

MARCOS ANTONIO BONAMIGO

**MICROFILTRAÇÃO E ULTRAFILTRAÇÃO PARA PÓS
TRATAMENTO DE ESGOTO PARA REÚSO DOMÉSTICO NÃO
POTÁVEL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia, sob a orientação do Professor Dr. Vandrê Barbosa Brião.

Data da aprovação: 05 de maio de 2014.

Os componentes da banca Examinadora abaixo aprovam a Dissertação

Professor Dr. Vandrê Barbosa Brião
Orientador

Dr. Flávio Rubens Lapolli
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

Dr. Marcelo Hemkemeier
Universidade de Passo Fundo – UPF

Dra. Luciane Maria Colla
Universidade de Passo Fundo – UPF

Marcos Antonio Bonamigo

**MICROFILTRAÇÃO E ULTRAFILTRAÇÃO PARA PÓS
TRATAMENTO DE ESGOTO PARA REÚSO DOMÉSTICO NÃO
POTÁVEL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia, sob a orientação do Professor Dr. Vandrê Barbosa Brião.

Passo Fundo
2014

*Aos meus pais, Silvino e Mairi.
Por acreditarem que seria possível.*

AGRADECIMENTOS

A minha família pelo apoio e força incondicional durante todo o processo.

Ao meu Orientador, professor Vandr e Barbosa Brião, pela orienta o, confiança, ensinamentos, amizade, e paciência ao longo dos anos.

A acad mica e bolsista de Engenharia de Alimentos Laisa Girardelli, por ajudar a realizar as atividades laboratoriais, sempre com brincadeiras e sorriso estampado no rosto. Por compartilhar momentos bons e ruins nesta jornada. E aos demais colegas do Laboratório de Opera es Unitárias.

Aos funcionários da Engenharia de Alimentos, João Barcelos e Clarice pela ajuda.

Aos funcionários da Engenharia Ambiental, Manu e Marilda pela ajuda nas análises durante as férias.

Aos colegas de mestrado e amigos Isadora, Patrícia, Davi, Carol, Jorge, Guilherme, entre tantos, pelos momentos de descontra o e amizade. Iziquiel pela parceria e ajuda na parte estatística, tornando o desenvolvimento e elabora o deste trabalho mais prazeroso.

Ao colega e amigo e conterrâneo Cleomar (Potcho), pela parceria e pelo repasse dos artigos da Science que não tinha acesso.

E a todos os demais amigos que não pude citar diretamente, mas que ficam guardados em minha memória.

RESUMO

Os efluentes de origem urbana contribuem com uma parcela importante no desequilíbrio hídrico, e o seu reúso pode ser uma ação importante para o ajuste entre oferta e demanda de água nos âmbitos local e regional. A microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF) se adaptam perfeitamente para realizar o pós-tratamento de efluentes, pois são processos físicos de separação atérmicos de fácil operação e não exigem a utilização de produtos químicos, complementando o tratamento realizado pelos processos biológicos e produzindo efluentes com excelente qualidade. O objetivo do trabalho é utilizar a MF e UF para realizar o pós-tratamento do esgoto urbano tratado visando ajustar a qualidade do mesmo de modo que esse efluente seja passível de reúso urbano para fins não potáveis. O delineamento experimental proposto consiste na caracterização do efluente utilizado no experimento, nesta etapa 13 parâmetros físico-químicos e microbiológicos foram analisados, uma caracterização do sistema de filtração, em que consistiu em coletar efluente tratado da estação de tratamento de esgoto (ETE) da Universidade de Passo Fundo (UPF) e submetê-lo à MF e UF submersas, o qual m equipamento piloto que utiliza membranas de MF ou UF de fibra oca submersas foi utilizado, permitindo a passagem do permeado. As condições operacionais de vácuo foram definidas como sendo de 0,1 bar e 0,4 bar, durante o período de 60 minutos, após o fim da filtração, realizava-se a retrolavagem por 2 minutos e fluxo constante de 13 L/h.m² repetia-se este procedimento por mais duas vezes para cada vácuo aplicado para maximizar o fluxo permeado e a qualidade físico-química e microbiológica deste efluente. Um equipamento piloto que utiliza estas membranas que tem como características serem de fibra oca foi utilizado, permitindo a passagem do permeado. O permeado obtido nas filtrações eram submetidos a análises físico-químicas e microbiológicas sendo então confrontado com as recomendações da NBR 13967/97 e de FIESP (2005), para reúso não potável. Ainda nesta etapa definiu-se qual a melhor condições experimental definidas como MF com vácuo aplicado de 0,1 bar e 0,4 bar e UF 0,1 bar e 0,4 bar obtivesse melhores resultados. Para cada etapa de filtração foi definido qual modelo melhor representava a colmatação da membranas através dos modelos de formação de bloqueios de poros, para esta definição o maior coeficiente de determinação (R²) foi utilizado. Com o melhor resultado obtido um ensaio de longo período foi realizado. Neste experimento, ocorreu 7 ciclos de 60 minutos seguido por um intervalo de 2 minutos de retrolavagem e fluxo constante de 13 L/h.m². Os resultados obtidos apresentam queda acentuada nos primeiros minutos de filtração, em todos as condições experimentais. Além disso, há a o bloqueio de poros colaborando para a redução do fluxo permeado. Após alguns minutos, os fluxo de permeado sofrem quedas menos acentuadas. Este resultado mostra que, nas mesmas condições de testes, o tipo de membrana se apresentou como fator de influência na intensidade da formação da colmatação. A recuperação dos fluxos com as retrolavagens no segundo ciclo de filtração da membrana de MF à pressão 0,4 bar, houve diminuição de quase 10% na recuperação do seu fluxo inicial (83 L/h.m²), para as demais, a recuperação foi total. Mas para o terceiro ciclo, ou seja, a partir de 120 minutos de filtração, todas as condições testadas acabaram por não recuperarem seus fluxo, destacando-se novamente a membrana de MF (0,4 bar) com diminuição de quase 30% em relação ao primeiro ciclo. Por outro lado, a membrana de UF (0,4 bar) obteve-se redução de 8,5% em relação ao primeiro ciclo (100 L/h.m²). A rejeição de turbidez e SST atingiu valores próximos de 99% e os coliformes totais e termotolerantes não foram detectados no permeado obtido de UF.

Os permeados dos ensaios de UF se enquadram nas exigências da classe 2 (cujas aplicações são lavagem de pisos, calçadas e irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais paisagísticos, exceto chafarizes) e da classe 3 (cuja aplicação é descarga em vasos sanitários) baseados na norma técnica NBR-13.969 (1997). Conclui-se que os resultados obtidos demonstram que as membranas de MF e UF podem se tornar um elemento-chave nos esquemas sanitários de recuperação e reúso de água. O sistema é capaz de produzir um permeado de elevada qualidade em relação à remoção de material orgânico, turbidez, e organismos patogênicos.

Palavras-chaves: Colmatação, reúso de águas, processo de separação por membranas,

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: PSM que utilizam pressão como força motriz.....	18
Quadro 2: Tipos de colmatação segundo a natureza dos colmatantes.....	28
Quadro 3: Classificação e parâmetros do efluente conforme o tipo de reúso	40
Quadro 4: Principais características das membranas utilizadas	46

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquematização do processo de separação por membranas	18
Figura 2: Representação esquemática da seção transversal dos diferentes tipos de morfologias de membranas sintéticas.....	20
Figura 3: Características de rejeição de membranas de UF que apresentam curva de retenção estreita e curva de retenção espalhada	22
Figura 4: Diagrama do módulo de membrana de fibra oco disponível no mercado	26
Figura 5: Desenho esquemático das colmatações que ocorrem nas membranas.....	32
Figura 6: Etapas no processo de operação da ETE.....	44
Figura 7: Diagrama esquemático do equipamento de filtração submersa.....	47
Figura 8: Equipamento de bancada de MF e UF submersa.....	48
Figure 9: Fluxos das membranas testadas em diferentes pressões ao longo do tempo ..	54
Figura 10: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no primeiro ciclo de filtração utilizando a membrana de MF á 0,1 bar	60
Figura 11: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no primeiro ciclo de filtração utilizando a membrana de MF á 0,4 bar	62
Figura 12: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no primeiro ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,1 bar.....	64
Figura 13: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no primeiro ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,4 bar.....	66
Figura 14: Ciclos de filtração seguidos de retrolavagem para a retomada do fluxo inicial	67
Figura 15: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no primeiro ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,4 bar.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Composição típica do efluente sanitário.....	16
Tabela 2: Equações empíricas de filtração de trabalho	32
Tabela 3: Parâmetros com valores aceitáveis para reúso	41
Tabela 4: Método analítico para cada parâmetro analisado	43
Tabela 5: Matriz do planejamento experimental	49
Tabela 6: Modelos empíricos para descrever o comportamento do fluxo sobre pressão constante	50
Tabela 7: Resultados preliminares do efluente tratado da ETE da UPF	52
Tabela 8: Recuperação do fluxo após cada ciclo de filtração por meio da retrolavagem para cada membrana e pressões aplicadas.....	55
Tabela 9: Rejeições dos Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados no efluente com suas respectivas rejeições para as membranas.....	56
Tabela 10: Variável fluxo, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo - 0,98	58
Tabela 11: Variável Nitrogênio amoniacal, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo - 0,98.....	58
Tabela 12: Variável Turbidez, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo - 0,85	58
Tabela 13: Coeficientes de determinação da regressão linear realizada para os diferentes modelos de bloqueio de poros na membrana de MF à 0,1 bar	59
Tabela 14: Coeficientes de determinação da regressão linear realizada para os diferentes modelos de bloqueio de poros na membrana de MF à 0,4 bar	61
Tabela 15: Coeficientes de determinação da regressão linear realizada para os diferentes modelos de bloqueio de poros na membrana de UF à 0,1 bar.....	63
Tabela 16: Coeficientes de determinação da regressão linear realizada para os diferentes modelos de bloqueio de poros na membrana UF à 0,4 bar	65
Tabela 17: Percentual de recuperação do fluxo na membrana de UF à pressão 0,4 bar em cada ciclo de filtração	69
Tabela 18: Parâmetros característicos do efluente tratado da ETE, permeado submetido a filtração com pressão 0,4 bar em membrana de UF e as concentrações específicas para água de reúso	71
Tabela 19: Coeficientes de determinação da regressão linear realizada para os diferentes modelos de bloqueio de poros na membrana de UF à 0,4 bar durante 7 ciclos de filtração.....	72

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	American Public Health Association
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CNRH	Conselho Nacional De Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental
FIESP	Federação das Indústrias do Estado de São Paulo
IUPAC	International Union of pure e applied chemistry
m ³ /dia	Metro cúbico por dia
m ³ /h	Metro cúbico por hora
MF	Microfiltração
mg/L	Miligrama por litro
mL	Mililitro
N	Nitrogênio
Na	Sódio
NH ₃	Amônia na forma de gás
NH ₄ ⁺	Amônia na forma ionizada
NMP	Número Mais Provável
NTU	Unidades Nefelométricas
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
PSM	Processo de Separação por Membranas
R	Coefficiente de Rejeição
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente
SST	Sólidos Suspensos Totais
t	Tempo
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UF	Ultrafiltração
µg/L	Micrograma por litro

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1	Tratamento de efluentes	15
2.2	Efluente sanitário.....	15
2.3	Processos de separação por membranas.....	16
2.3.1	Aspectos gerais dos processos de separação por membranas.....	18
2.3.2	Vantagens e desvantagens dos processos de separação por membranas	20
2.3.3	Microfiltração e ultrafiltração	21
2.3.4	Modelos matemáticos para descrever a colmatação de membranas.....	31
2.3.5	Limpeza das membranas.....	33
2.3.6	Processos que usam gradiente de pressão como força motriz	33
2.4	Reúso de água.....	34
2.5	Classificação dos tipos de reúso de água.....	35
2.6	Padrões para reúso de água	38
3	MATERIAL E MÉTODOS	42
3.1	Caracterização do efluente utilizado no experimento	42
3.1.1	Procedimentos analíticos	42
3.2	Caracterização do sistema de tratamento da UPF	43
3.3	Equipamento de filtração.....	46
3.3.1	Startup da unidade de filtração	46
3.3.2	Caracterização da membrana	46
3.4	Pós-tratamento do efluente por filtração com membranas.....	48
3.4.1	Delineamento	48
3.4.2	Definição do modelo de colmatação.....	50
3.4.3	Ensaio de longo período.....	50
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	52
4.1	Caracterização do efluente utilizado no experimento	52
4.2	Pós-tratamento do efluente por filtração com membranas.....	53
4.2.1	Delineamento experimental	56
4.3	Modelos matemáticos de bloqueio de poros	59
4.4	Ensaio de longo período	67

4.4.1	Modelo matemático dos bloqueios dos poros no ensaio prolongado	72
4.4.2	Avaliação da qualidade do permeado para o reúso.....	74
5	CONCLUSÕES.....	76
5.1	Sugestões para trabalhos futuros	76
	Referências Bibliográficas.....	78
	Apêndice.....	89

1 INTRODUÇÃO

O gerenciamento integrado dos recursos hídricos exige que as técnicas de tratamento de efluentes avancem para apresentar soluções com maior eficiência de tratamento, atendendo não somente a legislação que atribui parâmetros de controle para o lançamento de efluentes, mas também visando melhorar a qualidade do corpo receptor deste efluente. Somente com estratégias integrando a prevenção no consumo de água e com melhores processos de tratamento é que é possível avançar para uma sustentabilidade hídrica.

O reúso de águas tem sido visto com uma ótica positiva do ponto de vista ambiental, pois reduz a captação de águas de rios e de poços artesianos, além de reduzir também o volume de efluentes (embora tratados) descartados ao ambiente, melhorando a ecoeficiência dos sistemas de produção. Com isso, tem-se também ganhos econômicos, pois menos energia e insumos são dispensados para a captação de água e há menores custos com o tratamento de efluentes.

Buscando melhorar a qualidade dos recursos hídricos e solucionar os problemas de escassez de água, há um grande interesse por tratamento de efluentes que atinjam padrões de qualidade compatíveis com o reúso. A partir do momento em que o efluente passe a ser reutilizado, as águas de maior qualidade poderão ser utilizadas para fins mais nobres. Os esgotos urbanos representam uma grande parcela no desequilíbrio entre oferta e demanda de recursos hídricos nos sistemas hidrográficos locais e mesmo regionais. A problemática se apresenta complexa, pois os municípios enfrentam dificuldades para captação de esgoto nas residências, e com isso a maioria dos esgotos é lançada diretamente nos corpos receptores sem nenhum tratamento.

Muitos estudos têm sido focados na reutilização de águas derivadas de lavatórios, máquinas de lavar roupas, banheiras, etc (águas cinzas) para fins não potáveis, inclusive para uso em bacias sanitárias. A separação destas águas é uma boa estratégia, destinando-as para um tratamento posterior com a reutilização das mesmas. Nesses casos, então, é dificultada a reutilização dessas águas cinzas. Mas, dependendo da eficiência das estações de tratamento de efluentes poderia ser também reutilizado para fins não potáveis. No entanto, o esgoto coletado é geralmente tratado por processos biológicos, os quais atingem os padrões de qualidade que respeitam a legislação ambiental, mas tem capacidade limitada para produzir efluentes tratados com padrões mais restritivos, dificultando o seu reúso. Isto mostra que as estações de tratamento de efluentes urbanos devem buscar etapas de pós-tratamento após os processos biológicos

para melhorar a qualidade do efluente tratado. Nessa busca por melhores qualidades, poder-se-á atingir padrões para reúso desses efluentes.

Nas últimas décadas, as tecnologias com membranas tornaram-se cada vez mais atraente para recuperação de águas residuais, pois são altamente eficientes, fáceis de operar, econômicas e satisfazem os mais rigorosos controles para descarte no corpo hídrico receptor. Membranas porosas de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF) apresentam vantagens operacionais significativas, tais como lodo reduzido, uma alta qualidade do permeado e uma pequena necessidade de espaço devido à alta densidade de empacotamento. A (MF) rejeita bactérias e fungos e material em suspensão, mas não separa partículas coloidais de menores tamanhos. O tamanho dos poros das membranas de microfiltração está na faixa de 0,05 μm a 1 μm (MULDER, 1991; STRATHMANN, 1981). A (UF) é utilizado quando o tamanho dos poros da membrana situa-se entre 0,001 μm e 0,05 μm , obstrui a passagem da grande maioria das macromoléculas (STRATHMANN, 1981; BRIÃO; TAVARES, 2007).

Embora se obtenha um maior fluxo permeado, pequenos coloides e substâncias de menores dimensões permeiam através das membranas de microfiltração, de modo que a eficiência é limitada (Ahn e Song, 1999; Andrade et al., 2001; Rocha et al., 2009; Dacanal e Beal, 2010; e Abadi et al., 2011).

Para todos esses casos, portanto, é interessante testar a UF, pois a mesma possui uma maior rejeição de substâncias de menor peso molecular, e poder-se-á obter melhores eficiências de remoção para o pós-tratamento de efluentes. Nesse sentido, o trabalho de Arévalo et al. (2012) mostra que a UF pode obter melhores resultados também para a remoção de microrganismos, mas deve ser testada para cada tipo de efluente, pois a qualidade do biota provinda do biorreator aeróbio pode ser diferenciada, sendo que a DQO pode atingir valores inferiores a 10 mg/L.

Custos de investimentos moderado e facilidade de operação tornam uma alternativa muito competitiva a utilização das tecnologias convencionais de tratamento. Em muitos casos, a ultrafiltração, isoladamente ou em combinação com propriedades físico-químicas ou tratamento biológico, têm proporcionado melhores resultados na recuperação destes efluentes (MUTHUKUMARAN, 2011).

Uma questão importante, que apresenta um grande impedimento é colmatação, provocando uma diminuição no desempenho da membrana (JARUSUTTHIRAK, 2002). A colmatação da membrana é caracterizada como uma redução do fluxo de permeado através da membrana, como resultado do aumento da resistência ao fluxo,

devido a bloqueio dos poros, de polarização de concentração, formação da torta, o que resulta na redução da produtividade da membrana. Geralmente o desempenho de UF é influenciada pelas características do efluente, tipo de membrana e condições operacionais (LEHMAN, 2009).

As águas de qualidade inferior, tais como efluentes de processos industriais, efluentes (particularmente os de origem doméstica), águas de drenagem de pátios e agrícolas, e águas salobras, devem sempre que possível, ser consideradas como fontes alternativas para usos menos restritivos. O uso de tecnologias apropriadas para o desenvolvimento dessas fontes constitui-se hoje, em conjunção com a melhoria da eficiência do uso e o controle da demanda, na estratégia básica para a solução do problema da falta mundial de água.

O objetivo deste trabalho foi utilizar processo de filtração por membranas como alternativa para o pós-tratamento de esgoto visando a adequação de sua qualidade para o reúso doméstico não potável.

Como objetivos específicos: a) Avaliar o efeito da MF e UF para o pós-tratamento do efluente da ETE da UPF; b) testar diferentes condições experimentais de pressão de filtração nos sistemas de MF/UF para separação dos contaminantes presentes nessa água residual; a partir disso, com a melhor condição experimental obtida, c) testar uma filtração de longa duração; d) avaliar a qualidade do permeado confrontando-o com aquela necessária para o reúso em bacias sanitárias ou em outras que o mesmo se enquadre e desenvolver um modelo matemático simplificado que possa ser usado através de um roteiro na otimização de sistemas de membranas, visando maximizar o volume líquido produzido.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Tratamento de efluentes

A composição e a concentração das substâncias contidas no efluente sanitário de uma população dependem de seus hábitos alimentares, do clima, das condições socioeconômicas, e principalmente da qualidade e da quantidade de água consumida (VON SPERLING, 2005).

O tratamento de esgoto é umas das ações mitigadoras mais importantes para a falta de qualidade da água, sendo que, de um modo geral os processos de tratamento buscam remoção eficiente dos poluentes contidos nas águas residuárias (SANTOS, 2001 apud OLIVEIRA, 2012).

O tratamento de efluentes pode ocorrer através de processos biológicos aeróbios ou anaeróbios, químicos, operações físicas e da combinação destes (VAN HAANDEL; LETTING 1994; OLIVEIRA, 2012).

2.2 Efluente sanitário

Os efluentes sanitários representam uma parcela significativa dos efluentes lançados no corpo receptor. Estações de tratamento de águas residuárias são sistemas complexos, com diferentes fenômenos físicos, químicos e biológicos que podem ocorrer simultaneamente (BAYO; ANGOSTO; GÓMES-LÓPEZ, 2009).

Os efluentes sanitários, mesmo quando tratados, ainda podem representar significativa fonte de poluição ambiental. Por esse motivo, além dos testes físico-químicos e biológicos, os ensaios microbiológicos são importantes ferramentas para avaliar o potencial de risco ambiental dos efluentes provenientes de estações de tratamento (REN; FRYMIER, 2003; PARVEZ; VENKATARAMAN; MUKHERJI, 2006) e ao longo do tempo, tem demonstrado a sua importância como instrumento no gerenciamento ambiental (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008). Ainda, de acordo com vários autores (HERNANDO et al., 2006; KATSOYIANNIS; SAMARA, 2007; MENDONÇA et al., 2009; BAYO; ANGOSTO; GÓMES-LÓPEZ, 2009) há a necessidade de avaliar os processos de tratamento, com especial atenção para o efeito global de descarga desses em corpos receptores.

Dados do Setor de Saneamento Ambiental mostram os resultados das análises de Janeiro a Junho de 2012 para os parâmetros físico-químicos de entrada e saída da ETE. A média nesses 6 primeiros meses na entrada da estação mostrou uma DQO com 1773,3 mg/L, sólidos suspensos a 289,1 mg/L e uma vazão em torno de 180 m³/dia.

Os parâmetros analisados podem fornecer indicativos quanto a natureza e característica do efluente a ser tratado. Os dados comparados por autores como Metcalf e Eddy (2003), (Tabela 1), classificam o efluente gerado na ETE da UPF.

Tabela 1: Composição típica do efluente sanitário

Parâmetro	Efluente Sanitário		
	Fraca	Médio	Forte
DQO total (mg\L)	250	430	800
DBO (mg\L)	110	190	350
ST (mg\L)	390	720	1230
STD (mg\L)	270	500	860
SDF (mg\L)	160	300	520
SDV (mg\L)	110	200	340
SST (mg\L)	120	210	400
SSF (mg\L)	25	50	85
SSV (mg\L)	95	160	315

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Quando comparados os dados do Setor de Saneamento Ambiental da UPF, com os de Rottava (2012), no qual obteve uma média de 437 mg/L de sólidos sedimentáveis e uma DQO de 760 mg/l e com os parâmetros sugeridos por Metcalf e Eddy (2003), verifica-se que o efluente de entrada da ETE é classificado com sendo um efluente sanitário forte.

A caracterização para a análise de Demanda Química de Oxigênio (DQO) obtidas por Pegoraro (2007) na ETE da UPF, revela valores com picos máximos 300 mg/L, mantendo-se dentro dos parâmetros de controle (maior ou igual a 400 mg/L). A caracterização dos Sólidos Suspensos Totais (SST) no entanto valores que ultrapassaram o parâmetro máximo (valores menores ou iguais a 180 mg/L), atingindo cerca de 250 mg/L.

2.3 Processos de separação por membranas

Pela definição apresentada em MWH (2004) “Os processos de membranas são técnicas modernas de separação físico-químicas que utilizam diferenças de permeabilidade (dos constituintes da água) como mecanismos de separação”. A IUPAC

(1996) apresenta as membranas como estruturas que possuem dimensões laterais muito superiores à espessura através das quais ocorre o transporte de massa sob diversos tipos de força motriz.

As membranas têm sido utilizadas no tratamento de água e efluentes desde a década de 1960. As primeiras plantas de grande porte, para abastecimento urbano eram baseadas em tecnologia de osmose reversa para dessalinização de água de mar e poços. Atualmente as membranas são utilizadas para a separação de sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos em água. (METCALF & EDDY, 2003).

Existem quatro processos desenvolvidos em escala industrial para a separação através de membranas, a microfiltração, a ultrafiltração, a osmose reversa/nanofiltração e a eletrodialise. Os três primeiros processos se baseiam-se em gradiente de pressão como força motriz. A eletrodialise baseia-se na diferença de potencial elétrico (BAKER, 2004).

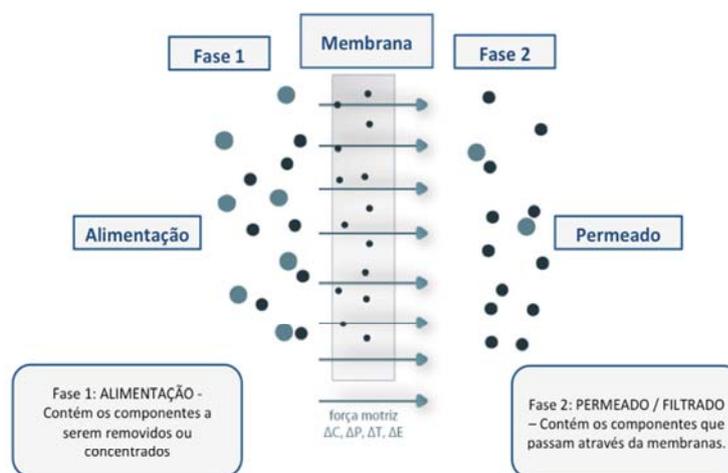
As membranas de microfiltração e ultrafiltração são amplamente aplicadas na indústria, em processos de tratamento de efluentes ou concentração de compostos de interesse (como vinho, soro de leite por exemplo). No saneamento, por sua capacidade de retenção de micro-organismos e clarificação, são utilizadas como alternativa ao tratamento físico-químico convencional para águas de abastecimento e no tratamento de efluentes (EPA, 2001). Estas membranas são tidas como a “melhor tecnologia disponível” em países cuja legislação restritiva impede ou encarece os processos convencionais. Alguns autores classificam estes processos como processos de baixa pressão (DOW, 2004; EPA, 2001).

As membranas de microfiltração e ultrafiltração são as que possuem maior diversidade de configurações, materiais, arranjos e aplicações. Em geral essas membranas são capazes de reter partículas com diâmetros superiores a 0,1 μm até 2 μm (IUPAC, 1996), e permitem remover, além de bactérias, alguns tipos de vírus e moléculas orgânicas com massa molecular elevada (EPA, 2001). Como a metodologia de projeto é similar, bem como as configurações, arranjos e mecanismos de separação (BAKER, 2004), é possível enquadrar a microfiltração e a ultrafiltração em uma mesma categoria, a de filtração em meios porosos.

2.3.1 Aspectos gerais dos processos de separação por membranas

Os processos de separação por membranas (PSM) utilizam diferentes modos de operação, empregam diversas forças motrizes para o transporte dos permeantes, com características em comum que os tornam atrativos. Em muitos casos, os PSM são mais rápidos, eficientes e econômicos quando comparados a processos convencionais de separação (PEISINO, 2009). A fração da corrente de alimentação que permeia através da membrana é denominada de permeado e fração retida de concentrado, conforme Figura 1.

Figura 1: Esquemática do processo de separação por membranas



Fonte: Adaptado de MULDER (1996).

Os PSM que utilizam a pressão como força motriz podem ser classificados de acordo com o Quadro 1. A técnica mais comercializada é a que utiliza o gradiente de pressão como força motriz (SERGINA, 2005).

Quadro 1: PSM que utilizam pressão como força motriz

Processo	Força Motriz	Aplicações
Microfiltração (MF)	ΔP (0,5 - 2 bar)	Retenção de microrganismos, clarificação de vinhos e cervejas, concentração de células, tratamento de efluentes.
Ultrafiltração (UF)	ΔP (1 - 7 bar)	Fracionamento e concentração de proteínas, recuperação de pigmentos e óleos.

Nanofiltração (NF)	ΔP (5 - 25 bar)	Purificação de enzimas, biorreatores a membrana, recuperação de aminoácidos.
Osmose Inversa (OI)	ΔP (15 - 80 bar)	Dessalinização de águas, concentração de sucos de frutas, tratamentos de efluentes.

Adaptado de SERGINA (2005)

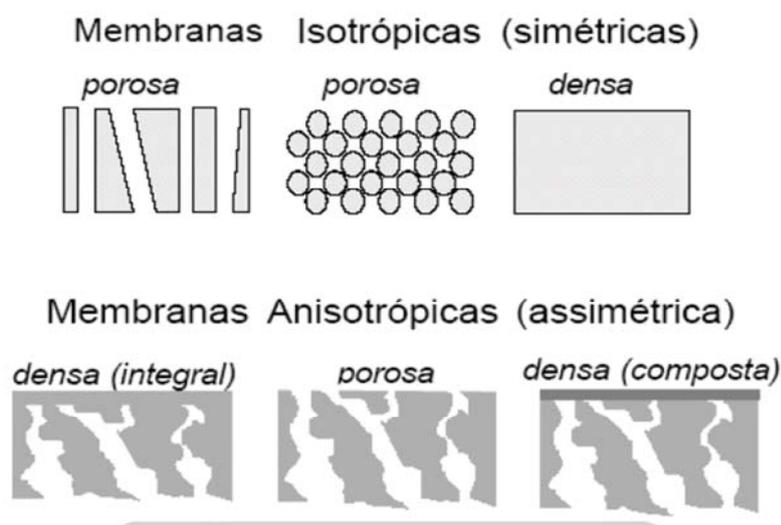
Para que ocorra o transporte de uma espécie através de uma membrana é necessária a existência de uma força motriz agindo sobre a mesma. O PSM utilizam como força motriz o gradiente de potencial químico, associado ou não com o gradiente de potencial elétrico. Em geral, o gradiente de potencial químico pode ser expresso em termos de gradiente de pressão e de concentração.

Em função da morfologia da membrana e o tipo de força motriz empregada, o transporte das diferentes espécies através da membrana pode ocorrer tanto pelo mecanismo de convecção, como pelo mecanismo de difusão. A morfologia da membrana define, também, os princípios em que se baseiam a sua capacidade seletiva (HABERT et al., 2006).

