

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

**DESEMPENHO DE “AIR STRIPPING” CONJUGADO  
COM BIORREATOR COM MEMBRANAS INOCULADO  
COM BIOMASSA LEVEDURIFORME (*Saccharomyces  
cerevisiae*) PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA, AMÔNIA E TOXICIDADE DE LIXIVIADO  
DE ATERRO SANITÁRIO**

**Rosimeire Floripes Gomes**

**Belo Horizonte**  
**2016**

**DESEMPENHO DE “AIR STRIPPING” CONJUGADO  
COM BIORREATOR COM MEMBRANAS INOCULADO  
COM BIOMASSA LEVEDURIFORME (*Saccharomyces  
cerevisiae*) PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA, AMÔNIA E TOXICIDADE DE LIXIVIADO  
DE ATERRO SANITÁRIO**

**Rosimeire Floripes Gomes**

**Rosimeire Floripes Gomes**

**DESEMPENHO DE “AIR STRIPPING” CONJUGADO  
COM BIORREATOR COM MEMBRANAS INOCULADO  
COM BIOMASSA LEVEDURIFORME (*Saccharomyces  
cerevisiae*) PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA, AMÔNIA E TOXICIDADE 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: Professora Doutora Silvia Maria Alves Correa Oliveira

Coorientadora: Professora Doutora Miriam Cristina Santos Amaral

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2016

G633d

Gomes, Rosimeire Floripes.

Desempenho de “*air stripping*” conjugado com biorreator com membranas inoculado com biomassa leveduriforme (*Saccharomyces cerevisiae*) para remoção de matéria orgânica, amônia e toxicidade de lixiviado de aterro sanitário [manuscrito] / Rosimeire Floripes Gomes. – 2016.  
viii, 84 f., enc.: il.

Orientadora: Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira.

Coorientadora: Miriam Cristina Santos Amaral.

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

Bibliografia: f. 74-84.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio ambiente - Teses. 3. Aterro sanitário - Teses. 4. Biorreatores - Teses. 5. Toxicidade aguda - Teses. I. Oliveira, Sílvia Maria Alves Corrêa. II. Amaral, Miriam Cristina Santos. 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**

A Deus pela constante presença em minha vida, por me presentear com uma família maravilhosa, com amigos inesquecíveis e com grandes realizações.

Às orientadoras Silvia Oliveira e Miriam Amaral pela oportunidade, confiança, ensinamentos e pelo exemplo profissional.

Aos meus pais Antônio e Eva e aos meus irmãos Rogério, Robson e Rafael pelo incentivo e apoio. Ao Pedro pelo amor, amizade, compreensão e companheirismo em todos os momentos.

Às alunas de Iniciação Científica Lohanne Freitas e Yara Brasil pela ajuda e dedicação ao projeto e, principalmente, pela amizade.

A todos os colegas do Grupo de Estudos e Aplicações de Processo de Separação (GEAPS) e do Grupo de Processos Oxidativos Avançados (GrupoPOA) pela convivência, colaboração e ensinamentos pessoais e científicos.

Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) pela oportunidade e estrutura oferecida para execução das pesquisas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento do projeto e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo auxílio financeiro em congressos.

À professora Vera Santos por permitir o uso do laboratório de Microbiologia aplicada do Instituto de Ciências Biológicas (ICB/UFMG), por ceder materiais e ajuda técnica para realização de alguns ensaios biológicos.

À banca examinadora, professoras Liséte Lange, Vera Santos e Luzia Franca Neta, pelas recomendações e contribuições importantes para a versão final dessa dissertação.

## RESUMO

O lixiviado de aterros sanitários é um efluente altamente tóxico que apresenta em sua composição elevadas concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), entre outros componentes em menores proporções. A tecnologia de biorreator com membranas (BRM) tem sido empregada para tratar lixiviados de aterros sanitários por sua capacidade de operar com diferentes cargas afluentes e por produzir um efluente tratado de qualidade. Entretanto, a biomassa bacteriana empregada em BRM, vem apresentando limitações na degradação de compostos recalcitrantes. As leveduras (fungos unicelulares) têm demonstrado alta capacidade de quebra e assimilação de poluentes sintéticos e xenobióticos. Neste contexto, avaliou-se o desempenho do processo de *air stripping* de N-NH<sub>3</sub> conjugado com BRM inoculado com biomassa leveduriforme *Saccharomyces cerevisiae* (fermento biológico) para remoção de carga orgânica, nitrogenada e tóxica de lixiviado de aterro. O processo de *air stripping* foi realizado com 10L de lixiviado a cada batelada, sem ajuste de pH e temperatura, vazão de ar de 240 L.h<sup>-1</sup> e tempo de residência de 48 horas. Este processo promoveu remoções significativas de N-NH<sub>3</sub> (> 90%) e de toxicidade (> 50%), favorecendo assim o tratamento proposto, visto que alta concentração de N-NH<sub>3</sub> pode diminuir e até inibir a atividade metabólica da levedura. O lixiviado pós-*stripping* foi acidificado com ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) para manter o pH em torno 3,5, concedendo um meio ideal para o desenvolvimento da *S. cerevisiae*. O biorreator operou com módulo de membrana submersa de ultrafiltração (tamanho médio de poros de 0,04 µm e área de 0,047 m<sup>2</sup>), vazão de permeação de 0,1L.h<sup>-1</sup> e retrolavagem de 0,3L.h<sup>-1</sup>. A aclimatação da biomassa ocorreu no biorreator e baseou-se no aumento gradual da fração de lixiviado e diminuição de caldo *Sabouraud* (nutriente). Ao operar com lixiviado sem diluição, observaram-se remoções significativas de DQO (> 62%) e N-NH<sub>3</sub> (> 11%). No entanto, a acidificação propiciou um aumento de sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) no meio, cuja concentração mediana afluente de 448 mg.L<sup>-1</sup> atingiu valores de 4994 mg.L<sup>-1</sup>, apresentando um aumento significativo da toxicidade. Ao reduzir a concentração de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> com a elevação do pH (3,5 até 6,5), o aumento da toxicidade ainda era evidenciado. Diante disso, adotou-se o processo de injeção de CO<sub>2</sub> para substituir o ácido. Os resultados expressaram que após esse processo não houve aumento da toxicidade, confirmando que o acréscimo de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> confere uma maior toxicidade ao meio.

**PALAVRA-CHAVE:** lixiviado de aterro sanitário, biorreator com membrana, *air stripping*, *Saccharomyces cerevisiae*, toxicidade aguda, pH

## ABSTRACT

Landfills leaching is a highly toxic effluent that has in its composition high concentrations of chemical oxygen demand (COD), ammonia nitrogen (N-NH<sub>3</sub>) and other components in smaller proportions. The membranes bioreactor technology (MBR) have been used to treat leachates from landfills by their ability to operate under different effluent loads and produce a treated effluent with acceptable quality. However, the bacterial biomass used in BRM has shown limitations in the degradation of recalcitrant compounds. Yeast (unicellular fungi) has demonstrated high ability to breakdown and assimilation of synthetic pollutants and xenobiotics. In this context, it was evaluated the performance of the air stripping process in order to remove N-NH<sub>3</sub> in conjunction with BRM inoculated with biomass yeast *Saccharomyces cerevisiae* (yeast) for removal of organic load, nitrogen and toxic landfill leachate. The air stripping process was performed with 10L each batch without adjustment of pH and temperature, air flow rate of 240 l.h<sup>-1</sup> and a residence time of 48 hours. This process produced significant removal of N-NH<sub>3</sub> (> 90%) and toxicity (> 50%), favouring the proposed treatment, since high concentrations of N-NH<sub>3</sub> may decrease or even inhibit the metabolic activity of the yeast. The post-stripping leachate was acidified with sulfuric acid (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) to keep the pH around 3.5, giving an ideal environment for the growth of *S. cerevisiae*. The bioreactor operated with submerged ultrafiltration membrane module (average pore size of 0.04 µm and area 0.047 m<sup>2</sup>), permeation flow 0.1L.h<sup>-1</sup> and backwash 0.3L.h<sup>-1</sup>. The acclimation of the biomass in the bioreactor has occurred and based on the gradual increase of the leachate fraction and decreased Sabouraud broth (nutrient). When operating without dilution, it was observed significant removal of COD (> 62%) and N-NH<sub>3</sub> (> 11%). However, acidification provided a sulfate increase (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) in the solution, whose average influent concentration of 448 mg.L<sup>-1</sup> reached values of 4994 mg l<sup>-1</sup>, showing a significant increase in toxicity. By reducing the concentration of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> with increasing pH from 3.5 to 6.5, enhanced toxicity was still evident. Later, CO<sub>2</sub> injection process was used in order to replace the acid. The results stated that after this process there was no increase of toxicity, confirming that the addition of H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> gives a higher toxicity to the environment.

**KEY-WORDS:** landfill leachate, membrane bioreactor, air stripping, *Saccharomyces cerevisiae*, acute toxicity, pH



## SUMÁRIO

<b>Lista de figuras</b> .....	v
<b>Lista de tabelas</b> .....	vii
<b>Estrutura do documento</b> .....	viii
<b>Capítulo 1 - INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
1.1 Contextualização.....	2
1.2 Objetivos .....	5
1.2.1 <i>Objetivo geral</i> .....	5
1.2.2 <i>Objetivos específicos</i> .....	5
<b>Capítulo 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>7</b>
2.1 Lixiviado de aterro sanitário.....	8
2.1.2 <i>Tratamento de lixiviado de aterro sanitário</i> .....	9
2.2 <i>Air stripping</i> .....	10
2.2.1 <i>Air stripping do N-NH<sub>3</sub> de lixiviados de aterro sanitário</i> .....	10
2.3 Biorreator com membranas.....	11
2.3.1 <i>Tipos de biorreator com membrana</i> .....	11
2.3.2 <i>Operação do biorreator com membrana</i> .....	13
2.3.3 <i>Incrustação da membrana</i> .....	14
2.3.3.1 <i>Relação das características das membranas com a incrustação</i> .....	16
2.3.3.2 <i>Relação do líquido reacional com a incrustação</i> .....	17
2.2.4 <i>BRM no tratamento de lixiviado de aterro sanitário</i> .....	20
2.4 Leveduras.....	20
2.4.1 <i>Leveduras aplicadas ao tratamento de efluente industrial</i> .....	21
2.5 Toxicidade.....	22
2.5.1 <i>Toxicidade de lixiviados de aterro sanitário</i> .....	25
2.6 Legislação brasileira.....	25
<b>Capítulo 3 - PARTIDA E ACLIMATAÇÃO DA BIOMASSA LEVEDURIFORME (<i>Saccharomyces cerevisiae</i>) EMPREGANDO BIORREATOR COM MEMBRANA NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO</b> .....	<b>27</b>
3.1 Introdução.....	28
3.2 Materiais e métodos.....	29
3.2.1 <i>Lixiviado bruto</i> .....	30
3.2.2 <i>Pré-tratamento: air stripping do N-NH<sub>3</sub> e acidificação com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></i> .....	30
3.2.3 <i>Biorreator com membrana</i> .....	31
3.2.4 <i>Preparo da biomassa leveduriforme</i> .....	32

3.2.5 Condições de aclimação da biomassa no BRMLev.....	32
3.2.6 Caracterização dos lixiviados.....	33
3.2.7 Avaliação da toxicidade aguda.....	34
3.2.8 Avaliação da incrustação da membrana.....	35
3.2.10 Análise estatística dos dados.....	36
3.3 Resultados e discussões.....	36
3.3.1 Determinação das condições de stripping do N-NH <sub>3</sub> .....	36
3.3.2 Caracterização do lixiviado bruto e lixiviado pós-stripping N-NH <sub>3</sub> .....	37
3.3.3 Desempenho do BRMLev.....	39
3.3.4 Avaliação da incrustação da membrana.....	45
3.4 Conclusão.....	49
<b>Capítulo 4 - AVALIAÇÃO DO EFEITO DO pH NO DESEMPENHO DO BRM INOCULADO COM BIOMASSA LEVEDURIFORME (<i>Saccharomyces cerevisiae</i>) EMPREGADO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO</b>	<b>51</b>
4.1 Introdução.....	52
4.2 Materiais e métodos.....	54
4.2.1 Lixiviado bruto.....	54
4.2.2 Pré-tratamento: air stripping e acidificação com H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> .....	54
4.2.3 Biorreator com membranas.....	55
4.2.4 Condições de operação do biorreator.....	56
4.2.5 Caracterização dos lixiviados.....	56
4.2.6 Investigação da origem e aumento da toxicidade aguda.....	57
4.2.7 Avaliação da incrustação da Membrana.....	57
4.2.8 Análise estatística de dados.....	58
4.3 Resultados.....	58
4.3.1 Caracterização do lixiviado bruto e do lixiviado pós-stripping de N-NH <sub>3</sub> .....	58
4.3.2 Desempenho do BRMLev.....	60
4.3.3 Investigação da origem e aumento da toxicidade aguda.....	64
4.3.4 Avaliação da incrustação da membrana.....	67
4.4 Conclusão.....	71
<b>Capítulo 5 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>73</b>

## LISTAS DE FIGURAS

Figura 1.1 - Número de documentos publicados de 2005 a 2015 referentes ao tratamento de lixiviado e tratamento de lixiviado empregando BRM.....	3
Figura 1.2 - Fluxograma da rota de tratamento aplicada ao presente estudo.....	5
Figura 2.1 - Módulos utilizados em BRM: (a) Placa e quadro (b) Tubular (c) Fibra oca.....	12
Figura 2.2 - Representação dos módulos de membrana: (a) pressurizado (b) submerso.....	12
Figura 2.3 - Formas de operação do BRM: (a) pressão constante (b) fluxo constante.....	13
Figura 2.4 - Representação esquemática do fenômeno de polarização por concentração.....	14
Figura 2.5 - Variação da pressão: ciclos de limpezas físicas e químicas.....	15
Figura 2.6 - Representação dos mecanismos de incrustação: (a) bloqueio de poro (b) absorção (c) formação de torta.....	15
Figura 3.1 - Fluxograma da rota de tratamento aplicada ao presente estudo.....	30
Figura 3.2 - Fluxograma do processo de <i>air stripping</i> do N-NH <sub>3</sub> .....	30
Figura 3.3 - Fluxograma do biorreator com membrana.....	31
Figura 3.4 - Avaliação das condições operacionais do processo de <i>air stripping</i> de N-NH <sub>3</sub> .....	37
Figura 3.5 - Resultados de DQOt, DQOs, COD e COV durante o monitoramento do BRMLev.....	40
Figura 3.6 - Resultados de NT, N-NH <sub>3</sub> e CNV durante o monitoramento do BRMLev.....	41
Figura 3.7 - Resultados de cor e turbidez durante o monitoramento do BRMLev.....	42
Figura 3.8 - Relação A/M e concentração de SSV no líquido reacional durante o monitoramento do BRMLev.....	43
Figura 3.9 - Resultados de toxicidade aguda e SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> durante o monitoramento da 2ª fase do BRMLev.....	45
Figura 3.10 - Relação pressão transmembrana versus permeabilidade da membrana em lodo durante o monitoramento do BRMLev.....	46
Figura 4.1 - Fluxograma das rotas propostas para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário.....	54

Figura 4.2 - Fluxograma do biorreator com membrana.....	56
Figura 4.3 - Relação A/M, valores de COV e SSV (liquido reacional) durante o monitoramento do BRMLev.....	60
Figura 4.4 - Resultados de DQOt, DQOs e COD durante o monitoramento do BRMLev.....	61
Figura 4.5 - Resultados de NT e N-NH <sub>3</sub> durante o monitoramento do BRMLev.....	62
Figura 4.6 - Resultados de Cor e SH durante o monitoramento do BRMLeV.....	63
Figura 4.7 - Relação da pressão transmembrana <i>versus</i> permeabilidade da membrana em lodo durante o monitoramento do BRMLev.....	67
Figura 4.8 - Diferença da pressão transmembrana e permeabilidade da membrana em água durante o monitoramento do BRMLev.....	68

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Composição do lixiviado de aterro sanitário.....	8
Tabela 2.2 - Fatores que influenciam na formação de incrustações.....	16
Tabela 2.3 - Definição dos termos utilizados em testes de toxicidade.....	23
Tabela 2.4 - Espécies de organismos-teste para ensaios ecotoxicológicos.....	24
Tabela 3.1 - Condições de aclimatação da biomassa no biorreator com membrana.....	33
Tabela 3.2 - Caracterização físico-química do Lixiviado bruto e pós- <i>stripping</i> do N-NH <sub>3</sub> .....	38
Tabela 3.3 - Valores de mediana, média e desvio padrão dos parâmetros do líquido reacional.....	47
Tabela 3.4 - Resultados do teste de correlação ( <i>Spearman R</i> ) da Lp x versus parâmetros do líquido reacional x A/M e COV.....	47
Tabela 4.1 - Condições de pH para avaliação do desempenho do BRM.....	55
Tabela 4.2 - Caracterização do lixiviado bruto e pós- <i>stripping</i> de N-NH <sub>3</sub> .....	59
Tabela 4.3 - Valores de mediana, média e DP dos parâmetros de N-NH <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> e toxicidade aguda das amostras de L <sub>BRUTO</sub> , L <sub>PRA</sub> , alimentação e permeado durante o monitoramento do BRML <sub>ev</sub> .....	66
Tabela 4.4 - Valores de mediana, média e desvio padrão dos parâmetros do líquido reacional, COV e A/M.....	69
Tabela 4.5 - Resultados do teste de correlação ( <i>Spearman R</i> ) da Lp x versus parâmetros do líquido reacional x COV, A/M e pH.....	69

## **ESTRUTURA DO DOCUMENTO**

O presente documento foi dividido em quatro capítulos:

**1º** Introdução: Contextualização, objetivos (geral e específicos) do presente estudo.

**2º** Revisão bibliográfica: Lixiviado de aterro sanitário, biorreator com membrana, *air stripping*, leveduras, toxicidade e legislação brasileira.

**3º** Partida e aclimatação da biomassa leveduriforme (*S. cerevisiae*) empregando biorreator com membrana para tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

**4º** Avaliação do efeito do pH no desempenho do biorreator com membrana inoculado com biomassa leveduriforme (*S. cerevisiae*) empregado no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

# **CAPÍTULO I**

---

## **INTRODUÇÃO**

---

## Capítulo 1 - INTRODUÇÃO

### 1.1 Contextualização

Com o crescimento econômico, os avanços tecnológicos e a crescente industrialização dos países em desenvolvimento, a geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) tornou-se progressivamente uma ameaça para o meio ambiente e tem se apresentado como um grande problema global por seu inadequado gerenciamento (AHMED e LAN, 2012; MOJIRI *et al.*, 2016). Os RSU são materiais com alta heterogeneidade originados principalmente de atividades residenciais, comerciais e de limpeza pública. Para o tratamento e destinação final desses resíduos, convencionalmente, aplica-se técnicas de menor custo operacional, sendo os aterros sanitários uma alternativa viável bastante utilizada em várias regiões do mundo (KURNIAWAN, LO e CHAN, 2006; SHEHZAD *et al.*, 2015; MOJIRI *et al.*, 2016).

Em países como Estados Unidos, Austrália e China os aterros sanitários recebem de 50 a 90% dos resíduos urbanos (SCOTT *et al.*, 2005; CHENG e HU, 2010). No Brasil, cerca de 58% dos RSU coletados são destinados para esses aterros e 42% para aterros controlados (projetados sem impermeabilidade do solo) ou lixões (disposição a céu aberto). Esses valores são preocupantes, visto que o país gera em média 215 mil toneladas/dia e aproximadamente 78 milhões de toneladas/ano de RSU (ABRELPE, 2014). Os aterros sanitários são considerados confiáveis por gerenciar seus subprodutos (lixiviado e biogás) a partir de sistemas de drenagem de líquidos e captação de gás. O lixiviado possui composição recalcitrante e tóxica por apresentar elevadas concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) e outros componentes em menores proporções, necessitando de um acompanhamento durante e após o encerramento das atividades, a fim de evitar contaminações de ambientes adjacentes (PRIMO *et al.*, 2008; BASHIR *et al.*, 2012; AHMED e LAN, 2012).

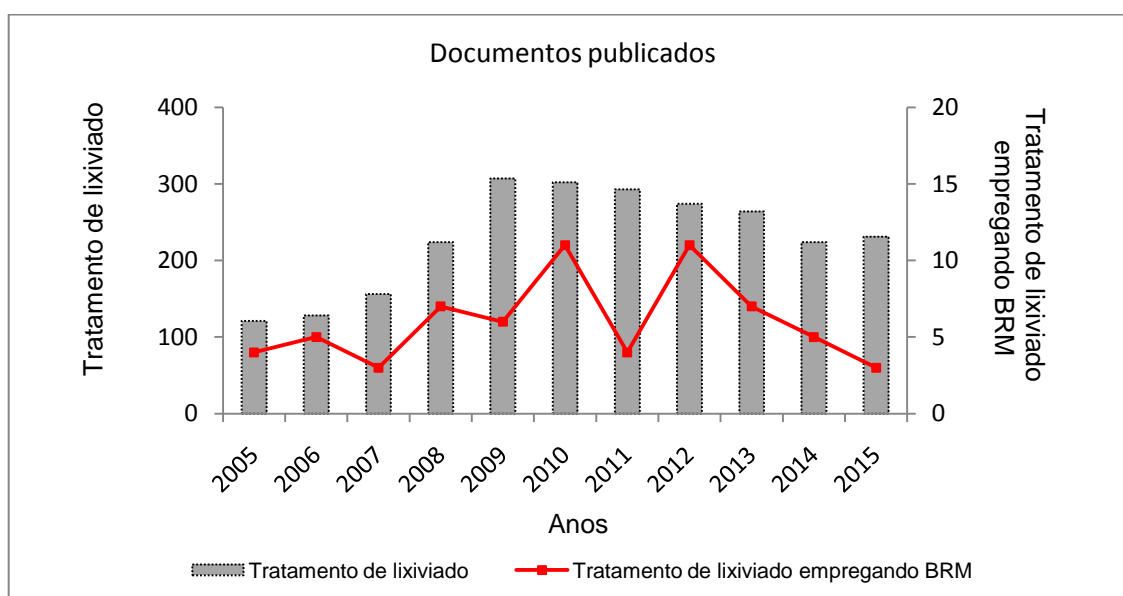
Dentre os tratamentos aplicados para lixiviados, os biológicos são os mais usuais. Entretanto, a literatura descreve a necessidade de integrar com processos físico-químicos (pré-tratamento ou pós-tratamento) para a remoção de compostos de difícil degradação (KURNIAWAN, LO e CHAN, 2006; RENO *et al.*, 2008; XIE *et al.*, 2014). Recentemente, os biorreatores com membrana (BRM) emergiram como uma alternativa promissora no tratamento de efluentes (JUDD, 2006; AHMED e LAN, 2012). Essa técnica combina o processo biológico com a separação sólido-líquido por permeação em membrana e apresenta vantagens em relação aos tratamentos convencionais, dado a necessita de baixa área de instalação, demonstra resistência às variações de carga afluente, opera com maiores concentrações de sólidos em suspensão no



reator biológico, maior tempo de retenção celular e gera um efluente com qualidade adequada para o reuso (BEZERRA e MATSUMOTO, 2011; KIM *et al.*, 2011).

De acordo com base de dados *SCOPUS*, no ano 2005 foram publicados 121 documentos referentes a tratamento de lixiviado de aterro sanitário. No ano 2015 o número de publicações alcançou a marca 231 publicações ano (Figura 1.1). Dentre esses documentos, alguns se referem ao tratamento de lixiviados empregando BRM, atingindo 4 a 11 publicações ano. Possivelmente, com o fortalecimento dos padrões de descarte em vários países, a contínua geração de lixiviados e a ineficiência dos tratamentos convencionais corroboraram com o número de pesquisas relativo a estes temas.

Figura 1.1 - Número de documentos publicados de 2005 a 2015 referentes ao tratamento de lixiviado e tratamento de lixiviado empregando BRM.



Fonte: Base de dados *SCOPUS*

(Palavra chave: "Landfill Leachate Treatment"; "Landfill Leachate Treatment and membrane bioreactor")

O tratamento de lixiviados de aterros sanitários por BRM encontram-se bem estabelecidos em países desenvolvidos. Apesar disso, a remoção de matéria orgânica em termos de DQO é variável (AHMED e LAN, 2012). Este fato pode estar atrelado às limitações do lodo bacteriano na degradação de compostos orgânicos recalcitrantes do lixiviado, os quais tendem a aumentar com o tempo de aterramento dos resíduos. Em contrapartida, a utilização de outros grupos de microrganismos pode apresentar resultados promissores. As leveduras (fungos unicelulares) apresentam alta capacidade de quebra e assimilação de poluentes de difícil degradação. Os gêneros *Candida*, *Saccharomyces*, *Rhodotorula*, *Yarrowia*, *Hansenula* e *Pichia* têm sido descritos como capazes de degradar compostos orgânicos recalcitrantes

(RASPOR e JURE, 2005; BUZZINI e VAUGHAN-MARTINI, 2005; HARMS *et al.*, 2011). A espécie de levedura *Saccharomyces cerevisiae* é extensivamente estudada por ser considerada a mais relevante do ponto de vista econômico e seu uso já foi investigado para o tratamento de efluentes industriais de vinícolas (PETRUCCIOLI *et al.*, 2002) e de óleo de palma (NAJAFPOUR *et al.*, 2005), para biodegradação de ésteres de ácido ftálico (BEGUM *et al.*, 2003) e para tratamento de lixiviado de aterro sanitário (BRITO, 2013).

