escala piloto e a partir dos dados obtidos e análises realizadas é possível concluir que:

Quanto à caracterização quantitativa da produção de águas cinzas na edificação monitorada o valor médio foi de 248 L/dia, sendo a maior contribuição a da máquina de lavar roupas, seguida pelo uso de chuveiros e por lavatórios. Vale ressaltar que os dados de geração de água cinza são fundamentais para o planejamento do tratamento e da futura aplicação da água tratada.

No que se refere à caracterização qualitativa da água cinza real, os valores dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos encontrados foram similares aos

obtidos em outros estudos com água cinza, com exceção da turbidez, SST e óleos e graxas que foram inferiores e da concentração de N-Total que foi superior à maioria dos trabalhos encontrados na literatura. Como a água cinza é muito variável, a caracterização é uma etapa muito importante para a tomada de decisão sobre a escolha do tratamento. Não parece ter havido deficiência de nutrientes na água cinza bruta se compararmos a relação DQO:N:P (100:6,42:0,95) obtida neste estudo à literatura. A relação DQO/DBO da água cinza real também indica que o processo biológico de tratamento é viável.

Também é importante destacar que o dimensionamento dos sistemas de tratamento de água cinza deve ser baseado em parâmetros quali-quantitativos referentes à água cinza e não em parâmetros quali-quantitativos e critérios técnicos de esgoto bruto, dada as diferenças entre estes efluentes.

Durante a implantação do projeto piloto foi realizado experimento para o crescimento de biofilme. Após este experimento, percebeu-se que o desenvolvimento foi lento e com baixa massa de biofilme aderida ao meio suporte comparada a outros estudos. Já na água sintética parece ter havido falta de N-Total, o que pode ter limitado o tratamento biológico. As concentrações de SST, turbidez, N-Total, surfactantes, DBO e DQO foram mais baixas na água cinza sintética do que na água cinza real, o que poderia ser solucionado em uma situação real, pois há, por exemplo, maior concentração de compostos nitrogenados na água cinza bruta. Apesar disto, ressalta-se a importância da possível deficiência de nutrientes em águas cinzas brutas e seus efeitos no tratamento por processos biológicos.

Durante a operação do sistema de tratamento piloto, as eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no tratamento de água cinza sintética foram baixas se comparadas a de outros estudos com tratamento biológico de águas cinzas e com tratamento por MBBR. A remoção de turbidez também foi baixa, o que implica no não enquadramento no uso de descarga sanitária e usos internos segundo as legislações pesquisadas. Isso indica que este sistema experimental de tratamento poderia ser aperfeiçoado com a inclusão de possíveis etapas após o decantador a fim de remover turbidez, e através de alterações no modo de operação (aumento da área de meio suporte, TDH, dentre outras) de modo a aumentar o crescimento do biofilme e elevar as eficiências de remoção. Além disso, a tecnologia de tratamento analisada

neste trabalho, o reator MBBR, apresenta algumas restrições como o alto consumo de energia para aeração e funcionamento de bombas. Há também o custo com reforma hidráulica caso o sistema seja instalado em uma edificação existente, que é um fator importante de ser considerado.

Por fim, foi possível concluir que o uso de águas cinzas é uma alternativa viável para a redução significativa do consumo de água potável para fins que não requeiram água desta qualidade, e há potencial de aplicação de tratamentos a nível descentralizado em um conjunto de residências, no entanto, um bom controle operacional do sistema todo se faz necessário.

7. RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

Dentre as recomendações para estudos futuros estão: analisar o tratamento proposto com água cinza real; monitorar o tratamento por mais tempo; adicionar outras etapas de tratamento a fim de aumentar a remoção de matéria orgânica e turbidez (por exemplo: com reatores MBBR em série ou compartimentados anóxico e aeróbio); analisar a influência de variáveis operacionais (TDH, área superficial do meio suporte, razão de preenchimento do meio suporte, idade do lodo) em ganhos de eficiência no tratamento; e realizar estudos de viabilidade econômica deste processo de tratamento. É importante também simular os impactos positivos e negativos que o uso de água cinzas em grande escala pode trazer para a rede coletora de esgoto e os sistemas de tratamento de esgotos existentes, por exemplo devido às alterações na vazão e na qualidade do esgoto que estará sendo gerado nas residências (como o impacto de redução da diluição no entupimento das tubulações devido ao menor volume de água sendo gerado).

8. DIFICULDADES ENCONTRADAS

Os recursos do projeto foram liberados ao final de 2012 e a equipe demorou um tempo para aprender todos os procedimentos necessários para as aquisições de bens e serviços com os recursos disponibilizados pela FINEP à FUSP. O processo desde a contratação do serviço de segregação das águas cinzas (obra civil de instalação de tubulações, dos reservatórios coletores e dos hidrômetros) iniciou-se em 29/01/2013 porém a obra só foi finalizada em 11/04/2013. A segunda parte da obra que consistia em conectar os reservatórios coletores a um tanque de equalização e instalação de base de concreto foi iniciada em 17/07/2013, porém só finalizada em 25/11/2013. Essa demora ocorreu devido às dificuldades diversas do processo burocrático de utilização de recursos públicos junto à Fundação da Universidade de São Paulo (FUSP), gestora do recurso FINEP. Durante este período ainda houve atrasos devido à paralisação de obras no campus por conta da interdição judicial e por greve de funcionários.

