

Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental

ANÁLISE TÉCNICA E ECONÔMICA DOS PROCESSOS DE
TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZA VISANDO AO REÚSO

Francisco Dell'Uomo

Rio de Janeiro
2014



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental

Francisco Dell'Uomo

ANÁLISE TÉCNICA E ECONÔMICA DOS PROCESSOS DE
TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZA VISANDO AO REÚSO

Rio de Janeiro
2014

Os problemas significativos que enfrentamos não podem ser resolvidos no mesmo nível de pensamento em que estávamos quando os concebemos.

Albert Einstein



UFRJ

Francisco Dell'Uomo

ANÁLISE TÉCNICA E ECONÔMICA DOS PROCESSOS DE TRATAMENTO DE
ÁGUAS CINZA VISANDO AO REÚSO

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador(es):

Iene Christie Figueiredo, D.Sc.
Fabiana Valéria Fonseca, D.Sc.

Rio de Janeiro
2014

Dell'Uomo, Francisco José Henriques.
Análise Técnica e Econômica dos Processos de Tratamento de
Águas Cinza Visando ao Reúso / Francisco José Henriques
Dell'Uomo. – Rio de Janeiro: UFRJ/ PEA, 2014.
112 f. : il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de
Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de
Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2014.

Orientação: Iene Christie Figueiredo
Fabiana Valéria Fonseca

1. Águas Cinza. 2. Reúso. 3. Saneamento Ambiental. 4.
Sustentabilidade Hídrica 5. Membranas de microfiltração. I.
Figueiredo, Iene Christie. Fonseca, Fabiana Valéria. II. Universidade
Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química.
III. Análise técnica e econômica dos processos de tratamento de
águas cinza visando ao reúso.



UFRJ

ANÁLISE TÉCNICA E ECONÔMICA DOS PROCESSOS DE TRATAMENTO DE
ÁGUAS CINZA VISANDO AO REÚSO

Francisco Dell'Uomo

Orientador(es):

Iene Christie Figueiredo, D.Sc.

Fabiana Valéria Fonseca Araújo, D.Sc.

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada pela Banca:

Isaac Volschan Junior, D.Sc.
Escola Politécnica da UFRJ

Juacyara Carbonelli Campos, D.Sc.
Escola de Química da UFRJ

Ana Silvia Pereira Santos, D.Sc.
Universidade Federal de Juiz de Fora

Rio de Janeiro
2014

AGRADECIMENTOS

Deixo aqui meus agradecimentos a todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para a concretização deste trabalho.

Primeiramente, a Deus, por estar sempre ao meu lado me iluminando e fortalecendo meu interior nos momentos de dúvidas e dificuldades.

Aos meus pais, aos meus filhos, Thiago e Alícia, e à minha querida Renata, que sempre me apoiaram em todas as épocas difíceis durante a realização deste sonho.

Às minhas orientadoras Iene e Fabiana, que tanto me incentivaram para o bom andamento da pesquisa e estiveram sempre disponíveis para partilhar suas experiências e conhecimentos.

À Sandy, minha aluna de iniciação científica, e às minhas queridas amigas Viviane, Mônica e Regis pela contribuição nas experiências, no desenvolvimento e no incentivo.

Aos meus amigos da turma de Mestrado, pela união nos momentos difíceis e pelos nossos passeios para descontrair.

Agradeço também à Darlize, Cida e Maria Cristina, do Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente, pelo carinho com que sempre realizaram minhas inúmeras amostras de efluente.

Aos professores do Departamento de Recursos Hídricos e da Escola de Química, pelas ótimas aulas, pelo incentivo e pelas diversas dicas técnicas durante o aprendizado.

Aos meus amigos Paulinho, Marcelo, Josiel e Lobinho, que durante o trabalho tanto me ajudaram no Centro Experimental de Saneamento Ambiental.

À Ronilda, secretária do departamento, por toda a sua simpatia e alegria contagiantes.

À Pam Membranas, Tanac e Rio Water Tecnologia, pelo apoio incondicional durante todo o trabalho de pesquisa, fornecendo os equipamentos e insumos necessários.

Certamente seriam inúmeras as páginas se todas as pessoas que estiveram presentes de alguma forma dentro deste estudo fossem citadas. Assim sendo, sou obrigado a encerrar por aqui este momento de escrita às pessoas tão especiais em minhas formações intelectual e acadêmica.

RESUMO

Dell’Uomo, Francisco José Henriques. **Análise técnica e econômica dos processos de tratamento de águas cinza visando ao reúso**. Rio de Janeiro, 2014. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

O reúso de águas cinza apresenta-se como uma importante ferramenta para moderar o conflito da disponibilidade de demanda de água. Sua implementação induz à redução do volume de efluentes lançados no sistema de esgotamento sanitário, do consumo de água dos mananciais e do consumo energético das concessionárias de tratamento de águas e esgotos. O objetivo deste trabalho é avaliar qualitativamente e economicamente alguns processos físicos e físico-químicos para o tratamento de águas cinza, a fim de atender aos requisitos de reúso em bacias sanitárias. Os processos de microfiltração e coagulação/floculação, utilizando como coagulantes o Tanfloc SG ou cloreto férrico, nas concentrações de 30 e 40 mg/L respectivamente, obtiveram um efluente tratado conforme o padrão estabelecido de 10 NTU para turbidez seguindo a NBR 13.969/97 para o reúso em bacia sanitária. Nestes, realizou-se a aplicação de cloro deixando residual de 1,5 mg/L. A análise de custos considerou os sistemas de tratamento tecnicamente viáveis quando aplicados em uma edificação residencial com 360 habitantes. Na avaliação econômica e comparativa, com a mesma edificação sem contemplar reúso, foram considerados os custos de investimento para a aquisição, operação e manutenção das unidades de tratamento de águas cinza, encontrando-se os seguintes resultados: o *pay back* determinado para o processo físico-químico foi de 3 anos e 10 meses e a economia mensal estimada foi de R\$ 3.904,69; já para a ETAC, utilizando membrana de módulo submerso, ele foi de 2 anos e 9 meses, atrelado a uma economia mensal de R\$ 6.299,17. Os resultados mostram que o processo de microfiltração em módulo submerso, quando comparado ao sistema físico-químico, apresentou melhor desempenho no tratamento, menor custo com operação e manutenção e tempo de retorno financeiro 39% inferior.

Palavras-chave: águas cinza; reúso; saneamento ambiental; sustentabilidade hídrica.

ABSTRACT

Dell'Uomo, Francisco José Henriques. **Technical and economical analyse of grey waters treatment processes aimed for reuse**. Rio de Janeiro, 2014. Dissertation (Master's Degree) – Environmental Engineering Program, *Escola Politécnica* and *Escola de Química*, *Universidade Federal do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, 2014.

Reuse of grey waters is considered today an important tool to deal with conflicts regarding water demand availability. Its implementation instigates a decrease in the volume of effluents spilled in the sanitation depletion system, in the consumption of water from fountainhead, and in the energetic consumption of water and sewage treatment companies. The aim of this investigation is to evaluate qualitatively and economically some physical and physical-chemical processes for grey waters treatment in order to meet the reuse requirements for toilet bowls. The microfiltration and coagulation/flocculation processes, using Tanfloc SG or ferric chloride as coagulants, respectively in 30 and 40 mg/L concentrations, obtained an effluent treated following the turbidity pattern established by the Brazilian Regulation of Technical Standards 13.969/97 of 10 NTU for reuse in toilets. In them, 1.5 mg/L chloride use promoted the disinfection required by such standard. Cost analysis considered the systems of treatments that are technically viable when used in a residential building with 360 residents. In the economical and comparative evaluation, with the same building without considering reuse, the investment costs for acquisition, operation, and maintenance of the grey water treatment plants were considered, and the following results were found: pay back established for the physical-chemical process of 3 years and 10 months and monthly economy estimated of BRL 3,904.69; on the other hand, for CWTS, using the submerge module membrane, 2 years and 9 months, together with a monthly economy of BRL 6,299.17. Results show that microfiltration in the submerge module process, when compared with the physical-chemical system, presented better performance in the treatment, lower cost with operation and maintenance, and time of financial return 39% lower.

Keywords: grey waters; reuse; environmental sanitation; hydric sustainability.

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	18
1.1.OBJETIVOS.....	20
1.1.1. Objetivo geral	20
1.1.2. Objetivos específicos.....	20
2.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1.Disponibilidade e consumo de água	21
2.2. Uso racional da água.....	25
2.2.1. Desperdício e perdas de água	26
2.3. Características do esgoto sanitário	28
2.3.1. Características das águas cinza.....	29
2.4. Coagulação e floculação.....	32
2.5. Processo de separação por membranas.....	34
2.6. Aspectos legais referentes às práticas de reúso	39
3. METODOLOGIA	45
3.1. Geração e captação do efluente bruto: águas cinza	46
3.2. Caracterização do efluente bruto	49
3.3. Estação piloto de tratamento de águas cinza (ETAC).....	50
3.3.1. Sistema de pré-filtro e hidrômetro.....	51
3.3.2. Bomba de pressurização 1	52
3.3.3. Filtro de areia.....	52
3.3.4. Tanque de ensaios.....	53
3.3.5. Motor de mistura	54
3.3.6. Sistema de aeração.....	55
3.4. Rota de tratamento físico-químico	57
3.4.1. Ensaios em escala de bancada: tratamento físico-químico.....	57
3.4.2. Ensaios em escala-piloto: tratamento físico-químico.....	59
3.5. Rota de tratamento físico.....	59
3.5.1. Ensaios em bancada: membranas de microfiltração em módulo pressurizado	62
3.5.2. Ensaios em escala-piloto: membranas de microfiltração em módulo pressurizado	65
3.5.3. Ensaio em escala-piloto: membranas de microfiltração em módulo submerso.....	66
3.5.4. Ensaios em escala-piloto: filtração em sistema bag	68
	12

3.6. Avaliação econômica.....	72
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
4.1. Geração e caracterização das águas cinza	76
4.2. Processo físico-químico.....	79
4.2.1. Físico-químico em escala de bancada	79
4.2.2. Físico-químico em escala-piloto.....	83
4.3. Processo de separação por membranas de microfiltração	85
4.3.1. Módulo pressurizado: ensaios em escala de bancada.....	86
4.3.2. Módulo pressurizado: ensaios em escala-piloto	89
4.3.3. Módulo submerso: ensaios em escala-piloto	91
4.4. Ensaios de filtração em <i>bag</i>	93
4.5. Viabilidade econômica	95
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	103
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Disponibilidade de água doce e população.....	22
Figura 2 - Consumo médio per capita por Estados, referente a 2012.	23
Figura 3 - Distribuição percentual das classes do IQA para 1.988 pontos no território nacional, em 2010.	24
Figura 4 - Classificação de qualidade das águas do rio Paraíba do Sul, segundo o IAP.....	25
Figura 5 - Percentual de geração de águas cinza por aparelho hidrossanitário.	29
Figura 6 - Demonstrativo esquemático do processo de separação por membranas sob fluxo tangencial (corte da superfície de membrana, mostrando esquematicamente uma fibra oca).	36
Figura 7 - Demonstrativo esquemático do processo de retrolavagem em membranas (corte da superfície de membrana, mostrando esquematicamente uma fibra oca).	37
Figura 8 - Corte no módulo pressurizado e vista transversal demonstrando as diferentes densidades de empacotamento.....	38
Figura 9 - Demonstrativo esquemático do processo de separação por membranas de microfiltração em (a) módulo pressurizado e (b) submerso.	39
Figura 10 - Fluxograma da sequência de ensaios realizados no presente estudo.	45
Figura 11 - Sistema de geração e captação implementado.	47
Figura 12 - Detalhamento da elevatória.	48
Figura 13 - Diagrama em bloco dos processos de tratamento implementados na ETAC – CESA.	51
Figura 14 - Sistema de pré-filtração e hidrômetro instalados na ETAC – CESA.	52
Figura 15 - Sistema de filtração em areia instalado na ETAC – CESA para polimento de efluente tratado por processo físico-químico.	53
Figura 16 - Tanque de ensaios em escala-piloto.	54
Figura 17 - Motor de mistura utilizado para promover a coagulação e floculação no processo físico-químico.	55
Figura 18 - Esquema do sistema de injeção de ar por Venturi.	56
Figura 19 - Sistema de aeração implantado na ETAC – equipamento Venturi.....	56
Figura 20 - Processo de separação por membrana de microfiltração em módulo pressurizado...	61
Figura 21 - Processo de separação por membranas de microfiltração em módulo submerso.	62
Figura 22 - Fluxograma do sistema de separação por membranas de microfiltração em módulo pressurizado – escala de bancada.	63
Figura 23 - Fluxograma do sistema de separação por membranas de microfiltração em módulo submerso – escala-piloto.	67
Figura 24 - Esquema do sistema de filtração em bag.	69
Figura 25 - Vaso de pressão e filtro tipo bag em polipropileno.	70
Figura 26 - Fluxograma do sistema de filtração em bag instalado no CESA.....	71
Figura 27 - Registros dos volumes diários de águas cinza produzidos no período de julho de 2013.	76
Figura 28 - Ensaios de Jar-test para remoção de turbidez utilizando cloreto férrico, pH igual a 7: (a) concentrações entre 10 e 50 mg/L; (b) jarros com turbidez do clarificado ≤ 10 NTU.	80

Figura 29 - Ensaios de Jar-test para remoção de turbidez utilizando sulfato de alumínio, pH igual a 6: (a) concentrações entre 20 e 60 mg/L; (b) jarros com turbidez do clarificado ≤ 10 NTU.	80
Figura 30 - Ensaios de Jar-test para remoção de turbidez utilizando Tanfloc SG, pH igual a 7:(a) concentrações entre 10 e 50 mg/L; (b) jarros com turbidez do clarificado ≤ 10 NTU.....	81
Figura 31 - Eficiência da remoção de turbidez (concentração aplicada: 30 mg/L de Tanfloc SG; 40 mg/L de cloreto férrico e 60 mg/L de sulfato de alumínio).....	82
Figura 32 - Eficiência da remoção de DQO (concentração aplicada: 30 mg/L de Tanfloc SG; 40 mg/L de cloreto férrico e 60 mg/L de sulfato de alumínio).	82
Figura 33 - Eficiência da remoção de cor (concentração aplicada: 30 mg/L de Tanfloc SG; 40 mg/L de cloreto férrico e 60 mg/L de sulfato de alumínio).	82
Figura 34 - Eficiência da remoção de DBO (concentração aplicada: 30 mg/L de Tanfloc SG; 40 mg/L de cloreto férrico e 60 mg/L de sulfato de alumínio).	82
Figura 35 - Eficiência da remoção de turbidez em função do coagulante utilizado (concentração aplicada: 40 mg/L de cloreto férrico; 70 mg/L de sulfato de alumínio e 30 mg/L de Tanfloc SG).	84
Figura 36 - Eficiência média da remoção de DQO (concentração aplicada: 40 mg/L de cloreto férrico; 70 mg/L de sulfato de alumínio e 30 mg/L de Tanfloc SG).	84
Figura 37 - Eficiência média na remoção de DBO (concentração aplicada: 40 mg/L de cloreto férrico; 70 mg/L de sulfato de alumínio e 30 mg/L de Tanfloc SG).	85
Figura 38 - Resultados de fluxo de permeado para diferentes pressões para cálculo de permeabilidade no módulo pressurizado em escala de bancada.....	86
Figura 39 - Fluxo crítico no módulo pressurizado em escala de bancada.....	87
Figura 40 - Curvas de permeabilidade visando observar a recuperação do fluxo.....	87
Figura 41 - Evolução do fluxo de permeado em função do tempo a uma pressão transmembrana constante fixada em 0,2 bar.	88
Figura 42 - Curvas de permeabilidade visando observar a recuperação do fluxo em escala-piloto com módulo pressurizado.	89
Figura 43 - Evolução do fluxo de permeado em função do tempo com o uso do módulo pressurizado em escala-piloto em pressão constante de 0,2 bar.....	90
Figura 44 - Curvas de permeabilidade visando observar a recuperação do fluxo no módulo submerso em escala-piloto.....	91
Figura 45 - Curvas de fluxo de permeado em função do tempo com o módulo submerso em escala-piloto operando a uma pressão constante de 0,2 bar.	92
Figura 46 - Redução de fluxo e elevação da pressão interna do sistema em função do tempo....	93
Figura 47 - Fluxograma do sistema físico-químico orçado.....	97
Figura 48 - Fluxograma do sistema de separação por membranas de microfiltração (módulo submerso) orçado.....	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores típicos dos principais parâmetros de qualidade do esgoto sanitário	28
Tabela 2 - Valores típicos de acordo com a literatura para os parâmetros de qualidade de águas cinza.....	30
Tabela 3 - Classificação das águas cinza e dos parâmetros para o reúso em atendimento à NBR 13.969/97	31
Tabela 4 - Principais membranas, características e aplicações usuais.....	34
Tabela 5 - Padrão de qualidade para águas servidas definido pela lei nº 2.856/2011 (Niterói/RJ), visando ao reúso	42
Tabela 6 - Normas internacionais que definem os limites para reúso em descarga de vasos sanitários.....	43
Tabela 7 - Tipos de aparelhos, local de instalação e frequência de utilização	46
Tabela 8 - Dados da curva de operação da bomba elevatória de águas cinza (vazão em m ³ /h) ...	48
Tabela 9 - Parâmetros analisados para caracterização das águas cinza.....	49
Tabela 10 - Características do filtro de areia utilizado para o polimento final no processo físico-químico	53
Tabela 11 - Concentrações de coagulantes utilizados no ensaio de Jar-test.....	59
Tabela 12 - Características dos módulos de microfiltração utilizados	61
Tabela 13 - Valores tarifários praticados pela CEDAE na cidade do Rio de Janeiro	73
Tabela 14 - Consumo per capita em função do padrão residencial	74
Tabela 15 - Caracterização do efluente bruto: águas cinza do CESA	77
Tabela 16 - Quadro comparativo entre resultados desta pesquisa e dados da literatura.....	78
Tabela 17 - Características do efluente bruto utilizado para a realização dos ensaios de jarros ..	79
Tabela 18 - Condições ideais para dosagem de produtos químicos em escala-piloto e resultados para turbidez	83
Tabela 19 - Resultados de qualidade do efluente permeado da microfiltração pela membrana em módulo pressurizado: escala de bancada.....	89
Tabela 20 - Resultados de qualidade do efluente permeado da microfiltração pela membrana em módulo pressurizado: escala-piloto	91
Tabela 21 - Resultados de qualidade do efluente permeado da microfiltração pela membrana em módulo submerso: escala-piloto	93
Tabela 22 - Resultados de qualidade do efluente tratado no sistema de filtração em <i>bag</i> : escala-piloto.....	94
Tabela 23 - Estimativa do custo, em reais (R\$), com a compra de água em edificação sem reúso	95
Tabela 24 - Estimativa do custo, em reais (R\$), com a compra de água em edificação com reúso	96
Tabela 25 - Custo e consumo energético do sistema físico-químico.....	97
Tabela 26 - Custo com insumos para a unidade de tratamento físico-químico	98
Tabela 27 - Comparativo do custo com o consumo de água em edificação com e sem reúso, que utiliza o sistema físico-químico.....	99

Tabela 28 - Custo e consumo energéticos com o sistema de tratamento por separação com membranas.....	100
Tabela 29 - Comparativo do custo com o consumo de água em edificação com e sem reúso, que utiliza o processo de separação com membranas	101
Tabela 30 - Resumo dos resultados, com base nos ensaios realizados em escala-piloto	102

1.INTRODUÇÃO

A água ocupa 75% do planeta e é a substância inorgânica mais abundante nos organismos vivos. Na biosfera, ela faz parte do ciclo hidrológico. Nas últimas décadas, em muitas regiões do planeta, o ciclo hidrológico vem sofrendo grandes modificações devido às ações antrópicas, tais como o desenvolvimento de grandes cidades, a dragagem de extensas áreas alagáveis, a devastação de florestas, a construção de grandes lagos artificiais, entre outros fatores (ESTEVES, 1998).

Até 2050, o crescimento da população urbana levará ao aumento de aproximadamente 70% da demanda mundial por alimentos, ao crescimento das atividades industriais e à intensificação das mudanças climáticas. Esses são fatores que aumentam a pressão sobre as fontes de água doce (MUNÕZ, 2013). Portanto, a disponibilidade de água com qualidade para consumo humano está reduzida e, cada vez mais, medidas devem ser tomadas em relação à contenção dos despejos de águas residuárias, produtos tóxicos, nutrientes e outros poluentes que possam degradar sua qualidade (DANTAS *et al.*, 2012).

Segundo Tucci (2008), 13% da população mundial eram urbanas em 1900 e, atualmente, esse percentual alcança 50%, ocupando apenas 2,8% do planeta. No Brasil, o Censo de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) mostra que a população é mais urbanizada do que há dez anos, atingindo a proporção de 84%. Logo, a infraestrutura de saneamento urbano deve receber sua devida atenção, visto que é extremamente importante, tanto qualitativa quanto quantitativamente, para a manutenção da saúde da população e atendimento industrial (PERTEL, 2014).

Dois aspectos são fundamentais quanto à escassez de água: a disponibilidade hídrica e a qualidade desta água para o consumo. Dependendo do grau de contaminação dos mananciais, pode-se haver o comprometimento do uso da água, agravando ainda mais a escassez de tal recurso.

Segundo o Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP; AGEVAP, 2011), na Região Sudeste, aproximadamente 14 milhões de pessoas se

abastecem das águas da bacia do rio Paraíba do Sul. A carga poluidora aportada diariamente nela corresponde a cerca de 300 toneladas de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), dos quais 86% derivam de efluentes domésticos. A procura por recursos hídricos nesta bacia não está vinculada apenas à quantidade como também à qualidade do recurso hídrico. Neste manancial, existem 155 pontos de lançamentos de efluentes, dos quais 63 estão localizados em trechos com comprometimento da qualidade de água.

O relatório do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), referente a 2012, apresenta o consumo médio *per capita* de água no Brasil equivalente a 167,5 L diários. A região Sudeste demonstrou valor superior, com 194,8 L.hab⁻¹.dia⁻¹, enquanto que, no Nordeste, o consumo foi de 132,1 L.hab⁻¹.dia⁻¹. Para o estado do Rio de Janeiro, este indicador foi bastante elevado quando comparado às demais unidades da federação, alcançando 244,1 L.hab⁻¹.dia⁻¹ (MINISTÉRIOS DAS CIDADES; SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2014).

Além do consumo elevado percebido nas metrópoles, as perdas de água – embutidas no cálculo do *per capita* – tornaram-se um dos maiores problemas dos sistemas de abastecimento. Alguns fatores contribuem para esta problemática, tais como: a baixa capacidade institucional de gestão dos sistemas; a ampliação da carga hidráulica e extensão das redes para áreas mais periféricas dos sistemas, sem o devido planejamento e o aumento da demanda sem medidas de promoção ao consumo racional (MIRANDA, 2006). Segundo o SNIS (MINISTÉRIOS DAS CIDADES; SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2014), ao distribuir água para garantir o abastecimento público, as redes sofreram perdas de 36,9% em tal ato. A redução deste elevado índice requer ações por parte das concessionárias de abastecimento, a saber: melhoria da gestão, sustentabilidade da prestação de serviços, modernização de sistemas e qualificação dos trabalhadores, dentre outras.

Uma das ferramentas utilizadas no planejamento da prestação dos serviços de saneamento é a Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007), que institui o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB). Um dos princípios do PLANSAB refere-se à democratização da gestão dos serviços, que deve ser baseada no enfoque participativo envolvendo usuários, projetistas e governos em todos os níveis.

As águas cinza constituem uma parcela do esgoto sanitário (banheiras, chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar roupas), e seu reúso se mostra como uma ação importante para reduzir a demanda de água do sistema de abastecimento. Além de se evidenciar também a economia financeira e contribuir para a redução do volume de efluente aportado às estações de tratamento de esgotos sanitários. Tal prática reduz o custo energético destas estações, além de melhorar a qualidade do efluente tratado. O reúso de águas cinza vem sendo discutido e analisado por vários segmentos da sociedade e já é praticado por alguns deles. Mesmo diante de tantas vantagens, ainda é incipiente a definição das diretrizes e dos padrões para água de reúso no Brasil.

1.1.OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo geral

Avaliar os processos físicos e físico-químicos para o tratamento de águas cinza, de forma a atender aos requisitos de reúso em bacias sanitárias, conforme a Norma Brasileira de Regulamentação (NBR) 13.969/97, da ABNT.

1.1.2. Objetivos específicos

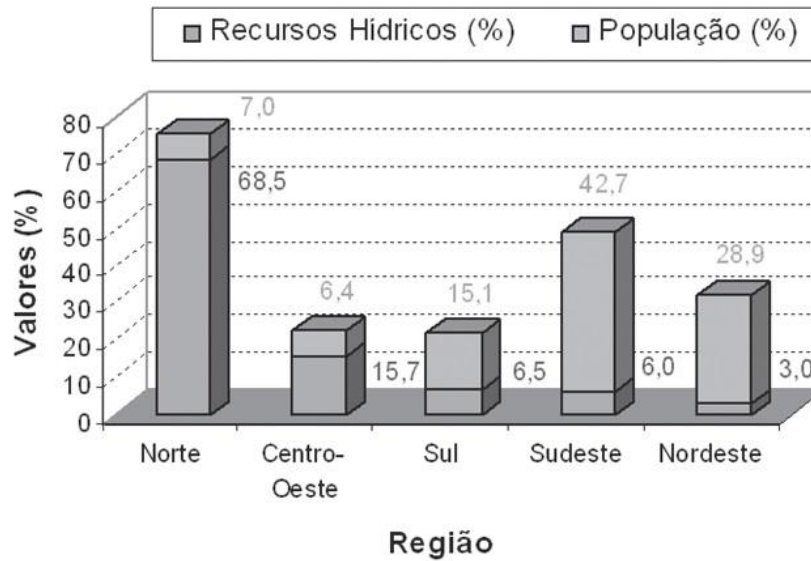
- Analisar, em escala de bancada e piloto, o desempenho dos processos de coagulação e floculação, aplicado ao tratamento de águas cinza utilizando três diferentes coagulantes: cloreto férrico, Tanfloc SG e sulfato de alumínio.
- Avaliar, em escala de bancada e piloto, a eficiência do sistema de microfiltração utilizando membrana de fibra oca, aplicada ao tratamento de águas cinza.
- Avaliar em escala-piloto o efeito do sistema de filtração em *bag* de polipropileno aplicado ao tratamento de águas cinza.
- Estimar os custos de implantação e operação das unidades em escala real, considerando os processos que obtiveram resultados satisfatórios, definindo investimento e tempo de retorno financeiro, levando como referência a tarifa de água e esgoto praticada na cidade do Rio de Janeiro.

2.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1.Disponibilidade e consumo de água

Quando a disponibilidade hídrica no Brasil é analisada, a questão torna-se superlativa, pois o país tem na Amazônia a maior bacia hidrográfica do mundo, além de deter em sua extensão territorial cerca de 70% do aquífero Guarani, espalhado pelo subsolo de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina, com um volume de água estimado em 40 trilhões de m³ (ABAS, 2007). No entanto, em um *ranking* de nove países com a maior disponibilidade hídrica *per capita* do planeta, o Brasil decresce para o nono lugar dada a magnitude da população brasileira comparada com os outros países (LIBÂNIO, 2010).

