

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO “STRICTO SENSU” EM
ENGENHARIA QUÍMICA – NÍVEL DE MESTRADO

**ESTUDO DO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAVANDERIA PELO PROCESSO
COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E SEPARAÇÃO POR
MEMBRANAS**

CAMILA DE OLIVEIRA CARDOSO

TOLEDO – PR – BRASIL
Março de 2017

CAMILA DE OLIVEIRA CARDOSO

**ESTUDO DO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAVANDERIA PELO PROCESSO
COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E SEPARAÇÃO POR
MEMBRANAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química, área de concentração em Controle e Monitoramento Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dra. Márcia Teresinha Veit

Co-orientador: Prof^o. Dr. Gilberto da Cunha
Gonçalves

Co-orientadora: Prof^o. Dra. Márcia Regina
Fagundes-Klen

TOLEDO – PR – BRASIL

Março de 2017

Catálogo na Publicação elaborada pela Biblioteca Universitária
UNIOESTE/Campus de Toledo.
Bibliotecária: Marilene de Fátima Donadel - CRB – 9/924

C268e Cardoso, Camila de Oliveira
Estudo do tratamento de efluente de lavanderia pelo processo de
coagulação/floculação e separação por membranas / Camila de
Oliveira Cardoso. -- Toledo, PR : [s. n.], 2017
xii ; 86 f. : il. (algumas color.), figs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Márcia Teresinha Veit
Coorientador: Prof. Dr. Gilberto da Cunha Gonçalves
Coorientadora: Profa. Dra. Márcia Regina Fagundes Klen
Dissertação (Mestre em Engenharia Química) – Universidade
Estadual do Oeste do Paraná. Campus de Toledo. Centro de
Engenharias e Ciências Exatas.

1. Engenharia química - Dissertações 2. Efluentes industriais –
Tratamento 3. Águas residuais – Purificação – Coagulação 4. Águas
residuais – Purificação - Floculação 5. Água - Reuso 6. Filtração por
membranas 7. Lavanderias e tinturarias I. Veit, Márcia Teresinha,
orient. II. Gonçalves, Gilberto da Cunha, coorient. III. Klen, Márcia
Regina Fagundes, coorient. IV. T

CDD 20. ed. 660.28424
628.1622

AGRADECIMENTOS

A Deus, o criador de todas as coisas, por ter me concedido o dom da vida, por ter me dado sabedoria, força e capacitação para passar por mais esta etapa em minha vida.

Aos meus pais pelo apoio, ajuda e incentivo em todos os momentos.

Ao meu namorado Luan pela compreensão, apoio e por sempre acreditar em minha capacidade.

A minha orientadora Prof. Dra. Márcia Teresinha Veit por ter me concedido a oportunidade de ter sua orientação, pela sua ajuda, paciência e auxílio.

Aos professores Dr. Gilberto da Cunha Gonçalves e Dra. Márcia Regina Fagundes Klen pela co-orientação e auxílio.

Aos professores Dr. Salah M. Hasan e Dra. Soraya Moreno Palácio pela ajuda no desenvolvimento deste trabalho.

A todo o corpo docente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Química e colaboradores da Unioeste.

A todos os amigos e colegas que me acompanharam e auxiliaram durante o desenvolvimento deste trabalho.

A CAPES pelo apoio financeiro.

A todos que de maneira direta ou indireta contribuíram para elaboração deste trabalho.

Meus agradecimentos.

Sumário

LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE ABREVIACÕES.....	viii
RESUMO.....	ix
ABSTRACT	xi
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Motivação do trabalho	4
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1 Importância e usos da água para fins industriais	5
2.2 Lavanderia: Etapas do processo de lavagem	6
2.3 Efluente de lavanderia.....	7
2.4 Surfactantes	10
2.5 Tipos de tratamentos para efluente de lavanderia	11
2.6 Coagulação e floculação (C/F).....	13
2.6.1 Coagulantes naturais.....	15
2.7 Processo de separação por membranas.....	16
2.7.1 Incrustação ou fouling em membranas.....	18
2.8 Enquadramento para águas de reuso	19
3 MATERIAIS E METODOS	21
3.1 Coleta e caracterização do efluente de lavanderia	21
3.2 Coagulante/floculante e preparo da solução coagulante.....	23
3.2.1 Seleção dos coagulantes e tempo de sedimentação.....	23
3.2.2 Otimização do pH e concentração de coagulante	24
3.3 Processo combinado da C/F e separação por membranas	25
3.3.1 Unidade experimental de filtração por membranas	25
3.3.2 Características das membranas filtrantes.....	27
3.3.3 Procedimento experimental do PSM	27
3.3.4 Desempenho das membranas filtrantes	28
3.3.5 Limpeza das membranas filtrantes.....	29

3.4	Processo de tratamento combinado para as melhores condições experimentais de C/F-MF	30
3.5	Testes de toxicidade com <i>Vibrio fischeri</i>	31
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1	Caracterização físico-química do efluente de lavanderia	33
4.2	Ensaio de C/F: Escolha do coagulante.....	36
4.3	Custo dos coagulantes e análise estatística da eficiência de remoção.....	41
4.4	Planejamento experimental de Doehlert	44
4.5	Formação de lodo no processo de C/F	53
4.6	Ensaio de separação por membranas.....	54
4.7	Reprodutibilidade do processo combinado de C/F-MF nas melhores condições experimentais	62
4.7.1	Enquadramento do efluente tratado para fins de reuso.....	66
4.7.2	Ensaio de toxicidade com <i>Vibrio fischeri</i>	68
5	CONCLUSÕES	70
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72
	ANEXO A	82
	APÊNDICE A – Tabelas ANOVA e teste de Fisher LSD para os coagulantes naturais utilizados em relação aos parâmetros cor e turbidez em um nível de significância de 5%.	85

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Diagrama do esquema do módulo de membranas de MF e UF (Pam Membranas Seletivas Ltda, 2011).....	26
Figura 4.1 - Redução da cor (a, b, c) e turbidez (d, e, f) para as diferentes dosagens de coagulante em relação ao tempo de sedimentação utilizando os coagulantes Tanfloc POP, SG e SL, respectivamente (Coleta 1: Cor inicial média = 560 mg Pt-Co L ⁻¹ ; Turbidez inicial média = 87 NTU), pH=7,5, TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm.	37
Figura 4.2 - Remoção percentual de cor e turbidez do efluente de lavanderia utilizando os coagulantes Tanfloc POP (a), Tanfloc SG (b) e Tanfloc SL (c) para 10 minutos de sedimentação (pH=7,5; TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm)...	39
Figura 4.3 - Gráfico de resíduos versus valor normal esperado (a) e valores preditos versus resíduos brutos para resposta cor (b).	46
Figura 4.4 - Gráfico de resíduos versus valor normal esperado (a) e valores preditos versus resíduos brutos para resposta turbidez (b).	46
Figura 4.5 - Diagrama de Pareto obtido do planejamento experimental de Doehlert para: a) remoção de cor; b) remoção de turbidez.	48
Figura 4.6 - a) superfície de resposta e b) gráfico de contorno para % de remoção de cor do efluente de lavanderia (Tanfloc POP).....	49
Figura 4.7 - a) superfície de resposta e b) gráfico de contorno para % de remoção de turbidez do efluente de lavanderia (Tanfloc POP).....	50
Figura 4.8 - Fluxo permeado em relação ao tempo de filtração nas pressões de operação de 0,6, 1,0 e 1,4 bar para membrana de (a) MF com vazão 0,5 L min ⁻¹ e (b) UF com vazão 0,8 L min ⁻¹	55
Figura 4.9 - Fluxo permeado em relação ao tempo de operação na pressão de 1,4 bar (MF 106).....	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Composição físico-química de efluente de lavanderia obtida na literatura.	8
Tabela 2.2 - Tipos de membranas e suas características. Adaptado de HABERT et al. (2006).....	17
Tabela 2.3 - Classes das águas para reúso, seus respectivos padrões de qualidade e tratamento requerido. (ABNT-NBR-13969/97)	20
Tabela 3.1 - Parâmetros físico-químicos analisados na caracterização do efluente de lavanderia, métodos de determinação e protocolos analíticos.	22
Tabela 3.2- Descrição das variáveis e níveis utilizados no planejamento de Doehlrt	25
Tabela 3.3 Características das membranas de ultrafiltração (UF 104) e microfiltração (MF 106) (Pam Membranas Seletivas Ltda, 2012).....	27
Tabela 3.4 - Condições experimentais e parâmetros analisados após cada etapa de C/F e MF	30
Tabela 4.1 - Valores médios dos parâmetros analisados na caracterização do efluente de lavanderia.....	33
Tabela 4.2- Levantamento de preços dos coagulantes (março de 2017).....	41
Tabela 4.3 - Análise de variância ANOVA para cor e turbidez para o coagulante Tanfloc POP.....	42
Tabela 4.4 - Teste de Fisher: p-valor para teste de comparação de médias da percentagem de remoção de cor e turbidez em relação a concentração de coagulante Tanfloc POP.....	42
Tabela 4.5 - Comparação de médias da remoção (%) de cor e turbidez para o coagulante Tanfloc POP em cada concentração	43
Tabela 4.6 - Matriz do planejamento de Doehlrt para o coagulante Tanfloc POP...	44
Tabela 4.7 - Análise de variância ANOVA para remoção (%) de cor e de turbidez...	45
Tabela 4.8 - Tabela de efeitos para remoção de cor e turbidez	47
Tabela 4.9 - Percentagem de remoção média de cor e turbidez do efluente de lavanderia utilizando Tanfloc POP	51
Tabela 4.10 - Análise de variância ANOVA para cor e turbidez utilizando Tanfloc POP	52
Tabela 4.11 - Teste de comparação de médias Fisher LSD para o parâmetro cor (nível de significância de 5%).	52
Tabela 4.12 - Parâmetros físico-químicos da alimentação e do permeado obtido após o processo combinado C/F-PSM com as membranas de MF e UF nas pressões de 0,6, 1,0 e 1,4 bar	58
Tabela 4.13 - Percentagem de remoção dos parâmetros físico-químicos na etapa do PSM (MF e UF) nas pressões de 0,6, 1,0 e 1,4 bar do processo combinado C/F-PSM e fluxo médio permeado.....	59

Tabela 4.14 - Parâmetros físico-químicos analisados do efluente bruto (Coleta 4), tratado por C/F e filtração com membrana de MF e suas respectivas percentagens de remoção	63
Tabela 4.15 - Parâmetros físico-químicos analisados na caracterização da água tratada (permeado) pelo processo C/F-MF e padrões de lançamento e reuso	67
Tabela 4.16 - Ensaio de toxicidade das amostras de efluente bruto de lavanderia e permeado (MF na pressão 1,4 bar)	69

LISTA DE ABREVIações

ANOVA	Análise de variância
C/F	Coagulação/Floculação
COT	Carbono Orgânico Total Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
F _{calc}	F calculado
FT	Fator de toxicidade
F _{tab}	F tabelado
GL	Graus de Liberdade
LESS	Lauril Éter Sulfato de Sódio
MBAS	Substâncias Ativas ao Azul de Metileno
MF	Microfiltração
MQ	Média Quadrática
NTU	Unidade de Turbidez Nefelométrica
PSM	Processo de separação por membranas
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
UF	Ultrafiltração
VMR	Velocidade de Mistura Rápida
VML	Velocidade de Mistura Lenta
TMR	Tempo de Mistura Rápida
TML	Tempo de Mistura Lenta
TMP	Pressão transmembranar

ESTUDO DO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAVANDERIA PELO PROCESSO COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

AUTORA: CAMILA DE OLIVEIRA CARDOSO

ORIENTADORA: PROF^a. DRA. MÁRCIA TERESINHA VEIT

CO-ORIENTADOR: PROF. DR. GILBERTO DA CUNHA GONÇALVES

CO-ORIENTADORA: PROF^a. DRA. MÁRCIA REGINA FAGUNDES-KLEN

Dissertação de Mestrado; Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química; Universidade Estadual do Oeste do Paraná; Rua da Faculdade, 645; CEP: 85903-000 - Toledo - PR, Brasil, defendida em 13 de Março de 2017, 86p.

RESUMO

Os efluentes de lavanderias industriais têm na sua composição uma elevada quantidade de sujeiras, que saem dos itens que foram lavados, e aditivos químicos utilizados durante o processo de lavagem. No presente trabalho, visando o tratamento deste tipo de efluente foi estudado o processo combinado de coagulação/floculação (C/F) e separação por membranas. Três coagulantes naturais (Tanfloc POP, Tanfloc SL e Tanfloc SG) foram testados no processo de C/F buscando determinar as melhores porcentagens de remoção de cor e turbidez no menor tempo de sedimentação. A análise estatística e de custo de aquisição do coagulante foram determinantes na seleção do melhor coagulante natural. A maior remoção dos parâmetros cor (88,7%) e turbidez (92,8%), bem como menor custo apontaram o coagulante Tanfloc POP para os ensaios subsequentes do planejamento experimental de Doehlert. Os resultados do planejamento indicaram a concentração de coagulante Tanfloc POP igual a 110 mg L^{-1} e pH igual a 6,4 como a melhor condição experimental para obtenção do sobrenadante utilizado nos ensaios sequenciais de separação por membranas. Foram testadas membranas de micro (MF) e ultrafiltração (UF) nas pressões de 0,6, 1,0 e 1,4 bar em relação ao fluxo permeado. A membrana MF na pressão de operação de 1,4 bar apresentou o maior valor do fluxo permeado, bem como as maiores remoções dos parâmetros estudados. O processo combinado de coagulação/floculação/membranas demonstrou ser eficiente para remoção dos parâmetros analisados, chegando a remover 99,1% da turbidez e 98,1% de cor na pressão de 1,4 bar. O permeado obtido nesta condição do processo combinado C/F-

MF enquadrado-se em águas de reuso de classe 2, 3 e 4 propostos pela norma ABNT-NBR-13969/97 para fins de lavagens de pisos, irrigação de jardins e descargas de vasos sanitários.

Palavras-chave: efluente industrial, coagulante Tanfloc, coagulante natural, membrana, toxicidade, reuso.

STUDY OF LAUNDRY WASTEWATER TREATMENT USING COMBINED PROCESS OF COAGULATION/FLOCCULATION AND MEMBRANE SEPARATION

AUTHOR: CAMILA DE OLIVEIRA CARDOSO

SUPERVISOR: PROF^a. DRA. MÁRCIA TERESINHA VEIT

CO-SUPERVISOR: PROF. DR. GILBERTO DA CUNHA GONÇALVES

CO-SUPERVISOR: PROF^a. DRA. MÁRCIA REGINA FAGUNDES-KLEN

Master Thesis; Chemical Engineering Graduate Program; Western Paraná State University; Rua da Faculdade, 645; CEP: 85903-000 - Toledo - PR, Brazil, presented on March, 13th 2017, 86p.

ABSTRACT

Industrial laundries wastewaters have in your composition a large amount of dirty that leaving the washed items and chemical additives used during the washing process. In this paper, aiming the treatment of this type of effluent was studied the combined process of coagulation-flocculation (C/F) and membrane separation. Three natural coagulants (Tanfloc POP, Tanfloc SG and Tanfloc SL) were tested in C/F process searching to determine the best color and turbidity removal in the shortest settling time. The statistical analysis and coagulant acquisition cost were decisive in selection of the best natural coagulant. The highest removal of the parameters color (88.7%) and turbidity (92.8%) as well as the lowest cost showed Tanfloc POP coagulant for subsequent testing of Doehlert experimental design. The experimental design results indicated the concentration of coagulant Tanfloc POP equal to 110 mg L⁻¹ and pH of 6.4 as the best experimental condition to obtain the supernatant used in sequential membrane filtration tests. Microfiltration (MF) and ultrafiltration (UF) membranes were tested at pressures 0.6, 1.0 and 1.4 bar in relation to permeate flow. The MF membrane at pressure of 1.4 bar showed the highest value of permeate flow as well as the largest removal of studied parameters. The combined process coagulation/flocculation/membrane was efficient to remove the analyzed parameters, reaching remove of 99.1% to turbidity and 98.4% of color at pressure of 1.4 bar. The permeate obtained in this condition of C/F-MF of combined process was classified in Class 2, 3 and 4 of reuse waters proposed by ABNT-NBR-13969/97 for floors washing, gardens irrigation and flushing toilets.

Keywords: Industrial wastewater, Tanfloc coagulant, natural coagulant, membrane, toxicity, reuse.

1 INTRODUÇÃO

O aumento do consumo de água no mundo ao longo dos anos tem instigado a busca por processos tecnológicos eficazes no tratamento de águas provenientes de captação e de processos industriais.

A água utilizada para abastecimento humano é considerada a mais nobre e prioritária dentre os vários usos da água, pois a qualidade de vida do ser humano está diretamente ligada à água, que deve estar isenta de organismos patogênicos e substâncias tóxicas. As exigências quanto à qualidade da água são menores quando esta é utilizada para irrigação de jardins, lavagens de veículos e pisos, por exemplo (BRAGA *et al.*, 2005).

Nas atividades industriais o consumo de água em sua maioria é elevado, o que gera em decorrência uma grande quantidade de efluentes, que podem possuir alta carga orgânica e componentes tóxicos. Este fato demonstra a necessidade de um eficiente tratamento destas águas residuárias de modo a atender os padrões de lançamento vigentes.

O efluente proveniente de uma lavanderia consiste em diferentes concentrações de sais, nutrientes, matéria orgânica e produtos químicos, os quais fazem parte da formulação dos sabões, detergentes e alvejantes, produtos antioxidantes e surfactantes (BRAGA *et al.*, 2005) assim como a presença de sólidos suspensos, óleos e tintas que se soltam das peças durante o processo de lavagem (CIABATTI *et al.*, 2009).

Os sólidos, que são todo tipo de matéria que se apresentam como resíduo, podem causar danos aos peixes e à vida aquática, danificando os leitos de desova dos peixes e retendo bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, o que promove a decomposição anaeróbica. Altos teores de sais minerais, tais como sulfatos e cloretos causam corrosão em sistemas de distribuição de águas, além de conferir sabor às mesmas (CETESB, 2009).

A concentração, tipo e quantidade de componentes químicos adicionados durante o processo de lavagem dependem do tipo de produtos utilizados para efetuar a limpeza e do grau de sujeira das peças a serem lavadas. Os surfactantes utilizados na lavagem têm a capacidade de remover as sujeiras que são solúveis e insolúveis em água. Uma extremidade da molécula de surfactante penetra nas sujidades oleosas (lipofílica), enquanto que a outra extremidade da molécula solubiliza o óleo (hidrofílica), fazendo com que as sujeiras se afrouxem e se dispersem na água (ŠOSTAR-TURK *et al.*, 2005).

Os surfactantes presentes nestes efluentes são prejudiciais aos peixes, seres humanos e à vida vegetal, pois são responsáveis por causar espumas nos rios e nas estações de tratamento de efluentes, o que causa uma redução na qualidade da água (ADAK *et al.*, 2005).

Os surfactantes quando presentes nos corpos hídricos, causam efeitos tóxicos ao ambiente, pois não são biodegradáveis e possuem alta afinidade com as membranas celulares podendo ocasionar a inibição da atividade enzimática dos microrganismos (FEITEIRA *et al.*, 2015; KARRAY *et al.*, 2016). Sendo assim, os surfactantes precisam ser removidos por um sistema de tratamento antes do lançamento destas águas em corpos receptores.

Os tratamentos convencionais utilizados para remoção dos surfactantes são: precipitação química, adsorção, oxidação química e eletroquímica, degradação biológica e separação por membranas (KAYA *et al.*, 2006).

O tratamento de efluentes por coagulação/floculação é um dos métodos físico-químicos mais utilizados para a remoção de sólidos suspensos e partículas coloidais. A coagulação é realizada pela adição de um coagulante (tais como sais de alumínio e ferro ou polímeros orgânicos) que desestabiliza as partículas em suspensão. A floculação agrega as partículas desestabilizadas, que se juntam e formam flocos de 20 a 50 µm de tamanho (CIABATTI *et al.*, 2009).

O processo de separação por membranas (PSM) é utilizado como tratamento terciário e apresenta vantagens em relação aos processos convencionais, como desempenho de alto padrão, redução do impacto ambiental causado pelos efluentes

e o cumprimento dos parâmetros exigidos pela legislação ambiental para o lançamento dos efluentes nos corpos hídricos (ŠOSTAR-TURK *et al.*, 2005).

A combinação dos métodos convencionais com PSM para o tratamento de água tem apresentado bons resultados segundo ANG *et al.* (2015), pois melhora o fluxo através da membrana e promove o aumento na remoção dos contaminantes da água, quando comparado com os processos individualmente.

Neste contexto, o objetivo geral deste trabalho é estudar o tratamento do efluente de lavanderia empregando o processo combinado de coagulação/floculação e separação por membranas, de modo a obter uma água para reutilização nas atividades dentro da própria lavanderia.

Os objetivos específicos para o desenvolvimento do trabalho contemplam:

- i. Caracterizar o efluente proveniente da lavanderia industrial;
- ii. Selecionar o melhor coagulante natural, entre os três testados quanto à remoção de cor e turbidez e determinar o tempo de sedimentação;
- iii. Aplicar um planejamento experimental visando obter as melhores condições de pH e concentração de coagulante no tratamento do efluente pelo processo de coagulação/floculação;
- iv. Avaliar a resposta a diferentes pressões no PSM do sobrenadante resultante da etapa de coagulação/floculação;
- v. Analisar o processo combinado de coagulação/floculação/membrana nas melhores condições experimentais obtidas no estudo;
- vi. Caracterizar o efluente bruto, o sobrenadante da coagulação/floculação e o permeado;
- vii. Fazer uma avaliação do efluente tratado em relação aos parâmetros exigidos pela legislação ambiental e verificar a possibilidade do seu enquadramento em águas de reuso em atividades dentro da própria empresa;
- viii. Avaliar a toxicidade do efluente bruto e do permeado obtido a partir do processo combinado de coagulação/floculação/membranas.

1.1 Motivação do trabalho

No Brasil existem cerca de 9000 lavanderias, segundo dados do Sindicato Intermunicipal de Lavanderias do Estado de São Paulo (SINDILAV, 2016), sendo 7200 lavanderias domésticas e 1800 industriais. A maior parte das lavanderias do país se localiza no Estado de São Paulo, aproximadamente 5800 lavanderias, o que equivale a cerca de 70% do total.

Na economia do país, as lavanderias contribuem gerando em torno de 55000 empregos diretos, sendo deste montante 38000 vagas mantidas no Estado de São Paulo, responsável por um faturamento de aproximadamente R\$ 4,17 bilhões no ano de 2015 (SINDILAV, 2016).

Em decorrência do número de lavanderias existentes no país, surge a problemática da geração de águas residuais do processo de lavagem, bem como a preocupação com procedimentos de tratamento que minimizem o impacto ambiental causado pela emissão destes efluentes nos corpos receptores.

Sendo assim, o processo de coagulação/floculação (C/F) como tratamento primário de efluente tem a capacidade de remover a matéria orgânica e as partículas sólidas presentes na água, o que contribui quando associado ao PSM para a redução do *fouling* no processo (CHOI & DEMPSEY, 2004).

O PSM tem sido utilizado por apresentar uma água tratada de boa qualidade e remoção eficiente de partículas pequenas, as quais não são removidas pelos processos convencionais de tratamento de água (WANG *et al.*, 2011).

Portanto, conhecendo-se o quão prejudicial os compostos químicos são para os organismos vivos, e do elevado consumo de produtos químicos para a lavagem de roupas e outros itens, a combinação do processo de C/F e do PSM para o tratamento de efluente de lavanderia se mostra como um potencial método capaz de produzir uma água tratada de qualidade, com possibilidade de reuso no processo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Importância e usos da água para fins industriais

A água é um recurso primordial para manter a sobrevivência de todos os seres vivos, sendo fundamental que a água presente nos corpos hídricos apresente condições físicas e químicas adequadas para o seu uso. A água deve estar isenta de qualquer substância que possa produzir efeitos prejudiciais e danos aos organismos vivos (BRAGA *et al.*, 2005).

Diversos setores industriais utilizam a água como matéria-prima, e geram a partir de suas atividades águas residuárias contendo em sua composição várias substâncias e compostos orgânicos. Estas águas residuárias necessitam de tratamento apropriado para evitar efeitos danosos ao ambiente, pois determinadas substâncias possuem propriedades carcinogênicas e mutagênicas aos organismos vivos (SILVA *et al.*, 2016).

