

Patrícia Hüther Zambão

**BIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO PÓS-
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO SOB CONDIÇÕES
DE AERAÇÃO INTERMITENTE VISANDO A REMOÇÃO DE
MATÉRIA ORGÂNICA E MONITORAMENTO DA
COLMATAÇÃO**

Dissertação submetida ao programa de
Pós-graduação em Engenharia
Ambiental da Universidade Federal de
Santa Catarina para a obtenção do Grau
de mestre em Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof. Flávio Rubens
Lapolli, Dr.

Florianópolis
2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Zambão, Patrícia Hüther

BIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO PÓS-TRATAMENTO
DE ESGOTO SANITÁRIO SOB CONDIÇÕES DE AERAÇÃO
INTERMITENTE VISANDO A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E
MONITORAMENTO DA COLMATAÇÃO / Patrícia Hüther Zambão
; orientador, Flávio Rubens Lapolli, 2018.

119 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis,
2018.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Pós-tratamento esgoto
sanitário. 3. Biorreator a membrana. 4. Reúso. I.
Lapolli, Flávio Rubens. II. Universidade Federal de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental. III. Título.



**“BIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO PÓS-TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO SOB CONDIÇÕES DE AERAÇÃO INTERMITENTE
VISANDO A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E MONITORAMENTO DA
COLMATAÇÃO”**

PATRÍCIA HÜTHER ZAMBÃO

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRA EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Dr. Flávio Rubens Lapoli
(Orientador)

Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Ambiental (PPGEA)
Portaria nº 2841/2016/GR

Prof.ª Dr.ª Viviane Trevisan
(videoconferência)

Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer
(Coordenadora)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
SETEMBRO/2018

Dedico este trabalho ao meu pai, minha
mãe e meu irmão.

AGRADECIMENTOS

A Deus, acima de tudo, por ter me dado forças e me guiado nessa jornada. Ao meu orientador, Professor Flávio Rubens Lapolli, pela oportunidade de participar desse processo de aprendizado que é o mestrado. Sou muito grata pela paciência, conhecimento e sabedoria demonstrada ao longo dessa caminhada.

Aos meus pais, Denilson e Angela, por terem me apoiado e auxiliado nas diversas dificuldades encontradas. Em especial ao meu pai que me ajudou na construção/operação do biorreator e se fez presente nos incontáveis finais de semana/manhãs/noites de monitoramento.

Ao meu irmão Vinicius, por todas as distrações proporcionadas nos momentos mais inoportunos desse processo.

Ao SIMAE Capinzal e Ouro, por possibilitar a instalação do biorreator na ETE e por disponibilizar a estrutura do laboratório para uso durante as análises. O auxílio, as palavras de carinho e o apoio de todos os envolvidos tornaram realidade a execução dessa pesquisa.

A todos os colegas do LaRA, pelo apoio e incentivo demonstrados nesse período. Em especial ao André Battistelli, que me auxiliou nas análises e nas correções da dissertação, espero que sua jornada seja muito feliz e repleta de realizações.

A banca, Professora Viviane e Professora Maria Eliza, pela presença e pelas considerações enriquecedoras para o trabalho.

A todos que fizeram parte, amigos (as) e familiares, que me apoiaram e entenderam minha ausência em momentos importantes, não conseguiria sem vocês.

Grata a todos.

RESUMO

Os reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) ocupam posição de destaque dentre as tecnologias para o tratamento de esgoto sanitário, porém apresentam limitações associadas a qualidade do efluente final quando empregados de maneira individual, exigindo um pós tratamento. O objetivo do trabalho consistiu em efetuar o pós-tratamento do efluente sanitário proveniente de um reator UASB mediante o emprego de um Biorreator à Membrana (BRM) de fluxo contínuo, com aeração intermitente. A configuração avaliada, possibilita adequação e melhoria de plantas de tratamento, com possibilidade de menor consumo energético e reduzida área de instalação, além de elevada qualidade do efluente final, frente a outras tecnologias aeróbias convencionais. Nesse contexto, os objetivos foram a avaliação do desempenho do sistema quanto à remoção de matéria carbonácea (DQO) e os aspectos relacionados ao monitoramento da colmatação no módulo de membrana. Para isso, foi investigado a evolução da colmatação e a eficiência na remoção de matéria carbonácea no BRM com aeração intermitente sob duas vazões de ar distintas (6 e 8 NL/min), em três ciclos operacionais de aeração ligado/desligado entre 15/30 e 30/15 minutos. Ainda, foi avaliado o potencial de uso do permeado do módulo tendo em vista a elevada qualidade do efluente final. O biorreator piloto apresentava capacidade útil de 63 litros e era dotado de um módulo de membrana de ultrafiltração modelo fibra oca, com área de filtração de 0,93 m². O fluxo operacional do módulo foi de 5,5 L/m².h. O período total de operação incluindo a partida do BRM foi de 212 dias, porém, a avaliação e monitoramento da eficiência do sistema ocorreu durante 144 dias operacionais. Para os ciclos operacionais I (15/30 + 6L/min), II (15/30 + 8L/min) e III (30/15 + 8L/min) foram coletadas e avaliadas 10, 4 e 2 amostras para monitoramento da qualidade, respectivamente. Para o monitoramento do BRM e avaliação da eficiência foram monitorados os parâmetros de DQO total, DQO solúvel, turbidez e cor no qual o BRM apresentou eficiência de remoção de 89%, 54,9 %, 99,9%, 45,9% respectivamente. O valor médio do oxigênio dissolvido no BRM foi de 0,54 mg/L na fase aerada ao longo da operação. O reduzido fluxo de ar no sistema pode ter contribuído para o aumento da colmatação e a maior frequência das limpezas químicas do módulo de membrana.

Palavras-chaves: esgoto sanitário; reúso; pós-tratamento; biorreator à membrana.

ABSTRACT

The anaerobic sludge blanket reactors (UASB) stand out among the wastewater treatment technologies. However, they present limitations associated with the quality of its final effluent when employed individually, thus requiring a post-treatment. The main objective of this research was to carry out the post-treatment of the effluent from a UASB reactor using a continuous flow membrane bioreactor (MBR) with intermittent aeration. The evaluated configuration allows the adequacy and improvement of sewage treatment plants, promoting lower energy consumption and small installation area, as well as high final effluent quality when compared to other conventional aerobic technologies. In this context, the objectives were to evaluate the system performance regarding the removal of chemical oxygen demand (COD) and other parameters related to the monitoring of the membrane module fouling. In order to do that, we investigated the fouling and COD removal efficiency evolutions in the MBR with intermittent aeration under two distinct airflows (6 and 8 NL/min), in three operating cycles of aeration on/off between 15/30 and 30/15 minutes. Also, the permeate reuse potential was evaluated in view of the final effluent high quality. The pilot had a working capacity of 63 liters and was equipped with a submersible hollow fiber ultrafiltration membrane module, with a filtration area equal to 0.93m². The module operational flow was 5.5 L/m².h. The total period of operation, including the MBR start, was 212 days. However, the evaluation and monitoring of system efficiency took place during 144 operational days. For the operational cycles I (15/30 + 6L/min), II (15/30 + 8L/min) and III (30/15 + 8L/min), 10, 4 and 2 samples were respectively collected and evaluated for monitoring of quality. Total COD, soluble COD, turbidity and color parameters were monitored for the MBR, and it showed removal efficiencies of 89%, 54.9%, 99.9%, and 45.9%, respectively. The MBR dissolved oxygen average value was 0.54 mg/L in the aerated phase throughout the operation. The reduced airflow in the system may have contributed to increasing fouling and the frequency of chemical cleanings of the membrane module.

Keywords: wastewater; reuse; post-treatment; membrane bioreactor.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema básico de filtração com membrana.....	28
Figura 2 - Capacidade de retenção de partículas e moléculas conforme processo de separação	30
Figura 3 - Fluxo de escoamento em membrana de placas planas e fibra oca: a) escoamento fora para dentro em membrana placa plana; b) escoamento dentro para fora fibra oca; c) escoamento fora para dentro fibra oca.....	32
Figura 4 - Configuração de biorreator com membrana: (a) externa (b) imersa.....	35
Figura 5 - Configuração do BRM aeração intermitente operando em diferentes unidades.....	37
Figura 6 - Diagrama conceitual de dois diferentes modos de operar a membrana.....	46
Figura 7 - Limpeza física e química da membrana	47
Figura 8 - Esquema do sistema BRM aeração intermitente	58
Figura 9 - Sistema piloto BRM: (a) instrumentação; (b) reator com aeração intermitente; (c) módulo de membrana fibra oca	59
Figura 10 - Ensaio de permeabilidade hidráulica no módulo de membrana	70
Figura 11 – Determinação do fluxo crítico na inicialização do reator piloto	71
Figura 12 - Comparativo entre a permeabilidade hidráulica com água e com esgoto afluyente ao BRM.....	72
Figura 13 – Monitoramento da DQO total afluyente (pós-UASB) e efluente (pós-permeado) e a eficiência de remoção ao longo da operação	75
Figura 14 - Monitoramento da DQO solúvel afluyente (pós-UASB) e efluente (pós-permeado) e a eficiência de remoção ao longo da operação	76
Figura 15 - Comparativo da eficiência média na remoção de DQO total e solúvel nos diferentes ciclos operacionais e fluxos de ar utilizados: I (15/30 e 6 L/min); II (15/30 e 8 L/min); e III (30/15 e 8 L/min).....	77
Figura 16 - Comportamento da DQO frente a variação na carga orgânica volumétrica aplicada no reator	78
Figura 17 – Comportamento do reator quanto ao parâmetro nitrogênio amoniacal afluyente (pós-UASB) e efluente (pós-permeado) ao longo das coletas e análises realizadas.	80
Figura 18 – Eficiência do BRM aeração intermitente na remoção de fósforo no ciclo II (15/30 e 8 L/min).....	82

Figura 19 - Comportamento do reator quanto ao parâmetro Cor afluyente (pós-UASB) e efluente (pós-permeado) e a eficiência de remoção ao longo da operação	84
Figura 20 - Comportamento da turbidez afluyente (pós-UASB) e efluente (pós-permeado) e a eficiência de remoção ao longo da operação	85
Figura 21 - Evolução do teor de SST e SSV no licor misto durante a operação do BRM aeração intermitente	87
Figura 22 - Variação na relação A/M ao longo do tempo de operação do BRM aeração intermitente	89
Figura 23 - Monitoramento do SMP polissacarídeos e proteínas no licor misto ao longo da operação do BRM aeração intermitente.....	91
Figura 24 – Monitoramento do parâmetro EPS polissacarídeos e proteína no licor misto ao longo da operação do BRM aeração intermitente	92
Figura 25 - Monitoramento do EPS e SMP nos diferentes ciclos operacionais testados	93
Figura 26 – Monitoramento da PTM durante os 144 dias de operação do BRM com aeração intermitente	94
Figura 27 - Monitoramento da velocidade de colmatação (VC) entre as retrolavagens realizadas ao longo da operação do BRM aeração intermitente	96
Figura 28 – Monitoramento do SMP entre as limpezas químicas e a Velocidade de colmatação nesse período de operação do BRM aeração intermitente	96
Figura 29 – Monitoramento do parâmetro temperatura no licor misto ao longo da operação do BRM aeração intermitente	99
Figura 30 – Monitoramento do parâmetro oxigênio dissolvido no licor misto do BRM aeração intermitente ao longo da operação.....	101
Figura 31 – Monitoramento da concentração média de oxigênio dissolvido no licor misto nos ciclos operacionais avaliados durante a operação	102

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Características gerais dos processos de separação por membrana.....	29
Quadro 2 – Descrição geral dos principais módulos de membrana aplicados ao tratamento de água e efluente	31
Quadro 3 - Compilação de trabalhos com BRM aeração intermitente e seus respectivos ciclos operacionais adotados	42
Quadro 4 – Classificação geral do reúso da água.....	50
Quadro 5 - Categorias de reúso da água conforme finalidade.....	50
Quadro 6 – Recomendações e diretrizes para o reúso da água.....	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Produção de lodo observada e Relação A/M como uma função do tempo de retenção celular (idade do lodo)	43
Tabela 2 - Características do módulo de membrana fibra oca	59
Tabela 3 – Características operacionais utilizadas para a operação do BRM intermitente durante o período avaliado	62
Tabela 4 - Ponto de coleta e parâmetros avaliados.....	65
Tabela 5 - Métodos analíticos e frequência de análise dos parâmetros avaliados.....	66
Tabela 6 - Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos de entrada e saída do reator durante a fase de partida do sistema (n=3).....	72
Tabela 7 - Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos monitorados ao longo da operação do reator	73
Tabela 8 - Resultados referente a eficiência na remoção de DQO total	74
Tabela 9 - Resultados referente a eficiência na remoção de DQO solúvel	76
Tabela 10 - Resultados referente a eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal	79
Tabela 11 - Resultados referente a eficiência na remoção cor	83
Tabela 12 - Resultados referente a eficiência na remoção de turbidez..	85
Tabela 13 - Comportamento do reator em relação ao parâmetro pH afluente (pós UASB), efluente (permeado) e licor misto ao longo da operação	86
Tabela 14 - Teste de correlação de Pearson com intervalo de confiança de 95% para os resultados de VC, SST, EPS e SMP	97
Tabela 15 - Comparativo do permeado do BRM aeração intermitente e padrões de reúso Classe 1, conforme ABNT (1997) e Classe 2 conforme reúso agrícola para culturas alimentares processadas EPA (2012)	104

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/M	-	Alimento/Microrganismo
BRM	-	Biorreator à Membrana
CAS	-	<i>Conventional Activated Sludge</i> (Lodos Ativados Convencional)
CONAMA	-	Conselho Nacional De Meio Ambiente
COV	-	Carga Orgânica Volumétrica
DBO	-	Demanda Bioquímica De Oxigênio
DNA	-	Ácido Desoxirribonucleico
DQO	-	Demanda Química De Oxigênio
EPS	-	<i>Extracellular Polymeric Substances</i> (Substâncias Poliméricas Extracelulares)
J	-	Fluxo
LaRA	-	Laboratório De Reuso De Água
MBBR	-	<i>Moving Bed Biofilm Reactor</i>
N	-	Nitrogênio
NaCl	-	Cloreto De Sódio
NaClO	-	Hipoclorito De Sódio
NH ₄	-	Nitrogênio Amoniacal
N-NO ₂	-	Nitrito
N-NO ₃	-	Nitrato
N _{TOT}	-	Nitrogênio Total
OI	-	Osmose Inversa
P	-	Fósforo
pH	-	Potencial Hidrogeniônico
P-PO ₄ ⁻³	-	Ortofosfato
PSM	-	Processo De Separação Com Membrana
PTM	-	Pressão Transmembrana
P _{TOT}	-	Fósforo Total
SMP	-	<i>Soluble Microbial Products</i> (Produtos Microbianos Solúveis)
SRT	-	Idade Do Lodo
SST	-	Sólidos Suspensos Totais
SSV	-	Sólidos Suspensos Voláteis
TDH	-	Tempo De Detenção Hidráulica
UASB	-	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFSC	-	Universidade Federal De Santa Catarina
σ _c	-	Idade Do Lodo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	23
1.1 OBJETIVOS.....	25
1.1.1 Objetivo geral	25
1.1.2 Objetivos específicos	25
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	27
2.1 SANEAMENTO BÁSICO: CONTEXTO AMBIENTAL	27
2.2 TECNOLOGIA DE FILTRAÇÃO COM MEMBRANA	28
2.2.1 Classificação das membranas	29
2.2.2 Configuração das membranas	30
2.2.3 Fluxo e permeabilidade nos módulos de membrana	31
2.3 PÓS TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO PROVENIENTE DE REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO (UASB)	33
2.4 BIORRETORES A MEMBRANA (BRM) NO TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO	34
2.5 BIORREATOR A MEMBRANA (BRM) COM AERAÇÃO INTERMITENTE NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO .	36
2.6 ASPECTOS OPERACIONAIS DE SISTEMAS BRM APLICADOS AO EFLUENTE SANITÁRIO	38
2.6.1 Qualidade do efluente final	39
2.6.2 Aeração do módulo de membrana	39
2.6.3 Tempo de detenção hidráulica (TDH) e Tempo de retenção celular (θ_c)	42
2.6.4 Fluxo (J) e Pressão Transmembrana (PTM)	44
2.6.5 Colmatação das membranas	46
2.7 REÚSO DA ÁGUA	48
2.7.1 Reaproveitamento do efluente municipal pós-tratamento 51	
2.7.2 Uso agrícola de efluente sanitário pós-tratamento	53
2.7.3 Regulação e reúso da água no Brasil	55
3 MATERIAIS E MÉTODOS	57
3.1 UNIDADE EXPERIMENTAL	57
3.2 DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO REATOR.....	60
3.2.1 Determinação da permeabilidade hidráulica do módulo de membrana	61
3.2.2 Fluxo crítico na membrana	61
3.3 OPERAÇÃO E AVALIAÇÃO DO SISTEMA BRM.....	61

3.3.1	Partida e operacionalização do sistema.....	62
3.3.2	Idade do lodo	63
3.3.3	Limpeza do sistema de membrana	64
3.4	MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO BRM	64
3.4.1	Procedimentos e frequência das análises	65
3.5	ANÁLISES PARA MONITORAMENTO DA COLMATAÇÃO	66
3.5.1	Monitoramento de substâncias poliméricas extracelulares (eps) e produtos microbianos solúveis (smp)	66
3.6	TRATAMENTO DOS DADOS	67
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
4.1	TESTES PRELIMINARES E PRÉ-OPERAÇÃO DO BRM AERAÇÃO INTERMITENTE	69
4.1.1	Determinação da permeabilidade hidráulica e fluxo crítico do módulo de membrana	69
4.1.2	Monitoramento do BRM aeração intermitente durante o período de partida.....	72
4.2	AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO BRM AERAÇÃO INTERMITENTE	73
4.2.1	Remoção da Demanda Química de Oxigênio – DQO	74
4.2.2	Avaliação do parâmetro nitrogênio amoniacal	79
4.2.3	Remoção de fósforo total	81
4.2.4	Remoção Cor	83
4.2.5	REMOÇÃO DE TURBIDEZ	84
4.2.6	Monitoramento do pH	86
4.3	MONITORAMENTO DO LICOR MISTO E DA COLMATAÇÃO NA MEMBRANA	86
4.3.1	Monitoramento de SST e SSV no licor misto	87
4.3.2	Monitoramento de substâncias poliméricas extracelulares (eps) e produtos microbianos solúveis (smp)	90
4.3.3	Monitoramento da ptm.....	94
4.3.4	Monitoramento da temperatura	98
4.3.5	Monitoramento do oxigênio dissolvido no reator.....	100
4.4	POTENCIALIDADE DE REÚSO DO EFLUENTE TRATADO	103
4.4.1	Aplicabilidade do efluente tratado	104
5	CONCLUSÕES	107
5.1	RECOMENDAÇÕES	108
	REFERÊNCIAS.....	109
	APÊNDICE A – TESTE DE FLUXO CRÍTICO	119

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, o emprego dos sistemas de tratamento de esgoto sanitário por via anaeróbia apresenta grande difusão e aplicação, tendo em vista o reduzido custo de implantação, simplicidade e baixo custo operacional. Os reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) ocupam posição de destaque entre as tecnologias anaeróbias, fator associado também as condições ambientais favoráveis de temperatura (CHERNICHARO, 2007). As limitações da tecnologia anaeróbia são associadas principalmente a remoção de nutrientes, patógenos, além da demanda química de oxigênio (DQO) residual ser elevada para descarte nos corpos de água, o que gera uma necessidade de pós tratamento adequado para evitar problemas de contaminação ambiental de descarte de efluente (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

A integração de diferentes tecnologias para o tratamento de efluente sanitário, utilizando sistemas biológicos, físicos e químicos pode resultar em melhorias na qualidade ambiental, afetando positivamente o entorno dos locais de descarte de efluente. Dentre as configurações empregadas para o tratamento, destaca-se a tecnologia denominada como Biorreator à Membrana (BRM). A utilização de um sistema de tratamento com reatores biológicos em conjunto com filtração por membranas está relacionada à busca por formas eficientes e compactas com possibilidade de produzir água com qualidade para reúso.

A filtração com membranas torna-se uma tecnologia viável para busca por efluentes de melhor qualidade, visto que pode associar menor área de instalação a redução da carga de produtos indesejados, como sólidos em suspensão, bactérias e matéria orgânica (JUDD, 2011). O Biorreator a Membrana (BRM) está associado ao tratamento biológico do efluente seguido de um processo de separação física. O sistema biológico, um aprimoramento do popular Lodos Ativados, pode ter sua eficiência aumentada ao ser associado a separação por membranas devido, principalmente, a retenção por períodos prolongados da biomassa. A filtração com membranas funciona como uma barreira seletiva, na qual compostos indesejáveis são retidos e o líquido de interesse segue por entre os poros (YOON, 2016).

Os módulos de membrana normalmente utilizados para o tratamento de esgoto sanitário são os de microfiltração ou de ultrafiltração, os quais possibilitam a retenção e o controle da idade do lodo de forma independente ao tempo de detenção hidráulica. Desse modo, possibilitam que em uma área reduzida seja possível a produção de efluente de alta qualidade, mostrando-se mais eficiente no que tange a

qualidade final do efluente do que processos convencionais como lodos ativados que empregam decantadores para a separação sólido-líquido, por exemplo.

A combinação de tecnologias para o tratamento de efluentes sanitários, com emprego de reatores anaeróbios seguidos pós-tratamento com BRM pode promover melhoria a diferentes plantas existentes ou em desenvolvimento. O reator UASB funciona como um pré-tratamento para o sistema BRM, reduzindo a carga orgânica afluyente ao reator. Desse modo, a configuração torna-se extremamente competitiva em termos de redução de impacto ambiental, principalmente devido ao menor consumo energético, possibilidade de aproveitamento do biogás gerado no reator anaeróbio e redução na produção de lodo (ALVARINO et al, 2016). Ainda, outro ponto positivo no emprego do UASB seguido de BRM está associado ao gerenciamento do excesso de lodo aeróbio. O excesso de lodo gerado pode ser recirculado ao reator anaeróbio, o qual pode digerir-lo e adensá-lo e acarretar em redução do custo operacional com transporte e disposição final.

O presente trabalho foi realizado com o objetivo de promover o pós-tratamento do efluente sanitário proveniente da saída de um reator UASB mediante o emprego de um Biorreator à Membrana (BRM), de fluxo contínuo, com aeração intermitente. A principal vantagem do sistema com aeração intermitente, é a possibilidade de redução do consumo energético devido a intermitência nos períodos com e sem aeração. Em plantas convencionais, a aeração é contínua e pode acarretar no maior consumo energético e tornar mais difícil sua implantação (RATANATAMSKUL; KONGWONG, 2017).

Em plantas BRM com aeração intermitente pode-se trabalhar com diferentes condições de processo (anóxico, aeróbio) ajustando os ciclos de aeração, que permite uma otimização no consumo de energia e favorece o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea em uma mesma unidade (GUADIE et al, 2014; CAPODICI et al, 2015; PERERA et al, 2017).

Nesse sentido, a configuração avaliada pode ser um sistema atrativo para instalação em plantas em operação ou em fase de concepção. A avaliação da intermitência durante os ciclos operacionais pode fornecer subsídios para projetos que buscam redução no consumo energético e qualidade de efluente final para usos diversos. Desse modo, o pós-tratamento do reator UASB com BRM em aeração intermitente operando em fluxo contínuo de permeação, pode ser uma alternativa em relação à remoção de contaminantes e matéria orgânica remanescente existentes no esgoto sanitário. Ainda, o monitoramento do processo de colmatção é

essencial ao longo da operação do sistema tendo em vista a necessidade de se otimizar o uso do módulo de membrana e insumos químicos para operação do sistema. O presente trabalho encontra-se dentro da linha de pesquisa desenvolvida pelo Laboratório de Reuso de Águas – LaRA (BELLI, 2011; KELLNER, 2014; BELLI, 2015; THIESEN, 2016) na qual são empregados BRM para o tratamento de efluente sanitário e promoção de melhorias na qualidade do efluente de descartado.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de um BRM operado sob aeração intermitente aplicado ao pós-tratamento de efluente sanitário de um reator anaeróbio (UASB), em escala piloto e operado em fluxo contínuo, quanto à remoção de matéria carbonácea e os aspectos relacionados ao monitoramento da colmatação na membrana.

1.1.2 Objetivos específicos

- a) Investigar o processo da colmatação da membrana no BRM com aeração intermitente sob duas vazões de ar distintas (6 e 8 NL/min);
- b) Avaliar o desempenho do BRM com aeração intermitente quanto à remoção de matéria carbonácea sob duas vazões de ar distintas (6 e 8 NL/min);
- c) Avaliar o potencial de reúso do permeado do sistema.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 SANEAMENTO BÁSICO: CONTEXTO AMBIENTAL

A Lei número 11.445/2007 (BRASIL, 2007), discorre sobre diretrizes nacionais para o saneamento básico, definindo-o como o conjunto de infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos além de drenagem e manejo das águas pluviais, limpeza e fiscalização preventiva das respectivas redes urbanas.

Esta, anteriormente citada, explicitamente enuncia os princípios fundamentais, segundo os quais a prestação dos serviços de saneamento básico deve se guiar, sendo importante destacar a: “integração das infraestruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos; utilização de tecnologias apropriadas, considerando a capacidade de pagamento dos usuários e a adoção de soluções graduais e progressivas; adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as peculiaridades locais e regionais”.

Dentro do contexto de saneamento básico, observa-se que no Brasil os investimentos em saneamento ocorreram de forma pontual, incentivados por meio de recursos e políticas de gestão pública provenientes das esferas da União, dos Estados e dos Municípios, cujo objetivo era de aumentar o índice de atendimento dos serviços de abastecimento de água. Ao priorizar o abastecimento de água aliado à falta de continuidade nos planos de investimento em serviços de coleta e tratamento de esgoto gerou uma situação precária nesse setor, intrinsecamente ocasionando um problema de saúde pública no Brasil (LEONETI et al., 2015).

O conceito de saúde, segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), “é o completo bem-estar físico, social, mental e não apenas a ausência de doença”. A relação entre saúde e saneamento é direta, sendo que melhores indicadores de mortalidade infantil são encontrados em locais com saneamento básico, visto que uma das principais causas de mortalidade infantil está associada a doenças diarreicas de veiculação hídrica, associadas a despejos de efluentes contaminados (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

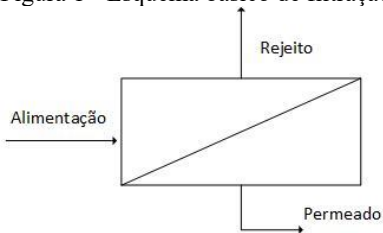
A água sendo base para o desenvolvimento das atividades humanas e fundamental para os seres vivos, deve ser gerida de modo a equilibrar a disponibilidade hídrica. Nesse sentido, a racionalização do uso e reúso da água são alternativas apropriadas para enfrentar problemas de escassez e degradação dos corpos hídricos (MIERZWA; HESPANHOL, 2005).

2.2 TECNOLOGIA DE FILTRAÇÃO COM MEMBRANA

A filtração está associada a separação ou retenção de materiais, sejam eles colóides ou particulados presentes em um líquido. Ao integrar módulos de membrana dentro de um processo de tratamento, torna-se possível remover moléculas orgânicas e íons dissolvidos (alguns módulos específicos) pois os mesmos atuam como uma barreira seletiva, permitindo a passagem de certos constituintes e retendo os indesejáveis (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014; DEZOTTI; SANT'ANNA JR; BASSIN, 2011; JUDD, 2011; HABERT, 2006).