Para a montagem do sistema de tratamento buscamos empresas especializadas da área de tratamento de águas residuárias (especificamente de águas cinzas) para confeccionar o projeto, construir os tanques e instalá-los. Essa consulta ocorreu de novembro de 2012 a fevereiro de 2013 e a contratação do serviço ocorreu em 22/04/2013, sendo que os serviços ficaram prontos em 10/12/2013. Porém logo neste período o compressor de ar apresentou problemas mecânicos tendo sido substituído, o que demorou mais 8 semanas, atrasando a realização do estudo proposto.

Além destas dificuldades, o campus onde a pesquisa estava estruturada (laboratórios, projeto piloto e apoio técnico) ficou interditado durante 1 mês, o que atrasou o início do monitoramento do tratamento. Após esse período, obtivemos acesso parcial ao campus e limitado (em frequência e duração), no entanto a edificação estudada não estava mais sendo utilizada, ou seja, não era mais produzida água cinza real. Diante desta situação, partimos para uma solução alternativa, com a produção de água cinza sintética para simular a condição real, aproveitando-se o sistema de tratamento recém-instalado. Adicionalmente, algumas análises físico-químicas foram conduzidas em outro laboratório da USP, devido a dois dos equipamentos do laboratório estarem inoperantes. Com o tempo, o tanque de equalização instalado abaixo da superfície, não suportou as pressões da água

intersticial do solo, e se deformou, reduzindo-se sua capacidade de armazenamento. Devido a isso, optamos por utilizar caixas d'água na superfície para substituí-lo.

9. REFERÊNCIAS¹

AGUIAR, C.A. **Aplicação de programa de conservação de água em edifícios residenciais**. 2008. 254p. Dissertação (Mestrado em Construção Civil) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

AL-JAYYOUSI, O.R. Greywater reuse: towards sustainable water management. **Desalination**, v.156,n.1-3,p.181-192,2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916403003400#>> Acesso em: 20 fevereiro 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standards methods for examination of water and wastewater**. 20.ed. Washington; 1998.

ANTONOPOULOU, G., KIRKOU, A., STASINAKIS, A.S. Quantitative and qualitative greywater characterization in Greek households and investigation of their treatment using physicochemical methods. **Science of The Total Environment**, v. 454-55, p.426-32, jun. 2013. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23563256>> Acesso em: 20 maio 2013.

ASANO, T. (ed.). **Wastewater Reclamation and Reuse**. v.10. Boca Raton, FL: Water Quality Management Library, CRC. Press, 1998.

ATASOY,E. et al. Membrane Bioreactor (MBR) Treatment of Segregated Household Wastewater for Reuse. **Clean**, v.35, n.5,p.465 – 472, 2007. Disponível em: <http://reuseinnovations.com/linked/membrane_bioreactor__mbr__treatment_of_segregated_household_wastewater_for_reuse.pdf> Acesso em: 10 abril 2013.

AYGUN,A.,NAS,B.,BERKTAY,A. Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor. **Environmental Engineering Science**, v.25,n.9,p.1311-16, 2008. Disponível em : <<http://online.liebertpub.com/doi/abs/10.1089/ees.2007.0071>> Acesso em : 05 de julho de 2013.

BARRETO, D. Perfil do consumo residencial e construído. **Ambiente Construído**.Porto Alegre, v. 8, n. 2, p. 23-40, jun. 2008. Disponível em : <<http://seer.ufrgs.br/ambienteconstruido/article/view/5358>> Acesso em : 05 de janeiro de 2013.

¹Elaborado de acordo com o Guia de Apresentação de Teses (USP, 2006).

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

BEGOSSO, L. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**. 2009. 53p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais)- Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.

BENAMI, M. et al. Assessment of pathogenic bacteria in treated graywater and irrigated soils. **The Science of the total environment**, v. 458-460, p. 298–302, mai.2013. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23666359>>. Acesso em: 6 junho 2014.

BIRKS, R., HILLS, S. Characterisation of Indicator Organisms and Pathogens in Domestic Greywater for Recycling. **EnvironMonitAssess.**, v.129, n.1-3, p.61-9, 2007. Disponível em: < <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17285257>>. Acesso em: 6 junho 2013.

BRANDES, M. Characteristics of effluents from grey and black water septic tanks. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 50, n.11, p. 2547-59, nov. 1978.

BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13969 de 30 de setembro de 1997. Tanques sépticos - unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. 60p. Disponível em: < http://www.deco.ind.br/roman_eng/NBR_13969.pdf > Acesso em: 10 novembro 2012.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece critérios gerais para reúso de água potável. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 mar. 2006.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 219 p. Rio de Janeiro, RJ, 2008.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Atlas Brasil- Abastecimento Urbano de Água**. Brasília, 2010. 2 v.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, e complementa e altera a Resolução nº 357. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 mai. 2011.

BREWER D., BROWN R., STANFIELD G. **Rainwater and greywater in buildings: project report and case studies. Report 13285/1**, Bracknell: BSRIA Ltd, 2000.

BOYJOO, Y.; PAREEK, V. K.; ANG, M. A review of greywater characteristics and treatment processes. **Water science and technology**, v. 67, n. 7, p. 1403–24, 2013. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23552228>>. Acesso em: 5 maio 2014.