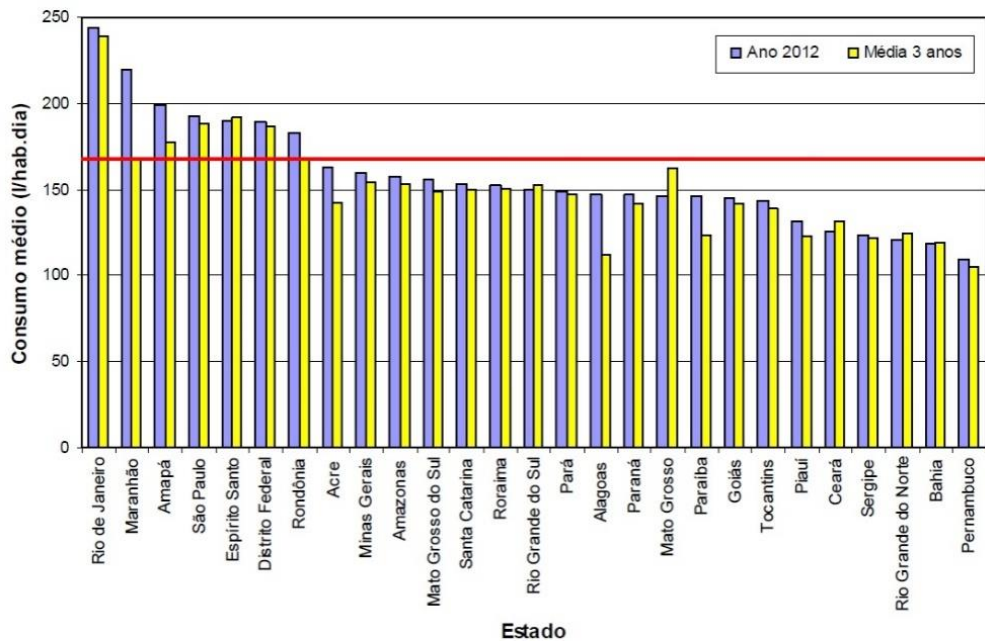
Analisando-se globalmente, embora as fontes de água doce muitas vezes sejam abundantes, elas frequentemente estão distribuídas de modo heterogêneo. O Brasil, apesar de ser considerado um país rico em água, com uma disponibilidade hídrica equivalente a 12% da água doce existente no planeta, 70% deste recurso encontram-se na região amazônica (TOMAZ, 2007; ANA, 2013). A Figura 1 apresenta um gráfico comparativo que relaciona a distribuição da água doce no Brasil e sua população por região.



Fonte: Gonçalves (2006).

Figura 1 - Disponibilidade de água doce e população.

Segundo o Ministério das Cidades e a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (2014), o consumo médio *per capita* de água (indicador IN022) é a média diária, por indivíduo, dos volumes produzidos para satisfazer os consumos domésticos, comercial, público e industrial. Esse relatório indica que o consumo médio de água no Brasil foi de $167,5 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, sendo que, para a região Sudeste, este foi de $194,8 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Já no estado do Rio de Janeiro ele é muito elevado quando comparado aos demais estados do Brasil. Com $244,1 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, em 2012, o estado apresenta valor 25,3% acima da média da região Sudeste e 45,7% acima da média do país. Cabe destacar que este resultado é fortemente influenciado pelo elevado consumo médio *per capita* verificado na cidade do Rio de Janeiro ($258,0 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$). A Figura 2 resume os dados do SNIS relativos ao consumo médio *per capita* em 2012 e as médias dos últimos três anos, apresentadas pelos prestadores de serviços participantes.



Fonte: Ministério das Cidades e Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (2012).

Figura 2 - Consumo médio *per capita* por Estados, referente a 2012.

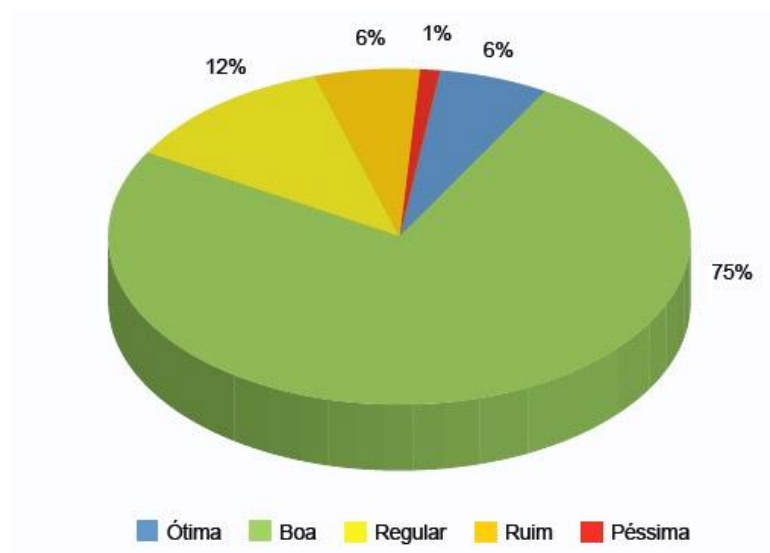
No que se refere à qualidade das águas superficiais, a região Sudeste, de forma similar às demais, sofre com a deterioração decorrente, principalmente, da poluição pontual e difusa das grandes metrópoles. A situação é agravada pela falta de políticas públicas sanitárias e ambientais (LIMA, 1999).

Os indicadores de qualidade resumem um grande número de dados e permitem o acompanhamento da qualidade da água, além de auxiliarem e orientarem a tomada de decisões em relação à gestão deste recurso. Portanto, os dados de um sistema de monitoramento devem ser interpretados, a fim de descrever e representar de forma mais eficiente o estado atual e as tendências de qualidade da água (WEINBERG, 2013). Porém, indicadores mal escolhidos podem não representar a realidade e, conseqüentemente, induzir a decisões equivocadas ou pouco efetivas (MARANHÃO, 2007). Diversos são os indicadores disponíveis e cada um se adequa a um fim específico em função do uso da água (ANA, 2012). A seguir, alguns destes serão comentados.

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi criado em 1970, nos Estados Unidos, pela *National Sanitation Foundation*, e sua determinação é definida pela ponderação dos seguintes parâmetros: coliformes totais, fósforo total, oxigênio dissolvido, DBO, turbidez e pH. A partir de 1975, o IQA começou a ser utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), expandindo-se para outros estados brasileiros nas décadas seguintes. Atualmente,

ele é o principal índice de qualidade da água utilizado no Brasil, e é particularmente sensível à contaminação por lançamento de esgotos domésticos no corpo hídrico (ANA, 2013).

Segundo a CETESB, o uso do IQA como referência de qualidade para fins de abastecimento público é inconsistente, pois não contempla diversas variáveis, tais como: metais pesados; compostos orgânicos com potencial mutagênico; substâncias que afetam as propriedades organolépticas da água; número das células de cianobactérias e potencial de formação de trihalometanos das águas de um manancial. Para Libânio (2010), a aplicação do IQA tem a finalidade de divulgar a interpretação dos dados e os parâmetros de qualidade de água de forma acessível ao público leigo. Destaca-se, no entanto, que, na última década, houve um decréscimo considerável dele em diversos pontos de amostragem no território brasileiro, provavelmente pelo crescimento da carga orgânica decorrente do lançamento dos esgotos domésticos sem tratamento, o que é o reflexo da falta de investimentos em saneamento (ANA, 2012). A Figura 3 apresenta a distribuição percentual da qualidade das águas superficiais no Brasil com base nos dados de IQA determinados para 1.988 pontos de amostragem.



Fonte: ANA (2012).

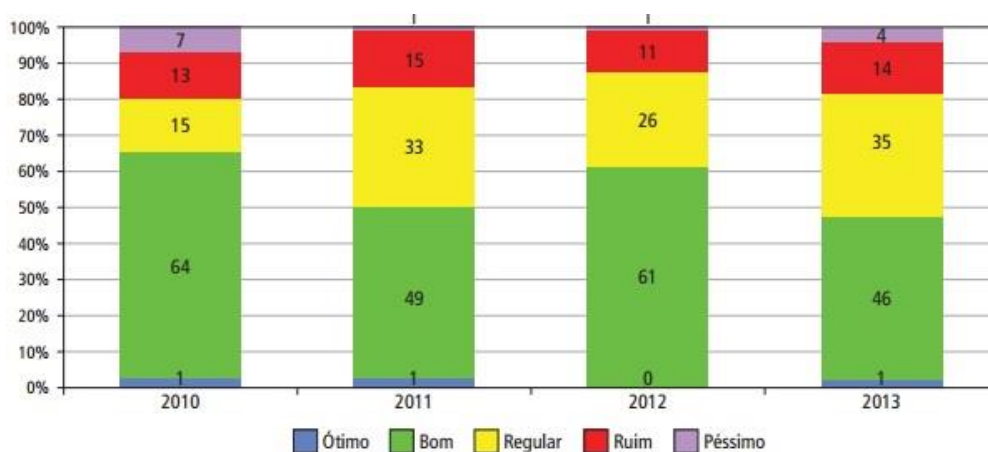
Figura 3 - Distribuição percentual das classes do IQA para 1.988 pontos no território nacional, em 2010.

Segundo o Boletim de Qualidade das Águas, divulgado em 2014 pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA), os IQAs da Região Hidrográfica II (rio Guandu) demonstraram

qualidade imprópria para o tratamento convencional da água visando ao abastecimento público. Já para a Região Hidrográfica III (rio Médio Paraíba do Sul), as águas apresentam-se adequadas.

Desde 2002, a CETESB utiliza também o Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP) na avaliação dos seus corpos d'água. Quando comparado ao IQA, o IAP é um índice mais fidedigno da qualidade da água bruta a ser captada que, após tratamento, será distribuída para a população. Este indicador é produto proveniente da ponderação dos resultados do IQA e do Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas – ISTO (CETESB, 2014).

O ISTO é composto por dois grupos de variáveis: indicando a presença de substâncias tóxicas (potencial de formação de trialometanos – PFTHM, número de células de cianobactérias, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel); afetando a qualidade organoléptica da água (presença de ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco). A Figura 4, gerada com os dados de IAP para o rio Paraíba do Sul, mostra uma redução da qualidade da água em 2013 em relação aos anos anteriores. Sua classificação passou da categoria Boa e Regular para Regular e Ruim (CETESB, 2014).



Fonte: CETESB (2014).

Figura 4 - Classificação de qualidade das águas do rio Paraíba do Sul, segundo o IAP.

2.2. Uso racional da água

Alguns institutos de pesquisa internacionais alertam para o fato de que os mananciais estão se esgotando pelo desperdício, pela poluição e pela degradação em função do consumo

excessivo (TSUTIYA, 2004). Esta percepção se reflete em outros setores, mesmo naqueles que não fazem uso consuntivo da água, como limitação da produção de energia.

O uso racional da água está associado aos seguintes aspectos: mudanças de hábitos cotidianos, atualização de leis e normas, investimento tecnológico no setor de saneamento e fiscalização. Diversos países têm implantado, ao longo dos últimos anos, programas para conservação da água a fim de garantir o atendimento à demanda crescente, sem um proporcional aumento na produção de água potável. No Brasil, as indústrias que produzem aparelhos hidrossanitários (torneiras, chuveiros, bacias sanitárias, válvulas de descarga sanitária etc.) têm investido no desenvolvimento tecnológico, visando à fabricação de equipamentos que realizem o mesmo trabalho, porém requerendo menor consumo de água.

Segundo Tsutiya (2004), os principais benefícios decorrentes do uso racional da água são:

- disponibilizar água para atender a um maior número de usuários;
- evitar ou postergar a necessidade de investimentos na captação de água nos mananciais que estão cada vez mais distantes das áreas urbanas;
- diminuir os investimentos para atender às demandas de picos horários;
- reduzir os esgotos a serem coletados e tratados e, por consequência, os custos de implantação dos sistemas de esgotamento sanitário;
- diminuir o consumo de energia elétrica para operação dos sistemas de abastecimento;
- e
- garantir o fornecimento ininterrupto de água ao usuário.

2.2.1. Desperdício e perdas de água

O desperdício está relacionado ao descaso com o uso da água e com as perdas em cada uma das unidades do sistema de abastecimento de água. Segundo dados do IBGE (2011), em municípios com mais de 100.000 habitantes, foram registradas perdas de água entre 20 e 50% do volume captado.

As perdas são classificadas de duas maneiras: reais, também conhecidas como perdas físicas, que são decorrentes da operação do sistema de abastecimento de água e dos

vazamentos em suas instalações; e aparentes (perdas não físicas), que são associadas à submedição em hidrômetros, falhas durante o cadastro, fraudes e furtos. Esta última se resume na água consumida, porém não faturada pelo distribuidor.

A falta de uma gestão adequada das empresas de saneamento dificulta a manutenção corretiva dos sistemas de distribuição, acarretando perda dos volumes de água consideráveis, principalmente em horários de menor consumo, momento em que a rede encontra-se em plena carga piezométrica. O reflexo disso implica em transtornos ao consumidor e danos ambientais indiretos.

Segundo o Ministério das Cidades e a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (2014), ao distribuir água para garantir o consumo, as redes obtiveram perdas na distribuição de 36,9%. Esse valor representa uma redução equivalente a 1,9% em relação ao mesmo indicador para 2011 (38,8%). Apesar do decréscimo observado, este ainda é limitado dado o elevado índice registrado no Brasil. Tais fatores impactam diretamente na tarifação da água. Sua determinação envolve não apenas os custos de implantação e ampliação do sistema, mas também as manutenções preventiva e corretiva e as perdas registradas.

O consumo de água residencial pode constituir mais da metade do uso total de água nas áreas urbanas. Segundo Gonçalves (2009), pesquisas realizadas mostram que, em uma residência, o maior consumo de água é observado nas descargas dos vasos sanitários, na lavagem de roupas e nos banhos. Em média, 40% do total de água consumida em uma residência são destinados aos usos não potáveis.

O consumo *per capita* de água em uma unidade habitacional compreende seus usos internos e externos. Os usos internos incluem atividades como higiene pessoal e limpeza e os externos englobam tarefas como irrigação de jardins, limpeza de automóveis e áreas externas e lazer (PERTEL, 2009). Segundo Tsutya (2005), a higiene pessoal consome mais água.

Considerando os aspectos abordados até então, uma das ferramentas para controle de consumo de água é a medição individualizada, por meio de equipamentos micro medidores (TSUTYA, 2005). Estudos indicam que unidades com hidromedidação individual reduzem seu consumo de água entre 25 e 35% (COELHO, 2004). Tal prática visa contabilizar e promover o uso racional de água, gerenciando melhor os gastos e permitindo a cotização justa da tarifação entre os usuários.

2.3. Características do esgoto sanitário

Segundo Borges (2003), os esgotos domésticos são divididos em duas classes: águas negras, que se caracterizam pela presença de excretas humanas, e cinza, as quais se caracterizam pela ausência destas. A representação qualitativa do esgoto sanitário, considerando-se os principais parâmetros de qualidade, encontra-se resumida na Tabela 1.

O descarte deste efluente nos corpos hídricos sem qualquer tipo de tratamento pode alterar sensivelmente suas características naturais e, em muitos casos, inviabilizar o aproveitamento de tal recurso para outros fins.

Tabela 1 - Valores típicos dos principais parâmetros de qualidade do esgoto sanitário

Parâmetro	Faixa de concentração	Unidade
DBO	250 - 400	mg/L
DQO	450 - 800	mg/L
Nitrogênio total	35 - 65	mgN/L
Nitrogênio amoniacal	20 - 35	mgNH ₃ -N/L
Nitrito	0	mgNO ₂ ⁻ -N/L
Nitrato	0 - 1	mgNO ₃ ⁻ -N/L
Fósforo	4 - 15	mgP/L
pH	6,7 - 8,0	-
Coliformes totais	106 - 1010	NPM/100 mL
Coliformes termotolerantes	106 - 109	NPM/100 mL
<i>E. Coli</i>	106 - 109	NPM/100 mL
Sólidos totais	700 - 1350	mg/L
Sólidos em suspensão	200 - 450	mg/L
Sólidos dissolvidos	500 - 900	mg/L

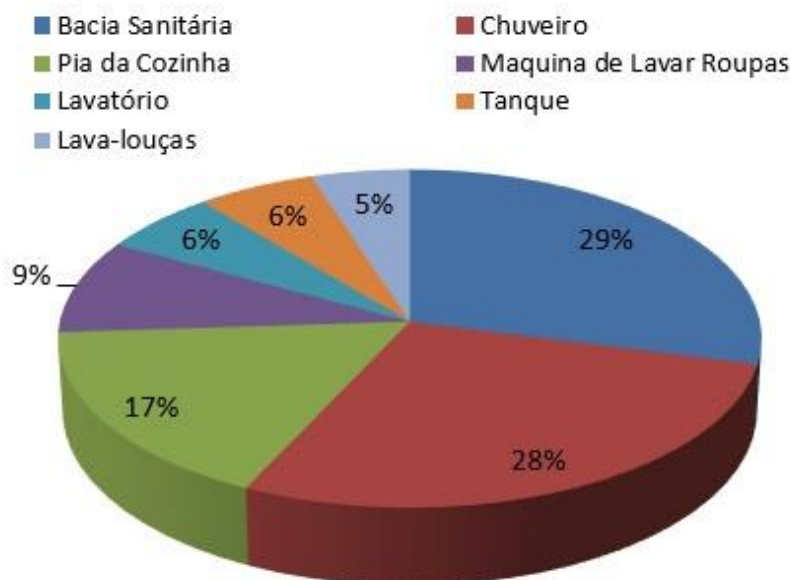
Fonte: Adaptado de von Sperling (2005).

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico do IBGE de 2008, pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) tinha serviço de esgotamento sanitário por rede coletora. Os únicos estados com mais da metade dos domicílios atendidos por rede geral coletora de esgoto foram: Distrito Federal (86,3%), São Paulo (82,1%) e Minas Gerais (68,9%). O Rio de Janeiro (49,2%) e o Paraná (46,3%) têm índice de esgotamento acima da média nacional (44%). Os demais estados apresentaram-nos inferiores a 35% de cobertura, com destaque para Amapá (3,5%), Pará (1,7%) e Rondônia (1,6%) (IBGE, 2011).

2.3.1. Características das águas cinza

Como já abordado, as águas cinza se diferenciam pela ausência de excretas humanas. Segundo Rapoport (2004), as águas cinza em uma residência são oriundas da lavagem de roupas, do uso de chuveiros e lavatórios, além do efluente das pias de cozinha. Por outro lado, Nolde (1999) não considera os efluentes de cozinha como águas cinza, uma vez que estes são constituídos de elevada carga orgânica, surfactantes, além de altos teores de gordura. Esta definição também é assumida por NSW Health (2000). No presente trabalho, excluiu-se da composição a contribuição de efluentes provenientes da cozinha, seguindo a orientação de Rapoport (2004).

A produção e a demanda de águas cinza estão relacionadas diretamente com o consumo de água dentro das residências. Segundo a Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente (2002), o percentual de geração de águas cinza em uma residência pode ser estimado com base nos consumos por aparelho sanitário. A Figura 5 demonstra a composição da geração de efluentes por tipo de aparelho sanitário.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 5 - Percentual de geração de águas cinza por aparelho hidrossanitário.

O sistema tarifário de água e esgoto nas cidades brasileiras não contabiliza o volume real do esgoto lançado na rede coletora. Sua cobrança, portanto, se baseia no total de água micromedido ou estimado. Deste modo, pode-se ponderar que o reúso de 1,0 L de água perfaz uma economia de 2,0 L na cobrança (1,0 L de água consumida e 1,0 L de esgoto a ser lançado na rede). Além disso, as tecnologias de tratamento das águas cinza permitem sua adequação aos padrões de qualidade requeridos para seu uso em descargas sanitárias, reduzindo ainda mais a demanda por água potável.

A caracterização qualitativa das águas cinza está apresentada na Tabela 2, na qual os dados obtidos em estudos recentes estão resumidos, pela incorporação, ou não, de efluentes provenientes da pia de cozinha.

Tabela 2 - Valores típicos de acordo com a literatura para os parâmetros de qualidade de águas cinza

Referência	Ano	Contribuições para a geração do efluente	Cor - uH	DBO - mg/L	DQO - mg/L	pH	Turbidez - NTU	SST - mg/L	Coliformes Totais NPM/100 mL	Coliformes Termotolerantes NPM/100mL	E.Coli NPM/100mL
Rebêlo	2011	Lavatórios, Chuveiros, Lavadora de Roupas	103	19	131	7,3	107	-	10 ⁵	10 ⁵	-
Valentina	2009	Lavatórios, Chuveiros, Lavadora de Roupas	85	106	237	7,8	73	78	10 ³	-	5,25 X 10 ⁰
Bazzarella	2005	Ef.C/ Contribuição de Cozinha	-	571	857	7,05	166	134	10 ⁴	-	10 ⁴
Fiori	2005	Lavatórios, Chuveiros	-	317,2	605,9	7,05	340	180	10 ⁴ - 10 ⁷	10 ⁴ - 10 ⁷	N.A
Rappoport	2004	Lavatórios, Chuveiros, Lavadora de Roupas	-	177	401	6,11	87	184,88	10 ⁴ - 10 ⁷	10 ⁴ - 10 ⁶	N.A

O reúso de águas cinza em uma residência requer adequado tratamento, em função de suas características típicas (Tabela 2), de modo a garantir a segurança sanitária e minimizar a rejeição natural do usuário em reutilizar água usada anteriormente por outro indivíduo.

A NBR 13.969/97 atribui quatro classes para o reúso de águas cinza e determina o atendimento aos padrões de qualidade para os parâmetros: turbidez, pH, coliformes

termotolerantes (CT), sólidos dissolvidos (SD), cloro residual (CRL) e oxigênio dissolvido (OD). Esses limites, definidos devido ao uso da água, encontram-se sumarizados na Tabela 3.

Tabela 3 - Classificação das águas cinza e dos parâmetros para o reúso em atendimento à NBR 13.969/97

Classe	Usos	Turbidez < UT	pH	Coli. Termotolerantes NPM/100mL	Sólidos dissolvidos (mg/L)	Cloro residual (mg/L)	OD (mg/L)
1	Lavagem de carros e outros usos que requerem contato operador	5	6,0 a 8,0	200	200	0,5 a 1,5	-
2	Lavagem de pisos, calçadas, irrigação de jardins, lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes.	5	-	500	-	0,5	-
3	Reúso para descargas de vasos sanitários	10	-	500	-	Desinfecção	-
4	Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens p/ gados e outros cultivos através de escoamento	-	-	5000	-	-	2

Fonte: NBR 13.969 (ABNT, 1997).

A classe 3, grifada na cor amarela na Tabela 3, apresenta os parâmetros que devem ser atendidos para o reúso em descargas sanitárias e que serão considerados neste trabalho.

A turbidez é um parâmetro que está diretamente ligado à concentração de partículas em suspensão no meio. Segundo Eriksson *et al.* (2001), sua ocorrência favorece a incrustação nas tubulações e colmatação dos filtros de areia, estruturas utilizadas em instalações de reúso. Além disso, destaca-se que a remoção de sólidos em suspensão é um fator importante na avaliação da qualidade, pois estas partículas podem servir de abrigo para micro-organismos patogênicos, protegendo-os da ação de agentes desinfetantes e reduzindo sua eficácia (GIDEON *et al.*, 2008).

A ocorrência de cor está associada diretamente à concentração de SD nas águas cinza e indiretamente à matéria orgânica. Portanto, apesar deste parâmetro não ser contemplado na NBR 13.969/97, sua detecção tem importância clara no controle de qualidade da água para reúso. A metodologia analítica é mais simples e rápida do que a determinação de sólidos dissolvidos. Sua ocorrência pode estar relacionada com a presença de matéria orgânica precursora à formação de THM, gerando assim risco potencial, dada a necessidade de desinfecção que usualmente é realizada por meio da cloração.

Segundo von Sperling (2005), a detecção de agentes patogênicos em uma amostra de água é complexa em função das suas baixas concentrações, o que demandaria o exame de grandes volumes de amostras para que fossem identificados. Sendo assim, é clássico realizar-se o controle microbiológico das águas por meio da detecção de organismos indicadores de

contaminação, sendo os mais usuais: coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia Coli* (*E. Coli*). Tais organismos não são necessariamente patogênicos, porém podem indicar a contaminação da água por fezes humanas ou de animais de sangue quente. Dentre estes, somente a *E. Coli* é de origem exclusivamente fecal.

O desempenho do processo de desinfecção depende do agente desinfetante utilizado, da sua concentração de aplicação e do tempo de contato entre este e o meio. Um dos desinfetantes mais utilizados é o cloro, pois sua eficiência é favorável e o seu custo é adequado quando comparado a outros agentes. Ainda, o cloro é capaz de manter-se presente no meio por um período extenso, garantindo, conseqüentemente, eficiência duradoura. Cabe ressaltar ser fundamental a manutenção de concentração residual, com o intuito de garantir o controle da adequada cloração.

A NBR 13.969/97 não determina faixa específica de pH para o efluente tratado nas classes 2, 3 e 4. Todavia, ao considerar-se a necessidade de desinfecção (classe 3), torna-se fundamental o controle deste parâmetro, uma vez que o bom desempenho da cloração depende do pH do meio.

2.4. Coagulação e floculação

A água pode incluir diversas impurezas, tais como: partículas coloidais, matéria orgânica dissolvida e micro-organismos. Oscoloides, em função do pH do meio, apresentam carga superficial, a qual dificulta a sua aglomeração e posterior remoção. O processo de coagulação tem como objetivo promover a neutralização destas cargas. Para que ela ocorra adequadamente, é preciso caracterizar a água por meio dos seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, cor, turbidez, temperatura, potencial Zeta, condutividade elétrica etc. (DI BERNARDO *et al.*, 2011; PAVANELLI, 2001).

A adição dos sais de ferro, alumínio ou polímeros vegetais ou sintéticos permite o decréscimo das forças de repulsão. Segundo Figueiredo (2009), os produtos químicos coagulantes devem ser utilizados para otimizar processos físico-químicos de tratamento, sendo os mais comuns: sulfato de alumínio, cloreto férrico, policloreto de alumínio e sulfato férrico.

Já a floculação tem por objetivo aglomerar os colóides neutralizados na etapa anterior de coagulação e elevar a velocidade de sedimentação (LIBÂNIO, 2010). Durante esta etapa, pode-se optar pela aplicação de polímeros catiônicos, aniônicos ou não iônicos, definidos conforme as características do efluente. Esses polímeros têm por finalidade auxiliar o processo de floculação, promovendo a aglutinação mais compacta das partículas que estão em suspensão no meio e, conseqüentemente, seu aumento de massa para maximizar a sedimentação. Deve-se atentar, no entanto, que o aumento da dimensão dos flocos associados às forças de cisalhamento favorece a sua ruptura. A agregação e a quebra são processos paralelos, que distribuem uniformemente o tamanho dos flocos formados (FIGUEIREDO, 2009).

Dos produtos químicos disponíveis no mercado para o tratamento físico-químico, destacam-se aqueles utilizados na presente investigação: tanino, cloreto férrico e sulfato de alumínio. Tanfloc SG é um polímero orgânico catiônico de origem vegetal, produzido a partir do tanino extraído da acácia negra, insumo que possui a propriedade de atuar no tratamento de águas residuárias como coagulante e floculante (VAZ, 2010). Segundo o fabricante (TANAC, 2014), ele possui um largo espectro de aplicações, apresentando como fator importante nos processos de tratamento a não alteração do pH durante a neutralização das cargas coloidais e a formação de pontes entre tais partículas.

O cloreto férrico (FeCl_3) comercial é uma solução acastanhada, completamente solúvel em água a 20°C e insolúvel em solventes orgânicos. Atua em uma vasta faixa de pH e é amplamente utilizado para a remoção de cor e turbidez em águas residuais. Quando adicionado na água, promove reações sequenciais de hidrólise e produz o hidróxido de ferro, o que resulta na coagulação por neutralização das cargas ou varredura (DI BERNARDO *et al.*, 2011).

O sulfato de alumínio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ é a substância química mais utilizada no processo de coagulação em tratamento de água para abastecimento. Como vantagem, ele permite a boa formação de flocos, além de ser viável economicamente e possuir facilidade de manuseio.

2.5. Processo de separação por membranas

No começo da década de 1970, surge um novo processo de separação, que utiliza membranas sintéticas ou materiais inorgânicos como barreiras seletivas. As membranas constituídas de materiais inorgânicos têm uma vida útil maior e facilidade de limpeza, porém são mais caras do que as poliméricas (HABERT *et al.*, 2006).