Brito (2013) propôs o uso de um sistema de BRM inoculado com biomassa *S. cerevisiae* (fermento biológico) para tratamento de lixiviado de aterro sanitário pós-remoção de N-NH<sub>3</sub> pela técnica de *air stripping*. Os resultados demonstraram que o sistema foi eficiente na remoção de DQO (68%), substâncias húmicas (68%) e cor (79%). Resultados auspiciosos, visto que o fermento biológico é um produto que apresenta baixo custo, facilidade na comercialização e praticidade na manipulação.

O teste de toxicidade aguda, aplicando a bactéria marinha luminescência *Aliivibrio fischeri* é considerado uma alternativa eficiente pela sensibilidade, rapidez na obtenção de resultados, custo/benefício e, principalmente, pela ausência de problemas éticos (PARVEZ, VENKATARAMAN e MUKHERJI, 2008).

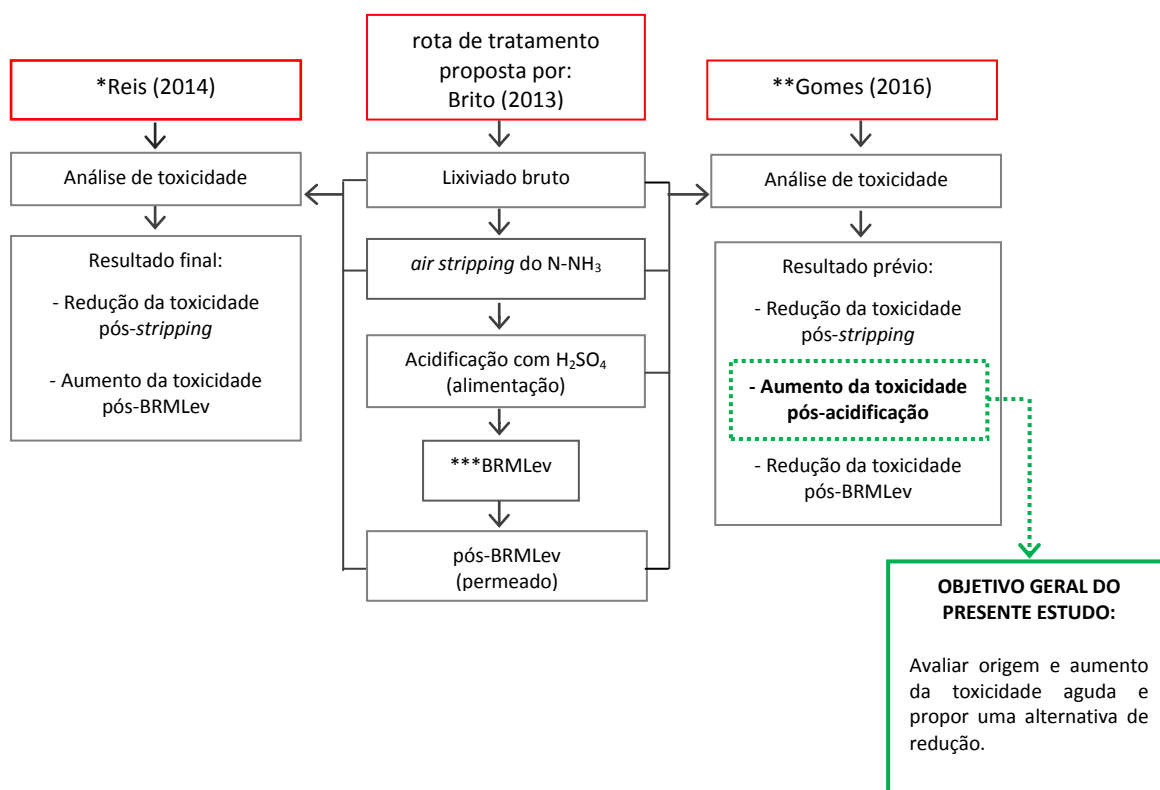
Reis (2014) avaliou a eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário. Para avaliação, empregou a *A. fischeri* e o equipamento microtox. Dentre os processos estudados, analisou o lixiviado bruto, pós-*stripping* de N-NH<sub>3</sub> e pós-BRM da rota proposta por Brito (2013). Os resultados apontaram uma remoção de 50% da toxicidade aguda no lixiviado pós-*stripping*. Todavia, o lixiviado pós-BRM apresentou uma toxicidade duas vezes superior ao lixiviado bruto, dados não condizentes com os resultados de remoção alcançados para alguns parâmetros físico-químicos.

Neste contexto, o presente estudo reproduziu a rota proposta por Brito (2013) e realizou a análise de toxicidade aguda conforme Reis (2014) (Figura 1.2). Como diferencial, analisou-se as melhores condições de pré-tratamento pela técnica de *air stripping* e realizou-se a análise de toxicidade do lixiviado pós-acidificação com ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), uma vez que o pH foi mantido em torno 3,5 para propiciar um meio ideal ao desenvolvimento da *S. cerevisiae*.

Os resultados iniciais mostraram que o aumento da toxicidade antecede o tratamento no BRM e que a acidificação pode ter influenciado na toxicidade devido ao aumento da concentração de sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) no meio. Com a finalidade de confirmar a origem e aumento desse parâmetro, propôs-se diminuir a concentração de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> com a elevação do pH de 3,5 para 4,5,

5,5 e 6,5, com posterior avaliação do borbulhamento de CO<sub>2</sub> em substituição ao acréscimo de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

Figura 1.2 - Fluxograma da rota de tratamento aplicada ao presente estudo.



#### OBSERVAÇÕES:

\*Reis (2014) realizou a análise de toxicidade das amostras da rota de tratamento proposta por Brito (2013).

\*\*Gomes (2016) reproduziu a rota de tratamento proposta por Brito (2013) e realizou a análise de toxicidade conforme Reis (2014). Como diferencial, analisou-se as melhores condições de pré-tratamento pela técnica de *air stripping* e realizou-se a análise de toxicidade do lixiviado pós-acidificação.

\*\*\*BRMLev - Biorreator com membranas inoculado com biomassa leveduriforme *Saccharomyces cerevisiae*.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho do processo de “*air stripping*” conjugado com biorreator com membranas inoculado com biomassa leveduriforme (*Saccharomyces cerevisiae*) para remoção de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e toxicidade aguda de lixiviado de aterro sanitário.

### 1.2.2 Objetivos específicos

- ✓ Avaliar e otimizar os parâmetros operacionais no processo de remoção de nitrogênio amoniacal pela técnica de *air stripping*;
- ✓ Caracterizar detalhadamente o lixiviado bruto, pós-*stripping*, pós-acidificação e pós-BRMLev para investigação da origem e o aumento da toxicidade aguda;

- ✓ Avaliar o desempenho do BRMLEv na remoção de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e toxicidade aguda;
- ✓ Avaliar estratégias para a redução da toxicidade aguda do lixiviado durante o tratamento no BRMLEv
- ✓ Investigar a correlação das características do lodo leveduriforme (*S. cerevisiae*) sobre as taxas de incrustação e a perda da permeabilidade hidráulica da membrana.

## **CAPÍTULO II**

---

### **REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

---

## Capítulo 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado é gerado quando a umidade natural e os líquidos externos ao aterro percolam sobre os resíduos em processo de decomposição biológica e alterações físico-químicas, proporcionando a dissolução de nutrientes e contaminantes na fração líquida (RENOU *et al.*, 2008; HASAR *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2013; SHEHZAD *et al.*, 2015; MOJIRI *et al.*, 2016). O volume gerado e o fluxo de lixiviado estão intimamente ligados à precipitação, evaporação, escoamento superficial e infiltração no solo e nas águas subterrâneas. Entre os poluentes existentes no lixiviado de aterro sanitário, citam-se a matéria orgânica, macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos em menores proporções (KJELDSSEN *et al.*, 2002; CASTILHOS JR. *et al.*, 2006; RENOU *et al.*, 2008; LEE *et al.*, 2010) (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Composição do lixiviado de aterro sanitário.

Grupo de poluentes	Componentes
Matéria orgânica	ácidos, alcoóis, aldeídos, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), ácidos graxos voláteis, composto refratário (fúlvicos e húmicos)
Macrocomponentes inorgânico	sulfato, cloreto, amônio, cálcio, magnésio, sódio, potássio, hidrogênio, carbonato, ferro e manganês
Metais pesados	chumbo, níquel, cobre, cádmio, cromo e zinco
Compostos xenobióticos	orgânicos Hidrocarboneto aromático, fenóis, compostos clorados alifáticos, pesticidas e dioxinas (...)

Fonte: Kjeldsen *et al.* (2002); Castilhos Jr. *et al.* (2006); Renou *et al.* (2008); Lee *et al.* (2010)

A composição do lixiviado é influenciada por fatores climáticos, características dos resíduos depositados, condições operacionais do aterro e, principalmente, pela dinâmica de decomposição dos resíduos em relação ao tempo de aterramento (RENOU *et al.*, 2008; XIE *et al.*, 2014). A decomposição dos resíduos em aterro sanitário pode ser resumidamente dividida e sequenciada pelas fases aeróbia, acidogênese e metanogênese, em que as suas propriedades, tais como o pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), a Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), relação DBO / DQO, nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), cor e metais pesados podem variar amplamente de acordo com intervalos típicos associados a idade do aterro (KJELDSSEN *et al.*, 2002; KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008; RENOU *et al.*, 2008).

### **2.1.2 Tratamento de lixiviado de aterro sanitário**

Os processos biológicos (aeróbios e anaeróbios) são os mais indicados para tratar lixiviados de aterro sanitário jovens com alta biodegradabilidade e baixas concentrações de  $\text{N-NH}_3$  (KURNIAWAN, LO e CHAN, 2006; RENOUE *et al.*, 2008; HASAR *et al.*, 2009; OTHMAN *et al.*, 2010; AHMED e LAN, 2012). Estes processos são baseados na nutrição dos microrganismos com substrato poluente, transformando compostos complexos em  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$  (processo aeróbio) ou  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  (processo anaeróbio) com custos relativamente baixos. Entre as técnicas biológicas mais utilizadas estão os sistemas de lodos ativados, lagoas de estabilização, filtros biológicos e reatores anaeróbios (CASTILHOS JR. *et al.*, 2006; KURNIAWAN, LO e CHAN, 2006). Contudo, ao tratar lixiviados de aterros estabilizados com elevada concentração de compostos recalcitrantes, os tratamentos biológicos convencionais não apresentam impacto significativo sobre a descontaminação, necessitando portanto conjugar com tratamentos físico-químicos (AHMED e LAN, 2012; HU *et al.*, 2016).

Os tratamentos baseados em processos físico-químicos são capazes de promover a degradação ou até mesmo a mineralização do poluente refratário, podendo ser agrupados as unidades biológicas como pré-tratamento ou pós-tratamento. O pré-tratamento pode auxiliar na redução das cargas orgânicas e evitar impactos sobre a biomassa por contaminantes tóxicos e o pós-tratamento possibilita a obtenção de um efluente com padrões de qualidade para reuso e/ou descarga em recursos hídricos. Entre as técnicas físico-químicas, cita-se a coagulação/floculação, precipitação química, oxidação química ou eletroquímica, adsorção, ozonização e processo de separação por membrana (AHMED e LAN, 2012).

As particularidades dos lixiviados de aterro não permitem que eles sejam enquadrados ao grupo de esgotos/efluentes sanitários, estando estes relacionados aos efluentes mais complexos, como os efluentes industriais. Em geral, a seleção do tratamento adequado para lixiviados de aterro sanitário depende da composição dos mesmos, da análise custo-efetividade e da eficiência de remoção desejada, visando atender aos padrões exigidos pelas legislações pertinentes (RENOUE *et al.*, 2008; AHMED e LAN, 2012).

### **2.2 Air stripping**

O processo de *air stripping* é uma das tecnologias mais utilizadas como pré-tratamento para remoção de  $\text{N-NH}_3$  de lixiviado de aterro sanitário, dado o baixo custo e simplicidade operacional (MAGALHÃES, 2014). O *air stripping* (arraste com ar) é descrito como um

processo de transferência de massa que acelera a volatilização de compostos de uma fase líquida para uma fase gasosa (LaGREGA *et al.*, 2001)

O *air stripping* pode ser um sistema com a fase líquida contínua, havendo a dispersão da fase gasosa. Esse sistema consiste em reservatórios (tanques de arraste) dotados de aeradores/difusores, cujo borbulhamento de ar ou a ação de agitadores mecânicos aumentam a superfície de contato gás/líquido e, com isso, aumentam a transferência de massa através dessa interface (LaGREGA *et al.*, 2001).

Outra forma é o sistema com fase gasosa contínua, havendo a dispersão da fase líquida. Nesse sistema (torres de arraste), o aumento da superfície de contato gás/líquido é alcançado proporcionando o escoamento da fase líquida sobre a superfície de um material de recheio (LaGREGA *et al.*, 2001). Esse tipo de sistema envolve um maior custo se comparado ao sistema de fase líquida contínua, visto que a construção das torres de arraste apresenta uma maior complexidade.

### **2.2.1 Air stripping do N-NH<sub>3</sub> de lixiviados de aterro sanitário**

O processo de *air stripping* pode ser útil na remoção de N-NH<sub>3</sub> de lixiviado de aterro sanitário, embora a tecnologia seja mais amplamente utilizada no tratamento de efluentes industriais (LIAO *et al.*, 1995 *apud* MAGALHÃES, 2014). Geralmente, as concentrações de amônia na forma livre (NH<sub>3</sub>) ou ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) são determinadas em conjunto, sendo o N-NH<sub>3</sub> à soma das concentrações das duas formas.

Para uma maior remoção de N-NH<sub>3</sub>, a forma ionizada deve ser convertida em forma livre. Essa conversão pode ser dependente do pH e temperatura. Isto é, se adicionar íons hidroxila (OH<sup>-</sup>) ao meio aquoso, a concentração dos íons hidrogênio (H<sup>+</sup>) é reduzida, deslocando o equilíbrio químico no sentido de produção do NH<sub>3</sub>. Segundo Collivignarelli *et al.* (1998) *apud* Moura (2008) o pH ótimo para o processo de *stripping* da N-NH<sub>3</sub> é aproximadamente de 10,0 a 10,5, já que a maioria dos trabalhos que obtiveram uma eficiência de remoção de N-NH<sub>3</sub> igual ou superior a 87% utilizaram essa faixa de pH.

O deslocamento do equilíbrio químico provocado pela elevação da temperatura diminui a solubilidade da NH<sub>3</sub> no lixiviado e favorece o seu desprendimento para o ar. Collivignarelli *et al.* (1998) *apud* Moura (2008) observou que ao variar a temperatura de 20°C para 40°C, a eficiência de remoção triplicou, aumentando de 26% para 80%, com os mesmos valores de pH (12) e vazão específica de ar (120 L/h.L).



Vale ressaltar que, a turbulência do meio líquido provocada pelo aumento vazão de ar, favorece o contato do gás de arraste com o lixiviado removendo certa quantidade de  $\text{NH}_3$ , no qual a mesma quantidade de  $\text{NH}_4^+$  é consumida para manutenção do equilíbrio da reação. Segundo Collivignarelli *et al.* (1998) *apud* Moura (2008) a vazão específica de ar é um parâmetro muito importante no processo de remoção da N- $\text{NH}_3$  de lixiviados usando *air stripping*. Esses autores afirmam que altas vazões de ar levam a altas eficiências de remoção. Já Liao *et al.* (1995) descrevem que vazões muito altas de ar podem ocasionar em um efeito de resfriamento, o que pode reduzir a volatilidade da  $\text{NH}_3$  presente no efluente. Dessa forma, existe a necessidade de se otimização os parâmetros de pH, temperatura e vazão de ar aplicados no processo de *air stripping*.

### **2.3 Biorreator com membranas**

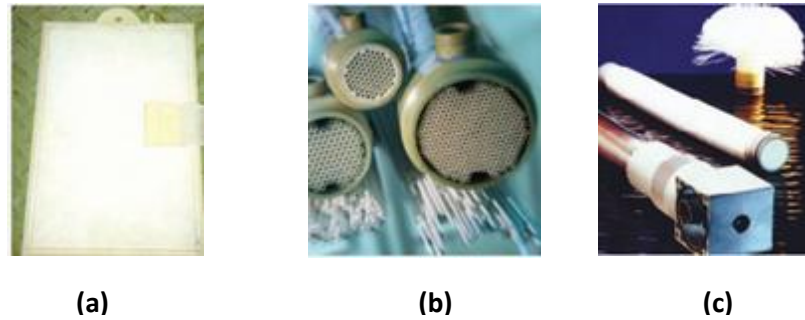
Os Processos de Separação por Membranas (PSM) podem ser descritos como aqueles que empregam uma barreira permeável e seletiva que separa um ou mais componentes de uma suspensão ou solução sob a ação de uma força motriz, sendo denominado de permeado o que passa e concentrado o que é retido pela membrana (HABERT *et al.*, 2006).

Os BRM consistem na conjugação do reator biológico (aeróbio ou anaeróbio) com a separação sólido-líquido por permeação em membranas. As membranas promovem a completa retenção dos sólidos suspensos no biorreator, dispensando o uso de decantadores secundários, resultando em unidades mais compactas que operam com maiores concentrações de biomassa, maiores idade do lodo e menores tempos de retenção hidráulica (WANG, WU e TANG, 2009; BEZERRA e MATSUMOTO, 2011). Estas vantagens proporcionam uma menor produção de lodo, reduzindo os custos com tratamento e disposição final deste efluente. Além disso, compostos de alta massa molar e/ou recalcitrantes podem permanecer no biorreator por um tempo maior que o tempo de detenção hidráulica médio, favorecendo o crescimento de microrganismos mais aclimatados e que possuem maior capacidade de degradá-los (BERNHARD *et al.*, 2006; AHMED e LAN, 2012).

#### **2.3.1 Tipos de biorreator com membrana**

Os BRM podem operar com módulos de membranas pressurizados ou submersos de microfiltração (MF) ou ultrafiltração (UF), osmose direta (OD) e destilação por membrana, nas configurações de placa, tubular e fibra oca (Figura 2.1). Atualmente, as membranas de UF e MF são as mais empregadas em BRM. Estas podem ser compostas em material celulósico, poliamida e outros materiais poliméricos de boa resistência física e química.

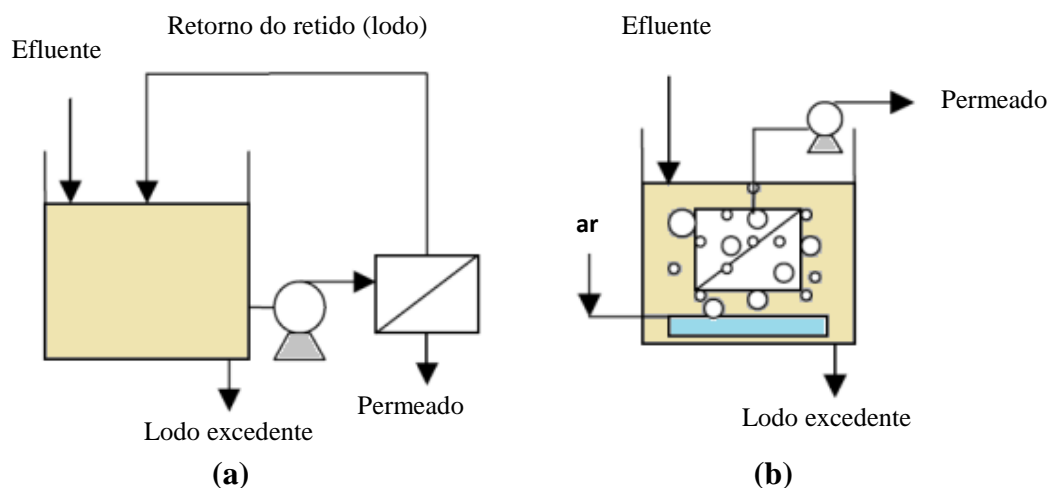
Figura 2.1 - Módulos utilizados em BRM: (a) Placa e quadro (b) Tubular (c) Fibra oca



Fonte: JUDD (2006)

Nos reatores com módulo pressurizado, o líquido reacional (efluente + lodo) é bombeado para o módulo de membranas, no qual a fração líquida passa pelos poros originando o permeado e o sólido retido retorna para o tanque biológico, sendo a pressão transmembrana (PTM), a força motriz para ocorrer a permeação (Figura 2.2a). No reator submerso, o módulo de membranas é posicionado dentro do tanque (biológico ou externo) e através de sucção o líquido passa pelos poros das membranas e os sólidos ficam retidos no tanque (Figura 2.2b).

Figura 2.2- Representação dos módulos de membrana: (a) pressurizado (b) submerso.



Fonte: Adaptado de Amaral (2009)

Os módulos externos apresentam manutenção e operação simplificada e podem denotar maiores fluxos de permeado. Entretanto, este tipo de BRM consome um alto nível de energia, tanto para manter a diferença de pressão necessária à permeação, quanto para promover a recirculação do concentrado. Já os sistemas submersos permitem uma significativa redução nos custos operacionais, são mais compactos e operam com menores pressões e fluxo, o que reduz a taxa de incrustação da membrana (LE-CLECH, 2010).

### 2.3.2 Operação do biorreator com membrana

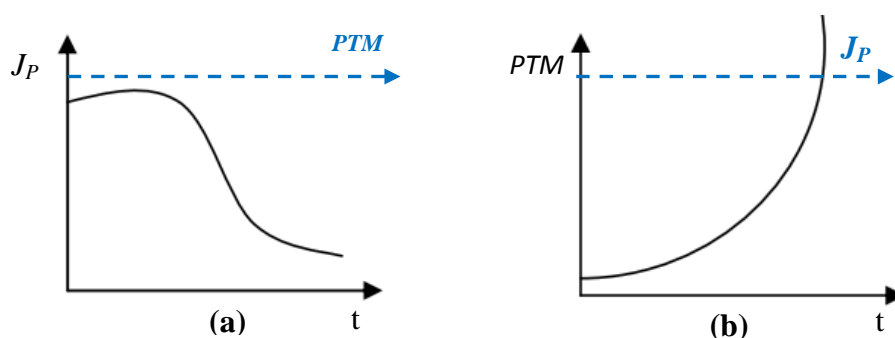
O fluxo permeado ( $J_P$ ) é definido como o volume que permeia através da membrana por unidade de tempo ( $Q_P$ ) e unidade de área ( $A$ ), conforme equação 2.1.

$$J_P = \frac{Q_P}{A} \quad (2.1)$$

Onde:  $J_P$  - fluxo de permeado ( $L/h.m^2$ );  $Q_P$  - vazão de permeado ( $l.h^{-1}$ );  $A$  - área da membrana ( $m^2$ );

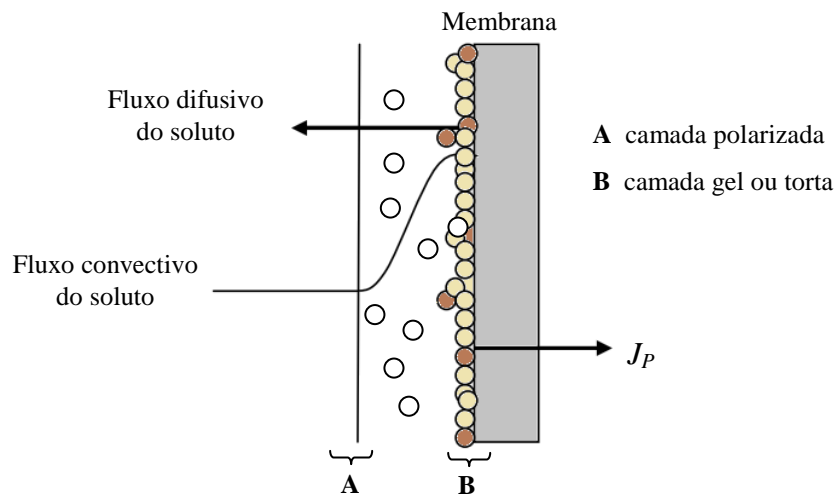
Os BRM podem ser operados de duas formas: com pressão transmembrana constante ou fluxo constante. Na primeira, à medida que as membranas vão sofrendo incrustação, a resistência à filtração aumenta e o fluxo decai (Figura 2.3a). Na segunda, a pressão se eleva ao longo do tempo de operação para compensar a incrustação e manter o fluxo constante (Figura 2.3b).

Figura 2.3 - Formas de operação do BRM: (a) pressão constante (b) fluxo constante.



Nas duas formas de operação os solutos presentes no líquido reacional são transportados até a membrana por transporte convectivo, proporcionando um acúmulo próximo e na superfície da membrana. O acúmulo produz um fluxo difusivo em direção contrária à permeação, gerando um gradiente de concentração, caracterizado como polarização por concentração. A formação da camada polarizada provoca uma resistência adicional à permeação, causando redução contínua do fluxo permeado. A alta concentração de solutos (colóides, macromoléculas e outros solutos de maior diâmetro) na superfície da membrana dá origem à camada gel ou torta (Figura 2.4).