CALDERÓN, K. et al. Comparative analysis of the bacterial diversity in a lab-scale moving bed biofilm reactor (MBBR) applied to treat urban wastewater under different operational conditions. **Bioresource technology**, v. 121, p. 119–26, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22858475>>. Acesso em: 12 junho 2014.

CETESB- Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Manual técnico da microbiologia para sistemas de lodos ativados operando com esgotos domésticos**. São Paulo, SP, 1985.

CETESB- Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia Nacional de Coleta e Preservação de amostras: água, sedimentos, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília: CETESB e ANA, 2011. 327p.

CETESB- Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/39-Reuso-de-%C3%81gua>> Acesso em: 4 junho 2014.

CHAILLOU, K. et al. Bathroom greywater characterization and potential treatments for reuse. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 215, n.1, 31–42. 2011. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1007/s11270-010-0454-5#page-1>> Acesso em: 4 julho 2014.

CHANG, Y.; WAGNER, M.; CORNEL, P. **Treatment of grey water for urban water reuse**. Darmstadt, Technische Universität Darmstadt, Institut WAR, 2007. 12 p. disponível em:< http://www.susana.org/docs_ccbk/susana_download/2-1463-061220iwa0703changendversion.pdf> Acesso em: 01 fevereiro 2014.

CHRISTOVA-BOAL, D., EDEN, R.E., MCFARLANE, S. An investigation into greywater reuse for urban residential properties. **Desalination**, v.106, p.391-97,1996.

COHIM, E. et al. Avaliação da qualidade de águas cinzas sintéticas, durante armazenamento. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**. Salvador, v. 3,n.1,p. 36-48, 2010.

COUTO, E.A. **Avaliação do reuso de águas cinzas em ambientes aeroportuários**. 2012. 115p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

CUNLIFFE, D. **Potential risks from greywater**. Austrália.2003, p.11. Disponível em: < <http://www.docstoc.com/docs/162491799/Potential-health-risks-from-greywater---SA-Health> > Acesso em: 23 abril 2012.

DALAHMEH, S. S. et al. Effects of changing hydraulic and organic loading rates on pollutant reduction in bark, charcoal and sand filters treating greywater. **Journal of environmental management**, v. 132, p. 338–45, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24342875>>. Acesso em: 18 jun. 2014.

DONNER, E. et al. Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 12, p. 2444-51, 2010.

DWA- German Association for Water, Wastewater and Waste Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. **Do we need New Alternative Sanitation Systems in Germany?** Hennef: DWA, 2012. Disponível em: < http://www.susana.org/docs_ccbk/susana_download/2-1522-im-klartextnasse.pdf >. Acesso em: 18 dezembro 2013.

ERIKSSON, E. et al. Characteristics of greywastewater. **Urban Water**, v.4,n.1,p. 85–104, 2002.

ERIKSSON, E. et al. Greywater pollution variability and loadings. **Ecological Engineering**, v.35,n.5, p.661–69, 2009.

ERIKSSON, E., DONNER, E. Metals in greywater: Sources, presence and removal efficiencies. **Desalination**, v.248, p.271–78, 2009.

FERREIRA, D. F.; GHISI, E. 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.11,2007.

FIORI, S.; FERNANDES, V.M.C.; PIZZO, H. Avaliação qualitativa e quantitativa do reúso de águas cinzas em edificações. **Ambiente Construído**, Porto Alegre , v.6, n.1, p. 19-30, 2006.

FRIEDLER, E., KOVALIO,R., BEN-ZVI, A. Comparative Study of the Microbial Quality of Greywater treated by Three On-Site Treatment Systems. **Environmental Technology**, v.27, n.6, p.653-63, 2006.

FRIEDLER, E.; GILBOA, Y. Performance of UV disinfection and the microbial quality of greywater effluent along a reuse system for toilet flushing. **The Science of the total environment**, v.408, n.9, p.2109–17, 2010. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20172592>>. Acesso em: 18 junho 2014.

FUJII, F. Y. **Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator de biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário**. 2011. 109p. Dissertação (Mestrado em Engenharia)- Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

GAUL T., MARKER, S., KUNST, S. Start-up of moving bed biofilm reactors for deammonification: the role of hydraulic retention time, alkalinity and oxygen supply. **Water Science & Technology**, v.52, n.7, p. 127–33, 2003.

GAVIOLLI, J. **Abastecimento público de água na Região Metropolitana de São Paulo: escassez, demanda e aspectos de saúde pública**. 2013. 150p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.

GEBARA, D. **Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário**. 2006. 402p. Tese (Doutorado em Engenharia)- Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

GHISI,E., COELHO, G.M. Avaliação dos usos finais de água em residências unifamiliares localizadas em Blumenau – SC. In: ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO, 12, 2008,Fortaleza. **Resumo**. Fortaleza, 2008. Disponível em:<<http://dc477.4shared.com/doc/jmBgKZwK/preview.html>> Acesso em 20 abril 2014.

GONÇALVES, R. F. *et al.* **Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água**. 1ªed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

GROSS, A. et al. Environmental impact and health risks associated with greywater irrigation: a case study. **Water Sci. Technol.** v. 52, n.8, p. 161–69, 2005.

GROSS, A. et al. 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.916-23, 2007.

GROSS, A.,TRAVIS, M.J., WEISBROD, N. Accumulation of oil and grease in soils irrigated with greywater and their potential role in soil water repellency. **Science of the Total Environment**, v.394, p.68 – 74, 2008.