Conceitualmente o processo de separação envolve três terminologias comumente empregadas para o processo: alimentação, permeado e concentrado. Geralmente, os compostos que são retidos pelos poros das membranas são conhecidos como concentrado ou rejeito. Em contrapartida, o líquido que passa pelos poros é conhecido como permeado (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014; SCHNEIDER e TSUTUYIA, 2001). A Figura 1, apresenta um esquema básico do funcionamento de uma membrana em relação a sua permeabilidade e retenção.

Figura 1 - Esquema básico de filtração com membrana



Fonte: adaptado de Judd (2011)

Em relação aos poros entende-se que quanto menor o poro maior a retenção de partículas e mais seletivo o líquido filtrado. O desempenho de um módulo de membrana pode ser avaliado mediante a observação do fluxo ($L.m^{-2}.h^{-1}$) que relaciona a vazão de permeado e a área total de filtração da membrana. Tal conceito se assemelha a taxa de aplicação empregando em filtros (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014; JUDD, 2011).

A aplicação dos processos de separação por membranas vem destacando-se devido a gama de aplicações, sendo eles, processos industriais para produção de alimentos, a dessalinização de água para consumo humano e o tratamento de águas residuárias (FANE et al., 2011).

2.2.1 Classificação das membranas

A capacidade de separação das membranas está relacionada com o tamanho dos poros, referente ao diâmetro equivalente (mm) ou a massa equivalente da menor molécula em daltons (Da) que a membrana é capaz de reter. Nesse sentido, observa-se por estrutura de membrana que a empregada para Microfiltração (MF) pode ser considerada a menos seletiva, sendo associada a retenção de material particulado. Em contrapartida, a membrana da Osmose Reversa (OR) pode ser empregada na retenção de íons monovalentes, cuja emprego permite um permeado com qualidade específica para alguns processos industriais ou dessalinização, por exemplo (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014; JUDD, 2011).

Os processos de separação por membrana podem ser divididos em: Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF) e Osmose reversa (OR), sendo classificados em baixa pressão os dois primeiros e os de alta pressão os dois últimos. No Quadro 1 são apresentadas as características gerais de cada processo de filtração por membrana.

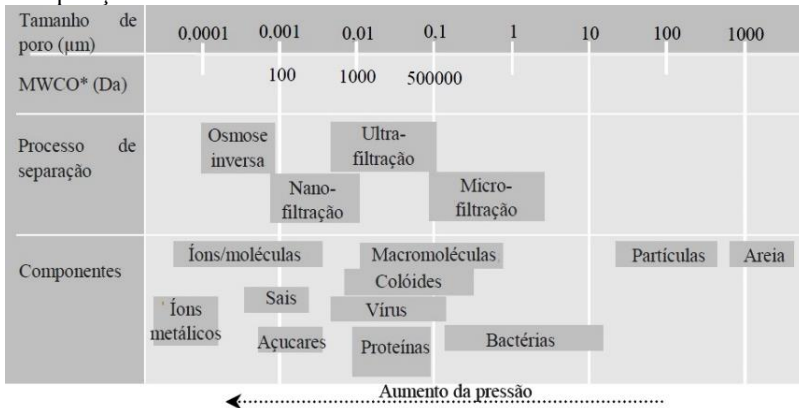
Quadro 1 - Características gerais dos processos de separação por membrana

Processo de filtração	Força motriz	Mecanismo de separação	Diâmetro poro (μm) ou capacidade de filtração	Faixa de variação (μm)
MF	Diferença de pressão ou vácuo em tanque aberto	Retenção	Macroporos (>50nm)	0,07 – 2,0
UF	Diferença de pressão ou vácuo em tanque aberto	Retenção	Mesoporos (2- 50 nm)	0,008 – 0,2
NF	Diferença de pressão em vasos fechados	Retenção + Solubilização / difusão + exclusão	Microporos (<2nm)	0,0009 – 0,01
OR	Diferença de pressão em vasos fechados	Retenção/difusão + exclusão	Densa (<2nm)	0,0001 – 0,002

Fonte: adaptado de TCHOBANOGLIOUS et al. (2014).

Vale ressaltar que os autores do Quadro 1, informam que o mecanismo de separação por meio de retenção está associado a exclusão de moléculas e partículas. A rejeição de íons ocorre mediante o efeito da solubilização e difusão da água na membrana, tal mecanismo é favorecido devido a elevada taxa de difusão frente ao soluto. Desse modo, as NF e OR podem ser classificadas com base na rejeição de solutos específicos. Na Figura 2 é exposto a capacidade de retenção de partículas e moléculas conforme o processo de separação empregado.

Figura 2 - Capacidade de retenção de partículas e moléculas conforme processo de separação



Fonte: adaptado de Metcalf e Eddy (2003); Judd (2006); Belli (2015).

Observa-se na Figura 2, que quanto mais seletiva a membrana, maior é a pressão aplicada. Desse modo, a qualidade do efluente final está intimamente ligada a capacidade de retenção da membrana escolhida para o sistema de tratamento. O processo de filtração com membrana apresenta-se como o mais eficiente para obtenção de um produto de qualidade, sendo que devido aos diferentes modelos existentes no mercado pode-se trabalhar de maneira isolada ou mediante aplicação de diferentes membranas em série (EVEN-EZRA et al., 2011).

2.2.2 Configuração das membranas

Os módulos de membrana englobam um conjunto de elementos que compõem a estrutura de confinamento da membrana, o vaso de pressão e dispositivos de entrada/saída. Os módulos utilizados para o tratamento de água e efluente podem ser divididos em: tubular, fibra oca,

enrolada em espiral, placa plana, sendo esse último aplicado em processos industriais e no saneamento em plantas em escala real. A aplicação desses módulos está associada a capacidade de promoção da turbulência além de permitir uma efetiva limpeza (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014; JUDD, 2011; SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001). No Quadro 2 é exposto os principais tipos de membrana e seu descritivo.

Quadro 2 – Descrição geral dos principais módulos de membrana aplicados ao tratamento de água e efluente

Tipo	Descrição
Tubular	Membrana moldada na parte interna de um tubo poroso, empregado como meio suporte. Utilizada para elevados teores de sólidos; Limpeza facilitada, mediante circulação de químicos; Maior custo devido a configuração da estrutura;
Fibra oca	Membrana que consiste em um feixe de fibras ocas. Instalada em vaso de pressão;
Enrolada em espiral	Fluxo do permeado similar a uma espiral; Membrana disposta em uma espiral, separada por espaçador.
Placas planas	Série de membranas planas instaladas em um suporte, canais internos permitem o escoamento para fora da membrana.

Fonte: adaptado de TCHOBANOGLIOUS et al. (2014)

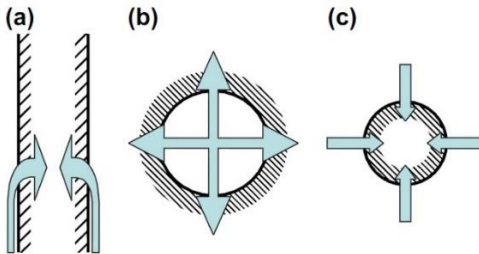
Outro ponto importante para configuração dos módulos de membrana são os materiais empregados na produção das mesmas, sendo que deve ser avaliado qual a aplicação do módulo e conseqüentemente realizada a escolha do material que resista ao processo. Conforme Judd (2011), o material que compõe a membrana deve apresentar alta resistência a ataques térmicos e químicos, além de suportar situações extremas de pH e agentes oxidantes, devido as limpezas químicas ao longo da vida útil. Os materiais empregados na fabricação das membranas podem ser orgânicos ou inorgânicos. Entre os principais materiais pode-se destacar os poliméricos e cerâmicos. Nesse contexto, há diferentes variações de polímero como polipropileno – PP, polissulfona – PS, polivinilideno – PVDF. Para o tratamento de efluente, por exemplo, geralmente são empregados materiais poliméricos embora possam ser usados cerâmicos (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014).

2.2.3 Fluxo e permeabilidade nos módulos de membrana

Segundo TCHOBANOGLOUS et al. (2003) a escolha da membrana e a configuração do sistema devem estar baseadas nos materiais de interesse na retenção e permeação, bem como na melhor forma de minimizar o fenômeno da obstrução dos poros (*fouling*) e deterioração do material da membrana. Judd (2006), sugere que o controle da colmatação está interligado ao balanço do fluxo de permeação, procedimentos bem executados de limpeza físico-química e também o controle do acúmulo de solutos no interior do sistema e consequentemente na membrana (película aderida à superfície).

O funcionamento do processo de filtração em membrana depende do fluxo de escoamento nos módulos de membrana, o qual pode ocorrer de dentro para fora ou de fora para dentro. Nas aplicações associadas ao tratamento de efluente sanitário o fluxo mais comum é de fora para dentro, associado a membranas de fibra oca e placas planas. O emprego do escoamento de fora para dentro possibilita que as limpezas sejam mais efetivas mesmo em concentrações elevadas de sólidos, pois permite a aspersão de ar e água na superfície do módulo durante as limpezas além de reduzir problemas com obstrução da passagem de água devido a partículas sólidas aderidas (TCHOBANOGLOUS et al., 2014; JUDD, 2011). Na Figura 3 é representado a indicação do fluxo nos módulos de membrana.

Figura 3 - Fluxo de escoamento em membrana de placas planas e fibra oca: a) escoamento fora para dentro em membrana placa plana; b) escoamento dentro para fora fibra oca; c) escoamento fora para dentro fibra oca



Fonte: (JUDD, 2011)

A forma de extração do permeado dos módulos de membrana está sujeito a duas condições principais: sistema pressurizado e submerso. No primeiro, há uma elevada pressão no módulo sendo necessário confinar a membrana e isolar a alimentação do permeado. Nessa configuração a alimentação é realizada com conjunto de bombas, que permite a circulação no através da membrana. Em sistemas submersos, a membrana é instalada no tanque com o líquido a ser permeado, cuja retirada do

filtrado ocorre devido a sucção realizada por bomba. Os módulos submersos, devido à pressão transmembrana, transportam a água no interior do sistema (JUDD, 2011).

Observa-se que no que se refere a sistema de MF e UF pressurizado, o fluxo pode ocorrer de dois modos: tangencial (*cross-flow*) e perpendicular (*dead-end*). No primeiro, o escoamento é tangencial a membrana, sendo que o controle do material depositado ocorre pela elevada velocidade de passagem do líquido, o mesmo é popularmente empregado em membranas enroladas em espiral. O modo perpendicular, o líquido que alimenta será permeado, sendo que o material se deposita na superfície da membrana, o que provoca uma redução no fluxo de permeado até um limite pré-estabelecido sendo necessária a limpeza da unidade quando o atingindo (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014).

A operação do sistema com membranas, geralmente está condicionada as especificações dos fabricantes, os quais determinam tempos de limpeza, concentração e tipos de produtos químicos. Ainda, as pressões de operação e fluxo de permeado também podem ser apresentadas nas especificações técnicas (SCHNEIDER e TSUTYIA, 2001).

2.3 PÓS TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO PROVENIENTE DE REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO (UASB)

O tratamento de efluente sanitário coletivo, aplicado a comunidades e municípios apresenta elevada importância ambiental, cujo objetivo prima a redução de carga poluidora no local de despejo. O descarte de efluente contendo elevada carga orgânica resulta, indiretamente, no consumo de oxigênio do meio, tal situação afeta o processo de autodepuração do corpo de água. Nesse mesmo contexto, o descarte com elevada concentração de nitrogênio e fósforo pode resultar na intensificação do processo de eutrofização da água, fenômeno no qual há o crescimento excessivo de plantas aquáticas que podem provocar interferências indesejáveis ao local que resulta em problemas ambientais, como mortandade de peixes (VON SPERLING, 2014).

As tecnologias ambientais para o tratamento de efluente sanitário apresentam diferentes etapas e processos, que unidas formam um sistema completo que pode ser denominado Estação de Tratamento de Efluentes. Entre os processos empregados podem ser destacados os físico-químicos e os biológicos. Este último, na variante anaeróbia e aeróbia. Com relação a tecnologia que emprega processo anaeróbio pode-se destacar os reatores

anaeróbios em manta de lodo (UASB), os quais apresentam elevada aplicação e difusão no Brasil para o tratamento coletivo de efluente sanitário (CHERNICHARO, 2007).

O emprego da tecnologia anaeróbia, no entanto, apresenta limitações no que tange a qualidade do efluente final, sendo em diversas situações incompatível com o descarte em corpo receptor. Nesse sentido, torna-se importante e imprescindível o pós-tratamento do efluente para atendimento a requisitos impostos por legislação ambiental e promover a proteção dos corpos de água receptores (JORDÃO; PESSÔA, 2014; CHERNICHARO, 2007). Para o pós tratamento de efluentes anaeróbios, é geralmente adotado o biológico aerado que pode resultar em qualidade adequada para descarte.

Uma das alternativas promissoras no pós-tratamento de efluente de reator UASB é o emprego de biorreatores a membrana como alternativa para obtenção de elevada qualidade do efluente final (CHERNICHARO, 2007). Díaz et al. (2017) expõem sobre a elevada capacidade dos sistemas BRM em tratar a nível terciário o efluente proveniente de tratamento secundário, no qual pode ser obtida a remoção de matéria orgânica remanescente e nitrificação completa. Conforme Sánchez et al. (2013), os estudos relativos a combinação de tratamento anaeróbio seguido de aeróbio com BRM não tem sido amplamente estudado, o que prejudica a compreensão do fenômeno do *fouling* nesse processo combinado.

2.4 BIORREADORES A MEMBRANA (BRM) NO TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO

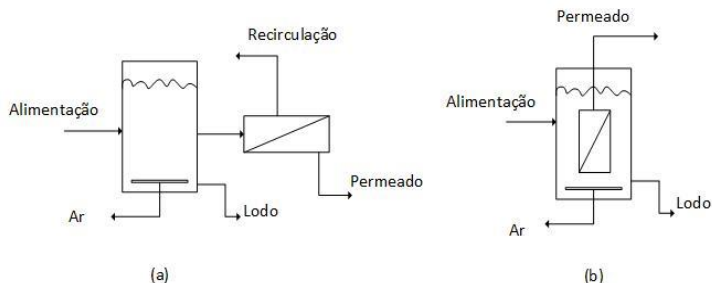
Os Biorreatores à Membrana (BRM) resultaram do desenvolvimento de processos com membrana, que ganharam difusão a partir de 1960, associadas principalmente os sistemas com MF, UF, NF e OR. A tecnologia ambiental envolvendo BRM, alia módulos de membrana de micro ou ultrafiltração instalados em tanques nos quais ocorrem desenvolvimento da biomassa e as interações biológicas (JUDD, 2011; HABERT, 2006).

O processo de tratamento une a fase biológica ao processo de separação física, proporcionado pela membrana. Os biorreatores permitem a separação do floco biológico com maior facilidade e efetividade que os decantadores secundários empregados em sistemas de lodos ativados, o que torna estes sistemas atrativos em termos de área necessária para instalação. Outro fator importante na utilização da tecnologia é a qualidade do efluente final, que torna atrativo seu

desenvolvimento e aplicação (CAMPO et al., 2017; MANNINA; DI BELLA; VIVIANI, 2011).

A configuração dos biorreatores com membranas pode apresentar membranas externas ou membranas imersas no reator. Na Figura 4, apresenta-se o esquema dos dois sistemas de biorreatores com filtração por membranas.

Figura 4 - Configuração de biorreator com membrana: (a) externa (b) imersa



Fonte: adaptado de Judd (2011)

Os sistemas apresentados na Figura 4, conforme Schneider e Tsutiya (2001) são modelos de reatores capazes de eliminar os decantadores secundários, os quais estão presentes em alguns sistemas de tratamento biológico. Nas membranas externas ao biorreator (Figura 4a) o módulo de membrana é pressurizado, instalado externo ao biorreator. Ainda, observa-se que nos reatores com membranas imersas (Figura 4b) utiliza-se aeração na base do módulo, a qual tem função principal de não permitir a formação de biofilme e incrustações na superfície da membrana além de fornecer oxigênio dissolvido para o processo aerado.

Os biorreatores à membrana (BRM) podem agregar qualidade ao efluente final, o qual pode ser aplicado devido a necessidade de uma planta com alta eficiência, com foco na reutilização posterior. Atualmente, a configuração BRM com membrana submersa é amplamente aceita e difundida mundialmente, pois permite o funcionamento com elevado fluxo de permeação em uma reduzida área de instalação, fator importante para a escolha da configuração no tratamento do esgoto sanitário (YOON, 2016).

O desenvolvimento de BRM com diferentes modos de operação apresenta-se como uma alternativa frente ao sistema convencional, cujo objetivo principal é associado a redução do consumo energético da planta e o controle da incrustação na membrana. Diante das diferentes configurações de sistemas biológicos para tratamento de efluente

sanitário, a configuração do biorreator à membrana aeróbio no qual emprega-se a aeração intermitente busca reduzir os inconvenientes associados a alto custo energético devido o sistema de aeração bem como permitir a geração de um efluente final com qualidade do qual há possibilidade de reúso.

2.5 BIORREATOR A MEMBRANA (BRM) COM AERAÇÃO INTERMITENTE NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

A configuração dos BRM com aeração intermitente presente nos trabalhos desenvolvidos, expostos a seguir, permitem diferentes variações de ciclos aerados (ligado/desligado), fluxo de filtração (contínuo ou somente nas fases aeradas), número de reatores (dois ou mais). O BRM aeração intermitente permite a variação na presença de aeração no meio, ou seja, a aeração não é contínua para o processo biológico. Desse modo, são estabelecidos ciclos operacionais com presença e ausência de ar no meio. Com essa configuração, torna-se possível variar o ambiente entre aerado, anóxico, que pode favorecer o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea (GUADIE et al., 2014).

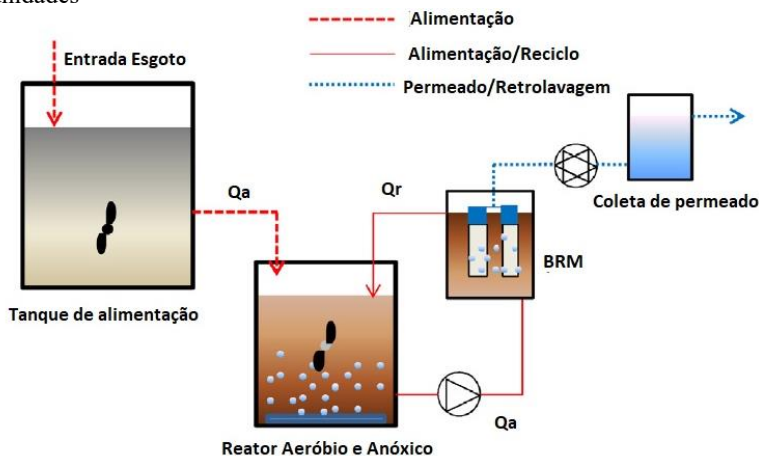
Com relação a operação do módulo de membrana, o fluxo de permeação/filtração mantém-se de maneira contínua ao longo da operação, independente do estágio do processo biológico (aerado ou anóxico). Vale ressaltar que são adotados, para o controle do *fouling*, períodos de parada na permeação que promovem o relaxamento do módulo. Tal condição pode ser observada em diferentes configurações de BRM.

Guadie et al. (2014) operaram uma combinação de reator com leito fluidizado seguido de BRM com aeração intermitente com efluente sintético simulando esgoto sanitário e fluxo de permeação contínua em escala de bancada. A filtração ocorria por 8 minutos com uma pausa de 2 minutos para controle da colmatação. Wang et al (2016) monitoraram um BRM com aeração intermitente aplicado a esgoto sintético simulando sanitário em escala de bancada, objetivando remoção de nitrogênio por processo ANAMMOX e desnitrificação. Nesse sistema, os ciclos de aeração eram mantidos em 1 minuto com aeração e avaliado período sem aeração de 2, 3 e 4 minutos e o fluxo na membrana mantido contínuo.

Capodici et al. (2015) e Campo et al. (2017) avaliaram um sistema piloto similar empregando BRM para o tratamento de esgoto sanitário municipal o qual era composto de dois reatores diferentes. O primeiro reator era condicionado ao processo aeração intermitente com variação

no ciclo de aeração. Já o segundo, foi instalado o módulo de membrana, no qual eles operavam com fluxo contínuo de filtração e aeração para controle da colmatação. Ainda, durante a filtração mantinham o módulo em filtração por 9 minutos e 1 minutos sem filtração. Na Figura 5, é exposto a configuração avaliada pelos autores citados acima com BRM aeração intermitente em escala piloto, onde o módulo de membrana submersa está em um tanque separado do reator com processo de intermitência.

Figura 5 - Configuração do BRM aeração intermitente operando em diferentes unidades



Fonte: adaptado de Campo et al. (2017).

Observa-se que a configuração proposta por Campo et al. (2017) e Capodici et al. (2015), pode resultar em um maior consumo de energia, tendo em vista que a aeração no módulo de membrana ocorre de maneira contínua. Outro fator que pode contribuir para o maior consumo energético está na necessidade de bombeamento para a alimentação e reciclo entre o reator biológico e o tanque de membrana. O BRM em um único tanque pode ser mais viável e demandar uma menor área para instalação do que a configuração apresentada acima.

Shao et al. (2015) avaliaram um BRM com aeração intermitente e contínua em escala piloto para o tratamento de água superficial para consumo humano, onde todo o sistema foi adaptado em um único tanque. O ciclo consistia em 1 minuto de aeração ligada e 4 minutos desligada. O fluxo no módulo de membrana era contínuo, com somente a paralização na filtração a cada 60 ou 30 minutos durante 1 minuto para retrolavagem.

Nesse sentido, observa-se que a intermitência na aeração no BRM possibilita a remoção de matéria orgânica, favorecendo os processos de remoção de nitrogênio total via nitrificação e desnitrificação simultânea além de possibilitar a redução no custo devido ao menor consumo energético da planta (CHANG et al., 2011; LIM et al., 2007).

Os sistemas de tratamento com BRM de aeração contínua pode apresentar um elevado custo operacional, devido a necessidade para o processo biológico de tratamento do efluente. O uso da aeração intermitente permite que haja variação nos períodos aerados, o que traz benefícios referente a redução do consumo energético da planta, visto que o tratamento é baseado na inserção de oxigênio no meio e este pode representar até 50% do total de energia necessário em um sistema. No caso de o módulo de membrana ser do tipo fibra oca, o custo com essa aeração pode atingir 30 a 40% do total de energia consumida pela planta (YOON, 2016). De forma objetiva, trabalhar em uma condição intermitente reduz de maneira direta o custo com aeração e além de permitir, por meio da variação de fases, a remoção de nitrogênio do efluente (CAPODICI et al., 2015; GUADIE et al., 2014; RATANATAMSKUL; KONGWONG, 2017).

Nesse sentido, o desenvolvimento de BRM aeração intermitente mostra-se promissor no que tange melhorias em termos de consumo energético de plantas de tratamento. Ainda, o monitoramento e entendimento das interações durante as diferentes fases do processo mostram-se pouco desenvolvidas, sendo um campo interessante de avaliação conforme Campo et al. (2017).

2.6 ASPECTOS OPERACIONAIS DE SISTEMAS BRM APLICADOS AO EFLUENTE SANITÁRIO

Para a avaliação dos sistemas com membrana, especialmente associado a aeração intermitente, alguns fatores são importantes monitorar ao longo da operação como as características do licor misto, a qualidade do esgoto afluente e efluente ao biorreator. Ainda, observa-se que as condições operacionais (idade do lodo, fluxo de permeação, tempo de detenção hidráulica e monitoramento da colmatação) são fatores importantes para a eficiência do processo de tratamento. Os itens apresentados na sequência referem-se à operação de biorreatores a membrana aplicados ao tratamento de esgoto sanitário.

Com relação ao afluente aos sistemas, o esgoto sanitário, de origem doméstica, geralmente apresenta as relações balanceadas, com concentrações adequadas tornando o ambiente favorável para o

crescimento biológico, seja anaeróbio ou aeróbio (CHERNICHARO, 2007).

2.6.1 Qualidade do efluente final

O permeado resultante do BRM apresenta elevada qualidade tendo em vista a capacidade de retenção de Sólidos Suspensos Totais (SST) e remoção de matéria orgânica e nitrogenada (YOON, 2016).

Com relação a remoção de partículas coloidais a operação do BRM apresenta eficiência superior a sistemas de lodos ativados convencional (LAC). Os fatores que contribuem para melhor qualidade do efluente de um BRM são a reduzida relação alimento-microorganismos (A/M) onde há menor proporção de alimento em um ambiente com elevado teor de biomassa que consequentemente favorece a degradação da matéria orgânica com menor formação de produtos microbianos solúveis (SMP) (YOON, 2016).

Nesse sentido, a qualidade do efluente final possui reduzida presença de compostos orgânicos solúveis. A presença da barreira física permite a retenção dos sólidos suspensos totais o que garante uma operação mais estável que em um LAC (YOON, 2016). A qualidade observada no efluente final dos BRM, permite atingir concentração de DBO, SST, turbidez e coliformes termotolerantes inferior a 5 mg/L, inferior a 1 NTU e 10 NMP/100mL, respectivamente, quando se emprega MF/UF no processo (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Em relação aos BRM com aeração intermitente, pode-se destacar o trabalho desenvolvido por Barbosa et al. (2016) que avaliaram um BRM com aeração intermitente para esgoto sanitário e reportaram eficiência na partida na remoção de DQO e nitrogênio de Kjeldahl (NTK) de 90 e 80%, respectivamente. Posteriormente, ao ajustar as condições do sistema para a remoção de nitrogênio, os valores médios encontrados para os mesmos parâmetros foram de 70 e 99%, respectivamente. Os autores destacam que obtiveram um efluente final de alta qualidade, com nitrificação e desnitrificação simultânea.

2.6.2 Aeração do módulo de membrana

A aeração no sistema de membrana apresenta-se como um parâmetro operacional de extrema importância, sendo uma variável associada a minimização do fenômeno da colmatação e o meio pelo qual o oxigênio dissolvido é disponibilizado para o processo biológico. A utilização da aeração provoca tensão de cisalhamento e turbulência

devido ao fluxo de ar injetado, sendo que tal condição favorece a mistura da biomassa além de causar o desprendimento de substâncias aderidas a superfície do módulo. Nota-se que o uso de membrana do tipo fibra oca possui vantagens em relação ao desprendimento de material aderido frente a outros modelos. Tal condição é favorecida a fibra oca devido a turbulência causada pela aeração nos feixes da membrana que permite um maior desprendimento do material aderido (DEZOTTI; SANT'ANNA JR; BASSIN, 2011). Em contrapartida, o desempenho da distribuição de aeração no biorreator com membrana submersa do tipo fibra oca pode ser dificultado devido ao comprimento dos módulos que reduz o cisalhamento necessário ao longo do módulo (WICAKSANA; FANE; CHEN, 2006).

