

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO USO DE
BIORREATOR COM MEMBRANAS INOCULADO
COM LEVEDURAS (*Saccharomyces cerevisiae*)
NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO**

Gabriela Cristina Barbosa Brito

Belo Horizonte
2013

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO USO DE
BIORREATOR COM MEMBRANAS INOCULADO COM
LEVEDURAS (*Saccharomyces cerevisiae*) NO
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO**

Gabriela Cristina Barbosa Brito

Gabriela Cristina Barbosa Brito

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO USO DE
BIORREATOR COM MEMBRANAS INOCULADO COM
LEVEDURAS (*Saccharomyces cerevisiae*) NO
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição

Orientadora: Míriam Cristina Santos Amaral

Co-orientadora: Liséte Celina Lange

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2013

B862a

Brito, Gabriela Cristina Barbosa.

Avaliação do desempenho do uso de biorreator com membranas inoculado com leveduras (*Saccharomyces cerevisiae*) no tratamento de lixiviado de aterro sanitário [manuscrito] / Gabriela Cristina Barbosa Brito. – 2013.

xi, 185 f., enc.: il.

Orientadora: Míriam Cristina Santos Amaral.

Co-orientadora: Liséte Celina Lange.

Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f.168-185.

1. Engenharia Sanitária – Teses. 2. Meio ambiente – Teses. 3. Leveduras (Fungos) – Teses. 4. Biorreatores – Teses. I. Amaral, Míriam Cristina Santos. II. Lange, Liséte Celina. III. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do Programa

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, por ter me dado força e iluminação durante todo o percurso do mestrado.

Aos meus pais, Edna e Carlos, pelo amor constante, os ensinamentos e princípios e por serem os meus exemplos, e aos meus irmãos, pelo apoio e auxílio quando necessário.

Ao meu companheiro Saulo, pela compreensão, paciência, incentivos e carinho sempre.

Às minhas orientadoras Míriam e Liséte, pela oportunidade, confiança, apoio, ensinamentos e pelos os grandes exemplos profissionais e pessoais.

À professora Vera Lúcia dos Santos, pela instrução, apoio e auxílio nas análises microbiológicas e pela cessão do seu laboratório para realização destas análises.

Aos bolsistas Rafael Campos e Naiara Cerqueira por toda ajuda e acompanhamento durante a operação do sistema e as análises laboratoriais e pelas trocas de conhecimento.

À Laura Hamdan, por todo auxílio, paciência e esclarecimentos ao longo do desenvolvimento do trabalho.

Às minhas companheiras de jornada, Ana Laura, Leidiane, Carminha, Katiane, Sara, Luciana e Fernanda, pela amizade, parceria e ajuda nos momentos difíceis.

Aos demais colegas dos laboratórios do DESA, Fábio, Natalie, Larissa, Danusa, Beatriz, Paula, Aline, Felipe, Eghon, Marco Antônio, Túlio, Mariana Zico, Hebert e Cíntia, pela ajuda nas ocasiões oportunas, pelos momentos de descontração e assim tornarem este trabalho prazeroso.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela bolsa concedida.

E aos familiares, amigos e todos aqueles que porventura não foram aqui citados e que me apoiaram e contribuíram de alguma forma para a realização desse trabalho.

RESUMO

Os lixiviados de aterros sanitários são efluentes com grande complexidade e alto potencial poluidor. Os métodos físico-químicos se mostram onerosos e os tratamentos biológicos convencionais, utilizados de forma isolada, são insuficientes para adequar este efluente aos padrões da legislação. Neste contexto, surgem os biorreatores com membranas, os quais possibilitam a retenção total das células microbianas no biorreator, resultando em um sistema de degradação biológica mais eficaz. O lodo bacteriano, normalmente utilizado nos biorreatores, vem apresentando limitações para a degradação de compostos orgânicos recalcitrantes do lixiviado. Em contrapartida, os fungos e leveduras apresentam alta capacidade de quebra e assimilação de poluentes de difícil degradação. Deste modo, o objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho de um BRM inoculado com biomassa da levedura *Saccharomyces cerevisiae* no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. O trabalho foi dividido em quatro etapas: na primeira, o lixiviado foi caracterizado; em seguida, foi determinada a tolerância da *S. cerevisiae* ao lixiviado; na terceira etapa, ocorreu a aclimação da biomassa no BRM; e na quarta foi avaliado o desempenho operacional do BRM em termos de eficiência de remoção de poluentes e incrustação, realizado o monitoramento das espécies microbianas presentes no lodo e determinada a fração de DQO inerte do lixiviado para a biomassa do BRM. Foi utilizado o lixiviado pós-remoção de amônia por *air stripping* e o inóculo empregado foi um fermento biológico liofilizado. O BRM operou com fluxo permeado de 5,0 L/h.m², TDH de 48 h e pH de 3,5, tendo sido obtidas eficiências de remoção médias de DQO, cor, substâncias húmicas e NH₃ de 68, 79, 68 e 50% respectivamente, durante a etapa pós-aclimação. A fração de DQO inerte do lixiviado observada para o lodo do BRM foi cerca de 30%. Houve intensa contaminação por outros grupos microbianos no tanque biológico do BRM. O sistema demonstrou um bom desempenho em relação à membrana, comparado aos sistemas de BRM com lodo convencional, apresentando menor incrustação em relação a estes. Este fato possivelmente está associado à baixa produção média de EPS no sistema, bem como a baixa viscosidade do lodo. Apesar de estarem em concentrações elevadas, os SMP não se mostraram um fator preponderante na incrustação da membrana. Já a aeração do módulo e a concentração de SSV parecem ter sido os principais fatores que influenciaram a perda de permeabilidade da membrana ao longo da operação do sistema. De toda forma, a utilização de BRM com lodo “fúngico” apresentou-se como uma excelente alternativa para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, com alto teor de compostos recalcitrantes.

ABSTRACT

The landfill leachates are effluents with great complexity and high pollution potential. The physico-chemical methods are expensive and conventional biological treatments, used alone, are insufficient to suit this effluent to standards legislation. In this context, arises the membrane bioreactors, which allow the total retention of the microbial cells in the bioreactor, resulting in a more effective system for biological degradation. The bacterial sludge, normally used in bioreactors, has shown limitations for the degradation of recalcitrant organic compounds from the leachate. In contrast, fungi and yeasts have high capacity of breaking and uptake the pollutants of difficult degradation. Thus, the objective of this study was to evaluate the performance of a MBR inoculated with the yeast *Saccharomyces cerevisiae* biomass in the treatment of landfill leachate. The work was divided into four stages: first, the leachate was characterized; then, the tolerance of *S. cerevisiae* to leachate was determined; in the third step, the acclimatization of biomass occurred in MBR; and, in the fourth, the operational performance of MBR was rated in terms of pollutant removal efficiency and fouling, monitored the microbial species present in the sludge and determined the fraction COD inert of the leachate to the biomass of the MBR. The leachate after ammonia removal by air stripping was used and the inoculum employed was a lyophilized baker's yeast. The MBR operated with permeate flux of 5.0 L/h.m², HRT of 48 h and pH of 3.5. Average removal efficiencies of COD, color, NH₃ and humic substances of 68, 79, 68 and 50%, was obtained respectively, during the stage after acclimatization. The fraction of inert COD of the leachate observed for the MBR sludge was about 30%. Severe contamination by other microbial groups occurred in the biological tank of the BRM. The system performed well in relation to membrane fouling when compared to MBR systems with conventional sludge. This fact is possibly associated with the low average production of EPS in the system as well as the low viscosity of the sludge. Despite being at high concentrations, the SMP were not a major factor in membrane fouling. In the other hand, aeration of the module and mixed liquor suspended solid (MLSS) concentration appear to have been the main factors influencing the loss of membrane permeability during the system operation. Anyway, the use of MBR with "fungal sludge" presented itself as a great alternative for the treatment of landfill leachate with a high content of recalcitrant compounds.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS.....	IX
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	X
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	5
3.1 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	5
3.1.1 <i>Características e composição dos lixiviados de Aterros Sanitários</i>	9
3.1.1.1 Matéria orgânica.....	12
3.1.1.2 Distribuição de Massa molecular.....	14
3.1.1.3 DQO Inerte.....	15
3.1.1.4 Potencial hidrogeniônico.....	16
3.1.1.5 Nutrientes.....	16
3.1.1.6 Metais.....	17
3.1.1.7 Contaminação microbiológica.....	17
3.1.2 <i>Tratamentos de lixiviados de aterro</i>	18
3.1.2.1 Tratamento biológico.....	20
3.1.2.2 Tratamento físico-químico	21
3.1.2.3 Tratamentos integrados	26
3.2 BIORREACTORES COM MEMBRANAS.....	27
3.2.1 <i>Tipos de BRM</i>	30
3.2.2 <i>Mecanismos de separação</i>	32
3.2.3 <i>Operação de BRM</i>	35
3.2.4 <i>BRM para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários</i>	37
3.3 LEVEDURAS	39
3.3.1 <i>Saccharomyces cerevisiae</i>	41
3.3.2 <i>Aplicações no tratamento de efluentes</i>	43
3.3.3 <i>Alternativas para destinação do lodo</i>	49
3.4 INCRUSTAÇÃO DE MEMBRANAS EM BRM	50
3.4.1 <i>Mecanismos de incrustação</i>	51
3.4.1.1 Relação das características do líquido reacional com a incrustação	52
3.4.1.2 Relação das condições operacionais com a incrustação	68
4 MATERIAL E MÉTODOS	75
4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO	75
4.2 ENSAIO DE TOLERÂNCIA DA <u>S. CEREVISIAE</u> AO LIXIVIADO.....	76
4.3 BIORREATOR COM MEMBRANAS	77
4.3.1 <i>Descrição da unidade de BRM</i>	77
4.3.2 <i>Descrição do módulo de membrana</i>	80
4.3.3 <i>Caracterização da membrana</i>	81
4.4 OPERAÇÃO DO BRM.....	82
4.4.1 <i>Aclimação da biomassa</i>	82
4.4.2 <i>Operação do BRM</i>	83
4.4.3 <i>Identificação dos morfotipos</i>	84
4.4.4 <i>Investigação da Incrustação</i>	85
4.4.4.1 Determinação do fluxo crítico	85
4.4.4.2 Evolução da resistência da membrana.....	85
4.4.4.3 Produção de SMP e EPS.....	87
4.4.4.4 Viscosidade	88
4.4.4.5 Filtrabilidade	88
4.4.4.6 Distribuição do tamanho de partículas.....	91
4.4.4.7 Análise de microscopia óptica.....	91
4.5 AVALIAÇÃO DA DQO INERTE.....	92

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	94
5.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO	94
5.2	ENSAIO DE TOLERÂNCIA DA <i>S. CEREVISIAE</i> AO LIXIVIADO	96
5.3	OPERAÇÃO DO BRM.....	101
5.3.1	<i>Aclimação da Biomassa.....</i>	<i>101</i>
5.3.2	<i>Operação do BRM.....</i>	<i>111</i>
5.3.3	<i>Identificação dos morfotipos</i>	<i>133</i>
5.3.4	<i>Investigação da Incrustação.....</i>	<i>134</i>
5.3.4.1	Avaliação da permeabilidade hidráulica.....	134
5.3.4.2	Avaliação do fluxo crítico	136
5.3.4.3	Avaliação das resistências à filtração	139
5.3.4.4	Produção de SMP e EPS.....	142
5.3.4.5	Viscosidade	154
5.3.4.6	Filtrabilidade	156
5.4	AVALIAÇÃO DA DQO INERTE	158
6	CONCLUSÕES.....	163
7	RECOMENDAÇÕES.....	167
	REFERÊNCIAS	168

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Variação da quantidade e composição do lixo brasileiro. (a) - Ano de 2000; (b) - Ano de 2010.	5
Figura 3.2: Índice evolutivo da coleta de RSU no Brasil.	6
Figura 3.3: Tipos de efluentes industriais tratados em BRM na Europa (LESJAN e LUISJES, 2008).	29
Figura 3.4: Configurações de BRM. (a) com módulo pressurizado (b) com módulo submerso interno (JUDD, 2006).	30
Figura 3.5: Módulos utilizados em BRM. (a) Placa e quadro (b) Tubular (c) Fibra oca.	32
Figura 3.6: Variação do fluxo com a PTM para água pura e soluções.	34
Figura 3.7: Ilustração do fenômeno de polarização por concentração.	35
Figura 3.8: Formas de operação de BRM. (a) Pressão constante (b) Vazão constante.	35
Figura 3.9: Variação da Pressão com os ciclos de limpeza física e química.	36
Figura 3.10: Determinação do fluxo crítico através da medição da relação fluxo – PTM. (a) variação da PTM com imposição de fluxo (<i>flux-step</i>). (b) variação do fluxo com imposição da PTM (<i>TMP-step</i>).	69
Figura 4.1: Incubação da <i>S cerevisiae</i> em diferentes concentrações de lixiviado em condições de esterilidade. Legenda: (a) – Lixiviado diluído em água (teste 1); (b) – Lixiviado diluído em caldo Sabouraud (teste 2).	77
Figura 4.2: Esquema do BRM utilizado. Legenda: TA - Tanque de Alimentação, TP – Tanque de Permeado, TB – Tanque Biológico aeróbio.	78
Figura 4.3: Fotografias do BRM utilizado. Legenda: a e b - vista lateral direita (TA - Tanque de Alimentação, TP – Tanque de Permeado, TB – Tanque Biológico aeróbio); c - <i>skid</i> com o painel elétrico; d – vista frontal.	79
Figura 4.4: Fotografias do módulo e da sua montagem. Legenda: a - montagem do módulo em conformação de feixes; b - detalhe das fibras aeradoras; c - módulo pronto; d - rede protetora.	81
Figura 4.5: Montagem experimental do método Teste de filtro.	89
Figura 4.6: Montagem experimental do método de medição Sludge Filtration Index (SFI). .	90
Figura 4.7: Montagem experimental do método <i>Time to Filter</i> (TTF).	91
Figura 4.8: Desenho esquemático dos ensaios de DQO inerte.	92
Figura 4.9: Foto do aparato experimental do teste de DQO Inerte. Legenda a - reatores com lixiviado dos ensaios 2, 3 e 1 (da esquerda para a direita). b - reatores com glicose dos ensaios 1, 3 e 2 (da esquerda para a direita).	93
Figura 5.1: Resultados da contagem de UFC/mL e da eficiência de remoção de DQO sóluvel do lixiviado diluído em água.	96
Figura 5.2: Resultados da contagem de UFC/mL e da eficiência de remoção de DQO sóluvel do lixiviado diluído em caldo Sabouraud.	97
Figura 5.3: Placas com o crescimento da <i>S. cerevisiae</i> presente nos frascos de lixiviado diluído na concentração de 80%, no tempo de 96h, diluição da amostra igual a 10 ⁰⁴ . (a) - Frasco diluído com água; (b) - Frasco diluído com caldo SAB.	99

Figura 5.4: placas com a presença de colônias diferentes daquelas referentes à <i>S. cerevisiae</i>	100
Figura 5.5: Carga orgânica do lixiviado utilizado durante a aclimatação.	101
Figura 5.6: Foto de amostra da alimentação e do permeado na etapa de aclimatação com o lixiviado na concentração de 40% (a) e 100% com 2,0 g/L de SAB (b).	103
Figura 5.7: Concentrações de DQO (a) cor (b) e substâncias húmicas (c) da alimentação e do permeado do BRM e as eficiências de remoção durante a aclimatação.	105
Figura 5.8: Evolução temporal do pH na aclimatação.	106
Figura 5.9: Evolução temporal da concentração de SSV na aclimatação.	106
Figura 5.10: Formação de biofilme em uma das paredes do tanque biológico do BRM.	107
Figura 5.11: Crescimento microbiano ao longo da aclimatação.	108
Figura 5.12: Foto de uma placa de SAB exemplificando os grupos microbianos encontrados no lodo do BRM durante a aclimatação.	109
Figura 5.13: Ilustração do crescimento de fungos filamentosos na alimentação. (a) Foto tirada da alimentação no 91º dia de operação do BRM. (b) Placa de SAB “plaqueada” com amostra do “lodo” da alimentação no 91º dia de operação do BRM.	110
Figura 5.14: Variação da turbidez do permeado durante a operação do BRM.	113
Figura 5.15: Concentrações de DQO (a) cor (b) e substâncias húmicas (c) da alimentação e do permeado do BRM e as eficiências de remoção ao longo da operação do BRM.	115
Figura 5.16: Evolução temporal do pH na operação do BRM.	116
Figura 5.17: Relação da eficiência de remoção de DQO com a carga orgânica volumétrica e a A/M ao longo da operação do BRM.	117
Figura 5.18: Relação entre a concentração de nitrogênio amoniacal da alimentação e eficiência de remoção de DQO ao longo da etapa de pós-aclimatação do BRM.	118
Figura 5.19: Relação do fluxo permeado com a eficiência de remoção de DQO ao longo da operação do BRM.	119
Figura 5.20: Episódios de problemas na aeração do tanque biológico durante a operação do BRM e a relação com a eficiência de remoção de DQO.	120
Figura 5.21: Ocorrências de variações bruscas no nível do tanque biológico durante a operação do BRM e a relação com a eficiência de remoção de DQO.	120
Figura 5.22: Concentrações de nitrogênio amoniacal da alimentação e do permeado e as eficiências de remoção durante a etapa pós-aclimatação do BRM.	122
Figura 5.23: Concentrações de fósforo da alimentação e do permeado e as eficiências de remoção durante a etapa pós-aclimatação do BRM.	124
Figura 5.24: Concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV) ao longo da operação do BRM.	125
Figura 5.25: foto do biofilme em uma das paredes do tanque biológico do BRM no 189º dia de operação do BRM.	127
Figura 5.26: Crescimento microbiano durante a operação do BRM.	127
Figura 5.27: Fotos de placas de SAB exemplificando os grupos microbianos encontrados no lodo do BRM ao longo da etapa pós-aclimatação.	129

Figura 5.28: Variação da pressão (a), fluxo (b) e permeabilidade (c) ao longo da operação do BRM.	131
Figura 5.29: Evolução da permeabilidade hidráulica da membrana durante a etapa pós-aclimação do BRM. Legenda: LM - limpeza de manutenção; LR - limpeza de recuperação; Lp – permeabilidade da membrana.	135
Figura 5.30: Valores de fluxo crítico e operacional ao longo da operação do BRM.	137
Figura 5.31: Comparação do fluxo crítico com a concentração de SSV ao longo da operação do BRM.	138
Figura 5.32: Comparação do fluxo crítico com a concentração de EPS e SMP coloidais ao longo da operação do BRM.	139
Figura 5.33: Evolução das resistências da membrana, da adsorção, de bloqueio de poros e da torta ao longo da etapa pós-aclimação do BRM.	140
Figura 5.34: Evolução da resistência e da permeabilidade hidráulica da membrana ao longo da etapa pós-aclimação do BRM.	141
Figura 5.35: Contribuição de cada resistência para a resistência total à filtração ao longo da etapa pós-aclimação do BRM.	141
Figura 5.36: Imagens de microscopia óptica de lodos de BRM – aumento de 50x. (a) Lodo do sistema estudado neste trabalho (“lodo fúngico”); (b) Lodos convencionais para tratamento de diferentes efluentes.	144
Figura 5.37: Variações da concentração de EPS solúvel, EPS coloidal, SMP solúvel e SMP coloidal em termos de carboidratos e a relação com a taxa de incrustação da membrana normalizada pelo fluxo permeado (a) e as variações destas concentrações divididas pela concentração de biomassa (SSV)(b).	146
Figura 5.38: Variações da concentração de EPS solúvel, EPS coloidal, SMP solúvel, SMP coloidal em termos de proteínas e a relação com a taxa de incrustação da membrana normalizada pelo fluxo permeado (a) e as variações destas concentrações divididas pela concentração de biomassa (SSV)(b).	149
Figura 5.39: Variações da concentração de EPS solúvel, EPS coloidal, SMP solúvel, SMP coloidal em termos de TEP e a relação com a taxa de incrustação da membrana normalizada pelo fluxo permeado (a) e as variações destas concentrações divididas pela concentração de biomassa (SSV)(b).	152
Figura 5.40: Variação da concentração de carboidratos (a), proteínas (b) e TEP (c) no permeado e no líquido reacional (EPS/SMP total) e da % de retenção destes compostos pela membrana durante a etapa pós-aclimação do lodo.	154
Figura 5.41: Evolução da viscosidade do lodo ao longo da etapa pós-aclimação do BRM.	155
Figura 5.42: Relação da viscosidade com a concentração de EPS total em termos de carboidratos e proteínas.	156
Figura 5.43: Perfil da DQO solúvel. (a) Ensaio 1 - Lodo bacteriano; (b) Ensaio 2 - Lodo fúngico incrementado com solução de nutrientes da análise de DBO; (c) Ensaio 3 - Lodo fúngico incrementado com caldo Sabouraud.	159

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1- Variação das características de lixiviados de aterros sanitários.	11
Tabela 3.2- Variação das características de lixiviados de aterros sanitários brasileiros.	11
Tabela 3.3- Compostos orgânicos xenobióticos em lixiviados de aterros sanitários.	13
Tabela 3.4- Concentrações de metais pesados em lixiviados de aterros sanitários.	17
Tabela 3.5- Condições de operações para BRM submersos.	37
Tabela 3.6: Composição química da levedura <i>S. cerevisiae</i>	49
Tabela 4.1- Métodos padronizados do <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>	76
Tabela 4.2- Principais características dos módulos de membrana.	80
Tabela 4.3- Relação do volume obtido com a característica do lodo quanto à filtrabilidade. .	89
Tabela 5.1- Valores médios e a amplitude dos parâmetros físico-químicos do lixiviado bruto e pós-remoção de amônia.	94
Tabela 5.2 - Características da alimentação e do permeado e eficiências de remoção durante a aclimação.	102
Tabela 5.3 – Características da alimentação e do permeado – após o período de aclimação.	111
Tabela 5.4 - Produção média de EPS e SMP.	142
Tabela 5.5 - Comparação da concentração média de EPS e SMP em BRM para tratamento de lixiviados com leveduras e bactérias.	143
Tabela 5.6- Resultado dos ensaios bacteriano e fúngicos para o teste de DQO inerte.	160
Tabela 5.7- Caracterização de carboidratos e proteínas da amostra final coletada nos reatores do teste de DQO inerte.	161

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

A/M	Relação alimento/microrganismo;
BRM	Biorreator com membranas;
COT	Carbono orgânico total;
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio;
DQO	Demanda química de oxigênio;
EPS	Substâncias poliméricas extracelulares;
ETE	Estação de tratamento de esgoto;
J_a	Fluxo de água pura para uma membrana incrustada por adsorção estática;
J_f	Fluxo de água pura para membrana incrustada;
J_i	Fluxo de água pura para uma membrana nova;
J_p	Fluxo permeado;
J_v	Fluxo da permeação do líquido do biorreator;
L_p	Permeabilidade da membrana;
MF	Microfiltração;
NF	Nanofiltração;
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl;
OI	Osmose inversa;
pH	Potencial hidrogeniônico
POA	Processo oxidativo avançado;
PSM	Processos de separação por membranas;
PTM	Pressão transmembrana;
Q_p	Vazão de permeado;
r	Raio do poro;
R	Resistência da membrana;
R_a	Resistência devida adsorção estática;
R_m	Resistência da membrana;
R_p	Resistência devido ao bloqueio dos poros;
RSU	Resíduos sólidos urbanos;
R_t	Resistência da torta;

SAB	Meio de cultura Sabouraud;
SFI	<i>Sludge Filtration Index</i> ;
S_I	Fração de material inerte solúvel;
SMP	Produtos microbiano solúveis;
S_P	Fração de produtos metabólicos residuais solúveis;
<i>SR_{gl}</i>	DQO residual da solução de glicose;
<i>SR_{lix}</i>	DQO residual do lixiviado;
SS	Sólidos suspensos;
SSV	Sólidos suspensos voláteis;
TA	Tanque de alimentação;
TB	Tanque biológico;
TDH	Tempo de detenção hidráulica;
TEP	polímeros transparentes extracelulares;
TP	Tanque de permeado;
TRS	Tempo de retenção de sólidos;
TTF	<i>Time to Filter</i> ;
UF	Ultrafiltração;
UFC	Unidades formadoras de colônias;
UTC	Usina de triagem e compostagem;
X_I	Fração de material inerte particulada;
X_P	Fração de produtos metabólicos residuais particulada;
ΔP	Pressão transmembrana;
η	Viscosidade do permeado;
μ	Viscosidade dinâmica do fluido;
Δx	Espessura da membrana;
ε	Porosidade da membrana;
τ	Tortuosidade.

1 INTRODUÇÃO

O gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos tem sido um dos principais desafios para a gestão municipal na atualidade. O controle incorreto e ineficaz destes resíduos causa impactos ambientais e ocasiona problemas de saúde pública e socioeconômicos. Apesar da grande mobilização para a redução, reutilização e reciclagem dos resíduos sólidos, o tratamento e a disposição final ainda se destacam dentre as etapas do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos dos municípios brasileiros.

Desta forma, o aterro sanitário ainda se configura como a solução mais simples, barata e ambientalmente correta para a destinação final destes resíduos nos países em desenvolvimento (CASTILHOS JR. *et al.*, 2003). Entretanto, esta técnica gera como subprodutos decorrentes da decomposição biológica dos resíduos aterrados, o lixiviado e o biogás, os quais devem ser coletados, tratados e descartados de forma adequada.

O lixiviado é o líquido que percola e escoar dos aterros, conhecido também como chorume. Em geral, apresenta elevada carga orgânica e de amônia e pode conter compostos como hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e metais pesados (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CHRISTENSEN *et al.*, 2001; LANGE e AMARAL, 2009). Assim, este efluente é foco de intensa preocupação devido ao alto potencial poluidor que apresenta, o que pode causar efeitos prejudiciais ao solo, às águas superficiais e subterrâneas. O monitoramento contínuo dos aterros, bem como sistemas de tratamento de lixiviado eficazes, são fundamentais para a proteção à saúde humana e ao meio ambiente.

A geração e a composição do lixiviado dependem de diversos fatores, destacando as características dos resíduos depositados, as condições hidroclimatológicas da área, a forma de operação do aterro e, principalmente, a dinâmica dos processos de decomposição dos resíduos aterrados observada pela idade do aterro (QASIM e CHIANG, 1994; EL-FADEL *et al.*, 2002).

Devido à composição variável, o tratamento do lixiviado também tem sido um desafio. Entretanto, os projetos devem contar com este coeficiente de variação, ou serem adaptáveis com o tempo, possibilitando a eficácia contínua do sistema. Apesar do uso intenso de tratamentos biológicos para os lixiviados de aterros, geralmente este tipo de tratamento, utilizado de forma isolada, é insuficiente para adequar este efluente aos padrões da legislação

(KURNIAWAN *et al.*, 2010). Desta forma, tem se levado em conta a opção por tratamentos conjugados, a fim de aumentar a tratabilidade do lixiviado (RENOU *et al.*, 2008).

Os biorreatores com membranas (BRM), que consistem da associação de reatores biológicos com os processos de separação por membranas (micro ou ultrafiltração), têm sido considerados um dos métodos mais promissores para o tratamento de efluentes. São sistemas compactos e modulares que podem operar com elevada concentração de biomassa e idade do lodo, uma vez que a membrana proporciona a retenção total das células microbianas no biorreator, resultando em um sistema de degradação biológica mais eficaz. Desta forma, os BRM proporcionam um efluente final de melhor qualidade, comparado aos reatores biológicos convencionais (JUDD, 2006).

No entanto, existem alguns desafios para a consolidação e a aplicação em larga escala desta tecnologia. O maior problema dos BRM é a incrustação das membranas, o que provoca resistência à filtração ocasionando queda no fluxo permeado com o tempo, aumento na demanda de energia e na frequência de limpezas e, conseqüentemente, elevação do custo operacional (AMARAL, 2009). A tendência da membrana ser incrustada, internamente ou na superfície pelos constituintes do líquido reacional é influenciada por uma série de fatores relacionados à alimentação, a membrana e as condições de operação (ORANTES, *et al.*, 2006; DREWS, 2010). A investigação da incrustação das membranas contribui para a otimização do desempenho do BRM, o que diretamente implica a redução dos custos operacionais e o aumento da viabilidade de sua aplicação.

O tratamento de lixiviados de aterros por estes sistemas já alcança mais de três décadas, sendo bem estabelecido nos países desenvolvidos. Entretanto, a remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DQO) é variável, devido principalmente à idade do lixiviado, e às condições operacionais empregadas (AHMED e LAN, 2012). Este fato pode está atrelado às limitações do lodo bacteriano, comumente utilizado nos BRM e processos biológicos convencionais, para a degradação de compostos orgânicos recalcitrantes do lixiviado, os quais tendem aumentar com a idade do aterro.

Em contrapartida, a utilização de outros grupos de microrganismos pode apresentar resultados diferentes. Os fungos e leveduras apresentam alta capacidade de quebra e assimilação de poluentes de difícil degradação (HARMS *et al.*, 2011). Vários gêneros de leveduras, como *Candida*, *Saccharomyces*, *Rhodotorula*, *Yarrowia*, *Hansenula*, *Pichia*, entre outros, têm sido

descritos como capazes de degradar compostos orgânicos complexos (RASPOR e JURE, 2005; BUZZINI e VAUGHAN-MARTINI, 2005; HARMS *et al.*, 2011). A aplicação do uso deste grupo microbiano no tratamento de efluentes vem sendo estudada nas últimas décadas, onde elevadas eficiências dos processos de tratamento foram observadas (DAN *et al.*, 2002).

Neste cenário, o uso de BRM inoculado com uma biomassa leveduriforme para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, com alta concentração de compostos recalcitrantes é promissor e pode representar uma grande contribuição e inovação para o tratamento de efluentes. A hipótese deste trabalho é que este grupo de microrganismos possa degradar compostos refratários do lixiviado, para os quais o lodo bacteriano apresenta limitações. Além do mais, o uso de BRM inoculado com uma espécie de levedura específica e exógena (*S. cerevisiae*) é desconhecido na literatura.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho do uso de Biorreator com membranas inoculado com biomassa da levedura *Saccharomyces cerevisiae* no tratamento do lixiviado de aterro sanitário.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar a tolerância da *S. cerevisiae* ao lixiviado e sua capacidade de remoção de DQO;
- Avaliar o sistema de BRM com *S. cerevisiae* para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em termos de remoção de poluentes;
- Analisar e caracterizar o lodo ao longo da operação do BRM, avaliando a evolução da biomassa da *S. Cerevisiae*, e de outros grupos microbiológicos;
- Avaliar o desempenho da membrana no BRM e investigar o mecanismo da incrustação e a influência das características do lodo na taxa de incrustação.
- Comparar a fração de DQO Inerte do lixiviado com a biomassa presente no BRM e com um lodo convencional.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário

A norma brasileira NBR10004/2004 (ABNT, 2004) define resíduos sólidos como resíduos nos estados sólidos ou semi-sólidos, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Os resíduos sólidos urbanos constituem a principal fonte de poluição das grandes cidades e, portanto, um gerenciamento adequado, destacando o tratamento e a destinação final, é de suma importância na preservação do meio ambiente e na segurança à saúde pública.

A geração de resíduos sólidos pela sociedade é cada vez mais abundante e variável em relação à sua composição (FIG. 3.1). Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2011) o Brasil gerou no ano de 2011, 61,9 milhões de toneladas de resíduos sólidos, com um aumento de 1,8%, em relação ao ano de 2010. Este aumento foi o dobro da taxa de crescimento populacional urbano do país, que foi de 0,9% no mesmo período.

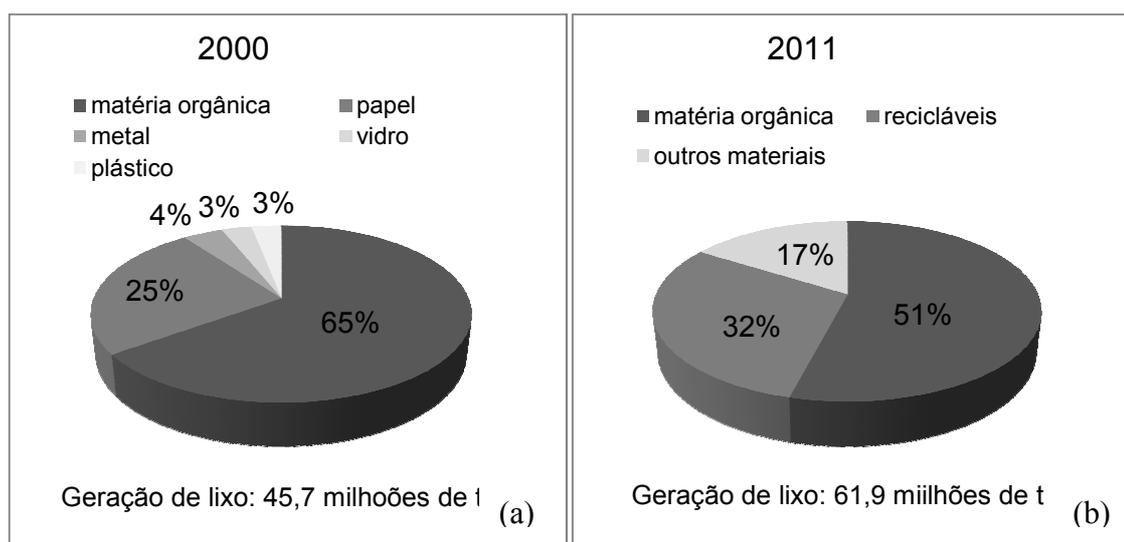


Figura 3.1: Variação da quantidade e composição do lixo brasileiro. (a) - Ano de 2000; (b) - Ano de 2010.

Fonte: 1(a) – adaptado de IBAM (2001); 1(b) - adaptado de ABRELPE (2011).

A recente Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12305/2010) surgiu como uma ferramenta norteadora e legislativa para a gestão responsável e integrada dos resíduos sólidos. Um dos principais pontos desta nova lei é a prioridade de gerenciamento dos resíduos, que segue a seguinte ordem: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. O incentivo à redução, reutilização e reciclagem dos resíduos, objetiva, entre outras questões, à redução do uso dos recursos naturais e/ou o retorno cíclico dos materiais na cadeia de consumo.

Entretanto, os grandes centros urbanos ainda têm priorizado o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos. Poucas ações têm sido tomadas para a minimização da quantidade de resíduos propriamente ditos. No Brasil são coletados aproximadamente 90% dos resíduos sólidos urbanos gerados (ABRELPE, 2011). As regiões Sudeste e Sul apresentam taxas mais expressivas, sendo aproximadamente 96 e 92% respectivamente. Este índice vem crescendo nos últimos anos, o que favorece e facilita a destinação correta dos RSU (FIG. 3.2).

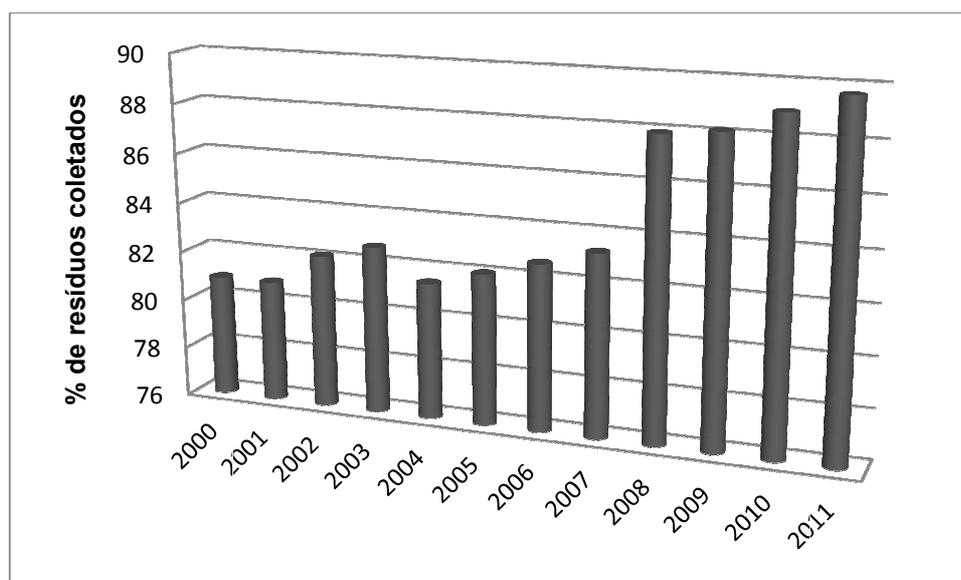


Figura 3.2: Índice evolutivo da coleta de RSU no Brasil.

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2011).

As formas mais comuns de disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil são a disposição a céu aberto (lixão), os aterros controlados e os aterros sanitários. A disposição de resíduos sólidos urbanos a céu aberto é uma forma de deposição desordenada sem compactação ou cobertura dos resíduos, que causa efeitos adversos ao meio ambiente e riscos à saúde pública. O aterro controlado é um método de confinamento de resíduos no solo, que tem como único cuidado a cobertura dos resíduos com um material inerte na conclusão de

cada jornada de trabalho, com o objetivo de minimizar a proliferação de vetores de doenças (IPT/CEMPRE, 2000).

Aterro sanitário é descrito pela NBR 8419/ 1992 (ABNT, 1992) como método de disposição de resíduos sólidos no solo sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, utilizando princípios de engenharia para confinar os resíduos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume possível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão da jornada de trabalho ou a intervalos menores, se necessário.

Assim, o aterro sanitário tem sido aceito como um dos meios de disposição dos resíduos sólidos urbanos mais adequados quando devidamente implantados e monitorados. Esta técnica é considerada por vários países como única alternativa viável, tanto em termos ambientais quanto economicamente, para uma disposição final adequada dos resíduos sólidos urbanos.

Em 2011 foram dispostos, nos aterros sanitários brasileiros, 103.335 t/dia de RSU (ABRELPE, 2011). Em Minas Gerais, o Programa Minas sem Lixões que atua desde 2003, já reduziu em torno de 67% o número de lixões no Estado. Concomitantemente, o número de aterros sanitários aumentou 500% e as usinas de triagem e compostagem (UTC) 300%. Minas Gerais possui atualmente 275 lixões, 529 aterros controlados e 252 municípios com disposição regularizada com aterros sanitários e/ou UTC e 67 municípios que dispõem em outros estados ou estão em processos de regularização (FEAM, 2012).

O município de Belo Horizonte aterra diariamente 3.580 t de RSU no Aterro Sanitário de Macaúbas, localizado na cidade de Sabará (PBH/SLU, 2012). Ainda que o aterro sanitário seja considerado uma das maneiras mais adequadas e seguras de se dispor os resíduos, alguns problemas ambientais podem ser observados, tais como a geração de lixiviado e de biogás, que são subprodutos decorrentes da decomposição biológica dos resíduos aterrados. A coleta e o tratamento do lixiviado e do biogás são requisitos operacionais para os aterros sanitários, visando eliminar os impactos adversos ao meio ambiente.

Segundo Castilhos Jr. *et al.* (2003) o processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários decorre de mecanismos biológicos, a partir da presença de microrganismos heterótrofos, que oxidam substratos orgânicos para suas necessidades energéticas. Desta forma, o aterro sanitário pode ser considerado um biodigestor construído segundo normas de

engenharia. Apresenta como objetivo principal a estabilização dos resíduos sólidos armazenados, principalmente por meio da biodegradação anaeróbia (GOMES *et al.*, 2006).

De acordo com GOMES *et al.* (2006) além da conversão biológica da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas, a degradação dos resíduos sólidos urbanos também envolve processos de transformação físico-químicos. Entre estes, citam-se: as alterações resultantes de mudança de pH, oxidação, redução, precipitação, complexação, dissolução dos elementos minerais presentes e o transporte de partículas finas e do material solúvel pela água de percolação. Esta “água” refere-se às parcelas de umidade inicial dos próprios resíduos, aos líquidos gerados do processo de degradação biológica, e às águas que infiltram devido à precipitação ou drenagem superficial.

O processo de decomposição dos resíduos pode ser subdividido em fases, de acordo com as características do processo de degradação. Existem divergências entre vários autores sobre a quantificação e a caracterização destas fases. No entanto, observa-se uma aceitação indiscutível de três fases sequenciais: aeróbia, acidogênese e metanogênese. Sendo outras fases possíveis, derivadas destas.

Na primeira fase os compostos orgânicos biodegradáveis começam a sofrer degradação em condições aeróbias. Esta fase é relativamente curta, durando em média um mês, uma vez que a quantidade limitada de oxigênio presente no meio é consumida rapidamente. Com a redução da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos facultativos e anaeróbios, que serão responsáveis pela fase acidogênica. Nesta fase ocorre o processo de hidrólise e em seguida o processo fermentativo, sendo produzidos compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis, como o ácido acético, e também amônia. A fase acidogênica pode perdurar por alguns anos.

Na terceira e última fase, os compostos orgânicos formados na fase acidogênica começam a serem consumidos por microrganismos estritamente anaeróbios, denominados arqueas metanogênicas. Estas bactérias transformam os compostos orgânicos em metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂). Apesar da divisão do processo de decomposição dos RSU em fases, muitas vezes estas ocorrem simultaneamente devido ao aterramento de resíduos novos em uma célula em atividade há mais tempo (IPT/CEMPRE, 2000).

Os principais elementos de saída de todo processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos, em aterros sanitários, são o lixiviado e o biogás. Segundo diversos autores o lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como o líquido proveniente da umidade natural e água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos extraídos da massa de resíduos (FARQUHAR, 1989; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; MORAVIA, 2007; SOUTO, 2009). A produção de lixiviado é inevitável, pois não é possível o controle total sobre todas as fontes de umidade que interagem com o resíduo sólido (IPT/CEMPRE, 2000).

3.1.1 Características e composição dos lixiviados de Aterros Sanitários

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido escuro, mal cheiroso, viscoso, caracterizado pelas altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e de diversas espécies de microrganismos. Em geral apresenta elevadas concentrações de demanda biológica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio (IBAM, 2001; ANDRADE, 2002; GOMES *et al.* 2006; LANGE e AMARAL, 2009).

Além do alto conteúdo orgânico, os lixiviados de aterros sanitários urbanos também se caracterizam pela presença de componentes inorgânicos, tais como: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , e metais pesados (CHRISTENSEN *et al.*, 2001). Isto ocorre devido a uma mistura na composição dos resíduos nos aterros sanitários urbanos. Estes resíduos podem ser descritos como resíduos domésticos, comerciais e industriais não perigosos. O conteúdo orgânico dos lixiviados de aterros sanitários pode ser dividido da seguinte forma: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos) e compostos orgânicos xenobióticos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas etc.) (KJELDSEN *et al.*, 2002).

A geração e a composição dos lixiviados de aterros sanitários são influenciadas por uma série de fatores, dos quais se podem ressaltar três grupos principais (QASIM e CHIANG, 1994; EL-FADEL *et al.* 2002):

- Fatores climatológicos e correlatos: regime de chuvas e precipitação pluviométrica anual, escoamento superficial, infiltração de água subterrânea, evapotranspiração e temperatura;
- Fatores relativos aos resíduos: composição, tamanho da partícula, densidade e teor de umidade inicial.
- Fatores relativos ao tipo de operação: pré-tratamento do resíduo, processo de compactação, características de permeabilidade do aterro, idade do aterro e profundidade do aterro.

Desta maneira, de acordo com Reinhart e Grosh (1998) a composição do lixiviado pode variar consideravelmente de um local para outro, como também em um mesmo local e entre épocas do ano.

A qualidade do lixiviado é altamente dependente das etapas do processo de degradação biológica no aterro e da composição dos resíduos. As reações bioquímicas que ocorrem no interior da massa de resíduo em decomposição modificam as substâncias, tornando-as mais ou menos suscetíveis ao arraste pelo líquido que percola pelo resíduo (LEE *et al.*, 2010). Já a quantidade de lixiviado gerado é específica do local e uma função da disponibilidade de água e condições climáticas, bem como da superfície do aterro e do solo subjacente (EL-FADEL, *et al.* 2002). Contudo, tanto a composição quanto o volume de lixiviado gerado no aterro sanitário são essenciais para a definição dos sistemas de drenagem, coleta, e tratamento dos lixiviados (CASTILHOS JR. *et al.*, 2003).

Na caracterização convencional de lixiviados de aterros sanitários, os principais parâmetros físico-químicos empregados são: matéria orgânica (DBO e DQO, pH, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NH₃), fósforo, enxofre, alcalinidade, série sólidos, cloretos e metais pesados (AMARAL, 2007). A TAB. 3.1 apresenta os intervalos de variação das características do lixiviado com a idade do aterro sanitário. Esta tabela foi baseada em trabalhos internacionais, onde foram utilizados dados de aterros típicos de climas temperados.

Tabela 3.1- Variação das características de lixiviados de aterros sanitários.

<i>Parâmetros</i> (mg/L)	<i>Idade do aterro (anos)</i>			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	>20
DBO ₅	10.000 – 40.000	1.000 – 4.000	50 – 1.000	<50
DQO	15.000 – 60.000	10.000 – 20.000	1.000 – 5.000	<1.000
DBO/DQO	0,8 – 0,3		0,2 – 0,06	
Nitrogênio Total	1.000 – 3.000	400 - 600	75 - 300	< 50
N-NH ₃	500 - 1500	150 - 500	50 - 400	< 30
SDT	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	< 1.000
pH	3 - 6	6 - 7	7 – 8	7,5 - 9
Cálcio	2.000 – 4.000	500 – 2.000	300 - 500	< 300
Sódio e potássio	2.000 – 4.000	500 – 1.500	100 - 500	< 100
Ferro e magnésio	500 – 2000	500 -1.000	100 - 500	< 100
Zinco	100 - 200	50 - 100	10 - 50	< 10
Cloreto	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 - 500	<100
Sulfato	500 – 2.000	200 – 1.000	50 - 200	< 50
Fósforo	100 – 300	10 - 100	-	<10

Fonte: FARQUHAR (1989), EL-FADEL *et al.* (2002), CHRISTENSEN *et al.* (2001), LEE *et al.* (2010).

A TAB. 3.2, também apresenta a variabilidade das características de lixiviados de aterros sanitários, entretanto foi baseada em trabalhos realizados com lixiviados brasileiros. Segundo Souto e Povinelli (2007) os aterros localizados em regiões tropicais, apresentam as transições das fases de decomposição mais rapidamente. Assim, se torna complexa a diferenciação dessas fases em aterros nestas regiões. Souto e Povinelli (2007) relataram somente as faixas de valores mais prováveis, já Souto (2009) realizou a divisão apenas em duas fases (acidogênica e metanogênica).

Tabela 3.2- Variação das características de lixiviados de aterros sanitários brasileiros.

<i>Variável</i>	<i>Fase ácida</i>		<i>Fase metanogênica</i>		<i>Faixa mais provável</i>	<i>FVMP</i>
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo		
DBO ₅ (mg/L)	1	55000	3	17200	< 20 - 8600	75%
DQO (mg/L)	90	100000	20	35000	190 - 22300	83%
pH	4,4	8,4	5,9	9,2	7,2 - 8,6	78%
N total (mg/L)	1,7	3000	0,6	5000	-	-
N – NH ₃ (mg/L)	0,07	2000	0,03	3000	0,4 - 1800	72%
ST (mg/L)	400	45000	200	29000	3200 - 14400	79%
Turbidez (UNT)	100	540	0,02	620		
Condutividade	230	45000	100	45000	2950 - 17660	77%
Ferro (mg/L)	nd	1400	0,01	720	0,01 - 65	67%
Cloreto (mg/L)	275	4700	20	6900	500 - 3000	72%
Fósforo (mg/L)	nd	260	nd	80	0,1 - 15	63%

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis; nd = abaixo do limite de detecção.

Fonte: Adaptado de Souto e Povinelli (2007); Souto (2009).

Os parâmetros utilizados na caracterização convencional dos lixiviados de aterros sanitários foram selecionados de modo a retratar o processo de decomposição dos resíduos, indicando o estado de degradação mais provável, e conseqüentemente, facilitando a tomada de decisão quanto ao tratamento do lixiviado (SILVA, 2009).

3.1.1.1 Matéria orgânica

Segundo Amaral (2007) um grande problema relacionado à caracterização de lixiviados é a falta de preocupação com a descrição da natureza da matéria orgânica do lixiviado. Tão importante quanto saber a carga de matéria orgânica do lixiviado é saber qual a constituição desta fração.

Nota-se que o teor de matéria orgânica no lixiviado, expressa na forma de DBO e DQO, reduz consideravelmente com o tempo. No entanto, a relação DBO/DQO, que indica a biodegradabilidade do lixiviado, também diminui ao longo dos anos. Em aterros jovens, esta relação é alta, pois uma fração considerável da DQO corresponde aos ácidos graxos voláteis. Para aterros antigos a relação DBO/DQO já é baixa, pois a maior parte dos compostos biodegradáveis já foi degradada, restando apenas os compostos recalcitrantes, como as substâncias húmicas (KJELDSEN *et al.*, 2002). Contudo, o uso do parâmetro DBO para quantificar a fração de matéria orgânica biodegradável, segundo Amaral (2007), pode ser frágil. O teste de DBO foi validado para esgotos domésticos, os quais apresentam naturalmente grande concentração microbiana, ao contrário do lixiviado. Assim, a realização deste teste, conforme o é para os efluentes domésticos, pode apresentar pseudo-resultados, uma vez que uma baixa DQO não necessariamente significa baixa fração de matéria orgânica biodegradável, podendo estar associada à ausência de microrganismos no efluente. Testes que utilizam a inoculação de biomassa, como a avaliação da biodegradabilidade e da fração de DQO inerte, podem quantificar melhor a fração biodegradável do lixiviado.

Substâncias húmicas

Os compostos orgânicos recalcitrantes, resultante da degradação incompleta de parte da matéria orgânica depositada no aterro e principalmente da matéria orgânica natural presente no solo utilizado como cobertura intermediária e final das camadas de resíduos, são conhecidos como substâncias húmicas. Esta fração macromolecular do lixiviado apresenta estruturas complexas heterogêneas, compostas de carbono, oxigênio, hidrogênio e algumas

vezes pequenas quantidades de nitrogênio, fósforo e enxofre. Ocorre nos solos e águas naturais como consequência da decomposição incompleta (química e biológica) dos resíduos vegetais e animais (MCBRIDE, 1994).

As substâncias húmicas são as principais responsáveis pela cor do lixiviado de aterro sanitário. Este grupo abrange os ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e huminas. Os ácidos fúlvicos são compostos solúveis em água em todas as condições de pH e apresentam massas moleculares entre 0,2 e 5,0 KDa. Os ácidos húmicos são solúveis somente em meio alcalino e podem ter massas moleculares entre 5,0 e 100 KDa. As huminas são insolúveis em água em todas as faixas de pH e possuem altos valores de massa molecular (JONES e BRYAN, 1998; DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Compostos xenobióticos

Como dito anteriormente, o lixiviado pode conter compostos orgânicos xenobióticos. Estes compostos, além da alta recalcitrância, apresentam, na maioria das vezes, características tóxicas, carcinogênicas e/ou mutagênicas. A TAB 3.3 apresenta, de acordo com Christensen *et al.* (2001) e Kjeldsen *et al.* (2002), alguns dos principais poluentes orgânicos presentes nos lixiviados de aterros sanitários urbanos.

Tabela 3.3- Compostos orgânicos xenobióticos em lixiviados de aterros sanitários.

<i>Composto</i>	<i>Amplitude (µg /L)</i>
<i>Hidrocarbonetos aromáticos</i>	
Benzeno	1 – 1630
Tolueno	1 – 12300
Xileno	0,8 – 3500
Etilbenzeno	1 – 1280
<i>Fenóis</i>	
Fenol	0,6 – 1200
Cresol	1 – 2100
<i>Hidrocarbonetos halogenados</i>	
Clorobenzeno	0,1 – 110
Tricloroetileno	0,05 - 750
Tetracloroetileno	0,01 – 250
Diclorometano	1,0 - 827
triclorometano	1,0 - 70
Clorofórmio	1,0 – 7

Fonte: CHRISTENSEN *et al.* (2001); KJELDSEN *et al.* (2002).

3.1.1.2 Distribuição de Massa molecular

Silva (2002) estudou a distribuição de massas moleculares no lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ) pela técnica de fracionamento com membranas. Dos resultados obtidos cerca de 50% da DQO do lixiviado era proveniente da contribuição de compostos com massa molecular superior a 5,0 KDa. Para a cor, a maior contribuição também foi para os compostos de alta massa molecular, acima de 5,0 KDa (cerca de 65%).

Este resultado corrobora com os estudos de Borges *et al.* (2002) que também avaliaram as diversas frações de massa molecular do lixiviado do Aterro de Gramacho com o uso de membranas de ultrafiltração em série. Os resultados demonstraram que a fração maior que 10 KDa era responsável por 92% da cor, 88% da DQO e 75% do Carbono orgânico total (COT).

Moravia (2007) avaliou a distribuição de massas moleculares em termos de proteínas, lipídios, carboidratos e outros (compostos que não se encaixavam nestes grupos), do lixiviado do Aterro Sanitário de Belo Horizonte, em operação desde 1975 e concluído em 2007. Também foi utilizada a técnica de ultrafiltração em série. Diferentemente de Borges, *et al.* (2002), os resultados de Moravia (2007) demonstraram que cerca de 50% da DQO apresenta baixa massa molecular (menor que 1,0 KDa). Segundo o autor, a predominância de compostos de pequeno peso molecular retrata o estágio avançado de degradação do lixiviado estudado.

As proteínas predominaram na fração menor que 1 KDa (cerca de 70%). O grupo outros se sobressaiu na fração entre 1,0 e 10 KDa (cerca de 60%). Compostos acima de 10 KDa revelaram uma participação muito pequena na DQO. As proteínas e os carboidratos se destacaram entre os compostos na faixa de 10 a 100 KDa (cerca de 40 e 35% respectivamente). Contudo, os lipídeos e os “outros” predominaram na fração acima de 100 KDa (cerca de 35 e 50% respectivamente). Comparado aos demais grupos, a concentração de carboidratos no lixiviado foi baixa. Segundo o autor, este resultado já era esperado, visto que os carboidratos são mais facilmente degradados. Moravia (2007) também sugeriu que o grupo “outros” seja constituído de compostos refratários.

3.1.1.3 DQO Inerte

A avaliação e quantificação da fração orgânica inerte de lixiviados de aterros sanitários é uma ferramenta que pode subsidiar na escolha de projetos de sistemas de tratamento e auxiliar na avaliação da eficiência do processo, bem como pode demonstrar as limitações de um determinado efluente ao tratamento biológico (AMARAL, 2007). Desta forma, se a fração de DQO inerte a processos aeróbios e anaeróbios, para um determinado lodo microbiano, for elevada, é um indicativo de que sistemas de tratamento biológico, que utilizam este lodo, apresentarão baixas eficiências de remoção de matéria orgânica.

Como observado anteriormente, a DQO e a DBO são os parâmetros coletivos mais amplamente utilizados para avaliação da matéria orgânica dos lixiviados de aterros sanitários. Embora a DQO seja preferida por prover um balanço de elétrons e energia entre o substrato orgânico, biomassa e oxigênio utilizado, ela não diferencia a matéria orgânica biodegradável da inerte, nem mesmo a matéria orgânica presente no afluente daquela produzida pelo sistema de tratamento biológico (AMARAL *et al.*, 2007).

A fração de material inerte solúvel (S_I) e particulada (X_I) passa pelo sistema de tratamento inalterada. Por sua vez, a fração de produtos metabólicos residuais solúveis (S_P) e particulada (X_P) que são gerados durante o processo metabólico pode constituir fração significativa do efluente de sistemas de tratamento biológico (GERMILI *et al.*, 1991). Segundo Barker e Stuckey (1999), estes produtos microbianos solúveis (SMP) residuais são liberados no meio por diversos fatores, que podem estar associados aos mecanismos de crescimento e/ou decaimento microbiano, provavelmente ambos ocorrendo ao mesmo tempo, mas um predominando sob o outro, dependendo da idade do lodo, relação alimento/microrganismo e concentração de biomassa adotadas para a operação do sistema (AQUINO, 2003).

A literatura demonstra alguns métodos para a determinação da fração de DQO inerte, destacando Orhon *et al.* (1989) e Germirli *et al.* (1991), bem como os desdobramentos de seus trabalhos como, Orhon *et al.* (1994, 1997, 1999) e Germirli *et al.* (1993, 1998). Segundo Amaral (2007), a desvantagem do método proposto por Orhon *et al.* (1989) é a dificuldade operacional, uma vez que envolve o monitoramento de uma série de reatores com diferentes valores de concentração inicial de substrato facilmente biodegradável. O método proposto por Germirli *et al.* (1991) é mais simples e consiste de monitorar dois reatores em paralelo inoculados com a mesma DQO inicial, um alimentado com o efluente em questão e outro com

glicose. Admitindo que a fração de DQO inerte da glicose é nula, a DQO inerte do efluente é a diferença da DQO residual do efluente e da solução de glicose no final de cada experimento, onde a atividade biológica já foi encerrada.

Germirli *et al.* (1991) testou este método com o mesmo efluente com diferentes diluições, e os resultados obtidos indicaram que todos os testes apresentaram a mesma quantidade de DQO inerte, porém com diferentes tempos de incubação. Para Amaral (2007) a principal vantagem deste método é a praticidade operacional, no entanto, está sujeito a problemas de adaptação da cultura microbiológica.

Amaral *et al.* (2007) avaliaram a DQO inerte solúvel do lixiviado do Aterro Sanitário de Belo Horizonte, sob condições aeróbias e anaeróbias. O método utilizado foi o proposto por Orhon *et al.* (1989) e o lodo inoculado foi proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE Arruda) de Belo Horizonte. Os resultados indicaram que o lixiviado apresentou fração de DQO inerte correspondente em média de 45% da DQO inicial sob condições aeróbias e 40% da DQO sob condições anaeróbias. Com estes resultados os autores sugeriram que lixiviados com estas características provavelmente demandam sistemas de tratamento biológico combinados com tratamento físico-químico.

3.1.1.4 Potencial hidrogeniônico

Como observado nas tabelas 3.1 e 3.2 o pH do lixiviado varia ao longo da vida do aterro sanitário. Isto acontece devido aos processos de biodegradação anaeróbia. Na fase acidogênica, os ácidos produzidos se misturam com a água percolada pela massa de resíduo, o que reduz consideravelmente o pH do lixiviado. Em contrapartida, na fase metanogênica o pH aumenta para valores próximos do neutro, decorrente do consumo dos ácidos orgânicos pelas arqueas metanogênicas (RODRIGUES, 2004). Este grupo de bactérias é extremamente sensível, principalmente à presença de oxigênio no meio e ao pH. A faixa ótima de pH para os microrganismos metanogênicos está entre 6,7 e 7,5, entretanto, existe alguma atividade entre 5,0 e 9,0 (McBEAN *et al.*, 1995).

3.1.1.5 Nutrientes

Embora haja grande variação nas características dos lixiviados, a concentração de nitrogênio total é geralmente elevada. Dentre as formas possíveis de ocorrência do N (amoniaco, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico) o nitrogênio amoniacal é predominante, destacando o NH_4^+ . A

amônia apresenta um alto potencial de toxicidade para quase todos os animais superiores (SILVA, 2002).

Entretanto, as concentrações de outros nutrientes, como enxofre e fósforo, são baixas. Isto pode ser limitante para o tratamento biológico do lixiviado, sendo, muitas vezes, necessária a adição destes nutrientes no lixiviado de modo a viabilizar este tratamento (AMARAL, 2007).

3.1.1.6 Metais

Em geral, as concentrações de metais nos lixiviados de aterros sanitários urbanos são baixas (TAB. 3.4). Dependem do tipo de resíduo depositado no aterro, do estágio de decomposição do resíduo e dos processos físico-químicos que ocorrem na massa aterrada (KJELDSEN *et al.*, 2002). Durante a fase acidogênica as concentrações de metais são maiores, devido ao ambiente ácido que permite a solubilização dos íons metálicos. Com a estabilização do aterro e conseqüente aumento do pH, as concentrações tendem a reduzir. (CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

Tabela 3.4- Concentrações de metais pesados em lixiviados de aterros sanitários.

<i>Metais</i>	<i>Amplitude (mg/L)</i>
Arsênio	0,01 – 1
Cádmio	0,0001 – 0,4
Cromo	0,2 – 1,5
Cobalto	0,005 – 1,5
Cobre	0,005 - 10
Chumbo	0,001 – 5
Mercúrio	0,00005 – 0,16
Níquel	0,015 – 13
Zinco	0,03 - 1000

Fonte: CHRISTENSEN *et al.* (2001).

3.1.1.7 Contaminação microbiológica

O lixiviado de aterro sanitário, em geral, também apresenta em sua composição microrganismos indicadores de contaminação e patogênicos, o que confere a este líquido um potencial de contaminação microbiológica. Segundo o IBAM (2001) os lixiviados de aterros brasileiros podem apresentar coliformes fecais na faixa de 49 a $4,9 \times 10^7$ NMP/100mL, e coliformes totais variando de 230 a $1,7 \times 10^7$ NMP/100mL.

Machado (2004) avaliou a presença de microrganismos indicadores de contaminação e patogênicos em líquidos lixiviados de duas células do Aterro Sanitário de Belo Horizonte com idades diferentes de aterramento. Nas duas células estudadas foi detectada a presença de coliformes fecais, coliformes termotolerantes, grupo *Enterococcus*, *Clostridium perfringens* e *Pseudomonas aeruginosa*.

3.1.2 Tratamentos de lixiviados de aterro

As peculiaridades do lixiviado fazem com que este efluente não se enquadre ao grupo dos efluentes sanitários, como os esgotos domésticos, e sim a um grupo mais complexo, como os efluentes industriais. Desta forma, a tratabilidade do lixiviado é problemática e dificultada pela variabilidade temporal e espacial deste efluente. Em geral, a seleção do tratamento mais adequado para lixiviados depende, além das características deste efluente, da aplicabilidade técnica e restrições do método escolhido. Bem como, das eficiências de remoção desejadas, da análise custo-efetividade, dos requisitos legais e de impactos ambientais de longo prazo (RENOU *et al.*, 2008).

A legislação brasileira, no que tange ao lançamento de efluentes em corpos d'água e a manutenção da qualidade dos recursos hídricos, é restritiva e considerada por muitos, avançada. Dificilmente a utilização de tratamentos simplificados e únicos para o lixiviado é capaz de adequar este efluente a estes padrões de lançamento.

A recente Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) dispõe sobre “as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357 de 2005. Segundo este dispositivo, os lixiviados de aterros sanitários municipais devem atender às condições e padrões definidos no art. 16, que descreve as condições de lançamento de efluentes, exceto esgotos sanitários.

Em Minas Gerais, o Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais (CERH-MG) definiram a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008 que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes em Minas Gerais, entre outras providências. A DN COPAM/CERH-MG nº 01 é considerada mais restritiva que a Resolução CONAMA nº 430, uma vez que apresenta valores máximos permissíveis menores e determina condições para um maior número de parâmetros. Dentre as condições mais difíceis de atender, se

encontra o disposto no Art. 29, Parágrafo 4º, Inciso VIII, e no Art. 29, Parágrafo 5º, que relatam o padrão de lançamento para DQO e para nitrogênio amoniacal total, respectivamente. Os percolados de aterros sanitários municipais devem apresentar DQO até 180 mg/L ou tratamento com eficiência de redução em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% e concentração de NH₃ de, no máximo, 20 mg/L.

No Brasil, a maioria das instalações de tratamento de lixiviado se baseia em sistemas de tratamento biológico convencional. Entretanto, o desempenho destas instalações é baixo, o que pode ser justificado pela pouca adequação destes sistemas às características do lixiviado, principalmente de aterros antigos, e pelo dimensionamento destas unidades baseado em parâmetros definidos para o tratamento de esgotos domésticos (FERNANDES, *et al.*, 2006). Contudo, a maioria dos municípios brasileiros ainda emprega o uso de tratamentos biológicos, diante do baixo custo e das facilidades operacionais destes processos.

Segundo Kurniawan *et al.* (2010) a combinação do tratamento biológico com os tratamentos físico-químicos, em um processo integrado, é mais efetiva para a remoção de matéria orgânica recalcitrante, amônia e metais pesados do lixiviado. Para Amaral (2007) os baixos índices de remoção de material poluente, quando estes métodos são utilizados de forma isolada, podem ser explicados pelo alto teor de matéria orgânica com massas moleculares elevadas, que é de difícil remoção, e pela inibição dos processos biológicos causada pela presença de metais pesados e também pela toxicidade de certos compostos orgânicos.

Quando o aterro é jovem e o lixiviado apresenta alta disponibilidade de compostos orgânicos biodegradáveis, e baixa concentração de amônia, o tratamento biológico é o mais indicado. Entretanto, os processos físico-químicos são recomendados quando o lixiviado é típico de um aterro antigo, o qual possui alto teor de matéria orgânica refratária e elevadas concentrações de amônia (AMORIM, *et al.*, 2009).

De toda forma, não há uma solução universal para o tratamento de lixiviados. Processos ideais requerem técnicas combinadas, projetadas como unidades modulares ou de múltiplos estágios qualificados para o tratamento de efluentes que variam a sua composição ao longo dos anos (Wiszniewski *et al.*, 2006).

3.1.2.1 Tratamento biológico

O tratamento por processos biológicos consiste em controlar o ambiente necessário para o crescimento ótimo dos microrganismos envolvidos. Este grupo biológico é utilizado para converter a matéria orgânica dissolvida em CO₂, água, outros elementos inorgânicos, tais como, N, P, S, K, Ca e Mg e biomassa celular. Em geral, a população microbiana abrange diversas espécies adaptadas à remoção de poluentes individuais. Os tratamentos biológicos convencionais são indicados para efluentes com alta carga de matéria orgânica biodegradável, como os esgotos sanitários.

Forgie (1988) relatou que o tratamento biológico (aeróbio e anaeróbio) pode ser indicado para lixiviados com as seguintes características: elevada DQO (acima de 10000 mg/L), baixas concentrações de nitrogênio amoniacal, relação DBO₅/DQO entre 0,4 e 0,8 e elevada concentração de ácidos graxos voláteis de baixa massa molar.