GUILBAUD, J. et al. Influence of operating conditions on direct nanofiltration of greywaters: application to laundry water recycling aboard ships. **Resources, Conservation and Recycling**, v.62, p.64– 70, 2012.

HAFNER, A. V. **Conservação e reúso de água em edificações – experiências nacionais e internacionais**. 2007. 161p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) –Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

HALALSHEH, M. et al. Grey water characteristics and treatment options for rural areas in Jordan. **Bioresource technology**, v. 99, n. 14, p. 6635–41, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18299193>>. Acesso em: 26 maio 2014.

HERNANDEZ LEAL, L. H. et al. Removal of micropollutants from aerobically treated grey water via ozone and activated carbon. **Water Research**, v.45, n.9,p.2887–96, 2011.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos hídricos**, Brasil, v.7, n.4, p.75-95, 2002.

HOSSEINIA, A. et al. Removal of Surfactants from Wastewater by Rice Husk. Iranian **Journal of Chemical Engineering**, v. 3, n.3, p.44-50, 2006. Disponível em:< <http://ijche.com/issues/2006-3-3/89.pdf>> Acesso em: 25 maio 2014.

ITAYAMA, T. et al. On site experiments of the slanted soil treatment systems for domestic gray water. **WaterSci. Technol.**,v. 53, 193–201, 2006.

IZQUIERDO, B. K. H. **Estudo do comportamento de um sistema de lodos ativados com reator de leito móvel (MBBR)**. 2006. 131p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

JABORNIG, S.; FAVERO, E. Single household greywater treatment with a moving bed biofilm membrane reactor (MBBMR). **Journal of Membrane Science**, v. 446, p. 277–85, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0376738813005425>>. Acesso em: 18 dezembro 2013.

JAMRAH, A. et al. Evaluating greywater reuse potential for sustainable water resources management in Oman. **Environ.Monit.Assess.**, v.137,n.1-3, p.315-27, 2008. Disponível em:< <http://link.springer.com/article/10.1007/s10661-007-9767-2#page-1>> Acesso em: 15 junho 2014.

JEFFERSON, B. et al. Nutrient addition to enhance biological treatment of greywater. **Water Res.**, v.35, n.11, p. 2702–10, 2001.

JEFFERSON, B. et al. Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. **Water Science and Technology**, v.50, n.2, p. 157-64, 2004.

JENKINS, D. et al. **Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, foaming and other solids separation problems**. 3.ed.Nova York: Lewis Publishers, 2004.

JENSSEN, P.D. **Design and performance of ecological sanitation systems in Norway**. Stockholm: EcoSanRes, 2002. Disponível em: <http://www.cosanres.org/pdf_files/Nanning_PDFs/Eng/Jenssen%2052_E41.pdf> Acesso em: 10 fev. 2012.

KERMANI, M. et al. Application of Moving Bed Biofilm Process for Biological Organics and Nutrients Removal from Municipal Wastewater. **American Journal of Environmental Sciences**, v.4, n.6, p. 682-89, 2008.

KIM, B.K. et al. Wastewater Treatment in Moving-Bed Biofilm Reactor operated by Flow Reversal Intermittent Aeration system. **World Academy of Science, Engineering and Technology**, v. 60, p.581-4, 2011.

LI, F. et al. Resources and nutrients oriented greywater treatment for non-potable reuses. **Water science and technology**, v. 57, n. 12, p. 1901–7, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18587176>>. Acesso em: 11 jun. 2014.

LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **The Science of the total environment**, v. 407, n. 11, p. 3439–49, 2009. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19251305>>. Acesso em: 8 jun. 2014.

LI, Z., BOYLE, F., REYNOLDS, A. Rainwater Harvesting and Greywater Treatment Systems for Domestic Application in Ireland. **Desalination**, v.260, n.1-3, p.1-8, 2010. Disponível em: <<http://arrow.dit.ie/cgi/viewcontent.cgi?article=1021&context=engschmecart>> Acesso em: 30 Mai. 2012.

LIN, C et al. Pilot-scale electrocoagulation with bipolar aluminium electrodes for on-site domestic greywater reuse. **J. Environ. Eng.**, v. 131, p. 491–95, 2005.

MADOLON, R. P. et al. **Quantificação e caracterização de águas cinzas em uma residência**. Florianópolis: Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado, Universidade Federal de Santa Catarina. 2012. Disponível em: <<http://www.gesad.ufsc.br/download/Peters%20et%20al%5B1%5D.%202006%20-%20SIQA.pdf>> Acesso em 20 abr. 2012.

MAIMON, A., TAL, A., FRIEDLER, E., GROSS, A. Safe on-Site Reuse of Greywater for Irrigation – A Critical Review of Current Guidelines. **Environ. Sci. Technol.**, v.44, n.9, pp.3213–20, 2010.

MAIMON, A.; FRIEDLER, E.; GROSS, A. Parameters affecting greywater quality and its safety for reuse. **The Science of the total environment**, v. 487, p. 20–25, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24751591>>. Acesso em: 17 maio 2014.

MANDAL, D. et al. Water conservation due to greywater treatment and reuse in urban setting with specific context to developing countries. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n.3, p. 356-61, 2011.

MARCH, J.; GUAL, M.; OROZCO, F. Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain). **Desalination**, v. 164, n. 3, p. 241–47, 2004. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916404001924>>.