As membranas mais utilizadas recentemente são fabricadas a partir de materiais como polímeros, cerâmica e metais. Elas apresentam estruturas isotrópicas (simétricas), ou seja possuem a mesma morfologia em toda a sua espessura ou anisotrópicas (assimétricas), estas têm uma camada superior mais fechada e fina, denominada pele, com a presença ou não de poros. As membranas anisotrópicas podem ainda ser classificadas em integrais, quando a região superficial (pele) é composta do mesmo material que a matriz polimérica, e quando estas regiões possuem um material diferente são chamadas de compostas (JUDD; JEFFERSON, 2003).

Os sistemas de separação por membranas permitem a passagem de certas substâncias, porém restringem outras (AMADO, 2006), tendo assim como uma de suas principais características a seletividade. A capacidade seletiva de uma membrana a uma determinada espécie é expressa por meio do coeficiente de rejeição, que é a relação entre a concentração da espécie na alimentação do sistema e aquela no permeado.

A Tabela 4 apresenta as quatro principais classes de membranas utilizadas na filtração de água e suas aplicações mais usuais.

Tabela 4 - Principais membranas, características e aplicações usuais

Membrana	Diferença de Pressão sobre a Parede a Membrana (atm)	Material Retido	Material que Permeia	Aplicações Usuais
Microfiltração	0,5 - 2	> 500 kDa	Água e Sólidos Dissolvidos	Esterelização Bacteriana, Clarificação, Concentração de Células, Oxigenação de Sangue
Ultrafiltração	1,0 - 7,0	> 5000 Da	Água(Solvente), Sais Solúveis de Baixa Massa Molecular	Fracionamento/Concentração de Proteínas, Recuperação de Pigmentos e Óleos
Nanofiltração	5,0 - 25,0	500 < MASSA Molar < 2000 Da	Água, Sais e Moléculas de Baixa Massa Molecular	Purificação de Enzimas, Biorreatores à Membrana
Osmose Inversa	15 - 80	Todo Material Solúvel ou em Suspensão	Água (Solvente)	Dessalinização e Desmineralização de Águas, Concentração de Sucos

Fonte: Adaptado de Habert *et al.* (2006).

A microfiltração é frequentemente utilizada para a retenção de sólidos em suspensão, bactérias e moléculas com massa molar superior a 500.000 Daltons (Da) ou 0,01 μm , permitindo, assim, a passagem de água e sólidos dissolvidos. Sistemas de tratamento que operam com a microfiltração demonstram, com maior dificuldade, a redução do fluxo do permeado em função de incrustações (*fouling*) (MULDER, 1996; HABERT *et al.*, 2003).

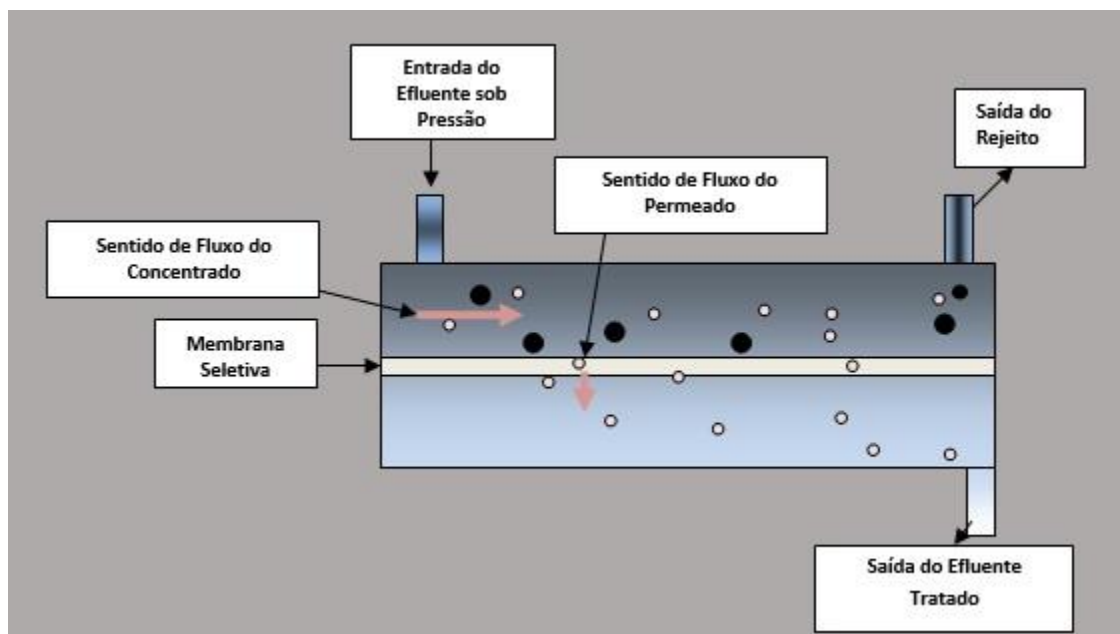
As membranas podem ainda ser caracterizadas morfológicamente sob dois aspectos. O primeiro refere-se à estrutura física da superfície em que são avaliados parâmetros como o tamanho dos poros, a porosidade superficial, a espessura da camada, entre outros (SIMON; JEFFERSON, 2003). Já o segundo visa avaliar a permeação, tendo como objetivo assegurar o bom desempenho dentro de uma faixa presumível.

A permeabilidade hidráulica da membrana é um dos parâmetros de permeação essencial à sua caracterização, e é apresentada pela relação entre volume de permeado, tempo de permeação, área superficial da membrana e pressão aplicada (HABERT, 2003).

O fluxo crítico pode ser definido como o máximo de permeado possível capaz de garantir a permeação sem que haja *fouling* ou que sua ocorrência seja desprezível (SILVA, 2009).

Destaca-se ainda a importância do sentido do fluxo na filtração em membranas. Quando a filtração é realizada na direção perpendicular à fibra, é possível observar, no decorrer do tempo, uma redução expressiva do fluxo de permeado e um aumento da diferença de pressão. Isto ocorre pelo acúmulo de sólidos na superfície da membrana em que se forma uma torta de lodo. A redução acentuada do fluxo define a necessidade de limpeza da membrana ou sua substituição.

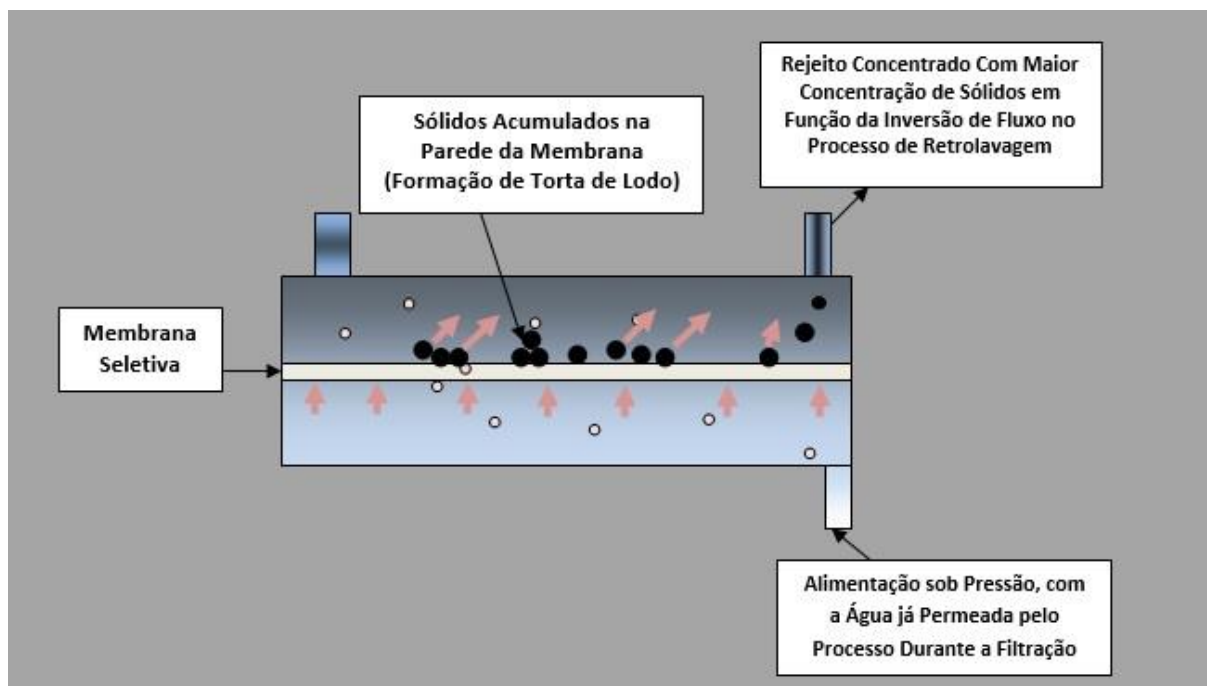
Já no processo de filtração tangencial, o efluente é injetado e escoado paralelamente à parede da membrana. Neste caso, os sólidos são arrastados ao longo da membrana, diminuindo consideravelmente o seu acúmulo sobre esta superfície. A filtração ocorre transversalmente à fibra. A Figura 6 apresenta, de forma esquemática, o Processo de Separação por Membranas (PSM) que utiliza o gradiente de pressão como força motriz e promove a filtração tangencial em membranas de fibra oca.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 6 - Demonstrativo esquemático do processo de separação por membranas sob fluxo tangencial (corte da superfície de membrana, mostrando esquematicamente uma fibra oca).

No regime de fluxo com escoamento tangencial também se observa uma redução do permeado em função da concentração de sólidos em suspensão sobre a superfície da membrana (polarização de concentração) e do tempo de contato. Normalmente e visando à manutenção do fluxo de permeado, a cada intervalo de tempo predeterminado em ensaios de bancada, é realizada uma inversão no sentido do fluxo. Com isso, promove-se a expulsão das partículas retidas na parede da membrana, retomando sua capacidade de permeabilidade. A Figura 7 apresenta o processo de retrolavagem, que visa à recuperação do fluxo de permeado.

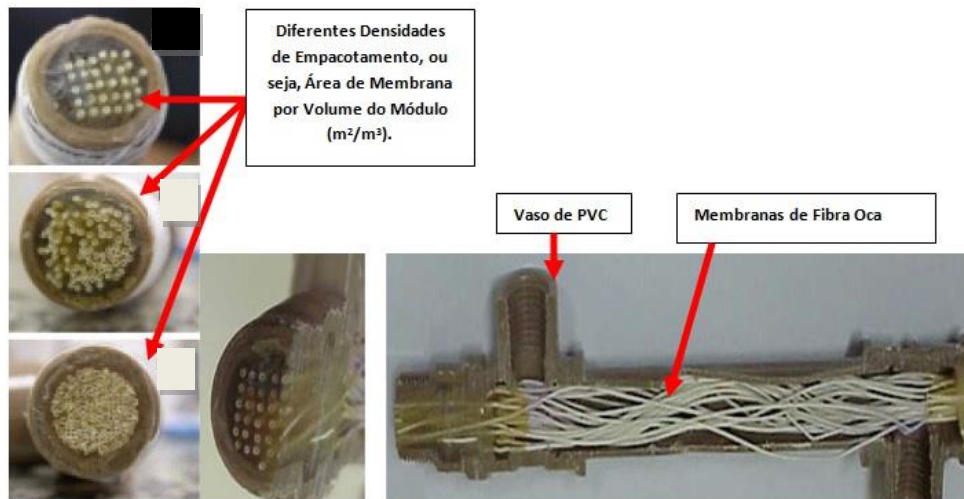


Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 7 - Demonstrativo esquemático do processo de retrolavagem em membranas (corte da superfície de membrana, mostrando esquematicamente uma fibra oca).

Existem diferentes tipos de obstrução dos poros em membranas de microfiltração. Algumas dessas são reversíveis pelo processo de retrolavagem ou lavagem química, enquanto outras são irreversíveis e, portanto, reduzem o fluxo de permeado em caráter definitivo.

As membranas de fibra oca são frequentemente utilizadas no processo de microfiltração. A Figura 8 demonstra, em corte, um módulo com as fibras distribuídas no sentido longitudinal, sob diferentes densidades de empacotamento do módulo.

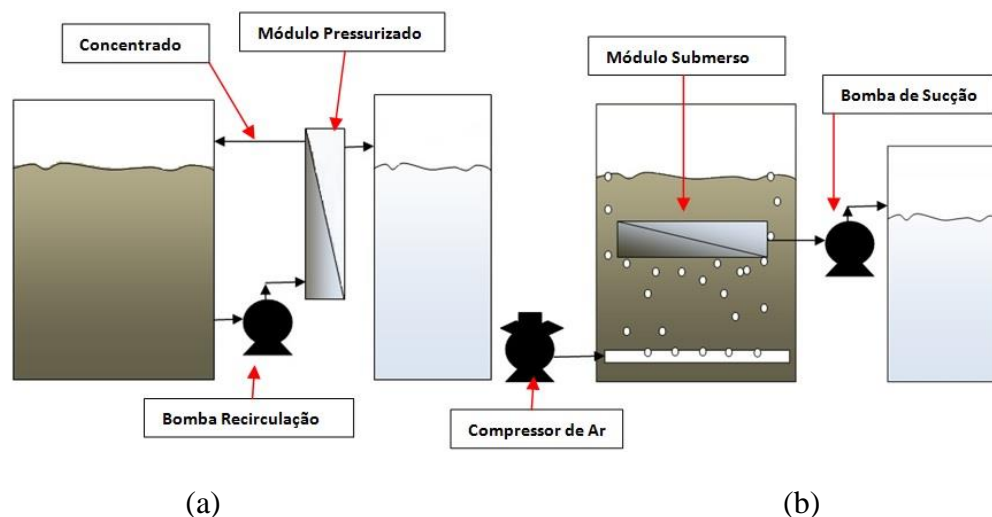


Fonte: Adaptado de França Neta (2005).

Figura 8 - Corte no módulo pressurizado e vista transversal demonstrando as diferentes densidades de empacotamento.

Em função da concentração de sólidos nos efluentes, disponibilizam-se no mercado dois tipos de módulos (Figura 9): pressurizado externo e submerso. Este último indicado para águas com elevadas concentrações de sólidos. No tanque com módulo pressurizado (Figura 9a), o efluente é bombeado ao módulo, produzindo um permeado (tratado) e um concentrado, o qual retorna ao tanque de efluente bruto. Neste caso, observa-se a recirculação de parte do efluente, cuja velocidade deve ser elevada a fim de promover o regime turbulento no interior do módulo e evitar a acomodação de sólidos nas superfícies externas da membrana de fibra oca.

No tipo submerso (Figura 9b), o módulo é imerso no tanque de efluente bruto em que há uma movimentação das fibras em função da aeração aplicada durante o processo de filtração. Esta operação auxilia intensamente na limpeza das fibras, evitando a fixação das partículas sólidas em sua superfície. O efluente permeado é produzido quando a condição de pressão negativa é criada no capilar das fibras.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.
Figura 9 - Demonstrativo esquemático do processo de separação por membranas de microfiltração em (a) módulo pressurizado e (b) submerso.

2.6. Aspectos legais referentes às práticas de reúso

A Constituição Federal de 1988 dedicou seu Capítulo VI ao meio ambiente, impondo assim aspectos legais para toda a sociedade e poderes públicos. Todavia, a questão ambiental já era pauta no legislativo nacional antes mesmo da publicação da carta magna. A lei 6.938/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), foi a primeira lei federal a considerar o meio ambiente, os diversos aspectos envolvidos para a sua preservação e as diferentes formas de degradação ambiental, ampliando a ótica anteriormente focada na poluição industrial e no uso de recursos naturais (MEDAUAR, 2014). Na sequência surgiram outras bases legais que visaram à proteção do meio ambiente e, mais especificamente, conservação da água. A legislação e normativa citadas a seguir foram analisadas por possuírem conteúdo relevante para o estudo em questão.

- Lei Federal nº 6.938, de 1981: dispõe sobre a PNMA.
- Lei Federal nº 9.433, de 1997: institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH).
- ABNT NBR 13.969/97: define critérios para o projeto, a construção e a operação das unidades de tratamento complementar – tanques sépticos – e disposição final dos

efluentes líquidos. Aspectos relevantes desta normativa já foram abordados no item 2.3.1 da Revisão Bibliográfica.

- Resolução Federal CONAMA nº 357, de 2005: dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e os padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências.
- Resolução Federal CNRH nº 54, de 2005: estabelece critérios gerais para reúso de água potável.
- Lei Federal nº 11.445, de 2007: estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.
- Lei Municipal nº 5.279, de 2011: cria, no município do Rio de Janeiro, o programa de conservação e uso racional da água nas edificações.
- Lei Municipal nº 2.856, de 2011: institui mecanismos de estímulo à instalação de sistema de coleta e reutilização de águas servidas em edificações públicas e privadas para a cidade de Niterói.

O Art. 1º da PNRH baseia-se em vários fundamentos e um deles apresenta a água como sendo um recurso natural limitado e dotado de valor econômico. Além desta, outras definições tornam-se relevantes para o entendimento do contexto deste trabalho. Destacam-se a seguir aquelas mais importantes identificadas no arcabouço legal em questão.

No Art. 2º da Resolução CONAMA 357, são adotadas as seguintes definições:

XII – condição de qualidade: qualidade apresentada por um segmento de corpo d'água, num determinado momento, em termos dos usos possíveis com segurança adequada, frente às Classes de Qualidade;

XIII – condições de lançamento: condições e padrões de emissão adotados para o controle de lançamentos de efluentes no corpo receptor;

XIV – controle de qualidade da água: conjunto de medidas operacionais que visa avaliar a melhoria e a conservação da qualidade da água estabelecida para o corpo de água;

XV – corpo receptor: corpo hídrico superficial que recebe o lançamento de um efluente;

XXVI – padrão: valor limite adotado como requisito normativo de um parâmetro de qualidade de água ou efluente;

XXVII – parâmetro de qualidade da água: substâncias ou outros indicadores representativos da qualidade da água.

Segundo o Art. 2º da lei nº 5.279/2011 (município do Rio de Janeiro), são adotadas as seguintes definições:

I – Conservação e Uso Racional da Água: conjunto de ações que propiciam a economia de água e o combate ao desperdício quantitativo nas edificações;

II – Desperdício Quantitativo de Água: volume de água potável desperdiçada pelo uso abusivo;

III – Utilização de Fontes Alternativas: conjunto de ações que possibilitam o uso de outras fontes para captação de água que não o Sistema Público de Abastecimento;

IV – Água Servida: água utilizada nos tanques ou máquinas de lavar, chuveiro ou banheira.

Segundo o Art. 1º da lei nº 2.856/2011 (município de Niterói),

as edificações¹ de que trata o artigo 1º da lei 2.630/2009 ficam obrigadas a incentivar o reúso da água através da reciclagem dos constituintes dos efluentes das águas cinza servidas das edificações, com o objetivo de induzir a conservação do uso racional da água, para que a gestão dos recursos hídricos possa propiciar o uso múltiplo das águas.

O Art. 2º da mesma lei considera sua aplicação às novas obras, cujo volume de água consumida seja igual ou superior a 20 m³ de água por dia. Define ainda como sinônimos águas servidas e águas cinza, sendo estas provenientes da utilização dos chuveiros, das banheiras, dos lavatórios, dos tanques e/ou das máquinas de lavar. Já seu Art. 3º enfatiza a importância do enquadramento da qualidade do efluente tratado aos requisitos estabelecidos pela NBR 13.969/97, apresentados no item 2.3.1 (Tabela 3). No município de Niterói, estabelece-se que as águas cinza, após passarem por tratamentos específicos para a eliminação dos poluentes, deverão obedecer aos padrões especificados na Tabela 5 para então proceder-se o reúso sem fins potáveis.

¹As novas edificações, públicas ou privadas, que tenham área impermeabilizada superior a 500 m² deverão ser dotadas de reservatório das águas pluviais.

Tabela 5 - Padrão de qualidade para águas servidas definido pela lei nº 2.856/2011 (Niterói/RJ), visando ao reúso

PARÂMETROS	FAIXA	UNIDADE
Turbidez	< 5,0	NTU
pH	6,0 - 9,0	-
Cor	< 15	UH
Cloro residual	0,5 - 2,0	mg/L
Coliformes totais	Ausência	NPM/100 mL
Coliformes termotolerantes	Ausência	NPM/100 mL
Sólidos dissolvidos totais	< 200	mg/L
Oxigênio dissolvido	> 2,0	mg/L

Fonte: Tabela elaborada pelo autor.

Na Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) nº 54, o Art. 2º define que:

- I – água residuária: esgoto, água descartada, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não;
- II – reúso de água: utilização de água residuária;
- III – água de reúso: água residuária, que se encontra dentro dos padrões exigidos para sua utilização nas modalidades pretendidas;
- IV – reúso direto de água: uso planejado de água de reúso, conduzida ao local de utilização, sem lançamento ou diluição prévia em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos.

O Art. 9º desta resolução define que qualquer atividade de reúso de água deverá ser informada ao órgão gestor dos recursos hídricos, para fins de cadastro, devendo contemplar, no mínimo:

- I – identificação do produtor, distribuidor ou usuário;
- II – localização geográfica da origem e destinação da água de reúso;
- III – especificação da finalidade da produção e do reúso de água; e
- IV – vazão e volume diário de água de reúso produzida, distribuída ou utilizada.

O reúso de águas cinza gera diversos benefícios ambientais, pois colabora com o uso sustentável do recurso, assegurando sua conservação (FIESP, 2005). Segundo Bazzarella (2005), para garantir a implementação destas práticas, deve-se atentar para o adequado estabelecimento dos limites de qualidade para a água a ser reutilizada. Além disso, regras claras para regulamentação da prática de reúso devem ser definidas, considerando as peculiaridades sociais e técnicas da região.

Experiências internacionais devem ser empregadas como balizadoras para a definição dos padrões de qualidade para águas de reúso no Brasil. Países com diferentes níveis de desenvolvimento e quantidade de água disponível exigem normas sob medida, para que se alcance equilíbrio entre disponibilidade, tecnologia e risco (ANDERSON, 2001 *apud* BAZZARELLA, 2005). A Tabela 6 resume algumas normas internacionais aplicadas ao reúso em descarga de vasos sanitários.

Tabela 6 - Normas internacionais que definem os limites para reúso em descarga de vasos sanitários

País	Fonte	Ano	Estados	Parâmetros				
				DBO mg/L	Turbidez NTU	Coliformes Totais NPM/100 mL	Coliformes Termotolerantes NMP/ 100 mL	SST mg/L
EUA	EPA	2012	Texas	5	3	20 (méd) ¹	-	-
			Arizona	-	2 (méd) ²	23 (máx)	-	-
			Califórnia	-	10 (máx) ³	-	2,2 (méd) ⁴	-
			Flórida	20 (méd) ⁵	-	25 (máx)	-	5 (máx)
Austrália	Kayaalp	1996	-	< 20	-	-	<10	< 10
Alemanha	Surendran & Wheatley	1998	-	20	1 - 2	100	500	30
Canadá	CMHC	2004	-	≤ 30	≤ 5	≤ 200	-	≤ 30

1- Valor médio para 30 dias
2- Valor médio de 24 horas
3 - Valor Máx para Filtração

4 - Valor médio para 7 dias
5 - Valor médio Anual

Fonte: Tabela elaborada pelo autor.

No Brasil, a NBR 13.969/97 foi elaborada para oferecer aos usuários do sistema local de tratamento de esgotos, que comumente utilizam tanque séptico como unidade preliminar, alternativas tecnicamente viáveis para proceder ao tratamento complementar visando ao reúso. Os níveis de tratamento são adaptados à qualidade requerida por cada uma das quatro classes estabelecidas na norma. Cabe ressaltar que a NBR 13.969/97 acena para a possibilidade de complementação das técnicas de tratamento, visando ao atendimento de um padrão legal mais rigoroso e/ou à efetiva proteção do corpo hídrico.

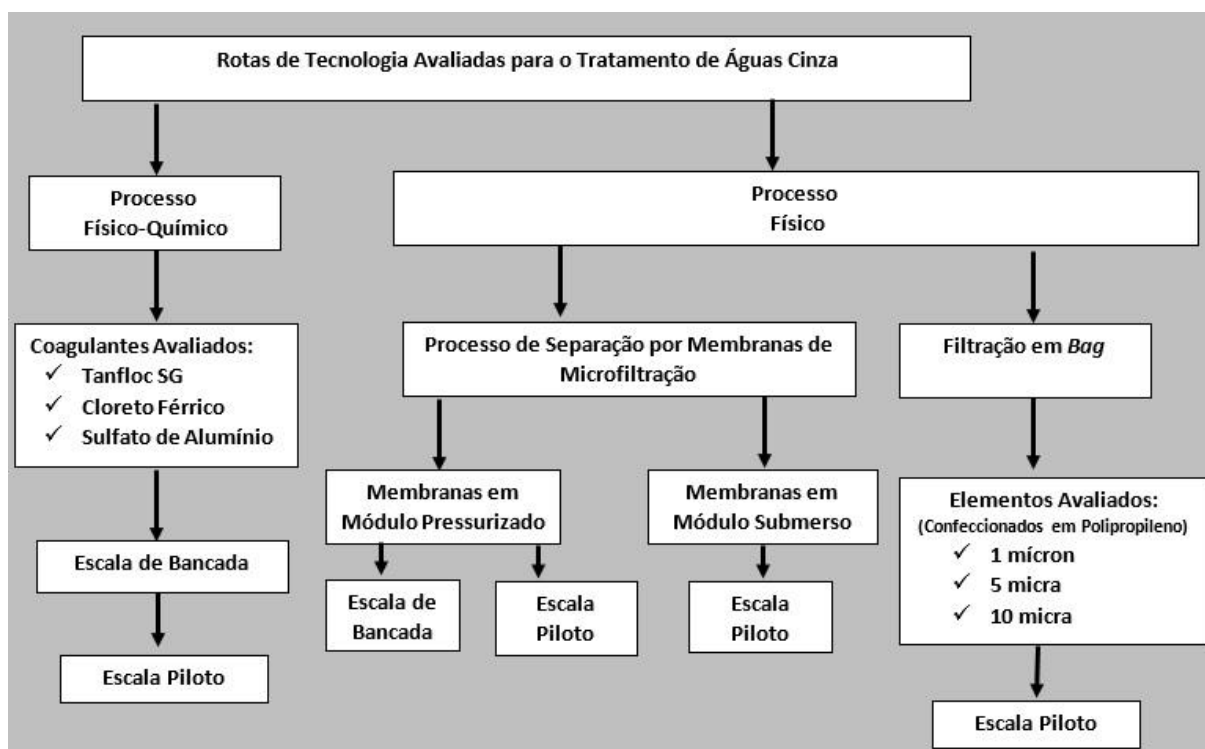
A normativa especifica que, caso o esgoto seja de origem essencialmente doméstica ou com características similares, seu reúso somente poderá ser realizado para fins não potáveis, desde que sua segurança sanitária seja garantida. Estes usos são: irrigação de jardins, lavagem dos pisos e dos veículos automotivos, descarga dos vasos sanitários, manutenção paisagística dos lagos e canais com água, irrigação dos campos agrícolas e pastagens etc.

Destaca-se que esta regra foi elaborada há mais de uma década, sendo importante considerar sua revisão com base nos avanços tecnológicos registrados na área e nos padrões internacionais em vigor. No entanto, esta reformulação não deve perder de vista sua viabilidade técnica e econômica para fomento da prática do reúso, ainda incipiente no país. Reforça-se ainda que esta norma técnica não tem força de lei, o que não garante sua real implementação.

3. METODOLOGIA

Foram realizados ensaios em escalas de bancada e piloto simulando os processos de tratamento estudados (Figura 10). A pesquisa avaliou o desempenho na remoção de contaminantes por diferentes processos e confrontou tais resultados de qualidade dos efluentes tratados com os padrões estabelecidos pela NBR 13.969/97 para reúso em bacia sanitária (classe 3).

Os processos que obtiveram os melhores resultados quanto ao atendimento à norma foram então avaliados sob o ponto de vista econômico, utilizando como referência uma edificação residencial hipotética.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 10 - Fluxograma da sequência de ensaios realizados no presente estudo.