Parâmetros de natureza morfológica e parâmetros relativos às suas propriedades de transporte são normalmente empregados para caracterizar as membranas. Para membranas porosas, características como a distribuição de tamanho de poros, a porosidade superficial e a espessura, são parâmetros importantes. Para membranas densas, as características físico-químicas envolvendo o polímero utilizado as substâncias a serem separadas e a espessura do filme polimérico são os parâmetros mais importantes. (HABERT et al., 2006).

Em relação a morfologia, as membranas podem ser isotrópicas (simétricas) ou anisotrópicas (assimétricas). Membranas isotrópicas possuem estrutura unicamente densa ou porosa com poros de diâmetros regulares ao longo da espessura da membrana. As membranas anisotrópicas ainda podem ser classificadas em integrais, quando essas duas regiões são compostas pelo mesmo material, ou compostas quando um material diferente da matriz polimérica é usado para a formação sua (PEISINO, 2009). A Figura 2 mostra a morfologia da seção transversal dos diferentes tipos de membranas.

Figura 2: Representação esquemática da seção transversal dos diferentes tipos de morfologias de membranas sintéticas



Fonte: HABERT et. al., (2006).

As membranas ainda podem ser fabricadas sob duas formas geométricas: planas ou cilíndricas: Membranas cilíndricas ainda são divididas em tubular capilar e de fibra oca (BRAGA, 2008).

2.3.2 Vantagens e desvantagens dos processos de separação por membranas

Os PSM atingiram o status de processos comerciais devido a uma série de vantagens inerentes a esta tecnologia. Algumas dessas vantagens, segundo Habert et. al. (2006) são comentadas a seguir:

- a) Economia de Energia - Os PSM, em sua grande maioria, promovem a separação sem que ocorra mudança de fase. Neste sentido são processos energeticamente favoráveis. Esta é uma das razões pela qual seu desenvolvimento coincide com a crise energética dos anos 70, devido ao grande aumento do preço do petróleo.
- b) Seletividade - A seletividade é outra característica importante dos PSM. Em algumas aplicações estes processos se apresentam como a única alternativa técnica de separação.
- c) Separação de Compostos Termolábeis - Como, via de regra, os PSM são operados à temperatura ambiente, podendo ser aplicados no fracionamento de misturas envolvendo substâncias termossensíveis. Por este motivo eles tem sido amplamente empregados na indústria farmacêutica e de alimentos e, mais

recentemente, como uma alternativa na purificação de produtos ou recuperação de células em biotecnologia.

- d) Simplicidade de Operação e Escalonamento - Ao contrário da maioria dos processos de separação, os PSM apresentam, ainda, a vantagem de serem extremamente simples do ponto de vista operacional e em termos de escalonamento ("scaleup"). Os sistemas são modulares e os dados para o dimensionamento de uma planta podem ser obtidos a partir de equipamentos pilotos operando com módulos de membrana de mesma dimensão daqueles utilizados industrialmente. Além disso, a operação dos equipamentos com membranas é simples e não intensiva em mão de obra.

Além das inerentes vantagens destes processos, o aumento da rigidez imposta pelas regulamentações ambientais nas últimas décadas também contribuiu decisivamente para o crescente emprego da tecnologia de separação por membranas.

As desvantagens dos PSM segundo Viana (2004) apud Barbosa (2009):

- a) Custo elevado: É uma tecnologia com custo elevado. Porém, os custos associados à aplicação desta tecnologia vêm sendo consideravelmente reduzidos, uma vez que as membranas estão sendo produzidas em maior escala, mais empresas estão entrando no mercado e, se bem operadas, as membranas vêm apresentando maior vida útil e fluxo permeado mais estável e elevado.
- b) A necessidade de troca periódica dos módulos. Porém, com as pesquisas na área de desenvolvimento de membranas, a frequência de substituição dos módulos vem diminuindo.

2.3.3 Microfiltração e ultrafiltração

Os processos de MF e UF são similares a nível da separação dos compostos do meio aquoso. O mecanismo que melhor explica a separação por estas membranas é o modelo poro-fluxo (pore-flow), que ao contrário do modelo de solução-difusão não apresenta uma teoria unificada. Tal deve-se à diversa gama de materiais e estruturas, que resultam em diferenças nos detalhes morfológicos e topológicos do poro, aos quais o mecanismo de separação encontra-se fortemente relacionado (McCLURE et al., 2010).

Segundo Baker (2004), o transporte dos constituintes através membrana ocorre por fluxo convectivo criado por um diferencial de pressão nos poros. A separação

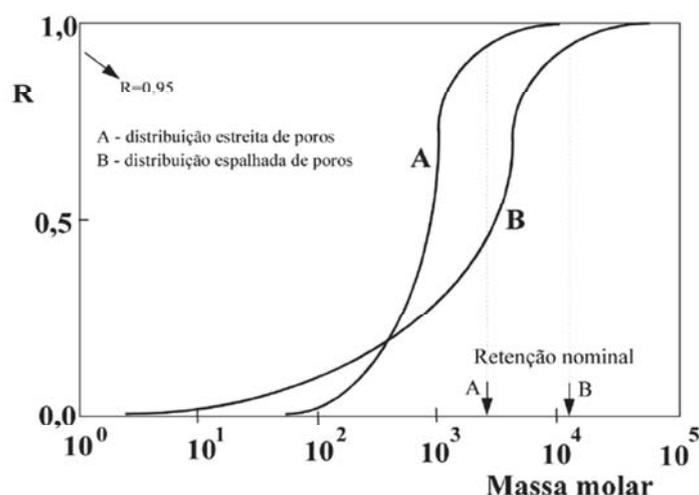
ocorre por exclusão por tamanho (sieving effect), ou seja, pelo contraste entre o tamanho molecular das partículas e o tamanho e distribuição dos poros na membrana.

Para Guerra (2012), membranas de MF e UF, são, muito utilizadas para remoção física de partículas de tamanhos de 0,01 μm a 10 μm , por causa das suas vantagens potenciais, incluindo estabilidade química e térmica, força física, e uma vida útil mais longa.

A diferença entre os dois tipos de filtração encontra-se essencialmente no tamanho de poros. A MF apresenta poros com tamanhos compreendidos entre 0,05 μm a 10 μm e a UF possui poros com tamanhos compreendidos entre 0,001 μm e 0,1 μm , pelo que a UF consegue remover compostos mais pequenos do que a MF. Quando se fala em processos de MF é comum falar em separação por tamanho dos compostos, enquanto que no caso de processos de UF é usual referir-se à separação pelo peso molecular, mais concretamente pelo cut-off. As membranas de UF possuem a capacidade de remover compostos de elevado peso molecular (ASANO et al., 2007).

Tendo em vista que as membranas apresentam uma distribuição de tamanho de poros elas são caracterizadas através da chamada curva de retenção nominal, que relaciona o coeficiente de rejeição em função da massa molar do soluto. A Figura 3 apresenta curvas de retenção típicas de membranas de UF.

Figura 3: Características de rejeição de membranas de UF que apresentam curva de retenção estreita e curva de retenção espalhada



Fonte: HABERT et al., 2006

As membranas, normalmente, são especificadas através da retenção nominal (*cut off*). A retenção nominal é definida como sendo o valor da massa molar para a qual a membrana apresenta um coeficiente de rejeição de 95%. Assim, uma membrana com retenção nominal de 15 KDa (membrana B na figura) é aquela capaz de rejeitar 95% das moléculas presentes em uma solução de soluto com massa molar de 15 Da.

As aplicações da UF estão limitados a sistemas em que o solutos para serem separados tem a diferença de mais de 10 vezes no peso molecular. Em tais casos, o tamanho molecular é o único critério para a separação. No entanto, é possível separar solutos com pesos moleculares comparáveis através da manipulação adequada dos parâmetros tais como pH, força iônica e pressão aplicada (SAKSENA, 1994; VAN EIJNDHOVEN et al; 1995).

2.3.3.1 Seletividade

A seletividade pode ser considerada como a capacidade de retenção dos solutos pela membrana. De acordo com Schneider e Tsutiya (2001) a remoção de solutos por membranas é influenciada por diversos fatores, dentre eles:

- a) Dimensão e morfologia dos solutos
- b) Tamanho dos poros da membrana
- c) Carga elétrica da membrana e do soluto
- d) Rugosidade e propriedades químicas da superfície da membrana;
- e) Propriedades químicas da água de alimentação;
- f) Fatores hidrodinâmicos (tensão de arraste e forças de cisalhamento na superfície da membrana);
- g) Grau da compactação do filtro (colmatação).

A retenção física de material particulado é o principal mecanismo de rejeição em membranas de microfiltração e ultrafiltração. Tal fato é explicado pela deposição de materiais na superfície e no interior das membranas, ou mesmo devido ao efeito de compactação ou degradação química de constituintes químicos que compõem a estrutura da membrana.

O mais comum é a diminuição do tamanho dos poros causada pela deposição de partículas em sua superfície ou em suas paredes laterais, diminuindo o seu tamanho efetivo, de modo a contribuir em geral pra maior rejeição de componentes da água de alimentação.

A seletividade pode ser expressa pela rejeição (R) ou pelo fator de separação (a). Geralmente, a seletividade é representada pela retenção para misturas líquidas aquosas em que o soluto é retido parcialmente ou completamente pela membrana. O fator de separação é usualmente utilizado para misturas gasosas e de líquidos orgânicos, onde o soluto passa preferencialmente pela membrana (GIRARD; FUKUMOTO 2000; BARBOSA, 2009). A retenção é dada pela Equação 1.

Um coeficiente de rejeição é calculado conforme a Equação 1:

$$R = \left(1 - \frac{c_p}{c_a}\right) \times 100 \quad (1)$$

Sendo:

R: Coeficiente de Rejeição = %;

C_p: Concentração do constituinte no permeado = mg.L⁻¹;

C_a: Concentração do constituinte na alimentação = mg.L⁻¹;

2.3.3.2 Permeabilidade hidráulica

As membranas empregadas são porosas, o fluxo volumétrico do solvente é predominantemente viscoso (convectivo), e pode ser descrito por equações que descrevem os fenômenos de escoamento em meios porosos.

A constante de proporcionalidade contém fatores intrínsecos da matriz, como a porosidade e diâmetro dos poros, além da viscosidade do permeado, que também está incluída em L_p .

O fluxo possui uma relação diretamente proporcional à pressão, sendo a permeabilidade hidráulica essa constante de proporção. O valor de permeabilidade foi obtido por regressão linear dos dados utilizando-se a Equação 2, conforme citação de Mulder (1991) e descrição de Beolchini et al. (2004).

$$J = L_p \cdot \Delta P \quad (2)$$

Em que:

J = fluxo volumétrico = m³ s⁻¹ m⁻²;

ΔP = pressão transmembrana aplicada = Pa;

L_p = constante de proporcionalidade [m³ s⁻¹ m⁻² Pa].

2.3.3.3 Estruturas e módulos das membranas de MF e UF

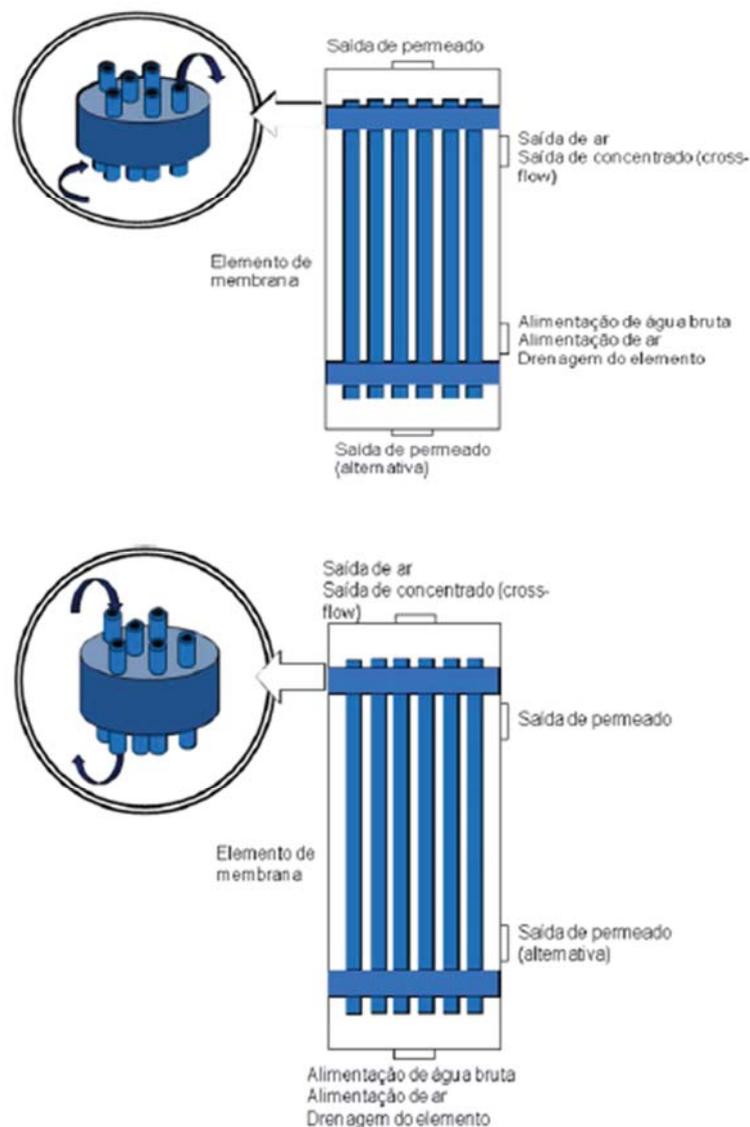
As membranas de microfiltração e ultrafiltração estão disponíveis em inúmeras formas, estruturas porosas e materiais. Metcalf e Eddy (2003) apresenta uma extensa coletânea de características que definem estas membranas. Para fins de projeto e dimensionamento de equipamentos, a classificação por arranjo físico das membranas é importante. Atualmente existem quatro configurações principais de membranas de baixa pressão para a aplicação no tratamento de água e efluentes: Tubulares, Fibra oca, Placas planas e em Espiral (METCALF; EDDY, 2003), sendo que a IUPAC (1996) divide os módulos em apenas três categorias: Fibras ocas, Placas planas e em Espiral.

Estudos mais complexos sobre estas configurações são raros no meio científico uma vez que o desenvolvimento dos módulos costuma ser protegidos por patentes (PEIG, 2011), ainda assim Howe et al. (2007) realizaram um comparativo entre membranas de fibra oca em folhas planas e identificou diferenças significativas entre o desempenho dos dois formatos quando ao comportamento mediante o acúmulo de sólidos na superfície e eficácia da lavagem.

As membranas tubulares apresentam-se na forma de cilindros com diâmetros de alguns milímetros até 1 polegada (AWWA, 2005). A água bruta alimenta o tubo em uma das extremidades e o permeado é coletado externamente. Trata-se da configuração de membranas de ultrafiltração mais antiga, amplamente aplicada na indústria alimentícia e na recuperação de pigmentos e metais, através delas é possível tratar líquidos em elevadas concentrações de sólidos suspensos. No interior dos tubos, elevadas velocidades impedem acúmulo de sólidos na superfície das membranas. Esta configuração possui uma baixa densidade de empacotamento, uma vez que a relação área da membrana/volume do equipamento esta entre 140 e 310 m^2/m^3 (MWH, 2004).

As membranas de fibra oca são compostas por um feixe de pequenos tubos, com diâmetro interno de 0,4 a 1,5 mm (AWWA, 2005). Em geral o fluxo de água ocorre na parte externa das fibras para a parte interna ou no sentido inverso, conforme ilustra a Figura 4. Esta é a configuração mais comum em sistemas de tratamento de água (EPA, 2001). A alta densidade de empacotamento, de 1200 a 1700 m^2/m^3 (MWH, 2004) permite o uso de sistemas compactos.

Figura 4: Diagrama do módulo de membrana de fibra oco disponível no mercado



Adaptado de PEIG (2011).

Os elementos de membranas em placas planas, com duas folhas de membranas coletadas sobre as faces de um suporte polimérico rígido, têm sido amplamente utilizados no tratamento de efluentes, em especial em processos que combinam o tratamento de efluentes, em especial em processos que combinam o tratamento biológico com técnicas de separação por membranas (biorreatores de membranas), pois apresentam uma elevada resistência mecânica e construção relativamente simples. A densidade de empacotamento desta opção, todavia, é muito menor que no caso dos sistemas de fibras ocas (AWWA, 2005).

Os elementos de membranas em espiral são montadas a partir do enrolamento de folas planas de membranas em um tubo. A água alimenta os elementos tangencialmente e é coletada no tubo central, a circulação da água previne o acúmulo de sólido nas telas que separam as folhas. Permitem uma densidade de empacotamento superior aos conjuntos de placas planas, entre 700 e 1000 m²/m³. Esta configuração é típica nos elementos de nanofiltração e osmose reversa (MWH, 2004).

2.3.3.4 Membranas submersas

A configuração de membranas submersas consiste em elementos de membranas imersos em um tanque. A força motriz é a coluna de água sobre os elementos ou o vácuo, gerado por bomba ou sifão. Em virtude das baixas pressões de operação, este sistema é energeticamente eficaz, todavia, em virtude do baixo fluxo, a área de membranas necessária para o tratamento é superior aos sistemas com configurações pressurizadas (JUDD, 2011). Os sistemas baseados em membranas submersas utilizam a aeração (contínua ou intermitente) e a retrolavagem para remoção dos depósitos.

Os sistemas disponíveis no mercado que se utilizam da configuração de membranas submersas são baseados em elementos com configuração em espiral, fibra oca ou placas planas. A maior parte das aplicações tem sido no tratamento de efluentes, através de biorreatores a membranas (MBR) ou em águas superficiais de elevada turbidez (TORAY, 2008).

A principal inovação que levou ao aumento da utilização de membranas nos últimos anos tem sido o desenvolvimento da retrolavagem para controlar incrustação da membrana. Neste procedimento, o fluxo de água através da membrana é invertida para remover qualquer partícula de material e incrustação que possa ter formado sobre a superfície da membrana. Podendo ser, curto, reversão de fluxo relativamente frequente com duração de poucos segundos e aplicado uma vez a cada poucos minutos é chamado de volta pulsante. Inversão de fluxo maior, com duração de 1 ou 2 minutos e aplicada uma vez a cada 1 h ou 2 h, é chamado de retrolavagem. O equilíbrio entre a duração pulsos e a sua frequência depende da cada aplicação (BAKER, 2004).

2.3.3.5 Colmatação das membranas

Um dos problemas associados à operação a longo tempo é a colmatação (fouling) das mesmas. Este fato das membranas reterem na sua superfície material com dimensões superiores aos seus poros, resultando em depósitos ou acumulação de material no lado da membrana em que se efetua a alimentação. A acumulação de

material e passagem do fluxo através da membrana podem alterar a sua seletividade e produtividade, pois pode sofrer alterações físicas e químicas na sua estrutura (SCHRADER, 2006; NOBLE; STERN, 1995) reforça a afirmação de que a colmatção é “o processo que resulta na perda de desempenho de uma membrana devido à deposição de substâncias suspensas ou dissolvidas na sua superfície externa, nas aberturas dos poros, ou dentro dos poros”.

Segundo Li et al., (2008), a colmatção pode de uma forma geral ser classificado em dois grupos: como irreversível ou reversível, podendo ser descolmatado por inversão de fluxo ou não. No entanto também pode ser classificado de acordo com a natureza dos colmatantes. O Quadro 2 apresenta uma breve descrição dos tipos de colmatção segundo a natureza das espécies colmatantes.

O fenômeno da colmatção é diferente do fenômeno de concentração polarização. Ambos reduzem o “output” e as suas resistências são “aditivas”, ou seja, podem-se adicionar, originando uma resistência total. A colmatção pode ser pensada como um efeito que causa perda de fluxo e que não pode ser revertido enquanto o processo estiver a decorrer. Variações na composição da água, nomeadamente aumento da concentração de substâncias ou viscosidade da água, diminuição da velocidade do caudal ou da pressão em algum momento da operação da membrana pode causar declínio do fluxo. A reposição dos valores de concentração, velocidade, etc., irá reverter esta diminuição de fluxo causada por estes fatores, no entanto não irá repor o fluxo na sua totalidade se a membrana estiver colmatada (Noble; Stern, 1995). Neste aspecto devem ser implementadas estratégias de limpeza para remover o material colmatado e restaurar a produtividade. Nos casos em que a colmatção não é reversível, é necessário trocar as membranas (BA, 2010).

A colmatção é também diferenciado da compactação da membrana. Esta resulta primariamente da deformação irreversível da membrana como resposta ao stress. Este fenômeno é visualizado em algumas membranas de osmose inversa, mas a pressões mais baixas como nas utilizadas nos processos de microfiltração e ultrafiltração, pode ser ignorado (NOBLE; STERN, 1995).

Quadro 2: Tipos de colmatção segundo a natureza dos colmatantes

Tipos de colmatção	Descrição
Inorgânico	É causado pela precipitação de alguns minerais insolúveis, que formam uma camada de precipitado

	<p>na superfície da membrana ou nos poros. Estes precipitados formam-se, pois a concentração de sais aumenta devido à perda de água por permeação, levando a que os minerais inorgânicos dissolvidos (ex. carbonatos e sulfatos de cálcio, magnésio e ferro, e alguns minerais de sílica) atinjam o seu limite de solubilidade e precipitem na superfície ou poros da membrana. Outra razão possível que pode conduzir à formação de precipitados, é a o fenômeno de concentração de polarização. É um grave problema para as membranas de Osmose Inversa e Nanofiltração, uma vez que estas rejeitam espécies inorgânicas. Nas membranas de Microfiltração e Ultrafiltração, a colmatação por substâncias inorgânicas devido ao fenômeno de concentração de polarização é mais raro, mas pode existir devido às interações químicas entre outros materiais colmatantes (exemplo polímeros orgânicos). Os processos de pré-tratamento, como por exemplo coagulação e oxidação, podem introduzir hidróxidos de metal na superfície ou nos poros da membrana caso não sejam dimensionados e operados corretamente. No caso de membranas de UF, métodos de limpeza como por exemplo a enhanced backwash (EBW), podem causar incrustações quando são operacionados incorretamente. Este tipo de colmatação pode ser reduzido ou evitado com a adição de ácidos para reduzir as espécies aniônicas na água a ser tratada, pré-tratamento por adição de hidróxido de cálcio e agentes antiescalantes.</p>
<p>Partículas/ colóides</p>	<p>As partículas coloidais representam um dos tipos maiores de colmatação nos processos de membranas. O tamanho destas partículas varia entre nanômetros e micrômetros. São exemplos de coloides inorgânicos, os óxidos de metal, minerais de argila, coloides de sílica e silício. Também existem vários coloides orgânicos e de origem biológica.</p> <p>As partículas e coloides formam uma camada, que eventualmente pode ser comprimida reduzindo o</p>

	<p>fluxo que atravessa a membrana. Inicialmente a formação desta camada não afeta significativamente a produtividade, no entanto, após a sua compressão, a produtividade diminui e é necessário remover a camada compactada. Este tipo de colmatação é fortemente reversível através de métodos de limpeza hidráulicos, como a reversão do sentido do caudal e limpeza com ar. O padrão de fluxo tangencial pode ser utilizado para controlar a colmatação por coloides.</p>
Microbiológico	<p>Os microrganismos presentes na água residual são absorvidos ou aderem à membrana, formando uma camada fina chamada de biofilme. A colmatação biológica resulta da formação destes biofilmes na membrana. Podem ser de origem bacteriana, algal ou fúngica. Estes microrganismos são responsáveis pela produção e libertação de biopolímeros (polissacarídeos, proteínas, açúcares aminos) como resultado da sua atividade celular. Os processos de limpeza com biocidas, como o cloro, podem ser dificultado pela produção de substâncias poliméricas por parte de bactérias e que as protege. A severidade da colmatação microbiológica é fortemente relacionada com as características da água de tratamento</p>
Orgânico	<p>A colmatação orgânica é um dos principais tipos de colmatação nas membranas de MF e UF, uma vez que estas membranas são responsáveis pela separação de matéria em suspensão e também pela sua utilização como pré-tratamento a outros processos de separação por membranas. Nas membranas de osmose inversa e nanofiltração o colmatante orgânico mais comum é a matéria orgânica natural, seguido da matéria orgânica residual presente no efluente.</p>

Adaptado de Li et al., 2008 e Wang et al., 2008

Tradicionalmente, os sistemas são programados para operarem em intervalos de tempo de 30 min a 90 min, sendo que os seus processos de lavagem apresentam duração de dois a cinco minutos (LAUTENSCLAGER, 2006).

A colmatação da membrana não é facilmente removida, no entanto, há muitos métodos para prevenir a colmatação, incluindo o pré-tratamento do efluente que irá passar pela membrana. O pré-tratamento incluem métodos como, um filtro de areia, de coagulação seguida por uma filtro de areia, adsorção em carbono ativado e a dosagem de uma agente oxidante ou anti-incrustantes (DURHAM; WALTON, 1999; SAKOL; KONIECZNY, 2004).

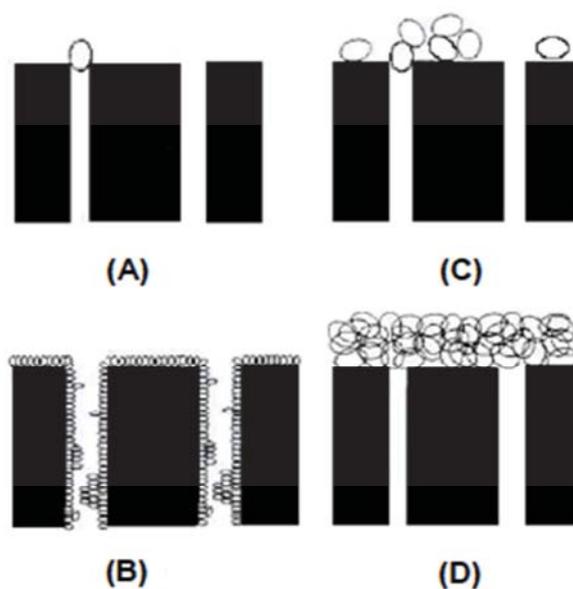
2.3.4 Modelos matemáticos para descrever a colmatação de membranas

Os projetos e aplicações de processos de separação com membranas dependem do desenvolvimento de modelos preditivos, que relacionam as variáveis de processo com os parâmetros do sistema. Como variável crítica do processo, o fluxo de permeado (J) representa o parâmetro mais interessante para avaliar o desempenho do sistema (KOLTUNIEWICZ; NOWORYTA, 1995).

Na fase de filtração inicial, o mecanismo de bloqueio pode dominar por completo, seguido por bloqueio interno e intermediário, com o progresso da filtração e a deposição de partículas, a superfície da membrana pode ser completamente coberta por uma camada de deposição (JIANG, 2007).

Quatro clássicas leis de filtração, originalmente desenvolvido por Hermia (1982) apud Y.Ye (2005) e também por Kim (2011), são largamente utilizadas para explicar o comportamento do fluxo sob pressão constante (Figura 5 e Tabela 2). Todos os modelos implicam em uma dependência na diminuição de fluxo, razão entre o tamanho das partículas para o diâmetro do poro.

Figura 5: Desenho esquemático das colmatações que ocorrem nas membranas



Adaptado de Bowen et al., 1995.

Sendo: (A) Formação do bloqueio completo; (B) bloqueio interno; (C) bloqueio intermediário; (D) formação do bloqueio da torta.

Tabela 2: Equações empíricas de filtração de trabalho

Lei	Descrição	Equação
Torta de filtração	Depósito de partículas maiores do que o tamanho dos poros da membrana na superfície da membrana.	$t/V = aV + b$
Bloqueio completo	Oclusão de poros por partículas sem sobreposição de partículas	$-\ln(J/J_0) = at + b$
Bloqueio intermediário	Oclusão de poros por partículas com especial superposição	$1/J = at + b$
Bloqueio interno	Depósito de partículas menores do que o tamanho dos poros da na parede da membrana, diminuindo o tamanho dos poros.	$t/V = at + b$

Adaptado de Y.Ye (2005) e Kim (2011).

Sendo:

V é o volume cumulativo de permeado no tempo t,

J é o fluxo,

J₀ é o fluxo inicial, e

a e b são os parâmetros do modelo

t é o tempo

2.3.5 Limpeza das membranas

Neste procedimento, o fluxo de água através da membrana é invertida para remover qualquer partícula de material e incrustação que possa ter formado sobre a superfície da membrana. Podendo ser, curto, reversão de fluxo relativamente frequente com duração de poucos segundos e aplicado uma vez a cada poucos minutos é chamado de volta pulsante. Inversão de fluxo maior, com duração de 1 ou 2 minutos e aplicada uma vez a cada 1 h ou 2 h, é chamado de retrolavagem. O equilíbrio entre a duração pulsos e a sua frequência depende da cada aplicação (BAKER, 2004).

A vida útil das membranas pode ser afetada pelo tipo de agente de limpeza e procedimentos empregados.

2.3.6 Processos que usam gradiente de pressão como força motriz

As forças motrizes mais comumente utilizadas para promover processos de separação por membranas são gradientes de pressão, de campo elétrico, ou ainda de potencial químico. Na realidade, o que caracteriza o tipo de separação envolvida é o conjunto de características de uma determinada membrana, combinado com o tipo de força motriz utilizada para promover o fluxo de matéria através da mesma, determinando assim qual será sua aplicação. Assim sendo:

- a) Nos processos de osmose reversa, nanofiltração, ultrafiltração e microfiltração utiliza-se um gradiente de pressão como força motriz e a separação depende de características como dimensão e difusibilidade das espécies envolvidas;
- b) Na diálise a força motriz é um gradiente de potencial químico e a separação depende primordialmente das diferenças na difusibilidade das espécies;
- c) Na eletrodialise a força motriz é um gradiente de potencial elétrico e a separação depende de diferenças dimensionais e de densidade de carga elétrica das espécie (SANTOS 1999 apud ARMOA 2011).