MATOS, C. et al. Wastewater and greywater reuse on irrigation in centralized and decentralized systems - An integrated approach on water quality, energy consumption and CO2 emissions. **The Science of the total environment**, v. 493, p. 463–71, 2014.

MAY, S. **Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. 2009. 223p. Tese (Doutorado em Engenharia)-Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MERZ, C. et al. Membrane bioreactor technology for the treatment of greywater from a sports and leisure club. **Desalination**, v.215,p. 37–43, 2007.

METCALF, EDDY. **Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse**.3ª ed. New York: McGraw - Hill, International Editions, 1334p.,1991.

METCALF, EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4ª ed. New York: G. Tchobanoglous, F. L Burton, H. D. Stensel, McGraw-Hill, 2003.

MIRANDA, A.C. **Influência da concentração de lodo sobre a capacidade de oxigenação do aerador e a influência da concentração do sal sobre a capacidade metabólica do lodo**. 2012. 89p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

MOREL, A., DIENER, S. **Greywater management in low and middle income countries, review of different treatment systems for households or neighbourhoods**. Dübendorf: Sandec (Water and Sanitation in Developing Countries). Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, 2006.107p. Disponível em: <<http://www.susana.org/lang-en/library?view=ccbktypeitem&type=2&id=947>>. Acesso em: 30 maio 2014.

NEW SOUTH WALES GOVERNMENT (NSW). Department of Energy, Utilities and Sustainability. **Guidelines for greywater reuse in sewerred single household residential premises**. Sydney, 2008, 52p.

NGHIEM, L.D., OSCHMAN, N., SCHÄEFER, A. Fouling in greywater recycling by direct ultrafiltration. **Desalination**, v. 187, n.1-3, p.283–90, 2006.

NITEROI. Lei n.º 2856, de 25 de julho de 2011. Dispõe sobre os mecanismos de estímulo à instalação de sistema de coleta e reutilização de águas servidas em edificações públicas e privadas. **Câmara Municipal de Niteroi**, Niteroi, RJ, 25 jul. 2011.

NOLDE, E. Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings - over ten years experience in Berlin. **Urban Water**, v.1 , p.1-10, 1999.

NOLDE, E. Greywater treatment systems in Germany: Results, experiences and guidelines. **Water Science & Technology**, v.5, n.10, p. 203–210, 2005.

NOLDE, E. **Regulatory framework and standards for rainwater harvesting and greywater recycling**. 2010. Disponível em: <<http://www.medawater-rmsu.org/archive/projects/ZERO-M%20project/reports/15%20Water%20regulations/Standards%20and%20Regulatory%20Framework.pdf>> Acesso em: 10 dez. 2011.

NSF/ANSI 350. **Onsite residential and commercial water reuse treatment systems**. NSF Standard for Wastewater Treatment Systems/American National Standard, Michigan, USA, 2011, 23p.

ØDEGAARD, H.; GISVOLD, B.; STRICKLAND, J. The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 4-5 p. 383-91, 2000.

ØDEGAARD, H., LEIKNES, T. The development of a biofilm membrane bioreactor. **Desalination**, v. 202, p.135–43, 2005.

ØDEGAARD, H. Innovations in Wastewater treatment: The moving bed biofilm process. **Water Science Technology**, v.53, n.9, p.17-33, 2006.

OLIVEIRA, D.V.M. **Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR)**. 2008. 103p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

OLIVEIRA, L.L. **Remoção de Alquilbenzeno Linear Sulfonado (LAS) e Caracterização Microbiana em Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado**. 2010.

178p. Tese (Doutorado em Engenharia)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

O'TOOLE, J. *et al.* Microbial quality assessment of household greywater. **Water Research**, v.46,n.13, p.4301-13, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135412003053?v=s5>> Acesso em: 20 mai. 2012.

OTTERPOHL, R. Options for alternative types of sewerage and treatment systems directed to improvement of the overall performance. **WaterSci.Technol.** v. 45,n.3,p. 149-58, 2002.

PAL, A. *et al.* Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. **Environment International**, v. 71, p. 46-62, 2014.

PALMQUIST, H., HANAEUS, J. Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. **Science of the Total Environment**, v. 348, p.151-63, 2005.

PAUL, E. *et al.* Effect of shear stress and growth conditions on detachment and physical properties of biofilms. **Water Research**, v. 46,n.17,p. 5499-508, 2012.

PAULO, P. L. *et al.* Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 95-100, 2013.

PIDOU, M. *et al.* Chemical solutions for greywater recycling. **Chemosphere**, v. 71, n. 1, p. 147-55, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18155127>>. Acesso em: 18 jun.2014.

PORTUGAL. Associação Nacional para a Qualidade das Instalações Prediais. ETA 0905, de 1º de maio de 2011. Estabelece critérios técnicos para a realização de Sistemas Prediais de Reciclagem e Reutilização de Águas Residuais Cinzentas. Disponível em: < http://repositorio.ipl.pt/bitstream/10400.21/2166/7/ETA_0905.pdf> Acesso em: 10 mar. 2014.

PRATHAPAR, S.A. *et al.* Overcoming constraints in treated greywater reuse in Oman. **Desalination**, v. 186, n.1-3,p. 177-86, 2005.

QUAN, F. *et al.* Effects of packing rates of cubic-shaped polyurethane foam carriers on the microbial community and the removal of organics and nitrogen in moving bed biofilm reactors. **Bioresource Technology**, v.117, p.201-7, 2012.