3.1. Geração e captação do efluente bruto: águas cinza

O efluente bruto utilizado para a realização dos ensaios em escalas de bancada e piloto é proveniente do Centro Experimental de Saneamento Ambiental (CESA), localizado na Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Para obter um efluente com características representativas das águas cinza geradas em uma residência, foram realizadas adaptações nas instalações sanitárias do CESA, individualizando os ramais de captação deste efluente daqueles utilizados para condução do esgoto sanitário, aqui classificado como águas negras.

O procedimento de quantificação do volume de águas cinza produzido no sistema teve a duração de 30 dias e, a partir destes resultados, foi possível pré-dimensionar as unidades de tratamento a serem implantadas em escala-piloto. Os tipos de aparelhos hidrossanitários em funcionamento no CESA e a sua frequência de uso estão resumidas na Tabela 7. Ressalta-se mais uma vez que neste trabalho excluiu-se da composição das águas cinza a contribuição de efluentes provenientes de cozinha, corroborando com a definição de alguns autores (NOLDE, 1999; NSWHEALTH, 2000).

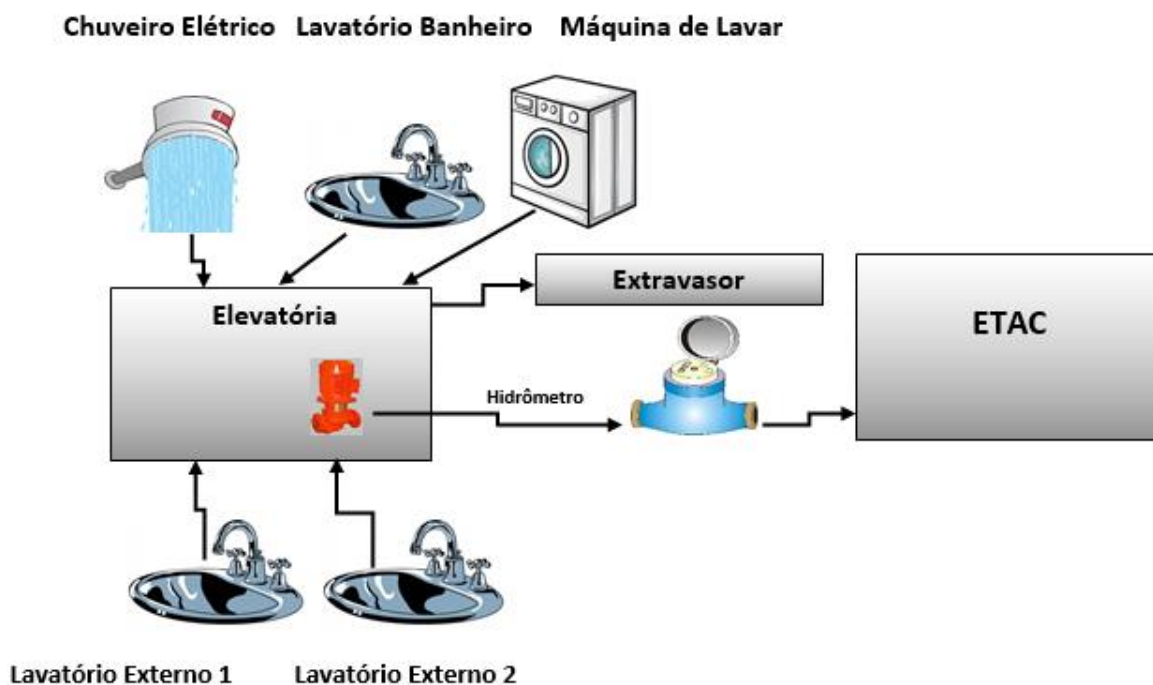
Tabela 7 - Tipos de aparelhos, local de instalação e frequência de utilização

Quant.	Tipo de Aparelho	Local de Instalação	Frequência de Uso
1	Lavatório	Banheiro	Diário
1	Chuveiro Elétrico	Banheiro	Diário
1	Máquina de Lavar Roupas	Banheiro	3 x Semana
2	Lavatórios	Área Externa	Diário

Fonte: Tabela elaborada pelo autor.

O lavatório do banheiro e o chuveiro são utilizados diariamente para higiene pessoal de quatro colaboradores. Os lavatórios externos são para a lavagem dos panos de limpeza em geral, assim como utilizados por visitantes e alunos para higienização das mãos. A máquina de lavar roupas é utilizada três vezes por semana para a limpeza dos uniformes dos colaboradores.

A Figura 11 ilustra o sistema de geração e captação implantado, com os fluxos hidráulicos dos efluentes produzidos e direcionados para a Estação Piloto de Tratamento de Águas Cinza (ETAC).



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 11 - Sistema de geração e captação implementado.

As águas cinza geradas no banheiro e nos lavatórios externos (1 e 2) são captadas e conduzidas por gravitação até a elevatória por meio de uma tubulação de PVC (40 mm), sendo que o poço desta apresenta as seguintes dimensões: 0,80 m de diâmetro e 0,75 m de profundidade.

Na operação da elevatória, a bomba de recalque (marca Schneider, modelo BCS-C5, potência de 1 CV) é acionada automaticamente sempre que o poço atinge o seu nível máximo, recalcando o efluente até a ETAC. A vazão afluyente à unidade de tratamento é monitorada por um hidrômetro, com as seguintes características: marca Energyrus, modelo Unigyryus II, vazão nominal de até 1,5 m³/h e mínima de operação de 0,03 m³/h.

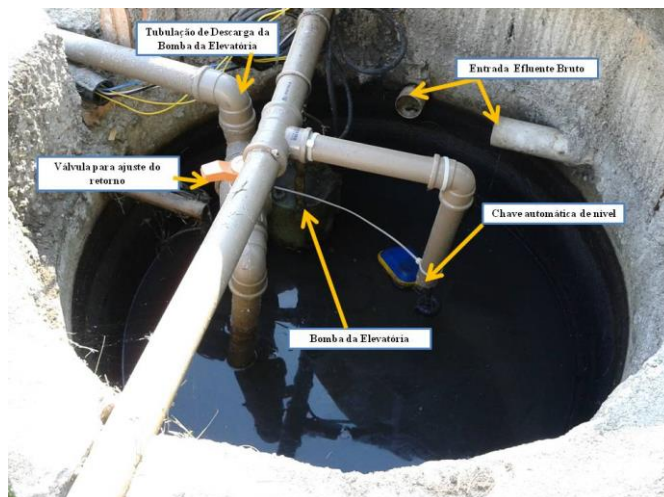
Levando-se em consideração que a bomba de recalque opera sob uma altura manométrica de 3 mca e sua vazão de operação nesta condição (23,5 m³/h) é superior à faixa de leitura do hidrômetro, conforme demonstra-se na Tabela 8, foi necessário adaptar uma tubulação que permitisse o retorno do excedente de efluente para o poço de sucção. Esta

instalação, que está representada na Figura 12, possibilitou o ajuste na vazão de descarga da bomba dentro dos limites estabelecidos pelo fabricante do hidrômetro.

Tabela 8 - Dados da curva de operação da bomba elevatória de águas cinza (vazão em m³/h)

Bomba Schneider Modelo	Potência (CV)	Trifásico	Diâmetro Recalque (pol)	Pressão máx.sem vazão (mca)	Diâmetro max. dos Sólidos (mm)	Características Hidráulicas											
						Altura Manométrica Total (mca)											
						2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
BCS-C5	1	X	2	14	5	24,3	23,5	22,7	21,8	20,9	19,9	18,8	17,4	15,9	14,1	11,8	

Fonte: <http://www.schneider.ind.br/catalogo/tabela_selecao2011.pdf>. Acesso em: nov. 2014.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 12 - Detalhamento da elevatória.

Nos ensaios realizados em escala-piloto, houve a preocupação de sempre se utilizar o efluente ‘fresco’, evitando seu armazenamento dentro do tanque de contato por períodos elevados. Desse modo, evitou-se a decomposição rápida deste efluente e a ocorrência de condições anaeróbias, minimizando a exalação de maus odores.

3.2. Caracterização do efluente bruto

Para a caracterização das águas cinza desenvolvidas no CESA, além dos parâmetros constantes na NBR 13.969/97, esta pesquisa complementou sua análise com outros parâmetros de qualidade listados na Tabela 9.

Tabela 9 - Parâmetros analisados para caracterização das águas cinza

Parâmetros	Ensaio de Bancada			Escala-piloto			
	Efluente Bruto	Jar-Test	Membrana de microfiltração	Físico-Químico	Membrana Pressurizado	Módulo Submerso	Filtro Bag
Cor	X	X	X	X	X	X	
DBO	X						
DQO	X	X	X	X	X	X	
pH	X	X	X	X	X	X	
Turbidez	X	X	X	X	X	X	X
Sólidos Totais	X						
Coliformes Totais	X	X	X	X	X	X	
Coliformes Termotolerantes	X	X	X	X	X	X	

Fonte: Tabela elaborada pelo autor.

As amostras coletadas para o estudo da remoção de CT foram submetidas previamente a concentrações de cloro de 1,5 mg/L. Portanto, foi possível verificar se tal dosagem de desinfetante era suficiente para o enquadramento do efluente tratado aos padrões da NBR 13.969/97 (classe 1). Enfatiza-se que a classe 1 é mais restritiva sob o ponto de vista microbiológico (CT < 200 NPM/100 mL).

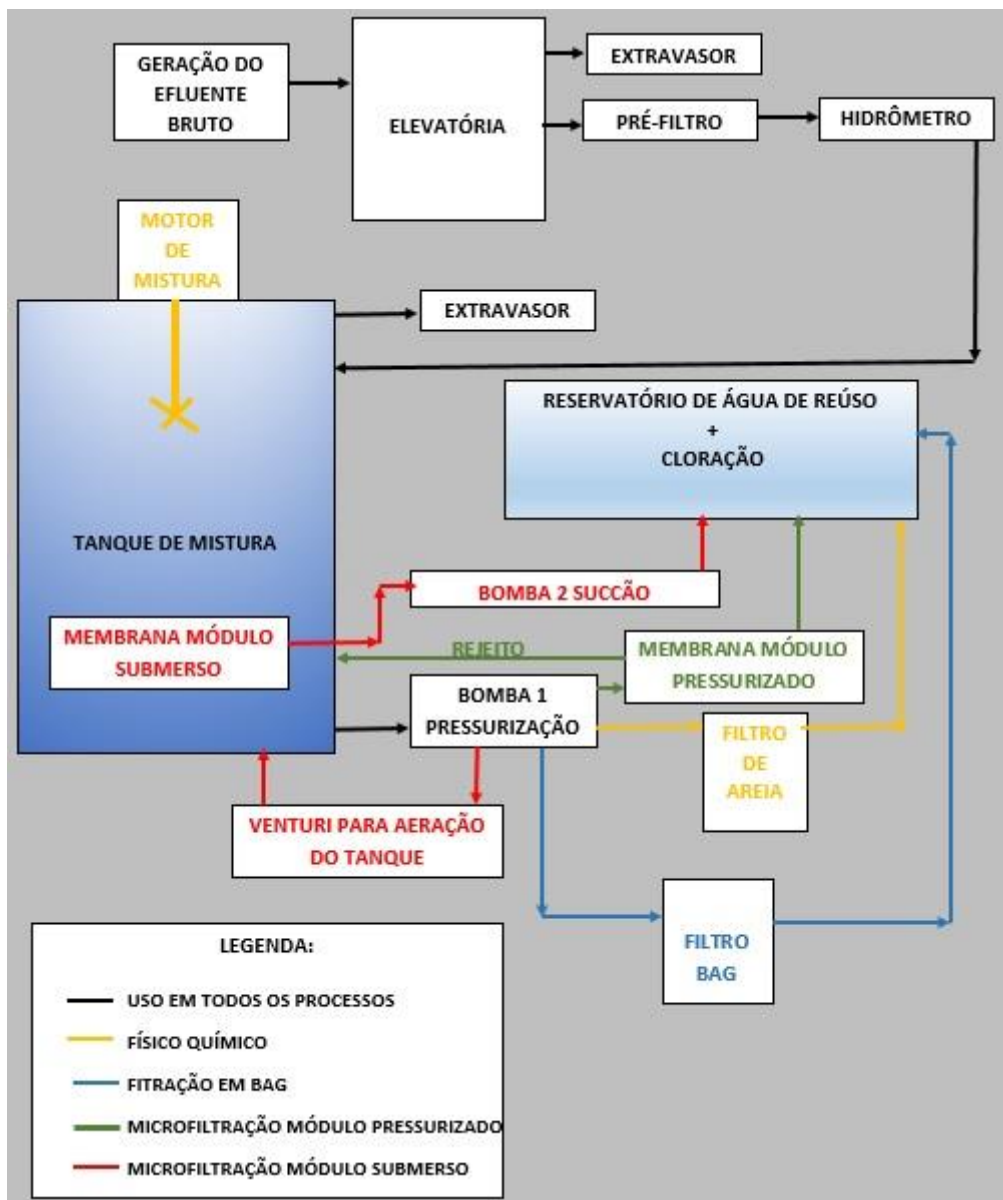
As análises foram realizadas pelo Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA) e seguiram as normas estabelecidas no *Standard Methods*, descritas a seguir:

- DQO – Método 5220 D – Refluxo Fechado – SMEWW – 20ª edição.
- DBO – Método 5210 B – Diluições com incubação de 5 dias – WMEWW – 20ª edição.
- Coliformes Totais/Termotolerantes – Método 9221 A – Tubos múltiplos – SMEWW – 20ª edição.

- Cor – Método 8025 (APHA 0 *Platinum Cobalt Standard Method*) – Hach.
- Turbidez – Método 8237 (*Attenuated Radiation Method – Direct Reading*) – Hach.
- pH – Método 4500 B – Potenciométrico – SMEWW – 20ª edição.
- Sólidos totais – Método 2540 D – Gravimétricos – SMEWW – 20ª edição.

3.3. Estação piloto de tratamento de águas cinza (ETAC)

O sistema de tratamento implementado para realização dos ensaios em escala-piloto no CESA foi desenvolvido com a finalidade de atender a todos os processos de tratamento estudados nesta pesquisa, a saber: tratamento físico-químico com adição de coagulante; tratamento físico com filtração em *bag* de polipropileno; processo de separação por membranas de microfiltração em módulo pressurizado e processo de separação por membranas de microfiltração em módulo submerso. A Figura 13 apresenta o diagrama em blocos simplificado da estrutura, cujo detalhamento dos equipamentos instalados será mostrado nos itens subsequentes.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 13 - Diagrama em bloco dos processos de tratamento implementados na ETAC – CESA.

3.3.1. Sistema de pré-filtro e hidrômetro

O sistema conta com uma unidade de pré-filtração em tela de PVC da marca Albacete, cuja finalidade é reter sólidos grosseiros com diâmetros superiores a 5 mm, prevenindo o entupimento da tubulação a jusante e a retenção de sólidos no eixo das bombas e no rotor interno do hidrômetro. Este tratamento preliminar está ilustrado na Figura 14. Cabe ressaltar que todas as coletas das amostras de efluente bruto utilizadas para os ensaios foram realizadas após tal tapa de pré-filtração.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 14 - Sistema de pré-filtração e hidrômetro instalados na ETAC – CESA.

3.3.2. Bomba de pressurização 1

A bomba 1 de pressurização, apresentada na Figura 13, é o equipamento utilizado para abastecer as seguintes unidades: filtro de areia, que atua no polimento do efluente do processo físico-químico membrana de microfiltração em módulo pressurizado; equipamento Venturi, utilizado para aeração do tanque de mistura no processo de separação por membranas em módulo submerso e filtro *bag*.

A bomba utilizada é da marca KSB Hydrobloc, modelo P1000, que possui vazão de até 45 L/minutos e pressão de descarga máxima de 70 mca. O ajuste da pressão foi adaptado para cada um dos ensaios com o auxílio de um inversor de frequência e variável em função da rota de tratamento em operação na unidade piloto.

3.3.3. Filtro de areia

O filtro de areia foi instalado com a finalidade de fornecer polimento final ao efluente tratado pelo processo físico-químico (Figura 15). O filtro é da marca Albacete, modelo AP-20, e contém como elemento filtrante areia com camada de 0,40 m de espessura. A Tabela 10 apresenta as especificações técnicas detalhadas deste equipamento, segundo o fabricante. Este

sistema de filtração em areia permite a retrolavagem, realizada sempre antes do início de cada operação de tratamento.

Tabela 10 - Características do filtro de areia utilizado para o polimento final no processo físico-químico

Modelo	Área de Filtragem (m ²)	Carga de Areia (kg)	Vazão de Filtragem (m ³ /h)	Vazão de Retrolavagem (m ³ /h)	Dimensões Alt/Diam. (cm)	Granulometria da Areia (mm)
AP20	0,07	21	2,5	2,75	61-28	0,5-0,8

Fonte: Tabela elaborada pelo autor.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 15 - Sistema de filtração em areia instalado na ETAC – CESA para polimento de efluente tratado por processo físico-químico.

3.3.4. Tanque de ensaios

Os tanques de ensaios foram utilizados em todas as simulações de tratamento em escala-piloto realizadas nesta pesquisa. Sua operação se adequou aos processos estudados:

- Processo físico-químico: operação em batelada, funcionando como tanque de mistura durante a coagulação e floculação e como decantador no período de sedimentação.
- Processo de separação por membranas de microfiltração em módulo pressurizado: tanque pulmão para alimentação do módulo pressurizado e recirculação do concentrado.
- Processo de separação por membranas de microfiltração em módulo submerso: tanque de aeração e imersão do módulo de membrana.
- Processo físico com filtração em *bag* de polipropileno: tanque pulmão para alimentação do equipamento de filtração e recirculação do excedente.

Este tipo de tanque possui a forma de um prisma retangular com comprimento de 1,50 m, largura de 0,50 m e altura total de 0,83 m. A altura útil de lâmina d'água foi limitada em 0,53 m, de modo a minimizar o risco de transbordamento pela formação de espuma devido ao processo de aeração e à elevada concentração de surfactantes no efluente bruto. Sendo assim, o volume útil do tanque de ensaios é de 397,5 L (Figura 16).



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 16 - Tanque de ensaios em escala-piloto.

3.3.5. Motor de mistura

O motor de mistura empregado para promover a interação do efluente com o coagulante utilizado no processo de tratamento físico-químico (etapas de coagulação e floculação) é da marca Fisatom, modelo 713, com possibilidade de variação da rotação entre 10 e 180 rpm.

Este equipamento possui controle digital de rotação, o que assegura a manutenção da velocidade selecionada durante o tempo de agitação, independentemente da variação de viscosidade e da temperatura do líquido. A hélice utilizada no acoplamento do motor foi do tipo naval, com três pás arredondadas e eixo de ligação com 0,40 m de comprimento e diâmetro de 3/8" (Figura 17).



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

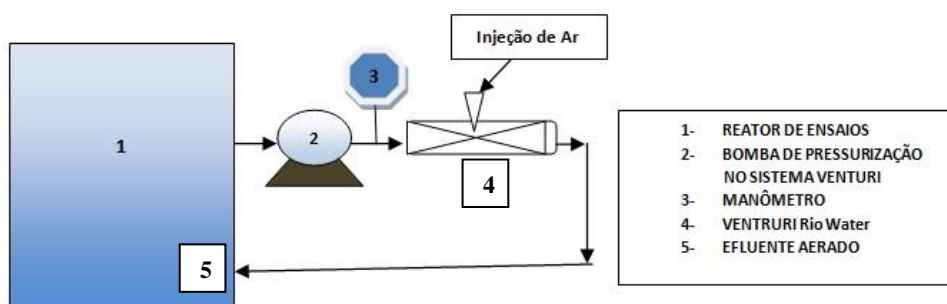
Figura 17 - Motor de mistura utilizado para promover a coagulação e floculação no processo físico-químico.

3.3.6. Sistema de aeração

O sistema de aeração em escala-piloto aplicou a injeção direta de ar via equipamento Venturi, o qual vem sendo amplamente utilizado na área de saneamento em função do seu bom desempenho na transferência de oxigênio para massa líquida, da praticidade na sua instalação, do baixo custo de manutenção e da facilidade de operação, uma vez que dispensa o emprego de sopradores ou compressores de ar.

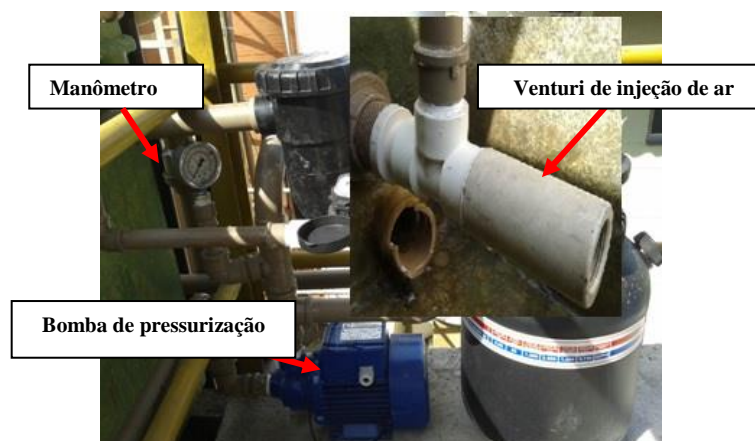
A aeração foi empregada nos ensaios de microfiltração em módulo submerso na escala-piloto, tendo a finalidade de promover a movimentação do efluente bruto no interior do tanque de ensaios, assim como a colisão das microbolhas de ar sobre a superfície da membrana, auxiliando sua limpeza durante o processo de filtração.

O conjunto de aeração é composto por bomba de pressurização da KSB, modelo Hydrobloc – P1000 (potência de 1CV); manômetro Famabrás, com escala de leitura de 0 a 7 kg/cm²; e Venturi, da Rio Water Tecnologia, RW 1421, com diâmetro de 1” e confeccionado em polipropileno. O sistema de aeração posto em execução aplicou uma vazão de injeção de ar de 250 L/minutos no tanque de ensaios, de acordo com o catálogo do equipamento Venturi. A Figura 18 mostra o diagrama de funcionamento do conjunto. Já a Figura 19 ilustra as instalações do sistema de aeração da ETAC.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 18 - Esquema do sistema de injeção de ar por Venturi.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 19 - Sistema de aeração implantado na ETAC – equipamento Venturi.

3.4. Rota de tratamento físico-químico

Os testes para a avaliação do tratamento físico-químico convencional foram executados nas escalas de bancada, fazendo-se uso do equipamento *Jar-test*, posteriormente, em escala-piloto, na ETAC implantada no CESA.

Para a quantificação de lodo gerado durante o processo físico-químico, realizou-se uma estimativa com base no volume de sólidos constante nas amostras de efluentes bruto e tratado.

3.4.1. Ensaios em escala de bancada: tratamento físico-químico

Nos ensaios de jarros, fez-se uso de três diferentes coagulantes: cloreto férrico, sulfato de alumínio e Tanfloc SG. Foram realizados cinco ensaios para cada um deles, a fim de se avaliar de forma consistente o desempenho destes produtos no tratamento a ser reproduzido em escala-piloto. Os ensaios foram empregados em duas etapas para cada um dos coagulantes. A primeira teve por objetivo a determinação do pH ótimo para coagulação, e a segunda visou determinar a concentração de coagulante requerida para a obtenção da melhor clarificação. Destaca-se que o efluente bruto utilizado nos ensaios foi amostrado em datas diferentes. A metodologia utilizada para os ensaios de jarros respeitou a rotina descrita a seguir.

Etapa 1 – Determinação do pH ótimo

- a) Verificação do pH da amostra bruta.
- b) Segregação da amostra em cinco jarros de 2,0 L.
- c) Aplicação de um volume fixo de coagulante na amostra: 30 mg/L de sulfato de alumínio; 20 mg/L de cloreto férrico e 20 mg/L de Tanfloc.
- d) Ajuste do pH para os valores de cinco a nove. Para isso, fez-se uso de soda cáustica (NaOH) ou ácido sulfúrico (H₂SO₄) em cada um dos jarros a fim de elevá-lo ou reduzi-lo, respectivamente.
- e) Realização da mistura rápida segundo a velocidade de agitação de 120 rpm pelo período de dois minutos.

- f) Aplicação de polieletrólito aniônico no início da mistura lenta, na concentração de 1,5 mg/L, em todos os jarros. Nesta etapa, a rotação do equipamento foi reduzida para 40 rpm por 15 minutos.
- g) O sistema de agitação do equipamento de *Jar-test* foi desligado após a mistura lenta, mantendo-se estático por 15 minutos, objetivando simular as condições de sedimentação.
- h) Ao fim do período de sedimentação, coletaram-se, simultaneamente, amostras nos jarros de teste para então processar a análise de turbidez.

Etapa 2 – Determinação da concentração do agente coagulante

- a) Segregação da amostra em cinco jarros de 2,0 L.
- b) Injeção decoagulante segundo as dosagens definidas na Tabela 11.
- c) Ajuste do pH para o valor ótimo definido na Etapa 1.
- d) Realização da mistura rápida segundo a velocidade de agitação de 120 rpm por dois minutos.
- e) Aplicação de polieletrólito aniônico no início da mistura lenta, sob a concentração de 1,5 mg/L, em todos os jarros. Nesta etapa, a rotação do equipamento foi reduzida para 40 rpm por 15 minutos.
- f) O sistema de agitação do equipamento de *Jar-test* foi desligado após a mistura lenta, mantendo-se estático durante 15 minutos, objetivando simular as condições de sedimentação.
- g) Ao fim do período de sedimentação, coletaram-se, simultaneamente, amostras nos jarros de teste para então processar a análise dos seguintes parâmetros: cor, turbidez, pH, DQO e CT.

Tabela 11 - Concentrações de coagulantes utilizados no ensaio de *Jar-test*

Concentração Aplicada - mg/L					
Jarro	1	2	3	4	5
Coagulante					
Sulfato de Alumínio	20	30	40	50	60
Cloreto Férrico	10	20	30	40	50
Tanfloc SG	10	20	30	40	50

Fonte: Tabela elaborada pelo autor.

3.4.2. Ensaio em escala-piloto: tratamento físico-químico

Para a realização dos ensaios do processo físico-químico em escala-piloto, utilizou-se o tanque de ensaios como unidade de tratamento acoplado ao motor de mistura, conforme descrito nos itens 3.3.4 e 3.3.5. Os ensaios na ETAC reproduziram as melhores condições simuladas em bancada. Foram conduzidos três experimentos para cada um dos coagulantes pesquisados.

Após a sedimentação ocorrida dentro do próprio tanque de ensaios, operado em regime de batelada, o efluente sobrenadante foi filtrado em leito de areia (item 3.3.3), visando seu polimento final com o intuito da remoção complementar dos sólidos de suspensão.

As amostras coletadas após o polimento eram submetidas à cloração, sob a concentração de 1,5 mg/L de cloro. Somente então estas eram conduzidas ao LEMA para que fossem analisados os seguintes parâmetros: cor, turbidez, pH, DQO e CT.

3.5. Rota de tratamento físico

Este trabalho conduziu alguns ensaios físicos de filtração em *bag*, confeccionado em polipropileno, e de separação por membrana de microfiltração tipo fibra oca, nos módulos pressurizado e submerso. Os parâmetros analisados foram: cor, turbidez, pH, DQO e CT. As metodologias analíticas foram as mesmas descritas no item 3.2.

Os ensaios realizados para a avaliação do processo de separação por membranas foram executados nas escalas de bancada, fazendo-se uso do equipamento de tratabilidade no

Laboratório de Desenvolvimento Tecnológico da PAM Membranas e, em escala-piloto, na unidade implantada no CESA da UFRJ.

A fim de caracterizar o módulo de membranas, realizaram-se ensaios de permeabilidade hidráulica e fluxo crítico. Com este último, estabeleceu-se a pressão ideal de operação a ser aplicada no ensaio de acompanhamento do fluxo de permeado em função do tempo.

O ensaio de permeabilidade em escala de bancada é realizado com a filtração de água microfiltrada, garantindo a permeabilidade sem a influência de material particulado sobre a superfície da membrana. Os testes ocorrem após a compactação da membrana, que tem como objetivo a deformação mecânica irreversível de sua subcamada porosa, quando a mesma é submetida a um gradiente de pressão.

