

FILTRAÇÃO DE ÁGUA RESIDUARIA DE LAVANDERIA: APLICAÇÃO DE ÓXIDO DE GRAFITE COMO MEIO FILTRANTE

Rayane Reinholz Boone Corona¹, Pâmela Bonifácio de Oliveira¹, Sarana Daniele Taveira¹, Mirella Gonçalves da Fonseca Miranda da Silva².

RESUMO

As águas residuais da lavanderia, quando descarregadas diretamente nos corpos d'água, são um problema ambiental devido à alta carga de poluentes, onde se destacam os compostos surfactantes difíceis de tratar pelos processos convencionais. Neste trabalho, desenvolvemos um processo para o tratamento de águas residuais da lavanderia com quatro estágios de filtração: lã acrílica, resina catiônica, carvão ativado granular (CAG) e óxido de grafite (OG) sintetizado pelo método Hummer para retenção de adsorção de compostos surfactantes. Os resultados mostraram que o processo global de filtração reduziu a carga de poluentes em termos de pH ($24 \pm 2\%$), condutividade ($23 \pm 5\%$), turbidez ($69 \pm 26\%$), sólidos totais ($28 \pm 12\%$) e surfactantes ($93 \pm 3\%$). Destaca-se a quarta etapa do OG, com remoção de $78 \pm 11\%$ de surfactantes aniônicos. Esse resultado é promissor, porque os surfactantes aniônicos são os principais poluentes nas águas residuais da lavanderia.

1. INTRODUÇÃO

A população mundial é diretamente dependente dos recursos naturais, onde destaca-se a água como fonte primordial de sobrevivência da vida no planeta, conforme (ANA, 2016). De acordo com a NBR 13969/97, esse recurso depende tanto da quantidade como da qualidade das águas das bacias hidrográficas.

Vale destacar que efeitos antrópicos, ou seja, poluição causada pelo homem, vêm gerando preocupação pela disponibilidade de água de qualidade para as futuras gerações (ANA, 2016). Estas fontes pontuais de poluição são geralmente originárias de descargas domésticas e industriais, com o lançamento desses efluentes nos mananciais (MUNGRAY; KUMAR, 2009).

De acordo com Daltin (2011), no que se refere à sustentabilidade e reuso da água utilizando efluentes pós-tratados (água de reuso), o Brasil está avançando

¹ Acadêmica do curso de Engenharia Química da Faculdade Brasileira Multivix - Vitória.

² Engenheira Química – Docente da Faculdade Brasileira Multivix – Vitória.

lentamente comparado ao cenário mundial, principalmente porque não existe um incentivo governamental para atividades de reuso de água de uso doméstico, sendo a disposição final desse efluente na maioria das vezes é feita em corpos d'água.

Nesse sentido, a água de lavanderia destaca-se como um dos resíduos gerados tanto em domicílio quanto em grandes empresas de lavanderia e constituem uma proporção significativa da descarga de esgoto municipal, pois os processos de lavagem consomem uma grande quantidade de água tratada pela concessionária, conforme a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 357 de 2005.

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas NBR 13696/97, estas águas são classificadas como classe 3 sendo destinadas ao reuso menos nobre, podendo ser utilizada nas descargas de vasos sanitários (KRIVOVA; GRINSHPAN; HEDIN, 2013).

Quando descartados incorretamente, causam problemas ambientais principalmente devido ao excesso de compostos surfactante, que excedem os padrões de despejos municipais ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$ de MBAS). Os surfactantes sintéticos são derivados de subprodutos do craqueamento catalítico do petróleo, e estão presentes nos detergentes e sabão em pó (DALVIN, 2011).

Os surfactantes necessitam de atenção, uma vez que impactam o meio ambiente devido a formação de espumas e consequente redução na transferência de oxigênio à biota aquática, além de efeitos tóxicos (concentrações acima $1,00 \text{ mg L}^{-1}$ de MBAS) (MOTTERAN et al., 2018). Além disto, essas águas são consideradas uma das principais fontes de microplásticos e tecidos em ambiente marinho e de águas doces (MCILWRAITH et al., 2019).

Neste sentido, objetivou-se neste estudo a remoção de poluentes das águas residuárias de lavanderia através de um sistema de filtração. Para isto, foi preparado o óxido de grafite, utilizando grafite reciclado de baterias íon-Li, e aplicado como material adsorvente. Este trabalho justifica-se, pois, tecnologias inovadoras e de baixo custo que visem o reaproveitamento de águas residuárias, por exemplo de lavanderia domiciliar, pode ser uma alternativa viável porque além de minimizar o desperdício com redução de custos na conta de água do

usuário, poderá reduzir o impacto ambiental. Além disso, no cenário atual, vale destacar que essas ações de reuso da água são de extrema importância para a garantia da disponibilidade dela para gerações futuras.

2. REFERENCIAL TEORICO

2.1. Água de Reuso

Segundo Calda (2016), água de reuso, refere-se ao produto obtido de um tratamento avançado dos esgotos gerados pelos imóveis conectados à rede coletora de esgotos. Desde que não seja necessário que a água usada seja potável, mas sim sanitariamente segura, pode-se fazer seu uso nestas situações. Como exemplo temos: geração de energia, refrigeração de equipamentos, diversos processos industriais, lavagem de ruas e etc.

No Brasil, o reuso e as técnicas de tratamento da água, já existem em vários municípios e estão diretamente relacionados com seu uso, assim como a qualidade a ser alcançada (TELLES; COSTA, 2010). De acordo com a Resolução Conjunta SVDS/SMS Nº 09/2014 e do Decreto nº 16.033/2016 da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA, destacam-se o município de Campinas (SP) e o Estado do Ceará como pioneiros no reuso da água não potável. Estabeleceram por meio de leis municipais e estaduais, políticas de reuso que visam o reaproveitamento de água não potável residual, com o objetivo de viabilizar e estimular a sua ação.

No entanto, esta prática ainda não é bem difundida em outros estados acarretando importantes volumes de água que deixam de ser poupados usando-se a água de qualidade inferior, geralmente efluentes secundários pós-tratados, para atendimento de finalidades que podem prescindir a potabilidade (TELLES; COSTA, 2010).

A qualidade da água utilizada e seu objetivo específico de reuso deverá atender a Resolução CONAMA 357/2005 que estabelecem os níveis de tratamento recomendados, os critérios de segurança a serem adotados e os custos de operação e manutenção associados. As águas de reuso doméstico pode ser dividido em reuso urbano para fins potáveis e não potáveis (TELLES;

COSTA, 2010). Dentre esta última se encontram as águas residuárias de lavanderia conforme NBR 13969 de 1997.

As águas residuárias de lavanderia contém altos teores de sólidos suspensos, elevada Demanda Química de Oxigênio (DQO) e os surfactantes aniônicos que excedem os padrões de despejos municipais (TURKAY; BARIŞÇI; SILLANPÄÄ, 2017). A Tabela 1 mostra as características das águas residuais encontrado por Kim e colaboradores (2014).

Tabela 1. As características das amostras de águas residuais de lavanderia coletadas em seis datas diferentes de uma lavanderia industrial com desvio padrão entre parênteses.

Parâmetro	Valor
pH	12,5 (0,5)
Temperatura (°C)	40,0 (1,0)
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	724,0 (123,0)
Turbidez (NTU)	858,0 (111,0)

Fonte: Kim e colaboradores, 2014.