As técnicas de tratamento biológico mais comumente empregadas para o tratamento do lixiviado são: lagoas aeradas e de estabilização, reatores UASB, filtros biológicos, lodos ativados e o tratamento conjunto com os esgotos domésticos. Para Kurniawan *et al.* (2010) ficou evidente, a partir do levantamento bibliográfico de 188 artigos (1976-2010), que nenhum destes tratamentos biológicos individuais é universalmente aplicável para a remoção de contaminantes do lixiviado.

No Brasil, utiliza-se com grande frequência, sistemas de lagoas para o tratamento dos lixiviados. Segundo estudos realizados por Castilhos Jr *et al.* (2009), nas Universidades Federais de Santa Catarina (UFSC) e Minas Gerais (UFMG) e na Universidade Estadual de Londrina (UEL), o uso de lagoas para o tratamento de lixiviados tem residido em baixas eficiências de remoção de poluentes. Os sistemas não se mostraram capazes de atender à legislação quanto à remoção de nutrientes e DQO.

Os reatores UASB também têm sido utilizados para o tratamento de lixiviados. Entretanto, o processo biológico anaeróbio que fundamenta estes reatores, por sua natureza de "combustão incompleta", não é suficiente para promover o tratamento do lixiviado de modo que este possa ser lançado nos corpos d'água (COUTO e BRAGA, 2003). Santos *et al.* (2003) avaliaram o uso de reatores UASB para tratamento do lixiviado do Aterro da Muribeca (Recife – PE). O reator apresentou uma eficiência média de remoção de DQO apenas de 43%.

O sistema de lodos ativados, quando aplicado ao tratamento de lixiviado de forma isolada, geralmente apresenta limitações. O processo pode ser inibido, principalmente a nitrificação, pela presença de substâncias tóxicas e variação da temperatura e do pH do lixiviado. Além disto, no caso de lixiviados antigos a relação Carbono/Nitrogênio pode ser muita baixa para viabilizar o processo biológico (FERREIRA, *et al.*, 2001).

Outra forma de tratamento muito utilizada no Brasil é o tratamento conjunto com o esgoto doméstico. Segundo Mannarino *et al.* (2011) esta aplicação tem limitações, visto que sua viabilidade depende da existência de rede coletora de esgotos próxima ao aterro e da capacidade da estação de tratamento em assimilar as cargas, sobretudo orgânica e nitrogenada, advindas do lixiviado. Estes autores realizaram uma revisão sobre o tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico e concluíram que a relação volumétrica entre o lixiviado e o esgoto não deve ultrapassar 2% para evitar problemas no tratamento e não comprometer a qualidade do efluente final.

3.1.2.2 Tratamento físico-químico

As técnicas de tratamento físico-químicas visam principalmente à remoção de compostos orgânicos de difícil degradação e de compostos inorgânicos. No caso do tratamento dos lixiviados de aterros sanitários este tratamento é aplicado para remoção de compostos recalcitrantes, como as substâncias húmicas, conseqüentemente remoção de cor, e de compostos tóxicos (metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos) (KURNIAWAN *et al.*, 2006; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

Segundo a metodologia de seleção de tratamento de lixiviado de Forgie (1988) as técnicas físico-químicas são indicadas para lixiviados antigos, os quais apresentam as seguintes características: DQO variando de 1500 a 3000 mg/L, relação DBO_5/DQO menor que 0,1, elevada concentração de nitrogênio amoniacal e baixa concentração de ácidos graxos voláteis.

Apesar da elevada eficiência de remoção de contaminantes refratários, os processos físico-químicos apresentam elevados custos operacionais, destacando os gastos com a obtenção de produtos químicos (ALVES, 2004). Desta forma, muitas vezes, sua viabilidade é questionada para tratamento de lixiviados de aterros sanitários municipais, principalmente pelas prefeituras de pequenos municípios.

Dentre as técnicas físico-químicas usualmente empregadas no tratamento de lixiviados, destacam-se a coagulação/floculação, a remoção de amônia por arraste com ar e/ou por precipitação química, a adsorção, os processos oxidativos avançados (POAs) e os processos de separação por membranas (KURNIAWAN *et al.*, 2006).

Coagulação/Floculação

A coagulação é um processo muito utilizado no tratamento primário de efluentes contendo alta concentração de partículas coloidais e sólidos em suspensão. Segundo Wiszniowski *et al.* (2006) os estudos referentes ao uso da coagulação/floculação para o tratamento de lixiviados do aterro, visam principalmente a otimização de desempenho deste processo. Desta forma, avaliam a seleção dos coagulantes mais adequados, o efeito do pH, entre outros.

BILA (2000) estudou a coagulação/floculação no tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho. Foram realizados vários experimentos testando as condições ideais para o processo. O sulfato de alumínio foi o que apresentou o melhor desempenho, com a faixa de pH ótimo entre 4,5 - 5,0, e com uma dosagem ótima entre 700 - 950 (mg/L). O estudo apresentou eficiência de remoção de 40%, de DQO, 25% de COT e 87% de cor. CASTRILLÓN *et al.* (2010) avaliaram o uso do tratamento de coagulação/floculação no lixiviado proveniente de um aterro sanitário com 24 anos de operação. Os autores obtiveram uma eficiência de remoção de 73% de DQO em pH igual a 5 e utilizando 1,7 g/L de FeCl₃.

Remoção de amônia

A remoção de amônia do lixiviado, em um processo primário, é fundamental para eficácia do tratamento biológico. Dentre as técnicas de remoção deste poluente, destacam-se a tecnologia de arraste com ar (*air stripping*) e a precipitação química. Moura (2008) estudou a remoção de amônia por *air stripping* no lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho. Foram investigados, no processo de arraste, os parâmetros pH, temperatura, vazão de ar e tempo de operação. Na temperatura de 60°C e vazão específica de ar 120 L/h foram alcançadas remoções de nitrogênio amoniacal acima de 97% em um período de operação de 7 horas, sem ajuste de pH.

Moreira (2009) estudou a remoção de amônia no lixiviado do Aterro Sanitário de Belo Horizonte por precipitação química, na forma de estruvita. Tendo em vista a redução de custo, o autor realizou ensaios utilizando resíduos industriais que continham os íons fosfato e

magnésio. Os resultados indicaram que o uso destes resíduos permitiu obter 76% de eficiência na remoção de amônia. Diniz (2010) também avaliou a remoção de amônia do lixiviado do Aterro Controlado Jockey Club de Brasília como estruvita. Os resultados obtidos demonstraram que a melhor remoção de amônia foi cerca de 85%, a qual foi obtida quando se utilizou a combinação de $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ e $Na_2HPO_4 \cdot 12H_2O$, com excesso de 1,5 vezes a concentração molar de magnésio.

Adsorção

O processo de adsorção para o tratamento de efluentes é geralmente indicado para remoção de compostos dissolvidos. O adsorvente mais utilizado é o carvão ativado. Segundo Foo e Hameed (2009) a adsorção por carvão ativado no tratamento de lixiviados pode ser utilizada para remoção de amônia e de DQO, permitindo eficiências de 50 a 70%. Além disto, este processo também pode ser utilizado como etapa de polimento no tratamento de lixiviados, visando a remoção de compostos orgânicos recalcitrantes e/ou tóxicos e metais pesados.

Processos Oxidativos Avançados

Atualmente, dentre as técnicas físico-químicas mais promissoras para o tratamento de efluentes de difícil tratabilidade, estão os processos oxidativos avançados (POAs). Este método consiste na geração de radicais hidroxilas ($\bullet OH$), altamente reativos, que têm capacidade de destruição de muitos poluentes orgânicos. Os POAs apresentam-se como uma alternativa de pré-tratamento e/ou pós-tratamento associados aos processos biológicos, uma vez que podem aumentar a biodegradabilidade do lixiviado ao oxidar parcialmente poluentes refratários (LANGE *et al.*, 2006).

Lange *et al.* (2006) e Moravia *et al.* (2011) estudaram o tratamento do lixiviado do Aterro de Belo Horizonte por processos oxidativos avançados empregando reagente de Fenton. Lange *et al.* (2006) realizaram o processo em batelada, usando um reator de mistura simples com capacidade de produção de 1000L. Obtiveram resultados de eficiências de remoção de DQO superiores a 46%, com média em torno de 61%, sendo a maior remoção alcançada de 75%, a qual demandou a menor quantidade de reagente e menor tempo de agitação. Os autores concluíram que o POA empregando reagente de Fenton é tecnicamente viável como tratamento preliminar de lixiviados.

Moravia *et al.* (2011) objetivaram avaliar, em escala de bancada, a tratabilidade de lixiviado pós-POA/Fenton, onde caracterizaram, separadamente, o sobrenadante e o lodo gerado. Obtiveram remoção de 76% de cor, 77% de DQO e 50% de substâncias húmicas com o uso do POA/Fenton no tratamento do lixiviado. Alta concentração orgânica foi detectada no lodo (2.464 mgDQO/L), e também elevada concentração de ferro (1.757 mg/L) como esperado, uma vez que o sulfato ferroso é utilizado como catalisador do processo Fenton. O lodo gerado mostrou baixa sedimentabilidade, dificultando a sua separação pelo processo de sedimentação.

Processos de Separação por Membranas

Membrana pode ser definida como uma barreira que separa duas fases e restringe, ou permite, a passagem de espécies químicas de forma seletiva (HABERT *et al.*, 2006). Os processos de separação por membranas (PSM) utilizam a membrana para promover a separação de determinados componentes de uma solução ou suspensão, por meio da ação de uma força motriz (MULDER, 2003). As membranas sintéticas surgiram como uma tentativa de se imitar as membranas naturais, principalmente quanto as suas características únicas de seletividade e permeabilidade (HABERT *et al.*, 2006).

A principal força motriz dos PSM é o gradiente de potencial químico entre os dois lados. Este gradiente pode ser o gradiente de concentração, pressão e/ou temperatura ou potencial elétrico (no caso de espécies iônicas) (VIANA, 2004). Os PSM apresentam duas correntes principais, a alimentação e o permeado, podendo apresentar também uma corrente de concentrado, no caso do uso de membranas não submersas.

Esta tecnologia vem sendo consolidada nos mais diversos setores industriais, tais como químico, farmacêutico, alimentício e de biotecnologia, desde o final da década de 70. Os PSM colocam-se como alternativa em relação aos processos clássicos de separação como, por exemplo, destilação, filtração, absorção e extração (SILVA, 2010).

Além disto, estes processos vêm se desenvolvendo devido às vantagens que proporcionam em relação aos processos convencionais industriais de separação. Dentre as vantagens, destacam-se: o fato de não necessitar de mudança de fase para efetuar a separação, contribuindo, assim, para a economia de energia; não necessitar de adição de produtos químicos durante a separação; possibilitar o processamento de substâncias termolábeis, pois pode operar à

temperatura ambiente; apresentar maior seletividade; facilidade de escalonamento, pois é modular e não extensivo em mão de obra, entre outros (AMARAL, 2009).

Em função da composição da solução problema a ser filtrada, são desenvolvidos PSM, tais como microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI) (BAKER, 2004). A remoção parcial ou completa das espécies químicas depende da escolha da membrana, que pode ser densa ou porosa. O desempenho ou eficiência dos PSM é determinado pela seletividade e fluxo permeado (AMARAL, 2009).

A MF é o processo de separação por membranas mais próximo da filtração convencional. As membranas são porosas, com diâmetro de poros de 0,1 a 10 μm . Neste processo a pressão de operação não ultrapassa 2,0 bar. Utilizada principalmente para separação de sólidos em suspensão e remoção de microrganismos. Na UF as membranas também são porosas, entretanto com diâmetro de poros ainda menores, variando de 0,001 – 0,1 μm . A pressão de operação pode variar de 2,0 a 10 bar. Este processo é utilizado para separação de microsolutos e colóides, podendo ser aplicado para recuperação de compostos de interesse, como pigmentos e óleos (MULDER, 2003; HABERT *et al*, 2006).

A NF é o PSM que está entre a UF e a OI. Indicada para separação de moléculas com peso molecular variando de 500 a 2000 Da. Aplicada para remoção de sais multi e bivalentes. A OI utiliza membranas densas, sendo o processo de separação por solução/difusão. Possui grande potencial e aplicação para remoção de sais multi, bi e monovalentes e matéria orgânica dissolvida, sendo utilizada para dessalinização de água (geração de água potável) e produção de água ultra-pura. A NF e a OI requerem pré-tratamento para remoção de partículas em suspensão, e apresentam pressões de operação altas e baixo fluxo permeado, gerando um gasto energético maior (BAKER, 2004; HABERT *et al*, 2006).

Os processos de separação por membranas ainda encontram alguns desafios, destacando os problemas operacionais, como a incrustação da membrana. Além disto, nos países em desenvolvimento, como o Brasil, ainda existem outros entraves, tais como: problemas técnico-tecnológicos, como a capacitação técnica de operadores e projetistas de Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) quanto aos PSM; o investimento em pesquisa e desenvolvimento (estabelecimento de condições e controle operacional) e o custo elevado das membranas (maioria importada).

3.1.2.3 Tratamentos integrados

Quando os métodos físico-químicos são utilizados juntamente com os métodos biológicos para tratar lixiviados, a eficiência global do tratamento melhora consideravelmente. Em geral, os processos físico-químicos são utilizados como tratamento primário e/ou tratamento avançado, sendo as técnicas biológicas utilizadas como tratamento intermediário (secundário) (RENOU *et al.*, 2008; AMORIM *et al.*, 2009).

Diversos trabalhos na literatura demonstram que o uso integrado dos processos biológicos e físico-químicos no tratamento dos lixiviados de aterros sanitários apresenta elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica refratária, amônia e compostos tóxicos. A associação do tratamento biológico com os processos de separação por membranas (MF/UF) conhecida como Biorreatores com membranas (BRM) será detalhada no capítulo seguinte.

Hasar *et al.* (2009) estudaram uma configuração para o tratamento de lixiviados com alta carga orgânica e concentração elevada de amônia. A linha de tratamento foi composta, em ordem sequencial, por *air stripping* de amônia, coagulação/floculação, BRM e OI. A etapa de *air stripping* objetivou a redução da toxicidade da amônia para o tratamento biológico. O processo de coagulação/floculação removeu 46% dos sólidos em suspensão e 36% da DQO. Em seguida o BRM, composto por uma região aeróbia e outra anóxica, removeu cerca de 90% de DQO e nitrogênio total, com um tempo de retenção de sólidos (TRS) de 30 dias. A osmose inversa foi utilizada como uma etapa de tratamento avançado, reduzindo a DQO do efluente do BRM de 450 para 4,0 mg/L.

Ahn *et al.* (2002) também relataram que o tratamento de lixiviados por BRM seguidos por OI são eficientes na remoção de matéria orgânica recalcitrante e nitrogênio total. Os autores propuseram esta configuração, com uma etapa prévia de precipitação química, para o lixiviado de um aterro sanitário da Coreia. De forma contrária ao estudo de Hasar *et al.* (2009) o BRM removeu apenas 38% da DQO e cerca de 70% de nitrogênio total, apesar da elevada remoção de SS (99%). Entretanto a OI possibilitou uma elevada taxa de remoção global de DQO (97%) e NT (91%).

Li *et al.* (2009) avaliaram uma planta de tratamento de lixiviado de um aterro sanitário, com 10 anos de operação, situado no Sul da China. A configuração do tratamento era composta, sequencialmente, por um Reator Sequencial em Batelada (SBR), coagulação/floculação, POA

(Fenton) e por um UBAF (Upflow *Biological Aerated Filter*). A eficiência de remoção global de DQO foi 97,3%. Segundo os autores, o SBR removeu matéria orgânica biodegradável (76% de DQO), amônia (99%) e fósforo (81%). A coagulação/floculação alcançou remoção de DQO de 63%, o Fenton de 41% e o UBAF de 37%.

De forma semelhante, Guo *et al.* (2010) optaram pelo tratamento combinado do lixiviado de um aterro sanitário do sudoeste da China, em operação desde 2003. Entretanto, a configuração do tratamento ocorreu de forma diferenciada, sendo composta por remoção de amônia por *air stripping*, Fenton, SBR e por último, coagulação/floculação. O *air stripping* removeu 96,6% da amônia. O processo Fenton alcançou remoção de DQO de 60,8% e aumentou a biodegradabilidade (DBO₅/DQO) do lixiviado de 0,18 para 0,38. Para a entrada no SBR, o lixiviado pós-Fenton foi diluído com esgoto doméstico na proporção de 1:3. Nesta etapa a eficiência de remoção de DQO foi de 57%. A coagulação/floculação removeu 60% da DQO remanescente. Assim, a taxa de eficiência global foi 93,3%, sendo a DQO final igual a 280 mg/L.

Os trabalhos apresentados divergem em relação à eficácia dos tratamentos individuais, principalmente em relação à remoção de DQO, uma vez que esta é influenciada pelas características dos diferentes lixiviados estudados. Entretanto, há consenso sobre as elevadas taxas de remoção global quando os tratamentos são integrados.

3.2 Biorreatores com membranas

Os biorreatores com membranas (BRM), que consistem da associação de reatores biológicos com os processos de separação por membranas (micro ou ultrafiltração), são sistemas compactos e modulares que podem operar com elevada concentração de biomassa e idade do lodo alta, uma vez que a membrana proporciona a retenção total do lodo no biorreator. Ao permitir a remoção total de sólidos suspensos, estes sistemas dispensam o uso de decantadores secundários, o que possibilita uma redução na área utilizada (de 2 a 10 vezes menor que os sistemas convencionais). Além disto, elevada remoção de material orgânico pode ser alcançada com tempo de detenção hidráulica (TDH) baixo e alta taxa de carga orgânica (JUDD, 2006).

A união do sistema de lodos ativados ao processo de micro/ultrafiltração das membranas pode aumentar a biodegradabilidade dos compostos de difícil tratabilidade, visto que, a elevada

idade do lodo permite o desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento, geralmente responsáveis pela degradação de compostos poluentes complexos (LE-CLECH, 2010). Assim, estes sistemas também têm demonstrado elevadas eficiências de remoção de micropoluentes, poluentes orgânicos persistentes e material recalcitrante (AHMED e LAN, 2012).

Outras vantagens dos BRM podem ser destacadas (MELIN *et al.*, 2006; JUDD, 2010):

- Baixa produção de lodo (duas vezes menor que os sistemas convencionais), devido à operação com alto tempo de retenção da biomassa. Conseqüentemente há uma minimização nas taxas de descarte do lodo;
- Eficiência do sistema independente da sedimentabilidade do lodo;
- Baixa sensibilidade à variação de carga;
- Alta capacidade de desinfecção, com alta redução da concentração de coliformes;
- Elevada qualidade do efluente final, com possibilidades de aplicações para reúso (irrigação, aplicações industriais, etc.).

Entretanto, não obstante as inúmeras vantagens dos BRM, existem alguns desafios para sua consolidação e aplicação em larga escala. O maior problema dos BRM é a queda no fluxo permeado com o tempo, que é influenciado por uma série de fatores relacionados à alimentação, à membrana e às condições de operação, bem como pela tendência da membrana ser incrustada, internamente ou na superfície pelos constituintes do líquido reacional. A formação de incrustação aumenta a resistência da membrana à filtração o que provoca um aumento na demanda de energia, na frequência de limpezas e, conseqüentemente, aumento do custo operacional (AMARAL, 2009).

Outra barreira, principalmente para os países em desenvolvimento, é a falta de qualificação dos projetistas e operadores de ETEs quanto à operação de BRM. As conseqüências são a redução da vida útil da membrana e/ou fluxos de permeado que tornam inviável economicamente a operação do sistema (SILVA, 2011). Além disso, segundo Le-Clech (2010) a tecnologia dos BRM ainda não atingiu a maturidade completa. Os fornecedores e usuários dos BRM ainda não possuem experiência a longo prazo.

De acordo com Judd (2010) o mercado de BRM é dominado pelo Extremo Oriente, com o Japão contendo mais de 3800 instalações. Lesjean e Huisjes (2008) realizaram uma pesquisa do mercado de BRM na Europa, considerando plantas construídas até 2005. Foi constatado que 75% dos BRM eram utilizados para tratamento de efluentes industriais (cerca de 260 unidades). Na FIG. 3.3 são apresentados os tipos de efluentes industriais tratados em países europeus, relacionados ao número de instalações e aos fornecedores de BRM.

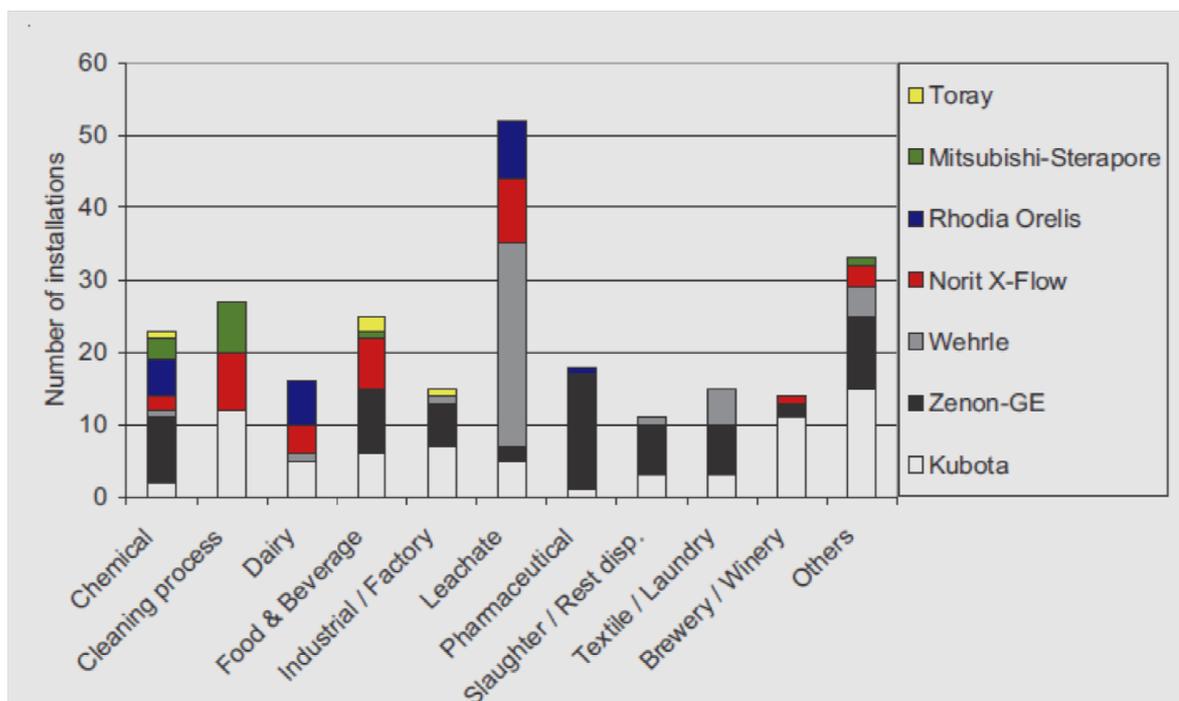


Figura 3.3: Tipos de efluentes industriais tratados em BRM na Europa (LESJAN e LUISJES, 2008).

Nota-se que os lixiviados de aterros sanitários (considerados pelos autores como efluentes industriais) se destacam dentre os principais tratamentos de efluentes por BRM na Europa. Historicamente, os BRM foram implementados principalmente para aplicação no tratamento de lixiviados, em meados das décadas de 1970 e 80.

Mais recentemente, Zheng *et al.* (2010) avaliaram o mercado de BRM na China, através da pesquisa de trabalhos dos últimos 10 anos. Mais de 300 plantas de BRM foram aplicadas com sucesso no tratamento de efluentes, tais como esgotos sanitários, lixiviados de aterros sanitários, águas residuárias da indústria petroquímica, entre outros setores industriais. Estas plantas têm capacidades que variam de 10 a 100.000 m³/d. No Brasil são mais de 15 BRM instalados com capacidade variando de 0,2 a 850 m³/h, aplicados na indústria alimentícia, química, petroquímica e área de saneamento (DIAS, 2009; CENTROPROJEKT, 2010).

Segundo Judd (2008) o significado comercial da tecnologia BRM é considerável, com aplicações em níveis municipais e industriais, tornando cada vez mais difundida. Em 2005 o valor de mercado da tecnologia BRM era aproximadamente US\$217 milhões, crescendo a uma taxa média anual de 10,9%. Ainda conforme o autor, o custo-benefício desta tecnologia está melhorando, uma vez que os custos dos PSM e das membranas estão reduzindo e as regulamentações ambientais estão ficando cada vez mais rigorosas.

3.2.1 Tipos de BRM

Duas configurações de biorreatores com membranas podem ser destacadas: com módulo pressurizado ou submerso, podendo o último ser interno ou externo ao tanque de aeração. Estes sistemas são ilustrados na FIG. 3.4.

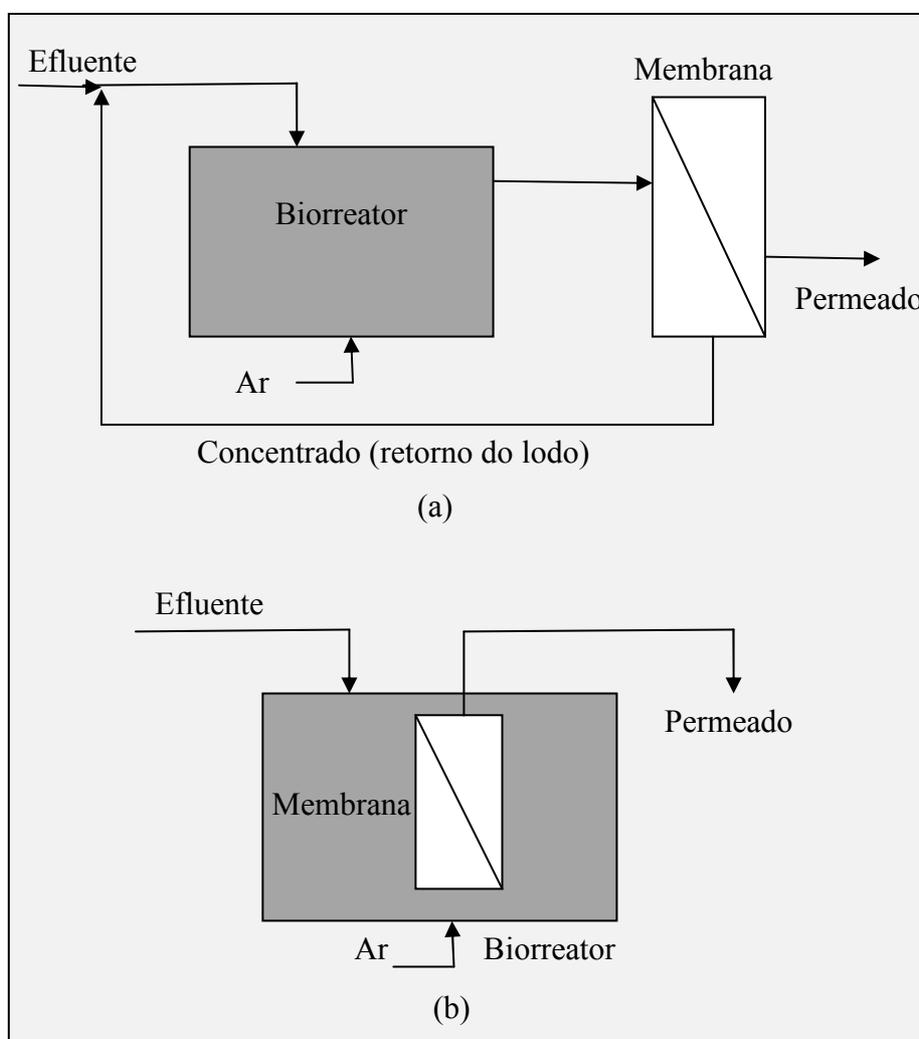


Figura 3.4: Configurações de BRM. (a) com módulo pressurizado (b) com módulo submerso interno (JUDD, 2006).

No reator com módulo externo, o líquido reacional é bombeado para o módulo de membranas onde o líquido escoia paralelamente à superfície da membrana, enquanto o permeado é transportado transversalmente à mesma. Esta configuração, portanto, opera com módulos de membranas pressurizados, sendo a força motriz a pressão transmembrana (PTM). O permeado consiste no efluente tratado que passa pelos poros da membrana e o retido ou concentrado retorna para o tanque biológico. No reator com módulo submerso, o módulo de membranas é imerso em um tanque, que pode ser o próprio tanque biológico ou um tanque externo. O permeado é obtido por sucção. Esta diferença de pressão que promove a separação pode ser provocada pela altura da coluna de líquido no interior do reator e/ou aplicando-se vácuo no lado do permeado.

Embora os BRM com módulos externos apresentem manutenção e operação mais simplificadas e os fluxos de permeado podem ser maiores, este tipo de BRM apresenta um alto consumo energético, tanto para manter a diferença de pressão necessária à permeação, quanto para promover a recirculação do concentrado. Por outro lado, os sistemas submersos permitem uma significativa redução nos custos operacionais e operam com menores pressões e fluxos, o que reduz a taxa de incrustações (LE-CLECH, 2010).

As configurações dos módulos de membranas normalmente utilizados nos BRM são (FIG. 3.5): fibra oca, plana (placa e quadro) ou tubular, sendo as fibras ocas as mais utilizadas em BRM com módulos submersos. O tipo de membrana (MF/UF) a ser utilizada depende do objetivo de remoção. Para a retenção de sólidos suspensos apenas, a membrana de MF atende, entretanto, para a remoção de partículas ainda menores, e a obtenção de efluentes de melhor qualidade, são necessárias membranas com poros menores, como as de UF. As membranas de NF e OI, em geral, não são aplicadas em BRM devido a elevada resistência hidráulica (AMARAL, 2009).

Os materiais que compõe as membranas de BRM mais amplamente utilizados são as celuloses, poliamidas e outros materiais poliméricos. Estes materiais apresentam uma boa resistência química e física, entretanto a maioria é hidrofóbica, o que aumenta a propensão da membrana à incrustação. Com isto, as membranas poliméricas comercialmente disponíveis são modificadas por processos químicos a fim de alcançar uma superfície mais hidrofílica (RADJENOVIĆ *et al.*, 2008). Além disto, membranas de outros materiais, destacando a cerâmica, têm apresentado crescimento no mercado.

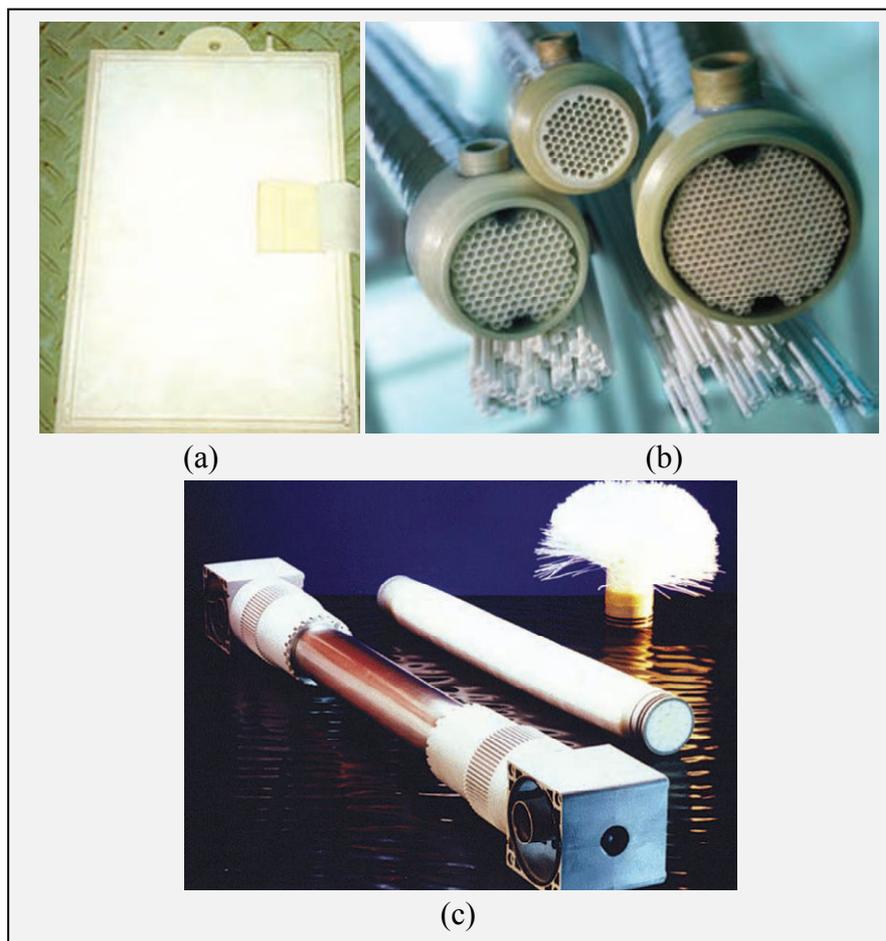


Figura 3.5: Módulos utilizados em BRM. (a) Placa e quadro (b) Tubular (c) Fibra oca.
Fonte: JUDD (2006).

3.2.2 Mecanismos de separação

O fluxo permeado (J_p) é o principal fator econômico que determina a viabilidade de uma determinada aplicação de PSM. Este fluxo é definido como o volume que permeia através da membrana por unidade de tempo (Q_p) e unidade de área (A), conforme apresentado na equação 3.1:

$$J_p = Q_p/A \quad (3.1)$$

Segundo Judd (2006), os principais parâmetros que influenciam o fluxo permeado são: a resistência da membrana, a relação da força motriz por unidade de área da membrana, as condições hidrodinâmicas na interface membrana/líquido, a incrustação da membrana e os procedimentos de limpeza.

Considerando o gradiente de pressão como força motriz, o fluxo permeado de um solvente puro é diretamente proporcional à pressão transmembrana e pode ser definido pela equação 3.2:

$$J_p = L_p \cdot \Delta P \quad (3.2)$$

Onde ΔP é a PTM e L_p a permeabilidade da membrana ao solvente em questão.

O desempenho do processo é medido através do fluxo permeado obtido em uma determinada PTM, sendo que o objetivo é obter o maior fluxo permeado possível com menor PTM. Desta forma, para projetos de BRM, o fluxo permeado deve ser definido levando-se em conta o balanço entre os custos de implantação e manutenção do sistema, uma vez que para aplicação de fluxos muito baixos será necessário a instalação de grandes áreas de membrana, e que fluxos muito altos levam a maiores taxas de incrustação (JUDD, 2006).

A permeabilidade é altamente influenciada pela variação da viscosidade do fluido que permeia a membrana e também pela temperatura. A avaliação da permeabilidade também é utilizada para determinar a necessidade e a eficiência dos procedimentos de limpeza (SILVA, 2009).

A resistência da membrana e a permeabilidade são inversamente relacionadas, conforme a equação 3.3:

$$R = 1/\eta \cdot L_p \quad (3.3)$$

Onde η é a viscosidade do fluido.

De forma geral, nos PSM, um aumento no fluxo permeado é alcançado com um aumento da PTM. Entretanto, isto é válido somente para água pura. De acordo com a equação de Hagen-Poiseuille (3.4) o fluxo é diretamente proporcional à PTM e às características da membrana e inversamente proporcional à viscosidade.

$$J = \frac{\varepsilon r^2 \Delta P}{8\eta \tau \Delta x} \quad (3.4)$$

Onde ε é a porosidade da membrana, η a viscosidade, τ a tortuosidade, r o raio do poro e Δx a espessura da membrana.

Considerando que as características da membrana não são alteradas, uma mudança no fluxo permeado em uma determinada pressão ocorre devido à alteração da viscosidade do fluido que é influenciada pela concentração de sólidos e pela temperatura. Desta forma, na permeação de soluções, o fluxo permeado deixa de ser linear ao longo do tempo, tendendo a diminuir sua ascensão, até se estabilizar, conforme FIG. 3.6.

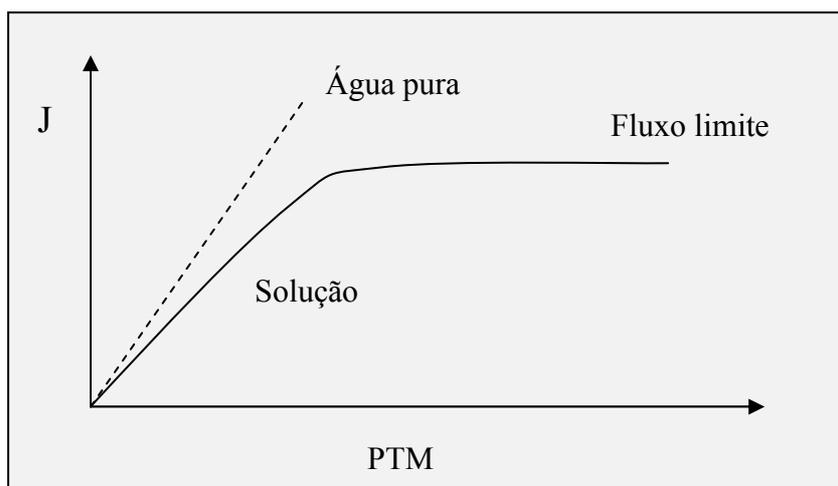


Figura 3.6: Variação do fluxo com a PTM para água pura e soluções.

Isto ocorre devido à camada de polarização por concentração que se forma na superfície da membrana. Esta camada descreve a tendência do soluto acumular-se na interface membrana/solução, formando um gradiente de concentração de soluto no sistema. O acúmulo de soluto na superfície da membrana produz um fluxo difusivo de retorno em direção à alimentação, entretanto o fluxo convectivo (responsável pelo transporte de soluto para superfície da membrana) é sempre superior.

Quando a alimentação é constituída de colóides, macromoléculas e outros solutos grandes ou partículas, estes componentes tendem a formar uma camada na superfície da membrana denominada de camada gel, ou torta (FIG. 3.7). A presença desta camada resulta em uma contínua redução do fluxo até a um ponto em que o fluxo se torna independente do diferencial de pressão. Entretanto, a camada gel pode aumentar a seletividade da membrana, uma vez que auxilia na retenção de solutos menores (SILVA, 2009). Quando o fluxo permeado se torna independente do gradiente de pressão, ou seja, mesmo com o aumento da pressão o fluxo permanece inalterado, o sistema alcançou o fluxo limite (FIG. 3.6).

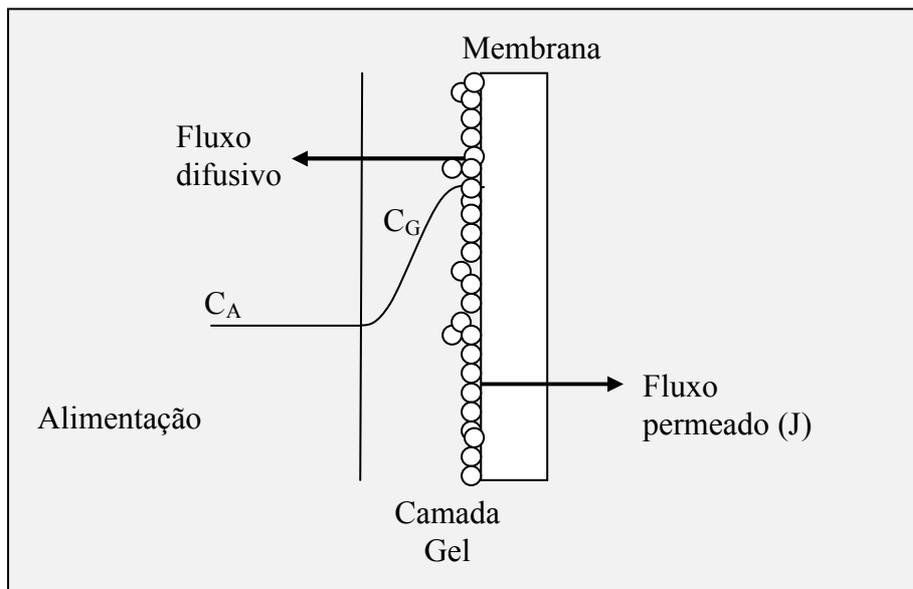


Figura 3.7: Ilustração do fenômeno de polarização por concentração.

3.2.3 Operação de BRM

Uma vez que o fluxo e o diferencial de pressão (força motriz) são interligados, qualquer um pode ser fixado para finalidade de projeto (JUDD, 2006). Assim, os BRM podem ser operados de duas formas: manutenção da diferença de pressão através da membrana de modo constante ou do fluxo permeado constante. No primeiro caso, o fluxo permeado reduz com o tempo de operação, isto ocorre devido ao aumento da resistência da membrana à filtração promovido pela incrustação (FIG. 3.8). Na segunda forma, a pressão de operação se eleva ao longo do tempo para compensar a incrustação e manter o fluxo constante (FIG. 3.8).

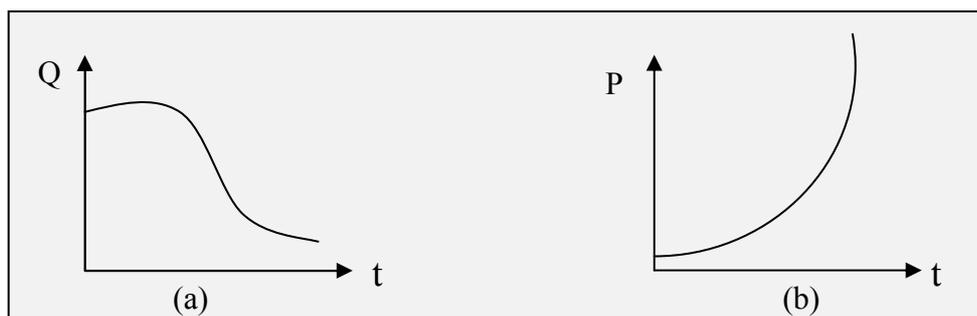


Figura 3.8: Formas de operação de BRM. (a) Pressão constante (b) Vazão constante.

De toda forma, para a manutenção do fluxo permeado desejado, a operação de permeação deve ser interrompida de tempos em tempos para a realização dos procedimentos de limpeza da membrana. A limpeza pode ser física ou química e é fundamental para o controle e remoção da incrustação. Além do tipo, a frequência de limpezas também é um fator importante.

Na limpeza física são utilizadas forças de cisalhamento ou gravidade para remoção das partículas incrustadas na membrana, normalmente é realizada por ciclos de retrolavagem e/ou relaxação. A retrolavagem consiste na injeção de uma parcela do permeado em sentido contrário à permeação, este processo também pode ser feito pela injeção de ar. Já na relaxação o sistema é despressurizado, enquanto a aeração é mantida. A limpeza física geralmente é rápida, durando não mais que dois minutos (JUDD, 2006). Este tipo de limpeza danifica menos a estrutura da membrana e acarreta em menores custos, portanto, deve ser feita com mais frequência.

Entretanto, quando há um aumento acentuado da pressão ou uma grande queda do fluxo em relação ao fluxo inicial, se faz necessária a aplicação de limpezas químicas, que podem ser de manutenção ou de recuperação. Para este tipo de limpeza são utilizados agentes químicos para solubilização ou oxidação do material incrustado. Os principais agentes de limpeza são ácidos, bases, surfactantes ou oxidantes, o mais usualmente utilizado em BRM é o hipoclorito de sódio. Entretanto, a escolha do agente de limpeza dependerá do tipo do material incrustante. A limpeza química pode ser feita *in situ* ou *ex situ*. Em geral, na limpeza *in situ*, uma solução do agente químico é utilizada na retrolavagem. Nas limpezas de manutenção são utilizadas menores concentrações do agente químico e o tempo de duração do processo é menor. Já nas limpezas de recuperação, as quais são mais raras, maiores concentrações do agente químico são necessárias, bem como é requerido maior tempo de contato deste agente com as membranas, visando uma melhor recuperação da permeabilidade. A FIG. 3.9 demonstra a variação da PTM com a realização dos procedimentos de limpezas.

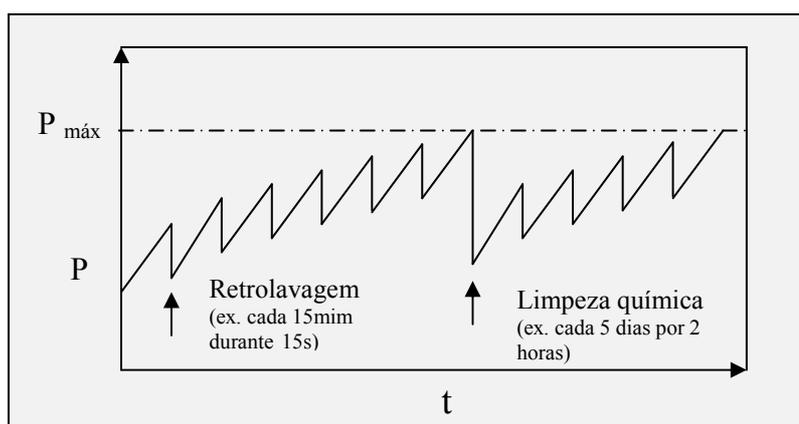


Figura 3.9: Variação da Pressão com os ciclos de limpezas física e química.

Como em qualquer processo de tratamento aeróbio, o oxigênio é necessário para a manutenção da biomassa existente viva, e na maioria das vezes, em suspensão. Entretanto,

nos BRM a aeração ainda tem a função de minimização da incrustação, ao promover cisalhamento na superfície da membrana reduzindo a quantidade de material depositado (UEDA *et al.*, 1997).

Melin *et al.* (2006) resumiram as principais condições de operação de BRM submersos em escala real, conforme demonstra a TAB. 3.5. Ressalta-se que estas condições foram levantadas com base em sistemas de BRM utilizados para o tratamento de efluentes domésticos.

Tabela 3.5- Condições de operações para BRM submersos.

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor</i>
Fluxo (L/m ² .h)	
Instantâneo	25-35
Sustentável em longo prazo	15-30
Pressão transmembrana (bar)	0,2
Concentração de Biomassa – SSV (mg/L)	12000-15000
Idade do lodo (d)	>20
Produção de lodo (kgSSV/kgDQO.d)	<0,25
Tempo de detenção hidráulica – TDH (h)	1-9
Relação Alimento/Biomassa – A/M (kgDQO/kgSSV.d)	<0,2
Carga volumétrica (kgDQO/m ³ .d)	>20
Fluxo de aeração (Nm ³ /h por módulo)	8-12
Temperatura (°C)	10-35
Frequência de retrolavagem (min)	5-16
Duração de retrolavagem (s)	15-30
Consumo de energia (kWh/m ³)	0,2-0,4
Para aeração da membrana (%)	80-90
Para permeação (%)	10-20

Fonte: MELIN *et al.* (2006).

3.2.4 BRM para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários

O tratamento de lixiviados de aterros sanitários com o uso da tecnologia biorreatores com membranas é relatado e discutido em diversos trabalhos na literatura. Como visto anteriormente, os lixiviados de aterros sanitários se destacam entre os principais efluentes tratados por BRM, na Europa (LESJAN e LUISJES, 2008) e na Ásia (ZHENG *et al.*, 2010). Em geral, elevadas eficiências de remoção de DBO e amônia podem ser alcançadas, no entanto, a eficácia do tratamento quanto à remoção de DQO é variável, dependendo principalmente da idade do aterro sanitário.

Alvarez-Vazquez *et al.* (2004) compararam os BRM ao tratamento biológico convencional de lixiviados de aterros. Os autores fizeram uma revisão bibliográfica, utilizando cerca de 160 estudos. Concluíram que, em relação aos tratamentos biológicos convencionais, para lixiviados jovens (< 5 anos), remoção de DQO maior que 99% pode ser alcançada. Em contrapartida, para lixiviados mais antigos (> 5 anos) a eficiência de remoção de DQO é inferior a 60%. No entanto, os Biorreatores com membranas, geralmente, aumentam a remoção de DQO para os lixiviados antigos, quando comparados aos tratamentos biológicos convencionais, além de possibilitarem efluentes finais com menor relação DBO/DQO.

Shaohua e Junxin (2006) investigaram o desempenho de um BRM com um biorreator *air-lift* e fluxo de gravidade para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Os resultados indicaram que mais de 99% de eficiência de remoção de DBO foi obtida. Entretanto, a remoção de nitrogênio amoniacal foi variável, de acordo com a concentração de oxigênio dissolvido, e a remoção de DQO variou entre 70 e 96%. Uma investigação da distribuição de peso molecular indicou que os compostos de alto peso molecular não foram biodegradados, o que justifica a menor eficiência de remoção de DQO.

Longgenburg *et al.* (2010) também observaram resultados semelhantes. Estes autores realizaram um estudo de caso do aterro Ecoparque “De Wierde” na Holanda. Após 2003, o lixiviado gerado neste aterro passou a ser tratado por um BRM. Desde então, as eficiências de remoção de DBO e amônia ultrapassam 98%. Entretanto, a remoção de DQO permanece em torno de 85%, sendo a concentração final ainda elevada (1.000 - 1.200 mg/L).

Visvanathan *et al.* (2007) optaram por investigar o desempenho de um BRM aeróbio termofílico para o tratamento de lixiviados de aterros da Tailândia. O sistema operou a 45°C em um TDH de 24 h. Foi utilizado um módulo de membrana de cerâmica. A eficiência de remoção de DQO aumentou de 62 para 79% com o aumento da relação DBO/DQO de 0,39 para 0,65. A utilização de uma biomassa termofílica não melhorou o desempenho do BRM em termos de remoção de matéria orgânica recalcitrante.

Galleguillos *et al.* (2011) avaliaram o tratamento de um BRM para lixiviados antigos. A planta de BRM piloto era composta por um módulo de microfiltração de fibra oca externo. Foi utilizado o lixiviado de um aterro sanitário localizado no leste de Lugemburgo, o qual está em operação desde 1984. O lixiviado apresentava características de baixa biodegradabilidade (relação DBO/DQO de 0,11). Os resultados também mostraram que uma elevada remoção de

DBO (94%) e nitrogênio amoniacal (98%) pode ser obtida para lixiviados com alto conteúdo de matéria refratária, no entanto, a remoção de DQO ainda é baixa (40%).

Boonyaroj *et al.* (2011) estudaram a remoção de micropoluentes do lixiviado ao utilizar um BRM de dois estágios (um reator anóxico e outro aeróbio) para tratamento do lixiviado de um aterro da Tailândia. Os resultados indicaram que o BRM escolhido pode remover 97% de DBO, 91% de NH_4^+ e 87% de DQO, operando em condições estáveis. Enquanto que a remoção de micropoluentes variou de 50 a 76%, principalmente devido às características de hidrofobicidade dos compostos. No entanto, o sistema teve um melhor desempenho quando o BRM operou com idade do lodo “infinita”.

Recentemente Ahmed e Lan (2012) realizaram uma revisão sobre o uso dos BRM no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, utilizando trabalhos desenvolvidos nos últimos 10 anos. Foi discutido o desempenho em termos de remoção de DBO, DQO, amônia e micropoluentes, o efeito dos principais parâmetros operacionais e as perspectivas futuras dessa tecnologia. Segundo os autores os BRM têm demonstrado ser particularmente vantajosos no tratamento de lixiviados de aterros. Como conclusões, relataram que excelentes remoções de DBO e amônia (acima de 90%) foram alcançadas em TDH baixos e cargas orgânicas altas, em comparação com os sistemas biológicos convencionais. No entanto, a remoção de DQO variou de 23% a 90%, isto devido principalmente à idade do lixiviado, e às condições operacionais empregadas. Além disto, TDH muito baixos e altas concentrações de amônia proporcionaram efeitos adversos, tais como baixas eficiências de remoção orgânica, redução da concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) e elevada produção de produtos microbianos solúveis (SMP). Entretanto, os BRM têm demonstrado serem eficazes na remoção de micropoluentes do lixiviado.

3.3 Leveduras

As leveduras são fungos unicelulares que reproduzem por brotamento ou fissão celular. Apresentam uma extensa variedade de formas, sendo a maioria pertencente à classe fúngica Ascomicetos (GRIFFIN, 1994). Em geral as células de leveduras são maiores que as células bacterianas e não apresentam flagelos ou outras estruturas de locomoção (ROSE e HARRISON, 1987). Em algumas espécies as células podem se unir após o brotamento formando pseudomicélios. Em outros casos, verdadeiros micélios são formados por fissão (DAN, 2002).

As leveduras são microrganismos ubíquos que fazem parte da microbiota da maioria dos ecossistemas naturais. Uma ampla variedade de espécies deste grupo ocorre no solo, na água doce e no ambiente marinho, sendo também encontradas em ambientes antrópicos, como alimentos manipulados. As condições que prevalecem nestes ambientes determinam a atividade metabólica, o crescimento e a sobrevivência das leveduras. Uma variedade de fatores abióticos e bióticos influenciam o metabolismo das leveduras, podendo exercer condições de estresse, onde as células devem suportá-los ou se adaptarem a eles (DEAK, 2005). Dentre os fatores que mais influenciam a vida das leveduras, citam-se: temperatura, pH, nutrientes, oxigênio, entre outros (ROSE, 1987).

A temperatura limite e o intervalo de crescimento ótimo variam para cada espécie de levedura. A maioria são mesofílicas e, portanto, crescem melhor em temperaturas de 20 a 30°C, entretanto podem suportar uma faixa de temperatura que varia de 0 a 47°C; (WICHITSATHIAN, 2004). Em geral, as leveduras preferem um meio levemente ácido, apresentando um pH ótimo entre 3,5 e 5,5. Entretanto, elas toleram e crescem facilmente em uma ampla faixa de pH (3 a 10), enquanto que as bactérias preferem faixas mais próximas do neutro (6,5 a 8,5) (DEAK, 2005).

A diferença na capacidade das leveduras para utilizar vários nutrientes é um dos principais fatores ecológicos para determinação de habitats específicos. As leveduras podem utilizar nitrogênio inorgânico (amônia, amônio, nitrito e nitrato) e orgânico (aminoácidos, uréia, vitaminas, etc.) como fonte de nitrogênio (DAN, 2002). Para os fungos filamentosos, o íon amônio é bastante utilizado como fonte de nitrogênio, entretanto, a amônia é tóxica para este grupo (GRIFFIN, 1994). Desta forma, o uso de fungos filamentosos para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários pode ser limitado, devido às altas concentrações de amônia deste efluente.

Este fato foi confirmado por Ellouze *et al.* (2009), que realizaram ensaios de tratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários da Tunísia com os fungos de podridão branca *Trametes trogii* e *Phanerochaete chrysosporium*. Como o lixiviado continha alta carga de amônia, primeiro os autores estudaram o efeito de diferentes concentrações de amônia no crescimento micelial e secreção de enzimas. Os resultados demonstraram que concentrações acima de 5 g/L de cloreto de amônio exercem efeitos inibidores sobre o crescimento fúngico.

De forma análoga, os fungos de podridão branca, demonstraram baixas eficiências de remoção de DQO no lixiviado real.

Outros nutrientes necessários para o crescimento de leveduras incluem fósforo, enxofre e sais minerais (potássio, magnésio, sódio e cálcio). Sais de fosfato inorgânico e o sulfato satisfazem a necessidade de praticamente todas as leveduras (DEAK, 2005). Alguns xenobióticos também podem afetar o crescimento das leveduras. Segundo Rose (1987) na presença de alguns antibióticos, como o ciclohexamida, a síntese de certas enzimas de algumas espécies de leveduras pode ser inibida, afetando o crescimento e sobrevivência destas espécies no meio.

As leveduras são basicamente organismos aeróbios. Mesmo as leveduras fermentativas são facultativas anaeróbias. O fornecimento abundante de oxigênio favorece um aumento significativo no crescimento das leveduras (GRIFFIN, 1994). Diversos compostos orgânicos podem ser assimilados por leveduras, tanto por via aeróbia quanto fermentativa, podendo-se citar: pentoses, polissacarídeos, açúcares, álcoois, ácidos orgânicos e outras macromoléculas orgânicas (WICHITSATHIAN, 2004). Entretanto, a capacidade de utilizar estes compostos para crescimento e fermentação varia consideravelmente entre as espécies de leveduras (ROSE, 1987).

A capacidade de colonização de superfícies por leveduras varia amplamente de acordo com o tipo de espécie e o tipo de substrato. Quando comparadas às bactérias, as leveduras apresentam menor facilidade de aderência em superfícies inertes, considerando argila, vidro, cerâmicas, etc. (DOUGLAS, 1987). Logo, pode-se esperar uma menor aderência das células de leveduras às membranas de processos de separação por membranas.

3.3.1 *Saccharomyces cerevisiae*

Desde que Pasteur demonstrou uma participação essencial das leveduras no processo de fermentação, milhões de toneladas de espécies do gênero *Saccharomyces* tem sido produzidas por ano (GUIMARÃES, 2005). No grupo das leveduras este gênero tem sido estudado extensivamente. A espécie mais conhecida é a *S. cerevisiae*, considerada a mais relevante do ponto de vista econômico de todo o grupo fúngico. A *S. cerevisiae* é a principal espécie utilizada para a produção de cerveja, etanol, vinho e pão (GRIFFIN, 1994).

O grupo das *Saccharomyces* muitas vezes é utilizado como generalização do grupo das leveduras. Para a grande maioria das pessoas, as leveduras são exemplificadas pela espécie *S. cerevisiae* e pela produção de bebidas alcoólicas. Isto ocorre a despeito do fato de que este microrganismo domesticado representa apenas um fragmento da vasta biodiversidade e variedade do potencial biotecnológico do mundo das leveduras (BUZZINI e VAUGHAN-MARTINI, 2005).

A capacidade da *S. cerevisiae* para produzir bebidas alcoólicas é bem documentada e tem sido bem explorada por séculos. Esta levedura é capaz de se reproduzir sexualmente e assexuadamente em meios simples, tanto na presença quanto na ausência de oxigênio e não é tóxica, isto a tornou comercialmente viável e facilmente disponível (GUIMARÃES, 2005).

A *S. cerevisiae* é a espécie modelo para o grupo das leveduras, assim como a *Escherichia coli* é para o grupo das bactérias. Desta forma, as condições ideais para crescimento e fermentação desta espécie, bem como o seu DNA, tem sido estudados com grande detalhamento (DEAK, 2005).

Durante o processo de fermentação industrial a *S. cerevisiae* cresce sob concentrações elevadas e altas cargas de açúcares e etanol, onde suportam o estresse imposto por pressão osmótica, falta de água e toxicidade do etanol (TANGUE *et al.*, 2005). Assim, nota-se que esta levedura poderia tolerar águas residuárias contendo altas concentrações de matéria orgânica, sólidos e sais (WICHITSATHIAN, 2004). Além disto, a *S. cerevisiae* tem sido descrita com tolerante aos ambientes com altas concentrações de metais, como Zn, Cr (VI), Co, Ni, Hg, Sr, Mo e Cu (RASPOR e JURE, 2005).

De acordo com Bauer *et al.* (2010) o fenômeno de agregação microbiana (floculação) é fundamental para a manutenção e sobrevivência das células de alguns grupos de leveduras. Em geral, o processo de floculação é realizado pelos seguintes sistemas: floculação da “levedura da cerveja” e aglutinação sexual. A floculação espontânea da “levedura da cerveja” durante o processo de fabricação da bebida levou a *S. cerevisiae* a ser conhecida também, como a principal espécie das leveduras floculentas. Esta capacidade da *S. cerevisiae* pode auxiliar na redução da taxa de incrustação das membranas de BRM, uma vez que os flocos maiores são facilmente removidos da superfície da membrana pelas forças de cisalhamento.

3.3.2 Aplicações no tratamento de efluentes

Embora grande interesse para biorremediação microbiana tenha sido direcionado diretamente às bactérias, algumas espécies de fungos filamentosos e leveduras têm demonstrado serem capazes de degradar poluentes sintéticos originados das atividades industriais (BUZZINI e VAUGHAN-MARTINI, 2005). A capacidade de microrganismos, incluindo leveduras para utilizar alcanos como fonte de carbono, é conhecida há muitos anos. Segundo Rose (1987) durante a Segunda Guerra Mundial este grupo foi identificado como os responsáveis pela deterioração dos fornecimentos de óleos.

Para Rose (1987) as espécies dos gêneros *Hansenula* e *Saccharomyces* são desprovidas da capacidade de crescer em hidrocarbonetos, entretanto algumas cepas de *Saccharomyces cerevisiae* podem utilizar n-alcanos. Em contrapartida, para Raspor e Jure (2005) os gêneros *Saccharomyces*, *Candida* e *Hansenula*, têm sido descritos como capazes de degradar alguns grupos de hidrocarbonetos aromáticos.

Além disto, segundo Buzzini e Vaughan-Martini (2005) grupos como, *Candida*, *Rhodotorula*, *Yarrowia*, *Hansenula*, *Zygosaccharomyces*, etc. são relatados como capazes de degradar compostos orgânicos complexos, de difícil degradação. Isto foi posteriormente corroborado por Harms *et al.* (2011) ao descreverem que as leveduras pertencentes aos gêneros *Candida*, *Kluyveromyces*, *Neurospora*, *Pichia*, *Saccharomyces*, *Rhodotorula* e *Yarrowia* apresentam capacidade para degradar compostos como, n-alcanos, n-alquilbenzenos, cresóis, petróleo bruto, HPAs, Trinitrotolueno (TnT) etc.

O detalhamento de alguns trabalhos demonstra a aplicação do uso de leveduras para o tratamento de águas residuárias compostas por poluentes de difícil degradação. Diversos parâmetros relacionados ao tratamento de efluentes têm sido testados sob influência do uso da biomassa deste grupo de microrganismos.

Miskiewicz *et al.* (1982) apud Dan (2002) desenvolveram um tratamento de efluentes de suinocultura com uso de leveduras e adição de fonte de carbono (melaço de beterraba ou sacarose). Três cepas de leveduras, *Candida tropicalis*, *Candida robusta* e *Candida utilis* foram cultivadas em um reator aeróbio em batelada. O estudo demonstrou que a utilização de suplementos de carbono aumentou significativamente a eficiência de remoção de DQO. A cultura de *C. utilis* no tratamento do efluente de suinocultura enriquecido com melaço, obteve

taxas de remoção de 76% de NTK, 60% de DQO e 84% de P. O processo mantinha um TDH de 7 horas e relação alimento/microrganismo (A/M) de 1,73 gDQO/gSSV.d.

Elmaleh *et al.* (1996) investigaram o uso de um reator com leveduras para o tratamento de efluentes com alta concentração de ácidos, da indústria de processamento de alimentos. A espécie *Candida utilis* foi cultivada em um reator contínuo de mistura completa. A alimentação do reator tinha como única fonte de carbono o ácido acético, ácido propiônico ou ácido butírico. O pH foi mantido a 3,5 para impedir qualquer contaminação bacteriana. A remoção de COT foi 97%, apesar da carga orgânica elevada (30 kg COT/m³.d). A taxa de crescimento das leveduras foi similar à taxa de crescimento dos lodos convencionais.

Ezeronye e Okerentugba (1999) utilizaram um biofiltro composto por leveduras e casca de mandioca para tratar efluentes de indústrias de fertilizantes. Uma cultura mista de leveduras obtidas de uma fábrica de vinho foi utilizada, sendo os gêneros predominantes *Saccharomyces*, *Candida* e *Schizosaccharomyces*. A DBO foi reduzida de 1200 - 1400 mg/L para 135 - 404 mg/L e o NTK de 1000 para 10 mg/L.

Arnold *et al.* (2000) estudaram a capacidade da levedura *Candida utilis* crescer e purificar efluentes de silagem. A silagem é produzida por fermentação controlada de uma cultura com alto teor de umidade, como o capim ou milho. Este processo gera um dos principais efluentes agrícolas, o qual é extremamente poluente, apresentando alta concentração de DBO (30-80 g/L) e pH baixo (3,0-4,5). A *Candida utilis* foi capaz de crescer em três amostras de efluentes de silagem com diferentes idades e composição. Altas eficiências de remoção de DQO (74-95%) e fosfato (82-99%) foram obtidas após 24 horas de cultivo.

Kaszycki e Koloczek (2002) estudaram a aplicabilidade da levedura *Hansenula polymorpha* na utilização de derivados de formaldeído. Destacaram que esta levedura metilotrófica utilizada de forma consorciada com lodos bacterianos melhorou substancialmente a eficiência de remoção do formaldeído e seus derivados de águas residuárias industriais. Concluíram também que o tratamento foi mais eficaz em condições ácidas (pH < 5,5).

Rocha *et al.* (2007) investigaram a degradação aeróbia de fenol por leveduras isoladas das águas residuárias de uma refinaria de petróleo do Nordeste Brasileiro. Dentre os isolados as espécies predominantes foram *Candida tropicalis*, *Candida rugosa*, e *Pichia membranaefaciens*. Embora estas cepas fossem capazes de degradar o fenol presente no

efluente na concentração de 7 mg/L, apenas a *C. tropicalis* foi capaz de crescer em meios minerais contendo o fenol como única fonte de carbono, em altas concentrações (500 e 1000 mg/L). Além disto, a *C. tropicalis* liberou uma quantidade significativa de biossurfactante no meio, que segundo o autor foi para minimizar o efeito tóxico da alta concentração de fenol.

Para Morillo *et al.* (2009) algumas leveduras são capazes de reduzir DQO e conteúdo fenólico de efluentes oleosos. Dentre estas, destacam-se as espécies *Geotrichum candidum*, *Candida tropicalis*, *Candida boidinii* e *Saccharomyces* sp.. Giannoutsou *et al.* (2004) e Bleve *et al.* (2011) também investigaram a população de leveduras em efluentes oleosos.

Giannoutsou *et al.* (2004) isolaram leveduras capazes de crescer em “alperujo”, um resíduo da extração do azeite de oliva. Três espécies predominantes foram identificadas, sendo elas *Saccharomyces* sp., *Candida boidinii* e *Geotrichum candidum*. De forma semelhante, Bleve *et al.* (2011) isolaram e identificaram trezentas leveduras em efluentes de cinco fábricas de azeite da Itália. Os principais gêneros encontrados foram *Geotrichum*, *Saccharomyces*, *Pichia*, *Rhodotorula* e *Candida*. Se estes microrganismos conseguem sobreviver e proliferar nestes efluentes oleosos, existe uma grande probabilidade de que eles possuam um sistema que lhes permita metabolizar os compostos presentes neste meio.