Figura 2.4 - Representação esquemática do fenômeno de polarização por concentração.



Com a formação da camada gel o fluxo permeado se torna independente do gradiente de pressão, ou seja, o aumento da PTM não mais resulta em um aumento do fluxo permeado. Salienta-se que a elevação da pressão pode aumentar a espessura da camada gel, por promover um crescente depósito de partículas nas proximidades e na superfície da membrana, resultando em maiores taxas de incrustação. Contudo, a camada também pode aumentar a seletividade da membrana, visto que auxilia na retenção de solutos com tamanho inferior ao tamanho dos poros (SILVA, 2009).

### 2.3.3 Incrustação da membrana

A incrustação é diretamente proporcional ao aumento da PTM e inversamente proporcional a queda no  $J_P$ , portanto, quanto maior a incrustação maior será a perda da permeabilidade hidráulica da membrana ( $L_P$ ). Esse corresponde ao coeficiente angular da reta obtida pelos dados de  $J_P$  em função da pressão aplicada, conforme equação 2.2.

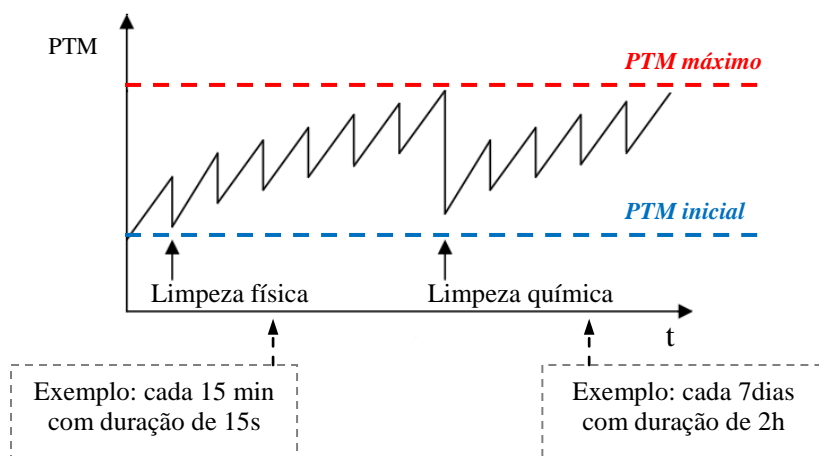
$$L_P = \frac{Q_P}{A} PTM \quad (2.2)$$

Onde:  $L_P$  - permeabilidade da membrana ( $L/h.m^2.bar$ );  $Q_P$  - vazão de permeado ( $l.h^{-1}$ );  $A$  - área da membrana;  $PTM$  - pressão transmembrana (bar)

Para controlar a incrustação e recuperar parcial ou totalmente a  $L_P$  perdida ao longo do monitorando dos BRM, os módulos de membranas devem ser limpos periodicamente para manter o  $J_P$  desejado. Em limpeza física, são utilizadas forças de cisalhamento para remoção das partículas incrustadas nas membranas, empregando-se ciclos de retrolavagem e/ou relaxação. A retrolavagem consiste na injeção de uma parcela de permeado ou ar em sentido contrário à permeação. Já na relaxação, o sistema é despressurizado, enquanto a aeração é

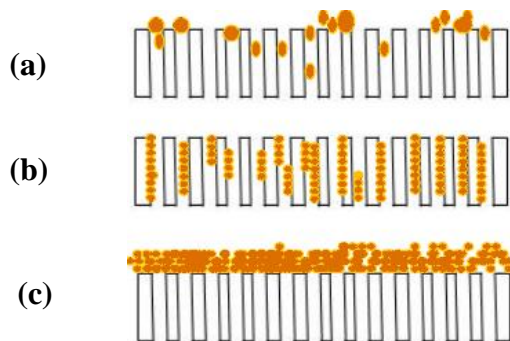
mantida. Os procedimentos ocorrem geralmente com duração inferior a dois minutos (JUDD, 2006). As limpezas químicas são aplicadas quando se observa um aumento acentuado da PTM ou a queda contínua do  $J_p$  em relação ao fluxo inicial. Este tipo de limpeza adota o uso de ácidos, bases, surfactantes, entre outros (Figura 2.5). A limpeza química de manutenção é realizada com uma menor concentração de reagentes, visando manter a  $L_p$  constante e reduzir a frequência das limpezas mais agressivas. Por outro lado, a limpeza de recuperação é aplicada quando a permeação não é mais sustentável, faz-se necessário imergir as membranas em soluções com maior concentração de agentes de limpeza (ANDRADE, 2011).

Figura 2.5 - Variação da pressão: ciclos de limpezas físicas e químicas.



A incrustação das membranas é uma das principais limitações do PSM. Este fenômeno provoca a redução do  $J_p$ , a perda  $L_p$ , o alto consumo de energia e elevada frequência de limpezas, reduzindo a vida útil da membrana (MENG *et al.*, 2009). Em BRM a incrustação pode ocorrer por: (a) bloqueio de poros e por deposição de flocos de lodo biológico sobre a superfície da membrana; (b) adsorção de solutos ou colóides sobre a superfície da membrana ou entre os poros; (c) formação de uma torta sobre a superfície da membrana (Figura 2.6).

Figura 2.6 - Representação dos mecanismos de incrustação: (a) bloqueio de poro (b) absorção (c) formação de torta.



Fonte: Adaptado de Mororó (2013)

Em operações com  $J_P$  constante a taxa de incrustação se altera ao longo do tempo, sendo observado inicialmente um lento aumento da PTM, o que corresponde aos processos de adsorção, bloqueio de poros e início de formação de biofilme, alterando as características da superfície da membrana. No segundo estágio ocorre um rápido aumento da PTM e a perda da  $L_P$ , decorrente da alta retenção de moléculas nos poros e na superfície da membrana, condizente com a formação de torta (ZHANG *et al.* 2006; JUDD, 2006,)

A compreensão dos mecanismos de incrustação das membranas em BRM não é completamente consolidada na literatura (YANG *et al.*, 2006). Contudo, este fenômeno é evidenciado por parâmetros relacionados às características da membrana, da biomassa e das condições operacionais (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Fatores que influenciam na formação de incrustações.

Fatores	Parâmetros
Membrana	material, porosidade, rugosidade, hidrofobicidade, tamanho de poro e carga superficial
Biomassa	concentração de biomassa, de produtos microbianos solúveis (SMP), de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), tamanho e estrutura dos flocos biológicos e viscosidade
Condição operacional	tempo de detenção hidráulica (TDH), tempo retenção celular (TRC) ou idade do lodo, pressão aplicada e frequências de limpeza das membranas

Fonte: Liao *et al* (2004); Le-Clech *et al* (2006); DREWS (2010)

As elevadas taxas de incrustação podem ser evidenciadas pela correlação de dois ou mais parâmetros de influência, dificultando relatar qual fator ou parâmetro é realmente o principal incrustante e responsável pela queda da  $L_P$  em BRM.

### 2.3.3.1 Relação das características das membranas com a incrustação

A incrustação pode ser influenciada pelo material, tamanho médio dos poros, dentre outras características das membranas que não atuam de forma isolada no processo.

#### Material

As membranas de UF e MF utilizadas em BRM são fabricadas, geralmente, em material de fluoreto de polivinilideno (PVDF), um polímero hidrofóbico, mas que possui excelentes propriedades mecânicas (WANG *et al.*, 2001). Recentes estudos relatam a inserção de grupos

funcionais na superfície dessas membranas, a fim de modificar suas propriedades hidrofóbicas. O polietileno glicol (PEG) é um dos materiais mais utilizados como polímeros de enxerto por possuir características hidrofílicas. Tal polímero reduz a interação de diferentes solutos com a membrana, diminuindo também a formação de incrustações (LI *et al.*, 2005).

#### Tamanho do poro

A seletividade das membranas está diretamente associada à relação entre o tamanho das espécies que se deseja reter e o tamanho dos poros, no qual a retenção se dá principalmente por exclusão de tamanho (HABERT *et al.*, 2006). As membranas de MF, cujos poros são mais largos, possuem maior potencial para sofrer incrustações por bloqueio de poros, resultando muitas vezes em incrustações internas e severas. Já as membranas UF possuem poros menores e oferecem maior rejeição aos solutos, proporcionando a formação de uma camada de torta com alta resistência ao fluxo de permeado. Esse tipo de incrustação é mais reversível e pode ser facilmente controlada por turbulência e limpezas químicas (SILVA, 2009).

#### **2.3.3.2 Relação do líquido reacional com a incrustação**

A incrustação da membrana pode ser influenciada pelas características do líquido reacional, tais como a concentração de biomassa quantificada pelo parâmetro de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), concentração de Produtos Microbianos Solúveis (SMP) e Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS), tamanho do floco e viscosidade, uma vez que os módulos de membranas em BRM ficam em contato direto com o lodo presente no tanque biológico.

#### Concentração de biomassa

Com a retenção total de sólidos nos reatores, os BRM podem alcançar elevadas concentrações de biomassa (SSV), proporcionando um maior acúmulo de material depositado sobre a superfície da membrana, aumentando a resistência da torta e reduzindo a  $L_p$  (MENG *et al.*, 2006; TRUSSELL *et al.*, 2007). Entretanto, outros autores observaram que o aumento da concentração de SSV favorece a redução da taxa de incrustação precedida pela formação de uma camada protetora na superfície da membrana. A camada atua impedindo que colóides e solutos sejam adsorvidos e bloqueiem os poros (LE-CLECH *et al.*, 2006; LI *et al.*, 2008).

#### Produção de SMP e EPS

A concentração de biomassa tem relação com a geração de SMP e EPS que são produzidos em condições normais do metabolismo microbiano e/ou sob condições de stress biológico ou mecânico (LESJEAN *et al.*, 2005). Diversos estudos constataram que esses produtos são os

principais fatores envolvidos na incrustação de membranas em BRM (LE-CLECH *et al.*, 2006; MENG *et al.*, 2009; DREWS, 2010).

Os SMP são liberados durante a lise celular ou excretados pela célula microbiana como forma de auxiliar na utilização de substratos (FENU *et al.*, 2010). Esses produtos são constituídos por carboidratos, proteínas, substâncias húmicas, ácidos fúlvicos e nucléicos (URBAIN *et al.*, 1998 *apud* ANDRADE, 2011) e sua produção pode contribuir com o teor de matéria orgânica presente em efluentes, influenciando negativamente os tratamentos biológicos (BARKER e STUCKEY, 1999 *apud* BRITO, 2013). Alguns autores descrevem os SMP como produtos associados à utilização de substratos (UPA) e produtos associados ao declínio da concentração da biomassa (BAP) (LAPISDOU e RITTMANN, 2002; RAMESH e LEE, 2006).

As EPS envolvem as células microbianas formando uma camada protetora contra as condições ambientais agressivas e possibilitando a retenção de água, adsorção de compostos orgânicos e nutrientes exógenos (LIU *et al.*, 2003; LASPIDOU e RITTMANN, 2002). Estas são produzidas pelos microrganismos para a formação de biofilmes e flocos microbianos que funcionam como uma espécie de uma matriz adesiva e coesiva que se aderem à superfície das membranas propiciando o declínio do fluxo de permeado. Sua constituição é basicamente formada por polissacarídeos, proteínas, ácidos nucléicos, lipídios e outros compostos poliméricos que têm sido encontrados fora ou na superfície da célula e no interior dos flocos biológicos (LASPIDOU e RITTMANN, 2002; LECLECH *et al.*, 2006). As EPS, em sua maioria, são consideradas 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). A literatura descreve as EPS como frações aderidas aos flocos biológicos e como frações solúveis capazes de se mover livremente entre os flocos e o lodo (FENU *et al.*, 2010).

A caracterização dos SMP e das EPS se baseia quase que exclusivamente na quantificação de carboidratos e proteínas que são descritos como os principais componentes (JANG *et al.*, 2007; MEHREZ *et al.*, 2007). Os carboidratos são hidrofílicos e as proteínas são mais hidrofóbicas. Teoricamente, quanto maior a relação Carboidrato/Proteínas (C/P), maior a quantidade de material hidrofílico em relação ao hidrofóbico e menos incrustante é o meio (CHOI e NG, 2008 *apud* ANDRADE, 2011).



### Relação dos SMP e das EPS com TRC, A/M e COV

A produção de SMP e EPS pode ser influenciada pela relação alimento/microrganismo (A/M), tempo de retenção celular (TRC) ou idade do lodo, carga orgânica volumétrica (COV), temperatura, descarte irregular de lodo, alimentação intermitente e alteração no fornecimento de oxigênio dissolvido, entre outros interferentes que conferem algum estresse aos microrganismos empregados no tratamento biológico (DREWS *et al.*, 2006; DREWS *et al.*, 2008; WANG *et al.*, 2009; PAN *et al.*, 2010)

A idade do lodo tem sido relatada como um dos parâmetros que mais influencia a concentração de SMP e EPS em BRM (MENG *et al.*, 2009). Estudos demonstram uma relação inversa destes parâmetros, ou seja, quanto maior a idade do lodo, menor a produção de SMP e EPS e a taxa de incrustação. 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. Contudo, 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.

Para lodos que apresentam idade mais elevada e baixa relação A/M, a concentração de carboidratos é menor devido à baixa concentração da fonte de carbono disponível, enquanto a quantidade de proteína é alta devido à lise celular (LEE *et al.*, 2003). O aumento na relação A/M é diretamente proporcional ao aumento das EPS (MENG *et al.*, 2007; JANG *et al.*, 2007; DVORÁK *et al.*; 2011) e SMP (ROSENBERGER e KRAUME, 2002). Em um estudo de correlação do SMP com a carga orgânica (3700 e 9000 gCOT/m<sup>3</sup>.d) em dois BRM com biomassa bacteriana, constatou-se que as variáveis são diretamente proporcionais, visto que o BRM que operou com maior carga apresentou uma maior concentração de SMP (JEONG *et al.*, 2007). Os SMP são excretados pela célula microbiana como forma de auxiliar na utilização de alimento, resultando em uma maior concentração em meios com maior disponibilidade de substratos (LASPIDOU e RITTMANN, 2002).

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

### **2.3.4 BRM no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**

Os BRM têm sido estudados para tratar efluentes municipais, industriais e lixiviados de aterros sanitários, principalmente, por sua capacidade de operar com diferentes cargas afluentes e por produzir um efluente tratado com elevada qualidade.

Em uma revisão sobre o uso de BRM em tratamento de lixiviado de aterro sanitário, constatou-se remoções superiores a 70% de DQO e superiores a 90% de DBO e N-NH<sub>3</sub> em tratamento de lixiviado estabilizados sob condições ideais de operação (AHMED E LAN, 2012). Em outro estudo, concluiu-se que os tratamentos biológicos convencionais são capazes de promover uma remoção de DQO superior a 99% para lixiviados com alta biodegradabilidade e inferior a 60% para aterros estabilizados. Quando se avaliou a utilização do BRM, observou-se uma remoção superior de DQO para aterros estáveis (ALVAREZ-VAZQUEZ *et al.*, 2004).

Isoladamente, as membranas de MF e UF promovem remoções de DQO de 25% a 35% (MF) e 50% (UF) (PIATKIEWICZ, BIEMACKA E SUCHECKA, 2001), valores considerados insignificantes para atendimento dos padrões de descarte. Com o emprego de membranas de UF e MF em BRM as remoções podem ser superiores a 90% (RENOU *et al.*, 2008). Contudo, a remoção de poluentes pode ser variável, visto que as limitações intrínsecas do metabolismo bacteriano fazem com que muitos processos não sejam eficientes na remoção de compostos persistentes (RENOU *et al.*, 2008).

## **2.4 Leveduras**

As leveduras são fungos unicelulares que se reproduzem por brotamento ou fissão celular, não apresentando flagelos ou outras estruturas de locomoção (ROSE e HARRISON, 1987; GRIFFIN, 1994). A temperatura, pH, nutrientes e oxigênio estão entre os fatores que podem influenciar no crescimento das leveduras (ROSE, 1987), em sua maioria, são mesófilas, crescem em temperaturas de 20 a 30°C e podem suportar uma faixa entre 0 a 47 °C (WICHITSATHIAN, 2004). Estes microrganismos preferem um meio levemente ácido, pH ótimo entre 3,5 a 5,5, com tolerância na faixa de pH 3 a 10 (DEAK, 2005).

As leveduras assimilam nitrogênio orgânico e inorgânico, fósforo, enxofre, sais minerais (potássio, magnésio, sódio e cálcio), fosfato inorgânico e sulfatos (DAN, 2002; DEAK, 2005). Esses microrganismos podem ser organismos aeróbios, anaeróbios e anaeróbios facultativos, nos quais os compostos orgânicos (pentoses, polissacarídeos, açúcares, ácidos orgânicos e

outras macromoléculas orgânicas) podem ser assimilados, tanto por via aeróbia quanto por via fermentativa (WICHITSATHIAN, 2004).

#### ***2.4.1 Leveduras aplicadas ao tratamento de efluente industrial e lixiviados de aterros sanitário***

Em geral, a biomassa bacteriana é empregada em processos de biorremediação e tratamento de efluentes por via biológica. Entretanto, esses microrganismos podem apresentar limitações a cargas afluentes, a compostos tóxicos e às condições de operação do sistema. Os fungos têm se mostrado eficazes na degradação de poluentes sintéticos, xenobióticos e outros compostos originados de atividades industriais (ESPOSITO e AZEVEDO, 2004; BUZZINI e VAUGHAN-MARTINI, 2005). As leveduras pertencentes aos gêneros *Candida*, *Kluyveromyces*, *Neurospora*, *Pichia*, *Saccharomyces*, *Rhodotorula* e *Yarrowia* são descritas na literatura como capazes de degradar n-alcanos, n-alquilbenzenos, cresóis, petróleo bruto, HPAs e Trinitrotolueno (TnT) (HARMS *et al.*, 2011).

Wichitsathian *et al.* (2004) investigaram o uso de dois BRM com módulos submersos de MF, um com biomassa bacteriana e outra com biomassa leveduriforme para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Os referidos autores realizaram a remoção prévia do N-NH<sub>3</sub> pelo processo de *air stripping* alcançando após o BRM uma remoção de 40% (lodo bacteriano) e 43% (lodo leveduriforme). Quando não houve a remoção prévia de N-NH<sub>3</sub>, as eficiências de remoção de ambos os sistemas reduziram em torno de 25%. Não houve diferença significativa no desempenho dos dois sistemas em termos de remoção de DQO, no qual variou entre 52-66% e 72-76% sem e após a remoção prévia de N-NH<sub>3</sub>, respectivamente. Em relação à incrustação, observaram que o sistema leveduriforme demonstrou uma menor incrustação da membrana. Esse fato foi atribuído às características específicas da biomassa (células grandes, pobre capacidade de adesão e baixa sedimentabilidade, baixa viscosidade e baixa produção de EPS).

A espécie *Saccharomyces cerevisiae* é considerada a mais relevante do ponto de vista econômico do grupo fúngico, por se reproduzir facilmente (sexualmente e assexuadamente) e não ser tóxica, o que a tornou comercialmente viável e facilmente disponível (GUIMARÃES, 2005). A *S. cerevisiae* é a principal espécie utilizada para a produção de cerveja, etanol, vinho e pão (GRIFFIN, 1994). Tal espécie é capaz de tolerar ambientes com altas concentrações de metais como Zn, Cr (VI), Co, Ni, Hg, Sr, Mo e Cu (RASPOR e JURE, 2005).

Brito (2013) avaliou o uso de BRM, em escala laboratorial, inoculado com biomassa leveduriforme (*S. cerevisiae*) para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário pós-remoção

do N-NH<sub>3</sub> pelo processo de *air stripping*. O BRM operou com módulo de membrana submerso de MF na configuração de fibra oca, fluxo de permeado de 5,0 L/h.m<sup>2</sup>, TDH de 48 h e pH de 3,5, visando fornecendo o pH ideal para o metabolismo da levedura. Os resultados mostraram uma remoção média de 68% de DQO, 79% de cor, 68% de substâncias húmicas e 50% de N-NH<sub>3</sub>. A fração de DQO inerte do lixiviado observada para o lodo do BRM foi cerca de 30%. O sistema demonstrou um bom desempenho em relação à membrana, fato associado à baixa produção de EPS, bem como a baixa viscosidade do lodo.

Najafpour *et al.* (2005) utilizaram a *S. cerevisiae* com crescimento aderido em biodiscos para tratamento de efluentes da indústria de óleo de palma. O TDH foi 55 h e a carga orgânica variou de 38 a 210 gDQO/m<sup>2</sup>.d. Os resultados demonstraram taxas de remoção de DBO de 91%, DQO de 88%, NTK de 80% e sólidos suspensos totais de 89%.

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 e TDH. O sistema alcançou taxas de remoção de DQO superiores a 90%. Após 185 dias de operação a população microbiana residual foi estudada e identificada, na qual a maioria dos isolados pertenciam ao gênero *Pseudomonas* e a espécie *S. cerevisiae*.

## 2.5 Toxicidade

A toxicidade refere-se à capacidade de determinada substância, produto ou conjunto de substâncias de provocar efeitos danosos aos organismos com os quais entram em contato. Esses efeitos podem ser desde alterações comportamentais até a morte dos organismos. A toxicidade é um parâmetro de extrema importância na avaliação da eficiência de processos de tratamento, visto que nem sempre acompanha o padrão de remoção dos parâmetros físico-químicos tradicionais (PARVEZ, VENKATARAMAN e MUKHERJI 2006).

Para estimar o grau de impacto que um determinado efluente pode causar no corpo receptor, realizam-se testes de toxicidade/ecotoxicológicos, cujo objetivo é simular em laboratório os efeitos que poderiam ser observados no corpo receptor após o lançamento de efluente. Estes ensaios podem avaliar efeitos letais ou subletais. Os efeitos letais consistem na resposta do organismo (morte) evidenciada através da ação direta de um determinado estímulo dose ou concentração de certa substância. Já o efeito subletal também é entendido como a resposta do organismo a um estímulo, contudo, não causa diretamente a morte do organismo, mas pode alterar o metabolismo, a mobilidade, o crescimento, entre outros (ZAGATTO e

BERTOLETTI, 2008). Na Tabela 2.3 são descritos alguns termos empregados nos testes de toxicidade, em concordância com o tipo de efeito observado nos organismos em um dado intervalo de tempo.

Tabela 2.3 - Definição dos termos utilizados em testes de toxicidade.

Parâmetro	Definição	Tempo de exposição
Dose Letal Média (DL50)	dose de amostra que causa mortalidade de 50% dos organismos no tempo de exposição e condições do teste.	24 a 96 h
Concentração Letal Média (CL50)	concentração de amostra que causa mortalidade de 50% dos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	24 a 96 h
Concentração Letal Média (CE50)	concentração de amostra que causa mortalidade de 50% dos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	24 ou 48 h
Concentração de Efeito Não Observado (CENO)	maior concentração de agente tóxico que não causa efeito deletério estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	7 dias
Concentração de Efeito Observado (CEO)	menor concentração de agente tóxico que causa efeito deletério estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	7 dias

Fonte: COSTA *et al.* (2008)

Os tipos de ensaios podem ser classificados em agudo ou crônico. Os testes de toxicidade aguda avaliam uma resposta severa e rápida dos organismos a um estímulo que se manifesta, em geral, em um intervalo de 0 a 96 h (RAND e PATROCELLI, 1985 *apud* JACOB, 2014). Os efeitos tóxicos medidos em testes de toxicidade aguda incluem letalidade, estado de imobilidade, alterações metabólicas, entre outros (COSTA *et al.*, 2008). Esses testes apresentam menor custo quando comparados a ensaios crônicos (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008), mas cada um tem uma demanda específica. Quando a concentração da substância tóxica for muito baixa para ser medida no ensaio agudo, recomenda-se utilizar o ensaio crônico (DAHMS *et al.*, 2011).

Os testes de toxicidade crônica permitem avaliar os possíveis efeitos tóxicos de substâncias químicas sob condições de exposições prolongadas a concentrações subletais, permitindo a sobrevivência dos organismos, contudo, causam efeitos sobre as suas funções fisiológicas, morfológicas e comportamentais (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008)

Vários organismos podem ser utilizados nos testes de toxicidade visto que a escolha vai depender das características do organismo (*habitat*, sensibilidade, ciclo de vida, entre outros),

consumíveis requeridos, simplicidade e tempo de duração do teste e, principalmente, atendimento às exigências legais. Os organismos-teste podem apresentar diferenças em sua sensibilidade às substâncias presentes nos efluentes, assim, organismos de diferentes níveis tróficos podem responder diferentemente ao grau de toxicidade para um mesmo efluente. A Tabela 2.4 apresenta algumas espécies de organismos-teste utilizados em ensaios ecotoxicológicos

Tabela 2.4 - Espécies de organismos-teste para ensaios ecotoxicológicos.