2.2. Tratamento de Efluentes

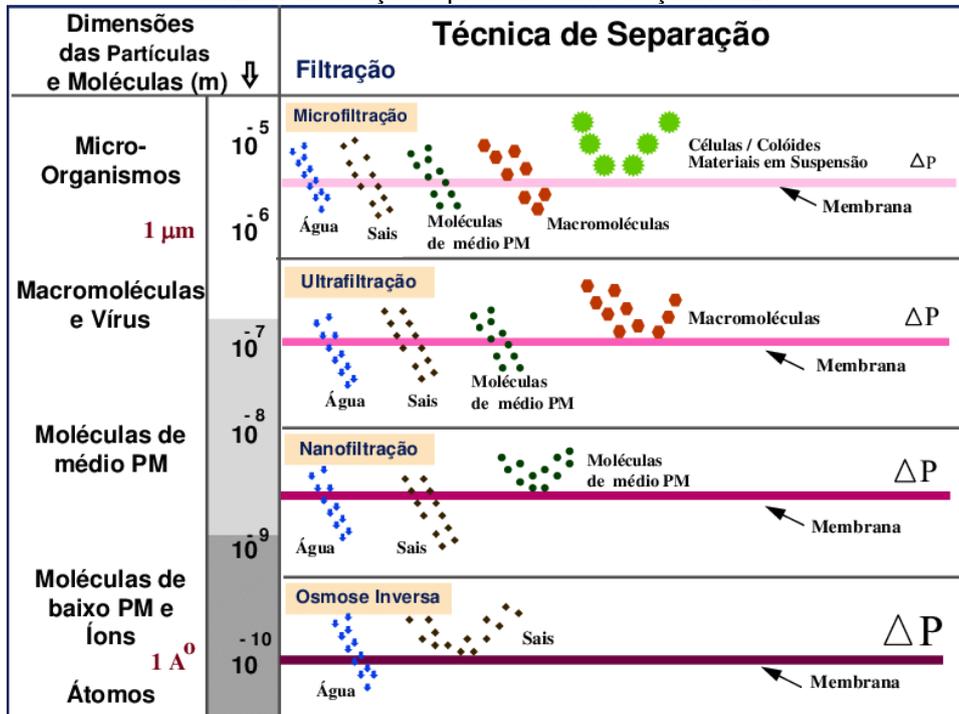
Os principais processos de tratamento de água residuárias nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) buscam a remoção dos sólidos totais, da matéria orgânica biodegradável contida nos sólidos finamente particulados, de patogênicos, nitrogênio e fósforo (DALVIN, 2011). De acordo com LERF e colaboradores (2002), para isso ocorrer o tratamento pode ser dividido em:

- Tratamento prévio, contendo gradeamento, caixa de areia e tanque para remoção de óleos e graxas;
- Tratamento primário, contendo clarificadores, digestão, secagem e disposição dos lodos;
- Tratamento secundário ou biológico, realizado com microrganismos aeróbicos, lodos ativados, filtros biológicos e lagoa de estabilização;
- Tratamento terciário ou avançado, utilizando de troca iônica, macrofiltração, microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração, ozonização, carvão ativado e osmose reversa (OR).

O desenvolvimento dos processos de separação por membranas e suas aplicações industriais podem ser considerados relativamente recentes, principalmente levando-se em conta que fenômenos envolvendo membranas

vêm sendo estudados a mais de um século (Habert et al., 1997). Na Figura 1 são apresentadas as principais características dos processos com membranas que utilizam a diferença de pressão como força motriz.

Figura 1. Principais características das técnicas de separação com membranas que utilizam diferença de pressão como força motriz.



Fonte: Habert e colaboradores, 1997.

2.3. Sistemas Filtrantes

A filtração é amplamente utilizada para a remoção de partículas da água. Consiste na remoção de partículas sólidas suspensas na corrente de ar, por meio de um meio filtrante, poroso e permeável. As partículas podem ficar coletadas no interior e ou na superfície do meio filtrante (ANDRADE et al.,2019). De acordo com Nakada (2012) a filtração possui três ação de mecanismos distintos eles são o transporte, aderência e desprendimento, onde uma é correlacionada a outra. O mecanismo de transporte conduz as partículas suspensas para as proximidades da superfície onde encontrasse os materiais filtrantes, de modo que as partículas possam assim permanecer aderidas a estes por meio de forças superficiais, que resistem às forças de cisalhamento resultantes das características do escoamento ao longo do meio filtrante. Quando as forças de cisalhamento superam as forças de aderência tendem-se o desprendimento.

2.3.1. Parâmetros Hidráulicos de Dimensionamento de Filtro

Na filtração granular, o meio poroso é uma espessa camada de material granular, podendo ser considerada como filtração lenta ou filtração rápida. A filtração lenta é conhecida como a tecnologia mais antiga utilizada para abastecimento público. Essa tecnologia consiste na passagem da água a ser tratada por um meio filtrante, poroso, geralmente areia fina, onde o material em suspensão fica retido, principalmente na superfície da areia, por meio de mecanismos de transporte, adesão e pelas atividades biológicas. As velocidades lentas de filtração permitem que a água passe lentamente pela camada de sujeira que se forma pela retenção e decantação de partículas, na parte superior do meio filtrante (HUISMAN; WOOD, 1974). A filtração rápida possui uma taxa de 50 a 100 vezes mais rápida que a filtração lenta e inclui meios granulares processados para um tamanho mais uniforme do que normalmente encontrado na natureza. (HOWE, KERRY J.; HAND, DAVID W.; CRITTEDEN, JOHN C.; TRUSSEL, R.; TCHOBANOGLOUS, G., 2016)

A filtração é um processo complexo e o coeficiente de filtração depende das propriedades do leito filtrante (forma e distribuição de tamanho do grão, porosidade, profundidade), suspensão do afluente (turbidez, concentração de partículas, distribuição do tamanho das partículas, densidade das partículas e da água, viscosidade da água, temperatura, nível de pré-tratamento) e condições de funcionamento (taxa da filtração). O sistema de filtração pode ser montado com camada única de filtração, dupla ou maiores, utilizando de diferentes materiais para a construção de um filtro.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Caracterização Físico-Química De Águas Residuárias De Lavanderia

Para verificar o perfil das águas residuárias de lavanderia, foi realizada a caracterização físico-química de alguns tipos de efluentes de máquina de lavar, a fim de obter dados que subsidiem a confecção de filtros eficientes a serem empregados no tratamento dessas águas. Para isto, foram utilizadas um total de seis amostras de efluentes de lavanderia advindas de três domicílios diferentes, sendo que para cada processo da máquina, lavagem (1) e enxague (2), foi

retirado uma alíquota conforme Tabela 2 para caracterização de propriedades físico-químicas.

Tabela 2. Identificação das amostras para caracterização físico-química.

Amostras	Tipo de Roupas Lavada	Etapa do Processo	Produtos Utilizados
A	Roupas coloridas	1	Sabão em pó
		2	-
B	Roupas Jeans	1	Sabão em pó
		2	Amaciante
C	Roupas Brancas	1	Sabão líquido e Alvejante
		2	Amaciante

Fonte: dos Autores, 2020.