Pode-se ainda fazer combinações entre mais de uma força motriz, como no caso das separações por permeação gasosa nas quais se usa como forças motrizes gradientes de pressão e potencial químico.

2.4 Reúso de água

O interesse crescente no reúso da água se fundamenta na questão da escassez dos recursos hídricos e nos custos crescentes da água potável tratada. Nesse sentido, tem-se observado uma proliferação de pesquisas e relatos apontando para as iniciativas bem sucedidas de reúso da água no setor industrial (WEBER et al., 2010; BORDONALLI, MENDES, 2009; BONA et al., 2008), agropecuário (LEAL et al., 2009; DAMASCENO et al., 2010; FONSECA et al., 2007; SANTOS et al., 2011) e urbano (NUNES, 2006; SILVA, 2007).

A água de reúso pode ser produzida dentro das Estações de Tratamento de Esgoto, em Estações de Tratamento de Efluentes Industriais ou captada a partir do escoamento em coberturas e telhados, durante eventos de chuva.

“Reusar água é aproveitar a água residuária recuperada, através da remoção ou não de parte dos resíduos por ela carreada em uso anterior, e usá-la novamente em aplicações menos exigentes que o primeiro uso, encurtando assim o ciclo da natureza em favor do balanço energético” (METCALF; EDDY, 2003).

A característica do efluente é função dos usos à qual a água foi submetida. Esses usos variam com o clima, situação social e econômica e hábitos da população.

Por esse motivo, a classificação de boa ou má qualidade para uma água só tem sentido quando se leva em consideração o uso previsto para ela (VON SPERLING, 1996; BLUM, 2003 apud BACCARIN, 2007).

De uma forma simplificada, pode-se entender o significado do reúso de água, descrito por Mierzwa (2002): “é o uso de efluentes tratados para fins benéficos, tais como irrigação, uso industrial e fins urbanos não potável”.

Segundo Fiori (2005), reúso de água é a utilização dessa substância por duas ou mais vezes após tratamento. É usada com diferentes propósitos para minimizar os impactos causados pelo lançamento de esgotos sem tratamento nos rios. A racionalização do uso da água e o reúso poderão permitir uma solução mais sustentável. Hoje é possível reduzir os poluentes a níveis aceitáveis, tornando a água apropriada para usos específicos através de operações e processos de tratamento.

2.5 Classificação dos tipos de reúso de água

O reúso pode ser classificado, conforme é realizado, ou seja, considerando-se haver ou não o descarte das águas nos corpos hídricos, antes do próximo uso. De acordo com Mierzwa (2002), a prática pode ser implantada de duas maneiras distintas.

Reúso direto de efluentes: o efluente originado por um determinado processo é diretamente utilizado em um processo subsequente, pois suas características são compatíveis com os padrões de qualidade de água utilizada.

Reúso de efluentes tratados: tipo de uso mais discutido atualmente e consiste na utilização de efluentes já submetidos a um processo de tratamento.

Mancuso e Santos (2003) classificam ainda o reúso de água em potável e não potável. O reúso potável direto ocorre quando o esgoto é munido de tratamento avançado e reutilizado diretamente no sistema e, o indireto ocorre quando o esgoto, após tratamento, é disposto nas coleções de águas superficiais ou subterrâneas para diluição, purificação natural e subsequente captação, tratamento e finalmente utilizado como água potável. Já o reúso não potável é dividido de acordo com sua finalidade, como por exemplo: para usos agrícolas, industriais, domésticos, recepcionais, em manutenções de vazões, na aquicultura e na recarga de aquíferos subterrâneos.

Cabe ressaltar o uso de águas cinzas, sendo definidas como águas produzidas por chuveiros, banheiras, lavatórios, máquinas de lavar, pias de cozinha e tanques (LAMINE et al., 2007). As possibilidades de reutilização desta fração de água residuária tem merecido destaque, principalmente por ser gerada em grande volume. Água cinza tratada pode ser utilizada para muitas atividades, tais como descarga em bacias sanitárias, regar jardins, irrigação, lavagens de pisos e automóveis, dentro outras, desde que garantidos os padrões de qualidade (LAMINE et al., 2007).

Em 2005, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), promulgou a Resolução 54, que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água no Brasil. Mancuso (2003) ainda destaca o reúso na recarga artificial de aquíferos (item f). Sendo definidas como:

- a) reúso para fins urbanos;
- b) reúso para fins agrícolas e florestais;
- c) reúso para fins ambientais;
- d) reúso para fins industriais;
- e) reúso na aquicultura;
- f) reúso na recarga artificial de aquíferos.

Diversos autores descrevem as modalidades de uso acima citados pelo CNRH.

a) reúso para fins urbanos

No setor urbano, o potencial de reúso de efluentes é muito amplo e diversificado. Entretanto, usos que demandam água com qualidade elevada, requerem sistemas de tratamento e de controles avançados, podendo levar a custos incompatíveis com os benefícios correspondentes. De uma maneira geral, efluentes tratados podem, no contexto urbano, serem utilizados para fins potáveis e não potáveis.

Além disso, os custos dos sistemas de tratamento avançados que seriam necessários, levariam à inviabilidade econômico-financeira do abastecimento público, não havendo, ainda, face às considerações anteriormente efetuadas, garantia de proteção adequada da saúde pública dos consumidores.

Entretanto, caso seja imprescindível implementar reúso urbano para fins potáveis, devem ser obedecidos os seguintes critérios básicos:

- i. Utilizar apenas sistemas de reúso indireto;
- ii. Utilizar exclusivamente efluentes domésticos;
- iii. Empregar barreiras múltiplas no sistema de tratamento;
- iv. Adquirir aceitação pública e assumir as responsabilidades pelo empreendimento.

Os usos urbanos não potáveis envolvem riscos menores e devem ser considerados como a primeira opção de reúso na área urbana. Entretanto, cuidados especiais devem ser tomados quando ocorre contato direto do público com gramados de parques, jardins, hotéis, áreas turísticas e campos de esporte. Os maiores potenciais de reúso são os que empregam efluentes tratados para:

- i. Irrigação de parques e jardins públicos, centros esportivos, campos de futebol, quadras de golfe, jardins de escolas e universidades, gramados, árvores e arbustos decorativos ao longo de avenidas e rodovias;
- ii. Irrigação de áreas ajardinadas ao redor de edifícios públicos, residenciais e industriais;
- iii. Reserva de proteção contra incêndios;
- iv. Controle de poeira em movimentos de terra, etc.
- v. Sistemas decorativos aquáticos tais como fontes e chafarizes, espelhos e quedas d'água.

- vi. Descarga sanitária em banheiros públicos e em edifícios comerciais e industriais.
- vii. Lavagem de trens e ônibus públicos.

Os problemas associados ao reúso urbano não potável são, principalmente, os custos elevados de sistemas duplos de distribuição, dificuldades operacionais e riscos potenciais de ocorrência de conexões cruzadas. Os custos, entretanto, devem ser considerados em relação aos benefícios de conservar água potável e de, eventualmente, adiar ou eliminar a necessidade de desenvolvimento de novos mananciais, para abastecimento público (HESPANHOL, 2005).

b) reúso para fins agrícolas e florestais

Embora, quando se pratica essa modalidade de reúso, via de regra haja, como subproduto, recarga de lençol subterrâneo, o objetivo precipício dela é a irrigação de plantas alimentícias, tais como árvores frutíferas, cereais, etc., e plantas não alimentícias, tais como pastagens e forrações, além de ser aplicável para a dessedentação de animais (MANCUSO, 2005).

c) reúso para fins ambientais

A resolução Nº 54 de 28 de novembro de 2005 cita a utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente.

d) reúso para fins industriais

Os usos industriais que apresentam possibilidade de serem viabilizados em áreas de concentração industrial significativa são basicamente os seguintes:

- i. Torres de resfriamento como água de "make-up".
- ii. Caldeiras.
- iii. Construção civil, incluindo preparação e cura de concreto, e para compactação do solo.
- iv. Irrigação de áreas verdes de instalações industriais, lavagens de pisos e alguns tipos de peças, principalmente na indústria mecânica, e
- v. Processos industriais.

Dentro do critério de estabelecer prioridades para usos que já possuam demanda imediata e que não exijam níveis elevados de tratamento, é recomendável concentrar a fase inicial do programa de reúso industrial, em torres de resfriamento (HESPANHOL, 2005).

e) reúso na aquicultura

Consiste na produção de peixes e plantas aquáticas visando à obtenção de alimentos e/ou energia, utilizando-se os nutrientes presentes nos efluentes tratados (MANCUSO, 2005).

f) reúso na recarga artificial de aquíferos

É a recarga dos aquíferos subterrâneos com efluentes tratados, podendo se dar de forma direta, pela injeção sob pressão, ou na forma indireta, utilizando-se águas superficiais que tenham recebido descargas de efluentes tratados a montante (MANCUSO, 2003).

Mancuso (2003), destaca-se ainda o reúso para manutenção de vazões, no qual promove a utilização planejada de efluentes tratados, visando a uma adequada diluição de eventuais cargas poluidoras a eles carregadas, incluindo-se fontes difusas, além de propiciar uma vazão mínima de estiagem.

2.6 Padrões para reúso de água

Segundo Hespanhol (2005), os sistemas de reúso, quando são planejados, implementados e operados adequadamente, trazem uma série de melhorias ambientais e das condições de saúde. Pode-se citar:

- a) Minimização da descarga de efluentes nos corpos hídricos;
- b) Preservação dos recursos subterrâneos, principalmente nas áreas em que há grandes índices de utilização de aquíferos
- c) Preservação do solo, com o acúmulo de húmus, e aumento da sua resistência à erosão.

Cabe ainda ressaltar que a implementação de práticas de reúso de forma negligente traz inúmeros riscos a saúde e ao meio ambiente, o que pode colocar também em risco a credibilidade e a viabilidade de sua implantação.

Os riscos associados às práticas de reúso têm relação com os contaminantes presentes na água recuperada, uma vez que o efluente sanitário possui produtos

químicos tóxicos e microrganismos patogênicos em níveis muito acima dos suportados pelo homem (FERNANDES, 2005).

Os padrões ambientais ou os padrões microbiológicos para o lançamento de efluentes nos corpos d'água do Brasil, ou às águas brutas destinadas a diversos usos, são definidos pela Resolução CONAMA 430/2011.

No Rio Grande do Sul, a FEPAM autoriza o lançamento de efluentes de acordo com a Resolução CONSEMA 128/2006, que estabelece os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos a serem observados por todas as fontes poluidoras, existentes ou a serem implantadas, que lancem seus efluentes nos corpos d'água.

Na legislação brasileira existe ainda a da NBR 13.969/97 da ABNT, "Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação", em um dos seus itens fala sobre o planejamento do sistema de reúso, é diz que o reúso local de esgoto deve ser planejado de modo a permitir a sua aplicação segura e racional para minimizar o custo de implantação e de operação. Para tanto, devem ser definidos:

- a) Os usos previstos para esgoto tratado;
- b) Volume de esgoto a ser reutilizado;
- c) Grau de tratamento necessário;
- d) Sistema de reservação e de distribuição; e
- e) Manual de operação e treinamento dos responsáveis.

Os usos previstos para o esgoto tratado são os de lavagens de pisos, calçadas, irrigação de jardins e pomares, manutenção das águas nos canais e lagos dos jardins, nas descargas das bacias sanitárias, entre outros.

O volume de esgoto a ser reutilizado, deve ser quantificado de acordo com os usos definidos para todas as áreas. Para tanto, devem ser estimados os volumes para cada tipo de reúso, considerando as condições locais tais como: clima, frequência de lavagem e de irrigação, volume de água para descarga das bacias sanitárias, sazonalidade de reúso (FERNANDES, 2005).

Nos casos simples de reúso menos exigentes (por exemplo, descarga de bacias sanitárias) pode-se prever o uso da água de enxague das máquinas de lavar, apenas desinfetando, reservando aquelas águas e recirculando para a bacia sanitárias, em vez de envia-las para o sistema de esgoto para posterior tratamento. Em termos gerais, podem

ser definidos as seguintes classificações e respectivos valores de parâmetros para esgotos, conforme o reúso, de acordo com a NBR 13.969/97, como mostra o Quadro 3.

Quadro 3: Classificação e parâmetros do efluente conforme o tipo de reúso

Classes	Parâmetros	Comentários
Classe 1 – Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador incluindo chafarizes.	turbidez - < 5 UNT; coliforme fecal – inferior a 200 NMP/100ml; sólidos dissolvidos totais < 200 mg/l pH entre 6.0 e 8.0; cloro residual entre 0,5 mg/l e 1,5 mg/l	Nesse nível, serão geralmente necessários tratamentos aeróbios (filtro aeróbio submerso ou LAB) seguidos por filtração convencional (areia e carvão ativado) e, finalmente, cloração. Pode-se substituir a filtração convencional por membrana filtrante.
Classe 2 – Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes:	turbidez - < 5 UNT; coliforme fecal – inferior a 500 NMP/100ml; cloro residual superior a 0,5 mg/l	Nesse nível é satisfatório um tratamento biológico aeróbio (filtro aeróbio submerso ou LAB) seguido de filtração de areia e desinfecção. Pode-se também substituir a filtração por membranas filtrantes;
Classe 3 – Reúso nas descargas das bacias sanitárias	turbidez - < 10 UNT; coliforme fecal – inferior a 500 NMP/100ml;	Normalmente, as águas de enxague das máquinas de lavar roupas satisfazem a este padrão, sendo necessário apenas uma cloração. Para casos gerais, um tratamento aeróbio seguido de filtração e desinfecção satisfaz a este padrão.
Classe 4 – Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial	coliforme fecal – inferior a 5.000 NMP/100ml; oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/l	As aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.

Fonte: ABNT – NBR 13.969/97.

A NBR 13.969/97 comenta ainda sobre os sistemas de reservação e de distribuição. O reúso local de esgoto seguro e racional tem como base um sistema de reservação e de distribuição. Ao mesmo tempo, todo o sistema de reservação e de

distribuição para reúso deve ser identificado de modo claro e inconfundível para não ocorrer uso errôneo ou mistura com o sistema de água potável ou outros fins.

Os padrões de qualidade da água devem ter embasamento legal independente das diversas finalidades, através disto em 13 de maio de 2011 foi sancionada a resolução CONAMA n.430 que apresenta padrões de qualidade dos corpos receptores; e padrões para lançamento de efluentes nos corpos d'água.

A partir da NBR 13.969/97 e o manual da FIESP, apresenta-se a Tabela 3 a seguir mostrando os parâmetros para reúso.

Tabela 3: Parâmetros com valores aceitáveis para reúso

Parâmetros	Concentrações	
	FIESP	NBR 13.969/97
Coliformes Fecais	Não detectáveis	Inferior a 200 NMP/100ml
pH	Entre 6,0 e 9,0	Entre 6,0 e 8,0
Cor (UH)	≤10 UH	-
Turbidez (UT)	≤ 2 UT	Inferior a 5 UT
Odor e aparência	Não desagradáveis	-
Óleos e Graxas (mg/L)	≤1 mg/L	-
DBO (mg/L)	≤10 mg/L	-
Compostos orgânicos voláteis	Ausentes	-
Nitrato (mg/L)	≤10 (µg/l)	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	≤20 mg/L	-
Nitrito (mg/L)	≤1 (µg/l)	-
Fósforo total (mg/L)	≤0,1 mg/L	-
Sólidos suspensos totais (SST) (mg/L)	≤5 mg/L	-
Sólidos Dissolvidos (SD) (mg/L)	≤500 mg/L	Inferior a 200 mg/L
Cloro residual livre (mg/L)	-	Entre 0,5 mg/L a 1,5 mg/L

Fonte: ABNT – NBR 13.969/97 e FIESP 2005

3 MATERIAL E MÉTODOS

O delineamento da pesquisa foi dividido em cinco etapas, apresentadas a seguir como sendo:

- a) Caracterização do efluente utilizado no experimento
 - i) Procedimentos analíticos
- b) Caracterização do sistema de tratamento da UPF
- c) Equipamento de filtração
 - i) Startup da unidade de filtração
 - ii) Caracterização da membrana
- d) Pós tratamento do efluente por filtração com membranas
 - i) Delineamento experimental
 - ii) Definição do modelo de colmatação
- e) Ensaio de longo período

3.1 Caracterização do efluente utilizado no experimento

A primeira fase desta etapa do trabalho constituiu em se coletar o efluente tratado da ETE foi coletado na saída da calha Parshall e realizar a caracterização físico-químicas e microbiológica para se corroborar os resultados de Rottova (2012).

O efluente foi coletado na Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade de Passo Fundo. A ETE trata uma vazão de 220 m³/d e apresenta os processos biológicos UASB seguido de lodo ativado. Rottova (2012) caracterizou os efluente da ETE - UPF e o classificou com características de esgoto doméstico, identificando que as concentrações da Demanda Química de Oxigênio e sólidos suspensos oscilavam na ordem de 100 mg/L e 80 mg/L, de efluente tratado, respectivamente.

3.1.1 Procedimentos analíticos

A caracterização do efluente e do permeado foi realizada avaliando-se os parâmetros Turbidez, Coliformes totais e termotolerantes, DQO, Sólidos Suspensos, nitrogênio total e amoniacal, fósforo total, óleos e graxas, nitrato, nitrito, condutividade hidráulica e cor. Todos os parâmetros foram quantificados seguindo a metodologia da American Public Health Association (APHA, 2005), a Tabela 4 mostra o método para cada parâmetro analisado. A qualidade do efluente tratado foi confrontada com os

parâmetros citados na NBR 13969/97 e na referência de águas classe 1 relatadas em FIESP (2005), as quais apresentam a qualidade necessária de águas para reúso doméstico não potável.

Foram realizadas análises físico-químicas nas correntes de retido e permeado, de modo a se obter a melhor rejeição da membrana em termos dos parâmetros analíticos.

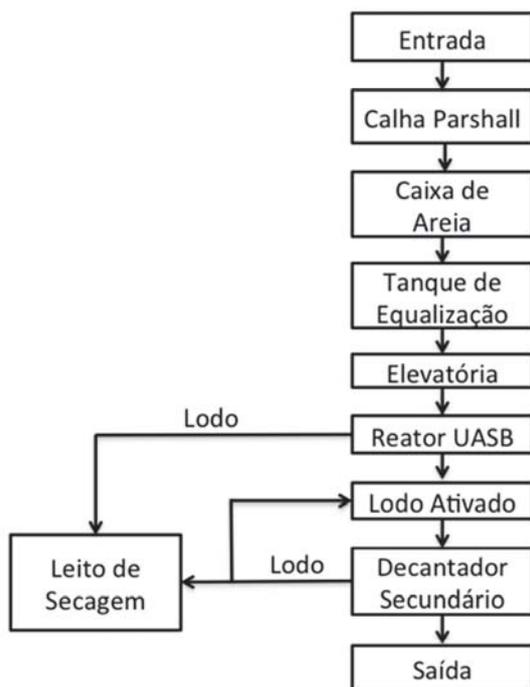
Tabela 4: Método analítico para cada parâmetro analisado

Parâmetros analíticos	Método
DQO	5220 D
Turbidez	2130 B
Sólidos suspensos totais (SST)	2540 D
Fósforo	4500-D F.
Cor	2120 C
Óleos e Graxas	5520 D
Nitrogênio total	4500 – NORG
Nitrogênio amoniacal	4500 – NH ₃ C.
Nitrito	4500 – NO ₂ - B
Nitrato	4500 – NO ₃ - B
Condutividade	2510 B
pH	4500 B

3.2 Caracterização do sistema de tratamento da UPF

A ETE da UPF foi projetada para operar em fluxo contínuo de 24 horas, com vazão média de 9 m³/h. Em outubro de 2006 a ETE entrou em operação, sendo composta pelas etapas apresentadas na Figura 6.

Figura 6: Etapas no processo de operação da ETE



A seguir é apresentado detalhadamente cada etapa do tratamento de efluentes da UPF processo:

- Entrada (Tratamento Preliminar): Ocorre a remoção dos sólidos, desta forma o esgoto bruto passa por uma unidade de gradeamento médio, inclinada a 45° com a horizontal, retém sólidos grosseiros.
- Calha Parshall: o controle da vazão é determinado através da calha Parshall de estrangulamento de $W = 3$ polegadas ou 7,6 cm.
- Caixa de areia (Desarenador): tem a finalidade de remover sólidos com granulometria na ordem de 0,2 mm ou maior. Tais materiais são removidos antes do tratamento propriamente dito, para não danificar os equipamentos de transferência, ao manto de lodo anaeróbico e ao sistema de alimentação e descarga do reator.
- Tanque de Equalização e Estação elevatória: constitui-se de um compartimento de concreto armado cilíndrico, com diâmetro de 3,0 m e altura de 3,0 m, com volume útil de 21 m³ ou 8,5 m³. Em seu interior estão instaladas duas bombas, controladas por bóias acopladas as bombas, que aciona o sistema para controle de volume de chegada de efluente.

O tanque de equalização tem cinco objetivos básicos:

- i. Neutralizar dejetos ácidos e alcalinos através da mistura deles;
 - ii. Minimizar variações de vazão;
 - iii. Minimizar variações de concentração;
 - iv. Diluir compostos tóxicos;
 - v. Fornecer alimentação contínua aos processos de tratamento posteriores.
- e) Reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket): Possui capacidade de 212 m³, composto por um tubo de alimentação central e 18 tubos distribuidores de 60 mm. A velocidade de escoamento do esgoto é inferior a 0,24 m/s⁻¹. No reator UASB ocorre a separação das três fases do esgoto, gases, sólidos e líquidos, através da ação de bactérias anaeróbicas, que degradam a matéria orgânica na ausência de oxigênio. O processo de digestão anaeróbica do reator ocorre em cinco etapas básicas.
- i. Câmara de digestão: fica localizado na parte inferior do reator, nesta fase se tem a manta de lodo e é onde ocorre a digestão propriamente dita. O efluente que passa no sentido ascendente deixa parte da matéria orgânica, tendo início desta forma, o processo da digestão anaeróbica;
 - ii. Separador de fases: caracteriza-se por possuir uma zona de decantação, e uma câmara de coleta de gases, separando as fases sólidas (câmara de digestão), da líquida e gasosa;
 - iii. Zona de transição: fica entre a câmara de digestão e a zona de sedimentação superior;
 - iv. Zona de sedimentação: efluente em velocidade adequada chega aos vertedores de superfície para a sedimentação dos sólidos e flocos, os quais retornam pela abertura das paredes;
 - v. Zona de acumulação de gás: é acumulado na parte superior, sendo liberado ao meio.
- f) Tanque de aeração (lodo ativado): o efluente proveniente do reator UASB vai para o tanque de aeração pela ação da gravidade e neste recebe oxigênio através de dois aeradores flutuantes que fornecem uma concentração de 1,5 a 2,0 mg/L⁻¹ de oxigênio dissolvido. A partir dessa etapa, inicia-se a degradação da matéria orgânica, a partir das bactérias aeróbicas, formando o lodo ativado.
- g) Decantador secundário: a função do decantador secundário é a separação das fases sólido-líquido do efluente tratado oriundo do tanque de aeração.

Consiste em um tanque cilíndrico de concreto armado com diâmetro de 5,0 m e altura de 2,50 m.

- h) Leito de secagem do lodo: recebe o lodo excedente do reator UASB e do decantador secundário.
- i) Saída: Possui uma calha Parshall, e faz o recolhimento de amostras do efluente para análises físico-químicas e microbiológicas.

3.3 Equipamento de filtração

Nesta terceira etapa testes preliminares no equipamento de filtração submersa foram feitos com água pura para a familiarização do modo de operação do sistema e determinação da permeabilidade hidráulica das membranas de MF e UF que posteriormente foram utilizadas nos ensaios com efluente.

3.3.1 Startup da unidade de filtração

Na unidade de filtração submersa foram realizados ensaios com as membranas de MF e UF utilizando vácuos propostos para o trabalho (0,1 bar e 0,4 bar). Foi testados também o sistema de retrolavagens para avaliar o procedimento experimental.

3.3.2 Caracterização da membrana

As membranas foram adquiridas juntamente com o equipamento de bancada de MF e UF submersa, da empresa Pam – Membranas Seletivas Ltda.

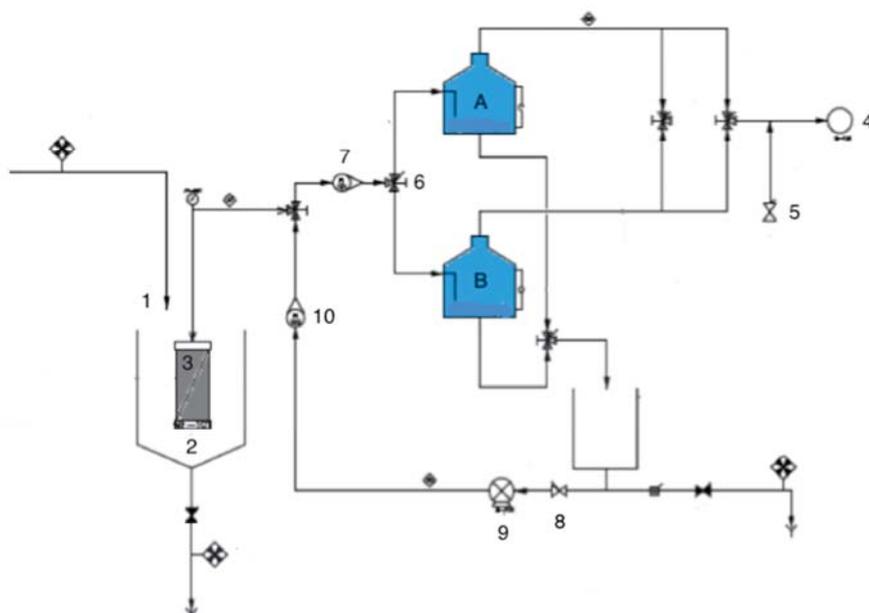
As membranas são constituídas na configuração de fibra oca para trabalhar submersas. O Quadro 4 apresenta as informações das membranas utilizadas e suas respectivas permeabilidades hidráulicas.

Quadro 4: Principais características das membranas utilizadas

Membrana		Configuração	Poros	Área de filtração (m ²)	Permeabilidade hidráulica (L. m ⁻² h ⁻¹ bar ⁻¹)
MF	Poli(amida)	Fibra Oca – outside/inside	0,4 µm diâmetro de poro	0,12	217,4
UF	Polietersulfona	Fibra Oca - outside/inside	50 kDa de cut-off	0,22	49,5

A Figura 7 mostra o diagrama esquemático do equipamento de bancada de filtração submersa.

Figura 7: Diagrama esquemático do equipamento de filtração submersa



Sendo:

1 – Tanque de Alimentação; 2 – tanque de polipropileno 3 - membrana submersa; 4 – bomba de vácuo; 5 – válvula agulha; 6 – válvula três vias; 7 – rotâmetro; 8 – válvula 9 – bomba centrífuga; 10 – hidrômetro; A e B – tanques de vácuo.

O efluente foi alimentado (1) a um tanque de polipropileno (2) com capacidade de 4,2 L, no qual era instalada uma membrana submersa (3). Uma bomba de vácuo (4) aplicava pressões negativas ao sistema, sendo o vácuo ajustado com o auxílio de uma válvula agulha (5). O permeado passava para o interior da membrana de fibra oca, sendo direcionado para os tanques de vácuo A ou B por meio de válvula de três vias (6). A vazão de permeado era verificada no rotâmetro (7) instalado.

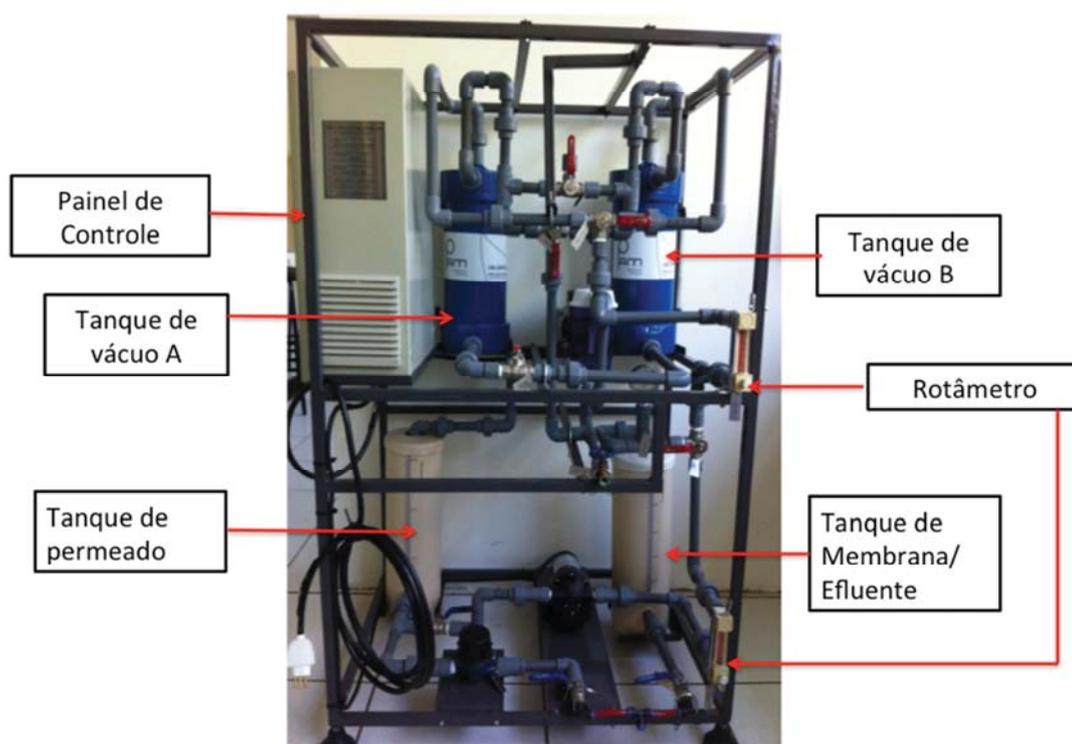
Após o período de filtração de 60 minutos era iniciada a retrolavagem. A válvula 8 era aberta e acionada a bomba centrífuga (9), desse modo, invertendo-se o sentido do fluxo e fazendo a remoção de material suspenso ou coloidal depositado na superfície da membrana. O volume de permeado utilizado na retrolavagem era medido no hidrômetro

(10), permitindo assim conhecer-se a produção líquida de permeado. Após 2 minutos de retrolavagem a filtração era reiniciada.