A tensão de cisalhamento nos módulos de membrana decorrente do processo de aeração ocorre devido a ascensão de bolhas de ar próximo a estrutura da membrana. Nas membranas de fibra oca, observa-se que o fenômeno do *fouling* na membrana pode ser mitigado com o aumento na taxa de aeração. No entanto, deve-se observar que as bolhas de ar não entram em contato direto com a superfície da membrana, elas permitem o aumento o fluxo de água induzido pelas bolhas na superfície da membrana. Desse modo, as bolhas ascendentes aumentam os movimentos aleatórios nas fibras, causando a variação do fluxo na superfície, o que favorece o desprendimento de agente causadores da incrustação (YOON, 2016).

Segundo Judd (2011), a aeração é indiscutivelmente o parâmetro mais importante para projeto e operação de um sistema MBR aeróbio. A aeração é utilizada para agitação do floco e limpeza da membrana, porém não necessariamente necessita ser o mesmo sistema de aeração para as duas funções. A função de manter o licor misto em mistura, ao empregar a aeração, permite adicionalmente melhorar a permeabilidade devido a aspersão de gás na superfície do módulo. O uso da aeração permite a remoção de compostos orgânicos (DBO e DQO) e permite a oxidação do nitrogênio amoniacal. Em contrapartida, o excesso de ar encarece o processo de tratamento, sendo uma tendência a busca por de melhor aproveitar a aeração nos biorreatores (DEZOTTI; SANT'ANNA JR; BASSIN, 2011).

O emprego de elevados teores de oxigênio dissolvido (OD) possibilita uma melhoria na filtrabilidade e redução no *fouling* (DEZOTTI; SANT'ANNA JR; BASSIN, 2011).

Ratanatamskul e Kongwong (2017) operaram um sistema BRM com aeração intermitente para o tratamento de esgoto sanitário e empregaram concentração de oxigênio dissolvido entre 3 e 3,8 mg/L na

zona aeróbia para promoção da nitrificação do efluente, os resultados obtidos demonstraram elevada eficiência na operação (RATANATAMSKUL; KONGWONG, 2017). Em contrapartida, Barbosa et al (2013) operaram um sistema BRM com aeração intermitente e concentração de oxigênio dissolvido de 0,5 e 0,8 mg/L, a qual resultou em elevada qualidade de permeado quanto a remoção de DQO e nitrificação. Tal condição favoreceu o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea.

A aeração intermitente nos BRM, em plantas maiores, pode ser configurada em duas formas: com alternância dos ciclos ligado/desligado no módulo ou com alternância de ciclos ligado/desligado em dois grupos de difusores do conjunto. No primeiro método, há uma forte aspersão de ar nos períodos ligados no conjunto de membrana. No segundo método, a aeração não é tão forte pois é aplicada na parte adjacente do módulo (YOON, 2016). No Quadro 3 são apresentadas algumas referências de BRM aeração intermitente aplicado ao esgoto sanitário bem como os ciclos de operação adotados com aeração (min on/off).

Com relação a eficiência energética, pode-se destacar o parâmetro Demanda Específica de Aeração (SAD – *Specific air demand*) que pode ser avaliada com base no volume de ar fornecido e no volume de permeado produzido (SADp) ou com base no fluxo de ar específico em relação a área da membrana (SADm) (YOON, 2016).

Nota-se que emprego da SADp é mais utilizado para reportar eficiência energética do que SADm, visto que o consumo de energia com aeração leva em consideração a pressão que o ar deve superar no sistema para o correto funcionamento. O valor geralmente empregado para SADp em sistemas de aeração intermitente é inferior a 7,3 m³ de ar por m³ de permeado, o qual pode ser menor conforme o controle dos fluxos e das condições operacionais adotadas. O SADm é mais utilizado na fase de projeto para definir a capacidade do soprador de ar frente a área da membrana (YOON, 2016).

Ainda, em módulos de fibra oca o SADp tende a ser menor do que em placas planas devido a reduzida densidade de empacotamento das fibras ocas sendo que essa diferença pode atingir 50% a menor de demanda de ar.

Quadro 3 - Compilação de trabalhos com BRM aeração intermitente e seus respectivos ciclos operacionais adotados

Ciclo operacional da aeração (ligado/desligado)	Tipo de efluente	Fluxo de filtração	Escala	Autores
60/60; 50/70; 40/80;	Doméstico	Intermitente (somente na fase aerada)	Bancada	Lim et al. (2007)
45/15; 15/45; 30/30; 60/30; 60/60;	Sintético	Contínuo (8 minutos de filtração e 2 minutos de parada)	Bancada	Guadie et al. (2014)
60/120; 80/100; 30/90;	Sanitário	Contínuo (9 minutos de filtração e 1 minutos de parada)	Piloto	Capodici et al. (2015)
30/90;	Sanitário pós tanque séptico	Intermitente (somente fase aerada)	Piloto	Perera et al. (2017)
Contínuo; 60/60; 40/80; 30/90; 80/40; 90/30;	Doméstico	Contínua	Protótipo	Ratanatamskul e Kongwong (2017)
60/120; 80/100; 30/90;	Sanitário	Contínuo (9 minutos de filtração e 1 minutos de parada)	Piloto	Campo et al. (2017)

2.6.3 Tempo de detenção hidráulica (TDH) e Tempo de retenção celular (θ_c)

A biomassa ativa do processo de tratamento permanece por um período no biorreator para posteriormente ser removida no descarte de lodo. As células mortas são consumidas pelas células vivas enquanto perdem parte do carbono para atmosfera na forma de dióxido de carbono, fenômeno conhecido como respiração endógena. O mecanismo endógeno permite a redução do excesso de lodo durante o período em que permaneçam dentro do sistema (YOON, 2016).

Um parâmetro importante no processo biológico aeróbio é o coeficiente de produção celular (Y) o qual relaciona a massa de sólidos em suspensão voláteis produzidos por unidade massa de DBO removida. O emprego dessa variável (Y) consiste em uma produção de biomassa no reator, no entanto, após a permanência da biomassa no interior do reator ocorre mecanismo de respiração endógena. Nesse sentido, para uma melhor avaliação do processo, o ideal é obter os dados da produção específica observada (Y_{obs}), que corresponde a produção real de sólidos que seria mensurada no sistema, ou seja, a produção do lodo (VON SPERLING, 2012). Vale ressaltar que o mecanismo endógeno contribui para a perda de biomassa, que pode ter diferentes causas, entre elas necessidade de energia para manutenção celular, lise celular, morte ou tensão (stress) ocasionados por fatores ambientais ou predação (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014).

A relação alimento/microrganismo (A/M) é outro parâmetro que permite compreender o tempo de retenção celular ou idade do lodo. A A/M constitui-se da carga aplica ou disponível presente no reator. Assim, entende-se que uma elevada relação implica em maior carga de DBO fornecida a uma unidade de biomassa, que representa uma menor assimilação do substrato e consequente redução do volume do reator. Em contrapartida, uma reduzida relação A/M maior será avidéz por alimento, sendo maior a remoção de DBO e um maior volume para o sistema. Neste último caso, geralmente é caracterizado um ambiente que prevalece o mecanismo endógeno.

Nesse contexto, na Tabela 1, apresenta-se a interação entre produção de lodo observada, relação alimento/microrganismo e idade do lodo baseados em experimentos controlados em laboratório para BRM.

Tabela 1 - Produção de lodo observada e Relação A/M como uma função do tempo de retenção celular (idade do lodo)

Idade do lodo dias	Yobs		SSVLM/SSLM	A/M
	gSSV/gDQO	gSSLM/gDQO		
2	0,477	0,558	0,855	1,048
5	0,384	0,461	0,833	0,521
10	0,329	0,396	0,831	0,304
20	0,298	0,358	0,832	0,168
30	0,268	0,328	0,817	0,124

Fonte: (YOON, 2016)

Uma das vantagens oferecidas pelo BRM, diz respeito ao TDH e a idade do lodo, devido a retenção total da biomassa (SST) ocorre o aumento da retenção celular sem que o tempo de detenção hidráulica necessite ser elevado proporcionalmente. Desse modo, o controle da idade do lodo determina a taxa de degradação do substrato, nitrificação, descarte de lodo e teor de sólidos na biomassa (JUDD, 2011).

Barbosa et al. (2016) trabalharam em um sistema BRM com aeração intermitente e o tempo de detenção hidráulica de 6,5 horas. Nessa planta, o período de aclimatação durou 35 dias. Outro sistema com BRM aeração intermitente aplicado ao tratamento de esgoto sanitário, foi operado com tempo de detenção hidráulica de 24 horas e idade do lodo de 20 dias (RATANATAMSKUL; KONGWONG, 2017). A planta BRM, na qual operaram Hu et al. (2014), com sistema de remoção de nutrientes em grande escala (15000m³/d) funcionou com tempo de detenção de 14,6 horas e idade de lodo de 16 dias. Ainda, o *start-up* da planta durou 45 dias. Observa-se que a idade do lodo e o tempo de retenção hidráulica variam conforme o autor e os objetivos a serem avaliados.

O BRM aplicado ao esgoto sanitário municipal tipicamente necessita de 2 a 4 horas no tanque de aeração e de 1 a 2 horas no tanque de membranas, sendo aproximadamente 3 a 6 horas o tempo de detenção total na zona aeróbia. Caso haja zona anóxica ou anaeróbia o tempo de detenção será superior. Com relação ao tempo de retenção celular, o valor mínimo empregado encontra-se entre 12 a 15 dias, sendo que valores inferiores podem provocar a colmatação excessiva à membrana. Os valores comumente empregados para a idade do lodo encontram-se na faixa de 12 a 30 dias, sendo que valores acima do proposto podem implicar no aumento do custo de instalação em grandes plantas (YOON, 2016). Além do citado anteriormente, a ideia vinculada a idade de lodo tendendo ao infinito torna-se de difícil implantação, devido também a acumulação de sólidos biológicos além de materiais inertes e não biodegradáveis no interior do biorreator que podem vir a danificar os módulos de membrana (DEZOTTI; SANT'ANNA JR; BASSIN, 2011).

2.6.4 Fluxo (J) e Pressão Transmembrana (PTM)

O fluxo é considerado a quantidade de líquido que atravessa uma determinada área durante certo tempo (L.m⁻².h⁻¹ ou LMH). O fluxo tem relação direta com pressão transmembrana (PTM) e consequentemente com a resistência oferecida pela membrana à filtração (JUDD, 2011). A

PTM pode ser caracterizada como a diferença entre a pressão de alimentação e a pressão do permeado (JORDÃO; PESSOA, 2014).

O fluxo e a pressão transmembrana são parâmetros essenciais para o controle da colmatação na superfície da membrana, sendo a escolha do fluxo fator decisivo nesse processo. A avaliação do fluxo crítico no sistema com membrana demonstra ser uma ferramenta efetiva no controle da colmatação, sendo usualmente compreendido como fluxo sustentável (GAO; LIAO; HAI, 2014). Em biorreatores à membrana, seja aeróbio ou anaeróbio, a operação abaixo do fluxo crítico pode evitar a deterioração acelerada do módulo durante o processo de filtração além de aumentar a carreira de filtração, reduzindo o consumo de produtos químicos para limpeza (OZGUN et al., 2013).

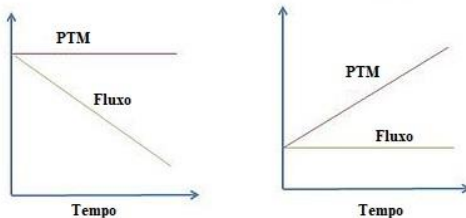
No que tange a operação com fluxo constante, pode-se observar o incremento gradual da pressão transmembrana (PTM), devido ao *fouling*. De modo a aumentar a carreira de filtração, sem gerar o aumento abrupto da PTM pode-se trabalhar com a condição de fluxo baixo (DEZOTTI; SANT'ANNA JR; BASSIN, 2011).

Barbosa et al. (2016) operaram um sistema BRM intermitente para tratamento de efluente sanitário com fluxo médio de 4,5 L/m².h. Os testes realizados para a permeabilidade hidráulica na partida do sistema apresentaram valores de 49 L/m².h.bar e posteriormente, quando em operação a permeabilidade hidráulica foi reduzida para 30 L/m².h.bar na fase de nitrificação e desnitrificação simultânea. Em outro trabalho desenvolvido, foi avaliado o BRM sob condição de aeração intermitente o qual apresentou fluxo líquido de 17-19 L/m².h (CAMPO et al., 2017). Ratanatamskul e Kongwong (2017) avaliaram a produção de permeado de um BRM intermitente, fibra oca, cujo resultado da capacidade de produção de permeado foi de 2m³/d sendo que essa produção poderia ter atingido até 4 m³/d (RATANATAMSKUL; KONGWONG, 2017).

Os sistemas BRM com membrana submersa podem operar em três condições de relação fluxo e PTM: fluxo constante, fluxo variável e fluxo semivariável. No modo fluxo constante, é adotada uma condição de fluxo e mantida ao longo da operação, em contrapartida, a PTM sofre aumento até limite pré-estabelecido. O aumento da PTM é moderado no início, porém ao se aproximar de atingir o máximo ele sofre aumento acelerado. No caso de fluxo variável, o fluxo é alto no início da operação tal qual a PTM, porém esse fluxo é rapidamente reduzido e estabilizado. De maneira melhorar a situação do fluxo variável, há a possibilidade de operar com fluxo semivariável, tal alternativa permite ajustar automaticamente ou manualmente a PTM o que otimiza o fluxo de maneira a atingir o volume de permeado necessário (YOON, 2016). Na

Figura 6 é representado os dois principais modos de operar o modulo de membrana com relação ao fluxo e pressão transmembrana.

Figura 6 - Diagrama conceitual de dois diferentes modos de operar a membrana



Fonte: adaptado de YOON (2016)

Vale ressaltar que, o mesmo autor, informa que a operação com fluxo constante apresenta vantagens sobre outros modos de operação, especialmente no que se refere a controle da colmatação e eficiência energética.

2.6.5 Colmatação das membranas

O desempenho de um sistema BRM está intimamente relacionando com o processo de colmatação (chamado de *fouling* ou incrustação). A formação do *fouling* é o resultado de complexas interações, sendo que vários eventos contribuem para ocorrência dele. Entre os principais agentes causadores do *fouling* destacam-se as substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e os produtos microbianos solúveis (SMP) (DEZOTTI; SANT'ANNA JR; BASSIN, 2011).

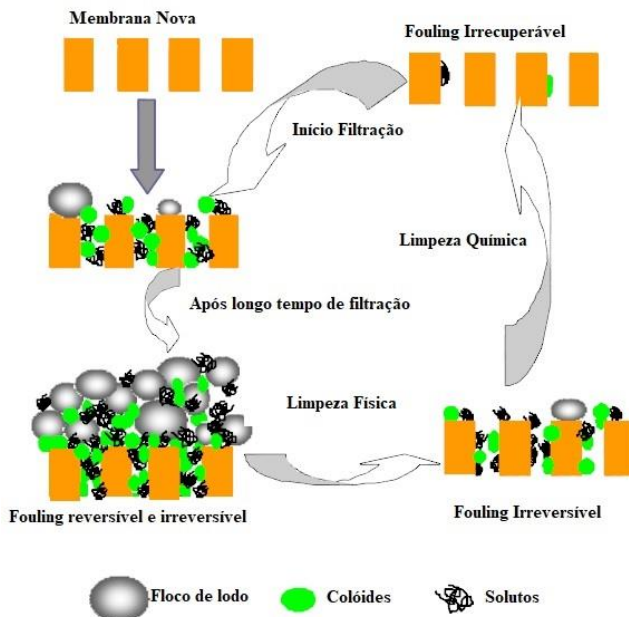
A formação de *fouling* pode danificar a membrana ao ponto de não ser possível utilizá-la. Dessa forma, limpezas constantes devem ser realizadas no sistema. Outro ponto importante é avaliar corretamente o efluente a alimentar o sistema, dessa forma busca-se prolongar a vida útil das membranas instaladas (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003).

As duas principais formas de limpeza dos módulos de membrana estão associadas à limpeza química e física. A limpeza física pode ocorrer por meio de dois sistemas, a retrolavagem e o relaxamento. Na primeira, o fluxo do líquido é invertido e as partículas aderidas são removidas. No relaxamento, cessa-se o fluxo e se mantém a aeração na membrana, dessa forma, busca-se a remoção de partículas agregadas (JUDD, 2011).

Quanto a colmatação na membrana e sua característica remoção há três classificações comumente encontradas: removível, irremovível e irreversível. A primeira é facilmente removida da superfície mediante um

processo físico de limpeza (retrolavagem ou relaxamento). A irremovível está associada a uma intensa relação entre os componentes e superfície da membrana o que gera uma necessidade de limpeza química para remoção. Em relação a colmatção irreversível ou permanente, é considerada a colmatção que mesmo após uma intensa limpeza química permanece aderida a superfície (GAO; LIAO; HAI, 2014). Na Figura 7 demonstra-se as etapas das limpezas realizadas em membranas.

Figura 7 - Limpeza física e química da membrana



Fonte: adaptado de JUDD (2011)

A curto prazo a colmatção reversível apresenta-se mais frequente a qual pode ocorrer devido a deposição de lodo e obstrução do poro. A longo prazo, encontra-se geralmente a colmatção permanente devido ao longo período de contato e deposição de componentes na superfície da membrana (GAO; LIAO; HAI, 2014). A limpeza química está associada à remoção de materiais que não são retirados na limpeza física (SCHNEIDER; TSUTUYIA, 2001). Os produtos que são comumente aplicados nas limpezas químicas estão compreendidos entre ácidos, desinfetantes e bases (JUDD, 2011). Os ácidos e bases podem ser capazes de remover incrustações formadas na superfície da membrana, as quais quando não retiradas ao longo do tempo danificam a estrutura do módulo

de forma irreversível. Os desinfetantes ou agentes oxidantes podem auxiliar no controle da formação de biofilme nas membranas, o qual está associado a processos biológicos sofridos ao longo da permeação de um efluente (JUDD, 2011).

As EPS e os SMP são mensurados como proteínas e carboidratos, os quais estão relacionados a colmatação na membrana (DERELI et al., 2015). O EPS excretado pelos microrganismos causa um efeito significativo no fouling devido ao incremento na viscosidade do licor misto e na resistência à filtração (NAGAOKA; UEDA; MIYA, 1996; OZGUN et al., 2013). BIN et al. (2017), reportam que teoricamente com o aumento da temperatura o metabolismo dos microrganismos é acelerado o que resulta no aumento na secreção do EPS. No entanto, Gao et al (2012) apresentam que o efeito da temperatura na produção de EPS é variável e depende de fatores como comunidade de microrganismos no meio e das condições adotadas no experimento. De forma a simplificar, há certa discordância acerca dos resultados referentes ao desempenho das proteínas e polissacarídeos no *fouling* das membranas, associadas também aos teores desses componentes no sobrenadante de MBRs (DEZOTTI; SANT'ANNA JR; BASSIN, 2011).

Segundo Dezzoti, Sant'Anna Jr e Bassin (2011) as EPS são uma classe ampla de substâncias de alta massa molar, sendo encontradas nos biofilmes e flocos biológicos. Com relação a sua composição química podem ser definidos como polissacarídeos, proteínas, fosfolipídios e ácidos nucleicos. Os SMP são compostos de diversas substâncias solúveis na fase líquida, como polissacarídeos e proteínas excretadas pelas células.

Outro ponto importante quanto a colmatação está associado ao teor de sólidos no licor misto (SST). A faixa usual de sistemas BRM são superiores aos lodos ativados, as quais encontram-se entre 6 e 15 g/L, para um desempenho razoavelmente bom. Valores superiores ao indicado, podem resultar em colmatação excessiva, principalmente devido a o aumento da viscosidade a qual reduz a capacidade de limpeza dificultando a ascensão das bolhas de ar no meio (YOON, 2016). Ainda, o monitoramento do oxigênio dissolvido (OD) no processo permite um melhor controle do processo biológico aerado, o qual está associado a estrutura do biofilme, distribuição dos tamanhos de floco e à presença de EPS e SMP.

2.7 REÚSO DA ÁGUA

A disponibilidade de água em qualquer lugar pode ser variável no tempo e no espaço, sendo afetada por fatores naturais (seca, inundações)

ou antrópicos (demanda excessiva ou lançamentos de efluente sem tratamento). Nesse sentido, são necessárias estratégias para compatibilizar o uso da água e as atividades humanas, sendo a racionalização do uso e o reúso da água elementos importantes frente ao cenário hídrico (MIERZWA; HESPANHOL, 2005).

O processo de tratamento de efluente vem sendo aprimorada e recebendo maior reconhecimento quanto a sua importância como uma fonte de recurso alternativa, especialmente devido ao crescimento populacional e as mudanças climáticas cuja demanda de consumo de bens naturais, como a água apresentam aumento. Nesse sentido, a reutilização do efluente pós tratamento pode promover um adicional no suprimento de água para usos não-potáveis em muitas partes do mundo (PURNELL et al., 2016). O conceito de reúso pode ser definido como uso de água residuária ou água de qualidade inferior tratada ou não, segundo Cunha et al. (2011).

Para gerir de maneira eficiente a demanda de água, buscam-se formas alternativas de reaproveitamento da água as quais despertam o interesse dos gestores públicos, especialmente mediante o uso do efluente sanitário pós tratamento, o qual pode fornecer água para atividades associado a irrigação local, para a agricultura, para rega de parques e manter o fluxo em rios locais (TRAN; JASSBY; SCHWABE, 2017).

Conforme TCHOBANOGLIOUS et al (2003), algumas tecnologias apresentam-se em destaque em relação ao tratamento de efluente sanitário visando o reúso, entre elas: a utilização de filtração por membranas, adsorção por carvão ativado, processos oxidativos avançados, troca iônica e arraste de ar. Nesse sentido, pode-se destacar o uso do efluente de sistemas BRM. Tal processo de tratamento pode elevar a qualidade do efluente final, sendo compatível com descarte em rios, oceanos ou pode ser reaproveitado e aplicado a diferentes fins como irrigação, uso doméstico não potável, limpeza de vias públicas, construção civil e etc (YOON, 2016).

Observa-se que frente ao aumento da demanda de consumo de água criam-se desafios para futuro em relação ao planejamento de estações de tratamento de efluentes aptas a tratar o esgoto e promover o seu uso de forma segura e confiável (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014). A classificação do reúso da água torna-se uma ferramenta para o entendimento e aplicação do mesmo, pois pode auxiliar na delimitação do uso previsto bem como na definição da melhor tecnologia a ser empregada para obtenção da qualidade almejada no fim do tratamento (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014).

No Quadro 4, são apresentadas as duas principais classificações de reúso da água quanto ao método, que está associado ao planejamento de uso ou descarte em corpo hídrico.

Quadro 4 – Classificação geral do reúso da água

Reúso Potável Direto	Conforme a Resolução nº 54/05 do CNRH, uso planejado, com encaminhamento ao local de utilização, sem lançamento ou diluição prévia em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos.
Reúso Potável Indireto	Fornecimento de água de reaproveitamento em um meio ambiente que precede a captação e tratamento da água potável.
Reúso não potável	Todas as aplicações que não envolvem o uso potável;
Reúso potável	Fonte suplementar de água para abastecimento (consumo humano)

Fonte: adaptado de Cunha et al. (2011); EPA (2012).

Para avaliar a aplicação do efluente tratado pode ser empregada uma categorização conforme a finalidade, ou seja, o uso pretendido da água. Nesse sentido, no Quadro 5, são apresentados os principais usos finais da água de reúso.

Nota-se que em áreas urbanas, a demanda por água vem aumentando constantemente, devido ao crescimento populacional e ao desenvolvimento industrial. A irrigação com água recuperada tornar-se uma das alternativas importantes para sustentar os recursos hídricos e melhorar o abastecimento atual de água urbana muitas cidades (BIGGS; JIANG, 2009). Nesse contexto, tendo em vista o elevado consumo de água para atividades agrícolas torna-se necessário fontes alternativas de água para irrigação. Assim, o uso do efluente municipal tratado como fonte alternativa para irrigação torna-se uma alternativa interessante quando os recursos naturais são limitados (CIRRELI et al., 2012).

Quadro 5 - Categorias de reúso da água conforme finalidade

Uso		Aplicação
Urbano	Irrestrito	Não potáveis em ambientes municipais, onde o acesso ao público é irrestrito;
	Restrito	Não potáveis em ambientes municipais onde o acesso público é controlado ou restrito por barreiras físicas ou institucionais, como cercas,

Quadro 5 - Categorias de reúso da água conforme finalidade

Uso		Aplicação
		sinalização consultiva ou restrição de acesso temporal;
Industrial		Processos internos, instalações industriais, produção de energia e extração de combustíveis fósseis;
Agrícola	Culturas alimentares	Irrigação de cultura com a intenção de consumo humano;
	Culturas alimentares processadas e/ou não alimentares para consumo humano	Irrigação de culturas alimentares processadas antes do consumo humano ou que não são consumidas por humanos;
Represamentos	Irrestrito	Represamentos sem imposição de limites para contato humano para atividades de recreação;
	Restrito	Represamento de contato humano restrito;
Aquicultura		Abastecimento de reservatórios para produção de peixes, plantas aquáticas;
Recarga de aquíferos		Não potável, para inserção na recarga de lençóis subterrâneos;

Fonte: Adaptado de EPA (2012)

2.7.1 Reaproveitamento do efluente municipal pós-tratamento

A aplicação da água de reúso pode ocorrer no meio urbano, para a agricultura, manutenção do meio ambiente, uso industrial, recarga de fontes subterrâneas, uso potável. O uso final da água deve nortear a qualidade desejada ao fim do processo de tratamento, cujas concentrações e parâmetros de interesse mudam conforme a aplicação. Nesse sentido, cabe expor que a qualidade de água recuperada para irrigação não é a mesma desejada para uso potável, por exemplo (EPA, 2012).

Para cada tipo de uso da água há uma condição de característica física, química e biológica para que garanta a segurança dos usuários, atinja a qualidade necessária para o fim almejado, sendo que por vezes o uso múltiplo da água requer o atendimento a diferentes padrões de qualidade (MIERZWA; HESPANHOL, 2005).

No Quadro 6, são apresentadas as diretrizes para reúso da água conforme finalidade de aplicação, tratamento indicado, qualidade requerida e uma proposta de rotina de monitoramento.