Contudo, Gonçalves *et al.* (2009) testaram a capacidade de leveduras lipolíticas alóctones crescerem em meio baseado em águas residuais de fábricas de azeite. O meio oleoso simulado apresentava alta DQO (100 - 200 g/L) e foi suplementado com extrato de levedura e cloreto de amônio. Foram realizados estudos de degradação do óleo em batelada com culturas de *Candida rugosa*, *Candida cylindracea* e *Yarrowia lipolytica*. Todas as cepas foram capazes de crescer no meio oleoso, sem diluição, reduzindo a DQO.

Dan *et al.* (2002) e Wichitsathian *et al.* (2004) apostaram no uso de BRM com leveduras para o tratamento de efluentes com alta salinidade e lixiviado de aterro sanitário, respectivamente. Estes autores demonstraram a viabilidade do uso de leveduras em BRM e os benefícios da aplicação deste sistema.

Dan *et al.* (2002) analisaram o potencial do uso de BRM com leveduras halofílicas e com bactérias para o tratamento de águas residuárias com alta concentração salina e orgânica. Foi utilizada uma água residuária sintética com 5.000 mg/L de DQO (mistura de glicose, extrato de leveduras sulfato de amônio, sulfato de magnésio, entre outros) e 32 g/L de NaCl para

alimentar dois sistemas de BRM submersos, em escala laboratorial, sendo um com biomassa bacteriana (lodo convencional) e outro com leveduras. A biomassa leveduriforme foi obtida por meio de enriquecimento do lodo de um tanque da ETE do efluente salino. O pH do BRM com leveduras foi mantido a 3,5 para impedir a contaminação bacteriana. Houve um aumento contínuo da carga volumétrica. O sistema com leveduras obteve maior remoção de DQO (60-85%), comparado com o de bactérias (40-76%), e suportou maiores relações A/M e cargas volumétricas. Além disto, no sistema com leveduras o aumento da pressão ao longo do tempo foi significativamente menor do que no sistema bacteriano, o que favoreceu uma menor frequência de limpezas químicas.

De forma similar, Wichitsathian *et al.* (2004) investigaram o uso de BRM com bactérias e com leveduras para tratamento de lixiviado de aterro sanitário de idade intermediária. Também foram utilizados módulos de BRM submersos, sendo um com lodo convencional e outro com biomassa leveduriforme, a qual foi enriquecida do lodo da ETE do lixiviado. Não houve uma diferença significativa no desempenho dos dois sistemas em termos de remoção de DQO. Entretanto, o sistema com leveduras obteve maior redução dos compostos de maior peso molecular. E novamente, este sistema, comparado com o de bactérias, demonstrou menor incrustação da membrana. Segundo os autores, a vida útil da membrana no BRM com leveduras foi 2,3 vezes maior do que o BRM com bactérias.

Para Dan *et al.* (2002) e Wichitsathian *et al.* (2004) o lodo de leveduras reduziu a taxa de incrustação da membrana devido às características específicas desta biomassa, como: células grandes, pobre capacidade de adesão e baixa sedimentabilidade, reduzindo a formação de biofilme, baixa viscosidade e baixa produção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS).

Alguns gêneros de fungos filamentosos, destacando *Penicillium*, *Aspergillus*, *Rhizopus*, *Phanerochaete*, *Fusarium*, entre outros, também são conhecidos pela capacidade de degradação de compostos de difícil degradação como fenóis, petróleo bruto, benzeno, HPAs, pesticidas, corantes têxteis, etc. (HARMS *et al.*, 2011; PARK *et al.*, 2011; SHEDBALKAR e JADHAV, 2011). Naturalmente, como os principais biodegradadores da natureza, os fungos se deparam com todo espectro de constituintes orgânicos complexos, principalmente as macromoléculas insolúveis, destacando a celulose, a lignina e a pectina (PELCZAR *et al.*, 1997).

Diversos trabalhos demonstram a aplicação dos fungos filamentosos no tratamento de efluentes. Facó e Santaella (2002) avaliaram o uso das espécies fúngicas *Aspergillus niger* e *Cladosporium herbarum* no tratamento do lixiviado do Aterro Sanitário Oeste (Ceará), o qual estava em operação há nove anos. Estas espécies foram inoculadas em um reator de fluxo contínuo ascendente de crescimento aderido. O lixiviado foi acidificado (pH 5,0) e foi feita a adição de glicose. No TRH de 2 dias foram observadas remoções de DQO de 66%, com adição de glicose, e 34%, sem esta fonte. Já no TRH de 4 dias foram observadas as maiores remoções médias, 84%, considerando a contribuição da glicose, e 65%, desconsiderando. No TRH de 6 dias houve as menores taxas de remoção, 63% com a adição de glicose e 29% sem a fonte de carbono. Para os autores isto pode estar relacionado à sucessão de espécies, um a vez que foi verificado o desaparecimento da espécie inoculada *C. herbarum* e foi detectada, além do *Aspergillus niger*, a presença de bolores do gênero *Rhizopus* e da bactéria *Staphylococcus aureus*, apesar da acidificação do efluente.

De forma similar, Ellouze *et al.* (2008) utilizaram as espécies fúngicas *Trametes trogii*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Lentinus tigrinus* and *Aspergillus Niger* no tratamento do lixiviado de um aterro sanitário da Tunísia, que apresentava alta carga orgânica e elevada concentração de amônia. Os experimentos foram realizados em diferentes concentrações do efluente até a utilização do lixiviado bruto. As eficiências de remoção de DQO, para o *P. chrysosporium*, *T. trogii* and *L. tigrinus*, quando o lixiviado foi diluído 2 vezes, foram de 68, 79 e 90%, respectivamente. Em concentrações mais elevadas de lixiviado, o efluente foi tóxico para estas espécies, o que causou inibição do crescimento. No entanto, a espécie *A. niger* demonstrou tolerância ao lixiviado bruto, apesar de apresentar maior eficiência de remoção de DQO para o lixiviado diluído 2 vezes (77%). Além disto, esta espécie foi ineficiente na remoção de fenóis e hidrocarbonetos.

Nota-se nestes trabalhos que a utilização de espécies fúngicas para o tratamento do lixiviado bruto não possibilitou elevadas eficiências de remoção orgânica. Este fato pode estar relacionado à baixa tolerância dos fungos filamentosos pela amônia conforme relataram Ellouze *et al.* (2009). Desta forma, a inserção de uma etapa de remoção prévia da amônia do lixiviado pode apresentar resultados diferentes, aumentando a eficácia do processo de tratamento.

Kim *et al.* (2003) confirmaram este fato ao avaliar o tratamento de lixiviado utilizando uma etapa prévia para remoção de amônia com zeólitas e o tratamento biológico com o fungo *Phanerochaete chrysosporium*. As zeólitas foram capazes de remover 72% do nitrogênio amoniacal. Isto possibilitou um aumento considerável nas eficiências de remoção do tratamento fúngico de 21 e 31% para 65 e 59% de DQO e cor, respectivamente.

Saccharomyces cerevisiae

Apesar do uso de leveduras para biodegradação de compostos poluentes e tratamento biológico de águas residuárias apresentar extensa aplicação, a utilização da *Saccharomyces cerevisiae* para estes fins, praticamente não é descrita na literatura. Entretanto, os poucos trabalhos relatados demonstram a possibilidade de uso desta espécie para o tratamento de efluentes industriais.

Ali e Sreekrishnan (1999) apud Ali e Sreekrishnan (2000) utilizaram a *S. cerevisiae* no tratamento de águas residuárias da indústria de papel e celulose, conseguindo reduzir o conteúdo de compostos orgânicos halogenados (AOX) e DQO em 64 e 75%, respectivamente.

Petruccioli *et al.* (2002) avaliaram o uso de um reator de lodo ativado *jet-loop* para tratamento de efluentes de vinícolas. O reator foi operado por 12 meses com efluentes de diferentes vinícolas e diferentes épocas do ano, com altas variações de DQO, carga orgânica e TRH. O sistema alcançou taxas de remoção de DQO sempre acima de 90%. Após 185 dias de operação, a população microbiana residual foi estudada e identificada. A maioria dos isolados pertenciam ao gênero *Pseudomonas* e às leveduras *Saccharomyces cerevisiae*.

Begum *et al.* (2003) investigaram a biodegradação de três ésteres de ácido ftálico (PAEs) pela *S. cerevisiae*. Os PAEs são amplamente utilizados na indústria química, se tornando nos últimos anos severos poluentes ambientais. Foi realizado o cultivo da *S. cerevisiae* (10 mg/L - liofilizada) em meios acrescidos com cada PAE (5 mg/L). As taxas de degradação variaram de 62 a 96% no tempo de 72 h.

Najafpour *et al.* (2005) utilizaram a *S. cerevisiae* com crescimento aderido em biodiscos para tratamento de efluentes da indústria de óleo de palma. O TRH foi 55 h e a carga orgânica variou de 38 a 210 gDQO/m².d. Foram obtidas altas taxas de remoção de DBO (91%), DQO

(88%), NTK (80%) e sólidos suspensos totais (89%). A taxa de crescimento específico da *Saccharomyces cerevisiae* foi 0,82 d⁻¹.

3.3.3 Alternativas para destinação do lodo

A produção de células microbianas, como fonte de proteínas, para ração animal vem sendo explorada em função de buscas de alternativas de aumento da quantidade e qualidade da alimentação. Esta produção alternativa de alimentos protéicos elimina as restrições sazonais e de variações climáticas que existem em muitas safras agrícolas. Desta forma, a produção de proteínas de célula única promete resolver o problema de deficiência alimentar no mundo (ARAÚJO, *et al.*, 2009). As tecnologias de produção de proteínas unicelular geralmente envolvem a conversão de subprodutos com baixo valor de mercado, como resíduos, em produtos com valores nutricionais e de mercado agregados (UGALDE e CASTRILLO, 2002).

Dentre os microrganismos que podem substituir os suplementos protéicos convencionais como fonte de proteína unicelular, destacam-se as leveduras. Estes organismos são reconhecidos como fonte protéica de alto valor e uma grande reserva natural de vitaminas do complexo B. Além disto, possuem valores nutritivos em termos de digestibilidade, em torno de 87% (ARAÚJO, *et al.*, 2009). As *S. cerevisiae* são as leveduras mais atrativas para a produção comercial de proteínas, também em virtude da fácil disponibilidade e não toxicidade ao homem. Além do alto conteúdo protéico (TAB. 3.6) a *S. cerevisiae* apresenta um bom balanceamento de aminoácidos.

Tabela 3.6: Composição química da levedura *S. cerevisiae*.

<i>Parâmetros</i>	<i>Composição (%)</i>
Umidade	10 – 8
Proteína Bruta	29 – 38
Extrato Etéreo	1 – 0,8
Material Mineral	5 – 4,5
Fibra Bruta	0,3 – 0,8
Extrato não nitrogenado	55 – 46

Fonte: adaptado de Araújo, *et al.* (2009).

A produção de cerveja e outras bebidas destiladas apresentam dentre outros subprodutos, uma grande quantidade de biomassa da levedura utilizada no processo de fermentação. Em geral, este resíduo é destinado para as indústrias de fabricação de ração animal, ou para uso direto na agroindústria, como fonte de proteína unicelular (UGALDE e CASTRILLO, 2002). Do

mesmo modo, o lodo de levedura, descartado do processo de tratamento biológico de efluentes, após lavagem e secagem, poderia ser destinado, com valor de mercado agregado, para indústrias do setor agropecuário. Entretanto, esta possibilidade apenas é viável, após uma verificação rigorosa do conteúdo de compostos tóxicos residuais presentes no lodo.

Zhang *et al.* (2005) desenvolveram um biorreator “*airlift-loop*” com a levedura *Candida tropicalis* imobilizada, para o tratamento de efluentes com alto teor de carboidratos e produção de proteína unicelular simultaneamente. A cinética de remoção da DQO variou com as mudanças de temperatura, pH, taxa de aeração e adição de fonte de nitrogênio. Contudo, os autores concluíram que o biorreator suportou e permitiu uma densa acumulação de biomassa, gerando grande quantidade de proteína unicelular.

3.4 Incrustação de membranas em BRM

A incrustação das membranas é uma das principais limitações do processo de separação por membranas. Este fenômeno provoca redução do fluxo permeado, alto consumo de energia e elevada frequência de limpezas, com conseqüente redução da vida útil da membrana, o que aumenta os custos operacionais (MENG *et al.*, 2009). A incrustação ocorre como uma conseqüência da interação entre a membrana e os componentes do líquido reacional durante o processo de separação, sendo um fenômeno complexo que envolve diversas causas (WANG *et al.*, 2007).

A compreensão dos mecanismos de incrustação das membranas em BRM não é completamente consolidada na literatura (YANG *et al.*, 2006). Entretanto, atribui-se este fenômeno aos parâmetros relacionados às características da membrana (material, porosidade, tamanho de poro, rugosidade e hidrofobicidade), às características da alimentação/biomassa (natureza do efluente, concentração de poluentes, concentração de SSV, viscosidade, temperatura, oxigênio dissolvido, tamanho e estrutura dos flocos, hidrofobicidade, EPS, SMP e outros), e às condições operacionais (fluxo ou pressão de operação, aeração, velocidade tangencial, limpezas, TDH, idade do lodo e outros) (CHANG *et al.*, 2002; ORANTES, *et al.*, 2006; DREWS, 2010).

Em BRM a incrustação causada pela formação do biofilme e/ou adesão de produtos do metabolismo da biomassa à superfície das membranas, conhecida como *biofouling*, pode ser considerada a mais proeminente (RAMESH e LEE, 2006). No entanto, compostos orgânicos

como proteínas e carboidratos também podem representar uma parcela importante. Já a incrustação por compostos inorgânicos em BRM, em geral é pequena, pois estes compostos estão presentes em pequena quantidade e são suficientemente pequenos para passarem pelos poros das membranas (SILVA, 2009). Entretanto, segundo Meng *et al.* (2007) a incrustação inorgânica pode ser relevante para a estrutura da torta formada na superfície da membrana, uma vez que a interação entre a biomassa e íons presentes na alimentação pode formar flocos que contribuem para a compactação da torta.

Várias técnicas podem ser utilizadas para controlar e reduzir a incrustação nas membranas em BRM, destacando o ajuste das características do líquido reacional e otimização dos parâmetros operacionais, tais como fluxo permeado, intensidade de aeração, retrolavagem e limpezas químicas (AMARAL, 2009). Entretanto, o controle e a redução da incrustação em BRM somente serão eficazes após a caracterização e a compreensão dos mecanismos de incrustação durante a filtração.

3.4.1 Mecanismos de incrustação

Os principais fenômenos que contribuem com a incrustação em BRM são: adsorção de solutos na membrana, bloqueio total ou parcial dos poros por colóides e solutos e a formação de torta, principalmente devido ao crescimento de biofilme, na superfície da membrana.

O aumento da diferença de pressão através da membrana, ou a redução do fluxo permeado, em BRM operados com fluxo constante, e com pressão constante, respectivamente, ocorre mesmo em condições de filtração subcríticas (CHO e FANE, 2002). O desenvolvimento de incrustação na membrana acontece a partir do momento em que o módulo entra em contato com o líquido reacional, pelo fenômeno de adsorção de solutos na membrana, que ocorre de forma passiva. Entretanto, é o processo de filtração que leva à incrustação, propriamente dita, provocando o aumento da pressão ou a redução do fluxo permeado com o tempo.

No entanto, a taxa de incrustação não é constante ao longo do tempo, sendo observados dois períodos distintos, para BRM operando com fluxo constante (OGNIER *et al.*, 2004). Um período inicial, durante o qual ocorre um lento aumento da diferença de pressão através da membrana, o que corresponde aos processos de adsorção, bloqueio de poros e início de formação de biofilme, alterando as características da superfície da membrana. E um segundo estágio, em que ocorre um rápido aumento da pressão e perda da permeabilidade da

membrana, decorrente da alta retenção de moléculas nos poros e na superfície da membrana, e da formação de uma torta densa e compactada (ZANG *et al.* 2006; JUDD, 2006,).

Este fato foi comprovado por Orantes *et al.* (2006) que verificaram a variação do aumento da pressão durante a operação de um BRM. Foi observado que durante os primeiros 21 dias de operação, a pressão aumentou apenas de 0,2 a 0,25 bar, e após este período, a variação da pressão foi de 0,25 a 0,55 bar em cerca de oito dias.

De acordo com Ognier *et al.* (2004) no segundo período a resposta hidráulica do sistema é próxima à observada em condições de filtração críticas ou supracríticas. Além disto, os autores sugeriram que a incrustação que ocorre no primeiro estágio é irreversível, enquanto a incrustação do segundo estágio é reversível, onde a permeabilidade pode ser recuperada através de limpeza química.

Um conceito que pode auxiliar no entendimento da rápida perda de permeabilidade no segundo período, é o de fluxo local. Segundo vários autores, quando o BRM é operado com fluxo constante, a perda de área efetiva de filtração, devido às deposições de moléculas na membrana, altera o fluxo local, que aumenta nos poros abertos remanescentes, podendo chegar a valores superiores ao fluxo crítico (CHO e FANE, 2002; OGNIER *et al.*, 2004).

A resistência à filtração é altamente influenciada pelas diferentes causas de incrustação. A resistência total inclui a resistência da membrana, governada pelas características intrínsecas da membrana, e as resistências da adsorção, do bloqueio de poros e da formação da torta. Segundo Lee *et al.* (2001), em BRM com módulos submersos, as resistências da membrana, da formação da torta e do bloqueio de poros correspondem a 12, 80 e 8% da resistência total, respectivamente. Meng *et al.* (2007) encontraram valores similares, em um estudo utilizando BRM com módulo submerso. Observaram que as resistências da membrana, da formação da torta e do bloqueio de poros corresponderam a aproximadamente, 9%, 84% e 7% da resistência total, respectivamente.

3.4.1.1 Relação das características do líquido reacional com a incrustação

Os BRM submersos se caracterizam pela presença da membrana no líquido reacional, estando em contato direto com o efluente tratado, a suspensão biológica e os biopolímeros liberados pela biomassa. O desenvolvimento e a taxa de incrustação da membrana são fortemente influenciados por todos estes componentes. Dentre as características do líquido reacional que

atuam na incrustação destacam-se: as EPS e os SMP, a concentração e as características da biomassa, tais como estrutura e tamanho dos flocos. Dessa forma será feita uma discussão especial destes itens a seguir.

EPS e SMP

As substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e os produtos microbianos solúveis (SMP) são advindos do metabolismo celular microbiano. Nos últimos anos, diversos estudos tem verificado que estes compostos são os fatores que mais afetam a incrustação de membranas em BRM. (LE-CLECH *et al.*, 2006; RAMESH e LEE, 2006; MENG *et al.*, 2009; DREWS, 2010).

As EPS são produzidas pelos microrganismos para a formação de biofilmes e dos flocos microbianos. São grandes moléculas poliméricas, sendo os principais componentes da matriz que envolve as células microbianas. Em geral, consistem de compostos insolúveis, tais como, polímeros capsulares, géis condensados e outros compostos orgânicos agregados, o que configura uma “fração ligada”, associada à fase sólida (LAPISDOU e RITTMANN, 2002). No entanto, para alguns autores, as EPS contém uma fração solúvel que é composta por macromoléculas solúveis e colóides (WANG *et al.*, 2009).

Estas substâncias são liberadas no meio, através de secreção ativa da célula microbiana ou lise celular (LE-CLECH *et al.*, 2006). As funções das EPS são múltiplas e incluem: agregação celular em flocos e biofilmes microbianos e estabilização dos mesmos, adesão a superfícies, formação de uma barreira protetora contra substâncias nocivas, retenção de água, sorção de compostos orgânicos exógenos para acumulação de nutrientes do meio, acumulação de enzimas para uso celular, tal como digestão de macromoléculas exógenas e comunicação celular. As EPS permitem as comunidades de microrganismos viverem em uma alta densidade celular e de forma estável (LAPISDOU e RITTMANN, 2002).

Os SMP podem ser definidos como componentes celulares que são liberados durante a lise celular ou em resposta a alguma condição ambiental, ou ainda são excretados pela célula microbiana como forma de auxiliar na utilização de substratos. São geralmente biodegradáveis e solúveis, correspondendo a maior parte da matéria orgânica presente no efluente de processos biológicos (DREWS, 2008). Além disto, segundo Barker e Stuckey (1999) alguns SMP podem apresentar certas características como propriedades quelantes de

metais e toxicidade, o que pode afetar a atividade microbiana. De acordo com alguns autores, os SMP podem ser subdivididos em duas categorias: os produtos associados à utilização de substratos (UPA), que são produzidos diretamente durante o metabolismo celular, e os produtos associados à biomassa (BAP), que são liberados durante o decaimento do lodo (LAPISDOU e RITTMANN, 2002; RAMESH e LEE, 2006).

Alguns autores consideram que os SMP seriam na realidade, a fração solúvel das EPS, fato questionado primeiramente por Lapidou e Rittmann (2002). Assim, o uso dos termos “EPS livre” e “EPS ligado” torna-se frequente em alguns trabalhos, principalmente nos mais recentes, tais como, Meng *et al.* (2009); Wang *et al.* (2009); Drews (2010); Pan *et al.* (2010); Entretanto, mesmo após a apresentação da teoria de Lapidou e Rittmann (2002), ainda houve autores que continuaram a considerar os SMP como uma classe de substância diferente das EPS (RAMESH e LEE, 2006; NUENGJAMNONG *et al.*, 2005; JEONG *et al.*, 2007; LIANG *et al.*, 2007).

Neste trabalho considerou-se como EPS o material polimérico associado aos flocos biológicos, e como SMP o material solúvel ou disperso na forma de colóides no líquido reacional, conforme definido por Aquino *et al.* (2006) e utilizado por Andrade (2011).

A produção de EPS e SMP além de contribuir com a incrustação de membranas em BRM aumenta a carga orgânica do efluente final. Em geral, tanto EPS quanto SMP apresentam como principais constituintes polissacarídeos e proteínas (JANG *et al.*, 2007; MEHREZ *et al.* 2007). Desta forma, a caracterização de EPS e SMP se baseia quase que exclusivamente na quantificação destes compostos. No entanto, outras classes orgânicas também podem estar presentes, tais como: ácidos nucleicos, lipídeos e substâncias húmicas (RAMESH e LEE, 2006; DREWS *et al.* 2006; DVORÁK *et al.* 2011). Diversos estudos se dedicaram a avaliação da composição e estrutura das EPS e dos SMP.

Wang *et al.* (2009) ao utilizar um BRM para tratamento de esgoto doméstico, investigaram os componentes e as propriedades das EPS “ligadas”, além do seu papel na incrustação de membranas em BRM. Utilizaram diversas tecnologias, tais como: estado de oxidação médio de carbonos orgânicos (MOS), espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FT-IR), espectroscopia tridimensional de fluorescência matriz excitação-emissão (EEM) e cromatografia de filtração em gel (GFC). Concluíram que a maioria dos componentes das EPS são carboidratos e proteínas, entretanto ainda estão presentes em concentração

considerável os ácidos húmicos. Além disto, a análise de cromatografia demonstrou que as EPS são compostas, em sua maioria, por moléculas com alta massa molar (até 10.000 kDa), embora tenha demonstrado uma distribuição de peso molecular mais ampla que a alimentação.

De forma similar, Mehrez *et al.* (2007) relataram que a composição das EPS pode variar, de acordo com os microrganismos envolvidos, as condições ambientais e/ou operacionais e as características da alimentação, entretanto os principais componentes ainda são carboidratos e proteínas. Jarusutthirak e Amy (2006) em um estudo sobre a composição dos SMP por meio da técnica de FT-IR, chegaram às mesmas conclusões.

Mais recentemente, Dvorák *et al.* (2011) avaliaram a produção de EPS e SMP em duas plantas pilotos de BRM com módulos de membrana submersos (fibra oca e placa e quadro). As substâncias húmicas foram identificadas como os principais componentes das EPS (> 34%) em ambas as plantas, no entanto, também foram observados polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos. Já nos SMP, os carboidratos foram os principais compostos (cerca de 60%) retidos pela membrana, também em ambas as plantas. Os polissacarídeos foram identificados como os componentes que apresentaram maior tendência de incrustação de membranas. Neste trabalho, como na maioria relacionados à concentração de EPS e SMP em BRM, a extração de EPS foi realizada pelo método de extração termal (MORGAN *et al.*, 1990) e os SMP foram obtidos do sobrenadante por meio de sedimentação gravitacional. A quantificação de proteínas foi pelo método de Lowry *et al.* (1951), de carboidratos por Dubois *et al.* (1956) e substâncias húmicas por Frolund *et al.* (1995).

Os carboidratos e proteínas são os componentes das EPS e dos SMP mais importantes para a incrustação de membranas em BRM (DREWS, 2010; LIANG *et al.*, 2007). Desta forma, a quantificação destas substâncias, nas frações de EPS e SMP, pode auxiliar na compreensão e até predição do fenômeno de incrustação das membranas em BRM. Visto que as concentrações de carboidratos e proteínas das EPS e SMP podem ser correlacionadas com a taxa de redução de fluxo permeado.

Os métodos mais usados para a determinação de carboidratos e proteínas são Dubois *et al.* (1956) e Lowry *et al.* (1951), respectivamente. No entanto, segundo De La Torre *et al.* (2008) existe uma classe de substâncias, os polímeros transparentes extracelulares (TEP), compostos por uma fração específica de polissacarídeos, que não pode ser detectada pelo método de

Dubois. Isto indica que esta fração de polissacarídeos é diferente das normalmente estudadas no tratamento de efluentes por processos biológicos. De La Torre *et al.* (2008) sugeriram que os TEP podem estar fortemente relacionados à incrustação de membranas em BRM, sendo mais relevantes que as proteínas e os carboidratos (determinados pelo método de Dubois). Os autores quantificaram a concentração de TEP em dois BRM, utilizados para tratamento de esgoto doméstico, e obtiveram boas correlações entre a concentração de TEP e outros parâmetros indicativos de incrustação, como fluxo crítico.

Os TEP são polissacarídeos com grandes cadeias moleculares que estão presentes em quantidades elevadas nas águas salinas. O método capaz de detectar esta classe é a coloração com azul de alcian, um corante catiónico que se liga a mucopolissacarídeos ácidos. A comparação do método de Dubois e a coloração com o azul de alcian foi realizada por Drews (2010), em geral, considerando uma aproximação linear, a concentração de TEP é aproximadamente o dobro da concentração de carboidratos. A autora ainda demonstrou as vantagens do método de avaliação de TEP sobre o método de Dubois, onde destacam-se a simplicidade e a não utilização de compostos tóxicos e ácidos fortes.

Em relação à distribuição de massa molar, os SMP apresentam moléculas com um amplo espectro de peso molecular, no entanto a maioria apresenta massa molar moderada ou elevada (PAN *et al.*, 2010). Lee *et al.* (2003) estudaram a distribuição de peso molecular do sobrenadante de BRM e observaram uma baixa fração de compostos com pequena massa molar, em comparação com os compostos de massa molar intermediária e grande. Já Jang *et al.* (2007) investigaram as características dos SMP em um BRM com módulo submerso, e relataram que a distribuição de massa molar de proteínas e carboidratos, quando convertidos para DQO, demonstrou uma via bimodal (menor que 1kDa ou maior que 10kDa). Esta distribuição de massa molar bimodal foi proposta por Barker e Stuckey (1999). As EPS já são compostas, em sua maioria, por macromoléculas, com elevado peso molecular, apresentando uma faixa de distribuição que pode variar de 10 a 10.000 kDa (WANG *et al.*, 2009; JANG *et al.*, 2007).

Quanto à hidrofobicidade, Liang *et al.* (2007) encontraram que os SMP são compostos em sua maioria por substâncias hidrofóbicas. Jang *et al.* (2007) notaram que a hidrofobicidade de proteínas e carboidratos dos SMP foi afetada principalmente pelas características da alimentação. Para as EPS, Le-Clech *et al.* (2006) observaram que a parcela de proteínas

geralmente apresenta uma tendência hidrofóbica, já a fração de carboidratos é mais hidrofílica.

Atualmente, não existe nenhum método padrão de extração de EPS, isto dificulta a comparação entre as diferentes pesquisas. Segundo Le-Clech *et al.* (2006) os estudos sobre a quantificação e os efeitos das EPS na incrustação de membranas estão intimamente relacionados ao método de extração destas substâncias. Liu e Fang (2003) observaram que a concentração de EPS extraída varia consideravelmente dependendo do método de extração utilizado. Existem diversos métodos, que incluem resina de troca catiônica, tratamento térmico, extração com formaldeído, entre outros. Le-Clech *et al.* (2006) compararam várias técnicas de extração, sob diversas condições para avaliação de eficácia, onde os resultados revelaram que a extração com o formaldeído foi a mais eficaz. Já Domínguez *et al.* (2010) concluíram que a extração com resina de troca catiônica é a mais eficiente, seguido pelos métodos de extração com formaldeído mais NaOH, formaldeído mais NaOH com sonificação e por último tratamento térmico. No entanto, devido a sua simplicidade, os métodos termais são os mais utilizados.

Apesar do grande número de pesquisas nos últimos anos, o conhecimento da relação EPS/SMP com a incrustação de membranas em BRM ainda é incipiente. Isto porque a caracterização destas substâncias, bem como os mecanismos que propiciam a incrustação são complexos (MENG *et al.*, 2009; DREWS, 2010). Há um consenso geral entre os diversos autores que tanto as EPS, quanto os SMP, estão associados com a incrustação de membranas em BRM. No entanto, ainda há divergência entre as várias pesquisas, sobre qual composto é o principal incrustante. Além disto, alguns trabalhos relatam que pode não existir relação entre SMP/EPS e a incrustação, sendo esta dependente de outros fatores, tais como condições operacionais, características da alimentação e outras características do lodo (DREW, 2010).

Para Ramesh e Lee (2006) e Wang *et al.* (2009) as EPS são as principais incrustantes de membranas em BRM, uma vez que estas substâncias são fortemente relacionadas ao declínio do fluxo permeado com o tempo. Como observado, as EPS são o componente principal de formação do biofilme microbiano, e conseqüentemente, de formação da torta na superfície da membrana, a qual se torna uma barreira para o fluxo permeado (LE-CLECH *et al.* 2006).

Wang *et al.* (2009) observaram durante a operação do BRM, que as EPS ‘ligadas’ apresentaram um correlação positiva com os parâmetros de caracterização da incrustação da

membrana. O aumento da concentração de EPS proporcionou uma maior resistência específica da torta e uma redução da filtrabilidade do lodo. Além disto, a associação da concentração de EPS com a taxa de variação da pressão transmembrana, demonstrou um grande efeito destas substâncias na incrustação da membrana. Os autores atribuíram aos biopolímeros a incrustação por formação de torta e bloqueio de poros.

Drews (2010) em uma intensa revisão sobre com a incrustação de membranas em BRM, destacou que os SMP talvez sejam a principal fração do líquido reacional associada com a incrustação da membrana. No entanto, segundo a autora, a contribuição dos SMP para a incrustação, pode variar amplamente (de 20 a 90% da resistência total) devido as diferentes condições de operação e da biomassa. Devido à ampla faixa de tamanho das moléculas de SMP, estes compostos podem ser adsorvidos na membrana, provocarem bloqueio de poros ou se associarem a formação do biofilme ou torta, consolidando um impedimento à permeação e propiciando uma queda do fluxo permeado com o tempo (LE-CLECH *et al.* 2006).

De toda forma, tanto os SMP quanto as EPS (solúveis e ligadas) são os fatores que se destacam, quando a questão é a incrustação de membranas em BRM submersos. A produção de EPS e SMP pode ser afetada por diversos parâmetros operacionais, tais como: a idade do lodo, o tempo de detenção hidráulica, as características da alimentação, a carga orgânica, a relação alimento/microrganismo, a concentração da biomassa, a temperatura, o tipo de reator, entre outros (PAN *et al.*, 2010; WANG *et al.*, 2009). Além disto, operação instável, como alimentação intermitente, retirada de lodo irregular e variação no fornecimento de oxigênio são considerados fatores adicionais que levam a um aumento na concentração de EPS e SMP (DREWS *et al.*, 2006; DREWS *et al.*, 2008).

Nos últimos anos, diversos estudos avaliaram a relação do tempo de retenção de sólidos (TRS) ou idade do lodo com a concentração de EPS e SMP em BRM. Meng *et al.*(2009) relataram que a idade do lodo tem sido o parâmetro que mais influencia a concentração de SMP e EPS em BRM. A maioria dos pesquisadores tem observado uma relação inversa destes parâmetros, ou seja, quanto maior a idade do lodo, menor a produção de EPS e SMP. Em termos de propensão a incrustação, vários trabalhos demonstraram menor taxa de incrustação em idades do lodo maiores. Entretanto, alguns estudos demonstraram resultados divergentes.

Pan *et al.* (2010) verificaram que a concentração de SMP reduziu quando a idade do lodo foi aumentada de 10 para 30 dias. Liang *et al.* (2007) observaram o mesmo comportamento ao

avaliar a concentração e as características dos SMP em diferentes idades do lodo (10, 20 e 40 dias) em um BRM de escala laboratorial. Já Nuengjamnong *et al.* (2005) estudaram a produção das EPS em dois BRM com diferentes idades do lodo (25 e 250 dias), operando com fluxo permeado constante. A concentração média de EPS no BRM com idade do lodo de 25 dias foi 4,8mg/gSSV, enquanto que no BRM com idade do lodo de 250 dias foi 2,17mg/gSSV. Além disto, a torta, formada na superfície da membrana, foi mais facilmente removível pelos procedimentos de limpeza física e química, no BRM com idade do lodo de 250 dias.

Em contrapartida, Wu *et al.* (2011) observaram que a concentração de EPS aumentou com o aumento da idade de lodo de 10 para 30 dias e posteriormente para uma idade de lodo “infinita”, embora os autores tenham verificado que a concentração de SMP diminuiu com estas modificações. Foi observada ainda, uma taxa de incrustação quase duas vezes maior para a idade de lodo infinita que para 10 e 30 dias, principalmente devido a maior concentração de EPS.

A relação dos SMP com a carga orgânica foi investigada por Jeong *et al.* (2007). Foram empregados dois BRM com diferentes cargas orgânicas (0,37 e 0,9 kgCOT/m³.d). A taxa de produção de SMP no BRM com maior carga foi 0,0071L/d, maior que a taxa de produção do biorreator com menor carga, que foi 0,0056 L/d. O fluxo permeado foi mantido por 35 dias no BRM com a menor carga orgânica e no outro sistema, o fluxo foi mantido por um tempo menor, cerca de 20 dias.

De forma similar à carga orgânica, a relação alimento/microrganismo pode ser correlacionada de forma positiva com a concentração de SMP e EPS no líquido reacional. Jang *et al.* (2007) e Dvorák *et al.* (2011) observaram em seus trabalhos um aumento da produção de EPS com o aumento da relação A/M. Rosenberger e Kraume (2002) notaram o mesmo padrão para a concentração de SMP.

A operação de BRM em ambientes com baixas temperaturas foi verificada por alguns autores como um fator negativo para a concentração de EPS e SMP, uma vez que a redução da temperatura pode levar a um aumento da produção destes compostos (MENG *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2009).

Variações na concentração de oxigênio e nutrientes podem afetar a taxa de absorção de EPS, e assim a sua concentração no BRM (DREWS *et al.* 2006). Além disto, baixos níveis de oxigênio podem provocar a deterioração do floco microbiano, o que acarreta um aumento da concentração de SMP no líquido reacional (DREWS, 2010). Outra forma de estresse que pode aumentar a concentração de EPS em BRM é o aumento da taxa de cisalhamento e turbulência imposta aos flocos microbianos (WANG *et al.* 2009).

Dan *et al.* (2002) e Wichitsathian *et al.* (2004) que compararam o uso de BRM com leveduras e com lodo convencional, observaram menores taxas de incrustação nos sistemas leveduriformes. Os autores atribuíram este fato, dentre outros fatores, à menor produção de EPS ao longo da operação dos BRM, nos sistemas com lodo de leveduras. Para estes pesquisadores, ao contrário da floculação causada por biopolímeros no processo de lodos ativados, a formação de flocos de levedura é realizada pelo inter-enrolamento físico dos micélios/pseudomicélios das leveduras, isto justifica a baixa concentração de EPS nos sistemas de BRM com estes microrganismos.

Por fim, os parâmetros e condições que afetam a produção de EPS e SMP em BRM devem ser considerados de forma interrelacionada, uma vez que várias interações ocorrem nas diferentes condições operacionais e ambientais. Assim, um efeito observado para um parâmetro individualmente, pode ser diferente, até mesmo oposto, quando este é associado a outras condições (DREWS, 2010).

Concentração e características da biomassa

Em BRM as propriedades do líquido reacional influenciam fortemente a incrustação das membranas. Parâmetros como a concentração da biomassa, medida por meio da concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV), a concentração de colóides e compostos solúveis, tamanho do floco biológico, hidrofobicidade da superfície do floco e a viscosidade do lodo podem ser associados ao fenômeno de incrustação das membranas em BRM (RAMESH e LEE, 2006; LE-CLECH *et al.*, 2006; WU e HUANG, 2009). Muitos estudos têm sido realizados, na tentativa de entender os efeitos das características do lodo na incrustação.

A concentração da biomassa (SSV) nos sistemas biológicos convencionais é limitada, uma vez que a eficiência do tratamento de efluentes destes sistemas depende da separação, via sedimentação, da matéria suspensa do efluente tratado. Para isto, são necessários grandes

decantadores, que geram elevadas quantidades de lodo em excesso, o qual deve ser disposto de forma adequada, ocasionando custos representativos para o sistema. É neste contexto que os BRM se tornam interessantes, pois os decantadores secundários podem ser substituídos pelas membranas de micro ou ultrafiltração, permitindo a operação com uma concentração de biomassa mais elevada e conseqüentemente a produção de uma efluente final de melhor qualidade. Além disto, há menor produção de biomassa, o que proporciona uma redução nos gastos com a disposição final do lodo (DEFRANCE *et al.*, 2000).

No entanto, elevadas concentrações de SSV podem afetar o desempenho da membrana (TRUSSELL *et al.*, 2007). A literatura não apresenta de forma clara, os fatores complexos que influenciam a permeabilidade da membrana em altas concentrações de SSV. Vários estudos dos efeitos da concentração da biomassa na incrustação das membranas, em BRM, têm sido publicados, entretanto, os resultados obtidos não foram consensuais, muitas vezes, se mostraram contraditórios (LE-CLECH *et al.*, 2006). Isto demonstra a complexidade da interação da concentração de SSV com a incrustação da membrana.

Alguns autores encontram uma relação positiva entre a concentração de SSV e os parâmetros de incrustação da membrana, ou seja, um aumento na concentração de SSV eleva a quantidade de material depositado sobre a membrana, aumentando a resistência da torta e reduzindo a permeabilidade da membrana (DEFRANCE *et al.*, 2000; MENG *et al.*, 2006; TRUSSELL *et al.*, 2007). Outros autores observaram o efeito contrário, o aumento da concentração de SSV proporcionou uma redução da taxa de incrustação (LEE *et al.*, 2001; LI *et al.*, 2008). Nestes trabalhos este fato foi justificado pela rápida formação de uma camada de torta na membrana, em elevadas concentrações de SSV, que atuou como uma camada protetora da membrana. Isto impediu que os colóides e os solutos orgânicos fossem adsorvidos na superfície ou nos poros da membrana, o que provocaria uma incrustação mais intensa que a própria torta (LE-CLECH *et al.*, 2006; LI *et al.*, 2008). E ainda um terceiro grupo de pesquisadores não observaram impacto significativo da variação da concentração de SSV na taxa de incrustação da membrana (LE-CLECH *et al.*, 2003 a; HONG *et al.*, 2002; LESJEAN *et al.*, 2005).

Meng *et al.* (2006) ao examinar a influência das propriedades do lodo na incrustação de BRM, concluíram que a concentração de SSV tem uma relação exponencial com o aumento da resistência da membrana. Além disto, os autores descreveram a concentração de SSV, a

distribuição do tamanho de partículas e a concentração de EPS como os fatores que predominantemente afetam a incrustação das membranas durante a filtração em uma suspensão biológica. Trussell *et al.* (2007) também observaram uma relação inversa da concentração de SSV e a permeabilidade da membrana. O aumento da concentração de SSV de 8 para 18 g/L aumentou a taxa de incrustação, provocando o declínio da permeabilidade da membrana.

De forma contraditória, Li *et al.* (2008), também ao investigar o impacto das propriedades do lodo na incrustação de membranas, relataram que a concentração de SSV é inversamente correlacionada com a taxa de incrustação. Neste estudo, os autores verificaram que o aumento da concentração de sólidos de 3 para 8 g/L, reduziu a deposição de moléculas na superfície e no interior membrana, o que aumentou a permeabilidade da membrana. Anteriormente, Lee *et al.* (2001), ao avaliar a taxa de incrustação em dois BRM, um com crescimento aderido e outro em suspensão, observaram que, inesperadamente, a taxa de aumento da pressão para um fluxo permeado constante foi 7 vezes maior para o primeiro sistema. Para os autores, o crescimento aderido possibilitou maior adsorção de pequenas partículas na membrana.

Em outro trabalho sobre o comportamento do lodo com crescimento aderido e em suspensão na incrustação de membranas, realizado por Sombatsompop *et al.* (2006), os resultados encontrados foram diferentes. Sombatsompop *et al.* (2006) também avaliaram dois BRM, um com crescimento aderido e outro em suspensão, porém em três concentrações de SSV diferentes. No BRM com crescimento suspenso, o aumento da concentração de 6, 10 e 15 g/L levou ao aumento da resistência total da membrana de 35, 43 e 54 $\times 10^{12} \text{m}^{-1}$ respectivamente, sendo a resistência da torta responsável por cerca de 95% em todas as concentrações de sólidos. No BRM com crescimento aderido, nas mesmas concentrações de SSV, as resistências foram respectivamente de 2,0, 2,5 e 17,0 $\times 10^{12} \text{m}^{-1}$. A torta foi responsável pela maior parte da resistência total (82%) apenas na concentração de SSV de 15 g/L. Na concentração de 6 e 10 g/L as resistências de bloqueio de poros e adsorção foram as predominantes (39 e 42% respectivamente), sendo as resistências da torta e da membrana cerca de 30% cada.

Le-Clech *et al.* (2003 a) e Wu e Huang (2009) observaram que a concentração de SSV somente afetou a incrustação da membrana acima de um certo valor. Le-Clech *et al.* (2003 a) não encontraram nenhuma diferença significativa no fluxo crítico, alterando a concentração

de SSV de 4 g/L para 8 g/L, entretanto, quando esse valor passou para 12 g/L, foi observada elevação no fluxo crítico, possivelmente devido a formação da membrana dinâmica. Wu e Huang (2009) também não encontraram diferença significativa na permeabilidade da membrana em concentrações de SSV menores que 10 g/L, no entanto, ao contrário de Le-Clech *et al.* (2003 a), o aumento da concentração de SSV (>10 g/L) teve um impacto negativo na incrustação da membrana.

Outras características da biomassa devem ser consideradas para melhor entendimento da interação da concentração de SSV com os parâmetros associados à incrustação. Orantes *et al.* (2006) relata que o aumento da concentração de SSV quando associado com a mudança no tamanho médio do floco, ou com a produção de EPS, entre outros, facilita a compreensão do efeito na permeabilidade da membrana e no fluxo crítico.

Um tendência da relação da concentração de SSV com a incrustação foi descrita por Rosenberger *et al.* (2005). Os autores relataram que geralmente concentrações de SSV até cerca de 6 g/L reduzem a taxa de incrustação, que concentrações intermediárias (8 a 12 g/L) não apresentam impacto significativo no desempenho da membrana, e que altas concentrações (> 15 g/L) aumentam a incrustação. Todavia, esta tendência não pode ser aplicada para todos os casos, alguns trabalhos apresentaram resultados divergentes das faixas de concentrações de SSV propostas por Rosenberger *et al.* (2005). Anteriormente, Lubbecke *et al.* (1995) descreveram a existência de um limiar da concentração de SSV (cerca de 30 g/L), acima do qual, este parâmetro apresentaria uma influência negativa para a permeabilidade da membrana. Já, recentemente, Lousada-Ferreira *et al.* (2010) indicaram que a concentração crítica de SSV é específica para cada BRM, de acordo com as características do lodo, no entanto, observaram que, nas condições avaliadas, esta concentração seria de 10 g/L.

A falta de uma clara relação entre a concentração de SSV e os fatores associados à incrustação demonstra que este parâmetro, sozinho, é um indicador insuficiente da propensão de incrustação da biomassa (LE-CLECH *et al.*, 2006).

O lodo ativado pode ser fracionado em três componentes idealizados segundo Fan e Zhou (2007): sólidos em suspensão, colóides e solutos, baseado no tamanho das partículas. Esta abordagem geralmente tem sido aplicada considerando a contribuição de cada fração na incrustação da membrana em BRM. A interação destas frações com as condições operacionais

são numerosas e incluem o tipo de alimentação, a permeabilidade da membrana, o tamanho médio das partículas e as condições hidrodinâmicas (LE-CLECH *et al.*, 2006).

Fan e Zhou (2007) concluíram que, sob condições típicas de aeração, em BRM utilizados para o tratamento de efluentes domésticos, a concentração de sólidos em suspensão tem pouco impacto direto no fluxo crítico. Já a fração coloidal, quantificada em termos de carbono orgânico total coloidal, apresentou um papel predominante no primeiro estágio da incrustação. Também foi observada uma relação inversa do fluxo crítico com a concentração de solutos, em termos de carboidratos. Farquharson e Zhou (2010) também chegaram às mesmas conclusões ao examinar os efeitos das características do lodo na taxa de incrustação. Foram utilizadas diversas amostras de lodo, coletadas de plantas de BRM, em escala piloto, operadas sob diferentes condições.

De forma contrária, Defrance *et al.* (2000) ao investigar a contribuição das várias frações do lodo na incrustação da membrana em um BRM tratando efluentes domésticos, encontraram que a fração de sólidos apresentou uma contribuição relativa para a resistência da membrana à filtração de 65%, maior que as frações de colóides (30%) e moléculas dissolvidas (5%). Entretanto, o fluxo permeado não reduziu significativamente com o aumento da concentração de SSV de 2 para 6 g/L.

O tamanho do floco biológico, a viscosidade dinâmica do lodo e a hidrofobicidade da superfície do floco também devem ser considerados como fatores do líquido reacional que afetam a taxa de incrustação da membrana, em BRM. Bem como, as características intrínsecas da biomassa, destacando os grupos microbianos e a morfologia celular (MENG *et al.*, 2006; TIAN *et al.*, 2011).

Em BRM a agregação de células microbianas e a formação de flocos grandes é um elemento significativo para a efetiva separação da biomassa em suspensão do efluente tratado, embora seja mais crítica para os processos de lodos ativados. Em termos de tamanho de flocos, a biomassa suspensa em BRM apresenta uma ampla distribuição, que varia fortemente de um estudo para o outro. Segundo Meng *et al.* (2007) e Defrance *et al.* (2000) o depósito na superfície e nos poros da membrana dos flocos biológicos depende do tamanho destas partículas. Os flocos pequenos (<50 µm) podem se depositar sobre a superfície da membrana e bloquear os poros mais facilmente, ao contrário dos flocos grandes, que devido aos

mecanismos de arraste e cisalhamento são prontamente removidos. Desta forma, a predominância de pequenos flocos em BRM, pode reduzir a permeabilidade da membrana.

Isto foi comprovado por Wu e Huang (2009) que avaliaram a filtrabilidade da membrana para diversas amostras de lodos. Os autores observaram que quando o tamanho médio dos flocos é maior que 80 μm a membrana apresenta uma baixa resistência ($<$ que $3 \times 10^{11} \text{m}^{-1}$), enquanto que altas resistências ($>$ que $5 \times 10^{11} \text{m}^{-1}$) foram observadas quando o lodo continha elevado teor de flocos menores que 80 μm .

Em BRM, como nos processos biológicos convencionais, a viscosidade do lodo é comumente relacionada à concentração da biomassa, e tem sido citada como um parâmetro de incrustação. Segundo Le-Clech *et al.* (2006) a viscosidade modifica o tamanho das bolhas de ar e reduz as forças de arraste e cisalhamento que atuam sobre a torta. Além disto, pode reduzir a eficiência de transferência de oxigênio dissolvido, fato que pode aumentar a incrustação (ver item Aeração).

Assim como nos sistemas de lodos ativados, em BRM, flocos hidrofóbicos são mais propensos à flocculação (Liu e Fang, 2003) e interagem pouco com as membranas que são geralmente hidrofílicas. Além disto, a redução da concentração de EPS reduz a hidrofobicidade do lodo, o que pode causar a deteriorização do floco e conseqüentemente aumentar a incrustação (LE-CLECH *et al.*, 2006). Entretanto, alguns trabalhos encontraram uma relação positiva entre lodos hidrofóbicos e a taxa de incrustação da membrana (ZHANG e CAO, 2010).

Meng *et al.* (2006) ao identificar por métodos estatísticos a influência das propriedades do lodo na permeabilidade da membrana, encontraram que a distribuição de tamanho dos flocos, a viscosidade dinâmica e a hidrofobicidade relativa do lodo apresentam impacto significativo na permeabilidade da membrana (Coeficiente de Pearson igual a -0,730, 0,691 e 0,837, respectivamente). No entanto, a viscosidade e a hidrofobicidade foram fortemente associadas à concentração de EPS.

As espécies microbianas presentes no lodo também influenciam na incrustação da membrana. Em lodos bacterianos, comumente utilizados nos processos de tratamentos biológicos, pode haver um desequilíbrio entre o crescimento das bactérias formadoras de flocos e as bactérias filamentosas. Quando isto ocorre, o lodo passa a apresentar características indesejáveis para a

eficiência do tratamento, principalmente para sistemas de tratamentos convencionais. Em BRM, a predominância de bactérias filamentosas pode ocasionar alta taxa de incrustação das membranas, devido à formação de uma torta fina e compacta e à capacidade destas bactérias se aderirem e penetrarem nas estruturas da membrana (WANG *et al.*, 2010).

Tian *et al.* (2011) compararam o comportamento do lodo normal e intumescido (filamentoso) na incrustação da membrana em dois BRM. Observaram que no BRM com lodo intumescido a pressão aumentou de 4 para 45 kPa em 72h, apresentando incrustação mais severa que o lodo normal. Li *et al.* (2008) também notaram que lodos com abundância de bactérias filamentosas resultaram em maiores taxas de incrustação. Entretanto, também relataram que lodos com baixas quantidades de bactérias filamentosas também tiveram um efeito negativo na incrustação da membrana.

Em lodos fúngicos, destacando a presença de leveduras, o comportamento em relação à incrustação da membrana pode ser diferente diante das distintas características morfológicas e comportamentais deste grupo microbiano. Como visto no capítulo de leveduras, a *S. cerevisiae* é conhecida como uma espécie floculenta, devido ao fenômeno de floculação espontânea durante o processo de fabricação da cerveja. Esta capacidade da *S. cerevisiae* pode auxiliar na redução da taxa de incrustação das membranas, uma vez que os flocos maiores são mais facilmente removidos da superfície da membrana pelas forças de cisalhamento.

Além do mais, segundo os estudos de Dan *et al.* (2002) e Wichitsathian *et al.* (2004), além da baixa produção de EPS, o lodo de leveduras pode reduzir a taxa de incrustação da membrana devido à algumas características específicas desta biomassa, como: células grandes, pobre capacidade de adesão e baixa sedimentabilidade, reduzindo a formação de biofilme e baixa viscosidade.

Guèell *et al.* (1999) estudaram os efeitos das células de leveduras na incrustação da membrana em um processo de microfiltração de uma mistura protéica. As células de leveduras foram utilizadas em suspensão (0,022, 0,043 e 0,18 g/L) e como uma torta pré-formada na membrana (0,025, 0,05, 0,1 cm). Uma baixa concentração de leveduras em suspensão (0,022 g/L) aumentou o fluxo permeado, comparado com a filtração apenas da mistura de proteína. O uso de uma espessura intermediária (0,05 cm) de torta pré-formada também resultou em alto fluxo permeado. Segundo os autores, as células de leveduras formaram uma membrana

secundária sob a membrana original. Esta camada secundária aprisionou os agregados de proteínas, que poderiam causar a incrustação da membrana e reduzir o fluxo permeado.

Outro parâmetro que pode ajudar a entender as razões do aumento da pressão transmembrana com o tempo é a filtrabilidade do lodo. Atualmente, diferentes métodos têm sido utilizados para mensurá-la, como tempo de sucção capilar, testes de filtro e outras células de teste mais sofisticadas. Entretanto, ainda não houve uma consolidação de um método de filtrabilidade para medições frequentes em BRM (THIEMIG, 2011).

O tempo de sucção capilar e o teste de filtro são os métodos mais utilizados para medir as propriedades de filtração do lodo em BRM. O teste de filtro é um método simples, que foi introduzido por uma empresa de fabricação de módulos de membranas Japonesa em 1998 (NURISHI *et al.*, 1998 *apud* THIEMIG, 2011). Neste teste, 50 mL da amostra do lodo é filtrada através de um papel de filtro em um funil. A quantidade de filtrado depois de cinco minutos define a qualidade da filtrabilidade do lodo. Outras células de testes de filtração foram descritas na literatura, no entanto, a maioria necessita de equipamentos mais elaborados, o que não as tornam atrativas para o uso frequente dos operadores em plantas de BRM.

A *GE Water & Process Technologies*, desenvolveu o método Time to Filter (TTF), que propõe a medição do tempo gasto para recolhimento de 100 mL de filtrado a partir do processo de filtração à vácuo do lodo ativado. Este método pode ser executado com uma montagem de menor escalonamento, utilizando menor volume de amostra de lodo. A medição do TTF pode ser influenciada por diversos fatores, como a pressão de vácuo aplicada ao sistema, o suporte do filtro, a temperatura do lodo ativado e o volume de amostra utilizado (GE Water & Process Technologies, 2009).

Recentemente, Thiemig (2011) desenvolveu um novo método de filtrabilidade do lodo, o qual é facilmente medido com equipamentos laboratoriais simples. As grandes diferenças do método proposto é a simulação das condições de aeração do BRM no aparato experimental, e a maior quantidade da amostra de lodo (500 mL). Para o autor, a simulação das condições de aeração, demonstra as condições reais do lodo durante o processo de filtração pela membrana. Além disto, a maior quantidade de lodo garante a confiabilidade dos resultados obtidos, uma vez que nos outros métodos, geralmente, pouca quantidade de lodo é utilizada, o que afeta a qualidade dos resultados, e aumenta o coeficiente de variação. A validação deste método, por

meio de um longo programa de monitoramento em diferentes BRM municipais, demonstrou uma alta reprodutividade comparado aos métodos de tempo de sucção capilar e os outros testes de filtração usuais.

3.4.1.2 Relação das condições operacionais com a incrustação

As condições operacionais também são capazes de influenciar o desenvolvimento e a taxa de incrustação das membranas em BRM. Dentre estas condições, destacam-se: o fluxo permeado (fluxo crítico), a taxa de aeração, o tempo de detenção hidráulica e a idade do lodo. Para o controle e a minimização da taxa de incrustação é necessária a combinação das diferentes medidas operacionais estipuladas e adotadas para estes objetivos, bem como a associação com as estratégias relacionadas aos componentes do líquido reacional.

Uma discussão mais detalhada das condições operacionais que mais afetam a incrustação será feita a seguir.

Fluxo crítico

A determinação do fluxo permeado é um dos fatores mais relevantes para o fenômeno de incrustação de membranas. A escolha do fluxo de operação deve considerar a viabilidade técnica e econômica do sistema, uma vez que a imposição de fluxos elevados aumentam a taxa de incrustação e fluxos muito baixos tornam o sistema improdutivo. Neste contexto, a avaliação do fluxo crítico pode auxiliar na determinação do fluxo permeado ideal para uma dada planta de BRM.

Segundo Field *et al.* (1995) o fluxo crítico é o fluxo a partir do qual há deposição de material coloidal na membrana. Para os autores, o fluxo crítico corresponde ao fluxo abaixo do qual não ocorre decaimento do fluxo com o tempo, e acima do qual se observa incrustação. O fluxo crítico marca a transição entre um regime de polarização por concentração estável e instável. Quando o fluxo crítico é ultrapassado o aumento da pressão ocorre não somente devido ao aumento do fluxo, mas também para sobrepor a resistência formada por incrustações na membrana (DEFRANCE e JAFFRIN, 1999). Madaeni *et al.* (1999) e Ognier *et al.* (2004) destacaram que o fluxo crítico é um parâmetro complexo que depende de vários fatores, como diâmetro de poros, porosidade e material da membrana, natureza da alimentação, distribuição de tamanho e concentração de compostos coloidais e suspensos, hidrodinâmica do sistema e condições de filtração.

A avaliação deste parâmetro é importante para a obtenção de uma alta produtividade e menor taxa de incrustação nos processos de micro e ultrafiltração. Operar em condições de filtração consideravelmente abaixo do fluxo crítico reduz a frequência de limpeza, entretanto, a produtividade do sistema seria subestimada e haveria a necessidade de instalação de grandes áreas de membranas. Já operar em condições acima do fluxo crítico é possível obter uma elevada taxa de produção de permeado, no entanto, um consumo elevado de energia e aumento dos custos de operação ocorreria, uma vez que a alta taxa de incrustação da membrana provocaria um aumento na frequência de limpeza. Além disto, a membrana poderia sofrer sérios danos, devido à incrustação irreversível. Portanto, o fluxo ideal é aquele que fornece elevada produção de permeado e baixo risco de incrustação. Desta forma, a determinação experimental do fluxo crítico é importante para o bom desempenho da filtração.

O fluxo crítico pode ser obtido através da avaliação do perfil de filtração, por meio de medidas de fluxo permeado e da pressão, por balanço de massa dos compostos presentes na entrada e na saída de um sistema de membranas e por observação direta de deposição de partículas na superfície da membrana (LE-CLECH *et al.*, 2003 b). A medição fluxo-pressão é a única forma passível de ser utilizada em BRM. Pode ser realizada pela imposição de um fluxo e pela medida da variação da pressão em um dado intervalo de tempo (flux-step) ou vice-versa, imposição de um valor de pressão e leitura do fluxo correspondente (TMP-step) (BACCHIN *et al.*, 2006). De toda forma, o fluxo crítico será o ponto onde a relação fluxo – pressão deixa de ser linear (FIG. 3.10).

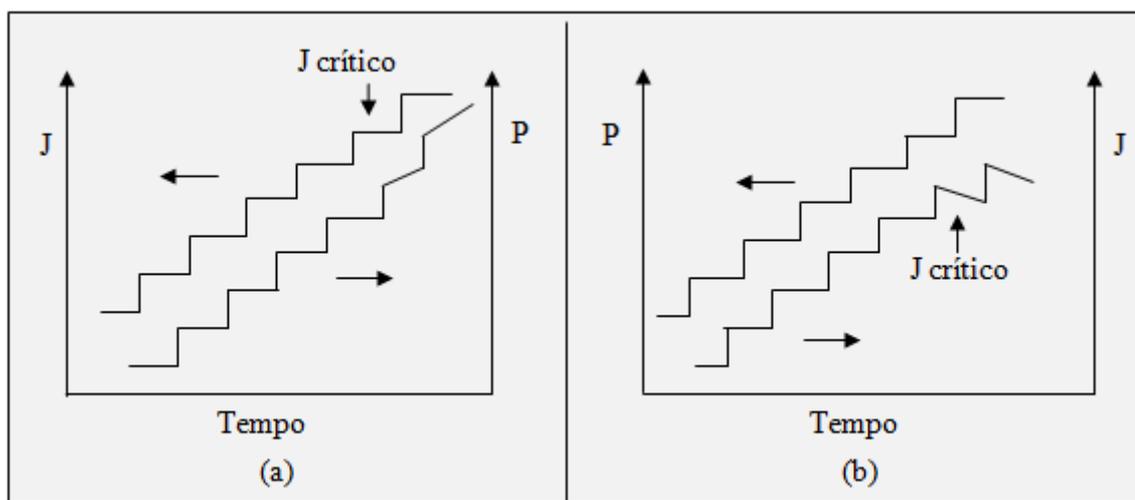


Figura 3.10: Determinação do fluxo crítico através da medição da relação fluxo – PTM. (a) variação da PTM com imposição de fluxo (*flux-step*). (b) variação do fluxo com imposição da PTM (*TMP-step*).

Aeração

Segundo Ueda *et al.* (1997) a aeração, em BRM aeróbios, além de fornecer oxigênio para a biomassa e mantê-la em suspensão, pode também reduzir a resistência da membrana devido à formação de torta. Uma vez que, para os módulos de fibras ocas, o fluxo de bolhas move-se axial ou transversalmente às fibras promovendo turbulência e cisalhamento na superfície da membrana, minimizando a quantidade de material depositado. Medidas que proporcionem uma vazão de aeração considerável próxima ou diretamente nas fibras são bastante requisitadas visando à redução da incrustação. Além disto, baixas vazões de aeração podem afetar a taxa de transferência de oxigênio para a biomassa retida na superfície da membrana. Com isto, pode haver uma redução da hidrofobicidade da superfície da célula microbiana, e conseqüentemente uma deteriorização dos flocos, com liberação de EPS no meio e aumento da taxa de incrustação (LE-CLECH *et al.*, 2006).

Orantes *et al.* (2006) estudaram a relação da taxa de aeração com a incrustação. Um dispositivo de aeração foi colocado abaixo de cada módulo de membrana submerso, com o objetivo de proporcionar turbulência em torno dos módulos, além do fornecimento de oxigênio para a biomassa. Como resultados, concluíram que o fornecimento do dobro da vazão de ar (1,5 m³/h para 3,0 m³/h), foi capaz de aumentar de 10-50 dias para 200 dias o tempo de operação sem necessidade de limpeza química das fibras.

De forma semelhante, Le-Clech *et al.* (2003 a) mostraram que o aumento da taxa de aeração de 0,04 para 0,37 m³/s.m² proporcionou um aumento significativo do fluxo crítico. Yigit *et al.* (2008) também relataram que a elevação da taxas de aeração de 0,067 para 0,250 m³/s.m² melhorou o desempenho da membrana. Entretanto, tanto Le-Clech *et al.* (2003 a) quanto Yigit *et al.* (2008), observaram que o efeito da taxa de aeração na incrustação depende também da interrelação com outros fatores, tais como a concentração de sólidos em suspensão. Este fato foi enfatizado no estudo de Trussell *et al.* (2007) que avaliou a influência da intensidade de aeração e das características do líquido reacional na incrustação de membranas em BRM. Segundo Le-Clech (2010) concentrações elevadas de biomassa e alta idade do lodo apresentam impacto negativo na transferência de oxigênio.

Chang (2011) avaliaram a influência da vazão de aeração na filtração de uma suspensão de leveduras de 5 g/L, em BRM operando com pressão constante, com módulo de fibra oca. Os resultados indicaram que o aumento da vazão de aeração pode melhorar o desempenho da

membrana, no entanto, apenas até um valor limite, onde a partir do qual não é observado nenhum efeito positivo na redução da taxa de incrustação. Anteriormente, Ueda *et al.* (1997) também chegaram às mesmas conclusões.

Para a operação de BRM, o processo de aeração, incluindo a vazão de aeração para as membranas, é responsável por cerca de 30 a 40% do gasto energético total da planta. Desta forma, o uso de taxas de aeração elevadas, além de não reduzir a taxa de incrustação, implicará no aumento do custo operacional do sistema. Outra desvantagem das taxas de aeração altas é a possibilidade de causar defloculação do lodo através do atrito gerado pelas bolhas nos flocos biológicos (LE-CLECH *et al.*, 2006). Como visto anteriormente, menores tamanhos de flocos podem ocasionar um aumento da resistência da membrana à filtração. Orantes *et al.* (2006) observaram tamanhos de flocos de 100 μm e 50 μm para vazões de aeração de 25 L/min e 50 L/min, respectivamente, após 200 dias de operação de um BRM.

Chang (2011) observou que o efeito da aeração na incrustação reversível e irreversível foi bastante diferente. A incrustação reversível que é causada principalmente pela formação de torta na superfície da membrana, pode ser efetivamente controlada pela taxa de aeração. Entretanto, a incrustação irreversível, a qual é geralmente associada à adsorção de solutos e colóides nos poros e na superfície da membrana não varia significativamente com a intensidade de aeração.

Wu e He (2012) estudaram o efeito do modo de aeração cíclica baixa/alta na incrustação de um BRM com membrana submersa. Ao comparar o modo de aeração cíclica baixa/alta com o modo de aeração constante, comumente utilizado em BRM aeróbios, o modo de aeração constante apresentou menor taxa de incrustação em relação ao modo de aeração cíclica baixa/alta. Entretanto, maior percentual de incrustação irreversível foi observada no modo de aeração constante. Para os autores o modo de aeração cíclica baixa/alta possibilitou os processos consequentes de defloculação e refloculação durante a alta e baixa vazão de aeração, respectivamente. Assim, sugeriram este fato como a principal razão para uma baixa incrustação irreversível no modo de aeração cíclica baixa/alta.

Idade do lodo

O tempo de retenção de sólidos (TRS) é um dos parâmetros operacionais que mais influenciam na incrustação de membranas em BRM (MENG *et al.*, 2009). Como visto

anteriormente, a idade do lodo pode afetar a concentração de EPS e SMP em BRM, e conseqüentemente, a taxa de incrustação. Além disto, este parâmetro também está intimamente relacionado a outras características da biomassa, como concentração de sólidos e distribuição de tamanho de flocos, bem como à relação alimento/microrganismo.

Como os BRM possibilitam a operação em elevados tempos de retenção de sólidos, comparados aos processos de tratamento biológicos convencionais, é frequente esta opção em plantas reais, uma vez que pode-se obter um efluente de melhor qualidade e principalmente reduzir o descarte do lodo, e conseqüentemente os custos com a sua disposição. A operação de BRM com elevadas idades do lodo, inevitavelmente leva ao aumento da concentração de sólidos no líquido reacional, porém este fato não necessariamente significa maior incrustação (ZHANG *et al.*, 2006). Diversos estudos demonstram que o aumento da idade do lodo proporciona, além de um efluente de melhor qualidade, menor taxa de incrustação da membrana. No entanto, alguns trabalhos apresentaram conclusões diferentes.