Ao fim de cada experimento, com a abertura da válvula esfera (10) purgava-se o efluente e o permeado contidos nos tanques.

A Figura 8 mostra o equipamento utilizado nos ensaios.

Figura 8: Equipamento de bancada de MF e UF submersa



3.4 Pós-tratamento do efluente por filtração com membranas

Nesta quarta etapa foram testadas duas membranas de MF e UF em diferentes condições de vácuos aplicados de modo a selecionar a melhor condição experimental para o pós-tratamento do efluente.

3.4.1 Delineamento

Um planejamento experimental de duas variáveis independentes (vácuo aplicado, e tipo de membrana) em dois níveis (2^2) permitiu uma avaliação da condição

experimental que possibilitou o melhor ajuste das variáveis de resposta. Os ensaios foram realizados em duplicata.

A matriz do planejamento experimental é apresentada na Tabela 5. Os experimentos foram realizados em duplicata, totalizando quatro ensaios para a membrana de MF e quatro ensaios para a membrana de UF, totalizando oito experimentos.

Tabela 5: Matriz do planejamento experimental

N	Tipo de membrana	Vácuo aplicado (bar)
1	MF (+1)	0,1 (-1)
2	MF (+1)	0,4 (+1)
3	UF (-1)	0,1 (-1)
4	UF (-1)	0,4 (+1)

As variáveis de resposta foram o fluxo permeado e a rejeição das membranas. Outras variáveis foram mantidas constantes: temperatura ($21 \pm 2^\circ\text{C}$) e retrolavagem (13 L/h durante 2 min).

Para avaliar o grau de retenção de um componente pela membrana utilizou-se o índice de retenção (ou rejeição), calculado conforme a Equação 5 a seguir, apresentada no item seletividade. Ele fornece uma medida quantitativa da capacidade da membrana em reter moléculas ou componentes específicos, sob determinadas condições de operação.

Um coeficiente de rejeição foi calculado conforme a Equação 3:

$$R = \left(1 - \frac{c_p}{c_a}\right) \times 100 \quad (3)$$

Sendo:

R: Coeficiente de Rejeição [=] %;

C_p: Concentração do constituinte no permeado [=] mg.L⁻¹;

C_a: Concentração do constituinte na alimentação [=] mg.L⁻¹;

Para analisar as variáveis independentes (pressão aplicada e tipo de membrana), primeiramente foram comparadas as pressões 0,1 bar e 0,4 bar para a membrana de MF,

posteriormente o mesmo procedimento foi feito para a membrana de UF. Posteriormente, confrontou-se então a performance das duas membranas, permitindo selecionar a melhor pressão de operação e tipo de membrana. As variáveis de respostas foram o fluxo permeado e a rejeição, e, deste modo, foi escolhida a melhor condição experimental.

Os resultados de fluxo e rejeição da membrana foram analisados a partir da análise de variância (ANOVA), com nível de confiança de 95% ($p < 0,05$), e através da comparação de médias pelo teste de Tukey.

3.4.2 Definição do modelo de colmatação

Foram avaliados os quatro modelos clássicos de colmatação de membranas. As equações que representam esses modelos encontram-se na Tabela 6. Destaca-se da Tabela 5 que são todos modelos linearizados. O critério utilizado para definir qual modelo melhor representava o fenômeno foi o maior coeficiente de regressão linear (R^2).

As resistências das membranas (presentes em alguns modelos) foram obtidas a partir dos ensaios de caracterização das membranas. (Apêndice A).

Tabela 6: Modelos empíricos para descrever o comportamento do fluxo sobre pressão constante

Modelo	Equação
Filtração de torta	$t/V = aV + b$
Bloqueio completo	$-\ln(J/J_0) = at + b$
Bloqueio intermediário	$1/J = at + b$
Bloqueio interno	$t/V = at + b$

3.4.3 Ensaio de longo período

A quinta etapa foi fazer um experimento prolongado com a melhor condição experimental obtida entre as membranas de MF e UF em ambos os vácuos, de modo a avaliar se o comportamento do sistema seria produzido em longos períodos. Para esse ensaio prolongado, foram realizados 7 ciclos de filtração com duração de 60 minutos cada, seguido de uma retrolavagem de 2 minutos.

Nesta etapa a qualidade do permeado foi confrontado com a legislação (NBR 13969/97 e manual FIESP 2005), verificando se o efluente adequa-se para reúso não portátil.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Caracterização do efluente utilizado no experimento

A Tabela 7 mostra a caracterização do efluente tratado pela ETE da UPF.

Para maior detalhamento o Apêndice B ao Apêndice I, apresenta os resultados para cada tipo de membrana e pressão testada, incluindo o permeado.

Tabela 7: Resultados preliminares do efluente tratado da ETE da UPF

Parâmetros	Valor/Unidade
DQO (mg/L)	249,2 ± 14,03
Turbidez (UT)	85,2 ± 11,98
Cor (Hz)	190,7 ± 48,41
SST (mg/L)	164 ± 6,34
Óleos e Graxas (mg/L)	16,6 ± 3,20
Nitrogênio Total (mg/L)	22,3 ± 1,33
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0,4 ± 0,34
Fósforo (mg/L)	5,42 ± 4,78
pH	7,05 ± 0,01
Nitrito (µg/l)	13,79 ± 0,32
Nitrato (µg/l)	4,28 ± 0,21
Coliformes Totais (NMP/ml)	240
Coliformes Termotolerantes (NMP/ml)	230

A concentração de SST no efluente tratado foi de 164mg/L. Para Silva (2004), a concentração típica forte de SST de esgotos domésticos brutos é da ordem de 1200 mg/L, enquanto que esgotos tratados estão na faixa de 300 mg/L e 400 mg/L (VON SPERLING 2001).

Segundo Rottava (2012), as características físico-químicas e microbiológicas do efluente do Campus I da UPF o classificam como esgoto doméstico com concentração forte e com elevadas concentrações de fósforo. Bacarin (2011) em seu trabalho evidência o processo físico-químico por floculação seguido de sedimentação como forma para o pós-tratamento de efluente sanitário para a remoção do fósforo em uma ETE.

Os resultados obtidos para o parâmetro fósforo mostram valores na faixa de 5 mg/L. Von Sperling (2001) cita em seus estudos valores entre 6 mg/L a 10 mg/L para esgotos tratados.

As concentrações de DQO se mostraram na faixa de 249 mg/L. Segundo Oliveira (2007) e Von Sperling (2007), há uma grande variabilidade nas concentrações de esgotos domésticos que chegam às estações de tratamento. Outros autores Bertolino (2008); Versiani (2005); Rattova (2012), demonstraram que os efluentes gerados em instituições de ensino superior também possuem elevada variabilidade na carga orgânica.

A coleta do efluente tem como características gerais como sendo urbanas, massa sua constituição tem características peculiares, pois é despejado efluente de laboratórios, que vão do morfológico ao setor químico, incluindo o hospital de olhos, isso acaba interferindo a característica final deste efluente, dito ou classificado como sendo efluente de origem urbana.

Observa-se ainda que os parâmetros cor e turbidez apresentaram valores de 190,7 Hz e 85,2 UT respectivamente, dentro dos limites para lançamento.

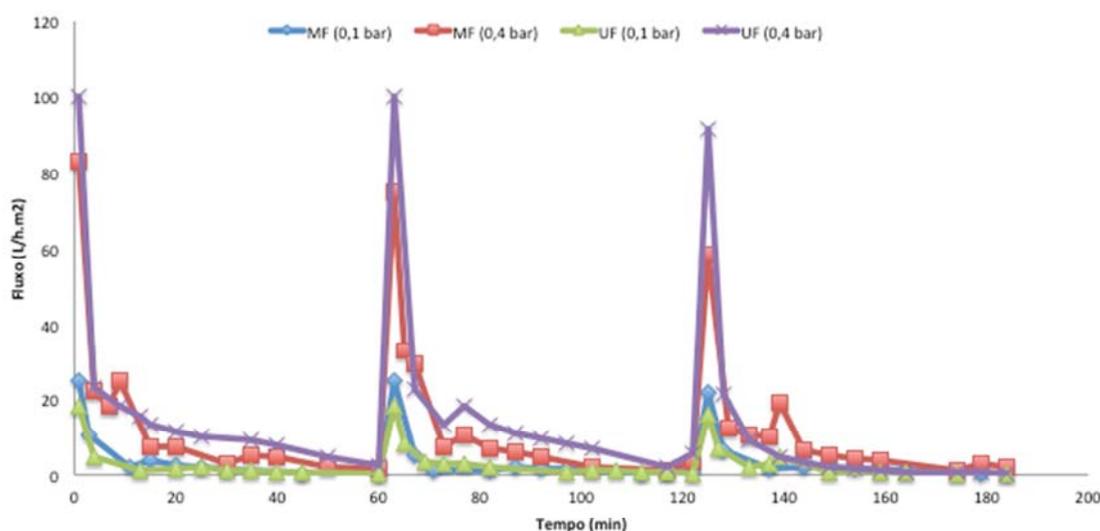
Importante ressaltar que essas características tornam o reúso deste efluente inviável, devido a presença de coliformes totais e termotolerantes, pela sua elevada cor, turbidez e SST. A NBR 13.969/97 e o manual da FIESP para reúso de água, sugerem valores menores que 10 Hz para cor, 2 mg/L para turbidez e 5 mg/L para SST. Valores que não atingem qualidade necessária para nenhuma classe de reúso.

4.2 Pós-tratamento do efluente por filtração com membranas

A Figura 9 apresenta os fluxos permeados. Observa-se que os mesmos sofrem queda acentuada nos primeiros minutos de filtração, resultado do estabelecimento do gradiente de concentração de sólidos próximo a superfície das membranas, que confere uma resistência adicional ao transporte (polarização por concentração). Além disso, há a o bloqueio de poros colaborando para a redução do fluxo permeado. Após alguns minutos, os fluxos de permeado sofrem quedas menos acentuadas. Este resultado mostra que, nas mesmas condições de testes, o tipo de membrana se apresentou como fator de influência na intensidade da formação da colmatação.

A Figura 9 mostra os fluxos das membranas de MF e UF nas duas pressões testadas (0,1bar e 0,4 bar).

Figure 9: Fluxos das membranas testadas em diferentes pressões ao longo do tempo



Essa queda no desempenho da filtração, esta fortemente ligada as incrustações da membrana, com o fluxo de água em uma membrana de UF é muitas vezes alto (mais de 1 cm/cm^2), no entanto, quando as membranas são utilizadas para separar macromoléculas ou soluções coloidais, o fluxo cai em apenas alguns segundos. Esta queda imediata no fluxo é causada pela formação de uma camada sólidos retidos sobre a superfície da membrana, devido a polarização de concentração. (ÁREVALO, 2012).

A Figura 9 mostra que, embora a membrana de MF possua maior permeabilidade hidráulica, desde os primeiros instantes de filtração, o fluxo dessa membrana foi inferior àquele obtido com a membrana de UF. O fato da membrana de MF apresentar maior diâmetro de poros leva a um forte fluxo convectivo em direção à sua superfície, e devido a esse forte fluxo há também a rápida colmatação dessa membrana por colóides e material particulado. Nisso, poder-se-ia atribuir o provável motivo para essa membrana apresentar menor fluxo que a membrana de UF ao fato do intenso depósito de material coloidal desde o princípio da filtração. Baker (2004) realizou um comentário semelhante, escrevendo que a queda de fluxo e a colmatação nas membranas de MF geralmente ocorrem mais rapidamente do que nas membranas de UF. Como os diâmetros de poro das membranas de MF são maiores, há entrada de partículas de várias dimensões, contribuindo para o aumento da colmatação e por isso apresentando menor fluxo que membranas de UF (BAKER, 2004).

Como os diâmetros de poro das membranas de MF são maiores, há entrada de partículas de varias dimensões, contribuindo para o aumento da colmatação (BAKER, 2004).

Após cada ciclo de filtração de 60 minutos era realizada a retrolavagem por 2 min com uma vazão de 13 L/h. A Tabela 8 mostra a recuperação do fluxo médio em cada membrana após a retrolavagem.

Tabela 8: Recuperação do fluxo após cada ciclo de filtração por meio da retrolavagem para cada membrana e pressões aplicadas

Ciclo	Membrana			
	MF 0,1 bar	MF 0,4 bar	UF 0,1 bar	UF 0,4 bar
Primeiro	-	-	-	-
Segundo	100%	90,36%	100%	100%
Terceiro	86%	70,48%	86,53%	91,5%

Observa-se na tabela 7 que no segundo ciclo de filtração da membrana de MF à pressão 0,4 bar, houve diminuição de quase 10% na recuperação do seu fluxo inicial (83 L/m².h), para as demais, a recuperação foi total. Mas para o terceiro ciclo, ou seja, a partir de 120 minutos de filtração, todas as condições testadas acabaram por não recuperarem seus fluxos, destacando-se novamente a membrana de MF (0,4 bar) com diminuição de quase 30% em relação ao primeiro ciclo. Por outro lado, a membrana de UF (0,4 bar) obteve-se redução de 8,5% em relação ao primeiro ciclo (100 L/m².h).

Caba ressaltar que a não recuperação total dos fluxos para as membranas, principalmente para as de MF se deve ao maior diâmetro de seus poros e formação mais rápida da camada de sólidos na superfície das membranas. Outro fator importante, pode ser o tempo aplicado de retrolavagem, talvez não sendo suficiente para a remoção dos sólidos.

Um aspecto importante a ser considerado na retrolavagem, contudo, é o valor e a duração da inversão do fluxo permeado, uma vez que essa operação consome o volume de permeado produzido, reduzindo assim, a produtividade do processo (HWANG; CHAN; TUNG, 2009).

Por outro lado, mantendo-se as mesmas condições operacionais, se a frequência de retrolavagem é baixa, a camada de torta sobre a membrana se compacta, tornando-se mais difícil de ser removida. Se o intervalo de filtração é demasiadamente longo, o

aumento da colmatação sob a sua forma irreversível faz com que haja interrupções para limpeza física ou química das membranas (SMITH et al., 2006). Como o trabalho apresentou queda significativa de produção de permeado nos primeiros 20 minutos de cada ciclo de filtração é interessante testar a retrolavagem neste intervalo de tempo, diminuindo o efeito da colmatação.

4.2.1 Delineamento experimental

A Tabela 9 mostra os parâmetros analisados no efluente com suas respectivas rejeições para a membrana de MF e UF às pressões de 0,1 bar e 0,4 bar.

Tabela 9: Rejeições dos Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados no efluente com suas respectivas rejeições para as membranas

M	Parâmetros Analisados (Rejeição %)											
	Fós.	SST	O e G	N Total	NH4	Turb.	Cor	DQO	Nitrito	Nitrato	C. To	C. Te
MF 0,1	55,3±0,12	92,8±4,10	57,7 ±2,62	42,9±0,13	36,6±0,02	97,3±1,21	76,2±0,21	46,8±3,21	34,6±0,01	29,5±0,31	62	64,7
MF 0,4	37,55±0,09	94,8±3,98	56 ±2,31	37,7±0,11	23±0,03	96,8±1,11	83,5±0,29	37,6±3,77	37,6±0,02	36,1±0,33	83	75
UF 0,1	50,5 ±0,23	89,8 ±3,09	61,2 ±2,92	39,6±0,10	18,6±0,01	98,9±0,81	86,9±0,31	55,1±3,82	24,5±0,02	24,6±0,34	100	100
UF 0,4	34 ±0,12	94,1±2,95	64,7 ±2,57	32,6±0,07	13,8±0,02	98,9±0,77	85,8±0,44	45,6±3,91	37,1±0,02	60,7±0,34	100	100

Legenda:

- M = Tipo da membrana
- C. To = Coliformes totais
- C. Te = Coliformes termotolerantes
- Fós. = Fósforo
- SST = Sólidos Suspensos Totais
- O e G = Óleos e Graxas
- N total = Nitrogênio total
- NH4 = Nitrogênio Amoniacal
- Turb = Turbidez

Observa-se na Tabela 9 que as rejeições foram consideradas iguais para todos os parâmetros físico-químicos nas duas pressões testadas para a membranas de MF. Rejeições de SST e turbidez acima de 90% nas duas condições de vácuo aplicado, o mesmo acontecendo para o parâmetro cor que obteve rejeição acima de 75%. Constatou-se que apesar do vácuo aplicado ser diferente, as rejeições se estabeleceram em valores muito próximos. Referente aos parâmetros microbiológicos, foi detectada a presença de coliformes totais e termotolerantes no permeado obtido com a membrana de MF (150 NMP/ml e 110 NMP/ml para os coliformes totais e 74 NMP/ml e 72 NMP/ml para os coliformes termotolerantes). Logo a MF não apresentou excelência na rejeição de micro-organismos, e o vácuo não apresentou efeito algum sobre a redução de micro-organismos.

Analisando a membrana de UF, os valores de rejeições de sólidos suspensos, turbidez e cor para a pressão 0,4 bar atingiram valores acima de 91%, 98% e 84 % respectivamente de remoção.

A membrana de UF se mostrou efetiva para a retenção de micro-organismos, de modo que não houve presença de coliformes totais e termotolerantes no permeado.

De posse dos rejeições encontradas para a membrana de MF e UF em ambas as pressões, a próxima etapa foi definir qual a melhor condição experimental para a realização de um ensaio prolongado. De acordo com os resultados, pode-se afirmar que ambas as membranas são ótimas para a rejeição de material suspensos presentes no efluente, o fator para a escolha foi primeiramente a não presença de material patogênico no permeado da UF e segundo pelo fato que o vácuo aplicado de 0,4 bar proporcionou maior fluxo.

Cabe salientar que com a realização de uma desinfecção no efluente, a membrana de MF também poderia ser utilizada, já que a mesma apresentou bom fluxo, e com a utilização da desinfecção passa a ser viável também a membrana de MF quando aplicado vácuo de 0,4 bar.

Os testes de ANOVA foram aplicados ao modelo proposto, sendo que os resultados em que aconteceram significância de cada fator e as interações desta são apresentados nas Tabelas 10, 11 e 12 a seguir. Para os demais resultados que não houve significância são apresentados nos Apêndices J as tabelas com os respectivos parâmetros.

Tabela 10: Variável fluxo, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo - 0,98

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
Membrana (1)	450,000	1	450,000	46,1538	0,002452
Pressão (2)	1740,500	1	1740,500	178,5128	0,000181
1 vs 2	338,000	1	338,000	34,6667	0,004160
Erro	39,000	4	9,750		
Soma dos Quadrados Totais	2567,500	7			

Tabela 11: Variável Nitrogênio amoniacal, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo - 0,98

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	534,3181	1	534,3181	269,9871	0,000080
(2) Pressão	0,0840	1	0,0840	0,0425	0,846791
1 vs 2	5,7461	1	5,7461	2,9034	0,163596
Erro	7,9162	4	1,9791		
Soma dos Quadrados Totais	548,0644	7			

Tabela 12: Variável Turbidez, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo - 0,85

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	6,125000	1	6,125000	23,11321	0,008600
(2) Pressão	0,125000	1	0,125000	0,47170	0,529953
1 vs 2	0,125000	1	0,125000	0,47170	0,529953
Erro	1,060000	4	0,265000		
Soma dos Quadrados Totais	7,435000	7			

Segundo os testes de Anova, variáveis fluxo, nitrogênio amoniacal e turbidez apresentaram efeitos. Para a membrana de MF e UF o fluxo apresentou efeito sobre a pressão. O mesmo acontecendo para a turbidez.

Para a membrana de MF o parâmetro nitrogênio amoniacal sofreu efeito da pressão quando comparado com a de UF. Quando feitas a médias entre os experimentos o valores se

enquadram próximos a 0,5 mg/L. Entretanto, os valores são considerados baixos quando comparados com os padrões para reúso (<20 mg/L).

Para tanto, a escolha da melhor condição experimental se deu em favor da membrana de UF, por apresentar melhor fluxo e reter os micro-organismos. Entretanto, como ressaltado anteriormente, não se exclui a importância da utilização da membrana de MF, para tanto, uma desinfecção do efluente utilizado na membrana é o bastante para a eliminar os micro-organismos presentes no efluente (ex. Adição de cloro).

4.3 Modelos matemáticos de bloqueio de poros

Para a previsão do fluxo permeado quatro modelos individuais podem ser utilizados para estimar esta variável no decorrer da filtração. O coeficiente de determinação (R^2) foi usado.

A Tabela 13 apresenta os modelos de bloqueio de poros ocorridos referente a membrana de MF à pressão 0,1 bar.

Tabela 13: Coeficientes de determinação da regressão linear realizada para os diferentes modelos de bloqueio de poros na membrana de MF à 0,1 bar

Ciclos	Modelos de formação da torta			
	Bloqueio de torta	Bloqueio Intermediário	Bloqueio Interno	Bloqueio Completo
Primeiro	0,935	0,860	0,764	0,895
Segundo	0,690	0,621	0,506	0,634
Terceiro	0,825	0,836	0,710	0,833

Observa-se na Tabela 13, que o melhor modelo de bloqueio para essa membrana foi o bloqueio da torta nos dois primeiros ciclos de filtração, no terceiro ciclo o bloqueio da torta passa a competir com o bloqueio intermediário.

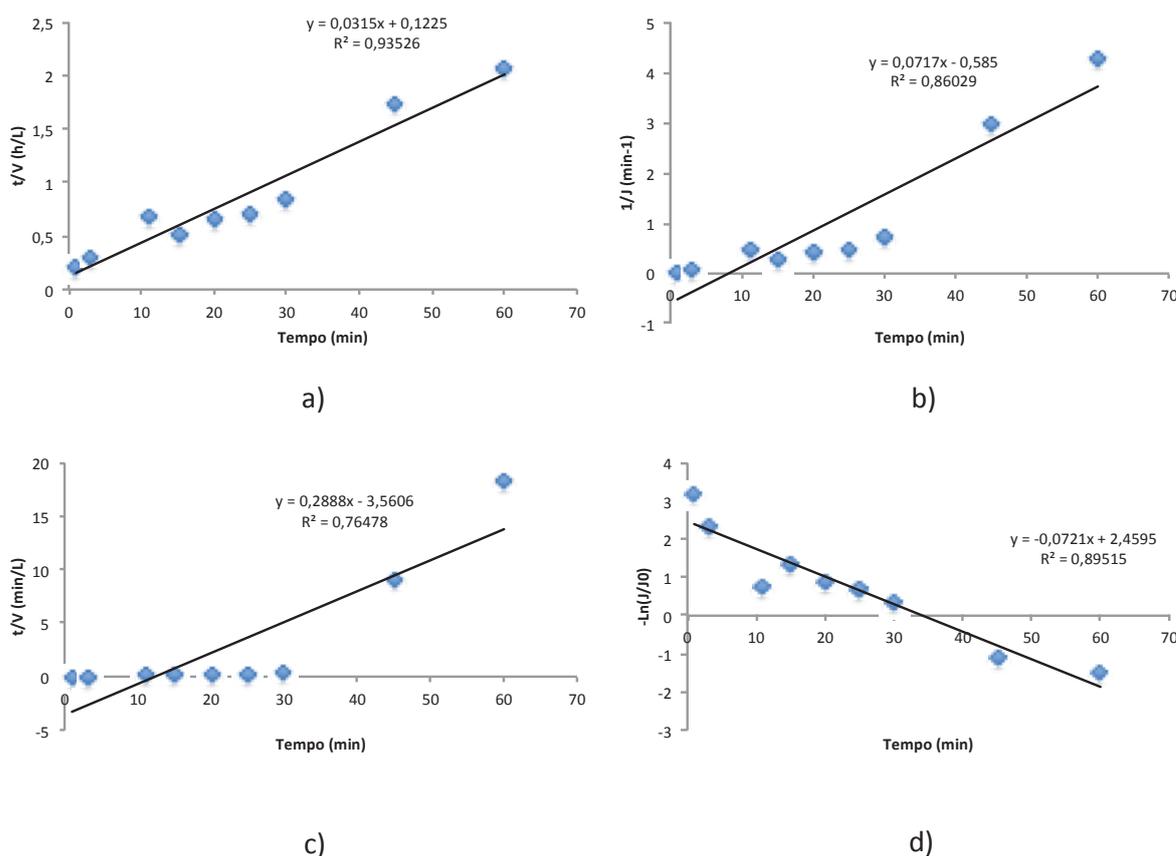
A formação da torta tem por característica a diminuição do fluxo devido à formação de torta, isso ocorre quando as partículas ou macromoléculas que não entram nos poros formam uma camada na superfície da membrana. A resistência total, neste caso, é composta da resistência de difusão na torta adicionada à resistência da membrana, suposta constante.

Como a pressão aplicada é relativamente baixa (0,1 bar) a deposição das partículas de bloqueio de poros é mais lenta. A predominância deste bloqueio é características da baixa pressão aplicada.

Para o terceiro ciclo o bloqueio intermediário de poro passou a existir na filtração, de forma que as partículas sólidas ou macromoléculas que chegam ao poro o selam. As partículas podem também se agrupar na forma de ponte na entrada do poro, obstruindo-o, mas não completamente.

A Figura 10 mostra o primeiro ciclo de filtração para a membrana de MF à 0,1 bar nos quatro modelos de formação de bloqueio de poros.

Figura 10: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no primeiro ciclo de filtração utilizando a membrana de MF à 0,1 bar



Legenda:

a) Formação da torta, b) Bloqueio Intermediário, c) Bloqueio interno, d) Bloqueio completo

Analisando a Figura 10, observa-se que o início da formação do bloqueio da torta ocorre nos primeiros minutos de filtração se estendendo de forma linear até o período de 30 minutos

para a melhor representação (bloqueio da torta). Esse predomínio acontece nos dois próximos ciclos de filtração. O segundo e o terceiro ciclo de filtração para os quatro modelos de formação de poros encontram-se no Apêndice I.

A Tabela 14 apresenta os modelos de formação de torta que ocorre para a formação do bloqueio de poros na membrana de MF à pressão 0,4 bar.

Tabela 14: Coeficientes de determinação da regressão linear realizada para os diferentes modelos de bloqueio de poros na membrana de MF à 0,4 bar

Ciclos	Modelos de formação da torta			
	Bloqueio de torta	Bloqueio intermediário	Bloqueio interno	Bloqueio completo
Primeiro	0,901	0,867	0,734	0,823
Segundo	0,965	0,863	0,895	0,876
Terceiro	0,904	0,928	0,945	0,760

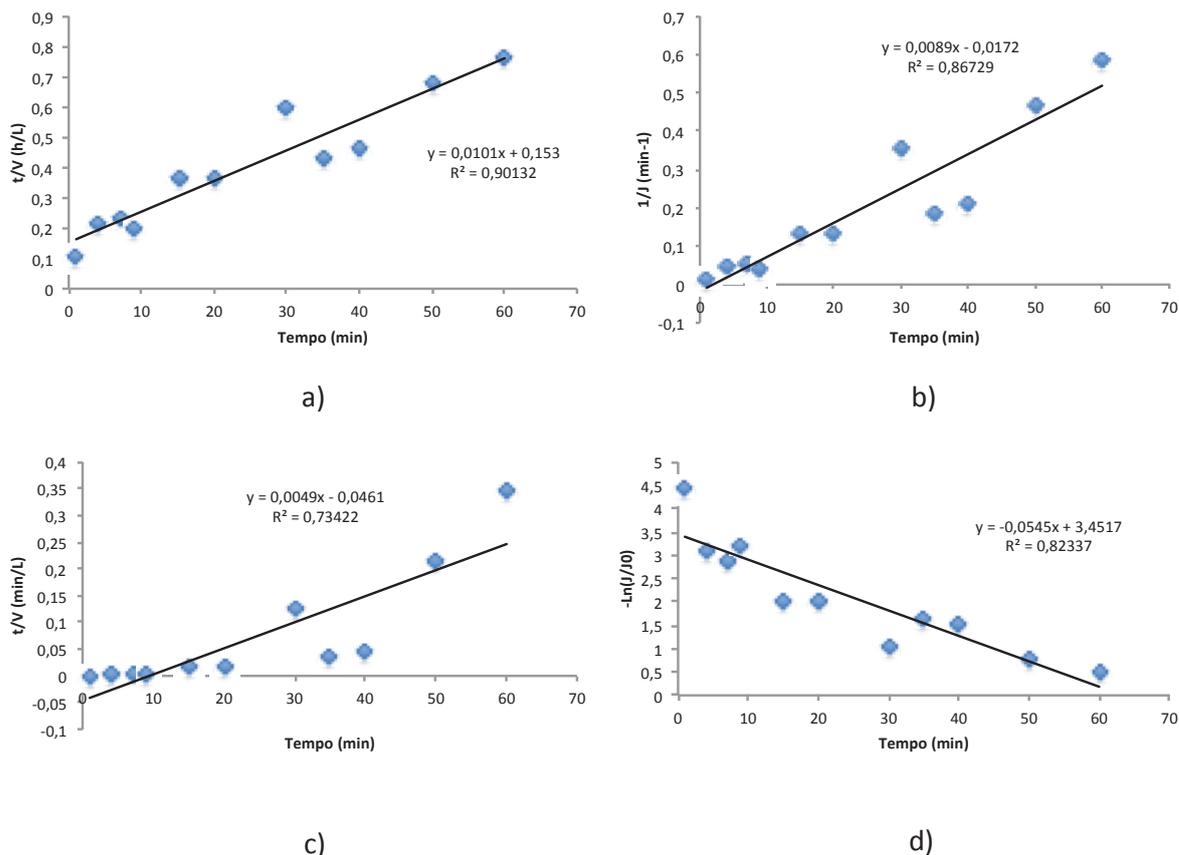
Através da Tabela 18, nota-se que o bloqueio da torta também foi predominante para os dois primeiros ciclos de filtração operando a 0,4 bar de pressão. Para o terceiro ciclo de filtração o ocorreu o bloqueio interno na membranas.