Já os ensaios que determinam o fluxo crítico têm por objetivo definir a pressão de operação de forma a assegurar a menor intensidade de incrustação na superfície da membrana. A determinação da pressão crítica de operação acontece mediante o incremento da pressão, com o acompanhamento do fluxo permeado em relação ao tempo. A pressão crítica é aquela que provoca a redução abrupta do fluxo de permeado após a estabilização da filtração.

O ensaio de fluxo de permeado é empregado durante um intervalo de tempo sob pressão constante, determinada no ensaio de fluxo crítico, que visa acompanhar a redução de fluxo. Neste experimento é possível analisar o comportamento do módulo no tratamento do efluente em teste, além de definir a frequência e a duração do processo de retrolavagem, mantendo-se a estabilidade do fluxo de permeado.

A lavagem química foi aplicada sempre ao final de cada ensaio, procedendo-se a imersão das fibras ocas em uma solução de hipoclorito sob concentração de 1.000 mg/L, durante três horas. Posteriormente, realizou-se o enxágue com água desmineralizada, seguido de novo ensaio de permeabilidade, a fim de se verificar a recuperação do fluxo de permeado.

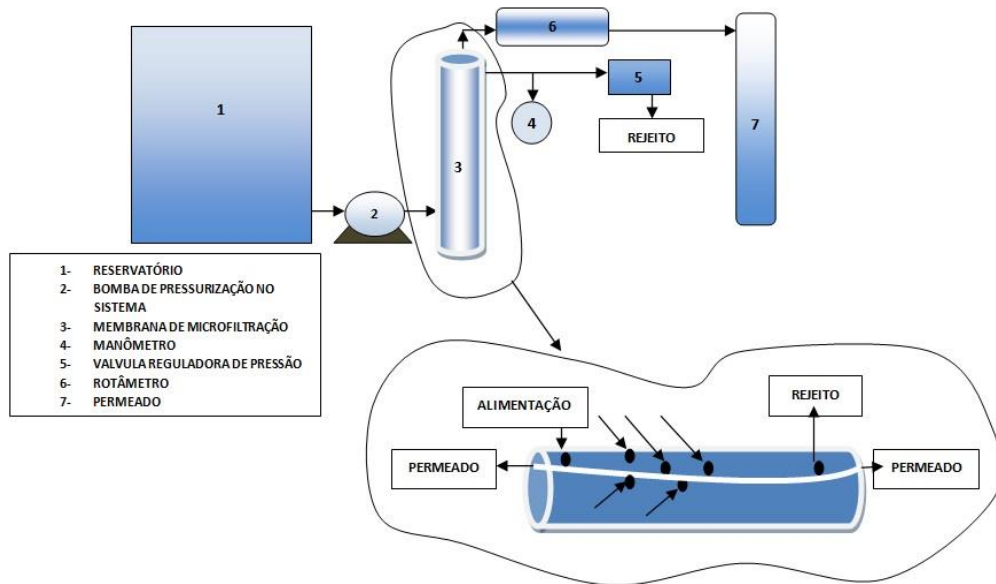
Dois diferentes tipos de módulos de microfiltração foram testados nesta pesquisa, cujas especificações encontram-se na Tabela 12.

Tabela 12 - Características dos módulos de microfiltração utilizados

Tipo do Módulo	Escala de Ensaio	N.Série	Diâmetro interno do módulo (m)	Diâmetro da fibra (m)	Área de membrana (m ²)	Densidade de empacotamento (m ² /m ³)	Comprimento do Módulo (m)	Número de Fibras (Und.)
Pressurizado	Bancada	704	0,021	0,00095	0,072	800	0,26	93
Submerso	Piloto	Não informado	0,0352	0,00095	0,85	870	1,00	285

Fonte: Dados fornecidos pela PAM Membranas.

O módulo pressurizado empregado consiste em um vaso confeccionado em PVC, no qual as fibras da membrana encontradas em seu interior recebem a ação de força motriz no sentido tangencial, conforme demonstrado na Figura 20.

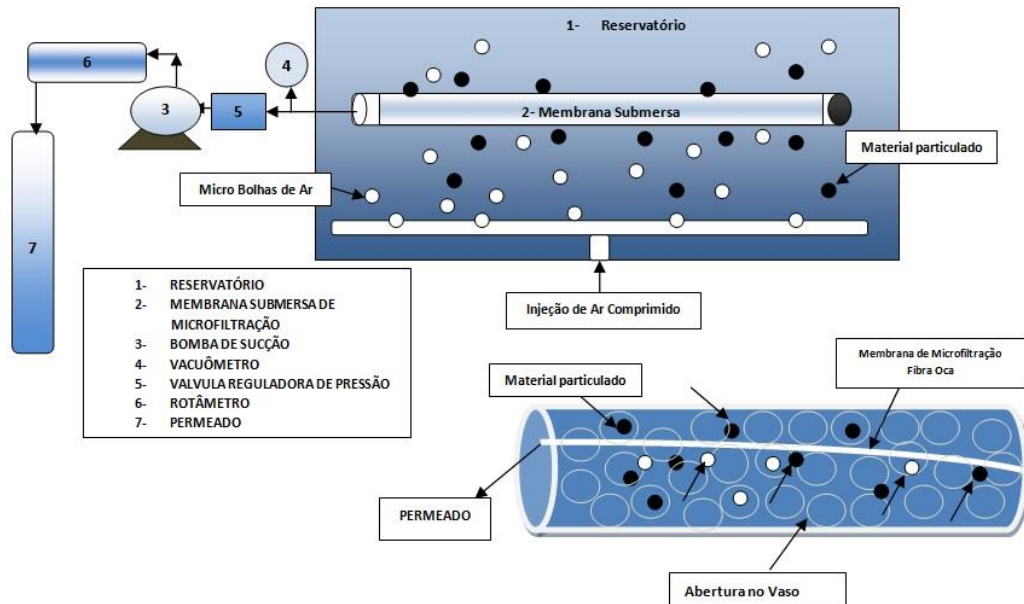


Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 20 - Processo de separação por membrana de microfiltração em módulo pressurizado.

Já no módulo submerso, aplica-se uma pressão negativa no capilar da fibra, promovendo a filtração de fora para dentro. As microbolhas de ar cumprem sua função de

promover o regime turbulento na massa líquida, evitando acomodação dos sólidos na superfície da membrana e retardando o *fouling* (Figura 21).



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 21 - Processo de separação por membranas de microfiltração em módulo submerso.

3.5.1. Ensaios em bancada: membranas de microfiltração em módulo pressurizado

Os ensaios realizados em bancada seguiram três etapas. A primeira visa à verificação da permeabilidade do módulo para sua caracterização, a segunda busca a determinação do fluxo crítico e a terceira objetiva avaliar a permeabilidade ao longo do tempo.

Etapa 1 – Ensaio de permeabilidade

A Figura 22 demonstra o fluxograma do equipamento de bancada para a realização do ensaio de permeabilidade com o módulo pressurizado.

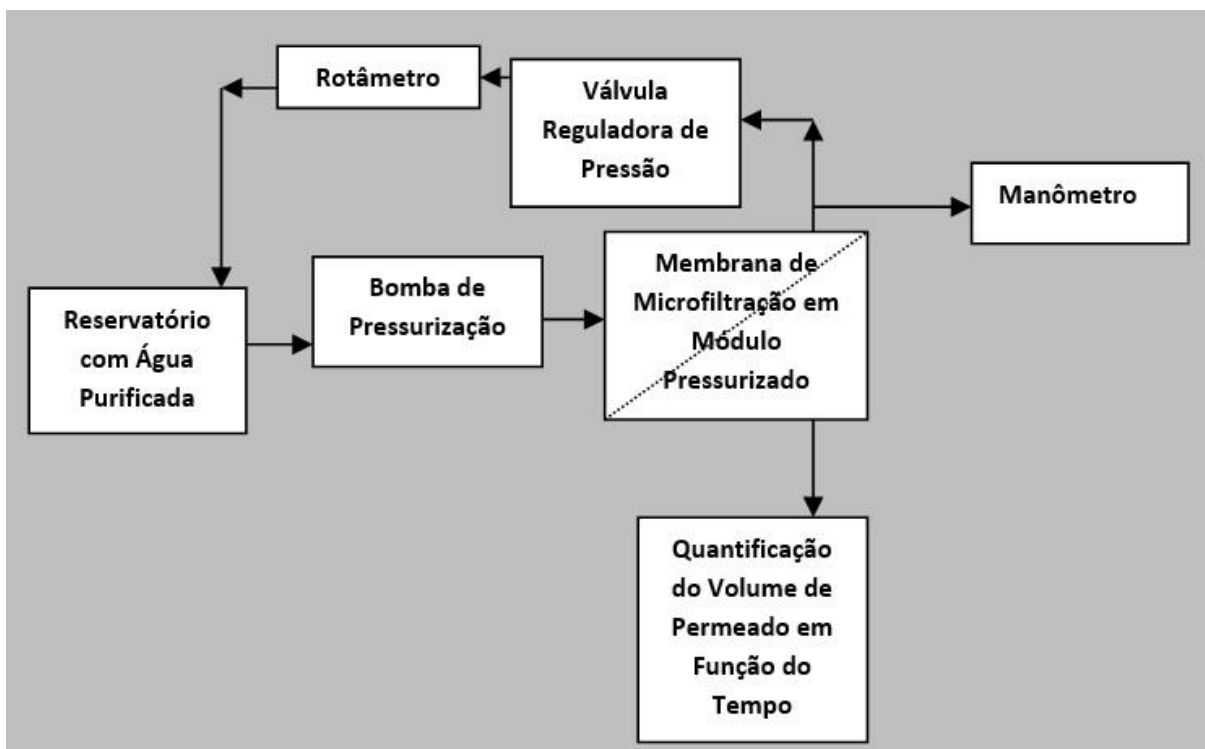


Figura 22 - Fluxograma do sistema de separação por membranas de microfiltração em módulo pressurizado – escala de bancada.

Foram utilizados os seguintes materiais e equipamentos:

- reservatório de água pura tipo II, com capacidade de 10 L;
- bomba diafragma Shurflo com vazão máxima de 4.0 GPM e tensão de trabalho de 12 VCC;
- módulo de membrana pressurizado de microfiltração marca PAM Membranas, com área de 0,072 m², comprimento de 0,26 m e densidade de empacotamento de 800 m²/m³;
- manômetro da marca Famabrás com escala de 0 a 1 bar;
- válvula reguladora de pressão de 1/4”;
- rotâmetro;
- proveta graduada de 50 mL.

O ensaio seguiu as seguintes fases:

- 1) Regulagem da pressão interna no módulo em 0,5 bar, por meio do ajuste na válvula reguladora de pressão.
- 2) Ajuste da velocidade interna do líquido de forma a atender ao regime turbulento.
- 3) Verificação do tempo necessário para que o fluxo do permeado na membrana alcance o volume de leitura (10 mL).
- 4) Repetição do ensaio, reduzindo-se a pressão em 0,1 bar, e assim sucessivamente, até que a pressão se torne nula.

Etapa 2 – Ensaio de fluxo crítico

Para a determinação do fluxo crítico no sistema pressurizado em escala de bancada, foram utilizados os mesmos equipamentos e materiais que no ensaio de permeabilidade hidráulica. Todavia, neste caso, a água empregada no experimento era água cinza gerada no CESA.

A pressão aplicada no módulo para a realização do ensaio é inicialmente predeterminada em 0,1 bar, incrementando-se em 0,1 bar a cada 15 minutos corridos, alcançando-se a pressão de 0,5 bar ao final do ensaio.

O volume de permeado produzido foi aferido a cada três minutos, e o tempo total para cada ensaio foi de 90 minutos. Foi possível, portanto, elaborar uma curva que determina a variação da vazão de permeado em relação à pressão aplicada na superfície da membrana no decorrer do tempo. A velocidade com a qual o efluente percorreu o módulo foi determinada a partir do número de Reynolds, garantindo o regime turbulento no interior do mesmo.

Ao término de cada ensaio de fluxo crítico, realizou-se a retrolavagem do sistema desde a inversão do fluxo.

Etapa 3 – Ensaio do fluxo de permeado ao longo do tempo sob pressão constante

Para a realização deste ensaio, condicionou-se o módulo de microfiltração a operar sob uma pressão constante de 0,2 bar por 180 minutos. Durante a realização de todo ele, foram coletadas alíquotas de 30 mL de permeado a cada três minutos, cronometrando-se o tempo requerido para a acumulação deste volume.

A cada 30 minutos corridos, houve uma operação de retrolavagem do módulo, por meio da inversão do fluxo durante 30 segundos, a fim de verificar se houve recuperação da permeabilidade nesta operação. Esta era avaliada pelo monitoramento do volume de permeado, que deveria ser equivalente ao produzido na retrolavagem anterior.

3.5.2. Ensaios em escala-piloto: membranas de microfiltração em módulo pressurizado

Os ensaios realizados em escala-piloto seguiram duas etapas. A primeira visa à verificação da permeabilidade do módulo para sua caracterização; e a segunda objetiva avaliar aquela da membrana ao longo do tempo.

Etapa 1 – Ensaio de permeabilidade hidráulica

O ensaio de permeabilidade em escala-piloto foi realizado no CESA, requerendo os seguintes materiais e equipamentos:

- reservatório de água pura com capacidade para 200 L;
- bomba de pressurização marca Shuflo;
- módulo de membrana pressurizado de microfiltração marca PAM Membranas com área de 2 m², comprimento de 0,80 m e densidade de empacotamento de 1.248 m²/m³;
- manômetro da marca Famabrás com escala de 0 a 1 bar;
- válvula reguladora de pressão de 1/2”;
- rotâmetro;
- proveta graduada de 500 mL.

A realização do ensaio procedeu conforme a seguinte rotina:

- 1) Regulagem da pressão interna no módulo em 0,5 bar, por meio do ajuste na válvula reguladora de pressão.
- 2) Ajuste da velocidade de passagem do efluente no interior do módulo, de forma a garantir o regime turbulento, por meio do ajuste da vazão de injeção do efluente no módulo.
- 3) Verificação do tempo necessário para que o fluxo do permeado na membrana alcance o volume de leitura (200 mL).
- 4) Repetição do ensaio, reduzindo-se a pressão em 0,1 bar, e assim sucessivamente, até que a pressão se torne nula.

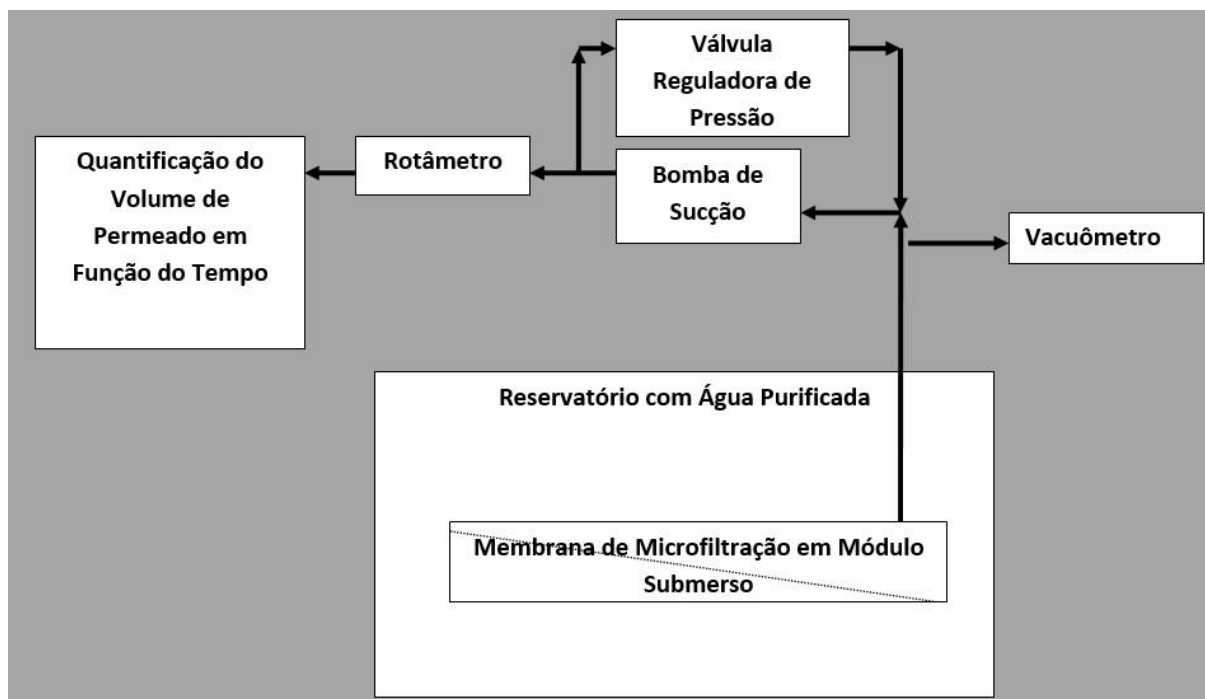
Etapa 2 – Ensaio de fluxo de permeado ao longo do tempo sob pressão constante

Para a realização deste ensaio, condicionou-se o módulo de microfiltração a operar sob a pressão de 0,2 bar durante sete dias corridos. No decorrer do experimento foram coletadas alíquotas de 200 mL no fluxo do permeado duas vezes ao dia, verificando-se o tempo requerido para integralizá-las.

A cada 30 minutos, houve uma operação de retrolavagem do módulo, por meio da inversão do fluxo durante 30 segundos, a fim de recuperar o fluxo de filtração, avaliando-se adicionalmente se este era recuperado.

3.5.3. Ensaio em escala-piloto: membranas de microfiltração em módulo submerso

Este ensaio foi conduzido de acordo com o diagrama em blocos da Figura 23. Para medição da permeabilidade do módulo submerso, utilizou-se água purificada proveniente de um sistema de osmose inversa da marca Rio Water, modelo RW019.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 23 - Fluxograma do sistema de separação por membranas de microfiltração em módulo submerso – escala-piloto.

O ensaio de permeabilidade hidráulica solicitou os seguintes materiais e equipamentos:

- reservatório com capacidade de 200 L;
- bomba da marca Shurflo;
- válvula reguladora de pressão;
- vacuômetro;
- rotâmetro;
- sistema de aeração por Venturi, marca Rio Water, modelo RW122.

A rotina experimental conduzida está descrita a seguir:

- 1) Adição de água pura no tanque de ensaios até que fosse atingido o recobrimento total do módulo submerso de microfiltração.
- 2) Acionamento do sistema de aeração.
- 3) Acionamento da bomba de sucção.

- 4) Regulação da pressão no capilar das fibras em 0,5 bar negativos, por meio do ajuste na válvula reguladora de pressão.
- 5) Verificação do tempo necessário para que o fluxo do permeado pela membrana atingisse o volume de 200 mL.
- 6) Repetição da etapa de coleta de água, reduzindo-se a pressão negativa em 0,1 bar, e assim sucessivamente, até que a pressão se torne nula.

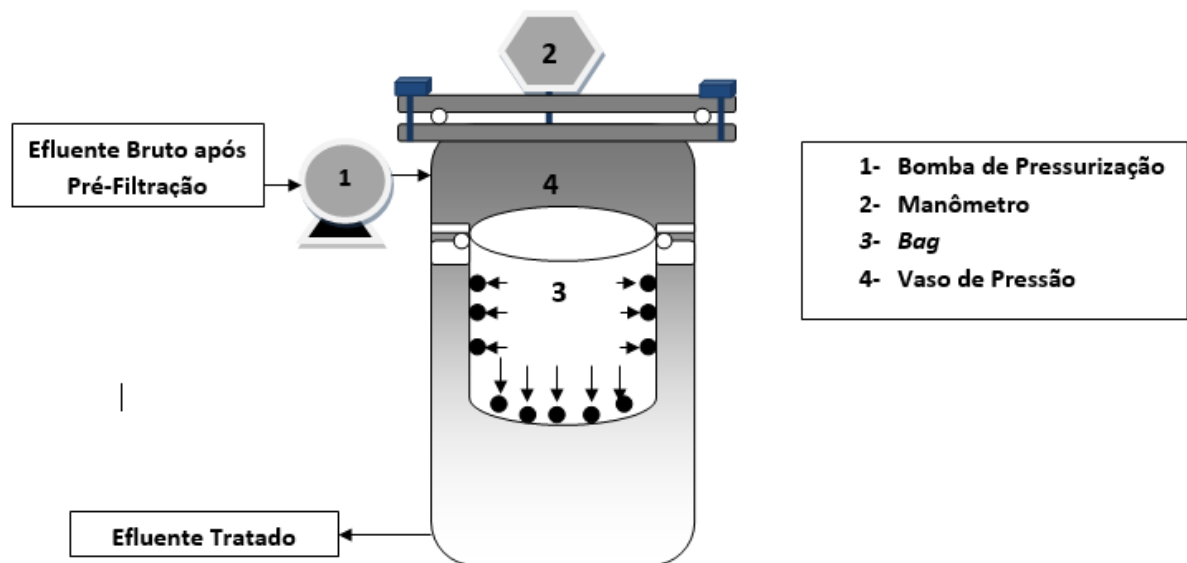
Para a realização do ensaio de fluxo de permeado em função do tempo, condicionou-se o módulo de microfiltração a operar sob pressão negativa constante de 0,2 bar aplicada ao capilar da fibra oca, durante sete dias corridos. Neste período foram coletadas alíquotas de 200 mL no fluxo do permeado duas vezes ao dia. O tempo necessário para a coleta de cada uma foi cronometrado.

A cada 30 minutos, houve uma operação de retrolavagem do módulo, por meio da inversão do fluxo por 30 segundos, a fim de recuperar o fluxo de filtração, avaliando-se adicionalmente se este era recuperado.

3.5.4. Ensaio em escala-piloto: filtração em sistema *bag*

O efluente utilizado para a realização deste ensaio era advindo do sistema de pré-filtração, que tem por objetivo reter partículas com diâmetro superior a 5 mm.

A filtração em *bag* é um processo amplamente utilizado em diversos segmentos industriais, no qual o gradiente de pressão atuante sobre a massa líquida do efluente induz à passagem do seu fluxo no sentido transversal à fibra da bolsa, como demonstra a Figura 24, permitindo a retenção das partículas sólidas presentes no meio.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 24 - Esquema do sistema de filtração em *bag*.

A pressurização do efluente bruto ocorre na primeira câmara do vaso de pressão. O *bag*, cujo tecido é confeccionado em polipropileno, encontra-se instalado em sua parte interior. Ao receber o efluente pressurizado, sua composição promove a barreira necessária à retenção dos sólidos. Com a elevação da pressão na câmara superior, há uma tendência do aumento da permeabilidade pelo tecido. Nestas condições, analisou-se o fluxo de permeado em função do tempo.

A Figura 25 introduz o equipamento da marca FSI implantado no CESA e utilizado nos ensaios de filtração em *bag* em escala-piloto. Foram empregadas três bolsas com as respectivas capacidades de retenção de sólidos: 1 micron, 5 e 10 micra.

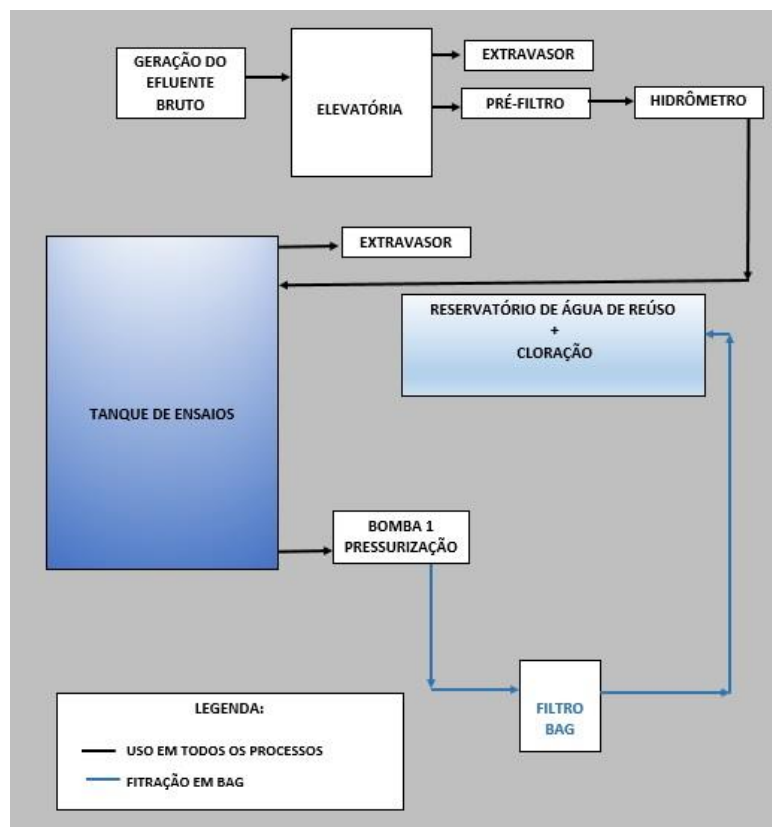


Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 25 - Vaso de pressão e filtro tipo *bag* em polipropileno.

Para a realização dos ensaios de permeabilidade, foram utilizados os equipamentos relatados a seguir e dispostos conforme o esquema apresentado na Figura 26.

- reservatório de efluente bruto com capacidade de 200 L;
- inversor de frequência da marca WEG, modelo CFW08;
- bomba de pressurização da KSB, modelo Hydrobloc P1000, potência de 1 CV e tensão de trabalho de 220 VCA;
- vaso de filtração tipo *bag*, marca FSI, modelo 13-CBFP, confeccionado em aço 304 e pressão máxima de operação de 8 kgf/cm²;
- rotâmetro da BLI, modelo BLI7000, com faixa de leitura de 1,2 a 12 m³/h;
- hidrômetro da Energyrus, modelo Unigyryrus II, com vazão nominal de 1,5 m³/h e mínima de operação de 0,030 m³/h;
- cronômetro digital da marca Unilab;
- manômetro Famabras com escala de 0 a 4 kgf/cm²;
- três elementos *bag* confeccionados em polipropileno com capacidade de retenção de sólidos de 1 micron, 5 e 10 micra.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 26 - Fluxograma do sistema de filtração em *bag* instalado no CESA.

O tanque de ensaios tem por finalidade alimentar a bomba 1 de pressurização com efluente bruto após a passagem pelo sistema de pré-filtração. Este equipamento é controlado por um inversor de frequência, cuja função é regular a velocidade de rotação e, conseqüentemente, a vazão de alimentação. Deste modo, foi possível ajustar a vazão de permeado às características do rotâmetro e hidrômetro.

O manômetro está conectado à Câmara 1, permitindo o monitoramento instantâneo da pressão atuante no *bag*. O controle de qualidade foi feito a partir das análises de turbidez afluente e efluente.

O ensaio realizado para a avaliação desta técnica de filtração seguiu a rotina abaixo:

- 1) Aplicação das águas cinza brutas por meio da bomba de pressurização, operando a uma pressão máxima de 3 kg/cm² na Câmara 1 do vaso de pressão.
- 2) Verificação do fluxo de permeado a cada minuto.
- 3) Verificação permanente da pressão de operação na Câmara 1.
- 4) Coleta de amostra no primeiro e último minutos do ensaio.

3.6. Avaliação econômica

A avaliação econômica considerou o valor do investimento inicial da aquisição de uma estação de tratamento de águas cinza para cada um dos processos estudados e que apresentaram resultados satisfatórios. Posteriormente, analisou-se o tempo de retorno do investimento, considerando os custos operacionais envolvidos e dois diferentes cenários: uma edificação sem reúso e uma contemplando o sistema de reúso de águas cinza.

Para a obtenção dos valores da vazão de geração de águas cinza e consumo de água de reúso nas bacias sanitárias, simulou-se o uso de água potável, tendo como base uma edificação residencial de médio padrão. O edifício hipotético contempla 90 apartamentos e já apresenta infraestrutura hidráulica adequada para a distribuição da água de reúso. O cálculo tarifário se baseia na região metropolitana da cidade do Rio de Janeiro, cujo valor da tarifa de água disponibilizado pela Companhia Estadual de Água e Esgoto do Rio de Janeiro (CEDAE) encontra-se resumido na Tabela 13.