Trussell *et al.* (2006) avaliaram a propensão de membranas de BRM à incrustação em idades do lodo extremamente baixas. Como esperado, observaram que a taxa de incrustação aumentou cerca de 10 vezes quando a idade do lodo foi reduzida de 10 para dois dias (correspondendo a uma relação A/M de 0,5 para 2,4 gDQO/gSSV.d e concentração de SSV de 7,8 para 6,9 g/L). Os autores relacionaram o aumento da incrustação à elevação da concentração de EPS na idade do lodo de dois dias. Segundo Le-Clech *et al.* (2006) não há justificativas para a operação de BRM em condições tão extremas. Geralmente recomenda-se a manutenção da relação A/M abaixo de 0,5 kgDQO/kgSSV.d (JUDD, 2006).

Ng *et al.* (2006) também relataram que maiores TRS podem melhorar o desempenho da membrana, através da investigação da incrustação de quatro BRM, operando simultaneamente em diferentes idades do lodo (3, 5, 10 e 20 dias). Foi observado incrustação severa nas idades de 3 e 5 dias, e redução da resistência da membrana nas idades de 10 e 20 dias. Para os autores, a incrustação foi controlada pela concentração de EPS e SMP, os quais aumentaram com a redução da idade do lodo. De forma similar, Ahmed *et al.* (2007) notaram que a incrustação da membrana tornou-se menor com o aumento da idade do lodo de 20 para 40, 60 e 100 dias. No entanto, os autores atribuíram este fato, além do aumento da concentração de EPS, a uma maior concentração de pequenos flocos e colóides na redução do TRS.

Wang *et al.* (2012) estudaram a influência da idade do lodo (10, 20 e 30 dias) em um BRM tratando um efluente sintético com adição de 15 mg/L de FeCl₃. Segundo os autores, íons divalentes e trivalentes como o Fe³⁺ podem aumentar a filtrabilidade do lodo e ajudar na capacidade de floculação devido à neutralização de cargas, reduzindo a incrustação da membrana. No entanto, altas concentrações de FeCl₃ pode levar à redução da filtrabilidade da membrana devido à lise celular, e conseqüentemente à liberação de EPS. Os resultados demonstraram que a incrustação da membrana foi efetivamente reduzida com o alongamento do TRS sob a condição de adição de FeCl₃. A concentração de SMP reduziu significativamente com o aumento da idade do lodo, e a acumulação de Fe³⁺ no BRM foi maior na idade do lodo de 30 dias.

Van den Broeck *et al.* (2012) estudaram o impacto do TRS na biofloculação do lodo, correlacionando com a incrustação da membrana em BRM. Nas idades do lodo testadas (10, 30 e 50 dias), a elevação do TRS contribuiu para melhorar a biofloculação e conseqüentemente, reduzir a incrustação.

Han *et al.* (2005) e Arévalo *et al.* (2009) encontraram resultados contraditórios, o aumento da incrustação da membrana com a elevação da idade do lodo. Han *et al.* (2005) verificaram que a taxa de incrustação aumentou com o aumento do TRS de 30, 50, 70 e 100 dias devido a maior viscosidade do lodo. Já Arévalo *et al.* (2009) notaram que idades do lodo maiores podem provocar uma redução no tamanho médio dos flocos e elevar a quantidade de bactérias filamentosas, o que aumenta a propensão da membrana à incrustação.

A escolha da idade do lodo deve ser considerada cuidadosamente, a fim de otimizar a operação do BRM. Para Le-Clech *et al.* (2006) é necessário encontrar um TRS “ótimo”, que deve estar entre a alta tendência de incrustação das idades do lodo baixas e a elevada viscosidade (e concentração da biomassa) decorrente de idades do lodo altas. Ainda de acordo com os autores, no entanto, é difícil determinar uma faixa de TRS ideal, uma vez que este parâmetro é dependente de outras variáveis intrínsecas de cada BRM, tais como características da alimentação e da biomassa. Contudo, Meng *et al.* (2009), através de um levantamento bibliográfico concluíram que o TRS “ótimo” em BRM, deve estar entre 20 e 50 dias, dependendo do tempo de retenção hidráulica e das características da alimentação.

Tempo de detenção hidráulica

A escolha do tempo de detenção hidráulica influencia na taxa de crescimento e decaimento da biomassa, e conseqüentemente na produção de EPS e SMP, uma vez que este parâmetro determina a carga orgânica e a relação alimento/microrganismo de um sistema. Alguns trabalhos demonstram que o TDH tem uma relação inversa com a taxa de incrustação da membrana em BRM. A utilização de TDH elevados proporciona menor acúmulo de EPS e SMP no BRM e assim, melhora o desempenho da membrana à filtração (MENG *et al.*, 2009).

Grelier *et al.* (2006) avaliou a influência dos tempos de retenção hidráulica e do lodo em um BRM com membrana submersa, para tratamento de efluentes domésticos. Em relação à taxa de incrustação, os autores observaram que em uma mesma idade do lodo, ao reduzir o TDH de 12 para 6 h, a taxa de incrustação aumentou cerca de 30%. Cho *et al.* (2005) e Chae *et al.* (2006) também notaram aumento da incrustação, com a redução do TDH e o aumento da carga orgânica.

Meng *et al.* (2007) operaram três BRM com diferentes TDH (12, 6 e 4 h) a fim de avaliar a influência do TDH na eficiência de remoção de matéria orgânica, nas características do lodo e na taxa de incrustação das membranas. Os resultados obtidos demonstraram que a concentração de EPS e a viscosidade do lodo aumentaram significativamente com a redução do TDH, bem como o crescimento de bactérias filamentosas. Já Fallah *et al.* (2010) notaram maior liberação de SMP e defloculação do lodo ao reduzir o TDH de 24 para 18 h, o que aumentou a incrustação da membrana durante a operação de um BRM tratando efluente sintético contendo estireno. Para os autores a redução do TDH e conseqüentemente o aumento da carga orgânica de estireno pode ter causado toxicidade à biomassa.

Recentemente, Andrade (2011) avaliou a operação de um BRM para tratamento de efluentes de um laticínio nos TDH de 7,6 e 5,6 horas, com fluxos de operação de 27,5 e 37,5 L/h.m², respectivamente. O BRM operou com fluxo constante e pressão variável. A autora observou que a redução do TDH com o aumento do fluxo de operação ocasionou um aumento significativo na pressão de operação e na taxa de aumento da pressão.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi dividido em quatro etapas principais: na primeira, o lixiviado de aterro sanitário foi caracterizado; em seguida, foi determinada a tolerância da *S. cerevisiae* ao lixiviado; na terceira, ocorreu a aclimação da biomassa no BRM; e na quarta foi avaliado o desempenho operacional do BRM, realizado o monitoramento das espécies microbianas presentes no lodo e determinada a fração de DQO inerte do lixiviado para a biomassa do BRM.

Todos os experimentos foram desenvolvidos nos laboratórios do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Escola de Engenharia/ UFMG e no laboratório de Microbiologia Ambiental – Instituto de Ciências Biológicas/ UFMG.

As amostras de lixiviado utilizadas para a realização dos estudos foram coletadas do reservatório de lixiviado do Aterro Sanitário Macaúbas, localizado no município Sabará – MG, em operação desde 2007. As amostras foram submetidas ao tratamento de remoção de amônia por *air stripping* realizado em uma unidade piloto do Aterro ou no Laboratório de Tratamento de Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, sob as mesmas condições. Atualmente, o aterro recebe cerca de 3.580 t por dia de resíduos sólidos urbanos (SLU/PBH, 2012), gerados por uma população de aproximadamente 2,3 milhões de habitantes (IBGE, 2010).

4.1 Caracterização físico-química do lixiviado

Foi realizada uma caracterização físico-química prévia das amostras de lixiviado bruto e do efluente pós-remoção de amônia, devido à grande variabilidade da composição do lixiviado. Foram selecionados os seguintes parâmetros para a caracterização dos lixiviados: demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), carbono orgânico total (COT), cor, pH, substâncias húmicas, alcalinidade, cloretos, série sólidos, nitrogênio total e amoniacal e fósforo. As análises de DQO, DBO, pH, alcalinidade, cloretos, série sólidos, nitrogênio amoniacal e fósforo foram realizadas em conformidade com as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). A TAB. 4.1 demonstra os métodos padronizados utilizados para cada parâmetro.

Tabela 4.1- Métodos padronizados do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

<i>Parâmetro</i>	<i>Métodos</i>	<i>Parâmetro</i>	<i>Métodos</i>
DQO	5220 B	Série sólidos:	
DBO	5210 B	Sólidos totais	2540 B
pH	4500-H ⁺ B	Sólidos suspensos totais	2540 D
Alcalinidade	2320 B	Sólidos dissolvidos totais	-
Cloretos	4500-Cl ⁻ B	Nitrogênio amoniacal	4500-NH ₃ B
Fósforo	4500-P B		

Fonte: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Os parâmetros cor, COT e nitrogênio total foram analisados através dos equipamentos Espectrofotômetro Hach DR 2800, Analisador de TOC Shimadzu TOC-V CNP e Analisador de NT Shimadzu TNM-1. A concentração de substâncias húmicas foi analisada por meio da metodologia de Lowry *et al.* (1951) modificada (FROLUND *et al.*, 1995).

4.2 Ensaio de tolerância da *S. cerevisiae* ao lixiviado

O ensaio de tolerância da *S. cerevisiae* ao lixiviado de aterro sanitário ocorreu em condições de esterilidade, a fim de garantir nesta etapa, a influência apenas da levedura selecionada. Foi incubado 1 g da *S. cerevisiae* (fermento de pão – liofilizado) em 100 mL de solução de lixiviado nas diluições 0, 20, 40, 60, 80 e 100% (FIG. 4.1). O lixiviado foi diluído em água (teste 1) e em caldo Sabouraud (10g/L de peptona especial e 20 g/L de dextrose) meio de cultura indicado para cultivo de leveduras, bolores e microrganismos acidúricos (teste 2).

A incubação ocorreu sob agitação de 150 rpm e temperatura de 30°C. Nos tempos 0, 48 e 96 h foram realizados, para cada solução de lixiviado, tanto com água quanto com o caldo Sabouraud (SAB), o teste de DQO solúvel e a contagem de UFC (unidades formadoras de colônia)/mL.

O teste de DQO solúvel foi realizado de acordo com as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) – método 5220 B e a contagem de UFC/mL pelo método de plaqueamento com diluição seriada (TORTORA *et al.*, 2003). Este ensaio foi determinante na escolha da concentração inicial de lixiviado, bem como na verificação da necessidade de adição do caldo nutriente (SAB), para a etapa de aclimação da biomassa.



Figura 4.1: Incubação da *S cerevisiae* em diferentes concentrações de lixiviado em condições de esterilidade. Legenda: (a) – Lixiviado diluído em água (teste 1); (b) – Lixiviado diluído em caldo Sabouraud (teste 2).

4.3 Biorreator com membranas

4.3.1 Descrição da unidade de BRM

O biorreator com membrana foi fabricado pela PAM-Membranas Seletivas, sendo constituído de três tanques de acrílico, um tanque de armazenamento de alimentação (TA), um tanque biológico aeróbio (TB) com módulo de membrana submersa e um tanque para armazenamento de permeado (TP); uma bomba responsável tanto pelo vácuo da microfiltração quanto pela retrolavagem; válvulas solenóides de três vias; sensores de nível; válvulas agulha para controle de vazão e pressão; indicadores de vazão de permeado, retrolavagem e de ar para o tanque biológico e para o módulo; indicador de pressão para o permeado e a retrolavagem e um *skid* com o painel elétrico. Na FIG. 4.2 é apresentado um esquema do BRM que foi utilizado e na FIG. 4.3 fotografias com vistas frontais e laterais.

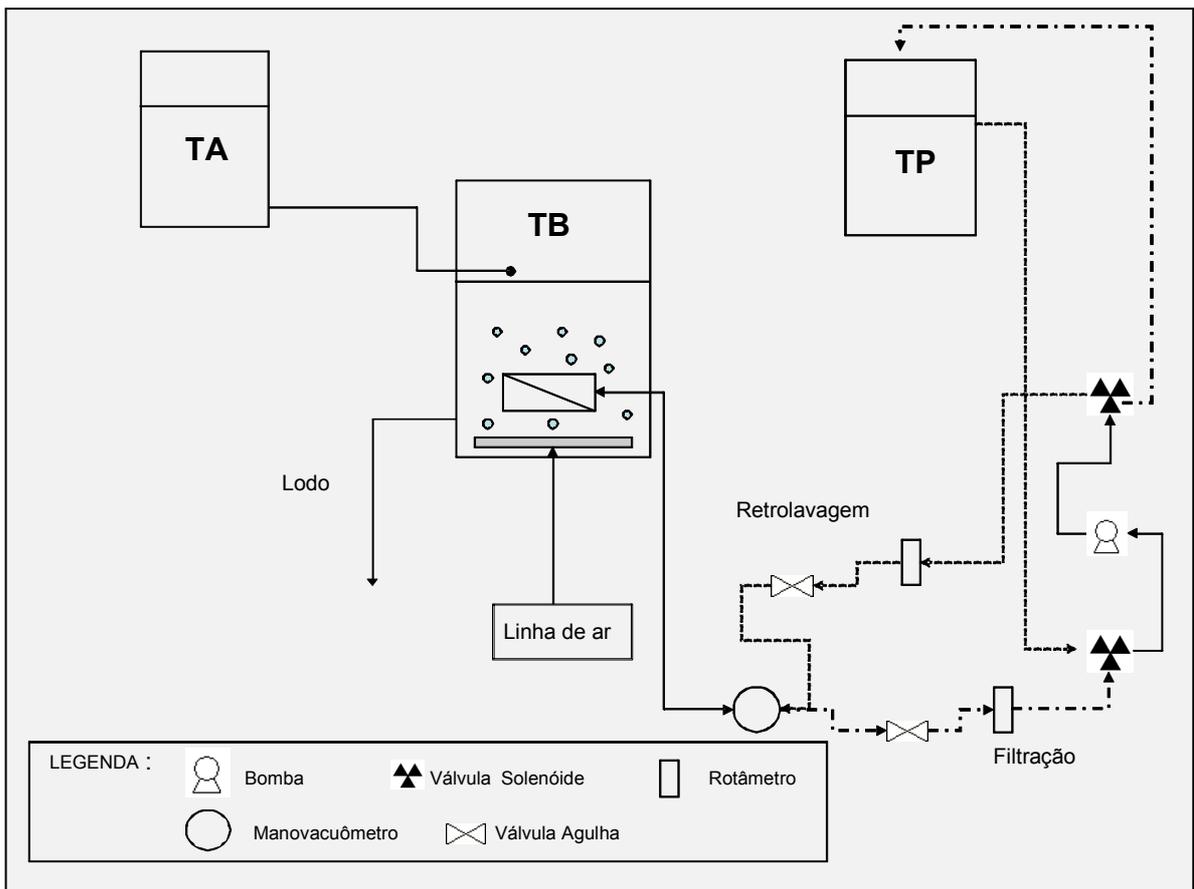


Figura 4.2: Esquema do BRM utilizado. Legenda: TA - Tanque de Alimentação, TP – Tanque de Permeado, TB – Tanque Biológico aeróbio.



Figura 4.3: Fotografias do BRM utilizado. Legenda: a e b - vista lateral direita (TA - Tanque de Alimentação, TP – Tanque de Permeado, TB – Tanque Biológico aeróbio); c - skid com o painel elétrico; d – vista frontal.

4.3.2 Descrição do módulo de membrana

Foram utilizados quatro módulos semelhantes de membrana de fibra oca, um na etapa de aclimação, e os outros três na etapa pós-aclimação, sendo dois utilizados como principais e o outro como reserva. O uso de mais de um módulo na operação do BRM foi devido à problemas na estrutura do módulo, como rompimento de fibras, entre outros, o que demandou as trocas. Na etapa pós-aclimação, o módulo reserva era utilizado quando ocorria limpeza química de recuperação do módulo principal. Os módulos foram montados pelos pesquisadores no laboratório, as fibras utilizadas foram fornecidas pela PAM-Membranas Seletivas. Os módulos foram preparados em uma conformação de feixes e operaram submersos no tanque biológico. A membrana de fibra oca empregada foi de poli(éter-imida) e apresenta camada seletiva externa. As fibras foram fixadas no interior de um suporte de PVC mediante utilização de resina epóxi.

Os módulos têm uma de suas extremidades fechada enquanto a outra é aberta para permitir o escoamento do permeado que foi realizado por dentro das fibras. Além das fibras permeantes, os módulos possuíam também fibras aeradoras, que foram feitas através de curtos pedaços de fibras inseridos na base do módulo, visando a aeração entre as fibras. Uma rede protetora foi colocada nos módulos de forma a minimizar o rompimento das fibras devido à turbulência provocada pela aeração do tanque biológico. Na TAB. 4.2 são apresentadas as características dos módulos de membrana. Na FIG. 4.4 são demonstradas fotografias de um dos módulos e da sua montagem.

Tabela 4.2- Principais características dos módulos de membrana.

<i>Características</i>	<i>Descrição</i>
Material	Poli(éter-imida)
Diâmetro da fibra (mm)	0,9 - 1,0
Tamanho médio dos poros (μm)	0,5
Diâmetro do módulo (cm)	6,0
Diâmetro interno do tubo (cm)	4,5
Comprimento do módulo (cm)	20
Comprimento útil do módulo (cm)	7,0
Número de fibras	180
Área efetiva de filtração (m^2)	0,04
Densidade de empacotamento (m^2/m^3)	380



Figura 4.4: Fotografias do módulo e da sua montagem. Legenda: a - montagem do módulo em conformação de feixes; b - detalhe das fibras aeradoras; c - módulo pronto; d - rede protetora.

4.3.3 Caracterização da membrana

As fibras dos módulos utilizados após a etapa de aclimação foram caracterizadas quanto à permeabilidade hidráulica. Este parâmetro foi avaliado com a filtração de água e da mistura de lixiviado e lodo. Primeiramente, a membrana foi compactada através da filtração de água microfiltrada por 1 hora usando pressão de 0,5 bar. Posteriormente, a pressão foi variada de 0,05 a 0,2 bar e o fluxo permeado foi monitorado para cada valor de pressão aplicada. Após retrolavagem o mesmo procedimento foi realizado com a mistura de lixiviado e lodo.

4.4 Operação do BRM

4.4.1 Aclimação da biomassa

A *S. cerevisiae* foi submetida a uma etapa de aclimação, que teve como finalidade tornar esta levedura adaptada aos compostos recalcitrantes e às condições inóspitas características do lixiviado de aterro, bem como às condições operacionais intrínsecas ao BRM. Esta etapa ocorreu na unidade de BRM e foi baseada no aumento gradual da concentração de lixiviado no meio e na posterior redução da concentração de caldo SAB até a adaptação do lodo ao lixiviado puro. Inicialmente, a alimentação do sistema era o lixiviado diluído em água em uma concentração de 20% adicionado com 3g/L de caldo Sabouraud. Posteriormente, a concentração do lixiviado foi aumentando para 40, 60, 80 e 100%, seguida pela redução da concentração de caldo Sabouraud para 2,0, 1,0 e 0 g/L.

Durante a aclimação, o BRM operou com idade do lodo “infinita” (retirada de lodo apenas para realização das análises). O sistema foi mantido sob aeração ($1 \text{ Nm}^3/\text{h}$), com pH de 3,5 e temperatura entre 25 e 30 °C. A concentração inicial da *S. cerevisiae* foi 10000 mg/L. A vazão e o fluxo permeado foi de 0,2 L/h e 5 L/h.m^2 respectivamente, o TDH foi de 48 h, correspondendo a um volume útil do tanque biológico de 9,60 L. Foi empregada retrolavagem, com uma vazão de 0,5 L/h, a cada 15 min com duração de 15s. A aeração do módulo foi mantida a uma vazão de $0,5 \text{ Nm}^3/\text{h}$, correspondendo a uma taxa de aeração de $12,5 \text{ Nm}^3/\text{h.m}^2$.

Diariamente, foram realizadas a medição e o ajuste de pH do sistema com H_2SO_4 , de forma a mantê-lo em torno de 3,5, também foi registrada a pressão de operação e coletadas alíquotas do permeado e da alimentação para análise da concentração de DQO, cor e medição de turbidez. Semanalmente, também foram coletadas alíquotas do permeado e da alimentação para análise da concentração de substâncias húmicas. Três vezes por semana foi coletada alíquota do líquido reacional para análise de SSV. Para monitorar o desenvolvimento da biomassa da *S. Cerevisiae* e de outros grupos microbianos que se desenvolveram no reator biológico, a cada mudança da concentração de lixiviado, uma alíquota do líquido reacional também foi coletada para plaqueamento em ágar SAB e contagem de UFC/mL.

As análises de DQO e SSV foram realizadas em conformidade com as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) – métodos 5220 B e 2540 E, respectivamente. As análises de cor e turbidez foram por meio dos

equipamentos Espectrofotômetro Hach DR 2800 e Turbidímetro Hach 2100AN. A concentração de substâncias húmicas foi analisada por meio da metodologia de Lowry *et al.* (1951) modificada (FROLUND *et al.*, 1995). E a contagem de UFC/mL foi pelo método de plaqueamento com diluição seriada (TORTORA *et al.*, 2003).

Periodicamente a operação do BRM era interrompida para limpeza química de manutenção da membrana, geralmente este procedimento ocorria quando a pressão de operação alcançava em torno de 0,5 bar. Nesta limpeza o módulo era imerso no banho de ultrassom com solução de hipoclorito de sódio (NaOCl), que geralmente estava a uma concentração de 500 mg/L. Com uma frequência menor, além da solução de hipoclorito, também era feita limpeza com solução de ácido cítrico (pH 2,5). O tempo de limpeza empregado para cada solução era de 30 minutos, após o qual o módulo era lavado em água corrente para remoção do agente de limpeza.

4.4.2 Operação do BRM

Após a etapa de aclimatação da biomassa, a otimização das condições operacionais do BRM começou a ser efetivada. A alimentação do sistema passou a ser apenas o lixiviado puro, após passar por uma etapa de *air stripping* de amônia. As condições operacionais empregadas na aclimatação da biomassa foram mantidas inicialmente. No entanto, ao longo da etapa de operação do BRM foram feitas alterações na vazão de aeração do tanque biológico e do módulo para até 1,5 e 0,75 Nm³/h, respectivamente.

De forma similar à etapa de aclimatação, no monitoramento da operação do BRM a pressão também era registrada diariamente, bem como, eram coletadas alíquotas da alimentação (lixiviado) e do permeado para caracterização em relação à concentração de DQO, cor e turbidez. Também três vezes por semana era coletada alíquota do líquido reacional para análise de SSV. Posteriormente, nos três últimos meses da operação do BRM, o registro da pressão e a coleta de amostras da alimentação e permeado foram realizados três vezes por semana. A retirada de alíquota do líquido reacional para análise de SSV passou a ocorrer duas vezes na semana. Semanalmente, um volume maior das alíquotas da alimentação e do permeado era coletado para análise de nitrogênio amoniacal, cloretos, fósforo e substâncias húmicas. Para monitorar o desenvolvimento do lodo, quinzenalmente, uma alíquota do líquido reacional também era coletada para plaqueamento em ágar SAB e contagem de UFC/mL de cada morfotipo encontrado nas placas com o ágar SAB.

As análises de nitrogênio amoniacal, cloretos e fósforo também foram realizadas em conformidade com as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) – métodos 4500-NH₃ B, 4500-Cl⁻ B, 4500-P B, respectivamente. Os métodos de análise para os demais parâmetros foram citados no item 4.4.1 Aclimação da biomassa.

A interrupção da operação do BRM para a realização de limpezas químicas continuou após a etapa de aclimação. As limpezas de manutenção eram realizadas sob as mesmas condições empregadas na aclimação. O módulo era imerso no banho de ultrassom com solução de hipoclorito de sódio (NaOCl), que geralmente estava a uma concentração de 500 mg/L. Com uma frequência menor, além da solução de hipoclorito, também era feita limpeza com solução de ácido cítrico (pH 2,5). O tempo de limpeza empregado para cada solução era de 30 minutos, após o qual, o módulo era lavado em água corrente para remoção do agente de limpeza.

No entanto, após cada procedimento de limpeza a permeabilidade hidráulica da membrana em água microfiltrada era medida para avaliar a eficiência da limpeza da membrana. Na etapa pós-aclimação foram necessárias também, algumas limpezas de recuperação da membrana, onde maiores concentrações da solução de hipoclorito de sódio eram utilizadas e o tempo de limpeza empregado também era mais extenso. Caso o processo da limpeza de recuperação se estendesse por mais que 24 h, o BRM operava com o módulo reserva, o qual apresentava as mesmas características do módulo principal.

4.4.3 Identificação dos morfotipos

Os principais morfotipos microbianos, exceto a colônia da *S. cerevisiae*, encontrados nas placas de SAB durante o plaqueamento do lodo e a contagem de UFC/mL foram isolados em meios específicos, de acordo com o grupo microbiano, e devidamente armazenados para fins de identificação das espécies.

Para identificação das colônias não filamentosas, sendo os morfotipos leveduriformes e os bacterianos, primeiramente foi realizado o cultivo dos isolados em meio BHI por 24h a 37°C. Após o crescimento, a extração do DNA genômico foi realizada pelo método descrito por Pitcher *et al.* (1989). Em seguida, foi feita a Reação de Polimerase em Cadeia (PCR) das sequências de rDNA 16S para a amplificação da região correspondente à este gene.

Posteriormente, os produtos da PCR obtidos foram sequenciados para a identificação dos isolados. Os fragmentos foram enviados para a empresa Macrogen na Coréia do Sul e analisados no sequenciador automático ABI Prism 3100 (Applied Biosystems). As sequências de nucleotídeos obtidas foram editadas utilizando-se o programa SEQUENCHER 4.1.4 e comparadas com sequências depositadas no banco de dados GenBank (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/>). Para ser considerado pertencente a uma determinada espécie, o isolado tem que apresentar similaridade de 99% a outra já depositada no GenBank.

4.4.4 Investigação da Incrustação

Para a investigação da incrustação foram avaliadas a evolução da resistência da membrana, a permeabilidade e o fluxo crítico, bem como a produção de SMP e EPS, a viscosidade, a filtrabilidade, a distribuição do tamanho de partículas e a análise de microscopia óptica do lodo. Estes testes foram realizados após a etapa de aclimação do lodo, uma vez que durante a aclimação não era o objetivo a investigação da incrustação. Neste período foram realizados somente as limpezas químicas, o registro diário da pressão, e o monitoramento da concentração de DQO e SSV.

4.4.4.1 Determinação do fluxo crítico

O fluxo crítico foi determinado periodicamente empregando o método *TMP-step* (Bacchin *et al.*, 2006). Após a limpeza química do módulo, o mesmo era introduzido no tanque biológico para determinação do fluxo crítico. O fluxo permeado é monitorado, enquanto o valor da pressão aplicada é incrementado de 0,05 – 0,1 bar. Para cada valor de pressão, o tempo de filtração é de 15 minutos. O fluxo crítico corresponde ao valor do fluxo para o qual o fluxo da membrana reduz para valores de pressão constantes.

4.4.4.2 Evolução da resistência da membrana

A resistência da membrana (R_m), da adsorção estática (R_a), do bloqueio de poros (R_p) e da torta (R_t) formada foi determinada empregando o método de resistências em série proposto por Choo e Lee (1998). O método pode ser dividido em quatro etapas. Na primeira etapa o módulo é imerso em um tanque com água destilada e o fluxo permeado obtido empregando uma pressão constante (geralmente 0,2 bar) é monitorado. O fluxo de água limpa medido com a membrana limpa é denominado de J_i .

Na segunda etapa o módulo é transferido para o tanque biológico onde permanece por 2 h para permitir possível adsorção estática. Durante este período o tanque biológico é mantido sob aeração e sem permeação. Posteriormente o módulo é transferido para um tanque com água destilada e o fluxo permeado através da membrana com a mesma pressão aplicada na primeira etapa é monitorado. O fluxo de água através da membrana após adsorção estática foi denominado de J_a .

Na terceira etapa o módulo é transferido novamente para o tanque biológico. O fluxo permeado através da membrana é monitorado por 2 h empregando a mesma pressão aplicada nas etapas anteriores. O fluxo permeado obtido através da permeação do líquido do biorreator (lixiviado + lodo) é denominado de J_v .

Na quarta etapa o módulo é retirado do tanque biológico e lavado em água corrente para remoção da torta formada. Após remoção da torta o módulo é imerso em um tanque com água destilada e o fluxo permeado (J_f) empregando a mesma pressão aplicada nas etapas anteriores é monitorado.

O fluxo permeado pode ser descrito, de acordo com a lei de Darcy, na seguinte forma:

$$J = \frac{\Delta P}{\mu RT} \quad (4.1)$$

Em que:

J = fluxo permeado ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$);

ΔP = diferença de pressão através da membrana (Pa);

μ = viscosidade do fluido (Pa.s);

RT = resistência total (m^{-1}).

Como a resistência total é constituída de resistência da membrana (R_m), resistência devida à adsorção estática (R_a), resistência devido ao bloqueio dos poros (R_p) e resistência da torta (R_t), logo a equação de fluxo pode ser reescrita por:

$$J = \frac{\Delta P}{\mu(R_m + R_a + R_p + R_t)} \quad (4.2)$$

Os valores dos fluxos J_i , J_a , J_f e J_v são relacionados usando as equações 4.3 a 4.6 para obtenção dos valores das resistências R_m , R_a , R_p e R_t .

$$R_m = \Delta P / \mu \cdot J_i \quad (4.3)$$

$$R_a = (J_i / J_a - 1) R_m \quad (4.4)$$

$$R_p = (J_i / J_f - 1) R_m - R_a \quad (4.5)$$

$$R_t = (J_i / J_v - 1) R_m - R_a - R_p \quad (4.6)$$

O valor da resistência total é obtido pelo somatório das resistências R_m , R_a , R_{bp} e R_t .

4.4.4.3 Produção de SMP e EPS

No BRM, alíquota do líquido reacional foi caracterizada semanalmente quanto à concentração de SMP e EPS. A alíquota era centrifugada e o líquido sobrenadante, constituído principalmente por SMP, era coletado. Uma fração do sobrenadante era reservada e a outra era filtrada de forma que os constituintes solúveis e coloidais fossem caracterizados separadamente. O sobrenadante (SMP solúvel + coloidal) e o sobrenadante filtrado (SMP solúvel) eram caracterizados quanto à carboidratos (DUBOIS *et al.*, 1956), proteínas (LOWRY *et al.*, 1951) e polímeros extracelulares transparentes (DE LA TORRE *et al.*, 2008).

Os sólidos resultantes da centrifugação eram resuspendidos com solução de NaCl 0,05%, aquecidos a 80°C durante 10 minutos e centrifugados de acordo com o método proposto por Morgan *et al.* (1990). O líquido sobrenadante, constituído principalmente de EPS, também era coletado. Uma fração do sobrenadante também era reservada e a outra era filtrada de forma que os constituintes solúveis e coloidais fossem caracterizados separadamente. O sobrenadante (EPS solúvel + coloidal) e o sobrenadante filtrado (EPS solúvel) eram caracterizados quanto à carboidratos (DUBOIS *et al.*, 1956), proteínas (LOWRY *et al.*, 1951) e polímeros extracelulares transparentes (DE LA TORRE *et al.*, 2008).

As análises de carboidratos foram realizadas pelo método do fenol e ácido sulfúrico baseado na metodologia descrita por Dubois *et al.* (1956). A adição dos reagentes (fenol e ácido sulfúrico) em amostras que contenham carboidrato resulta em uma coloração laranja. A absorbância era lida a 488nm. A concentração de carboidratos presentes nas amostras era determinada através de uma curva padrão previamente construída para a glicose.

As análises de proteína foram realizadas empregando-se o método de Lowry *et al.* (1951). O método de Lowry se baseia na reação do cobre com a proteína em meio alcalino e pela

posterior redução do reagente de fosfomolibdato-fosfotungstenato na solução Folin-Ciocalteu. Quando o reagente Folin-Ciocalteu é adicionado à amostra contendo proteínas e previamente tratada com o cobre, ocorre a redução deste composto, resultando em uma cor mais intensa, com absorção máxima em 550nm. A concentração de proteínas presentes nas amostras era determinada através de uma curva padrão previamente construída para a proteína soro albumina bovina (BSA).

As análises de polímeros extracelulares transparentes (TEP) foram realizadas pelo método de coloração com o azul de Alcian, baseado na metodologia descrita por De La Torre *et al.* (2008). O azul de Alcian é um corante catiônico que se liga a mucopolissacarídeos ácidos. Desta forma, quando o azul de Alcian é adicionado em amostras contendo TEP, sob condições ácidas, ocorre a interação destes componentes, reduzindo a intensidade da cor azul da amostra. A absorbância era lida a 602nm. A concentração de TEP presentes nas amostras era determinada através de uma curva padrão previamente construída para a Goma Xantana.

4.4.4.4 Viscosidade

Semanalmente, alíquota do líquido reacional do BRM era caracterizada quanto à viscosidade, que era medida por meio de um viscosímetro rotativo analógico da QUIMIS.

4.4.4.5 Filtrabilidade

A medição da filtrabilidade do lodo foi realizada por meio de três métodos diferentes, a fim de determinar qual método era o mais adequado e confiável para mensurar este parâmetro.

No início, foi utilizado apenas o teste de filtro que consiste em um teste simples e rápido (NURISHI *et al.*, 1998 *apud* THIEMIG, 2011). Neste teste, 50 mL do líquido reacional são filtrados através de um papel de filtro (Whatman nº 5, φ 185 mm) com dobradura sanfonada, em um funil que é inserido em uma proveta, após a caída da primeira gota, contabiliza-se cinco minutos (FIG. 4.5).



Figura 4.5: Montagem experimental do método Teste de filtro.

O volume obtido é então relacionado a uma tabela (TAB. 4.3) com valores típicos de filtrabilidade, caracterizando o lodo quanto a péssimo, ruim, bom, ótimo ou excelente. Este teste era realizado duas vezes por semana a princípio, depois passou a ser realizado apenas uma vez na semana.

Tabela 4.3- Relação do volume obtido com a característica do lodo quanto à filtrabilidade.

<i>Filtrabilidade (mL/5min)</i>	<i>Característica do lodo</i>
< 5	Péssimo
5 < x < 10	Ruim
10 < x < 15	Bom
15 < x < 20	Ótimo
> 25	Excelente

Posteriormente, no final da etapa experimental, foi utilizado também outro método, o *Sludge Filtration Index* (SFI) proposto por Thiemig (2011). O SFI consiste na filtração do lodo sob simulação das condições de aeração do BRM. A montagem experimental necessária para a realização deste teste pode ser observada na FIG. 4.6.

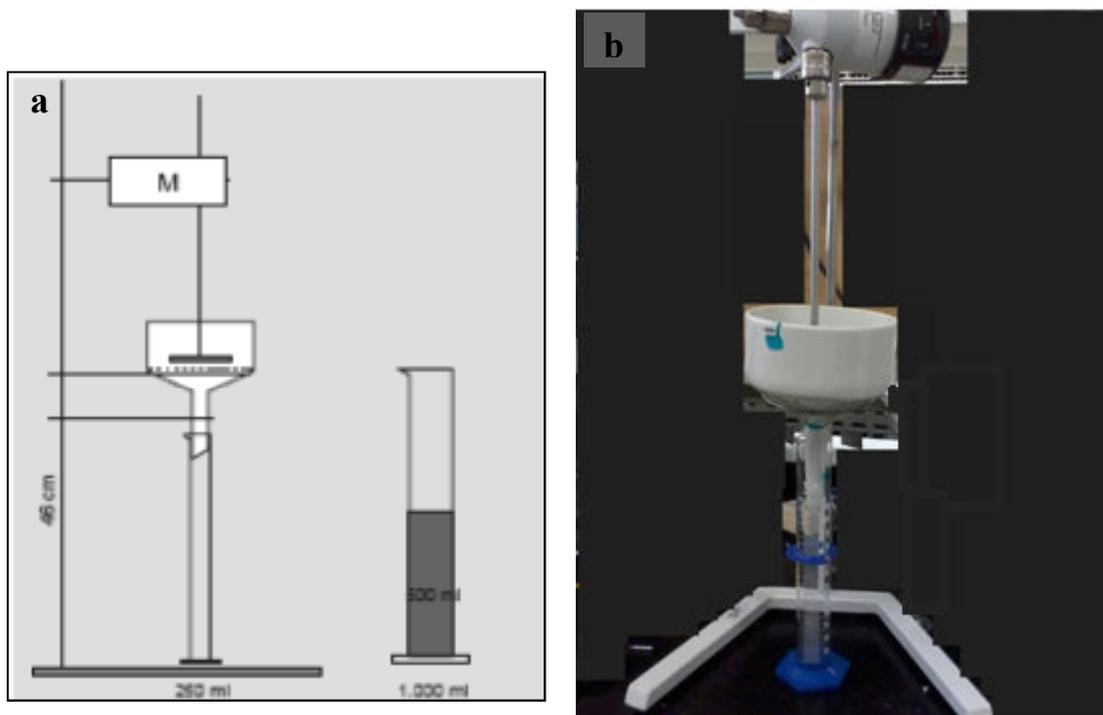


Figura 4.6: Montagem experimental do método de medição Sludge Filtration Index (SFI).
Fonte a: THIEMIG (2011).

Neste método, 500 mL do lodo do tanque biológico do BRM são coletados, homogeneizados e a temperatura ajustada para 20°C. Esta amostra é então filtrada através de um papel de filtro (Whatman 934-AH, ϕ 90 mm) em um funil que é inserido em uma proveta de 250mL. Durante a filtração ocorre a mistura constante da amostra através do uso de um agitador em uma velocidade de 40 rpm. Quando o volume da proveta atingir 100 mL contabiliza-se o tempo necessário para completar o volume da proveta para 150 mL. O valor do SFI é calculado através da medida de tempo (Δt), em segundos, em relação à concentração de sólidos suspensos (SS) da amostra de lodo, em %, conforme equação descrita abaixo:

$$SFI = \frac{\Delta t (s)}{SS (\%)} \quad (4.7)$$

Também no final da etapa experimental, foi empregado o *Time to Filter* (TTF), método desenvolvido pela *GE Water & Process Technologies* (2009). O TTF consiste na filtração à vácuo (51 kPa) de 200 mL de lodo do BRM. Para o processo de filtração, é utilizado um funil, com um papel de filtro (Whatman 934-AH, ϕ 90 mm), inserido em uma proveta graduada de 250 mL abrigada dentro de um Kitasato apropriado (FIG. 4.7). Após ligar a bomba de vácuo e verter a amostra de 200 mL de lodo no funil, contabiliza-se o tempo necessário para que 100 mL de filtrado seja coletado na proveta. Valores de TTF menores que 100 segundos são

considerados excelentes, entre 100 e 200 segundos considerados bons, entre 200 e 300 segundos seriam razoáveis e acima de 300 segundos indica um lodo de permeabilidade ruim.

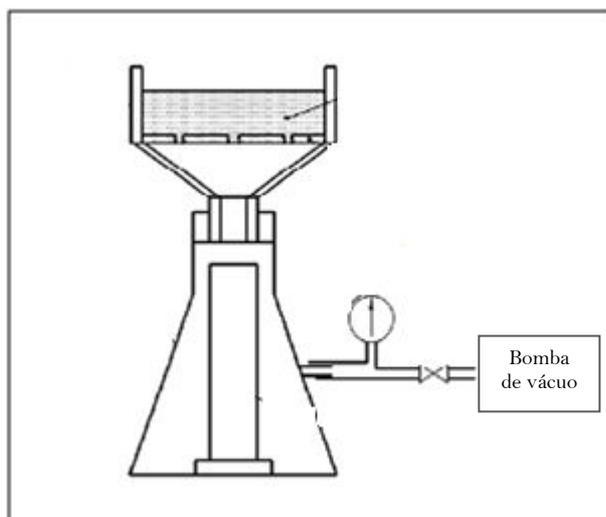


Figura 4.7: Montagem experimental do método *Time to Filter* (TTF).

Fonte: GE Water & Process Technologies (2009).

O SFI e o TTF foram realizados no último mês da etapa experimental, uma vez por semana, juntamente com o Teste de filtro, para os quais eram utilizadas amostras provenientes da mesma alíquota retirada do tanque de lodo.

4.4.4.6 Distribuição do tamanho de partículas

No último mês da etapa experimental, o lodo foi avaliado quanto à distribuição do tamanho de partículas, de forma a auxiliar no entendimento dos resultados dos testes de filtrabilidade. Foram coletadas alíquotas do líquido reacional do BRM para análise em um granulômetro (*Laser scattering Particle size distribution analyzer* Horiba - LA950V2).

4.4.4.7 Análise de microscopia óptica

A análise de microscopia óptica foi mais uma ferramenta para a avaliação do lodo, em relação ao fenômeno de incrustação. A visualização dos flocos presentes no lodo, juntamente com a análise da filtrabilidade e a distribuição do tamanho de partículas possibilitou um melhor diagnóstico das características do lodo.

Também no último mês, alíquotas do lodo do BRM foram coletadas para análise em um microscópio óptico da Olympus (CX31) com uma câmera fotográfica acoplada (Olympus SC30).

4.5 Avaliação da DQO Inerte

Durante a operação do BRM foi avaliada a fração de DQO inerte do lixiviado empregando a biomassa presente no líquido reacional. A amostra do lodo do BRM foi coletada após 200 dias de operação. Para efeito comparativo, um lodo bacteriano também foi utilizado. As frações de DQO inerte aeróbia do lixiviado, com uso de biomassa do BRM (fúngica) e bacteriana, foram determinadas pelo método proposto por Germirli *et al.* (1991) modificado. A biomassa bacteriana utilizada foi proveniente do lodo de retorno do sistema de lodos ativados convencional da Estação de Tratamento de Esgotos Arrudas de Belo Horizonte.

Foram realizados três ensaios (FIG. 4.8), em cada ensaio foram utilizados dois reatores de 2 L em batelada, um alimentado com o lixiviado de concentração de DQO conhecida e o outro com solução de glicose com concentração equivalente ao lixiviado, sob as mesmas condições. Todos os seis reatores foram inoculados com 100 mg/L de lodo e mantidos sob aeração constante. O ensaio 1 foi com o lodo bacteriano, onde o pH foi mantido em torno de 7,0, e os ensaios 2 e 3 foram com o lodo do BRM, e o pH foi mantido cerca de 3,5. Os reatores do ensaio 1 e do ensaio 2 foram incrementados com uma dosagem de 2 ml de cada um dos nutrientes empregados na análise de DBO (CaCl_2 , $\text{FeCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, MgSO_4) e tampão fosfato preparados em conformidade com o método de DBO (APHA, 2005). Já os reatores do ensaio 3 foram incrementados com 200 mg/L de Caldo Sabouraud.

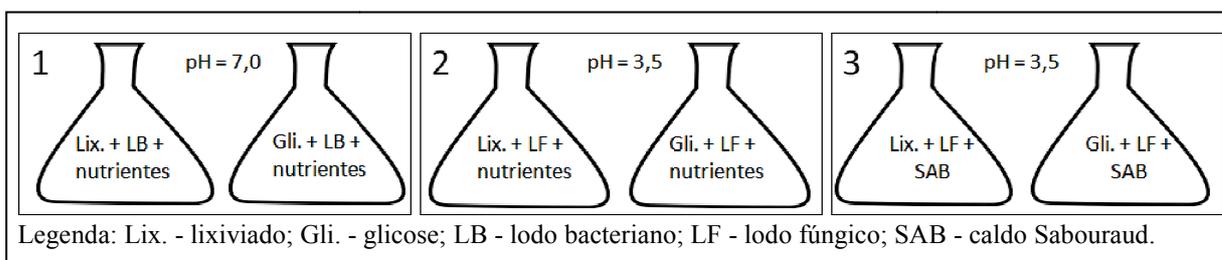


Figura 4.8: Desenho esquemático dos ensaios de DQO inerte.

Na FIG. 4.9 é apresentada uma foto do aparato experimental empregado na avaliação da DQO inerte.

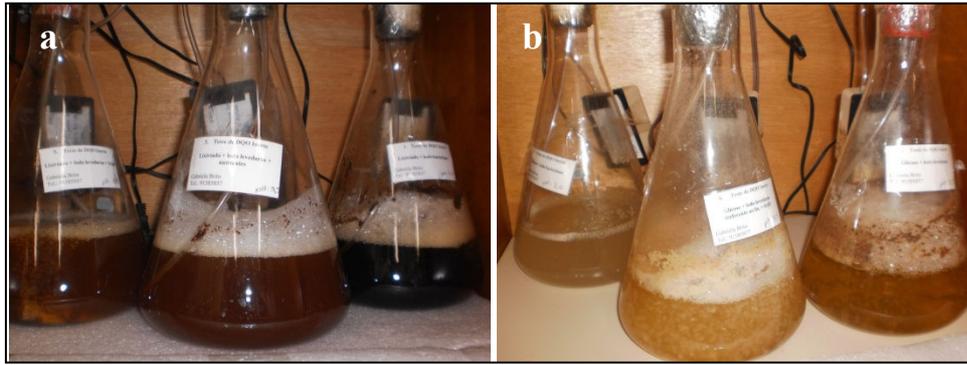


Figura 4.9: Foto do aparato experimental do teste de DQO Inerte. Legenda a - reatores com lixiviado dos ensaios 2, 3 e 1 (da esquerda para a direita). b - reatores com glicose dos ensaios 1, 3 e 2 (da esquerda para a direita).

Todos os reatores foram monitorados utilizando-se os parâmetros pH e DQO solúvel até que a atividade biológica fosse encerrada, determinada quando a concentração de DQO ficasse estável. As concentrações finais de proteínas e carboidratos solúveis em todos os reatores também foram determinadas pelos métodos de Dubois *et al.* (1956) e Lowry *et al.* (1951), respectivamente.

Assumindo que a fração de DQO inerte da glicose é nula, a DQO inerte do lixiviado, em cada ensaio, é a diferença da DQO residual do lixiviado (SRt_{lix}) e da solução de glicose no final de cada experimento (SRt_{gl}), onde a atividade biológica já foi encerrada, conforme apresentado pelas equações abaixo:

$$SRt_{lix} = S_I + S_P \quad (4.8)$$

$$SRt_{gl} = S_P \quad (4.9)$$

$$S_I = SRt_{lix} - SRt_{gl} \quad (4.10)$$

Onde:

S_I = fração de material inerte solúvel;

S_P = fração de produtos metabólicos residuais solúveis.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização físico-química do lixiviado

Na TAB. 5.1 são apresentados os valores médios e a amplitude dos principais parâmetros físico-químicos de caracterização dos lixiviados de aterro sanitários. Foram demonstrados os resultados para o lixiviado bruto e para o lixiviado pós-remoção de amônia por *air stripping* (usado como alimentação do BRM neste estudo).

Tabela 5.1- Valores médios e a amplitude dos parâmetros físico-químicos do lixiviado bruto e pós-remoção de amônia.

Parâmetros	Unidade	Lixiviado Bruto		Lixiviado pós-air stripping de amônia		Nº amostral
		Média	Amplitude	Média	Amplitude	
DQO	(mg/L)	3605	2033 - 5429	4210	2407 - 6275	65
DBO ₅	(mg/L)	386	74 - 540	-	-	28
DBO ₅ /DQO	-	0,09	0,03 - 0,1	-	-	28
COT	(mg/L)	1175	853 - 2728	-	-	48
Cor	(uH)	1804	815 - 2383	2086	906 - 3450	73
pH	-	8,51	8,06 - 9,47	7,68	5,56 - 9,36	65
Subst. húmicas	(mg/L)	2078	965 - 2693	-	-	51
Nitrogênio total	(mg/L)	1810	1009 - 2336	-	-	48
Nitrogênio amoniacal	(mg/L)	1311	844 - 1815	569	232 - 1480	48
Alcalinidade	(mg/L)	6866	2814 - 9123	-	-	74
Cloretos	(mg/L)	2463	1155 - 4010	-	-	24
Sólidos totais	(g/L)	8,5	6,5 - 10,9	-	-	47
Sólidos em suspensão totais	(mg/L)	67	23 - 157	-	-	48
Fósforo	(mg/L)	26,1	16,8 - 41,4	-	-	47

A variabilidade observada nos parâmetros de caracterização do lixiviado durante o período de amostragem pode ser explicada pela atuação de diversos fatores sobre a geração e a composição do lixiviado (QASIM e CHIANG, 1994; EL-FADEL *et al.*, 2002) destacando a variação climática, uma vez que as amostras foram coletadas no período chuvoso e seco.

Como pode ser observado, apesar de ser proveniente de um aterro novo, o lixiviado originado apresenta características compatíveis aos percolados de aterros em estado avançado de estabilização, destacando os baixos valores de DBO₅/DQO, que indicam baixa biodegradabilidade do lixiviado. A relação DBO₅/DQO comparada aos valores da literatura internacional, se encontrou dentro da faixa apresentada para os aterros com idades superiores

a dez anos (CHRISTENSEN *et al.*, 2001; LEE *et al.*, 2010). Considerando os estudos para os lixiviados brasileiros, a relação DBO₅/DQO apresenta ampla variação, a depender de diversos fatores (SOUTO e POVINELLI, 2007). Além disto, os valores de pH se encontram dentro da faixa estabelecida por Souto e Povinelli (2007) para a fase metanogênica de lixiviados brasileiros, o que confirma o avançado estado de degradação da matéria orgânica depositada no aterro.

Ressalta-se também, a alta concentração de substâncias húmicas, o que indica uma elevada recalcitrância do lixiviado, corroborando com a baixa biodegradabilidade. As substâncias húmicas são as principais responsáveis pela cor do lixiviado e também representam a maior parte da DQO. No Lixiviado estudado as substâncias húmicas representaram aproximadamente 58% da concentração de DQO. Em relação aos sólidos presentes no lixiviado, nota-se que há pouca matéria em suspensão. Desta forma, os sólidos dissolvidos são os principais contribuintes da matéria orgânica do lixiviado e consequentemente da DQO.

Também observa-se, uma alta concentração de nitrogênio amoniacal no lixiviado bruto. Segundo Souto e Povinelli (2007) em lixiviados de aterros sanitários brasileiros, a faixa mais provável de concentração de nitrogênio amoniacal pode variar de 0,4 a 1800 mg/L. A opção pela utilização do lixiviado pós-remoção de amônia por *air stripping* foi devido ao alto potencial de toxicidade deste composto. No entanto, a variação da concentração de nitrogênio amoniacal no lixiviado pós-remoção de amônia foi alta, isto ocorreu devido às variações na concentração de NH₃ no lixiviado bruto e principalmente às alterações no processo de *air stripping* durante o período de amostragem, tais como mudanças nas condições de temperatura, pH e vazão de aeração e até mesmo no local de realização do procedimento.

A relação entre matéria orgânica e nutrientes, expressa em termos de DBO₅/Nitrogênio/Fósforo, foi de 100/50/0,7 para o lixiviado bruto, consideravelmente fora da relação ótima de 100/5/1 para tratamentos biológicos com lodo comum (bacteriano), proposta por von Sperling (2005). Entretanto, ao considerar o lixiviado pós-remoção de amônia, esta relação passou a ser 100/15/0,7, considerando os valores do nitrogênio amoniacal após a etapa de remoção. Nestas condições, o nitrogênio não estava em uma concentração tóxica e também não era um composto limitante ao crescimento microbiano, ao contrário do fósforo, o qual apresentou concentrações inferiores ao balanço adequado.

A realização da técnica de *air stripping* para remoção de amônia ocasionou um leve aumento da concentração de DQO e cor do lixiviado. Isto pode estar associado à evaporação da água presente no lixiviado durante o processo de *air stripping*, uma vez que se observava a redução do volume do lixiviado após a realização do procedimento experimental. Outra hipótese é a possível relação com a redução do pH, que ocorria durante o processo de *air stripping*, o que poderia favorecer uma maior solubilização dos compostos presentes no lixiviado, aumentando a concentração da DQO solúvel e da cor real.

5.2 Ensaio de tolerância da *S. cerevisiae* ao lixiviado

As FIG. 5.1 e 5.2 apresentam os resultados da contagem de UFC/mL e da eficiência de remoção de DQO solúvel do lixiviado diluído nas concentrações 0, 20, 40, 60, 80 e 100% em água e em caldo Sabouraud, respectivamente. Foi realizada a comparação dos resultados obtidos em 48h de cultivo com os obtidos após 96h. Para os resultados da contagem de UFC/mL considerou-se a concentração inicial de *S. cerevisiae* cerca de $1,0 \times 10^7$ UFC/mL. Quanto a eficiência de remoção de DQO solúvel, foi considerada a remoção no tempo de 48h e no intervalo de 48 a 96h. Isto devido às tendências diferentes do crescimento da biomassa e remoção de DQO nos dois intervalos.

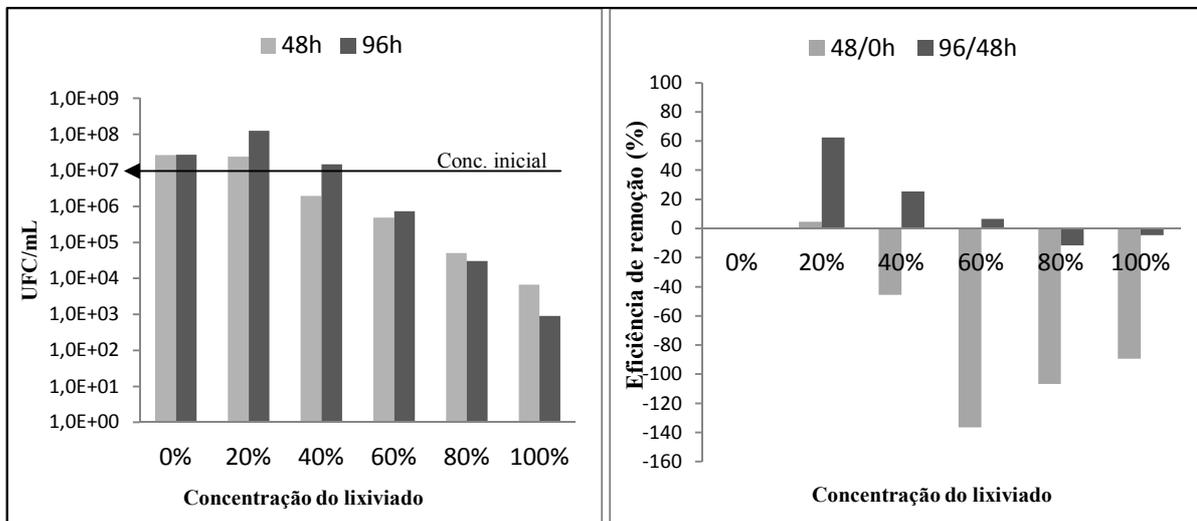


Figura 5.1: Resultados da contagem de UFC/mL e da eficiência de remoção de DQO solúvel do lixiviado diluído em água.

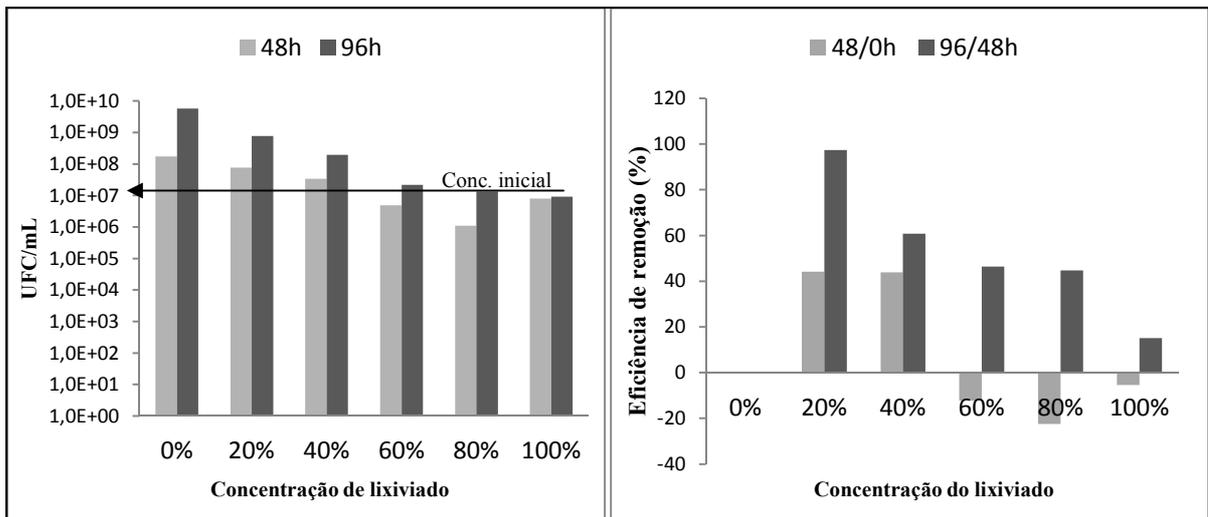


Figura 5.2: Resultados da contagem de UFC/mL e da eficiência de remoção de DQO solúvel do lixiviado diluído em caldo Sabouraud.

Para os frascos com o lixiviado diluído apenas com água (FIG. 5.1), nota-se um padrão similar entre os resultados obtidos da contagem de UFC/mL e os relativos à eficiência de remoção de DQO, tanto no tempo de 48h quanto no intervalo de 48 a 96h. Foi observado crescimento da *S. cerevisiae* nos dois tempos, apenas na solução de lixiviado em concentração de 20% e no frasco com água pura (0%). Apesar de ter sido utilizada água destilada estéril, a DQO no tempo 0h, para o frasco 0%, foi 108 mg/L. Acredita-se que esta DQO seja proveniente de matéria orgânica solúvel da levedura liofilizada inoculada nos frascos. Deste modo, os valores de DQO obtidos neste frasco foram desconsiderados. Além do mais, para conclusão dos resultados de eficiência de remoção, as concentrações de DQO encontradas no frasco sem lixiviado, no tempo de 48h e no intervalo de 48 a 96h, foram descontadas das concentrações de DQO obtidas para as amostras dos demais frascos para os mesmos períodos, de forma a eliminar a influência da matéria orgânica presente na levedura inoculada.

Nos demais frascos houve um decaimento da biomassa da *S. cerevisiae* no tempo de 48h sendo proporcional ao aumento da concentração de lixiviado no meio. Em relação a remoção de DQO ocorreram eficiências negativas, com a elevação da concentração de DQO. No intervalo de 48 a 96h ocorreu um crescimento da biomassa e uma remoção de DQO nos frascos com o lixiviado diluído nas concentrações de 40 e 60%. Neste mesmo intervalo, para os frascos com o lixiviado diluído na concentração de 80% e com o lixiviado puro (100%), a tendência foi a mesma observada no tempo de 48h, no entanto, com menores taxas de decaimento da biomassa e aumento da DQO. Isto também, provavelmente devido à baixa resistência da *S. cerevisiae* aos compostos do lixiviado no período inicial.

De toda forma, concluí-se que o aumento da concentração de lixiviado diluído com água, considerando o cultivo da *S. cerevisiae* no tempo total de 96h, provoca o decaimento da biomassa, ocorrendo a lise celular, o que ocasiona a liberação de produtos microbianos no meio, elevando a concentração de DQO.

Em relação aos frascos de lixiviado diluído com o caldo SAB (FIG. 5.2), para os resultados da eficiência de remoção de DQO foi desconsiderada a remoção de DQO referente ao caldo SAB, considerando apenas a referente ao lixiviado. Isto devido à elevada concentração de DQO do caldo SAB (10g/L de peptona especial e 20 g/L de dextrose) nos frascos diluídos com o mesmo.

Também observa-se uma tendência semelhante entre os resultados obtidos da contagem de UFC/mL e os relativos à eficiência de remoção de DQO, tanto no tempo de 48h quanto no intervalo de 48 a 96h. Foi observado crescimento da *S. cerevisiae* nos dois tempos, nas soluções de lixiviado em concentração de 20 e 40%, o que corrobora com a remoção de DQO observada para estes frascos. Nas demais soluções de lixiviado (60 e 80%) e no frasco com o lixiviado adicionado com o SAB (100% + 3 g de SAB) ocorreu um leve decaimento da biomassa da *S. cerevisiae* no tempo de 48h com um aumento da concentração de DQO no meio. Entretanto, no intervalo de 48 a 96h houve um crescimento da biomassa e remoção de DQO do meio.

A adição do meio de cultivo SAB nos frascos com o lixiviado em diferentes concentrações aumentou o crescimento da biomassa e a eficiência de remoção de DQO em comparação com os frascos com o lixiviado diluído com água. Além disto, a presença do SAB parece ter favorecido a adaptação da levedura aos compostos do lixiviado. Tanto no tempo de 48h quanto no intervalo de 48 a 96h foram observadas maiores concentrações de unidades formadoras de colônia de *S. cerevisiae* nos frascos de lixiviado diluído com SAB (FIG. 5.3). Sendo que nos frascos com o lixiviado nas concentrações de 60, 80 e 100% a variação entre os dois ensaios foi mais sobressaltante.

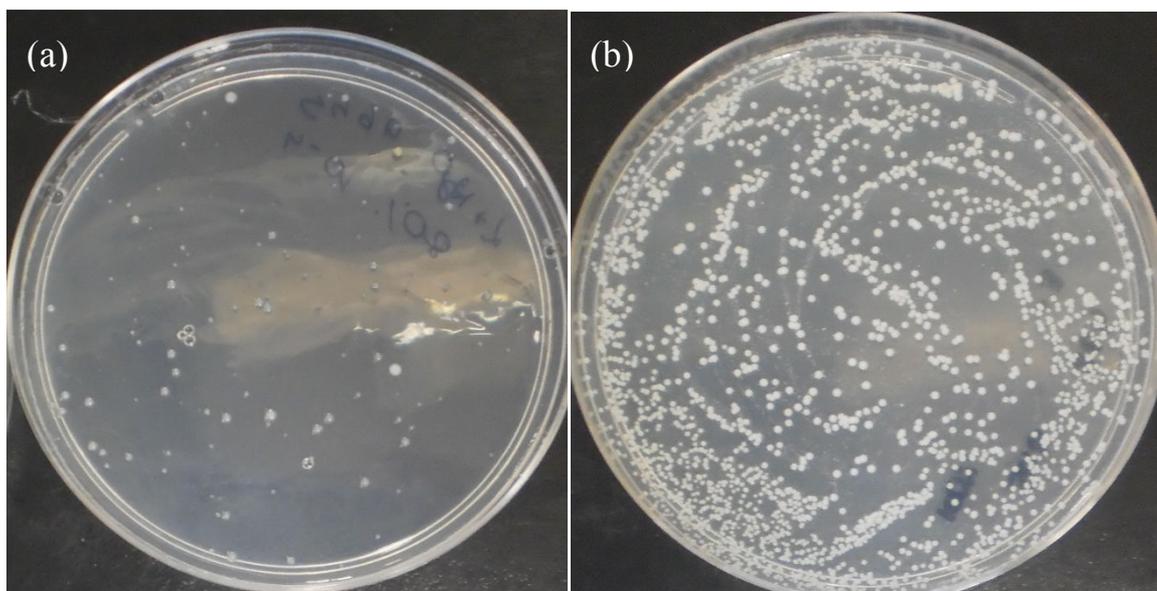


Figura 5.3: Placas com o crescimento da *S. cerevisiae* presente nos frascos de lixiviado diluído na concentração de 80%, no tempo de 96h, diluição da amostra igual a 10^{04} . (a) - Frasco diluído com água; (b) - Frasco diluído com caldo SAB.

No intervalo de 48h foi observada pequena remoção de DQO (5%), apenas para o frasco de 20%, nos frascos de lixiviado diluído com água. Entretanto, os frascos de 20 e 40% diluídos com SAB apresentaram remoção de DQO de cerca de 40% no mesmo período. Além disto, no tempo de 48h, possivelmente houve uma menor liberação de produtos microbianos no meio, observados pelo aumento da concentração de DQO, nos demais frascos de lixiviado diluído com SAB em comparação com os frascos de lixiviado na concentração de 40 a 100% diluídos com água. No intervalo de 48 a 96h já foi possível verificar uma remoção de DQO nos frascos de 80 e 100% diluídos com SAB, ao contrário daqueles diluídos com água, nestas mesmas concentrações.

Assim, concluiu-se que a adição do meio de cultivo Sabouraud na alimentação do BRM auxiliaria a adaptação da *S. cerevisiae* aos compostos do lixiviado, favorecendo o crescimento da biomassa e a remoção de DQO. Quanto à concentração inicial de lixiviado, os resultados demonstraram que a concentração de 40%, com o caldo SAB, ainda apresenta crescimento da biomassa e remoção de DQO nos dois intervalos de tempo. No entanto, a opção pela utilização da concentração de 20% abrigaria uma margem de precaução, visto que menores concentrações de meio SAB seriam adotadas para incremento da alimentação.

Apesar do experimento ter sido realizado em condições estéreis, foi verificado o crescimento de outros grupos microbianos, através da visualização de diferentes colônias nas placas com ágar SAB, conforme observado na FIG. 5.4.