O bloqueio interno ocorre quando sólidos entram nos poros e são neles depositadas ou adsorvidas, reduzindo-lhes o volume. As irregularidades das passagens dos poros provocam uma forte fixação das partículas, fechando-os. Nesse caso, a resistência da membrana aumenta como consequência da redução do tamanho de poros. Além disso, se o bloqueio interno de poros ocorre, o fouling se torna independente da velocidade e não se alcança um valor-limite para o fluxo, ou seja, $J_{lim} = 0$.

Um método empregado para melhorar o potencial de resistência a colmatação na membrana é a aplicação de uma camada de revestimento hidrofílico. Sob certa condições, tal revestimento aumenta a resistência a incrustação sem comprometer o fluxo (HAO JU, 2010). Adaptadas as propriedades do material do revestimento hidrofílico, a camada atua com elevado fluxo e barreira seletiva de água, desse modo eliminando ou minimizando a incrustação de contato. Por consequência, a obstrução interna é reduzida. Além disso, a sua natureza hidrofílica torna a camada de revestimento altamente resistente à adesão de contaminantes orgânicos, reduzindo assim a incrustação na superfície (HAO JU, 2010).

A Figura 11 mostra o primeiro ciclo de filtração para a membrana de MF à 0,4 bar nos quatro modelos de formação de torta. (Segundo e o Terceiro ciclo encontra-se no Apêndice L)

Figura 11: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no primeiro ciclo de filtração utilizando a membrana de MF à 0,4 bar



Legenda:

a) Formação da torta, b) Bloqueio Intermediário, c) Bloqueio interno, d) Bloqueio completo

Através da observação das curvas é possível identificar dois aspectos importantes. O primeiro deles é que a resistência da membrana no instante zero, logo após o início da filtração é cerca de 100 %. Reações químicas e adsorção podem explicar este comportamento, outra hipótese é a obstrução rápida da membrana através dos mecanismos de bloqueio, difícil de ser detectada através da metodologia de coleta de dados utilizada. Wang et al. (2008) apud Peig (2011), observa em seus estudos este tipo de comportamento e complementa que nas membranas, o bloqueio completo de poros chega a ser o maior responsável pela alteração da permeabilidade no ciclo de filtração.

O segundo ponto observado é a evolução contínua das curvas, apontando para uma tendência de obstrução ao longo do ciclo com um todo. Ao longo do ciclo de filtração, a curva aumenta em decorrência da formação dos depósitos.

A Tabela 15 apresenta os modelos de formação de torta que ocorre para a formação do bloqueio de poros na membrana de UF à pressão 0,1 bar.

Tabela 15: Coeficientes de determinação da regressão linear realizada para os diferentes modelos de bloqueio de poros na membrana de UF à 0,1 bar

Ciclos	Modelos de formação da torta			
	Bloqueio de torta	Bloqueio intermediário	Bloqueio interno	Bloqueio completo
Primeiro	0,849	0,809	0,622	0,697
Segundo	0,853	0,856	0,567	0,831
Terceiro	0,920	0,764	0,619	0,864

Observa-se que o melhor modelos para a membrana de UF á pressão 0,1 bar é o bloqueio completo da torta. É importante ressaltar que no segundo ciclo de filtração o bloqueio intermediário também predomina. Trata-se de uma extensão do modelo de bloqueio de torta considerando que as partículas também têm probabilidade de depositar-se sobre outras partículas sem necessariamente bloquear os poros. (FIELD et al., 1995; JACOB et al., 1998). Entretanto, quando analisados o R^2 nota-se valores muito próximos entre os modelos.

Supõe-se que como o tempo e o fluxo aplicado na retrolavagem foram baixo, toda a partícula ou material retido na superfície da membrana não é retirada, e ao início de um novo ciclo, em questão de alguns minutos a formação do bloqueio da torta ocorre mais facilmente pela existência destas macromoléculas.

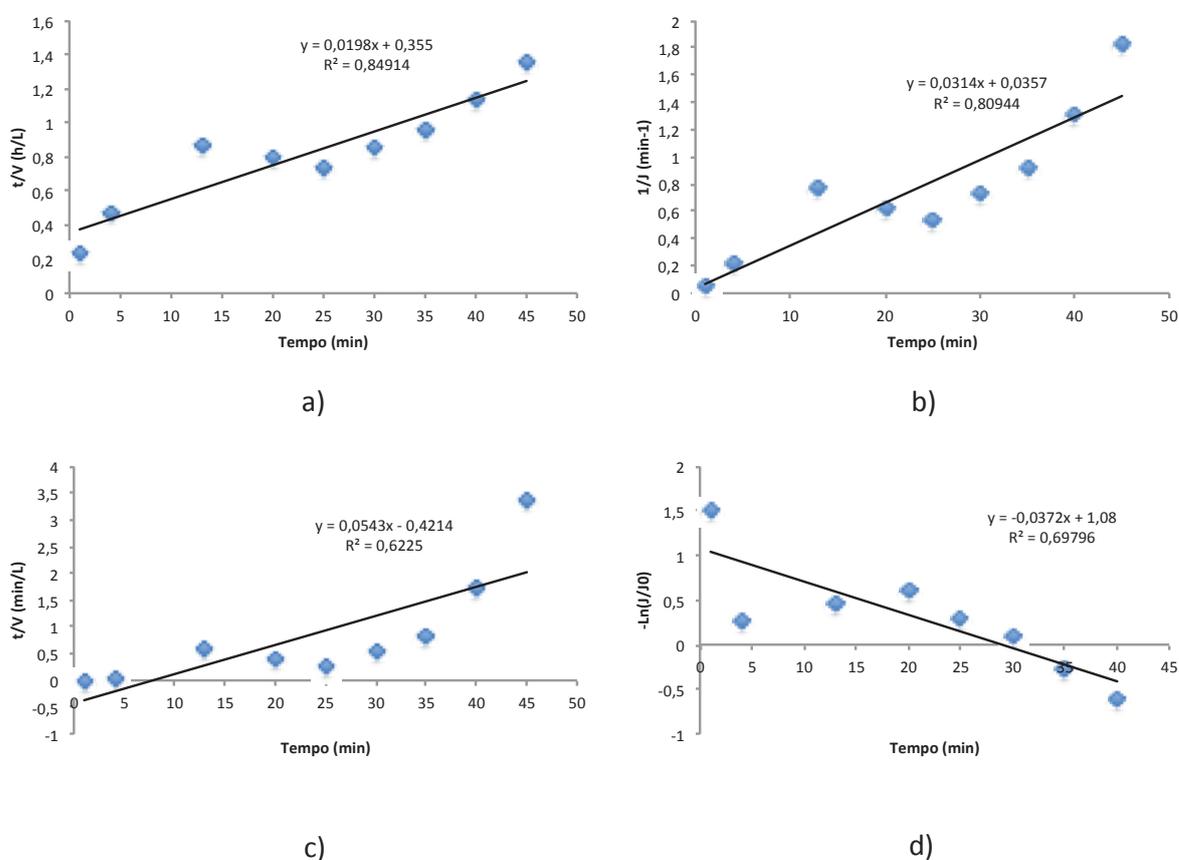
O ajuste a mais de um modelo de bloqueio de poros também pode induzir a presença de partículas de dimensões variadas na corrente de alimentação.

Outra fato importante é a grande diferença do coeficiente de determinação para Silva (2009), estes desvios podem ser atribuídos ao próprio tratamento dos dados: o modelo considera que o tempo de operação para o qual se avalia o fluxo seja muito maior que o tempo de residência da partícula na membrana, mas o modelo foi avaliado a partir do primeiro minuto em diante. Entretanto, é no período inicial do processo que se observa o decaimento abrupto do fluxo, e é a região que apresenta os maiores desvios onde o equilíbrio das forças

que atuam na renovação da superfície e da formação da camada superficial não está estabelecido.

A Figura 12 mostra o primeiro ciclo de filtração para a membrana de UF à pressão 0,1 bar nos quatro modelos de formação de torta. (Segundo e o Terceiro ciclo encontra-se no Apêndice M)

Figura 12: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no primeiro ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,1 bar



Legenda:

a) Formação da torta, b) Bloqueio Intermediário, c) Bloqueio interno, d) Bloqueio completo

Observa-se na Figura 12 o melhor ajuste da curva ocorre no bloqueio da torta, como a pressão é relativamente baixa é de se esperar a predominância deste bloqueio.

Entretanto Lim e Bai (2003) estudaram o mecanismo da colmatção em módulos de membranas com dois lodos ativados com diferentes granulometrias utilizando o modelo de Hermia. Em seus estudos os mecanismos de bloqueio intermediário e a formação da torta são mecanismos dominantes de colmatção. Para eles a colmatção ocorre em dois estágios, no

primeiro o mecanismo de bloqueio intermediário é o que governa a ocorrência da colmatação e no segundo estágio a formação de camada de torta se torna dominante.

Chellam e Jacangelo (1998) realizaram um estudo a respeito da colmatação em membranas de MF e UF com baixa pressão. O sistema foi operado com fluxo constante de produção de permeado, e também em condições em que a pressão foi mantida constante. Observou-se que na operação do sistema com fluxo constante, houve uma aceleração da colmatação ao ser comparado às condições sob pressão constante. Este fato ocorreu devido ao decréscimo da penetração de partículas nos poros da membrana, quando a pressão de alimentação do sistema não foi alterada. Assim, no sistema operado com pressão constante, a taxa de colmatação é menor.

A Tabela 16 apresenta os modelos de formação de torta que ocorre para a formação do bloqueio de poros na membrana de UF à pressão 0,4 bar.

Tabela 16: Coeficientes de determinação da regressão linear realizada para os diferentes modelos de bloqueio de poros na membrana UF à 0,4 bar

Ciclos	Modelos de formação da torta			
	Bloqueio de torta	Bloqueio intermediário	Bloqueio interno	Bloqueio completo
Primeiro	0,997	0,993	0,960	0,987
Segundo	0,859	0,931	0,904	0,871
Terceiro	0,935	0,969	0,967	0,863

Para este caso, para o primeiro ciclo de filtração o melhor modelo representado foi para o bloqueio da torta, e valores próximos encontra-se o bloqueio intermediário neste primeiro ciclo, já para o segundo ciclo o bloqueio intermediário é que predomina e o bloqueio interno passa a predominar no terceiro ciclo.

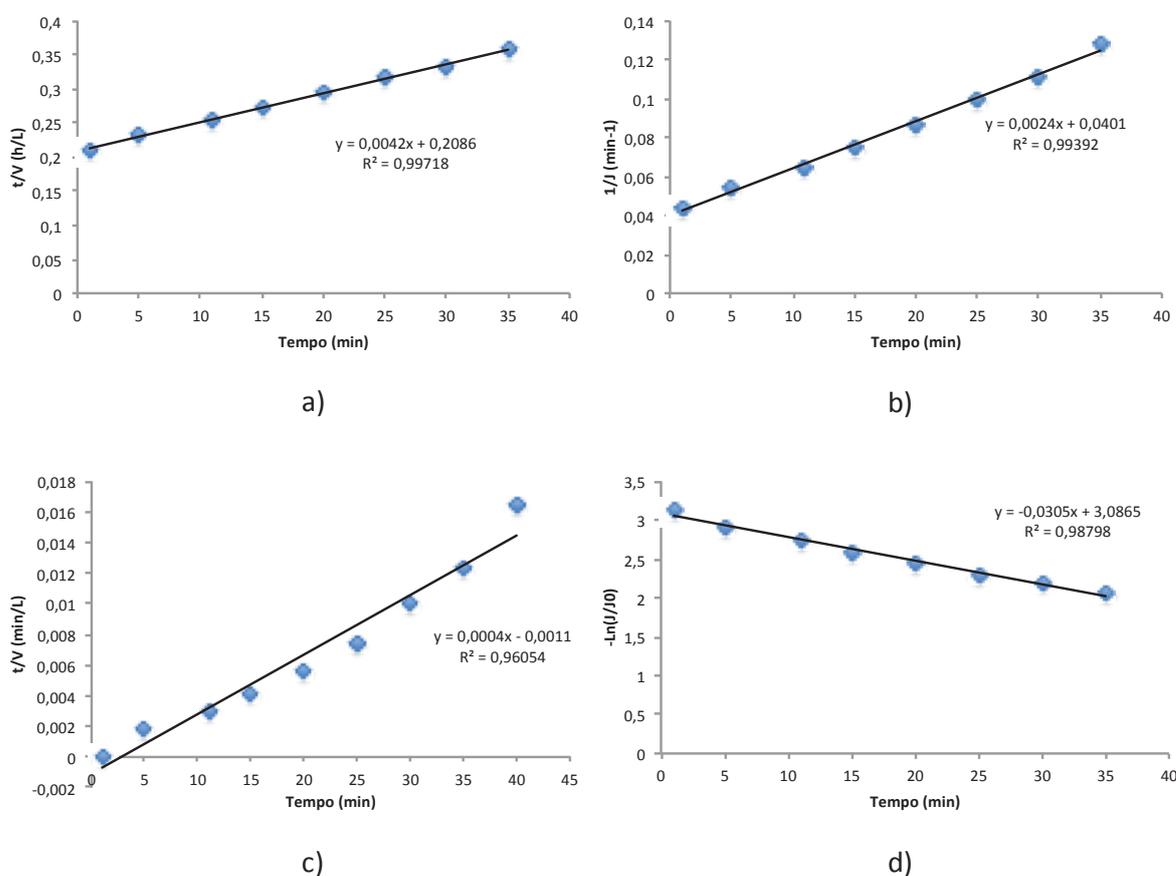
Entretanto, o terceiro ciclo predomina também o bloqueio intermediário, valores próximo aos do bloqueio da interno. Para o terceiro e ultimo ciclo de filtração, três modelos predominam. A oscilação entre esses modelos de bloqueio é mínimo na formação de torta de filtração, o que revela a complexidade da representação do fenômeno da colmatação.

Com base em uma extensa revisão de artigos referentes à obstrução de membranas de UF por matéria orgânica, Sutzkover-Gutman et al. (2010) apud Peig (2011), reconhece a influência polarização de concentrações e da composição do bloqueio de poros na resistência

das membranas, todavia, em função da complexidade de todos os mecanismos envolvidos, até o momento não se conhece um modelo genérico capaz de prever estas interações.

A Figura 13 mostra o primeiro ciclo de filtração para a membrana de UF à pressão 0,4 bar nos quatro modelos de formação de torta. (Segundo e o Terceiro ciclo encontra-se no Apêndice N)

Figura 13: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no primeiro ciclo de filtração utilizando a membrana de UF à 0,4 bar



Legenda:

a) Formação da torta, b) Bloqueio Intermediário, c) Bloqueio interno, d) Bloqueio completo

Analisando a Figura 13 com a elevação da pressão aplicada, aumenta o caráter dinâmico da filtração tangencial e torna-se difícil estabelecer um modelo para o decréscimo de fluxo com o tempo. Nesta pressão, a diferença entre os coeficientes de correlação entre os quatro modelos de bloqueio de poros é mínima, e, como se pode observar, houve um bom ajuste aos modelos de formação de bloqueio nos quatro modelos testados, o que revela essa complexidade para a representação do fenômeno de bloqueio que acontece na membrana.

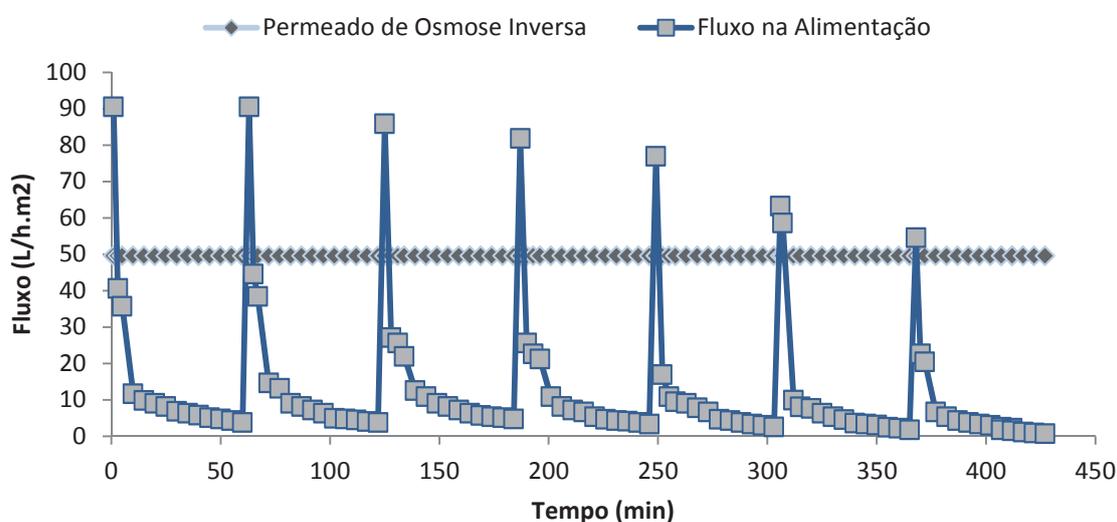
Bowen et al. (1995), relatou que esse fenômeno de bloqueio dos poros podem ocorrer em quatro fases, devido à distribuição de tamanhos de poros das membranas. Estas quatro fases, eventualmente sobrepõem. Em geral, uma sucessão nos mecanismos de bloqueio dos poros pode existir e a transição entre eles é gradual e separados por um intervalo de tempo limitado.

Os principais efeitos da colmatação está devido ao aumento de quatro parâmetros operacionais, pressão, tamanho dos poros, distribuição na alimentação e a concentração, resultando em um maior bloqueio dos poros (Y.Ye, 2005).

4.4 Ensaio de longo período

Com a escolha da membrana de UF e pressão 0,4 bar, foi analisado o fluxo do permeado em 7 filtrações de 60 minutos e 2 minutos de retrolavagem entre cada filtração. A Figura 14 mostra os ciclos de filtração.

Figura 14: Ciclos de filtração seguidos de retrolavagem para a retomada do fluxo inicial



O fluxo analisado com o permeado da osmose inversa mostra valores próximos a 50 L/h.m². O fluxo com efluente teve início em seu primeiro ciclo próximo a 45 L/h.m², decaindo drasticamente nos primeiros minutos iniciais. Lee et al. (2007) obteve em seus experimentos com membranas de UF, sob varias condições de pré-tratamento do efluente, redução do fluxo do permeado entre 25% e 55%, dependendo do tratamento prévio recebido pelo efluente antes da filtração.

Para as outras 6 filtrações realizadas os valores atingidos inicialmente acabaram não se repetindo, devido a colmatação da membrana pelos sólidos suspensos presentes no efluente, nota-se que para as duas últimas filtrações os valores iniciais estiveram bem abaixo que encontrada na primeira filtração, análises dos sólidos suspensos do efluente mostram valores próximos a 87 mg/L, após o termino do experimento, ou seja após a sétima filtração, a concentração de sólidos no fundo do tanque da membrana, atingiram valores acima de 2.110 mg/L, o que evidencia que uma filtração com longa duração, acaba acarretando na diminuição do fluxo tanto inicial, a qual não se recupera o valor encontrado na primeira filtração quanto no decorrer do tempo. (Apêndice O)

Os SST concentrados no fundo do tanque de membrana, onde após os 7 ciclos os valores obtidos mostram 2.112 mg/L, dando indícios de que com o decorrer da filtração os sólidos suspensos presentes no efluente acabam se depositando no fundo do tanque, fazendo com que a eficiência de remoção da membrana não seja o esperado e também o devido aos valores de fluxo não voltarem ao seis níveis iniciais. A maneira adequada seria a substituição deste tanque com fundo plano, por um outro tanque com as mesmas características, mudando somente o fundo, mas desta vez na forma de cone.

Para manter o fluxo do permeado constante a concentração de sólidos suspensos na alimentação devem estar na faixa de 13 mg/L a 30 mg/L (MUTHUKUMARAM, 2011). Entretanto, os SST presentes no efluente mantiveram acima destes valores em todas as coletas.

As partículas de gama no tamanho de 0.2 mm a 1.2mm causam um significativa impacto na colmatação da membrana. Outro fator importante sugere que um pH 5,0 ocorre uma diminuição do fluxo sob outras condições de pH, devido a sua condição de neutralização de carga (LEE et al. 2007). O pH médio do efluente usado nos experimentos esteve entre 7,0 e 7,4.

Quando maior for a pressão exercida sobre a membrana, maior a sua rejeição, em pressões de 33 e 100 kPa a rejeição final variou de 50% a 85%, respectivamente (Y.YE 2005). No início da filtração, o perfil de rejeição foi baixo, indicando que a passagem de sólidos passou através da membrana. Com o tempo, algum sólido depositado na estrutura interna da membrana reduziu o tamanho dos poros da membrana aumentando a rejeição. Quando os poros são demasiadamente pequenos para deposição interna, uma torta começa a ser construída na superfície da membrana.

Em cada termino do ciclo de filtração, ocorria a retrolavagem para a recuperação do fluxo. A Tabela 17 mostra o percentual de recuperação do fluxo nos 7 ciclos realizados.

Tabela 17: Percentual de recuperação do fluxo na membrana de UF à pressão 0,4 bar em cada ciclo de filtração

Ciclos de filtração (min)	Início do fluxo em cada ciclo (L/h.m²)	Recuperação (%)
60	90,54	-
60	90,54	100
60	85,90	85,93
60	81,81	82,18
60	76,90	84,93
60	63,27	63,53
60	54,54	60,23

Avaliando a Tabela 17, nos dois primeiros ciclos houve 100% de recuperação do fluxo, mas a partir do terceiro, esse percentual baixou cerca de 15% e ao final do no ultimo ciclo a retrolavegem recuperava cerca de 60% do fluxo, uma diminuição de 40% em um período de 420 minutos. O fator agravante, novamente foi a colmatação da membrana, o que impedia a recuperação total do fluxo no inicio da filtração. Outra hipótese é o tempo aplicado em cada retrolavegem, o período de 2 minutos, sendo talvez um tempo muito pequeno.

É interessante salientar que existe uma relação inversa entre a taxa de declínio de fluxo na membrana e o peso molecular da matéria orgânica do efluente, enquanto não há uma relação positiva entre a taxa de diminuição da concentração no fluxo na membrana com fração de peso molecular abaixo de 10 kDa. (RUI MIAO, 2014). Ou seja, quanto maior é a concentração da fração da matéria orgânica com peso molecular (<10 kDa), mais grave é o efeito sobre a diminuição do fluxo.

Este fenômeno sugere que a baixo peso molecular (<10 kDa) da matéria orgânica foi o principal responsável pela colmatação da membrana de UF. Isto pode ser porque o baixo peso molecular da fração da matéria orgânica (<10 kDa) é muito menor do que o peso molecular de corte das membranas (50 kDa) usado neste estudo (RUI MIAO, 2014).

Portanto, através disso, com baixo peso molecular, mais facilmente acontece o entupimento da membrana, o que vai fazer com que os poros da membrana acabem agravando o bloqueio ou estreitamento e resultar num declínio do fluxo (LI; CHEN, 2004.; TEIXEIRA; SOUSA, 2013).

Em relação a permeado obtido no experimento, para todas as filtrações o permeado esteve sempre próximo a obtido na primeira filtração, mostrando que apesar na diminuição do fluxo ao longo do tempo, a qualidade se manteve constante.

Verifica-se que a maioria dos parâmetros encontram-se dentro das especificações, com exceção dos sólidos suspensos totais (SST). O valor observado no efluente tratado dos SST 82,7mg/L juntamente com a turbidez 69,9 UT estão elevados em comparação com os efluentes sanitários tratados por uma estação municipal de lodos ativados como o caracterizado por Nguyen et al. (2009), que observam os valores de 11 mg/L para o SST e 2,3 UT para a turbidez. Os índices de rejeições atingiram valores acima de 98% para turbidez e SST e rejeição próxima a 85% para a cor, parâmetros importantes para o reúso.

O parâmetro cor obteve quase 85% de remoção, este desempenho está relacionado à capacidade da membrana de ultrafiltração em rejeitar coloides e macromoléculas orgânicas presentes no efluente.

A turbidez do permeado é um indicador muito importante para avaliação do desempenho da tecnologia de filtração em membranas. A qualidade do efluente tratado é monitorada, e pode-se acompanhar o desenvolvimento da colmatação da membrana selecionada.

Para coliformes totais e termotolerantes a membrana de UF mostrou-se eficiente na retenção de patógenos. Arnal (2004) verificou o desempenho de membranas UF para a remoção de microorganismos. Neste estudo, foram avaliadas quatro membranas com diferentes capacidades de retenção de contaminantes, peso molecular de 10000, 30000, 50000 e 100000 g/mol⁻¹. Os resultados mostraram que todas as membranas foram eficientes para a retenção de microrganismos.

Os parâmetros analisados após o termino destas 7 filtrações com efluente e com o permeado são mostrados na Tabela 18.

Tabela 18: Parâmetros característicos do efluente tratado da ETE, permeado submetido a filtração com pressão 0,4 bar em membrana de UF e as concentrações específicas para água de reúso

Parâmetros	Alimentação	Permeado	Rejeição (%)
DQO (mg/L)	186,5 ± 3,90	96,74 ± 2,55	48,13
Fósforo ¹ (mg/L)	6,78 ± 0,08	4,30 ± 0,03	36,6
SST (mg/L)	82,7 ± 1,88	1,33 ± 0,94	98,4
SST (mg/L) Fundo do tanque de membrana		2.112	
Nitrato	6,70 ± 0,12	2,91 ± 0,12	56,6
Nitrito	2,29 ± 0	1,36 ± 0,18	40,5
Óleos e Graxas (mg/L)	22,73 ± 2,69	10,13 ± 3,92	55,4
N total (mg/L)	15,4 ± 0,98	9,8 ± 3,95	36,4
N amoniacal (mg/L)	0,43 ± 0,005	0,37 ± 0,001	15,1
Turbidez (UT)	69,9	0,3	99,5
Turbidez (UT) Alimentação Fundo da membrana		260	
Coliformes totais (NMP/10ml)	290	≤ 3,0	
Coliformes termotolerantes ² (NMP/10 ml)	150	≤ 3,0	
Cor (UH)	171	26	84,8
pH	7,11	7,33	
Condutividade (µcm/s)	860,6	796,8	8

4.4.1 Modelo matemático dos bloqueios dos poros no ensaio prolongado

Com a escolha da melhor condição experimental, A regressão linear (R^2) foi usado para avaliar qual o modelo e formação de torta predominava no ensaio realizado com a membrana de UF à 0,4 bar durante 7 ciclos de filtração. A Tabela 19 apresenta os dados de R^2 para a membrana.

Tabela 19: Coeficientes de determinação da regressão linear realizada para os diferentes modelos de bloqueio de poros na membrana de UF à 0,4 bar durante 7 ciclos de filtração

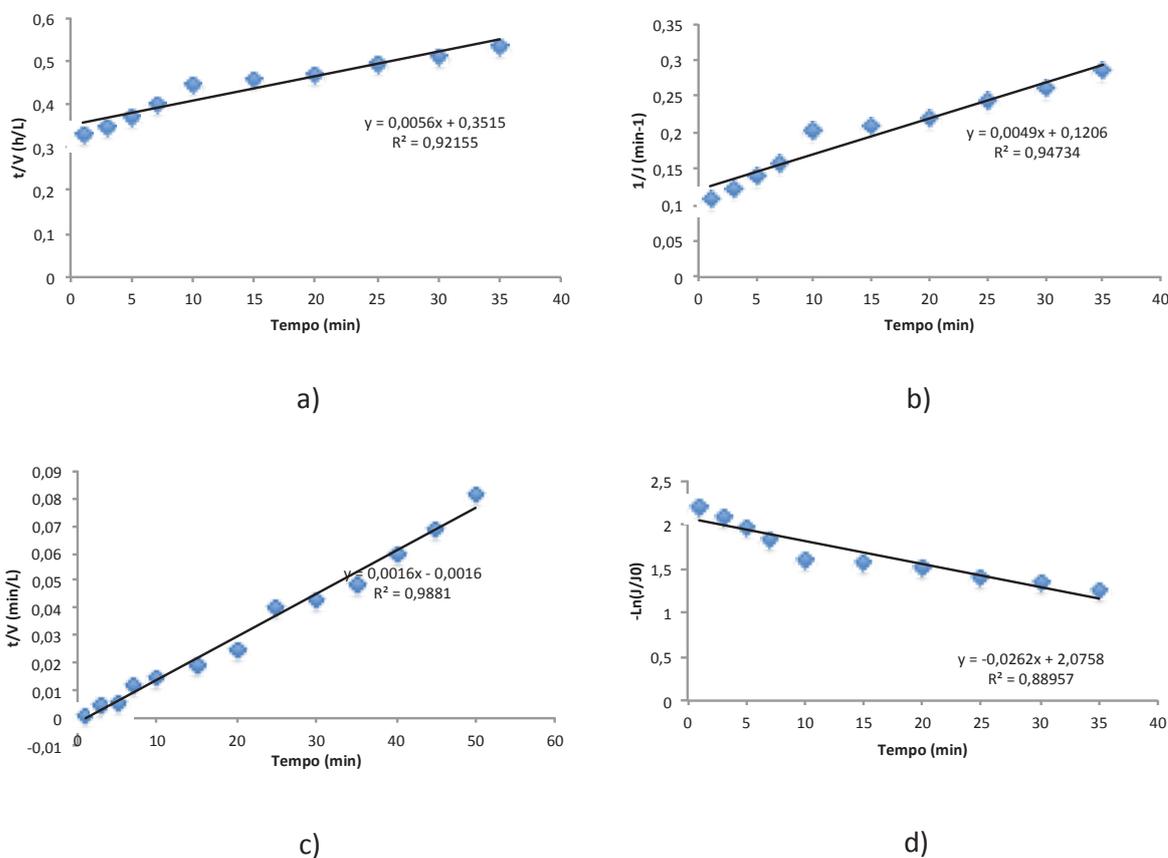
Ciclos	Modelos formação de bloqueio da torta			
	Bloqueio de torta	Bloqueio intermediário	Bloqueio interno	Bloqueio Completo
Primeiro	0,921	0,947	0,988	0,889
Segundo	0,980	0,988	0,979	0,957
Terceiro	0,917	0,971	0,992	0,761
Quarto	0,973	0,976	0,978	0,774
Quinto	0,989	0,979	0,861	0,824
Sexto	0,989	0,978	0,874	0,791
Sétimo	0,909	0,831	0,617	0,870

Observa-se na Tabela 19 que para o primeiro ciclo predomina o bloqueio interno, no segundo o bloqueio que predomina é o intermediário, o bloqueio interno passa a ser dominante no terceiro e quarto ciclo de filtração, nesses 4 primeiros ciclos o tamanho das partículas presentes no efluente fez com que predominasse na maior parte da filtração o bloqueio interno, a partir do quinto o bloqueio passa a ser por bloqueio da torta. Essa formação é esperada em ciclos mais longos de filtração.