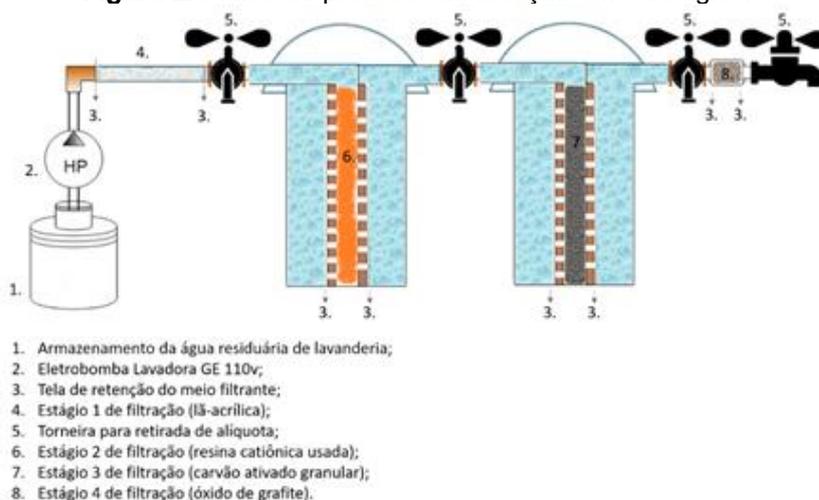
As amostras de água foram caracterizadas em termos das propriedades físico-químicas turbidez, surfactantes aniônicos, condutividade, pH, sólidos (sedimentáveis, totais, fixos e voláteis). A caracterização das propriedades objetivou verificar as diferenças entre as águas e correlacionar com o tipo de roupa lavada (jeans, brancas e coloridas) e os produtos utilizados (sabão em pó, amaciante e alvejante). Para verificar o tamanho dos sólidos presentes nos efluentes, foi analisada a distribuição do tamanho de partículas por microscopia ótica.

3.2. Processo De Filtração

O processo de filtração da água residuária foi montado em quatro estágios de percolação de fluido. A Figura 2 apresenta o esquema em corte da vista frontal dos quatro estágios do processo de filtração. O material utilizado para confecção contou com dois suportes usados de filtro de policloreto de vinila, eletrobomba, tensão de 127 V, potência de 34 W, vazão de $2,78 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, conexões e altura de coluna de água 2,90 m. Os meios filtrantes utilizados foram os seguintes: Na etapa 1, apenas 5,00 cm de lã acrílica de perlon para realizar uma filtragem mecânica de partículas maiores que 2,50 mm; Na etapa 2, foram utilizados 66,00 g de resina catiônica polimérica composta por partículas esféricas de poliestireno e divinilbenzeno para a remoção de sais dissolvidos

(ferro, manganês, cálcio, magnésio, sódio, entre outros); No Estágio 3, foram utilizados 50,00 g de carvão ativado granular com diâmetro na faixa de 0,4 a 2,40 mm, atuando como material adsorvente, retendo partículas orgânicas e inorgânicas e no Estágio 4, apenas 0,70 g de óxido de grafite para adsorção dos compostos surfactantes.

Figura 2. Planta do processo de filtração em 4 estágios.



Fonte: dos autores, 2020.

3.2.1. Caracterização da água nos estágios de filtração

A lavagem das roupas (brancas) foram realizadas com 80 g de sabão em pó e 20 g de amaciante, conforme sugerido pelo fabricante. Utilizou-se sabão em pó comercial contendo em sua composição o surfactante aniônico sintético alquilbenzeno sulfonato de sódio (ABS), tampões, adjuvantes, sinergistas, corantes, enzimas, abrillantadores ópticos e fragrâncias. Foram coletadas amostras (W1 e W2) de água residuária produzida durante o processo de lavagem de roupas em uma máquina de lavar doméstica capacidade 6 kg, fabricante Brastemp, modelo BWC06ABANA00, 127 volts. As amostras foram caracterizadas antes e após cada estágio de filtração de acordo com as metodologias do Standard Methods for the examination of water and wastewater 19th edition quanto as seguintes propriedades físico-químicas: pH, condutividade, turbidez, sólidos sedimentáveis, totais, fixos e voláteis e surfactante aniônico⁹⁹. Em cada etapa da filtração, também foi determinada a quantidade de MBAS na água para avaliar a eficiência da filtração de acordo com a Eq. 1.

$$Eficiência(\%) = (1 - \frac{Q_a}{Q_0}) \times 100 \quad (1)$$

Onde Q_a é a quantidade média de substâncias poluentes após o estágio de filtração e Q_0 é a quantidade média de substâncias poluentes antes do estágio de filtração, determinada a partir dos parâmetros físico-químicos da fase aquosa da água.

3.2.2. Parâmetros hidráulicos do Sistema de Filtração

Com relação ao controle hidráulico, foi estabelecida a taxa de filtração, de acordo com a equação 2:

$$TAS = \frac{Q}{A} \quad (2)$$

Onde TAS é a Taxa de aplicação superficial ($m^3/m^2/dia$); Q é a vazão (m^3/dia) e A é a área de filtração (m^2)

A perda de carga é um fator de limitação das carreiras de filtração, e por isso, buscou-se compreender melhor suas variações, especialmente em relação aos sólidos afluentes, à profundidade do leito filtrante e às taxas de filtração. Para a perda de carga nas tubulações, foi considerada a equação (3) de Darcy Weisbach:

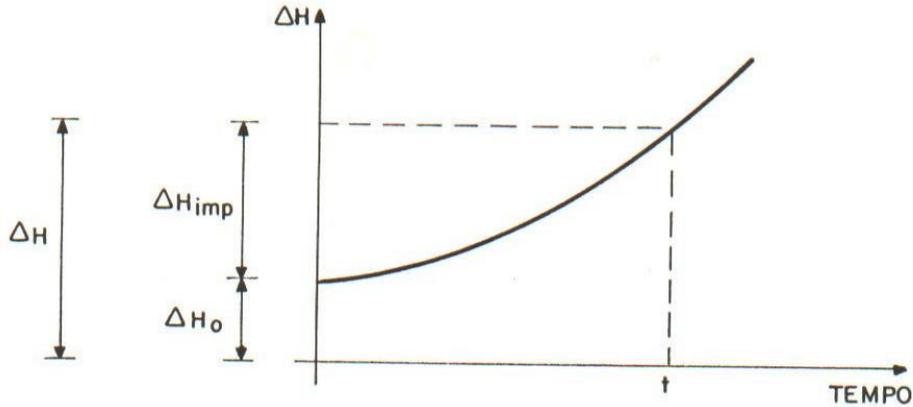
$$\Delta h = f_D \frac{L}{D} \frac{v^2}{2g} \quad (3)$$

Onde ΔH é a perda de carga (m); f é o fator de atrito; L é o comprimento equivalente as tubulações e acessórios (m); D é o diâmetro da tubulação (m); v é a velocidade ($m s^{-1}$) e g é a aceleração da gravidade ($m s^{-2}$).

Para estudo, foi considerada as características do meio fluido como água limpa a 20°C. Todas as tubulações e acessórios eram de PVC. Foi adotado o valor de rugosidade de 0,007 mm.

Em uma carreira de filtração, num certo instante de tempo, a perda de carga no meio filtrante é composta de dois termos: perda de carga total no meio filtrante e perda de carga no meio filtrante limpo. A diferença entre esses valores se deve pela perda de carga no meio filtrante devido à retenção de impurezas (Figura 3).