Tabela 13 - Valores tarifários praticados pela CEDAE na cidade do Rio de Janeiro

TARIFA DE ÁGUA REFERENTE À ÁREA COM COLETA E TRATAMENTO DE ESGOTO			
CATEGORIA	FAIXA - M³	MULTIPLICADOR	TARIFA - R\$
DOMICILIAR	0 - 15	1,00	2,322
	16 - 30	2,20	5,109
	31 - 45	3,00	6,967
	46 - 60	6,00	13,933
	> 60	8,00	18,578
COMERCIAL	0 - 20	3,40	7,896
	21 - 30	5,99	13,910
	> 30	6,40	14,862
INDUSTRIAL	0 - 20	5,20	12,076
	21 - 30	5,46	12,679
	> 30	6,39	14,839
PÚBLICA	0 - 15	1,32	3,065
	> 15	2,92	6,781

Fonte: Tabela elaborada pelo autor.

O volume *per capita* do consumo de água potável foi determinado com base na Tabela 14, constante na diretriz DZ 215.R-4 do INEA. Para residências de médio padrão em área metropolitana, este consumo pode assumir o valor de 250 L.d⁻¹. O número de habitantes por unidade residencial foi estimado em quatro.

Tabela 14 - Consumo *per capita* em função do padrão residencial

PADRÃO	ÁREA EDIFICADA OU ÁREA DO LOTE (m²)	VAZÃO PER CAPTA DE ÁGUA (litro/dia)	VAZÃO PER CAPTA DE ESGOTO (litro/dia)
Alto	Edificação ≥ 250 m² Lote ≥ 500 m²	300	250
Médio Região Metropolitana	Edificação > 50 m² e < 250 m² Lote ≥ 150 m² e < 250 m²	250	200
Médio Interior	Edificação > 50 m² e < 250 m² Lote ≥ 150 m² e < 250 m²	200	200
Baixo Conjuntos Habitacionais	Edificação < 50 m² Lote < 150 m²	150	120
Baixo Ocupação Desordenada	Edificação < 50 m² Lote < 150 m²	120	100

Fonte: INEA – DZ-215 R4 (2007).

A vazão de esgotos foi determinada a partir do coeficiente de retorno recomendado pela NBR 9.649 e pela DZ 215/R4 do INEA, equivalente a 80% do volume de água consumido.

O consumo de águas cinza em bacias sanitárias utilizou como referência os estudos de Rapoport (2004), equivalendo-se a 29% da água potável consumida. Com este dado, foi então possível realizar a cotação das estações de tratamento de águas cinza junto a empresas na cidade do Rio de Janeiro.

O consumo energético considerado foi estabelecido a partir das informações fornecidas pelos fabricantes de cada um dos sistemas de tratamento orçados. O valor tarifário foi baseado nos dados da Light, empresa de distribuição de energia elétrica que abastece a cidade do Rio de Janeiro. Para o cálculo do consumo energético, utilizou-se a Equação 1:

$$C=(P \times 0,736) / \text{Rend} \quad (1)$$

Em que:

C é o consumo por motor (kWh/h); P é a potência do motor (CV) e Rend é o rendimento do motor em valor absoluto.

Neste caso, considerou-se o rendimento de 70% para todos os motores de talestação.

A manutenção preventiva dos sistemas de tratamento, assim como a mão de obra de operação, foi orçada com os fabricantes, considerando um contrato de fidelidade na prestação dos serviços de cinco anos, a fim de reduzir o valor da mensalidade. Os insumos necessários para a operação foram cotados em três diferentes empresas, levando-se em conta para o levantamento de custos o menor valor.

O cálculo do tempo de retorno do investimento foi indicado com base no método *payback* descontado (Equação 2), que considera os juros incidentes para o período avaliado na determinação do valor presente. Deste modo, é possível determinar o prazo para que os benefícios advindos de um determinado investimento cubram os custos adicionais decorrentes da sua implantação. A taxa de juros considerada para a elaboração dos cálculos foi o Sistema Especial de Liquidação e de Custódia (SELIC), índice usualmente utilizado como instrumento balizador pelos bancos. O valor da taxa neste estudo foi aquela publicada como meta em agosto de 2014 e equivalente a 10,9% ao ano (aa), como observado na Equação 2.

$$VPL = \sum_0^n \frac{F_n}{(1+i)^{n'}} = 0 \quad (2)$$

Em que:

VPL é o valor presente líquido de um fluxo de caixa (R\$); n é o número total de meses do período avaliado; n' é o número de meses requeridos para que o VPL seja nulo; Fn é a despesa total verificada no período 'n' avaliado (R\$); i é a taxa aplicada, neste estudo, a SELIC.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Geração e caracterização das águas cinza

As águas cinza geradas no CESA não continham em sua mistura a contribuição de efluente proveniente das pias de cozinha que, segundo a literatura, possuem um alto teor de gordura e carga orgânica, o que dificultaria a operação dos processos de tratamento. Além disso, a vazão produzida pelos demais aparelhos hidrossanitários é suficiente para atender à demanda de reúso em bacias sanitárias.

Durante o período de quantificação das vazões, observou-se uma sensível redução na geração de águas cinza nos fins de semana. Em especial, no dia 17, a diminuição da produção foi decorrente de falha no sistema de recalque. O gráfico apresentado na Figura 27 demonstra este registro.

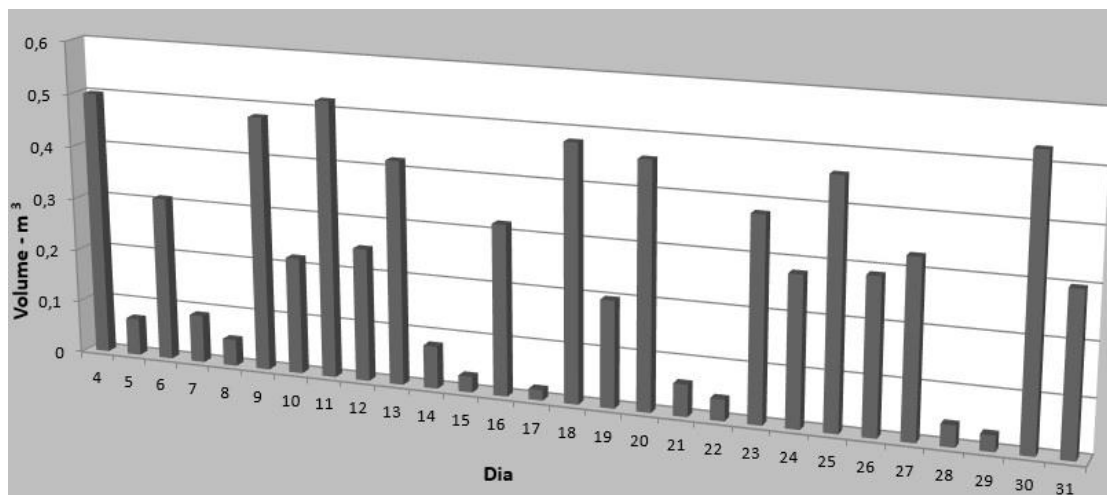


Figura 27 - Registros dos volumes diários de águas cinza produzidos no período de julho de 2013.

Os dias de baixa produção de águas cinza foram removidos do universo de amostras para a determinação da vazão média diária, cujo valor foi de $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Esta produção

corresponde à geração de águas cinza em uma residência com padrão médio e aproximadamente dois habitantes.

As coletas visando à caracterização do efluente gerado foram realizadas com uma frequência semanal, no mesmo período de análise das vazões da geração de efluente. As amostras foram extraídas no tanque de ensaio utilizado na escala-piloto, que também funcionou como unidade de equalização. A Tabela 15 apresenta os resultados obtidos na caracterização do efluente bruto.

Tabela 15 - Caracterização do efluente bruto: águas cinza do CESA

Parâmetros	Unidade	03/jul	10/jul	17/jul	24/jul	31/jul	07/ago	14/ago	21/ago	30/ago
	mg/L									
Cor	mg/L	-	462	655	327		970	278	880	350
DBO	mg/L	152	85	140,6	123,4	317,2	185,8	102,1	407,7	183,2
DQO	mg/L	276	147	200	287	600	364	276	611	277
pH		5,9	6,8	8,2	7,3	9,5	8,8	9,1	8,9	9,3
Turbidez	NTU	172	93	128	143	110	210	115	160	84
Sólidos em Suspensão	mg/L	84	80	70	40	93	290	76	100	120
Coliformes Totais	NMP/100mL	$2,4 \times 10^3$	$1,5 \times 10^5$	$1,2 \times 10^7$	-	$1,7 \times 10^6$	-	$> 2,4 \times 10^3$	$4,6 \times 10^5$	-
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	$1,1 \times 10^2$	2×10^4	$1,3 \times 10^5$	-	$1,8 \times 10^2$	-	0	$1,3 \times 10^2$	-

A Tabela 16 expõe os valores médios determinados para alguns parâmetros analisados neste trabalho e os compara com resultados encontrados em outras pesquisas.

Tabela 16 - Quadro comparativo entre resultados desta pesquisa e dados da literatura

Referência	Ano	Contribuições para a geração do efluente	Cor - uH	DBO - mg/L	DOO - mg/L	pH	Turbidez - NTU	SST - mg/L	Coliformes Totais NPM/100 mL	Coliformes Termotolerantes NPM/100mL	E.Coli NPM/100mL
Esta Pesquisa	2014	Lavatórios, Chuveiros, Lavadora de Roupas	560	212	379	9,2	151	119	$10^3 - 10^7$	$10^2 - 10^5$	N.A
Rebêlo	2011	Lavatórios, Chuveiros, Lavadora de Roupas	103	19	131	7,3	107	-	10^5	10^5	-
Valentina	2009	Lavatórios, Chuveiros, Lavadora de Roupas	85	106	237	7,8	73	78	10^3	-	$5,25 \times 10^0$
Bazzarella	2005	Efluente com Contribuição de Cozinha	-	571	857	7,05	166	134	10^4	-	10^4
Fiori	2005	Lavatórios, Chuveiros	-	317	606	7,05	340	180	$10^4 - 10^7$	$10^4 - 10^7$	N.A
Rappoport	2004	Lavatórios, Chuveiros, Lavadora de	-	177	401	6,11	87	185	$10^4 - 10^7$	$10^4 - 10^6$	N.A

Dos resultados apresentados, devem-se destacar algumas observações:

- Os resultados de Bazzarella (2005) comprovam a elevada concentração de matéria orgânica nas águas cinza devido à contribuição do efluente de cozinha, diferentemente do que se observa neste e em outros estudos que não consideraram esta contribuição.
- Esta pesquisa corrobora com outros estudos (RAPOPORT, 2004; VALENTINA, 2009; REBÊLO, 2011), quando se observa uma menor concentração de matéria orgânica em função da diluição promovida pelos efluentes das lavadoras de roupa.
- Esses mesmos efluentes sugerem uma alteração do pH das águas cinza, provavelmente decorrente da adição de sabão.
- Os resultados para o parâmetro ‘cor’ deste trabalho foram superiores aos observados por Valentina (2009) e Rebêlo (2011). Supõe-se que tal variação ocorre devido ao fato de que o uso das peças sanitárias do CESA não tenha sido exclusivamente doméstico.

Adicionalmente, deve-se considerar que as variações significativas observadas para alguns parâmetros indicam a importância de se avaliar, de forma individual, o perfil do usuário ao qual o projeto de reúso deverá atender, pois este interferirá na caracterização específica das águas cinza produzidas.

4.2. Processo físico-químico

O estudo do tratamento físico-químico foi conduzido conforme duas etapas distintas. A primeira refere-se aos ensaios realizados em escala de bancada e a segunda, em escala-piloto.

4.2.1. Físico-químico em escala de bancada

Na etapa de bancada foram realizados cinco ensaios para cada um dos coagulantes testados. O efluente bruto nesta etapa possuía as características descritas na Tabela 17.

Tabela 17 - Características do efluente bruto utilizado para a realização dos ensaios de jarros

Ensaio	Turbidez NTU	Cor uH	pH	DQO mg/L	DBO mg/L
1	236	690	8,2	611	215
2	172	675	7,6	277	132
3	143	462	9,7	720	163
4	128	395	7,3	364	112
5	165	516	8,3	461	274

A primeira fase dos ensaios de jarros visou a obtenção do pH ótimo, ou seja, aquele no qual se obteve a melhor remoção da turbidez, considerando-se uma concentração fixa de coagulante. Os valores de pH adequados aos diferentes coagulantes foram: pH=6,0 para o uso com o sulfato de alumínio; 7,0 na aplicação do cloreto férrico e 7,0 para o coagulante orgânico Tanfloc SG.

Já a segunda parte teve por objetivo determinar a dosagem ótima de coagulante capaz de garantir a maior eficiência na remoção de turbidez, fixando-se o pH ideal determinado na etapa anterior. Os resultados obtidos nos ensaios de bancada encontram-se representados na Figura 28 para cloreto férrico, na Figura 29 para sulfato de alumínio e na Figura 30 para o Tanfloc SG.

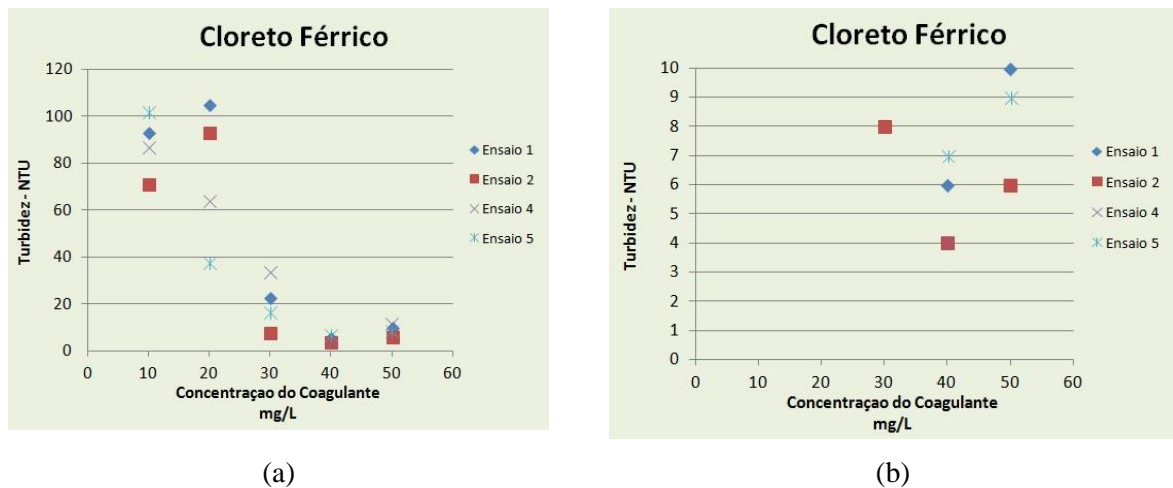


Figura 28 - Ensaios de *Jar-test* para remoção de turbidez utilizando cloreto férrico, pH igual a 7: (a) concentrações entre 10 e 50 mg/L; (b) jarros com turbidez do clarificado ≤ 10 NTU.

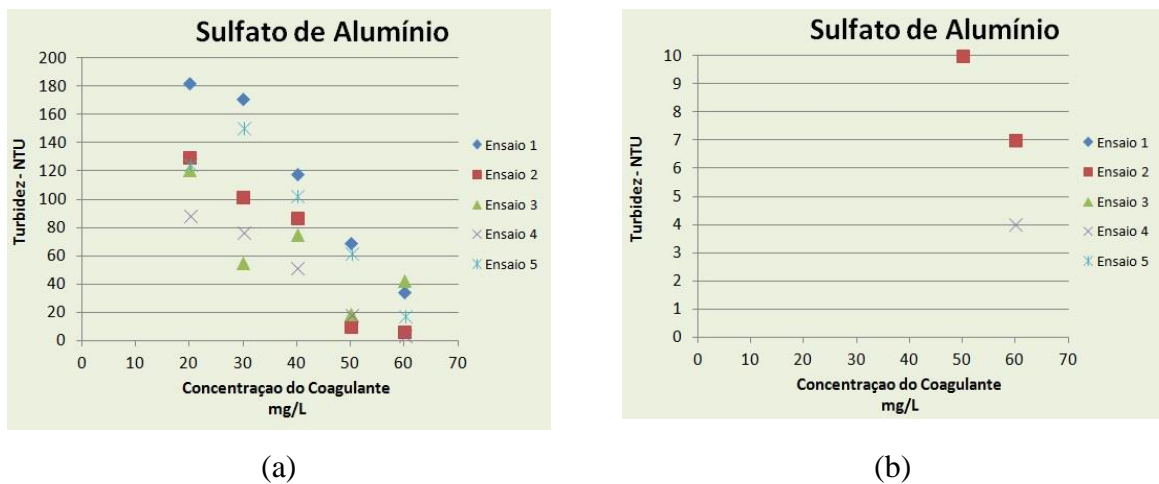


Figura 29 - Ensaios de *Jar-test* para remoção de turbidez utilizando sulfato de alumínio, pH igual a 6: (a) concentrações entre 20 e 60 mg/L; (b) jarros com turbidez do clarificado ≤ 10 NTU.

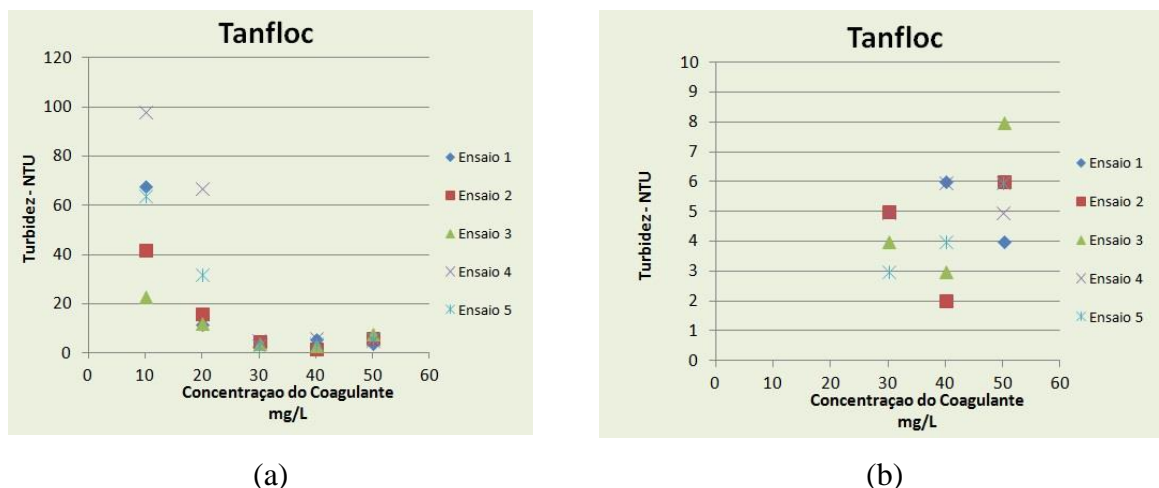


Figura 30 - Ensaios de *Jar-test* para remoção de turbidez utilizando Tanfloc SG, pH igual a 7: (a) concentrações entre 10 e 50 mg/L; (b) jarros com turbidez do clarificado ≤ 10 NTU.

Na comparação entre os coagulantes pesquisados, verificou-se que o Tanfloc SG obteve os melhores resultados na remoção de turbidez, além de garantir a estabilidade na qualidade do efluente tratado. Além disso, ele requereu a menor dosagem de produto (30 mg/L) na coagulação ótima. O cloreto férrico também apresentou resultados satisfatórios a uma concentração de 40 mg/L, demonstrando também ser uma boa opção para a tecnologia proposta. Já o sulfato de alumínio mostrou-se eficaz apenas em dois ensaios quando aplicada uma concentração de 60 mg/L. Neste caso, as demais não conseguiram atender aos padrões estabelecidos pela NBR 13.969/97.

As Figuras 31 a 34 mostram a eficiência da remoção percentual dos parâmetros de turbidez, cor, DQO e DBO, com base na média dos resultados definidos pelas concentrações ótimas de cada coagulante.

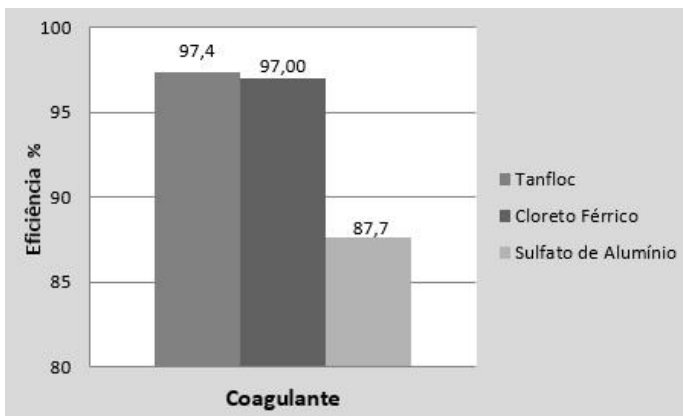


Figura 31 - Eficiência da remoção de turbidez (concentração aplicada: 30 mg/L de Tanfloc SG; 40 mg/L de cloreto férrico e 60 mg/L de sulfato de alumínio).

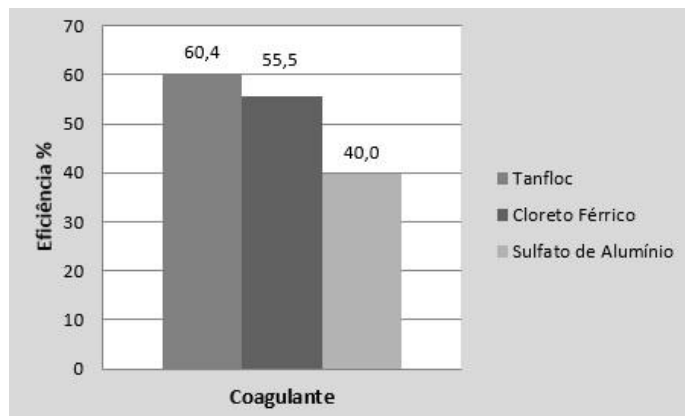


Figura 32 - Eficiência da remoção de DQO (concentração aplicada: 30 mg/L de Tanfloc SG; 40 mg/L de cloreto férrico e 60 mg/L de sulfato de alumínio).

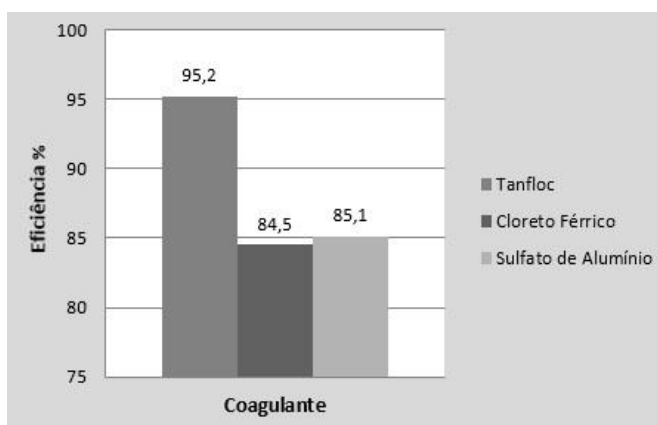


Figura 33 - Eficiência da remoção de cor (concentração aplicada: 30 mg/L de Tanfloc SG; 40 mg/L de cloreto férrico e 60 mg/L de sulfato de alumínio).

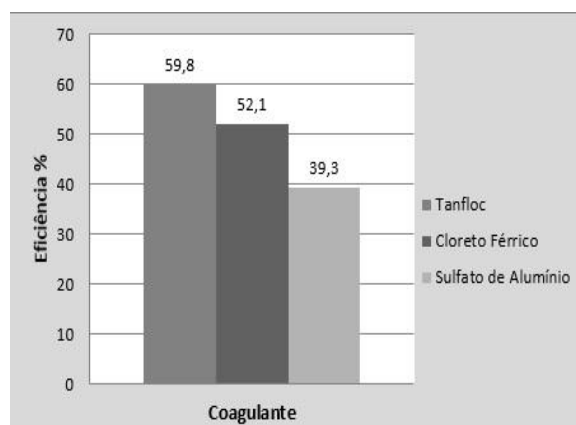


Figura 34 - Eficiência da remoção de DBO (concentração aplicada: 30 mg/L de Tanfloc SG; 40 mg/L de cloreto férrico e 60 mg/L de sulfato de alumínio).

O desempenho do sulfato de alumínio foi inferior aos demais produtos para quase todos os parâmetros apresentados, com exceção de cor. Ressalta-se, portanto, o melhor desempenho obtido pelo Tanfloc SG para todos os parâmetros analisados. A remoção de coliformes totais e termotolerantes alcançou 100% em todas as amostras que receberam a dosagem de 1,5 mg/L de cloro.

4.2.2. Físico-químico em escala-piloto

Nesta etapa realizou-se o tratamento físico-químico em escala-piloto, com os melhores resultados de pH e dosagem definidos em bancada para os coagulantes testados, excetuando-se a dosagem para sulfato de alumínio que necessitou de um aumento em 10 mg/L em relação à concentração utilizada em escala de bancada. Este acréscimo se deu em função da aparente insuficiência na formação dos flocos em tal etapa experimental (Tabela 18).

Tabela 18 - Condições ideais para dosagem de produtos químicos em escala-piloto e resultados para turbidez

Coagulante	pH	Concentração mg/L	Turbidez - NTU		
			Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3
Sulfato de Alumínio	6	70	26	12	37
Cloreto Férrico	7	40	4	3	5
Tanfloc SG	7	30	5	4	4

Na operação do ensaio em escala-piloto, contemplou-se a etapa adicional de filtração em leito de areia, com a finalidade de dar polimento às características do efluente tratado. Foi possível, portanto, atingir uma maior redução no parâmetro turbidez, visando assegurar valores inferiores a 10 NTU (NBR 13.696/97).

Os coagulantes Tanfloc SG e cloreto férrico atenderam aos padrões da NBR 13.969/97 após filtração em leito de areia. Já os resultados para o sulfato de alumínio, mesmo após ajuste de dosagem e filtração, mantiveram-se insatisfatórios. Para reforçar tais observações, a Figura 35 demonstra a comparação percentual da remoção média de turbidez com a aplicação de cada um dos coagulantes testados.

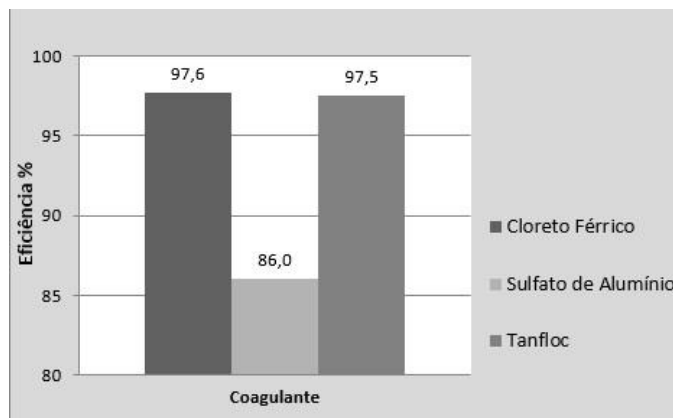


Figura 35 - Eficiência da remoção de turbidez em função do coagulante utilizado (concentração aplicada: 40 mg/L de cloreto férrico; 70 mg/L de sulfato de alumínio e 30 mg/L de Tanfloc SG).

Observa-se que os desempenhos obtidos para o Tanfloc SG e o cloreto férrico são muito similares e superiores a 95%. Nesse caso, a definição do produto químico a ser recomendado para o projeto considerará aspectos secundários, tais como custo, geração e manejo de lodo, dentre outros.

Além do parâmetro turbidez, foram avaliadas nesta etapa as eficiências de remoção de DQO e DBO. Esses resultados estão apresentados nas Figuras 36 e 37.