Frente à problemática dos efluentes gerados pelas empresas e da necessidade da água de qualidade para sobrevivência do ser humano, é notório que surjam processos de tratamento eficazes, visto que a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) estima para o ano de 2025 que cerca de 1,8 bilhão de pessoas viverão em lugares nos quais haverá falta de água e 2/3 da população poderão enfrentar sua escassez total.

O uso da água, tanto em atividades domésticas quanto industriais, tem aumentado devido ao crescimento da população mundial, fato que tem contribuído com a escassez nos recursos de água de boa qualidade.

No setor industrial, as lavanderias consomem grande quantidade de água no processo de lavagem das roupas, sendo em média usados 15 litros de água para o processo de lavagem de um quilo de roupa e uma descarga total de 400 m³ de resíduos por dia (TRIPATHI *et al.*, 2013).

2.2 Lavanderia: Etapas do processo de lavagem

Os objetivos de qualquer processo de lavagem de roupas consistem em: i) remover o máximo de sujeiras e manchas; ii) minimizar danos químicos ou mecânicos causados pela lavagem, no tecido a ser lavado; iii) atingir os padrões de higiene (microbiológicos); iv) melhorar o aspecto visual e sensorial do tecido (maciez, limpeza, brancura, frescor e cheio agradável) (SENEVIRATNE, 2007).

As fases envolvidas em um ciclo completo de lavagem de roupas contemplam:

a) Umectação: etapa que utiliza produtos que dilatam as fibras e reduz a tensão superficial da água, facilitando a penetração da solução e a remoção das sujidades do tecido. São utilizados detergentes com aditivos especiais em sua formulação para umectação.

b) Pré-lavagem: tem a função de emulsionar as gorduras ácidas e dilatar as fibras dos tecidos para diminuir o uso de produtos químicos nas etapas posteriores da lavagem. Nessa fase são usados os detergentes que tem propriedades de remoção, suspensão e emulsão das sujidades.

c) Lavagem: etapa associada aos princípios de ordem física (mecânica, temperatura e tempo) e química (detergência, alvejamento, desinfecção, acidulação e amaciamento). Nessa fase, a combinação das ações mecânica, do tempo, da detergência e do efeito da temperatura tem a finalidade de remover o restante das sujidades. Nesta etapa são utilizados detergentes, e conforme o grau de sujidade das peças também aditivos para auxiliar a remoção de manchas.

d) Alvejamento: exerce ação branqueadora causando a alteração da tonalidade do tecido e colabora com a redução da contaminação microbiana. Podem ser utilizados alvejantes químicos, sendo os mais eficientes os que são à base de cloro e oxigênio.

e) Enxágue: ação mecânica que realiza a remoção, por diluição, da sujidade e dos produtos químicos presentes nas roupas.

f) Neutralização ou acidulação: as etapas de lavagem geralmente são realizadas em pH alcalino para favorecer a dilatação das fibras e emulsão de gorduras

e neutralizar as sujeiras ácidas. Nessa etapa de acidulação é reduzida a alcalinidade residual por meio da adição de um produto ácido ao último enxágue, o que promove redução do pH e neutralização dos resíduos alcalinos da roupa. A redução do pH também contribui para a redução microbiana e também reduz o risco de reação dermatológica nos indivíduos.

g) Amaciamento: último enxágue feito com a adição de um produto que contém ácidos graxos em sua composição para realinhar as fibras, lubrificá-las e eliminar a carga estática. O amaciamento melhora a elasticidade das fibras, torna o tecido suave e macio, aromatiza suavemente a roupa, evita o enrugamento do tecido e melhora o acabamento.

Após a operação de lavagem, as roupas passam pelo processo de centrifugação, secagem e/ou prensagem e/ou calandragem (operação na qual as peças são secas e passadas ao mesmo tempo) (ANVISA, 2009).

2.3 Efluente de lavanderia

De modo geral, as lavanderias podem ser classificadas em industrial e domiciliar. As lavanderias industriais são as que atendem a restaurantes, hotéis, motéis, condomínios residenciais e uniformes industriais, e a domiciliar atende ao público em geral. Além dessa classificação, esse setor também abrange as lavanderias hospitalares e hoteleiras (SEBRAE, 2016).

As águas provenientes das etapas de lavagem das roupas em uma lavanderia industrial são propícias para serem tratadas e reutilizadas, pois é uma água relativamente limpa em comparação com outros efluentes provindos de outras indústrias e até mesmo de outros tipos de lavanderias, como a hospitalar. Quando os principais contaminantes dessa água de lavagem são removidos, esta pode ser reutilizada para lavagem de pisos, e até mesmo em atividades de irrigação (SCHOUTEN *et al.*, 2007).

A composição do efluente de lavanderia consiste primariamente no detergente, que é o responsável pelo processo de lavagem e a remoção dos sólidos que são as denominadas “sujeiras” encontradas no tecido. Essas sujeiras podem ser restos de alimento e bebidas, sujeira corporal, poeira proveniente do ambiente, entre outras. Os surfactantes são os principais componentes encontrados, pois são constituintes químicos presentes nos detergentes (RAMCHARAN & BISSESSUR, 2016).

O efluente de lavanderia além de conter aditivos químicos em sua composição, geralmente apresenta elevada quantidade de sólidos suspensos, turbidez e DQO (AHMAD & EL-DESSOUKY *et al.*, 2008).

No estudo do tratamento de efluente de uma lavanderia comercial localizada na cidade de São Carlos-SP diversas coletas foram realizadas apenas para a água proveniente do primeiro enxágue das peças, sendo os valores médios de alguns dos parâmetros analisados apresentados na Tabela 2.1 (DELFORNO *et al.*, 2014).

Nesta Tabela 2.1 também são apresentados alguns parâmetros físico-químicos caracterizados para o efluente de lavanderia obtidos na literatura.

Tabela 2.1 - Composição físico-química de efluente de lavanderia obtida na literatura.

Parâmetros	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	724 \pm 123	1342	-	1492	2249	-
DQO ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	1138 \pm 58	602	340	524	317	1603 \pm 692
Nitrogênio total (mg L^{-1})	-	-	-	-	5500	32 \pm 8 ^(*)
pH	12,5 \pm 0,5	7,2	9,1	7,6	7,7	10 \pm 1
Sólidos dissolvidos totais (mg L^{-1})	357 \pm 52	-	504	-	-	-
Surfactantes aniônicos (mg L^{-1})	-	8,8 ⁽⁺⁾	-	0,8	-	181 \pm 82
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	40 \pm 1	-	27	-	33	-
Turbidez (NTU)	858 \pm 111	110	26,5	94	92	-

[1]: KIM *et al.* (2014); [2]: CIABATTI *et al.* (2009); [3]: AHMAD & EL-DESSOUKY *et al.* (2008); [4]: MOHAN (2014); [5]: NICOLAIDIS & VIRYDES (2014); [6]: DELFORNO *et al.* (2014); ^(*) Nitrogênio total Kjeldahl; ⁽⁺⁾ Surfactantes totais

Os parâmetros físico-químicos caracterizados para o efluente de lavanderia industrial nos diferentes estudos (Tabela 2.1) apresentaram variação de valores entre eles, devido provavelmente ao fato da capacidade de operação das unidades avaliadas. A quantidade de peças bem como do teor de sujeira contida nas peças durante a etapa de lavagem resulta em uma maior carga orgânica para o efluente.

No trabalho de ^[1]Kim *et al.* (2014) foi tratado efluente de lavanderia especializada na lavagem de uniformes comerciais. Os autores obtiveram um valor alto da DQO ($1138 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) e da turbidez (858 NTU), que são devido a sujeira presente nesses uniformes, pois quanto mais sujos mais aditivos químicos são utilizados para sua limpeza e conseqüentemente o efluente passa a ter uma carga orgânica maior.

O efluente de lavanderia estudado por ^[2]Ciabatti *et al.* (2009) era proveniente da lavagem de peças de diversos tipos, com tecidos fabricados a partir de material de origem vegetal, animal, sintéticas e de composição mista. Na lavanderia eram lavadas 22 toneladas de tecido diariamente e 400 m^3 de água por dia era requerido para lavagem das peças. Na etapa de lavagem era feito o uso de amaciantes, desinfetantes (hipoclorito de sódio, peróxido de hidrogênio) e sabões, os quais são poluentes presentes no efluente resultante.

No trabalho de ^[3]Ahmad & El-Dessouky *et al.* (2008) foi estudado o tratamento de efluente de lavanderia provindo da lavagem de uniformes de funcionários de uma refinaria e de um hospital local. O valor encontrado para sólidos totais dissolvidos foi alto (504 mg L^{-1}), devido ao uso dos sabões e presença de sujeiras e contaminantes nos itens lavados. O valor alto de sólidos totais dissolvidos também leva a um aumento da carga orgânica, da DQO e DBO.

No estudo desenvolvido por ^[4]Mohan (2014) foi feita a análise de alguns parâmetros no efluente proveniente da lavagem de roupas de uma residência. Apesar de ser apenas a água do enxágue das roupas, foram encontradas impurezas tais como: sólidos, sais, presença de turbidez e elevada DQO, isso devido a presença dos aditivos químicos que foram utilizados na etapa da lavagem e do restante da sujeira das peças removidas após o seu enxágue.

Conforme apresentado por ^[5]Nicolaidis & Virydes (2014), o efluente de lavanderia especializada na lavagem de roupas de hotéis apresentou valor alto de condutividade ($2249 \mu\text{S cm}^{-1}$), que é devido a quantidade de aditivos utilizados durante a lavagem.

A caracterização do efluente bruto proveniente das lavanderias industriais permite conhecer a composição dos parâmetros físico-químicos analisados, de modo a promover um tratamento adequado e atender à legislação para descarte nos corpos hídricos.

2.4 Surfactantes

Os surfactantes ou tensoativos são um grupo composto por diversos produtos químicos os quais tem as propriedades de limpeza e solubilização, geralmente são divididos em três grupos principais: aniônicos, não aniônicos e catiônicos. Eles geralmente consistem de uma parte formada por uma cabeça polar, a qual é solúvel em água e uma cauda apolar que é insolúvel em água. Os surfactantes são uma combinação de propriedades hidrofílicas e hidrofóbicas em uma mesma molécula (YING, 2006).

O lauril éter sulfato de sódio (LESS) é um tipo de surfactante aniônico o qual é amplamente utilizado em produtos domésticos, detergentes, produtos de cuidados pessoais, processos industriais e em formulação de pesticidas. Ele pode ser encontrado no efluente provindo de diversos tipos de indústrias incluindo lavanderias, postos de lavagem de carros e de transportes ferroviários (TERECHOVA *et al.*, 2014).

Os detergentes podem causar efeitos tóxicos nos ecossistemas aquáticos e também acelerar a eutrofização. Os detergentes comerciais em sua maioria possuem fósforo em suas formulações, o que causa efeito tóxico sobre o zooplâncton que é um predador natural das algas (CETESB, 2009). No Brasil, desde a década de 80 os sulfonatos de aquil benzeno de cadeia ramificada vêm sendo substituídos pelos biodegradáveis sulfonatos de alquil benzeno de cadeia linear (CETESB, 2009).

Os surfactantes aniônicos formam ligações com as proteínas e peptídeos. Estas ligações podem causar alterações na dobra da cadeia polipeptídica e mudar a carga na superfície da molécula, o que leva a uma modificação no funcionamento biológico das moléculas. Os surfactantes aniônicos também formam ligações com as enzimas, as quais podem ser ativadas ou inibidas dependendo da concentração e do comprimento da cadeia alquílica do surfactante (CSERHÁTI *et al.*, 2002).

A concentração do surfactante LESS pode variar de 1 até 18 mg L⁻¹ no esgoto doméstico e de 17 até 1024 mg L⁻¹ no efluente de lavanderia doméstica. Quando presente em baixas concentrações na água é encontrado na forma de moléculas e íons e formam um sistema homogêneo, e quando em concentrações mais elevadas e na presença de particulados, poluentes dispersos e óleo, eles formam coloides e atuam simultaneamente como estabilizadores em emulsão e suspensão (TERECHOVA *et al.*, 2014).

Trabalhos têm sido desenvolvidos utilizando tratamentos com coagulantes naturais para remover os surfactantes de efluentes. Beltrán-Heredia *et al.* (2012) obtiveram 65% de remoção de surfactante aniônico utilizando a semente de *Moringa oleifera* como coagulante na concentração de 160 mg L⁻¹ e cerca de 61% de remoção utilizando 160 mg L⁻¹ de coagulante natural Tanfloc em tratamento de efluente sintético de lavanderia.

Em outro trabalho, Beltrán-Heredia *et al.* (2009) estudaram a remoção do surfactante aniônico dodecilbenzenossulfonato de sódio em efluente sintético de lavanderia utilizando tanino extraído da árvore do gênero *Schinopsis balansae* na concentração de 500 mg L⁻¹ como coagulante e obtiveram uma remoção em torno de 80% do surfactante.

2.5 Tipos de tratamentos para efluente de lavanderia

As lavanderias são caracterizadas por consumirem grandes quantidades de água, e conseqüentemente produzirem volumosos efluentes.

Os métodos para realizar um tratamento eficiente do efluente de lavanderia consistem na combinação de tratamentos biológicos, físicos e químicos. Devido a variabilidade da composição deste tipo de efluente, alguns destes métodos convencionais não são adequados, principalmente para remoção de sólidos suspensos e surfactantes (GE *et al.*, 2004).

Os métodos utilizados para o tratamento de efluente de lavanderia são: eletrocoagulação (GE *et al.*, 2004), PSM (ŠOSTAR-TURK *et al.*, 2005; CIABATTI *et al.*, 2009), adsorção (SCHOUTEN *et al.*, 2007), fotólise (TERECHOVA *et al.*, 2014), eletrocoagulação/eletroflotação (WANG *et al.*, 2009), coagulação (BELTRÁN-HEREDIA *et al.*, 2009), coagulação/membranas (LEE *et al.*, 2000).

Os principais métodos empregados para o tratamento de efluente de lavanderia são: coagulação/floculação, adsorção, flotação e PSM (KIM *et al.*, 2014).

Entre os métodos utilizados, o processo de coagulação tem se destacado por apresentar alta eficiência na remoção da matéria orgânica e baixo custo, além da variedade disponível para uso de diversos tipos de coagulantes naturais ou inorgânicos disponíveis na forma líquida ou em pó (TERECHOVA *et al.*, 2014; ZHRIM *et al.*, 2011).

Os PSM oferecem várias vantagens em relação aos outros processos, como alta estabilidade, alta eficiência e fácil operação (KHEMAKHEM *et al.*, 2015).

A combinação do processo de C/F e PSM pode vir a atingir valores de parâmetros mais satisfatórios quanto a remoção de contaminantes presentes no efluente. Segundo Kim *et al.* (2014) a C/F pode ser eficiente na remoção da DQO, fosfatos e surfactantes aniônicos. O PSM de ultrafiltração (UF) e microfiltração (MF) tem a capacidade de remover a turbidez e pouco carbono orgânico total além de o permeado resultante apresentar condições para reuso.

No trabalho de Ciabatti *et al.* (2009) ao tratar efluente de lavanderia por processo de adsorção e separação por membrana de UF, o permeado obtido apresentou condições para reuso nas etapas de lavagem dentro da própria lavanderia.

2.6 Coagulação e floculação (C/F)

Os processos de C/F requerem coagulantes inorgânicos ou de origem natural, os quais são adicionados ao efluente a ser tratado com a finalidade de desestabilizar e aglomerar as pequenas partículas, tornando mais fácil a remoção destes flocos formados (FREITAS *et al.*, 2015).

A coagulação é a reação física e química que ocorre entre a alcalinidade da água e o coagulante adicionado, o qual resulta na formação de flocos. A floculação é o movimento controlado pela agitação do efluente que leva a formação de flocos sedimentáveis. O principal propósito da C/F é remover as partículas de impurezas e a cor da água (MANDA *et al.*, 2016).

Segundo Kim & Seong-Cheol (2016), alguns fatores influenciam na eficiência do processo de C/F, tais como o tipo de coagulante utilizado e sua dosagem, o valor do pH da água a ser tratada, velocidade e tempo de agitação, temperatura de operação e tempo de retenção.

No trabalho de Beltrán-Heredia *et al.* (2010) foi coletada água de rio e adicionado 50 mg L⁻¹ de surfactante aniônico para a preparação de efluente de lavanderia sintético. O coagulante utilizado foi preparado à base de taninos e o processo foi realizado em pH=7. Remoções de 80% de cor e turbidez foram alcançadas utilizando coagulante na concentração de 100 mg L⁻¹ e 5 mg L⁻¹, respectivamente.

Beltrán-Heredia & Sánchez-Martín (2009) no tratamento de efluente municipal por C/F utilizaram Tanfloc como coagulante na concentração de 20 mg L⁻¹ e avaliaram a variação da percentagem de remoção de turbidez em relação ao tempo e velocidade de agitação. O pH de operação foi de 8,2, a velocidade foi testada na faixa entre 10 e 50 rpm por 10 minutos e não houve grande alteração na remoção da turbidez, que foi removida na faixa entre 80 a 90%. Ao variar a velocidade de agitação entre 5 e 30 minutos também não houve grande alteração na remoção da turbidez, que variou entre 80 a 90%, o que implica que estes parâmetros não interferem no processo.

No tratamento de efluente sintético de lavanderia (preparado com detergente em pó e líquido) por Zavala & Strada (2016), foram avaliados a variação da concentração de sulfato de alumínio como coagulante, a velocidade e tempo de agitação. A variação dos parâmetros ocasionou em alteração nas medidas de DQO, SDT, SS, SST e turbidez, e os valores medidos para condutividade não sofreram alteração. Ao analisar os dois tipos de efluentes foram obtidos diferentes velocidades e tempo de agitação nas condições ótimas (10 rpm e 20 min para efluente preparado com detergente em pó e 15 rpm e 15 min para efluente de detergente líquido), o que implica que o tipo de efluente interfere nas condições de operação por C/F.

Mohan (2014) obteve cerca de 58% de remoção de surfactantes aniônicos, 33% de turbidez e 17% de DQO no tratamento de água de enxágue de uma lavanderia, após a primeira etapa de tratamento de C/F no clarifloculador utilizando sementes da planta da espécie *Strychnospotatorum* como coagulante, na concentração de 6,4 g L⁻¹ juntamente com 1,6 mL L⁻¹ de pectina que foi extraída da casca de laranja, em um tempo de operação de 36 horas.

Os coagulantes utilizados no processo de tratamento de efluente podem ser do tipo inorgânico ou de origem natural. Os coagulantes inorgânicos podem ser formados à base de alumínio, como o sulfato de alumínio, aluminato de sódio e alúmen de potássio, e também à base de ferro, como o sulfato férrico e cloreto férrico (MANDA *et al.*, 2016).

Existem diversas desvantagens no uso de coagulantes inorgânicos tais como o alto custo, baixo grau de biodegradabilidade e toxicidade que pode afetar a qualidade de vida humana (GRAHAM *et al.*, 2008). O sulfato de alumínio em dosagens elevadas pode provocar doenças que afetam a coordenação motora, como exemplo a doença de Alzheimer (DA SILVA, 1999).

Para evitar estes problemas, tem-se aumentado o interesse pelo desenvolvimento de coagulantes naturais, os quais podem ser extraídos de plantas e animais (GRAHAM *et al.*, 2008).

2.6.1 Coagulantes naturais

Para substituir os polímeros inorgânicos ou orgânicos sintéticos ou até mesmo os sais de alumínio e ferro, tem sido proposto o uso de polímeros catiônicos preparados a partir de produtos naturais, por exemplo, o tanino que é extraído da casca da acácia negra (*Acacia mearnsii* de Wildemann). No Brasil esta árvore é cultivada somente no Rio Grande do Sul, sendo a empresa Tanac S. A proprietária de uma área de mais de 30 mil hectares (MANGRICH *et al.*, 2013).

O polímero orgânico catiônico é preparado pela reação de Mannich, a qual é realizada a polimerização do tanino pela adição de formaldeído, cloreto de amônio e ácido clorídrico. Esse tipo de processo é realizado em patentes, incluindo o processo específico para o Tanfloc. Os coagulantes Tanfloc foram testados em processos de C/F de efluentes e apresentaram resultados promissores, dentre eles o trabalho de Beltrán-Heredia *et al.* (2009) o qual obteve uma remoção cerca de 75% da concentração de surfactantes em efluente sintético com 50 mg L⁻¹ de concentração de coagulante.

Beltrán-Heredia & Sánchez-Martín (2009) realizaram o tratamento de efluente municipal pelo processo de C/F utilizando o coagulante Tanfloc. Nas concentrações de 60 a 80 mg L⁻¹ de coagulante obtiveram remoção de cerca de 30% de surfactantes aniônicos e cerca de 57% da DQO. Na concentração de 20 mg L⁻¹ obtiveram remoção de 60% para DBO e em 100 mg L⁻¹ quase total da turbidez.

Trabalhos realizados com os coagulantes de origem natural apresentaram resultados satisfatórios com eficiência na remoção da turbidez da água de rio utilizando Tanfloc SG (ZOLETT *et al.*, 2012) e também da remoção de cor aparente, DQO, DBO em águas de abastecimento e esgoto utilizando taninos vegetais como coagulante (DA SILVA, 1999). Vaz *et al.* (2010) obtiveram remoção de 96,77% para cor e 99,38% para turbidez em tratamento de efluente de galvanoplastia com o uso do coagulante natural Tanfloc SG na concentração de 400 mg L⁻¹ em tempo de sedimentação igual a 50 min.

No trabalho de Ferrari-Lima *et al.* (2013), os autores avaliaram o tratamento de efluente de posto de gasolina por processo de C/F utilizando o coagulante Tanfloc na

concentração de 500 mg L⁻¹ e pH de 6,9 com 2 horas de sedimentação. Os autores obtiveram remoções de 73,44% de DQO e 89,57% de turbidez.

O uso de taninos como coagulante também apresentou eficiência na remoção de metais pesados em água. Beltrán-Heredia & Sánchez-Martín (2009) observaram que o uso de valores altos de pH e concentração do coagulante contribuíram para o aumento da remoção dos metais (Cu²⁺ acima de 90%, Zn²⁺ de 75% e Ni²⁺ de 70%).

Combinado ao processo de C/F, os PSM são utilizados posteriormente para remoção de partículas menores, matéria orgânica e microrganismos que não são removidos no processo de C/F (WANG *et al.*, 2011; ZAGKLIS *et al.*, 2012).

2.7 Processo de separação por membranas

Os PSM são amplamente utilizados no tratamento de águas, pois removem compostos orgânicos e contaminantes (ZAGKLIS *et al.*, 2012), além de fornecer uma água limpa e desinfetada que é adequada para diferentes tipos de aplicações (ABDESSEMED *et al.*, 2000). Contudo, a principal limitação deste método é o entupimento dos poros da membrana, além de outros secundários como o custo elevado e o desgaste da membrana ao longo do tempo (ŞOSTAR-TURK *et al.* 2005).

Assim, a utilização de coagulantes em um processo anterior à separação por membranas tem sido sugerida com a finalidade não apenas de reduzir o entupimento dos poros (incrustação) causado pela alta quantidade de matéria orgânica e turbidez contida no efluente (WANG *et al.*, 2013; CHO *et al.*, 2006; ZHRIM *et al.*, 2011), mas também de melhorar a remoção da matéria orgânica dissolvida, a qual pode não ser removida pela membrana (LEE *et al.*, 2000; CARROLL *et al.*, 2000).

As membranas funcionam como uma barreira seletiva que separa duas fases e reduz parcial ou totalmente o transporte das espécies químicas presentes nessas fases. Cada tipo de membrana possui características únicas de permeabilidade e de seletividade (HABERT *et al.*, 2006).

As membranas podem ser classificadas em microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF), osmose inversa (OI), diálise (D), eletrodialise (ED), permeação de gases (PG) e pervaporação (PV). Os principais PSM utilizados para tratamento de água e suas características são apresentados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Tipos de membranas e suas características. Adaptado de HABERT *et al.* (2006).