Figura 3. Perda de carga em função do tempo em uma carreira de filtração.



Fonte: dos autores, 2020.

Na literatura, são apresentadas diversas formulações matemáticas para o cálculo da perda de carga em um meio filtrante limpo. Uma das equações mais empregadas é a fórmula de Carman-Koseny, que foi deduzida supondo que o escoamento em meios porosos pode ser tratado de forma análoga ao escoamento de um fluido em um trecho de tubulação:

$$\frac{\Delta H}{L} = \frac{k_0 \mu (1-\varepsilon_0)^2 S_v^2 V_\infty}{\rho g \varepsilon_0^3} \quad (4)$$

Onde ΔH é a perda de carga na profundidade do leito (L); g é a aceleração da gravidade ($L T^{-2}$); ε_0 é a porosidade do meio granular; S_v é a superfície específica do meio filtrante ($L^2 L^{-3}$) ($6/d$ para esferas e $6/\psi d_{eq}$ para grãos irregulares); d_{eq} é o diâmetro da esfera de mesmo volume (L); V_∞ é a velocidade superficial acima do leito ($L T^{-1}$); μ é a viscosidade absoluta do fluido ($ML^{-1} T^{-1}$); ρ é a massa específica do fluido (ML^{-3}) e k_0 é a constante dimensional de Kozeny (O valor de k_0 é sugerido como sendo ≈ 5).

A Tabela 3 a seguir apresenta os valores característicos de massa específica, porosidade e coeficiente de esfericidade para os materiais mais utilizados como meios filtrantes.

Tabela 3. Propriedades típicas de materiais filtrantes

	Resinas	CAG	Oxidos de Carbono
Massa específica (kg/m ³)	1450 – 1730	1300 – 1500	3600 – 4200
Porosidade	0,56 – 0,60	0,50	0,45 – 0,55
Coef. Esfericidade	0,46 – 0,60	0,75	0,60

Fonte: AWWA, 1991, adaptada pelos autores.

Nesse estudo, não foi levado em consideração os valores de difusão no meio filtrante e a saturação do filtro para dimensionamento das perdas de energia.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização Físico-Química de Águas Residuárias de Lavanderia

A caracterização físico-química das amostras A, B, C nas etapas 1 (lavagem) e 2 (enxágue) estão apresentadas na Tabela 4. Foram utilizados os padrões de qualidade, referentes à Resolução CONAMA 357/2005, da Classe 3 de águas doces destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado.

Tabela 4. Caracterização físico-química das águas residuárias de lavanderia com o desvio padrão (em parênteses).

Amostra(Etapa)	A(1)	A(2)	B(1)	B(2)	C(1)	C(2)
Tipo	Colorida		Jeans		Branca	
Produtos utilizados	Sabão em pó	-	Sabão em pó	Amaciante	Sabão líquido e alvejante	Amaciante
pH	9,34 (0,06)	7,45 (0,07)	6,96 (0,08)	7,15 (0,21)	7,61 (0,16)	7,92 (0,03)
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	294,00 (7,07)	100,95 (0,49)	2161,00 (11,31)	219,60 (3,25)	2256,00 (9,90)	428,40 (20,08)
Turbidez (NTU)	69,00 (1,41)	11,02 (0,25)	156,20 (3,39)	34,60 (2,26)	237,50 (3,53)	40,85 (0,21)
Surfactantes (mg L^{-1})	108,15 (0,19)	12,06 (0,06)	120,00 (1,00)	61,43 (1,42)	104,20 (1,02)	26,31 (1,11)
SSed (mL L^{-1})	0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	0,03	< 0,01
ST (mg L^{-1})	2496,86 (20,82)	223,17 (24,61)	2203,08 (12,88)	321,59 (20,36)	2235,55 (1,60)	492,45 (0,62)
SF (mg L^{-1})	1863,76 (78,38)	41,01 (21,63)	1423,01 (14,78)	71,76 (19,08)	1163,22 (89,73)	229,69 (2,54)
SV (mg L^{-1})	633,11 (99,19)	182,16 (2,99)	780,07 (1,90)	249,83 (1,27)	1072,32 (4,99)	262,76 (12,69)

Fonte: dos Autores, 2020.

Segundo a resolução Conama 357/2005, o valor de descarte dessas águas deve estar entre 6 e 9. Os resultados indicam que todas as amostras se encontraram dentro do intervalo de pH aceitável de 6-9 com exceção da amostra A, etapa 1, que se encontra um pouco acima do pH permitido (pH médio 9,3) para lançamento direto no corpo receptor. A amostra A que continha somente sabão em pó na lavagem de roupas coloridas elevou o pH para básico, enquanto as amostras B e C que continham além de sabão (contendo surfactantes aniônicos), o amaciante (com surfactantes catiônicos), se apresentaram dentro dos padrões estabelecidos, sem grandes alterações no pH. Este resultado se encontra um pouco abaixo do relatado na literatura por Kim e colaboradores (2014) de 12,5 (0,5). Conforme esperado, foi possível observar um maior valor de pH na primeira etapa de lavagem de roupas, onde a carga de poluentes é maior que a etapa de enxágue.

Para o parâmetro de condutividade elétrica, águas com valores abaixo de $200 \mu\text{S cm}^{-1}$ podem ser consideradas potáveis para o consumo humano (TELLES; COSTA, 2010). Os resultados obtidos (Tabela 4) indicaram que as amostras se encontravam com elevada condutividade, com exceção da amostra A(2) por se tratar de uma água praticamente sem produtos de limpeza, contendo somente a água de enxágue. Além das quantidades diferentes de produtos usados na amostra A (apenas sabão), B (sabão em pó e amaciante) e C (sabão líquido, alvejante e amaciante), deve-se levar em consideração que as três amostras são distintas entre si, com o intuito de abranger diferentes amostragens de água de lavanderia (seja pelo tipo de roupa lavada ou pelo nível de sujeira da mesma). Sendo assim, pôde-se observar valores de condutividade variantes de 100,95 a 2256,00 NTU, valores similares foram encontrados por Dassan e colaboradores (2015) em águas residuárias de lavanderia industrial.

Quanto ao parâmetro turbidez, a Resolução CONAMA 357/2005 estipula um valor de 100 NTU para águas doces de Classe 3. Os resultados indicam que somente as amostras B(1) e C(1) estão fora do estipulado pela legislação. O aumento da turbidez faz com que uma quantidade maior de produtos químicos (ex.: coagulantes) sejam utilizados nas estações de tratamento de águas, aumentando os custos de tratamento. O efeito da turbidez diminui da etapa de

lavagem para a etapa de enxágue, podendo estar relacionado tanto com os produtos utilizados nestas etapas quanto aos particulados que saem do tipo de roupa lavada.

Quanto ao teor de Sólidos Sedimentáveis (SSed), o primeiro encontra-se perfeitamente dentro da faixa de efluentes domésticos sem tratamento, variando de 0,004 a 0,310 mL L⁻¹.