Quadro 6 – Recomendações e diretrizes para o reúso da água

Categoria	Tratamento	Qualidade requerida	Rotina de monitoramento
Reúso Urbano			
Restrito	Secundário; Filtração; Desinfecção;	pH = 6 a 9	Semanalmente
		DBO ≤ 10 mg/L	Semanalmente
		Turbidez ≤ 2 NTU	Contínuo
		Coliformes fecais = Ausência/100mL	Diário
		Cloro residual = 1 mg/L	Contínuo
Irrestrito	Secundário; Desinfecção;	pH = 6 a 9	Semanalmente
		DBO ≤ 30 mg/L	Semanalmente
		SST ≤ 30 mg/L	Diário
		Coliformes fecais ≤ 200/100mL	Diário
		Cloro residual = 1 mg/L	Contínuo
Reúso na Agricultura			
Cultivo alimentar	Secundário; Filtração; Desinfecção;	pH = 6 a 9	Semanalmente
		DBO ≤ 10 mg/L	Semanalmente
		Turbidez ≤ 2 NTU	Contínuo
		Coliformes fecais = Ausência/100mL	Diário
		Cloro residual = 1 mg/L	Contínuo
Cultivo alimentar processado; e Cultivo não alimentar	Secundário; Desinfecção;	pH = 6 a 9	Semanalmente
		DBO ≤ 30 mg/L	Semanalmente
		SST ≤ 30 mg/L	Diário
		Coliformes fecais ≤ 200/100mL	Diário
		Cloro residual = 1 mg/L	Contínuo
Reservatórios			
Restrito	Secundário; Filtração; Desinfecção;	pH = 6 a 9	Semanalmente
		DBO ≤ 10 mg/L	Semanalmente
		Turbidez ≤ 2 NTU	Contínuo
		Coliformes fecais = Ausência/100mL	Diário
		Cloro residual = 1 mg/L	Contínuo

Quadro 6 – Recomendações e diretrizes para o reúso da água

Categoria	Tratamento	Qualidade requerida	Rotina de monitoramento
Irrestrito	Secundário; Desinfecção;	DBO \leq 30 mg/L	Semanalmente
		SST \leq 30 mg/L	Diário
		Coliformes fecais \leq 200/100mL	Diário
		Cloro residual = 1 mg/L	Contínuo
Reúso industrial			
Arrefecimento	Secundário;	pH = 6 a 9	Semanalmente
		DBO \leq 30 mg/L	Semanalmente
		SST \leq 30 mg/L	Semanalmente
		Coliformes fecais \leq 200/100mL	Diário
		Cloro residual = 1 mg/L	Contínuo
Recirculação de torres de resfriamento	Secundário; Desinfecção; Coagulação; Filtração;	Depende da taxa de reciclo:	
		pH = 6 a 9	Semanalmente
		DBO \leq 30 mg/L	Semanalmente
		SST \leq 30 mg/L	Semanalmente
		Coliformes fecais \leq 200/100mL	Diário
		Cloro residual = 1 mg/L	Contínuo

Fonte: Adaptado de EPA (2012)

As informações apresentadas quanto ao tratamento e qualidade da água para reúso são somente recomendações da Agencia Ambiental dos Estados Unidos, sendo o ponto de partida para inclusão de parâmetros específicos para cada uso pretendido (EPA, 2012). Destaca-se que esses limites de qualidade se aplicam à água de reúso no ponto de descarga da instalação de tratamento.

2.7.2 Uso agrícola de efluente sanitário pós-tratamento

Os usos consuntivos da água englobam principalmente três setores: consumo humano, indústria, agricultura, sendo este último o maior consumidor de água em inúmeras regiões do mundo. O uso da água para fins agrícolas é pouco exigente com referência a qualidade, fator que propicia a coleta de água de rios que recebem despejos sanitários para uso na agricultura (TELLES, 2011).

Os padrões de qualidade associados ao uso de água para irrigação variam conforme o cultivo, sendo que em culturas ingeridas cruas é necessário o monitoramento de substâncias tóxicas e microrganismos patogênicos (MIERZWA; HESPANHOL, 2005). O uso do efluente sanitário como uma fonte de água para irrigação apresenta-se como uma opção interessante e menos dispendiosa aos municípios como fonte complementar de água (EPA, 2012).

Entre os macronutrientes existentes no efluente sanitário, o nitrogênio é o mais amplamente aplicado como fertilizante no cultivo agrícola. O nitrogênio é importante para ajudar as plantas com rápido crescimento, aumentando a produção de sementes e frutas e melhorando a qualidade das culturas de folhas e forragens. Como o nitrogênio, o fósforo afeta o crescimento rápido das plantas e é importante para o florescimento e o crescimento das raízes. Todos esses nutrientes podem ser obtidos a partir da aplicação de água de reúso, resultando em um valor agregado do uso da água recuperada (EPA, 2012).

Além do Quadro 6 apresentado anteriormente, para o reúso agrícola aplicado a irrigação, são incluídos na lista outros parâmetros químicos para monitoramento. Entre eles, destacam-se os parâmetros mais comuns e seu respectivo limite: Alumínio (5 mg/L), Ferro (5 mg/L), Manganês (0,2 mg/L), Selênio (0,02 mg/L) e Zinco (2 mg/L). Observa-se que a presença desses componentes em esgoto com origem sanitária sem aporte significativo de efluente industrial ou agrícola os valores para esses parâmetros são inferiores (TCHOBANOLUS et al., 2014).

Alguns fatores contribuem para o uso de efluente tratado na agricultura, especialmente no que se refere a economia de fertilizantes, além de favorecer a reciclagem de nutrientes. Observa-se apesar do efluente sanitário possuir macro e micronutrientes essenciais ao desenvolvimento de diferentes culturas essa água pode conter sais e sólidos dissolvidos inorgânicos. Desse modo, o emprego do efluente para irrigação de culturas deve ser previsto com manejo e controle, para reduzir problemas associados a excesso de nutrientes no meio que pode causar redução na produtividade além de contaminar lençóis subterrâneos (TELLES, 2011).

Segundo a EPA (2012), os operadores da instalação municipal que buscam o reúso devem entender que a demanda por água de irrigação varia ao longo do ano, em função das chuvas e do cultivo agrícola que é sazonal. Nesse sentido, deve ocorrer o planejamento e desenvolvimento em conjunto entre agricultores e município para o sucesso dessa aplicação. Outro ponto importante a ser observado é associado as exigências legais quanto a remoção de nutrientes em ETE municipais, tal

nível de tratamento reduz a concentração do nitrogênio e fósforo do efluente final. Desse modo, ao aplicar o efluente tratado na agricultura pode ainda ser necessária a aplicação de fertilizantes.

2.7.3 Regulação e reúso da água no Brasil

A legislação brasileira por meio das Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) fornece o aporte para controle dos padrões de qualidade acerca do efluente final para descarte, porém, não apresenta as mesmas considerações para o reaproveitamento do efluente pós-tratamento (CUNHA et al., 2011). Entre as Resoluções pode-se destacar a que trata da classificação das águas doces, salobras e salinas de acordo com sua utilização e padrão de qualidade e a que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluente respectivamente, 357/2005 e a 430/2011. O Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) mediante a Resolução nº 54 apresenta modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, no entanto, não dispõe de padrões de qualidade para enquadramento desses usos.

A Norma Brasileira nº 13969 de 1997 apresenta recomendações acerca do grau de tratamento necessário para reutilização de esgoto sanitário após tratamento. Os parâmetros mais restritivos presentes no documento referem-se ao reúso direto não potável, no qual pode haver o contato do usuário, em atividades como lavagem de carro, cuja turbidez, coliformes fecais, sólidos dissolvidos totais com valores < 5 NTU, < 200 NMP/100mL, < 200 mg/L. Para , pH e cloro residual as faixas de valores recomendadas encontram-se em 6 a 8 e 0,5 a 1,5 mg/L respectivamente. O outro uso recomendado para lavagem de pisos, calçada e irrigação de jardim somente há restrições para turbidez, coliformes fecais e cloro residual sendo os valores < 5 NTU, < 500 NMP/100mL e > 0,5 mg/L respectivamente.

A reutilização da água é uma pratica que ainda anda em um ritmo desacelerado no Brasil, porém nota-se que algumas companhias municipais e estaduais começam a aderir ao reúso da água como uma fonte alternativa para o atendimento da demanda de usos urbanos não potáveis e suprir a demanda de algumas indústrias (ARAÚJO et al., 2017; HESPANHOL, 2003). Segundo Jordão e Pessôa (2014), no Brasil, pode-se destacar a ETE Capivari II implantada pela SANASA em Campinas – SP a qual emprega sistema BRM para o tratamento de efluente sanitário em escala real. A referida estação atinge parâmetros de qualidade com DBO, DQO, SST, Nitrogênio, Coliformes Fecais e Turbidez de 1,3 mg/L,

28 mg/L, 1,0 mg/L, 1,9 mg/L, 2 NMP/100mL e $< 0,2$ uT respectivamente, o que demonstra excelente qualidade frente a processos convencionais com lodos ativados. Outro exemplo existente no Brasil se refere ao projeto Aquapolo na ETE ABC, a nível terciário com lodos ativados e separação por membrana, no qual o efluente final é utilizado no pólo industrial de Mauá (Pólo Petroquímico de Capuava). Em contrapartida Subtil, Hespagnol e Mierzwa, (2013), expõem que são poucos os exemplos de unidades em escala real que utilizam a tecnologia de BRM no tratamento de águas residuárias municipais no Brasil.

Desse modo, a prática do reúso pode auxiliar no gerenciamento dos recursos ambientais, controle da poluição, no entanto, deve ser atrelada ao uso consciente da água e recursos naturais. O reúso deve ser um instrumento de controle e uma ferramenta útil na conservação ambiental, o que não exige a necessidade de sensibilização da população com relação a escassez e problemas ambientais de consumo excessivo (MIERZWA; HESPANHOL, 2005).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 UNIDADE EXPERIMENTAL

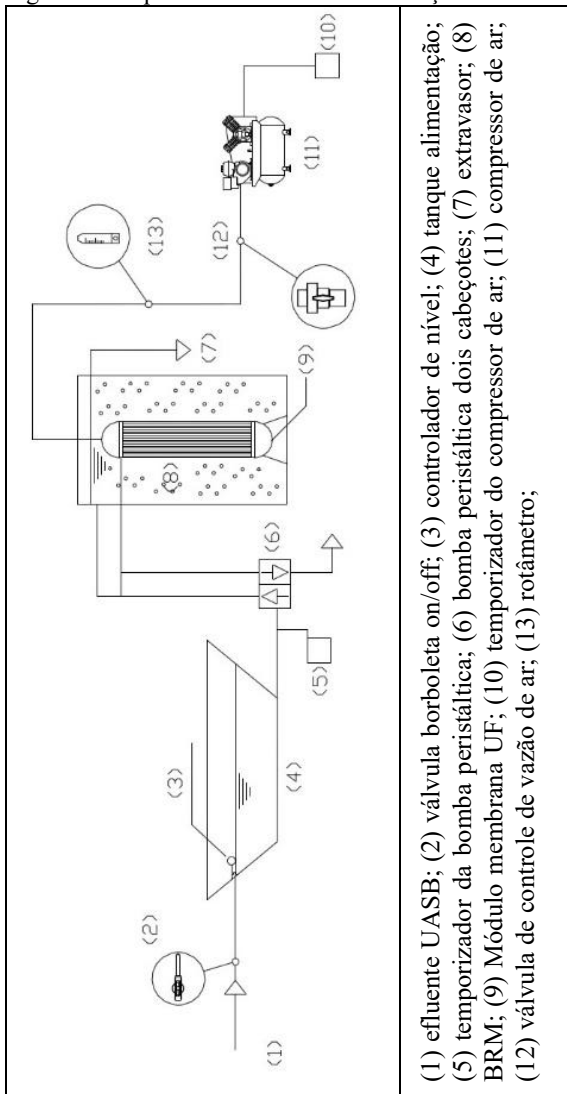
A execução, instalação e operação do sistema piloto de biorreator à membrana (BRM) com aeração intermitente ocorreu no município de Capinzal, oeste de Santa Catarina, junto a estação de tratamento de efluente sanitário (ETE) do bairro Novo Horizonte. As análises para monitoramento dos parâmetros operacionais do sistema eram realizadas no laboratório de efluentes do Serviço Intermunicipal de Tratamento de Água e Esgoto – SIMAE. Parte das amostras foram acondicionadas no congelador e avaliadas posteriormente no LaRA – Laboratório de Reúso de Águas / LIMA - Laboratório Integrado de Meio Ambiente pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

O sistema experimental era composto de um tanque de recepção de efluente sanitário (tanque de alimentação do BRM) com capacidade útil de 250 litros cuja alimentação era proveniente da saída reator UASB da planta municipal. Para alimentação do BRM piloto foi instalada uma bomba peristáltica, responsável pela alimentação do mesmo, com vazão de 5,11 L/h. A vazão de alimentação do biorreator foi obtida por meio do monitoramento do volume acumulado em proveta durante um minuto. O BRM piloto construído apresentava capacidade útil de 63 litros, diâmetro de 300 mm e altura útil e total de 900 e 1200 mm, respectivamente. O tempo de detenção hidráulica do BRM aeração intermitente durante todo o período avaliado foi de 12,3 horas. O BRM aeração intermitente era dotado de um módulo de membrana de ultrafiltração submersa modelo ZW-10, fibra oca, com área de filtração de 0,93 m².

A unidade experimental está representada no esquema da Figura 8, bem como os itens instalados para o controle hidráulico e monitoramento do processo. O sistema experimental era composto de uma unidade de bomba peristáltica com dois cabeçotes, um responsável por alimentar o biorreator e o outro cabeçote responsável por retirar o permeado do módulo de membrana. Um sensor para monitoramento da pressão (vacuômetro) foi instalado na tubulação de saída do permeado para o controle constante da pressão transmembrana (PTM). Foram instalados dois temporizadores, sendo um para o controle do acionamento da bomba peristáltica cuja função era determinar o tempo de relaxamento do módulo de membrana bem como o cessar da alimentação do biorreator. O segundo temporizador foi instalado para controle do acionamento do compressor de ar (função ligado/desligado). Na linha de aeração, foi instalado um

rotômetro para medição da vazão (L/min) de ar dotado de uma válvula de regulação para ajuste do volume de ar injetado no reator.

Figura 8 - Esquema do sistema BRM aeração intermitente



Fonte: Autora (2018)

Com relação a membrana utilizada o tipo é fibra oca modelo submerso, a qual foi instalada no biorreator à membrana. O módulo

utilizado possuía difusor de ar em sua base (parte inferior) e ao longo do comprimento por meio de uma tubulação central, que eram responsáveis por distribuir o ar. A conexão da aeração era na parte superior do módulo. A retirada do permeado ocorria por meio de uma abertura lateral na qual era conectado o sistema bombeamento do permeado. As informações básicas do módulo de membrana são apresentadas na Tabela 2.

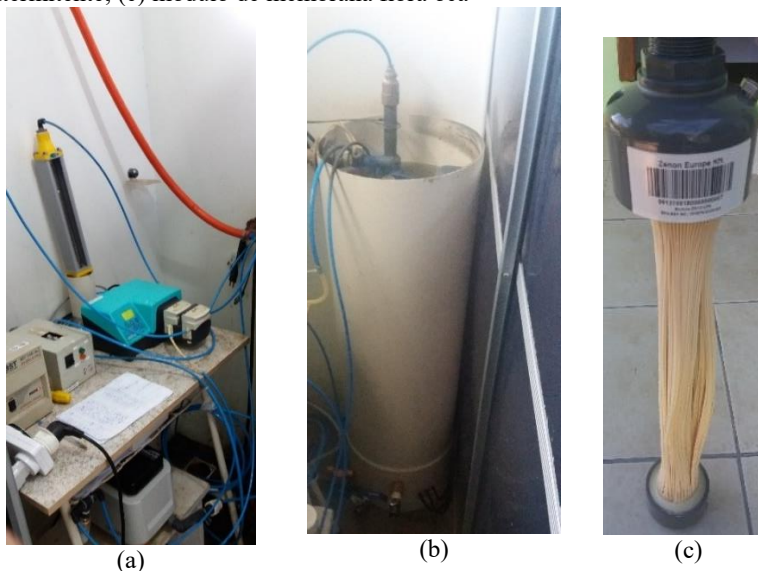
Tabela 2 - Características do módulo de membrana fibra oca

Informação	Especificação
Fabricante	Zenon
Material membrana	Polímero
Conformação	Fibra Oca
Classificação	Ultrafiltração
Diâmetro dos poros (μm)	0,04
Área filtrante (m^2)	0,93
Diâmetro módulo (cm)	11
Altura do módulo (cm)	69,2

Informação repassadas pelo fornecedor

Observa-se na Figura 9, o sistema BRM aeração intermitente instalado na planta, na casa de operações construída junto a ETE Novo Horizonte.

Figura 9 - Sistema piloto BRM: (a) instrumentação; (b) reator com aeração intermitente; (c) módulo de membrana fibra oca



O sistema BRM foi operado em regime de fluxo contínuo, sendo alimentado com efluente sanitário proveniente do reator UASB, que por sua vez recebia o esgoto sanitário passando por tratamento a nível primário. Após o tratamento no UASB, parte da vazão era encaminhada para o piloto BRM aeração intermitente e o restante da vazão seguia o fluxo normal de tratamento da estação, composto por Filtro Aerado Submerso (FAS) e Decantador secundário (DS).

A operação da filtração com membrana era realizada de forma contínua sendo intercalado períodos com relaxamento para a minimização e controle da colmatação, com tempo de filtração de 7 minutos e tempo relaxamento de 30 segundos. O compressor de ar foi utilizado com o objetivo de fornecer o oxigênio necessário ao processo biológico aeróbio e para o controle da colmatação na membrana. Para promover o fluxo de aeração de 6 e 8 L/min foi utilizado um compressor de ar com uma válvula para controle/regulagem da vazão de ar instalada entre as mangueiras que injetavam o ar no interior do reator. Desse modo, diariamente era realizada a verificação da vazão de ar e quando necessário, realizado o ajuste por meio da válvula. Ainda, diariamente era realizado o monitoramento do oxigênio dissolvido no licor misto do BRM aeração intermitente. Os dados de OD registrados referem-se a concentração na fase aerada do ciclo operacional.

O período total de funcionamento do BRM aeração intermitente, considerando o início da operação onde ocorreu a partida do sistema, a aclimação e os testes preliminares somado ao período de coleta de dados para avaliação do BRM, totalizaram 212 dias de funcionamento do biorreator. A partida, operacionalização e testes preliminares no reator foram realizadas dentro dos 68 dias iniciais, entre início de setembro e metade do mês de novembro de 2017. O processo de coleta de dados de monitoramento do licor misto e da qualidade do processo de tratamento iniciaram na metade do mês de novembro de 2017 e findaram em abril de 2018, totalizando 144 dias operacionais.

3.2 DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO REATOR

Para determinar as condições operacionais do biorreator a membrana foram realizados dois testes: permeabilidade hidráulica e fluxo crítico. Com base nessas determinações foram estabelecidas condições operacionais do biorreator. Vale ressaltar que a determinação das

condições operacionais ocorreu na partida do sistema, ou seja, no início da operação.

3.2.1 Determinação da permeabilidade hidráulica do módulo de membrana

A avaliação da permeabilidade hidráulica (L_p) do módulo de membrana utilizado foi realizada mediante a filtração em água tratada, proveniente do abastecimento urbano. Inicialmente, os módulos foram submetidos à filtração em fluxo constante ($2,7 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$) pelo período de 1 hora, com o objetivo de compactar a membrana. Em seguida, era iniciado o teste da permeabilidade hidráulica do módulo. O método empregado consistia no monitoramento da PTM enquanto o fluxo de filtração era gradualmente aumentado. O comportamento da PTM foi monitorado durante 15 minutos para cada fluxo aplicado (BELLI, 2015).

3.2.2 Fluxo crítico na membrana

A determinação do fluxo crítico da membrana possui a função de avaliar qual o fluxo máximo que pode ser empregado sem resultar em um aumento considerável na colmatção. O procedimento de determinação do fluxo crítico foi realizado no início da operação do reator, sendo que o valor definido após o teste foi mantido por todo período de operação do biorreator.

O procedimento realizado iniciou com a compactação da membrana, mediante a filtração do efluente, durante uma hora em um fluxo constante de $2,7 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$. Após a compactação do módulo, era iniciado o teste do fluxo crítico, no qual o fluxo era gradualmente aumentado. Durante cada fluxo de permeação era monitorada a pressão transmembrana (PTM). O tempo entre o aumento de fluxo de permeação ocorria a cada 15 minutos. O procedimento realizado é apresentado no Apêndice A.

Destaca-se que a cada variação no fluxo de permeação ocorria o aumento na PTM, a qual sofria um aumento inicial e logo depois estabilizava. Desse modo, quando o fluxo de permeação foi aumentado e a PTM não estabilizava foi considerado como o fluxo crítico da membrana (CLECH et al., 2003; BACHIN; AIMAR; FIELD, 2006; BELLI, 2011; BELLI, 2015).

3.3 OPERAÇÃO E AVALIAÇÃO DO SISTEMA BRM

Ao longo dos 212 dias operacionais foram realizadas dezenove (19) coletas de amostra. Vale ressaltar que, para a avaliação do biorreator piloto quanto remoção de matéria orgânica e monitoramento da colmatação devem ser considerados somente 144 dias operacionais, tendo em vista que os 68 dias iniciais foram de partida do sistema. Na Tabela 3 são expostas as condições operacionais adotadas ao longo de todo o período de operação do biorreator, 212 dias.

Tabela 3 – Características operacionais utilizadas para a operação do BRM intermitente durante o período avaliado

Ciclo	Tempo Operação (dias)	Ciclo de aeração (minutos)		Vazão de ar (NL/min)	Coleta (n)
		Ligado	Desligado		
Partida	67	15	30	-	3
I	88	15	30	6	10
II	28	15	30	8	4
III	28	30	15	8	2

Fonte: Autora (2018)

As condições operacionais associadas ao ciclo de aeração são semelhantes as condições adotadas por outros autores (CAPODICI et al., 2015; GUADIE et al., 2014; LIM et al., 2007; PERERA et al., 2017; RATANATAMSKUL; KONGWONG, 2017). Para o presente trabalho, as condições operacionais adotadas foram mais restritivas em termos de fluxo de ar empregado, tendo em vista que o objetivo desse estudo é remover matéria orgânica remanescente e monitorar a colmatação em fluxos de aeração reduzido. Ainda, com relação aos ciclos operacionais adotados, os períodos com inserção de ar mostram-se inferiores a outros previamente apresentados na revisão.

Destaca-se que as condições mais restritivas possuem a função de monitorar o comportamento do BRM frente a condições restritivas de operação e desse modo buscar a redução do custo com consumo energético da planta. Ainda, o comportamento da colmatação frente a aeração intermitente, mostra-se pouco investigado, sendo que esse controle pode favorecer o entendimento do processo.

3.3.1 Partida e operacionalização do sistema

A partida do BRM foi realizada com a alimentação proveniente do efluente de saída do reator UASB, sendo que o desenvolvimento da biomassa ocorreu de maneira natural, sem inoculação. Observa-se que há

diferentes formas de se iniciar a operação de um biorreator à membrana, cujas alternativas consistem em iniciar com ou sem inóculo. No entanto, não há um protocolo padrão para o start-up, sendo que a melhor escolha pode variar com a qualidade do esgoto afluyente e conforme as estratégias operacionais do módulo de membrana. Um estudo comparativo, desenvolvido por Mannina e Bella (2012) avaliou dois modelos de partida de BRM, um sem inoculação e outro com inoculação. Os resultados reportados indicam que o desempenho na remoção de DQO é similar entre os dois modelos. Desse modo, foi realizada a partida do biorreator sem a inoculação de lodo.

Na fase de aclimação o fluxo de aeração não foi controlado, sendo fornecido ar de maneira irrestrita ao biorreator. A partida e aclimação da biomassa ocorreram entre os meses de setembro e novembro de 2017, totalizando 67 dias.

3.3.2 Idade do lodo

Na operação do BRM aeração intermitente foram realizados descartes do lodo somente durante as coletas de amostra de licor misto. Desse modo, como as coletas ocorriam semanalmente o tempo de retenção de sólidos resultante foi obtido com base no volume amostrado e posteriormente calculado conforme a Equação 3-1 (SMITH, ELGER, MLEZIVA, 2014).

$$\theta_c = \frac{V_{BRM}}{V_{descarte}}$$

Equação 3.3.2

Em que:

θ_c : idade do lodo (dias);

V_{BRM} : volume do biorreator (L);

$V_{descarte}$: volume de descarte diário (L).

Durante as coletas semanais era retirada uma alíquota de 750 mL, com o objetivo de monitoramento da colmatação. O volume útil do BRM aeração intermitente é de 63 litros. Nesse sentido, o cálculo da idade de lodo resultante é de aproximadamente 588 dias. Como o biorreator operou por 212 dias, pode-se considerar este, a idade do lodo do sistema.

A idade do lodo encontrada para BRM pode variar conforme os objetivos de cada autor, sendo que não há um valor máximo de idade do lodo a ser mantida no reator.

3.3.3 Limpeza do sistema de membrana

Para a manutenção da pressão transmembrana (PTM) na membrana foram realizadas limpezas física e químicas ao longo do período de operação. A limpeza química, conforme indica o fornecedor do módulo, era realizada quando a pressão transmembrana (PTM) atingia valor crítico de 0,7 bar. O processo de limpeza era baseado na retirada do módulo de membrana do biorreator e na sequência as limpezas física e química ocorriam. Ao final de cada estratégia operacional foi efetuado a limpeza física e química do módulo de membrana para avaliar a nova condição operacional perante a PTM.

O procedimento de limpeza química era efetuado mediante uma sequência de filtração e imersão do módulo em solução de desinfetante (hipoclorito de sódio – NaClO), cuja função era reestabelecer a PTM próxima ao valor de início da operação, desobstruindo as incrustações na superfície do módulo. O procedimento de limpeza foi realizado conforme outros trabalhos desenvolvidos pelo LaRA (BELLI, 2011; KELLNER, 2014; BELLI, 2015). Ainda, foram seguidas as recomendações do fornecedor quanto aos procedimentos de limpeza do módulo.

O processo de limpeza era realizado inicialmente com a remoção superficial com água da torta de lodo aderida na superfície da membrana (limpeza física). Em seguida, era efetuada a imersão do módulo em solução de hipoclorito de sódio (NaClO) a 200ppm, durante um período de 5 horas (limpeza química). Posteriormente, o módulo era lavado em água sucessivamente para remoção do residual de cloro e reinserido no BRM.

3.4 MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO BRM

Para o monitoramento e avaliação do BRM aeração intermitente foram coletadas amostras ao longo das variações nas estratégias operacionais. As coletas eram efetuadas em três pontos do sistema, sendo eles: tanque de alimentação do BRM (ponto 01), tanque BRM/licor misto (ponto 02) e na mangueira de saída do permeado da membrana (ponto 03). Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos estabelecidos para controle do sistema são apresentados na Tabela 4.

Destaca-se que para sanar possíveis interferentes, as amostras foram filtradas em membrana de 0,45 µm para os parâmetros de DQOs, N-NH₄⁺ no ponto 01 (entrada); já no permeado, por não apresentarem sólidos em suspensão, não foi necessária a filtragem da amostra.

Tabela 4 - Ponto de coleta e parâmetros avaliados

Ponto de coleta	Local	Parâmetro
01	Alimentação reator – saída UASB	DQO, DQOs, N _{TOT} , N-NH ₄ ⁺ , P _{TOT} , SST, SSV, pH, turbidez, cor
02	Tanque de membrana – Licor misto	SST, SSV, pH, OD, temperatura, EPS, SMP
03	Permeado – saída das membranas	DQO, DQOs, N-NH ₄ ⁺ , P _{TOT} , pH, turbidez, cor, coliformes termotolerantes

As análises de Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS) e Produto Microbiano Solúvel (SMP) foram preparadas no laboratório do SIMAE e preservadas no congelador, sendo que a finalização do teste e leitura dos resultados ocorreu no LaRA.

3.4.1 Procedimentos e frequência das análises

De forma a avaliar a eficiência do sistema de tratamento foram definidas algumas análises físico-químicas e microbiológicas. Na Tabela 5 são expostos os parâmetros e os métodos analíticos realizados. Destaca-se que as análises ocorriam de forma semanal ou quinzenal ao longo do período estudado.

O monitoramento da PTM ocorria de maneira contínua, sendo que o equipamento era instalado na linha de retirada do permeado do BRM aeração intermitente. Para o oxigênio dissolvido, temperatura e PTM era realizado o monitoramento diariamente.