Tipo de ensaio	Organismo-teste	Nível trópico
Agudo	Bactéria: <i>Aliivibrio fischeri</i>	Decompositor
Agudo	Microcrustáceo: <i>Daphnia similis</i> ; <i>Daphnia magna</i>	Consumidor primário
Crônico	Microcrustáceo: <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Consumidor primário
Agudo e crônico	Peixe: <i>Pimephales promelas</i> ; <i>Danio rerio</i>	Consumidor secundário
Agudo e crônico	Algas: <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ; <i>Desmodesmus subspicatus</i>	Produtor
Agudo e crônico	Plantas: <i>Lemna minor</i> ; <i>Lactuca sativa</i>	Produtor

A *Aliivibrio fischeri* é uma espécie de bactéria marinha luminescente, gram-negativa e não patogênica que tem sido utilizada como organismo indicador em testes de toxicidade desde 1979 (ARAÚJO *et al.*, 2005). O teste de toxicidade por *A. fischeri* é considerado uma alternativa eficiente pela rapidez, sensibilidade, custo/benefício, obtenção de resultados e, principalmente, pela ausência de problemas éticos (PARVEZ, VENKATARAMAN e MUKHERJI 2006).

Para avaliação da toxicidade aguda empregando *A. fischeri*, utiliza-se uma cepa padronizada da bactéria liofilizada e o equipamento Microtox® que contém lacunas que mantêm as cubetas em temperatura específica e um luminômetro que quantifica a emissão de bioluminescência. Basicamente, a toxicidade é medida a partir da luminescência emitida pela bactéria quando entra contato com a substância, compostos e/ou efluente testado, isto é, a produção de luz é diretamente proporcional à atividade metabólica da *A. fischeri* e qualquer inibição pode causar o decréscimo da bioluminescência, transparecendo sinais de toxicidade (PARVEZ, VENKATARAMAN e MUKHERJI 2006). Os testes podem durar 5, 15 ou 30 minutos dependendo das características da amostra, da resposta dos organismos expostos e do objetivo que se deseja alcançar, os resultados são expressos pela CE<sub>50</sub>.

### **2.5.1 Toxicidade de lixiviados de aterro sanitário**

A recalcitrância de lixiviados decorrente de aterros estabilizados se dá, principalmente, por substâncias químicas que não podem ser degradadas ou transformadas pelos microrganismos presentes nos aterros, conferindo uma maior toxicidade aos lixiviados (KANG *et al.*, 2000).

Os compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas como as substâncias húmicas (URASE *et. al.*, 1997 *apud* SILVA, 2002), a elevada concentração de N-NH<sub>3</sub> (PIVATO e GASPARI, 2006; KURNIAWAN, LO e CHAN, 2006), DQO e cloretos (PABLOS *et al.*, 2011), também, podem se associar a recalcitrância e toxicidade de lixiviados, a qual muitas vezes pode inviabilizar o emprego de tratamentos biológicos convencionais, havendo a necessidade se conjugar com tratamentos físico-químicos (AHMED E LAN, 2012; HU *et al.*, 2016).

Reis (2014) estudou o tratamento de lixiviado de um aterro sanitário empregando um BRM inoculado com lodo bacteriano (BRMbac) e outro com leveduriforme (*S. cerevisiae*) (BRMLEv). A autora, também, avaliou o tratamento de lixiviado pelo processo oxidativo Fenton seguido por microfiltração (FMF). Ambos os biorreatores foram precedidos por uma etapa de *air stripping* de N-NH<sub>3</sub> e todas as rotas foram submetidas a uma fase de polimento final com membrana de NF. O BRMLEv apresentou uma maior eficiência no que diz respeito aos parâmetros físico-químicos, gerando apenas uma maior concentração de nitrito e nitrato no efluente final. Contudo, somente as rotas de BRMbac e FMF foram capazes de alcançar a completa remoção de toxicidade. O BRMLEv gerou um lixiviado tratado com maior toxicidade que o lixiviado bruto, no qual os resultados das análises físico-químicas não explicam tal episódio.

Apoiando-se nos resultados obtidos por Reis (2014), o objetivo geral do presente estudo foi definido, conforme descrito no item 1.2.1 do capítulo 1.

## **2.6 Legislação brasileira**

A legislação federal brasileira se resguarda sobre as condições de lançamentos de efluentes em recursos hídricos a partir da Resolução nº 430/ 2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) que “*Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357/ 2005*”, sendo que esta “*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.*”



Os estados e municípios podem fixar suas próprias legislações, desde que os parâmetros não sejam menos restritivos que os estabelecidos na legislação federal. O estado de Minas Gerais foi um dos pioneiros na elaboração de normas específicas que regulamentam o lançamento de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários (MORAVIA, 2007). O estado contempla duas Deliberações Normativas do Conselho Estadual de Política Ambiental (DN/COPAM): (1) DN/COPAM nº 10/ 1986 que “estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamentos de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências.” e (2) DN/COPAM nº 46/ 2001 que “estabelece alteração no limite de eficiência de remoção em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio para os sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais e dá outras providências.”

Recentemente, confirmando sua preocupação na atualização da legislação vigente, o estado de Minas Gerais através do COPAM e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) regulamentou a Deliberação Normativa Conjunta: DN conjunta OPAM/CERH nº. 1/2008 que “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.”

O Art. 29 (§ 1º e 2º) da DN conjunta supracitada, descreve que os efluentes lançados nos corpos receptores não deverão causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos e que os critérios devem ser previstos por ensaios ecotoxicológicos padronizados. O § 3º orienta que os corpos receptores que não exigirem padrões de toxicidade, os § 1º e 2º devem ser desconsiderados, ainda que os testes de ecotoxicidade sejam relatados na legislação. A legislação não estabelece os organismos-testes que devem ser utilizados, deixando uma ampla gama de organismos disponíveis.

Alguns ensaios de toxicidade são padronizados, mundialmente, por organizações de normalização como a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), *Association Française de Normalisation* (AFNOR), *American Society for Testing and Materials* (ASTM), *American Water Work Association* (AWWA), *Deutsches Institute for Normung* (DIN), *International Organization of Standardization* (ISO) e *Organization for Economic Co Operation and Development* (OECD) (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008 *apud* REIS, 2014).



## CAPÍTULO III

---

**PARTIDA E ACLIMATAÇÃO DA BIOMASSA LEVEDURIFORME (*Saccharomyces cerevisiae*) EMPREGANDO BIORREATOR COM MEMBRANA NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

---

## Capítulo 3 - PARTIDA E ACLIMATAÇÃO DA BIOMASSA LEVEDURIFORME (*Saccharomyces cerevisiae*) EMPREGANDO BIORREATOR COM MEMBRANA NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

### 3.1 Introdução

Convencionalmente, existe a preocupação se aplicar tratamentos de menor custo para resíduos urbanos, sendo os aterros sanitários uma técnica de grande aplicabilidade em várias regiões do mundo (SHEHZAD *et al.*, 2015; MOJIRI *et al.*, 2016). Em contrapartida, a técnica gera lixiviado, um efluente de composição tóxica e recalcitrante, produzido sob influência da umidade natural e quando líquidos externos ao aterro percolam sobre os resíduos depositados proporcionam a dissolução de nutrientes e contaminantes na fração líquida (SHEHZAD *et al.*, 2015; MOJIRI *et al.*, 2016). Entre os poluentes existentes no lixiviado de aterro sanitário, citam-se a Demanda Química Oxigênio (DQO), o nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) e, em menores proporções, os metais pesados e os compostos orgânicos xenobióticos (RENOU *et al.*, 2008; LEE *et al.*, 2010).

Com a variabilidade de contaminantes, o lixiviado deve receber um tratamento adequado durante e após o encerramento das atividades do aterro, a fim de evitar contaminações dos ambientes adjacentes (PRIMO *et al.*, 2008). Os tratamentos biológicos convencionais, tais como os lodos ativados, as lagoas aeradas, os reatores aeróbios e anaeróbios são largamente empregados no tratamento de lixiviados (KURNIAWAN, LO e CHAN, 2006). No entanto, a alta concentração de N-NH<sub>3</sub> pode diminuir e até inibir a atividade microbiana por sua alta toxicidade, reduzindo a eficiência de remoção de contaminantes (HASAR *et al.*, 2009).

Dentre alguns processos, o *air stripping* é bastante utilizado como pré-tratamento na remoção de N-NH<sub>3</sub> de lixiviado por apresentar simplicidade e baixo custo operacional. Em condições ideais de pH, temperatura e/ou vazão de ar, o processo pode proporcionar remoções superiores a 90% de N-NH<sub>3</sub> de lixiviados (HASAR *et al.*, 2009; GUO *et al.*, 2010; LIU *et al.*, 2015).

A conjugação do *air stripping* com Biorreator com membranas (BRM) vêm se apresentando como uma alternativa viável para o tratamento de lixiviados com elevada carga orgânica e nitrogenada (WICHITSATHIAN *et al.*, 2004; HASAR *et al.*, 2009, BRITO, 2013). Por sua vez, a remoção de contaminantes ainda pode ser variável, dado que as limitações intrínsecas

do metabolismo bacteriano fazem com que muitos processos não sejam eficientes na remoção de compostos persistentes (RENOU *et al.*, 2008).

As leveduras são descritas na literatura como capazes de degradar n-alcanos, n-alquilbenzenos, cresóis, petróleo bruto, HPAs e Trinitrotolueno (HARMS *et al.*, 2011). A espécie de levedura *Saccharomyces cerevisiae* é extensivamente estudada por ser utilizada na fabricação de cerveja, etanol, vinho e panificação. O seu uso já foi investigado para o tratamento de efluentes industriais de vinícolas (PETRUCCIOLI *et al.*, 2002), de óleo de palma (NAJAFPOUR *et al.*, 2005), de biodegradação de ésteres de ácido ftálico (BEGUM *et al.*, 2003) e tratamento de lixiviado de aterro sanitário (WICHITSATHIAN *et al.*, 2004; BRITO, 2013).

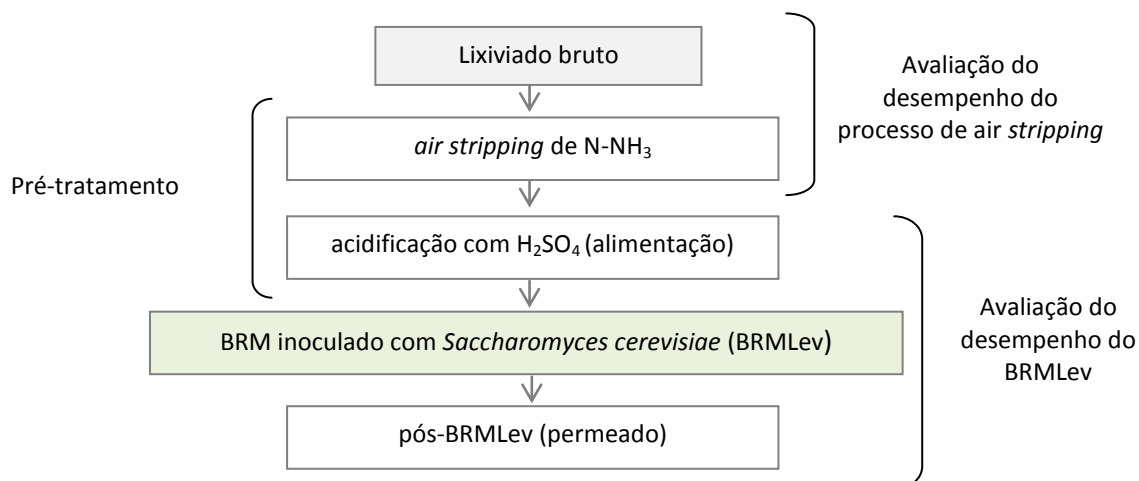
Brito (2013) propôs o uso de um sistema de BRM inoculado com biomassa *S. cerevisiae* para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário pós-*stripping* de N-NH<sub>3</sub>. Os resultados demonstraram que o sistema foi eficiente ao promover a remoção de DQO (68%), substâncias húmicas (68%) e cor (79%). Estes resultados são promissores, visto que a *S. cerevisiae* é facilmente comercializada como fermento biológico para panificação, apresenta baixo custo e praticidade de manipulação.

Neste contexto, o presente estudo avaliou as condições do processo de *air stripping* como pré-tratamento do lixiviado, a acidificação do lixiviado pós-*stripping* para fornecer um pH ideal ao desenvolvimento da biomassa *S. cerevisiae*, a partida e aclimatação da biomassa *S. cerevisiae* no BRM usando fermento biológico como inóculo e as eficiências remoções alcançadas pós-BRM em relação a carga orgânica, nitrogenada e tóxica.

### 3.2 Materiais e métodos

A rota de tratamento proposta envolveu a (1) caracterização do lixiviado bruto (L<sub>BRUTO</sub>) e lixiviado pós-*stripping* de N-NH<sub>3</sub> (L<sub>PRA</sub>), (2) acidificação do lixiviado pós-*stripping* com ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>); (3) tratamento do lixiviado pós-acidificação no BRM inoculado com biomassa leveduriforme (BRML<sub>lev</sub>) (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Fluxograma da rota de tratamento aplicada ao presente estudo.



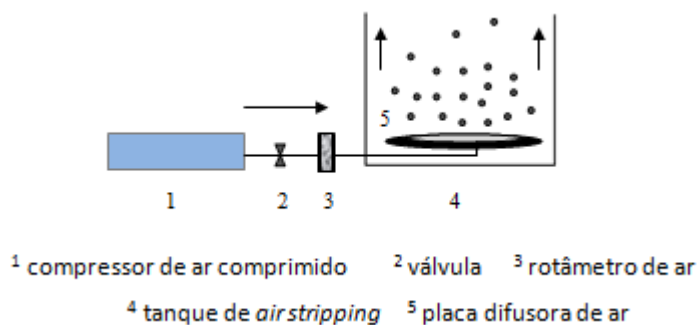
### 3.2.1 Lixiviado bruto

As amostras de  $L_{BRUTO}$  foram coletadas nos meses de abril e julho de 2015 do tanque de equalização de um aterro sanitário localizado no município de Sabará/Minas Gerais - Brasil (latitude/Y 19°51'09"S longitude/X 43°50'28"O). As amostras foram conservadas em câmara fria (~ 4°C) pelo tempo máximo de 120 dias.

### 3.2.2 Pré-tratamento: air stripping do N-NH<sub>3</sub> e acidificação com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

Para determinar as melhores condições de remoção do N-NH<sub>3</sub> do  $L_{BRUTO}$ , realizaram-se três testes com diferentes vazões de ar (30, 120 e 240 L.h<sup>-1</sup>) e tempo de residência (12, 24, 48 e 72 h) do lixiviado no tanque de *stripping*. Esses testes foram realizados com 10 L de  $L_{BRUTO}$  a cada batelada, sem ajuste de pH e temperatura. O processo ocorreu em um tanque de policloreto de vinila (PVC) com volume útil de 20 L, uma placa difusora de bolhas finas com diâmetro de 25 cm, um rotâmetro de ar, uma válvula agulha e um compressor para fornecimento de ar comprimido (Figura 3.2).

Figura 3.2 - Fluxograma do processo de *air stripping* do N-NH<sub>3</sub>.

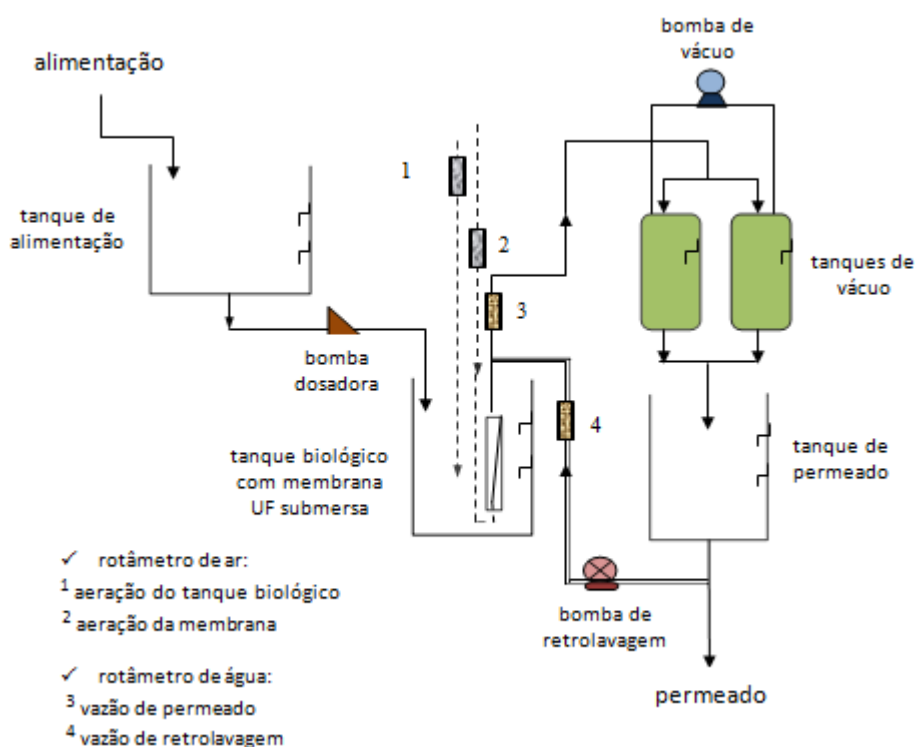


O lixiviado pós-*stripping* foi acidificado com  $H_2SO_4$ , a uma concentração de 98%. O pH foi mantido em torno de 3,5 para fornecer um ambiente ideal para metabolismo da *S. cerevisiae* (ELMALEH *et al.*, 1996 *apud* BRITO, 2013).

### 3.2.3 Biorreator com membrana

Em escala de laboratório, o BRM utilizado era composto por tanques em material PVC, sendo um tanque de armazenamento de alimentação (lixiviado a ser tratado) de 30 L, um tanque biológico com membrana submersa de ultrafiltração (UF) de 6 L, dois tanques de vácuo de 8 L e um tanque de armazenamento de permeado (lixiviado tratado) de 8 L. Para auxiliar no funcionamento, o sistema contava com uma bomba dosadora, uma bomba de vácuo, uma bomba diafragma, rotômetros (ar e água) e um painel elétrico conectado a um computador para controle geral (Figura 3.3)

Figura 3.3 - Fluxograma do biorreator com membrana



Simplificadamente, a unidade operou em fluxo contínuo transferindo lixiviado do tanque de alimentação para o tanque biológico por intermédio de uma bomba dosadora. No tanque biológico, o módulo de UF permeava a fração líquida presente no lodo leveduriforme e a direcionava para os tanques de vácuo, de forma alternada, visando a não interrupção do processo. A partir dos tanques de vácuo, o líquido filtrado era transferido para tanque de

permeado. A retrolavagem ocorria a cada 15min com duração de 15s no sentido contrário à permeação em membrana

O módulo de membrana submersa de UF foi fabricado com o material fluoreto polivinidileno (PVDF) na configuração de fibra oca (tamanho médio de poros de 0,04  $\mu\text{m}$  e área de 0,047  $\text{m}^2$ ) e em sua base existia um sistema de aeração, a fim de reduzir a taxa de incrustação pela turbulência causada na superfície das fibras.

A limpeza química do módulo ocorreu semanalmente e era realizada utilizando solução de hipoclorito de sódio ( $\text{NaClO}$ ), a uma concentração de 500ppm (indicado pelo fabricante) e banho de ultrassom, possibilitando uma limpeza mais profunda e cuidadosa das fibras. O processo ocorreu a partir da retrolavagem com solução de  $\text{NaClO}$  sob uma pressão de 0,3 bar por 20 minutos, posteriormente, utilizou-se o banho de ultrassom, sendo uma vez imergido na solução supracitada e a outra em água ultrapura. O tempo de limpeza empregado com uso do ultrassom era de 20 minutos a cada banho, após o qual o módulo era lavado em água corrente para remoção do agente de limpeza.

#### **3.2.4 Preparo da biomassa leveduriforme**

Fundamentado por Brito (2013), a biomassa foi preparada com água ultrapura, 10  $\text{g.L}^{-1}$  de fermento biológico liofilizado e 3  $\text{g.L}^{-1}$  de caldo *sabouraud* (*SAB*), produtos disponíveis comercialmente. Esse caldo/nutriente contém peptona e dextrose indicado para cultivo de leveduras e fungos filamentosos.

A solução foi acidificada com  $\text{H}_2\text{SO}_4$  para manter o pH em torno de 3,5. A biomassa foi mantida sob aeração constante de 100  $\text{L.h}^{-1}$  por 24h, exibindo ao final uma concentração de 9710  $\text{mg.L}^{-1}$  de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV). Em seguida, a biomassa foi transferida para o tanque biológico dando início ao processo de permeação do lixiviado e aclimação da biomassa no BRML<sub>lev</sub>.

#### **3.2.5 Condições de aclimação da biomassa no BRML<sub>lev</sub>**

Para proporcionar a adaptação da biomassa aos compostos recalcitrantes do lixiviado pós-acidificação e às condições operacionais, a aclimação envolveu duas fases de alimentação do BRM. A 1ª fase baseou-se no aumento gradual da fração de lixiviado (20% a 100%) e diminuição do caldo *SAB* (3 $\text{g.L}^{-1}$  a 1 $\text{g.L}^{-1}$ ). Na 2ª fase, utilizou-se lixiviado sem diluição (100%) e sem adição nutriente (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Condições de aclimação da biomassa no biorreator com membrana.

Dados	1ª fase						2ª fase
	I	II	III	IV	V	VI	I
Etapas							
Fração de lixiviado (%)	20	40	60	80	100	100	100
Caldo <i>Sabouraud</i> (g.L <sup>-1</sup> )	3	3	3	3	3	1	*
Período de operação (d)	1 - 30	31 - 48	49 - 59	60 - 69	70 - 79	80 - 91	92 - 178
Nomenclatura**	I <sub>20%</sub>	II <sub>40%</sub>	III <sub>60%</sub>	IV <sub>80%</sub>	V <sub>100% 3</sub>	VI <sub>100% 1</sub>	I <sub>100% 5</sub>

\* Não houve acréscimo de caldo *Sabouraud*.

\*\* Nomenclatura adotado para descrição das etapas no decorrer do documento.

O BRMLev operou nas duas fases com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 48h, correspondendo a uma vazão de permeação de 0,1L.h<sup>-1</sup>, fluxo de permeação de 2,1 L.h/m<sup>2</sup> e vazão de retrolavagem de 0,3L.h<sup>-1</sup>. O tanque biológico e o módulo de membrana receberam uma aeração constante de 100L.h<sup>-1</sup> e 500L.h<sup>-1</sup>, respectivamente (BRITO, 2013). A temperatura do sistema não sofreu ajuste e era mantida conforme o ambiente (23<sup>o</sup>±2<sup>o</sup>C). Durante o monitoramento foi realizado diariamente a medição do pH e, quando necessário, o ajuste para 3,5 com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. As vazões de permeado e retrolavagem foram controladas e registradas diariamente para manter as condições determinadas de funcionamento do sistema.

### 3.2.6 Caracterização dos lixiviados

Realizou-se a caracterização físico-química do L<sub>BRUTO</sub> e L<sub>PRA</sub> a partir dos parâmetros pH, DQOt (total), DQOs (solúvel), N-NH<sub>3</sub>, sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), Cloreto (Cl<sup>-</sup>), Sólidos Totais (ST), Sólidos Dissolvido Totais (SDT), Sólidos Suspenso Totais (SST) e alcalinidade, conforme o *Standard Methods* (APHA, 2005). Os parâmetros de Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Nitrogênio Total (NT), condutividade, cor e turbidez foram analisados através dos equipamentos *Shimadzu TOC-V CNP*, *Shimadzu TNM-1*, *Hach 44600*, *Hach 2100AN* e *Hach DR 2800*, respectivamente.

Os parâmetros de DQOt, DQOs, COD, NT, N-NH<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, cor e turbidez foram monitorados de uma a três por semana a partir de alíquotas de alimentação e do permeado, permitindo calcular a eficiência de remoção do BRMLev (equação 3.1)

$$ER \% = \frac{(C_i - C_f) \cdot 100}{C_i} \quad (3.1)$$

Onde: ER% - eficiência de remoção (%); C<sub>i</sub> - concentração inicial (afluente) do poluente (mg.L<sup>-1</sup>); C<sub>f</sub> - concentração final (efluente) do poluente (mg.L<sup>-1</sup>)

A Carga Orgânica Volumétrica (COV) e Carga Nitrogenada Volumétrica (CNV) foram calculadas, respectivamente, com base na concentração de DQOt e NT, aplicada diariamente ao tanque biológico (equações 3.2 e 3.3). Enquanto a relação Alimento/Microrganismo (A/M) considerou a concentração de SSV presente no tanque biológico (equações 3.4).

$$COV = \frac{Q \cdot Ci}{V} \quad (3.2)$$

Onde: COV - carga orgânica volumétrica ( $gDQOt/m^3.d$ ); Q - vazão afluente ( $m^3.d$ ); Ci - concentração afluente DQOt ( $g/m^3$ ); V - volume útil do tanque biológico ( $m^3$ )

$$CNV = \frac{Q \cdot Ci}{V} \quad (3.3)$$

Onde: CNV - carga nitrogenada volumétrica ( $gNT/m^3.d$ ); Q - vazão afluente ( $m^3.d$ ); Ci - concentração afluente de NT ( $g/m^3$ ); V - volume útil do tanque biológico ( $m^3$ )

$$A/M = \frac{Q \cdot Ci}{V \cdot X} \quad (3.4)$$

Onde: A/M - relação alimento/ microrganismo ( $gDQOt/gSSV.d$ ); Q - vazão afluente ( $m^3.d$ ); Ci - concentração afluente de DQOt ( $g/m^3$ ); X - concentração SSV no tanque biológico ( $g/m^3$ ); V - volume útil do tanque biológico ( $m^3$ )

A partir da 2º fase, iniciou-se o monitoramento do Tempo de Residência de Sólidos (TRS) para 60 dias (equação 3.5).

$$TRS = \frac{V}{Qdl} \quad (3.5)$$

Onde: TRS - tempo de residência de sólidos (d); Qdl - vazão de descarte de lodo ( $L.d^{-1}$ ); V - volume útil do tanque biológico (L)

### 3.2.7 Avaliação da toxicidade aguda

A avaliação da toxidade aguda foi realizada com a bactéria marinha luminescente *Aliivibrio fischeri*, utilizando-se o equipamento MICROTOX® modelo 500 Analyzer, seguindo a norma ABNT NBR 15411-3 e o protocolo estabelecido pelo *software* MICROTOX® Omni Software (versão 4.1).