Para esse experimento as oscilações dos dados experimentais ocorreu entre os modelos de bloqueio interno e externo de poros (intermediário e formação de torta). Nesse tipo de bloqueio, há a formação de uma camada gel composta por sólidos e macromoléculas na superfície da membrana, aumentando sua resistência e causando uma consequente redução no fluxo de permeado.

A Figura 15 mostra o primeiro ciclo de filtração para a membrana de UF à pressão 0,4 bar nos quatro modelos de formação de torta. (O Quarto e Sétimo ciclo encontra-se no Apêndice P)

Figura 15: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no primeiro ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,4 bar



Legenda:

a) Formação da torta, b) Bloqueio Intermediário, c) Bloqueio interno, d) Bloqueio completo

Observa-se na Figura 15 um grande R^2 para todas as formações de bloqueio. Essa tendência é contínua até o ultimo ciclo de filtração, com exceção do bloqueio intermediário e interno dos poros (R^2 em torno de 0,80).

Nestas condições de trabalho a ocorrência de bloqueio externo de poros (bloqueio da torta e completo), caracteriza a predominância de partículas retidas de dimensões maiores que o diâmetro das membranas utilizadas. O bloqueio externo é preferível ao bloqueio interno, uma vez que, quando este ocorre, observa-se a adsorção de partículas no interior dos poros, causando uma colmatação irreversível na membrana. No caso de bloqueio externo, o fluxo nominal da membrana pode ser restabelecido por processos de limpeza.

4.4.2 Avaliação da qualidade do permeado para o reúso

Parâmetros como turbidez e cor fornecem um indicativo dos aspectos estéticos da água e são cada vez mais aceitos como variáveis físico-químicas para o monitoramento da qualidade da água de reúso, devido a seu baixo custo, fácil análise e a extensão das informações que eles fornecem (SALGOT et al., 2006 apud SUBTIL, 2013).

O bom desempenho da membrana de UF na remoção de turbidez, SST, DQO e óleos e graxas, está ligado à grande capacidade de rejeição de sólidos em suspensão e do material coloidal presente no efluente a unidade de UF.

Subtil (2013), obteve elevadas eficiências de remoção de turbidez (99,9%) e cor (93%), outro parâmetro importante, no qual as membranas demonstraram alta remoção é a DQO, apresentando redução de 80%. Resultados próximos aos encontrados neste trabalho.

O nitrogênio amoniacal e condutividade não apresentaram mudanças significativas. Este fato já era esperado, já que esses parâmetros estão relacionados ao fato dos íons serem permeáveis pela membrana de UF.

Além da clarificação do efluente e remoção de matéria orgânica a presença de organismos patogênicos representa, ainda, a ameaça mais comum a reutilização de esgotos sanitários, haja vista a grande concentração de espécies potencialmente infecciosas que estão presentes nos efluentes das estações de tratamento com nível secundário e os riscos associados ao manejo deste efluente em função do tipo de reúso (ROJAS-VALENCIA et al., 2011; LEVERENZ e ASANO, 2011).

Nesse sentido, a membrana de UF utilizada são altamente efetivas na retenção de bactérias (Rojas, et al., 2008; Arévalo et al., 2012), fato confirmado por este estudo. Para as membranas de MF a redução não obteve total retenção de microrganismos, em algumas análises os valores ficaram entre 72 NMP/10ml e 150 NMP/10ml.

Baseada na norma técnica NBR-13.969 (1997) que define quatro classes de água de reúso e seus respectivos padrões de qualidade para reúso urbano, o permeado de UF se enquadra nas exigências da classe 2 (cujas aplicações são lavagem de pisos, calçadas e irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais paisagísticos, exceto chafarizes) e da classe 3 (cuja aplicação é descarga em bacias sanitárias).

Vale ressaltar que além dos permeados terem alcançado os padrões para algumas finalidades de reúso, em todos os ensaios foram obtidos uma baixa produção de concentrado, demonstrando uma baixa taxa de redução de volume e uma ótima recuperação de permeado, o que somado aos demais resultados demonstram serem as membranas de UF uma ótima

alternativa para se obter água de reúso. O Apêndice Q apresenta algumas fotos do permeado obtido.

5 CONCLUSÕES

As membranas de MF e UF podem se tornar um elemento-chave nos esquemas sanitários de recuperação e reúso de água. O sistema é capaz de produzir um permeado de elevada qualidade em relação à remoção de material orgânico, turbidez, e organismos patogênicos. Deve-se destacar também que as membranas de UF promovem uma desinfecção efetiva do efluente, reduzindo o risco de contaminação biológica pela reutilização do efluente tratado.

Os permeados dos ensaios de UF se enquadram nas exigências da classe 2 (cujas aplicações são lavagem de pisos, calçadas e irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais paisagísticos, exceto chafarizes) e da classe 3 (cuja aplicação é descarga em vasos sanitários) baseados na norma técnica NBR-13.969 (1997).

Em relação a membrana de MF, não se exclui a importância da utilização da membrana para reúso, para tanto, uma desinfecção do efluente utilizado na membrana é o bastante para a eliminar os micro-organismos presentes no efluente.

A formação do bloqueio de poros é de extrema importância para prever os modelos de colmatação que acontecem durante a filtração. Entretanto, os resultados mostram uma pequena oscilação entre as formações dos modelos de bloqueio, o que revela a complexidade da representação do fenômeno da colmatação.

O processo de filtração realizado com as membranas nos dois vácuos aplicados sofrem queda acentuada nos primeiros minutos de filtração, resultado do estabelecimento do gradiente de concentração de sólidos próximo a superfície das membranas, que confere uma resistência adicional ao transporte. Além disso, há a o bloqueio de poros colaborando para a redução do fluxo permeado. Após alguns minutos, os fluxo de permeado sofrem quedas menos acentuadas. Este resultado mostra que, nas mesmas condições de testes, o tipo de membrana se apresentou como fator de influência na intensidade da formação da colmatação.

5.1 Sugestões para trabalhos futuros

Para trabalhos futuros a utilização do carvão ativado no efluente e no permeado é um ótimo auxílio para a remoção de impurezas, podendo melhorar a qualidade do efluente que é despejado no corpo receptor, como também é uma forma a mais para a utilização complementar no reúso da água. (Apêndice R)

A automatização do equipamento de MF e UF, juntamente com o uso de agentes coagulantes podem melhorar ainda mais os resultados. Como demonstrado nos gráficos de fluxo das membranas a estabilização do fluxo ocorria a partir de 20 minutos. Com a automatização e a identificação da formação da colmatção, é possível programar tempos de filtração menores com tempos de retrolavagem maiores, e assim garantir um fluxo de permeado constante em períodos mais longos de filtração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABADI, S. R. H., SEBZARI, M. R., HEMATI, M., REKABDAR, F., MOHAMMADI, T. Ceramic membrane performance in microfiltration of oily wastewater. **Desalination**, v. 265, n.1-3, p.222-228, 2011.

AHN, K-Hong; SONG, K-Guen. Treatment of domestic wastewater using microfiltration for reuse of wastewater. **Desalination**, v.126, n.1-3, p. 7-14, 1999.

ANDRADE, J.F., ELIAS, R.J, WOLF, D.B., COSTA, R.H.R. da, LAPOLLI, F.R. Microfiltração de efluente sanitário tratado através do processo de lodos ativados. In: **Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Salvador: ABES, 2001.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21. ed. Washington: IWWA, 2005.

ARÉVALO, J. RUIZ, J. A. PARADA-ALBARRACÍN, D. M. GONZÁLEZ-PÉREZ, L. PÉREZ, B. MORENO, M. A. Wastewater reuse after treatment by MBR. Microfiltration or ultrafiltration? **Desalination** n. 299, p. 22-27, 2012.

Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. NBR 13.969/97: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ARMOA, M. H., JAFELECI JR. M. **Princípios e aplicações de processos de separação por membranas inorgânicas**. Ciência & Tecnologia: FATEC-JB, Jaboticabal, v. 2, n. 1, p. 80-97, 2011. Disponível em: http://www.fatecjab.edu.br/revista/2011_v02_n01/7_armoa.pdf. Acesso em: 04 de nov. 2012.

AWWA, American Water Works Association. **Microfiltration and ultrafiltration membranes for drinking Waters**. 1 ed. Denver: 2005 (AWWA Manual; M53).

ARNAL, J. M. Selection of the most suitable ultrafiltration membrane for water disinfection in developing countries. **Desalination** v.168 p. 265-270, 2004.

BA, C. **Design of Advanced Reverse Osmosis and Nanofiltration Membranes for Water Purification**. Dissertação, Retrieved from University of Illinois at Urbana-Champaign. 2010.

BACARIN, L. I. P. **Pós tratamento Físico Químico de Efluente Sanitário para Remoção de Fósforo**. 2011. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo. 2011. Disponível em: <http://www.ppgeng.upf.br/images/stories/2009%20lindsay%20pegoraro.pdf>. Acesso em: 09 ago. 2012.

BAKER, R. W., **Membrane Technology and Applications**, 2 ed., John Wiley & Sons, 2004.

BARBOSA, Y. L. **Avaliação dos Processos de Separação por membranas para Geração de Águas de Reúso em um Centro Comercial**. 2009. Dissertação. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Programa em Tecnologia de processos Químicos e Bioquímicos. Rio

de Janeiro, 2009. Disponível em: <http://tpqb.eq.ufrj.br/download/aguas-de-reuso-em-um-centro-comercial.pdf>. Acesso em: 12 out. 2012.

BASSANI, F. **Diagnostico da situação atual do sistema de esgoto no campus I da Universidade de Passo Fundo-RS: Parâmetros iniciais para o projeto de uma Estação de tratamento compacta**. 2005. 140 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia: Infraestrutura e Meio Ambiente). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005.

BEAL, L.L. E MONTEGGIA, L.O. Tratamento anaeróbio de efluente de curtume de acabamento auxiliado com membranas. **21º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.8, p.95-100, 2003.

BIRD, M. R.; BARTLETT, M. Measuring and modelling flux recovery during the chemical cleaning of MF membranes for the processing of whey protein concentrate. **Journal Food Engineering**, v. 53, p. 143-152, 2002.

BONA, A.; GÖHRINGER, S.S.; AISSE, M.M. Uso do efluente sanitário na indústria cerâmica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.13, p.171-179, 2008.

BORDONALLI, A.C.O.; MENDES, C.G.N. Reúso de água em indústria de reciclagem de plástico tipo PEAD. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.14, n.2, p.235-244, 2009.

BOWEN, W. R., CALVO, J. I., HERNÁNDEZ, A., Steps of membrane blocking in flux decline during protein microfiltration. **Journal of Membrane Science**. v.101, p.153-165. 1995.

BRAGA, J. W. **Desenvolvimento de Membranas para Recuperação de Hidrocarbonetos Voláteis**. Tese. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2009.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: Cetesb, 764 p. 1993.

BRANDLI, L. L.; FRANDOLOSO, M. L.; TAUCHEN, J.; RODRIGUES, F. B.; CECONELLO, V. **Gestão Ambiental em Instituições de Ensino Superior: uma abordagem às práticas de sustentabilidade da Universidade de Passo Fundo**. OLAM Ciência & Tecnologia, Rio Claro v. 7, n.3, p. 24, dez. 2007.

BRASIL. **Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH**. Resolução nº 48, de 21 de março de 2005. Estabelece critérios gerais para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. **Lei Federal nº 9984/2000**, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA. Brasília, DF, 2000.

BRASIL. **Lei Federal nº9433/97**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, DF, 1997.

BRASIL. **Lei Federal nº9605**, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Brasília, DF,

1998.

BRIÃO, V. B. TAVARES, C.R.G. Ultrafiltração como processo de tratamento para o reúso de efluentes de laticínios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n.2. Rio de Janeiro 2007.

BAYO, J.; ANGOSTO J. M.; GÓMES-LÓPEZ M. D., Ecotoxicological screening of reclaimed disinfected wastewater by *Vibrio fischeri* bioassay after a chlorination–dechlorination process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, n. 1, p. 166-171, 2009.

CHAGAS, W. F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da ilha do governador e da Penha no estado do Rio de Janeiro**. Dissertação de Mestrado. Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública; 2000.

CHELLAM, S.; JACANGELO, J. G. Fouling of Microfilters in Direct Flow: Comparison of Constant Flux and Constant Pressure Operation. In: **AWWA Annual Conference and Exposition**, Dallas, Tex., USA, 1998.

CHOI, H., ZHANG, K, DIONYSIOU, D. D.; OERTHER, B. D.; SORIAL, G.A. Effect of permeate flux and tangential flow on membrane fouling for wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v.45, p. 68-78. 2005.

CNRH - Conselho Nacional De Recursos Hídricos. Resolução no 48, de 21 de março de 2005. Critérios gerais para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. CNRH, mar. 2005.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO-SABESP. Disponível em: www.sabesp.com.br. Acesso em: 21 out. 2011.

Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357, de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento, e dá outras providências. CONAMA, mar. 2005

COSTA, ERNANI DE SOUZA. **Proposta de Protocolo para Projeto de Engenharia de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo**. 2009. 108 f. Dissertação. Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Rio de Janeiro. 2009

DACANAL, M., BEAL, L.L., Filtro anaeróbio associado à membrana de microfiltração tratando lixiviado de aterro sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.1, p. 11-18, 2010.

DAMASCENO, L.M.O.; ANDRADE JUNIOR, A.S.; GHEYI, H.R.. Cultivation of gerbera irrigated with treated domestic effluents. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.6, p.582-588, 2010.

Divisão Administrativa – Setor de Conservação dos Campi – Setor de Saneamento Ambiental, SSA. Universidade de Passo Fundo.

DOGRUEL, S. ÇOKGÖR, E. U. INCE, O. SÖZEN, S. ORHON, D. Potential of ultrafiltration for organic matter removal in the polymer industry effluent based on particle size distribution analysis. **Environ Sci Pollut Res**. 2012.

DOW, Water Solutions. **Ultrafiltration product manual**. Version 1. Midland, 2009.

DURHAM, B., WALTON, A., 'Membrane Pretreatment of Reverse Osmosis: Long-Term Experience on Difficult Waters, **Desalination**, 1999.

EPA. Environmental Protection Agency. **Low pressure membrane filtration for pathogen removal**. Cincinnati: 2001.

KIM, S.L., PAUL CHEN, J. TING, Y.P. 2002. Study on feed pretreatment for membrane filtration of secondary effluent. **Separation and Purification Technology**, v.29, p.171-179.

FERNADES. V. M. C. **Padrões para Reúso de Água Residuária sem Ambientes Urbanos**. Disponível em: <http://www.upf.br/coaju/download/padroesreusoaguaII.pdf>. Acesso em: 16 set. 2012.

FERREIRA, I. V. L., DANIEL, L. A. Fotocatálise Heterogênea com TiO₂ aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2004.

FERREIRA. A. T. **Estudos Hidráulicos em Sistemas de Bacias Sanitárias**. 2009. 131 f. Dissertação. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo. 2009.

FIESP/SESI/SENAI/IRS. Conservação e reúso da água em edificações. São Paulo: Prol Editora Gráfica, 2005.

FIORI, S. **Avaliação qualitativa e quantitativa do potencial de reúso de água cinza em edifícios residenciais multifamiliares**. 2005. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005. Disponível em: <http://www.ppgeng.upf.br/images/stories/2003simonefiori.pdf>. Acesso em: 23 ago. 2012.

FONSECA, A.F. et al . Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.64, n.2, p.194-209, 2007.

GIRARD, B.; FUKUMOTO, L. R.. Membrane processing of fruit juices and beverages: a review. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, v. 40, n. 2, p. 91-157, 2000.

GOELLNER, E. **Estudo para reúso de Efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto na Irrigação**. 2010. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo. 2010. Disponível em: <http://www.ppgeng.upf.br/images/stories/2009%20lindsay%20pegoraro.pdf>. Acesso em: 04. Ago. 2012.

GONÇALVES, R. F. – **Uso Racional da Água em Edificações**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Disponível em <<http://pt.scribd.com/doc/27105793/Uso-racional-da-agua-nas-edificacoes>> Acesso em 03 de nov. 2012.

GONÇALVES, R. F. **Desinfecção de efluentes sanitários**: ABES, RiMa, Projeto PROSAB. Rio de Janeiro, 2006.

GUERRA K., PELLEGRINO J., DREWES J.E. Impact of operating conditions on permeate flux and process economics for cross flow ceramic membrane ultrafiltration of surface water, **Sep. Purif. Technol.** v. 87 p. 47-53, 2012.

HABERT, A.C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. Escola Piloto em Engenharia Química: **Processos de Separação por Membranas**. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE) – Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2006.

HAO JU, B. S. **Water transport study in crosslinked poly(ethylene oxide) hydrogels as fouling resistente membrana coating materials**. Universidade do Texas. Texas. 2010.

HERNANDO, M. D.; MALATO, O.; FARRÉ, M.; FERNANDEZ-ALBA A. R., BARCELÓ, D. Application of ring study: Water toxicity determinations by bioluminescence assay with *Vibrio fischeri*. **Talanta**, v. 69, n. 2, p. 370-376, 2006.

HANEDA, R. N. **Estudo do Desempenho do Processo de Microfiltração Tangencial com Membranas Cerâmicas Aplicado á Retenção de Bactérias e Redução de Sólidos Suspensos de uma Bebida á Base de Açaí**. 2012. Tese. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2010. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18147/tde-27122010-102018/pt-br.php>. Acesso em: 29. Out. 2012.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Bahia Análise & Dados**, Salvador, v. 13. 2003.

HESPANHOL. I. **Potencial de Reúso de Água no Brasil: Agricultura, Indústria, Município, Recarga de Aquíferos**. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/encuen/ivan.pdf>. Acesso em: 11 set. 2012.

HOWE, K.J.; ASHISH M., KUANG-PING C., SAMER S. A. Effect of membrane configuration on bench-scale MF and UF fouling experiments. **Water Reesearch** **41**, p. 3842-3849, 2007.

ILHA, M. S. de O., GONÇALVES, O.M., OLIVEIRA JÚNIOR, O.B.de. Avaliação do desempenho de bacias sanitárias de volume de descarga reduzido quanto a remoção e de transporte de sólidos. **Ambiente construído**, v.2., n.4, p.47-61, 2002.

IUPAC, Reino Unido. Terminology for membrane processes. **International Union of pure e applied chemistry**. v. 68, n. 7. p.1479-1489. 1996.

HWANG, K., LIN, T., Effect of morphology of polymeric membrane on the performance of cross-flow microfiltration. **Journal of Membrane Science**. v. 199, p. 41-52. 2002.

JACOB, J., PRÁDANOS, P., CALVO, J. I., HERNANDEZ, A., JONSSON, G., Fouling kinetics and associated dynamics of structural modifications. **Colloids and Surfaces**. v. 138, p. 173-183. 1998.

JAFFRIN, M. Y., DING, L. H., COUVREUR, C., KHARI, P., Effect of ethanol on ultrafiltration of bovine albumin solutions with organic membranes. **Journal of Membrane Science**. v. 124, p. 233-241. 1997.

JARUSUTTHIRAK, C. G. AMY, G. CROUE J.P., Fouling characteristics of wastewater effluente organic matter (EfOM) isolates on NF and UF membranes, **Desalination** v. 145 p. 247-255. 2002.

JIANG. T. **Characterization and modelling of soluble microbial products in membrane bioreactor**. Ph.D. Thesis, Ghent University, Belgium, 2007.

JUDD, S. JUDD, C. **The MBR Book**. 2 ed. United Kingdom: Elsevier, 2011.

KATSOYIANNIS, A.; SAMARA, C., Ecotoxicological evaluation of the wastewater treatment process of the sewage treatment plant of Thessaloniki, Greece. **Journal of Hazardous Materials**. v.141, n. 3, p. 614-621, 2007.

KIM. M. J., YOO G. Y., YOO C. K. Development of combined fouling model in a membrane bioreactor. **Asia-Pacific Journal of Chemical engineering**. v.6, p. 423-432, 2011.

KOLTUNIEWICZ A. B., NOWORYTA A., Method of yield evaluation of pressure-driven membrane process. **The Chemical Engineering Journal**, v. 58, p. 175-182, 1995.

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

LAUTENSCHLAGER, S. R., Otimização do processo de ultrafiltração no tratamento avançado de efluentes e águas superficiais. 2006. 226 p. Tese. Universidade de São Paulo. Acesso em: 24 fev. 2014. Disponível em: <http://www.dec.uem.br/mbr/tesesrl.pdf>

LEAL, R.M.P. et al . Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Scientia Agricola** (Piracicaba, Braz.), Piracicaba, v.66, n.2, p.242-249, 2009.

LEE, K.; WU, R. Simulation of resistance of cross-flow microfiltration and force analysis on membrane surface. **Desalination**, n. 233, p. 239-246, 2008.

LEVERENZ, H. L.; ASANO, T. Wastewater reclamation and reuse system. **Treatise on Water Science**, v. 4, p. 63-71, 2011.

LI, N. N., FANE, A. G., HO, W. S. MATSUURA, T. **Advanced Membrane Technology and Applications**. New Jersey. John Wiley & Sons, Inc. 2008.

LI, C.W., CHEN, Y.S. Fouling of UF membrane by humic substance: effects of molecular weight and powder-activated carbon (PAC) pre-treatment. **Desalination** v.170. p.57-59. 2004.

LIM, A. L., BAI, R., Membrane fouling and cleaning in microfiltration of activated sludge wastewater. *Journal of Membrane Science*. v. 216, p. 279-290. 2003.

LUO, J. DING, L. QI, B. JAFFRIN, M. Y. WAN, Y. A two-stage ultrafiltration and nanofiltration process for recycling dairy wastewater. **Bioresource Technology** n. 102. 2011.

MADAENI, S.S. YEGANEH, M. K. Y. Microfiltration of Emulsified Oil Wastewater. Kluwer Academic Publishers. Manufactured in The Netherlands. **Journal of Porous Materials** 10: 131-138, 2003. Disponível em:

http://download.springer.com/static/pdf/129/art%253A10.1023%252FA%253A1026035830187.pdf?auth66=1352740646_3b7129138b051c0f67331a6895cbe3b2&ext=.pdf. Acesso em: 23 out. 2012.

MAESTRI, R. S. **Biorreator á Membrana como alternativa para o Tratamento de Esgotos Sanitário e Reúso de Água**. 2005. 117 f. Dissertação. Universidade de Santa Catarina, UFSC. Florianópolis, 2005. Disponível em: <http://pt.scribd.com/doc/100101247/BIORREATOR-A-MEMBRANA-COMO-ALTERNATIVA-PARA-O-TRATAMENTO-DE-ESGOTOS-SANITARIOS-E-REUSO-DA-AGUA>. Acesso em: 11 set. 2012.

MALAIK, N. BOUZID, J. BELBAHRI, L. WOODWARD, S. MECHICHI, T. Combined biological processing and microfiltration in the treatment of unhairing wastewater. **Environ Sci Pollut Res**, p. 226-234. 2012.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **A escassez e o reúso de água em âmbito mundial**. São Paulo: Manole, 2003.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reúso de água**. Barueri, SP: Manole, 2003. 588p.

MWH. **Water Tratament Principals and Desing**. 2 ed. Revisão de John Crittenden (et al). New Jersey: John Wiley e sons, inc., 2005.

MENDONÇA, E.; PICADO, A.; PAIXÃO, S. M.; SILVA, L.; CUNHA, M. A.; LEITÃO, S.; MOURA, I.; CORTEZ, C.; BRITO, F. Ecotoxicity tests in the environmental analysis of wastewater treatment plants: Case study in Portugal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 2-3, p. 665-670, 2009.

MESSALEM, R. Membranes for Unrestricted Water Reuse. **Integrated Urban Water Resources Management**, p. 313-320. 2006.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. 4 ed. New York: McGraw Hill, 2003.

MIERZWA, J. **O uso racional e o reúso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria: Estudo de caso da Kodak Brasileira**. 2002. 367 f.. Tese (Doutorado em Engenharia) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica. Universidade de São Paulo. São Paulo. 2002.

MIERZWA, J. C., HESPANHOL, I. **Água na indústria: uso racional e reúso**. São Paulo. Oficina de Textos, 2005.

MILLIPORE CORPORATION, B. M. A hands-on guide to ultrafiltration/diafiltration optimization using ellicon Cassettes. [http://www.millipore.com/publications.nsf/a73664f9f981af8c852569b9005b4eeef08773250551d1562852574e0007d4570/\\$FILE/an2700en00.pdf](http://www.millipore.com/publications.nsf/a73664f9f981af8c852569b9005b4eeef08773250551d1562852574e0007d4570/$FILE/an2700en00.pdf). Acesso em: 25 set. 2013.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria MS 518 de 2004**. Procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade, Brasília, 25 mar. 2004.

MOREIRA, G. F. **Membranas tipo Fibras Ocos de Carbono a partir da Pirólise de Fibras Poliméricas de PEI/PVP para Separação de Gases em escala Molecular e Altas Temperaturas**. 2008. 165 f. Tese. COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro. 2008. Disponível em: http://teses2.ufrj.br/Teses/COPPE_D/GabrielaFernandesMoreira.pdf. Acesso em: 06 out. 2012.

MUCCIACITO, C. J. Conceitos e aplicações do carvão ativado. **Meio Filtrante**, São Paulo. 2006. Disponível em: <http://www.meiofiltrante.com.br/materias.asp?action=detalhe&id=254>. Acesso em: 04 fev. 2014.

MULDER, M. **Basic Principles of Membrane Technology**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 1996.

NUNES, R.T.S. **Conservação da água em edifícios comerciais: potencial de uso racional e reuso em shopping center**. 2006. 144f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) – COPPE, universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

MUÑOZ, I., RIERADEVALL, J., TORRADES, F., PERAL, J., DOMÈNECH, X. Environmental assessment of different advanced oxidation processes applied to a bleaching kraft mill effluent. **Chemosphere**, v. 62, p. 9-16. 2006.

MUTHUKUMARAN, S. NGUYEN, D. A. BASKARAN, K. Performance evaluation of different ultrafiltration membranes for the reclamation and reuse of secondary effluent. **Desalination** v. 279 p. 383-389. 2011.

NOBLE, R. D., STERN, S. A. **Principles and Applications**. Membrane Separations Technology Elsevier. 1995.

NGUYEN, T.; FAN, L.; F.A. RODDICK, J.L. HARRIS A. Comparative study of microfiltration and ultrafiltration of activated sludge lagoon effluent. **Desalination**, v.236 p.208-215, 2009.

NUNES, R. et. al.; **Avaliação do potencial de reúso de água em equipamento de análises clínicas**. In: Encontro Nacional de Tecnologia no Ambiente Construído. XI. Florianópolis/SC, 2006. *Anais...*

OENNING JR. A.; PAWLOWSKY U. Avaliação de tecnologias avançadas para o reúso de água em indústria metal mecânica. **Engenharia Sanitária e Ambiental** v.12 n.3. 2007.

PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. **Environment International**. v. 32, n. 2, p. 65-268, 2006.

PEIG, D. B. **Modelo para otimização do projeto de sistema de ultrafiltração**. Dissertação. São Paulo. p. 117. 2011.

PEISINO A. L. **Membranas Anisotrópicas Densas para a Remoção de CO₂ e H₂S do Gás Natural**. 2009. 120 f. Dissertação. Universidade federal do Rio de Janeiro UFRJ/COPPE, Rio de Janeiro. 2009.

PELEGRIN, D.C. **Microfiltração Tangencial de Efluente Doméstico após Tratamento Biológico**. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina-UFSC, 2004.

QUEIROZ, V. M. S. **Estudo experimental do escoamento e da concentração de mistura no processo de filtração tangencial de suspensões macromoleculares**. 2004. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

RABELO, M. D. **Avaliação da Aplicação Combinada dos Processos Foto-Fenton e Biológico no Tratamento de Efluentes de Indústria de Celulose e Papel**. Tese de Mestrado em Agroquímica, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2005.

REN, J.; WANG, R. Preparation of Polymeric Membranes. **Membrane and desalination technologies**. 2011.

RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 128 DE NOVEMBRO DE 2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, nov. 2006.

RESOLUÇÃO Nº. 54, de 28 de novembro de 2005 – Estabelece critérios gerais para reúso de água potável.