Membrana	Força motriz	Material retido	Porosidade
Microfiltração	ΔP (0,5 – 2 atm)	Materiais em suspensão, bactérias, protozoários, vírus (maioria). Massa molar >500 kDa (0,01 μm)	0,1 – 0,2 μm
Ultrafiltração	ΔP (1 – 7 atm)	Coloides, vírus, macromoléculas. Massa molar >5000 Da	1000 – 100000 Da
Nanofiltração	ΔP (5 – 25 atm)	Moléculas de massa molar média	200 – 1000 Da
Osmose Inversa	ΔP (15 – 80 atm)	Todo material solúvel ou em suspensão	<200 Da

Segundo Habert *et al.* (2006) os PSM e suas aplicações industriais são considerados relativamente recentes. A maioria das membranas sintéticas comerciais é feita a partir de materiais poliméricos.

Independentemente do tipo de membrana, os parâmetros característicos dos processos são capacidade seletiva e permeabilidade. Nos processos que utilizam membranas porosas a seletividade está diretamente ligada à relação entre o tamanho das espécies existentes e o tamanho dos poros da membrana. Para que ocorra o transporte através da membrana é necessária a existência de uma força motriz agindo sobre ela. Como a maioria dos PSM são atérmicos, a força motriz utilizada e o gradiente de potencial químico são expressos em termos do gradiente de pressão e concentração (HABERT *et al.*, 2006).

O uso de membranas de filtração com baixa pressão (microfiltração e ultrafiltração) aumentou nas últimas décadas devido às regulamentações mais rígidas

para uma água de boa qualidade, diminuição de custos das membranas, melhora nos materiais que são feitas as membranas e módulos, facilidade de instalação, e melhor confiabilidade quando comparado aos métodos tradicionais de tratamento (CHOI & DEMPSEY, 2004; WANG *et al.*, 2011).

2.7.1 Incrustação ou *fouling* em membranas

No PSM, principalmente nas membranas mais porosas, geralmente ocorre uma redução do fluxo permeado com o tempo. Essa redução ocorre devido a incrustação (*fouling*), que é o depósito de materiais em suspensão sobre a superfície da membrana, causando o entupimento dos poros e conseqüentemente aumentando a pressão transmembranar (HABERT *et al.*, 2006).

A ocorrência do *fouling* depende de diversos fatores, por exemplo: características da membrana, características do efluente a ser filtrado e condições hidráulicas do sistema de operação. Além disso, os constituintes orgânicos presentes no efluente (matéria orgânica) também contribuem para a formação do *fouling* nas membranas (JARUSUTTHIRAK *et al.*, 2002).

Segundo Kimura *et al.* (2004) a principal limitação do uso das membranas para o tratamento de água é o alto consumo de energia que pode ser causado pelo *fouling* ao decorrer da filtração. Diversos métodos de limpeza podem ser utilizados para reduzir a incrustação tais como, lavagem das membranas e uso de velocidade alta de fluxo cruzado ou passagem de bolhas de ar. Estes mesmos autores realizaram a lavagem de membranas de polissulfona com peso molecular de corte de 750 kDa com reagentes químicos para limpeza das incrustações, formadas após 5 meses de uso, e obtiveram resultados satisfatórios com o uso de reagentes alcalinos e oxidantes.

A limpeza periódica da membrana com soluções ácidas, alcalinas ou com o uso de surfactantes também é uma alternativa para a redução do *fouling*, porém não é possível recuperar totalmente o fluxo permeado quando comparado com o fluxo da membrana nova, mesmo com as limpezas sendo realizadas periodicamente (HABERT *et al.*, 2006).

2.8 Enquadramento para águas de reuso

Os efluentes gerados pelas indústrias precisam atender a legislação ambiental quanto aos padrões de lançamento de efluentes antes de serem despejados nos corpos hídricos ou utilizados como fonte de reuso.

A resolução CONAMA N°357/2005 estabelece as condições e os valores dos parâmetros para o lançamento de efluentes e a classificação dos corpos de água com suas diretrizes ambientais para o enquadramento em corpos hídricos. A Resolução N°430/2011, que complementa e altera a resolução N°357/2005, também dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

O Conselho Estadual de Meio-ambiente (CEMA/IAP) apresenta em sua resolução 70/2009, as condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos industriais e apresenta para tinturaria, têxteis e lavanderia industrial os padrões de 50 mg L⁻¹ para DBO₅ e 200 mg L⁻¹ para DQO.

Segundo a norma ABNT-NBR-13969/97 o tipo de reuso de água abrange desde a recirculação de uma água de enxágue, tratada ou não, que foi utilizada para lavagem em máquinas para o posterior uso em vasos sanitários, até mesmo um alto nível de remoção de poluentes realizado em água que tem o destino de reuso para lavagem de carros.

Na Tabela 2.3 estão apresentados os tipos de água de reuso, divididos em classes, os respectivos padrões de qualidade e o tipo de tratamento que deve ser feito na água reutilizada para cada atividade descrita, segundo a ABNT-NBR-13969/97.

Tabela 2.3 - Classes das águas para reuso, seus respectivos padrões de qualidade e tratamento requerido. (ABNT-NBR-13969/97)

Águas para reuso	Atividades de reuso	Padrões de qualidade	Tratamento necessário
Classe 1	Lavagem de carros e outros tipos de usos que requerem o contato direto da água com o usuário; aspiração de aerossóis.	Turbidez: Inferior a 5; Coliforme fecal: inferior a 200 NMP/100 mL; SDT: inferior a 200 mg L ⁻¹ pH entre 6,0 e 8,0 Cloro residual entre 0,5 mg L ⁻¹ e 1,5 mg L ⁻¹ .	Tratamento aeróbio seguido por filtração convencional ou membrana filtrante e por último cloração.
Classe 2	Lavagem de pisos, calçadas e irrigação dos jardins; manutenção de lagos e canais de fins paisagísticos.	Turbidez: Inferior a 5 Coliforme fecal: inferior a 500 NMP/100 mL; Cloro residual superior a 0,5 mg L ⁻¹ .	Tratamento biológico aeróbio seguido de filtração de areia (ou membranas filtrantes) e desinfecção.
Classe 3	Descargas e vasos sanitários.	Turbidez: inferior a 10 Coliforme fecal: inferior a 500 NMP/100 mL.	Tratamento aeróbio seguido de filtração e desinfecção.
Classe 4	Reuso em pomares, cereais, forragens, pastagem para gado e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual.	Coliforme fecal: inferior a 5000 NMP/100 mL. Oxigênio dissolvido acima de 2 mg L ⁻¹	Aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.

As águas utilizadas para reuso, independente da finalidade, seja de uso direto ou indireto ao ser humano, devem apresentar padrões de qualidade e respeitar as exigências requeridas pelas normas e legislação.

3 MATERIAIS E METODOS

3.1 Coleta e caracterização do efluente de lavanderia

O efluente bruto foi coletado em uma lavanderia industrial localizada na região Oeste do Paraná. A empresa realiza a lavagem de cerca de 800 kg de peças por dia, sendo estes, uniformes profissionais provenientes de frigorífico de peixes, cobertores, edredons, tapetes e cortinas de origem doméstica e também de hotelaria, sofás e poltronas, entre outros. Nesse processo de lavagem são produzidos diariamente cerca de 8 m³ de efluente. A coleta do efluente foi realizada no tanque de equalização da empresa, que recebe e armazena toda a água proveniente da lavagem dos itens. O efluente coletado foi armazenado em galões de polietileno com capacidade para 5 e 20 litros e mantido sob refrigeração para posterior utilização nos ensaios.

Foram realizadas quatro coletas de efluente todas no ano de 2016, a primeira no mês de abril, destinada a realização dos ensaios de coagulação/floculação (C/F) para selecionar o coagulante mais eficiente e determinar a faixa de concentração e o tempo de sedimentação. A segunda coleta no mês de julho, destinada aos ensaios do planejamento proposto pela matriz de Doehler. A terceira coleta em setembro para a realização dos ensaios combinados do processo de C/F e separação por membranas de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF). A quarta coleta, no mês de dezembro foi destinada a repetição dos ensaios nas melhores condições obtidas do processo combinado C/F-MF.

A caracterização do efluente seguiu as metodologias do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998) e todas as análises foram realizadas em duplicata.

A análise de surfactantes aniônicos foi feita utilizando o kit NANOCOLOR® em tubos. A determinação de surfactantes aniônicos foi feita a partir da quantidade do surfactante lauril sulfato de sódio contido na amostra de efluente, pelo método do azul de metileno, sendo as leituras realizadas em espectrofotômetro no comprimento de onda de 620 nm (Hach DR 3900).

Na Tabela 3.1 são apresentados os parâmetros físico-químicos analisados na caracterização do efluente de lavanderia com seus respectivos métodos e procedimentos.

Tabela 3.1 - Parâmetros físico-químicos analisados na caracterização do efluente de lavanderia, métodos de determinação e protocolos analíticos.

Parâmetro	Unidade	Método	Procedimento	Equipamento
COT	mg O ₂ L ⁻¹	Oxidação catalítica	(APHA - 5310C)	TOC-L Shimadzu
Condutividade	µS cm ⁻¹	Condutimétrico	(APHA - 2510B)	Condutivímetro Tecnal (modelo R-TEC-04P-MP)
Cor aparente	mg Pt-Co L ⁻¹	Colorimétrico	(APHA - 8025)	Espectrofotômetro Hach DR 3900
DBO	mg O ₂ L ⁻¹	Titulométrico	(APHA- 5210 A e B)	
DQO	mg O ₂ L ⁻¹	Colorimétrico em refluxo fechado	(APHA - 5220D)	Espectrofotômetro Hach DR 3900
Nitrogênio total	mg L ⁻¹	Combustão catalítica	(ASTM - D5176)	TOC-L Shimadzu
pH		Potenciométrico	(APHA - 4500_H ⁺ B)	pHmetro Digimed (Modelo DM-22)
SDT	mg L ⁻¹	Gravimétrico	(APHA - 2540C)	Estufa Tecnal (modelo TE-393/2)
ST	mg L ⁻¹	Gravimétrico	(APHA - 2540B)	Mufla Quimis (modelo Q-318 D24) e Estufa Tecnal (modelo TE-393/2)
Surfactantes	mg L ⁻¹ MBAS*	Fotométrico	(APHA -5540C)	Espectrofotômetro Hach DR 3900
Temperatura	°C	Termométrico	(APHA - 2550B)	Termômetro Icoterm (ASTM 8C-86 IMM)
Turbidez	NTU	Nefelométrico	(APHA - 2130B)	Turbidímetro (Modelo 2100 P)

*MBAS: substâncias ativas ao azul de metileno.

3.2 Coagulante/floculante e preparo da solução coagulante

Os coagulantes naturais Tanfloc POP, Tanfloc SG e Tanfloc SL utilizados nos ensaios de C/F para o efluente de lavanderia foram fornecidos pela empresa Tanac S.A. Esses coagulantes são produzidos pelo processo de extração do tanino a partir da casca da Acácia negra (*Acácia mearnsii de wild*), e atuam em uma faixa de pH de 4,5 a 8 (Anexo A- fichas técnicas).

A solução de cada coagulante natural (Tanfloc POP, SG e SL) foi preparada em água destilada de acordo com a concentração desejada (80 a 160 mg L⁻¹) nos ensaios de C/F.

3.2.1 Seleção dos coagulantes e tempo de sedimentação

Os ensaios de C/F foram realizados com o intuito de selecionar dentre os coagulantes naturais, aquele que apresentasse as melhores percentagens de remoção de cor e turbidez, associado à melhor dosagem de coagulante e tempo de sedimentação dos flocos (Coleta 1).

Estes ensaios foram realizados em equipamento Jar Test (JT102 - Milan), contendo 1 litro de efluente bruto em cada cuba. O pH do efluente foi ajustado para 7,5 pela adição de soluções de NaOH 1 mol L⁻¹ e HCl 0,1 mol L⁻¹, de modo a atender a faixa de pH de atuação dos coagulantes. Os ensaios foram realizados em duplicata em temperatura ambiente (23~26°C), sendo estabelecida a condição de operação de 120 rpm e 2 minutos para a mistura rápida e de 20 rpm e 15 minutos para a mistura lenta (DOS SANTOS, 2016). Para cada ensaio realizado manteve-se uma das cubas sem adição de coagulante (controle).

Após o início do tempo de sedimentação dos flocos, foi coletada em cada cuba 60 mL de amostra do sobrenadante a cada 5 minutos até completar o tempo de 20 minutos. As amostras coletadas foram avaliadas em relação à remoção de parâmetros físico-químicos de interesse, e também foi determinado o valor de pH.

Foram feitos também testes de sólidos sedimentáveis em cone Imhoff. Após a etapa de C/F todo o conteúdo presente na cuba (1 litro) foi transferido para os cones e após 60 minutos de sedimentação foi feita a leitura direta (no cone) do lodo sedimentado.

Os coagulantes naturais Tanfloc POP, SG e SL foram avaliados nas concentrações de 80, 100, 120, 140 e 160 mg L⁻¹ para a remoção de cor e turbidez presentes no efluente de lavanderia em função do tempo de sedimentação. A eficiência de remoção dos parâmetros pelos coagulantes foi calculada pela equação (3.1):

$$\text{Eficiência (\%)} = \left(\frac{\text{Valor (controle)} - \text{Valor (amostra)}}{\text{Valor (controle)}} \right) * 100 \quad (3.1)$$

Foi realizada análise estatística utilizando o software Statistica[®] versão 7.0, em relação aos valores da eficiência calculada para os parâmetros cor e turbidez. A análise de variância ANOVA permitiu avaliar quais tratamentos foram significativos dentro de um nível de significância de 5%. A comparação das médias de remoção de cor e turbidez para os três coagulantes testados nas diferentes concentrações foi realizada pelo teste de Fisher LSD, no tempo de sedimentação estabelecido de 10 minutos.

Para representação dos dados experimentais de redução de cor e turbidez do efluente nos ensaios de C/F foi utilizado o software Origin versão 8.

A escolha do melhor coagulante foi feita pela análise das maiores percentagens de remoção dos parâmetros cor e turbidez juntamente com uma análise de custo.

3.2.2 Otimização do pH e concentração de coagulante

Realizada a análise de variância (ANOVA) e selecionado o melhor coagulante natural quanto a maior eficiência de remoção dos parâmetros cor e turbidez presentes no efluente de lavanderia, foi realizado um planejamento experimental de Doehlert (Coleta 2).

Este planejamento foi aplicado para duas variáveis (pH e concentração de coagulante) com a finalidade de determinar a condição experimental que correspondesse a maior eficiência de remoção de cor (mg Pt-Co L⁻¹) e turbidez (NTU). Foram determinados 3 níveis para concentração e 5 níveis para o pH. Foi realizada triplicata no ponto central, totalizando 9 experimentos. Na Tabela 3.2 são apresentados os níveis e as variáveis avaliadas.

Tabela 3.2- Descrição das variáveis e níveis utilizados no planejamento de Doehlert

	pH					Concentração de coagulante (mg L ⁻¹)		
Valor real	4,6	5,5	6,3	7,2	8,0	60	120	180
Valor codificado	-1	-0,5	0	0,5	1	-0,8	0	0,8

Condição de operação: VMR = 120 rpm; TMR = 2 min; VML = 20 rpm; TML = 15 min.

Para as variáveis respostas foi realizada a análise de variância ANOVA e o teste F para validação do modelo (regressão) proposto. Também foram geradas tabelas de efeitos para obtenção dos parâmetros, desvios e p-valores, gráficos de Pareto para melhor visualização dos níveis de significância, superfície de resposta e gráfico de contorno, além da análise da distribuição normal e do comportamento dos resíduos.

3.3 Processo combinado da C/F e separação por membranas

O sobrenadante coletado no tratamento por C/F oriundo do planejamento de Doehlert que apresentou os melhores resultados foi submetido a ensaios de separação por membranas de ultrafiltração (UF) e microfiltração (MF) (Coleta 3).

3.3.1 Unidade experimental de filtração por membranas

Na Figura 3.1 está representado o diagrama do esquema da unidade de separação por membranas que foi utilizada nos experimentos.

O módulo de membranas é composto por um tanque de alimentação (TQ-01, com capacidade para 5 L) onde fica armazenado o efluente a ser filtrado, válvula de abertura do tanque (VE-01), válvula de bloqueio de permeado (VE-02) e de bloqueio de permeado para leitura da vazão (VE-03), uma bomba diafragma (B-01, 220 L h⁻¹ e 5 bar), manômetros de indicação de pressão de permeado (PI-02) e concentrado (PI-01), indicador de vazão de concentrado (FI-01, rotâmetro de 0,4 a 4 L min⁻¹) e de permeado (FI-02, de 0 a 10 mL), mangueiras para conexões, válvulas gaveta para controle de pressão de permeado (VG-03), concentrado (VG-02) e de controle de pressão da bomba (B-01) e suporte para adaptar a membrana (MF/UF-01).

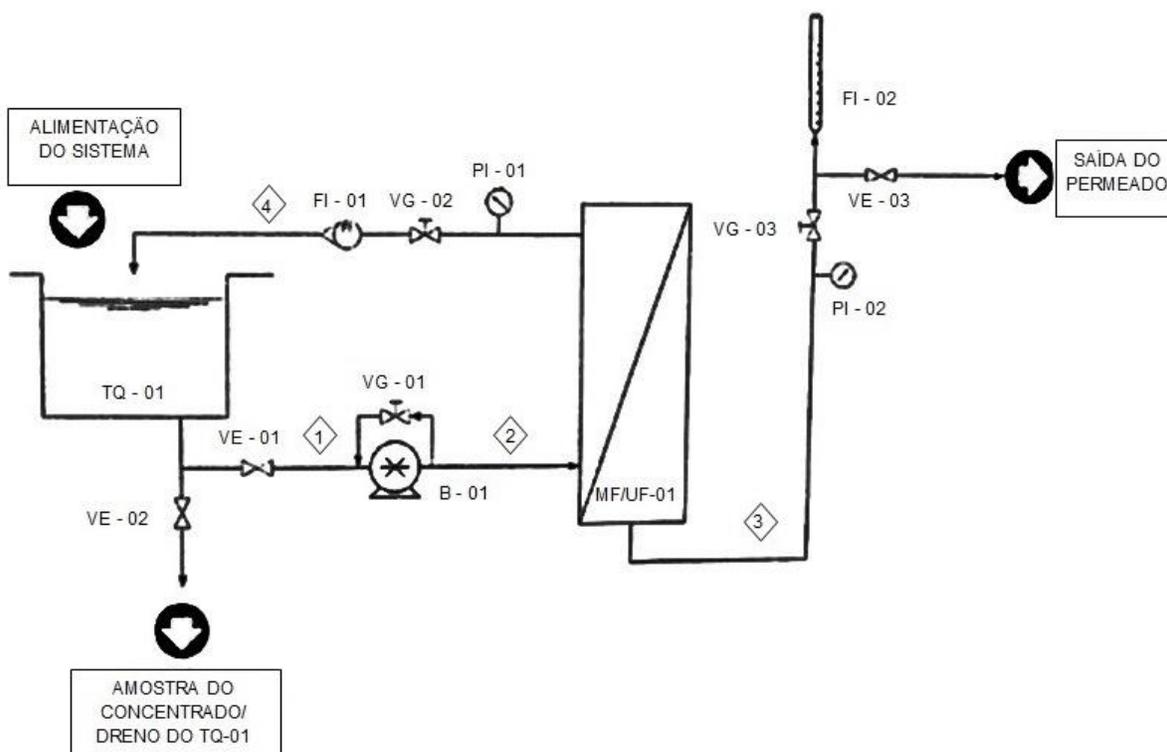


Figura 3.1 - Diagrama do esquema do módulo de membranas de MF e UF (Pam Membranas Seletivas Ltda, 2011).

3.3.2 Características das membranas filtrantes

Os valores dos parâmetros e as características das membranas utilizadas foram obtidos juntamente às fichas técnicas fornecidas pela empresa fabricante Pam Membranas Seletivas Ltda e estão apresentados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 Características das membranas de ultrafiltração (UF 104) e microfiltração (MF 106) (Pam Membranas Seletivas Ltda, 2012)

Características	UF 104	MF 106
Geometria	Fibra oca	Fibra oca
Material	Poli (éter sulfona)	Poli (imida)
Camada seletiva	Externa	Externa
Tamanho médio dos poros (μm)	-	0,4 μm
Diâmetro de corte (KDa)	50	-
Comprimento útil (mm)	260	260
Área de filtração (m^2)	0,027	0,027
Temperatura máxima ($^{\circ}\text{C}$)	55	55
Pressão máxima (bar)	5	5
pH de operação	2 a 13	2 a 13

3.3.3 Procedimento experimental do PSM

Para cada ensaio de filtração foi utilizado um volume de 2 litros de sobrenadante oriundo da etapa de C/F. Durante o processo de filtração, a corrente de concentrado e de permeado retornavam ao tanque de alimentação. Todos os ensaios de filtração foram realizados em duplicata e temperatura ambiente ($\approx 25^{\circ}\text{C}$) (Coleta 3).

As membranas de MF e de UF foram testadas nas pressões de 0,6, 1,0 e 1,4 bar para a vazão de $0,5 \text{ L min}^{-1}$ e $0,8 \text{ L min}^{-1}$, respectivamente. O fluxo permeado foi medido em um intervalo de tempo de 10 minutos durante a filtração.

A partir do momento em que o fluxo permeado em relação ao tempo de operação se tornou constante, encerrou-se o processo de filtração e foram coletados 200 mL do permeado para a posterior determinação dos parâmetros cor, turbidez, COT, DQO, SDT e surfactantes. Para os ensaios que apresentaram os melhores percentuais de remoção destes parâmetros também foram feitas análises de cloro residual, coliformes termotolerantes e toxicidade.

Os resultados obtidos para os parâmetros analisados foram comparados com os seus limites estabelecidos na legislação, visando o possível enquadramento deste efluente tratado (C/F-membranas) em águas de reuso.

3.3.4 Desempenho das membranas filtrantes

O desempenho das membranas pode ser avaliado por meio do cálculo de:

Fluxo de permeado (J em $L m^{-2} h^{-1}$): razão da vazão de permeado \dot{m} ($mL s^{-1}$) por unidade de área da membrana A (m^2), segundo a Equação 3.2 (HABERT *et al.*, 2006).

$$J = \frac{\dot{m}}{A} \quad 3.2$$

Permeabilidade hidráulica (ϵ em $L m^{-2} h^{-1} bar^{-1}$): depende da viscosidade e densidade do fluido permeante e das características físicas do meio poroso. Foi calculada utilizando a Equação 3.3, através da medida do fluxo permeado (J em $L m^{-2} h^{-1}$), utilizando água deionizada, e para a pressão transmembranar (ΔP) aplicada (HABERT *et al.*, 2006).

$$\epsilon = \frac{J}{\Delta P} \quad 3.3$$

Eficiência de remoção (R em %): calculada para cada um dos parâmetros medidos (cloro residual, coliformes termotolerantes, COT, cor, DQO, nitrogênio total, SDT, surfactantes e turbidez) pela Equação 3.4:

$$R (\%) = \frac{C_a - C_p}{C_a} \times 100\% \quad 3.4$$

Onde C_a é a concentração de determinado composto na alimentação (mg L^{-1}) e C_p é a concentração do composto no permeado (mg L^{-1}) (ZAKRZEWSKA-TRZNADEL, 2013).

Formação de *fouling* (FF em %): usado para comparar o fluxo permeado (J_d) na membrana suja (com água deionizada) depois da operação de filtração do efluente, com o fluxo original da membrana (J_0) obtido com a membrana limpa. Esse valor pode ser calculado utilizando a Equação 3.5 (ASTUDILLO *et al.*, 2010).

$$\text{FF (\%)} = \left(1 - \frac{J_d}{J_0}\right) \times 100 \quad 3.5$$

3.3.5 Limpeza das membranas filtrantes

A limpeza das membranas é feita com intuito de remover os sólidos que ficaram incrustados após a filtração, e assim manter o fluxo próximo ao original da membrana limpa. Os métodos de limpeza em geral podem ser divididos em químicos e físicos (SHI *et al.*, 2014).

A limpeza física e química das membranas foi realizada após cada ensaio de filtração, no próprio equipamento de filtração, seguindo a orientação do fabricante. A limpeza física consistiu na recirculação de água deionizada no módulo de filtração por cerca de 2 minutos. Após a limpeza física foi feita uma limpeza química recirculando solução alcalina de NaOH 3% (P.A marca Fmaia) durante 40 minutos, para remoção de sais orgânicos e demais compostos que formam incrustações, seguida de um enxágue com água deionizada por 5 minutos.