A toxicidade aguda foi expressa em Concentração Efetiva mediana (CE<sub>50</sub>), ou seja, representa a concentração efetiva do agente tóxico responsável pelos efeitos adversos em 50% dos indivíduos observados, determinada a partir da medição da luminescência da bactéria no



tempo máximo de 30 minutos. De acordo com o método/programa utilizado, os resultados que afirmarem uma  $CE_{50} \leq 81,9\%$  conferiam toxicidade à amostra.

A análise foi efetuada com as amostras de  $L_{BRUTO}$ ,  $L_{PRA}$ , alimentação e permeado. Essas foram conservadas a  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  e ajustado com hidróxido de sódio (NaOH) e ácido clorídrico (HCl) para manter o pH entre 6,0 e 8,0, conforme protocolo estabelecido.

### **3.2.8 Avaliação da incrustação da membrana**

Para a avaliação da incrustação, analisaram-se a correlação da permeabilidade da membrana ( $L_p$ ) com a concentração de SSV e a produção de Produtos Microbianos Solúveis (SMP) e Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS) a partir de amostras do líquido reacional. Os SMP e as EPS são advindos do metabolismo celular microbiano e sua produção pode apresentar relação com TRS, COV e A/M. Diante disso, estes parâmetros também foram correlacionados entre si e com a  $L_p$ .

A  $L_p$  em lodo foi monitorada a partir do registro diário da vazão de permeado ( $Q_p$ ) e da pressão transmembrana (PTM). Enquanto a  $L_p$  em água foi avaliada semanalmente após o procedimento de limpeza química, no qual as membranas foram compactadas com água a 0,30 bar até a verificação da estabilidade do fluxo de permeado ( $J_p$ ). Em seguida, a  $L_p$  foi determinada por meio do monitoramento do  $Q_p$  estabilizado nas pressões de 0,10, 0,07 e 0,04 bar (equação 3.6).

$$L_p = \frac{Q_p}{A} PTM \quad (3.6)$$

Onde:  $L_p$  - permeabilidade da membrana ( $L/h.m^2.bar$ );  $Q_p$  - vazão de permeado ( $l.h^{-1}$ );  $A$  - área da membrana ( $m^2$ );  $PTM$  - pressão transmembrana (bar)

Os SMP e as EPS foram avaliados três vezes por semana a partir de frações solúveis. Para extração desses, alíquotas do líquido reacional foram centrifugadas por 10 minutos em rotação de 5000 rpm, onde o líquido sobrenadante era filtrado (filtro 0,22 $\mu$ m) constituindo os SMP. Os sólidos resultantes da centrifugação eram ressuspensos com solução de Cloreto de Sódio (NaCl) a uma concentração de 0,05%. Logo em seguida, eram aquecidos a  $80^{\circ}\text{C}$  durante 10 minutos e, por fim, centrifugado e filtrado nas mesmas condições dos SMP, o líquido resultante constituía as EPS (MORGAN *et al.*, 1990). Os produtos extraídos eram

caracterizados quanto aos carboidratos ( $SMP_C$  e  $EPS_C$ ) (DUBOIS *et al.*, 1956), proteínas ( $SMP_P$  e  $EPS_P$ ) (LOWRY *et al.*, 1951) e DQO ( $SMP_{DQO}$  e  $EPS_{DQO}$ ) (APHA, 2005).

### 3.2.9 Análise estatísticas dos dados

A estatística descritiva consistiu em apresentar os valores de mediana (Med), média (X) e o Desvio Padrão (DP) para a etapa inicial de análise de dados. O teste de normalidade de Shapiro-Wilk demonstrou que os dados não apresentaram uma distribuição normal. A partir desta informação foram aplicados os testes estatísticos não paramétricos de Mann-Whitney (para comparação entre duas amostras independentes), Kruskal-Wallis (para comparação entre múltiplas amostras independentes, seguido do teste de comparações múltiplas) e teste de correlação de Spearman R. Em todos os testes, considerou-se um nível de significância de 5%. O programa *statistica* 8.1 foi utilizado para aplicação e avaliação dos testes.

## 3.3 Resultados e discussões

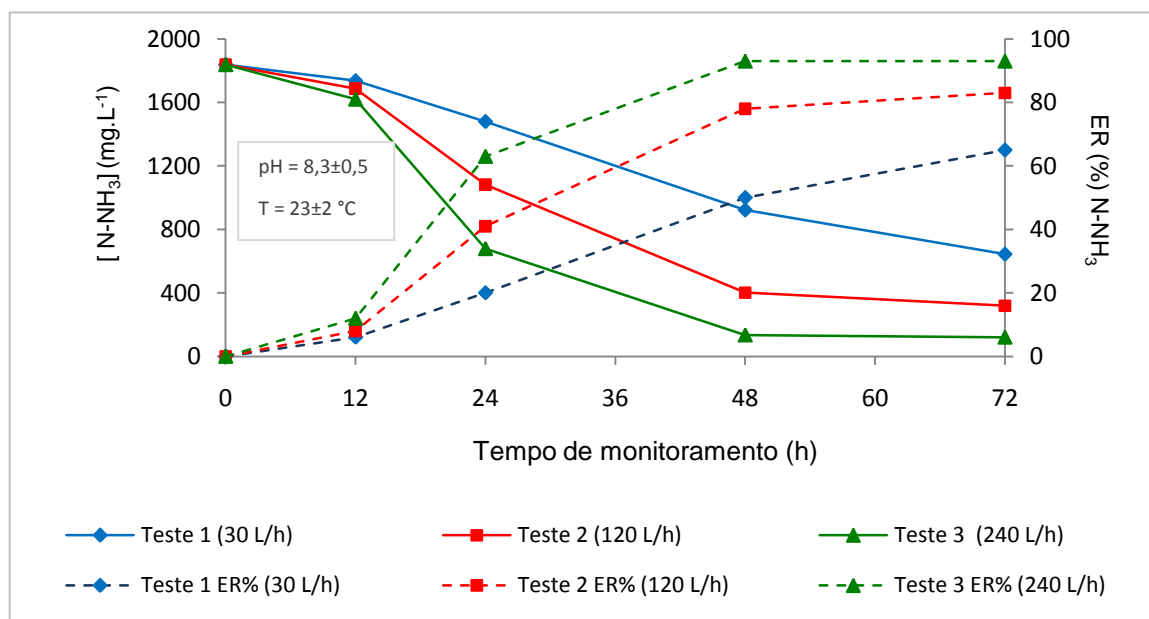
### 3.3.1 Determinação das condições de stripping do N-NH<sub>3</sub> do L<sub>BRUTO</sub>

Para otimizar as condições operacionais de *stripping* do N-NH<sub>3</sub> do L<sub>BRUTO</sub>, avaliaram-se as vazões 30, 120 e 240 L.h<sup>-1</sup> de ar durante 12, 24, 48 e 72h, sem ajuste de pH e temperatura (Figura 3.4). Nesse contexto, os autores descrevem a importância de se elevar o pH e/ou a temperatura para se obter remoções significativas de N-NH<sub>3</sub> (LIAO *et al.*, 1995 e COLLIVIGNARELLI *et al.*, 1998 *apud* MOURA, 2008). Contudo, a vazão de ar é um parâmetro importante no processo de *stripping*, visto que a aplicação de altas vazões resulta em elevadas eficiências de remoção.

O L<sub>BRUTO</sub> apresentou um pH de 8,3 e temperatura de 23 °C. A concentração de N-NH<sub>3</sub> era de 1839 mg.L<sup>-1</sup>, valor superior a de outros estudos que envolveram o processo *air stripping* no tratamento de lixiviados (MARTTINEN *et al.*, 2002; GUO *et al.*, 2010; BRITO, 2013; MAGALHÃES, 2014). Considerando que a taxa de transferência de massa líquido/gás depende da concentração inicial de N-NH<sub>3</sub>, a elevada concentração pode levar a maiores eficiências (MARTTINEN *et al.*, 2002).

O teste 1 (30 L.h<sup>-1</sup>), exibiu uma remoção de 6% (12h) a 65% (72h) de N-NH<sub>3</sub>, demonstrando ao final uma concentração de 645 mg.L<sup>-1</sup>. O teste 2 (120 L.h<sup>-1</sup>), evidenciou uma remoção de 8% (12h) a 83% (72h) de N-NH<sub>3</sub>, atestando que o aumento da vazão é diretamente proporcional a eficiência de remoção (Figura 3.4).

Figura 3.4 - Avaliação das condições operacionais do processo de *air stripping* de N-NH<sub>3</sub>.



Já o teste 3 (240 L.h<sup>-1</sup>), apresentou uma remoção de 12% (12h), 63% (24h), 93% (48h) e 93% (72h) de N-NH<sub>3</sub>, expressando ao final uma concentração de 121 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 3.4). Este último teste mostrou-se mais eficiente, dado que em 48h de experimento a remoção foi superior ao tempo 72h dos demais testes. Moura (2008) avaliou a vazão de ar 240L.h<sup>-1</sup>, sem ajuste de pH e temperatura para remoção de N-NH<sub>3</sub> de lixiviados, os resultados apresentaram uma redução de cerca 17% de N-NH<sub>3</sub> em 7 horas de experimentos, valores insignificantes, visto que a concentração inicial de N-NH<sub>3</sub> era superior 2000 mg.L<sup>-1</sup>. Este fato corrobora que a avaliação do melhor vazão de ar e tempo de residência do lixiviado no tanque de arraste é importante para se alcançar maiores remoções. Diante dos resultados obtidos nos testes, adotou-se a vazão de ar de 240 L.h<sup>-1</sup> com tempo de residência de 48h.

### 3.3.2 Caracterização do lixiviado bruto e lixiviado pós-stripping N-NH<sub>3</sub>

O estudo utilizou dois lotes de amostragem de L<sub>BRUTO</sub>, no qual foi observada uma diferença entre os lotes. Segundo o teste estatístico de Mann-Whitney, ao nível de significância ( $\alpha$ ) de 5%, o lote 2 apresentou uma concentração significativamente maior que o lote 1 para os parâmetros de DQOt, DQOs, N-NH<sub>3</sub>, Cl<sup>-</sup>, alcalinidade e turbidez. Ressalta-se que o lote 2 foi coletado em julho de 2015, mês em que o índice pluviométrico é historicamente reduzido, desfavorecendo a diluição dos contaminantes no lixiviado.

O L<sub>BRUTO</sub> foi submetido ao processo de *air stripping* de N-NH<sub>3</sub>, segundo as condições estabelecidas no item 3.3.1, dando origem ao L<sub>PRA</sub>. Vale ressaltar que, a diferença encontrada

entre os lotes, não impactou o processo de *stripping*, expondo resultados similares sobre todos os parâmetros analisados (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 - Caracterização físico-química do Lixiviado bruto e pós-*stripping* do N-NH<sub>3</sub>.

Parâmetro	Unid	Lote 1 (coleta 04/2015)					Lote 2 (coleta 07/2015)				
		L Bruto		L PRA		ER %	L Bruto		L PRA		ER %
		Med	X/ DP	Med	X/ DP		Med	X/ DP	Med	X/ DP	
pH	-	8,5	8,5 ± 0,21	9,3	9,4 ± 0,25	*	8,5	8,53 ± 0,18	9,2	9,21 ± 0,2	*
DQOt		5470	5476 ± 304	8297	8261 ± 531	*	6861	7067 ± 455	9494	9400 ± 581	*
DQOs		5169	5110 ± 404	6936	7013 ± 762	*	6283	6291 ± 342	8075	7377 ± 1726	*
COD		1884	1695 ± 305	2300	2164 ± 356	*	1843	1827 ± 106	2790	2818 ± 166	*
NT		2718	2581 ± 387	321	335 ± 105	87	2331	2703 ± 603	303	295 ± 70	89
N-NH <sub>3</sub>		1297	1334 ± 57	77	77 ± 7	94	2027	1906 ± 409	75	72 ± 29	96
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	508	486 ± 108	481	436 ± 119	11	457	487 ± 82	449	457 ± 66	6
Cl <sup>-</sup>		4029	3803 ± 484	4494	4659 ± 559	*	4060	4167 ± 147	5472	5252 ± 775	*
ST		12943	13260 ± 1712	17115	16564 ± 2281	*	12869	12646 ± 728	16095	15754 ± 2680	*
SDT		12443	12763 ± 1650	16525	15987 ± 2145	*	12344	12115 ± 639	15440	15092 ± 2646	*
SST		500	497 ± 62	590	577 ± 136	*	525	532 ± 89	655	662 ± 34	*
Alcalinidade		19221	19295 ± 1538	4874	6093 ± 2336	68	20309	20324 ± 171	4561	4646 ± 216	77
Condutividade	mS/cm	20	20 ± 2	14	14 ± 2	29	24	23 ± 3	16	15 ± 1	34
Cor	uH	11155	11374 ± 2514	15204	15612 ± 2954	*	13271	14549 ± 5198	17780	16645 ± 4911	*
Turbidez	UNT	126	126 ± 6	312	321 ± 43	*	196	386 ± 358	368	312 ± 152	*

ER%: Eficiência de Remoção L<sub>BRUTO</sub>: Lixiviado bruto L<sub>PRA</sub>: Lixiviado pós-*stripping* de N-NH<sub>3</sub>

\* Não houve remoção

Após o *stripping*, a cada batelada, observou-se uma remoção significativa para N-NH<sub>3</sub>, NT, alcalinidade e condutividade. O SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> apresentou remoção em ambos os lotes, porém, não foi significativa.

O pH apresentou uma elevação após a remoção da N-NH<sub>3</sub>, comportamento observado por outros autores em experimentos semelhantes (SOUTO, 2009). Esse episódio, pode ser explicado pela remoção do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) juntamente com o gás amônia livre (NH<sub>3</sub>), favorecendo o consumo de carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) e bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) para assegurar a manutenção e o equilíbrio químico do sistema carbonato, o que resultou em uma remoção superior a 68% de alcalinidade. A condutividade apresentou uma remoção superior a 14%, possivelmente, promovida pela redução de íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), entre outros íons presentes no lixiviado.

Observou-se ainda, um aumento significativo nas concentrações de DQOt, DQOs, COD, Cl<sup>-</sup>, ST, SDT, SST e nos valores de cor e turbidez no L<sub>PRA</sub>. Esse aumento se associa à evaporação da fração líquida presente no lixiviado, dado que se observa uma redução do volume em cerca de 15% após o processo.

### 3.3.3 Desempenho do BRML<sub>lev</sub>

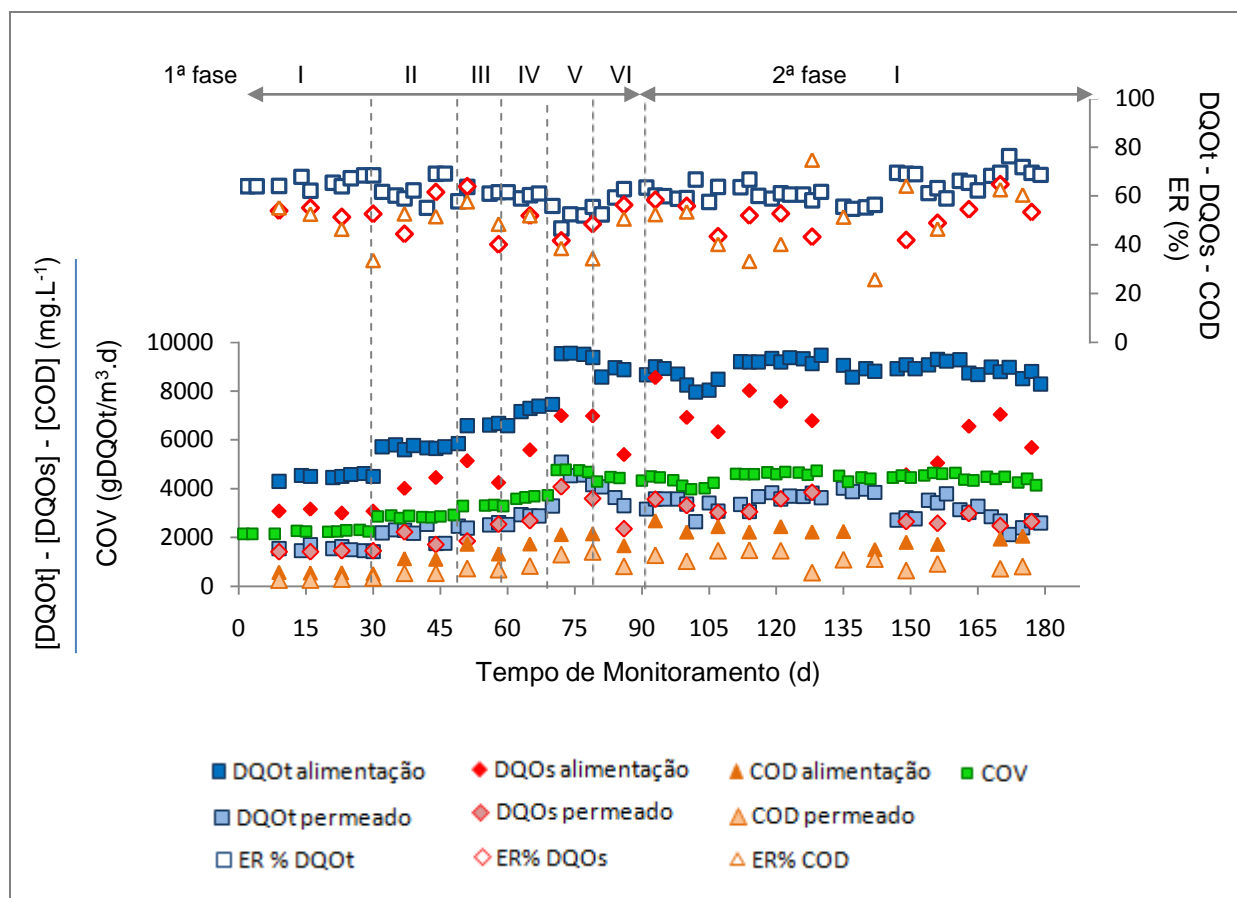
Após a partida, o BRML<sub>lev</sub> foi monitorado por 178 dias em 2 fases sequenciais: A 1ª fase baseou-se no aumento gradual de lixiviado e diminuição do caldo *SAB* na alimentação do sistema (I<sub>20%</sub> a VI<sub>100% 1</sub>) e a 2ª fase utilizou-se lixiviado sem diluição e sem acréscimo de nutriente (I<sub>100% s</sub>), a fim de avaliar a adaptação da biomassa leveduriforme (*S. cerevisiae*) ao lixiviado.

Com o aumento da fração de lixiviado na alimentação, a concentração de DQO<sub>t</sub> variou de 4298 a 9553 mg.L<sup>-1</sup> (I<sub>20%</sub> a I<sub>100% s</sub>), proporcionalmente, a taxa de COV (gDQO/m<sup>3</sup>.d) também aumentou a cada etapa, apresentando um valor de 2251 (I<sub>20%</sub>) a 4760 (V<sub>100% 3</sub>), com posterior baixa para 4386 (VI<sub>100% 1</sub>) e 4488 (I<sub>100% s</sub>), evidenciado pela diminuição do caldo *SAB*. Esse apresenta, em sua composição, carga orgânica biodegradável, o que influencia diretamente na concentração de DQO (Figura 3.5). Na etapa VI<sub>100% 1</sub>, observou-se uma taxa de COV inferior a etapa I<sub>100% s</sub>, tal ocorrência pode ser explicada por uma maior concentração de carga orgânica presente no lixiviado utilizando nessa etapa.

A partir do teste estatístico de Mann-Whitney, ao nível de significância ( $\alpha$ ) de 5%, detectou-se uma remoção significativa de 65% (I<sub>20%</sub>), 61% (II<sub>40%</sub>), 62% (III<sub>60%</sub>), 60% (IV<sub>80%</sub>), 52% (V<sub>100% 3</sub>), 61% (VI<sub>100% 1</sub>) e 62% (I<sub>100% s</sub>) para DQO<sub>t</sub> (Figura 3.5). Brito (2013) observou que durante a aclimação da biomassa (*S. cerevisiae*) em BRM para o tratamento de lixiviado, foi possível obter uma remoção média de 73% e, após a aclimação, de 68%. Estes resultados demonstram a capacidade da *S. cerevisiae* em degradar compostos orgânicos presente em lixiviados, bem como ao atendimento da Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 01/2008, legislação do Estado em que se localiza o aterro. Tal legislação permite o tratamento com eficiência de remoção de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65%.

Para avaliar concentração da carga orgânica dissolvida na alimentação do sistema, os parâmetros de DQOs e COD foram monitorados a partir de frações filtráveis, filtro 0,45 $\mu$ m e 0,22  $\mu$ m, respectivamente. A concentração afluente de DQOs variou de 3000 a 8556 mg.L<sup>-1</sup> e COD de 520 a 2684 mg.L<sup>-1</sup> (I<sub>20%</sub> a I<sub>100% s</sub>), apresentado uma remoção mediana superior a 45% (DQOs) e 36% (COD) em todas as etapas (Figura 3.5). A eficiência desses parâmetros foram inferiores as alcançadas na DQO<sub>t</sub>, por se tratar de frações solúveis, contudo, a remoção também foi significativa ( $\alpha = 5\%$ ).

Figura 3.5 - Resultados de DQOt, DQOs, COD e COV durante o monitoramento do BRMLev.



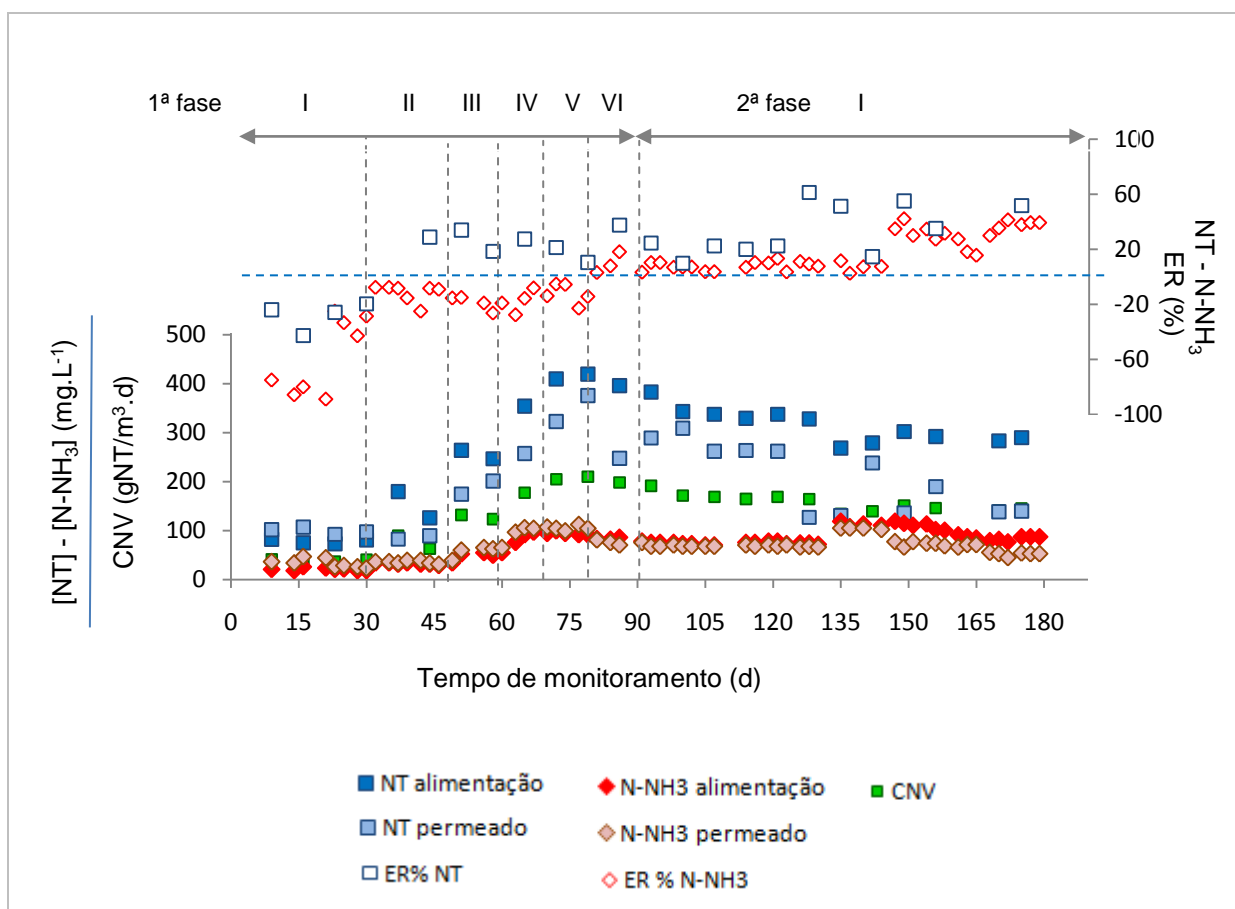
Resultante do aumento da fração de lixiviado na entrada do sistema, a concentração de NT na alimentação variou de 73 a 420  $\text{mg.L}^{-1}$  e no permeado de 83 a 376  $\text{mg.L}^{-1}$ . A CNV ( $\text{gNT/m}^3.\text{d}$ ) apresentou valores medianos de 39 a 208 ( $I_{20\%}$  a  $V_{100\% 3}$ ), 189 ( $VI_{100\% 1}$ ) e 158 ( $I_{100\% s}$ ). Nas etapas propostas, o permeado demonstrou uma concentração de NT ( $I_{20\%}$ ) e  $\text{N-NH}_3$  ( $I_{20\%}$  a  $V_{100\% 1}$ ) superior ao da alimentação, exibindo remoções negativas (Figura 3.6).