Tabela 5 - Métodos analíticos e frequência de análise dos parâmetros avaliados

Parâmetro	Unidade	Método analítico
DQO	mg/L	Colorimétrico de refluxo fechado, com Kit HACH (método 8000) e leitura em espectrofotômetro Hach DR/5000.
N _{TOT}	mg/L	Digestão com persulfato em Kit HACH (método 10072) e amostras lidas em espectrofotômetro Hach modelo DR/5000.
N-NH ₄ ⁺	mg/L	Nessler com kit HACH (método 10031) e leitura em espectrofotômetro Hach modelo DR/5000.
P _{TOT}	mg/L	Digestão com persulfato em Kit HACH (método 10127) e leitura em espectrofotômetro Hach modelo DR/5000.
SST	mg/L	Gravimétrico
SSV	mg/L ¹	Gravimétrico
pH	-	Potenciométrico, com auxílio do equipamento
Turbidez	NTU	Nefelométrico em turbidímetro
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	Colilert – Substrato cromogênio
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /L	Amperométrico – Sonda de imersão
Pressão Transmembrana	bar	Diferença de pressão (vacuômetro)

3.5 ANÁLISES PARA MONITORAMENTO DA COLMATAÇÃO

Para monitorar a colmatação no módulo de membrana durante a operação do biorreator foram avaliadas as Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS) e os Produtos Microbianos Solúveis (SMP).

3.5.1 Monitoramento de Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS) e Produtos Microbianos Solúveis (SMP)

Para monitorar o licor misto foi avaliado os níveis de Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS) e Produtos Microbianos Solúveis (SMP), os quais são representados na forma de proteínas e polissacarídeos. Para quantificar a proteína utiliza-se o método descrito

por Lowry et al. (1951) que utiliza a albumina de soro bovino para desenvolver a curva padrão, além de formar um complexo azul devido a ação do reagente de *Folin*. Já para quantificação dos polissacarídeos adota-se o método desenvolvido por Dubois et al. (1956), na qual a glicose atua como referência para curva padrão, sendo que ocorre uma reação fenol-ácido sulfúrico, transformando em um composto de cor amarela (BELLI, 2015).

O procedimento era iniciado com a coleta de uma amostra de licor misto (ponto 2) e na sequência era realizado o processo de centrifugação em 4000 RPM por 15 minutos, sendo que ao final dessa etapa era obtido o sobrenadante e o lodo. O sobrenadante do processo era coletado e filtrando em membrana de acetato de celulose (poro 0,45 μm) e armazenado no congelador para posterior análise de SMP. O lodo depositado no fundo do frasco pós-centrifugação, era ressuscitado em uma solução de Cloreto de Sódio (NaCl) 0,05% e aquecido na temperatura de 60°C por 30 minutos em um banho-maria. O líquido sobrenadante era extraído e filtrado em membrana de acetato de celulose 0,45 μm . O filtrado era armazenado em congelador e posteriormente era realizada a determinação de EPS.

Com as amostras de SMP e EPS extraídas do licor, foi realizada a mensuração de proteínas e polissacarídeos. Desse modo, com o auxílio do espectrofotômetro HACH DR5000, no comprimento de onda 760 para proteína e 490 para polissacarídeo, eram efetuadas as leituras da absorbância. Vale ressaltar que, quando realizado os testes de EPS e SMP, era efetuada a análise de SSV no licor misto para melhor expressar os resultados posteriores.

3.6 TRATAMENTO DOS DADOS

O tratamento dos dados foi realizado com o auxílio do software *Excel* e sua extensão *Action Stat*®. O teste estatístico empregado foi o Coeficiente de Pearson, utilizado para identificar as correlações lineares no intervalo de confiança de 95%. Os resultados adimensionais encontram-se entre -1 e 1 sendo que refletem a intensidade da relação linear entre dois conjuntos de dados. Nos testes estatísticos realizados foram utilizados os dados da Velocidade de Colmatação (VC), SST, EPS e SMP.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados na sequência são referentes aos 212 dias de funcionamento do sistema BRM aeração intermitente. No item 4.1 são apresentados resultados preliminares dos testes iniciais e do monitoramento de alguns parâmetros físico-químicos realizados na partida e operacionalização do sistema e são referentes aos 68 dias iniciais de operação. Os itens 4.2, 4.3 e 4.4 referem-se à avaliação do processo biológico quanto a colmatação e eficiência na remoção de contaminantes e são referentes aos 144 dias de operação contínua do BRM.

4.1 TESTES PRELIMINARES E PRÉ-OPERAÇÃO DO BRM AERAÇÃO INTERMITENTE

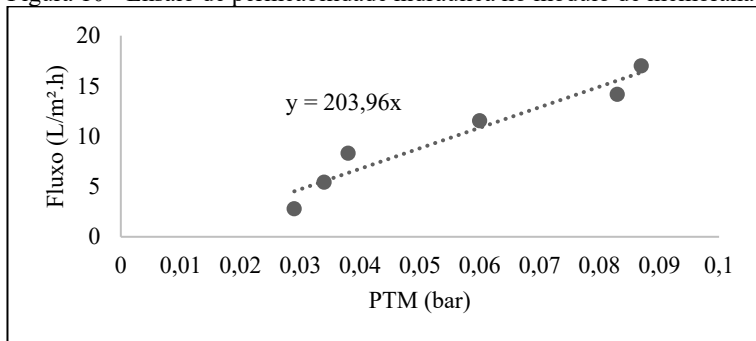
Os testes preliminares foram associados aos ensaios de permeabilidade hidráulica e fluxo crítico, realizados no início da operação (setembro de 2017). Após os ensaios foi possível definir o fluxo crítico e o fluxo de operação, assim na sequência foi iniciada a partida do BRM, mediante a alimentação com o efluente de saída do reator UASB. O fluxo operacional foi mantido constante durante toda a operação do sistema.

Após os testes preliminares, foram monitorados o afluente (pós-UASB) e efluente (permeado da membrana) do BRM intermitente, sendo realizada três coletas durante o período inicialização do sistema. Destaca-se que os resultados obtidos foram preliminares, com a função somente de monitorar a partida e operacionalização do biorreator, sendo que a partir desses resultados foi possível definir o ponto de início da avaliação e monitoramento do BRM dentro dos objetivos previstos no início do trabalho.

4.1.1 Determinação da permeabilidade hidráulica e fluxo crítico do módulo de membrana

No ensaio de permeabilidade foi avaliado o fluxo de permeado através das membranas frente a pressão (bar) aplicada (KELLNER, 2014; BELLI, 2011). Para determinar a permeabilidade do módulo de membrana foi realizada a plotagem da PTM versus o fluxo aplicado na permeação com água proveniente da rede de abastecimento municipal, conforme observa-se na Figura 10. Desse modo, ao gerar o coeficiente angular da reta encontrou-se o valor referente a permeabilidade (Lp).

Figura 10 - Ensaio de permeabilidade hidráulica no módulo de membrana

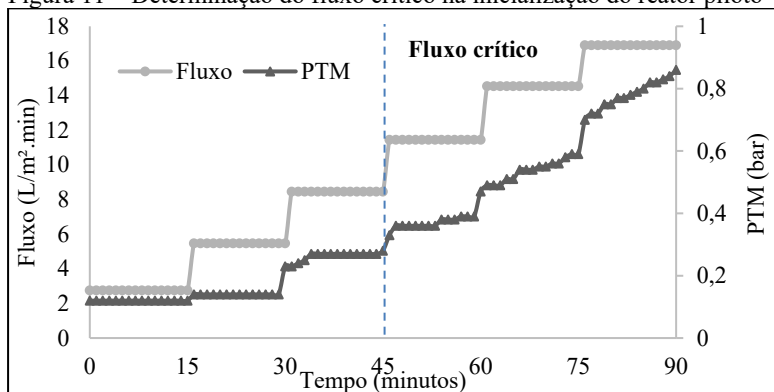


Verifica-se que o módulo de membrana empregado no reator apresentou permeabilidade hidráulica de 203,96 L/m².h.bar. Para a determinação do fluxo crítico foi realizado o procedimento exposto em materiais e métodos, sendo que no interior do reator estava o efluente do reator UASB, ou seja, o esgoto sanitário da ETE Novo Horizonte que havia passado por tratamento primário no reator UASB e na sequência alimentava o BRM aeração intermitente. Vale ressaltar que, como não foi realizada a inoculação de lodo no BRM intermitente, o teste de fluxo crítico foi realizado com o efluente proveniente do reator UASB.

Para realização do teste foram monitorados o tempo de permeação, em diferentes fluxos através da membrana e conseqüentemente diferentes PTM resultantes. Ressalta-se que, o fluxo crítico é caracterizado mediante visualização da instabilidade na PTM durante o período de permeação em um fluxo constante. A Figura 11 apresenta os resultados obtidos para o ensaio de fluxo crítico. Observa-se que a partir do fluxo de 11,44 L/m².h ocorreu o incremento gradativo da PTM no módulo, diferente dos fluxos anteriores nos quais era observada a estabilidade na PTM monitorada, sendo este determinado como o fluxo crítico do módulo de membrana avaliado.

Para manter um fluxo de permeação sustentável no interior do BRM este deve ser inferior ao fluxo crítico. O objetivo dessa prerrogativa é atingir o máximo fluxo de permeação estacionária que pode ser alcançado sem que ocorra o aumento abrupto da pressão transmembrana ao longo da operação (BACCHIN; AIMAR; FIELD, 2006).

Figura 11 – Determinação do fluxo crítico na inicialização do reator piloto

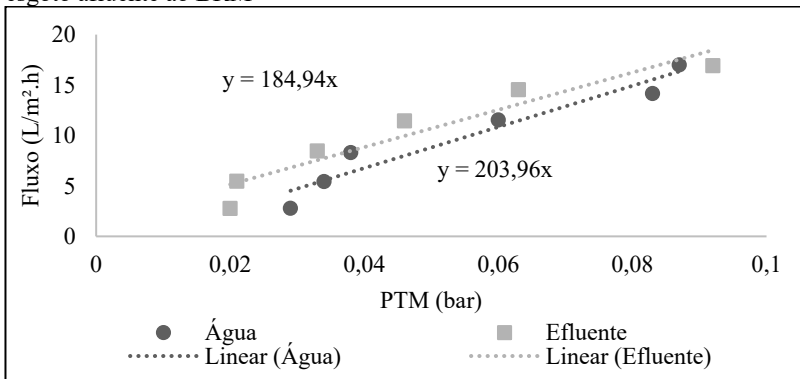


Para o presente estudo foi adotado o fluxo de permeação em 5,5 L/m².h para operação do reator. Tal fluxo foi adotado buscando reduzir problemas com a colmatação, tendo em vista a reduzida vazão de ar empregada no sistema e os períodos sem inserção de ar. De maneira complementar, Barbosa et al (2016), operaram um BRM aeração intermitente para esgoto sanitário no qual adotaram um fluxo médio de permeação de aproximadamente 4,5 L/m².h.

Na Figura 12, são apresentados os resultados comparativos do ensaio de permeabilidade hidráulica na permeação da água tratada proveniente da rede e do esgoto afluente ao BRM aeração intermitente. Ao comparar os dois resultados observa-se que a diferença entre elas foi de 19,02 L/m².h. Outros autores apresentaram redução de permeabilidade de 57,61 L/m².h e 101,32 L/m².h para módulos de ultrafiltração filtrando água e licor misto (BELLI, 2011; KELLNER, 2014), respectivamente.

Ao comparar os resultados do presente ensaio observa-se a redução na permeabilidade ao filtrar o efluente pós - UASB em relação ao ensaio com água tratada. A redução na permeabilidade era esperada, pois há a presença de sólidos em suspensão no efluente sanitário que podem influenciar nesse processo de permeação. Para o presente estudo foi empregado esgoto pós UASB e não houve inoculação de licor misto, que pode ter resultado em uma diferença de permeabilidade muito similar entre os dois testes e inferior a trabalhos empregando licor misto.

Figura 12 - Comparativo entre a permeabilidade hidráulica com água e com esgoto afluente ao BRM



4.1.2 Monitoramento do BRM aeração intermitente durante o período de partida

O monitoramento do afluente (pós-UASB) e efluente (permeado) do biorreator piloto foi realizada com a finalidade de avaliar a evolução e o desempenho do processo biológico no período inicial de funcionamento do mesmo. Desse modo, foram efetuadas três amostragens nesse período. Na Tabela 6 encontram-se os resultados obtidos para os parâmetros avaliados durante os 68 dias iniciais.

As análises do afluente ao biorreator apresentaram parâmetros físico-químicos que variaram de maneira significativa ao longo do período de inicialização do sistema. A variação pode ter sido em decorrência de arraste de sólidos do reator UASB ocasionado por picos de vazão afluente em sistema que operam por gravidade, ou formação de caminhos preferenciais na zona de digestão do lodo causado pela má distribuição do efluente no reator ou mesmo devido a necessidade de descarte de lodo.

Tabela 6 - Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos de entrada e saída do reator durante a fase de partida do sistema (n=3)

Parâmetros	Afluente	Efluente
pH	7,53 ± 0,11	7,48 ± 0,07
Turbidez (NTU)	223,7 ± 82,4	0,89 ± 0,89
Cor Aparente (mgPt-Co/L)	2441,5 ± 174,5	119 ± 3
DQO total (mg/L)	517,7 ± 44,9	77,7 ± 23,11

A análise de cor é referente a cor aparente, sendo que a amostra não era filtrada. Desse modo, o elevado valor encontrado pode ser associado a presença de turbidez no meio, que pode ter interferido nos resultados da leitura devido as partículas em suspensão.

Outro ponto importante se refere aos resultados obtidos para o parâmetro DQO na saída do reator UASB, que em média foi de 517,7 mg/L. Conforme Von Sperling (2014), valores de DQO para esgoto bruto tipicamente apresentam valores de 600 mg/L. Com relação a eficiência de remoção de DQO, os reatores UASB podem apresentar eficiência na ordem de 65 a 75%, sendo esperado efluente de saída reator com DQO entre 180 a 270 mg/L (CHERNICHARO, 2007). Nesse sentido, observa-se que os valores do efluente de saída do reator UASB apresentam característica próxima a esgoto bruto. Tal situação pode ser um indicativo de ineficiência do processo anaeróbio em questão, conforme comentado anteriormente.

Nesse período de partida e pré-operação a remoção média de DQO total no biorreator foi de 84,99%. Com base nesse desempenho, foi iniciado a avaliação do mesmo.

4.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO BRM AERAÇÃO INTERMITENTE

O resultado do monitoramento realizado, associado aos valores médios e o desvio padrão, do afluente (pós-UASB) e efluente (permeado) do BRM aeração intermitente durante a segunda etapa de operação (144 dias operacionais) são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos monitorados ao longo da operação do reator

Parâmetros	N	Afluente		Efluente		Eficiência (%)
pH	16	7,60	± 0,12	7,82	± 0,08	-
Turbidez (NTU)	15	415,13	± 142,16	0,22	± 0,07	99,95
Cor (mgPt-Co/L)	15	175,07	± 34,60	94,60	± 10,11	45,96
DQOt (mg/L)	15	631,75	± 215,00	69,13	± 19,86	89,06
DQOs (mg/L)	15	153,31	± 33,89	69,13	± 19,86	54,91
SSV (mg/L)	6	527,74	± 414,84	-	± -	-
SST (mg/L)	6	646,13	± 497,58	-	± -	-
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	16	96,17	± 13,13	99,59	± 8,55	-
P total (mg/L)	3	45,60	± 4,80	11,60	± 5,67	74,56

Nota-se que a eficiência na remoção de turbidez, DQO total, e fósforo total foram as mais expressivas, com 99,95; 89,06 e 74,56 % respectivamente. Os resultados médios encontrados são satisfatórios para o presente estudo, sendo que os mesmos serão discutidos na sequência.

4.2.1 Remoção da Demanda Química de Oxigênio – DQO

Com relação parâmetro DQO, os resultados obtidos demonstram uma eficiência satisfatória na remoção da DQO total cujo valor encontra-se em 89,06%. O resultado referente a média, desvio padrão, máximo e mínimo do afluente (pós UASB) e efluente (permeado) do BRM intermitente são expostos na Tabela 8.

Tabela 8 - Resultados referente a eficiência na remoção de DQO total

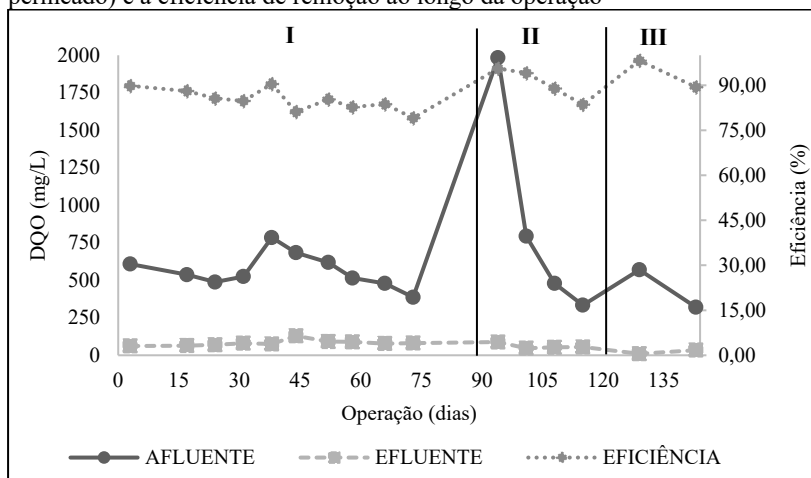
Ponto avaliado	N	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Afluente (mg/L)	16	631,75	215,00	1984	320
Efluente (mg/L)	16	69,13	19,86	129	10
Eficiência (%)	-	89,06	-	-	-

Com relação a DQO total, os autores Barbosa et al. (2016), obtiveram remoção de DQO total em média de 95%, para um sistema piloto com BRM aplicado ao esgoto sanitário em regime de aeração intermitente. Capodici et al. (2015) operaram um BRM em condição de aeração intermitente, com esgoto sanitário durante 120 dias em três diferentes ciclos operacionais e obtiveram eficiência superior a 86% nas variações testadas. Concluíram que houve elevado desempenho na remoção de DQO independente do ciclo adotado.

Na Figura 13, é apresentada a variação da concentração da DQO total no afluente (pós-UASB) e efluente (permeado), além da eficiência de remoção desse parâmetro. Observa-se os resultados para o permeado apresentam valores similares. A remoção de DQO nos períodos com o aumento na vazão de ar (II e III). Na última condição operacional avaliada onde foi aumentado o período com intermitência de ar acionada e vazão de ar de 8 L/min (III), observou-se resultados ligeiramente superiores ao restante das condições anteriormente adotadas.

A eficiência do BRM aeração intermitente na redução da concentração de DQO total no permeado apresentou melhor resultado no último período de avaliação (III), sendo este valor de 10 mg/L.

Figura 13 – Monitoramento da DQO total afluyente (pós-UASB) e efluente (pós-permeado) e a eficiência de remoção ao longo da operação



No dia operacional 100 ocorreu um pico de DQO afluyente, o qual pode ter sido em decorrência de arraste de sólidos do reator UASB para o sistema biológico. O esgoto bruto afluyente a ETE municipal é proveniente da rede coletora. O fluxo do esgoto na ETE municipal, desde o preliminar até o tanque de contato, ocorre por gravidade sendo os desníveis necessários previstos para a efetividade desse processo. Desse modo, em sistema que operam por gravidade há mais suscetibilidade aos picos de vazão e alterações bruscas na qualidade do esgoto. Tal condição, pode ter influenciado no pico de DQO observado nessa coleta.

Ratanatamskul e Kongwong (2017), operaram um BRM com variações de zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias e empregaram a aeração de forma contínua e intermitente em diferentes ciclos operacionais, sendo a alimentação do sistema proveniente de um edifício universitário. Os resultados obtidos pelos autores em relação a DQO foram inferiores a 35 mg/L durante todos os períodos avaliados, sendo a eficiência média de remoção de 85,75%. Os autores destacam ainda, que obtiveram melhores resultados de eficiência de remoção de nutrientes com maior eficiência energética no ciclo (on/off) 30/90 minutos.

Ao comparar trabalho desenvolvido por Ratanatamskul e Kongwong (2017) e o presente sistema, observa-se em termos de eficiência de remoção de DQO o presente BRM apresentou melhores resultados. Na Tabela 9, são apresentados os resultados referentes a DQO

solúvel afluente (pós-UASB) e efluente (permeado) para o BRM intermitente.

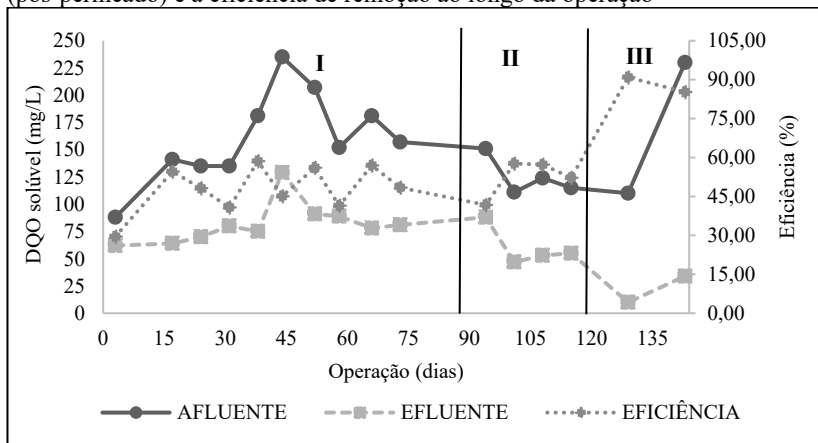
Tabela 9 - Resultados referente a eficiência na remoção de DQO solúvel

Ponto avaliado	N	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Afluente (mg/L)	16	153,31	33,89	235	88
Efluente (mg/L)	16	69,13	19,86	129	10
Eficiência (%)	-	54,91	-	-	-

Outro ponto importante está relacionado a relação de DQO solúvel e DQO total afluente ao BRM aeração intermitente, a relação entre esses dois parâmetros para o presente sistema foi de 0,24 em média. Tal relação é inferior a geralmente encontrada para esgoto sanitário, sendo o valor comum próximo a 0,4 (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014). Os valores inferiores de DQOs/DQOt encontrados para o presente trabalho podem ter relação com o escape de material particulado do reator UASB, o qual pode influenciar negativamente o processo biológico devido a menor presença de material degradável a biomassa.

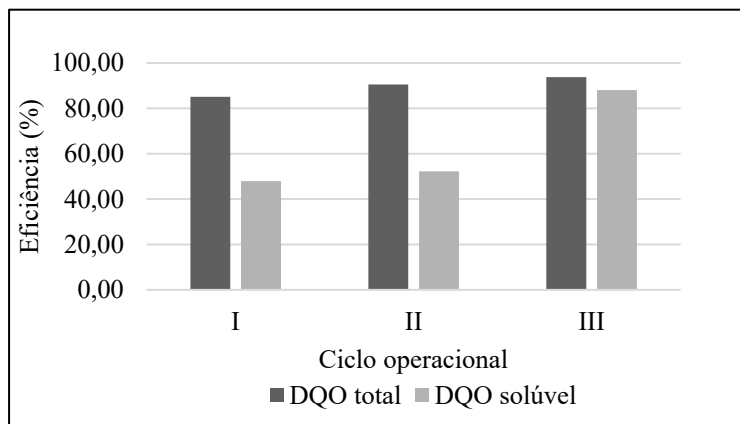
Na Figura 14 é apresentado a DQO solúvel afluente ao reator (pós-UASB) e o efluente (permeado) do biorreator, além da eficiência na remoção durante a operação. Observa-se que a DQO solúvel sofreu redução gradativa na concentração do permeado e consequente melhoria na eficiência de remoção, que pode estar associado ao incremento na vazão de ar de 6 para 8 L/m².min. Após o incremento na vazão de ar para 8 L/min, os valores de DQO solúvel efluente foram inferiores a 50 mg/L.

Figura 14 - Monitoramento da DQO solúvel afluente (pós-UASB) e efluente (pós-permeado) e a eficiência de remoção ao longo da operação



Os microrganismos utilizam o oxigênio fornecido enquanto consomem o substrato presente no interior do reator. Nesse sentido, o oxigênio deve ser fornecido para satisfazer a demanda de oxidação de matéria orgânica carbonácea (fornecimento de energia para síntese bacteriana e respiração endógena das células bacterianas) e nitrificação quando previsto (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014; VON SPERLING, 2012). Nesse sentido, ao elevar a vazão de ar no BRM aeração intermitente pode ter sido disponibilizado maior teor de oxigênio dissolvido para a biomassa e com isso favorecido a oxidação da matéria orgânica carbonácea. Tal condição, pode ter influenciado em melhoria na qualidade do efluente final devido ao aumento no fluxo de ar injetado no sistema. Na Figura 15, é exposto o comparativo da eficiência média de remoção de DQO total e solúvel nos três ciclos operacionais de intermitência avaliados sob as condições de fluxo de aeração injetado.

Figura 15 - Comparativo da eficiência média na remoção de DQO total e solúvel nos diferentes ciclos operacionais e fluxos de ar utilizados: I (15/30 e 6 L/min); II (15/30 e 8 L/min); e III (30/15 e 8 L/min)



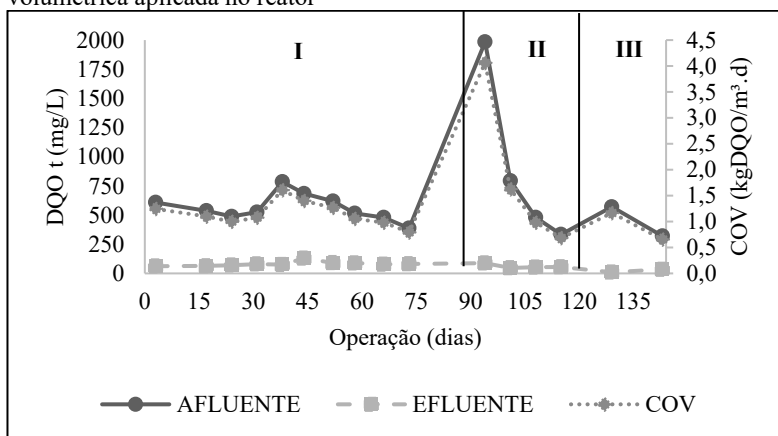
A DQO solúvel, diferente da DQO total, pode ser considerada um parâmetro de avaliação da qualidade do processo biológico, pois é influenciada pela atividade da biomassa presente no mesmo. A DQOs pode ser removida do sistema mediante atividade biológica. No entanto, mesmo a DQO solúvel, possui em sua composição uma parcela não biodegradável e tal parcela é removida com o descarte do efluente final (BRITO, 2009). Observa-se que a eficiência na remoção de DQO solúvel pelo BRM foi evoluindo ao longo dos ciclos operacionais testados, sendo

que no ciclo 30/15 e com fluxo de ar de 8 L/min (III) foram obtidas as menores concentrações de DQOs no permeado do sistema.

Nota-se na Figura 15 que a eficiência de remoção da DQO total apresentou reduzida variação nas três fases avaliadas. Vale salientar que como parte da DQO afluente era particulada a retenção física promovida pela filtração por membranas a qual possibilitou segurança e estabilidade aos resultados (KELLNER, 2014; BELLI, 2015).