Em sequência, outra limpeza química foi feita com solução de ácido cítrico 2% ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$ anidro P. A marca Anidrol) durante 20 minutos, seguida de enxágue com água deionizada durante 10 minutos (SHI *et al.*, 2014; NETA *et al.*, 2005).

Ao término das etapas de limpeza química, sucessivos enxágues com água deionizada foram realizados até que a água atingisse pH igual a 7. O fluxo permeado com água deionizada foi medido, e caso os valores de permeabilidade hidráulica da

membrana estivessem distantes do valor original, uma nova limpeza química era realizada (NETA *et al.*, 2005).

3.4 Processo de tratamento combinado para as melhores condições experimentais de C/F-MF

Ensaio combinando as melhores condições experimentais obtidas no tratamento do efluente de lavanderia pela etapa de C/F (concentração de coagulante e pH) e de MF por membranas (pressão) foram realizados. Na Tabela 3.4 são apresentados os parâmetros analisados após cada etapa do processo de tratamento do efluente (Coleta 4).

Tabela 3.4 - Condições experimentais e parâmetros analisados após cada etapa de C/F e MF

Tipo de tratamento	C/F	MF
Parâmetros analisados		
COT (mg O ₂ L ⁻¹)	X	X
Condutividade (µS cm ⁻¹)	X	X
Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)	X	X
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	X	X
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	X	X
pH	X	X
SDT (mg L ⁻¹)	X	X
ST (mg L ⁻¹)	X	
Surfactantes (mg L ⁻¹ MBAS)	X	X
Temperatura (°C)	X	X
Turbidez (NTU)	X	X
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)		X
Cloro residual (mg L ⁻¹)		X

3.5 Testes de toxicidade com *Vibrio fischeri*

Os ensaios de toxicidade foram realizados conforme orientações da norma ABNT NBR 15411-3. A bactéria *Vibrio fischeri* liofilizada (BIOLUX® LYO5, Umwelt) foi reativada com solução tampão de reativação (Umwelt). A solução contendo a bactéria foi homogeneizada e transferida para uma cubeta de vidro, na qual permaneceu por 5 minutos à 15 °C em incubadora térmica (EasyCool H-32, Umwelt).

Nos testes de toxicidade foram utilizadas amostras do efluente bruto de lavanderia e amostras do permeado coletado após o tratamento combinado de C/F-MF nas melhores condições experimentais determinadas. A salinidade das amostras foi ajustada para 20‰ com solução 20 g L⁻¹ de NaCl, o pH ajustado para 7,5 utilizando solução 5% de NaOH e quando necessário, as amostras foram aeradas a fim de obter uma concentração de oxigênio dissolvido maior que 0,5 mg L⁻¹. As amostras foram diluídas nas proporções de 1:2, 1:4, 1:8, 1:16, 1:32, 1:64 e 1:128 (v/v) utilizando 20 g L⁻¹ de NaCl como diluente (ABNT NBR 15411-3).

As amostras diluídas foram colocadas na incubadora térmica por 5 minutos à 15 °C, e após foram feitas as leituras no luminômetro (BioFix Lumi-10, Macherey-Nagel). Um volume de 0,1 mL da solução contendo a bactéria reativada foi adicionado em cada tubo que continham as diluições e após 30 minutos foram feitas novamente leituras no luminômetro. A solução de 20 mg L⁻¹ de NaCl foi utilizada como amostra controle e sulfato de zinco heptahidratado 6,16 mg L⁻¹ dissolvido em 20 g L⁻¹ de NaCl foi usado como solução de referência nos testes de sensibilidade (ABNT NBR 15411-3).

O efeito inibitório nas amostras (E_t) foi calculado utilizando as Equações 3.6, 3.7 e 3.8.

$$f_{kt} = \frac{I_{kt}}{I_{k0}} \quad (3.6)$$

$$I_{ct} = I_0 \times \bar{f}_{kt} \quad (3.7)$$

$$E_t = \frac{I_{ct} - I_t}{I_{ct}} \times 100 \quad (3.8)$$

Em que f_{kt} é o fator de correção para o período de exposição, I_{kt} é a intensidade da bioluminescência do controle após o período de exposição (em unidade de luminescência relativa) e I_{k0} é a intensidade da bioluminescência da suspensão bacteriana do controle imediatamente antes da adição da amostra (unidade de luminescência relativa); I_{ct} é o valor corrigido de I_0 em cada cubeta, I_0 é a intensidade da bioluminescência da suspensão bacteriana em cada cubeta antes da adição da amostra (unidade de luminescência relativa); \bar{f}_{kt} é a média dos valores de f_{kt} ; E_t é o efeito inibitório da suspensão em teste após o período de exposição (%) e I_t é a intensidade de bioluminescência da suspensão-teste após o período de exposição (unidade de luminescência relativa).

O fator de toxicidade FT representa a menor diluição da amostra na qual a média do efeito inibitório (\bar{E}_t) é menor do que 20%. Seu valor foi fornecido pelo software Easydata (Umwelt) do equipamento no qual foram realizadas as análises (ABNT NBR 15411-3).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização físico-química do efluente de lavanderia

A caracterização físico-química do efluente de lavanderia foi realizada para cada um dos quatro lotes coletados. Os parâmetros analisados e seus respectivos valores médios estão apresentados na Tabela 4.1, juntamente com o valor permitido pela legislação para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Tabela 4.1 - Valores médios dos parâmetros analisados na caracterização do efluente de lavanderia

Parâmetro	Coleta 1 (04/2016)	Coleta 2 (07/2016)	Coleta 3 (09/2016)	Coleta 4 (12/2016)	CONAMA Nº430/2011 ^[1] CEMA 70/2009 ^[2]
Carbono orgânico total (mg O ₂ L ⁻¹)	61,4±1,7	54,5±0,8	80,4±1,2	86,0±0,1	-
Condutividade (µS cm ⁻¹)	480±2	278±13	444±1	647±8	-
Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)	560±0	394±11	365±4	425±0	-
DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	ND	58±0	87±0	67±0	50 ^[2]
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	1189±2	587±4	383±15	245±8	200 ^[2]
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	4,8±0,1	2,9±0	7,1±0	4,8±0	20 ^[1]
pH	9,9±0,3	10,0±0,1	10,5±0	10,9±0	Entre 5 e 9 ^[1]
Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	409±9	359±4	471±2	473±4	-
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	447±18	456±6	530±3	532±7	-
Surfactantes (mg L ⁻¹ MBAS)	ND	11,7±0,1	19,6±0,1	15,9±0	-
Temperatura (°C)	26,1±0,1	23,4±0,2	25,4±0,1	25,1±0,1	Inferior a 40°C ^[1]
Turbidez (NTU)	87±6	61±2	52±2	64±1	-

*ND – Não determinado

Nas quatro coletas realizadas, o efluente de lavanderia apresentou características físico-químicas variáveis para os parâmetros analisados. Este fato pode

ser atribuído ao estado de sujidade das peças no período em que o efluente foi coletado, pois quanto maior a sujeira maior o consumo de produtos químicos durante o processo de lavagem.

A medida do carbono orgânico total (COT) obtido na caracterização do efluente variou entre 54,5 e 86 mg O₂ L⁻¹. Segundo Zeng *et al.* (2013), o valor do COT representa a quantidade de matéria orgânica poluente presente no meio.

Os valores do parâmetro cor variaram de 365 a 560 mg Pt-Co L⁻¹, o que pode ter ocorrido devido ao tipo de peças que foram lavadas nos diferentes dias de coleta, pois os tecidos podem perder coloração durante a etapa da lavagem.

Na Tabela 4.1 verifica-se que os valores da DBO (entre 58 e 87 mg O₂ L⁻¹) e DQO (entre 245 e 1189 mg O₂ L⁻¹) obtidos estão acima do limite permitido pela legislação estadual vigente (CEMA/IAP) 70/2009 (DBO igual a 50 mg O₂ L⁻¹ e DQO igual a 200 mg O₂ L⁻¹) para lançamento do efluente de lavanderia, fato que demonstra a necessidade de um tratamento adequado para remover carga orgânica e permitir que estas águas residuais se destinem aos corpos hídricos ou a sua reutilização na própria empresa.

Pesquisadores como Ciabatti *et al.* (2009) e Delforno *et al.* (2014) obtiveram para o efluente bruto de lavanderia um valor médio para a DQO de 602 mg O₂ L⁻¹ e 1603 mg O₂ L⁻¹. Segundo estes autores, a presença de surfactantes aniônicos e materiais fibrosos no efluente podem contribuir para o aumento do valor da DQO.

Os valores obtidos para o nitrogênio total de 2,9 a 7,1 mg L⁻¹ atendem o limite permitido pela legislação federal vigente CONAMA N° 430/2011.

O valor do pH em torno de 10 para o efluente também está acima do limite permitido entre 5 e 9 pela legislação federal CONAMA N° 430/2011. Geralmente, o efluente de lavanderia possui alto valor de pH, devido aos aditivos químicos utilizados durante o processo de lavagem (KIM *et al.*, 2014; DELFORNO *et al.*, 2014).

Autores como Ahmad & El-Dessouky (2008), Delforno *et al.* (2014) e Kim *et al.* (2014) obtiveram na caracterização do efluente de lavanderia elevados valores de pH, sendo de 9,1, 10 e 12,5, respectivamente.

A quantidade de surfactantes aniônicos presente no efluente está entre 11,7 e 19,6 mg L⁻¹ MBAS. A magnitude desses valores deve-se à concentração e dosagem de detergente utilizado na lavagem das peças (DELFORNO *et al.*, 2014).

Segundo Ahmad & El-Dessouky (2008) o valor de SDT e de ST obtidos podem ser atribuídos a presença de sabões e aditivos utilizados durante a lavagem das peças. Em seu trabalho obtiveram valor de 504 mg L⁻¹ para sólidos totais dissolvidos em efluente de lavanderia, valor este, próximo aos valores obtidos na caracterização do efluente em estudo (SDT entre 359 e 473 mg L⁻¹ e ST entre 447 e 532 mg L⁻¹, conforme Tabela 4.1).

Delforno *et al.* (2014) obtiveram 181 mg L⁻¹ MBAS de surfactantes aniônicos quando realizaram a caracterização de um efluente de lavanderia comercial. Segundo os mesmos autores, os valores de surfactantes determinados nos efluentes de lavanderia demonstram a importância do tratamento deste tipo de efluente para a redução deste parâmetro, pois o excesso de surfactantes pode causar a formação de espuma e comprometer a qualidade da água, além de aumentar a sua toxicidade.

O parâmetro temperatura determinado nas coletas apresentou valores inferiores a 40 °C, conforme estabelecido pela legislação CONAMA Nº 430/2011.

Para a turbidez, os valores obtidos de 52 a 87 NTU corroboram com o valor de 92 NTU obtido por Nicolaidis & Virydes (2014) para a caracterização de efluente de lavanderia. Segundo Huang *et al.* (2011) o valor da turbidez é um indicador da quantidade de substâncias coloides presentes no efluente. Ciabatti *et al.* (2009) obteve o valor de 110 NTU de turbidez no efluente proveniente de lavagem de roupas.

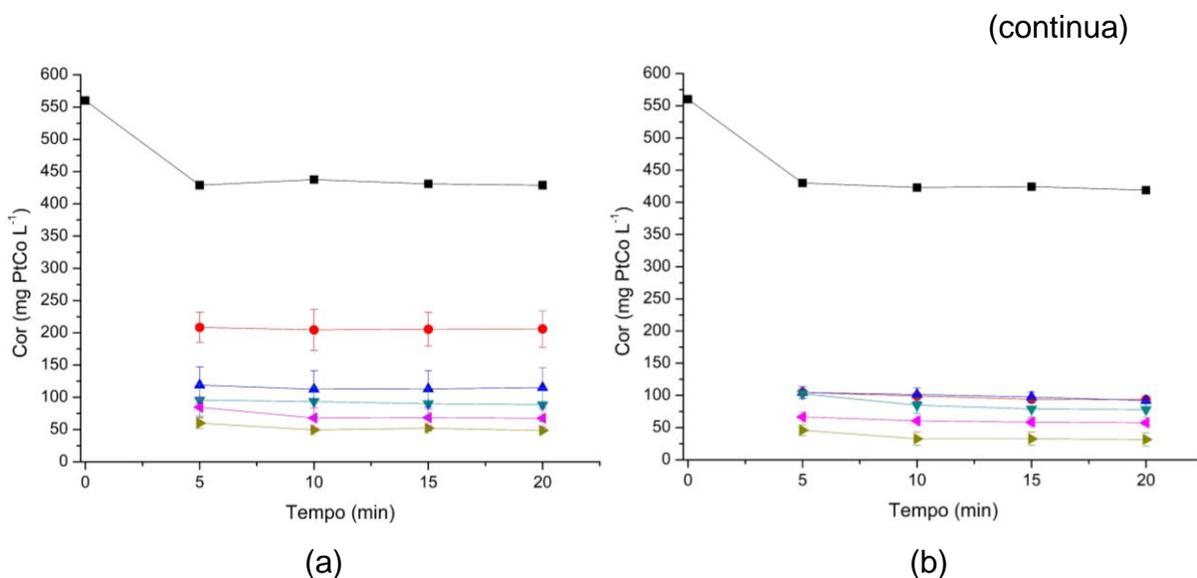
Em geral, os resultados obtidos apontam a necessidade de um adequado tratamento destes efluentes, uma vez que alguns dos parâmetros analisados não se enquadraram nos limites estabelecidos pela legislação (DBO, DQO e pH).

4.2 Ensaios de C/F: Escolha do coagulante

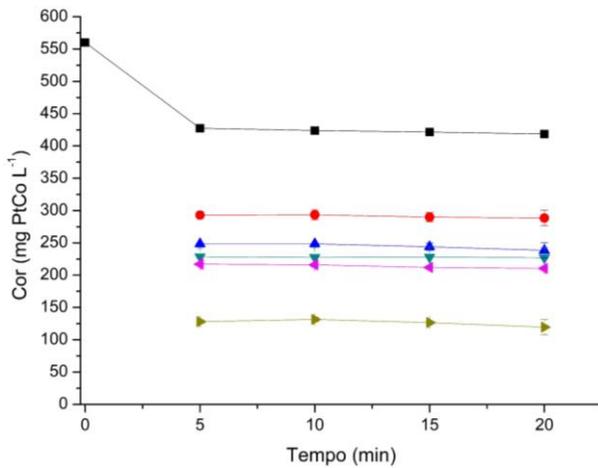
Os ensaios de C/F para escolha do melhor coagulante foram realizados na primeira coleta de efluente, com os três tipos de coagulantes naturais (Tanfloc POP, Tanfloc SG e Tanfloc SL) nas concentrações de 80, 100, 120, 140 e 160 mg L⁻¹.

Em todos os ensaios com os diferentes coagulantes e em cada tempo de sedimentação foi verificado que o parâmetro pH se manteve praticamente constante ($\approx 7,5$) apresentando como maior variação 0,2 unidades de pH. Segundo Da Silva (1999), o tanino não altera o pH da água tratada por não consumir alcalinidade do meio.

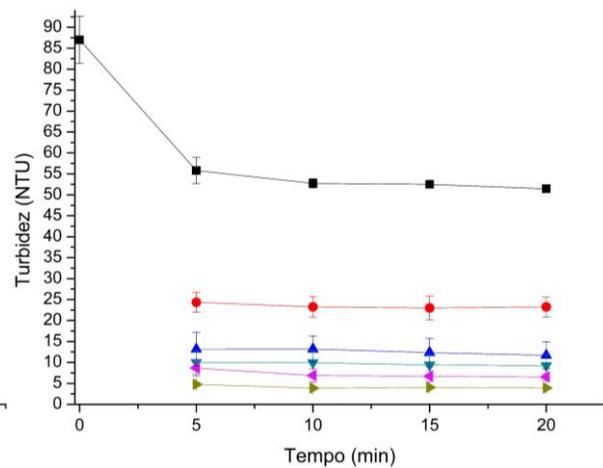
As curvas de redução de cor e turbidez do efluente para os três coagulantes avaliados são apresentadas na Figura 4.1(a-f).



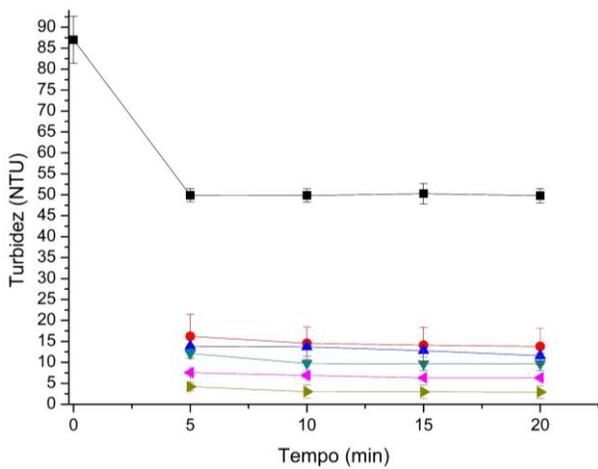
(continuação)



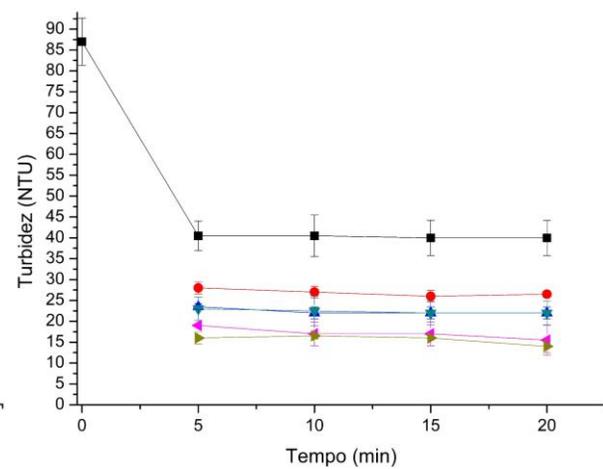
(c)



(d)



(e)



(f)

Figura 4.1 - Redução da cor (a, b, c) e turbidez (d, e, f) para as diferentes dosagens de coagulante em relação ao tempo de sedimentação utilizando os coagulantes Tanfloc POP, SG e SL, respectivamente (Coleta 1: Cor inicial média = 560 mg Pt-Co L⁻¹; Turbidez inicial média = 87 NTU), pH=7,5, TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm.

Legenda: —■— controle —●— 80 mg L⁻¹ —▲— 100 mg L⁻¹ —▼— 120 mg L⁻¹ —◀— 140 mg L⁻¹ —▶— 160 mg L⁻¹

Nas curvas de redução de cor e turbidez para os três coagulantes observa-se que houve remoção destes parâmetros nas diferentes concentrações avaliadas quando comparado com a amostra controle, fato que demonstra a efetividade dos coagulantes naturais no processo de C/F do efluente de lavanderia.

O efluente bruto utilizado nos ensaios controle (sem coagulante) apresentou reduções para cor de um valor inicial de 560 para 419 mg Pt-Co L⁻¹ e turbidez de 87 para 40 NTU, para um tempo de sedimentação de 20 minutos. Essa sedimentação das partículas em suspensão no efluente ocorreu naturalmente nos ensaios controle, sendo mantidas as mesmas condições operacionais (pH, velocidade e tempo de mistura).

Os resultados de redução de cor e turbidez (Figura 4.1(a-f)) obtidos para os três coagulantes em cada concentração avaliada, indicaram que o tempo de sedimentação entre 5 e 10 minutos é suficiente para a realização da etapa de C/F do efluente de lavanderia nas condições experimentais estudadas. O tempo de sedimentação de 10 minutos foi estabelecido para as análises posteriores.

O tempo de sedimentação dos flocos após o processo de C/F também foi estudado por Kim *et al.* (2014), sendo avaliada a redução da turbidez em relação ao tempo de sedimentação do efluente de lavanderia utilizando diferentes polímeros como coagulantes, obtendo remoção de mais de 95% das partículas em suspensão no tempo de 10 minutos de sedimentação.

O aumento da concentração de coagulante nos ensaios proporcionou maior redução dos parâmetros cor e turbidez do efluente para os três coagulantes testados.

Na dosagem de 160 mg L⁻¹ do coagulante Tanfloc POP no tempo de 10 minutos de sedimentação obteve-se uma redução de cor de 560 para 49,5 mg Pt-Co L⁻¹ e de turbidez de 87 para 3,9 NTU. O coagulante Tanfloc SG na mesma concentração (160 mg L⁻¹) levou a uma redução de 87 para 3 NTU em relação a turbidez e de 560 para 32,5 mg Pt-Co L⁻¹ para o parâmetro cor. O coagulante Tanfloc SL apresentou as menores remoções de ambos os parâmetros, sendo de 560 para 131,5 mg Pt-Co L⁻¹ para cor e 87 para 16,5 NTU para turbidez na dosagem de 160 mg L⁻¹.

Trabalhos desenvolvidos buscando avaliar o efeito da variação da concentração de coagulante no tratamento de efluentes pelo processo de C/F utilizando taninos como coagulante (HAMEED *et al.*, 2016; BELTRÁN-HEREDIA *et al.*, 2010) apontaram que a variação da dosagem de coagulante influencia na eficiência da remoção de turbidez do efluente, assim como observado no presente trabalho.

Na Figura 4.2(a-c) estão apresentadas as porcentagens de remoção de cor e turbidez para o tempo de sedimentação de 10 minutos utilizando os coagulantes Tanfloc POP, Tanfloc SG e Tanfloc SL nas concentrações testadas.

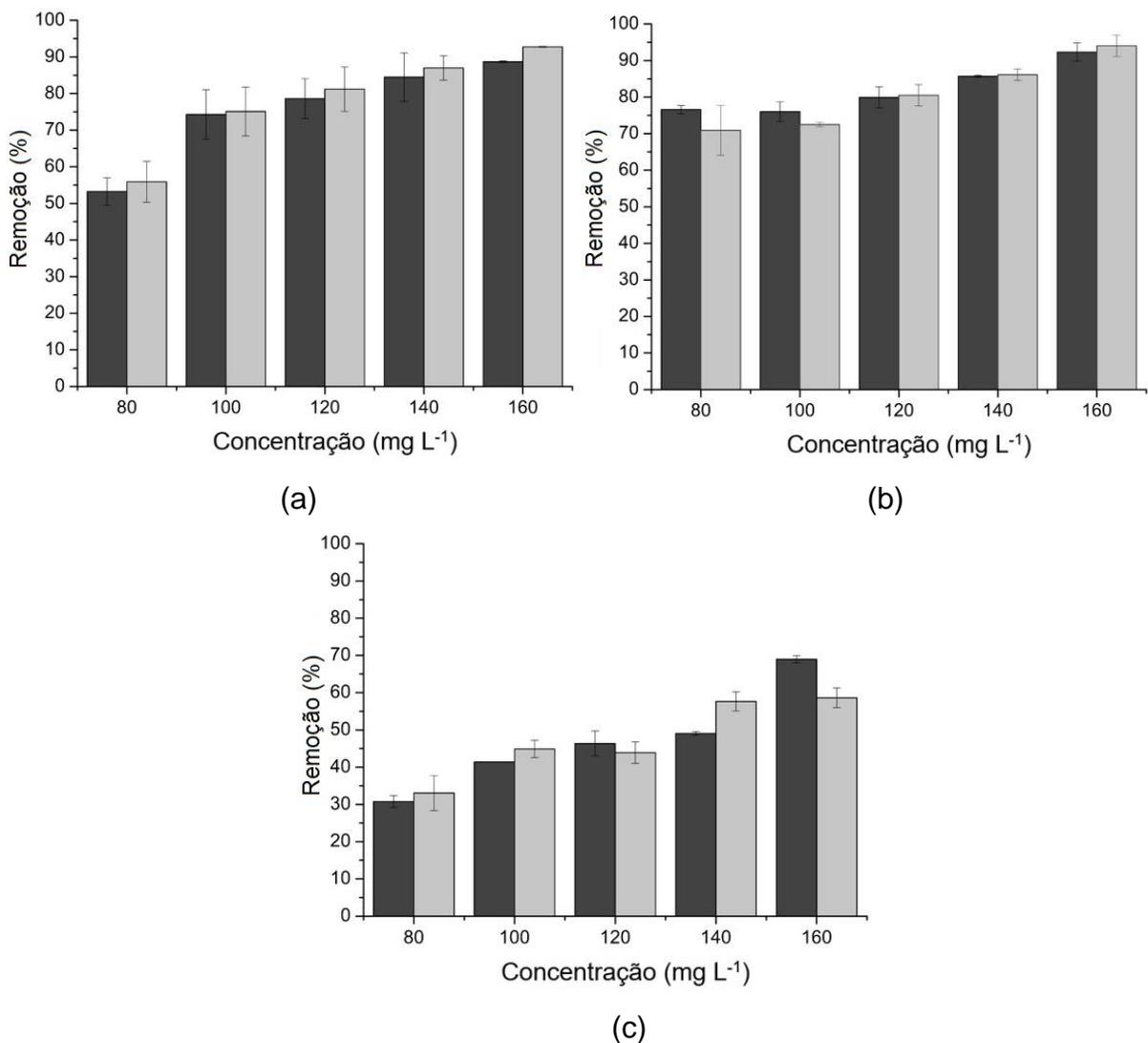


Figura 4.2 - Remoção percentual de cor e turbidez do efluente de lavanderia utilizando os coagulantes Tanfloc POP (a), Tanfloc SG (b) e Tanfloc SL (c) para 10 minutos de sedimentação (pH=7,5; TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm).