O caldo *SAB* contém peptona que fornece nitrogênio e aminoácidos para o meio, favorecendo a nutrição e crescimento das leveduras. Entretanto, a utilização de aminoácidos pelas células desses microrganismos é determinada pela sua capacidade de transportá-los através da membrana plasmática, em seguida, por sua incorporação direta em proteínas que estejam sendo sintetizadas pelas vias de transaminação e desaminação (MAGASANIK e KAISER, 1992). Essas vias resultam em íons  $\text{NH}_4^+$ , fonte preferencial de nitrogênio para *S. cerevisiae* e a maior parte das leveduras. Segundo Griffin (1994) e Esposito & Azevedo (2004) o  $\text{NH}_4^+$  é prontamente assimilado e metabolizado intracelularmente pelos fungos em pH entre 4 e 6,

como o pH da líquido reacional foi mantido em torno de 3,5, possivelmente, esse íon não foi totalmente consumido, resultando em sua liberação para o meio e aumentando sua concentração na saída do sistema.

Cabe destacar que na 2ª fase foram observados remoções significativas de NT (22%) e N-NH<sub>3</sub> (11%) (Figura 3.6). Com a interrupção de acréscimo de caldo, possivelmente, a biomassa se adaptou sobre o consumo compostos nitrogenados presentes no lixiviado, exigindo maiores remoções.

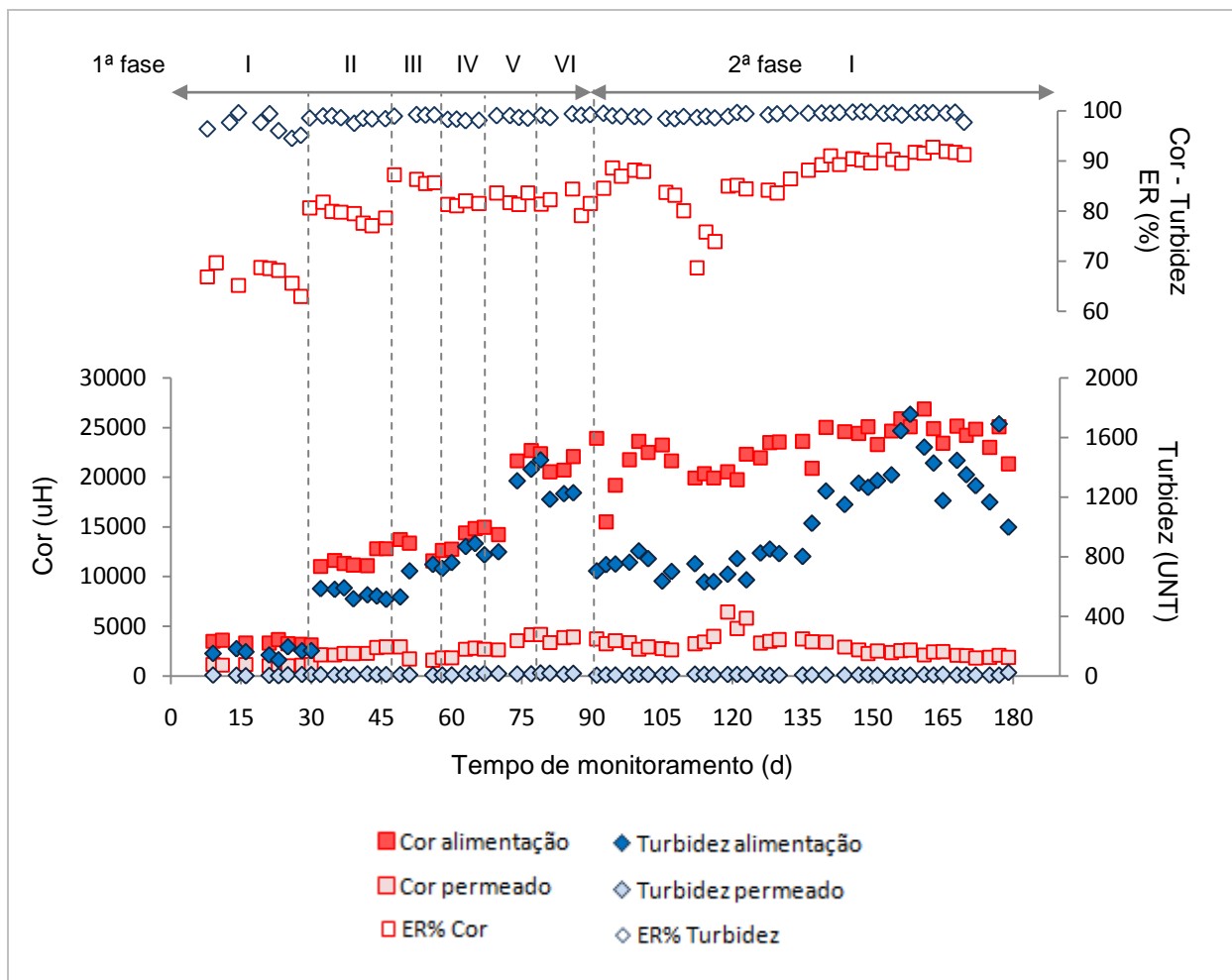
Figura 3.6 - Resultados de NT, N-NH<sub>3</sub> e CNV durante o monitoramento do BRMLev.



Os parâmetros de turbidez e cor, também, sofreram influência com o aumento na fração de lixiviado e diminuição do caldo na alimentação do BRMLev. A turbidez (UNT) demonstrou uma variação de 166 (I<sub>20%</sub>) a 1387 (V<sub>100% 3</sub>), 1204 (VI<sub>100% 1</sub>) e 998 (I<sub>100% s</sub>). Com a retenção completa de SSV no tanque biológico, o permeado exibiu um valor máximo de 14 UNT, com remoção significativa e superior a 97% em todas as etapas (Figura 3.7).

Para o parâmetro de cor (uH), observou-se uma variação de 3309 ( $I_{20\%}$ ) a 22382 ( $V_{100\% 3}$ ), 21400 ( $VI_{100\% 1}$ ) e 23425 ( $I_{100\% s}$ ). Considerando todas as etapas, observou-se uma remoção mediana significativa de 81% (Figura 3.7). Brito (2013) utilizou em seu estudo um módulo de membrana de submerso de Microfiltração (MF) e alcançou uma remoção média de 79% para cor após aclimação da biomassa. Tanto a membrana de MF quanto a de UF não promovem a remoção total de cor, por apresentarem poros com tamanho médio superior a granulometria dos sólidos dissolvidos, parâmetro diretamente relacionado com a coloração de efluentes.

Figura 3.7 - Resultados de cor e turbidez durante o monitoramento do BRMLev.

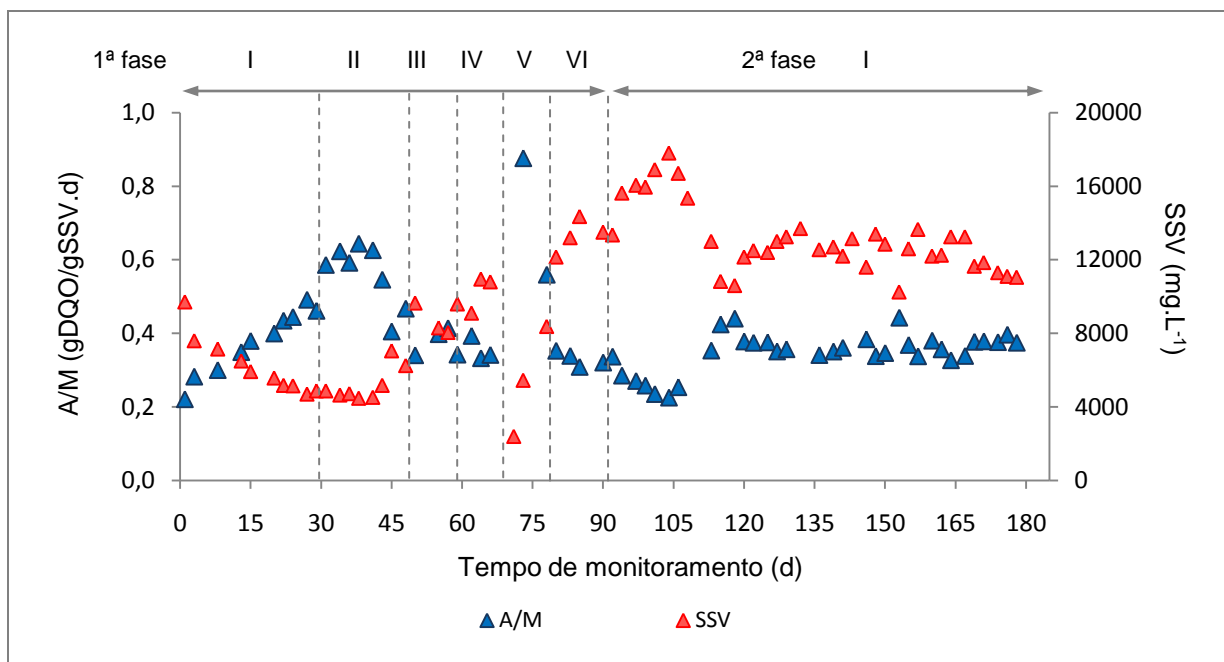


A concentração inicial de SSV no tanque biológico foi de  $9710 \text{ mg.L}^{-1}$ . Após a permeação, detectou-se um período de declínio do 2º ao 42º dia ( $7600$  a  $4525 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e, posterior crescimento contínuo do 43º ao 106º dia ( $5175$  a  $15350 \text{ mg.L}^{-1}$ ) (Figura 3.8). Ressalta-se que no 71º dia o BRMLev apresentou um problema técnico, ocasionando o transbordo do tanque biológico e, conseqüentemente, a queda do SSV ( $2400 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Entretanto, a partir do 73º dia, o crescimento contínuo voltou a ser percebido, denotando-se a aclimação da biomassa, bem



como sua capacidade de reprodução na presença de altas cargas afluentes. Com descarte de  $0,1 \text{ L.d}^{-1}$  de líquido reacional para monitoramento da TRS (idade do lodo) para 60 dias, percebeu-se um período de estabilidade do  $107^{\circ}$  ao  $178^{\circ}$  dia, com concentração (Figura 3.8).

Figura 3.8 - Relação A/M e concentração de SSV no líquido reacional durante o monitoramento do BRMLev.



Em consideração ao comportamento do parâmetro de SSV, a relação A/M ( $\text{gDQO/g.SSV.d}$ ) apresentou oscilações a cada etapa com valores medianas de 0,39 ( $I_{20\%}$ ), 0,58 ( $II_{40\%}$ ), 0,37 ( $III_{60\%}$ ), 0,34 ( $IV_{80\%}$ ), 0,87 ( $V_{100\% \ 3}$ ), 0,33 ( $VI_{100\% \ 1}$ ) e 0,35 ( $VI_{100\% \ 5}$ ). As etapas  $II_{40\%}$  e  $V_{100\% \ 3}$  exibiram relações superiores as demais etapas, corroborando com o período de declínio de SSV e o transbordo do tanque biológico, respectivamente (Figura 3.8). De acordo com Judd (2006), a maioria dos BRM inoculados com lodo bacteriano operam com A/M menor que  $0,25 \text{ gDQO/gSSV.d}$  e raramente excede  $0,6 \text{ gDQO/gSSV.d}$ . Em contrapartida, Dan (2002) estudou dois BRM, um com lodo bacteriano e outro com lodo leveduriforme, em que o sistema de leveduras suportou maiores relações A/M e cargas volumétricas. Corroborando, Brito (2013) descreveu que o BRMLev empregado em seu estudo operou com uma relação A/M de  $0,44 \text{ gDQO/gSSV.d}$ .

As amostras de  $L_{BRUTO}$ ,  $L_{PRA}$ , alimentação e permeado foram submetidas ao teste de toxicidade aguda, das quais considerou tóxicas as amostras que apresentaram um  $CE_{50} \leq$

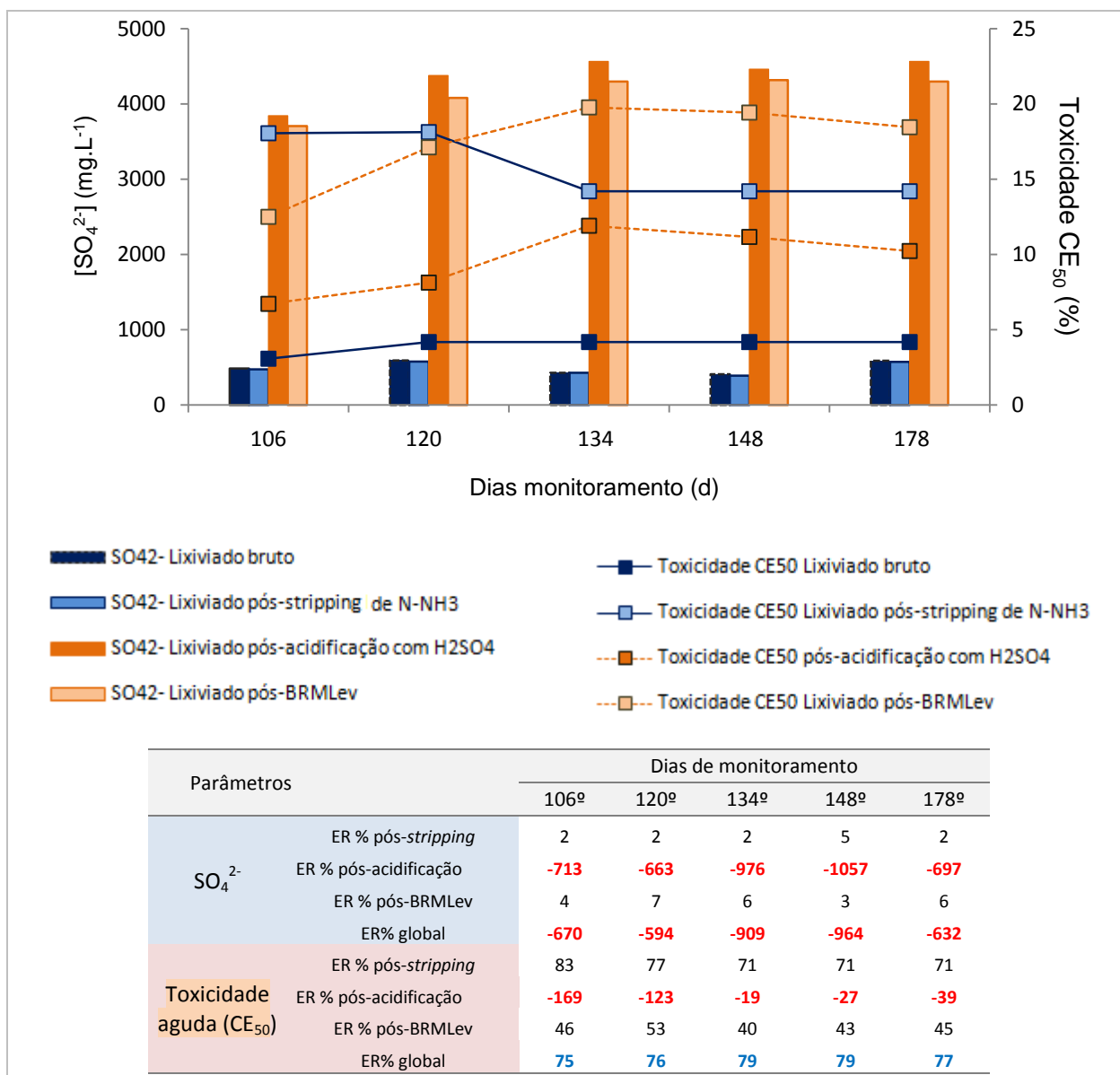
81,9% em 30 minutos de teste. Salienta-se ainda que, quanto maior o valor de  $CE_{50}$ , menor é a toxicidade expressa.

A alta concentração de  $N-NH_3$  contribui para a toxicidade de lixiviados (PIVATO e GASPARI, 2006). Dessa forma, ao avaliar  $L_{BRUTO}$  e  $L_{PRA}$  percebeu-se uma toxicidade mediana de  $CE_{50}$  igual a 4% e 14%, respectivamente, dado a alta remoção de  $N-NH_3$  após o processo de *stripping*. Em ambas as fases, a alimentação foi acidificada com  $H_2SO_4$  para manter o pH em torno de 3,5 dificultando a contaminação bacteriana. DAN *et al.* (2002) e BRITO (2013), também, operaram com BRML<sub>ev</sub> acidificado, pH 3,5, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, visto que as leveduras preferem um meio próximo da neutralizada a levemente ácido (DEAK, 2005).

Com o acréscimo de ácido na alimentação, observou-se um aumento significativo de  $SO_4^{2-}$  no meio, cuja concentração mediana inicial de  $448 \text{ mg.L}^{-1}$  atingiu o valor de  $4994 \text{ mg.L}^{-1}$ , apresentando um aumento significativo na toxicidade (Figura 3.9). Ressalta-se que, foram avaliadas somente as amostras da etapa  $I_{100 \text{ s}}$ , já que as anteriores foram monitoradas com lixiviado diluído e sob influência de nutriente.

Ao analisar o lixiviado pós-BRML<sub>ev</sub> (permeado), observou-se uma baixa remoção  $SO_4^{2-}$ , visto que as membranas de UF possuem poros maiores que este íon, permitindo sua passagem pela membrana. Segundo Deak (2005), as leveduras podem usar  $SO_4^{2-}$  como nutriente, justificando a remoção mediana de 6%. No entanto, não foi percebida uma remoção global, dando que concentração mediana no permeado foi  $4299 \text{ mg.L}^{-1} SO_4^{2-}$  (Figura 3.9). Positivamente, a remoção global da toxicidade foi de 77%. Este resultado pode ser atrelado a remoção de  $N-NH_3$  e DQO, dentro outros contaminantes pelo BRML<sub>ev</sub>.

Figura 3.9 - Resultados de toxicidade aguda e  $\text{SO}_4^{2-}$  durante o monitoramento da 2ª fase do BRMLev.

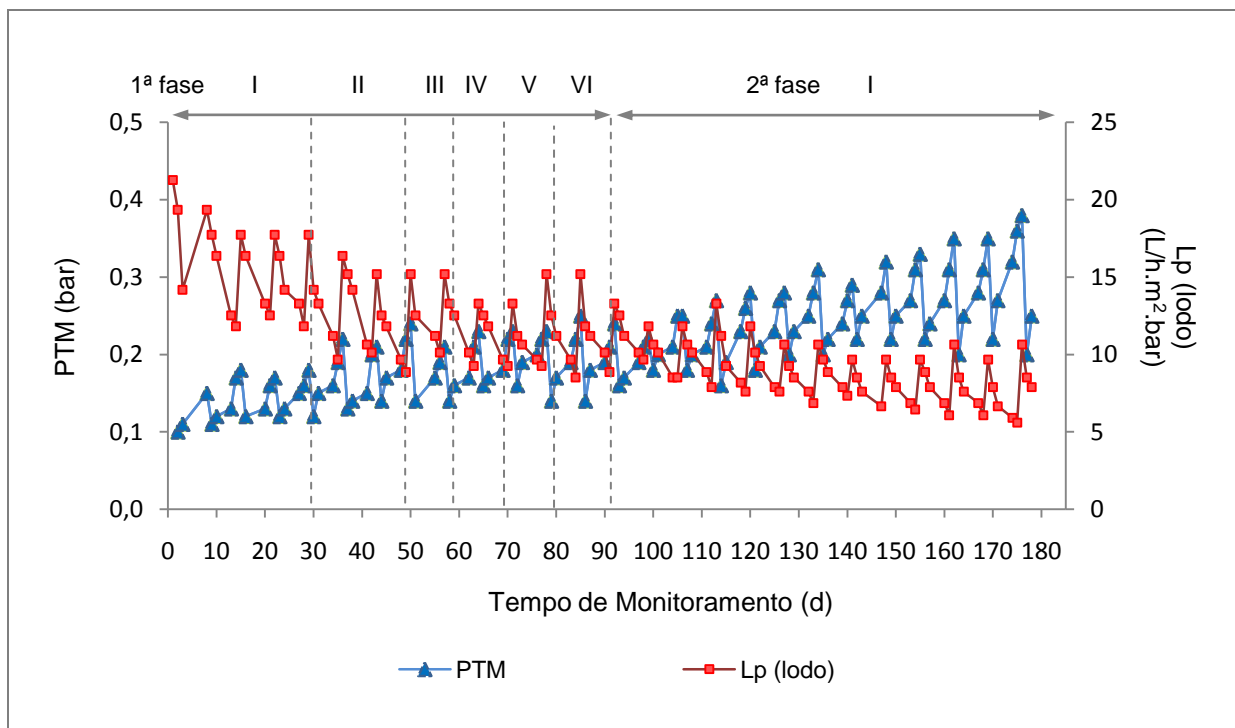


### 3.3.4 Avaliação da incrustação da membrana

O sistema operou com  $Q_P$  e  $J_P$  de permeado contínuo, correspondendo a  $0,1 \text{ L.h}^{-1}$  e  $2,1 \text{ L/h.m}^2$ , respectivamente. Estes foram sustentados pela elevação da PTM de 0,10 para 0,38 bar ao longo da operação. O aumento é diretamente proporcional a  $L_P$  que diminuiu de 21 a  $6 \text{ L/h.m}^2\cdot\text{bar}$  em lodo e 824 a  $290 \text{ L/h.m}^2\cdot\text{bar}$  em água, indicando o processo contínuo da incrustação da membrana (Figura 3.10). Para evitar aplicações de PTM superior ao indicado pelo fabricante (- 0,5 a 0,5 bar) e uma incrustação elevada, recorrente de um fluxo superior ao

fluxo crítico, foram realizadas semanalmente limpezas químicas com soluções de NaClO, a uma concentração de 500ppm.

Figura 3.10 - Relação pressão transmembrana versus permeabilidade da membrana em lodo durante o monitoramento do BRMLev.



No decorrer dos 178 dias monitoramento do BRM (sem distinção de fases), investigou-se a incrustação da membrana a partir da correlação da  $L_P$  com a concentração de SSV, SMP e EPS presente no tanque biológico, dado que as características do líquido reacional influenciam fortemente na incrustação das membranas (LE-CLECH *et al.*, 2006; WU e HUANG, 2009). Os dados descritivos dos parâmetros analisados e os resultados do teste de correlação estão descritos nas Tabelas 3.3 e 3.4, respectivamente.

Os resultados demonstraram que a perda da  $L_P$  é inversamente proporcional ao aumento da concentração das variáveis analisadas, exibindo uma correlação significativa e negativa (Tabela 3.4). Ao contrário dos resultados obtidos por vários estudos (LE-CLECH *et al.*, 2006; DREWS *et al.*, 2008; WANG *et al.*, 2009), somente o  $SMP_C$  não apresentou correlação com  $L_P$ . Brito (2013) avaliou um BRM inoculado com *S. cerevisiae* e observou um comportamento semelhante ao identificar que SMP, em termos de carboidratos, não apresentava correlação com a taxa de incrustação da membrana.

Tabela 3.3 - Valores de mediana, média e desvio padrão dos parâmetros do líquido reacional.