Na Figura 16, é possível acompanhar o comportamento da carga orgânica volumétrica (COV) aplicada no BRM aeração intermitente, a qual considera a carga de DQO afluente aplicada por volume do biorreator.

Figura 16 - Comportamento da DQO frente a variação na carga orgânica volumétrica aplicada no reator



Carvalho (2008) expõe que variações nas cargas hidráulicas e diluição da matéria orgânica podem acarretar em prejuízos a eficiência do UASB, provocando flotação de grânulos, possibilidade de geração de odor, elevada concentração de sólidos no efluente e queda na eficiência do processo de tratamento.

Em contrapartida, observa-se que mesmo com variação na COV, o efluente (permeado) do reator manteve-se estável, que indica que o mesmo é capaz de suportar de maneira satisfatória possíveis variações na qualidade do afluente que ocorrem uma planta real ao longo da operação.

4.2.2 Avaliação do parâmetro nitrogênio amoniacal

Na Tabela 10, são apresentados os resultados obtidos para o parâmetro nitrogênio amoniacal afluente e efluente ao BRM intermitente ao longo da operação do reator.

Tabela 10 - Resultados referente a eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal

Ponto avaliado	N	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Afluente (mg/L)	16	96,17	13,13	126,4	66,3
Efluente (mg/L)	16	99,59	8,55	123,6	82,5

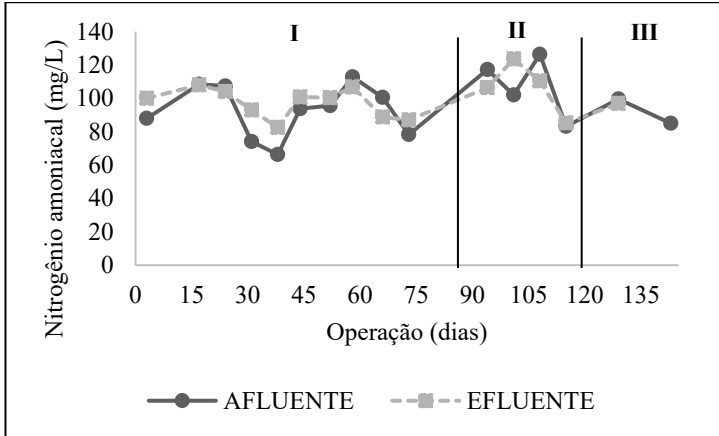
A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal encontra-se abaixo do esperado para BRM com aeração intermitente ao longo do período de operação. Desse modo, nota-se que o processo de nitrificação foi insignificante nesse período. Outro ponto a ser destacado é com relação ao aumento no teor de nitrogênio amoniacal no efluente final do biorreator. Tal condição é possível na presença de um ambiente com reduzida presença de oxigênio, onde pode ocorrer a conversão de nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal devido ao processo de amonificação e hidrólise que podem ocorrer em paralelo ao consumo de matéria carbonácea (VON SPERLING, 2012).

Os microrganismos que derivam sua energia de reações químicas são chamados de quimiotróficos, sendo subdivididos em quimioautotróficos e quimioheterotróficos. Os microrganismos formadores de biomassa, conhecidos como heterotróficos utilizam carbono orgânico para formação de nova biomassa, enquanto que os microrganismos autotróficos derivam do carbono celular do dióxido de carbono (CO₂). Observa-se que o crescimento de microrganismos heterotróficos é mais acelerado do que os autotróficos tendo em vista que os microrganismos heterotróficos geram como produto o CO₂, sendo esse carbono empregado pelos autotróficos para seu crescimento (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014).

Os responsáveis pelo processo de nitrificação do esgoto sanitário são os microrganismos quimioautotróficos, cuja produção de massa celular e taxa de crescimento são menores quando comparados aos quimioheterotróficos (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014; HARMS et al., 2003). Desse modo, no BRM aeração intermitente avaliado, devido ao lento desenvolvimento dos microrganismos autotróficos o processo de nitrificação pode ter sido prejudicado.

Na Figura 17 é apresentado o comportamento do BRM aeração intermitente frente ao parâmetro nitrogênio amoniacal no afluente e efluente do biorreator.

Figura 17 – Comportamento do reator quanto ao parâmetro nitrogênio amoniacal afluente (pós-UASB) e efluente (pós-permeado) ao longo das coletas e análises realizadas.



Capodici et al. (2015) monitoraram um BRM aeração intermitente para esgoto sanitário, com resultados favoráveis em termos de nitrificação com valores superiores a 66%. Discutem ao longo do trabalho situações que podem reduzir a eficiência de nitrificação, sendo eles dois fatores principais: a lavagem da biomassa autotrófica devido à baixa idade de lodo e o outro fator associado a reduzida aeração durante a operação. Tais fatores poderiam ter prejudicado a nitrificação do efluente por eles avaliado.

Capodici et al. (2016) avaliaram um BRM com variação na fase anóxica e aeróbia em uma planta piloto tratando esgoto sanitário. Durante o monitoramento, observaram que a aeração intermitente não afetou significativamente a atividade metabólica heterotrófica, porém afetou significativamente o desenvolvimento da biomassa autotrófica, responsável pela nitrificação. Ainda, comentam que a biomassa ativa heterotrófica foi fortemente afetada pela variação na característica do efluente, principalmente quando a carga de DQO solúvel era reduzida. Enquanto a biomassa autotrófica foi fortemente afetada pelo tempo de duração da fase aerada, essencial para seu desenvolvimento no meio.

Nesse contexto, para o presente estudo, observa-se que houve limitação no fornecimento de oxigênio durante a fase aerada devido ao

controle do fluxo de ar injetado, que pode ter afetado o desenvolvimento da biomassa autotrófica no meio. Outro ponto que pode ter influenciado na reduzida presença de biomassa autotrófica é o seu lento o processo de desenvolvimento e crescimento no sistema piloto.

4.2.3 Remoção de fósforo total

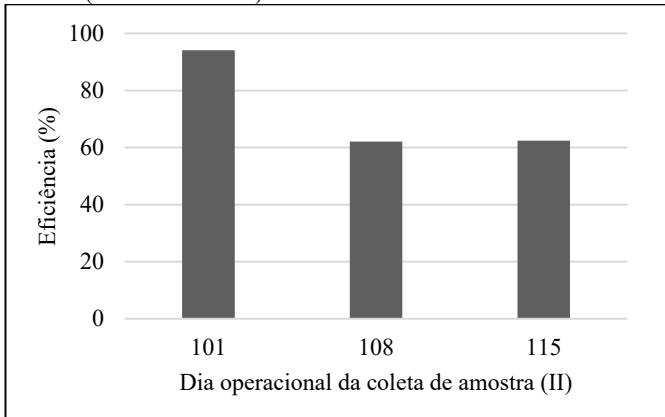
Na Figura 18, é apresentado o resultado referente a eficiência na remoção de fósforo observada no reator. As análises foram realizadas entre os dias operacionais 101 e 115, onde o ciclo de aeração (on/off) era 15/30 minutos e o fluxo de ar 8 L/min. Tendo em vista o objetivo do presente trabalho em avaliar a remoção de matéria orgânica, a amostragem do fósforo foi limitada em três coletas, durante o período de maior fluxo de aeração. Nesse período, a eficiência na remoção de fósforo foi superior a 60%.

No entanto, apesar da eficiência ser significativa durante o período avaliado, a concentração no efluente final de fósforo foi elevada em duas das três análises, sendo os valores 16,9 e 14,8 mg/L. Vale ressaltar que nesse período o afluente (pós-UASB) ao biorreator apresentou concentração entre 53 e 39 mg/L. Segundo Chernicharo (2007), o efluente de saída do reator UASB geralmente apresenta concentrações superiores a 4 mg/L de fósforo total, sendo a eficiência média de remoção do reator UASB inferior a 35%. Nesse sentido, observa-se que os valores de fósforo na alimentação são superiores ao encontrado em literatura. Tal fato pode estar associado ao arraste de lodo contendo fósforo aderido, que foi arrastado do reator UASB para a entrada do sistema BRM aeração intermitente.

O processo de remoção biológica de fósforo pode ocorrer mediante a passagem do esgoto por um ambiente anaeróbio e em seguida em um ambiente aeróbio, conhecido como processo de EBPR, do inglês *Enhanced biological phosphorus removal*. De maneira simplificada, em condições anaeróbias com elevados teores de substrato biodegradável (matéria orgânica) há o desenvolvimento de organismos acumuladores de fósforo (OAFs) que assimilam DQO biodegradável rapidamente. Nesse processo de consumo da matéria biodegradável, liberam o ortofosfato armazenado que gera ao ambiente teores de duas a três vezes maior do que no afluente ao sistema desse composto. Na sequência do tratamento, devido ao meio aeróbio, as bactérias consomem o fosfato presente de uma maneira superior a liberada anteriormente, removendo-o do meio mediante o descarte do lodo (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014; BELLI, 2015).

Outro fator que pode ter contribuído para a remoção de fósforo está associado a necessidade do fósforo para o crescimento da biomassa, esse consumo pode ser de até 25% do fósforo total presente (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014).

Figura 18 – Eficiência do BRM aeração intermitente na remoção de fósforo no ciclo II (15/30 e 8 L/min)



Com base nos resultados e avaliando a origem da alimentação do BRM aeração intermitente, a causa mais provável dos elevados teores de fósforo está relacionada ao arraste de sólidos provenientes do reator UASB. Ratanatamskul e Kongwong (2017) operaram um reator MBR com variação de zona anaeróbia, anóxica e aeróbia com aeração intermitente e obtiveram desempenho na remoção de fósforo, nos ciclos avaliados, entre 14 e 37% de eficiência, sendo que os melhores resultados estiveram no período com maior tempo de aeração. Os autores destacam que a remoção do fósforo observada pode estar associada a incorporação na biomassa do nutriente.

Lim et al. (2007) avaliaram um BRM com aeração intermitente tratando esgoto proveniente de edifício e apresentaram eficiência de 31,4% no ciclo 60/60 min; 38,2% no ciclo 50/70 min(I); 38,6% no ciclo 40/80 e 45,9% no ciclo 50/70 (II), sugerem ainda, que a reduzida eficiência pode estar atrelada ao consumo do oxigênio para degradação orgânica e desnitrificação do BRM intermitente estudado sendo a relação de matéria orgânica e fósforo insuficiente para uma remoção mais eficiente.

O BRM aeração intermitente avaliado operou em condições restritas de fornecimento de oxigênio, devido a reduzida vazão de ar

empregada. Desse modo, o teor de oxigênio dissolvido no meio pode ter sido insuficiente para o maior consumo de fósforo total. Ainda, a ocorrência de arraste de lodo com elevado teor de fósforo pode ter contribuído para os elevados resultados desse parâmetro na entrada no BRM.

4.2.4 Remoção Cor

Os resultados referentes a remoção de cor no biorreator, com relação ao afluente (pós-UASB) e efluente (permeado) são resumidos na Tabela 11. Para avaliação da cor afluente a amostra era filtrada em membrana de 0,45 μ m, para que fosse avaliada a cor real da amostra, sem interferência da turbidez. Conforme Kellner (2014), o esgoto bruto apresenta cor acinzentada e pós a permeação a coloração muda para o amarelo, tal condição pode estar associada a atividade dos microrganismos na degradação. O autor obteve eficiência de remoção média 64,3% para o esgoto sanitário.

Wang et al. (2014) operaram um BRM com variação de ambiente aerado e anóxico, para o tratamento de lixiviado de aterro e obtiveram remoção de 41,82%. Para melhorar a remoção de cor, os autores incluíram um módulo de membrana de Nanofiltração (NF) e os resultados atingiram eficiência de remoção de cor de 93,75%. Belli (2015) empregou NF para avaliar a qualidade do efluente para reúso, pós sistema em batelada sequencial com membrana tratando esgoto sanitário, cujo resultado apresentou eficiência de remoção de 90,6% com a inclusão de NF. Em contrapartida, Thiesen (2016) avaliou um BRM no tratamento de esgoto sanitário com ultrafiltração (UF) e obteve remoção de cor com eficiência de 91,4%, cujo resultado pode ser considerado promissor na remoção de contaminantes conforme salienta a autora.

Tabela 11 - Resultados referente a eficiência na remoção cor

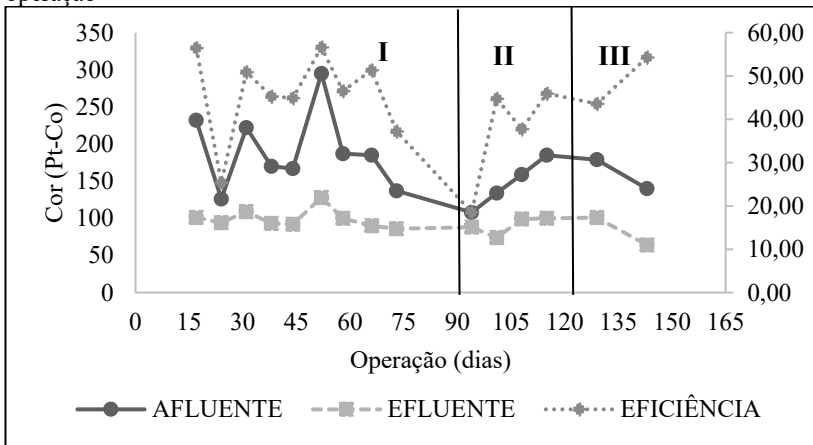
Ponto avaliado	N	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Afluente (mg/L)	15	175,07	34,60	295	108
Efluente (mg/L)	15	94,60	10,11	128	64
Eficiência (%)	-	45,96	-	-	-

Desse modo, observa-se que a remoção de cor poderia ser potencializada mediante o emprego de um módulo de membrana de Nanofiltração (NF), o qual possui elevada capacidade de produzir um efluente final de alta qualidade (BELLI, 2015). De forma complementar, o BRM apresentou eficiência satisfatória para um sistema sem inclusão

de NF. Ainda, destaca-se que o uso da NF pode implicar em aumento no custo operacional devido ao consumo energético adicional e necessidade manutenção do módulo (limpeza química). Na Figura 19, é exposto o comportamento do reator quanto ao parâmetro cor no afluente e efluente ao sistema BRM aeração intermitente, bem como a eficiência obtida ao longo da operação.

A concentração de cor no final do processo de tratamento apresenta valor médio acima do recomendado para corpos de água Classe II e III, conforme Conama 357/2005, a qual propõe valores inferiores a 75 mgPt-Co/L (BRASIL, 2005). No entanto, a cor pode ser proveniente de compostos inorgânicos presente no esgoto sanitário que se devem a possibilidade de aporte industrial na rede coletora (PIVELLI, 2001). Nesse contexto, para remover a cor poderia ser empregado um processo adicional químico, com precipitação ou oxidação.

Figura 19 - Comportamento do reator quanto ao parâmetro Cor afluente (pós-UASB) e efluente (pós-permeado) e a eficiência de remoção ao longo da operação



Desse modo, não foram adicionados insumos ou produtos químicos (coagulantes, floculantes) para obtenção de melhores resultados, tendo em vista o objetivo de avaliar o processo biológico de remoção no BRM aeração intermitente.

4.2.5 Remoção de turbidez

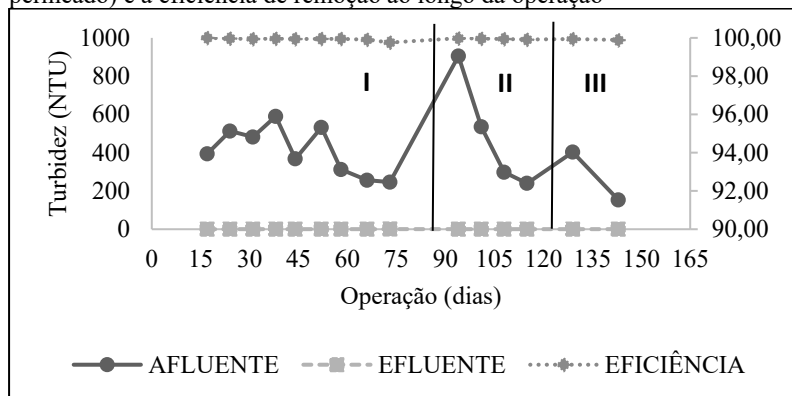
Os resultados referentes a remoção de turbidez são apresentados na Tabela 12. A eficiência na remoção de turbidez foi excelente, com valor médio 99,95%. Tal resultado é similar ao encontrado no estudo de Guadie et al. (2014), cuja eficiência em remoção de turbidez atingiu valores superiores a 99,6%, para um sistema com BRM aeração intermitente.

Tabela 12 - Resultados referente a eficiência na remoção de turbidez

Ponto avaliado	N	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Afluente (mg/L)	15	415,13	142,16	905	153
Efluente (mg/L)	15	0,22	0,07	0,6	0
Eficiência (%)	-	99,95	-	-	-

Vale ressaltar que os resultados obtidos apresentam qualidade final de turbidez similar a outros trabalhos desenvolvidos, cuja retenção atingiu valores superiores a 99,8 e 99,9% conforme Kellner (2014) e Belli (2011), respectivamente. Na Figura 20, é exposto o comportamento da turbidez ao longo do período monitorado para o afluente (pós-UASB) e o efluente (permeado). Ainda, é apresentada a eficiência encontrada na remoção da turbidez do processo.

Figura 20 - Comportamento da turbidez afluente (pós-UASB) e efluente (pós-permeado) e a eficiência de remoção ao longo da operação



Os valores observados no efluente do BRM aeração intermitente demonstraram que o módulo de membrana possibilitou a retenção total das partículas em suspensão. O resultado médio da turbidez foi de 0,22 NTU, sendo este valor excelente e inferior ao limite permitido pela

Resolução do Conama 357/2005 para classe de água doce mais restritiva (BRASIL, 2005).

4.2.6 Monitoramento do pH

O pH do afluente e do efluente ao BRM apresenta-se com reduzida variação ao longo do período avaliado. Na Tabela 13 são apresentados os valores do pH afluente, efluente e do licor misto.

Tabela 13 - Comportamento do reator em relação ao parâmetro pH afluente (pós UASB), efluente (permeado) e licor misto ao longo da operação

Ponto avaliado	N	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Afluente (mg/L)	16	7,60	0,12	7,9	7,42
Efluente (mg/L)	16	7,82	0,08	8,02	7,53
Licor misto (mg/L)	8	7,71	0,16	8,08	7,41

Pode-se observar que não houve variação significativa ao longo da operação. O pH é um fator fundamental para o crescimento dos microrganismos, sendo a faixa ótima para o crescimento e desenvolvimento o pH entre 6,5 e 7,5 (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014). O presente BRM aeração intermitente para os três pontos avaliados apresentou estabilidade, cujo valor de pH atende a legislação federal e estadual com valor variando entre 6 e 9 para o descarte em corpo receptor.

4.3 MONITORAMENTO DO LICOR MISTO E DA COLMATAÇÃO NA MEMBRANA

A colmatação é um processo associado a redução do desempenho das membranas devido a possíveis acúmulos ou adsorção de materiais na superfície ou interior dos poros. Os mecanismos que causam os depósitos podem ser físicos, químicos e/ou biológicos. Nesse sentido podem ser destacados materiais fibrosos, como cabelos, ferro solúvel, óleos e graxas e o desenvolvimento de uma película biológica na superfície da membrana – biofilme (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014).

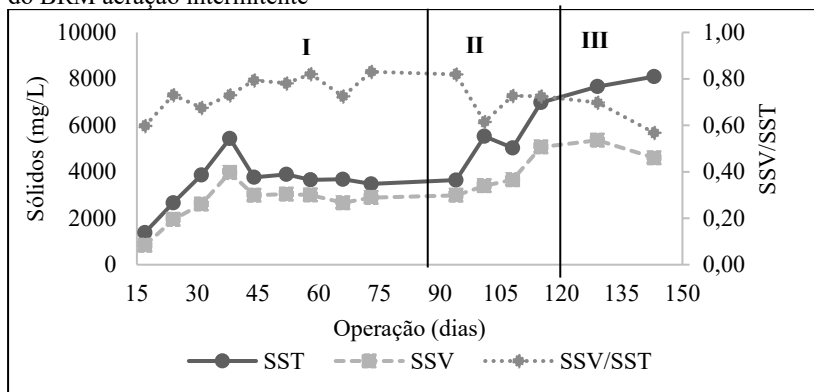
O biofilme formado pode reduzir a durabilidade do módulo devido a aderência de partículas na superfície, que pode elevar a PTM ao longo da operação, resultando em um maior número de limpezas e consequentemente custo com operação e manutenção do módulo. Para minimizar o processo de colmatação no módulo de membrana buscou-se monitorar parâmetros físico-químicos e biológicos no licor misto, que permitem compreender os processos biológicas envolvidos a fim de

reduzi-los sem prejudicar a qualidade do efluente final e a durabilidade do módulo.

4.3.1 Monitoramento de SST e SSV no licor misto

Na Figura 21, é apresentada a evolução nos teores de SST e SSV no licor misto ao longo da operação e mediante as condições operacionais adotadas. Observa-se que há estabilidade na concentração de SST e SSV em praticamente todo o período monitorado, com exceção do pico de SST no dia 38, cuja relação pode SSV/SST foi reduzida e pode estar associada ao carregamento de sólidos inertes ao BRM, visto que logo após esse período foi efetuado o descarte de lodo no reator UASB da ETE, o qual alimentava o BRM aeração intermitente instalado.

Figura 21 - Evolução do teor de SST e SSV no licor misto durante a operação do BRM aeração intermitente



A concentração média encontrada para os parâmetros de SST e SSV ao longo da operação foi de 4584,1 mg/L e 3266,6 mg/L, respectivamente. A relação SSV/SST média para todo o período operacional atingiu 0,72. Von Sperling (2012) indica que sistemas de lodos ativados convencional e aeração prolongada apresentam relação SSV/SST no licor misto que pode variar de 0,7 a 0,85 e 0,6 a 0,75, respectivamente. Para BRM aplicado ao tratamento de esgoto sanitário a relação no licor misto (SSV/SST) geralmente é 0,8 (YOON, 2016). No presente estudo, em média, os resultados foram próximos ao indicado por Yoon (2016).

Vale ressaltar que processo biológico no BRM propiciou o crescimento gradual do teor de SSV e SST, salvo alguns resultados em

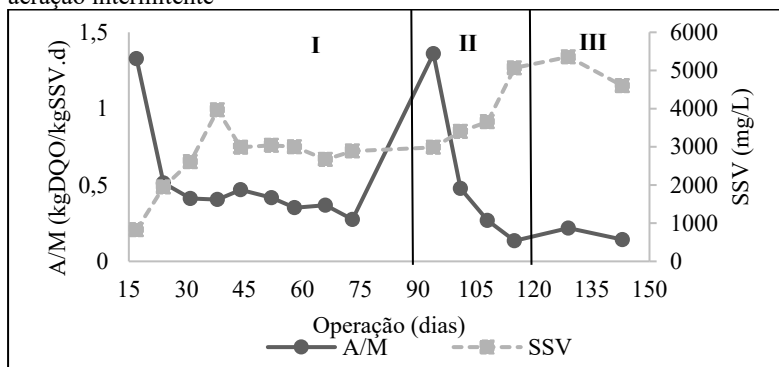
que as concentrações apresentaram crescimento seguida de queda. As possíveis causas dessas variações podem estar associadas as diferentes frequências de coleta de amostras para monitoramento, que ocorreram de forma semanal ou quinzenal. Ainda, pode estar associado a presença de sólidos inorgânicos advindos do reator UASB.

Os valores inferiores ao recomendado da relação SSV/SST no licor misto podem indicar uma baixa eficiência de remoção para as substâncias inorgânicas. Ainda, o aumento da concentração de STF em relação ao SSV pode ter relação com a lise celular, hipótese esta reforçada pela redução da relação SSV/SST no interior do biorreator conforme exposto por Santos (2013) em seu trabalho operando um BRM para o tratamento de efluente industrial.

Para o acompanhamento da relação alimento/microrganismos (A/M) durante o período operacional (144 dias) foram realizadas 15 amostragens do licor misto para a avaliação da disponibilidade de alimento aos microrganismos, associado a carga de DQO total aplicada (Carga Orgânica Volumétrica – COV) aplicada por massa de sólidos suspensos voláteis do licor misto – SSVLM (VON SPERLING, 2012), é apresentado na Figura 22 a variação da A/M ao longo do tempo de operação.

Uma baixa relação A/M pode indicar uma elevada idade de lodo, que pode ser vantajoso em termos de redução na produção de lodo excedente (JUDD, 2006). Na partida do reator e próximo ao dia 100 ocorreram picos de A/M, os quais podem ter sido causados devido a aclimação da biomassa ao ciclo de operação ou podem ter sido causados por distúrbios na qualidade do afluente ao biorreator. Nota-se que, no ciclo II e III onde foi inserido maior fluxo de ar a relação A/M foi inferior, especialmente no ciclo III. Nesse ciclo (III) ocorreram os maiores valores para SSV que pode ter favorecido a condição de consumo de matéria orgânica.

Figura 22 - Variação na relação A/M ao longo do tempo de operação do BRM aeração intermitente



Observa-se que nos períodos com menores resultados de A/M são associados aos períodos com maior concentração de SSV no licor misto. A presença de concentrações mais elevadas de SSV no biorreator podem indicar a presença da biomassa ativa, responsável por consumir a matéria orgânica afluyente e assim impactar na redução da relação A/M. Os valores comuns para MBR encontram-se entre 0,1 a 0,3 gDQO/gSSV.d, conforme Yoon (2016), para esgoto municipal. A média da relação A/M para o presente estudo encontra-se em 0,48 kgDQO/kgSSV.d, superior a indicada por Yoon (2016).

Conforme Santos (2013) não há um consenso acerca da faixa ideal de operação para a relação A/M, no entanto, alguns estudos demonstram que o aumento da relação contribui para a maior incrustação nos BRM em geral. Valores mais elevados da relação A/M podem ser associados a maior concentração proteínas, maior geração de EPS, maior viscosidade do lodo biológico (KIMURA et al., 2005; TRUSSELL et al., 2006; 2007).

Para reduzir a relação A/M, pode ser elevada a concentração de microrganismos (M), mediante aumento do teor de SSV com aumento na idade do lodo. Outro modo, porém, o mais difícil em plantas em escala real, por meio da redução a carga orgânica (A) afluyente ao BRM, sendo necessário incluir um pré-tratamento ou reduzir o fluxo de permeado da membrana. A redução do fluxo de permeado implica no menor transporte de componentes incrustantes para as membranas (SANTOS, 2013). Observa-se que as medidas propostas anteriormente, com relação ao fluxo de permeação reduzido, elevada idade do lodo (tendendo ao infinito) e a inclusão de um pré-tratamento (reator UASB) foram adotadas para o presente estudo. No entanto, observa-se que o pré-tratamento resultante

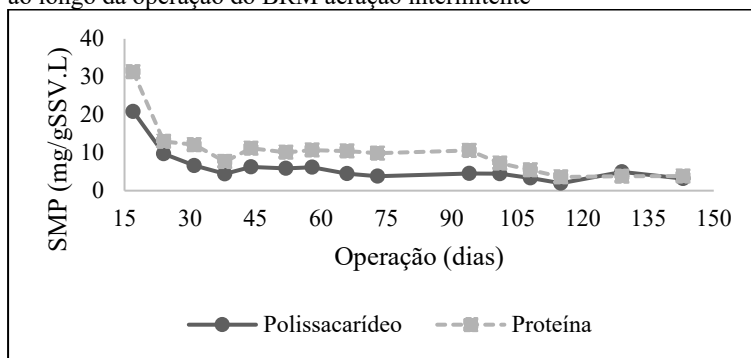
do UASB se mostra ineficiente para o presente caso, conforme já comentado.