Legenda: Cor Turbidez

Dentre os três coagulantes avaliados, o coagulante Tanfloc POP e Tanfloc SG foram os que apresentaram maiores percentuais de remoção de cor (88,7% e 92,3%, respectivamente) e turbidez (92,8% e 94,0%, respectivamente) na concentração de 160 mg L⁻¹. O coagulante Tanfloc SL apresentou a menor eficiência de remoção tanto para o parâmetro cor (69,0%) quanto para turbidez (58,6%), na mesma concentração avaliada.

Aboulhassan *et al.* (2006) trataram efluente de indústria de tintas por C/F utilizando como coagulante FeCl₃ na concentração de 650 mg L⁻¹ e obtiveram uma remoção de 82,6% de DQO, 94,8% de cor e cerca de 22,8% de turbidez. Quando os autores utilizaram a combinação de 650 mg L⁻¹ de FeCl₃ com 160 mg L⁻¹ do coagulante natural Polysep 3000, preparado a partir de taninos vegetais, obtiveram uma remoção de 99,2% da cor, 88,5% da DQO e cerca de 84% da turbidez do efluente. A adição do coagulante natural levou a um aumento do percentual de remoção dos parâmetros medidos, o que comprova a eficiência dos coagulantes naturais para tratamento de efluentes.

Da Silva (1999) tratou água de rio por processo de C/F e na concentração de 1 mL L⁻¹ de tanino como coagulante com adição de 17 mL L⁻¹ de hidróxido de cálcio, obtendo 100% de remoção de cor e turbidez.

Comparando os resultados de remoção dos parâmetros obtidos na concentração de 100 mg L⁻¹ com a de 160 mg L⁻¹ de coagulante, se tem em média para os três coagulantes avaliados um aumento de 16,3% e 21,3% de remoção de cor e turbidez, respectivamente. Estes ganhos de remoção equivalem a um aumento de 60 mg L⁻¹ de coagulante utilizado para tratar um litro de efluente, o que eleva os custos do tratamento. Este fato vem justificar uma análise de custo e de variância (ANOVA) para avaliar a significância da concentração de coagulante na eficiência de remoção da cor e turbidez.

4.3 Custo dos coagulantes e análise estatística da eficiência de remoção

Buscando associar a eficiência do processo de C/F do efluente ao menor custo de operação da unidade de tratamento foi realizado um levantamento de preço para cada coagulante natural junto ao fabricante (TANAC). Na Tabela 4.2 são apresentados os valores dos coagulantes cotados em março de 2017.

Tabela 4.2- Levantamento de preços dos coagulantes (março de 2017)

Coagulante	Preço por quilo (R\$)*	Preço por quilo (\$)
Tanfloc POP	3,53	1,12
Tanfloc SG	3,88	1,23
Tanfloc SL	3,63	1,15

*Cotação correspondente ao mês de março de 2017 (1\$ = 3,16R\$)

Conforme apresentado na Tabela 4.2, o coagulante Tanfloc POP possui o menor custo de aquisição (R\$ 3,53) em relação aos outros dois, bem como demonstrou eficiência na remoção de cor (88,7%) e turbidez (92,8%) do efluente de lavanderia.

Para avaliar a significância da concentração de coagulante na remoção de cor e turbidez para 10 minutos de sedimentação, uma análise de variância (ANOVA) foi realizada para um nível de significância de 5%. A Tabela de ANOVA e do teste de Fisher LSD para o Tanfloc POP estão apresentadas nas Tabelas 4.3 e 4.4 respectivamente, e para os coagulantes SG e SL estão disponíveis no Apêndice A.

Tabela 4.3 - Análise de variância ANOVA para cor e turbidez para o coagulante Tanfloc POP

	Cor				Turbidez					
	SQ	GL	MQ	F	p-valor	SQ	GL	MQ	F	p-valor
Intercepto	57529,2	1	57529,2	1990,6	1,1*10 ⁻⁷	61443,65	1	61443,65	2482,85	1*10 ⁻⁷
Tratamento	1519,08	4	379,77	13,14	7,3*10 ⁻³	1613,51	4	403,38	16,300	4,5*10 ⁻³
Erro	144,50	5	28,90			123,74	5	24,75		
Soma	59192,77	10	57937,86			63180,9	10	61871,78		

SQ = soma quadrática, GL = graus de liberdade, MQ = média quadrática, F = valor calculado de F.

A partir dos dados obtidos na ANOVA (Tabela 4.3) pode-se verificar para um nível de significância de 5% que o tipo de tratamento (concentração em mg L⁻¹ de coagulante) se mostrou significativo (p-valor < 0,05), ou seja, a variação da concentração influencia na eficiência de remoção dos parâmetros cor e turbidez na C/F do efluente.

O teste de Fisher LSD permitiu realizar uma análise de comparação das médias do percentual de remoção de cor e turbidez obtidas pelos tratamentos e através do p-valor avaliar a diferença existente entre elas.

Tabela 4.4 - Teste de Fisher: p-valor para teste de comparação de médias da percentagem de remoção de cor e turbidez em relação a concentração de coagulante Tanfloc POP

Tratamento (mg L ⁻¹)	Remoção cor (%)					Remoção turbidez (%)				
	80	100	120	140	160	80	100	120	140	160
80		0,01127	0,00524	0,00213	0,00120		0,01180	0,00378	0,00152	0,00070
100	0,01127		0,45567	0,11681	0,04394	0,01180		0,27401	0,06237	0,01637
120	0,00524	0,45567		0,32727	0,12049	0,00378	0,27401		0,29772	0,06781
140	0,00213	0,11681	0,32727		0,46850	0,00152	0,06237	0,29772		0,29809
160	0,00120	0,04394	0,12049	0,46850		0,00070	0,01637	0,06781	0,29809	

pH=7,5; TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm.

Na Tabela 4.4, os resultados da análise estatística indicam que dentro de um nível de significância de 5% as médias são iguais (p -valor $> 0,05$) para os tratamentos de 120, 140 e 160 mg L⁻¹, ou seja, não possuem diferença significativa tanto para a remoção de cor quanto de turbidez, então ao se trabalhar com 160, 140 ou 120 mg L⁻¹ de coagulante, têm-se a mesma eficiência de remoção.

Os valores das médias da remoção de cor e turbidez obtidas para o teste de Fisher são apresentados na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 - Comparação de médias da remoção (%) de cor e turbidez para o coagulante Tanfloc POP em cada concentração

Tratamento (Concentração de coagulante, mg L⁻¹)	Remoção média de cor (%)	Remoção média de turbidez (%)
80	53,24 ^a	55,87 ^a
100	74,27 ^b	75,10 ^b
120	78,61 ^{b,c}	81,21 ^{b,c}
140	84,45 ^{b,c}	86,99 ^{b,c}
160	88,66 ^c	92,76 ^c

a, b e c indicam médias iguais dentro de um nível de significância de 5%; pH=7,5; TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm.

Pela análise estatística tem-se que as médias de remoção de cor e turbidez, nas concentrações de 100, 120 e 140 mg L⁻¹, e também as médias das concentrações de 120, 140, 160 mg L⁻¹ são iguais para um nível de significância de 5%. Sendo assim, com uma concentração de 120 mg L⁻¹ de coagulante é possível atingir resultados satisfatórios de remoção dos parâmetros cor e turbidez do efluente.

Com base nos resultados obtidos para a remoção dos parâmetros cor e turbidez nos ensaios de C/F do efluente e na análise do custo de mercado, foi selecionado o coagulante natural Tanfloc POP para o estudo do planejamento experimental de Doehlert.

4.4 Planejamento experimental de Doehlert

Na Tabela 4.6 estão apresentados os valores das variáveis respostas cor e turbidez, em percentagem de remoção para cada condição do experimento realizado para o planejamento experimental de Doehlert.

Tabela 4.6 - Matriz do planejamento de Doehlert para o coagulante Tanfloc POP

Ensaio	Nível pH	pH	Nível concentração	Concentração (mg L ⁻¹)	Cor (%)	Turbidez (%)
1	-1	4,6	0	120	90,83	94,24
2	-0,5	5,5	0,8	180	62,33	70,14
3	-0,5	5,5	-0,8	60	88,37	88,56
4	0	6,3	0	120	91,09	94,34
5	0	6,3	0	120	91,85	94,23
6	0	6,3	0	120	93,91	93,12
7	0,5	7,2	-0,8	60	53,88	59,70
8	0,5	7,2	0,8	180	89,67	94,23
9	1	8,0	0	120	81,75	82,74

Condições de operação: TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm.

A partir dos valores obtidos como resposta, tem-se que conforme aumenta a concentração em pH mais baixo (pH=5,5), ocorre uma diminuição no valor da remoção de cor e turbidez. Em pH mais elevado (pH=7,2) o aumento na concentração levou a um aumento da remoção de cor e turbidez.

Em concentrações mais baixas (C=60 mg L⁻¹) a diminuição no valor do pH levou a valores maiores do percentual de remoção de cor e turbidez. Na concentração de 120 mg L⁻¹ a diminuição do pH de 8 para 6,3 acarretou em um aumento no percentual de remoção de ambos os parâmetros, e na redução do pH de 6,3 para 4,6 não afetou o percentual de remoção dos mesmos. No maior valor de concentração (C=180 mg L⁻¹), o aumento do pH resultou em um aumento na remoção da cor e turbidez. Essa análise leva para a previsão de um modelo não linear para ajuste dos parâmetros.

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software Statistica 7[®] considerando um nível de significância de 5%. A análise de variância ANOVA foi feita para avaliar a qualidade do ajuste e a validação do modelo que é determinado pelo teste F. Na Tabela 4.7 é apresentada a análise de variância ANOVA realizada para a remoção de cor e turbidez para o planejamento de Doehlert.

Tabela 4.7 - Análise de variância ANOVA para remoção (%) de cor e de turbidez

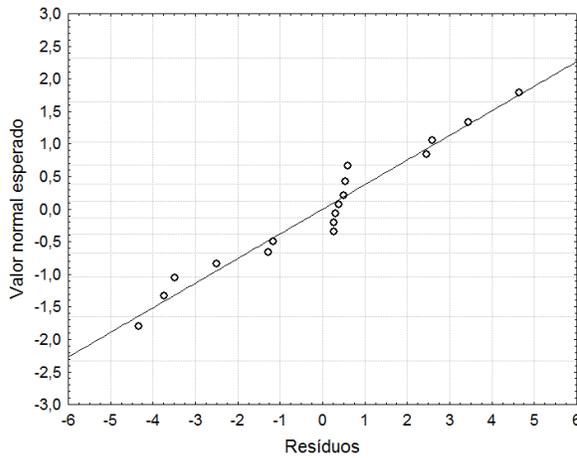
	Cor				Turbidez			
	SQ	GL	MQ	F _{calc}	SQ	GL	MQ	F _{calc}
Regressão	3328,979	5	665,796	273,99	2548,89	5	509,78	33,96
Falta de ajuste	2,430	1	2,430	0,2685	15,075	1	15,075	1,0045
Erro puro	99,551	11	9,050		165,082	11	15,007	
Resíduo	101,981	12	8,498		180,158	12	15,013	
Total	3532,942	17			2729,051	17		

SQ = soma quadrática, GL = graus de liberdade; MQ = média quadrática; F_{calc} = F calculado.
Condições de operação: TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm com coagulante Tanfloc POP

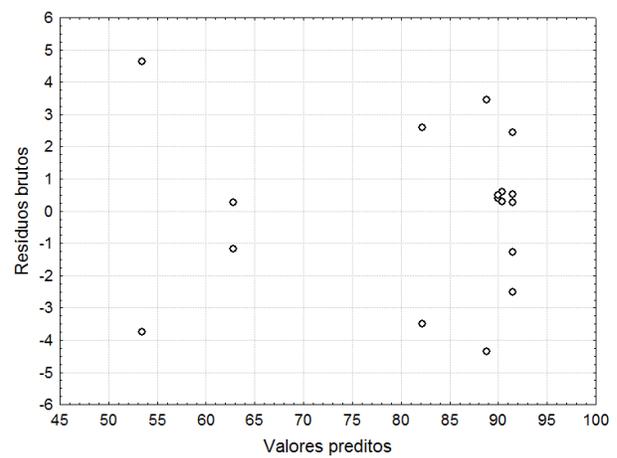
Para o parâmetro cor foi obtido $R^2=0,97$, $R^2_{aj}=0,957$ e $F_{tab}(5;12;0,05)= 3,11$. O valor de F_{tab} é menor do que o valor de $F_{calc}(3,11 < 273,99)$, logo a regressão se ajusta ao modelo proposto para o parâmetro cor. A razão $F_{calc}/F_{tab} = 88,09$ indica um valor alto de correlação do modelo proposto. Segundo Neto *et al.* (2001) quando a razão F_{calc}/F_{tab} é maior do que 1, o modelo é estatisticamente significativo, e se for maior do que 5, o modelo é além de significativo, preditivo.

O parâmetro turbidez apresentou um $R^2=0,934$, $R^2_{aj}=0,906$ e $F_{tab}(5;12;0,05)= 3,11$. O valor de F_{tab} é menor do que o valor de $F_{calc}(3,11 < 33,96)$, então a regressão se ajusta ao modelo proposto para turbidez. $F_{calc}/F_{tab} = 10,91$, indicando um alto valor de correlação, sendo o modelo estatisticamente significativo e preditivo.

Na Figura 4.3 são apresentados os gráficos de resíduos para a análise da distribuição dos pontos em torno do zero para a resposta cor e na Figura 4.4 para a resposta turbidez.



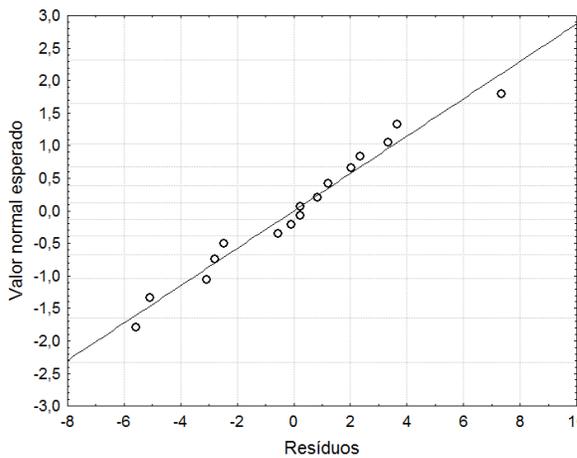
(a)



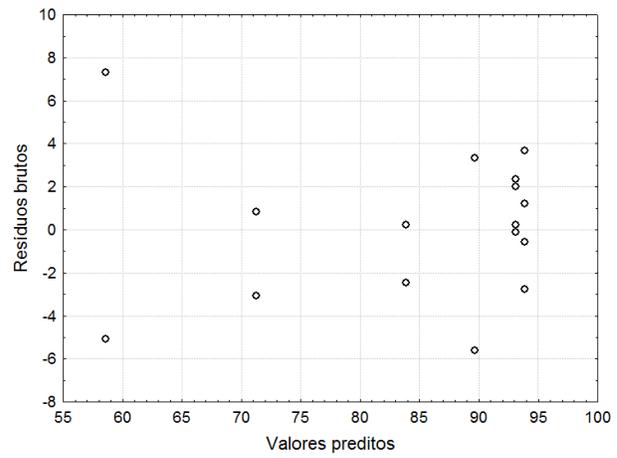
(b)

Figura 4.3 - Gráfico de resíduos versus valor normal esperado (a) e valores preditos versus resíduos brutos para resposta cor (b).

Na Figura 4.3 (a) não há presença de *outliers* (pontos fora do intervalo -2 a 2) e os resíduos se distribuem de forma normal. Na Figura 4.3 (b) os pontos estão distribuídos aleatoriamente em torno do zero, confirmando uma distribuição normal.



(a)



(b)

Figura 4.4 - Gráfico de resíduos versus valor normal esperado (a) e valores preditos versus resíduos brutos para resposta turbidez (b).

Para a resposta turbidez, não há presença de *outliers*, os resíduos se distribuem de forma normal e os pontos estão distribuídos aleatoriamente em torno do zero, o que demonstra uma distribuição normal.

Os coeficientes de regressão para o planejamento experimental proposto estão apresentados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8 - Tabela de efeitos para remoção de cor e turbidez

	Cor			Turbidez		
	Coeficiente	Erro puro	p-valor	Coeficiente	Erro puro	p-valor
Intercepto	91,4583	1,1901	0,0000	93,8917	1,5818	0,0000
pH (L)	-2,0450	0,5950	0,0049	-2,3121	0,7909	0,0127
pH (Q)	-1,2933	0,4704	0,0176	-1,3504	0,6252	0,0517
Concentração de coag. (mg L⁻¹) (L)	2,6300	1,0306	0,0253	4,0263	1,3699	0,0123
Concentração de coag. (mg L⁻¹) (Q)	-16,4150	1,4113	0,0000	-14,3875	1,8758	0,0000
pH x concentração	15,6500	1,0306	0,0000	13,2362	1,3699	0,0000

(L) – Termo linear da regressão; (Q) – Termo quadrático da regressão.

Ao analisar os dados obtidos de p-valor, percebe-se que apenas o termo quadrático do pH para turbidez apresentou p-valor maior do que 0,05, o que significa que esse termo não é significativo, porém por ser um valor próximo a 0,05 foi considerado na validação do modelo. Os demais valores de p-valor são menores do que 0,05, o que indica que as demais variáveis avaliadas são significativas.

Como o modelo proposto foi validado, têm-se a Equação 4.1 que é utilizada para o cálculo da percentagem de remoção de cor, em que [CC] é a concentração de coagulante.

$$\% \text{ Remoção de cor} = 196,635 - 16,674[\text{pH}] - 1,790[\text{pH}]^2 - 0,795[\text{CC}] - 0,004[\text{CC}]^2 + 0,307[\text{pH}][\text{CC}] \quad (4.1)$$

Para a resposta turbidez, a Equação 4.2 foi a proposta pelo modelo.

$$\% \text{ Remoção de turbidez} = 167,450 - 10,313[\text{pH}] - 1,870[\text{pH}]^2 - 0,610[\text{CC}] - 0,004[\text{CC}]^2 + 0,259[\text{pH}][\text{CC}] \quad (4.2)$$

Na Figura 4.5 estão representados os diagramas de Pareto para cor e turbidez.

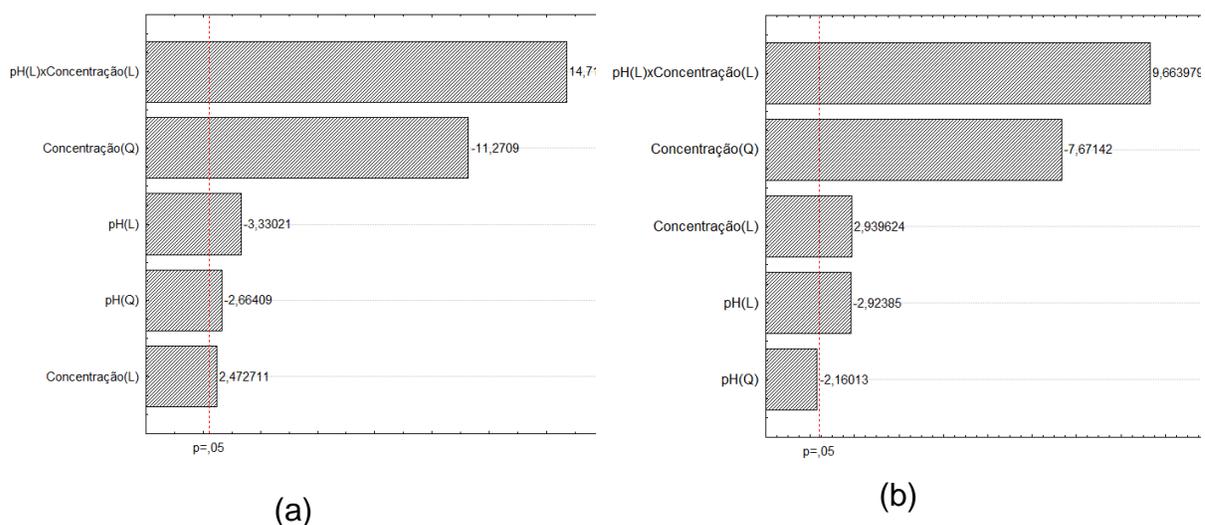


Figura 4.5 - Diagrama de Pareto obtido do planejamento experimental de Doehlert para: a) remoção de cor; b) remoção de turbidez.

A análise dos diagramas de Pareto mostra que a concentração é a variável que mais influência no processo de C/F, tanto para remoção de cor quanto para turbidez. É possível observar que quanto maior o valor da concentração, maior é a eficiência de remoção de ambos os parâmetros.

Para o pH, a eficiência de remoção dos parâmetros (cor e turbidez) aumenta com a diminuição do seu valor.

Para determinar a melhor faixa de operação de pH e concentração do coagulante (Tanfloc POP), que promove a maior remoção de cor e turbidez foi realizado o estudo da superfície de resposta e do gráfico de contorno. Na Figura 4.6

estão representadas a superfície de resposta e o gráfico de contorno para a remoção de cor.

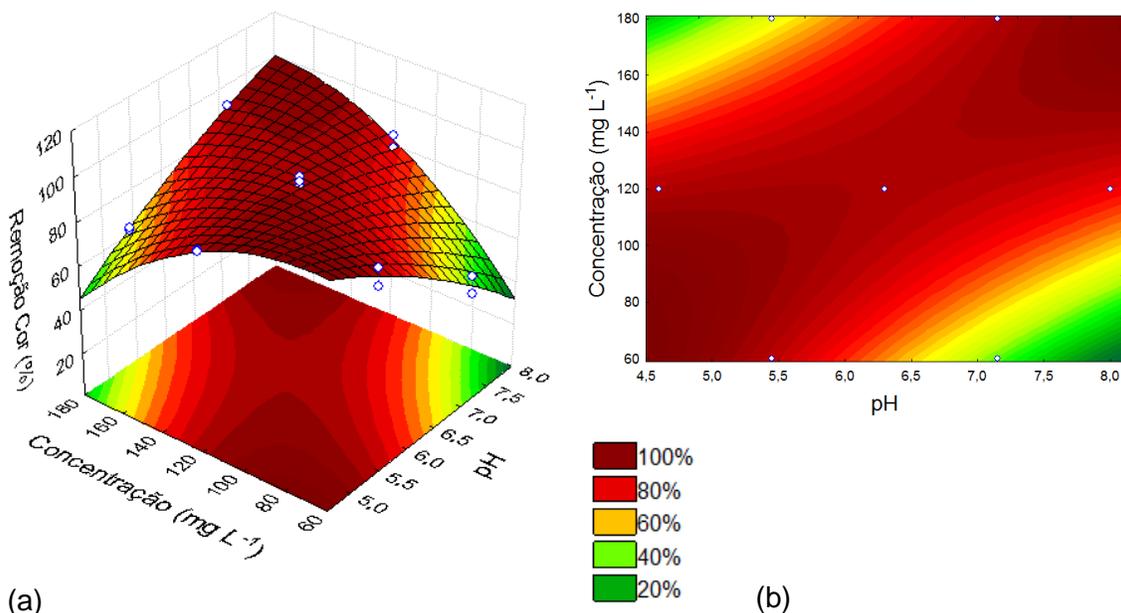


Figura 4.6 - a) superfície de resposta e b) gráfico de contorno para % de remoção de cor do efluente de lavanderia (Tanfloc POP)

A superfície resposta representa a influência dos parâmetros pH e concentração de coagulante sobre a percentagem de remoção de cor. Ao analisar a Figura 4.6 pode-se observar que o gráfico tomou um formato de sela, na qual os pontos centrais se aproximaram da melhor condição experimental. As condições de valores mais altos de pH em baixas concentrações de coagulante e concentrações mais altas em baixos valores de pH fornecem os valores mais baixos para remoção de turbidez. Nas condições de operação de valores altos de pH (7 a 8) e de concentração (140 a 180 mg L⁻¹) e valores mais baixos de pH (4,6 a 5,5) e de concentração (60 a 120 mg L⁻¹) apontam para resultados de máxima remoção de cor.