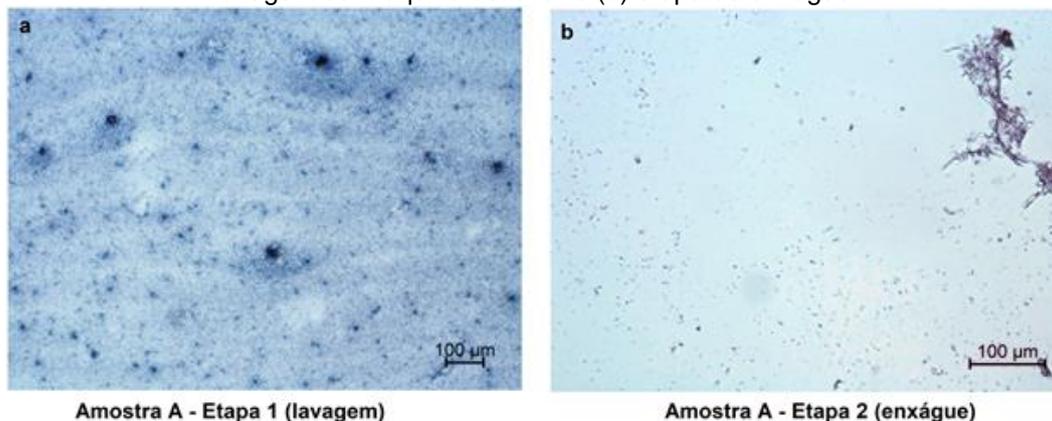
Para os sólidos totais (ST), os valores observados mostram uma maior concentração de material inorgânico em relação aos orgânicos, para a etapa de lavagem (1) das roupas, considerando que os sólidos totais fixos (SF) representam na sua grande maioria substâncias inorgânicas e os voláteis (SV), os orgânicos.

Na etapa de enxágue (2) da máquina de lavar, observou-se uma maior quantidade de SV em comparação aos SF, indicando uma maior quantidade de substâncias orgânicas. Isso pode ser explicado uma vez que a água de enxague serve para remover o sabão utilizado na lavagem (Etapa 1). Essa água contém alto teor de surfactantes aniônicos, que é um composto orgânico. O maior efeito dos SV foi para amostra C, que continha os produtos sabão líquido, alvejante e amaciante.

Quanto ao parâmetro de surfactantes aniônicos, todas as amostras apresentaram resultados muito elevados se comparado com o valor permitido pela Resolução CONAMA 357/2005, de 0,5 mg L⁻¹ de MBAS. Os altos valores foram encontrados independentemente do nível de matéria orgânica presente nas roupas (sujidade) e da quantidade de produto limpante utilizado.

As fotomicrografias das águas residuárias de lavanderia das amostras A, B e C nas etapas de lavagem de roupas (1) e enxágue (2) estão apresentadas nas Figuras 4-6. Os diâmetros equivalentes dos sólidos nas amostras A, etapa 1 e etapa 2, foram 15,68 (6,14) e 4,94 (3,14) µm, respectivamente, com desvio padrão entre parênteses. A diminuição expressiva no tamanho das partículas pode estar relacionada à menor quantidade de sujidades advindas dos tecidos das roupas e/ou a menor quantidade de produtos químicos, já que na etapa de enxágue não foi adicionado nenhum produto.

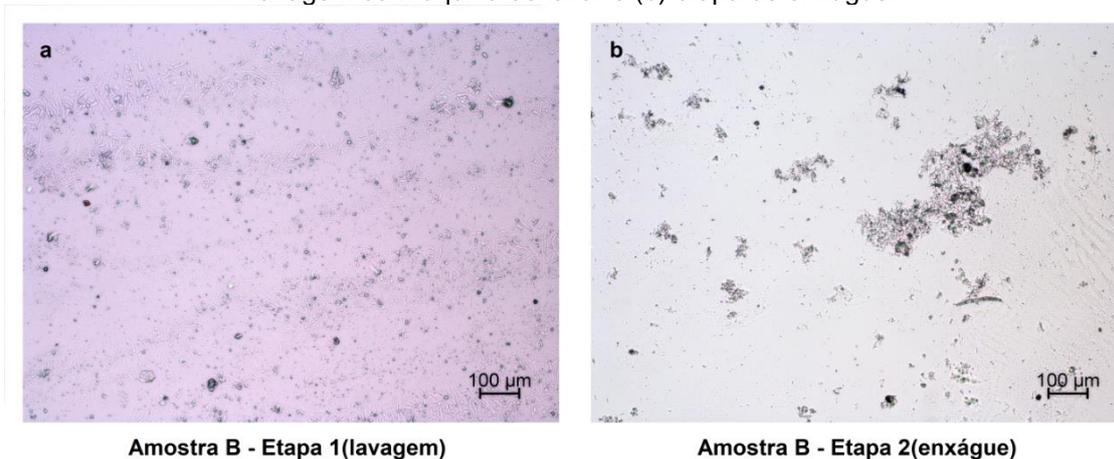
Figura 4. Fotomicrografias das águas residuárias de lavanderia da amostra A (a) etapa de lavagem da máquina de lavar e (b) etapa de enxágue.



Fonte: dos Autores, 2020.

Os diâmetros equivalentes da amostra B, etapa 1 e etapa 2, foram 8,44 (2,83) e 16,45 (11,84) μm , respectivamente. O aumento expressivo no tamanho das partículas, neste caso mesmo após enxágue, deve-se à presença do produto amaciante, o que provavelmente gerou o aglomerado de partículas menores em partículas maiores. Outro fator que explica o tamanho das partículas após o enxágue é o tipo de tecido lavado, neste caso o jeans, que libera mais fibras de tecido que roupas de algodão coloridas (A) e brancas (C).

Figura 5. Fotomicrografias das águas residuárias de lavanderia da amostra B (a) etapa de lavagem da máquina de lavar e (b) etapa de enxágue.

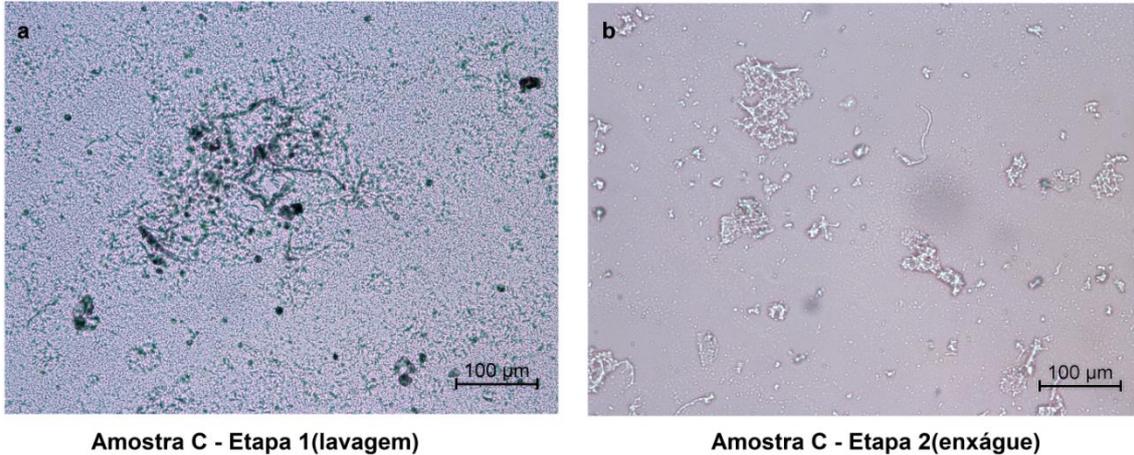


Fonte: dos Autores, 2020.