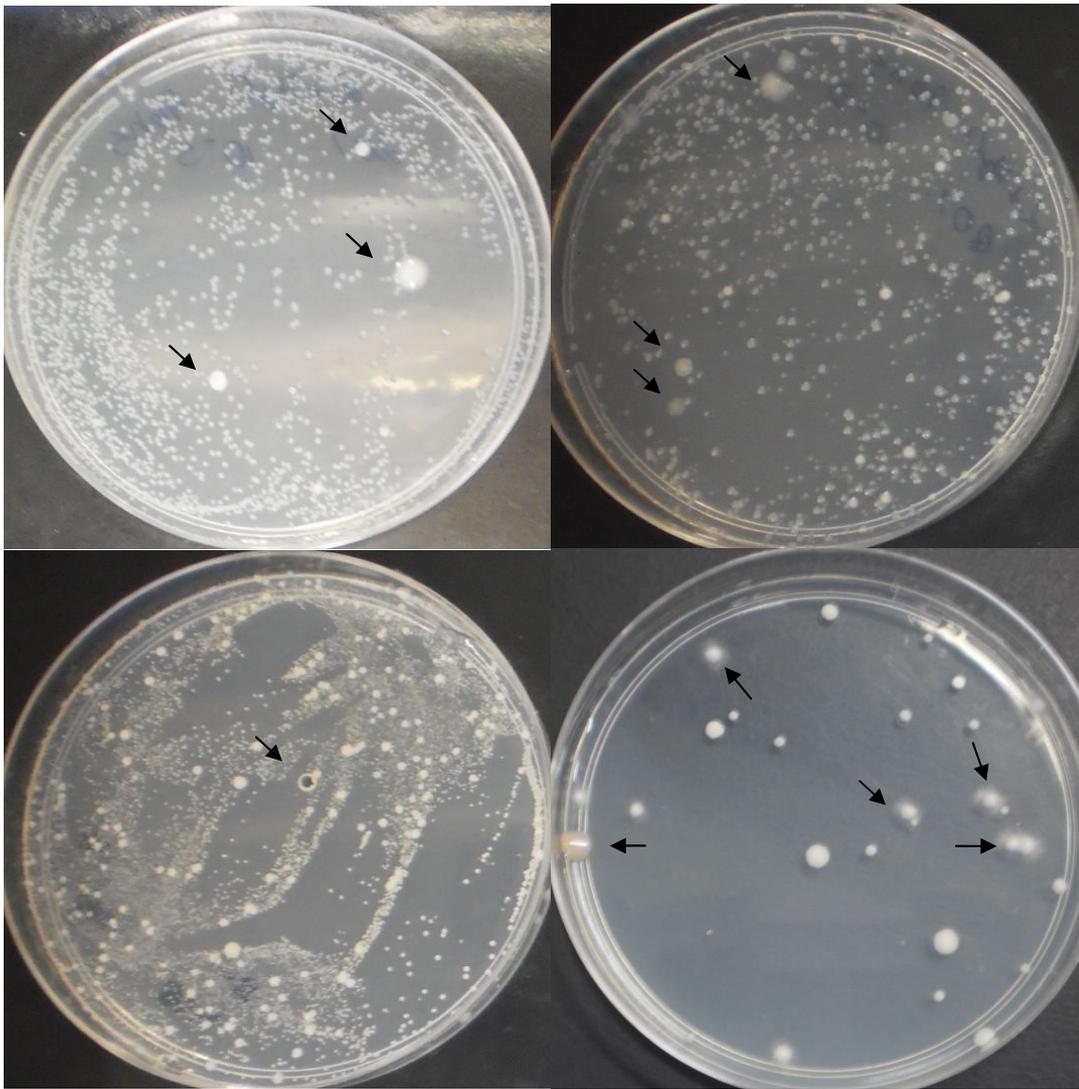


Figura 5.4: placas com a presença de colônias diferentes daquelas referentes à *S. cerevisiae*.

Foi observada a presença de colônias filamentosas e não filamentosas, além daquelas referentes à *S. cerevisiae*. Não houve diferença quantitativa expressiva entre as placas com as amostras dos frascos de lixiviado diluído com o caldo SAB e com água. Entretanto, percebeu-se maior frequência de colônias não filamentosas nas placas com as amostras dos frascos de lixiviado diluído com água e de colônias filamentosas naquelas com as amostras dos frascos de lixiviado diluído em caldo SAB.

Provavelmente, a presença destes grupos microbianos nas amostras do experimento foi devida à amostra do lixiviado, a qual não foi esterilizada, uma vez que o processo de esterilização poderia afetar alguns compostos presentes neste efluente. Além disto, julgava-se a existência de uma população reduzida ou a ausência de microrganismos na amostra do lixiviado. Outra

possibilidade da fonte de contaminação é a manipulação dos frascos durante a retirada de alíquotas para o plaqueamento e a análise de DQO solúvel.

Na contagem de UFC/mL foram contabilizadas somente as colônias típicas da *S. cerevisiae*. No entanto, é necessário considerar que os demais grupos microbianos presentes nas amostras do experimento, podem ter influenciado nos resultados do ensaio de tolerância da *S. cerevisiae* ao lixiviado, principalmente na remoção de DQO.

5.3 Operação do BRM

5.3.1 Aclimação da Biomassa

A aclimação da biomassa da *S. cerevisiae* ocorreu no BRM e foi baseada no aumento gradual da concentração de lixiviado no meio (0, 20, 40, 60, 80 e 100%) e na posterior redução da concentração de caldo Sabouraud (3, 2, 1 e 0 g/L) até a adaptação do lodo ao lixiviado puro. Neste período, a mudança de concentração do lixiviado na alimentação do BRM ocorreu aproximadamente a cada 20 dias. A FIG. 5.5 apresenta a variação da carga orgânica do lixiviado utilizado ao longo da aclimação da biomassa no BRM.

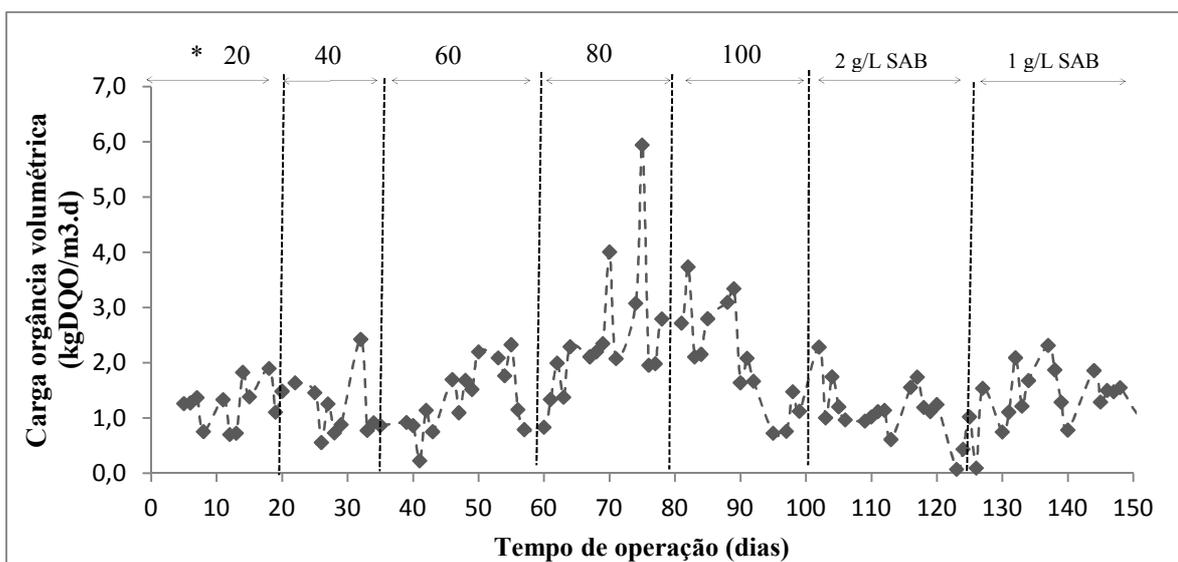


Figura 5.5: Carga orgânica do lixiviado utilizado durante a aclimação.

Nota: * Concentração do lixiviado (%) na alimentação do BRM.

Nota-se que no período entre o 60º e 90º dia, quando a concentração do lixiviado na alimentação era 80 e posteriormente 100%, o lixiviado se apresentava com elevada carga orgânica. Esta variação pode ter ocorrido devido à influência climática, uma vez que neste período os níveis pluviométricos estavam elevados.

A TAB. 5.2 demonstra as concentrações médias afluentes e efluentes, bem como as eficiências médias de remoção de cor, DQO e substâncias húmicas em para cada concentração de lixiviado adotado.

Tabela 5.2 - Características da alimentação e do permeado e eficiências de remoção durante a aclimação.

Alimentação								
<i>Parâmetros</i>	<i>Concentração do lixiviado (%) *</i>							
	20	40	60	80	100	2 g/L SAB	1 g/L SAB	Média total
Cor (uH)	1235	1443	2100	4433	4759	3729	3300	2997
DQO (mg/L) **	4312	4334	4185	6425	6296	3666	3792	4716
SH (mg/L)	566	739	772	798	895	561	453	686
Permeado								
<i>Parâmetros</i>	<i>Concentração do lixiviado (%) *</i>							
	20	40	60	80	100	2 g/L SAB	1 g/L SAB	Média total
Cor (uH)	346	329	310	456	499	391	425	394
DQO (mg/L)	1159	923	1390	1715	1329	797	1169	1211
SH (mg/L)	371	232	186	203	170	175	136	192
Eficiências de remoção								
<i>Parâmetros</i>	<i>Concentração do lixiviado (%) *</i>							
	20	40	60	80	100	2 g/L SAB	1 g/L SAB	Média total
Cor (%)	70	77	84	91	91	89	86	83
DQO (%)	68	74	75	78	79	76	68	73
SH (%)	47	60	78	77	81	69	71	69

Notas: * Na alimentação, até a adição do lixiviado sem diluição, foi adicionado 3 g/L de caldo Sabouraud (SAB). Posteriormente, a concentração do SAB foi sendo reduzida.

** Na concentração de DQO da alimentação foi considerada a DQO do caldo Sabouraud.

Como era esperado, a concentração de cor, DQO e substâncias húmicas da alimentação foi aumentando à medida que a concentração do lixiviado aumentava. Entretanto, apesar do lixiviado continuar sem diluição, após o 90º dia, com a redução da carga orgânica (FIG. 5.5), observou-se uma diminuição da concentração de DQO, cor e substância húmicas da alimentação. Além do mais, a redução da concentração de DQO da alimentação, percebida após o 100º dia, também foi devido à retirada progressiva do caldo SAB, uma vez que a concentração de DQO da alimentação considerou a DQO do caldo SAB.

A concentração de cor, DQO e substâncias húmicas do permeado durante a aclimação não seguiram uma tendência como observado para a alimentação. Apesar do processo de retirada do caldo SAB da alimentação, a concentração de DQO do permeado teve uma leve redução

neste período, possivelmente devido à redução da carga orgânica do lixiviado afluente ao BRM. Entretanto, a eficiência de remoção de matéria orgânica no processo de retirada do caldo SAB reduziu. Entende-se que o caldo Sabouraud era uma fonte de nutriente e matéria orgânica facilmente biodegradável, o que auxiliava no crescimento microbiano e facilitava a adaptação da biomassa aos compostos do lixiviado propiciando uma maior taxa de degradação.

A eficiência de remoção de cor, DQO e substâncias húmicas, ao contrário do esperado, aumentou com o aumento da concentração do lixiviado na alimentação. O que indica a adaptação gradual do lodo aos compostos recalcitrantes e tóxicos do lixiviado.

A cor da alimentação e do permeado nas etapas de aclimação onde o lixiviado se encontrava com concentração de 40% e 100% com 2,0 g/L de SAB foram retratadas na FIG. 5.6.

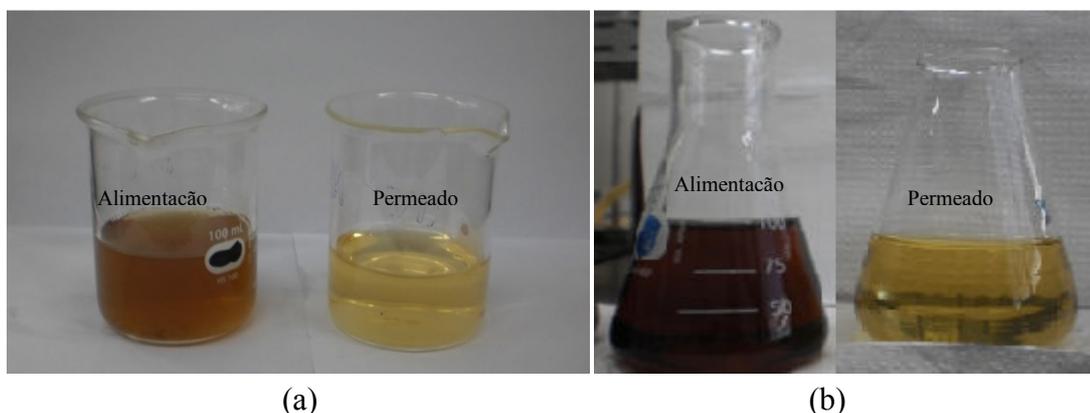
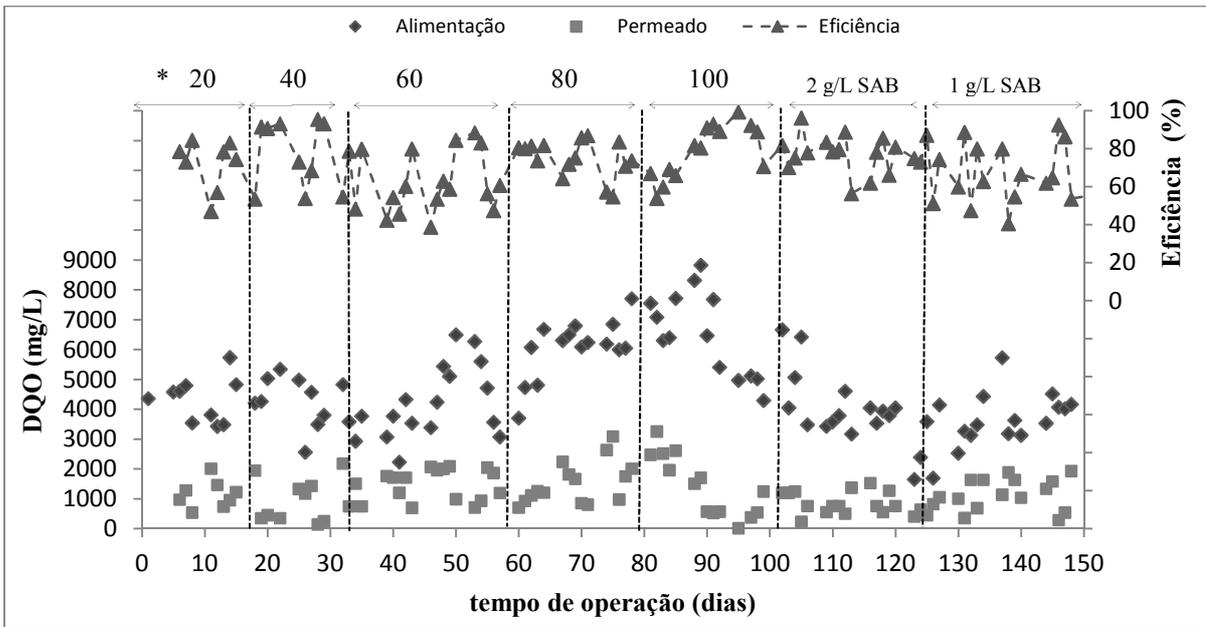
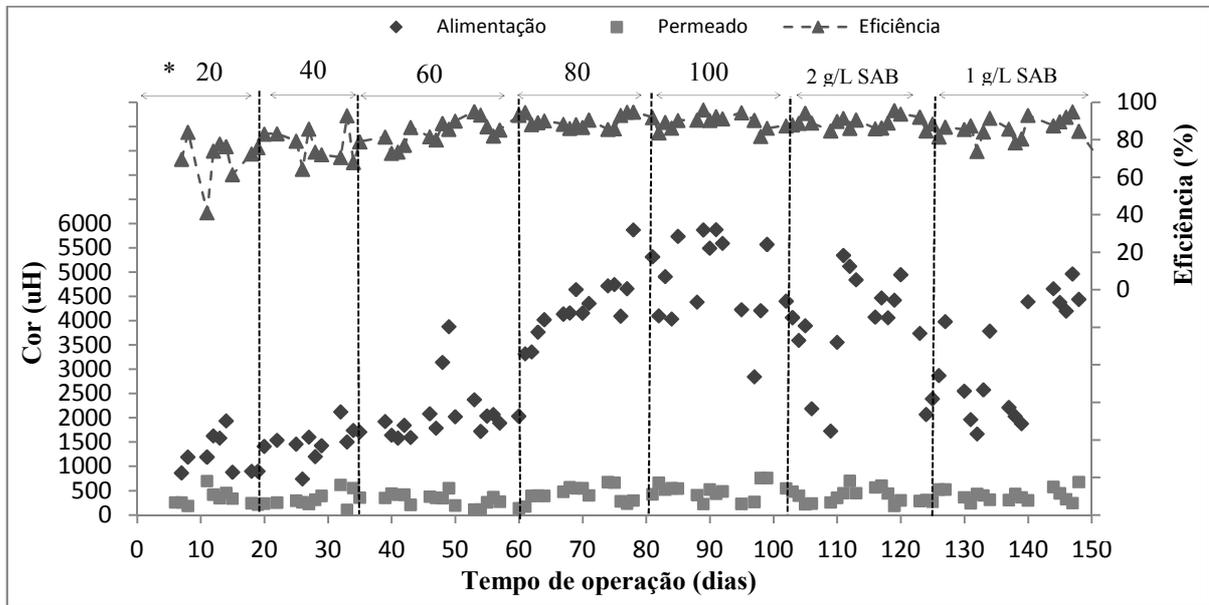


Figura 5.6: Foto de amostra da alimentação e do permeado na etapa de aclimação com o lixiviado na concentração de 40% (a) e 100% com 2,0 g/L de SAB (b).

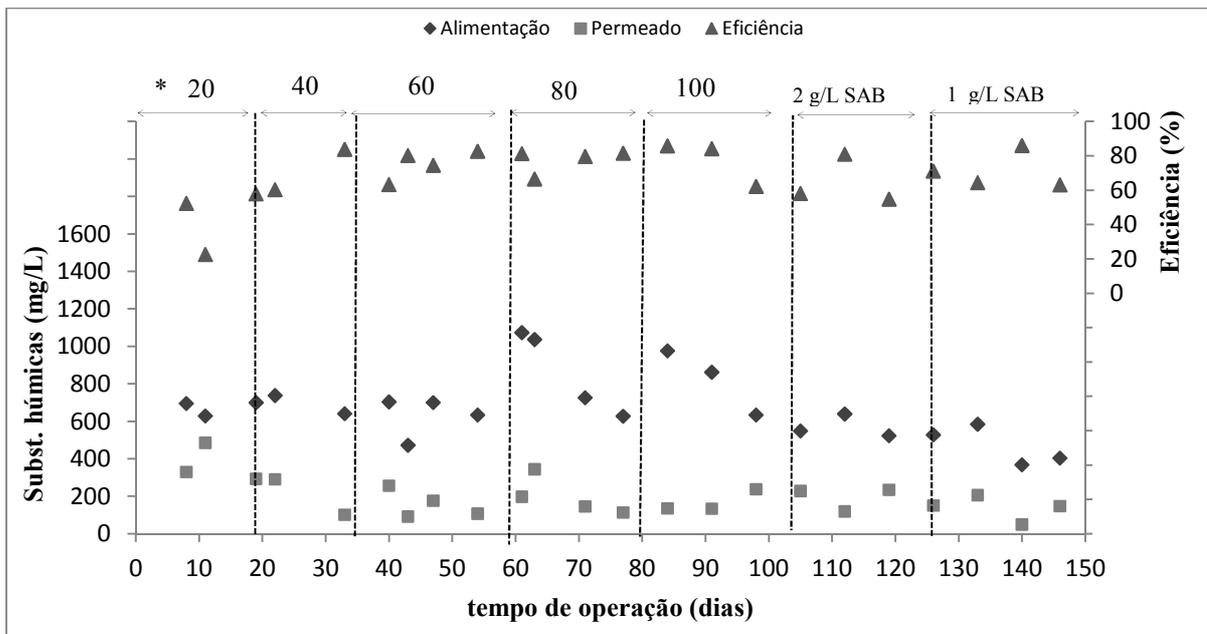
A FIG. 5.7 traz os valores das concentrações e das eficiências de remoção de DQO, cor e substâncias húmicas da alimentação e do permeado do BRM durante o período de aclimação.



(a)



(b)



(c)

Figura 5.7: Concentrações de DQO (a) cor (b) e substâncias húmicas (c) da alimentação e do permeado do BRM e as eficiências de remoção durante a aclimatação.

Nota: * Concentração do lixiviado (%) conforme nota da tabela 5.2.

Na concentração de DQO da alimentação foi considerada a DQO do caldo Sabouraud.

Nota-se que no início, quando a alimentação era a solução de lixiviado em baixas concentrações, houve maiores variações nas eficiências de remoção de cor, DQO e substâncias húmicas. Ao longo do tempo, apesar da entrada de alimentação com maiores concentrações de lixiviado, a eficiência de remoção de matéria orgânica foi mais estável. Isto confirma a adaptação microbiana gradual aos compostos do lixiviado. Entretanto, ao reduzir a concentração de caldo Sabouraud, novamente houve menor estabilidade das eficiências de remoção de cor, DQO e substâncias húmicas.

Além disto, as ocorrências de baixas eficiências de remoção orgânica foram atribuídas, no início da aclimatação, a alta variação de pH do líquido reacional (FIG. 5.8) sendo feito sempre o ajuste para 3,5. Posteriormente, foram atribuídas também aos problemas operacionais, tais como variações na carga orgânica e de nitrogênio amoniacal do lixiviado, desregulação da vazão de permeado e do sistema de aeração do tanque biológico e até mesmo, alterações no nível do tanque de lodo e da turbidez do permeado. A relação destas variáveis com a eficiência de remoção orgânica do BRM durante todo o processo de operação foi detalhada no item seguinte.

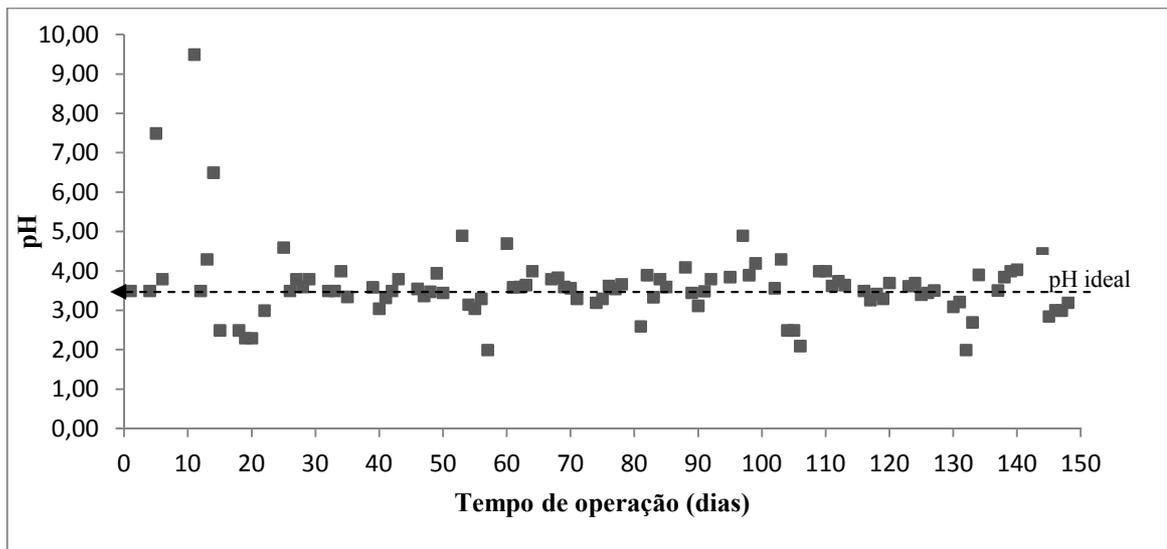


Figura 5.8: Evolução temporal do pH na aclimação.

A FIG. 5.9 apresenta a concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV) ao longo do período de aclimação. Ressalta-se que nesse período o BRM operou com idade do lodo infinita.

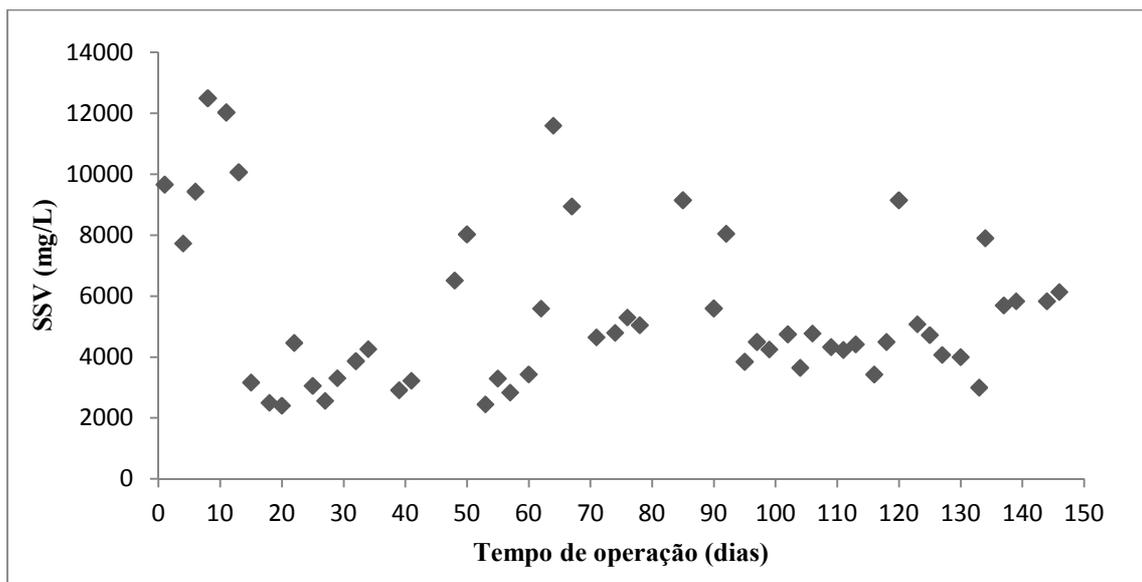


Figura 5.9: Evolução temporal da concentração de SSV na aclimação.

Como pode ser observado, a concentração de SSV variou bastante ao longo da aclimação, não apresentando uma tendência de aumento da biomassa microbiana, como era esperado. No início, notou-se uma queda brusca na concentração de SSV, o que pode estar associado à alta variação do pH do líquido reacional e a um choque microbiano devido à condição inóspita propiciada pelos compostos xenobióticos do lixiviado.

Foram realizadas mudanças no padrão de retirada da alíquota de lodo para a análise de SSV ao longo do tempo para tentar minimizar as variações da concentração de SSV, uma vez que suspeitava-se da baixa homogeneidade do líquido reacional. Estas mudanças ocorreram no 95º e 124º dia. A primeira se baseou no aumento da vazão de aeração do tanque biológico (para 1,5 Nm³/h) cinco minutos antes da retirada da alíquota do lodo. A segunda mudança consistiu em alterar o lugar de retirada da alíquota, ao invés de ser apenas pela mangueira do fundo do tanque, passou a ser também pela mangueira localizada no meio do tanque. A amostra final era a mistura das duas alíquotas coletadas. Estas mudanças aumentaram a homogeneidade do lodo e reduziram ligeiramente as variações da concentração de SSV.

Além disto, ao longo do tempo, foi observada a formação de um biofilme nas paredes do tanque biológico do BRM, o que possivelmente também influenciou a quantificação da concentração de SSV no tanque biológico. A FIG. 5.10 apresenta uma foto da formação de biofilme em uma das paredes do tanque biológico do BRM. Esta foto foi tirada no 134º dia de operação do BRM.



Figura 5.10: Formação de biofilme em uma das paredes do tanque biológico do BRM.

Para uma melhor avaliação do crescimento da biomassa foi realizado o plaqueamento e a contagem de unidades formadoras de colônias dos grupos microbianos (UFC/mL) presentes no líquido reacional o que também propicia uma análise dos grupos microbianos presentes no lodo. A FIG. 5.11 demonstra a concentração de unidades formadoras de colônias dos grupos microbianos presentes no líquido reacional ao longo da aclimação.

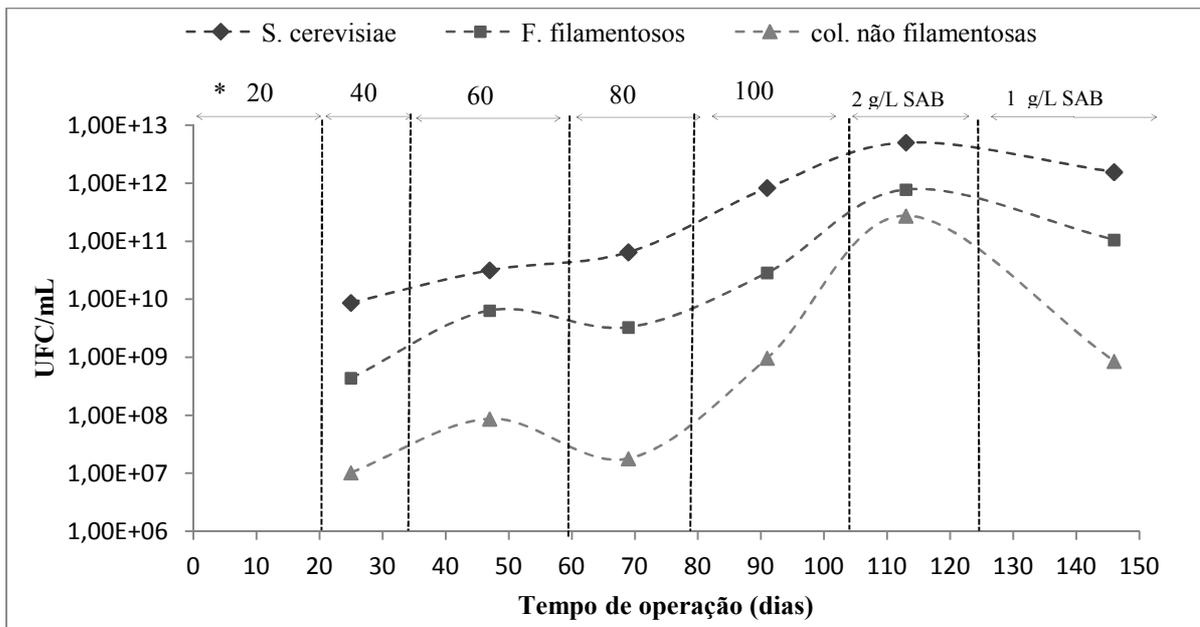


Figura 5.11: Crescimento microbiano ao longo da aclimação.

Como pode ser percebido, além do crescimento da *S. cerevisiae*, houve intensa contaminação por outros grupos microbianos, como os fungos filamentosos e o grupo das colônias não filamentosas indicando bactérias e leveduras selvagens. Acredita-se que estes microrganismos também contribuíram na remoção de matéria orgânica do lixiviado, não sendo possível quantificar a contribuição de cada grupo. De toda forma, ressalta-se que inoculando apenas a *S. cerevisiae* no BRM conseguiu-se obter um lodo misto capaz de remover matéria orgânica do lixiviado.

Ressalta-se que a *S. cerevisiae* aumentou de 10^{10} UFC/mL a aproximadamente 10^{12} UFC/mL em cerca de 70 dias. No 25º dia a concentração de fungos filamentosos já estava 10^8 UFC/mL e no 91º dia aumentou para 10^{10} UFC/mL. O grupo das colônias não filamentosas, no 25º dia apresentava concentração de 10^7 UFC/mL e cerca de 90 dias depois, estava em torno de 10^{11} UFC/mL. No fim do período de aclimação, com o processo de retirada do caldo SAB, houve uma ligeira queda nas concentrações de *S. cerevisiae* e de fungos filamentosos e uma redução maior na concentração das outras colônias não filamentosas. Este fato corrobora com a redução da eficiência de remoção de matéria orgânica observada no mesmo período. A formação de biofilme nas paredes do BRM, também pode ter influenciado a concentração de UFC/mL no líquido reacional.

A FIG. 5.12 apresenta uma foto da contagem de UFC/mL em uma placa de SAB, a qual foi “plaqueada” com 0,1 mL de uma amostra do lodo do BRM diluída 10^{06} vezes, no 78º dia de operação, onde a concentração do lixiviado na alimentação era 80%.

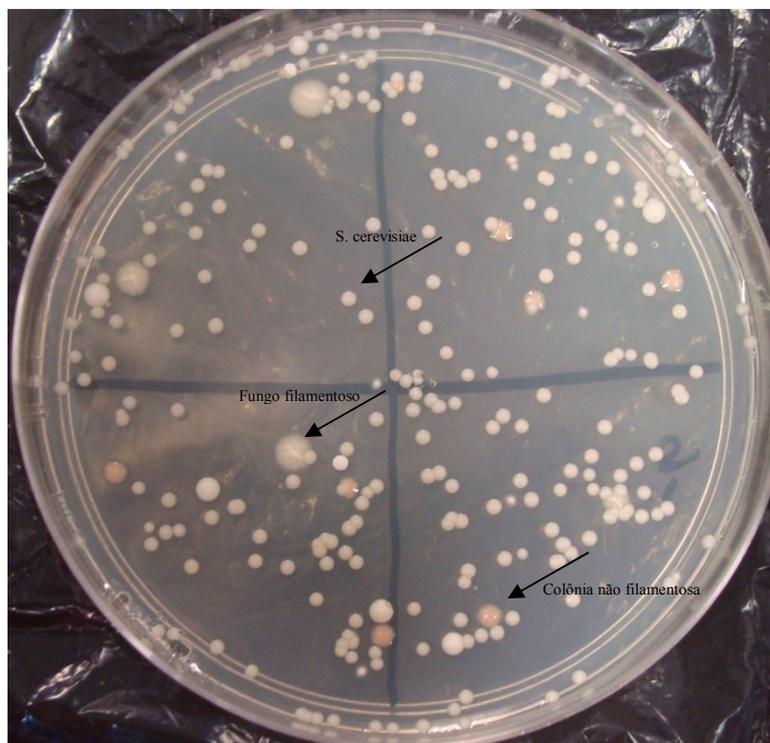


Figura 5.12: Foto de uma placa de SAB exemplificando os grupos microbianos encontrados no lodo do BRM durante a aclimação.

Outro fato constatado foi uma contaminação fúngica na alimentação do BRM, logo nos primeiros dias de operação. A presença de fungos filamentosos na alimentação continuou por toda etapa de aclimação e também durante o período inicial da etapa pós-aclimação do BRM. Suspeita-se que a adição do caldo SAB e a acidificação (pH 3,5) da alimentação propiciaram o crescimento dos fungos filamentosos já presentes no lixiviado. A FIG. 5.13 ilustra o crescimento fúngico na alimentação do BRM.



(a)



(b)

Figura 5.13: Ilustração do crescimento de fungos filamentosos na alimentação. (a) Foto tirada da alimentação no 91º dia de operação do BRM. (b) Placa de SAB “plaqueada” com amostra do “lodo” da alimentação no 91º dia de operação do BRM.

Um melhor detalhamento sobre os grupos de microrganismos encontrados no lodo do BRM ocorrerá no capítulo de identificação dos morfotipos microbianos.

Os registros diários da pressão do BRM e as ocorrências de limpezas químicas de manutenção da membrana durante a aclimatação foram demonstrados no item seguinte, juntamente com a etapa pós-aclimatação. Lembrando que na etapa de aclimatação do lodo não havia o objetivo de investigação da incrustação.

5.3.2 Operação do BRM

A etapa pós-aclimação caracterizando a operação do BRM propriamente dita se iniciou com a retirada total do caldo SAB da alimentação, que passou a ser apenas o lixiviado pós-remoção de amônia por *air stripping* acidificado (pH 3,5). Nesta etapa foram mantidas as mesmas condições de operação empregadas na aclimação, exceto aquelas referentes à aeração do tanque biológico e do módulo de membrana. A vazão e o fluxo permeado continuaram 0,2 L/h e 5 L/h.m² respectivamente, o que era suficiente para manter um TDH de 48 h.

O valor do fluxo permeado estipulado está no limite da faixa frequentemente utilizada para BRM com módulos de membranas submersas para o tratamento de efluentes industriais, a qual se situa entre 5 e 15 L/h.m² (CORNEL e KRAUSE, 2008). Para o tratamento de esgotos domésticos, estes valores alcançam entre 25 e 30 L/h.m², entretanto, os lixiviados de aterros sanitários apresentam características mais semelhantes àquelas observadas na maioria dos efluentes industriais, como a baixa biodegradabilidade. O TDH também foi determinado considerando as características do lixiviado e os valores médios utilizados em BRM com membranas submersas para o tratamento de lixiviados verificados na literatura (ALVAREZ-VAZQUEZ *et al.*, 2004; AHMED e LAN, 2012).

A TAB. 5.3 demonstra as concentrações médias e os valores máximos e mínimos de cor, DQO, substâncias húmicas, nitrogênio amoniacal, cloretos e fósforo da alimentação e do permeado, após o período de aclimação.

Tabela 5.3 – Características da alimentação e do permeado – após o período de aclimação.

<i>Parâmetro</i>	<i>Alimentação</i>		<i>Permeado</i>		<i>Eficiência média de remoção (%)</i>	
	<i>Média</i>	<i>Amplitude</i>	<i>Média</i>	<i>amplitude</i>	<i>Média</i>	<i>Amplitud e</i>
Cor (uH)	3374	1546 – 5891	647	192 - 1220	79	54 - 95
DQO (mg/L)	3491	1552 - 6899	1139	95 - 3131	68	47 – 96
Subst. húmicas (mg/L)	741	206 – 1575	253	8 - 647	68	51 - 97
N-NH ₃ (mg/L)	799	375 - 1562	400	57 - 987	53	23 – 88
Cloretos (mg/L)	3685	1799 - 4898	1832	487 - 2866	49	25 – 90
Fósforo (mg/L)	36	19 - 58	14	3 - 35	57	-6 – 92

As eficiências de remoção médias de cor, DQO e substâncias húmicas na etapa de aclimação foram 83, 73 e 69, respectivamente. Houve uma ligeira redução no período pós-aclimação. Isto provavelmente ocorreu devido à remoção do caldo SAB da alimentação. Apesar disto, a concentração média de DQO do permeado praticamente não se alterou após o período de aclimação. Além do mais, em geral, a coloração do permeado do BRM ao longo da etapa pós-aclimação se manteve amarelada, conforme ilustrado na FIG. 5.6.

Considerando que o lixiviado utilizado possui cerca de 40% de DQO inerte para o lodo comum (bacteriano) conforme demonstrado no capítulo de determinação da DQO inerte, o sistema proposto permitiu uma boa eficiência de remoção de cor, DQO e substâncias húmicas. Além do mais, a fração de DQO não removida pelo BRM foi compatível à fração de DQO inerte do lixiviado determinada para a o lodo fúngico, a qual foi cerca de 30% (ver capítulo de determinação da DQO inerte).

Ressalta-se também a importância da membrana de microfiltração para a completa retenção dos microrganismos no tanque biológico, possibilitando uma elevada concentração de biomassa, bem como para a retenção de alguns compostos que não foram biodegradados e produtos gerados pela própria biomassa durante a degradação, contribuindo dessa forma para a produção de efluente final de melhor qualidade.

A membrana de microfiltração, responsável por reter os sólidos em suspensão no tanque biológico, possibilitava a manutenção da turbidez do permeado geralmente abaixo de 1,0 NTU, o que contribuía para uma boa qualidade do permeado. No entanto, devido alguns problemas no módulo de microfiltração, como rompimento das fibras, ocorreram episódios de elevação da turbidez do permeado, o que provocou uma deterioração na sua qualidade. Nestes casos, para análise de DQO era realizada a filtração da amostra em filtro de seringa em PVDF (0,45 µm), caracterizando apenas a DQO solúvel. Quando havia fibras rompidas no módulo de membrana, o mesmo era retirado do tanque biológico e as fibras eram coladas. A FIG. 5.14 apresenta a turbidez do permeado durante a operação do BRM.

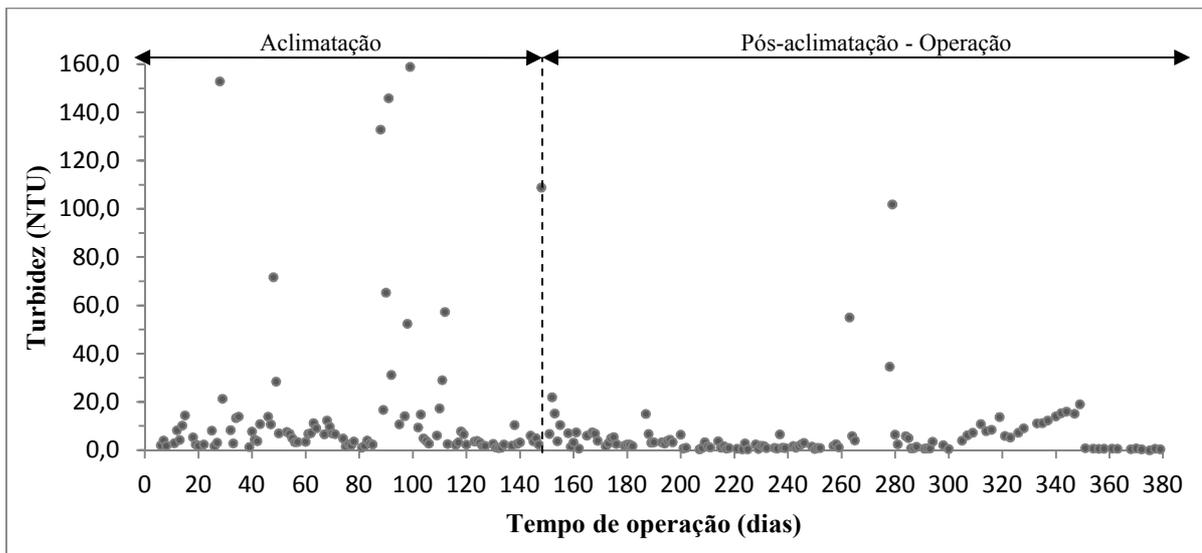
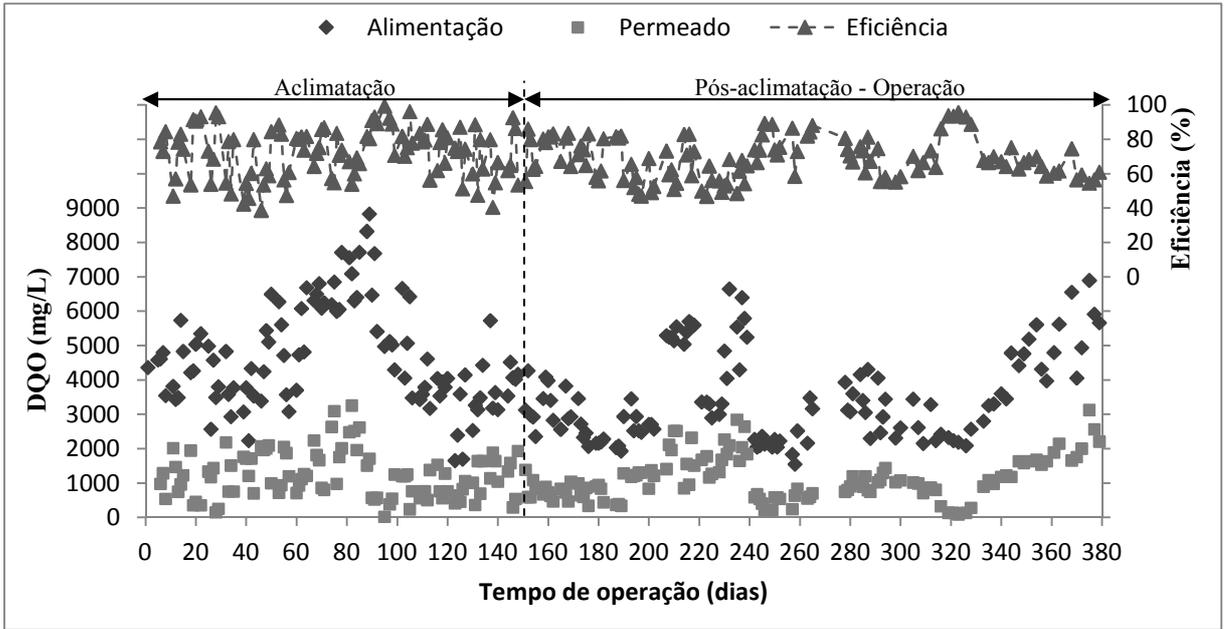


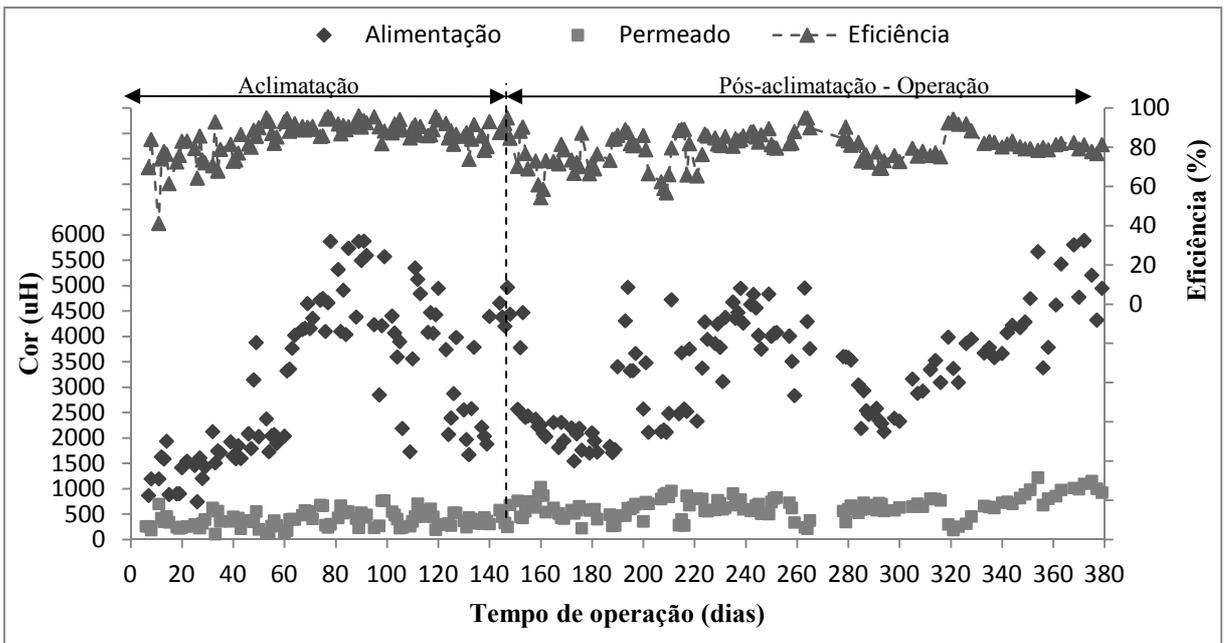
Figura 5.14: Variação da turbidez do permeado durante a operação do BRM.

O sistema proposto atende a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes em Minas Gerais, entre outras providências, em relação ao parâmetro DQO. Considerando que o padrão de lançamento para DQO (Art. 29, Parágrafo 4º, Inciso VIII) permite tratamento com eficiência de remoção em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65%.

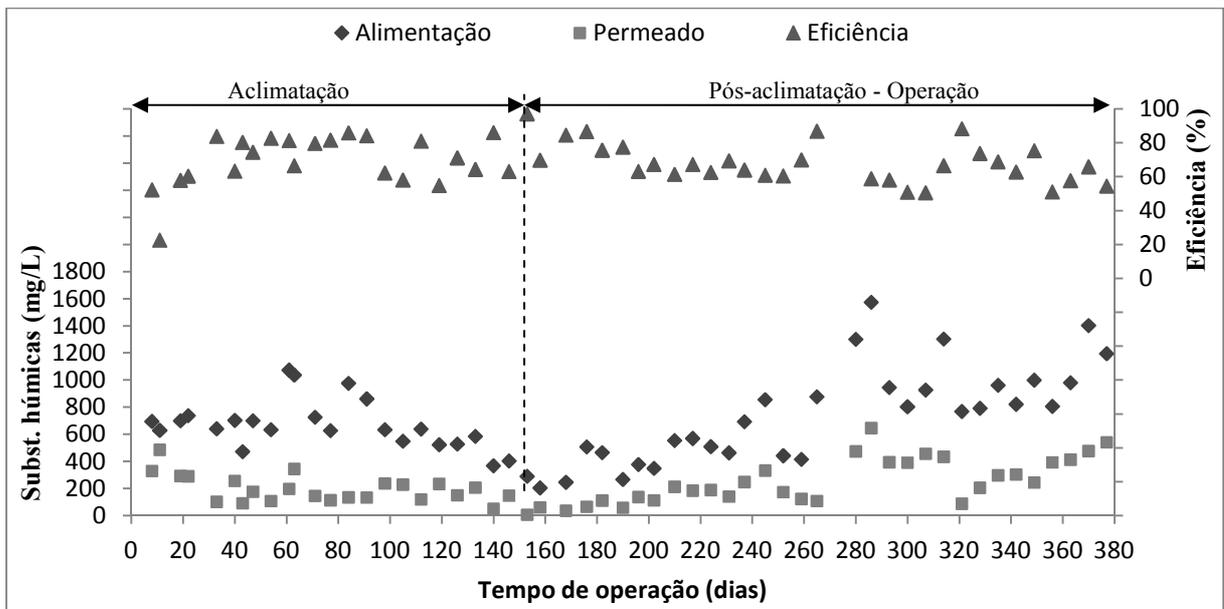
A FIG. 5.15 apresenta os valores das concentrações e das eficiências de remoção de DQO, cor e substâncias húmicas da alimentação e do permeado do BRM durante todo o período de operação do BRM.



(a)



(b)



(c)

Figura 5.15: Concentrações de DQO (a) cor (b) e substâncias húmicas (c) da alimentação e do permeado do BRM e as eficiências de remoção ao longo da operação do BRM.

Observa-se também a inter-relação entre os parâmetros cor, DQO e substâncias húmicas, uma vez que as eficiências de remoção seguem padrões similares. As substâncias húmicas são as principais responsáveis pela cor do lixiviado, são compostos orgânicos recalcitrantes, resultante da degradação incompleta de parte da matéria orgânica depositada no aterro e principalmente da matéria orgânica natural presente no solo utilizado como cobertura intermediária e final das camadas de resíduos, representam também a maior parte da DQO. Isto justifica a relação destes fatores, que foram utilizados para representar o teor orgânico do lixiviado.

Apesar da redução da eficiência média de remoção de matéria orgânica, durante o processo de retirada do caldo SAB da alimentação, observada na etapa de aclimação, não houve queda desta eficiência na etapa pós-aclimação. Isto pode ser justificado pela retirada de forma gradual do caldo SAB da alimentação, o que minimizou a dependência do lodo aos nutrientes do caldo e possibilitou a manutenção de uma boa eficiência de remoção de matéria orgânica. Além disto, bem como na aclimação, durante a etapa de operação do BRM as eficiências de remoção de cor, DQO e substâncias húmicas não foram estáveis. Na maioria das vezes, ocorreram variações consideráveis em curtos espaços de tempo.

As variações bruscas de remoção orgânica durante a operação do BRM podem estar associadas à diversos fatores, como anteriormente dito no item de aclimação da biomassa.

Os picos de baixas e altas eficiências foram atribuídos às variações na carga orgânica e de nitrogênio amoniacal do lixiviado e na relação A/M, à desregulação da vazão de permeado e do sistema de aeração do tanque biológico e também, às alterações no nível do tanque biológico e da turbidez do permeado. O pH do líquido reacional se manteve mais estável na etapa pós-aclimação, conforme observado na FIG. 5.16. Desta forma, este parâmetro provavelmente não afetou a taxa de biodegradação da biomassa e consequentemente, não influenciou a eficiência de remoção orgânica nesta etapa.

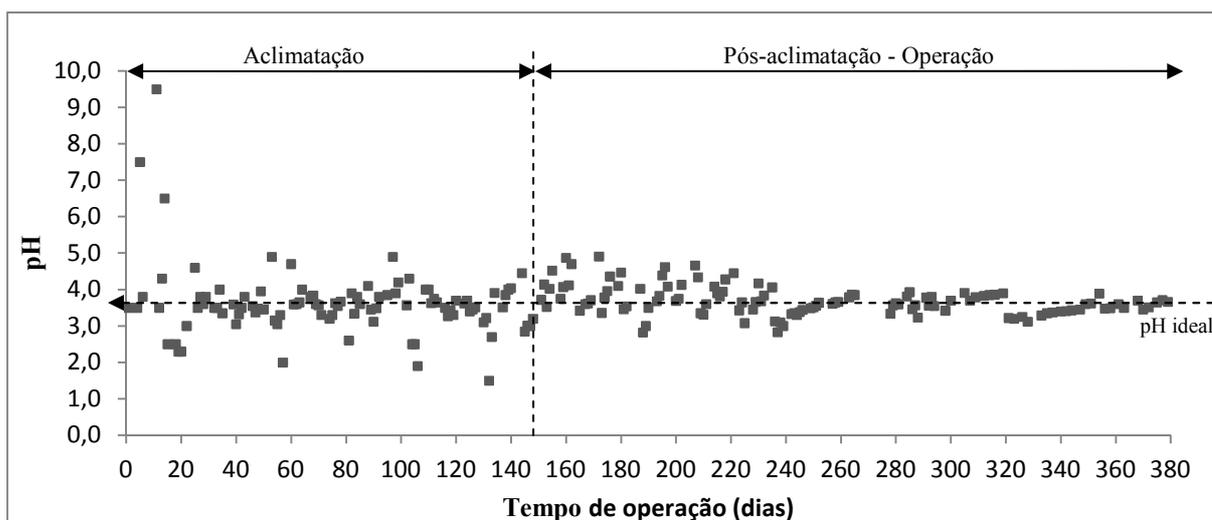


Figura 5.16: Evolução temporal do pH na operação do BRM.

A seguir serão discutidas as possíveis variáveis que podem ter influenciado a remoção de matéria orgânica durante a operação do BRM.

A FIG. 5.17 demonstra a relação da eficiência de remoção de DQO com a carga orgânica da alimentação e com a relação A/M, durante a operação do BRM.

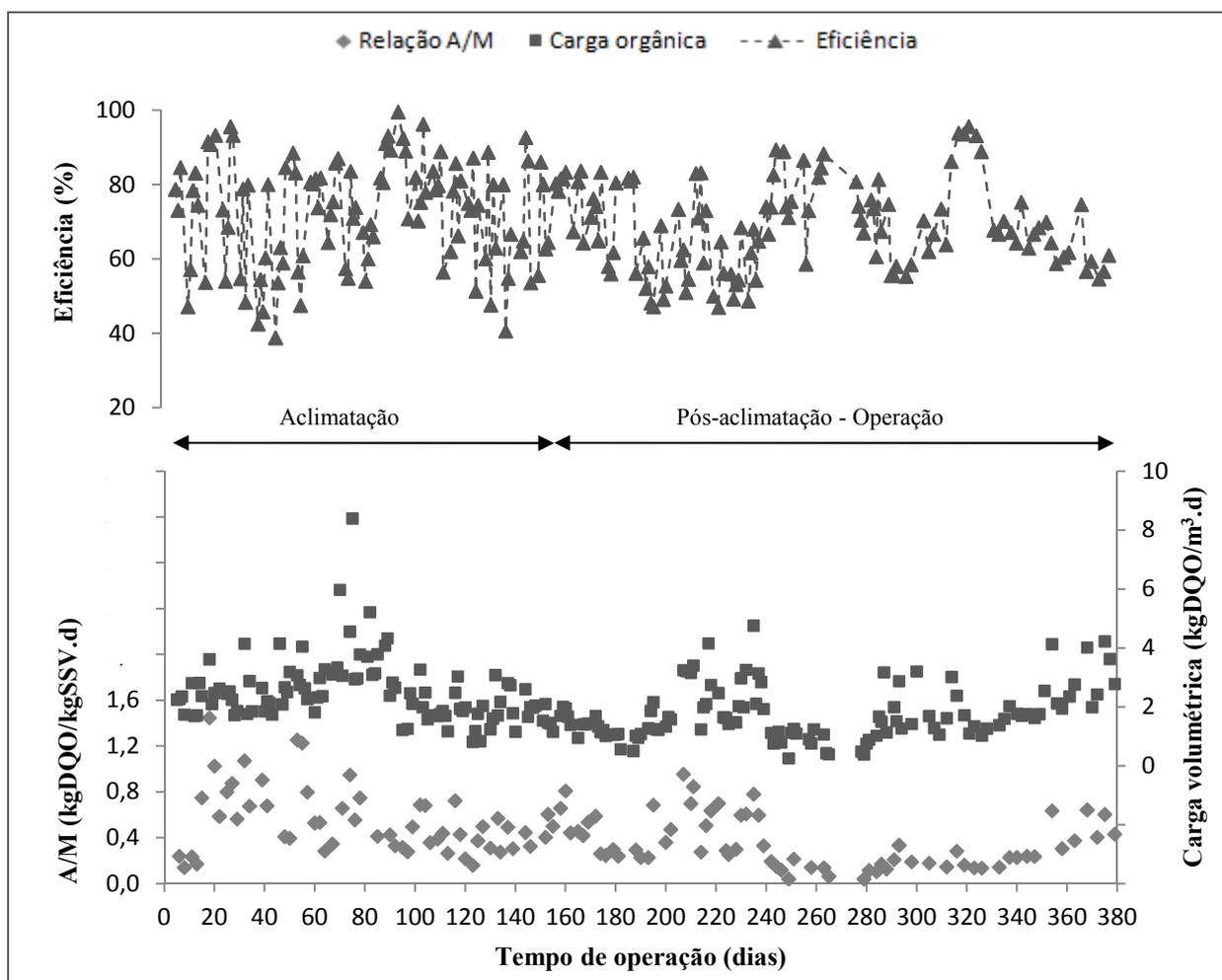


Figura 5.17: Relação da eficiência de remoção de DQO com a carga orgânica volumétrica e a A/M ao longo da operação do BRM.

Observa-se uma relação inversa da carga orgânica da alimentação e da relação A/M com a eficiência de remoção de DQO, ou seja, parece que um aumento nos valores destes parâmetros levou à uma redução da eficiência de remoção de DQO. A relação A/M média observada na operação do BRM foi 0,44 kgDQO/kgSSV.d. De acordo com Judd (2006), a maioria dos BRM utilizados para o tratamento de efluentes industriais operam com A/M menor que 0,25 kgDQO/kgSSV.d, sendo que essa relação raramente excede 0,6 kgDQO/kgSSV.d. Desta forma, o valor médio da relação A/M ainda está dentro da faixa normalmente utilizada em BRM tratando efluentes industriais. O valor médio da carga orgânica da alimentação na operação do BRM foi 2,11 kgDQO/m³.d.

A FIG. 5.18 apresenta as concentrações de nitrogênio amoniacal da alimentação do BRM e as eficiências de remoção de DQO durante a etapa de pós-aclimatação do BRM.

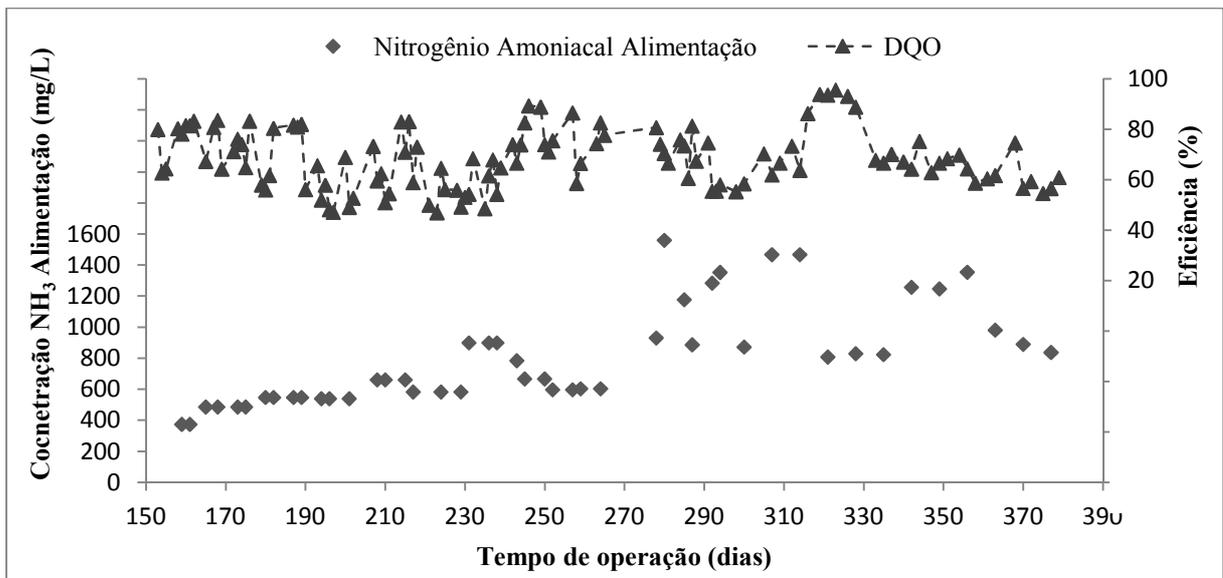


Figura 5.18: Relação entre a concentração de nitrogênio amoniacal da alimentação e eficiência de remoção de DQO ao longo da etapa de pós-aclimação do BRM.

Como pode ser notado também ocorre uma relação inversa entre a remoção de DQO e a concentração de NH₃ da alimentação. Outra observação a ser destacada é a mudança na concentração afluente de nitrogênio amoniacal após cerca do 280º dia de operação. Do início da etapa pós-aclimação (153º dia de operação) até o 280º dia a concentração de NH₃ da alimentação era cerca de 600 mg/L, após este período se elevou para concentrações superiores à 800 mg/L. Também após este intervalo, houve uma mudança na realização do processo de *air stripping* para remoção de amônia do lixiviado, onde este procedimento deixou de ser realizado em uma unidade piloto no aterro e passou a ser feito no laboratório de Tratamento de Resíduos Sólidos, sob as mesmas condições. Entretanto, também neste período o lixiviado bruto apresentou maiores concentrações de NH₃. A eficiência de remoção média de nitrogênio amoniacal do lixiviado pelo tratamento de *air stripping* foi 57%.

A FIG. 5.19 apresenta os valores de fluxo permeado e as eficiências de remoção de DQO obtidos durante a operação do BRM. É importante lembrar, que o fluxo permeado determinado para a operação do sistema é 5,0 L/h.m², gerado por uma vazão de permeado de 0,2 L/h, a qual deveria ser constante. No entanto, devido à alguns episódios de desregulação na válvula de controle da vazão de permeado e até mesmo na bomba responsável pelo vácuo da microfiltração, não foi possível manter a vazão do permeado sempre no valor de 0,2 L/h. Desta forma, quando esta vazão era maior que 0,2 L/h, e conseqüentemente o fluxo permeado maior que 5,0 L/h.m², geralmente a eficiência de remoção reduzia, uma vez que o TDH ficava menor, e vice-versa.

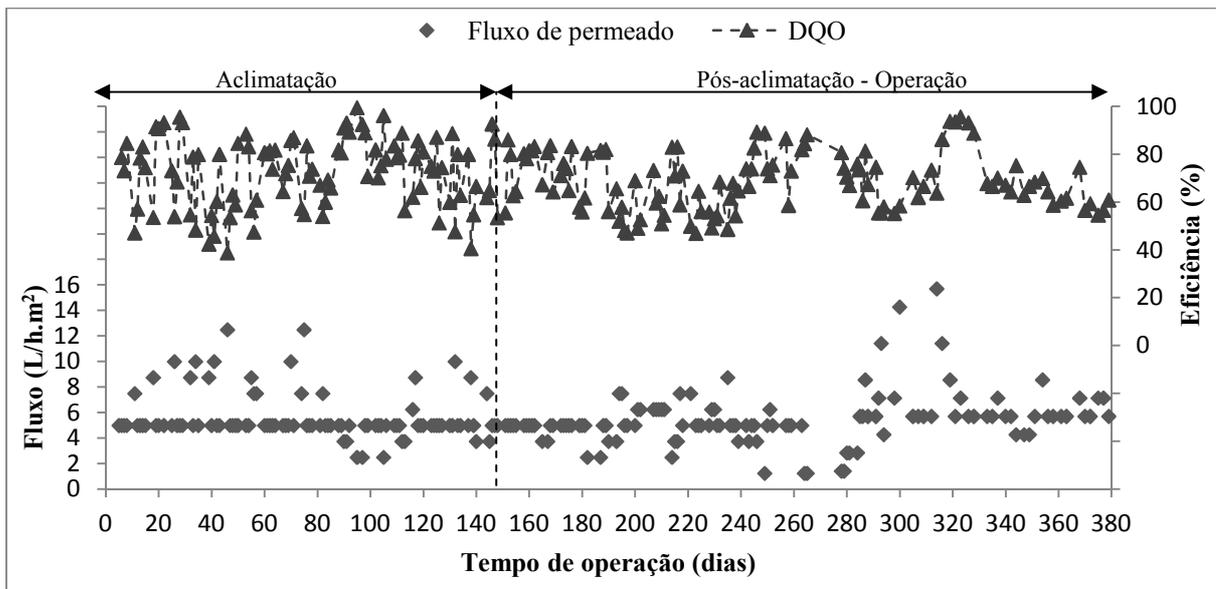


Figura 5.19: Relação do fluxo permeado com a eficiência de remoção de DQO ao longo da operação do BRM.

A falta de aeração ou a sua redução no tanque biológico em alguns intervalos de tempo, durante a operação do BRM, devido a problemas operacionais no sistema de fornecimento de ar, também pode ter afetado a eficiência de remoção de matéria orgânica.

Assim, geralmente quando o período de ausência de ar comprimido era grande, utilizava-se o compressor de pequeno porte no período noturno e “compressores de aquário” durante o dia. Estes compressores eram utilizados apenas para que a concentração de oxigênio no tanque biológico não chegasse a zero, uma vez que a potência dos mesmos não possibilitava uma alta taxa de aeração. Além do mais, devido aos problemas relacionados à aeração, em alguns momentos ocorreram paralisações da operação do BRM, principalmente por afetar a taxa de incrustação da membrana, conforme será detalhado posteriormente.

A FIG. 5.20 ilustra os períodos onde ocorreram problemas na aeração do tanque biológico durante a operação do BRM e a relação com a eficiência de remoção de DQO. Destaca-se que no período do 265º ao 278º dia o BRM foi desligado devido ao intenso período sem o fornecimento de ar.