Os resultados da biomassa apresentam valores incompatíveis com sistemas convencionais de BRM, onde há aeração contínua e geralmente abundância de oxigênio dissolvido no meio. Para o presente estudo, houve o limitante da vazão de ar e do período com aeração, que consequentemente reduziu a disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio. Os fatores apresentados anteriormente podem ter refletido na qualidade da biomassa ativa do sistema. De maneira complementar, Barbosa et al. (2016) operaram um BRM aeração intermitente no qual a relação SSV/SST variou entre 0,7 e 0,9 e obtiveram eficiência de 90% em remoção de DQO. Os resultados encontrados pelos autores se assemelham a qualidade de DQO encontrada no presente trabalho em termos de eficiência (89%).

4.3.2 Monitoramento de Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS) e Produtos Microbianos Solúveis (SMP)

A colmatação e eventuais problemas associados a ela, como aumento da pressão transmembrana, danificação da estrutura da membrana, é um fato que tende a se agravar ao longo da operação, especialmente quando se trata esgoto sanitário que possui diversos componentes que tornam o fenômeno frequente (DEZOTTI, SANT'ANNA JR, BASSIN, 2011). Para determinação do EPS e SMP, foram extraídas amostras do licor misto, armazenadas e quantificadas em teor de proteínas e polissacarídeos (carboidratos), onde EPSc – carboidrato/polissacarídeo; EPSp – proteína; SMPc – carboidrato/polissacarídeo e SMPp - proteína. Durante a operação, foram coletadas 15 amostras para EPS e SMP. Na Figura 23, observa-se os resultados dos SMP em relação aos SSV do licor misto ao longo da operação.

Figura 23 - Monitoramento do SMP polissacarídeos e proteínas no licor misto ao longo da operação do BRM aeração intermitente

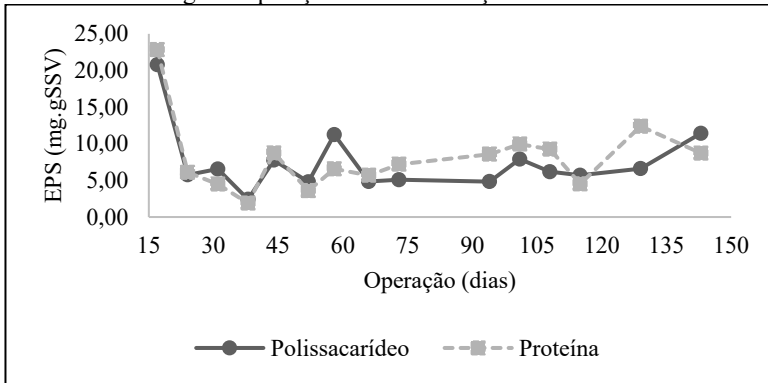


A média e o desvio do SMPc e SMPp foram de $6 \pm 2,6$ e $10 \pm 3,85$ mg/gSSV.L. O SMP ao longo da operação manteve-se constante, o qual apresentou reduzida variação mesmo com as modificações no fluxo de ar e ciclos operacionais. Guadie et al. (2014) operaram um BRM aeração intermitente para o tratamento de esgoto sintético simulando esgoto sanitário, e observaram que o SMP associado a carboidrato e proteína não apresentaram alterações significativas ao longo da variação dos ciclos operacionais.

Kellner (2014), operou um BRM com biomassa aderida aplicado ao esgoto sanitário e obteve uma evolução no SMP similar ao apresentando na presente pesquisa. No entanto, em termos de concentração, os SMPc e os SMP a média foi de 1,6 e 3,7 mg/SSV.L. Os resultados do presente trabalho apresentam superiores aos encontrados por Kellner.

Yoon (2016) expõe que a quantificação de SMP dentro do licor misto e sua relação com a incrustação permitem uma correlação aquém da necessária, visto que os métodos empregados na quantificação detectam uma parte dos compostos causadores do *fouling*, sendo que há outros constituintes não detectáveis que podem exercer papel no processo de colmatação. Na Figura 24, é possível acompanhar os resultados obtidos no BRM para EPS proteína e polissacarídeo, no licor misto ao longo da operação.

Figura 24 – Monitoramento do parâmetro EPS polissacarídeos e proteína no licor misto ao longo da operação do BRM aeração intermitente



A média e o desvio do EPS_c e EPS_p foi de $7,45 \pm 2,9$ e $8 \pm 3,22$ mg/gSSV ao longo da operação. Conforme pode ser observado, as frações de polissacarídeos e proteínas foram próximas entre si, sendo em média, EPS_p foi maior que o EPS_c. Em contrapartida, Guadie et al. (2014) operaram um BRM aeração intermitente para o tratamento de esgoto sanitário e verificaram que o EPS_p no ciclo intermitente foi relativamente elevado, mas a variação ao longo da operação foi insignificante. Porém, em relação ao EPS_c houve elevada variação, entre 20 e 80 mg/L, sendo que no ciclo (on/off) 30/30 e 15/45 foi de $47,2 \pm 1,7$ e $78,4 \pm 2,4$ mg/L, respectivamente. Os autores ainda, relacionaram o aumento na PTM, notado nesse período em que o ciclo possuía menor tempo aeração, com uma rápida formação de *fouling* no módulo membrana. Observa-se ainda, que nesse mesmo ciclo, o oxigênio dissolvido foi menor que 1 mg/L, que afeta sensivelmente o processo biológico de degradação.

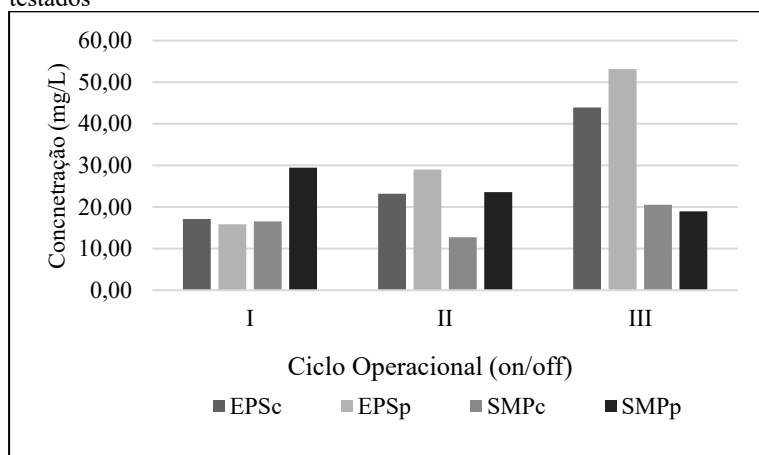
Nota-se que em condições favoráveis, microrganismos podem se desenvolver e ser capaz de consumir mais macromoléculas tais como carboidratos e proteína, como substratos que levam a reduzir a taxa de incrustação da membrana (MASSE et al., 2006). De maneira complementar, observa-se que o *fouling* pode ocorrer mesmo em operações inferiores ao fluxo crítico, sendo que nessa fase a contribuição do EPS é significativa (DEZOTTI, SANT'ANNA JR, BASSIN, 2011). No entanto, de forma a reduzir custo operacional com aeração os ciclos foram definidos com menor tempo de aeração, de modo a observar o comportamento desses parâmetros frente as condições adotadas.

As condições operacionais empregadas ao BRM são fatores que podem contribuir para uma maior geração de EPS e SMP, especialmente

relacionadas ao descarte irregular de lodo, alimentação intermitente e modificações no fornecimento de oxigênio dissolvido (DREWS et al., 2006; DREWS et al., 2008). Tais implicações podem causar stress ao processo biológico, acarretando na produção em excessos desses produtos.

Na Figura 25, é possível observar o comportamento do SMP e EPS durante a variação no ciclo operacional, sendo 15/30 (I) com vazão de ar de 6 L/min; 15/30 (II) com vazão de ar de 8 L/min; 30/15 com vazão de ar de 8 L/min.

Figura 25 - Monitoramento do EPS e SMP nos diferentes ciclos operacionais testados



Observa-se que a predominância de proteína no BRM, especialmente na forma de EPS, pode ser devido à presença de grandes quantidades de endo-enzimas, que foram liberados por lise celular, e por produtos extracelulares nos flocos que são dependentes do tipo de microrganismo, propriedades próprias do substrato e condições de operacionais. Outro fator importante está associado à hidrofobicidade, onde as proteínas geralmente têm maior afinidade por floco de lodo do que os polissacarídeos. Em virtude de os polissacarídeos serem mais facilmente biodegradáveis que as proteínas, eles podem ser metabolizados. No entanto, as proteínas, que são estruturalmente mais complexas, tendem a aderir ao lodo, tornando-se os principais componentes do EPS. Em geral, a formação de EPS solúvel (adotado no presente trabalho como SMP) é favorecida em condições aeração intermitente, visto que a alternância de fase (on/off) pode representar um

fator de estresse para os microrganismos, o que poderia levar à autólise celular (CAMPO et al., 2017).

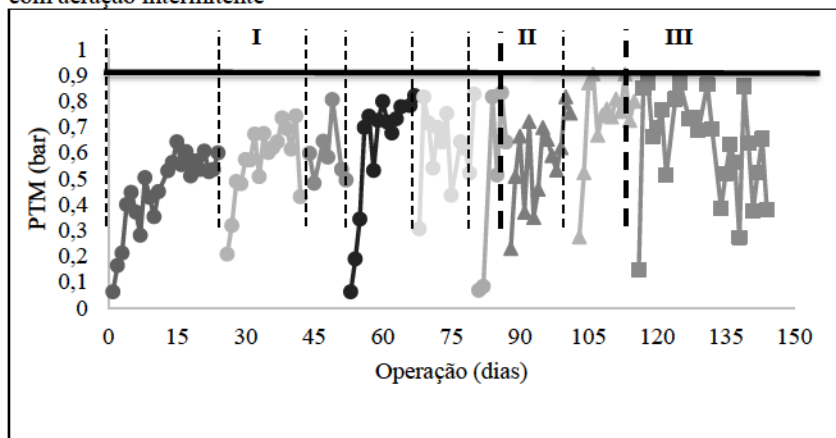
Com relação a concentração de SMP e EPS, associado aos polissacarídeos e proteínas, bem com sua interação com o processo de colmatação da membrana mostra-se como um assunto de ampla discussão em diferentes trabalhos com biorreatores a membrana, nos quais não há consenso sobre a influência da mesma no processo.

4.3.3 Monitoramento da PTM

A variação da pressão transmembrana durante a operação BRM intermitente é apresentada na Figura 26. O monitoramento da PTM ocorria duas vezes por dia, no início da manhã (7h) e no final tarde (18h), onde eram coletados os valores da PTM e realizado a média dos mesmos. O fluxo de filtração foi mantido em $5,5 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ durante toda a operação, sendo mesmo definido no início da operação do BRM.

As linhas tracejadas apresentam na Figura 26 representam as limpezas físico-químicas efetuadas no módulo de membrana. Ainda, as linhas tracejadas de maior espessura representam as limpezas efetuadas em decorrência da troca de ciclo operacional (dia operacional 88 e 116). Tal condição de limpeza foi adotada para melhor compreender a evolução da PTM para o novo ciclo e fluxo de ar empregado.

Figura 26 – Monitoramento da PTM durante os 144 dias de operação do BRM com aeração intermitente



A vazão de ar fornecida ao BRM intermitente era monitorada e ajustada de maneira manual, quando necessário, por meio da válvula de

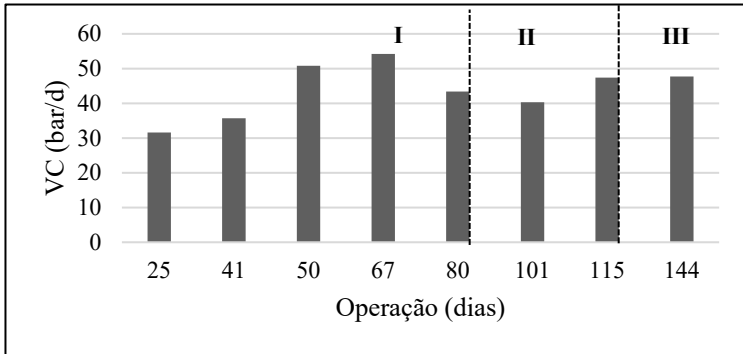
controle e rotâmetro instalados na linha de aeração. Quando a PTM atingia valores próximo ao limite recomendado pelo fabricante (0,7 bar) era realizada a limpeza física seguido da limpeza química, sendo efetuadas ao longo da operação nove limpezas na membrana.

O procedimento de limpeza realizado, conforme descrito em Materiais e Métodos, utilizava somente o hipoclorito de sódio de forma a atender a recomendação do fabricante para uma maior durabilidade do módulo de membrana. Nota-se que com o aumento dos dias operacionais o intervalo entre as limpezas foi sendo reduzido devido a PTM na membrana atingir valor próximo ao limite estabelecido. A maior frequência de limpeza pode estar associada a colmatação irreversível, a qual permanece agregada no módulo mesmo após as limpezas químicas.

A frequência de limpeza foi maior no ciclo I e II (15/30) do que no ciclo III (30/15) sendo associado a possivelmente dois fatores. O primeiro fator está relacionado ao tempo operacional, o ciclo I e II durou 116 dias operacionais que pode ter concentrado o maior número de limpezas, mesmo variando o fluxo de ar, devido ao elevado tempo de operação. O segundo fator pode estar associado ao fluxo de ar empregado durante esse período, ou seja, 88 dias foi mantido aeração de 6 L/min e outros 28 dias com 8 L/min. Tal condição pode ser considerada restritiva se comparada ao fluxo empregado por Lim et al. (2007).

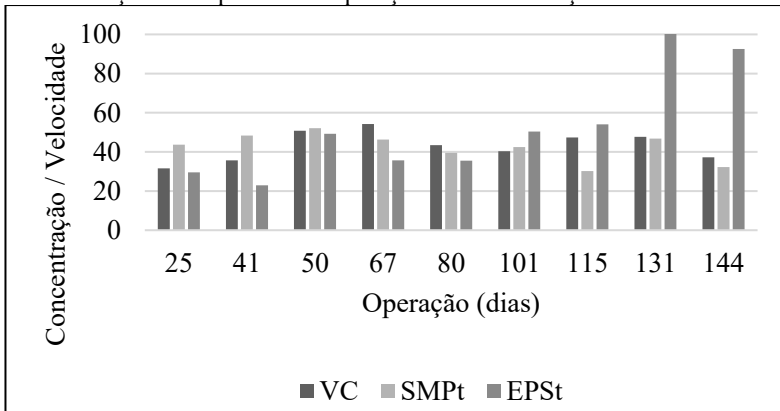
Os autores anteriores, empregaram vazão de 10 L/min em um reator de 5,5 litros dotado de uma membrana com de área 0,062 m². Ainda, o efluente sanitário que alimentava o BRM era submetido a uma pré-filtração antes de seguir adiante. Na Figura 27 apresenta-se a evolução da velocidade de colmatação (VC) calculada para o período estudado.

Figura 27 - Monitoramento da velocidade de colmatção (VC) entre as retrolavagens realizadas ao longo da operação do BRM aeração intermitente



Observa-se que a PTM se manteve instável durante todo o período de avaliação e a VC com reduzida variação ao longo das estratégias operacionais testadas. Na Figura 28 , pode-se observar o teor de SMP e EPS entre as limpezas químicas e a velocidade de colmatção durante esse mesmo período.

Figura 28 – Monitoramento do SMP entre as limpezas químicas e a Velocidade de colmatção nesse período de operação do BRM aeração intermitente



Nota-se que houve uma reduzida variação nos resultados SMP e EPS durante o período estudado e ocorreu a colmatção expressiva em todos os ciclos operacionais e vazão de ar testados. Assim, pode-se observar a instabilidade da PTM, mesmo operando o BRM aeração intermitente com o fluxo de permeação abaixo do indicado no ensaio de

fluxo crítico. A operação do BRM em condições de fluxo inferior ao crítico deveria favorecer a estabilidade operacional associada a permeabilidade (MENG et al., 2017). Porém, no BRM intermitente avaliado ocorreu elevada instabilidade na PTM e foram exigidas limpezas químicas frequentes. Na Tabela 14, são apresentados os resultados obtidos do teste de correlação de Pearson, com intervalo de Confiança de 95% para todo o período de operação do BRM aeração intermitente.

Tabela 14 - Teste de correlação de Pearson com intervalo de confiança de 95% para os resultados de VC, SST, EPS e SMP

Parâmetros		Matriz correlação	Matriz P-Valores
VC	SST	0,099	0,799
	EPSp	0,224	0,562
	EPSc	0,061	0,877
	EPSt	0,167	0,667
	SMPp	0,208	0,591
	SMPc	0,118	0,762
	SMPt	0,247	0,521

Conforme pode ser observado, a Matriz P apresentou valor superior a 0,05 em todos os testes (considerando o Intervalo de Confiança de 95%) que indica resultados estatisticamente insignificante. A contribuição do SMP para a formação da camada de *fouling* é inegável. Porém, deve-se ressaltar que muitos parâmetros operacionais (idade do lodo, carga orgânica aplicada, oxigênio dissolvido, nutrientes) afetam os níveis de SMP em BRM, e é muito improvável que somente o nível de carboidrato ou proteína no SMP possa, sozinho, prever propensão de incrustação ou mesmo ser o único influenciador desse processo (JUDD, 2011; YOON, 2016).

Guo, Ngo e Li (2012) comentam que o lodo aderido à superfície na membrana pode afetar parâmetros operacionais, como a PTM. Lim et al. (2007), supõem, em seu trabalho com BRM aeração intermitente, que a pressão transmembrana pode ser aumentada devido à resistência da membrana causada por incremento no conteúdo de EPS relacionado ao tempo com aeração ligada / desligada, independente da mistura ser realizada durante o tempo de aeração desligados.

A aeração é essencial para o BRM, pois fornece OD necessário para os microrganismos e permite que o lodo seja mantido em suspensão, o que auxilia na mitigação do *fouling* na membrana. Em contrapartida, o consumo energético com aeração representa uma parte elevada em uma

planta com BRM. Portanto, busca-se otimizar a aeração, por meio de variação nas taxas de aeração, tamanho da bolha e modos de aeração, sendo de grande importância para controle de incrustação e melhor gestão energética (MENG et al., 2017).

Zuthi, Ngo e Guo (2012) expõe a necessidade de se obter um equilíbrio entre fluxo, PTM, demanda de energética e frequência de limpeza os quais são essenciais para o bom desempenho do BRM. Em contrapartida, encontra-se divergência na literatura acerca das interações responsáveis pela elevação na PTM, sendo que os estudos realizados com BRM empregam condições operacionais diferentes uns dos outros, como: taxa de aeração, tempo de detenção hidráulica, esgoto afluente, sendo que tais condições podem influenciar o processo de filtração e consequentemente a PTM o que dificulta a realização de comparativos (BELLI, 2012; KIMURA; HONOKI; SATO, 2017).

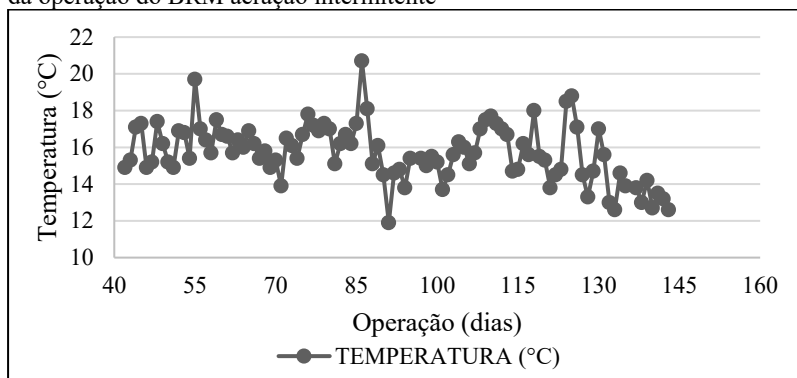
Nesse sentido, os ciclos operacionais (15/30 e 30/15) e os fluxos de ar (6 e 8 L/min) adotados no presente trabalho pode ter sido reduzido frente a necessidade do sistema, o que acarretou em limpezas sucessivas que pode indicar elevada colmatação no módulo.

4.3.4 Monitoramento da temperatura

O monitoramento da temperatura no licor misto ocorreu diariamente ao longo da operação sendo realizadas verificações diárias no início da manhã do parâmetro em questão (7 h da manhã). No início da operação a temperatura não foi monitorada, devido a isso, o monitoramento ocorreu entre os dias 42 e 143, totalizando 101 amostras.

Na Figura 29, pode ser acompanhada a variação da temperatura ao longo da operação do BRM aeração intermitente. Observa-se que a temperatura média e o desvio encontram-se em $15,68 \pm 1,24$ °C, sendo a máxima e mínima em 20,70 e 11,90 °C respectivamente.

Figura 29 – Monitoramento do parâmetro temperatura no licor misto ao longo da operação do BRM aeração intermitente



A operação do BRM ocorreu entre os meses de novembro e abril, sendo que o monitoramento da temperatura ocorreu a partir de dezembro e finalizou em abril, a estação do ano foi o verão findando no início do outono. Em temperaturas reduzidas, com valores próximos a 20°C, os organismos responsáveis pela acumulação de fósforo possuem vantagens sobre os demais, o que favorece o processo de remoção (BASSIN *et al*, 2012).

A temperatura para o processo de tratamento de efluente possui elevada importância pois é capaz de influenciar os processos biológicos, regular a solubilização de gases como o oxigênio dissolvido além de proporcionar condições para reações bioquímicas (VON SPERLING, 2014). Assim como o pH, a temperatura possui um papel importante sobre a seleção, sobrevivência e crescimento de microrganismos em um reator biológico (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2014).

O BRM aeração intermitente foi operado em temperatura ambiente, visto que o reator piloto foi instalado em uma planta de tratamento de esgoto sanitário municipal. Os resultados acerca do processo biológico de remoção de matéria orgânica foram satisfatórios, mantendo-se constante independente da temperatura. Com relação a remoção biológica de nitrogênio, percebe-se que não foi detectada devido a diferentes fatores, inclusive pode ter sofrido influência da temperatura. Conforme destaca Belli (2015) a temperatura indicada para a nitrificação encontra-se entre 15 e 35°C porém, para desnitrificação a temperatura ideal está na faixa de 35 a 50°C. Desse modo, a remoção de nitrogênio pode ser afetada pela temperatura.

4.3.5 Monitoramento do oxigênio dissolvido no reator

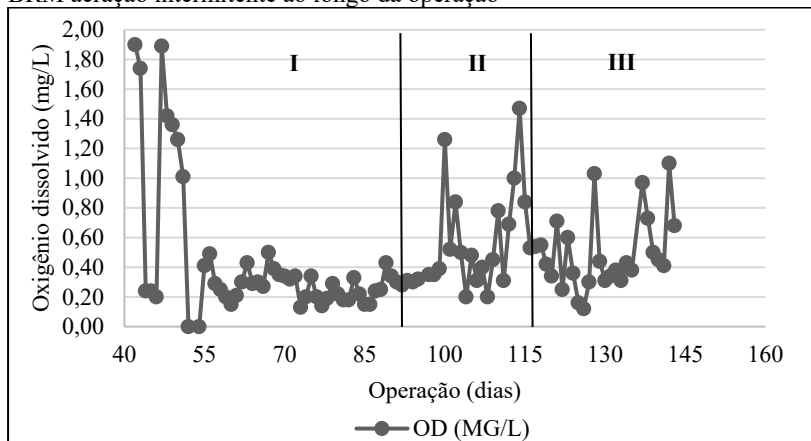
Os níveis de oxigênio dissolvido no reator podem influenciar a qualidade do processo de tratamento biológico aeróbio, os quais estão associados a atividade metabólicas da biomassa de consumo de matéria orgânica e nitrificação. Em termos de controle de fouling, a taxa de aeração é um dos fatores responsáveis por mitigar o fouling na membrana, exercendo papel importante no manejo da biomassa aderida a superfície do módulo.

No presente estudo foi controlada a vazão de ar inserida no BRM aeração intermitente, sendo avaliada duas condições, com 6 e 8 L/min, respectivamente nessa ordem. A coleta dos dados da concentração de oxigênio dissolvido, resultante dos fluxos de ar empregados, era realizada na fase aerada do ciclo, sendo efetuada a leitura 1 vez ao dia, no período da manhã (7h), no licor misto.

Na fase do ciclo operacional onde a aeração era desligada foi monitorado aproximadamente três vezes o nível de oxigênio dissolvido. Desse modo, logo após o termino do período aerado o nível de OD no reator atingia valores próximo a 0,1 mg/L. Tal condição de concentração reduzida de OD na fase sem aeração foram similares ao encontrado por Lim et al. (2007), cujo valor de OD atingia concentração de 0 mg/L quando a aeração estava desligada.

Na Figura 30 é possível acompanhar a variação nos níveis de oxigênio dissolvido ao longo das coletas realizadas. Vale ressaltar que o monitoramento do OD no licor misto ocorreu diariamente ao longo da operação, sendo que no início da operação tal parâmetro não foi monitorado, devido a isso, os números de coleta não coincidem com os dias operacionais.

Figura 30 – Monitoramento do parâmetro oxigênio dissolvido no licor misto do BRM aeração intermitente ao longo da operação



O nível de oxigênio dissolvido, durante os diferentes ciclos empregados e fluxo de ar, manteve-se inferior a 2 mg/L. Os valores em média encontraram-se em $0,50 \pm 0,28$ mg/L, sendo a máxima e a mínima concentração de OD 1,9 e 0,12 mg/L, respectivamente.

Ratanatamskul e Kongwong (2017), adotaram condições de OD no reator entre 3 e 4 mg/L, para um BRM com aeração intermitente, e obtiveram elevada eficiência na remoção de matéria orgânica. Ainda, os mesmos autores concluem que a alternância da aeração (on/off) auxilia no controle da colmatação além de promover redução no consumo energético, para o caso estudo. Lim et al. (2007), operaram um BRM aeração intermitente e o OD variou entre 0 e 7 mg/L. Os resultados obtidos indicaram elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e nitrogênio.

Os estudos desenvolvidos pelos autores acima empregaram níveis de OD superiores aos resultados obtidos para o presente sistema. Destaca-se que foram monitorados os níveis de OD no reator e controladas as vazões de ar empregada. Nesse sentido, os níveis de oxigênio dissolvido e o fluxo de ar do presente sistema apresentam valores inferiores aos trabalhos apresentados anteriormente. No entanto, em termos de eficiência de remoção de matéria orgânica os resultados são semelhantes.

Desse modo, a condição operacional restrita empregada no presente estudo trouxe resultados satisfatórios, dentro do esperado, mesmo que operando em condições mais desfavoráveis em termos de

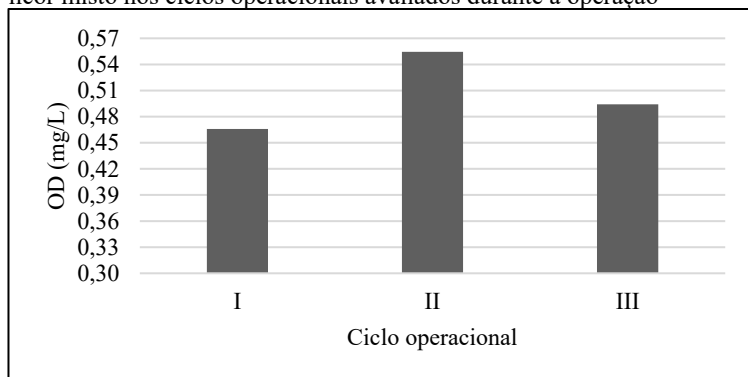
nível de OD e períodos aerados do que outros sistemas previamente apresentados.