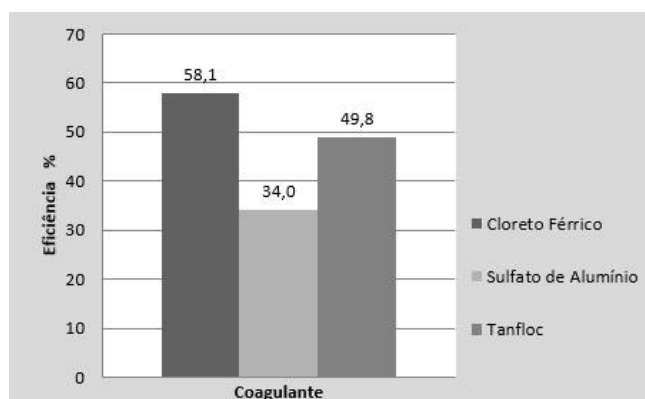


Figura 36 - Eficiência média da remoção de DQO (concentração aplicada: 40 mg/L de cloreto férrico; 70 mg/L de sulfato de alumínio e 30 mg/L de Tanfloc SG).

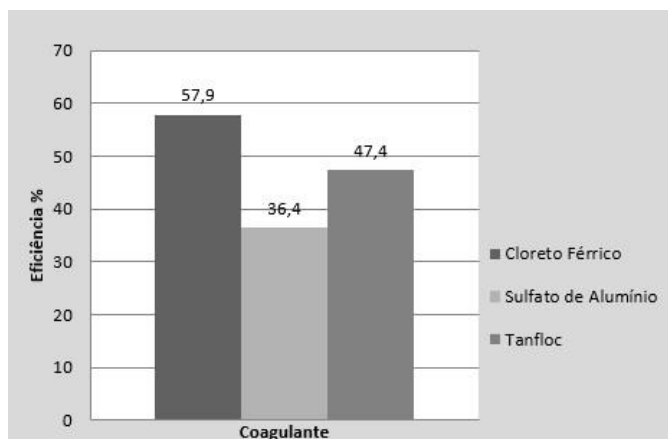


Figura 37 - Eficiência média na remoção de DBO (concentração aplicada: 40 mg/L de cloreto férrico; 70 mg/L de sulfato de alumínio e 30 mg/L de Tanfloc SG).

O desempenho na remoção de matéria orgânica foi condizente com aquele esperado para esta tecnologia de tratamento: entre 45 e 55% para DBO e entre 30 e 50% para DQO (JORDÃO; PESSÔA, 2014). O Tanfloc SG, com melhor desempenho, atingiu remoções de 57 e 70% para DBO e DQO, respectivamente. Mais uma vez, o desempenho do sulfato de alumínio ficou aquém do esperado (36 e 34% para DBO e DQO, respectivamente).

A eficiência na remoção de coliformes totais e CT foi de 100% para todos os ensaios realizados na escala-piloto, comprovando que o cloro sob a concentração de 1,5 mg/L apresentou-se como agente desinfetante eficaz para as características deste efluente.

4.3. Processo de separação por membranas de microfiltração

Os ensaios pelo processo de separação com membranas de microfiltração foram conduzidos com dois tipos diferentes de módulo: pressurizado e submerso. O primeiro foi estudado a partir dos ensaios em escala de bancada e piloto. Já o segundo somente em escala-piloto.

4.3.1. Módulo pressurizado: ensaios em escala de bancada

O resultado do ensaio de permeabilidade hidráulica do módulo utilizado em escala de bancada está na Figura 38. Os pontos obtidos foram linearizados e o coeficiente angular desta reta representa a permeabilidade hidráulica da membrana. Neste caso, o coeficiente angular obtido foi de 98,15 L/h.m².bar.

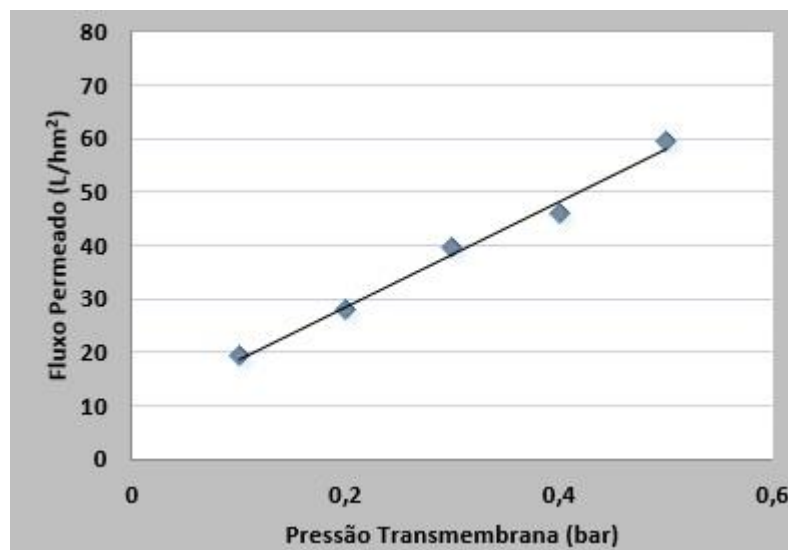


Figura 38 - Resultados de fluxo de permeado para diferentes pressões para cálculo de permeabilidade no módulo pressurizado em escala de bancada.

Após a determinação da permeabilidade, foram realizados ensaios de fluxo crítico. A Figura 39 reúne resultados dos três testes realizados. Destaca-se que, apesar dos efluentes terem sido coletados em diferentes datas, suas características de concentração de sólidos eram similares.

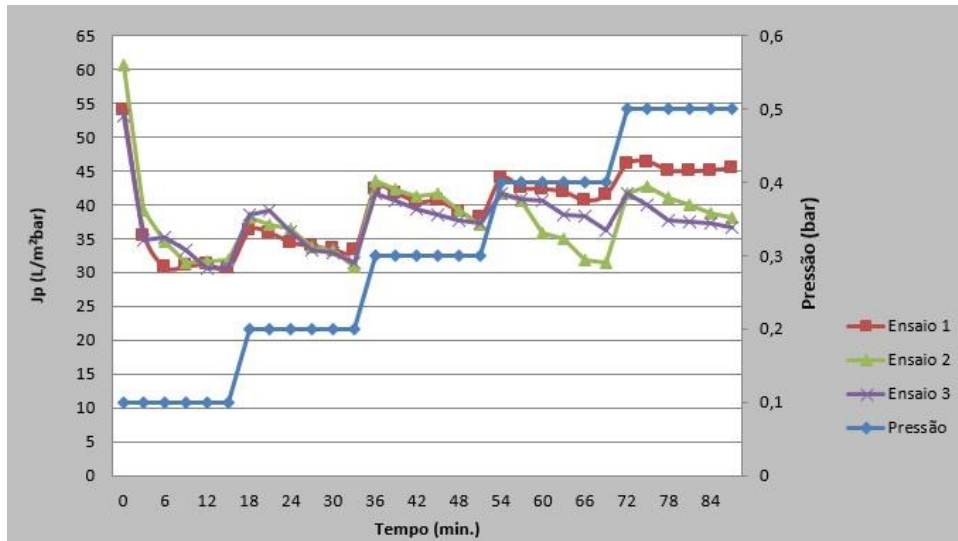
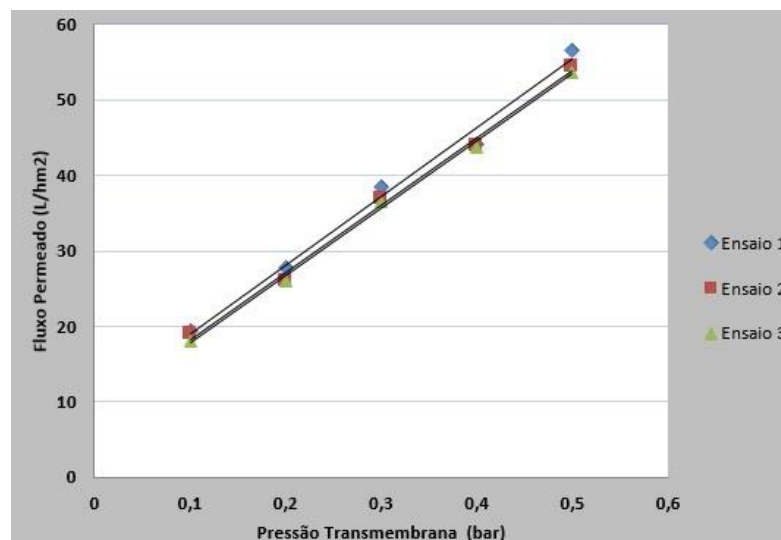


Figura 39 - Fluxo crítico no módulo pressurizado em escala de bancada.

Observou-se que, inicialmente, havia uma redução mais intensa do fluxo, o que se justifica pela formação dos mecanismos de bloqueio, como a polarização de concentração junto à membrana. Além disso, o fluxo de permeado foi reduzido nos três ensaios realizados sempre que a diferença de pressão atuante entre as paredes externa e interna das fibras alcançou 0,2 bar. Portanto, este valor é o que deve ser considerado como a pressão ideal de operação do sistema.

A Figura 40 demonstra a recuperação da capacidade de permeabilidade da membrana após a realização da lavagem química, promovida ao fim de cada ensaio.



Fonte: Figura elaborada pelo autor.

Figura 40 - Curvas de permeabilidade visando observar a recuperação do fluxo.

Nota-se a sobreposição dos pontos das curvas, indicando que as permeabilidades sob as mesmas condições de pressão obtiveram valores de fluxo próximos. Além disso, considerando a relação da permeabilidade hidráulica e o coeficiente angular, observa-se que aquele parâmetro variou entre 90,7 e 88,7 L/h.m².bar para os três ensaios realizados. Pode-se inferir, portanto, que o processo de lavagem recuperou a capacidade de permeabilidade da membrana, mantendo seu desempenho em ensaios subsequentes.

A Figura 41 demonstra a curva de decaimento do fluxo de permeado em função do tempo, considerando uma pressão transmembrana constante fixada em 0,2 bar.

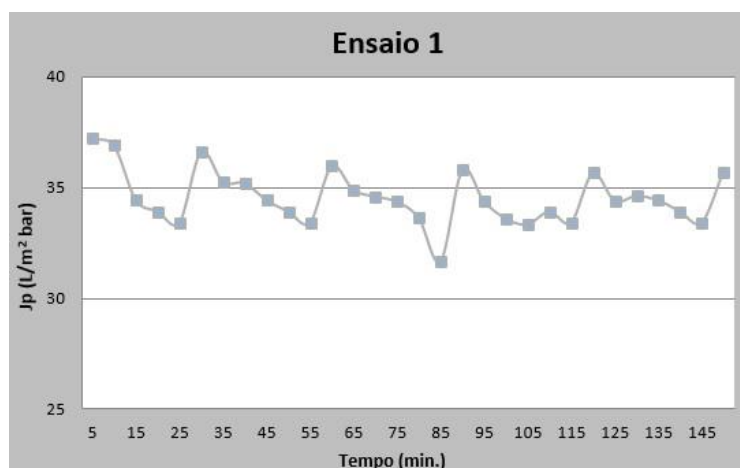


Figura 41 - Evolução do fluxo de permeado em função do tempo a uma pressão transmembrana constante fixada em 0,2 bar.

Verifica-se que há uma recuperação parcial do fluxo de permeado a cada 30 minutos, instante em que se procedia a retrolavagem com duração de 30 segundos. Os dados mostram que o fluxo nestas condições de operação se mantém próximo a uma constante de recuperação do fluxo de permeado, considerando-se as características deste módulo e aquelas do efluente aplicado.

A Tabela 19 indica os resultados da qualidade do permeado nesta modalidade de tratamento.

Tabela 19 - Resultados de qualidade do efluente permeado da microfiltração pela membrana em módulo pressurizado: escala de bancada

Ensaio em Escala Bancada				
Módulo Pressurizado				
Parâmetros	Unidade	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência (%)
Turbidez	NTU	183	0,2	99,89
Cor	uH	260	12	95,38
DQO	mg/L	195	131	32,82
Coliformes Termotolerantes	NPM/100 mL	10 ⁴	0	100

Os resultados indicam um efluente tratado (permeado) com boa qualidade estética, cuja qualidade se enquadra nos padrões de potabilidade para os parâmetros turbidez ($\leq 0,5$ NTU) e cor (≤ 15 UH). No entanto, a remoção de matéria orgânica (32,82% de DQO) não se mostrou consistente.

4.3.2. Módulo pressurizado: ensaios em escala-piloto

A Figura 42 traz as curvas de permeabilidade para o módulo pressurizado utilizado em escala-piloto. Cabe ressaltar que, entre cada um dos ensaios realizados, este módulo recebeu uma lavagem química com o uso do hipoclorito a fim de viabilizar a recuperação do fluxo do permeado.

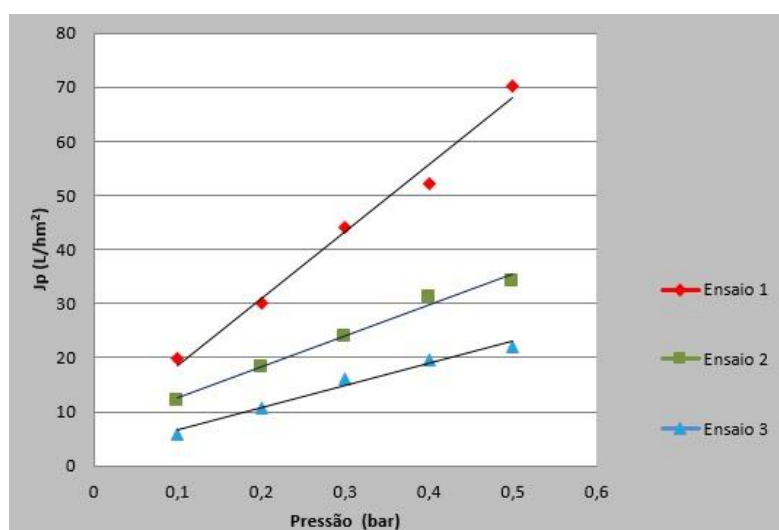


Figura 42 - Curvas de permeabilidade visando observar a recuperação do fluxo em escala-piloto com módulo pressurizado.

Comparando-se os gráficos, é possível notar que, mesmo após a aplicação da lavagem química, o módulo apresentou uma perda significativa no fluxo de permeado, partindo com 123,4 L/m².bar no primeiro ensaio e terminando com 41,2 L/m².bar no terceiro. Com esses resultados, pode-se afirmar que a lavagem química não foi capaz de recuperar a permeabilidade da membrana em teste.

A Figura 43 apresenta os resultados para o ensaio de fluxo em função do tempo, a uma pressão controlada de 0,2 bar durante a operação.

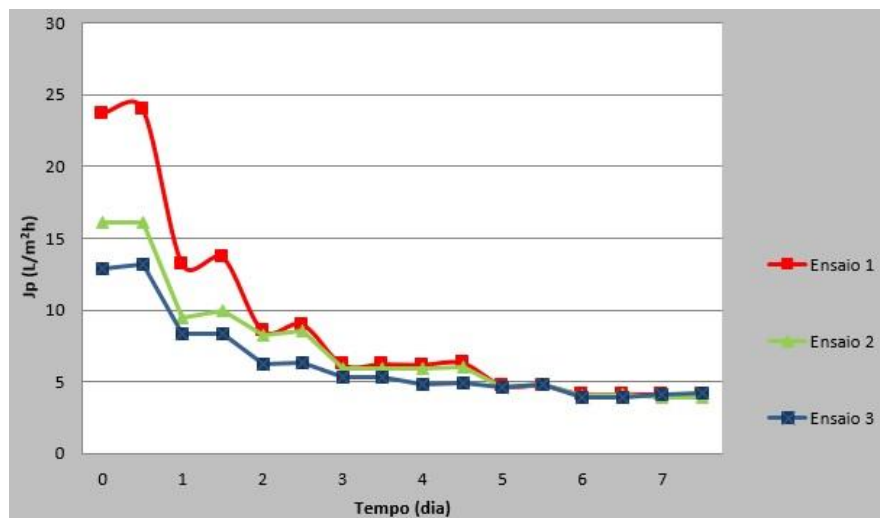


Figura 433 - Evolução do fluxo de permeado em função do tempo com o uso do módulo pressurizado em escala-piloto em pressão constante de 0,2 bar.

Para todos os ensaios realizados, houve uma redução brusca no fluxo de permeado após as primeiras 24 horas de operação com o módulo pressurizado. A redução do fluxo se deve provavelmente ao fato de a densidade de empacotamento do módulo ser superior àquela utilizada nos ensaios em bancada. Pode-se supor ainda que, em função do curto tempo de operação do experimento em bancada, tais efeitos não tenham sido observados.

Diante dos resultados insatisfatórios obtidos com os módulos pressurizados, optou-se por realizar ensaios com um módulo submerso para o tratamento de águas cinza, uma vez que este opera com maiores concentrações de sólidos.

Na Tabela 20 são mostrados os resultados de ensaios em escala-piloto de qualidade de membranas em módulo pressurizado.

Tabela 20 - Resultados de qualidade do efluente permeado da microfiltração pela membrana em módulo pressurizado: escala-piloto

Ensaio em Escala Piloto				
Módulo Pressurizado				
Parâmetros	Unidade	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência (%)
Turbidez	NTU	168	0,2	99,88
Cor	uH	210	15	92,86
DQO	mg/L	310	172	44,52
Coliformes Termotolerantes	NPM/100 mL	10 ⁴	0	100

A qualidade do permeado vista nos ensaios em escala-piloto é similar àquela determinada nos testes em bancada. No entanto, deve-se enfatizar que essa configuração do módulo de membranas (pressurizado) teve sérias limitações operacionais ao funcionar em fluxo contínuo.

4.3.3. Módulo submerso: ensaios em escala-piloto

A Figura 44 apresenta as curvas de permeabilidade para o módulo submerso utilizado em escala-piloto.

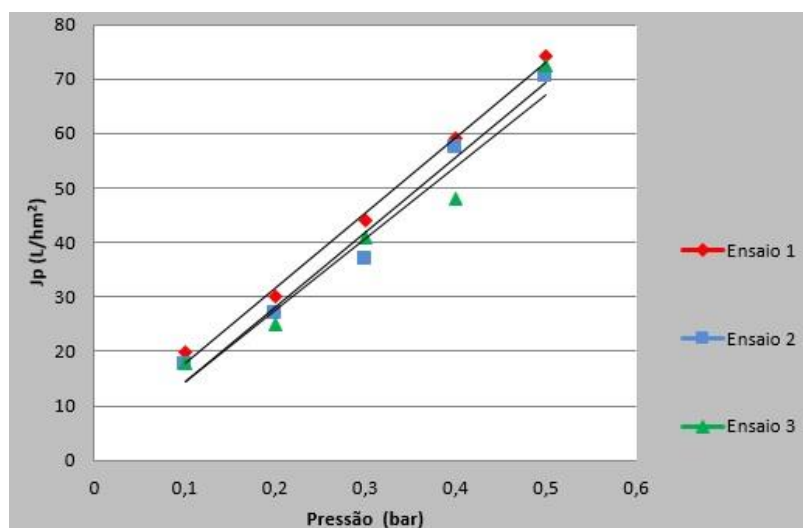


Figura 44 - Curvas de permeabilidade visando observar a recuperação do fluxo no módulo submerso em escala-piloto

Nota-se, pela sobreposição de diversos pontos das três curvas apresentadas, a boa recuperação do fluxo de permeado após a lavagem química realizada a cada sete dias. Os três ensaios apresentaram permeabilidade hidráulica, que decaiu de 138,1 para 132,1 L/m².bar.

As curvas de fluxo de permeado em função do tempo estão na Figura 45.

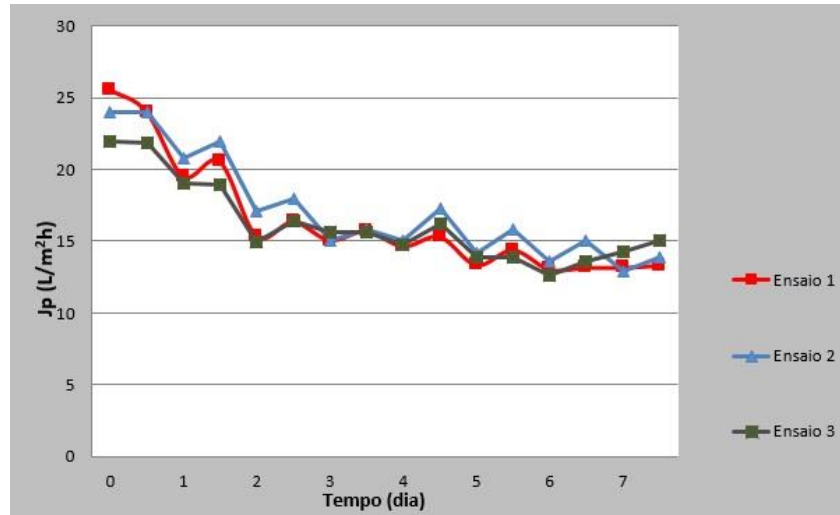


Figura 45 - Curvas de fluxo de permeado em função do tempo com o módulo submerso em escala-piloto operando a uma pressão constante de 0,2 bar.

Houve uma redução significativa no fluxo de permeado nas primeiras 48 horas de operação do módulo. Após este período, ele obteve uma estabilidade considerável, em torno de 12 L/m².h, durante o restante do tempo de ensaio. Além disso, após cada sete dias, ao sofrer uma lavagem química, o módulo recuperou quase que a totalidade do fluxo inicial (95,6%), mantendo, portanto, uma constante adequada de recuperação do fluxo. Na Tabela 21 são apresentados os resultados de qualidade obtidos nos ensaios em escala-piloto do módulo submerso.

Tabela 21 - Resultados de qualidade do efluente permeado da microfiltração pela membrana em módulo submerso: escala-piloto

Ensaio em Escala Piloto				
Módulo Submerso				
Parâmetros	Unidade	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência (%)
Turbidez	NTU	203	0,2	99,9
Cor	uH	275	18	93,45
DQO	mg/L	220	147	33,18
Coliformes Termotolerantes	NPM/100 mL	10 ⁴	0	100

Os resultados indicam um efluente tratado (permeado) conforme o padrão de turbidez estabelecido pela NBR 13.969/97. De modo semelhante à qualidade observada na operação do módulo pressurizado, a remoção da DQO manteve-se reduzida (33,18%).

4.4. Ensaio de filtração em *bag*

O sistema de filtração em *bag* foi estudado como uma alternativa de tratamento em função da sua simplicidade operacional. A Figura 46 mostra os resultados de permeabilidade para os elementos filtrantes de 1 micron, 5 e 10 micra.

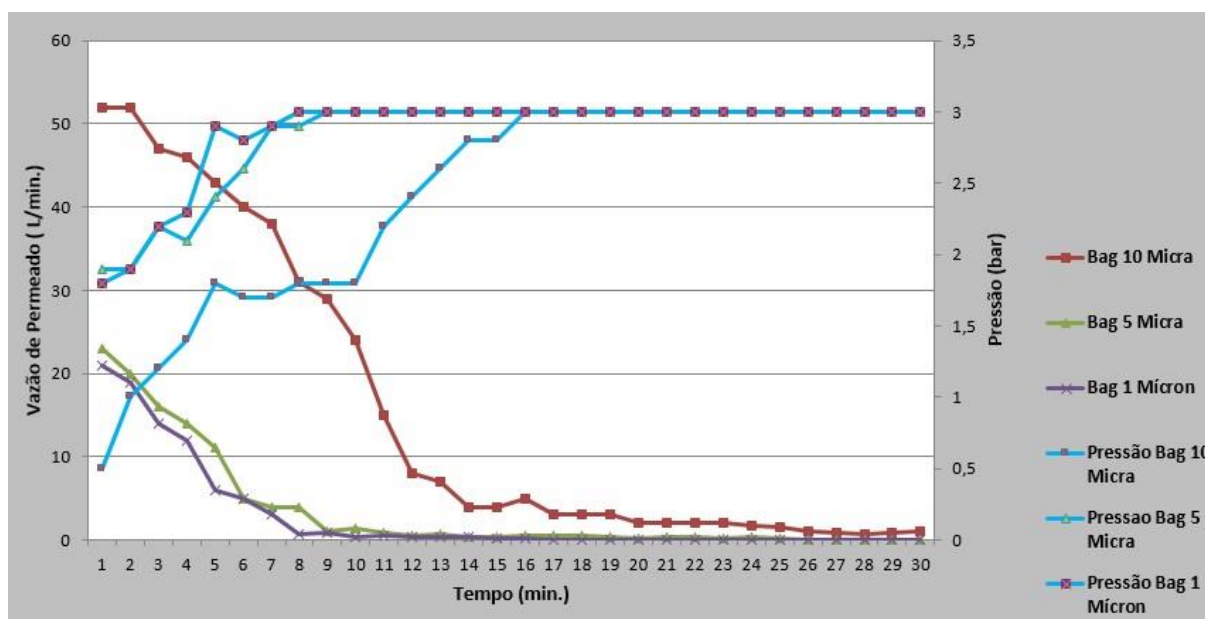


Figura 46 - Redução de fluxo e elevação da pressão interna do sistema em função do tempo.

Tal gráfico demonstra a elevação das pressões no interior da câmara de pressurização de forma inversamente proporcional ao decréscimo do fluxo.

Chama-se a atenção a vazão de permeado do elemento de 10 micra, que apresentou um decréscimo menos acentuado do que para os elementos de 5 micra e 1 micron, o que era de se esperar uma vez que sua malha é mais aberta. A turbidez do efluente do *bag* com elemento de 10 micra teve uma remoção de apenas 5% em relação ao efluente bruto, ou seja, valores superiores aos determinados na norma.

Os elementos filtrantes de 5 micra e 1 micron obtiveram um decaimento acentuado no fluxo do permeado nos primeiros nove minutos de filtração, atingindo valores próximos a zero. Demonstraram, portanto, uma colmatção que inviabiliza seu uso, apesar dos resultados de remoção de turbidez alcançarem eficiências de 87 (5 micra), porém ainda sem atendimento à norma, e 93% (1 micron), com turbidez no limite máximo de aceitação para uso.

Na Tabela 22 está o resumo dos resultados de qualidade encontrados para o efluente tratado no sistema de filtração em *bag*.

Tabela 22 - Resultados de qualidade do efluente tratado no sistema de filtração em *bag*: escala-piloto

Escala-Piloto			
Bag	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência (%)
10 Micra	227	214	5,73
5 Micra	189	23	87,83
1 Micron	152	10	93,42

*** Resultados para Turbidez - NTU**

Por fim, conclui-se que o sistema de filtração em *bag* não obteve resultados satisfatórios para o tratamento de águas cinza em função da intensa colmatção. Além disso, verificou-se que a maioria dos resultados encontrados não atende à NBR 13.969/97 no que diz respeito à turbidez.

4.5. Viabilidade econômica

O trabalho visou, num primeiro momento, estimar o consumo de água potável na edificação e, a partir deste volume, contabilizar a geração de águas negras e cinza. No entanto, o dimensionamento da estação de tratamento de água para reúso deve considerar a vazão do consumo de águas cinza, que nem sempre coincide com sua produção.

A Tabela 23 apresenta os critérios de cálculo utilizados neste trabalho para estimar o consumo de água, a produção de efluentes e o custo mensal da edificação com a fatura de água e esgoto, sem a consideração do reúso.