Na Figura 4.7 estão representadas a superfície de resposta e o gráfico de contorno para a remoção de turbidez.

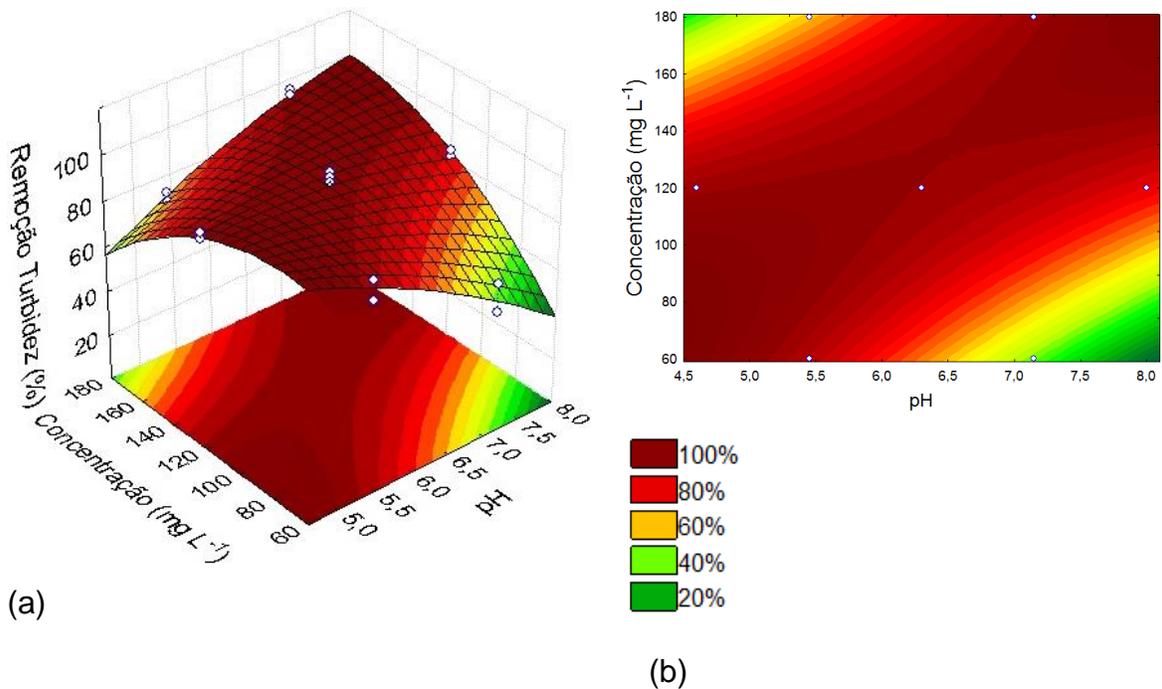


Figura 4.7 - a) superfície de resposta e b) gráfico de contorno para % de remoção de turbidez do efluente de lavanderia (Tanfloc POP)

Pela análise da superfície de resposta para percentagem de remoção de turbidez é possível fazer a mesma afirmação que foi feita para a resposta cor, em que as condições de valores mais altos de pH em baixas concentrações e concentrações mais altas em baixos valores de pH fornecem menor remoção de turbidez. Nas condições de operação de valores mais altos de pH (7 a 8) e de concentração (140 a 180 mg L⁻¹) e valores mais baixos de pH (4,6 a 5,5) e de concentração (60 a 120 mg L⁻¹) os resultados apontam máxima remoção de turbidez.

Os máximos valores de remoção de cor e turbidez foram alcançados nos valores de pH e concentração mais baixos e nos valores mais altos de pH e concentração. Porém, o pH inicial do efluente de lavanderia é em torno de 10, e em pH baixo se faz necessário uma maior quantidade de solução ácida para ajustá-lo, o que acaba elevando o custo do processo. Em pH e concentrações altas têm-se o uso de maior quantidade de coagulante, o que também eleva o custo do processo. Assim, para obter um processo de C/F eficiente e mais econômico, pode-se trabalhar nas faixas intermediárias de pH e concentração.

Os valores críticos obtidos pelo modelo com pH variando de 4,6 a 8 e concentração de coagulante variando de 60 a 180 mg L⁻¹ para resposta cor foram de pH=6,4 e concentração=129,5 mg L⁻¹ com máxima remoção de 94,14%. Para o parâmetro turbidez os valores obtidos foram pH=6,4 e concentração=132,1 mg L⁻¹ com remoção máxima de 91,50%. Os valores de máxima remoção foram obtidos pelo cálculo utilizando as Equações 4.1 e 4.2.

O valor crítico médio obtido para a concentração de coagulante foi de 130,8 mg L⁻¹ e para pH de 6,4. Diante dos resultados obtidos, verificou-se que dos ensaios realizados no planejamento, a concentração que apresentou maior remoção foi de 120 mg L⁻¹, e o valor crítico calculado pelas equações foi de 130 mg L⁻¹. Assim, novos ensaios de C/F com efluente de lavanderia foram realizados a fim de se alcançar a maior eficiência de remoção com a menor concentração de coagulante possível.

Ensaio em pH=6,4, e concentrações de coagulante Tanfloc POP de 100, 110, 120 e 130 mg L⁻¹ foram testadas nas mesmas condições operacionais anteriores (TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm). As percentagens de remoção de cor e turbidez obtidas são apresentadas na Tabela 4.9.

Tabela 4.9 - Percentagem de remoção média de cor e turbidez do efluente de lavanderia utilizando Tanfloc POP

Concentração de coagulante (mg L⁻¹)	Remoção média de cor (%)	Remoção média de turbidez (%)
100	66,92	82,23
110	80,27	86,50
120	80,27	85,83
130	83,76	89,76

Para avaliar se há diferença significativa entre as percentagens de remoção média de cor e turbidez foi realizada uma análise de variância (ANOVA) para um nível de significância de 5%, apresentada na Tabela 4.10.

Tabela 4.10 - Análise de variância ANOVA para cor e turbidez utilizando Tanfloc POP

	Cor					Turbidez				
	SQ	GL	MQ	F	p-valor	SQ	GL	MQ	F	p-valor
Intercepto	48430,50	1	48430,5	31189,9	0	59169,72	1	59169,72	4199,12	0
Tratamento	332,24	3	110,75	71,32	$6,2 \cdot 10^{-4}$	58,01	3	19,34	1,36	0,37
Erro	6,21	4	1,55			56,81	4	14,20		
Soma	48768,95	8	48543			59284,54	8	59203		

pH = 6,4, TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm

O p-valor para o parâmetro cor foi igual a $6,2 \cdot 10^{-4}$ ($6,2 \cdot 10^{-4} < 0,05$), o que significa que a remoção deste parâmetro na C/F do efluente foi influenciada dentro de um nível de significância de 5% pela variação da concentração de coagulante testado, na faixa de 100 a 130 mg L⁻¹.

Para o parâmetro turbidez o p-valor foi igual a 0,37 ($0,37 > 0,05$), o que indica que a remoção da turbidez por C/F na faixa de concentração testada (100 a 130 mg L⁻¹) não foi influenciada pela variação de coagulante, ou seja, a variação da concentração de coagulante na faixa testada leva a obtenção de médias de remoções iguais.

Em virtude do parâmetro turbidez não ser influenciado pela variação da concentração, um teste de comparação de médias (Tabela 4.11) foi feito para identificar quais as concentrações de coagulante apresentaram médias iguais de remoção apenas para o parâmetro cor.

Tabela 4.11 - Teste de comparação de médias Fisher LSD para o parâmetro cor (nível de significância de 5%).

Concentração de coagulante (mg L ⁻¹)	100	110	120	130
100		0,000430	0,000430	0,000174
110	0,000430		0,996991	0,048975
120	0,000430	0,996991		0,048775
130	0,000174	0,048975	0,048775	

pH=6,4, TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min, VML=20 rpm

Os resultados obtidos para o nível de significância adotado (5%) mostram que as concentrações de 120 e 130 mg L⁻¹ apresentaram médias diferentes de remoção. Porém, o aumento na concentração de 120 para 130 mg L⁻¹ leva a um aumento apenas de 3 a 4% na remoção de cor e turbidez respectivamente (Tabela 4.9), o que leva a um consumo de maior quantidade de coagulante e conseqüentemente aumenta o custo do processo.

Visando um processo eficiente com o menor custo possível, obteve-se que 110 e 120 mg L⁻¹ apresentaram as mesmas médias de remoção para o parâmetro cor. Desta forma, a concentração de 110 mg L⁻¹ de coagulante foi definida para a posterior utilização nos ensaios de C/F seguido do PSM.

4.5 Formação de lodo no processo de C/F

O lodo gerado na C/F é um fator importante para avaliar a eficiência do processo, devendo-se reduzir o seu volume o máximo possível (BELTRÁN-HEREDIA & SÁNCHEZ-MÁRTIN, 2009).

Após os ensaios de C/F, o efluente tratado pelo coagulante Tanfloc POP contido na cuba, foi avaliado quanto à geração de sólidos sedimentáveis em cone Imhoff. O volume de lodo formado foi lido diretamente no cone após 1 hora de sedimentação.

A concentração de coagulante utilizada foi de 110 mg L⁻¹ e as condições experimentais de pH=6,4, TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min e VML=20 rpm. O volume de lodo gerado pelo controle foi de 3,4±0,5 mL L⁻¹ h⁻¹ e pelo efluente tratado foi de 40±2,8 mL L⁻¹ h⁻¹.

O volume de lodo gerado pelo efluente tratado com coagulante foi maior quando comparado ao gerado pela amostra controle, isso devido ao fato de que a formação do lodo no processo de C/F se deve a quantidade de matéria orgânica e sólidos totais em suspensão, os quais são removidos e juntamente com os compostos formados a partir do coagulante utilizado saem na forma de lodo (AGUILAR *et al.*, 2002).

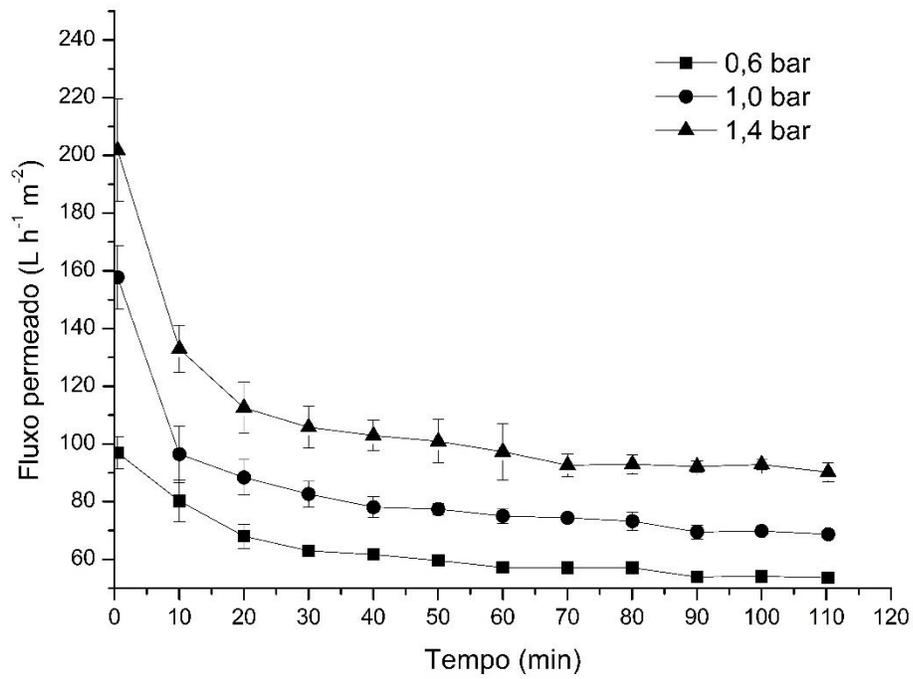
Segundo Özacar & Şengil (2003), o lodo formado por processos que utilizam coagulantes naturais apresentam as vantagens de ser biodegradável e não oferecer riscos à saúde humana. No trabalho desenvolvido pelos autores, o processo de C/F utilizando taninos gerou 9% a menos de lodo quando foi utilizada combinação de tanino e sulfato de alumínio como coagulante, em relação ao processo utilizando apenas o sulfato de alumínio.

4.6 Ensaios de separação por membranas

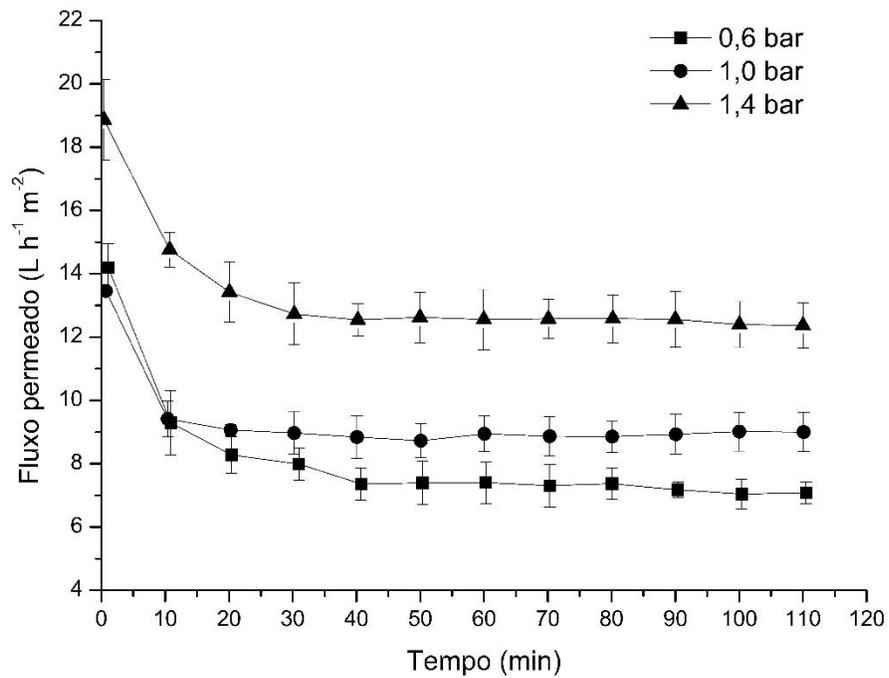
A permeabilidade hidráulica de cada uma das membranas foi obtida empregando água deionizada antes da sua utilização nos ensaios de filtração com sobrenadante da C/F. A membrana de microfiltração (MF 106) apresentou permeabilidade igual a $200,89 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ bar}^{-1}$ e a membrana de ultrafiltração (UF 104) igual a $45,39 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ bar}^{-1}$.

Os ensaios de separação por membranas utilizaram o sobrenadante (50 litros, coleta 3) obtido na etapa de C/F, a qual foi realizada nas condições experimentais de $\text{pH}=6,4$, concentração de coagulante Tanfloc POP igual a 110 mg L^{-1} , $\text{TMR}=2 \text{ min}$, $\text{VMR}=120 \text{ rpm}$, $\text{TML}=15 \text{ min}$ e $\text{VML}=20 \text{ rpm}$.

Na Figura 4.8 estão apresentados o comportamento do fluxo permeado (J) em função do tempo de filtração para as pressões de 0,6, 1,0 e 1,4 bar para as membranas de MF e UF, acompanhado de seus desvios padrões.



(a)



(b)

Figura 4.8 - Fluxo permeado em relação ao tempo de filtração nas pressões de operação de 0,6, 1,0 e 1,4 bar para membrana de (a) MF com vazão 0,5 L min⁻¹ e (b) UF com vazão 0,8 L min⁻¹.

Com o decorrer do tempo de filtração, ambas as membranas (MF e UF) apresentaram uma redução no valor do fluxo permeado, sendo maior essa variação nos primeiros 10 minutos de filtração, permanecendo o fluxo constante a partir do tempo de 90 min para MF e 50 min para UF. Isso se deve ao *fouling* que ocorre pela interação entre o material da membrana e os componentes presentes no efluente que se depositam sobre a superfície da mesma (MOHAMMADI *et al.*, 2003; ZHRIM *et al.*, 2011; CIABATTI *et al.*, 2009).

Os fluxos da membrana MF ao término do experimento obtiveram reduções de 44,4%, 54,5% e 55,4% nas pressões de 0,6, 1,0 e 1,4 bar e na membrana UF as reduções foram de 51,4%, 66,3% e 66,6% nas pressões de 0,6, 1,0 e 1,4 bar respectivamente em relação aos fluxos iniciais.

No trabalho desenvolvido por Cassano *et al.* (2011), ao tratar efluente de indústria de azeite por filtração por membrana de UF, os autores verificaram que a redução do fluxo permeado em relação ao tempo de operação que ocorre devido ao *fouling*, alcançou uma redução de 51% do valor inicial do fluxo permeado.

Os maiores valores de fluxo permeado (sobrenadante da C/F) para ambas as membranas estudadas ocorreram para a pressão de 1,4 bar, sendo de 92,2 L h⁻¹ m⁻² para MF e 12,5 L h⁻¹ m⁻² para UF ao término do experimento. Esse aumento na pressão transmembranar faz com que a substância que está sendo filtrada passe mais rapidamente pelos poros da membrana (MOHAMMADI *et al.*, 2003).

Durante a filtração do sobrenadante do efluente de lavanderia obtido pelo processo de C/F utilizando polímeros, os autores Sumisha *et al.* (2015) também constataram que o aumento da pressão (1 a 6 bar) leva a um aumento no fluxo permeado durante a filtração.

Amostras de permeado coletadas ao término de cada experimento foram analisadas quanto ao pH, cor, turbidez, condutividade, SDT, DQO, COT, nitrogênio total e surfactantes. Na Tabela 4.12 estão os valores medidos dos parâmetros físico-químicos das amostras da alimentação (sobrenadante obtido na etapa de C/F, coleta 3) e do permeado.

O valor do pH medido em cada uma das amostras de permeado manteve-se praticamente constante em relação ao pH da alimentação (Tabela 4.12), com variação máxima de 0,5 unidades de pH.

Resultados semelhantes foram obtidos no estudo desenvolvido por Šostar-Turk *et al.* (2005) ao tratar efluente de lavanderia por filtração com membrana de UF, em que o valor do pH do permeado praticamente não sofreu alteração em relação ao valor da alimentação.

Os demais parâmetros analisados no presente trabalho sofreram redução em relação aos valores obtidos na caracterização do sobrenadante (Tabela 4.12), confirmando a eficiência do PSM para o tratamento de efluentes.

Tabela 4.12 - Parâmetros físico-químicos da alimentação e do permeado obtido após o processo combinado C/F-PSM com as membranas de MF e UF nas pressões de 0,6, 1,0 e 1,4 bar

Parâmetro	Sobrenadante (C/F)	MF 106			UF 104		
		0,6 bar	1,0 bar	1,4 bar	0,6 bar	1,0 bar	1,4 bar
pH	6,4±0	6,8±0,1	6,8±0,1	6,6±0,1	6,8±0,1	6,8±0,1	6,9±0,1
Turbidez (NTU)	11,9±0,1	0,5±0	0,4±0,1	0,4±0	1,6±0,3	0,9±0,1	0,5±0,1
Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)	113,0±1,4	9,0±1,4	8,5±2,1	2,5±2,1	17,9±1,3	17,5±4,9	14,5±4,9
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	219±8	60±3	59±1	51±1	108±5	66±6	18±4
Surfactantes (mg L ⁻¹ MBAS)	9,5±1,0	9,0±0	8,7±0	9,0±0	6,9±0	6,6±0	6,1±0
SDT (mg L ⁻¹)	431±6	395±7	243±10	218±3	374±5	227±9	213±4
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	6,9±0	4,4±0	3,8±0,1	3,8±0,1	4,3±0,2	3,9±0,2	4,1±0,1
COT (mg O ₂ L ⁻¹)	53,1±1,4	30,1±3,9	22,5±3,7	27,7±0,3	22,7±7,4	25,2±2,1	20,8±1,0

* vazão de MF igual a 0,5 L min⁻¹ e de UF igual a 0,8 L min⁻¹.

As eficiências de remoção dos parâmetros medidos, bem como o *fouling* e o fluxo permeado obtidos para cada condição, estão apresentadas na Tabela 4.13. O valor do fluxo permeado foi calculado pela média dos fluxos obtidos entre os tempos de operação de 90 a 110 min para MF e de 50 a 110 min para UF.

Tabela 4.13 - Percentagem de remoção dos parâmetros físico-químicos na etapa do PSM (MF e UF) nas pressões de 0,6, 1,0 e 1,4 bar do processo combinado C/F-PSM e fluxo médio permeado

Parâmetro	MF 106			UF 104		
	0,6 bar	1,0 bar	1,4 bar	0,6 bar	1,0 bar	1,4 bar
Turbidez (NTU)	95±1	97±1	97±1	91±0	93±1	96±1
Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)	93±1	94±2	98±2	88±1	88±3	90±3
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	73±2	73±1	77±1	52±2	67±3	92±2
Surfactantes (mg L ⁻¹ MBAS)	5,8±0	8,9±0	5,8±0	27,8±0	30,9±0	36,1±0
SDT (mg L ⁻¹)	8,4±1,6	43,7±2,3	49,5±0,7	27,1±0,6	47,4±2,2	50,5±0,8
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	36,1±0,4	45,5±1,8	44,6±1,2	38,0±3,5	43,5±3,2	40,1±2,1
COT (mg O ₂ L ⁻¹)	37,2±8,1	53,0±7,7	42,0±0,6	52,6±15,4	47,3±4,3	56,6±2,1
Fluxo (L h ⁻¹ m ²)	53,9±0,3	71,5±0,3	92,2±0,5	7,3±0,2	8,9±0,1	12,5±0,1
<i>Fouling</i>	55,3±7,9	59,4±5	60,2±0	73,1±0,2	77,4±4,6	76,7±3,9

O aumento da pressão de operação levou a maior percentagem de remoção dos parâmetros analisados, com exceção de COT e nitrogênio total em ambas as membranas, e surfactantes na pressão de 0,6 para 1,0 bar na membrana MF.

Os parâmetros turbidez e cor foram os que apresentaram as maiores percentagens de remoção mesmo quando aplicada a menor pressão de 0,6 bar. No tratamento por filtração do efluente proveniente da indústria de meloço, Basu *et al.* (2015) chegaram a remoção de 80% do parâmetro cor e próximo a 100% do parâmetro turbidez utilizando membrana MF na pressão de 0,8 bar.

Ciabatti *et al.* (2009) alcançaram uma remoção de 99% de turbidez ao tratar efluente de lavanderia pelo processo de filtração com membranas de UF. No mesmo trabalho Ciabatti *et al.* (2009) obtiveram 87% de remoção de DQO no processo combinado de adsorção e separação por membranas de UF, apenas na etapa da filtração a percentagem de remoção foi de 43%.

No presente trabalho a remoção máxima da DQO obtida na UF para a pressão de 1,4 bar foi de 92% (Tabela 4.13). O valor resultante da DQO após a etapa de separação tanto com a membrana de MF quanto UF atendeu ao limite estabelecido pela legislação vigente CONAMA Nº430/2011 que é de 200 mg O₂ L⁻¹, para todas as pressões de operação testadas.

A remoção máxima de surfactantes foi de 8,9% com a membrana de MF na pressão de 1,0 bar, e de 36% de remoção na pressão de operação de 1,4 bar com a membrana de UF, valor este próximo ao obtido pelos autores Šostar-Turk *et al.* (2005), que removeram cerca de 30% de surfactantes no efluente de lavanderia por UF na faixa de pressão de 3 a 5 bar. Não há registro do valor máximo permitido deste parâmetro na legislação brasileira para descarte ou reuso.