QUEENSLAND GOVERNMENT. Queensland Plumbing and Wastewater Code guidelines. Agosto 2008. Disponível em:

<<http://www.hpw.qld.gov.au/SiteCollectionDocuments/qld-plumbing-wastewater-code-guidelines.pdf>>Acesso em: 20 fev. 2013.

RAPOPORT, B. **Águas cinzas: caracterização, avaliação financeira e tratamento para reúso domiciliar e condominial**. 2004. 102p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) - Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro.

RASMUSSEN, G.; JENSSEN, P.D.; WESTLIE, L. Graywater treatment options. In: J. Staudenmann et al. ed. Recycling the resource: **Proceedings of the 2ND INTERNATIONAL CONFERENCE ON ECOLOGICAL ENGINEERING FOR WASTEWATER TREATMENT**, Waedenswil, Switzerland: Transtec, 1996, p. 215-20.

REIS, G.G. **Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR)**. 2007. 153p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química)- COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

RIBEIRO, W. C. Oferta e estresse hídrico na região Metropolitana de São Paulo. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 25, n. 71, 2011.

ROSE, J. B. et al. Microbial quality and persistence of enteric pathogens in gray water from various household sources. **Water Res.**, v. 25, n.1, p. 37-42, 1991.

RUSTEN, B., ODEGAARD, H., LUNDAR, A. Treatment of dairy wastewater in a novel moving bed biofilm reactor. **Water Science and Technology**, v.26, n.3-4, p.703-11, 1992.

SANCHEZ, M.; RIVERO, M. J.; ORTIZ, I. Photocatalytic oxidation of grey water over titanium dioxide suspensions. **Desalination**, v. 262, n. 1-3, p. 141-146, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916410003772>>. Acesso em: 5 jul.2014.

SANTOS, D.C. Os sistemas prediais e a promoção da sustentabilidade ambiental. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 2, n. 4, p. 7-18, out./dez. 2002.

SANTOS, D. C; ZABROCKI, L; KAKITANI, L. M. Utilização da água cinza para contribuir na promoção da sustentabilidade hídrica dos mananciais. In: SILUBESA – ENCONTRO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO DA UNIVERSIDADE DO MINHO, 10, 2002. Braga, 2002. 9 p.

SANTOS, D. C., FROEHNER, S. Qualidade da água pluvial e da água cinza nas edificações: estudo comparativo. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE SISTEMAS PREDIAIS, 11., 2009, Curitiba, **Anais**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2009.

SANTOS, C. et al. Development of an experimental system for greywater reuse. **Desalination**, v.285, p.301-5, 2012.

SAUTCHUK, C. et al. **Conservação e Reúso de Água em edificações**. São Paulo: MMA/ ANA/SAS/FIESP/ SindusCon-SP/COMASP, Prol Editora Gráfica, 2005.

SCHAFER A. I., NGHIEM, L.D., OSCHMANN, N. Bisphenol A retention in the direct ultrafiltration of greywater. **Journal of Membrane Science**, v. 283, p. 233–43, 2006.

SCHEUMANN, R., KRAUME, M. Influence of hydraulic retention time on the operation of a submerged membrane sequencing batch reactor (SM-SBR) for the treatment of greywater. **Desalination**, v.246, n.1-3, p.444-51, 2009.

SCHNEIDER, E.E. **Avaliação de um reator de leito móvel com biofilme para tratamento de efluente da indústria do petróleo, com posterior ozonização acoplada a carvão ativado granular com biofilme**. 2010. 215p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química)- Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SCHRAMM, J.M. A. et al. Transição epidemiológica e o estudo de carga de doença no Brasil. *Ciênc. Saúde Coletiva*, v.9, n.4, p. 897-908, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-1232004000400011&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 25 maio 2014.

SHAFRAN, A. W. et al. Effects of surfactants originating from reuse of greywater on capillary rise in the soil. **Water Science and Technology**, v. 52, n. 10-11, p. 157–66, 2005. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16459788>>. Acesso em: 26 maio 2014.

SNIS- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto-2012**. Brasília: Ministério das Cidades/SNSA, 2014, 164p.

SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 1, 2. ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996.

TCHOBANOGLOUS, G. et al. **Direct potable reuse: A Path Forward**. Alexandria: WaterReuse Research Foundation and WaterReuse California, 2011.

TEXAS WATER DEVELOPMENT BOARD. Water for Texas- Water Reuse. Texas. 2013. Disponível em: < <http://www.twdb.texas.gov/publications/index.asp>> Acesso em: 14 maio 2014.

TONETTI, A.L. et al. Start up Evaluation and Operation of Anaerobic Filters Filled up with Bamboo Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Eng.Sanit.Ambient.**,v.16, n.1, p.11–16, 2011.

TUCCI, C.E.M. Água no meio urbano. In: _____. Águas Doces no Brasil. São Paulo: Editora Escrituras, 1997. p. 399-432.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (USP). **Manual de procedimentos e técnicas laboratoriais voltado para análises de águas e esgotos sanitário e industrial.** Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Laboratório de Saneamento. São Paulo: USP, 2004.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Faculdade de Saúde Pública. **Guia de apresentação de teses.** 2ed. São Paulo: A Biblioteca, 2006.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA).**Guidelines for water reuse.**EPA 625-R-04-108. Washington: Office of Water, 2004.Disponível em: <<http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r04108/625r04108appc.pdf>>Acessoem: 15 abr. 2012.