Os diâmetros equivalentes da amostra C, etapa 1 e 2, foram 7,37 (3,66) μm e 4,36 (1,45) μm , respectivamente. A pequena diminuição no tamanho das

partículas pode estar relacionada a menor quantidade de sujidades advindas dos tecidos das roupas.

Figura 6. Fotomicrografias das águas residuárias de lavanderia da amostra C (a) etapa de lavagem da máquina de lavar e (b) etapa de enxágue.



Fonte: dos Autores, 2020.

A forma real da partícula pode, de fato, ter um efeito marcante na eficácia do filtro (SUTHERLAND, 2008). Ainda de acordo com Sutherland, uma partícula acicular (semelhante a uma agulha) pode passar por um poro de tamanho consideravelmente menor que o diâmetro nominal da partícula, para isto, um cuidado deve ser exercido na seleção de um filtro de proteção para assegurar de fato a retenção de partículas. Este resultado é importante no estudo de dimensionamento de um sistema de filtração de águas residuárias, indica uma média do tamanho das partículas a serem removidas pelo sistema de filtração e o formato médio das partículas.

4.2. Processo de Filtração

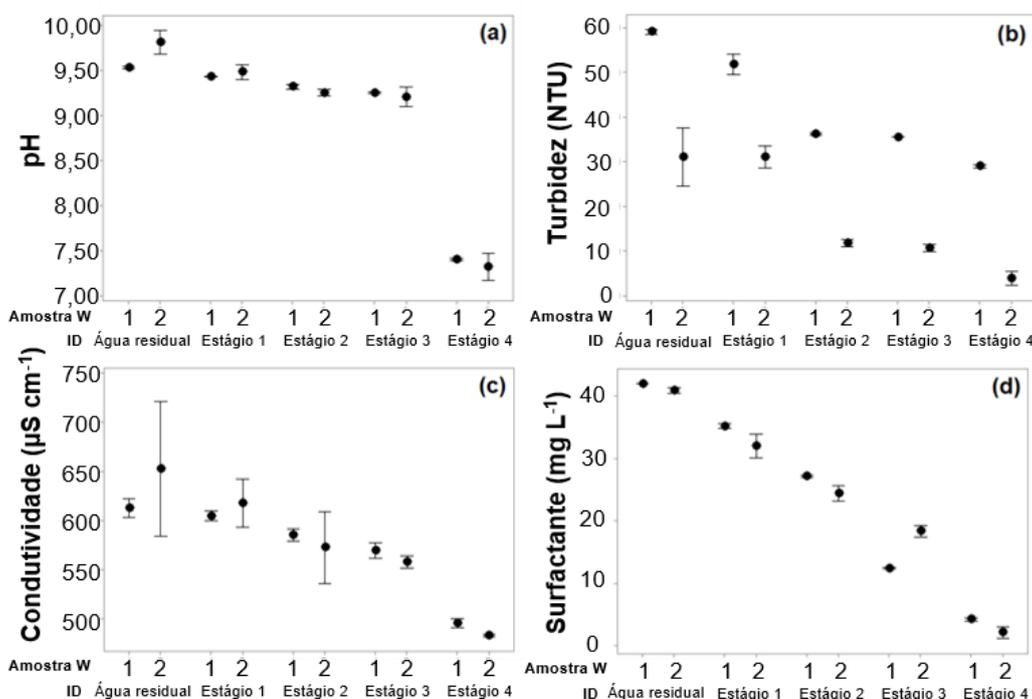
4.2.1. Caracterização da água nos estágios de filtração

As águas residuárias sem filtração prévia W1 e W2 apresentaram respectivamente: pH alcalino de 9,52 (0,01) e 9,81 (0,05), turbidez de 59,00 (0,20) e 31,00 (2,64) NTU, elevada condutividade 612,50 (3,72) e 652,30 (27,57) $\mu\text{S cm}^{-1}$ e quantidade de surfactante aniônico de 41,90 (0,01) mg L^{-1} e 40,82 (0,19) mg L^{-1} . Estes resultados não estão em conformidade com os parâmetros de qualidade e lançamento de efluentes em corpos d'água estabelecidos pelas

resoluções 357/2005 e 430/2011 do CONAMA. Sendo assim, a água residuária de lavanderia necessita de tratamento antes de ser descartada ou para reuso.

Para o pH (Fig. 7a) da água (W1 e W2) após a filtração, os resultados mostraram que todos os valores estavam acima do permitido ($\text{pH} > 9$) nos estágios 1, 2 e 3. A água após o estágio 4 encaixou o pH dentro da faixa aceitável de 6-9. A turbidez inicial do valor de água W1 de 59,00 NTU diminuiu gradativamente até o estágio 2 para 36,10 NTU, que contém resina catiônica. Após o estágio 3, o valor de turbidez não diminuiu significativamente (35,40 NTU) e eventualmente diminuiu para 28,90 NTU no estágio 4 (Fig. 7b). Para água W2, inicialmente em 31,00 NTU, uma redução significativa foi observada após o estágio 2 contendo resina catiônica para 11,70 NTU e após o estágio 4 contendo OG com 3,80 NTU. Todos os valores encontrados estavam dentro do limite permitido (< 100 NTU) para água doce Classe 2 e 3 (Resolução CONAMA, no 357 2005). Após o estágio 2, a água poderia ser classificada como água doce classe 1 de acordo com a Resolução CONAMA 357 de 2005 (Resolução CONAMA, no 357 2005).

Figura 7. Gráficos de variância média com intervalo de confiança de 95% para (a) pH, (b) turbidez, (c) condutividade e (d) surfactante em águas residuais de lavanderia antes e após os estágios de filtração.

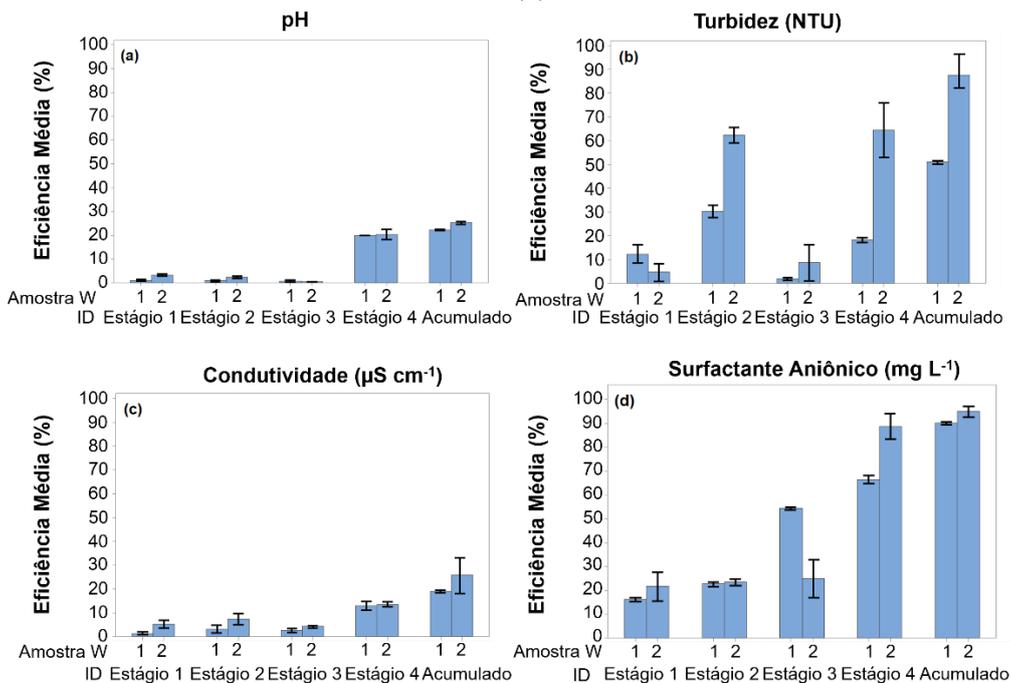


Fonte: dos Autores, 2020.