Os valores do parâmetro nitrogênio total desde a caracterização do efluente bruto (Tabela 4.1) atenderam os limites permitidos pela legislação federal CONAMA Nº430/2011. Após as etapas de tratamento, na MF e UF a remoção média do nitrogênio total permaneceu entre 36,1 e 45,5%.

No trabalho de Russo (2007) ao tratar efluente proveniente da produção de óleo de oliva, foi obtido uma remoção de 40% de nitrogênio total utilizando membrana cerâmica de MF e na etapa posterior, 68% de remoção com a membrana polimérica de UF.

O parâmetro COT apresentou remoção entre 37,2 e 56,6% com as membranas de MF e UF nas pressões testadas. Huang *et al.* (2011) ao tratar água de rio, na etapa de filtração por membrana de UF na pressão de 0,25 bar removeu cerca de 48,3% de COT. Para o parâmetro COT não há registro na legislação brasileira de valor máximo permitido para águas com fins de descarte ou reuso.

O valor de SDT permite saber a quantidade de substâncias orgânicas e inorgânicas que ainda estão contidas no efluente em forma de suspensão mesmo após os tratamentos (SUN *et al.*, 2015). O aumento da pressão de operação levou a maior redução do parâmetro SDT para a MF e a UF (Tabela 4.12), porém em nenhuma das condições de operação a remoção deste parâmetro atendeu a norma da ABNT-NBR-13969/97 para classe 1 de reuso de água, que é de $STD < 200 \text{ mg L}^{-1}$.

Tanto na membrana de MF quanto na de UF o aumento da pressão levou a um aumento no fluxo permeado (Tabela 4.13). Isso ocorre porque o aumento da pressão leva a uma maior força de arraste do líquido que atravessa a membrana mais facilmente. Entretanto, ao se trabalhar com pressões maiores, tem-se um aumento de consumo de energia e maior formação de *fouling* (LI *et al.*, 2006).

Para determinar o *fouling* causado pela filtração do efluente (sobrenadante da C/F), ao término de cada ensaio, o fluxo de permeado nas membranas (MF e UF) foi medido utilizando água deionizada.

Os resultados obtidos para o *fouling* com as membranas MF e UF demonstram que com o aumento da pressão há um aumento em seu valor. O mesmo ocorreu no trabalho desenvolvido por Peter-Varbanets *et al.* (2010) no tratamento de água de rio com membrana de UF, no qual foram testadas as pressões de 0,04, 0,15, 0,25 e 0,50 bar e conforme aumentou a pressão de operação, aumentou-se o valor do *fouling*.

O aumento no valor da pressão de operação leva a passagem de maior quantidade de material em suspensão pela membrana, o qual fica depositado em sua superfície e conseqüentemente aumenta a incrustação, o que leva a valores maiores da formação de *fouling* (HABERT *et al.*, 2006).

A membrana de MF foi a que apresentou em sua maioria as melhores remoções dos parâmetros e o maior valor médio do fluxo ($92,2 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^2$) permeado na pressão de 1,4 bar (Tabela 4.13), sendo utilizada para a repetição de ensaios combinando C/F-MF.

4.7 Reprodutibilidade do processo combinado de C/F-MF nas melhores condições experimentais

Um novo lote do efluente de lavanderia foi coletado (Coleta 4) e submetido ao tratamento combinado de C/F-MF nas melhores condições experimentais anteriormente obtidas nas etapas de C/F e de separação por membrana. A C/F foi realizada em pH=6,4, concentração de coagulante Tanfloc POP igual a 110 mg L⁻¹, TMR=2 min, VMR=120 rpm, TML=15 min e VML=20 rpm, sendo o sobrenadante coletado filtrado utilizando a membrana de MF na pressão de 1,4 bar.

Os parâmetros físico-químicos que foram analisados estão apresentados na Tabela 4.14 bem como as percentagens de remoção obtidas após cada tratamento realizado, e a remoção global que corresponde a remoção final em relação ao efluente bruto.

Tabela 4.14 - Parâmetros físico-químicos analisados do efluente bruto (Coleta 4), tratado por C/F e filtração com membrana de MF e suas respectivas percentagens de remoção

Parâmetro	Efluente bruto	Sobrenadante (C/F)	Remoção C/F (%)	MF	Remoção MF (%)	Remoção global C/F-MF (%)
Carbono orgânico total (mg O ₂ L ⁻¹)	86,0±0,1	43,3±0,3	49,7	37,6±3,1	13,2	56,3
Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)	425±0	71±1	83,3	7±1,4	90,1	98,4
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	245±8	83±3	66,1	77±0	7,2	68,6
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	4,8±0	3,9±0	18,8	3,5±0,1	10,3	27,1
pH	10,9±0,1	6,8±0,1	ND	6,3±0,2	ND	ND
Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	473±4	435±3	8,0	210±4	51,7	55,6
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	532±7	500±9	6,0	ND	ND	ND
Surfactantes (mg L ⁻¹ MBAS)	15,9±0	5,1±0	67,9	4,5±0	11,8	71,7
Temperatura (°C)	25,1±0,1	26,1±0,1	ND	26,0±0,1	ND	ND
Turbidez (NTU)	64±1	5,6±0,1	91,3	0,6±0,1	89,3	99,1

- Medida não determinada

Na Tabela 4.14 pode-se observar que o parâmetro COT sofreu redução de cerca de 50% na etapa de C/F e 13% na filtração com membrana (MF), alcançando o valor de 37,6 mg O₂ L⁻¹ no permeado.

Os parâmetros cor e turbidez apresentaram remoções na etapa de C/F de 83,3 e 91,3% e na etapa de MF remoções de 90,1 e 89,3%, respectivamente. A remoção global para a cor foi de 98,4% e para a turbidez de 99,1%, resultados que demonstram que o processo (C/F-MF) combinado para o tratamento do efluente de lavanderia é eficiente na remoção destes parâmetros.

A DQO do efluente bruto reduziu de 245 mg O₂ L⁻¹ para 83 mg O₂ L⁻¹ após a etapa de C/F, atingindo o valor estabelecido pela legislação estadual vigente (CEMA/IAP) 70/2009 para lançamento do efluente de lavanderia que impõe o limite de 200 mg O₂ L⁻¹.

O parâmetro nitrogênio total medido no efluente bruto (4,8 mg L⁻¹) atendia o limite permitido pela legislação federal vigente (CONAMA) N°430/2011, com valor máximo para lançamento de 20 mg L⁻¹. Depois de aplicado o processo combinado C/F-MF este parâmetro reduziu ainda 27,1% em relação ao efluente bruto.

O valor do pH do efluente bruto (10,9) foi ajustado para 6,4 anteriormente ao tratamento por C/F, apresentando uma variação máxima de 0,3 unidades de pH após o tratamento combinado. Não há necessidade de ajuste do pH antes do descarte do efluente tratado, pois este atendeu ao permitido pela legislação CONAMA N°430/2011 que é na faixa entre 5 e 9.

O valor de SDT mesmo após o processo global foi de 210 mg L⁻¹, valor este que está acima ao permitido pela norma ABNT-NBR-13969/97 para águas de reuso de classe 1 que é de 200 mg L⁻¹.

O parâmetro surfactantes teve uma redução global de 71,7% e mesmo após o processo combinado (C/F-MF) apresentou valor de 4,5 mg L⁻¹ MBAS no permeado. Destaca-se que na legislação brasileira este parâmetro não possui padrão de lançamento para efluentes.

A temperatura variou entre 25 e 26 °C, atendendo ao limite de 40 °C para lançamento de efluentes conforme legislação federal (CONAMA) Nº430/2011.

O comportamento do fluxo permeado em relação ao tempo de operação de filtração com a membrana de MF a 1,4 bar está apresentado na Figura 4.9.

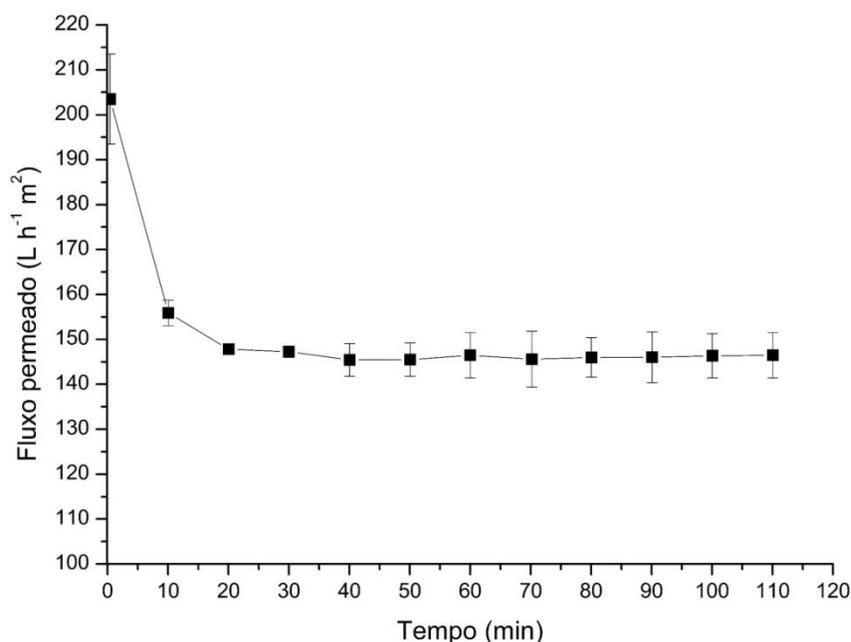


Figura 4.9 - Fluxo permeado em relação ao tempo de operação na pressão de 1,4 bar (MF 106).

O fluxo permeado inicial foi de 203,5 L h⁻¹ m², que decaiu nos primeiros 10 minutos de operação para o valor de 155,8 L h⁻¹ m², permanecendo constante após o tempo de 40 min e atingindo o fluxo médio de 146,0 L h⁻¹ m². O fluxo neste ensaio foi maior do que o apresentado anteriormente com a membrana MF na mesma pressão de 1,4 bar, a qual partiu de um fluxo inicial de 201,8 L h⁻¹ m² para 92,2 L h⁻¹ m².

Este maior valor para o fluxo permeado no segundo experimento (Efluente Coleta 4) pode ter ocorrido devido à menor quantidade de matéria orgânica presente no sobrenadante (COT = 43,3 mg O₂ L⁻¹; DQO = 83mg O₂ L⁻¹, Tabela 4.14) quando comparado aos valores de COT = 53,1 mg O₂ L⁻¹ e DQO = 219 mg O₂ L⁻¹ (Tabela 4.12) obtidos no sobrenadante do primeiro experimento (Efluente Coleta 3).

O aumento do valor da turbidez também causa uma diminuição no valor do fluxo permeado, pois este parâmetro é um indicativo da quantidade de substâncias coloides presentes no meio filtrante (HUANG *et al.*, 2011). Sendo assim, no primeiro experimento (Efluente Coleta 3) o valor da turbidez (11,9 NTU) do sobrenadante foi maior que para o segundo experimento (5,6 NTU).

O valor do *fouling* para esse experimento foi de 55%, menor do que o obtido no experimento anterior sob as mesmas condições (60,2%), o que é justificado pela presença de menor carga orgânica no meio que foi filtrado (sobrenadante coletado na etapa C/F). Conforme apresentado nas Tabelas 4.12 e 4.14 a maior parte dos parâmetros analisados no sobrenadante obtido na Coleta 3 apresentaram maiores valores do que o sobrenadante obtido da Coleta 4.

Diante destes resultados, tem-se que quanto menor a carga orgânica presente no meio a ser filtrado, menor é o valor do *fouling* e conseqüentemente maior é o valor do fluxo a ser obtido, fato que justifica o uso de um pré-tratamento que remova a maior quantidade possível de matéria orgânica, o qual a C/F têm se mostrado eficiente.

Assim como no trabalho de Kim *et al.* (2014), tem-se que o processo de C/F como um pré-tratamento de efluente de lavanderia utilizando polímeros se mostrou eficiente na remoção de sólidos suspensos, turbidez, DQO e reduziu o *fouling* no processo de MF por membrana.

4.7.1 Enquadramento do efluente tratado para fins de reuso

A água tratada (permeado) obtida pelo processo combinado de C/F-MF na melhor condição experimental foi caracterizada em relação aos parâmetros estabelecidos pelas legislações vigentes para lançamento e normas para enquadramento de reuso.

Na Tabela 4.15 estão apresentados os valores obtidos para os parâmetros analisados e os respectivos limites estabelecidos.

Tabela 4.15 - Parâmetros físico-químicos analisados na caracterização da água tratada (permeado) pelo processo C/F-MF e padrões de lançamento e reuso

Parâmetro	Valor médio obtido no permeado	Lançamento em corpos hídricos		Reuso	
		Resolução CONAMA Nº430/2011	Resolução CEMA 70/2009	ABNT-NBR-13969/97 – Classe 1	ABNT-NBR-13969/97 – Classe 2
Carbono orgânico total (mg O ₂ L ⁻¹)	37,6±3,1	-	-	-	-
Cloro residual livre (mg L ⁻¹)	0,24±0	-	-	Entre 5 e 1,5	Superior a 0,5
Coliformes termotolerantes NMP/100 mL	<1,0	-	-	200	500
Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)	7±1,4	-	-	-	-
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	77±0	-	200	-	-
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	3,5±0,1	20	-	-	-
pH	6,3±0,2	Entre 5 e 9	-	Entre 6 e 8	-
Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	210±4	-	-	<200	-
Surfactantes (mg L ⁻¹ MBAS)	4,5±0	-	-	-	-
Temperatura (°C)	26,0±0,1	Inferior a 40°C	-	-	-
Turbidez (NTU)	0,6±0,1	-	-	<5	<5

Conforme apresentado na Tabela 4.15 alguns parâmetros atendem ao exigido pela legislação para lançamento em corpos hídricos e para reuso, assim como coliformes termotolerantes, DQO, nitrogênio total, pH, surfactantes, cloro residual, temperatura e turbidez.

O valor de SDT é o único parâmetro que está acima do permitido pela norma ABNT-NBR-13969/97 para fins de reuso de classe 1 na qual o usuário tem contato direto com a água nas atividades desenvolvidas, enquadrando-se apenas em águas de reuso de classe 2, 3 e 4.

O permeado obtido do tratamento do processo combinado C/F-MF se enquadra para fins de reuso de classe 2, 3 e 4 destinado à atividades de lavagem de pisos, descargas de vasos sanitários, irrigação de jardins e pomares, cereais e pastagens.

4.7.2 Ensaios de toxicidade com *Vibrio fischeri*

Foram realizados ensaios de toxicidade com as amostras do efluente bruto e o permeado coletado após a MF com a membrana na pressão de 1,4 bar.

Segundo a norma ISO 11348 quando as bactérias são liofilizadas, devem ser realizados testes de sensibilidade. As bactérias devem apresentar entre 20 a 80% de inibição de luminescência após 30 minutos de exposição com a substância de referência, que no caso foi Zn como sulfato de zinco heptahidratado ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$).

Na Tabela 4.16 são apresentados os dados obtidos para os ensaios de toxicidade, o valor de FT e da % de inibição média.

Tabela 4.16 - Ensaio de toxicidade das amostras de efluente bruto de lavanderia e permeado (MF na pressão 1,4 bar)

Amostra	FT	% inibição média Zn
Efluente bruto	2	51,10±0,44
Permeado	4	51,32±0,06

Os valores da percentagem de inibição média em relação ao Zn estão dentro da faixa estipulada pela norma ISO 11348 que é de 20 a 80%.

O valor de FT para o efluente bruto foi de 2 e para o permeado foi de 4, o que corresponde a diluições de 1:2 e 1:4 para efluente bruto e permeado como menor diluição da amostra que causou inibição a menos de 20% dos organismos.

Os valores de FT determinados para o efluente bruto e permeado estão dentro do permitido pelo Conselho Estadual de Meio-ambiente (CEMA/IAP) em sua Resolução 070/2009, que determina o valor máximo de FT igual a 8 (12,5%) para o padrão de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* de lançamento de efluente de lavanderia industrial em corpos receptores.

5 CONCLUSÕES

Os três coagulantes naturais testados (Tanfloc POP, Tanfloc SL, Tanfloc SG) para o tratamento do efluente de lavanderia demonstraram eficiência de remoção dos parâmetros cor e turbidez, além de não alterar o pH do efluente tratado. A escolha do Tanfloc POP para a realização de ensaios posteriores foi feita com base no seu menor custo em relação aos demais coagulantes.

Os resultados obtidos no planejamento experimental de Doehlert apontaram como melhor condição no processo de C/F com Tanfloc POP a concentração de coagulante igual a 110 mg L^{-1} , pH igual a 6,4, TMR de 2 min, VMR de 120 rpm, TML de 15 min e VML de 20 rpm. O sobrenadante submetido aos testes de separação por membranas foi coletado nestas condições.

O processo de separação utilizando as membranas MF e UF, apresentou eficiência na remoção dos parâmetros físico-químicos analisados, chegando a remover 98% de cor e 97% de turbidez apenas na etapa de separação com a membrana MF na pressão de operação de 1,4 bar.

Ao decorrer do processo de filtração o fluxo permeado sofreu uma diminuição em seu valor, em todos os ensaios realizados, isto ocorre pelo acúmulo das incrustações que vão se depositando sobre a superfície da membrana ao longo do processo de filtração, o que pode ser evitado utilizando um processo de pré-tratamento, como no presente trabalho.

As remoções dos parâmetros obtidas com ambas as membranas foram próximas, nas mesmas pressões testadas. Porém, a membrana de MF apresentou maior valor de fluxo permeado em relação à de UF nas pressões avaliadas, o que implica em um tratamento de maior volume de água por tempo, tornando mais vantajoso utilizar este tipo de membrana em um processo industrial.

O efluente tratado pelo processo global submetido à teste de toxicidade com *Vibrio fischeri* atendeu ao padrão de lançamento CEMA/IAP (FT<8) em sua Resolução 070/2009 para descarte em corpos hídricos.

O permeado obtido na melhor condição estabelecida do processo de C/F-MF foi analisado quanto ao enquadramento em águas de reuso, e apresentou valores de SDT acima do permitido pela norma ABNT-NBR-13969/97 para reuso de água para fins mais nobres (Classe 1). Contudo, a água tratada obtida pelo processo combinado C/F-MF pode ser enquadrada para o reuso com fins menos nobres de classe 2, 3 e 4 como para lavagem de pisos, irrigação de jardins e pomares, descargas e vasos sanitários, manutenção de lagos e fins paisagísticos.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDESSEMED, D.; NEZZAL, G.; AIM, R. B. **Coagulation-adsorption-ultrafiltration for wastewater treatment and reuse.** *Desalination*, v. 131, n. 1-3, p. 307-314, december. 2000.

ABOULHASSAN, M. A.; SOUABI, S.; YAACOUBI, A.; BAUDU, M. **Improvement of paint effluents coagulation using natural and synthetic coagulant aids.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 138, n. 1, p. 40-45, november. 2006.

ADAK, A.; BANDYOPADHYAY, M.; PAL, A. **Removal of anionic surfactant from wastewater by alumina: a case study.** *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 254, n. 1-3, p. 165-171, march. 2005.

AGUILAR, M. I.; SÁEZ, J.; LLORÉNS, M.; SOLER, A.; ORTUÑO, J. F. **Nutrient removal and sludge production in the coagulation–flocculation process.** *Water Research*, v. 36, n. 11, p. 2910-2919, june. 2002

AHMAD, J.; EL-DESSOUKY, H. **Design of a modified low cost treatment system for the recycling and reuse of laundry waste water.** *Resources, Conservation and Recycling*, v. 52, n. 7, p. 973-978, may. 2008.

ANG, W. L.; MOHAMMAD, A. W.; HILAL, N.; LEO, C. P. **A review on the applicability of integrated/hybrid membrane processes in water treatment and desalination plants.** *Desalination*, v. 363, p. 2-18, may. 2015.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Processamento de Roupas de Serviços de Saúde: Prevenção e controle de riscos.** Brasília, 2009. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/servicosade/manuais/processamento_roupas.pdf>. Acesso em 25 fev 2016.

APHA, AWWA and WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.** 20th Ed., Washington. American Public Health Association, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-13969:** Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-15411-3:** Ecotoxicologia aquática – Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão de

luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente). Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas. Rio de Janeiro, 2012.

ASTUDILLO, C.; PARRA, J.; GONZÁLEZ, S.; CANCINO, B. **A new parameter for membrane cleaning evaluation.** *Separation and Purification Technology*, v.73, p. 286-293, april. 2010.

BASU, S.; MUKHERJEE, S.; KAUSHIK, A.; BATRA, V. S.; BALAKRISHNAN, M. **Integrated treatment of molasses distillery wastewater using microfiltration (MF).** *Journal of Environmental Management*, v. 158, p. 55-60, august. 2015.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MÁRTIN, J. **Municipal wastewater treatment by modified tannin flocculant agent.** *Desalination*, v. 249, n. 1, p. 353-358, october. 2009.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MÁRTIN, J. **Removing heavy metals from polluted surface water with a tannin-based flocculant agent.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 165, n.1-3, p. 1215-1218, june. 2009.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MÁRTIN, J.; BARRADO-MORENO, M. **Long-chain anionic surfactants in aqueous solution. Removal by *Moringa oleifera* coagulant.** *Chemical Engineering Journal*, v. 180, p. 128-136, january. 2012.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MÁRTIN, J.; FRUTOS-BLANCO, G. ***Schinopsis balansae* tannin-based flocculant in removing sodium dodecyl benzene sulfonate.** *Separation and Purification Technology*, v. 67, n. 3, p. 295-303, june. 2009.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MÁRTIN, J.; GÓMEZ-MUÑOZ, M. C. **New coagulant agents from tannin extracts: Preliminary optimisation studies.** *Chemical Engineering Journal*, v. 162, n. 3, p. 1019-1025, september. 2010.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MÁRTIN, J.; SOLERA-HERNÁNDEZ, C. **Removal of sodium dodecyl benzene sulfonate from water by means of a new tannin-based coagulant: Optimisation studies through design of experiments.** *Chemical Engineering Journal*, v. 153, n. 1-3, p. 56-61, november. 2009.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MÁRTIN, J.; SOLERA-HERNÁNDEZ, C. **Anionic Surfactants Removal by Natural Coagulant/Flocculant Products.** *Industrial & Engeneering Chemistry Research*, v. 48, n. 10, p. 5085-5092, april. 2009.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental.** 2 Ed., São Paulo. Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011. "Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, 2011.

CARROLL, T.; KING, S.; GRAY, S. R.; BOLTO, B. A.; BOOKER, N. A. **The fouling of microfiltration membranes by NOM after coagulation treatment.** *Water Research*, v. 34, n. 11, p. 2861-2868, august. 2000.

CASSANO, A.; CONIDI, C.; DRIOLI, E. **Comparison of the performance of UF membranes in olive mill wastewaters treatment.** *Water Research*, v. 45, n. 10, p. 3197-3204, may. 2011.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo.** São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>>. Acesso em 25 novembro 2015.

CHO, MIN-HO.; LEE, CHUNG-HAK.; LEE, S. **Effect of flocculation conditions on membrane permeability in coagulation–microfiltration.** *Desalination*, v. 191, n. 1-3, p. 386-396, may. 2006.

CHOI, K. Y.; DEMPSEY, B. A. **In-line coagulation with low-pressure membrane filtration.** *Water Research*, v. 38, n. 19, p. 4271-4281, november. 2004.

CIABATTI, I.; CESARO, F.; FARALLI, F.; TOGNOTTI, F. **Demonstration of a treatment system for purification and reuse of laundry wastewater.** *Desalination*, v. 246, n. 1-3, p. 78-86, september. 2009.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE – CEMA. **RESOLUÇÃO Nº. 070/2009 – CEMA Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para Empreendimentos Industriais.** Curitiba, 2009.

CSERHÁTI, T.; FORGÁCS, E.; OROS, G. **Biological activity and environmental impact of anionic surfactants.** *Environment International*, v. 28, n. 5, p. 337-348, november. 2002.

DA SILVA, Telma Salesa Santana. Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e esgoto. Rio de Janeiro, 1999. Dissertação - Fundação Oswaldo Cruz. Disponível em: http://portalteses.icict.fiocruz.br/transf.php?script=thes_cover&id=000058&lng=pt&nr m=iso. Acesso em 08 Junho 2016.