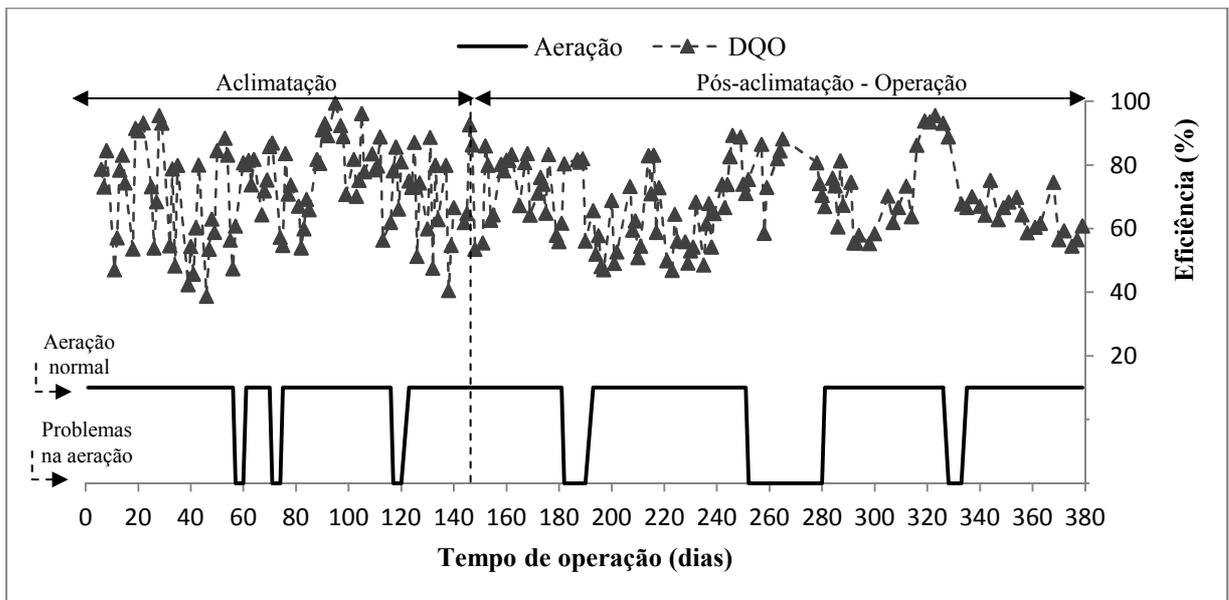


Figura 5.20: Episódios de problemas na aeração do tanque biológico durante a operação do BRM e a relação com a eficiência de remoção de DQO.

Outro inconveniente que pode ter influenciado a eficiência de remoção orgânica, foram as alterações no volume útil do tanque biológico, que ocorreram durante a operação do BRM. Lembrando que este volume era 9,6 L, o suficiente para manter o TDH de 48 h. Estas alterações ocorreram devido aos problemas no dispositivo de regulação do nível do tanque. Na FIG. 5.21 foram ilustradas as principais ocorrências de variações bruscas no nível do tanque biológico e, conseqüentemente no seu volume útil o que afetou o TDH, e a relação com a eficiência de remoção de DQO.

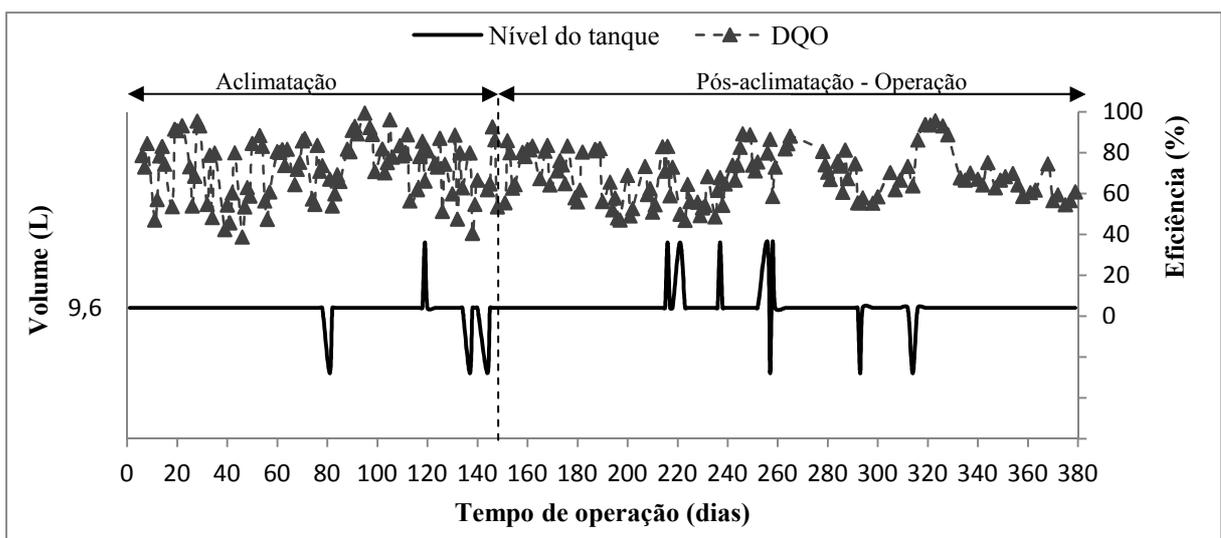


Figura 5.21: Ocorrências de variações bruscas no nível do tanque biológico durante a operação do BRM e a relação com a eficiência de remoção de DQO.

Segundo uma revisão sobre o uso dos BRM no tratamento de lixiviados de aterros sanitários elaborada por Ahmed e Lan (2012), a remoção de DQO pode variar de 23 a 90%, isto devido principalmente à idade do lixiviado, e às condições operacionais empregadas. TDH muito baixos e altas concentrações de amônia geralmente proporcionam efeitos adversos. Wichitsathian *et al.* (2004) investigaram o uso de biorreatores com membranas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, sendo um com biomassa de bactérias e outro de leveduras, a qual foi proveniente de um enriquecimento do lodo da ETE do lixiviado estudado. Quando o lixiviado foi submetido ao tratamento prévio de *air stripping* para remoção de amônia, foram obtidas eficiências de remoção de DQO de 63% para o BRM com bactérias e de 73% para o BRM com leveduras. Entretanto, quando os sistemas foram operados com o lixiviado sem a remoção prévia de amônia pelo *air stripping*, as eficiências reduziram para 57 e 69% respectivamente.

Desta forma, a eficiência de remoção média de DQO obtida no presente trabalho é semelhante à do BRM com leveduras, utilizando lixiviado com remoção prévia de amônia, verificada no estudo de Wichitsathian *et al.* (2004). Deve-se ressaltar que a biomassa leveduriforme utilizada pelos autores provavelmente já estava adaptada aos compostos do lixiviado uma vez que esta foi proveniente do lodo da ETE do lixiviado estudado, ao contrário da biomassa utilizada neste trabalho, a qual primariamente consistiu de uma levedura específica (*S. cerevisiae*) e exógena.

Além disto, a remoção de DQO do sistema proposto foi superior àquelas obtidas em biorreatores com membranas utilizando lodo convencional, operando em condições semelhantes às deste trabalho e utilizando lixiviados com características próximas, segundo a revisão de Ahmed e Lan (2012) e o trabalho de Wichitsathian *et al.* (2004). Todavia, esta comparação deve ser realizada com cuidado, uma vez que uma comparação ideal só poderia ser efetivada por meio da operação de dois BRM utilizando o mesmo lixiviado, ao mesmo tempo e sob as mesmas condições operacionais, sendo um sistema com a biomassa proposta neste trabalho e o outro com o lodo convencional.

A FIG. 5.22 apresenta as concentrações de nitrogênio amoniacal da alimentação e do permeado e as eficiências de remoção observadas durante a etapa pós-aclimatação do BRM. Observa-se que a eficiência de remoção de NH_3 variou consideravelmente na etapa pós-

aclimatação do BRM apresentando valor médio de 50%. Isto provavelmente está relacionado às variações na carga de nitrogênio amoniacal afluyente e nas condições propícias para ocorrência da nitrificação, tais como as alterações na taxa de aeração do tanque biológico e na temperatura do líquido reacional, entre outros. Pode-se considerar que a remoção média de cerca de 50% do nitrogênio amoniacal pelo BRM foi boa, considerando que devido às altas concentrações de NH_3 nos lixiviados de aterros sanitários, a sua remoção é geralmente problemática. Nos diversos sistemas de BRM tratando lixiviados, a eficiência de remoção média de NH_3 é altamente variável, dependendo da idade do aterro, da carga de NH_3 afluyente, da concentração de oxigênio dissolvido no tanque biológico, do clima, etc. (ALVAREZ-VAZQUEZ *et al*, 2004; SHAOHUA e JUNXIN, 2006; AHMED e LAN, 2012).

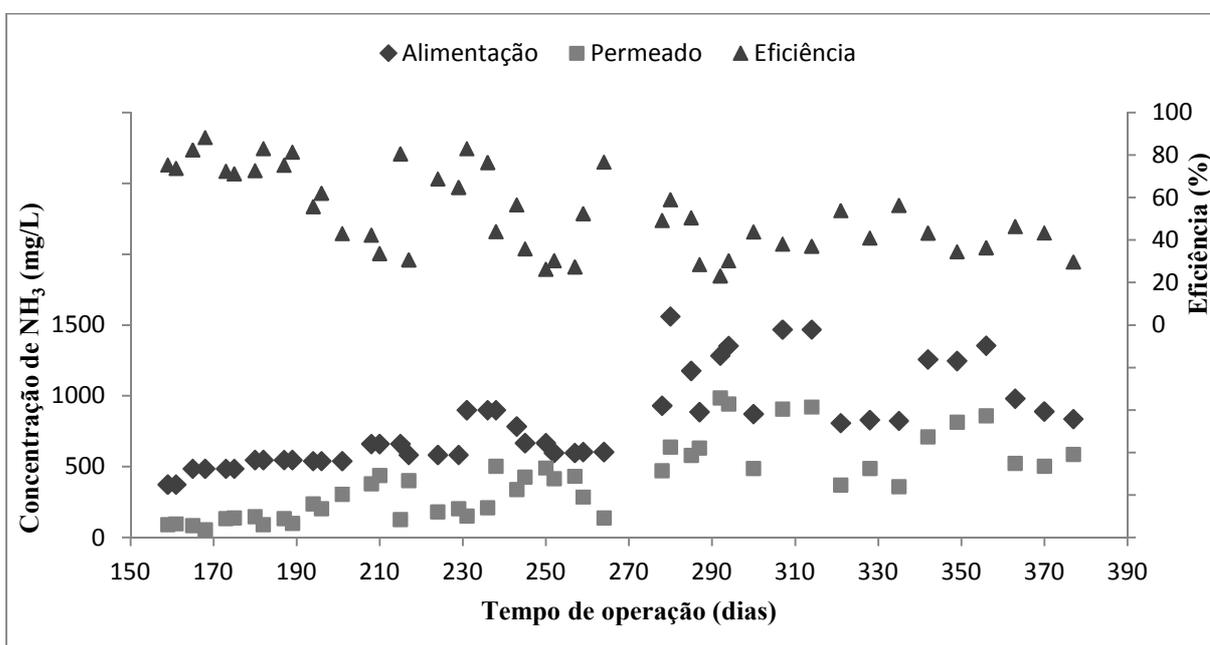


Figura 5.22: Concentrações de nitrogênio amoniacal da alimentação e do permeado e as eficiências de remoção durante a etapa pós-aclimatação do BRM.

A eficiência de remoção média de nitrogênio amoniacal obtida na operação do BRM foi superior àquelas apresentadas nos trabalhos de Shaohua e Junxin (2006) e Wichitsathian *et al.* (2004), os quais utilizaram BRM para tratamento de lixiviados com concentrações de NH_3 próximas às observadas nas amostras do lixiviado utilizado neste trabalho. Shaohua e Junxin (2006) utilizaram um BRM com lodo convencional e verificaram que a remoção de nitrogênio amoniacal quando a carga de NH_3 na alimentação foi maior que $0,5 \text{ kg NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ foi cerca de 30%. No entanto, a concentração de oxigênio dissolvido no tanque biológico afetou consideravelmente esta remoção.

Wichitsathian *et al.* (2004), como dito anteriormente, utilizaram um BRM com lodo convencional e outro com biomassa leveduriforme, a qual foi enriquecida do lodo da ETE do lixiviado. Os autores mostraram que a eficiência de remoção de NH_3 no BRM, quando o lixiviado foi previamente submetido ao processo de *air stripping*, no sistema com lodo bacteriano foi de 40%, e no sistema com leveduras alcançou 43%. Quando não houve a remoção prévia de amônia pelo *air stripping*, as eficiências de remoção dos dois sistemas reduziram para em torno de 25%. Contudo, Ahmed e Lan (2012) que realizaram uma revisão sobre o uso dos BRM no tratamento de lixiviados, relataram que os BRM podem alcançar alta remoção de amônia (acima de 90%), inclusive em TDH baixos e cargas orgânicas altas.

O sistema proposto neste trabalho não atende a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes em Minas Gerais, entre outras providências, em relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal, uma vez que o padrão de lançamento para nitrogênio amoniacal total (Art. 29, Parágrafo 5º) é de no máximo 20 mg/L.

A FIG. 5.23 apresenta as concentrações de fósforo da alimentação e do permeado e as eficiências de remoção durante a etapa pós-aclimação do BRM. Nota-se uma remoção média de fósforo de 51% na etapa pós-aclimação do BRM. A concentração média de fósforo da alimentação foi baixa (31 mg/L), o que era esperado, conforme o valor médio de fósforo observado na caracterização físico-química das amostras do lixiviado utilizado. Além disto, de acordo com Souto (2009) em lixiviados de aterros sanitários brasileiros a faixa mais provável da concentração de fósforo é de 0,1 a 15 mg/L, sendo que o maiores valores encontrados na fase ácida e na fase metanogênica foram 260 e 80 mg/L, respectivamente. Esta baixa concentração de fósforo no lixiviado pode ser um fator limitante para o tratamento biológico deste efluente (AMARAL, 2007).

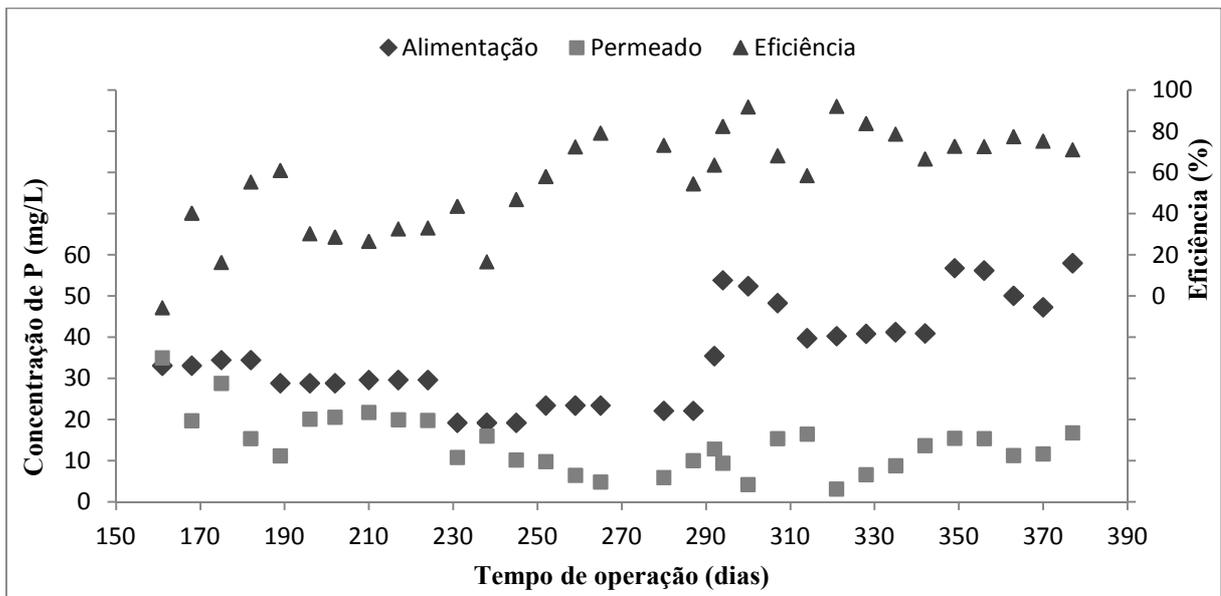


Figura 5.23: Concentrações de fósforo da alimentação e do permeado e as eficiências de remoção durante a etapa pós-aclimatação do BRM.

Observa-se que a remoção de fósforo variou bastante ao longo da etapa pós-aclimatação, ocorrendo desde eficiências negativas, onde a “produção de fósforo” no sistema, possivelmente devido à liberação de compostos microbianos no meio, foi maior que o consumo, até altas eficiências de remoção (> 70%), observadas mais no final da operação do BRM. Provavelmente neste período, observado a partir de cerca do 250º dia de operação estava ocorrendo maior incorporação de fósforo pelos microrganismos, o que pode está relacionado a uma atividade biológica mais intensa.

Tradicionalmente, os sistemas que são projetados para que haja remoção de fósforo devem conter câmaras aeróbias e anaeróbias em série visando à seleção e ao crescimento de microrganismos acumuladores de fosfato (VON SPERLING, 2005). Em BRM, apesar da eficiência de remoção de fósforo poder ser comprometida pelas elevadas idades de lodo usualmente aplicadas a esses sistemas, que reduzem a taxa de crescimento da biomassa, ocasionando em menor incorporação de fósforo para formação de novas células (MONCLÚS *et al.*, 2010), a presença da membrana pode contribuir para uma maior remoção desse nutriente, uma vez que ela é responsável pela retenção do fósforo associado a material particulado e à biomassa (LESJEAN *et al.*, 2002). Além disto, segundo Deak (2005) as leveduras satisfazem a necessidade de fósforo, com a maioria dos sais de fosfato inorgânico. Dan (2002) observou uma capacidade de absorção de fósforo do lodo de leveduras duas vezes maior que a do lodo bacteriano.

Os lixiviados de aterros sanitários geralmente apresentam altas concentrações de cloretos. Segundo Souto (2009) em lixiviados de aterros sanitários brasileiros a faixa mais provável da concentração de cloretos é de 500 a 3000 mg/L. A alimentação do BRM apresentou concentração média de cloretos de 3366 mg/L, sendo que a remoção média foi em torno de 50%. Esta remoção não era esperada, possivelmente ocorreu a precipitação de cloretos na superfície da membrana o que justifica a demanda por limpezas ácidas para recuperação da permeabilidade da membrana ao longo da operação do BRM.

Após a aclimatação da biomassa, a concentração de SSV apresentou um padrão de crescimento mais estável, saindo da concentração de cerca de 2500 mg/L, no 150º dia de operação, para até 12000 mg/L, conforme observado na FIG. 5.24.

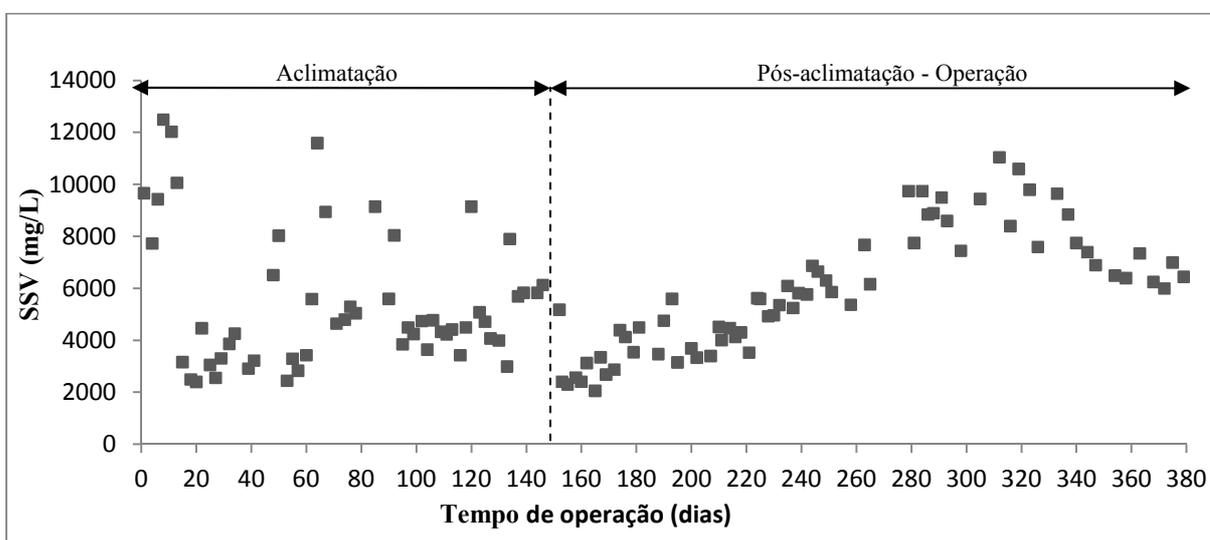


Figura 5.24: Concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV) ao longo da operação do BRM.

Este aumento da concentração de SSV demonstra a ocorrência de degradação de matéria orgânica do lixiviado pelos grupos microbianos presentes no tanque biológico, propiciando o crescimento da biomassa. No fim da operação do BRM a concentração de SSV apresentou um padrão de queda, se estabilizando em torno 6500 mg/L, possivelmente devido ao aumento da carga orgânica da alimentação observado no mesmo período, o que pode ter afetado o crescimento microbiano. De toda forma, as concentrações de SSV observadas no BRM são superiores à faixa de 1500 a 3500 mg/L indicada por von Sperling (2005) como típica para reatores de lodos ativados. Isto é permitido, devido às membranas de microfiltração serem capazes de reter completamente a biomassa no tanque biológico, sendo bem mais eficientes que os decantadores secundários dos lodos ativados. A concentração média de SSV durante a

etapa pós-aclimação foi cerca de 6000 mg/L. Este valor pode ser considerado baixo, uma vez que a concentração média de SSV em BRM com módulo de membranas submerso oscila entre 10000 e 15000 mg/L (MELIN *et al.*, 2006; CORNEL e KRAUSE, 2008).

O sistema operou sem retirada de lodo durante os 380 dias de operação, isto devido às variações na concentração de SSV, à ocorrência dos problemas operacionais e à variação e crescimento dos grupos microbianos presentes no lodo ao longo da operação. Assim, não foi possível definir uma idade do lodo ótima para o sistema proposto. No entanto, a não retirada de lodo, consistindo em uma “idade do lodo infinita”, não afetou a eficácia do sistema, uma vez que as idades de lodo aplicadas em BRMs são maiores que aquelas utilizadas em sistemas convencionais. Enquanto esse parâmetro assume valores entre 5 e 30 dias em lodos ativados (VON SPERLING, 2005), em BRMs as idades de lodos geralmente ultrapassam 20 dias (BADANI *et al.*, 2005; MELIN *et al.*, 2006). Como consequência, as concentrações de SSV e as relações entre A/M nesses sistemas são, respectivamente, maiores e menores que aquelas observadas em ETEs convencionais.

Também foi percebido que a formação de biofilme nas paredes do tanque biológico do BRM continuou nos primeiros meses da etapa pós-aclimação, consolidando um biofilme mais espesso e denso, conforme mostrado na FIG. 5.25. Desta forma, foram realizadas alterações na vazão de aeração do tanque biológico e do módulo para até 1,5 e 0,75 Nm³/h, respectivamente, para tentar minimizar a formação de biofilme. Ressalta-se que a formação de biofilme não foi quantificada. Novamente, os mecanismos que envolveram a formação de biofilme no tanque biológico podem ter influenciado a concentração de SSV ao longo da operação do BRM.



Figura 5.25: foto do biofilme em uma das paredes do tanque biológico do BRM no 189º dia de operação do BRM.

A FIG. 5.26 demonstra a concentração de unidades formadoras de colônias dos grupos microbianos presentes no líquido reacional ao longo da operação do BRM. A etapa pós-aclimatação se iniciou após uma queda nas concentrações de UFC/mL da *S. cerevisiae*, dos fungos filamentosos e das outras colônias não filamentosas, observada com o processo de retirada do caldo SAB. No entanto, desde o início desta etapa, cerca do 150º dia, até o 320º dia, a concentração microbiana total, contabilizada pela contagem de UFC/mL aumentou cerca de quatro vezes. Este dado corrobora com o aumento em torno de cinco vezes da concentração de SSV observada no mesmo período.

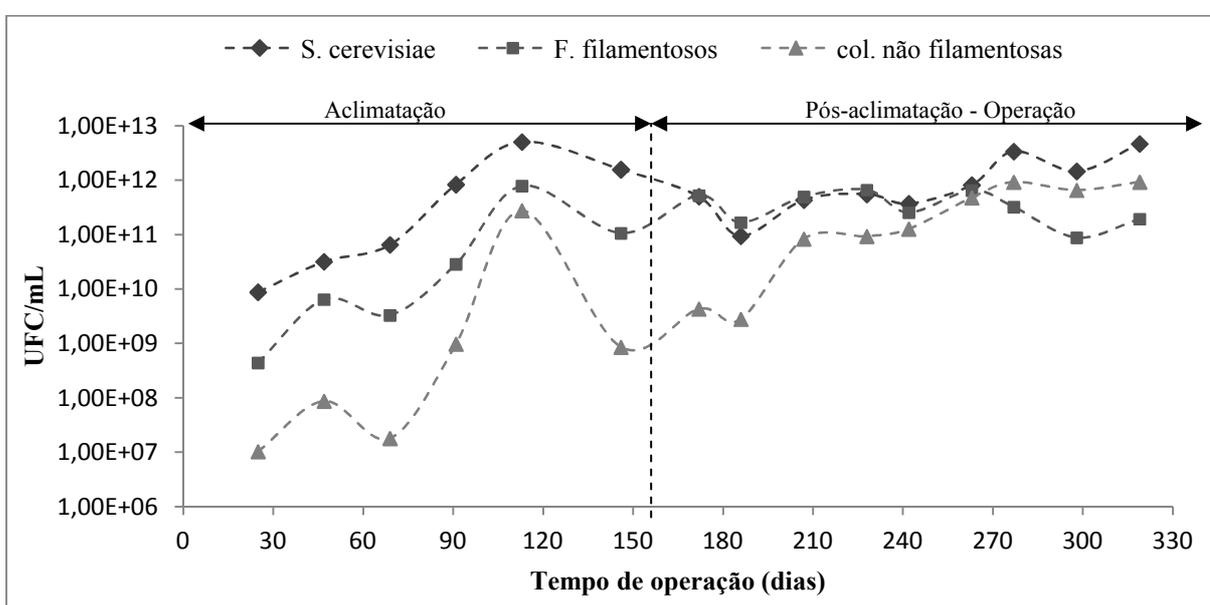


Figura 5.26: Crescimento microbiano durante a operação do BRM.

Ao longo da operação do BRM foram sendo visualizados cada vez mais morfotipos microbianos nas amostras de lodo. Além das colônias que predominaram na etapa de aclimação, outras também se destacaram nas amostras de lodo pós-aclimatação. A divisão dos grupos continuou a mesma (*S. cerevisiae*, fungos filamentosos e colônias não filamentosas), no entanto, mais morfotipos surgiram no grupo dos fungos filamentosos e das colônias não filamentosas. Os morfotipos mais abundantes, além da *S. cerevisiae*, foram selecionados para isolamento e identificação. A discussão sobre esses microrganismos é evidenciada posteriormente no capítulo de identificação dos morfotipos microbianos.

A FIG. 5.27 ilustra a diversidade de morfotipos microbianos através da contagem de UFC/mL em placas de SAB que foram “plaqueadas” com amostras do lodo do tanque biológico durante a etapa pós-aclimatação. Novamente, ressalta-se que possivelmente todos os microrganismos encontrados no lodo do BRM contribuíram na remoção de matéria orgânica do lixiviado. Assim, apesar da *S. cerevisiae* ter sido a espécie que foi inoculada no BRM, não se pode atribuir somente a esta levedura a capacidade de degradação dos compostos do lixiviado. Além disto, conclui-se que a denominação do lodo do sistema proposto por este trabalho, como “lodo fúngico” é a mais apropriada, apesar do crescimento de bactérias, uma vez que a manutenção do líquido reacional em meio ácido (pH 3,5) como condição operacional, era a ideal para o crescimento de fungos (leveduras e fungos filamentosos).

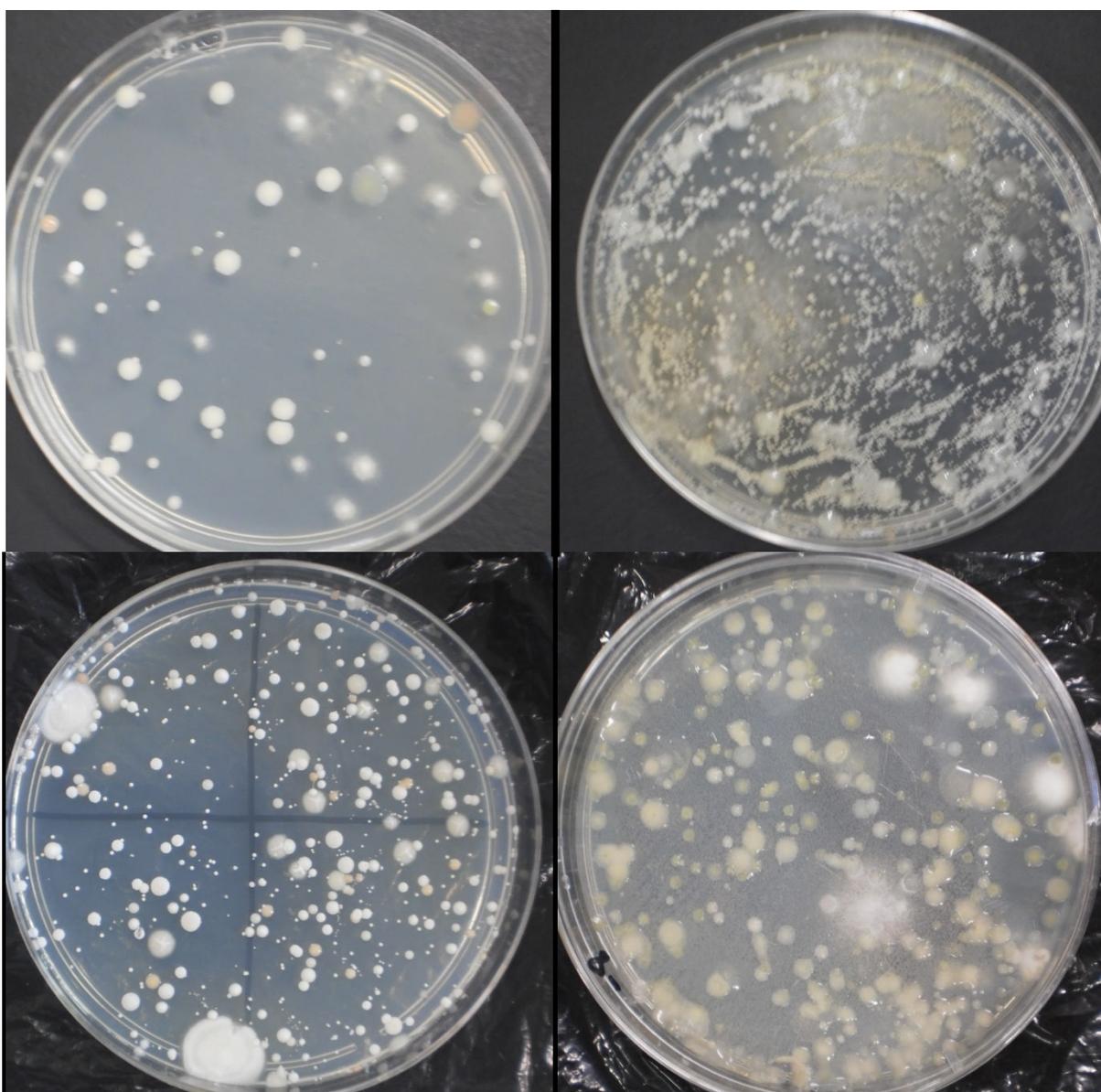


Figura 5.27: Fotos de placas de SAB exemplificando os grupos microbianos encontrados no lodo do BRM ao longo da etapa pós-aclimatação.

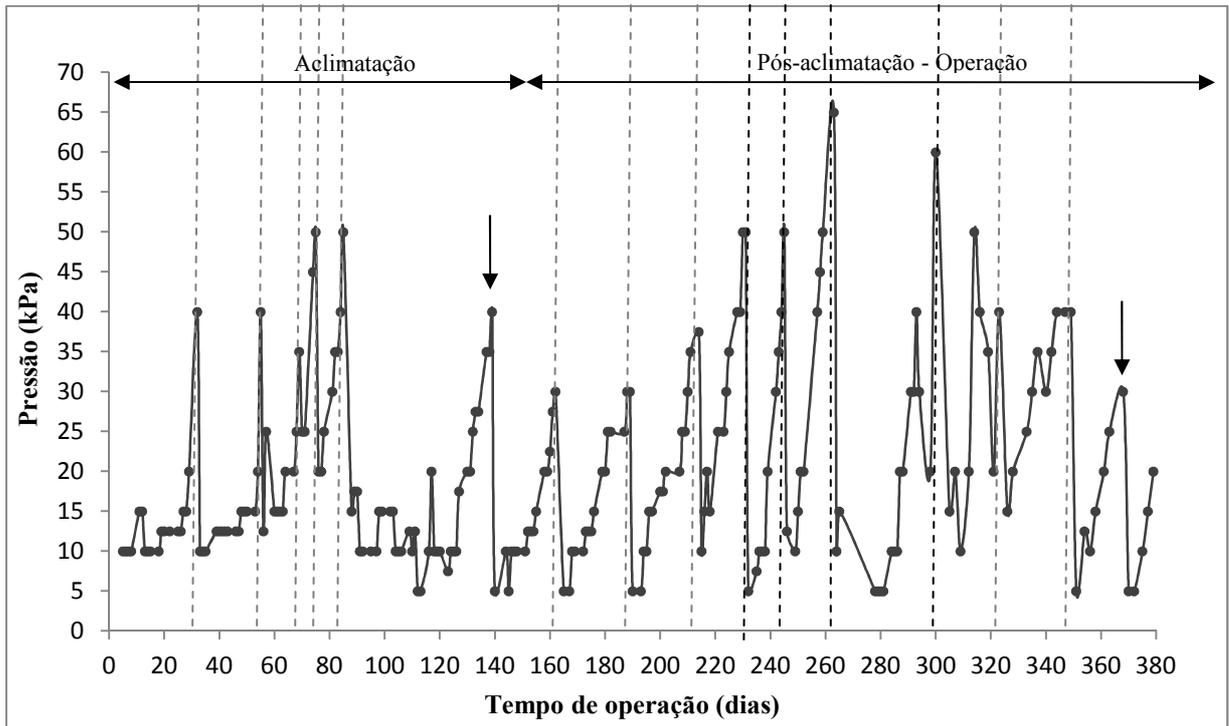
Mais uma vez, os mecanismos que envolveram a formação de biofilme no tanque biológico também podem ter influenciado a concentração de UFC/mL ao longo da operação do BRM. À exemplo disto, destaca-se que os fungos filamentosos estavam em concentrações de UFC/mL diferentes nas amostras coletadas no meio do tanque biológico (padrão) e no fundo do tanque, na qual se apresentava sempre em concentrações maiores. Esta diferenciação de amostras foi realizada apenas para o grupo dos fungos filamentosos, com o objetivo de investigar a redução da concentração deste grupo nas placas de SAB, “plaqueadas” com amostras “padrão”, nos últimos dias de realização desta análise. Desta forma, sugere-se que neste período, talvez os fungos filamentosos estivessem mais aderidos ao biofilme formado no tanque biológico que em suspensão no líquido reacional. Esta hipótese ainda pode ser relacionada à diminuição da formação de torta de aparência filamentosa nas membranas, também observada no mesmo intervalo de tempo.

A contaminação fúngica na alimentação do BRM também foi verificada no início da etapa pós-aclimatação. Entretanto, ao longo da operação do BRM, o crescimento fúngico foi reduzindo à medida que aumentava o período após a retirada do caldo SAB da alimentação, ou seja, após o fim da etapa de aclimatação.

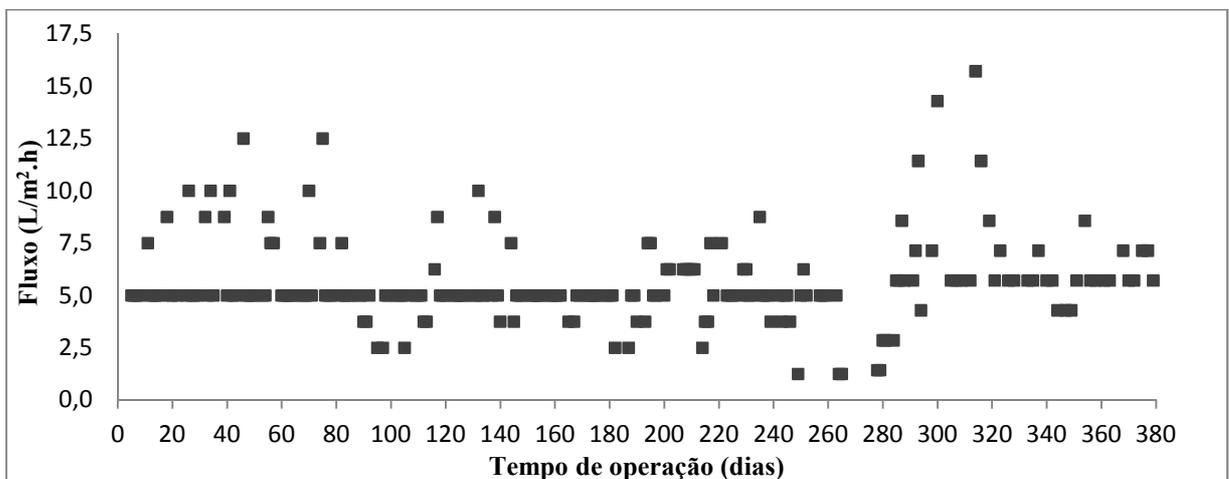
Em relação à incrustação da membrana, foi observado um bom desempenho do sistema de BRM proposto neste trabalho. Ressalta-se que a operação do BRM consistiu no modo fluxo permeado constante, sendo observado o aumento da pressão ao longo do tempo, de forma a compensar a incrustação e possibilitar a manutenção deste fluxo.

Na FIG. 5.28 são apresentados o fluxo aplicado no BRM e a variação da pressão e da permeabilidade do sistema ao longo do tempo. As linhas pontilhadas cinzas marcam os dias em que foram realizadas limpezas químicas de manutenção da membrana. Lembrando que nesta limpeza geralmente era utilizada uma solução de 500 mg/L de hipoclorito de sódio por 30 minutos com ultrasonificação e algumas vezes também solução de ácido cítrico (pH 2,5) por mais 30 minutos com ultrasonificação. As linhas tracejadas mais escuras marcam os dias em que foram realizadas a limpezas químicas de recuperação da membrana, onde maiores concentrações da solução de hipoclorito de sódio eram utilizadas e o tempo de limpeza

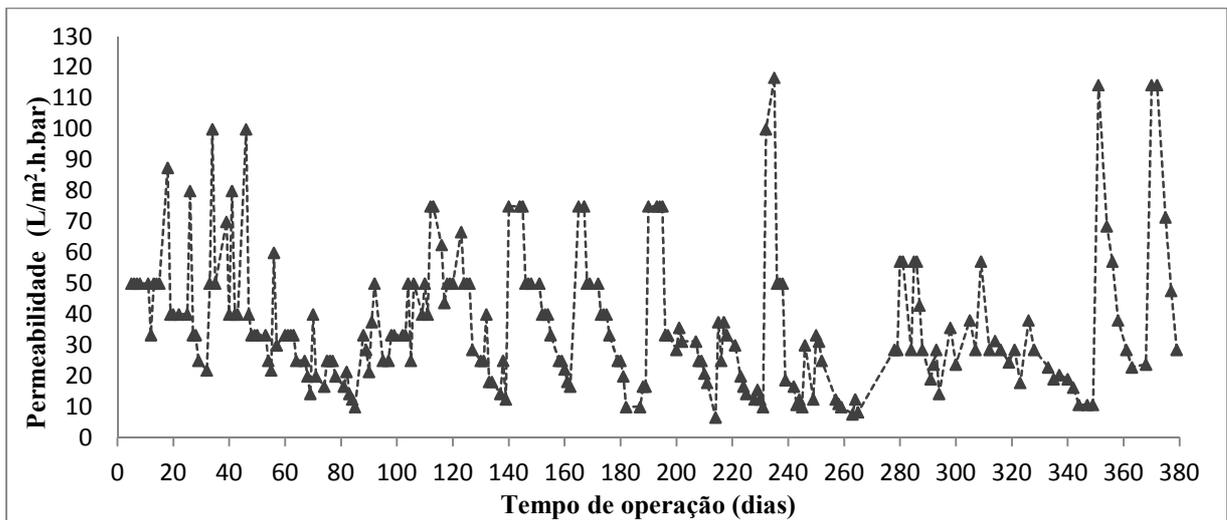
empregado também era mais extenso. E as setas demonstram as trocas de módulo de membranas que ocorreram durante a operação do BRM.



(a)



(b)



(c)

Figura 5.28: Variação da pressão (a), fluxo (b) e permeabilidade (c) ao longo da operação do BRM.

A primeira troca de módulo, que foi no 139º dia, próxima ao final da aclimação, aconteceu devido ao fim da vida útil do módulo, o qual apresentava diversas fibras arrebitadas e problemas nas conexões das linhas de permeado e aeração do módulo. O segundo módulo utilizado durou praticamente até o fim da operação do BRM, uma vez que a outra troca foi realizada apenas cerca de 10 dias antes de cessar a operação do sistema. Este módulo também se tornou inutilizável por motivos semelhantes aos do primeiro módulo. É importante ressaltar que a vida útil reduzida destes módulos se deve à limpeza externa ao tanque e a elevada manipulação dos mesmos para a realização dos testes de investigação da incrustação. Em sistemas reais, é esperada uma vida útil bem maior, pois o módulo não é retirado constantemente. Além disto, módulos de bancada (menor tamanho) são mais sensíveis que os de escala real.

Após o fim da aclimação a membrana apresentou maiores taxa de incrustação, provavelmente devido ao aumento na concentração de SSV, observado neste período. De toda forma, em geral, as limpezas químicas ocorreram aproximadamente entre 15 e 20 dias. As limpezas de manutenção, na maioria das vezes, foram eficientes, uma vez que após a limpeza a pressão necessária para manutenção do fluxo reduzia para valores entre 0,05 e 0,1 bar, exceto no período entre o 232º e o 300º dia, quando a incrustação foi mais intensa e a permeabilidade hidráulica da membrana estava reduzida, conforme será mostrado com mais detalhes no item Investigação da incrustação. Assim, nesta ocasião foram necessárias as limpezas de recuperação da membrana.

O desempenho relativamente estável do sistema quanto à incrustação se deve à aplicação de aeração entre as fibras de membrana permeantes através das fibras aeradoras, que foram feitas através de curtos pedaços de fibras inseridos na base do módulo, permitindo um fluxo de ar e um alto contato das bolhas com toda a extensão das fibras. Este fato pode ser comprovado, por meio da observação do aumento de pressão mais intenso nos intervalos do 56° ao 85° e do 232° ao 326° dia de operação, onde o módulo de membranas ficou sem aeração. Os episódios de ausência ou redução de aeração do módulo, que ocorreram durante a operação do BRM, foram devidos aos problemas do compressor de ar da Escola de Engenharia (UFMG), conforme dito anteriormente, e também aos problemas na conexão da linha de aeração do módulo, entre outros.

Alguns picos de aumento e redução da pressão estão associados à variação da vazão de permeado e, conseqüentemente, do fluxo (FIG. 5.28b). Apesar do fluxo permeado determinado para a operação do sistema ter sido $5,0 \text{ L/h.m}^2$, gerado por uma vazão de permeado de $0,2 \text{ L/h}$, como visto anteriormente, nem sempre foi possível manter esta vazão constante. Isto devido aos problemas relacionados à desregulação na válvula de controle da vazão de permeado e até mesmo na bomba responsável pelo vácuo da microfiltração. Um aumento no fluxo permeado ocasionava uma elevação da pressão do sistema, necessária para a manutenção deste fluxo, bem como propiciava uma maior incrustação das membranas.

A variação na permeabilidade da membrana, visualizada na FIG. 5.28c, ocorreu devido à incrustação da membrana e também em função das alterações na permeabilidade hidráulica da membrana ao longo do tempo, conforme será mostrado com mais detalhes no item Investigação da incrustação. Assim, alta permeabilidade do sistema era observada após as limpezas químicas, acima de $50 \text{ L/m}^2\text{.h.bar}$, ao contrário da baixa permeabilidade notada quando a incrustação do módulo era intensa (cerca de $10 \text{ L/m}^2\text{.h.bar}$). De toda forma, a permeabilidade média de operação do sistema foi $37 \text{ L/m}^2\text{.h.bar}$.

O bom desempenho do sistema de BRM proposto neste trabalho, quanto à incrustação das membranas, é similar ao observado nos trabalhos de Dan *et al.* (2002) e Wichitsathian *et al.* (2004). Lembrando que estes autores compararam o uso de BRM com leveduras e com lodo convencional (bacteriano) para o tratamento de efluentes com alta salinidade (DAN *et al.*, 2002) e lixiviado de aterro sanitário (WICHITSATHIAN *et al.*, 2004). Nestes estudos, o BRM com lodo leveduriforme apresentou um aumento da pressão ao longo do tempo

significativamente menor que o sistema bacteriano, o que favoreceu uma menor frequência de limpezas químicas.

Ressalta-se que para Dan *et al.* (2002) e Wichitsathian *et al.* (2004) o lodo de leveduras reduziu a taxa de incrustação da membrana devido às características específicas desta biomassa, tais como: células grandes, pobre capacidade de adesão e baixa sedimentabilidade, baixa viscosidade e baixa produção de EPS. Uma melhor discussão sobre os motivos da baixa taxa de incrustação do sistema de BRM proposto ocorrerá no capítulo Investigação da incrustação.

5.3.3 Identificação dos morfotipos

Foi realizada apenas a identificação dos morfotipos leveduriformes e bacterianos. Os morfotipos leveduriformes encontrados nas placas de SAB durante o plaqueamento e a contagem de UFC/mL foram identificados como *Candida* sp., *Candida infanticola* e *Candida palmiroleophila*. Não é estranho o aparecimento de microrganismos do gênero *Candida* no lodo do sistema proposto neste trabalho, uma vez que a literatura relata que estes microrganismos são capazes de degradar compostos orgânicos complexos, de difícil degradação, tais como hidrocarbonetos aromáticos, benzeno, fenóis, efluentes oleosos etc. (GIANNOUTSOU *et al.*, 2004; BUZZINI e VAUGHAN-MARTINI, 2005; ROCHA *et al.*, 2007; GONÇALVES *et al.*, 2009; HARMS *et al.*, 2011; MORILLO *et al.*, 2009). Assim, possivelmente estes microrganismos auxiliaram na degradação dos compostos recalcitrantes do lixiviado de aterro sanitário.

Dos seis morfotipos considerados como bacterianos, por meio da técnica de coloração de Gram, conseguiu-se sequenciar os nucleotídeos de quatro. Estes foram identificados como *Bacillus* sp., *Alcaligenes* sp., *Alcaligenes faecalis* e *Enterococcus faecalis*. Provavelmente estes microrganismos foram provenientes do lixiviado, uma vez que são indicativos de contaminação fecal ou ambiental, neste caso, decorrentes do solo utilizado para o aterramento.

O *Bacillus* sp. é uma bactéria gram-positiva que pode ser aeróbia, facultativa ou anaeróbia. Os microrganismos do gênero *Bacillus* são encontrados frequentemente no solo, no entanto algumas espécies podem ser patogênicas. Segundo Stanier (1969) estas bactérias podem oxidar uma ampla faixa de compostos orgânicos e em alguns casos são fermentativas. São capazes de formar esporos, o que propicia uma resistência às condições adversas (FREITAS e

PIZZINATTO, 1997). Estes fatores também podem ter contribuído para a presença desta espécie no lodo do BRM tratando lixiviado.

Os *Alcaligenes* sp. e o *Alcaligenes faecalis* fazem parte da microbiota humana, além de serem encontrados no solo e na água. São microrganismos patogênicos, associados com infecções locais ou sistêmicas, como a meningite, pneumonia, infecção urinária e osteomielite (TRABULSI e ALTERTHUM, 2008). De acordo com Tonini *et al.* (2010) as bactérias do gênero *Alcaligenes* estão dentre as principais bactérias degradadoras de compostos do petróleo, o que demonstra a capacidade destes microrganismos de degradar compostos de difícil degradação.

O gênero *Enterococcus* inclui diversas espécies residentes do trato gastrointestinal, da vagina e da cavidade bucal como comensais. No entanto, a espécie *Enterococcus faecalis* é considerada patogênica, causadora de infecções urinárias e endocardites (PARADELLA *et al.*, 2007). Esta bactéria é gram-positiva, anaeróbia facultativa e fermentadora, sendo altamente resistente às condições adversas (MURRAY *et al.* 2004). Não foram encontrados na literatura relatos sobre a degradação de compostos orgânicos para a *Enterococcus faecalis*.

5.3.4 Investigação da Incrustação

A investigação da incrustação foi realizada através da determinação da permeabilidade e do fluxo crítico, da quantificação das resistências à filtração, do monitoramento da produção de EPS e SMP, e da avaliação da viscosidade, da filtrabilidade, da distribuição do tamanho de partículas e microscopia óptica do lodo. Os resultados obtidos para essas etapas são apresentados em seguida.

5.3.4.1 Avaliação da permeabilidade hidráulica

A FIG. 5.29 apresenta a evolução da permeabilidade com água da membrana durante a etapa pós-aclimação na operação do BRM. Os sombreamentos cinza claro marcam os períodos em que foram realizadas limpezas químicas de manutenção da membrana. Neste tipo de limpeza, o módulo era imerso no banho de ultrassom com solução de hipoclorito de sódio a 500 mg/L. Com uma frequência menor, além da solução de hipoclorito, também era feita limpeza com solução de ácido cítrico (pH 2,5). O tempo de limpeza empregado para cada solução era de 30 minutos. O sobreamento cinza escuro marca o período em que foi realizado as limpezas químicas de recuperação da membrana. Nestas limpezas, maiores concentrações da solução de

hipoclorito de sódio eram utilizadas e o tempo de limpeza empregado também era mais extenso. E as setas demonstram a permeabilidade inicial do módulo utilizado na etapa pós-aclimatação e daquele que foi inserido no tanque na troca de módulo que ocorreu no 368º dia de operação do BRM.

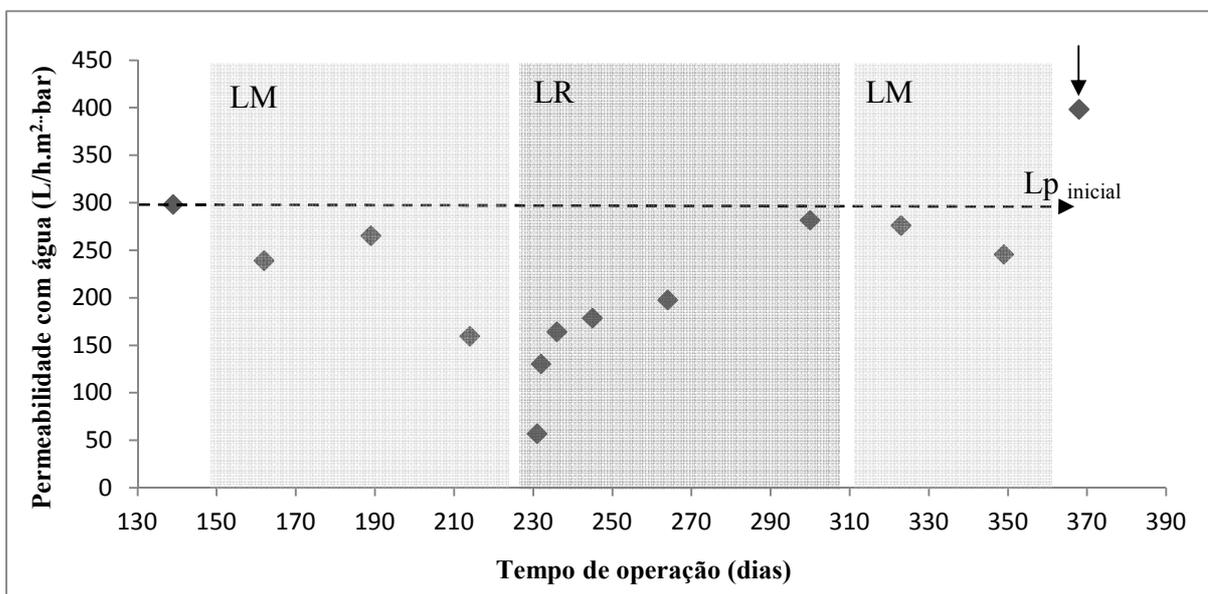


Figura 5.29: Evolução da permeabilidade hidráulica da membrana durante a etapa pós-aclimatação do BRM. Legenda: LM - limpeza de manutenção; LR - limpeza de recuperação; Lp – permeabilidade da membrana.

A permeabilidade hidráulica inicial do módulo utilizado na etapa pós-aclimatação foi 298 L/h.m².bar e a permeabilidade inicial com o lodo do BRM, medida no mesmo dia, foi 44 L/h.m².bar. A concentração de SSV do lodo neste dia (138º dia de operação) era 5700 mg/L. Já a permeabilidade hidráulica inicial do módulo que foi inserido no tanque na troca de módulo que ocorreu no fim da operação foi maior (398 L/h.m².bar), e a permeabilidade com o lodo, medida no mesmo dia, foi 61 L/h.m².bar. Neste dia (368º dia de operação) a concentração de SSV era 6250 mg/L. Apesar de terem sido montados com fibras de membrana do mesmo material e provenientes do mesmo fabricante, as permeabilidades iniciais com água de ambos os módulos se mostraram desiguais. Isto provavelmente influenciou os valores de permeabilidade com o lodo.

Nota-se que a permeabilidade da membrana com água para o módulo utilizado a partir do 139º dia de operação, na etapa pós-aclimatação sofreu variações consideráveis. Após a realização da primeira limpeza deste módulo, depois da sua inserção no tanque, já observou-

se uma redução na permeabilidade da membrana, o que pode ser devido a não remoção completa da incrustação das membranas durante a limpeza de manutenção realizada.

No entanto, no 214º dia houve um decaimento considerável da permeabilidade hidráulica, o que também pode ser justificado pela ocorrência e acumulação de incrustação irreversível que não pôde ser removida pelas limpezas de manutenção. Desta forma, quando foi observada a próxima necessidade de limpeza do módulo, foi feita a limpeza de recuperação, na qual o módulo se mantinha em contato com maiores concentrações da solução de hipoclorito de sódio por um tempo mais extenso. Esta limpeza ocorreu do 231º ao 236º dia de operação, onde a permeabilidade foi sendo medida para verificar a sua recuperação. Contudo, mesmo com este processo de limpeza, conseguiu-se aumentar a permeabilidade hidráulica da membrana para apenas metade do seu valor inicial. Foi utilizada até 2500 mg/L de hipoclorito de sódio por um período de 2 h. Durante este processo de limpeza foi utilizado o módulo reserva no tanque biológico.

Diante da baixa permeabilidade do módulo, mesmo com a limpeza de recuperação, decidiu-se manter este tipo de limpeza para as próximas necessidades de remoção de incrustação, até que a permeabilidade se recuperasse a valores não muito distantes da permeabilidade inicial. O módulo reserva continuou a ser utilizado no tanque biológico quando o processo da limpeza de recuperação durava mais que 24 h.

Observa-se um longo período sem a realização de limpezas no BRM (265 ao 300º dia), devido à paralisação da operação do BRM no intervalo do 265º ao 279º dia, por causa dos problemas na aeração do tanque biológico e do módulo e também devido à alta variação no fluxo permeado percebida entre o 280º ao 300º dia de operação. O que dificultou o aumento contínuo da incrustação nas membranas neste período.

De toda forma, a variação na permeabilidade hidráulica da membrana ao longo da etapa pós-aclimatação deve ser levada em conta na avaliação da permeabilidade do sistema, do fluxo crítico e da evolução das resistências, uma vez que este parâmetro influencia na análise destas variáveis.

5.3.4.2 Avaliação do fluxo crítico

A FIG. 5.30 demonstra as medições de fluxo crítico, de acordo com o método TMP-step (Bacchin *et al.*, 2006), realizadas ao longo da etapa pós-aclimatação do BRM, juntamente

com os fluxos operacionais observados nos dias das medições. Durante esta etapa, após cada limpeza efetuada era medida a permeabilidade da membrana com água, seguida pela medição do fluxo crítico e/ou das resistências à filtração. Desta forma, não existem dados de fluxo crítico para todas as limpezas realizadas.

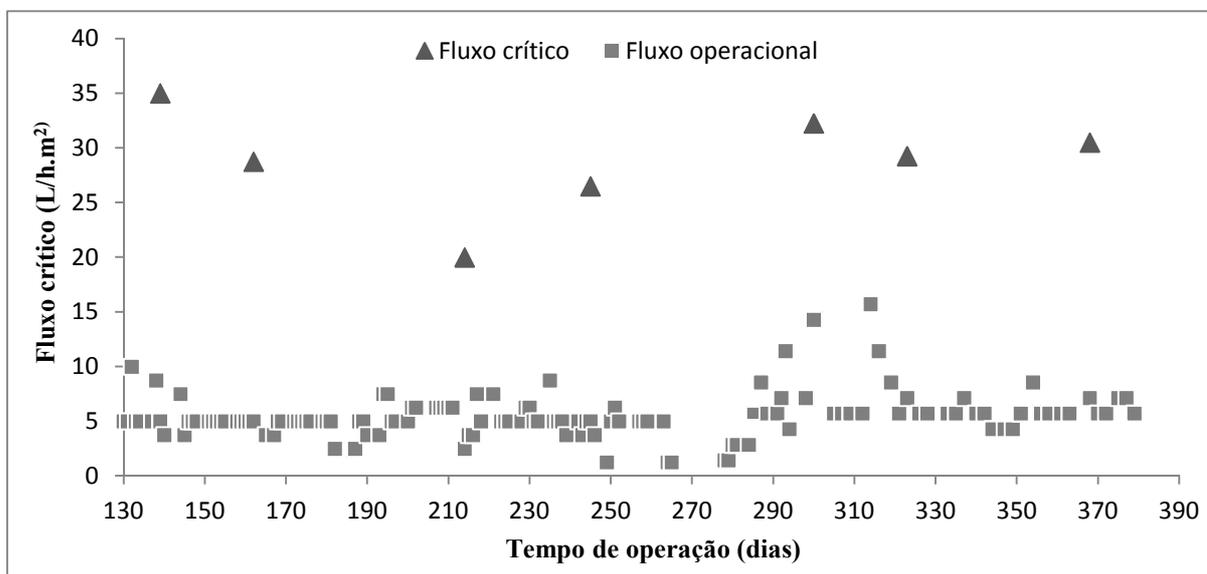


Figura 5.30: Valores de fluxo crítico e operacional ao longo da operação do BRM.

Nota-se que o fluxo crítico se apresentou superior ao fluxo operacional em todas as medições realizadas na etapa pós-aclimatação do BRM. Este fato corrobora com o bom desempenho do sistema, em relação à incrustação da membrana, observado pela baixa frequência de limpezas químicas. Segundo Bacchin *et al.* (2006) BRM operando com fluxo superior ao fluxo crítico apresenta taxa de incrustação do sistema bastante elevada, uma vez que quando o fluxo crítico é ultrapassado, o aumento da pressão ocorre não somente devido ao aumento do fluxo, mas também para sobrepôr a resistência formada pela deposição de material coloidal na membrana. Assim, a manutenção do fluxo operacional abaixo do fluxo crítico é recomendada, apesar da observação de incrustações durante operações subcríticas (CHOO e FANE, 2002; OGNIER *et al.*, 2004).

Entretanto, a manutenção de fluxos operacionais muito abaixo do fluxo crítico poderia subestimar a produtividade do sistema. Além disto, considerando BRM em escala real, haveria a necessidade de instalação de grandes áreas de membranas. Assim, o fluxo ideal seria aquele abaixo do fluxo crítico, porém, capaz de fornecer elevada produção de permeado.

Sugere-se que a aplicação de aeração entre as fibras tenha auxiliado na obtenção dos elevados valores de fluxo crítico observados na etapa pós-aclimatação do BRM, com média de 29 L/h.m², uma vez que a formação de bolhas, provocando turbulência próxima as fibras possibilitou controlar a taxa de deposição de material sobre a superfície da membrana. Apenas nas medições do fluxo crítico no 214° e 245° dia de operação ocorreram valores abaixo da média. Isto provavelmente se deve à baixa permeabilidade do módulo, resultado da baixa eficiência da limpeza química, observada neste período (FIG. 5.29).

De acordo com Madaeni *et al.* (1999) e Ognier *et al.* (2004) o fluxo crítico pode ser influenciado por vários fatores, entre eles, concentração de compostos coloidais e suspensos. Aparentemente, a variação da concentração de SSV no tanque biológico não afetou o fluxo crítico, uma vez que não foi observada relação direta entre estes parâmetros (FIG. 5.31). A mesma consideração pode ser feita para a concentração de EPS e SMP coloidais no lodo (FIG. 5.32).

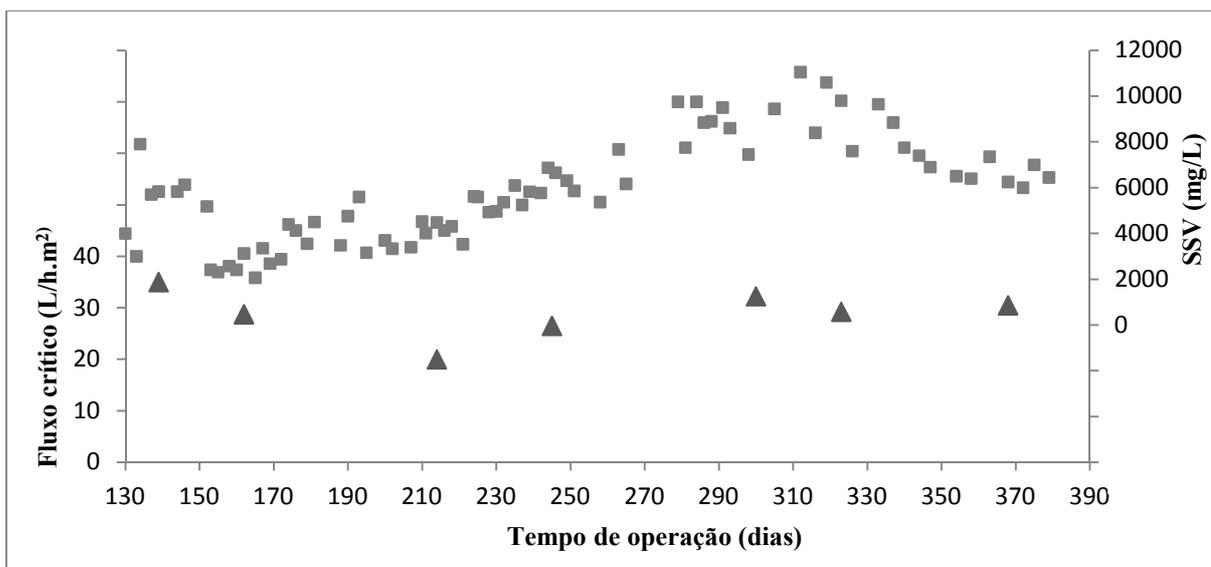


Figura 5.31: Comparação do fluxo crítico com a concentração de SSV ao longo da operação do BRM.

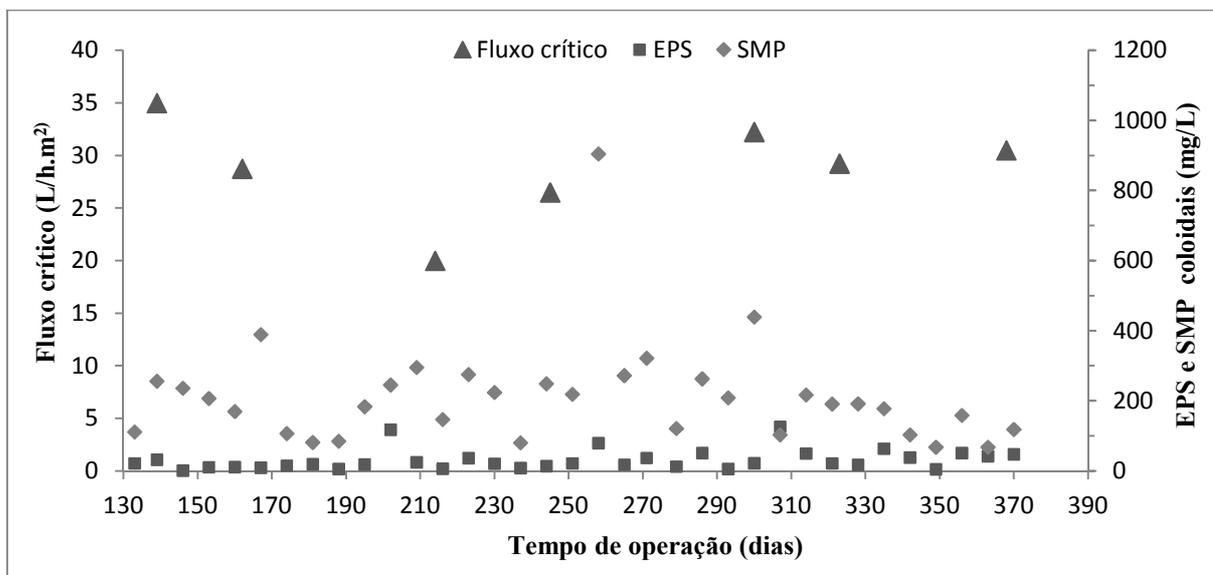


Figura 5.32: Comparação do fluxo crítico com a concentração de EPS e SMP coloidais ao longo da operação do BRM.