ROCHA, I.C.C., MARQUES, J.J., SILVA, A.S. Effects of ultrasound on the performance improvement of wastewater microfiltration through a porous ceramic filter. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v.26, n.4, p. 641-648, 2009.

ROJAS, J. C.; MORENO, B.; GARRALÓN, G.; PLAZA, F.; PÉREZ, J.; GÓMEZ, M. A. Potabilization of low NOM reservoir water by ultrafiltration spiral wound membranes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 158, p. 593-598, 2008.

ROJAS-VALENCIA, M. N.; ORTA DE VELÁSQUEZ, M. T.; FRANCO, V. Urban agriculture, using sustainable practices that involve the reuse of wastewater and solid waste. **Agricultural Water Management**, v. 98, p. 1388-1394, 2011.

ROTTOVA, D. F. **Análise do Desempenho da Estação de Tratamento de Efluentes do Campus I da Universidade de Passo Fundo**. 2012. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo. 2012.

RUI MIAO, L. W.; YONGTAO L.; XUDONG WANG, L. F.; ZIWEN LIU, D. H. Identifying polyvinylidene fluoride ultrafiltration membrane fouling behavior of different effluent organic matter fractions using colloidal probes. **Water Research** v. 55 p.313-322. 2014.

SAKOL, D., KONIECZNY, K., Application of Coagulation and Conventional Filtration in Raw Water Pretreatment before Microfiltration Membranes. **Desalination**, v.162, 2004.

SAKSENA, S., ZYDNEY, A.L., Effect of solution pH and ionic strength on the separation of albumin from immunoglobulins (IgG) by selective ultrafiltration, **Biotechnol.** v. 43 p. 960-968, 1994.

SANTOS, E.S. et al. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.16, n.1, p.45-54, 2011

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas Filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso**. Edição I, ABES, São Paulo, 2001.

SCHRADER, G. A. **Direct Nanofiltration of Wastewater Treatment Plant Effluent. Doctoral dissertation**. University of Twente, Netherlands. 2006.

SCOTT, K; HUGHES, R. Industrial **Separation Membrane Technology**. Londres: Blackie Academic & Professional. p. 67 -113. 1996.

SERGINA, L., **Clarificação de Bebidas Fermentadas Utilizando o Processo de Microfiltração**. Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2005.

SILVA, A. K. P., FLORES, L. C., GALDEANO, M. M., VAL, P. T. **Reúso de Água e suas Implicações Jurídicas**. Navegar Editora, São Paulo. 2003.

SILVA, L. M. **Avaliação da eficiência de sistema não convencional de esgotos sanitários e do impacto dos efluentes no corpo receptor**. 2003. Dissertação. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 2003.

SILVA, T. C. F. **Processos oxidativos avançados para tratamento de efluentes de indústria de celulose kraft branqueada**. 2007. 104 f. Dissertação. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. Disponível em: http://www.tede.ufv.br/tedesimplificado/tde_arquivos/37/TDE-2007-04-17T140011Z-440/Publico/texto%20completo.pdf. Acesso em: 10 out. 2012.

SILVA, G.S. **Aproveitamento de água de chuva em um prédio industrial e numa escola pública – estudo de caso**. 2007. 87f. Tese (Doutorado em Saneamento e Ambiente) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

STRATHMANN, H. **Membrane Separation Process**. Journal of Membrane Science, v. 9, p. 121-189, 1981.

TEIXEIRA, C. P. A. B., JARDIM, W. F., **Processos Oxidativos Avançados Conceitos Teóricos**. Caderno Temático v. 3, Unicamp, 2004.

TEIXEIRA, M.R., SOUSA, V.S. Fouling of nanofiltration membrane: effects of NOM molecular weight and microcystins. **Desalination** v.315, p.149-155. 2013.

TORAY industries, Inc. Japão. **Toray membrane module intructions manual model: Pressured type PVDF holloe fiber membrane module “HFV series”** 2008.

TREJO, R. **Investigación sobre eliminación de sales metálicas por procedimientos avanzados**. 532p. (Doutorado). Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid. 2008.

VAN EIJDHOVEN, R.H., SAKSENA S., ZYDNEY, A.L, Protein fractionation using

electrostatic interactions in membrane filtration, **Biotechnol. Bioeng.** v. 48, p. 406-414, 1995.

VIANA, P. Z. **Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos sanitários: avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa.** 2004. Tese. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2004.

VIDAL, C. M. S. **Avaliação do Microfiltração Tangencial como Alternativa de Tratamento Avançado de efluentes gerado em Sistema de Tratamento de Esgoto Sanitário Constituído de Reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) Seguido de Tanque de Aeração.** Tese. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2006. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-06112006-233334/pt-br.php>. Acesso em: 12 out. 2012.

VIDAL, C.M.de S., CAMPOS, J.R. Coagulação associada à microfiltração para o tratamento avançado de esgoto sanitário. **Ambiência**, v.5, n.1, p.101-114, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução á qualidade das águas e ai tratamento de esgotos.** 3. Ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Editora UFMG. 2005.

WANG, W. K. S. **Membrane Separations in Biotechnology**, Second Edition. 2001.

WANG, L. K., CHEN, J. P., HUNG, Y.-T., SHAMMAS, N. K. **Membrane and Desalination Technologies**, v. 13. 2008.

WEBER, C.C.; CYBIS, L.F.; BEAL, L.L. Conservação da água aplicada a uma indústria de papelão ondulado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n.3, p.291-300, 2010.

ZEMAN, L.J.; ZYDNEY, A.L. **Microfiltration and Ultrafiltration** - Principles and Applications. 1. ed. Marcel Dekker, New York, 1996.

XING, C.-H., WEN, X.-H., QIAN, Y., TARDIEU, E. Microfiltration-membrane-coupled bioreactor for urban wastewater reclamation. **Desalination**, v.141, n. 1, p.63-73, 2001.

ZAGATTO, P. A. **Validação de Testes de Toxicidade com Organismos Aquáticos. In: Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações.** ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. São Carlos: RiMa, p. 55-88, 2008.

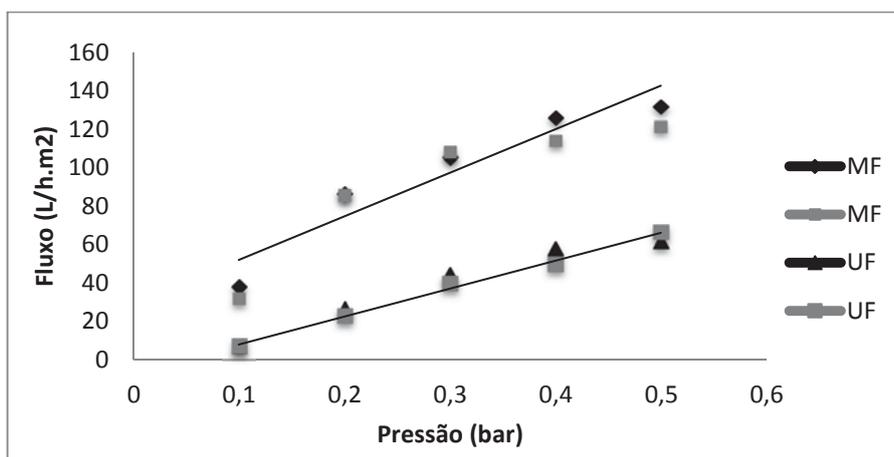
ZHU, H. e NYSTRON, M. Cleaning results characterized by flux, streaming potential and FTIR measurements. Colloids and Surfaces. **Physicochemical and Engineering Aspects**, v.138. p.309-321. 1998.

APÊNDICE

APÊNDICE A - Permeabilidade hidráulica e resistência das membranas de UF e MF.

A Figura 16 apresenta os valores do fluxo médio obtidos nos ensaios de permeação com água nas membranas de MF e UF e também as curvas obtidas para essas membranas.

Figura 16: Curva obtida para obtenção de permeabilidade hidráulica das membranas de MF e UF. Condições operacionais: $0,1 \text{ bar} \leq P \leq 0,5 \text{ bar}$; $T = 19 \pm 2^\circ\text{C}$



A partir de $J = L_p \times \Delta p$:

A permeabilidade hidráulica da membrana de MF foi de $217,4 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{bar}^{-1}$.

A permeabilidade hidráulica da membrana de UF foi de $133,6 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{bar}^{-1}$.

A resistência da membrana de MF (denominada R_{m1}) foi de $1,222 \cdot 10^6 \text{ m}^{-1}$

A resistência da membrana de UF (denominada R_{m2}) foi de $3,711 \cdot 10^6 \text{ m}^{-1}$

A Tabela 20 apresenta os valores de fluxo médio entre as membranas e os desvios padrões obtidos nos ensaio de permeação com água do permeado da osmose reversa.

Tabela 20: Valores de fluxo médio entre as membranas de microfiltração e ultrafiltração e os desvios padrões obtidos nos ensaios de permeação

Pressão (bar)	Microfiltração		Ultrafiltração	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
0,1	34,70	3,03	7,04	0,02
0,2	85,74	0,37	24,37	1,78
0,3	106,57	1,31	41,79	2,32
0,4	120,01	5,85	53,63	4,05
0,5	126,29	5,08	63,70	2,47

APÊNDICE B - Resultados das análises do efluente e do permeado nas membranas de MF e UF sob pressões 0,1 bar e 0,4 bar.

Tabela 21: Parâmetros característicos do efluente tratado da ETE, permeado submetido a filtração com pressão 0,1 bar em membrana de MF e as concentrações específicas para água de reúso

Parâmetros	Alimentação	Permeado	Rejeição (%)	Legislação
DQO (mg/L)	252,3 ± 3,90	100,53 ± 1,65	60,15	NA**
Fósforo ¹ (mg/L)	5,66 ± 0,01	1,82 ± 0,09	68,2	≤ 0,1 mg/L*
SST (mg/L)	122,66 ± 5,73	12,66 ± 4,10	89,6	≤ 5 mg/L*
SD (mg/L)	18,66 ± 1,88		84,7	
Nitrato	3,16 ± 0,12	2,61 ± 0,23	17,3	
Nitrito	2,67 ± 0,37	2,67 ± 0,01	24,4	
Óleos e Graxas (mg/L)	8,66 ± 0,65	4,4 ± 2,62	49,2	≤ 1 mg/L*
N total (mg/L)	32,38 ± 0,92	17,54 ± 0,13	45,8	NA**
N amoniacal (mg/L)	0,23 ± 0,01	0,37 ± 0,03	36,3	≤ 20 mg/L*
Turbidez (UT)	100	2,06	97,9	≤ 2 UT*
Coliformes totais (NMP/10ml)	290	110		Não detectáveis*
Coliformes termotolerantes ² (NMP/10 ml)	210	74		Não detectáveis*
Cor (UH)	102	36	64,7	≤ 10 UH*
pH	8,11	8,4		Entre 6,0 e 9,0*
Condutividade (µcm/s)	791,4	491	61,2	NA**

Apêndice C - Resultados das análises do efluente e do permeado nas membranas de MF e UF sob pressões 0,1 bar e 0,4 bar.

Tabela 22: Duplicata para os parâmetros característicos do efluente tratado da ETE, permeado submetido a filtração com pressão 0,1 bar em membrana de MF e as concentrações específicas para água de reúso

Parâmetros	Alimentação	Permeado	Rejeição (%)	Legislação
DQO (mg/L)	171,9 ± 8,85	114,49 ± 8,22	33,4	NA**
DQO com carvão (mg/L)		90,24		NA**
Fósforo ¹ (mg/L)	5,84 ± 0,54	3,04 ± 0,054	47,9	≤ 0,1 mg/L*
SST (mg/L)	88 ± 8,16	3,33 ± 2,49	89,4	≤ 5 mg/L*
SD (mg/L)	9,33 ± 4,71		87,6	
Nitrato	9,36 ± 0,25	5,44 ± 0,12	41,9	
Nitrito	5,18 ± 0,27	2,85 ± 0,18	44,9	
Óleos e Graxas (mg/L)	9,66 ± 2,33	3,26 ± 2,13	66,2	≤ 1 mg/L*
N total (mg/L)	23,33 ± 1,74	14 ± 3,42	40,0	NA**
N amoniacal (mg/L)	0,43 ± 0,01	0,35 ± 0,05	18,3	≤ 20 mg/L*
Turbidez (UT)	100	3,11	96,9	≤ 2 UT*
Coliformes totais (NMP/10ml)	460	150		Não detectáveis*
Coliformes termotolerantes ² (NMP/10 ml)	290	72		Não detectáveis*
Cor (UH)	181	22	87,8	≤ 10 UH*
pH	7,1	7,33		Entre 6,0 e 9,0*
Condutividade (µcm/s)	639,3	568,3	12,57	NA**

APÊNDICE D - Resultados das análises do efluente e do permeado nas membranas de MF e UF sob pressões 0,1 bar e 0,4 bar.

Tabela 23: Parâmetros característicos do efluente tratado da ETE, permeado submetido a filtração com pressão 0,4 bar em membrana de MF e as concentrações específicas para água de reúso

Parâmetros	Alimentação	Permeado	Rejeição (%)	Legislação
DQO (mg/L)	323,3 ± 5,32	93,6 ± 7,67	71,1	NA**
DQO (mg/L) do Permeado c/ Carvão		47,23 ± 1,45		
Fósforo ¹ (mg/L)	8,63 ± 0,09	4,40 ± 0,11	49,01	≤ 0,1 mg/L*
SST (mg/L)	128 ± 1,63	9,33 ± 4,98	92,7	≤ 5 mg/L*
SD (mg/L)	7,33 ± 0,94		94,2	
Nitrato	1,39 ± 0,12	0,67 ± 0,11	51,1	
Nitrito	5,93 ± 0,46	3,88 ± 0,83	52,7	
Óleos e Graxas (mg/L)	6,66 ± 3,87	2,73 ± 2,45	59	≤ 1 mg/L*
N total (mg/L)	28,74 ± 2,75	15,21 ± 1,52	47,1	NA**
N amoniacal (mg/L)	0,65 ± 0,01	0,43 ± 0,02	33,5	≤ 20 mg/L*
Turbidez (UT)	86	3,02	96,4	≤ 2 UT*
Coliformes totais (NMP/10ml)	430	150		Não detectáveis*
Coliformes termotolerantes ² (NMP/10 ml)	150	72		Não detectáveis*
Cor (UH)	211	36	81,5	≤ 10 UH*
pH	7,1	7,3		Entre 6,0 e 9,0*
Condutividade (µcm/s)	1132	839,2	34,9	NA**

APÊNDICE E - Resultados das análises do efluente e do permeado nas membranas de MF e UF sob pressões 0,1 bar e 0,4 bar.

Tabela 24: Duplicata para os Parâmetros característicos do efluente tratado da ETE, permeado submetido a filtração com pressão 0,4 bar em membrana de MF e as concentrações específicas para água de reúso

Parâmetros	Alimentação	Permeado	Rejeição (%)	Legislação
DQO (mg/L)	218,9 ± 15,5	100,92 ± 8,98	53,9	NA**
DQO com carvão (mg/L)		96 ± 4,76		NA**
Fósforo ¹ (mg/L)	5,29 ± 0,11	3,91 ± 0,23	26,1	≤ 0,1 mg/L*
SST (mg/L)	113,3 ± 9,56	3,33 ± 0,94	97,1	≤ 5 mg/L*
SD (mg/L)	8 ± 4,32		92,9	
Nitrato	4,17 ± 0,12	3,29 ± 0,25	21,2	
Nitrito	5,37 ± 0,09	4,16 ± 0,18	22,5	
Óleos e Graxas (mg/L)	13,26 ± 3,51	6 ± 1,97	54,7	≤ 1 mg/L*
N total (mg/L)	24,73 ± 0,64	17,73 ± 3,49	28,3	NA**
N amoniacal (mg/L)	0,35 ± 0,01	0,31 ± 0,006	12,4	≤ 20 mg/L*
Turbidez (UT)	87,6	2,31	97,4	≤ 2 UT*
Coliformes totais (NMP/10ml)	460	150		Não detectáveis*
Coliformes termotolerantes ² (NMP/10 ml)	290	74		Não detectáveis*
Cor (UH)	228	33	85,5	≤ 10 UH*
pH	7,07	7,43		Entre 6,0 e 9,0*
Condutividade (µcm/s)	694,7	588,5	1,05	NA**

APÊNDICE F - Resultados das análises do efluente e do permeado nas membranas de MF e UF sob pressões 0,1 bar e 0,4 bar.

Tabela 25: Parâmetros característicos do efluente tratado da ETE, permeado submetido a filtração com pressão 0,1 bar em membrana de UF e as concentrações específicas para água de reúso

Parâmetros	Alimentação	Permeado	Rejeição (%)	Legislação
DQO (mg/L)	251,1 ± 3,90	100,53 ± 1,65	60,15	NA**
Fósforo ¹ (mg/L)	8,10 ± 0,34	4,00 ± 0,13	50,6	≤ 0,1 mg/L*
SST (mg/L)	80,66 ± 3,39	12 ± 1,63	85,12	≤ 5 mg/L*
SD (mg/L)	10 ± 7,11		87,6	
Nitrato	7,45 ± 0,03	7,05 ± 0,16	5,4	
Nitrito	33,05 ± 1,67	24,29 ± 0,37	26,49	
Óleos e Graxas (mg/L)	29,8 ± 6,46	6,46 ± 1,26	78,3	≤ 1 mg/L*
N total (mg/L)	16,98 ± 1,84	10,08 ± 0,91	40,6	NA**
N amoniacal (mg/L)	0,59 ± 0,008	0,47 ± 0,029	18,72	≤ 20 mg/L*
Turbidez (UT)	69,8	0,7	98,9	≤ 2 UT*
Coliformes totais (NMP/10ml)	460	≤ 3,0		Não detectáveis*
Coliformes termotolerantes ² (NMP/10 ml)	290	≤ 3,0		Não detectáveis*
Cor (UH)	194	22	88,6	≤ 10 UH*
pH	7,4	7,5		Entre 6,0 e 9,0*
Condutividade (µcm/s)	674,2	581,4	15,96	NA**

APÊNDICE G - Resultados das análises do efluente e do permeado nas membranas de MF e UF sob pressões 0,1 bar e 0,4 bar.

Tabela 26: Duplicata para os parâmetros característicos do efluente tratado da ETE, permeado submetido a filtração com pressão 0,1 bar em membrana de UF e as concentrações específicas para água de reúso

Parâmetros	Alimentação	Permeado	Rejeição (%)	Legislação
DQO (mg/L)	296,1 ± 11,53	133,2 ± 6,4	60,15	NA**
DQO (mg/L)	44,69 ± 4,57			NA**
Fósforo ¹ (mg/L)	3,51 ± 0,46	1,74 ± 0,30	50,4	≤ 0,1 mg/L*
SST (mg/L)	133,33 ± 8,05	7,33 ± 0,94	94,5	≤ 5 mg/L*
SD (mg/L)	4,66 ± 0,94		96,5	
Nitrato	3,03 ± 0,75	1,70 ± 0,18	43,7	
Nitrito	6,39 ± 0,18	4,81 ± 0,65	24,7	
Óleos e Graxas (mg/L)	13 ± 2,03	9,26 ± 2,33	28,7	≤ 1 mg/L*
N total (mg/L)	14 ± 1,14	8,58 ± 2,76	38,7	NA**
N amoniacal (mg/L)	0,20 ± 0,02	0,12 ± 0,02	36,9	≤ 20 mg/L*
Turbidez (UT)	74,3	0,86	98,8	≤ 2 UT*
Coliformes totais (NMP/10ml)	460	≤ 3,0		Não detectáveis*
Coliformes termotolerantes ² (NMP/10 ml)	290	≤ 3,0		Não detectáveis*
Cor (UH)	219	32	85,4	≤ 10 UH*
pH	7,09	7,21		Entre 6,0 e 9,0*
Condutividade (µcm/s)	640,2	571,8	11,96	NA**

APÊNDICE H - Resultados das análises do efluente e do permeado nas membranas de MF e UF sob pressões 0,1 bar e 0,4 bar.

Tabela 27: Parâmetros característicos do efluente tratado da ETE, permeado submetido a filtração com pressão 0,4 bar em membrana de UF e as concentrações específicas para água de reúso

Parâmetros	Alimentação	Permeado	Rejeição (%)	Legislação
DQO (mg/L)	193,8 ± 3,13	88,39 ± 2,95	54,4	NA**
Fósforo ¹ (mg/L)	4,99 ± 0,016	4,64 ± 0,16	7	≤ 0,1 mg/L*
SST (mg/L)	139,3 ± 8,99	12,66 ± 4,98	90,9	≤ 5 mg/L*
SD (mg/L)	139,3 ± 8,99	11,33 ± 8,21	91,8	
Nitrato	5,69 ± 0,126	2,02 ± 0,253	64,4	
Nitrito (48,14 ± 0,93	28,58 ± 1,86	40,63	
Óleos e Graxas (mg/L)	23,93 ± 2,76	6,33 ± 2,54	73,5	≤ 1 mg/L*
N total (mg/L)	20,53 ± 0,69	16,98 ± 0,95	17,3	NA**
N amoniacal (mg/L)	0,60 ± 0,01	0,54 ± 0,004	9,1	≤ 20 mg/L*
Turbidez (UT)	71,7	0,9	98,7	≤ 2 UT*
Coliformes totais (NMP/10ml)	290	≤ 3,0		Não detectáveis*
Coliformes termotolerantes ² (NMP/10 ml)	150	≤ 3,0		Não detectáveis*
Cor (UH)	168	26	84,5	≤ 10 UH*
pH	7,35	7,45		Entre 6,0 e 9,0*
Condutividade (µcm/s)	653,9	612,8	6,3	NA**

APÊNDICE I - Resultados das análises do efluente e do permeado nas membranas de MF e UF sob pressões 0,1 bar e 0,4 bar.

Tabela 28: Duplicata para os parâmetros característicos do efluente tratado da ETE, permeado submetido a filtração com pressão 0,4 bar em membrana de UF e as concentrações específicas para água de reúso

Parâmetros	Alimentação	Permeado	Rejeição (%)	Legislação
DQO (mg/L)	288,8 ± 5,32	181,3 ± 2,55	37,5	NA**
DQO com carvão (mg/L)		108,12 ± 13,8		
Fósforo ¹ (mg/L)	1,35 ± 0,60	0,52 ± 0,74	61,1	≤ 0,1 mg/L*
SST (mg/L)	126,66 ± 3,39	3,33 ± 6,79	97,3	≤ 5 mg/L*
SD (mg/L)	12,66 ± 6,59		90,0	
Nitrato	0,88 ± 0,12	0,37 ± 0,12	57,1	
Nitrito	3,60 ± 0,18	2,39 ± 0,46	33,6	
Óleos e Graxas (mg/L)	14,53 ± 5,74	9,2 ± 3,64	36,7	≤ 1 mg/L*
N total (mg/L)	17,03 ± 0,65	8,86 ± 3,71	47,9	NA**
N amoniacal (mg/L)	0,44 ± 0,009	0,36 ± 0,006	18,5	≤ 20 mg/L*
Turbidez (UT)	94,1	0,9	99	≤ 2 UT*
Coliformes totais (NMP/10ml)	460	≤ 3,0		Não detectáveis*
Coliformes termotolerantes ² (NMP/10 ml)	290	≤ 3,0		Não detectáveis*
Cor (UH)	226	29	87,2	≤ 10 UH*
pH	7,19	7,37		Entre 6,0 e 9,0*
Condutividade (µcm/s)	650,1	540,4	20,3	NA**

APÊNDICE J – Variáveis de respostas em que não houve significância

Tabela 29: Variável fósforo, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo 0,17

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	18,8805	1	18,88051	0,191407	0,684333
(2) Pressão	24,8865	1	24,88651	0,252295	0,641855
1 vs 2	39,2055	1	39,20551	0,397458	0,562628
Erro	394,5625	4	98,64061		
Soma dos Quadrados Totais	477,5350	7			

Tabela 30: Variável Sólidos Suspensos Totais (SST), coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo 0,23

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	6,9938	1	6,99380	0,292973	0,617058
(2) Pressão	20,0978	1	20,09780	0,841906	0,410771
1 vs 2	2,7378	1	2,73780	0,114688	0,751900
Erro	95,4872	4	23,87180		
Soma dos Quadrados Totais	125,3166	7			

Tabela 31: Variável Óleos e Graxas, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo 0,25

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	208,080	1	208,0800	1,099164	0,353617
(2) Pressão	51,005	1	51,0050	0,269429	0,631111
1 vs 2	4,805	1	4,8050	0,025382	0,881140
Erro	757,230	4	189,3075		
Soma dos Quadrados Totais	1021,120	7			

Tabela 32: Variável Nitrogênio Total, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo 0,66

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	30,8113	1	30,81125	2,538778	0,186302
(2) Pressão	65,5512	1	65,55125	5,401277	0,080776
1 vs 2	0,7812	1	0,78125	0,064373	0,812220
Erro	48,5450	4	12,13625		
Soma dos Quadrados Totais	145,6888	7			

Tabela 33: Variável Cor, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo 0,28

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	9,24500	1	9,245000	1,118234	0,349933
(2) Pressão	3,38000	1	3,380000	0,408830	0,557345
1 vs 2	0,04500	1	0,045000	0,005443	0,944730
Erro	33,07000	4	8,267500		
Soma dos Quadrados Totais	45,74000	7			

Tabela 34: Variável DQO, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo 0,21

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	53,0450	1	53,04500	0,952430	0,384362
(2) Pressão	6,3012	1	6,30125	0,113140	0,753503
1 vs 2	3,3800	1	3,38000	0,060688	0,817537
Erro	222,7775	4	55,69438		
Soma dos Quadrados Totais	285,5038	7			

Tabela 35: Variável DQO, coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo 0,21

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	53,0450	1	53,04500	0,952430	0,384362
(2) Pressão	6,3012	1	6,30125	0,113140	0,753503
1 vs 2	3,3800	1	3,38000	0,060688	0,817537
Erro	222,7775	4	55,69438		
Soma dos Quadrados Totais	285,5038	7			

Tabela 36: Variável NO_2 , coeficiente de determinação (R^2) obtido para o modelo 0,21

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	45,5058	1	45,5058	0,262866	0,635173
(2) Pressão	104,6905	1	104,6905	0,604747	0,480202
1 vs 2	36,7225	1	36,7225	0,212128	0,669031
Erro	692,4575	4	173,1144		
Soma dos Quadrados Totais	879,3762	7			

Tabela 37: Variável NO₃, coeficiente de determinação (R²) obtido para o modelo 0,40

Fator	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	p
(1) Membrana	451,501	1	451,5013	1,856550	0,244695
(2) Pressão	179,551	1	179,5513	0,738305	0,438649
1 vs 2	17,111	1	17,1113	0,070361	0,803922
Erro	972,775	4	243,1938		
Soma dos Quadrados Totais	1620,939	7			

APÊNDICE J – Regressão linear dos modelos de bloqueio de poros no segundo ciclo de filtração utilizando a membrana de MF á 0,1 bar

Figura 17: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no segundo ciclo de filtração utilizando a membrana de MF á 0,1 bar

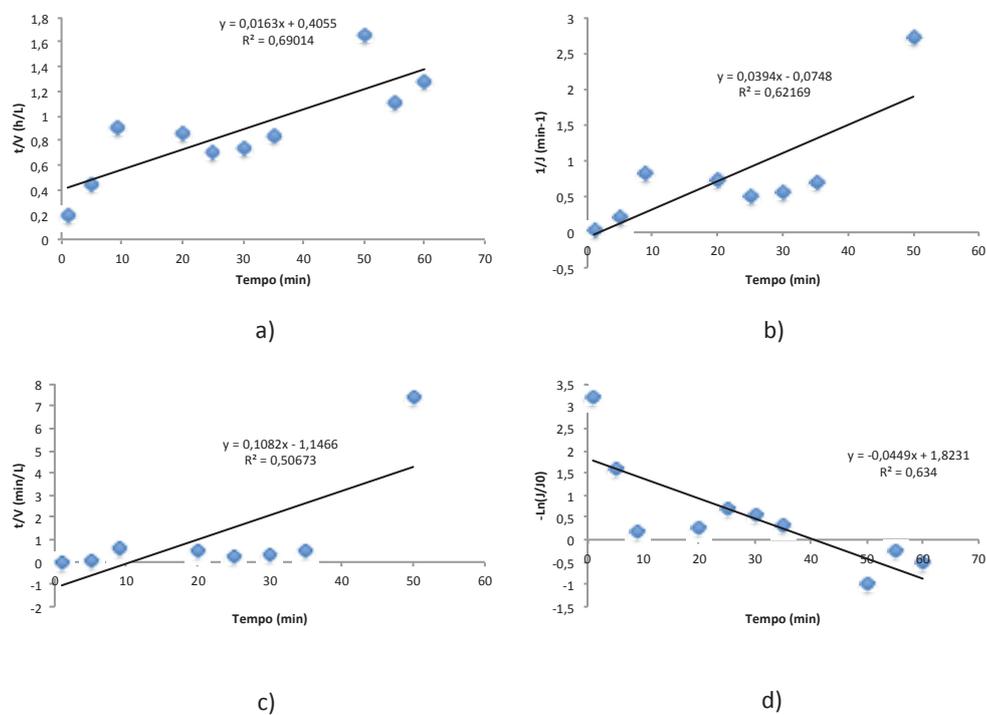
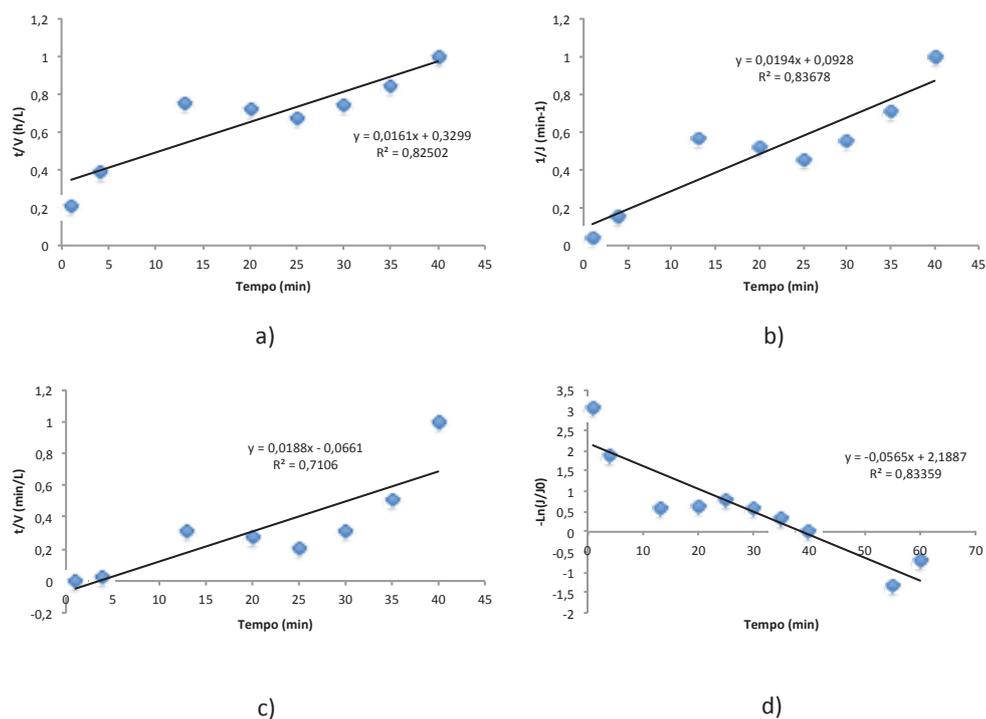