USHIJIMA, K.; ITO, K.; ITO, R.; FUNAMIZU, N. Greywater treatment by slanted soil system. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 62–68, 2013. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857412001553>>. Acesso em: 18/6/2014.

VAKIL, K. A. et al. Characterization of greywater in an Indian middle-class household and investigation of physicochemical treatment using electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 130, p. 160–66, 2014. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586614002299>>. Acesso em: 19 jun. 2014.

VAZ, L. O. **Avaliação do risco microbiológico decorrente do reúso de águas cinza em uma edificação residencial de alto padrão.** 2009. 83p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

VEOLIA WATER SOLUTIONS & TECHNOLOGIES. Types of carriers.2012. Disponível em: <<http://www.veoliawaterst.com/mbbr/en/carriers.htm>> Acesso em: 16 Ago. 2012.

WEISS, J.S. et al. Evaluation of a moving bed biofilm reactor technology for enhancing nitrogen removal in a stabilization pond treatment plant. In: WATER ENVIRONMENT FEDERATION TECHNICAL EXHIBITION AND CONFERENCE, 2005, Washington. **Full paper.** Washington D.C., 2005.

WINWARD, G. P. et al. Essential oils for the disinfection of grey water. **Water research**, v. 42, n. 8-9, p. 2260–8, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18221769>>. Acesso em: 01 jun.2014.

WOLFF, D.B. Estudo da biomassa heterotrófica e autotrófica ativa desenvolvida em reatores híbridos no tratamento de esgoto urbano. In: SINAFERM, 14, 2003, Florianópolis. **Editoração eletrônica**, Florianópolis, 2003.

WOLFF,D.B., PAUL, E.,COSTA,R.H.R. Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores biológicos de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário.**Eng.Sanit.Ambient.**,Rio de Janeiro, v.15,n.2, 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO).**Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**.Water Sanitation and Health.Geneva, 2006.4v.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality**. v. 1.Geneva, 2008.

10. ANEXOS

Anexo 1 – Questionário aplicado para os funcionários da limpeza do campus.

Questionário
Quantas pessoas diariamente? Apenas funcionários?
Quais as atividades realizadas no local? Quais produtos utilizados (óleos, graxas...)?
Qual a duração do expediente? Meio período, período integral?
Quais os produtos utilizados diariamente? (pasta de dente, sabonete, shampoo, condicionador, amaciante, sabão em pó, desinfetante...).
Qual a frequência de uso do chuveiro (horário)? Qual a duração de uso?
Qual a frequência de uso do lavatório? Qual a duração de uso?
Qual a frequência de uso do tanque para lavagem de roupas?
Já viu algum vazamento de água do chuveiro, lavatório ou tanque? () Sim,() não, ()sempre, () às vezes.
Quais produtos pessoais (creme, protetor solar, gel, desodorante, perfume) utiliza? Frequência de uso?

Faz uso de algum tipo de medicamento?
Urina no banho?

Anexo 2- Valores de DQO (mg.L⁻¹) da água cinza bruta.

Amostra	N	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Desv. Pad.
Lavatório	12	208,15	213,92	360,35	93,4	79,87
Chuveiro	11	272,88	290,85	434,9	166,4	84,37
Máquina	11	274,91	243,75	625,25	150,75	133,64
Composta	11	280,78	257,2	438,6	192,7	67,57

Anexo 3 – Concentrações de DBO (mg.L⁻¹) da água cinza bruta.

Amostra	N	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Desv. Pad.
Lavatório	5	101	105	180	45	54,47
Chuveiro	4	123,14	128,75	180,08	55	53,70
Máquina	5	77	55	150	25	50,07
Composta	6	136,32	120,89	250	80	60,89

Anexo 4 – Currículo Lattes- Mariana Cardoso Chrispim.

Curriculo do Sistema de Currículos Lattes (Mariana Cardoso Chrispim) <http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.do?id=K4433621H>

Mariana Cardoso Chrispim

Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/5907517933344570>
Última atualização do currículo em 20/04/2014

Concluiu a graduação em Bacharelado em Gestão Ambiental na Escola de Artes, Ciências e Humanidades -EACH da Universidade de São Paulo. Atualmente é mestranda na área de concentração de Saúde Ambiental, do Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, na Faculdade de Saúde Pública da USP e bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Participa do Grupo de Estudo e Pesquisa em Água, Saneamento e Sustentabilidade. Sua pesquisa do mestrado está inserida no projeto de pesquisa aprovado na chamada pública MCT/MCIDADES/FINEP/Saneamento Ambiental e Habitação, da Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados, financiada pela FINEP. Possui interesse em pesquisa nas seguintes áreas: saneamento ecológico, com enfoque no reaproveitamento da urina humana como fertilizante para a agricultura; tecnologias para reúso de águas residuárias, tratamento e reúso de águas cinzas; e promoção de desenvolvimento sustentável. (Texto informado pelo autor)

Identificação

Nome Mariana Cardoso Chrispim
Nome em citações bibliográficas CHRISPIM, M. C.