Parâmetro	unid	1º Fase										2º Fase			
		I <sub>20%</sub>		II <sub>40%</sub>		III <sub>60%</sub>		IV <sub>80%</sub>		V <sub>100% 3</sub>		VI <sub>100% 1</sub>		I <sub>100% 5</sub>	
		Med	X/ DP	Med	X/ DP	Med	X/ DP	Med	X/ DP	Med	X/ DP	Med	X/ DP	Med	X/ DP
SMP <sub>C</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	1123	1137 ± 76	1403	1347 ± 126	1354	1285 ± 145	2516	2516 ± 253	2064	2130 ± 477	1668	1717 ± 157	1239	1384 ± 592
SMP <sub>P</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	908	848 ± 145	1070	1207 ± 242	1662	1592 ± 228	1605	1605 ± 100	1943	2238 ± 184	2353	2078 ± 498	2357	2339 ± 512
SMP <sub>C/P</sub>	-	1,30	1,39 ± 0,29	1,08	1,16 ± 0,24	0,77	0,83 ± 0,17	1,56	1,56 ± 0,06	0,99	1,00 ± 0,27	0,79	0,88 ± 0,25	0,60	0,63 ± 0,30
SMP <sub>DQO</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	1709	1705 ± 81	2616	2511 ± 483	4721	4711 ± 161	6619	6619 ± 36	5315	5529 ± 526	5447	5600 ± 342	6105	6073 ± 1175
SMP <sub>DQO/SSV</sub>	mg/mg	0,31	0,31 ± 0,04	0,49	0,49 ± 0,08	0,53	0,53 ± 0,04	0,67	0,67 ± 0,06	0,93	1,42 ± 0,89	0,42	0,42 ± 0,03	0,45	0,47 ± 0,11
EPS <sub>C</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	22	24 ± 8	26	26 ± 10	23	24 ± 3	109	109 ± 4	98	92 ± 28	83	90 ± 13	105	101 ± 35
EPS <sub>P</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	69	66 ± 14	55,4	52,4 ± 15	157	165 ± 45	373	373 ± 19	270	250 ± 58	196	206 ± 33	402	417 ± 178
EPS <sub>C/P</sub>	-	0,34	0,37 ± 0,13	0,53	0,5 ± 0,2	0,14	0,15 ± 0,04	0,29	0,29 ± 0,03	0,34	0,41 ± 0,22	0,43	0,46 ± 0,12	0,27	0,27 ± 0,10
EPS <sub>DQO</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	393	276 ± 71	299	315 ± 58	335	342 ± 31	444	444 ± 26	590	608 ± 78	359	358 ± 110	716	711 ± 386
EPS <sub>DQO/SSV</sub>	mg/mg	0,07	0,07 ± 0,01	0,06	0,06 ± 0,01	0,04	0,04 ± 0,01	0,05	0,05 ± 0,01	0,13	0,15 ± 0,08	0,03	0,03 ± 0,01	0,05	0,06 ± 0,03
SSV	mg.L <sup>-1</sup>	5925	6425 ± 1532	4800	5216 ± 876	8950	8900 ± 731	10800	10283 ± 839	5450	10283 ± 839	13350	13310 ± 9710	12650	13047 ± 4475

Tabela 3.4 - Resultados do teste de correlação (*Spearman R*) da Lp x versus parâmetros do líquido reacional x A/M e COV.

Correlação	Lp														
SMP <sub>C</sub>	0,122	SMP <sub>C</sub>													
SMP <sub>P</sub>	<b>-0,619</b>	0,132	SMP <sub>P</sub>												
SMP <sub>C/P</sub>	<b>0,482</b>	<b>0,518</b>	<b>-0,643</b>	SMP <sub>C/P</sub>											
SMP <sub>DQO</sub>	<b>-0,521</b>	<b>0,333</b>	<b>0,763</b>	<b>-0,344</b>	SMP <sub>DQO</sub>										
SMP <sub>DQO/SSV</sub>	<b>-0,292</b>	0,197	<b>0,458</b>	-0,140	<b>0,607</b>	SMP <sub>DQO/SSV</sub>									
EPS <sub>C</sub>	<b>-0,548</b>	<b>0,431</b>	<b>0,653</b>	-0,214	<b>0,655</b>	<b>0,256</b>	EPS <sub>C</sub>								
EPS <sub>P</sub>	<b>-0,686</b>	0,081	<b>0,750</b>	<b>-0,485</b>	<b>0,676</b>	<b>0,30</b>	<b>0,745</b>	EPS <sub>P</sub>							
EPS <sub>C/P</sub>	<b>0,365</b>	0,235	<b>-0,340</b>	<b>0,361</b>	<b>-0,306</b>	-0,218	0,043	<b>-0,566</b>	EPS <sub>C/P</sub>						
EPS <sub>DQO</sub>	<b>-0,486</b>	0,237	<b>0,514</b>	<b>-0,281</b>	<b>0,470</b>	0,170	0,657	<b>0,686</b>	-0,230	EPS <sub>DQO</sub>					
EPS <sub>DQO/SSV</sub>	0,019	-0,044	-0,100	0,130	-0,220	0,107	0,025	0,033	0,075	<b>0,522</b>	EPS <sub>DQO/SSV</sub>				
SSV	<b>-0,457</b>	<b>0,257</b>	<b>0,577</b>	<b>-0,358</b>	<b>0,663</b>	-0,038	<b>0,647</b>	<b>0,615</b>	-0,205	<b>0,360</b>	-0,508	SSV			
A/M	0,238	-0,145	-0,195	0,168	<b>-0,476</b>	0,157	<b>-0,386</b>	<b>-0,338</b>	0,052	<b>-0,358</b>	0,224	<b>-0,623</b>	A/M		
COV	<b>-0,551</b>	0,178	<b>0,751</b>	<b>-0,521</b>	<b>0,568</b>	<b>0,336</b>	<b>0,569</b>	<b>0,677</b>	<b>-0,330</b>	<b>0,423</b>	-0,215	<b>0,576</b>	-0,037		

Numero amostral: 70 Em negrito: Apresentou correlação significativa ao nível de significância  $\alpha = 0,05$

Nota: As correlações entre permeabilidade da membrana (Lp) e os parâmetros do líquido reacional foram avaliados a partir dos resultados obtidos ao longo do monitoramento, sem distinção de fases e etapas.

Os SMP e as EPS são produtos advindos do metabolismo celular microbiano, o que justifica sua correlação significativa e diretamente proporcional com SSV (Tabela 3.4). Diversos estudos relatam que a incrustação da membrana é intensificada na presença de altas concentrações de SMP e EPS, classificando-os como os principais fatores que contribuem para queda do fluxo de permeado em BRM (DREWS, 2010).

Os resultados de concentração de SMP ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) demonstraram uma variação apresentando valores entre 541 a 2845 ( $\text{SMP}_C$ ), 615 a 3371 ( $\text{SMP}_P$ ) e 1590 a 8873 ( $\text{SMP}_{DQO}$ ) ( $I_{20\%}$  a  $I_{100\%}$  s) (Tabela 3.3). Estes produtos são liberados durante a lise celular em resposta a alguma condição ambiental ou excretado pela célula microbiana como forma de auxiliar na utilização de substratos, os denominando como produtos associados à utilização de substratos (UPA). Como o BRM foi regido sob diferentes concentrações de carga orgânica, a correlação da COV foi significativa e positiva com a produção de  $\text{SMP}_P$  e  $\text{SMP}_{DQO}$  (Tabela 3.4). Em um estudo que correlacionou o SMP com a carga orgânica (3700 e 9000  $\text{gCOT/m}^3\cdot\text{d}$ ) em dois BRM com biomassa bacteriana, constatou-se que as variáveis são diretamente proporcionais, em que o BRM que operou com maior carga, apresentou uma maior concentração de SMP (JEONG *et al.*, 2007). Assim as concentrações de EPS ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) tiveram um comportamento similar ao resultados de SMP, demonstrando uma variação entre 9 a 187 ( $\text{SMP}_C$ ), 25 a 1075 ( $\text{SMP}_P$ ) e 211 a 2136 ( $\text{SMP}_{DQO}$ ) ( $I_{20\%}$  a  $I_{100\%}$  s) (Tabela 3.3), mostrando uma correlação significativa e diretamente proporcional com a COV para todos os componentes analisados (Tabela 3.4). As EPS são as principais componentes de formação do biofilme microbiano e, conseqüentemente, de formação da torta na superfície da membrana, a qual se torna uma barreira para o fluxo de permeado (LE-CLECH *et al.*, 2006).

A concentração de SSV apresentou oscilações de 2400 a 17800  $\text{mg.L}^{-1}$ , reforçando os resultados de SMP e EPS, visto que a elevada concentração de biomassa, pode proporcionar uma maior geração e liberação destes produtos. Tal correlação foi observada em pesquisa com BRM envolvendo lodo bacteriano (ANDRADE, 2011) e leveduriforme (BRITO, 2013). Destaca-se ainda que, a elevada concentração SSV pode intensificar a quantidade de material depositado sobre a membrana, aumentando a resistência da torta e reduzindo a  $L_P$  (MENG *et al.*, 2006; TRUSSELL *et al.*, 2007).

A relação A/M também pode ser associada à produção de SMP e EPS. No presente estudo a razão A/M variou de 0,33 a 0,87  $\text{gDQO/g.SSV.d}$ , correspondente a oscilação de SSV. Sua relação com a produção de EPS para todos componentes foi significativa e inversamente

proporcional, em que ao se associar com  $L_P$  não identificou-se correlação significativa (Tabela 3.4). Contraditoriamente, Jang *et al.* (2007) avaliaram a utilização de um BRM (escala piloto) inoculado com lodo bacteriano para tratamento de efluente doméstico, eles observaram que o aumento da razão A/M proporcionou a elevação na concentração de EPS, o que ocasionou em maior resistência da torta. Ao se verificar a quantidade  $SMP_{DQO}/SSV$  (mg/mg) e  $EPS_{DQO}/SSV$  (mg/mg), observou-se uma variação de 0,25 a 2,7 e 0,02 a 0,27 ( $I_{20\%}$  a  $I_{100\%}$  s), respectivamente, os resultados não apresentaram correlação com a A/M.

Os resultados da relação carboidrato/ proteína (C/P) demonstraram valores de 0,18 a 1,99 para SMP e 0,09 a 0,86 para EPS ( $I_{20\%}$  a  $I_{100\%}$  s), possibilitando observar que a relação para o SMP é maior que para as EPS (Tabela 3.3). Os carboidratos são hidrofílicos e as proteínas são mais hidrofóbicas, teoricamente, quanto maior a relação C/P, maior a quantidade de material hidrofílico em relação ao hidrofóbico e menos incrustante é o meio (CHOI e NG, 2008 *apud* ANDRADE, 2011). A concentração de proteínas foi superior em, praticamente, todas as etapas, favorecendo os resultados de correlação que mostraram que a perda  $L_P$  é proporcional a diminuição da C/P (Tabela 3.4), deste modo, pode-se afirmar que a maior quantidade de proteínas dos SMP e das EPS contribuíram para o fenômeno de incrustação da membrana. Wichitsathian *et al.* (2004) e Brito (2013) apesar de observarem uma menor produção de EPS e uma maior produção do componente de proteínas para SMP e EPS em um sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário empregando BRM inoculado com biomassa leveduriforme, não perceberam correlação com  $L_P$ .

### 3.4 Conclusão

A partir dos testes de avaliação das melhores condições do processo de *stripping* de N-NH<sub>3</sub> do lixiviado bruto, estabeleceu-se uma vazão de ar de 240 L.h<sup>-1</sup> com tempo de residência de 48h. Este processo mostrou ser eficiente por promover remoções medianas significativas de NT (87%) e N-NH<sub>3</sub> (94%). O processo, também, promoveu a remoções de alcalinidade (68%) e condutividade (14%). Contudo, observou-se um aumento significativo nas concentrações de DQOt, DQOs, COD, Cl<sup>-</sup>, ST, SDT, SST e nos valores cor e turbidez. Esse aumento se associa à evaporação da fração líquida presente no lixiviado, um vez que se observa uma redução de cerca de 10% no volume após o processo *stripping*.

Ao avaliar a eficiência do BRML<sub>lev</sub>, dentre todas as etapas da 1ª fase, observaram-se remoções medianas significativas de DQOt (62%), DQOs (52%) e COD (52%). Na 2ª fase, os

resultados demonstraram uma remoção de DQOt (62%), DOQs (52%) e COD (52%). Nessa última fase, o sistema operou com lixiviado sem diluição e sem acréscimo de nutriente, demonstrando a adaptação da biomassa leveduriforme e sua capacidade de degradar compostos orgânicos presente no lixiviado de aterro sanitário.

O lixiviado bruto exibiu uma toxicidade mediana de  $CE_{50}$  4% e após o processo de *air stripping* de  $N-NH_3$ , constatou-se uma diminuição significativa da toxicidade para  $CE_{50}$  14%. Com a acidificação da alimentação com  $H_2SO_4$ , observou-se um aumento significativo de  $SO_4^{2-}$  no meio, cuja concentração inicial de  $448 \text{ mg.L}^{-1}$  atingiu o valor de  $4994 \text{ mg.L}^{-1}$ , apresentando um aumento significativa na toxicidade.

A partir do ajuste diário da PTM, observou-se um aumento contínuo de 0,10 para 0,38 bar ao longo do monitoramento do sistema. Esse aumento é diretamente proporcional a perda da permeabilidade hidráulica da membrana que variou de 21 a 6  $L/h.m^2.bar$  (em lodo) e 824 a 290  $L/h.m^2.bar$  (em água), indicando o processo contínuo da incrustação da membrana. Ao investigar-se a incrustação, a partir da correlação da permeabilidade com a concentração de SMP, EPS e SSV presente no tanque biológico, percebeu-se que todos os parâmetros, com exceção de  $SMP_c$ , apresentaram uma correlação significativa com permeabilidade da membrana.



## **CAPÍTULO IV**

---

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DO pH NO DESEMPENHO DO BRM INOCULADO  
COM BIOMASSA LEVEDURIFORME (*Saccharomyces cerevisiae*) EMPREGADO NO  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

---

## Capítulo 4 - AVALIAÇÃO DO EFEITO DO pH NO DESEMPENHO DO BRM INOCULADO COM BIOMASSA LEVEDURIFORME (*Saccharomyces cerevisiae*) EMPREGADO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

### 4.1 Introdução

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido altamente poluído por grandes quantidades de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e outros componentes inorgânicos (ZHANG *et al.*, 2013). A matéria orgânica dissolvida representa a maior proporção de substâncias em lixiviados, compreendendo substâncias húmicas, proteínas, carboidratos e ácidos hidrófilos de diferentes pesos moleculares (SANGUANPAK *et al.*, 2013). Tal composição é influenciada por fatores climáticos, características dos resíduos depositados, condições operacionais do aterro e pela dinâmica de decomposição dos resíduos em relação ao tempo de aterramento (RENOU *et al.*, 2008; XIE *et al.*, 2014).

A recalcitrância de lixiviados decorrente de aterros se dá, principalmente, por substâncias químicas que não podem ser degradadas ou transformadas pelos microrganismos presentes nos aterramentos, conferindo uma maior toxicidade aos lixiviados (KANG *et al.*, 2002). Os compostos de elevada massa molecular, estruturas muito complexas como as substâncias húmicas e a elevada concentração de nitrogênio amoniacal, podem se associar a recalcitrância e toxicidade de lixiviados (URASE *et al.*, 1997; PIVATO e GASPARI, 2006; KURNIAWAN, LO e CHAN, 2006), inviabilizando o emprego de tratamentos biológicos convencionais, havendo a necessidade se conjugar com tratamentos físico-químicos (AHMED E LAN, 2012; HU *et al.*, 2016).

A eficiência de tratamentos de lixiviados de modo geral é exposta pela caracterização físico-química, o que nem sempre possibilita uma certeza sobre o grau de toxicidade. O teste de toxicidade aguda, aplicando-se a bactéria marinha luminescência *Aliivibrio fischeri* é considerada uma alternativa eficiente pela sensibilidade, rapidez na obtenção de resultados, custo/ benefício e pela ausência de problemas éticos (PARVEZ, VENKATARAMAN e MUKHERJI, 2008). Estudos de correlação entre resultados de toxicidade com *A. fischeri* e outros organismos aquáticos são bastante numerosos, o que proporciona maior confiança na utilização desse microrganismo (MUNKTTRICK *et al.*, 1991, ZHAO *et al.*, 1993 e KAISER *et al.* 1994 *apud* JACOB, 2014).

Brito (2013) propôs o uso de um sistema de Biorreator com membranas (BRM) inoculado com biomassa leveduriforme (*Saccharomyces cerevisiae*) para tratamento de lixiviado de aterro sanitário pós-*stripping* de N-NH<sub>3</sub>. Os resultados demonstraram que o sistema foi eficiente ao promover a remoções significativas de DQO (68%), substâncias húmicas (68%) e cor (79%). Contudo, Reis (2014) investigou a toxicidade aguda das amostras de lixiviado bruto, pós-*stripping* do N-NH<sub>3</sub> e pós-BRM aplicando a bactéria *A. fischeri* das amostras geradas na pesquisa de Brito (2013). Os resultados exibiram uma redução de quase 50% da toxicidade após o *air stripping* N-NH<sub>3</sub>. Entretanto, o lixiviado pós-BRM apresentou valores de toxicidade superiores aos identificados no lixiviado bruto.

No capítulo 3, ao reproduzir a rota de tratamento proposta por BRITO (2013), observou-se que o aumento da toxicidade antecede o tratamento no BRM, mostrando que a acidificação do lixiviado pós-*stripping* do N-NH<sub>3</sub> com ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) atribui toxicidade ao lixiviado devido ao aumento da concentração de sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) no meio. A adição de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) ocorreu para manter o pH em torno de 3,5 dificultando a contaminação bacteriana. DAN *et al.* (2002) e BRITO (2013), também, operaram com BRMLev acidificado, pH 3,5, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, dado que as leveduras preferem um meio próximo da neutralizada a levemente ácido (DEAK, 2005).

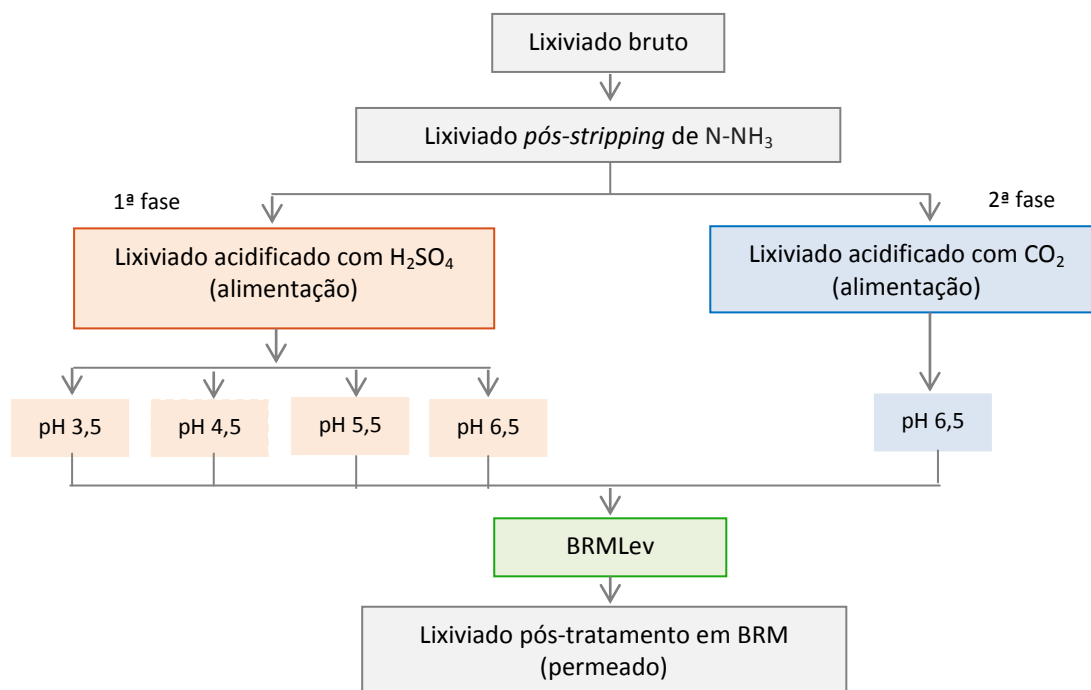
O H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> é um reagente barato, estável e normalmente é a primeira opção empregada em diversos processos industriais, resultando em altas concentrações de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> em efluentes. Segundo a Organização Mundial da Saúde o teor recomendável para a concentração de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> em água potável deve ser inferior a 500 mg.L<sup>-1</sup> (WHO, 2008), a *United States Environmental Protection Agency* determina um teor inferior a 250 mg.L<sup>-1</sup> (USEPA, 2009) e a legislação brasileira descreve um valor máximo 250 mg.L<sup>-1</sup> (COPAM/CERH-MG 01, 2008).

Neste contexto, o presente estudo avaliou um BRM inoculado com *S. cerevisiae*, em escala de laboratório, sob diferentes condições de pH. Na 1ª fase analisou-se o desempenho do BRM ao elevar o pH (3,5 para 4,5, 5,5 e 6,5), objetivando diminuir a concentração de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> do meio. Na 2ª fase não houve acréscimo de fonte de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, dado que a acidificação do lixiviado pós-*stripping* foi realizado com borbulhamento de CO<sub>2</sub>, permitindo investigar a toxicidade do lixiviado sem interferência da adição de ácido.

## 4.2 Materiais e métodos

O estudo foi realizado em etapas: (1) caracterização do lixiviado bruto ( $L_{BRUTO}$ ) e do lixiviado pós-*stripping* de nitrogênio amoniacal ( $L_{PRA}$ ); (2) acidificação do  $L_{PRA}$  com  $H_2SO_4$  e  $CO_2$ ; (3) tratamento do lixiviado pós-acidificação no BRM inoculado com biomassa leveduriforme (BRMLev) (Figura 4.1).

Figura 4.1 - Fluxograma das rotas propostas para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário.



### 4.2.1 Lixiviado bruto

As amostras de  $L_{BRUTO}$  foram coletadas do tanque de equalização de um aterro sanitário localizado no município de Sabará/ Minas Gerais - Brasil e foram conservadas em câmara fria ( $\sim 4^{\circ}C$ ) pelo tempo máximo de 120 dias.

### 4.2.2 Pré-tratamento: air stripping e acidificação com $H_2SO_4$ e $CO_2$

O processo de *stripping* do  $N-NH_3$  foi realizado em batelada empregando 10L de  $L_{BRUTO}$  (sem ajuste de pH e temperatura ambiente), com vazão de aeração de  $240 L.h^{-1}$  e tempo de residência de 48h, conforme determinado no item 3.3.1 do capítulo 3. O processo ocorreu em um reator de policloreto de vinila (PVC) com volume útil de 20 L, uma placa difusora de bolhas finas com diâmetro de 25 cm, um rotâmetro de ar, uma válvula agulha e um compressor para fornecimento de ar comprimido.

Na 1ª fase o L<sub>PRA</sub> foi acidificado com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, a uma concentração de 98%, para manter o pH inicialmente em 3,5, com posterior aumento para 4,5, 5,5 e 6,5. Na 2ª fase o L<sub>PRA</sub> foi acidificação com borbulhamento de CO<sub>2</sub> para manter o pH em torno de 6,5 (Tabela 4.1). Este procedimento foi realizado em um aparato simplificado que utilizou um cilindro de gás, uma válvula e uma mangueira para liberação e injeção de CO<sub>2</sub> na amostra

Tabela 4.1 - Condições de pH para avaliação do desempenho do BRM.

Dados	1ª Fase				2ª Fase
Acidificação	Adição de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>				borbulhamento de CO <sub>2</sub>
pH	3,5	4,5	5,5	6,5	6,5*
Período de operação (d)	1 - 89	90 - 119	120 - 149	150 - 179	180 - 200

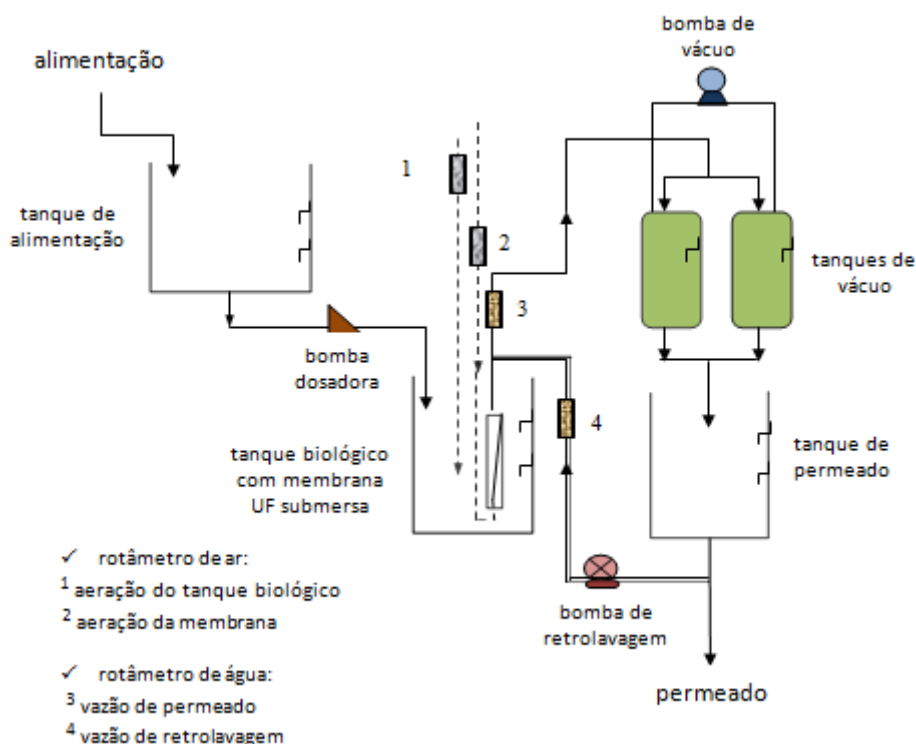
\* Será adotada a nomenclatura pH 6,5<sub>CO2</sub> para diferenciar do pH 6,5 da 1ª fase

#### 4.2.3 Biorreator com membranas

O BRM, em escala de laboratório empregado teve seu *design* detalhado no item 3.2.3 do capítulo 3. A unidade operou em processo contínuo com a transferência da alimentação para o tanque biológico por intermédio da bomba dosadora, sempre que o volume do tanque biológico ficava abaixo do nível mínimo estabelecido. No tanque biológico, o módulo de UF permeava a fração líquida presente no lodo e o direcionava para os tanques de vácuo, de forma alternada, visando a não interrupção do processo para drenagem dos tanques. A partir dos tanques de vácuo, o líquido filtrado era transferido para tanque de permeado. A retrolavagem ocorria a cada 15min com duração de 15s no sentido contrário da permeação em membrana (Figura 4.2).