DELFORNO, T. P.; MOURA, A. G. L.; OKADA, D. Y.; VARESCHE, M. B. A. **Effect of biomass adaptation to the degradation of anionic surfactants in laundry wastewater using EGSB reactors.** *Bioresource Technology*, v. 154, p. 114-121, february. 2014.

DOS SANTOS, Jordana Dorca. Tratamento de efluente de fecularia utilizando coagulação/floculação e separação por membranas. Paraná, 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo. Disponível em: <http://portalpos.unioeste.br/media/File/cleusa.neneve/JORDANA.pdf>. Acesso em 08 dezembro 2016.

FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura. **Dia Mundial da Água.** Brasília, 2009. Disponível em: <<https://www.fao.org.br/h2o.asp>>. Acesso em 02 agosto 2016.

FEITEIRA, F. N.; DOS REIS, L. G. T.; PACHECO, W. F.; CASSELLA, R. J. **Solvent less determination of total anionic surfactants in waters using polyurethane foam as support and analysis of digital images.** *Microchemical Journal*, v. 119, p. 44-50, march. 2015.

FERRARI-LIMA, A. M.; MARQUES, R. G.; FERNANDES-MACHADO, N. R. C.; GIMENES, M. L. **Photodegradation of petrol station wastewater after coagulation/flocculation with tannin-based coagulant.** *Catalysis Today*, v. 209, p. 79-83, june. 2013.

FREITAS, T. K. F. S.; OLIVEIRA, V. M.; DE SOUZA, M. T. F.; GERALDINO, H. C. L.; ALMEIDA, V. C.; FÁVARO, S. L.; GARCIA, J. C. **Optimization of coagulation-flocculation process for treatment of industrial textile wastewater using okra (*A. esculentus*) mucilage as natural coagulant.** *Industrial Crops and Products*, v. 76, p. 538-544, december. 2015.

GE, J.; QU, J.; LEI, P. LIU, H. **New bipolar electrocoagulation–electroflotation process for the treatment of laundry wastewater.** *Separation and Purification Technology*, v. 36, n. 1, p. 33-39, april. 2004.

GRAHAM, N.; GANG, F.; FOWLER, G.; WATTS, M. **Characterisation and coagulation performance of a tannin-based cationic polymer: A preliminary assessment.** *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 327, n. 1-3, p. 9-16, september. 2008.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de Separação por Membranas**, Rio de Janeiro. E-papers, 2006. 180 p.

HAMEED, Y. T.; IDRIS, A.; HUSSAIN, S. A.; ABDULLAH, N. **A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant.** *Journal of Environmental Management*, v. 184, n. 3, p.494-503, december. 2016.

HUANG, G.; MENG, F. ZHENG, X.; WANG, Y.; WANG, Z.; LIU, H.; JEKEL, M. **Biodegradation behavior of natural organic matter (NOM) in a biological aerated filter (BAF) as a pretreatment for ultrafiltration (UF) of river water.** *Environmental Biotechnology*, v. 90, n. 5, p. 1795-1803, june. 2011.

ISO, INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO: 11348-1.** Water quality – Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminiscent bacteria test). 2007.

JARUSUTTHIRAK, C.; AMY, G.; CROUÉ, JEAN-PHILIPPE. **Fouling characteristics of wastewater effluent organic matter (EfOM) isolates on NF and UF membranes.** *Desalination*, v. 145, n. 1-3, p. 247-255, september. 2002.

KARRAY, F.; MEZGHANI, M.; MHIRI, N.; DJELASSI, B.; SAYADI, S. **Scale-down studies of membrane bioreactor degrading anionic surfactants wastewater: Isolation of new anionic-surfactant degrading bacteria.** *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 114, p. 14-23, october. 2016.

KAYA, Y.; AYDINER, C.; BARLAS, H.; KESKINLER, B. **Nanofiltration of single and mixture solutions containing anionics and nonionic surfactants below their critical micelle concentrations (CMCs).** *Journal of Membrane Science*, v. 282, n. 1-2, p. 401–412, october. 2006.

KHEMAKHEM, M.; KHEMAKHEM, S.; AYEDI, S.; CRETIN, M.; AMAR, R. B. **Development of an asymmetric ultrafiltration membrane based on phosphates industry sub-products.** *Ceramics International*, v. 41, n. 9, p. 10343–10348, november. 2015.

KIM, SEONG-CHEOL. **Application of response surface method as an experimental design to optimize coagulation–flocculation process for pre-treating paper wastewater.** *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 38, p. 93-102, june. 2016.

KIM, HYUN-CHUL.; SHANG, X.; HUANG, JIN-HUI.; DEMPSEY, B. A. **Treating laundry waste water: Cationic polymers for removal of contaminants and decreased fouling in microfiltration.** *Journal of Membrane Science*, v. 456, p. 167-174, april. 2014.

KIMURA, K.; HANE, Y.; WATANABE, Y.; AMY, G., OHKUMA, N. **Irreversible membrane fouling during ultrafiltration of surface water.** *Water Research*, v. 38, p. 3431-3441, may. 2004.

LEE, J.; LEE, S.; JO, M.; PARK, P.; LEE, C.; KWAK, J. **Effect of Coagulation Conditions on Membrane Filtration Characteristics in Coagulation-Microfiltration Process for Water Treatment.** *Environmental Science & Technology*, v. 34, n. 17, p. 3780-3788, april. 2000.

LI, Y. Y.; YAN, L.; XIANG, C. B.; HONG, L. J. **Treatment of oily wastewater by organic–inorganic composite tubular ultrafiltration (UF) membranes.** *Desalination*, v. 196, n. 1-3, p. 76-83, september. 2006.

MANDA, I. K. M.; CHIDYA, R. C. G.; SAKA, J. D. K.; BISWICK, T. T. **Comparative assessment of water treatment using polymeric and inorganic coagulants.** *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 93, p. 119-129, june. 2016.

MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. **Química Verde no Tratamento de Águas: Uso de Coagulante Derivado de Tanino de Acacia mearnsii.** *Revista Virtual de Química*, v. 6, n. 1, p. 2-15, julho. 2013.

MOHAN, S. M. **Use of naturalized coagulants in removing laundry waste surfactant using various unit processes in lab-scale.** *Journal of Environmental Management*, v. 136, p. 103-111, april. 2014.

MOHAMMADI, T.; KAZEMIMOGHADAM, M.; SAADABADI, M. **Modeling of membrane fouling and flux decline in reverse osmosis during separation of oil in water emulsions.** *Desalination*, v. 157, n. 1-3, p. 369-375, august. 2003.

NETA, L. S. DE F.; HABERT, A. C.; BORGES, C. O P. **Cerveja Microfiltrada: Processo e Qualidade.** *Brazilian Journal Food Technology*, 5º SIPAL, p. 1-8, mar. 2005.

NETO, B. B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**, 1 Ed., Campinas. Editora da Unicamp, 2001. 401 p.

NICOLAIDIS, C.; VYRIDES, I. **Closing the water cycle for industrial laundries: An operational performance and techno-economic evaluation of a full-scale membrane bioreactor system**. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 92, p. 128-135, november. 2014.

ÖZACAR, M.; ŞENGİL, İ. A. **Evaluation of tannin biopolymer as a coagulant aid for coagulation of colloidal particles**. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 229, n. 1-3, p. 85-96, November. 2003.

PAM-MEMBRANAS SELETIVAS Ltda. **Manual de Operação da Unidade de Bancada de MF/UF**. 2011

PAM-MEMBRANAS SELETIVAS Ltda. **Certificado de Qualidade de Módulos Nº1404. (2012)**

PETER-VARBANETS, M.; HAMMES, F.; VITAL, M.; PRONK, W. **Stabilization of flux during dead-end ultra-low pressure ultrafiltration**. *Water Research*, v. 44, n. 12, p. 3607-3616, june. 2010.

RAMCHARAN, T.; BISSESSUR, A. **Analysis of Linear Alkylbenzene Sulfonate in Laundry Wastewater by HPLC–UV and UV–Vis Spectrophotometry**. *Journal of Surfactants and Detergents*, v. 19, n. 1, p. 209-218, january. 2016.

ROIG, N.; SIERRA, J.; NADAL, M.; MORENO-GARRIDO, I.; NIETO, E.; HAMPEL, M.; GALLEGO, E. P.; SCHUHMACHER, M.; BLASCO, J. **Assessment of sediment ecotoxicological status as a complementary tool for the evaluation of surface water quality: the Ebro river basin case study**. *Science of The Total Environment*, v. 503-504, p. 269–278, january. 2015.

RUSSO, C. **A new membrane process for the selective fractionation and total recovery of polyphenols, water and organic substances from vegetation waters (VW)**. *Journal of Membrane Science*, v. 288, n. 1-2, p. 239-246, february. 2007.

SCHOUTEN, N.; VAN DER HAM, L. G. J.; EUVERINK, GERT-J. W.; HAAN, A. B. **Selection and evaluation of adsorbents for the removal of anionic surfactants from laundry rinsing water**. *Water research*, v. 41, n. 18, p.4233-4241, october. 2007.

SEBRAE. Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Como montar uma lavanderia. Apresentação.** Disponível em:

<<http://www.sebrae.com.br/sites/PortalSebrae/ideias/Como-montar-uma-lavanderia>>. Acesso em 16 de novembro 2016.

SENEVIRATNE, M. **A Practical Approach to Water Conservation for Commercial and Industrial Facilities.** 1 Ed., Australia. Queensland Water Commission, 2007. 372 p.

SHI, X.; TAL, G.; HANKINS, N. P.; GITIS, V. **Fouling and cleaning of ultrafiltration membranes: A review.** *Journal of Water Process Engineering*, v. 1, p. 121-138, april. 2014.

SILVA, T. L.; RONIX, A.; PEZOTI, O.; SOUZA, L. S.; LEANDRO, P. K. T.; BEDIN, K. C.; BELTRAME, K. K.; CAZETTA, A. L.; ALMEIDA, V. C. **Mesoporous activated carbon from industrial laundry sewage sludge: Adsorption studies of reactive dye Remazol Brilliant Blue R.** *Chemical Engineering Journal*, v. 303, p. 467-476, november. 2016.

SINDILAV. Sindicato Intermunicipal de Lavanderias no Estado de São Paulo. **Panorama do Mercado de Lavanderias.** Disponível em<<http://www.sindilav.com.br/mercado-panorama.php>>. Acesso em 30 de julho 2016.

ŠOSTAR-TURK, S.; PETRINIC, I.; SIMONIC, M. **Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration.** *Resources, Conservation and Recycling*. v. 44, n. 2, p. 185-196, may. 2005.

SUMISHA, A.; ARTHANAREESWARAN, G.; THUYAVAN, Y. L.; ISMAIL, A. F.; CHAKRABORTY, S. **Treatment of laundry wastewater using polyethersulfone/polyvinylpyrrolidone ultrafiltration membranes.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 121, p. 174-179, november. 2015.

SUN, X.; WANG, C.; LI, Y.; WANG, W.; WEI, J. **Treatment of phenolic wastewater by combined UF and NF/RO processes.** *Desalination*, v. 355, n. 1, p. 68-74, january. 2015.

TERECHOVA, E. L.; ZHANG, G.; CHEN, J.; SOSNINA, N. A.; YANG, F. **Combined chemical coagulation–flocculation/ultraviolet photolysis treatment for anionic surfactants in laundry wastewater.** *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 2, n. 4, p. 2111-2119, december. 2014.

TRIPATHI, S. K.; TYAGI, R.; NANDI, B. K. **Removal of Residual Surfactants from Laundry Wastewater: A Review.** *Journal of Dispersion Science and Technology*, v. 34, n. 11, p.1526-1534, november. 2013.

VAZ, L. G. L.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T.; DA SILVA, E. A.; BARBIERO, T. A.; BERGAMASCO, R. **Agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia.** *Eclética química*, v. 35, n. 4, p. 45-54, 2010.

WANG, CHIH-TA.; CHOU, WEI-LUNG, KUO, YI-MING. **Removal of COD from laundry wastewater by electrocoagulation/electroflotation.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 164, n. 1, p. 81-86, may. 2009.

WANG, S.; LIU, C.; LI, Q. **Impact of polymer flocculants on coagulation-microfiltration of surface water.** *Water Research*, v. 47, n. 13, p. 4538-4546, september. 2013.

WANG, S.; LIU, C.; LI, Q. **Fouling of microfiltration membranes by organic polymer coagulants and flocculants: Controlling factors and mechanisms.** *Water Research*, v. 45, n. 1, p. 357-365, january. 2011.

YING, G. G. **Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment.** *Environment International*, v. 32, n. 3, p. 417-431, april. 2006.

ZAGKLIS, D. P.; KOUTSOUKOS, P. G.; PARASKEVA, C. A. **A Combined Coagulation/Flocculation and Membrane Filtration Process for the Treatment of Paint Industry Wastewaters.** *Industrial & Engineering Chemistry Research*, v. 51, n. 47, p. 15456–15462, november. 2012.

ZAHRIM, A. Y.; TIZAOUI, C.; HILAL, N. **Coagulation with polymers for nanofiltration pre-treatment of highly concentrated dyes: A review.** *Desalination*, v. 266, p. 1-16, january. 2011.

ZAKRZEWSKA-TRZNADEL, G. **Advances in membrane technologies for the treatment of liquid radioactive waste.** *Desalination*, v. 321, p. 119-130, july. 2013.

ZAVALA, M. Á. L.; STRADA, E. E. **The Contribution of the Type of Detergent to Domestic Laundry Graywater Composition and Its Effect on Treatment Performance.** *Water*, v. 8, n. 5, may. 2016.

ZENG, M.; SORIC, A.; ROCHE, N. **Calibration of hydrodynamic behavior and biokinetics for TOC removal modeling in biofilm reactors under different hydraulic conditions.** *Bioresource Technology*, v. 144, p. 202-209, september. 2013.

ZOLETT, E. R.; JABUR, A. S.; SILIPRANDI, E. M. **Uso de polímero natural a base de tanino (TANFLOC) para o tratamento de água para o consumo humano.** In: XVII seminário de iniciação científica e tecnológica da UTFPR, 2012, Curitiba. Disponível

em: <http://conferencias.utfpr.edu.br/ocs/index.php/sicite/2012/paper/viewFile/104/12>.
Acesso em 08 Junho de 2016.

ANEXO A



TANFLOC POP

1. PRODUTO

TANFLOC POP é um Coagulante/Floculante catiônico de baixo peso molecular, fabricado através de modificações químicas orgânicas a partir de um insumo essencialmente vegetal. A obtenção dessa matéria-prima crucial para a produção do **TANFLOC POP** se faz através do processo de extração de tanino da casca da Acácia.

2. APRESENTAÇÃO

TANFLOC POP LÍQUIDO é acondicionado em bombonas de polietileno com 50 kg ou containeres de 1000 kg.

TANFLOC POP PÓ é fornecido em sacos de 25 kg, podendo ser na forma paletizada se requerida.

3. ANÁLISE TÍPICA

TANFLOC POP

Aspecto físico	LIQUIDO*	PÓ FINO HIGROSCÓPICO
Umidade ao embalar (%)	-	4,5 – 6,5
Viscosidade (s, 25 °C Copo Ford n°4)	Máx. 50	Não Aplicável
pH (xarope)	1,3 - 2,3	-
pH (sol. aq. 10% p/v)	-	1,8 – 2,7

*Solvente: exclusivamente água.

4. PROPRIEDADES

O agente Coagulante/Floculante **TANFLOC POP**, por ser um produto 100% natural, isento de metais, é capaz de atuar em diversos tipos de aplicações no mais variável espectro de efluentes, em conformidade com testes preliminares (*Jar-Test*) e orientações da equipe de Assistência Técnica e Desenvolvimento da Tanac S.A.

TANFLOC POP atua no tratamento de água e efluentes em geral, não alterando o pH da água tratada, isso devido à propriedade de não consumir a alcalinidade do meio onde atua. Ao mesmo tempo, é efetivo em uma ampla faixa de pH, além de possuir a capacidade de complexar com diversos metais presentes em águas e efluentes.

5. APLICAÇÃO

TANFLOC POP pode ser aplicado diretamente, quando na forma líquida, ou sob a forma de uma solução diluída, sozinho ou em combinação com outros agentes Coagulantes/Floculantes e auxiliares.

Recomenda-se **TANFLOC POP** nas seguintes áreas de aplicação:

- Tratamento de efluentes de indústrias de papel e papelão;
- Efluentes de metalurgia, curtumes, indústrias alimentícias e químicas, em tratamento primário e secundário;
- Efluentes petroquímicos, no tratamento secundário de sistemas integrados;
- Tratamento de água de abastecimento, em plantas convencionais e compactas.



TANFLOC SG



Certificado por NSF International
ANSI/NSF Standard 60

Dosagem máxima para águas de abastecimento: 1,5 mg/L

1. PRODUTO

TANFLOC SG é um polímero orgânico-catiônico de baixo peso molecular, de origem essencialmente vegetal e que atua como:

- Coagulante
- Floculante
- Auxiliar de coagulação no tratamento de águas em geral

TANFLOC SG é capaz de atuar em um amplo espectro de aplicações, em conformidade com testes preliminares (jar-test) e orientações da equipe de assistência técnica e desenvolvimento de produto da Tanac SA.

2. APRESENTAÇÃO

TANFLOC SG LÍQUIDO é acondicionado em bombonas de polietileno com 50 kg ou containeres de 1000 kg.

TANFLOC SG PÓ é fornecido em sacos de 25 kg, podendo ser na forma paletizada se requerida.

3. ANÁLISE TÍPICA

TANFLOC SG

Aspecto físico	LÍQUIDO*	PÓ FINO HIGROSCÓPICO
Umidade ao embalar (%)	-	4,5 – 6,5
Viscosidade (s, 25 °C Copo Ford n° 4)	Máx. 50	Não Aplicável
pH (xarope)	1,3 - 2,3	-
pH (sol. aq. 10% p/v)	-	1,8 – 2,7

*Solvente: exclusivamente água.

4. PROPRIEDADES

TANFLOC SG atua em sistemas de partículas coloidais, neutralizando cargas e formando pontes entre estas partículas, sendo este o processo responsável pela formação de flocos e conseqüente sedimentação.

TANFLOC SG não altera o pH da água tratada, por não consumir a alcalinidade do meio, ao mesmo tempo em que é efetivo em uma faixa de pH de 4,5 – 8,0.

5. APLICAÇÃO

TANFLOC SG pode ser aplicado diretamente, quando na forma líquida, ou sob a forma de uma solução diluída, sozinho ou em combinação com outros agentes como Sulfato de Alumínio, Cloreto Férrico, etc.

Recomenda-se **TANFLOC SG** nas seguintes áreas de aplicação:

- Efluentes de metalurgia, papel e papelão, curtumes, indústrias alimentícias e químicas, em tratamento primário e secundário.
- Efluentes petroquímicos, no tratamento secundário de sistemas integrados.
- Indústria cerâmica, na recuperação de esmaltes e separação de argilas.
- Efluentes de abatedouros de aves, no processo de flotação.
- Tratamento de água de abastecimento, em plantas convencionais e compactas.



TANFLOC SL

1. PRODUTO

TANFLOC SL é um polímero orgânico-catiônico de baixo peso molecular, de origem essencialmente vegetal e que atua como:

- Coagulante
- Floculante
- Auxiliar de coagulação no tratamento de águas em geral.

TANFLOC SL é capaz de atuar em um amplo espectro de aplicações, em conformidade com testes preliminares (jar-test) e orientações da equipe de assistência técnica e desenvolvimento de produto da Tanac SA.

2. APRESENTAÇÃO

TANFLOC SL LÍQUIDO é acondicionado em bombonas de polietileno com 50 kg ou containeres de 1.000 kg.

TANFLOC SL PÓ é fornecido em sacos de 25 kg, podendo ser na forma paletizada se requerida.

3. ANÁLISE TÍPICA

TANFLOC SL

Aspecto físico	LÍQUIDO*	PÓ FINO HIGROSCÓPICO
Umidade ao embalar (%)	-	4,5 – 6,5
Viscosidade (s, 25 °C Copo Ford n°4)	Máx. 50	Não aplicável
pH (xarope)	1,3 - 2,3	-
pH (sol. aq. 10% p/v)	-	1,8 – 2,7

*Solvente: exclusivamente água.

4. PROPRIEDADES

TANFLOC SL atua em sistemas de partículas coloidais, neutralizando cargas e formando pontes entre estas partículas, sendo este o processo responsável pela formação de flocos e conseqüente sedimentação.

TANFLOC SL não altera o pH da água tratada, por não consumir a alcalinidade do meio, ao mesmo tempo em que é efetivo em uma faixa de pH de 4,5 – 8,0.

5. APLICAÇÃO

TANFLOC SL pode ser aplicado diretamente, quando na forma líquida, ou sob a forma de uma solução diluída, sozinho ou em combinação com outros agentes como Sulfato de Alumínio, Cloreto Férrico, etc.

Recomenda-se **TANFLOC SL** nas seguintes áreas de aplicação:

- Efluentes de metalurgia, papel e papelão, curtumes, indústrias alimentícias e químicas, em tratamento primário e secundário.
- Efluentes petroquímicos, no tratamento secundário de sistemas integrados.
- Indústria cerâmica, na recuperação de esmaltes e separação de argilas.
- Efluentes de abatedouros de aves, no processo de flotação.
- Tratamento de água de abastecimento, em plantas convencionais e compactas.

APÊNDICE A – Tabelas ANOVA e teste de Fisher LSD para os coagulantes naturais utilizados em relação aos parâmetros cor e turbidez em um nível de significância de 5%.

Tanfloc SG

Análise de variância ANOVA para turbidez e cor.

	Turbidez					Cor				
	SQ	GL	MQ	F	p	SQ	GL	MQ	F	p
Intercepto	65312,26	1	65312,26	4881,897	10 ⁻⁸	67410,67	1	67410,67	14768,40	10 ⁻⁹
Tratamen- to	739,72	4	184,93	13,823	6,52.10 ⁻³	379,76	4	94,94	20,80	2,57.10 ⁻³
Erro	66,89	5	13,38			22,82	5	4,56		
Soma	66118,87	10	65510,57			67813,25	10	67510,17		

Teste de Fisher – Média da percentagem de remoção de turbidez e cor em relação a concentração de coagulante.

Tratamen- to (mg L ⁻¹)	Turbidez (%)					Cor (%)				
	80	100	120	140	160	80	100	120	140	160
80		0,68375	0,04737	0,00885	0,00146		0,79178	0,18036	0,00800	0,00072
100	0,68375		0,08079	0,01364	0,00201	0,79178		0,12598	0,00616	0,00061
120	0,04737	0,08079		0,18372	0,01397	0,18036	0,12598		0,04250	0,00213
140	0,00885	0,01364	0,18372		0,08320	0,00800	0,00616	0,04250		0,02675
160	0,00146	0,00201	0,01397	0,08320		0,00072	0,00061	0,00213	0,02675	

Tanfloc SL

Análise de variância ANOVA para turbidez e cor.

	Turbidez					Cor				
	SQ	GL	MQ	F	p	SQ	GL	MQ	F	p
Intercepto	22671,88	1	22671,88	2302,544	7.10 ⁻⁸	22384,25	1	22384,25	7595,040	4.10 ⁻⁹
Tratamen- to	909,91	4	227,48	23,103	2,01. 10 ⁻³	1564,12	4	391,03	132,677	2,93.10 ⁻⁵
Erro	49,23	5	9,85			14,74	5	2,95		
Soma	23631,02	10	22909,13			23963,11	10	22778,23		

Teste de Fisher – Média da percentagem de remoção de turbidez e cor em relação a concentração de coagulante.

Tratamen- to (mg L ⁻¹)	Turbidez (%)					Cor (%)				
	80	100	120	140	160	80	100	120	140	160
80		0,01302	0,01802	0,00054	0,00045		0,00161	0,00027	0,00012	0,00000
100	0,01302		0,76969	0,00966	0,00716	0,00161		0,03421	0,00661	0,00001
120	0,01802	0,76969		0,00718	0,00539	0,00027	0,03421		0,17592	0,00004
140	0,00054	0,00966	0,00718		0,76740	0,00012	0,00661	0,17592		0,00008
160	0,00045	0,00716	0,00539	0,76740		0,00000	0,00001	0,00004	0,00008	