Endereço

Formação acadêmica/titulação

2012	Mestrado em andamento em Saúde Pública (Conceito CAPES 5). Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: Avaliação de um sistema de coleta e tratamento de águas cinzas com potencial de aplicação em conjuntos habitacionais.,Orientador: Marcelo Antunes Nolasco. Bolsista do(a): Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES, Brasil. Palavras-chave: Saneamento; Água; Conservação; Reuso; Ecosan. Grande área: Engenharias / Área: Engenharia Sanitária / Subárea: Saneamento Ambiental. Grande Área: Engenharias / Área: Engenharia Sanitária. Setores de atividade: Saúde humana e serviços sociais.
2008 - 2011	Graduação em bacharelado em Gestão Ambiental. Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: Avaliação do aproveitamento da urina humana como fertilizante na agricultura de subsistência.. Orientador: Marcelo Antunes Nolasco.
2012	Mestrado em andamento em Saúde Pública (Conceito CAPES 5). Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: Avaliação de um sistema de coleta e tratamento de águas cinzas com potencial de aplicação em conjuntos habitacionais.,Orientador: Marcelo Antunes Nolasco. Bolsista do(a): Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES, Brasil. Palavras-chave: Saneamento; Água; Conservação; Reuso; Ecosan. Grande área: Engenharias / Área: Engenharia Sanitária / Subárea: Saneamento Ambiental. Grande Área: Engenharias / Área: Engenharia Sanitária. Setores de atividade: Saúde humana e serviços sociais.
2008 - 2011	Graduação em bacharelado em Gestão Ambiental. Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: Avaliação do aproveitamento da urina humana como fertilizante na agricultura de subsistência.. Orientador: Marcelo Antunes Nolasco.

Formação Complementar

2014	Household Water Treatment and Safe Storage (HWTS). (Carga horária: 40h). Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
2012	Extensão universitária em My English Online -English Language Course.. (Carga horária: 120h). Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES, Brasil.
2013 - 2013	Summer School on New Alternative Sanitation System. (Carga horária: 60h). Deutscher Akademischer Austauschdienst.
2012 - 2013	Extensão universitária em Curso de Espanhol nível básico A1. (Carga horária: 60h). Universia Brasil.
2012 - 2012	Extensão universitária em Exceed Regional Training Course on Water Quality. (Carga horária: 30h). Universidad de Guadalajara.
2012 - 2012	Treinamento DEDALLUS- Banco de Dados Bibliográficos. (Carga horária: 4h). Universidade de São Paulo, USP, Brasil.
2012 - 2012	3rd Safe and Sustainable Sanitation Workshop. (Carga horária: 16h). Tampere University of Technology.
2012 - 2012	3ºWorkshop de Capacitação em Publicação Científica. (Carga horária: 12h). Universidade de São Paulo, USP, Brasil.
2011 - 2011	Biologia e Ecologia de Tubarões e Raías. (Carga horária: 6h). Aquário de Santos.
2010 - 2011	Aplicações sustentáveis em construções civis. (Carga horária: 40h). Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente.
2008 - 2008	Extensão universitária em Introdução à leitura do Latim I. (Carga horária: 30h). Universidade de São Paulo, USP, Brasil.
2008 - 2008	Extensão universitária em Iniciação à leitura do Latim II. (Carga horária: 28h). Universidade de São Paulo, USP, Brasil.
2006 - 2008	Curso de Língua Inglesa modalidade Books. (Carga horária: 245h). Wizard.
2004 - 2005	Curso de Formação para jovens na Língua Inglesa. (Carga horária: 245h). Wizard.

Anexo 5 – Currículo Lattes-Marcelo Antunes Nolasco.

Currículo do Sistema de Currículos Lattes (Marcelo Antunes Nolasco) <http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.do?metodo=aprese>.

Marcelo Antunes Nolasco

Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/1145872018010727>
Última atualização do currículo em 28/04/2014

Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos (1988), doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (1998) e Miami University, EUA (Doutorado 'Sandwich', 1995 a 1997). Professor do Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental na EACH-USP, orientador no Mestrado e Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade - EACH-USP, do PPg em Saúde Pública - USP, e do Mestrado Profissional "Ambiente, Saúde e Sustentabilidade" da FSP-USP. Coordenador do Programa de Pós-Graduação (Mestrado e Doutorado) em Sustentabilidade - USP. Líder do Grupo de Estudos e Pesquisa "Água, Saneamento e Sustentabilidade" - GEPASS, coordenador do Laboratório de Pesquisa em Saneamento Ambiental e do Laboratório de Sustentabilidade Ambiental - INOVALAB. Orientador de iniciação científica, mestrado e doutorado além revisor de periódicos nacionais e internacionais e assessor adhoc de agências de fomento à pesquisa e consultor de organizações públicas e privadas. Tem experiência de ensino e pesquisa na área de ciência e engenharia ambiental com ênfase em poluição das águas e tratamento de águas residuárias, atuando principalmente nos seguintes temas: tratamento de águas residuárias, saneamento ambiental, micropoluentes orgânicos, reúso de água, sustentabilidade. **(Texto informado pelo autor)**

Identificação

Nome	Marcelo Antunes Nolasco
Nome em citações bibliográficas	NOLASCO, M. A.; NOLASCO, Marcelo Antunes; M.A. NOLASCO; NOLASCO, Marcelo A.; NOLASCO M. Antunes; NOLASCO, M.; Nolasco, Marcelo

Endereço

Endereço Profissional	Universidade de São Paulo, Rua Arlindo Bettio, 1.000 Ermelino Matarazzo 03828000 - São Paulo, SP - Brasil Telefone: (11) 30918902 URL da Homepage: www.each.usp.br E-mail: mnolasco@usp.br
------------------------------	---