Para condutividade elétrica, os resultados (Fig. 7c) indicaram que a água residual de pré-tratamento tinha condutividade variando de $612,50 \mu\text{S cm}^{-1}$ (W1) a $652,30 \mu\text{S cm}^{-1}$ (W2), respectivamente, indicando que não era potável, mesmo com baixa salinidade ($<0,5 \text{‰}$). Após o segundo estágio de filtração contendo resina catiônica, a condutividade diminuiu para $495,20 \mu\text{S cm}^{-1}$ (W1) e $482,67 \mu\text{S cm}^{-1}$ (W2). Portanto, a água após o tratamento ainda não é própria para consumo humano, mas pode ser reutilizada como água de reúso, de acordo com a Portaria n. 518/04 do Ministério da Saúde. Altos valores de salinidade e turbidez também foram encontrados por Dassan e colaboradores (2015) em águas residuais de lavanderia industrial.

Neste estudo a última etapa, contendo OG, foi capaz de reduzir o pH em 20%, conforme mostra a Figura 8a, adequando-o ao valor de disposição conforme Resolução CONAMA 2005 357 (Resolução CONAMA, no 357 2005). A Figura 8b mostra que a maior eficiência de remoção de materiais em suspensão na água, caracterizada pela análise de turbidez, foi encontrada no estágio 2 e 4, com OG sendo responsável por 18% e 64% dessa remoção para as águas W1 e W2, respectivamente.

Figura 8. Gráfico de eficiência média em cada estágio de filtração para (a) pH, (b) turbidez, (c) condutividade e (d) surfactantes.



Fonte: dos Autores, 2020.

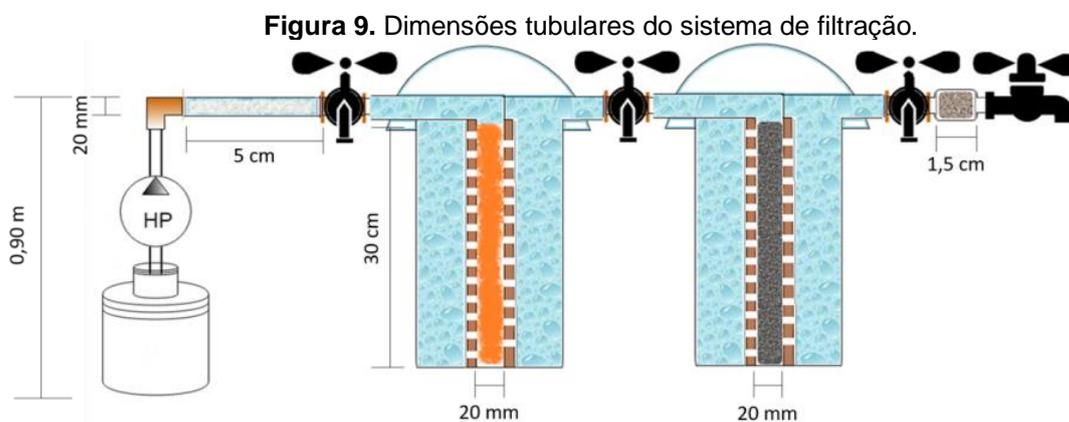
Após o tratamento, uma redução de 90% no conteúdo de surfactantes foi encontrada nas águas residuais, especificamente de 41,90 a 4,15 mg L⁻¹ de MBAS ao longo dos estágios para água W1 e uma redução de 95% no conteúdo de surfactantes aniônicos para W2, de 40,82 a 2,06 mg L⁻¹ MBAS ao longo dos estágios (Fig. 7d). OG foi responsável por 66% e 89% da eficiência do filtro, conforme mostrado na Figura 8d. No entanto, o sistema de filtragem proposto não atingiu os limites de disposição de águas residuais estabelecidos. Uma forma de melhorar o sistema de filtração seria aumentar a quantidade de OG e verificar a capacidade de adsorção dos tensoativos nos sítios ativos do OG.

4.2.2. Parâmetros hidráulicos do Sistema de Filtração

É importante ressaltar que as propriedades de cada material filtrante podem afetar a eficiência da filtração (Figura 9), a evolução da perda de carga através do meio, as taxas de lavagem para o leito filtrante, e a durabilidade do material, em longo prazo, como leito filtrante.

Foi encontrada para o estudo, uma taxa de aplicação superficial média de 437,5 m³/m²/dia, sendo caracterizado como filtro rápido.

São projetados a partir da taxa de filtração geralmente compreendida entre 120 (com leito simples de areia), dependendo da qualidade de operação, do sentido do fluxo, se de leito simples ou duplo etc. Unidades com capacidade de filtração além de 150 m³/m².dia, em geral são denominadas de filtros de alta taxa, sendo por emprego de mecanismos ou recursos que promovam o aumento da produção de água têm por objetivo a redução da área filtrante. A tabela 5 a seguir apresenta a perda de carga no sistema, com o sistema filtrante limpo:



Fonte: dos autores, 2020.

Tabela 5. Perda de Carga em cada estágio de filtração

Estágio	Vazão (L/s)	Perda de Carga (m)
Saída da Bomba	0,1818	0,038
Após 1º Estágio	0,0440	0,172
Após 2º Estágio	0,0408	0,141
Após 3º Estágio	0,0351	0,224
Após 4º Estágio	0,0333	0,345
Perda de Carga Total		0,92

Visto o baixo porte do filtro, é avaliada uma alta perda de carga em função da energia total disponível no sistema. Esses valores tendem a aumentar em função de mais corridas serem realizadas e ocorrer acumulação de materiais nos poros dos meios filtrantes.

À medida que a carreira de filtração avança as partículas presentes no meio aquoso vão ficando retidas nos vazios do meio filtrante. Esta disposição de partículas faz com que haja uma alteração no valor da porosidade do meio filtrante, no valor da superfície específica e da velocidade intersticial.

Estas alterações acarretam um aumento da perda de carga com o tempo fazendo com que uma maior energia seja despendida para que uma mesma quantidade de água, por unidade de tempo, passe pelo meio filtrante.

Como esta energia máxima é limitada nas unidades de filtração a um determinado valor (carga hidráulica máxima disponível), é de grande importância prever como será a evolução da perda de uma determinada carreira de filtração. Porém, este é um problema de difícil solução que, apesar de alguns trabalhos realizados, ainda está completamente aberto a novas pesquisas e desenvolvimento.

A carreira de filtração deve ser interrompida quando ocorrer o traspasse da turbidez na água filtrada (quando as forças de cisalhamento são maiores do que as forças de aderência) ou quando ocorrer a igualdade entre a perda de carga total do sistema e a carga hidráulica disponível. O ideal nas estações de tratamento de água é que o encerramento da carreira de filtração se dê sempre pela obtenção da perda de carga limite.