Nota: A concentração de EPS e SMP coloidais apresentadas foram originadas da soma da concentração de EPS e SMP em suas frações coloidais em termos de proteínas e carboidratos.

De todo modo, deve-se tomar cuidado ao efetuar estas comparações, diante do baixo número amostral dos dados de fluxo crítico, considerando o tempo de operação do BRM.

5.3.4.3 Avaliação das resistências à filtração

Na FIG. 5.33 foi apresentada a evolução das resistências da membrana (R_m), da adsorção estática (R_a), do bloqueio de poros (R_p) e da torta (R_t) ao longo da etapa pós-aclimação do BRM. Durante esta etapa, após cada limpeza efetuada era medida a permeabilidade hidráulica da membrana, seguida pela medição do fluxo crítico e/ou das resistências à filtração. Desta forma, não existem dados das resistências à filtração para todas as limpezas realizadas. Foi utilizada pressão de 0,2 bar para a realização dos testes de resistências conforme o método de resistências em série proposto por Choo e Lee (1998).

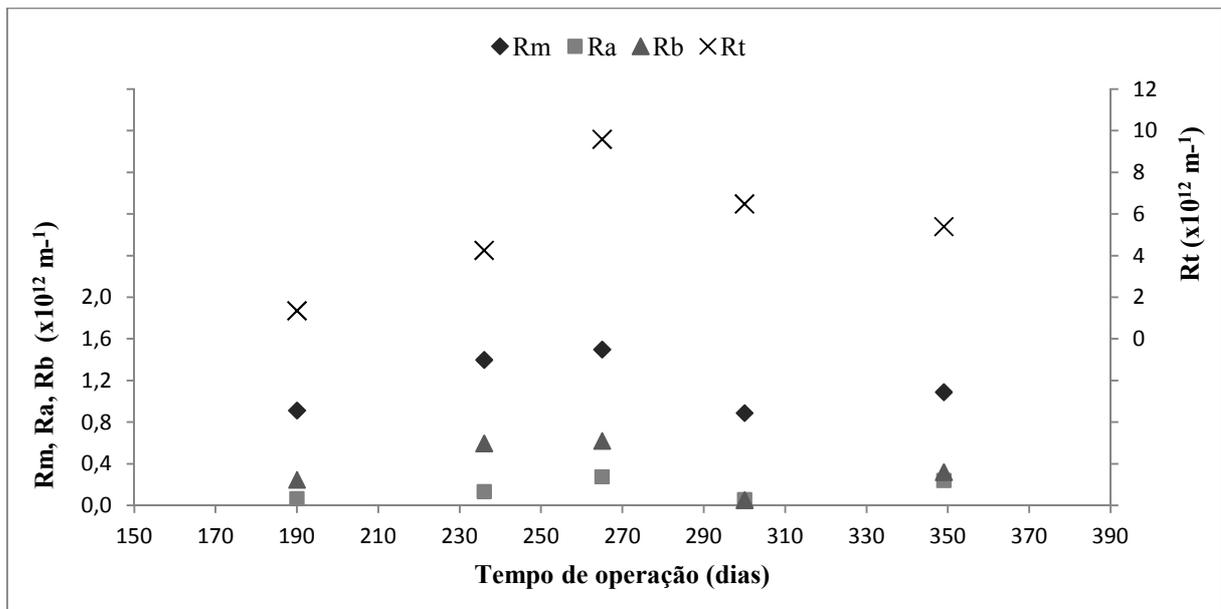


Figura 5.33: Evolução das resistências da membrana, da adsorção, de bloqueio de poros e da torta ao longo da etapa pós-aclimação do BRM.

Verifica-se que na etapa pós-aclimação, a resistência da torta foi sempre a maior, seguida pela resistência da membrana. Entretanto, ao longo desta etapa ocorreram alterações nos valores obtidos para todas as resistências avaliadas. A resistência da torta possivelmente foi influenciada pela concentração de SSV do lodo, visto que no período pós-aclimação ocorreu um aumento contínuo na concentração de sólidos, seguido por uma tendência de queda notada no final desta etapa (FIG. 5.24), padrão semelhante ao observado na evolução da resistência da torta. A variação na resistência da membrana foi ocasionada pelas mudanças na permeabilidade hidráulica da membrana observadas no mesmo período. A FIG. 5.34 apresenta a relação inversa que ocorre entre estes dois parâmetros.

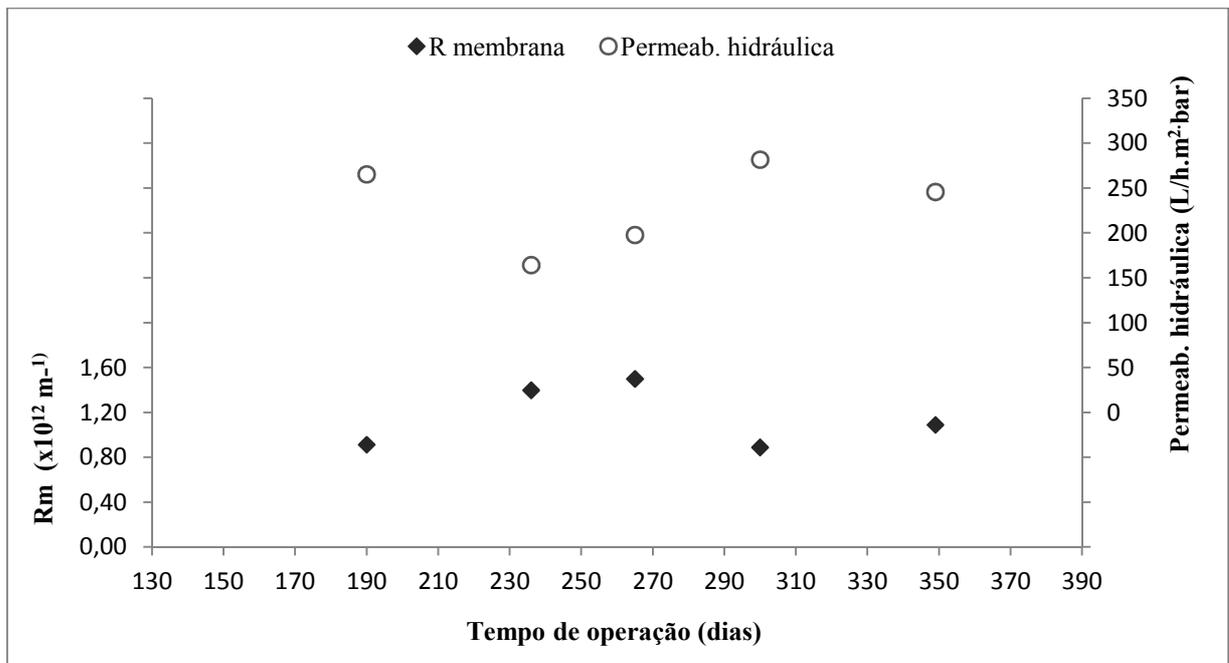


Figura 5.34: Evolução da resistência e da permeabilidade hidráulica da membrana ao longo da etapa pós-aclimatação do BRM.

A FIG. 5.35 demonstrou a contribuição de cada resistência para a resistência total à filtração durante a etapa pós-aclimatação do BRM.

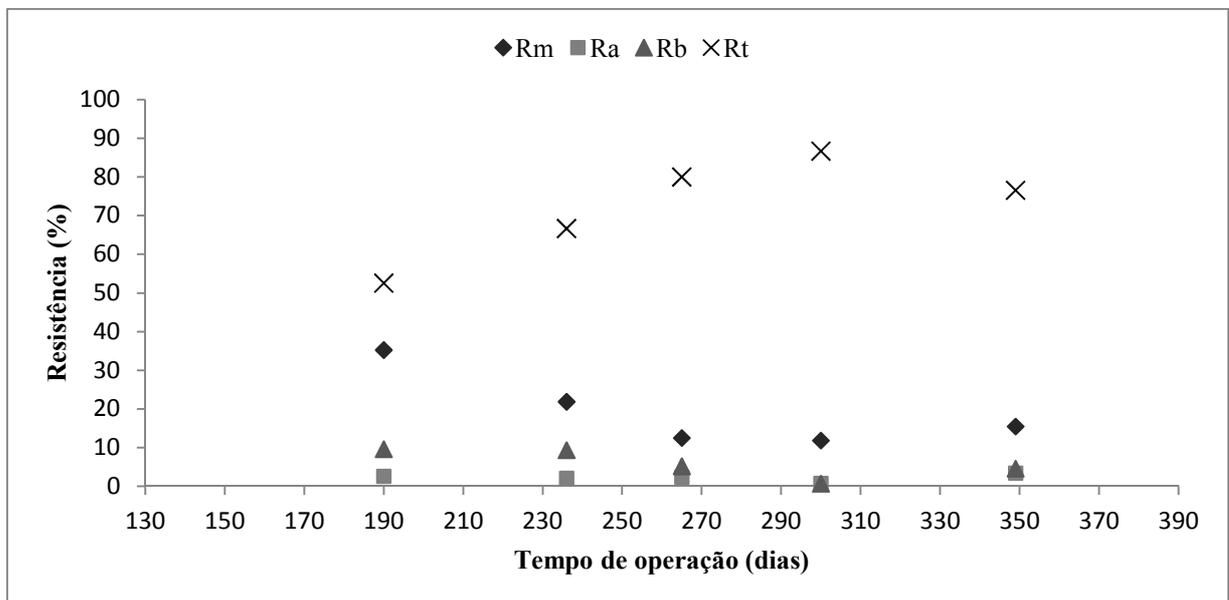


Figura 5.35: Contribuição de cada resistência para a resistência total à filtração ao longo da etapa pós-aclimatação do BRM.

As resistências da adsorção e do bloqueio de poros apresentaram um padrão similar durante o período de avaliação, demonstrando pouca contribuição para a resistência total à filtração. De toda forma, a resistência da membrana, da adsorção, do bloqueio de poros e da torta,

representaram em média 20, 2, 7 e 72% da resistência total durante a etapa pós-aclimação do BRM. Estes resultados corroboram com aqueles encontrados em outros estudos que avaliaram as resistências da membrana, do bloqueio de poros e da torta em BRM submersos, demonstrando que a torta é a principal responsável pela resistência do sistema à filtração (LEE *et al.*, 2001; MENG *et al.*, 2007).

5.3.4.4 Produção de SMP e EPS

A produção média de EPS e SMP, em termos de carboidratos, proteínas e polímeros extracelulares transparentes (TEP), é demonstrada na TAB. 5.4.

Tabela 5.4 - Produção média de EPS e SMP.

<i>Fração / Componente</i>	<i>Carb. (mg/L)</i>		<i>Prot. (mg/L)</i>		<i>TEP (mg/L)</i>		<i>Relação Carb/Prot</i>
	<i>Média</i>	<i>Amplitude</i>	<i>Média</i>	<i>Amplitude</i>	<i>Média</i>	<i>Amplitude</i>	
EPS total	58	11 - 193	98	30 - 228	248	43 - 803	0,6 (0,4-1,84)
EPS solúvel	48	0 - 187	75	26 - 183	190	42 - 387	
EPS coloidal	9	0 - 78	22	2 - 116	58	0 - 368	
SMP total	814	238- 1373	541	290 - 831	1455	316- 2310	1,5 (0,8-1,65)
SMP solúvel	701	40-1312	428	186 - 687	1146	247 - 2040	
SMP coloidal	113	3 - 375	113	10 - 536	310	0 - 1617	

Nota-se que a concentração média de SMP foi consideravelmente maior que a de EPS, em relação a todos os componentes (carboidratos, proteínas e TEP). No entanto, estas frações do lodo apresentaram diferentes relações carboidrato/proteína, sendo que as EPS demonstraram maior concentração de proteínas em relação aos carboidratos e os SMP apresentaram o inverso. Além disto, a concentração de TEP foi maior que as concentrações de carboidratos e proteínas para todas as frações. Em relação às frações solúveis e coloidais, tanto para EPS, quanto para SMP, percebe-se que, em média, as frações coloidais foram bem inferiores às solúveis para todos os componentes orgânicos analisados.

A baixa produção de EPS em BRM com lodo de leveduras também foi observada por Dan *et al.* (2002) e Wichitsathian *et al.* (2004) que utilizaram sistemas para tratamento de efluente com alta concentração salina e orgânica e de lixiviado de aterro sanitário, respectivamente. A TAB. 5.5 apresenta uma comparação de BRM com lodo de leveduras, incluindo o sistema estudado, e lodo de bactérias para tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

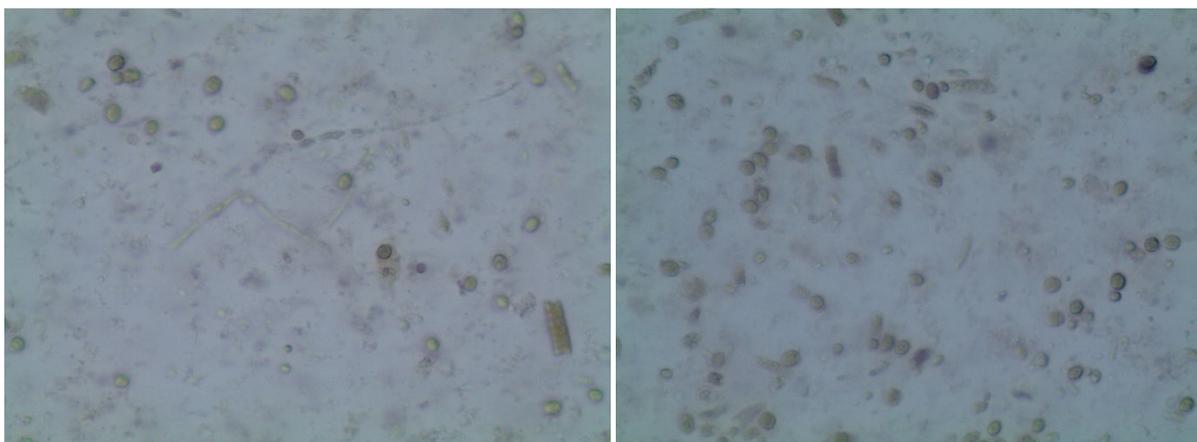
Tabela 5.5 - Comparação da concentração média de EPS e SMP em BRM para tratamento de lixiviados com leveduras e bactérias.

<i>Sistema</i>	<i>Referência</i>	<i>Tipo de lodo</i>	<i>EPS total</i>		<i>SMP total</i>	
			<i>Carb. (mg/L)</i>	<i>Prot. (mg/L)</i>	<i>Carb. (mg/L)</i>	<i>Prot. (mg/L)</i>
<i>BRM com Leveduras</i>	Este estudo	–	58	98	814	541
	WICHITSATHIAN <i>et al.</i> , (2004)	–	310	451	523	678
<i>BRM com bactérias</i>	WICHITSATHIAN <i>et al.</i> , (2004)	Mesofílico	584	972	540	761
	TARNACKI <i>et al.</i> , (2005)	Mesofílico	405	–	–	–
	CHEN <i>et al.</i> , (2008)	Mesofílico	–	–	2568	–
	CHOUDHARY (2005)	Termofílico	806	1755	412	1179
	VISVANATHAN <i>et al.</i> , (2007)	Termofílico	1553	1035	426	645

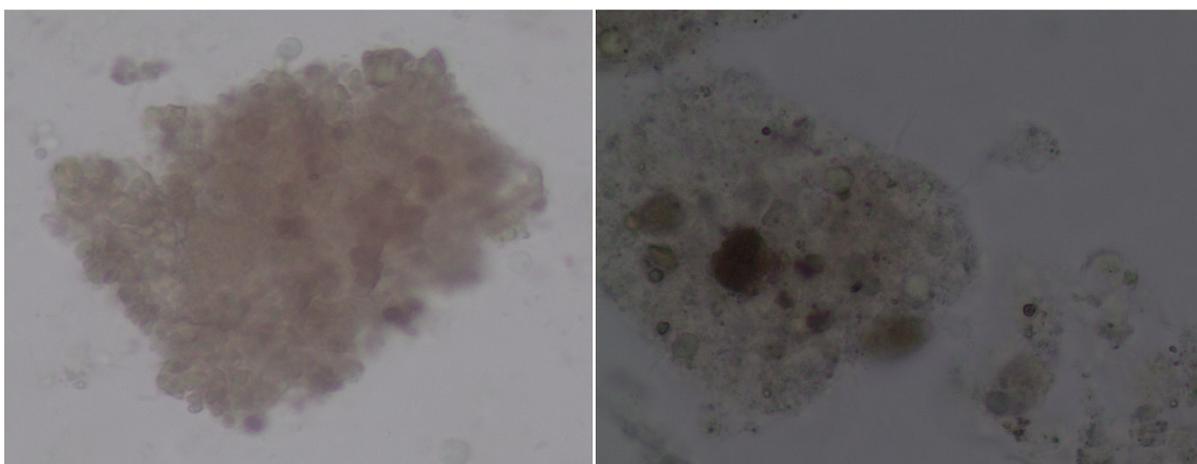
As variações observadas entre as concentrações médias de EPS e SMP total para os estudos com o mesmo tipo de lodo possivelmente ocorreram devido às diferentes condições operacionais dos BRM e à variabilidade dos lixiviados de aterros sanitários. De toda forma, pode-se afirmar que a produção de EPS dos BRM com lodo leveduriforme, principalmente em relação à proteínas, é bem menor que a dos BRM com lodo de bactérias. Destaca-se ainda, os baixos valores de EPS, em termos de carboidratos e proteínas, do sistema proposto neste trabalho em relação ao BRM com lodo de leveduras utilizado por Wichitsathian *et al.* (2004). Lembrando que estes pesquisadores optaram pelo uso de leveduras enriquecidas do lodo da ETE do lixiviado estudado, ao contrário deste trabalho, o qual utilizou uma levedura específica e exógena para inoculação do BRM.

A baixa produção de EPS no sistema proposto neste trabalho pode estar associada ao bom desempenho em relação à incrustação da membrana, observado ao longo da operação do BRM, visto que diversos autores consideram esta fração como a principal responsável pela incrustação da membrana em BRM (LE-CLECH *et al.*, 2006; RAMESH e LEE, 2006; WANG *et al.*, 2009; MENG *et al.*, 2009). Para Dan *et al.* (2002) e Wichitsathian *et al.* (2004) a baixa concentração de EPS nos BRM com leveduras decorre da formação de flocos nestes sistemas ser realizada pelo inter-enrolamento físico dos micélios/pseudomicélios das leveduras, ao contrário da floculação causada por biopolímeros (EPS) no processo de lodos ativados.

No entanto, neste trabalho, além do exposto por Dan *et al.* (2002) e Wichitsathian *et al.* (2004), principalmente devido a presença de fungos filamentosos no lodo, que se aglomeram pelo inter-enrolamento das hifas, observou-se também uma escassa formação de flocos no lodo, conforme observado na FIG. 5.36. Este fato também pode estar relacionado à baixa produção de EPS, uma vez que segundo a literatura, as EPS são as responsáveis pela formação de flocos e biofilmes microbianos, sendo os principais componentes da matriz que envolve as células microbianas (LAPISDOU e RITTMANN, 2002).



(a)



(b)

Figura 5.36: Imagens de microscopia óptica de lodos de BRM – aumento de 50x. (a) Lodo do sistema estudado neste trabalho (“lodo fúngico”); (b) Lodos convencionais para tratamento de diferentes efluentes.

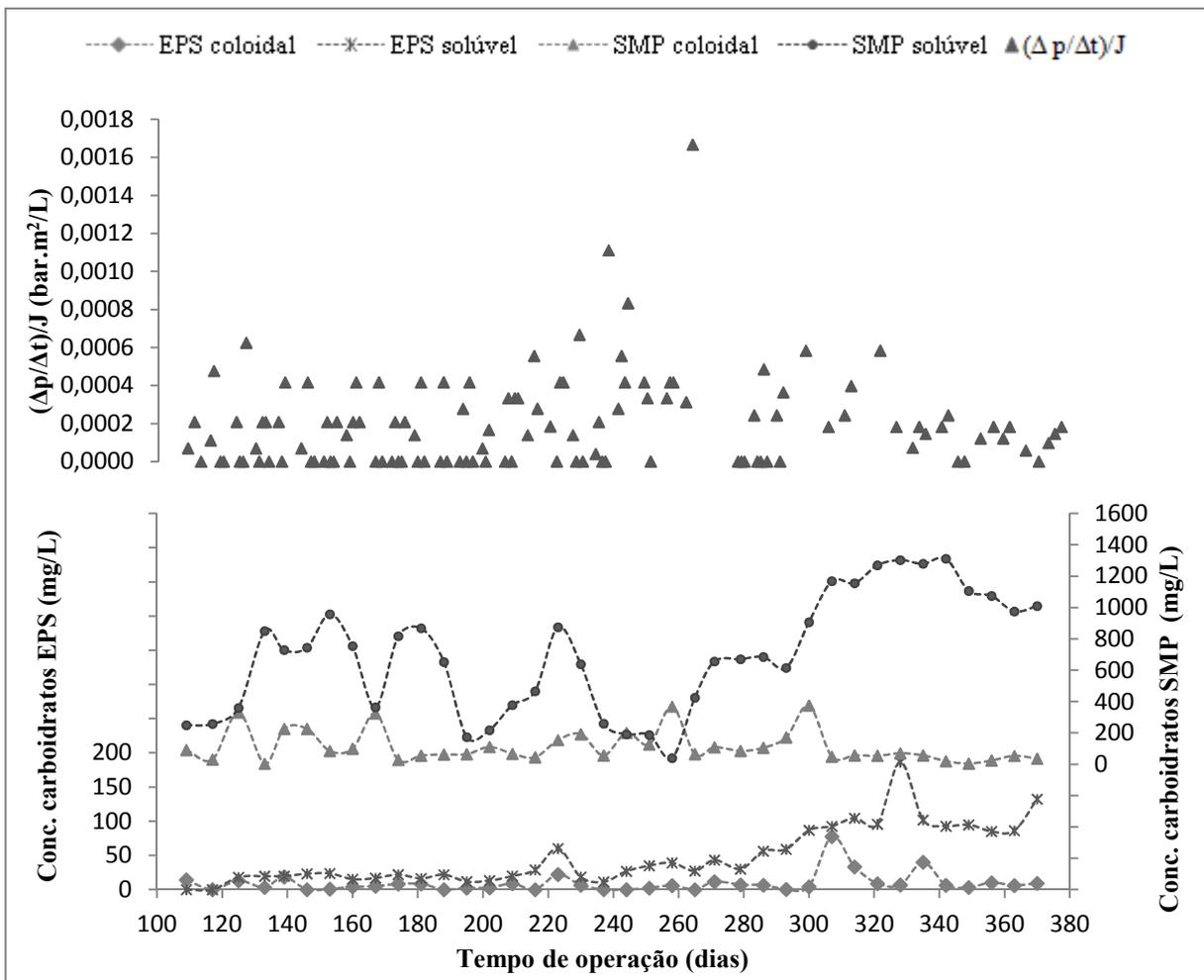
Fonte (b): Imagens cedidas pelos pesquisadores.

Na FIG. 5.36 é possível verificar que praticamente não houve formação de flocos no lodo do sistema proposto neste trabalho, principalmente comparado ao que é observado para os BRM com lodos convencionais. Além do mais, percebe-se a presença de células grandes,

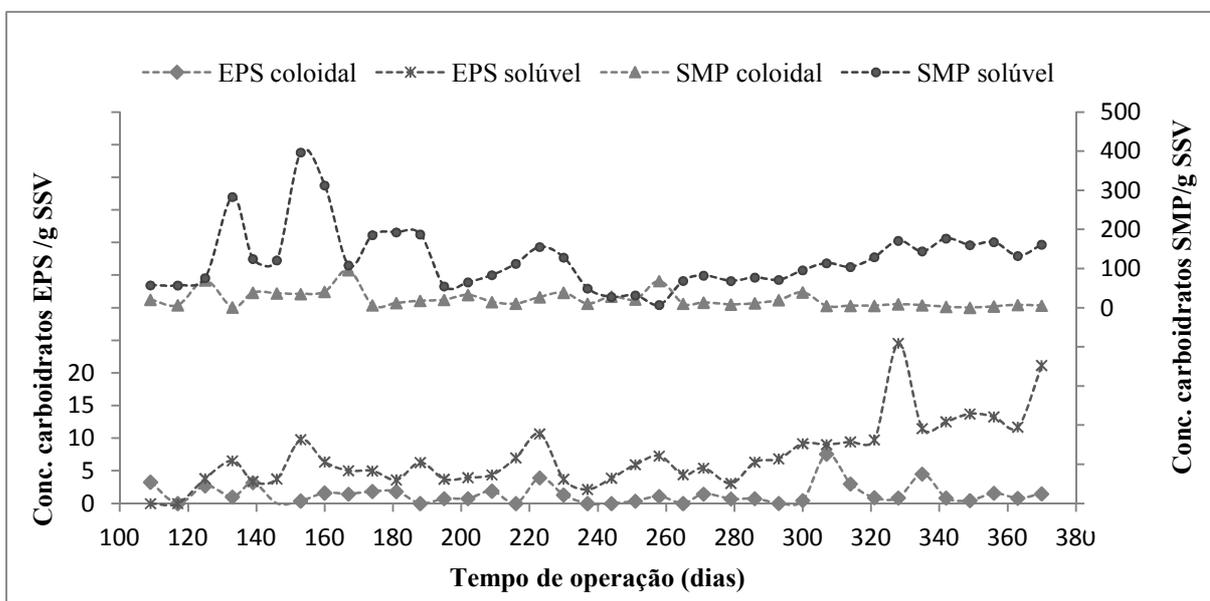
característica de leveduras, e de hifas dos fungos filamentosos nas imagens do “lodo fúngico”. Entretanto, ressalta-se que o acompanhamento do lodo por microscopia óptica foi feito apenas no último mês de operação do BRM.

Em relação à produção de SMP, em termos de carboidratos e proteínas, praticamente não houve diferença entre os BRM com lodo de leveduras e lodo de bactérias, tanto para os estudos apresentados na TAB. 5.5, quanto no trabalho de DAN *et al.* (2002), que comparou os dois sistemas para o tratamento de efluente com alta concentração salina e orgânica. Contudo, apesar da literatura destacar que os SMP podem apresentar grande contribuição para a incrustação de membranas em BRM (LE-CLECH *et al.*, 2006; DREWS, 2010), neste trabalho, esta fração do lodo não se mostrou um fator preponderante para o desempenho da membrana, em relação à perda de permeabilidade com o tempo, como será mostrado neste capítulo.

A FIG. 5.37 apresenta as concentrações de EPS e SMP solúveis e coloidais em termos de carboidratos ao longo da operação do BRM, estas divididas pela concentração de biomassa (SSV) e a relação com a taxa de incrustação da membrana normalizada pelo fluxo permeado. Para elaboração do perfil da variação da taxa de incrustação da membrana normalizada pelo fluxo permeado foram desconsiderados os pontos em que ocorreu limpeza química da membrana ou ajuste na vazão de permeado que ocasionava redução da pressão do BRM.



(a)



(b)

Figura 5.37: Variações da concentração de EPS solúvel, EPS coloidal, SMP solúvel e SMP coloidal em termos de carboidratos e a relação com a taxa de incrustação da membrana

normalizada pelo fluxo permeado (a) e as variações destas concentrações divididas pela concentração de biomassa (SSV)(b).

Observa-se que a concentração de SMP solúvel e coloidal, em termos de carboidratos, variou consideravelmente ao longo do período de operação do BRM analisado, ao contrário da concentração de EPS solúvel e coloidal. No entanto, tanto os SMP solúveis, quanto as EPS solúveis e coloidais apresentaram um padrão de aumento da concentração após o 270º dia de operação, sendo que a concentração média destas frações neste período foi cerca de três vezes a do período anterior. Possivelmente, uma das causas deste aumento foi a elevada concentração de SSV do lodo (cerca de 9100 mg/L) observada no período do 270º ao 330º dia de operação do BRM. A presença de muitos microrganismos no lodo ocasionou maior produção e liberação de produtos metabólicos, contribuindo para a ocorrência de maiores concentrações de EPS, e principalmente de SMP no meio.

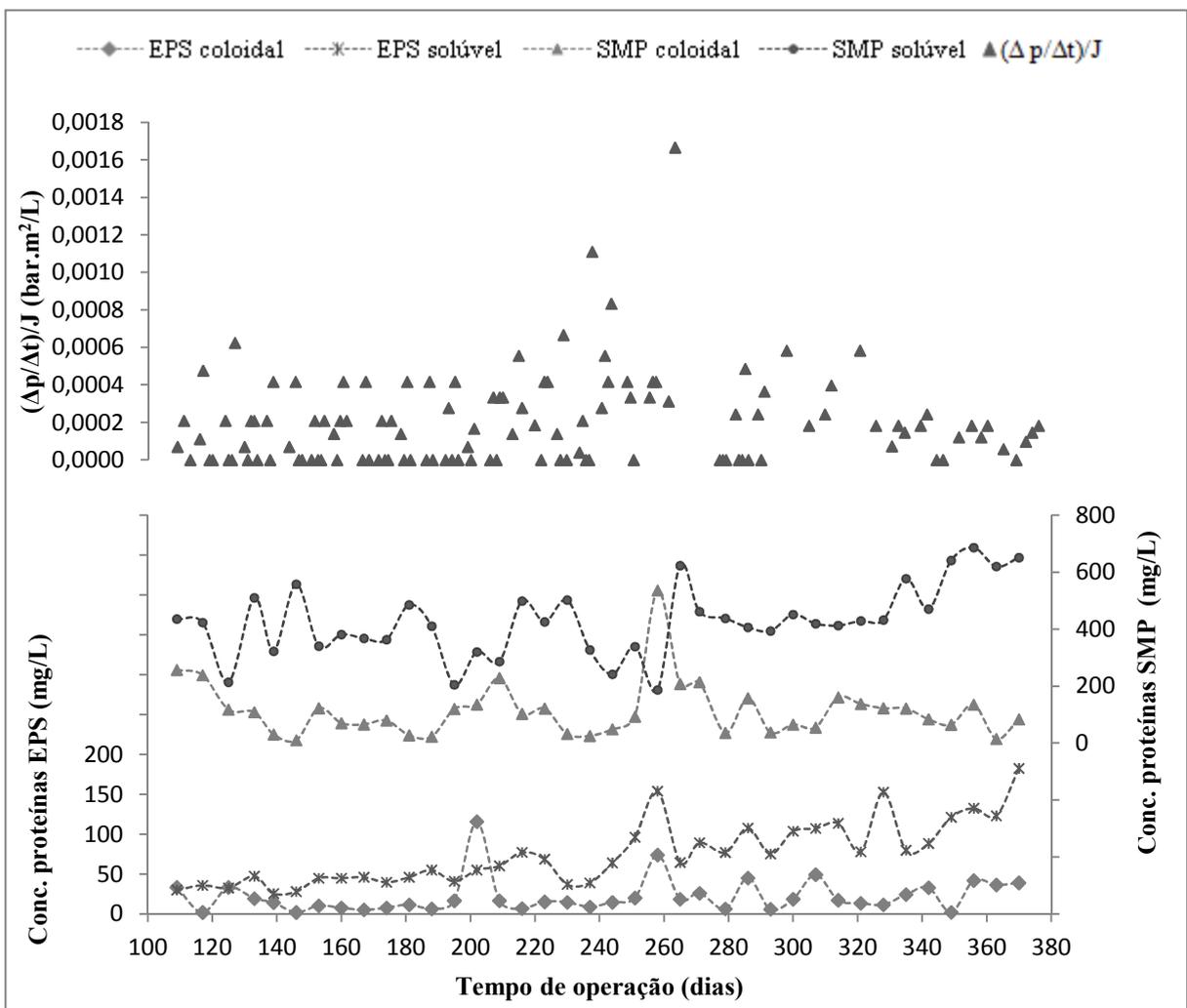
Outro fator que pode ter contribuído para o aumento na concentração média de EPS e SMP foi a longa exposição dos microrganismos do lodo às condições desfavoráveis de sobrevivência e crescimento, tais como as variações na carga orgânica do lixiviado e da taxa de aeração do tanque biológico, entre outros problemas operacionais, durante a operação do sistema. Estas condições adversas levam os microrganismos a sofrerem lise celular, liberando SMP e EPS no meio (LAPISDOU e RITTMANN, 2002).

Além disto, quase sempre pôde-se notar uma correspondência dos picos das concentrações de EPS e SMP observados durante a operação do BRM, com a variação da carga orgânica da alimentação (FIG 5.17) e/ou com os problemas operacionais, tais como a falta de aeração do tanque biológico (FIG. 5.20) e a variação do nível de lodo no tanque biológico (FIG. 5.21).

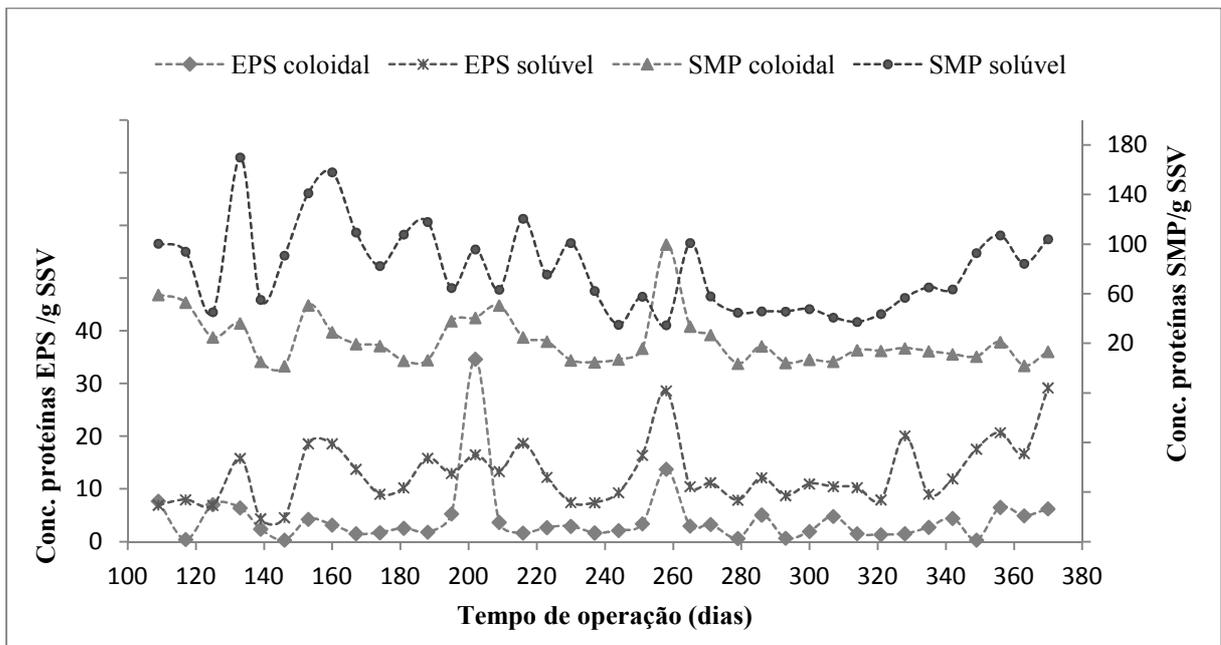
Ao contrário dos resultados obtidos por vários estudos (LE-CLECH *et al.*, 2006; DREWS *et al.*, 2008; WANG *et al.*, 2009; PAN *et al.*, 2010) neste trabalho não foi observada relação entre a variação da concentração de EPS e SMP, em termos de carboidratos, e a taxa de incrustação da membrana. Este fato pode ser evidenciado ao comparar a evolução da concentração destas frações no lodo ao longo da operação do sistema com a taxa de incrustação normalizada pelo fluxo permeado, onde não foram visualizadas correspondências entre os picos de EPS e SMP e os episódios de aumento na perda de permeabilidade da membrana. Além disto, no fim da operação do BRM, onde verificou-se maiores concentrações de EPS e SMP, principalmente solúveis, a incrustação da membrana foi baixa

(FIG. 5.28). Drews (2010) relatou que em alguns sistemas de BRM pode não haver relação entre EPS e SMP e a incrustação da membrana, sendo esta dependente de outros fatores, tais como condições operacionais, características da alimentação e outras características do lodo. Ao que tudo indica, no sistema proposto neste trabalho, a principal contribuição para a incrustação foi a formação de torta na superfície da membrana.

Na FIG. 5.38 são apresentadas as concentrações de SMP e EPS solúveis e coloidais em termos de proteínas, as relações entre essas concentrações e as de biomassa e a relação com a taxa de incrustação da membrana normalizada pelo fluxo permeado.



(a)



(b)

Figura 5.38: Variações da concentração de EPS solúvel, EPS coloidal, SMP solúvel, SMP coloidal em termos de proteínas e a relação com a taxa de incrustação da membrana normalizada pelo fluxo permeado (a) e as variações destas concentrações divididas pela concentração de biomassa (SSV)(b).

Em termos de proteínas, nota-se que tanto a concentração de SMP quanto a de EPS, solúveis e coloidais, tiveram variações ao longo do período de operação do BRM analisado, com ocorrências de picos de concentração. Também foi percebido um aumento na concentração de SMP solúvel e de EPS solúvel e coloidal após o 270º dia de operação, sendo a concentração média destas frações neste período cerca de duas vezes a do período anterior. Novamente, este fato pode ter ocorrido devido à elevada concentração de SSV do lodo observada no período do 270º ao 330º dia e à extensa exposição dos microrganismos às condições adversas, como as variações na carga orgânica do lixiviado e da taxa de aeração do tanque biológico durante a operação do BRM.

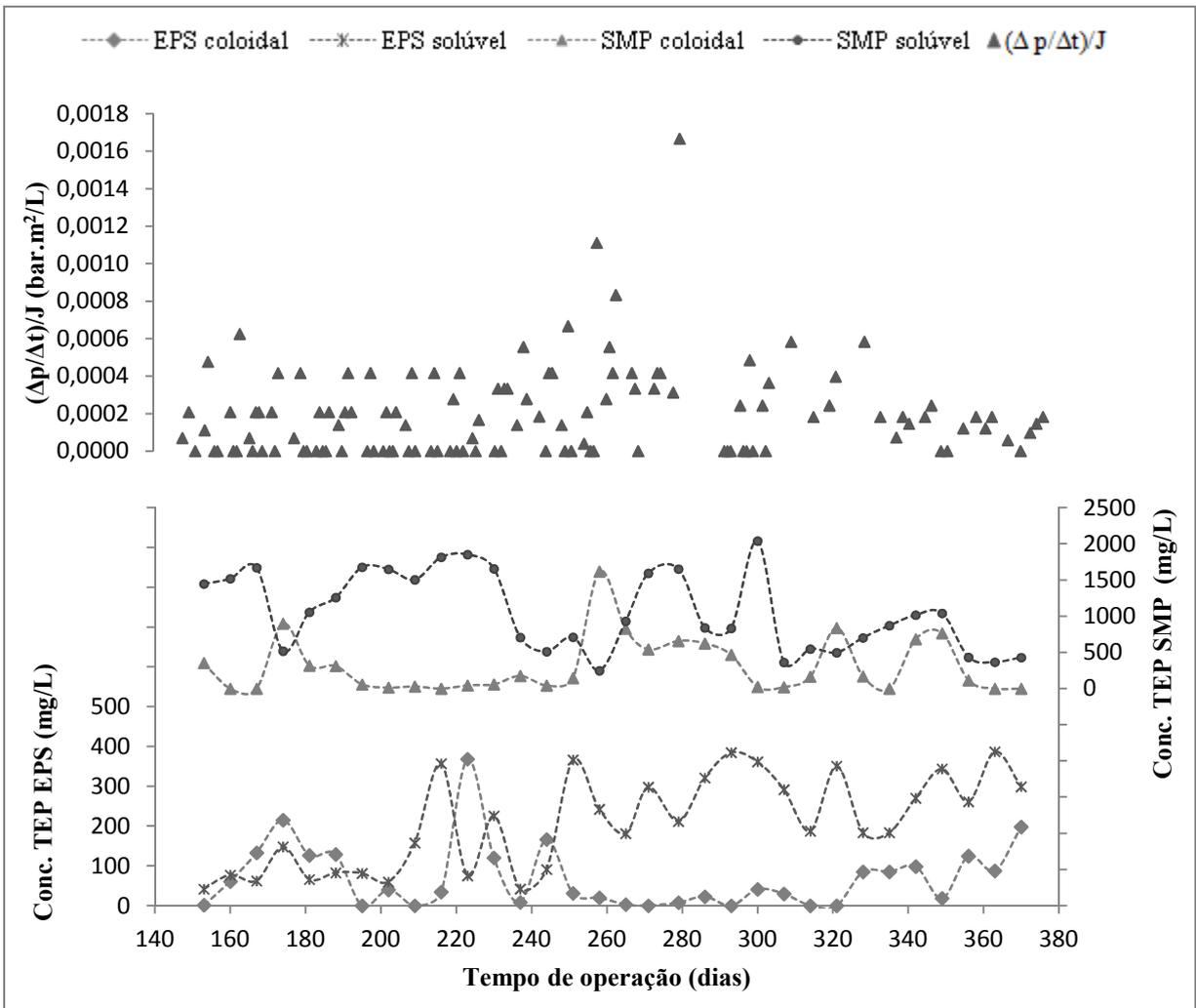
Assim como para carboidratos, quase sempre foi possível correlacionar os picos das concentrações de EPS e SMP com a variação da carga orgânica da alimentação e/ou com os problemas operacionais observados durante a operação do BRM. Isto demonstra que a manutenção de condições estáveis no sistema é fundamental para se evitar o estresse e o decaimento microbiano, reduzindo a concentração de EPS e SMP no lodo. Estas frações, que podem estar associadas à incrustação das membranas em BRM, também podem acarretar o aumento da carga orgânica efluente do sistema, diminuindo a qualidade do permeado.

Além da influência positiva da elevada concentração de SSV para as maiores concentrações de EPS e SMP, também foi notório o contrário, onde apesar da liberação de EPS e SMP por unidade de biomassa estar elevada, uma concentração de SSV reduzida minimizou a concentração total destas frações no sistema.

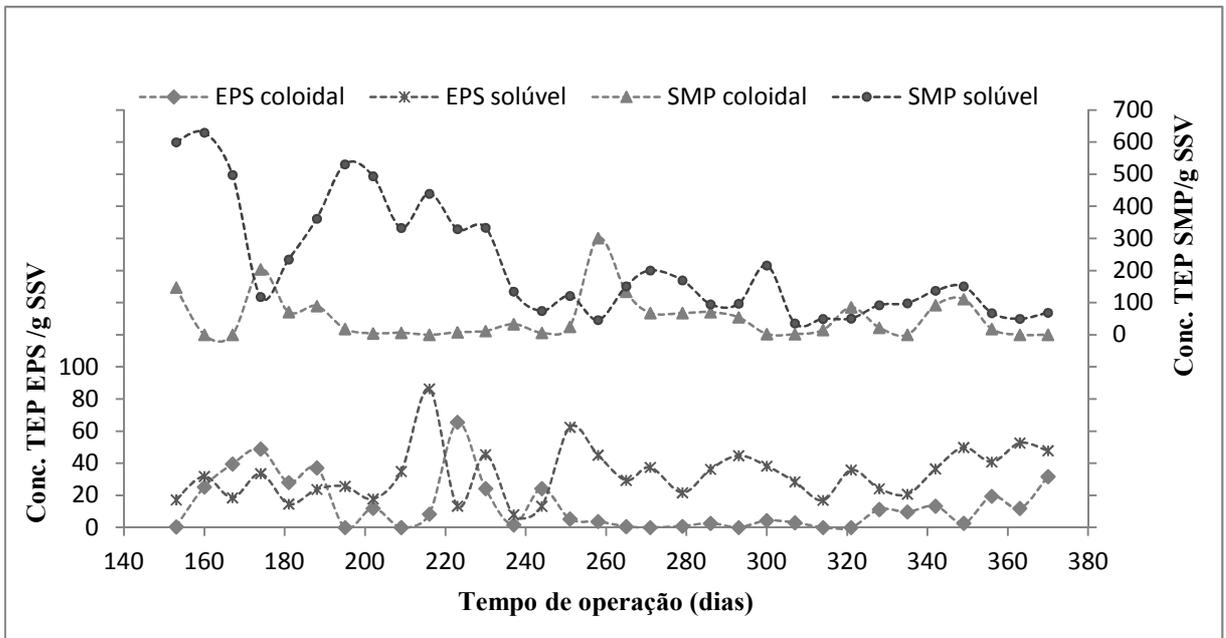
Nota-se que no 265º dia de operação a taxa de incrustação da membrana normalizada pelo fluxo permeado estava elevada, que pode estar associada aos picos nas concentrações de EPS e SMP solúveis e coloidais observados no período entre o 260º e o 265º dia. Ressalta-se que neste período, o sistema estava funcionando sem aeração ou com aeração reduzida do tanque biológico, havia mais de 10 dias. Também nesta época, ocorreram variações bruscas no nível do tanque biológico. No entanto, outros pontos de alta perda de permeabilidade, tal como o do dia 239 não puderam ser relacionados com a concentração de EPS e SMP no meio. Além disto, assim como observado para carboidratos, no final da operação do BRM, verificou-se maiores concentrações de EPS e SMP, principalmente solúveis, e baixa taxa de incrustação da membrana.

Desta forma, conclui-se que, em termos de proteínas, tanto as EPS quanto os SMP podem apresentar influência na incrustação da membrana no sistema proposto neste trabalho. No entanto, existem outros fatores que demonstraram ser mais relevantes, apresentando maiores relações com a perda de permeabilidade do sistema, tal como a concentração de sólidos em suspensão. Novamente, este exposto fortalece as considerações do estudo de Drews (2010) sobre a possibilidade de maior influência de outros fatores, além da variação da concentração de EPS e SMP, na taxa de incrustação da membrana.

A FIG. 5.39 apresenta as concentrações de EPS e SMP solúveis e coloidais em termos de TEP (polímeros transparentes extracelulares) ao longo da operação do BRM, estas divididas pela concentração de biomassa (SSV) e a relação com a taxa de incrustação da membrana normalizada pelo fluxo permeado.



(a)



(b)

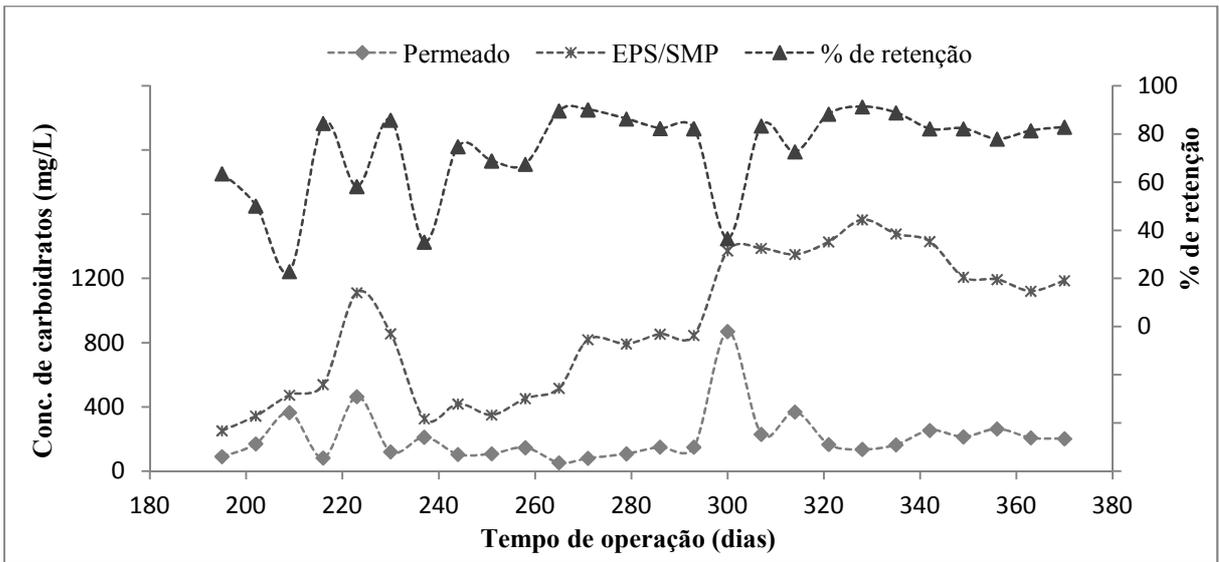
Figura 5.39: Variações da concentração de EPS solúvel, EPS coloidal, SMP solúvel, SMP coloidal em termos de TEP e a relação com a taxa de incrustação da membrana normalizada pelo fluxo permeado (a) e as variações destas concentrações divididas pela concentração de biomassa (SSV)(b).

Como pode ser notado, as concentrações de EPS e SMP relativas aos TEP sofreram intensa variação ao longo do período analisado, apresentando um perfil completamente diferente do observado em termos de carboidratos e proteínas. Além do mais, como visto anteriormente, estas concentrações foram consideravelmente superiores às aquelas obtidas para carboidratos e proteínas durante a operação do BRM. Contudo, era esperado que a concentração de TEP fosse maior que a concentração de carboidratos, uma vez que estes polímeros são compostos por polissacarídeos, que não são detectados pelo método de Dubois (método utilizado na determinação de carboidratos) (De La Torre *et al.*, 2008).

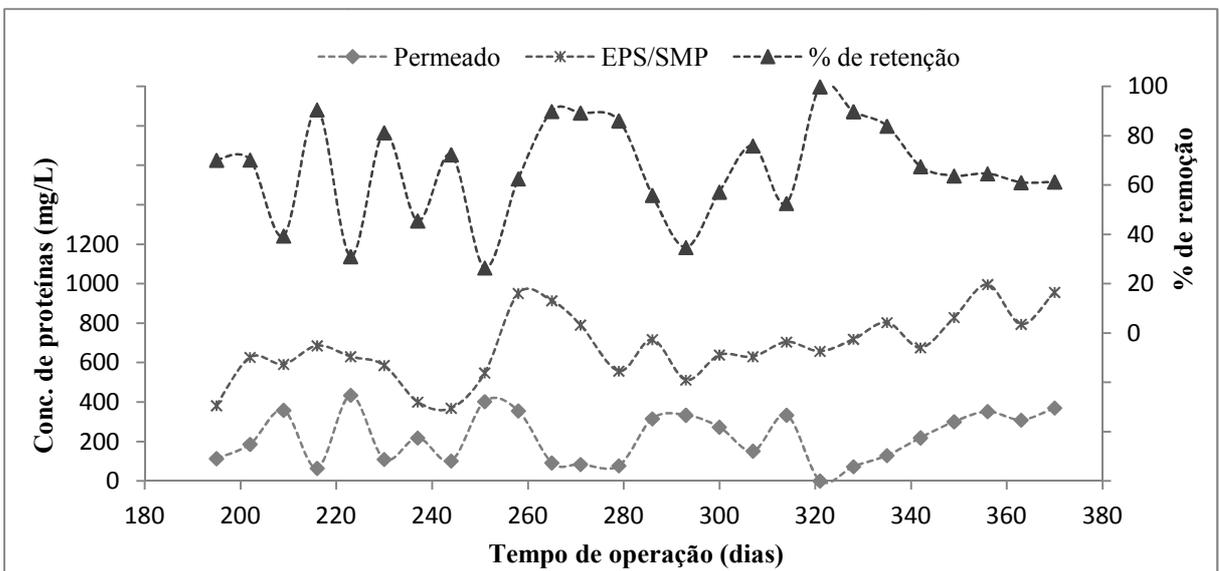
Diferentemente do relatado por De La Torre *et al.* (2008), neste trabalho não foi observada relação entre a concentração de EPS e SMP, em termos de TEP, e a perda de permeabilidade da membrana. Andrade (2011) também não observou esta relação ao investigar a incrustação em um BRM para tratamento de efluente de indústria de laticínios.

No sistema proposto neste estudo, apesar dos SMP apresentarem elevada concentração média, e alta variação na concentração ao longo da operação do sistema, estes compostos não se mostraram como um fator preponderante na incrustação da membrana. Ao que tudo indica, a baixa concentração média de EPS no lodo é a principal responsável pelo bom desempenho do sistema em relação à incrustação da membrana, com baixa frequência de limpezas químicas. Sendo que os períodos em que foram observadas maiores taxas de perda de permeabilidade da membrana parecem estar associados com outros fatores relevantes, como a ausência de aeração das fibras do módulo e o aumento da concentração do lodo.

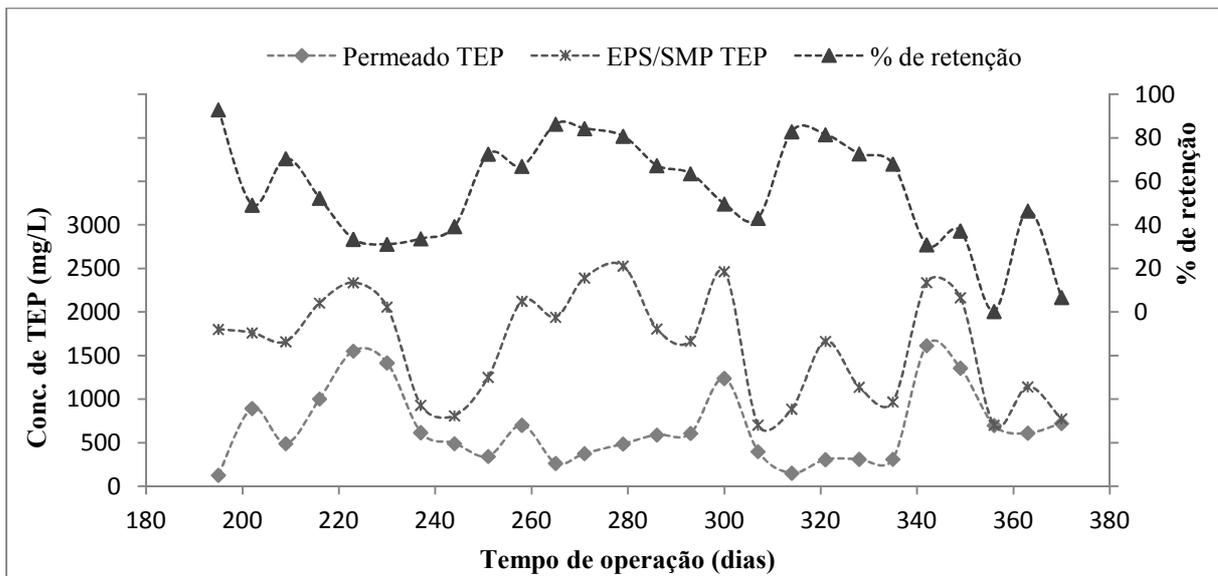
A FIG. 5.40 demonstra a variação da concentração de carboidratos, proteínas e TEP no permeado e no líquido reacional, representado pelas concentrações de EPS/SMP total, bem como a % de retenção destes compostos pela membrana durante a etapa pós-aclimação do lodo. A retenção pela membrana foi obtida por meio da subtração da concentração de EPS/SMP totais, para cada composto, pela concentração deste composto no permeado.



(a)



(b)



(c)

Figura 5.40: Variação da concentração de carboidratos (a), proteínas (b) e TEP (c) no permeado e no líquido reacional (EPS/SMP total) e da % de retenção destes compostos pela membrana durante a etapa pós-aclimatação do lodo.

A membrana foi responsável pela retenção média de 73, 66 e 56% dos EPS/SMP totais em termos de carboidratos, proteínas e TEP, respectivamente. Novamente destaca-se a importância da membrana em BRM, de forma a possibilitar a retenção de parte dos produtos gerados pela biomassa, bem como de compostos que não foram biodegradados, melhorando a qualidade do efluente final.

5.3.4.5 Viscosidade

A viscosidade do lodo do sistema proposto neste trabalho foi bem inferior ao normalmente encontrado para o lodo comumente utilizado em processos de tratamentos biológicos, apresentando um valor médio de 2,08 mPa.s. Para Le-Clech *et al.* (2006) e Meng *et al.* (2006) uma alta viscosidade do lodo pode afetar negativamente a permeabilidade da membrana em BRM, aumentando a resistência da torta e reduzindo o efeito da aeração na superfície da membrana. Dan *et al.* (2002) e Wichitsathian *et al.* (2004) também encontraram baixa viscosidade no lodo de leveduras em BRM. Os autores relacionaram esta condição, entre outras, a baixa taxa de incrustação observada nos BRM com o lodo leveduriforme. Esta inferência também pode ser aplicada para o sistema proposto neste estudo, diante do bom desempenho do BRM em relação à perda da permeabilidade da membrana com o tempo.

A FIG. 5.41 apresenta a variação da viscosidade do lodo ao longo da etapa pós-aclimatação do BRM.

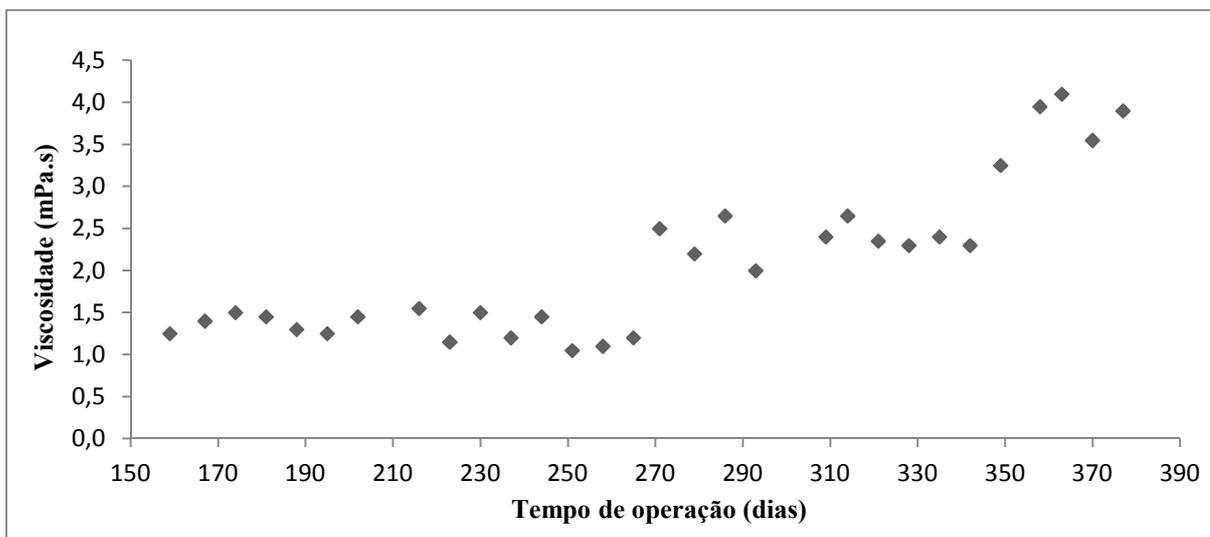


Figura 5.41: Evolução da viscosidade do lodo ao longo da etapa pós-aclimatação do BRM.

Apesar do lodo do BRM ter apresentado valores de viscosidade considerados baixos, nota-se que houve um aumento nesta característica do lodo no sistema a partir do 270º dia de operação. Este parâmetro constantemente é relacionado à concentração da biomassa e pode sofrer influência também da concentração de EPS no lodo (MENG *et al.*,2006). Entretanto, não foi verificada uma relação direta da viscosidade com a concentração de SSV no lodo, uma vez que apesar da concentração de sólidos ter aumentado na etapa pós-aclimatação, esta apresentou uma tendência de queda no fim da operação do BRM (FIG. 5.24), o que contraria o aumento da viscosidade observada no mesmo período. Contudo, as EPS parecem influenciar este parâmetro do lodo, como pode ser observado na FIG. 5.42, que relacionou a concentração de EPS em termos de carboidratos e proteínas com a viscosidade. Nota-se que a viscosidade seguiu um padrão similar ao da concentração de EPS média durante a operação do BRM, destacando o período após o 270º dia, onde maiores concentrações das duas variáveis foram observadas. As EPS classificadas como proteínas apresentaram maior relação com a viscosidade.

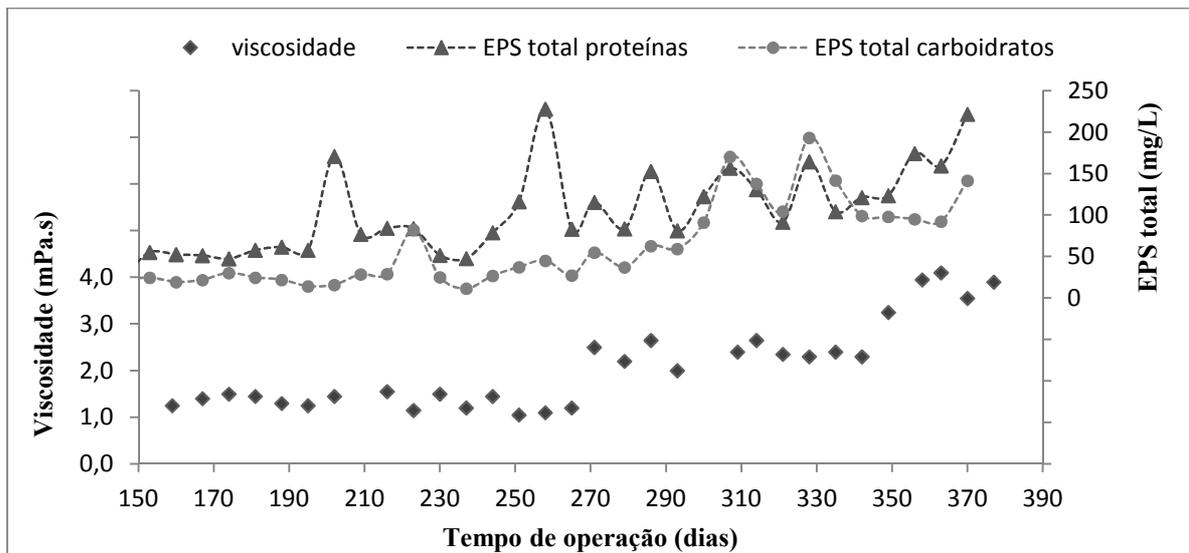


Figura 5.42: Relação da viscosidade com a concentração de EPS total em termos de carboidratos e proteínas.

Em relação à incrustação, o aumento demasiado na viscosidade do lodo a partir do 350º dia de operação aparentemente não foi suficiente para afetar a permeabilidade da membrana, visto que esta aumentou neste período (FIG. 5.28c).

5.3.4.6 Filtrabilidade

A medição da filtrabilidade do lodo foi realizada utilizando-se os métodos *Filter test* (FI), *Sludge Filtration Index* (SFI) e *Time to Filter* (TTF) conforme relatado na metodologia. O SFI e o TTF foram realizados apenas no último mês da etapa experimental, juntamente com o FI, a fim de verificar a coerência entre os resultados obtidos e assim aumentar a confiabilidade dos mesmos.

Os resultados obtidos para todos os testes realizados não foram satisfatórios, o que não corrobora com o bom desempenho do BRM em relação à incrustação da membrana, observado durante a operação do sistema. O *Filter test* apresentou, em média, cerca de 2,0 mL de filtrado durante os cinco minutos de realização do teste, alcançando um valor máximo de 3,2 mL. Ressalta-se que este teste considera que quando o volume de filtrado é ≤ 5 mL/5min, o lodo é classificado como péssimo em relação à filtrabilidade (TAB. 4.3).

O *Time to Filter*, que consiste na filtração do lodo à vácuo, também apresentou resultados que enquadraram o lodo fúngico do BRM, como péssimo quanto à filtrabilidade. Segundo este teste, quando o tempo de filtração de 200 mL de lodo é maior que 300 segundos, indica que o lodo apresenta uma permeabilidade ruim. Foram obtidos tempos de filtração bem acima de

cinco minutos, sem ocorrer a filtração de todo o volume de lodo (200 mL). Em geral, com 30 minutos de filtração do lodo à vácuo, conseguia-se obter apenas 25 mL de filtrado.

Resultados diferentes não foram vistos para o *Sludge Filtration Index*, que consistiu na filtração do lodo sob agitação. Na verdade, não foi possível concluir a realização deste teste nas tentativas feitas durante o período de avaliação. No SFI era preciso contabilizar o tempo que o filtrado leva para aumentar seu volume de 100 para 150 mL, no entanto, mesmo deixando a filtração ocorrer por horas, não se conseguiu obter o volume mínimo de 100 mL em nenhuma das tentativas. De toda forma, este fato já era um indicativo de uma condição ruim de filtrabilidade do lodo do BRM, confirmada pelos demais testes.

Contudo, diante da discrepância dos resultados obtidos nos testes de filtrabilidade do lodo e os observados durante a filtração do permeado no BRM, deve-se tomar cuidado ao utilizar este parâmetro para caracterizar o lodo quanto à propensão de incrustação de membranas em quaisquer sistemas de BRM. Estes testes de filtrabilidade foram consolidados em estudos que utilizaram lodos de BRM para o tratamento de efluentes domésticos, os quais apresentam características diferentes daqueles utilizados no tratamento de efluentes industriais. Além disto, o dinamismo observado durante o processo de filtração na operação do BRM, tal como a aeração das fibras, não é retratado nos testes de filtrabilidade.

Os resultados obtidos na distribuição do tamanho de partículas e na análise de microscopia óptica do lodo podem ajudar a entender resultados dos testes de filtrabilidade. Ressaltando que estas análises também foram realizadas apenas no último mês de operação do BRM. Em relação à distribuição do tamanho de partículas do lodo, foi encontrado, no período analisado, tamanho médio entre 10,0 e 6,0 μm . Apesar do tamanho médio do floco ser mais de 12 vezes o tamanho máximo dos poros da membrana, o qual é 0,5 μm , ele é considerado pequeno, segundo a literatura. Para Meng *et al.* (2007) e Defrance *et al.* (2000) os flocos menores que 50 μm podem se depositar sobre a superfície da membrana e bloquear os poros mais facilmente, ao contrário dos flocos grandes, que devido aos mecanismos de arraste e cisalhamento são prontamente removidos. Assim, o reduzido tamanho das partículas pode estar associado à difícil filtrabilidade do lodo observada nos testes de filtrabilidade empregados.