Guadie et al (2014) observaram que a concentração de OD é um fator importante para a degradação microbiana de $\text{NH}_4\text{-N}$, DQO e P e que o processo de nitrificação é mais sensível às condições ambientais (oxigênio, substrato, pH e disponibilidade de receptores de elétrons) do que o carbono. Nesse sentido, o teor de oxigênio dissolvido no interior do BRM aeração intermitente em todos os ciclos e fluxos de ar avaliados nesse estudo apresentou valores reduzidos, que pode ter prejudicado o processo de nitrificação.

Para o processo de remoção biológica de fósforo, TCHOBANOGLOUS et al (2014), indicam teores de oxigênio dissolvido superior a 1 mg/L na zona aeróbia para operação do sistema biológico com remoção satisfatória. Durante a operação do presente reator, tal condição requerida foi obtida pontualmente, sendo que em média o nível de OD manteve-se abaixo do necessário para nitrificação e remoção do fósforo.

Na Figura 31, é possível verificar os níveis de OD médio ao longo dos ciclos operacionais e fluxo de ar adotados. A concentração média de OD para o ciclo I, II e III é de 0,47 mg/L, 0,55 mg/L e 0,49 mg/L respectivamente. A concentração é semelhante nos três ciclos avaliados e para os dois fluxos de ar injetados no sistema.

Figura 31 – Monitoramento da concentração média de oxigênio dissolvido no licor misto nos ciclos operacionais avaliados durante a operação



Outro ponto a ser destacado, no processo de aeração intermitente é em relação ao consumo energético. Ratanatamskul e Kongwong (2017) avaliaram diferentes ciclos de operação e observaram que nos ciclos com menor tempo de aeração há maior eficiência energética. Ainda, dentre os

ciclos avaliados, o que apresentou remoção satisfatória de nitrogênio e fósforo com menor consumo energético foi o ciclo de 30/90 (on/off). No entanto, tal estudo foi desenvolvido em escala de bancada no qual há o controle de todas as variáveis do projeto.

Com relação aos níveis de OD durante a operação, observa-se que o fluxo de ar e o oxigênio dissolvido no licor misto encontram-se inferiores ao de outros trabalhos. O presente trabalho apresentou taxa de aeração de $0,0065 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ e $0,00860 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ para o fluxo de ar de 6 e 8 NL/min, respectivamente. Belli (2015) adotou taxas de aeração de 3,3 a $5,3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ para operação do BRM, ou seja, valores superiores ao adotado no presente trabalho. Vale ressaltar que, não há uma relação muito clara entre área de membrana e vazão de adequada para BRMs, sendo os valores baseados em literatura ou a critério de cada projeto (JUDD, 2011).

Desse modo, foi observado que a condição operacional de reduzido fluxo de ar pode ter influenciado na deposição de material sobre a superfície da membrana e ter favorecido o processo de colmatação.

4.4 POTENCIALIDADE DE REÚSO DO EFLUENTE TRATADO

Os hábitos de consumo excessivo da população apresentam-se intimamente ligados a degradação ambiental, fazendo-se necessária a adoção de um modo de vida sustentável que minimize o consumo, além de possibilitar o reúso e reciclo dos efluentes líquidos gerados pelos processos industriais e domésticos (OLIVEIRA; SILVA; CARNEIRO, 2013). O tratamento do esgoto sanitário, com vistas ao reúso, pode possibilitar o uso do efluente final para diferentes atividades, as quais devem possibilitar o seu uso sem ofertar risco a saúde.

No Brasil, observa-se a reduzida prática do reúso, tendo em vista especialmente a elevada disponibilidade hídrica. No entanto, torna-se importante o desenvolvimento e perpetuação dessa forma de gestão da água, onde haja o consumo de maneira racional e se busque reutilizar de maneira controlada. Nesse sentido, para o desenvolvimento ordenado da cultura do reúso é necessária à criação de uma legislação federal específica e eficiente, que crie normas e diretrizes que definam os conceitos, parâmetros e restrições ao reúso das águas (ARAÚJO; SANTOS; SOUZA, 2017). Ainda, os autores destacam a existência de legislação estaduais que apenas abordam alguns parâmetros limites de qualidade para reúso. Segundo Belli (2015), no Brasil, pode-se notar a existência de diversas menções acerca do tema reúso, principalmente

envolvendo os usos múltiplos, porém, nenhuma legislação específica para esse fim.

De maneira genérica, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) na Resolução nº 54/2005 dispõe sobre modalidades, diretrizes e critérios gerais para o reúso direto não potável. No entanto, não apresenta padrões limite de qualidade para os diferentes usos. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução nº 357/2005 fornece o enquadramento dos corpos de água superficial segundo os usos, onde apresenta padrões limites de qualidade referente a cada classe de rio. Em contrapartida, não há referência clara associado ao reúso, ou seja, há a possibilidade de enquadramento do rio para uso em irrigação, porém não há indicativo que esse limite aceito para irrigação poderia ser aplicado a um efluente tratado de uma ETE, por exemplo. Com relação ao Conama ainda, pode-se destacar a Resolução nº 430/2011 que dispõe de padrões de qualidade para o lançamento de efluente tratado em corpos de água superficial.

4.4.1 Aplicabilidade do efluente tratado

Para a avaliação da potencialidade de reúso direto não potável do efluente pós BRM aeração intermitente, é apresentado na Tabela 15, o comparativo dos resultados com os padrões limites de qualidade conforme NBR 13969/1997 e as recomendações para reúso agrícola para culturas agrícolas processadas para consumo EPA (2012).

Tabela 15 - Comparativo do permeado do BRM aeração intermitente e padrões de reúso Classe 1, conforme ABNT (1997) e Classe 2 conforme reúso agrícola para culturas alimentares processadas EPA (2012)

Parâmetros	Resultado médio	NBR	EPA
pH	7,82	6 a 8	6 a 9
Turbidez (NTU)	0,22	<5	NA
DQO (mg/L)	69,13	NA	≤ 30*
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	20	200	≤ 200
SST (mg/L)	<1	NA	≤ 30

NA: Não Apresentado; *valor referente a DBO.

Com relação a NBR 13969, classe 1, o reúso está associado a lavagem de carros e usos de contato direto com a água. Entre os parâmetros necessários para qualidade desejada apresentada em tal norma, não foram apresentadas as análises de sólidos dissolvidos totais (SDT<200mg/L) e cloro residual (0,5 a 1,5 mg/L). No entanto, com o

sistema BRM aeração intermitente não era prevista a remoção de SDT especialmente devido a reduzida capacidade de retenção da membrana de UF empregada. Ainda, a norma exige um residual de cloro entre 0,5 e 1, mg/L, tal condição pode ser obtida mediante a cloração do efluente final para reduzir riscos à saúde devido a contaminação da água de reúso. Observa-se o atendimento dos parâmetros limites da NBR para classe I, conforme apresentado anteriormente.

A EPA (2012), propõe o emprego da água de reúso para fins agrícolas como a irrigação de culturas alimentares processadas e culturas não alimentares. Observa-se na Tabela 15, que foi atendido todos os parâmetros apresentados, exceto o parâmetro DBO. Durante a operação do biorreator foi monitorado a DQO do permeado, tendo em vista o rápido retorno dos resultados. Desse modo, como o efluente é sanitário pode ser empregada a relação DQO/DBO a qual é próxima a 2 (VON SPERLING, 2012). Assim, o resultado aproximado da DBO para o BRM avaliado seria 34,56 mg/L, ou seja, valor próximo ao limite requerido para o reúso agrícola exposto.

Observa-se que no Brasil, a produção de água para reúso ainda é pouco usual, porém, vem ocorrendo uma crescente evolução no que tange esse assunto. Vale ressaltar, que conforme Araújo, Santos e Souza, (2017), no Rio de Janeiro já se faz uso desta prática nas Estações de tratamento de esgoto – ETE Alegria e Penha. Estas utilizam após o tratamento secundário a cloração para a desinfecção de seu efluente para produção de água de reúso. Entre as duas estações, ETE Alegria utiliza a água de reúso na construção civil e a ETE Penha aplica seu efluente reusado principalmente na limpeza urbana.

Desse modo, observa-se que no permeado do BRM aeração intermitente há potencial para o reúso direto em atividades não potáveis, como construção civil, lavagem de pátios, entre outros.

5 CONCLUSÕES

O emprego de biorreator a membrana com aeração intermitente para o tratamento de esgoto sanitário, avaliado no presente estudo, atingiu resultados promissores em termos de qualidade, sendo uma alternativa interessante frente as exigências do mercado atual com relação a redução de consumo energético, a menor produção de lodo e reduzida área disponível para instalações.

Foram obtidas ao longo da operação eficiências significativas quanto a remoção de matéria orgânica, com um efluente final de qualidade compatível com o reúso. Ainda, foi possível reduzir o consumo energético, tendo em vista o menor acionamento do conjunto de aeração devido a aplicação da intermitência e aos reduzidos fluxos de ar inseridos.

A condição operacional com reduzida aeração no módulo de membrana pode ter intensificado a colmatação na membrana e ocasionado inúmeras limpezas físicas e químicas do módulo. Na sequência são expostas as conclusões específicas acerca do trabalho desenvolvido.

- Observa-se que alternância na vazão de ar empregada não refletiu em modificações significativas em termos de redução da colmatação no módulo. Entende-se que com incremento maior na vazão de ar e maiores períodos aerados poderiam ser obtidos melhores resultados de redução da colmatação, em contrapartida, tal ação implicaria em maior consumo energético devido ao maior tempo de funcionamento do sistema de aeração.

- O BRM aeração intermitente apresentou eficiência na remoção de matéria orgânica, mesmo em condições mais restritas de disponibilidade de oxigênio dissolvido para o processo biológico. Nota-se que foi obtido melhoria na qualidade do efluente final no ciclo aerado (on/off) 30/15 com vazão de ar de 8 L/min. O presente BRM aeração intermitente não promoveu a nitrificação possivelmente devido as condições operacionais adotadas e a reduzida presença de microrganismos quimio-autotróficos responsáveis por tal processo. Com relação ao nutriente fósforo, a remoção foi acima do esperado para o reator.

- Percebe-se que há potencial de reúso do efluente, aplicado a diferentes usos da água como limpeza de pátios, irrigação, recarga de manancial, etc.

Em geral, o biorreator à membrana com aeração intermitente operado fluxo contínuo demonstrou-se eficiente para os parâmetros avaliados, mostrando-se um sistema promissor para aplicação em estações de tratamento de esgoto. Desse modo, acredita-se que o

desenvolvimento de sistemas empregando biorreatores a membrana devem ser cada vez mais desenvolvidos e aprimorados, a fim de possibilitar sua utilização em diferentes plantas, tendo em vista os benefícios do emprego dessa tecnologia. Ainda, entende-se que o desenvolvimento de alternativas operacionais para difundir o emprego de biorreatores à membrana no mercado permite a viabilização da sua utilização no tratamento do esgoto sanitário.

5.1 RECOMENDAÇÕES

- Avaliar o custo energético associado do processo de aeração intermitente e o seu impacto no custo operacional da planta;
- Promover o reciclo do lodo ao reator anaeróbico e avaliar a capacidade do sistema em adensar e digerir;

REFERÊNCIAS

- ALVARINO, T. et al. A UASB reactor coupled to a hybrid aerobic MBR as innovative plant configuration to enhance the removal of organic micropollutants. **Chemosphere**, v. 144, p. 452–458, 2016.
- ARAÚJO, B. M.; SANTOS, A. S. P. DOS; SOUZA, F. P. DE. Comparativo Econômico Entre O Custo Estimado Do Reúso Do Efluente De Ete Para Fins Industriais Não Potáveis E O Valor Da Água Potável Para a Região Sudeste Do Brasil. **Perspectivas online**, v. 17, n. 1707, p. 51–61, 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: Abnt, 1997. 60 p.
- BACCHIN, P.; AIMAR, P.; FIELD, R. W. Critical and sustainable fluxes: Theory, experiments and applications. **Journal of Membrane Science**, v. 281, n. 1–2, p. 42–69, 2006.
- BARBOSA, Izabela Major et al. Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em biorreator com membranas submersas operando em condição de nitrificação e desnitrificação simultânea. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [s.l.], v. 11, n. 2, p.304-315, mar. 2016. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas (IPABHi).
- BASSIN, J. P.; KLEEREBEZEM, R.; DEZOTTI, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Measuring biomass specific ammonium, nitrite and phosphate uptake rates in aerobic granular sludge. **Chemosphere**, v.89, n.10, p. 1161–1168, 2012. Doi:10.1016/j.chemosphere.2012.07.050, 2012.
- BELLI, T. J. **BIORREATOR À MEMBRANA EM BATELADA SEQUENCIAL APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO VISANDO A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL**. 2011. 169 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

BELLI, T. J. **BIORREATOR À MEMBRANA EM BATELADA SEQUENCIAL PARA A REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO:: DESEMPENHO DO TRATAMENTO, COLMATAÇÃO DAS MEMBRANAS E ESTRATÉGIAS DE OTIMIZAÇÃO..** 2015. 275 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

BELLI, T. J. Membrane sequencing batch reactor for the wastewater treatment aiming the nutrients removal Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando à remoção de nutrientes. v. 17, p. 143–154, 2012.

BIGGS, T.W., JIANG, B., 2009. Soil salinity and exchangeable cations in a wastewater irrigated area, India. *J. Environ. Qual.* 38, 887–896.

BIN, Zhang et al. Extraction and analysis of extracellular polymeric substances in membrane fouling in submerged MBR. **Desalination**, [s.l.], v. 227, n. 1-3, p.286-294, jul. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2007.06.032>. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916408002099?via=ihub>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

BRASIL. Constituição (2005). Lei nº 357, de 17 de março de 2005. **Resolução Conama 357/2005**. 1. ed. Brasília, DF, 17 mar. 2005. v. 1, n. 1. Resolução federal. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 24 fev. 2017

BRASIL. Constituição . Lei 11445: Política Nacional de Saneamento Básico. Brasília:-, 2007 Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm>. Acesso em: 13 out. 2015.

BRITO, M. F. DE. **DETERMINAÇÃO DE FRAÇÕES ORGÂNICAS DE EFLUENTES DE REATORES UASB**. 2006. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CAMPO, R. et al. The role of EPS in the foaming and fouling for a MBR operated in intermittent aeration conditions. **Biochemical Engineering Journal**, v. 118, p. 41–52, 2017.

CAPODICI, M. et al. Pilot scale experiment with MBR operated in intermittent aeration condition: Analysis of biological performance. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 398–405, 2015.

CAPODICI, M. et al. An innovative respirometric method to assess the autotrophic active fraction: Application to an alternate oxic-anoxic MBR pilot plant. **Chemical Engineering Journal**, v. 300, p. 367–375, 2016.

CARVALHO, K.Q. et al. Hydrodynamic evaluation of a UASB reactor submitted to cyclical flow rate variation. In; **Revista Brasileira Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 13 nº02 p.226-235 2008

CIRELLI, G. L. et al. Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. **Agricultural Water Management**, v. 104, p. 163–170, 2012.

CNRH. Constituição (2005). Resolução nº 54, de 2005. **Estabelece Modalidades, Diretrizes e Critérios Gerais Para A Prática de Reuso Direito Não Potável de água, e Dá Outras Providências.** Disponível em:

<http://www.aesa.pb.gov.br/legislacao/resolucoes/cnrh/54_2005_criterios_gerais_uso_agua.pdf>. Acesso em: 29 out. 2015.

CHANG, J.-J. et al. Effect of intermittent aeration on the microbial community structure of activated sludge in a submerged membrane bioreactor. **Water and Environment Journal**, v. 25, n. 2, p. 214–218, 2011.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora Ufmg, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).

CLECH, Pierre Le et al. Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 227, n. 1-2, p.81-93, dez. 2003. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2003.07.021>

CUNHA, A. H. N. et al. O reúso de água no Brasil: A importância da reutilização de água no país. **Enciclopédia Biosfera**, v. 7, p. 1225–1248, 2011.

DÍAZ, O. et al. Fouling analysis and mitigation in a tertiary MBR operated under restricted aeration. **Journal of Membrane Science**, v. 525, n. June 2016, p. 368–377, 2017.

DERELI, Recep Kaan et al. Influence of high lipid containing wastewater on filtration performance and fouling in AnMBRs operated at different solids retention times. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 139, p.43-52, jan. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2014.10.029>.

DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JUNIOR, G. L.; BASSIN, J.P. **Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011. 368p. (v. 1).

DREWS, A.; LEE, C-H.; KRAUME, M. Membrane fouling – a review on the role of EPS. **Desalination**, v. 200, p. 186–198, 2006.

DREWS, A.; VOCKS, M.; BRACKLOW, U.; IVERSEN, V.; KRAUME, M. Does fouling in MBRs depend on SMP? **Desalination**, v. 231, p. 141-149, 2008.

EPA - USEPA. **Guidelines for Water Reuse**. Washington: Usepa, 2012. 643 p

EVEN-EZRA, I. et al. Chemical versus biological pretreatment for membrane filtration of domestic wastewater. **DES**, v. 272, n. 1–3, p. 85–89, 2011.

GAO, W.j. et al. Influence of temperature and temperature shock on sludge properties, cake layer structure, and membrane fouling in a submerged anaerobic membrane bioreactor. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 421-422, p.131-144, dez. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2012.07.003>.

GAO, W.; LIAO, B.; HAI, F. I. Anaerobic MBRs. In: HAI, Faisal I.; YAMAMOTO, Kazuo; LEE, Chung-hak (Ed.). **Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse**. Londres: International Water Association - Iwa, 2014. Cap. 11. p. 335-379

GUADIE, A. et al. Effect of intermittent aeration cycle on nutrient removal and microbial community in a fluidized bed reactor-membrane bioreactor combo system. **Bioresource Technology**, v. 156, p. 195–205, 2014.

GUO, W.; NGO, H. H.; LI, J. A mini-review on membrane fouling. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 27–34, 2012.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS**. 7. ed. Rio de Janeiro: Abes, 2014. 1050 p

JUDD, Simon. **The MBR Book: Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment**. 1st ed, Elsevier, 2006.

JUDD, Simon. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment**. 2. ed. Oxford: Elsevier, 2011. 526 p.

Habert, A. C. **Processos de separação por membranas**. E-papers, 2006.

HARMS, G. et al. Real-time PCR quantification of nitrifying bacteria in a municipal wastewater treatment plant. **Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 2, p. 343–351, 2003.

HESPANHOL, Ivanildo. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: MANCUSO, Pedro Caetano Sanches; SANTOS, Hilton Felício dos (Ed.). **Reúso de Água**. São Paulo: Manole, 2003. Cap. 3. p. 37-97. (Coleção Ambiental).

KIM, J.Y.; CHANG, I.S.; PARK, H.H. et al. (2008) New configuration of a membrane bioreactor for effective control of membrane fouling and nutrients removal in wastewater treatment. **Desalination**, v. 230, n. 1-3, p. 153-161.

KIMURA, K.; HONOKI, D.; SATO, T. Effective physical cleaning and adequate membrane flux for direct membrane filtration (DMF) of municipal wastewater: Up-concentration of organic matter for efficient energy recovery. **Separation and Purification Technology**, v. 181, p.

37–43, 2017.

KIMURA, K.; YAMATO, N.; YAMAMURA, H.; WATANABE, Y. Membrane Fouling in Pilot-Scale Membrane Bioreactors (MBRs) Treating Municipal Wastewater. **Environmental Science & Technology**, v. 39, p. 6293-6299, 2005.

KELLNER, R. L. **Biorreator à membrana de leito móvel em bateladas sequenciais para a remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluentes sanitários**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2014.

LEONETI, A. B. et al. A Parceria Público-Privada no Contexto da Universalização do Saneamento no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, v. 13, n. 32, p. 78–102, 2015.

LIM, B. S. et al. Effects of operational parameters on aeration on/off time in an intermittent aeration membrane bioreactor. **Desalination**, v. 202, n. 1–3, p. 77–82, 2007.

LIN, H. et al. A critical review of extracellular polymeric substances (EPSs) in membrane bioreactors: Characteristics, roles in membrane fouling and control strategies. **Journal of Membrane Science** 460 (2014) 110–125.

MANNINA, G.; DI BELLA, G.; VIVIANI, G. An integrated model for biological and physical process simulation in membrane bioreactors (MBRs). **Journal of Membrane Science**, v. 376, n. 1–2, p. 56–69, 2011.

MASSE, A., SPERANDIO, M., CABASSUD, C., 2006. Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. **Water Research**. 40, 2405–2415.

MCRE: Manual de Conservação e Reúso em edificações (2005).

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

MENG, F. et al. Fouling in membrane bioreactors: An updated review. **Water Research**, v. 114, p. 151–180, 2017.

NAGAOKA, H.; UEDA, S; MIYA, A. Influence of bacterial extracellular polymers on the membrane separation activated sludge process, **Water Science Technology**. 34 (9). 165–172. (1996)

OLIVEIRA, N. M. DE; SILVA, M. P. DA; CARNEIRO, V. A. Reúso da água: um novo paradigma de sustentabilidade. **Élisée-Revista de Geografia da UEG**, 2013.

OZGUN, Hale et al. A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment: Integration options, limitations and expectations. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 118, p.89-104, out. 2013. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2013.06.036>

PIVELI, R. Curso Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-Químicos, Notas de Aula, EEUSP, 2001.

PERERA, M. K. et al. Control of nitrification/denitrification in an onsite two-chamber intermittently aerated membrane bioreactor with alkalinity and carbon addition: Model and experiment. **Water Research**, v. 115, p. 94–110, 2017.

PURNELL, S. et al. Removal of phages and viral pathogens in a full-scale MBR: Implications for wastewater reuse and potable water. **Water Research**, v. 100, p. 20–27, 2016.

RATANATAMSKUL, C.; KONGWONG, J. Impact of intermittent aeration mode on enhancement of biological nutrient removal by the novel prototype IT/OD-MBR(Inclined Tube/Oxidation-Ditch Membrane Bioreactor) for high-rise building's wastewater recycling. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 124, p. 36–44, 2017.

SANTA CATARINA (Estado). Lei nº 14675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.. ? Florianópolis, SC, 13 abr. 2009. Disponível em: <http://www.guaramirim.sc.gov.br/arquivos/1394475776_lei-n-14675-

2009-codigo-estadual-do-meio-ambiente-com-alteracoes-da-lei-16342-2014.pdf>. Acesso em: 17 out. 2015

SÁNCHEZ, A.; BUNTNER, D.; GARRIDO, J. M. Impact of methanogenic pre-treatment on the performance of an aerobic MBR system. **Water Research**, v. 47, n. 3, p. 1229–1236, 2013.

SCHNEIDER, R. P., TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. Sao Paulo: Abes, 2001. 233 p.

SHAO, S. et al. Powdered activated carbon - membrane bioreactor operated under intermittent aeration and short sludge retention times for micro-polluted surface water treatment. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 102, p. 81–88, 2015.

SMITH, R.; ELGER, S.; MLEZIVA, S. Wastewater: Solids retention time control in wastewater treatment. **Filtration+ Separation**, v. 51, n. 3, p. 12-17, 2014.

SONG, K. G. et al. Characteristics of simultaneous nitrogen and phosphorus removal in a pilot-scale sequencing anoxic/anaerobic membrane bioreactor at various conditions. **Desalination**, v. 250, n. 2, p. 801–804, 2010.

SUBTIL, Eduardo Lucas; HESPANHOL, Ivanildo; MIERZWA, José Carlos. Submerged Membrane Bioreactor (sMBR): a promising alternative to wastewater treatment for water reuse. **Rev. Ambiente água**, [s.l.], v. 8, n. 3, p.129-142, 20 dez. 2013. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1230>.

TCHOBANOGLOUS et al., organizadores. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed. New York: Mcgraw-hill Higher Education, 2003.

TCHOBANOGLOUS, G, et al., organizadores. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. 5. ed, McGraw-Hill Education, 2014.

THIESEN, Fabiana Valois. **AVALIAÇÃO DE UM BIORREATOR A MEMBRANAS PLANAS ASSOCIADO A REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL PARA TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**. 2016. 111 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

TRAN, Q. K.; JASSBY, D.; SCHWABE, K. A. The implications of drought and water conservation on the reuse of municipal wastewater: Recognizing impacts and identifying mitigation possibilities. **Water Research**, v. 124, p. 472–481, 2017.

TRUSSELL, R. S.; MERLO, R. P.; HERMANOWICZ, S. W.; JENKINS, D. Influence of mixed liquor properties and aeration intensity on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor at high mixed liquor suspended solids concentrations. **Water Research**, v. 41, p. 947-958, 2007.

TRUSSELL, R. S.; MERLO, R. P.; HERMANOWICZ, S. W.; JENKINS, D. The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater. **Water Research**, v. 40, p. 2675-2683, 2006.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Ufmg, 1996. 211 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Ufmg, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).

WANG, G. et al. Anoxic/aerobic granular active carbon assisted MBR integrated with nanofiltration and reverse osmosis for advanced treatment of municipal landfill leachate. **Desalination**, v. 349, p. 136–144, 2014.

WANG, G. et al. Study of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in an intermittent aeration membrane bioreactor. **Process Biochemistry**, v. 51, n. 5, p. 632–641, 2016.

WICAKSANA, F., FANE, A. G., & CHEN, V.. **Fibre movement induced by bubbling using submerged hollow fibre membranes.** *Journal of Membrane Science*. 2006. 271(1e2), 186 e 195.

ZUTHI, M. F. R.; NGO, H. H.; GUO, W. S. Modelling bioprocesses and membrane fouling in membrane bioreactor (MBR): A review towards finding an integrated model framework. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 119–129, 2012.

YOON, S.H. *Membrane Bioreactor Processes: Principles and Applications*. CRC Press, Taylor & Francis Group, 2016.

APÊNDICE A – Teste de Fluxo crítico

A seguir é apresentado o teste de fluxo crítico realizado com efluente do reator UASB no biorreator a membrana aeração intermitente durante os testes preliminares na data de 06 de setembro de 2017.

Planilha 1 – Teste de fluxo crítico realizado

RPM	42	84	126	168	210	252
Fluxo resultante (L/m².h)	2,8	5,5	8,5	11,4	14,5	16,9
Volume permeado (L)	0,64	1,27	1,965	2,66	3,38	3,93
Tempo (min)	Pressão anotada vacuômetro (bar)					
0	949	947	937	927	913	903
1	954	948	936	926	911	891
2	949	949	935	926	911	890
3	966	949	933	925	913	888
4	948	947	935	924	909	885
5	953	948	934	925	909	886
6	952	946	935	926	906	883
7	954	946	934	924	908	884
8	950	947	935	925	906	882
9	949	947	939	922	905	881
10	953	947	936	921	906	880
11	954	948	936	923	904	878
12	949	948	935	922	905	879
13	948	947	936	921	906	877
14	953	948	932	921	902	876
15	951	947	936	921	901	874