Tabela 23 - Estimativa do custo, em reais (R\$), com a compra de água em edificação sem reúso

Valor da Conta de Água em Edificação Sem Reúso				
Sigla	Descrição	Aplicação Matemática	Valor	Unidade
Np	Número de Pavimentos	-	15	-
Nu	Número de Unidades Condominiais	$Np \times 6$	90	-
Nh	Número de Habitantes no Condomínio	$Nu \times 4$	360	-
Cam	Consumo de Água Potável por Mês	$Nh \times 0,25 \times 30$	2.700	m ³ /mês
Qer	Vazão de Esgoto Bruto Real	$Cam \times 0,8$	2.160	m ³ /mês
Qet	Vazão de Esgoto Bruto Tarifada	Cam	2.700	m ³ /mês
Qc	Vazão de Águas Cinza Produzida	$(Nh \times 0,25 \times 30) \times 0,49$	1.323	m ³ /mês
Fa	Faixa de Consumo Tarifário	Cam/Nu	30	m ³ /mês
Va	Valor da água	$((2,322237 \times 15) + (2,32237 \times 2,2) \times 15) \times Nu$	10.032,06	R\$
Ve	Valor do Esgoto	$(2,322237 \times 15) + ((2,32237 \times 2,2) \times 15) \times Nu$	10.032,46	R\$
Vt	Valor Total Conta em Edificação sem Reúso	$Va + (Va \times 0,0104) + Ve$	20.168,86	R\$

A Tabela 24 mostra os critérios de cálculo empregados neste trabalho, agora considerando a implementação do reúso de águas cinza.

Tabela 24 - Estimativa do custo, em reais (R\$), com a compra de água em edificação com reúso

Valor da Conta de Água em Edificação Com Reúso				
Sigla	Descrição	Aplicação Matemática	Valor	Unidade
Np	Número de Pavimentos	-	15	-
Nu	Número de Unidades Condominiais	$Np \times 6$	90	-
Nh	Número de Habitantes no Condomínio	$Nu \times 4$	360	-
Cam	Consumo de Água Potável por Mês	$(Nh \times 0,25 \times 30) \times 0,72$	1.917	m ³ /mês
Cac	Consumo de Água de Reúso por Mês	$(Nh \times 0,25 \times 30) \times 0,28$	756	m ³ /mês
Qer	Vazão de Esgoto Bruto Real	$Cam \times 0,8$	1.534	m ³ /mês
Qet	Vazão de Esgoto Bruto Tarifada	Cam	1.917	m ³ /mês
Qc	Vazão de Aguas Cinza Produzida	$(Nh \times 0,25 \times 30) \times 0,49$	1.323	m ³ /mês
Qel	Vazão de Esgoto Lançado na Rede Coletora	$Qer - Cac$	778	m ³ /mês
Fa	Faixa de Consumo Tarifário	Cam/Nu	21	m ³ /mês
Va	Valor da água	$((2,322237 \times 15) + (2,32237 \times 2,2) \times 6) \times Nu$	5.893,84	R\$
Ve	Valor do Esgoto	$(2,322237 \times 15) + ((2,32237 \times 2,2) \times 6) \times Nu$	5.894,00	R\$
Vt	Valor Total Conta em Edificação com Reúso	$Va + (Va \times 0,0104) + Ve$	11.849,13	R\$

Comparando-se as duas tabelas, é possível observar que, além da redução do valor mensal pago à concessionária de R\$ 20.168,86 para R\$ 11.849,13 (41%), há uma diminuição significativa no volume consumido de água potável, assim como do lançamento de esgoto na rede pública. Quando aplicada em um considerável número de edificações, essa redução irá impactar positivamente nas estações de tratamento de esgotos sanitários dos sistemas públicos, tanto sob o ponto de vista energético como nos custos operacionais.

A Figura 47 demonstra o diagrama em blocos da ETAC operando pelo processo físico-químico. A estação cotada funciona em regime de batelada de 4 m³ por ciclo. Neste caso, o lodo gerado é desidratado por filtro prensa na própria planta.

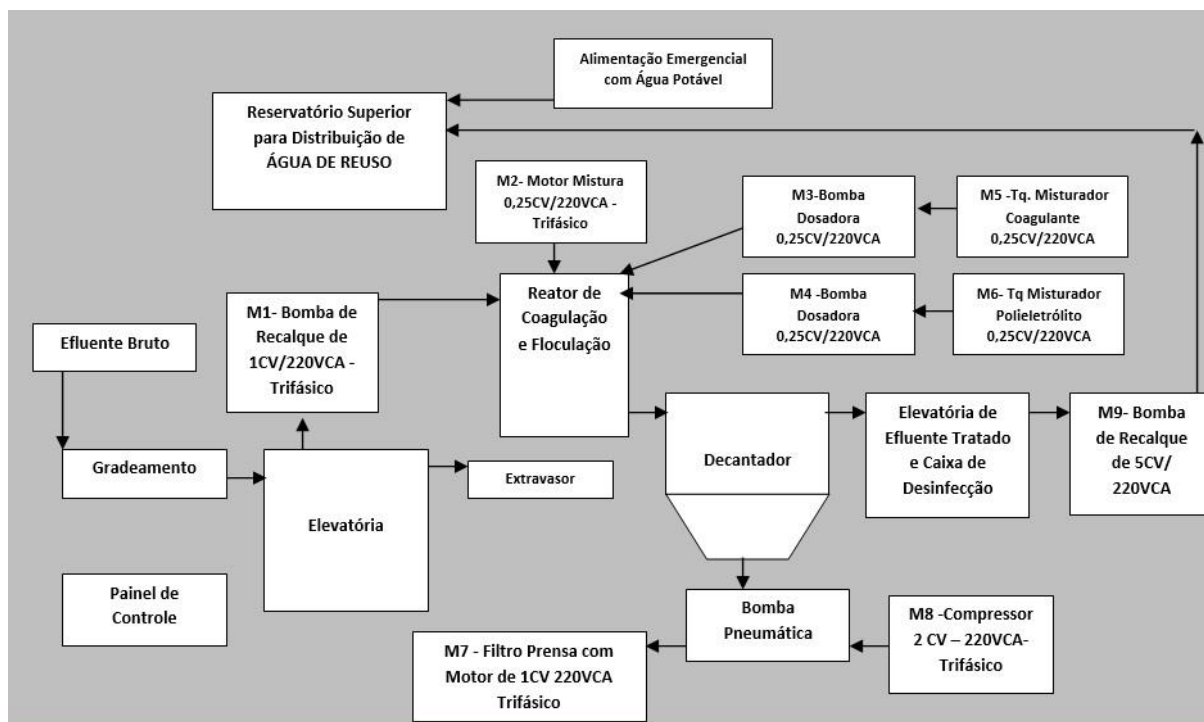


Figura 47 - Fluxograma do sistema físico-químico orçado.

Para o levantamento do custo energético desta planta (Tabela 25), consideraram-se as potências e os tempos de uso dos motores instalados necessários para a operação do sistema.

Tabela 25 - Custo e consumo energético do sistema físico-químico

MOTOR	POTÊNCIA CV	TEMPO DE FUNCIONAMENTO DIÁRIO - h	CONSUMO Kwh	Preço/h R\$	Custo Energético Mensal em R\$
M1	1	1,5	1,05	0,44	13,31
M2	0,25	1	0,26	0,11	3,33
M3	0,25	0,25	0,26	0,11	3,33
M4	0,25	0,25	0,26	0,11	3,33
M5	0,25	0,07	0,26	0,11	3,33
M6	0,25	0,07	0,26	0,11	3,33
M7	1	0,15	1,05	0,44	13,31
M8	2	0,3	2,10	0,89	26,62
M9	5	2	5,26	2,22	66,55
Consumo hora e Custo Energético Mensal			323,31		136,42

A Tabela 26 demonstra o custo dos insumos necessários quando aplicados cloreto férrico e Tanfloc SG como coagulantes. Não foi realizado o levantamento de despesas com o

sulfato de alumínio, uma vez que o mesmo não apresentou resultados adequados ao atendimento à NBR 13.969/97.

Tabela 26 - Custo com insumos para a unidade de tratamento físico-químico

Insumos	Preço/kg (R\$)	Concentração ideal de tratabilidade (mg/L)	Volume tratado (m ³ /mês)	Consumo (kg/mês)	Preço (R\$/mês)
Tanfloc SG	2,6	30	756	22,68	58,97
Cloreto Férrico	15	40	756	30,24	453,6
Polieletrólito	52	1,5	756	1,13	58,97
Cloro	30	1,5	756	1,13	34,02

De forma geral, as estações de tratamento que usam o processo físico-químico necessitam de alguns procedimentos operacionais que devem ser realizados por profissionais especializados, tais como:

- preparação de soluções de coagulante e polímeros dentro das concentrações estabelecidas em projeto;
- calibração dos equipamentos de leitura do pH;
- ajustes de vazão nas bombas dosadoras;
- habilidade técnica para solucionar pequenos problemas hidráulicos e elétricos;
- conhecimento técnico mínimo para compreender o processo de tratamento físico-químico a fim de realizar pequenas alterações nas dosagens dos insumos e adequar o tratamento ao efluente, quando este apresentar alterações de suas características.

Portanto, as estações de tratamento físico-químicas não devem ser consideradas como unidades totalmente auto-operantes, já que a mão de obra envolvida é um dos diversos fatores que influenciam diretamente na qualidade do efluente tratado.

O valor médio mensal de operação da planta e destinação do lodo gerado cobrado pelas três empresas consultadas foi de R\$ 4.130,00. A menor quantia de investimento para implantação do sistema foi de R\$ 142.700,00.

Levando-se em consideração o custo com energia elétrica, mão de obra de operação terceirizada, consumo de insumos e destinação do lodo proveniente da unidade, obtém-se um

custo de tratamento utilizando cloreto férrico de R\$ 6,36/m³ de águas cinza. Já para o Tanfloc SG, este se reduziu para R\$ 5,84/m³.

Desse modo, o valor mensal para o tratamento de águas cinza consumidas na edificação é de R\$ 4.808,16 nas unidades que operam com o cloreto férrico e de R\$ 4.415,04 naquelas que operam com o Tanfloc SG.

A Tabela 27 resume os custos estimados com a concessionária de saneamento, no caso da edificação hipotética funcionando sem o reúso. Estimaram-se também os mesmos custos, agora considerando a instalação procedendo o reúso de águas cinza tratadas pelo processo físico-químico utilizando o Tanfloc SG.

Tabela 27 - Comparativo do custo com o consumo de água em edificação com e sem reúso, que utiliza o sistema físico-químico

	Edificação Sem Reúso (R\$)	Edificação Com Reúso (R\$)
Custo da Água junto à Concessionária	20.168,86	11.849,13
Custo de Operação	-	4.415,04
Custo Total	20.168,86	16.264,17

A economia para a edificação com a operação do tratamento físico-químico das águas cinza foi de R\$ 3.904,69. Deve-se levar em consideração que, além da economia financeira direta, há também a indireta relacionada aos benefícios ambientais. Nesta configuração, o *payback* do investimento realizado ocorreu em um período de três anos e dez meses.

A Figura 48 demonstra o diagrama em blocos do sistema de tratamento pelo processo de separação por membranas (módulo submerso). Nesta configuração, o resíduo gerado denominado concentrado é lançado no sistema predial de esgotamento sanitário (águas negras).

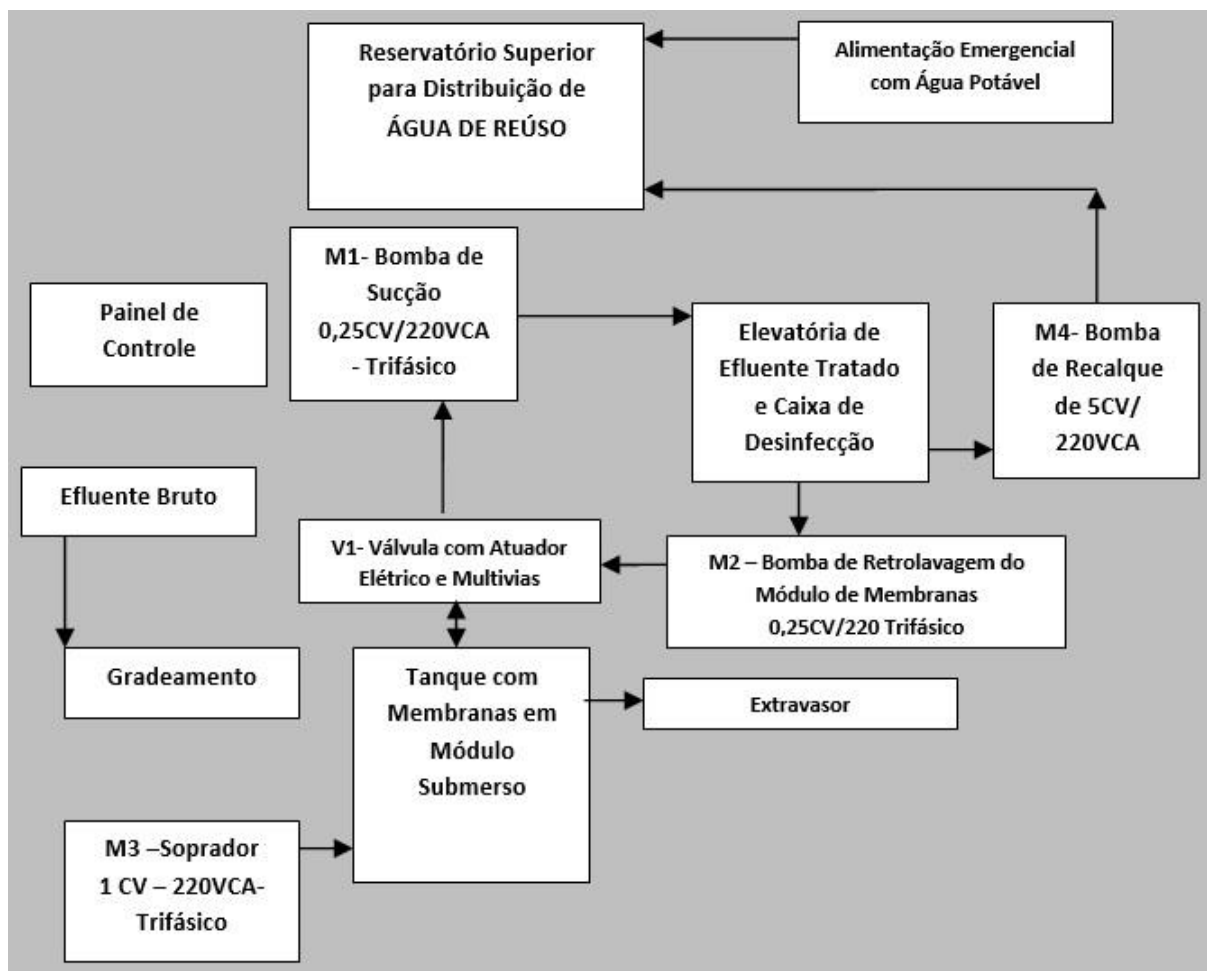


Figura 48 - Fluxograma do sistema de separação por membranas de microfiltração (módulo submerso) orçado.

O consumo energético estimado para a estação de tratamento, pelo processo de separação por membranas, foi avaliado a partir das potências e dos tempos de uso dos motores considerados necessários para a operação do sistema, conforme a Tabela 28.

Tabela 28 - Custo e consumo energéticos com o sistema de tratamento por separação com membranas

Motor	Potência CV	Tempo de funcionamento h	Consumo Kwh	Preço/h R\$	Custo energético mensal em R\$
M1	0,25	23,2	0,26	0,11	77,20
M2	0,25	0,8	0,26	0,11	2,66
M3	1	24	1,05	0,44	319,43
V1	0,12	0,8	0,13	0,05	1,28
Consumo hora e Custo energético mensal			1,70		400,56

Este sistema de microfiltração apresenta-se como uma opção vantajosa sob o aspecto da mão de obra envolvida, pois a qualidade do efluente não depende da dosagem específica de coagulantes, ácidos, bases ou polímeros. Trata-se, portanto, de um sistema automatizado, sendo necessária apenas a verificação da permeabilidade hidráulica semanal e possível lavagem química da membrana, a fim de recuperar o fluxo de permeado, sempre que necessário.

O valor médio mensal de operação, considerando uma visita semanal para limpeza química do sistema, incluindo os insumos necessários e a manutenção preventiva, cobrado pelas três empresas, foi de R\$ 1.620,00. A menor quantia de investimento para implantação da unidade de separação por membranas foi de R\$ 172.000,00.

A Tabela 29 mostra o valor do custo da água na edificação sem o reúso em comparação com aquela que realizou o reúso pelo processo de separação por membranas de microfiltração.

Tabela 29 - Comparativo do custo com o consumo de água em edificação com e sem reúso, que utiliza o processo de separação com membranas

	Edificação Sem Reúso R\$	Edificação Com Reúso R\$
Custo da Água junto à Concessionária	20168,86	11849,13
Custo de Operação	-	2020,56
Custo Total	20168,86	13869,69

A economia financeira observada para a edificação com o tratamento de águas cinza foi de R\$ 6.299,17 mensais. O *payback* do investimento ocorreu em um período de dois anos e nove meses.

Observa-se que, apesar do custo de implantação do sistema que opera por PSM ser mais elevado, o investimento possui um tempo de retorno 39% inferior ao processo físico-químico.

Na Tabela 30 há um resumo dos resultados encontrados neste trabalho.

Tabela 30 - Resumo dos resultados, com base nos ensaios realizados em escala-piloto

			Físico-Químico								Físico			
			NBR 13.969/97 CLASSE 3		Cloreto Férrico		Tanfloc SG		Sulfato de alumínio		Filtração em Bag		PSM Microfiltração	
			Resultado*	Eficiência* %	Resultado*	Eficiência* %	Resultado*	Eficiência* %	Resultado*	Eficiência* %	Resultado*	Eficiência* %	Resultado*	Eficiência* %
Operacionais	Turbidez	UT	< 10	4	97	4	97	25	86	10	93,42	0,2	99,9	
	Coliformes Termotolerantes	NPM/100 mL	< 500	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100	
	Cor	UC	-	-	77	-	85	-	64	NA	NA	18	93,45	
	DQO	mg/L	-	-	58	-	49,8	-	34	NA	NA	147	33,18	
Econômicos	Capital Investido	R\$	-	142.700,00								172.000,00		
	Economia Mensal	R\$	-	NA		3.904,69		NA		NA		6.299,17		
	Pay back	-	-	3 anos e 10 meses								2 anos e 9 meses		

* resultados apresentados com base na média aritmética dos dados levantados.

NA: não analisado. ---- Todos os resultados são baseados em dados referentes aos ensaios em escala-piloto.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As principais conclusões obtidas no estudo de tratamento de águas cinza visando ao reúso foram:

- O tratamento físico-químico com os coagulantes Tanfloc SG e cloreto férrico apresentou resultados satisfatórios para o atendimento à NBR 13.969/97, no que diz respeito ao reúso em bacias sanitárias.
- O sulfato de alumínio não se mostrou efetivo como coagulante ao tratamento de águas cinza.
- O tratamento com o uso de filtros tipo *bag* de 5 e 10 micra alcançou redução de turbidez de 87 e 5%, respectivamente. Os dois mostraram uma intensa redução no fluxo de permeado nos 12 minutos iniciais de filtração, demonstrando não ser esta uma opção adequada para o tratamento de águas cinza.
- O uso do filtro tipo *bag* de 1 micron, apesar de alcançar uma redução de 93% de turbidez, apresentou uma brusca diminuição do fluxo nos primeiros oito minutos de filtração, o que inviabiliza a utilização do sistema em escala real.
- O processo de separação por membranas de microfiltração teve resultados promissores quando avaliada a qualidade do permeado, atendendo a todos os requisitos constantes na NBR 13.969/97.
- Na escala-piloto, apenas a membrana de microfiltração em módulo submerso expôs bom desempenho operacional no que se refere à recuperação do fluxo, além daquele na remoção de turbidez.
- Em todos os ensaios, a aplicação de cloro sob concentração residual de 1,5 mg/L foi efetiva na desinfecção do efluente tratado.
- O estudo de viabilidade econômica demonstrou ser possível a implantação e operação do ETAC (tratamento físico-químico ou separação por membranas) com retorno do capital investido.
- O *payback* determinado para a ETAC operando pelo processo físico-químico ocorreu em três anos e dez meses. A economia mensal estimada foi de R\$ 3.904,69. Já para a ETAC utilizando membrana de módulo submerso, o *payback* encontrado foi de dois anos e nove meses, agregada a uma economia mensal de R\$ 6.299,17.

- A aplicação do sistema de tratamento de águas cinza pelo processo de separação por membranas foi o mais viável, uma vez que o custo de operação é inferior ao processo físico-químico, além de não gerar lodo. Agrega-se a esta observação o fato de sua operação ocorrer de modo automatizado.

Com base nos resultados obtidos, são aconselháveis novos estudos de filtração *bag* alterando-se o material do meio filtrante. Pode-se também avaliar seu uso combinado com a aplicação de polietrólitos. Indicam-se estudos mais detalhados para o processo de separação por membranas com o emprego de módulo pressurizado, uma vez que os resultados determinados não foram satisfatórios em escala-piloto. As novas investigações devem relacionar diferentes concentrações de sólidos em suspensão, densidade de empacotamento e velocidade do fluxo de concentrado no interior do módulo, a fim de determinar qual a melhor configuração de operação e das propriedades do módulo para obtenção do menor grau de obstrução dos poros da membrana.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe** 2013. 2013. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil_2013_Final.pdf>. Acesso em: set. 2014.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012. Edição Especial.** Brasília, 2012.

AMADO, F. D. R. **Produção e aplicação de membranas com polímeros convencionais e polianilina para uso em eletrodialise.** 2006. 123 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (ABAS). **Águas subterrâneas.** 2007. Disponível em: <<http://www.abas.org/educacao.hpt>>. Acesso em: set. 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação: NBR 13.969.** Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

_____. **Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário: NBR 9.649.** Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

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

BORGES, L. Z. **Caracterização da água cinza para promoção da sustentabilidade dos recursos hídricos**. 2003. 91 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm>. Acesso em: nov. 2014.

COMITÊ DE INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL (CEIVAP); ASSOCIAÇÃO PRÓ-GESTÃO DAS ÁGUAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL (AGEVAP). **Relatório de situação: Bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul**. Resende, RJ: AGEVAP, 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013**. São Paulo: CETESB, 2014.

_____. **IAP – Índice de Qualidade das águas brutas para fins de abastecimento público**. p. 23. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/03.pdf>>. Acesso em: set. 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resoluções do CONAMA**. Resoluções vigentes publicadas entre setembro de 1984 e janeiro de 2012. Brasília: MMA, 2012. 1.126 p.

COELHO, A. C. **Medição de água individualizada**. 1 ed. Recife: s. ed., 2004. 174 p.

- DANTAS, F. A.; LEONETI, A. B.; OLIVEIRA, S. V. W. B.; OLIVEIRA, M. M. B. Uma análise da situação do saneamento no Brasil. **FACEF Pesquisa: Desenvolvimento e Gestão**, v. 15, n. 3, p. 272-284, set./out./nov./dez. 2012.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. 1 ed. São Carlos: LDiBe, 2011. v. 1. 454 p.
- ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K. P. S.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v. 4, n. 1, p. 85-104, 2002.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (FIESP). **Conservação e reúso de água em edificações**. São Paulo: Prol Editora e Gráfica, 2005.
- FIGUEIREDO, I. C. **Avaliação de desempenho do processo CEPT (*chemically enhanced primary treatment*) no tratamento primário de esgotos domésticos**. 2009. 135 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009.
- FIORI, S. Avaliação qualitativa e quantitativa do potencial de reúso de água cinza em edifícios residenciais multifamiliares. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 19-30, jan./mar. 2005.
- FRANÇA NETA, L. S. **Clarificação de bebidas fermentadas utilizando o processo de microfiltração**. 2005. 88 f. Tese (Mestrado) – Programa de Engenharia Química, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

GIDEON, P. W.; AVERY, L. M.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B. Chlorine disinfection of grey water for reuse: effect of organics and particles. **Water Research**, v. 42, p. 483-491, 2008.

GONÇALVES, R. F. (Coord.) **Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água**. v. 1. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 290 p.

_____. (Coord.) **Uso racional da água em edificações**. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2006.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de Separação com Membranas**. Série Escola Piloto em Engenharia Química. Rio de Janeiro: Programa de Engenharia Química, COPPE/UFRJ, 2006. 180 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Atlas de Saneamento**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

INSTITUTO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO AMBIENTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (INEA). **Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos: NT202.R-10**. Rio de Janeiro: INEA, 1986.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7 ed. Rio de Janeiro, RJ: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2014.

JUDD, S.; JEFFERSON, B. **Membranes for industrial wastewater recovery and re-use**. Great Britain, UK: Elsevier Advanced Technology, 2003.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3 ed. Campinas, SP: Átomo, 2010.

LIMA, J. F. Os recursos hídricos no Brasil: algumas considerações preliminares. **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza, v. 30, n. 1, p. 64-75, 1999.

MARANHÃO, N. **Sistema de indicadores para planejamento e gestão dos recursos hídricos de bacias hidrográficas**. 2007. 397 f. Tese (Doutorado) – Programa de Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

MEDAUAR, O. (Org.) **Coletânea de Legislação Ambiental de Direito Ambiental, Constituição Federal**. Mini códigos. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2014. 1360 p.

MEMBERS OF THE UNITED NATIONS ADMINISTRATIVE COMMITTEE ON COORDINATION INTER-SECRETARIAT GROUP FOR WATER RESOURCES (ACC/ISGWR). **The Dublin Statement and Report of the Conference**. International Conference on Water and the Environment. Development Issues for the 21st century. 1992. Dublin, Irlanda. Disponível em: <<http://www.ircwash.org/sites/default/files/71-ICWE92-9739.pdf>>. Acesso em: jun. 2013.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos 2012**. 2012. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=103>>. Acesso em: set. 2014.

MIRANDA, E. C. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. In: GALVÃO JUNIOR, A. C.; SILVA, A. C. (Org.). **Regulação: indicadores para a prestação de serviços de água e esgoto**. Fortaleza, CE: Expressão Gráfica e Editora Ltda., 2006.

MUNÓZ, L. **Água para o desenvolvimento**. UNESCO Office in Brasília. 2013. Disponível em: <http://www.unesco.org/new/pt/brasil/ia/about-this-office/single-view/news/water_for_development_op_ed/#.UmLdKShDtPV>. Acesso em: out. 2013.

NOLDE, E. Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings over ten years experience in Berlin. **Urban Water**, v. 1, p. 275-284, 1999. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S101836391200013X>>. Acesso em: ago. 2013.

NSW HEALTH. **Greywater reuse in Sewered single domestic premises**. Sidney, 2000. Disponível em: <<http://www.wsud.org/downloads/Info%20Exchange%20&%20Lit/NSW%20Health.pdf>>. Acesso em: 15 out. 2012.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 233 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

PERTEL, M. **Experimentos hidráulicos conjugados ao uso de indicadores de desempenho aplicados à quantificação de perdas em sistemas de abastecimento de água no Brasil**. 2014. 239 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

_____. **Caracterização do uso da água e da energia associada à água em uma edificação residencial convencional e uma dotada de um sistema de reúso de águas cinza**. 2009. 104 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

RAPOPORT, B. **Águas cinza: caracterização, avaliação financeira e tratamento para reúso domiciliar e condominial**. 2004. 72 f. Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, São Paulo, 2004.

REBÊLO, M. M. P. S. **Caracterização de águas cinza e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbio com chicanas**. 2011. 113 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2011.

SILVA, M. K. **Biorreatores com membranas**: uma alternativa para o tratamento de efluentes. 2009. 180 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SILVA, T. S. S. **Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto**. 1999. 83 f. Dissertação (Mestrado) – Fundação Osvaldo Cruz, São Paulo, 1999.

TEIXEIRA, M. M. C. G. R. **Ultrafiltração no tratamento de águas para consumo humano**. 2001. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 2001.

TOMAZ, P. **A água doce no mundo**. 2007. Disponível em: <<http://www.aceguarulhos.com.br/content.php?m=20060322001006>>. Acesso em: out. 2013.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água**. 3 ed. São Paulo, SP: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2005.

TUCCI, C. E. M. Águas Urbanas. **Estudos Avançados**, Universidade de São Paulo, São Paulo, v. 22, n. 63, 2008.

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

VAZ, L. G. L. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. 2010. **Eclética Química**, v. 35, n. 4. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eq/v35n4/06.pdf>>. Acesso em: out. 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.

WEINBERG, A. **Uso de índices de qualidade de água para a caracterização da bacia hidrográfica do rio Guandu**. 2013. Projeto de Graduação – Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.