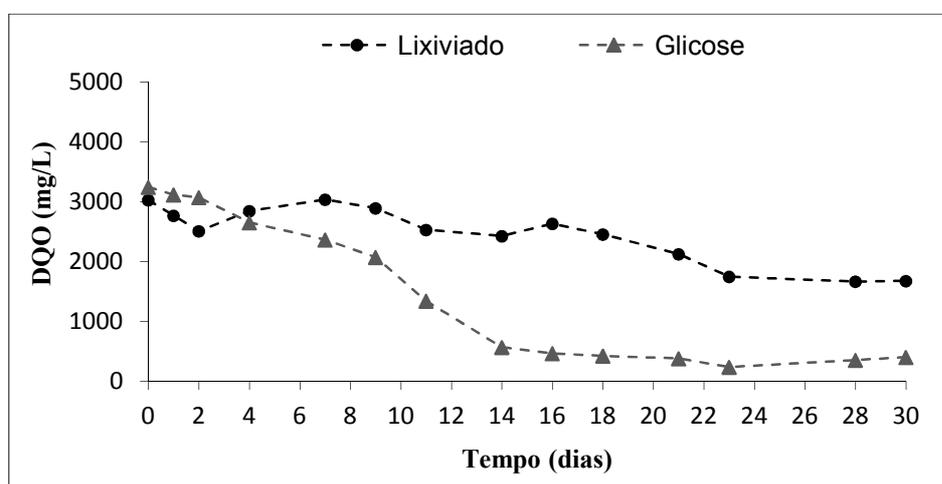
A análise de microscopia óptica do lodo confirmou os resultados obtidos na avaliação da distribuição do tamanho de partículas. Como visto anteriormente, não foi visualizada a

formação de flocos grandes nas imagens feitas do lodo do BRM (FIG. 5.36a). Além do mais, de acordo com estas imagens, o lodo fúngico do BRM apresentou características bem diferentes daquelas observadas para os lodos convencionais, o que também pode ter influenciado os resultados dos testes de filtrabilidade.

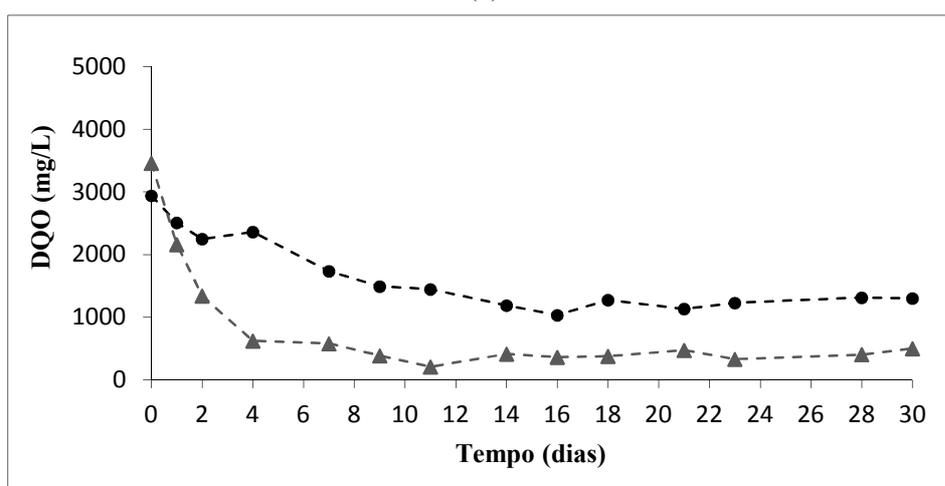
Não obstante aos resultados obtidos para os testes de filtrabilidade, o pequeno tamanho dos flocos parece não ter afetado a taxa de incrustação da membrana no BRM, diante do bom desempenho observado para o sistema proposto.

5.4 Avaliação da DQO Inerte

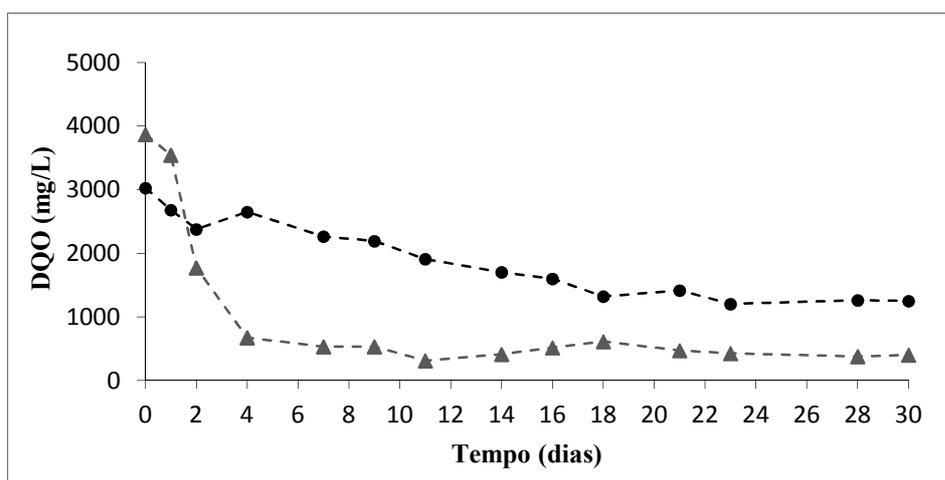
Na FIG. 5.43 são apresentados os perfis de DQO solúvel obtidos durante o período de monitoramento dos três ensaios do teste de DQO inerte.



(a)



(b)



(c)

Figura 5.43: Perfil da DQO solúvel. (a) Ensaio 1 - Lodo bacteriano; (b) Ensaio 2 - Lodo fúngico incrementado com solução de nutrientes da análise de DBO; (c) Ensaio 3 - Lodo fúngico incrementado com caldo Sabouraud.

Nota-se ocorrências de decaimento e lise celular nos reatores de lixiviado dos três ensaios, uma vez que foi observado um aumento nos valores de DQO solúvel em determinados momentos. O ensaio bacteriano (ensaio 1) apresentou um maior aumento de DQO (335 mg/L), em relação aos ensaios fúngicos (ensaio 2: 112 mg/L; ensaio 3: 233 mg/L), no início da incubação (aproximadamente no 4º dia). Como o lodo fúngico foi previamente aclimatado ao lixiviado no BRM, possivelmente ele se adaptou melhor aos compostos presentes no lixiviado, o que propiciou menos condições adversas e resultou em baixa taxa de lise celular nos reatores com biomassa fúngica. Também nos três reatores, houve outro aumento de DQO no meio do período de incubação (entre o 16º e 18º dia).

Além disto, os reatores com solução de glicose tiveram leves ocorrências de elevação da DQO, apesar de não ter condições adversas para os dois lodos nestes ambientes. Provavelmente, houve liberação de SMP nestes reatores, possivelmente decorrentes de mecanismos associados à utilização de substratos e ao crescimento microbiano.

Na TAB. 5.6 é apresentado o resumo dos resultados obtidos dos três ensaios do teste de DQO inerte.

Tabela 5.6- Resultado dos ensaios bacteriano e fúngicos para o teste de DQO inerte.

<i>Parâmetro</i>	<i>Valores obtidos</i>		
	<i>Ensaio 1</i>	<i>Ensaio 2</i>	<i>Ensaio 3</i>
DQO inicial Lixiviado (mg/L)	3027	2941	3027
DQO final Lixiviado (mg/L)	1666	1312	1262
DQO final Glicose (mg/L)	353	404	379
DQO inerte (mg/L)	1312	909	883
DQO inerte (%)	43,4	30,9	29,2

Nota: Ensaio 1 - Lodo bacteriano; Ensaio 2 - Lodo fúngico incrementado com solução de nutrientes da análise de DBO; Ensaio 3 - Lodo fúngico incrementado com caldo Sabouraud.

Como pode ser observado, o lixiviado apresenta menores frações de DQO inerte, sob condições aeróbias, para os ensaios com o lodo fúngico (ensaios 2 e 3). Amaral *et al.* (2007) ao avaliar a fração de DQO inerte do lixiviado do Aterro Sanitário de Belo Horizonte, para o lodo proveniente da ETE Arrudas, sob condições aeróbicas, encontraram resultados similares àqueles obtidos para o ensaio com o lodo bacteriano (Ensaio 1). Possivelmente, o lodo fúngico conseguiu degradar alguns compostos recalcitrantes do lixiviado, para os quais o lodo bacteriano apresenta limitações.

Apesar do lodo fúngico ter sido previamente aclimatado ao lixiviado no BRM, Amaral (2007) verificou que a aclimação prévia do lodo não é necessária. A autora investigou a influência da aclimação no teste de DQO inerte (Germirli *et al.*, 1991) de lixiviados de aterro sanitário, com o lodo convencional, e observou que a diferença entre os valores finais da DQO obtidos dos ensaios com e sem aclimação, é insignificante. Além do mais, como a quantidade de inóculo é pequena e o tempo de ensaio é longo, a adaptação ocorre durante o próprio teste. Assim, o fato do lodo bacteriano não ter sido aclimatado, ao contrário do lodo fúngico, não mascara os resultados obtidos, e uma comparação equivalente dos três ensaios pode ser feita.

Quanto à caracterização de carboidratos e proteínas solúveis em todos os reatores do teste de DQO inerte ao final do experimento, obtiveram-se os resultados demonstrados na TAB. 5.7.

Tabela 5.7- Caracterização de carboidratos e proteínas da amostra final coletada nos reatores do teste de DQO inerte.

<i>Reatores</i>	<i>Carboidratos</i>		<i>Proteínas</i>	
	<i>Conc. (mg/L)</i>	<i>%</i>	<i>Conc. (mg/L)</i>	<i>%</i>
Lodo bacteriano com lixiviado	475,4	74	168,7	26
Lodo bacteriano com glicose	95,8	72	37,2	28
Lodo fúngico com lixiviado	217,3	47	245,7	53
Lodo fúngico com glicose	91,5	60	60,3	38
Lodo fúngico com lixiviado e SAB	184,4	42	259,2	58
Lodo fúngico com glicose e SAB	126,6	59	87,3	41

Os reatores com lixiviado inoculados com o lodo fúngico apresentaram maiores frações de proteínas em relação aos carboidratos, ao contrário do reator inoculado com o lodo bacteriano. Uma hipótese para este fato, é que possivelmente o lodo bacteriano teve maior dificuldade de degradação dos compostos do lixiviado caracterizados como carboidratos. Além disto, os reatores com glicose dos ensaios com lodo fúngico também apresentaram maior concentração de proteínas que o reator com glicose inoculado com lodo bacteriano, o que sugere uma maior produção de metabólitos caracterizados como proteínas nos ensaios com lodo fúngico.

Outra conjectura é que provavelmente a toxicidade dos compostos refratários presentes no reator com lixiviado inoculado com o lodo comum, favoreceu o decaimento bacteriano, com consequente liberação celular de produtos microbianos solúveis com predominância do grupo dos carboidratos. O que seria uma resposta diferente da observada para os ensaios com lodo fúngico, uma vez que, como visto anteriormente, talvez ocorra maior produção de proteínas nestes sistemas.

Segundo Amaral (2007) cerca de 60% da matéria orgânica do lixiviado é constituída de proteínas, lipídeos e carboidratos e os demais 40% correspondem a compostos não identificados que provavelmente apresentam natureza recalcitrante, conforme indicado pelo alto teor de DQO inerte determinado experimentalmente para um lodo convencional.

A presença de proteínas solúveis nos reatores com glicose dos três ensaios corrobora como a suposição da liberação de SMP nesses reatores, uma vez que isto justifica o aparecimento deste grupo nos reatores que continham originalmente apenas a glicose, e no ensaio três também o caldo SAB, como compostos solúveis.

De toda forma, pode-se dizer, que o lixiviado apresenta fração de DQO inerte de, no mínimo, cerca de 30% da DQO inicial, sob condições aeróbias, para processos que demandam a degradação microbiana. Isto justifica a baixa biodegradabilidade, representada pela baixa relação DBO_5/DQO , sugerindo que lixiviados com estas características necessitam de sistemas de tratamento que conjuguem processos biológicos com físicos e/ou químicos para uma elevada remoção orgânica.

6 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho, o sistema de BRM proposto, com biomassa denominada fúngica, se mostrou uma boa alternativa para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, permitindo boa eficiência de remoção orgânica, considerando que o lixiviado utilizado apresentava cerca de 40% de DQO inerte para o lodo comum (bacteriano). A membrana de microfiltração foi essencial para garantir esta boa eficiência, uma vez que permitiu a completa retenção dos microrganismos no tanque biológico, possibilitando uma elevada concentração de biomassa, bem como a retenção de substâncias lentamente biodegradáveis, aumentando o TDH das mesmas no tanque biológico sem alterar o TDH global do sistema.

A caracterização físico-química do lixiviado utilizado indicou que apesar de ser proveniente de um aterro novo, este efluente apresenta características compatíveis aos percolados de aterros em estado avançado de estabilização, destacando os baixos valores de DBO₅/DQO e a alta concentração de substâncias húmicas. A concentração média de nitrogênio amoniacal no lixiviado bruto foi elevada (cerca de 1300 mg/L), assim optou-se pela utilização do lixiviado pós-remoção de amônia por *air stripping* devido ao alto potencial de toxicidade deste composto.

Os resultados do ensaio de tolerância da *Saccharomyces cerevisiae* ao lixiviado mostraram que a adição do meio de cultivo *Sabouraud* no lixiviado em diferentes concentrações aumenta o crescimento da biomassa e a eficiência de remoção de DQO. Ao que tudo indica, a presença do caldo *Sabouraud* parece ter favorecido a adaptação da levedura aos compostos do lixiviado. Desta forma, optou-se pela adição deste meio de cultivo na alimentação do BRM, durante a etapa de aclimação da biomassa. Além disto, por meio dos resultados deste teste, determinou-se que a concentração inicial do lixiviado na alimentação do BRM seria 20%.

Na aclimação da biomassa, em geral, foram obtidas eficiências médias de remoção de DQO, cor e substâncias húmicas de 73, 83 e 69%, respectivamente. A eficiência de remoção orgânica aumentou com o aumento da concentração do lixiviado na alimentação, o que indicou a adaptação gradual do lodo aos compostos recalcitrantes e tóxicos do lixiviado. Entretanto, no processo de retirada do caldo SAB da alimentação, esta eficiência reduziu.

Na etapa pós-aclimação, houve uma ligeira redução nas eficiências de remoção médias de DQO, cor e substâncias húmicas, as quais foram 68, 79 e 68%, respectivamente. No entanto, a concentração média de DQO do permeado praticamente não se alterou após o período de aclimação. Durante a operação do BRM a eficiência de remoção orgânica não foi estável, isto devido aos problemas operacionais, o que demonstra a importância do controle de variáveis como: carga orgânica e de nitrogênio amoniacal do lixiviado e vazão de permeado e do sistema de aeração, para a manutenção do bom desempenho do sistema. A eficiência de remoção média de nitrogênio amoniacal, na etapa pós-aclimação do BRM, foi cerca de 50%, no entanto, esta remoção variou consideravelmente ao longo deste período. Isto provavelmente ocorreu devido às variações na carga de nitrogênio amoniacal afluente, na taxa de aeração do tanque biológico e na temperatura do líquido reacional.

O plaqueamento e a contagem de UFC/mL possibilitaram uma melhor avaliação do crescimento da biomassa, além de propiciar uma análise dos grupos microbianos presentes no lodo. Houve intensa contaminação por fungos filamentosos, bactérias e leveduras selvagens. *Candida* sp., *Candida infanticola* e *Candida palmiophila* foram as principais espécies identificadas no grupo das leveduras, já no grupo das bactérias identificou-se: *Bacillus* sp., *Alcaligenes* sp., *Alcaligenes faecalis* e *Enterococcus faecalis*. Acredita-se que estes microrganismos também contribuíram na remoção de matéria orgânica do lixiviado. Durante a etapa pós-aclimação, a concentração microbiana total, contabilizada pela contagem de UCF/mL aumentou cerca de quatro vezes. No mesmo período, a concentração de SSV aumentou em torno de cinco vezes.

O sistema demonstrou um bom desempenho em relação à membrana, comparado aos sistemas de BRM com lodo convencional, apresentando menor taxa de incrustação em relação a estes, o que reduz os custos operacionais e aumenta a vida útil da membrana. Durante a operação do BRM, as limpezas químicas ocorreram aproximadamente entre 15 e 20 dias. Contudo, para maior otimização operacional do BRM é necessário promover condições que minimizem a incrustação da membrana. Alguns fatores operacionais e biológicos influenciaram na taxa de incrustação da membrana ao longo da operação do sistema.

A aplicação de aeração entre as fibras de membrana auxiliou na manutenção da baixa taxa de incrustação, reduzindo a perda da permeabilidade com o tempo. No entanto, nos intervalos do 56° ao 85° e do 232° ao 326° dia de operação o aumento da pressão foi mais intenso devido à

redução, a intermitência ou a ausência desta aeração aplicada às fibras do módulo, o que intensificou a incrustação. A membrana também apresentou maior taxa de incrustação na etapa pós-aclimatação, provavelmente devido ao aumento na concentração de SSV, observado neste período. Além do mais, alguns picos de aumento da pressão estão associados aos episódios de aumento do fluxo permeado.

Considerou-se que, a baixa produção média de EPS do sistema, em termos de carboidratos e proteínas, comparada ao que normalmente é observado em BRM com lodo convencional para o tratamento de lixiviados, foi o principal fator contribuinte para o bom desempenho da membrana, em relação à incrustação. O aumento da concentração de EPS no final da operação do sistema parece não ter sido suficiente para afetar a taxa de incrustação da membrana. Além disto, o lodo apresentou baixa viscosidade, o que também pode ter influenciado positivamente na taxa de incrustação. Outros trabalhos que utilizaram BRM com lodo leveduriforme, também observaram menor produção de EPS e baixa viscosidade do lodo nestes sistemas.

A concentração média de SMP foi consideravelmente maior que a de EPS, em relação à carboidratos, proteínas e TEP. Além do mais, os SMP apresentaram maior oscilação da concentração ao longo da operação do BRM. Ao contrário do reportado por diversos autores, nesse trabalho a concentração de SMP não foi um fator preponderante para a incrustação da membrana. Por outro lado, alguns estudos também mostraram que pode não haver relação entre os SMP e a perda de permeabilidade da membrana.

O comportamento dos SMP e das EPS quantificados em termos de TEP foi diferente do encontrado para estas substâncias quantificadas em termos de carboidratos e proteínas. Embora a literatura demonstre que os SMP e EPS, em termos de TEP, e a incrustação da membrana podem estar fortemente relacionados, neste trabalho esta relação não foi observada.

O fluxo crítico estava bem acima do fluxo de operação (5 L/h.m^2), apresentando valores entre 20 e 35 L/h.m^2 , o que pode ser associado a baixa incrustação. A avaliação das resistências à filtração demonstrou que a resistência da membrana, da adsorção, do bloqueio de poros e da torta, representaram em média 20, 2, 7 e 72% da resistência total. As contribuições das resistências da membrana e da torta sofreram maiores variações ao longo da operação do BRM.

Os testes de filtrabilidade do lodo utilizados neste estudo parecem não ser os mais indicados para a caracterização do lodo em questão quanto à propensão de incrustação, diante da incompatibilidade dos resultados obtidos para estes testes e os observados para a incrustação da membrana no BRM.

Os resultados obtidos com a avaliação da DQO inerte para o lodo fúngico e bacteriano indicaram que a fração de matéria orgânica inerte do lixiviado pode ser variável de acordo com o grupo microbiano. O ensaio realizado com o lodo bacteriano resultou em torno de 13% a mais de fração de DQO inerte, em relação aos ensaios realizados com o lodo fúngico. O que demonstra que os fungos apresentam maior capacidade de degradação dos compostos presentes no lixiviado. Além do mais, a fração de DQO inerte observada para o lodo fúngico (cerca de 30%) foi compatível com a fração de DQO não removida pelo BRM.

Para finalizar, destaca-se que o uso de BRM com lodo fúngico para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, com alto teor de matéria orgânica refratária, é promitente e pode contribuir com propostas de sistemas de tratamento de lixiviados ou águas residuárias que apresentam tal complexidade, permitindo o lançamento de efluentes com melhor qualidade em cursos d'água, ou até possibilitando o reúso. Além do mais, o sistema proposto apresenta grande viabilidade econômica, uma vez que comparado aos processos de tratamento físico-químicos, apresenta menores custos operacionais, uma vez que não há gastos com produtos para reações químicas.

7 RECOMENDAÇÕES

Sugere-se como recomendações para trabalhos futuros os seguintes pontos:

- Realização de testes de degradação do lixiviado por grupos ou espécies fúngicas/leveduriformes utilizando antibióticos no líquido reacional, de forma a prevenir a contaminação de bactérias;
- Substituição do uso do caldo *Sabouraud*, durante a aclimação da biomassa, por outra fonte de açúcares e nutrientes de menor custo, como exemplo, cita-se o melaço da cana-de-açúcar;
- Avaliação e comparação de dois sistemas de BRM para tratamento de lixiviado, sendo um inoculado com biomassa de uma levedura específica, tal como a *S. cerevisiae*, e o outro com lodo convencional, operando ao mesmo tempo e sob as mesmas condições (exceto o pH);
- Avaliação do desempenho de um BRM inoculado com a *S. cerevisiae* recebendo o lixiviado bruto (sem remoção prévia de amônia) como alimentação, em termos de remoção de poluentes e incrustação das membranas;
- Investigação da influência das condições operacionais, tais como tempo de detenção hidráulica, idade do lodo e fluxo permeado, no desempenho do sistema de BRM proposto neste trabalho, por meio da variação destes parâmetros ao longo da operação;
- Avaliação econômica do sistema proposto, comparando com os custos de implantação e operação de unidades de tratamento de lixiviados convencionais, incluindo BRM com lodo usual, de forma a ratificar a viabilidade econômica do mesmo.

REFERÊNCIAS

- AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: a review. *Desalination*, v. 287, p. 41–54, 2012.
- AHMED, Z.; CHO, J.; LIM, B. R.; SONG, K. G.; AHN, K. H. Effects of sludge retention time on membrane fouling and microbial community structure in a membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, v. 287, p. 211–218, 2007.
- AHN, W; KANG, M.; YIM, S.; CHOI, K. Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane processes. *Desalination*, v. 149, p.109–114, 2002.
- ALI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. Anaerobic treatment of agricultural residue based pulp and paper mill effluents for AOX and COD reduction. *Process Biochemistry*, v. 36, p. 25-29, 2000.
- ALI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. *Removal of AOX from bleach effluent using Saccharomyces cerevisiae*. In: RATTAN, V. K. (Ed.). Proceedings of the 52nd Annual Session of the Indian Institute of Chemical Engineers (CHEMCON-99), Chandigarh, India, p. 96–7, 1999.
- ALVAREZ-VAZQUEZ, H. A.; JEFFERSON, B.; JUDD, S. J. Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 79, p. 1043-1049, 2004.
- ALVES, J. F. *Aplicação do Reagente de Fenton no Tratamento de Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários*. 2004. 118 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2004.
- AMARAL, M. C. S. *Caracterização de Lixiviados Empregando Parâmetros Coletivos e Identificação de Compostos*. 2007. 270p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2007.
- AMARAL, M. C. S. *Tratamento de efluente de branqueamento de polpa celulósica empregando sistema de microfiltração conjugado com biorreator com membrana*. 2009. 357f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2009.
- AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F.; GONÇALVES, F. M. Avaliação da DQO solúvel inerte a processos aeróbio e anaeróbio presente em lixiviados de aterro sanitário. In: *24^a Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte, 2007.
- AMORIM, A. K. B.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; MOREIRA, F. A.; MORAVIA, W. G.; MORETTO, M. R. D.; SILVA, F. M. S.; LINS, E. A. M. *Tratamento físico-químico de Lixiviados: Estudos em escala de bancada com precipitação química, coagulação/floculação, adsorção com carvão ativado e reagente de Fenton*. In: Luciana Paulo Gomes. (Org.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. 1 ed., Rio de Janeiro: Abes, 2009. cap. 4, p. 97-139.

ANDRADE, L. H. *Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reúso*. 2011. 228f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2011.

ANDRADE, S. M. A. *Caracterização Físico-Química e Tratabilidade por Coagulação-Floculação dos Líquidos Percolados Gerados no Aterro Sanitário de Uberlândia-MG*. 2002. 182p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (FEQ/UFU), Uberlândia, 2002.

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21 ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

AQUINO, S. F. Caracterização da DQO efluente de sistemas de tratamento biológico. *Revista Engenharia Sanitária*, v. 8, p. 135-144, 2003.

AQUINO, S.F.; HU, A.Y.; AKRAM, A.; STUCKEY, D.C. Characterization of dissolved compounds in submerged anaerobic membrane bioreactors (SAMBRs). *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 81, p. 1894-1904, 2006.

ARAÚJO, L. F.; DIAS, M. V. C.; BRITO, E. A.; OLIVEIRA JÚNIOR, S. Enriquecimento protéico de alimentos por levedura em fermentação semissólida: alternativa na alimentação animal. *Tecnologia & Ciência Agropecuária*, v. 3, n 3, p. 47-53, 2009.

ARÉVALO, J.; MORENO, B.; PÉREZ, J.; GÓMEZ, M. A. Applicability of the Sludge Biotic Index (SBI) for MBR activated sludge control. *Journal of Hazardous Materials*, v. 167, p. 784-789, 2009.

ARNOLD, L. J.; KNAPP, J. S.; JOHNSON, C. L. The use of yeasts to reduce the polluting potential of silage effluent. *Water Research*, v. 34, n. 15, p. 3699-3708, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2011*. São Paulo: ABRELPE, 2011. 186p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. *Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - NBR 8419*, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. *Resíduos Sólidos - Classificação - NBR 10.004*, 2004.

BACCHIN, P.; AIMARA, P.; FIELD, R. W. Critical and sustainable fluxes: Theory, experiments and applications. *Journal of Membrane Science.*, v. 15, p. 42-69, 2006.

BADANI, Z.; AIT-AMAR, H.; SI-SALAH, A.; BRIK, M.; FUCHS, W. Treatment of textile waste water by membrane bioreactor and reuse. *Desalination*, v. 185, p. 411-417, 2005.

BAKER, R. W. *Membrane technology and applications*. 2 ed., John Wiley & Sons Ltd, England, 2004.

BARKER, D. J.; STUCKEY, D. C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. *Water Research*, v. 33, n. 14, p. 3063-3082, 1999.

- BAUER, F. F.; GOVENDER, P.; BESTER, M. C. Yeast flocculation and its biotechnological relevance. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 88, p. 31–39, 2010.
- BEGUM, A.; KATSUMATA, H.; KANECO, S.; SUZUKI, T.; OHTA, K. Biodegradation of phthalic acid esters by bakery yeast *Saccharomyces cerevisiae*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 70, p. 255–261, 2003.
- BILA, D. M. *Aplicação de processos combinados no tratamento do chorume*. 2000. 108f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2000.
- BLEVE, G.; LEZZI, C.; CHIRIATTI, M. A.; D’OSTUNI, I.; TRISTEZZA, M.; VENERE, D.; DI SERGIO, L.; MITA, G.; GRIECO, F. Selection of non-conventional yeasts and their use in immobilized form for the bioremediation of olive oil mill wastewaters. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 982-989, 2011.
- BOONYAROJ, V.; CHIEMCHAI SRI, C.; CHIEMCHAI SRI, W.; YAMAMOTO, K. Removal of organic micro-pollutants from solid waste landfill leachate in membrane bioreactor operated without excess sludge discharge. *Water Science and Technology*, v. 66, n. 8, p. 1774-80, 2012.
- BORGES, R. M. H.; SILVA, L. R.; CAMPOS, J. C. Processo híbrido aplicado ao tratamento do chorume do aterro metropolitano de Gramacho (RJ). In: *Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vitória - ES, 2002.
- BUZZINI, P.; VAUGHAN-MARTINI, A. *Yeast Biodiversity and Biotechnology*. In: ROSA, C. A.; PÉTER, G. (Eds.). *Yeast Handbook: Biodiversity and Ecophysiology of Yeasts*. Berlin: Springer Verlag, 2005. cap. 22, p.533-559.
- CASTILHOS JR, A. B.; FERNANDES, F.; LANGE, L. C.; LOPES, D. D.; COSTA, R. H. R.; SILVA, S. M.; MARTINS, C. L.; FERREIRA, C. F. A.; MORAVIA, W. G. *Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas*. In: Luciana Paulo Gomes. (Org.). *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. 1 ed., Rio de Janeiro: Abes, 2009. cap. 5, p. 140-171.
- CASTILHOS JR., A. B.; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA, J. D. *Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos*. In: CASTILHOS JR., A. B. (ORG.). *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Rio de Janeiro: ABES, 2003. cap. 2, p.19-50.
- CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; ULMANU, M.; ANGER, I.; MARAÑÓN, E. Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. *Waste Management*, v. 30. p. 228-235, 2010.
- CENTROPROJEKT DO BRASIL. *Biorreatores de membranas - MBR*. 2010. Disponível em: <http://www.centroprojekt-brasil.com.br/09_imprensa65.htm> Acesso em: 13 de agosto de 2012.
- CHAE, S. R.; AHN, Y. T.; KANG, S. T.; SHIN, H. S. Mitigated membrane fouling in a vertical submerged membrane bioreactor - (VSMBR). *Journal of Membrane Science*, v. 280, n.1–2, p. 572–581, 2006.

CHANG, I. S.; LE-CLECH, P.; JEFFERSON, B.; JUDD S. Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. *Journal Environmental Engineering*, v. 128, n. 11, p. 1018-1029, 2002.

CHANG, S. Application of submerged hollow fiber membrane in membrane bioreactors: filtration principles, operation, and membrane fouling. *Desalination*, v. 283, p. 31–39, 2011.

CHEN, S.; ZHENG, X.; LIU, J. Membrane foulants in MBR for landfill leachate treatment. In: *IWA Regional Conference “Membrane Technologies in Water and Waste Water Treatment”*, Moscou – Rússia, 2008.

CHO, B. D.; FANE, A. G. Fouling transients in nominally sub-critical flux operation of a membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, v. 209, p. 391–403, 2002.

CHO, J.; SONG, K. G.; LEE, S. H.; AHN, K. H. Sequencing anoxic/anaerobic membrane bioreactor (SAM) pilot plant for advanced wastewater treatment. *Desalination*, v. 178, n. 1–3, p. 219-225, 2005.

CHOO, K. H.; LEE, C. H. Hydrodynamic behavior of anaerobic biosolids during crossflow filtration in the membrane anaerobic bioreactor. *Water Research*, v. 32, p. 3387-3397, 1998.

CHOUDHARY, M. K. *Landfill leachate treatment using a thermophilic membrane bioreactor*. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Asian Institute of Technology, Thailand, 2005.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, p. 659-718, 2001.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL. *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/ CERH n° 01 de 05 de maio de 2008*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário do Executivo de Minas Gerais, 06 mai. 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 18 mar. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução CONAMA n° 430 de 13 de maio de 2011*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, 14 mai. 2011.

CORNEL, P.; KRAUSE, S. Membrane bioreactors for wastewater treatment. In: LI, N. N.; FANE, A. G.; HO, W. S. W.; MATSUURA, T. (Coord.) *Advanced membrane technology and applications*. Hoboken: John Wiley & Sons, 2008. cap. 9, p. 217-239.

COUTO, M. C. L.; BRAGA, F. S. tratamento de chorume de aterro sanitário por associação de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo e reator anaeróbio por infiltração rápida. In: *Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Joinville - SC, 2003.

- DAN, N. P. *Biological treatment of high salinity wastewater using yeast and bacterial systems*. 2002. 170 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Asian Institute of Technology, Thailand, 2002.
- DAN, N. P.; VISVANATHAN, C.; POLPRASERT, C.; BEN AIM, R. High salinity wastewater treatment using yeast and bacterial membrane bioreactors. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 9, p. 201-209, 2002.
- DE LA TORRE, T.; LESJEAN, B.; DREWS, A.; KRAUME, M. Monitoring of transparent exopolymer particles (TEP) in a membrane bioreactor (MBR) and correlation with other fouling indicators. *Water Science and Technology*, v. 58, n. 10, p. 1903-1909, 2008.
- DEAK, T. *Environmental Factors Influencing Yeast*. In: ROSA, C. A.; PÉTER, G. (Eds.). *Yeast Handbook: Biodiversity and Ecophysiology*. Berlim: Springer Verlag, 2005. cap. 8, p. 155-174.
- DEFRANCE, L.; JAFFRIN, M. Y. Comparison between filtrations at fixed transmembrane pressure and fixed permeate flux: application to a membrane bioreactor used for wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, v. 152, p. 203-210, 1999.
- DEFRANCE, L.; JAFFRIN, M. Y.; GUPTA, B.; PAULLIER, P.; GEAUGEY, V. Contribution of various constituents of activated sludge to membrane bioreactor fouling. *Bioresource Technology*, v. 73, p. 105-112, 2000.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. *Coagulação e floculação*. In: _____. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. São Carlos: RIMA ABES, 2005, v. 1. cap. 5, p. 167-254.
- DIAS, T. Biorreatores com membranas promovem tratamento de efluentes tipo sanitário e industrial. *Revista Meio Filtrante*, ano VII, n. 36, jan/fev 2009. Disponível em: <<http://www.meiofiltrante.com.br/materias.asp?action=detalhe&id=444>> Acesso em: 14 de agosto de 2012.
- DINIZ, D. T. L. *Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduo sólidos por precipitação química com formação de estruvita*. 2010. 111p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) Universidade Federal de Brasília – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Distrito Federal, 2010.
- DOMÍNGUEZ, L.; RODRÍGUEZ, M.; PRATS, D. Effect of different extraction methods on bound EPS from MBR sludges. Part I: Influence of extraction methods over three-dimensional EEM fluorescence spectroscopy fingerprint. *Desalination*, v. 261, p. 19–26, 2010.
- DOUGLAS, L. J. *Adhesion to surfaces*. In: ROSE, A. H.; HARRISON, J. S. (Eds.). *The Yeasts*. Vol. 2: Yeasts and the Environment. 2 Ed. Londres: Academic Press, 1987. cap. 8, p. 239-280.
- DREWS, A. Membrane fouling in membrane bioreactors - characterisation, contradictions, cause and cures. *Journal of Membrane Science*, v. 363, p. 1–28, 2010.
- DREWS, A.; LEE, C-H.; KRAUME, M. Membrane fouling – a review on the role of EPS. *Desalination*, v. 200, p. 186–188, 2006.

- DREWS, A.; VOCKS, M.; BRACKLOW, U.; IVERSEN, V.; KRAUME, M. Does fouling in MBRs depend on SMP? *Desalination*, n. 231, p. 141-149, 2008.
- DUBOIS, M., GILLES, K. A. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, v. 28, n. 3, p. 350-356, 1956.
- DVORÁK, L.; GOMEZ, M.; DVORÁKOVA, M.; RUZICKOVÁ, I.; WANNER, J. The impact of different operating conditions on membrane fouling and EPS production. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 6870-6875, 2011.
- EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, v. 22, p. 269-282, 2002.
- ELLOUZE, M.; ALOUI, F.; SAYADI, S. Detoxification of Tunisian landfill leachates by selected fungi. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, p. 642-648, 2008.
- ELLOUZE, M.; ALOUI, F.; SAYADI, S. Effect of high ammonia concentrations on fungal treatment of Tunisian landfill leachates. *Desalination*, v. 246, p. 468-477, 2009.
- ELMALEH, S.; DEFRANCE, M. B.; GHOMMIDH, C.; NAVARRO, J. M. Acidogenic effluents treatment in a yeast. *Water Research*, v. 30, n. 10, p. 2526-2529, 1996.
- EZERONYE, O. U.; OKERENTUGBA, P. O. Performance and efficiency of a yeast biofilter for the treatment of a Nigerian fertilizer plant effluent. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, v. 15, p. 515-516, 1999.
- FACÓ, A. M.; SANTAELLA, S. T. Tratamento de percolado de aterro sanitário através de processo biológico com fungos. In: *Anais do XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Cancún - México, 2002.
- FALLAH, N.; BONAKDARPOUR, B.; NASERNEJAD, B.; ALAVI MOGHADAM, M. R. Long-term operation of submerged membrane bioreactor (MBR) for the treatment of synthetic wastewater containing styrene as volatile organic compound (VOC): Effect of hydraulic retention time (HRT). *Journal of Hazardous Materials*, v. 178, p. 718-724, 2010.
- FAN, F.; ZHOU, H. Interrelated effects of aeration and mixed liquor fractions on membrane fouling for submerged membrane bioreactor processes in wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, v. 41, p. 2523-2528, 2007.
- FARQUHAR, G. J. Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*, v. 16, n. 3, p. 317-325, 1989.
- FARQUHARSON, A.; ZHOU, H. Relationships of activated sludge characteristics to fouling rate and critical flux in membrane bioreactors for wastewater treatment. *Chemosphere*, v. 79, p. 149-155, 2010.
- FERNANDES, F.; COSTA, R. H. R.; GOMES, L. P.; FERREIRA, J. A.; BEAL, L. L.; CASTILHOS JR, A. B.; SILVA, S. M. C. P.; CAMPOS J. C.; LOPES, D. D.; BOFF, R. D.; SILVA, J. D. *Tratamento biológico de lixiviados de resíduos sólidos urbanos*. In: CASTILHOS JR., A. B. (Org.). *Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitário*. Brasil, Rio de Janeiro: ABES, 2006. cap. 5, p. 209-300.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C.; LIMA, P. Z. M. Uma Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro. In: *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. João Pessoa - PB, 2001.

FIELD, R. W.; WU, D.; HOWELL, J. A.; GUPTA, B. B. Critical flux concept for microfiltration fouling. *Journal of Membrane Science*, v. 100, p. 259-272, 1995.

FOO, K. Y.; HAMEED, B. H. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, v. 171, n. 1-3, p. 54-60, 2009.

FORGIE, D. J. L. Seletion of the Most Appropriate Leachate Treatment Methods. *Water Pollution Research Journal of Canada*, v. 23, n. 2, p. 308-355, 1988.

FREITAS, S. S.; PIZZINATTO, M. A. Ação de rizobactérias sobre a incidência de *Colletotricum gossypii* e promoção de crescimento de algodoeiro (*Gossypium hirsutum*). *Summa Phytopathologica*, v. 23, p. 36-41, 1997.

FROLUND, B.; GRIEBE, T.; NIELSEN, P. H. Enzymatic activity in the activated-sludge floc matrix. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 43, n. 4, p. 755-61, 1995.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – FEAM. *Panorama da destinação de resíduos sólidos urbanos em minas gerais: relatório de progresso - Ano base 2011*. Disponível em: <<http://www.feam.br/images/stories/arquivos/minassemlixoes>>. Acesso em: 24 de outubro de 2012.

GALLEGUILLOS, M.; KEFFALA, C.; VASEL, J. L. Simulation of a membrane bioreactor pilot treating old landfill leachates with activated sludge model No.1 and No.3. *Environmental Technology*, v. 33, n. 15-16, p. 1955-65, 2011.

GE WATER & PROCESS TECHNOLOGIES. *SERV-0042 Sludge Quality – Time to Filter Procedure*. 2009. 9p.

GENBANK HOME. Disponível em:<<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>>. Acesso em: 12 de dezembro de 2012.

GERMIRLI F.; INCE O.; ORHON D. e SIMSEK A. Assessment of the initial inert soluble COD in pulp and paper mill wastewater under anaerobic conditions. *Water Research*, v. 32, n.11, p.3490-3494, 1998.

GERMIRLI F.; ORHON, D.; ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wasterwaters. *Water Science and Technology*, v. 23, p. 1077-1086, 1991.

GERMIRLI F.; ORHON, D.; ARTAN,N.; UBAY, E.; GORGUN, E. Effect of two-stage treatment on the biological treatability of strong industrial wastes. *Water Science and Technology*, v. 28, n. 2 p. 145-154, 1993.

GIANNOUTSOU, E. P.; MEINTANIS, C.; KARAGOUNI, A. D. Identification of yeast strains isolated from a two-phase decanter system olive oil waste and investigation of their ability for its fermentation. *Bioresource Technology*, v. 93, p. 301-306, 2004.

GOMES, L. P.; LAGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. *Processos e monitoramento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos*. In: CASTILHOS JR., A. B. (Org.). *Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na*

proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitário. Brasil, Rio de Janeiro: ABES, 2006. cap. 3, p. 65-108.

GONÇALVES, C.; LOPES, M.; FERREIRA, J. P.; BELO, I. Biological treatment of olive mill wastewater by non-conventional yeasts. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 3759-3763, 2009.

GRELIER, P.; ROSENBERGER, S.; TAZI-PAIN, A. Influence of sludge retention time on membrane bioreactor hydraulic performance. *Desalination*, v. 192, n. 1-3, p. 10-17, 2006.

GRIFFIN, D. H. *Fungal Physiology*. 2 ed. New York: Wiley-Liss, 1994. 458p.

GUÈELL, C.; CZEKAJA, P.; DAVIS, R. H. Microfiltration of protein mixtures and the effects of yeast on membrane fouling. *Journal of Membrane Science*, v. 155, p. 113-122, 1999.

GUIMARÃES, T. M. *Isolamento, identificação e seleção de cepas de levedura Saccharomyces cerevisiae para elaboração de vinho*. 2005. 117 f. Dissertação (Mestre em Ciências Farmacêuticas) - Curso de Pós-graduação em Ciências Farmacêuticas da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

GUO, J.; ABBAS, A. A.; CHEN, Y.; LIU, Z.; FANG, F.; CHEN, P. Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, v. 178, p. 699-705, 2010.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. *Processos de Separação com Membranas*. Ed. E-papers, Escola Piloto em Engenharia Química/ COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2006. 180p.

HAN, S. S.; BAE, T. H.; JANG, G. G.; TAK, T. M. Influence of sludge retention time on membrane fouling and bioactivities in membrane bioreactor system. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 7, p. 2393-2400, 2005.

HARMS, H.; SCHLOSSER, D.; WICK, L.Y. Untapped potential: exploiting fungi in bioremediation of hazardous chemicals. *Nature Reviews – Microbiology*, v. 9, p. 177-192, 2011.

HASAR, H.; UNSAL, S. A.; IPEK, U.; KARATAS, S.; CINAR, O.; YAMAN, C.; KINACI, C. Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v. 171, p. 309-317, 2009.

HONG, S. P.; BAE, T. H.; TAK, T. M.; HONG, S.; RANDALL, A. Fouling control in activated sludge submerged hollow fiber membrane bioreactors. *Desalination*, v. 143, p. 219-228, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL - IBAM. *Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: manual gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. *CENSO 2010*. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/>> Acesso em: 15 de abril de 2012.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT; COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM - CEMPRE. *Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado*. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 370p.

JANG, N.; REN, X.; KIM, G.; AHN, C.; CHO, J.; KIM, I. S. Characteristics of soluble microbial products and extracellular polymeric substances in the membrane bioreactor for water reuse. *Desalination*, n. 202, p. 90–98, 2007.

JARUSUTTHIRAK, C.; AMY, G. Role of soluble microbial products (SMP) in membrane fouling and flux decline. *Environmental Science and Technology*, v. 40, p. 969-974, 2006.

JEONG, T. Y.; CHA, G. C.; YOO, I. K.; KIM, D. J. Characteristics of bio-fouling in a submerged MBR. *Desalination*, v. 207, p. 107–113, 2007.

JONES, M. N., BRYAN, N. D, Colloidal properties of humic substance. *Advances in Colloid and Interface Science*, v.78, p.1-48, 1998.

JUDD, S. *The MBR Book. Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*. Elsevier, 2006.

JUDD, S. *The MBR Book. Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*. 2 ed. Elsevier, 2010.

JUDD, S. The status of membrane bioreactor technology. *Trends Biotechnology*, v. 26, p.109–116, 2008.

KASZYCKI, P.; KOLOCZEK, H. Biodegradation of formaldehyde and its derivatives in industrial wastewater with methylotrophic yeast *Hansenula polymorpha* and with the yeast-bioaugmented activated sludge. *Biodegradation*, v. 13, p. 91–99, 2002.

KIM, Y. K.; PARK, S. K.; KIM, S. D. Treatment of Landfill Leachate by White Rot Fungus in Combination with Zeolite Filters. *Journal of Environmental Science and Health Part A - Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, v. A38, n. 4, p. 671–683, 2003.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A. CHRISTENSEN, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v. B129, p. 80–100, 2006.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G.; SILLANPAA, M. E. T. Biological process for treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 12, p. 2032-2047, 2010.

LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO JÚNIOR, W. R. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. *Revista Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 2, 2006.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. *Geração e Características do Lixiviado*. In: GOMES, L. P. (Org.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. 1 ed. Rio de Janeiro: Abes, 2009. cap. 2, p. 26-59.

- LASPIDOU, C. S.; RITTMANN, B. E. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water Research*, n. 36, p. 2711–2720, 2002.
- LE-CLECH, P. Membrane bioreactors and their uses in wastewater treatments. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 88, p. 1253–1260, 2010.
- LE-CLECH, P.; CHEN, V.; FANE, T. A. G. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, v. 284, n. 1-2, p. 17-53, 2006.
- LE-CLECH, P.; JEFFERSON, B.; CHANG, I. S.; JUDD, S. J. Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, v. 227, p. 81–93, 2003 b.
- LE-CLECH, P.; JEFFERSON, B.; JUDD, S. J. Impact of aeration, solids concentration and membrane characteristics on the hydraulic performance of a membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, v. 218, p. 117–129, 2003 a.
- LEE, A. H.; NIKRAZ, H.; HUNG, Y. T. Influence of waste age on landfill leachate quality. *International Journal of Environmental Science and Development*, v. 1, n. 4, 2010.
- LEE, J.; AHN, W. Y.; LEE, C. H. Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor. *Water Research*, v. 35, n. 10, p. 2435–2445, 2001.
- LEE, W.; KANG, S.; SHIN, H. Sludge characteristics and their contribution to microfiltration in submerged membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, v. 216, n. 1-2, p. 217-227, 2003.
- LESJEAN, B.; GNIRSSB, R.; ADAM, C. Process configurations adapted to membrane bioreactors for enhanced biological phosphorous and nitrogen removal. *Desalination*, v. 149, p. 217-224, 2002.
- LESJEAN, B.; HUISJES, E. H. Survey of the European MBR market: trends and perspectives. *Desalination*, v. 231, p. 71–81, 2008.
- LESJEAN, B.; ROSENBERGER, S.; LAABS, C.; JEKEL, M.; GNIRSS, R.; AMY, G. Correlation between membrane fouling and soluble/colloidal organic substances in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, v. 51, p. 1-8, 2005.
- LI, H.; ZHOU, S.; SUN, Y.; FENG, P.; LI, J. Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. *Journal of Hazardous Materials*, v. 172, p. 408–415, 2009.
- LI, J.; YANG, F.; LI, Y.; WONG, F-S.; CHUA, H C. Impact of biological constituents and properties of activated sludge on membrane fouling in a novel submerged membrane bioreactor. *Desalination*, v. 225, p. 356–365, 2008.
- LIANG, S.; LIU, C.; SONG, L. Soluble microbial products in membrane bioreactor operation: behaviors, characteristics and fouling potential. *Water Research*, v. 41, p. 95-101, 2007.

- LIU, Y.; FANG, H. H. P. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on flocculation, settling, and dewatering of activated sludge. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 3, n. 33, p. 237-273, 2003.
- LONGGENBURG, T. V.; HEROLD, D.; KULLMAN, C. Membrane Bioreactors (MBR) for Landfill Leachate Treatment. In: *Water Institute of South Africa Conference*, 2010.
- LOUSADA-FERREIRA, M.; GEILVOET, S.; MOREAU, A.; ATASOY, E.; KRZEMINSKI, P. MLSS concentration: Still a poorly understood parameter in MBR filterability. *Desalination*, v. 250, p. 618-622, 2010.
- LOWRY, O. H.; ROSEBROUGH, N. H.; FARR, A. L.; RANDALL, R. J. Protein measurements with the Folin Phenol Reagent. *Journal of Biological Chemistry*, v. 193, p. 265-275, 1951.
- LUBBECKE, S.; VOGELPOHL, A.; DEWJANIN, W. Wastewater treatment in a biological high-performance system with high biomass concentration. *Water Research*, v. 29, p.793-802, 1995.
- MACHADO, C. F. *Avaliação de Microrganismos Indicadores de Contaminação e Patogênicos em Líquidos Lixiviados do Aterro Sanitário de Belo Horizonte*. 2004. 112f. Dissertação (Mestrado, em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2004.
- MADAENI, S. S.; FANE, A. G.; WILEY, D. E. Factors influencing critical flux in membrane filtration of activated sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 74, p. 539-543, 1999.
- MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. *Cadernos Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 19, n.1, p. 11-9, 2011.
- McBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. *Solid waste landfill engineering and design*. Englewood Cliffs, New Jersey, EUA: Prentice-Hall PTR, 1995. 521 p.
- McBRIDE, M.B. *Environmental chemistry of soils*. New York: Oxford University Press, 1994. 406p.
- MEHREZ, R.; ERNST, M.; JEKEL, M. Development of a continuous protein and polysaccharide measurement method by Sequential Injection Analysis for application in membrane bioreactor systems. *Water Science & Technology*, v. 56, n. 6, p. 163–171, 2007.
- MELIN, T.; JEFFERSON, B.; BIXIO, D.; THOEYE, C.; DE WILDE, W.; DE KONING, J.; VAN DER GRAAF, J.; WINTGENS, T. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*, v. 187, p. 271-282, 2006.
- MENG, F.; CHAE, S. R.; DREWS, A.; KRAUME, M.; SHIN, H. S.; YANG, F. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. *Water Research*, v. 43, p. 1489-1512, 2009.

- MENG, F.; SHI, B.; YANG, F.; ZHANG, H. Effect of hydraulic retention time on membrane fouling and biomass characteristics in submerged membrane bioreactors. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, v. 30, p. 359-367, 2007.
- MENG, F.; ZHANG, H.; YANG, F.; ZHANG, S.; LI, Y.; ZHANG, X. Identification of activated sludge properties affecting membrane fouling in submerged membrane bioreactors. *Separation and Purification Technology*, v. 51, p. 95–103, 2006.
- MISKIEWICZ, T.; OLESZKIEWICZ, J. A.; KOSINSKA, K.; KOZIARSKI, S.; KRAMARZ, M.; ZIOBROWSKI, J. Dynamic tests on yeast production from piggery effluents. *Agriculture Wastes*, v. 4, p. 3-15, 1982.
- MONCLÚS, H.; SIPMA, J.; FERRERO, G.; COMAS, J.; RODRIGUEZ-RODA, I. Optimization of biological nutrient removal in a pilot plant UCT-MBR treating municipal wastewater during start-up. *Desalination*, v. 250, p. 592–597, 2010.
- MORAVIA, W. G. *Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas*. 2007. 161p. Dissertação (Mestrado, em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2007.
- MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. *Química Nova*, v. XY, n. 00, p. 1-8, 2011.
- MOREIRA, F. A. Remoção de amônia em lixiviado de aterro sanitário como estruvita. 2009. 70p. Dissertação (Mestrado, em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2009.
- MORGAN, J. W.; FORSTER, C. F.; EVISON, L. A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges. *Water Research*, v. 24, p. 743-50, 1990.
- MORILLO, J. A.; ANTIZAR-LADISLAO, B.; MONTEOLIVA-SÁNCHEZ, M.; RAMOS-CORMENZANA, A.; RUSSELL, N. J. Bioremediation and biovalorisation of olive-mill wastes. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 82, p. 25–39, 2009.
- MOURA, D. A. G. *Remoção de amônia por arraste com ar de lixiviados de aterros sanitários*. 2008. 131 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2008.
- MULDER, M. *Basic Principles of Membrane Technology*. 2 ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda, 2003.
- MURRAY, P. R.; ROSENTHAL, K. S.; KOBAYASHI, G. S.; PFALLER M. A.; *Microbiologia Médica*. 4 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2004.
- NAJAFPOUR, G.; YIENG, H. A.; YOUNESI, H.; ZINATIZADEH, A. Effect of organic loading on performance of rotating biological contactors using palm oil mill effluents. *Process Biochemistry*, v. 40, p. 2879–2884, 2005.

- NG, H. Y.; TAN, T. W.; ONG, S. L. Membrane fouling of submerged membrane bioreactors: impact of mean cell residence time and the contributing factors. *Environmental Science & Technology*, v. 40, p. 2706-2713, 2006.
- NUENGJAMNONG, C.; KWEON, J. H.; CHO, J.; AHN, K-H.; Polprasert, C. Influence of Extracellular Polymeric Substances on Membrane Fouling and Cleaning in a Submerged Membrane Bioreactor. *Colloid Journal*, v. 67, n. 3, p. 351–356, 2005.
- NURISHI, M., IZUMI, K., KARIYA, K. Study of filterability of mixed liquor in submerged membrane bioreactor activated sludge process. *Proceedings of the 32th annual meeting of Japan Association of the Environmental Studies*, Japan, 1998.
- OGNIER, S.; WISNIEWSKI, C.; GRASMICK, A. Membrane bioreactor fouling in sub-critical filtration conditions: a local critical flux concept. *Journal of Membrane Science*, v. 229, p. 171–177, 2004.
- ORANTES, J.; WISNIEWSKI, C.; HERAN, M.; GRASMICK, A. The influence of operating conditions on permeability changes in a submerged membrane bioreactor. *Separation and Purification Technology*, v. 52, p. 60–66, 2006.
- ORHON, D.; ARTAN, N.; ATEŞ, E. A. Description of three methods for the determination of the initial inert particulate chemical oxygen demand of wastewater. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 61, p. 73-80, 1994.
- ORHON, D.; ARTAN, N.; CIMSIST, Y. The concept of soluble residual product formation in the modelling of activated sludge. *Water Science and Technology*, v. 21, p. 339-350, 1989.
- ORHON, D.; ÇOKGÖR, E. U. COD Fractionation in wastewater characterization: the state of the art. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 68, n. 3, p. 283-293, 1997.
- ORHON, D.; KARAHAN, Ö.; SÖZEN, S. The effect of residual microbial products on the experimental assessment of the particulate inert COD in wastewaters. *Water Research*, v. 33, n. 14, p. 3191-3203, 1999.
- PAN, J. R.; SU, Y.; HUANG, C. Characteristics of soluble microbial products in membrane bioreactor and its effect on membrane fouling. *Desalination*, v. 250, p. 778–780, 2010.
- PARADELLA, T. C.; KOGA-ITO, C. Y.; JORGE A. O. C. *Enterococcus faecalis*: considerações clínicas e microbiológicas. *Revista de Odontologia da UNESP*, v. 36, n. 2, p. 163-68, 2007.
- PARK, H. O.; OH, S.; BADE, R.; SHIN, W. S. Application of Fungal Moving-Bed Biofilm Reactors (MBBRs) and Chemical Coagulation for Dyeing Wastewater Treatment. *KSCE Journal of Civil Engineering*, v. 15, n. 3, p. 453-461, 2011.
- PELCZAR JR., J. M.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. *Microbiologia: conceitos e aplicações* – Vol. 1. 2 ed. São Paulo: Makron Books, 1997. 524p.
- PETRUCCIOLI, M.; DUARTE, J. C.; EUSEBIO, A.; FEDERICI, F. Aerobic treatment of winery wastewater using a jet-loop activated sludge reactor. *Process Biochemistry*, v. 37, p. 821–829, 2002.
- PITCHER, D. G.; SAUNDERS, N. A.; OWEN, R. J. Rapid extraction of bacterial genomic DNA with guanidium thiocyanate. *Letters in Applied Microbiology*, v. 8, p. 109–114, 1989.

POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS. *Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010*. Diário Oficial da União, 03 ago. 2010.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. *Sanitary landill leachate: generation, control and treatment*. Lancaster: Technomic, 1994. 339p.

RADJENOVIĆ, J.; MATOŠIĆ, M.; MIJATOVIĆ, I.; PETROVIĆ, M.; BARCELÓ, D. *Membrane bioreactor (MBR) as an advanced wastewater treatment technology*. In: PETROVIĆ, M.; BARCELÓ, D. (Eds.). *The Handbook of Environmental Chemistry*, v. 5, Part S/2. Berlin: Springer-Verlag, p.37-101, 2008.

RAMESH, A.; LEE, D. J. Biofouling in membrane bioreactor. *Separation Science and Technology*, v. 41, p. 1345-1370, 2006.

RASPOR, R. P.; JURE, Z. *Yeast in Extreme Environments*. In: ROSA, C. A.; GÁBOR, P. (Eds.). *Yeast Handbook: Biodiversity and Ecophysiology of Yeasts*. Berlin: Springer Verlag, 2005. cap. 15, p.371-418.

REINHART, D. R.; GROSH, C. J. *Analysis of Florida MSW landfill leachate quality*. University of Central Florida, 1998.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, p. 468–493, 2008.

ROCHA, L. L.; CORDEIRO, R. A.; CAVALCANTE, R. M.; NASCIMENTO, R. F.; MARTINS, S. C. S.; SANTAELLA, S. T.; MELO, V. M. M. Isolation and characterization of phenol-degrading yeasts from an oil refinery wastewater in Brazil. *Mycopathologia*, v. 164, p. 183–188, 2007.

RODRIGUES, F. S. F. *Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio de Janeiro–UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2004.

ROSE, A. H. *Responses to the chemical environment*. In: ROSE, A. H.; HARRISON, J. S. (Eds.). *The Yeasts*. Vol. 2: Yeasts and the Environment. 2ª edição. Londres: Academic Press, 1987. cap. 2, p. 5-40.

ROSE, A. H.; HARRISON, J. S. *The Yeasts*. Vol. 1: Biology of Yeasts. 2 ed. Londres: Academic Press, 1987. 423 p.

ROSENBERGER, S.; EVENBLIJ, H.; POELE, S.; WINTGENS T.; LAABS, C. The importance of liquid phase analyses to understand fouling in membrane assisted activated sludge processes - six case studies of different European research groups. *Journal of Membrane Science*, v. 263, p. 113-126, 2005.

ROSENBERGER, S.; KRAUME, M. Filterability of activated sludge in membrane bioreactors, *Desalination*, v. 146, p. 373-379, 2002.

SANTOS, A. F. M. S.; KATO, M. T.; FLORÊNCIO, L. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia e do tratamento de chorume através de reator UASB em escala experimental. In:

Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville – SC, 2003.

SHAOHUA, C.; JUNXIN, L. Landfill leachate treatment by MBR: Performance and molecular weight distribution of organic contaminant. *Chinese Science Bulletin*, v. 51, n. 23, p. 2831-2838, 2006.

SHEDBALKAR, U.; JADHAV, J. P. Detoxification of Malachite Green and Textile Industrial Effluent by *Penicillium ochrochloron*. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, v. 16, p. 196-204, 2011.

SILVA, A. C. *Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade*. 2002. 126f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, F. B. *Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários*. 2009. 117f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2009.

SILVA, J. C. *Desenvolvimento de processo integrado utilizando processos de separação por membrana e adsorção em carvão ativado para o tratamento de água associada à produção de petróleo*. (2010). 142p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2010.

SILVA, M. K. *Biorreatores com membranas: uma alternativa para o tratamento de efluentes*. 2009. 196f. Tese (Doutorado em Engenharia – Processos de Separação Aplicados ao Tratamento de Efluentes) – Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SILVA, M. P. *Avaliação da tratabilidade do lixiviado de aterro industrial por processo de biorreator à membrana (mbr)*. 2011. 157f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

SOMBATSOMPOP, K.; VISVANATHAN, C.; AIM, R. B. Evaluation of biofouling phenomenon in suspended and attached growth membrane bioreactor systems. *Desalination*, v. 201, p. 138–149, 2006.

SOUTO, G. D. B. *Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)*. 2009. 371 p. Tese (Doutorado em Engenharia). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: *Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Belo Horizonte, 2007.

STANIER, R. Y. *Grupos importantes de eubactérias unicelulares*. In: STANIER, R. Y.; DOUDOROFF, M.; ADELBERG, E. A (Eds.). *Mundo dos Micróbios*. São Paulo: Edgar Blücher, 1969. cap.18.

SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA - Prefeitura de Belo Horizonte (SLU/PBH). Disponível em: <portalpbh.pbh.gov.br> Acesso em: 15 de abril de 2012.

TANGUE, A.; PRIOR, B.; M., T. J. *Yeast Responses to Stresses*. In: ROSA, C. A.; PÉTER, G. (Eds.). *Yeast Handbook: Biodiversity and Ecophysiology of Yeasts*. Berlim: Springer Verlag, 2005. cap. 9, p.175-195.

TARNACKI, K.; LYKO, S.; WINTGENS, T.; MELIN, T.; NATAU, F. Impact of extracellular polymeric substances on the filterability of activated sludge in membrane bioreactors for landfill leachate treatment. *Desalination*, v. 179, p. 181-190, 2005.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S. A. *Integrated solid waste management - engineering principles and management issues*. McGraw-Hill International Editions, 1993. 978p.

THIEMIG, C. The importance of measuring the sludge filterability at MBR – introduction of a new method. In: *6th IWA Specialist Conference on Membrane Technology for Water and Wastewater Treatment*, Aachen - Alemanha, 2011.

TIAN, Y.; CHEN, L.; ZHANG, S.; CAO, C.; ZHANG, S. Correlating membrane fouling with sludge characteristics in membrane bioreactors: An especial interest in EPS and sludge morphology analysis. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 8820–8827, 2011.

TONINI, R. M. C. W.; REZENDE, C. E. R.; GRATIVOL, A. D. Degradação e biorremediação de compostos do petróleo por bactérias: revisão. *Oecologia Australis*, v. 14, n. 4, p. 1025-1035, 2010.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. *Microbiologia*. 6 ed. São Paulo: Artmed, 2003. 827p.

TRABULSI, L. R.; ALTERTHUM, F. *Microbiologia*. 5 ed. São Paulo: Atheneu, 2008.

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.

UEDA, T.; HATA, K.; KIKUOKA, Y.; SEINO, O. Effects of aeration on suction pressure in a submerged membrane bioreactor. *Water Research*, v. 31, n. 3, p. 489-494, 1997.

UGALDE, U. O.; CASTRILLO, J. I. Single cell proteins from fungi and yeasts. *Applied Mycology and Biotechnology*, v. 2, p. 123–149, 2002.

VAN DEN BROECK, R.; VAN DIERDONCK, J.; NIJSKENS, P.; DOTREMONT, C.; KRZEMINSKI, P.; VAN DER GRAAF, J. H. J. M.; VAN LIER, J.B.; VAN IMPE, J. F. M.; SMETS, I. Y. The influence of solids retention time on activated sludge bioflocculation and membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR). *Journal of Membrane Science*, v. 401–402, p. 48–55, 2012.

VIANA, P. Z. *Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos: Avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa*. 2004.

Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2004.

VISVANATHAN, C.; CHOUDHARY, M. K.; MONTALBO, M. T.; JEGATHEESAN, V. Landfill leachate treatment using thermophilic membrane bioreactor. *Desalination*, v. 204, p. 8–16, 2007.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Vol. 1 - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005. 243 p.

WANG, X.; QIAN, J.; LI, X.; CHEN, K.; REN, Y.; HUA, Z. Influences of sludge retention time on the performance of submerged membrane bioreactors with the addition of iron ion. *Desalination*, v. 296, p. 24–29, 2012.

WANG, X-M.; LI, X-Y.; HUANG, X. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (SMBR): Characterisation of the sludge cake and its high filtration resistance. *Separation and Purification Technology*, v. 52, p. 439-445, 2007.

WANG, Z.; WANG, P.; WANG, Q.; WU, Z.; ZHOU, Q.; YANG, D. Effective control of membrane fouling by filamentous bacteria in a submerged membrane bioreactor. *Chem. Eng. J.*, v. 158, n. 3, p. 608-615, 2010.

WANG, Z.; WU, Z.; TANG, S. Extracellular polymeric substances (EPS) properties and their effects on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor. *Water Research*, v. 43, p. 2504–2512, 2009.

WICHITSATHIAN, B. *Application of membrane bioreactor systems for landfill leachate treatment*. 2004. 197 f. Tese (Doutorado em Ciência Técnica) – Asian Institute of Technology, Thailand, 2004.

WICHITSATHIAN, B.; SINDHUJA, S.; VISVANATHAN, C.; AHN, K. H. Landfill leachate treatment by yeast and bacteria based membrane bioreactors. *Journal of Environmental Science and Health part A -Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, v. A39, n. 9, p. 2391–2404, 2004.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. Landfill leachate treatment methods: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 4, p. 51–61, 2006.

WU, B.; YI, S.; FANE, A. G. Microbial behaviors involved in cake fouling in membrane bioreactors under different solids retention times. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 2511-2516, 2011.

WU, J.; HE, C. Effect of cyclic aeration on fouling in submerged membrane bioreactor for wastewater treatment. *Water research*, v. 46, p. 3507-3515, 2012.

WU, J.; HUANG, X. Effect of mixed liquor properties on fouling propensity in membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, v. 342, p. 88–96, 2009.

YANG, Q.; CHEN, J.; ZHANG, F. Membrane fouling control in a submerged membrane bioreactor with porous, flexible suspended carriers. *Desalination*, v. 189, p. 292–302, 2006.

YIGIT, N. O.; HARMAN, I.; CIVELEKOGLU, G.; KOSEOGLU, H.; CICEK, N.; KITIS, M. Membrane fouling in a pilot-scale submerged membrane bioreactor operated under various conditions. *Desalination*, v. 231, p. 124–132, 2008.

ZHANG, J. S.; CHUAN, C. H.; ZHOU, J. T.; FANE, A. G. Effect of sludge retention time on membrane bio-fouling intensity in a submerged membrane bioreactor. *Separation Science and Technology*, v. 41, p. 1313-1329, 2006.

ZHANG, J.; CAO, Z. Effect of filamentous bacteria on the operation of membrane bioreactor (MBR). *2nd Conference on Environmental Science and Information Application Technology*, 2010.

ZHANG, Y.; RITTMANN, B. E.; WANG, J.; SHENG, Y.; YU, J.; SHI, H.; QIAN, Y. High-carbohydrate wastewater treatment by IAL-CHS with immobilized *Candida tropicalis*. *Process Biochemistry*, v. 40, p. 857–863, 2005.

ZHENG, X.; ZHOU, Y.; CHEN, S.; ZHENG, H.; ZHOU, C. Survey of MBR market: Trends and perspectives in China. *Desalination*, v. 250, p. 609-612, 2010.