Em sistemas de abastecimento, são avaliados os casos para lavagem dos filtros: o filtro passasse a apresentar efluente com qualidade insatisfatória (turbidez superior a 0,5 NTU) ou a perda de carga excedesse a 3,0 m, este teria a sua operação interrompida. Como o filtro em estudo se refere à águas de reuso, pode-se avaliar a perda de carga associada. Para um detalhamento do momento de parada e lavagem do filtro, é necessário avaliar também o potencial de adsorção e saturação dos meios filtrantes.

5. CONCLUSÃO

A caracterização das águas residuárias de lavanderia indicou uma elevada condutividade, turbidez (devido principalmente às sólidos presentes) e surfactantes aniônicos, em torno de 100,95 a 2256,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, 11,02 a 237,50 NTU e 12,12 a 107,95 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. As fotomicrografias apresentaram diâmetros médios e equivalentes igual a 13,67 (7,07) μm , desvio padrão em parênteses.

O sistema de filtração preparado em quatro estágios se mostrou eficiente para remoção de poluentes, principalmente para a remoção de surfactantes aniônicos (93%). Somente o quarto filtro contendo óxido de grafite foi capaz de reduzir esse contaminante em média de 78% e diminuir o valor do pH da água de alcalino para mais neutro, podendo ser classificada neste parâmetro como classe 3 de águas doces. As etapas adicionais ao projeto proposto foram importantes para a confecção da planta de filtração e visualização da viabilidade de aplicação do OG como adsorvente no processo, haja vista que, não foi encontrado nada na literatura sobre o uso deste material para essa finalidade.

A construção do protótipo do sistema de filtração foi executada com êxito e apresentou elevada perda de carga em uma corrida, sendo assim, o aumento do número de corridas neste filtro acarretaria de maiores perdas no sistema. Ademais, recomenda-se para trabalhos futuros, dar continuidade aos testes aumentando o número de ciclos e avaliando o grau de saturação do sistema. Recomenda-se também, avaliar os aspectos físico-químico de adsorção do surfactante aniônico no óxido de grafite.

6. REFERENCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Portal da Qualidade das Águas.**

Agência Nacional das Águas. 2016. Disponível em:

<<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>.

AL., A. P. H. A. et. Standard Methods for the Examination of Water and 64 Wastewater. American Public Health Association. 1915.

America Water Association. Water Quality and treatment. 5thed. New York: McGraw Hill, 1999.

ANDRADE, B. K. S. A. et al. **Avaliação do precoat e dos meios filtrantes para filtro de mangas do processo de despoeiramento secundário da aciaria.** 2019. Dissertação (mestrado), Universidade Federal de São Carlos, Campus São Carlos – SP, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/11322/Disserta%c3%a7%c3%a3o%20-%20B%c3%a1rbara%20Andrade.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

CALDA, Solange Alves Batista; SAMUDIO, Edgar Manuel Miranda. **ÁGUA DE REÚSO PARA FINS INDUSTRIAIS ESTUDO DE CASO.** Brasil Para Todos-Revista Internacional, v. 3, n. 2, 2016.

CARVALHO, M. V. A. de et al. **Avaliação de meios filtrantes para filtro de mangas com sistema de limpeza de jato de ar pulsante do processo de despoeiramento secundário da aciaria de uma indústria siderúrgica.** 2018. Dissertação (mestrado), Universidade Federal de São Carlos, Campus São Carlos – SP, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Disponível em: https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/9780/CARVALHO_Max_2018.pdf?sequence=5&isAllowed=y

CONAMA, RESOLUÇÃO No 430, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. *Brasil.* 2011.

DEC_16.033_16_POLITICA REUSO_CE.pdf. .

DALTIN, D. **Tensoativos: Química, propriedades e aplicações.** Blucher. São Paulo, 2011.

DASSAN, K. **Avaliação Das Condições Ótimas Para Tratamento Físico-** Evaluation of Optimum Conditions for Physical-Chemical Treatment of Laundry Wastewater. no. January. 2015.

HABERT, A. C., BORGES, C. P. E NÓBREGA, R. **Processos de separação com membranas.** Escola Piloto em Engenharia Química, COPPE/UFRJ – Programa de Engenharia Química, 1997.

Huisman, L & Wood, W. E. **Slow sand filtration** / L. Huisman, W. E. Wood. World Health Organization, 1974.

HOWE, KERRY J.; HAND, DAVID W.; CRITTEDEN, JOHN C.; TRUSSEL, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **PRINCIPIOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA**. tradução Noveritis do Brasil ; revisão técnica Elvis Carissimi. – São Paulo, SP : Cengage, 2016. 624 p. : il.

KIM, H. C.; SHANG, X.; HUANG, J. H.; DEMPSEY, B. A. **Treating laundry waste water: Cationic polymers for removal of contaminants and decreased fouling in microfiltration**. *Journal of Membrane Science*. vol. **456**. 2014.

KRIVOVA, M. G.; GRINSHPAN, D. D.; HEDIN, N. **Adsorption of CnTABr surfactants on activated carbons**. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. vol. **436**. 2013.

LERF, A.; HE, H.; FORSTER, M.; KLINOWSKI, J. **Structure of Graphite Oxide Revisited II** . *The Journal of Physical Chemistry B*. 2002.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria n. 518/04, de 25 de março de 2004. 2004.

MISSAU, J. et al. **Filtração de ceras aplicando diferentes tratamentos físicos na superfície de meios filtrantes**. 2017. Dissertação (mestrado), Universidade Federal de Santa Maria - RS, Centro Tecnologia e Programa de Pós Graduação em Engenharia Química. Disponível em: https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/18517/DIS_PPGEQ_2017_MISSAU_JULIANO.pdf?sequence=1&isAllowed=y

MUNGRAY, A. K.; KUMAR, P. **Fate of linear alkylbenzene sulfonates in the environment: A review**. *International Biodeterioration and Biodegradation*. vol. **63**, no. 8. 2009.

MOTTERAN, F.; NADAI, B. M.; BRAGA, J. K.; SILVA, E. L.; VARESCHE, M. B. A. **Metabolic routes involved in the removal of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) employing linear alcohol ethoxylated and ethanol as co-substrates in enlarged scale fluidized bed reactor**. *Science of the Total Environment*. vol. **640–641**. 2018.

MCILWRAITH, H. K.; LIN, J.; ERDLE, L. M.; MALLOS, N.; MIRIAM, L.; ROCHMAN, C. M. **Revistas e Livros Capturando microfibras** - as tecnologias comercializadas reduzem as emissões de microfibras das máquinas de lavar roupa. 2019.

NAKADA, L. Y. K. **Avaliação da qualidade de águas pluviais armazenadas e estudos de tratabilidade empregando filtro de pressão com diferentes meios filtrantes visando ao aproveitamento para fins não potáveis**. 2012.

136 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia, 2012. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/98309>.

NBR, A. . 13969. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação, 1997.

RESOLUÇÃO CONAMA, No 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. vol. **18**, no. 053. 2005.

SUTHERLAND, K. **Filters and filtration handbook**. Elsevier, 2008.

TELLES, D. D.; COSTA, R. H. P. G. **Reúso da água**: conceitos, teorias e práticas. 2a Edição. São Paulo: Blucher, 2010.

TURKAY, O.; BARIŞCI, S.; SILLANPÄÄ, M. **E-peroxone process for the treatment of laundry wastewater**: A case study. *ELSEVIER*. 2017.