Figura 18: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no terceiro ciclo de filtração utilizando a membrana de MF á 0,1 bar



APÊNDICE L - Regressão linear dos modelos de bloqueio de poros no segundo ciclo de filtração utilizando a membrana de MF á 0,4 bar

Figura 19: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no segundo ciclo de filtração utilizando a membrana de MF á 0,4 bar

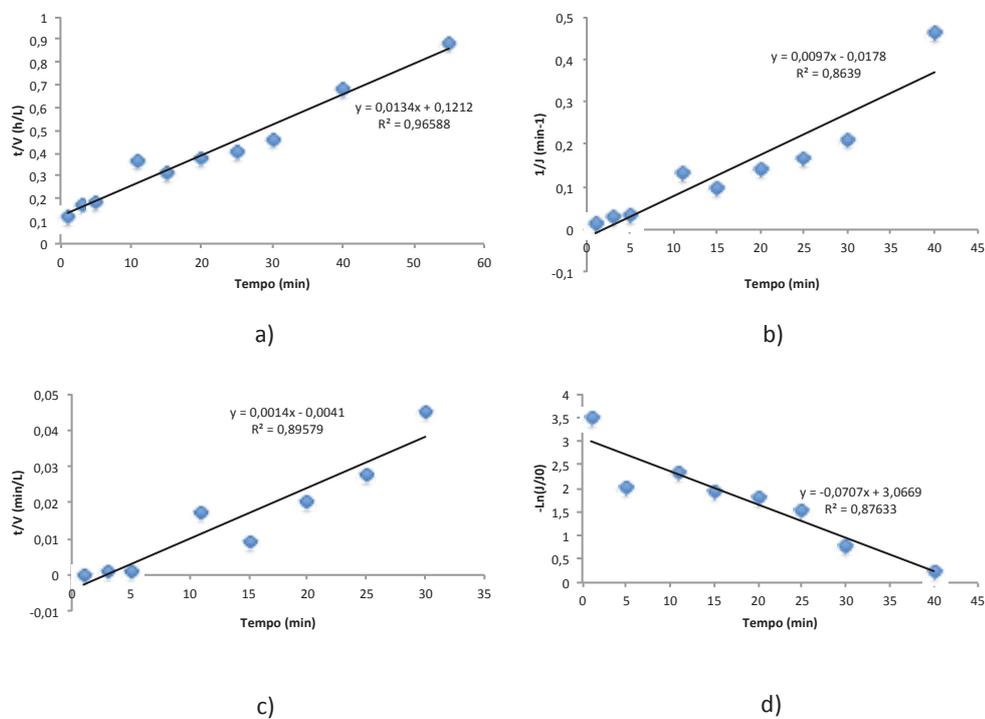
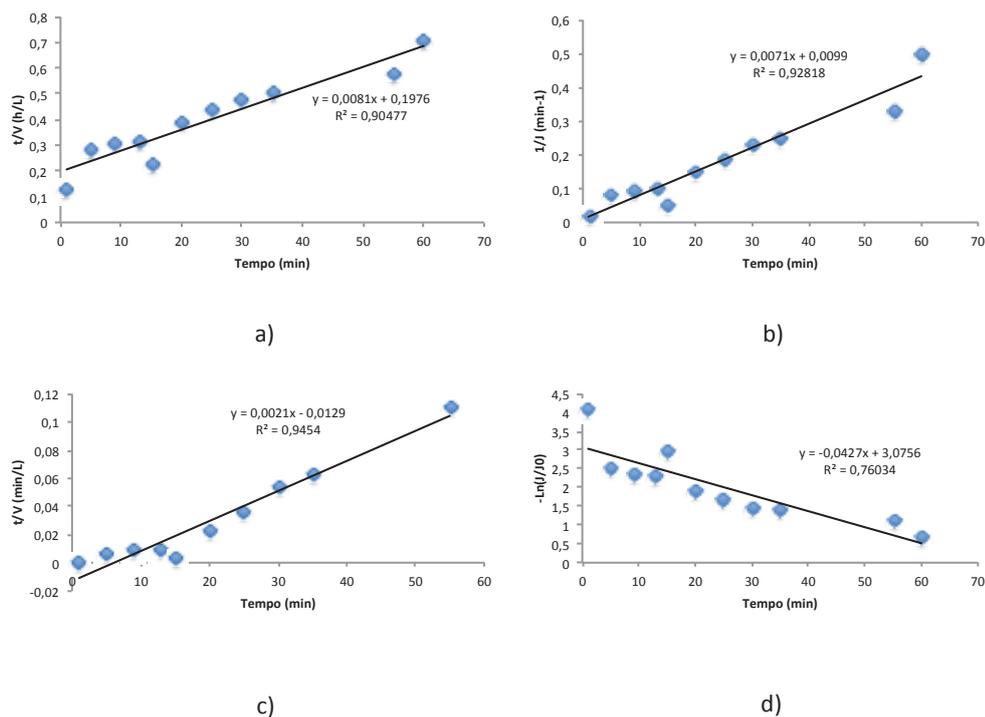


Figura 20: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no terceiro ciclo de filtração utilizando a membrana de MF á 0,4 bar



APÊNDICE M - Regressão linear dos modelos de bloqueio de poros (UF 0,1 bar)

Figura 21: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no segundo ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,1 bar

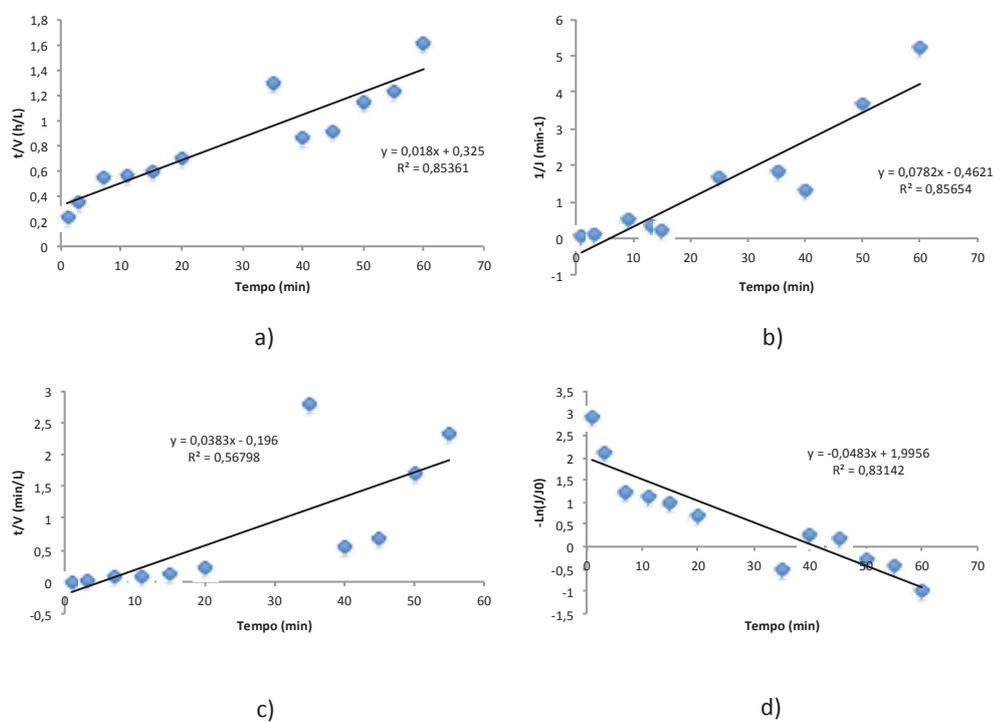
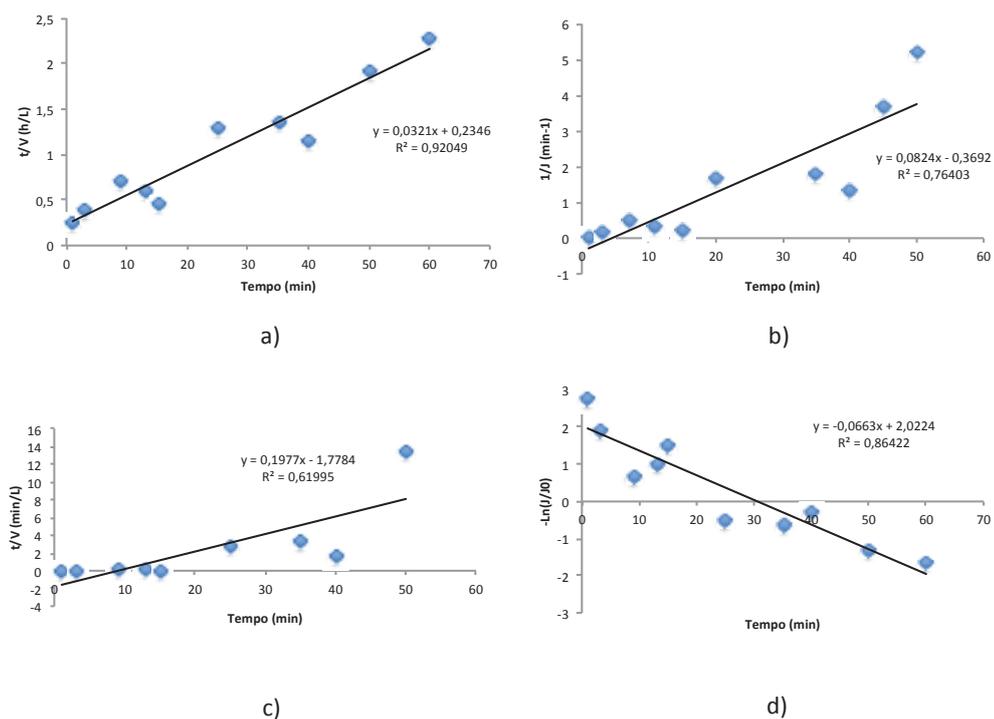


Figura 22: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no terceiro ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,1 bar



APÊNDICE N - Regressão linear dos modelos de bloqueio de poros (UF 0,4 bar)

Figura 23: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no segundo ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,4 bar

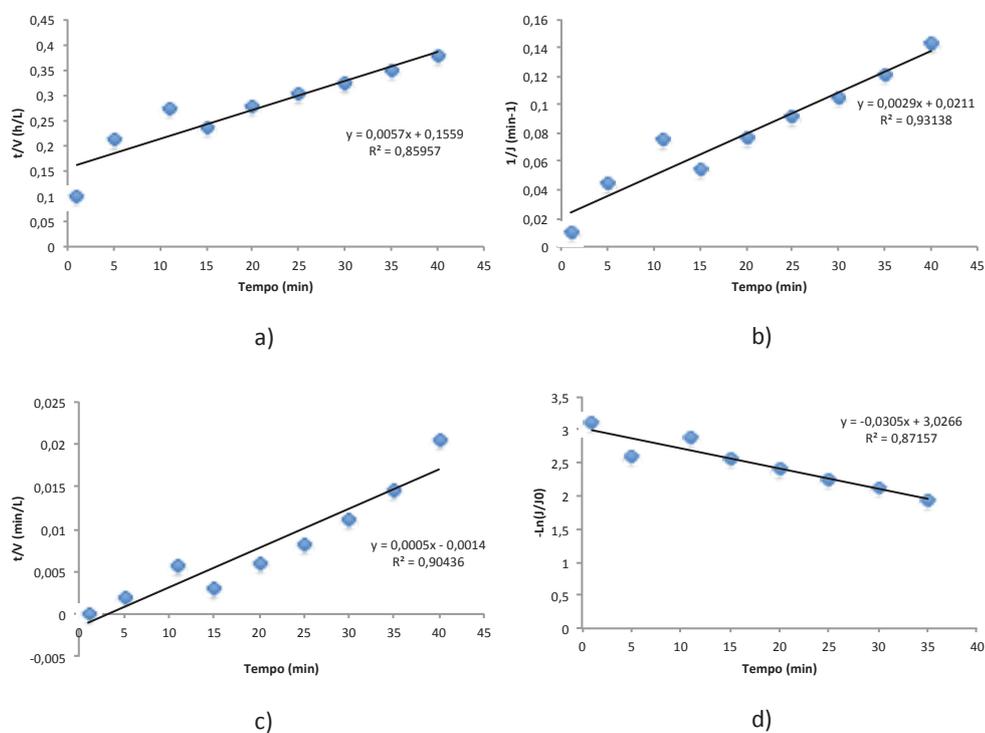
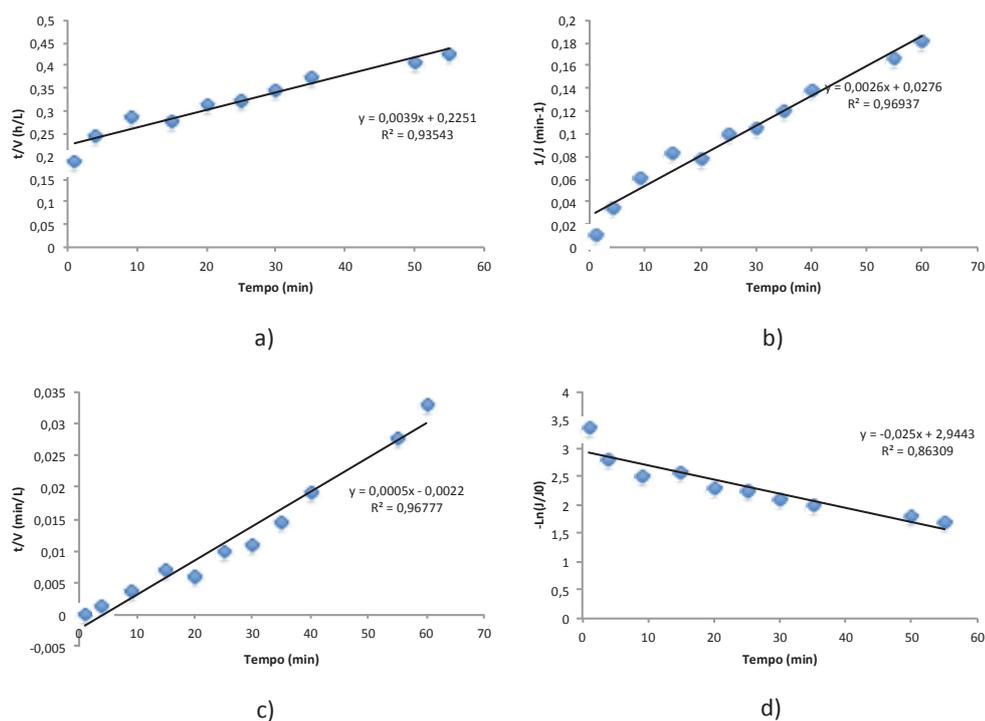
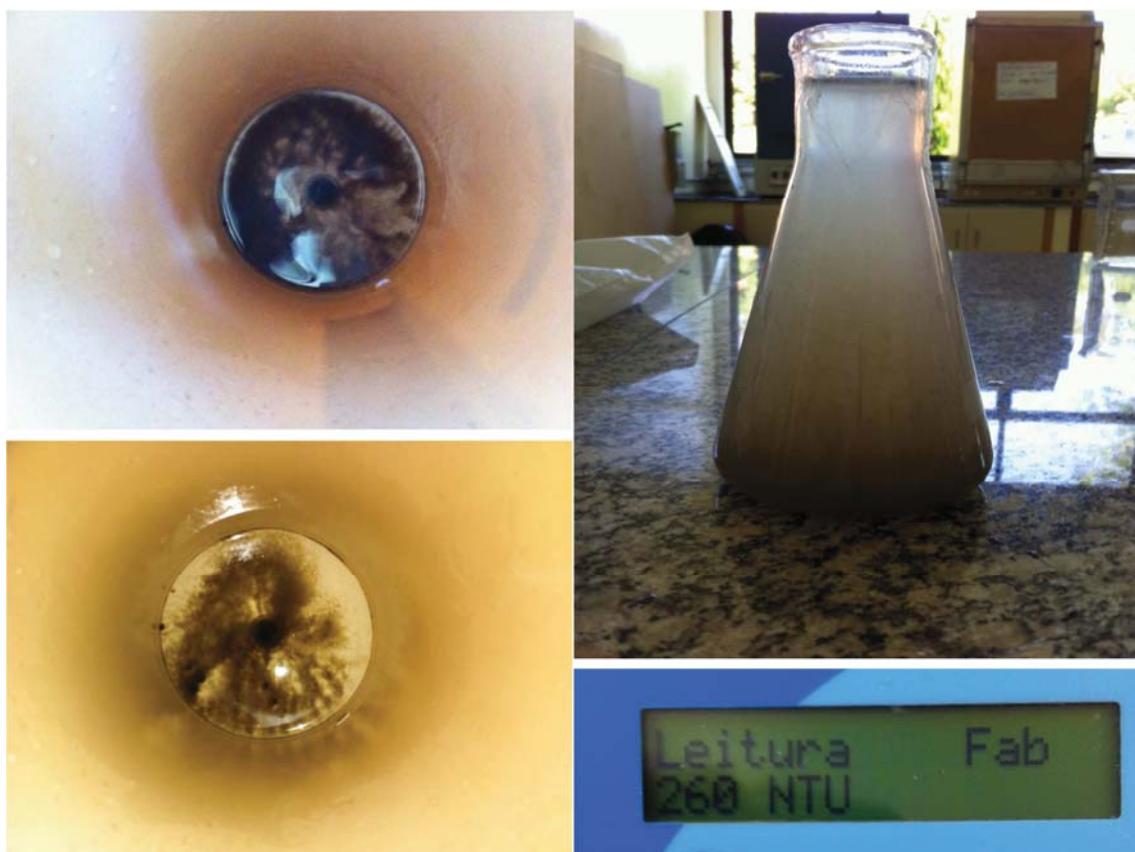


Figura 24: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no terceiro ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,4 bar



APÊNDICE O - Ensaio de longo período

Figura 25: Concentração de SST no fundo do tanque após o termino do experimento de longo período, juntamente com a leitura de turbidez.



APÊNDICE P - Regressão linear dos modelos de bloqueio de poros (UF 0,4 bar).

Figura 26: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no quarto ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,4 bar

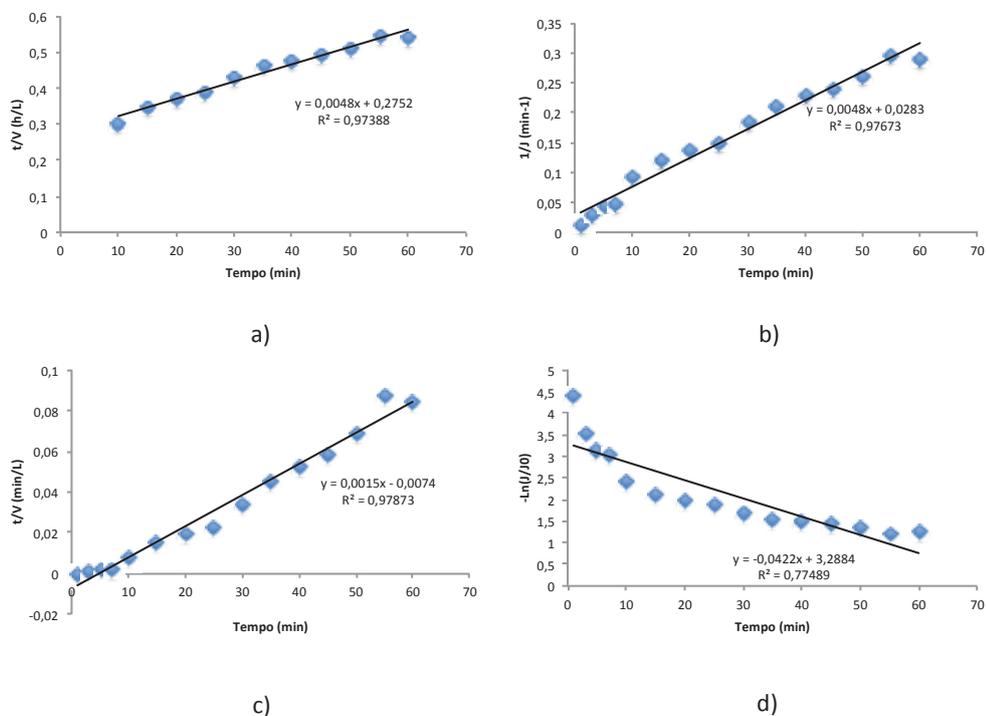
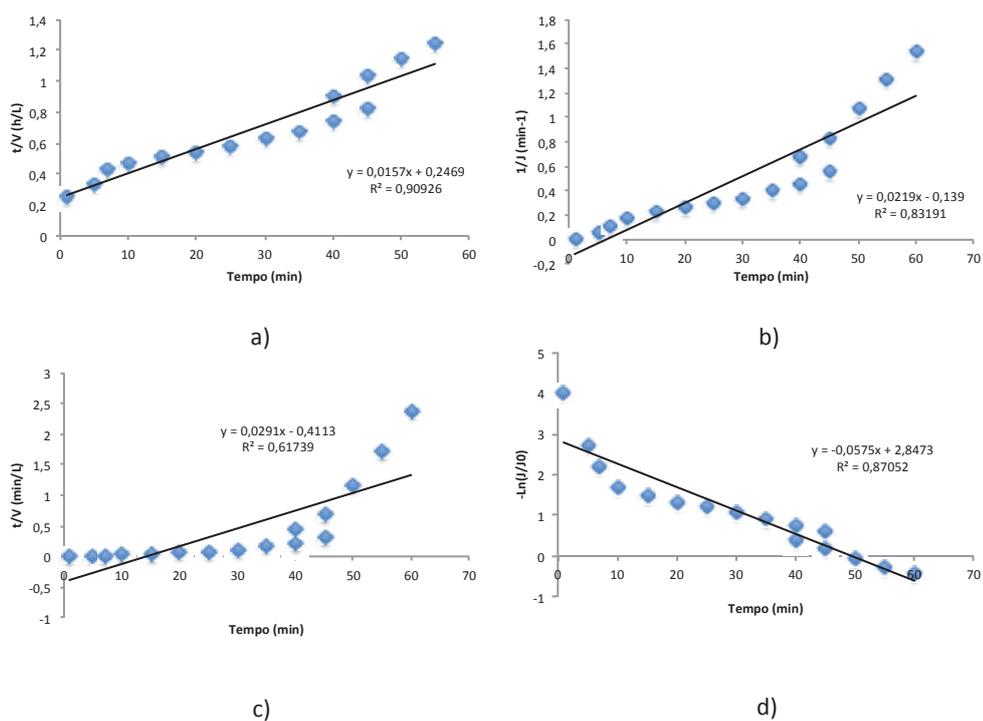


Figura 27: Regressão linear dos diferentes modelos de bloqueio de poros no sétimo ciclo de filtração utilizando a membrana de UF á 0,4 bar



APÊNDICE Q - Fotos dos efluentes e permeados obtidos com a realização da filtração por membranas.

Figura 28: Da esquerda para a direita, permeado e efluente.



Figura 29: Da esquerda para a direita: Efluente, permeado e água destilada.



Figura 30: Da esquerda para a direita: Efluente, permeado e água destilada.



Figura 31: Da esquerda para a direita: Efluente, permeado, efluente com carvão lavado e permeado com carvão lavado.



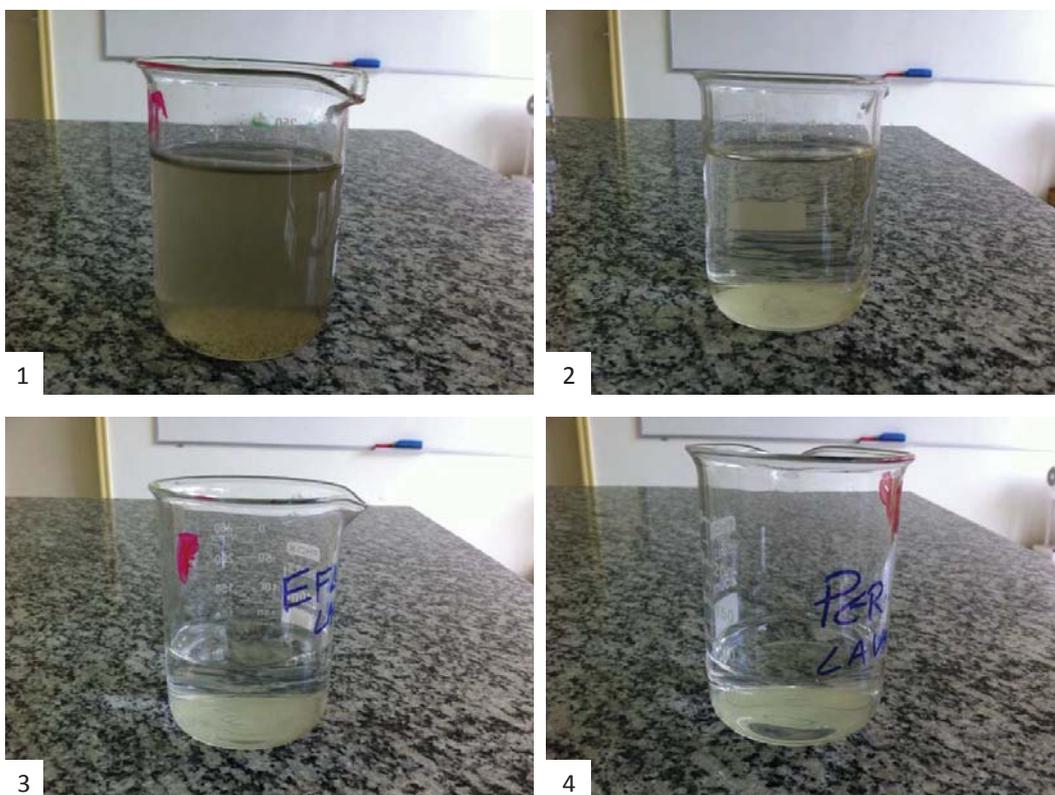
APÊNDICE R – Ensaio com carvão ativado

Foram realizados testes com carvão ativado, retirando uma fração de 200 ml de permeado e de efluente tratado da ETE, acrescentando 2 gramas de carvão ativo e agitando-se por 5 minutos. Após foi filtrado em papel filtro e testadas cor, turbidez e DQO pelos métodos descritos conforme APHA (2005).

Este procedimento foi realizado para verificar a possibilidade de melhorar a qualidade do permeado, bem como a do efluente que é despejado no corpo receptor.

A Figura 32 mostra o efluente (1), o permeado obtido na filtração (2), o efluente submetido ao processo de filtração por carvão lavado (3) e o permeado com carvão lavado (4). Resultados obtidos mostram que o efluente chegou com uma cor de 226 UH, com a filtração obteve-se uma redução para 29 UH, alcançando mais de 87% de remoção na filtração. Quando essas duas amostras foram submetidas a ao carvão ativado, os valores atingira 32 UH e 4 UH para o efluente e o permeado, respectivamente. A remoção de cor atingiu 70,6% para o efluente e 72,5% para o permeado.

Figura 32: Amostras de efluente e permeado seguido de carvão ativado



Os resultados de turbidez e cor e QDO são mostrados na Tabela 38.

Tabela 38: Parâmetros turbidez e cor submetidos a testes com carvão ativado

Parâmetros	Resultados
Turbidez (UT) na Alimentação	8,36
Turbidez (UT) no Permeado	0,28
Turbidez (UT) no fundo do tanque de membrana	260
Cor (UH) na Alimentação	33
Cor (UH) no Permeado	5
DQO (mg/L)	60,89

Analisando o parâmetro turbidez, o efluente antes do ensaio de filtração possuía concentração de 69,9 UT, após carvão, a concentração baixou para 8,36 UT, com 62,8% de remoção, já para o permeado a concentração manteve-se indiferente. Para o parâmetro DQO a concentração inicial foi de 186,5 mg/L, obtendo concentração final de 60,89 mg/L, ou seja, 67,35% de remoção.

Alguns autores como Syafalni (2012), obteve de 59,46% na remoção de DQO, 60,82% de amônia e remoção de 58,4% de cor, em uma coluna de 10 cm utilizada como forma complementar de tratamento. Já Oenning Jr. (2007), em seus estudos para reúso de água em indústrias metal mecânicas, obteve redução de 20,03% na remoção de DQO, cor obteve remoção de 99,5%, ficando na faixa de 2,5 UH.

A tecnologia não foi efetiva na redução do pH, o mesmo acontecendo para os coliformes totais e tolerantes.