A limpeza química do módulo de membrana ocorreu semanalmente, visando a recuperação da permeabilidade hidráulica perdida durante o monitoramento. Nos primeiros 90 dias de monitoramento as limpezas ocorreram utilizando solução de hipoclorito de sódio (NaClO) a uma concentração de 500ppm e banho de ultrassom, conforme descrito no item 3.2.4 do capítulo 3. Após este período, as limpezas foram realizadas com solução de ácido cítrico (pH de 3,0) e hidróxido de sódio (NaOH) a uma concentração de 0,4%. A limpeza do módulo foi realizado em um banho de ultrassom. O tempo de limpeza empregado com uso do ultrassom foi de 20 minutos para cada banho. Ao final o módulo de membrana foi lavado em água corrente para remoção dos agentes de limpeza.

Figura 4.2 - Fluxograma do biorreator com membrana.



#### 4.2.4 Condições de operação do biorreator

O BRM operou nas duas fases com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 48 h, correspondendo a uma vazão de permeação de  $0,1 \text{ L.h}^{-1}$ , fluxo de permeação de  $2,1 \text{ L.h.m}^2$  e vazão de retrolavagem de  $0,3 \text{ L.h}^{-1}$  (BRITO, 2013). O tanque biológico e o módulo de membrana receberam uma aeração constante de  $100 \text{ L.h}^{-1}$  e  $500 \text{ L.h}^{-1}$ , respectivamente. A temperatura era mantida conforme o ambiente ( $23^{\circ} \pm 2^{\circ} \text{C}$ ). As vazões de permeação e retrolavagem foram controladas e registradas diariamente para manter as condições ideais de funcionamento do sistema.

Para inoculação, utilizou-se uma biomassa (*S. cerevisiae*) já aclimatada as condições do lixiviado em estudo. A concentração inicial de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) foi de  $15625 \text{ mg.L}^{-1}$ . Para controle da idade do lodo para 60 dias foram realizados descartes de  $0,1 \text{ L.d}^{-1}$  do líquido reacional.

#### 4.2.5 Caracterização dos lixiviados

O  $L_{\text{BRUTO}}$  e  $L_{\text{PRA}}$  foram caracterizados a partir dos parâmetros pH, DQOt (total), DQOs (solúvel - filtro  $0,45 \mu\text{m}$ ), nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ),  $\text{SO}_4^{2-}$ , Sólidos Totais (ST), Sólidos Dissolvido Totais (SDT), Sólidos Suspenso Totais (SST) e alcalinidade em conformidade com o *Standard Methods* (APHA, 2005). Os parâmetros de Carbono Orgânico Dissolvido

(COD - filtro 0,22 $\mu$ m), Nitrogênio Total (NT), condutividade, cor e turbidez foram analisados através dos equipamentos *Shimadzu TOC-V CNP*, *Shimadzu TNM-1*, *Hach 44600*, *Hach 2100AN* e *Hach DR 2800*, respectivamente.

O L<sub>PRA</sub> acidificado com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> (alimentação) e pós-BRML<sub>Lev</sub> (permeado) foram caracterizados quanto aos parâmetros pH, DQOt, DQOs, COT, NT, N-NH<sub>3</sub> e cor. O parâmetro de substâncias húmicas (SH) foi analisado por meio da metodologia de Lowry *et al.* (1951) modificada por Frolund *et al.* (1995).

O cálculo de eficiência de remoção, Carga Orgânica Volumétrica (COV) e Carga Nitrogenada Volumétrica (CNV), relação Alimento/Microrganismo (A/M) e Tempo de Residência de Sólidos (TRS) foram determinado conforme descrição no item 3.2.6 do capítulo 3.

#### **4.2.6 Investigação da origem e aumento da toxicidade aguda**

A avaliação da toxicidade aguda foi realizada com a bactéria marinha luminescente *Aliivibrio fischeri*, utilizando o equipamento MICROTOX® modelo 500 Analyzer, seguindo a norma ABNT NBR 15411-3 e o protocolo estabelecido pelo *software* MICROTOX® Omni Software (versão 4.1).

A toxicidade aguda foi expressa em Concentração Efetiva mediana (CE<sub>50</sub>), ou seja, representa a concentração efetiva do agente tóxico responsável pelos efeitos adversos em 50% dos indivíduos observados, determinada a partir da medição da luminescência da bactéria no tempo máximo de 30 minutos. De acordo com o método/programa utilizado, os resultados que afirmarem uma CE<sub>50</sub>  $\leq$  a 81,9% conferiam toxicidade à amostra.

A análise foi efetuada com as amostras de L<sub>BRUTO</sub>, L<sub>PRA</sub>, alimentação e permeado. Essas foram conservadas a -20 °C e ajustado com hidróxido de sódio (NaOH) e ácido clorídrico (HCl) para manter o pH entre 6,0 e 8,0, conforme protocolo estabelecido.

#### **4.2.7 Avaliação da incrustação da membrana**

Para a avaliação da incrustação, analisou-se a correlação da permeabilidade da membrana (L<sub>p</sub>) com a concentração de SSV, produção de Produtos Microbianos Solúveis (SMP) e Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS) a partir de amostras do líquido reacional. O SMP e EPS são advindos do metabolismo celular microbiano e sua produção pode apresentar relação com TRS, COV e A/M. Diante disso, estes parâmetros também foram correlacionados entre si e com a L<sub>p</sub>.

A  $L_p$  (em lodo) foi monitorada a partir do registro diário da vazão de permeado ( $Q_p$ ) e da pressão transmembrana (PTM). Enquanto a  $L_p$  (em água) foi avaliada semanalmente após procedimento de limpeza química. Os SMP e as EPS extraídos foram caracterizados três vezes por semana quanto a carboidratos (SMP<sub>C</sub> e EPS<sub>C</sub>) (DUBOIS *et al.*, 1956), proteínas (SMP<sub>P</sub> e EPS<sub>P</sub>) (LOWRY *et al.*, 1951) e DQO<sub>5</sub> (SMP<sub>DQO</sub> e EPS<sub>DQO</sub>) (APHA, 2005). O cálculo de  $L_p$  e a metodologia de extração foram especificados no item 3.2.8 do capítulo 3.

#### 4.2.8 *Análise estatísticas de dados*

A estatística descritiva consistiu em apresentar os valores de mediana (Med), média (X) e o Desvio Padrão (DP) para a etapa inicial de análise de dados. O teste de normalidade de Shapiro-Wilk demonstrou que os dados não apresentaram uma distribuição normal. A partir dessa informação, foram aplicados os testes estatísticos não paramétricos de Mann-Whitney (para comparação entre duas amostras independentes), Kruskal-Wallis (para comparação entre múltiplas amostras independentes), seguido do teste de comparações múltiplas e teste de correlação de Spearman R, ao nível de significância de 5%. O programa *statistica* 8.1 foi utilizado para aplicação e avaliação dos testes.

### 4.3 Resultados

#### 4.3.1 *Caracterização do lixiviado bruto e do lixiviado pós-stripping de N-NH<sub>3</sub>*

Com a caracterização do  $L_{BRUTO}$ , observou-se uma concentração mediana de 6754 mg.L<sup>-1</sup> para DQO<sub>t</sub>. Os parâmetros DQOs e COD foram caracterizados a partir de frações solúveis, exibindo uma concentração mediana de 5957 mg.L<sup>-1</sup> e 1831 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. A coloração demonstrou um valor mediano de 11245 uH, provavelmente, influenciado pela alta concentração de compostos recalcitrante dissolvidos. Quanto aos sólidos, a fração solúvel se mostrou mais expressiva, sendo observado valores medianos de 11828 mg.L<sup>-1</sup> para SDT e 642 mg.L<sup>-1</sup> para SST. Os resultados revelaram uma concentração mediana de 2262 mg.L<sup>-1</sup> para N-NH<sub>3</sub>. A alta concentração de N-NH<sub>3</sub> pode apresentar toxicidade para biomassa leveduriforme, dessa forma, optou-se pela utilização do pós-stripping (Tabela 4.2).

Após o processo de *air stripping* identificou-se uma remoção significativa, segundo o teste estatístico de Mann-Whitney, ao nível de significância ( $\alpha$ ) de 5%, para os parâmetros de NT, N-NH<sub>3</sub>, alcalinidade e condutividade, quando comparados às concentrações do lixiviado bruto (Tabela 4.2).



Tabela 4.2 - Caracterização do lixiviado bruto e pós-stripping de N-NH<sub>3</sub>.

Parâmetro	Unidade	Lixiviado de aterro sanitário				ER %
		Lixiviado bruto		Lixiviado pós- <i>stripping</i> N-NH <sub>3</sub>		
		Mediana	Média/ DP	Mediana	Média/ DP	
pH	-	8,5	8,5 ± 0,2	9,1	9,2 ± 0,2	*
DQOt		6754	6692 ± 555	9443	9498 ± 550	*
DQOs		5957	5879 ± 699	7742	7828 ± 845	*
COD		1831	1796 ± 226	2745	2700 ± 402	*
NT		3062	3040 ± 537	349	362 ± 86	88
N-NH <sub>3</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	2262	2152 ± 399	116	112 ± 48	95
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>		568	541 ± 72	498	498 ± 64	17
ST		12470	11776 ± 1538	16790	16133 ± 2520	*
SDT		11828	11126 ± 1381	15898	15160 ± 2066	*
SST		642	650 ± 157	892	973 ± 454	*
Alcalinidade		20392	20590 ± 650	4711	4837 ± 356	77
Condutividade	mS/cm	23	23 ± 2	17	17 ± 2	30
Cor	uH	11245	12213 ± 2997	19007	20289 ± 3407	*
Turbidez	UNT	152	172 ± 64	457	527 ± 209	*

Número amostral: 16 \*Não houve remoção

O processo de *stripping* apresentou eficiência de remoção 95% de N-NH<sub>3</sub>, exibindo ao final uma concentração mediana de 116 mg.L<sup>-1</sup> para N-NH<sub>3</sub>. O pH apresentou uma elevação significativa ao final do *air stripping*. O aumento do pH pode ser associado à remoção do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) juntamente com o gás amônia livre, favorecendo uma remoção de 77% de alcalinidade, por suceder o consumo de carbonato (CO<sub>3</sub><sup>-2</sup>) e bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) para assegurar a manutenção e o equilíbrio químico do sistema carbonato (SOUTO, 2009). Observou-se remoção de 30% de condutividade, provavelmente, devido à remoção de íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), entre outros íons presentes no lixiviado (Tabela 4.2).

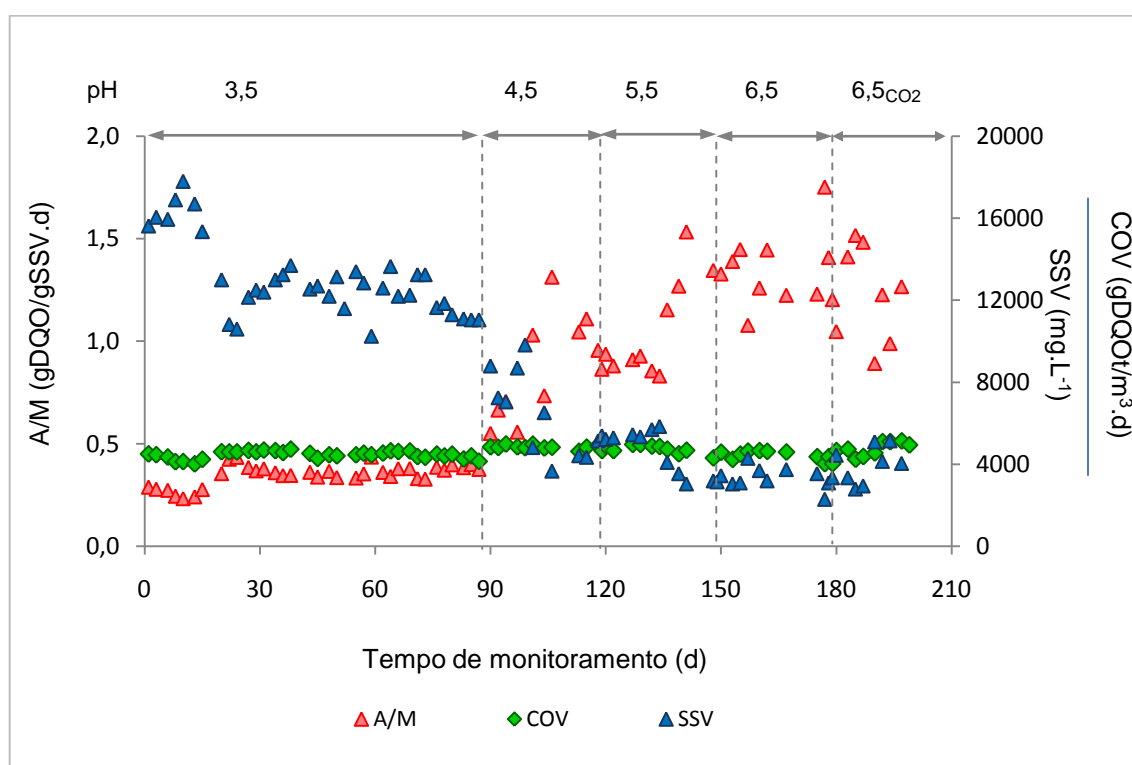
Os testes estatísticos demonstram que as concentrações de DQOt, DQOs, COD, ST, SDT, SST e os valores de cor e turbidez apresentaram um aumento significativo ( $\alpha = 5\%$ ) quando se executou o processo de *air stripping* (Tabela 4.2). O aumento pode estar associado à evaporação da fração líquida presente no lixiviado, dado que se observa uma redução de cerca 10% do volume do lixiviado introduzido no tanque de *stripping*.

### 4.3.2 Desempenho do BRMLev

O BRMLev foi monitorado durante 200 dias sob duas diferentes condições de acidificação, com acréscimo de  $H_2SO_4$  e borbulhamento com  $CO_2$ , a fim de avaliar a influência pH na remoção de carga orgânica e nitrogenada, bem como, a influência da concentração de  $SO_4^{2-}$  no aumento da toxicidade aguda do meio.

O teste estatístico de Kruskal-Wallis, seguido pelo teste de comparação múltiplas ( $\alpha = 5\%$ ), indicou diferenças significativas nas concentrações medianas da COV, considerando todos pH avaliados (Figura 4.3). Entretanto, a diferença encontrada pode ter sido detectada em função do pequeno número amostral.

Figura 4.3 - Relação A/M, valores de COV e SSV (liquido reacional) durante o monitoramento do BRMLev.

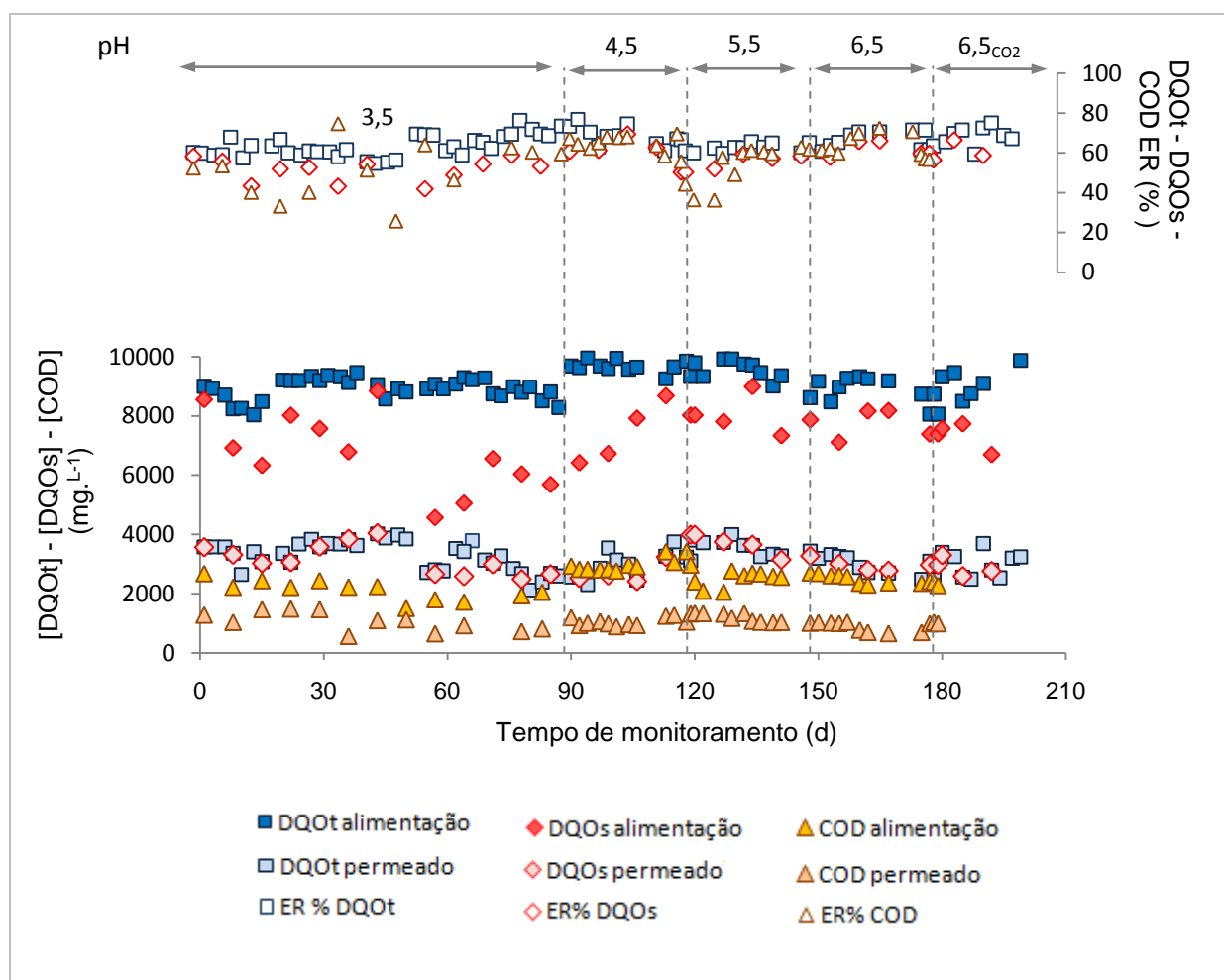


A concentração inicial de SSV foi de  $15625 \text{ mg.L}^{-1}$  e a cada etapa observou-se um declínio significativo ( $\alpha = 5\%$ ), exibindo uma variação mediana de 12650 (pH 3,5) a 3350 (pH 6,5) e 4050 (pH 6,5 $CO_2$ ) (Figura 4.3). Apesar das leveduras tolerarem e crescerem facilmente em uma ampla faixa de pH (2 a 10), tal episódio pode ter sido favorecido por um momento de estresse ocasionado pela mudança programada de condição.

A relação A/M (gDQO/g.SSV.d) apresentou uma variação significativa de 0,36 (pH 3,5) a 1,33 (pH 6,5<sub>CO2</sub>), em razão do comportamento do SSV no tanque biológico (Figura 4.3). A partir da contagem de unidade formadora de colônias (UFC/ml) pelo método de plaqueamento com diluição seriada (TORTORA *et al.*, 2003), a *S. cerevisiae* apresentou uma concentração aproximada de 10<sup>10</sup> e 10<sup>6</sup> nos dias 41 e 197 de monitoramento, respectivamente, fortalecendo que sua concentração teve queda, no contanto, não se ausentou do processo.

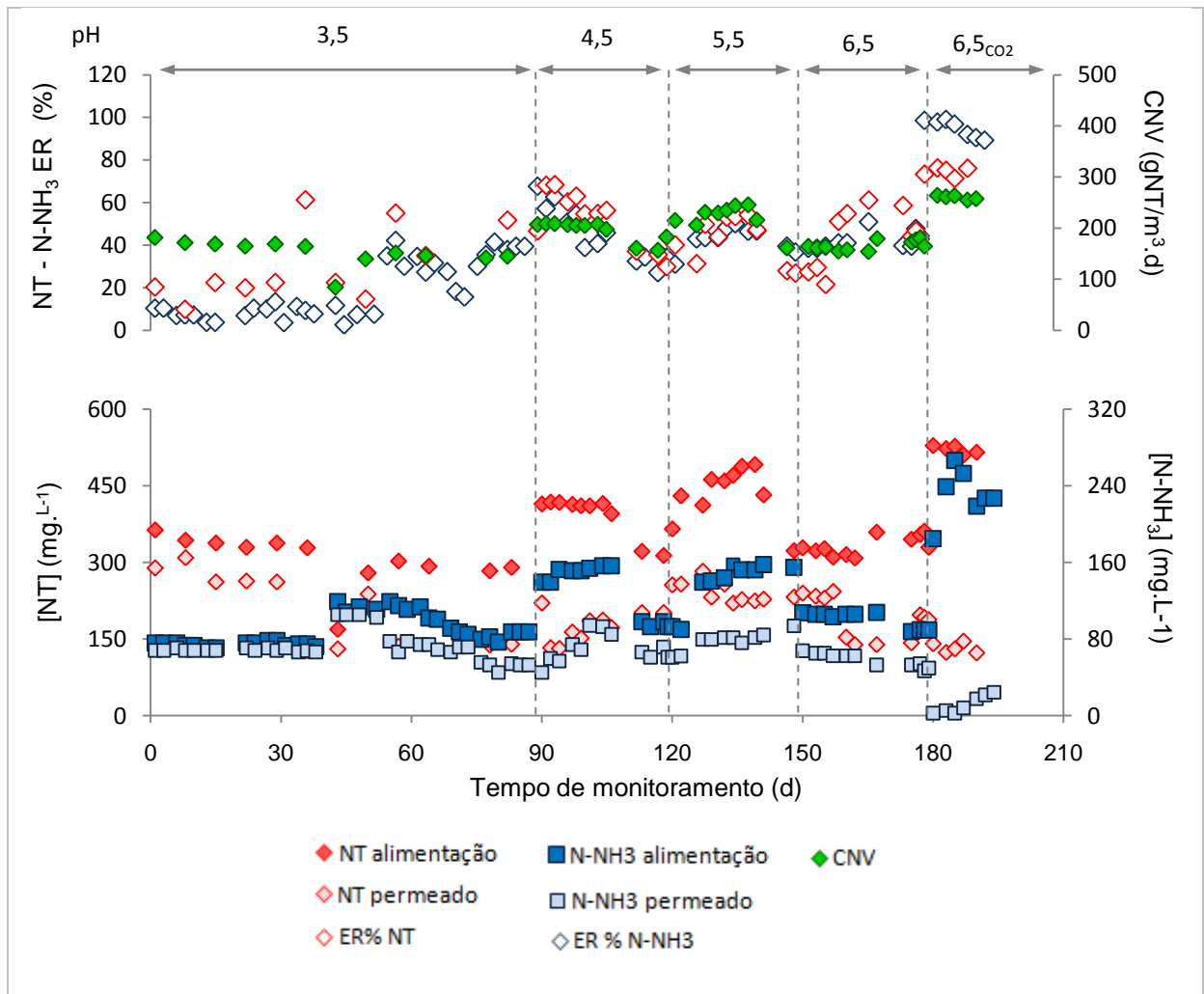
O lixiviado pós-acidificação apresentou uma concentração mediana de 9195 mg.L<sup>-1</sup> (DQOt), 7481 mg.L<sup>-1</sup> (DQOs) e 1033 mg.L<sup>-1</sup> (COD) (Figura 4.4). Dentre os períodos monitorados, o teste estatístico de Mann-Whitney indicou remoções significativas ( $\alpha = 5\%$ ) superiores a 62% (DQOt), 53% (DQOs) e 52% (COD) (Figura 4.4), demonstrando que o aumento do pH não impacou sob a remoção da carga orgânica. O parâmetro de COD não foi monitorado no pH 6,5<sub>CO2</sub>, visto que a injeção de CO<sub>2</sub> poderia interferir nos resultados.

Figura 4.4 - Resultados de DQOt, DQOs e COD durante o monitoramento do BRMLev.



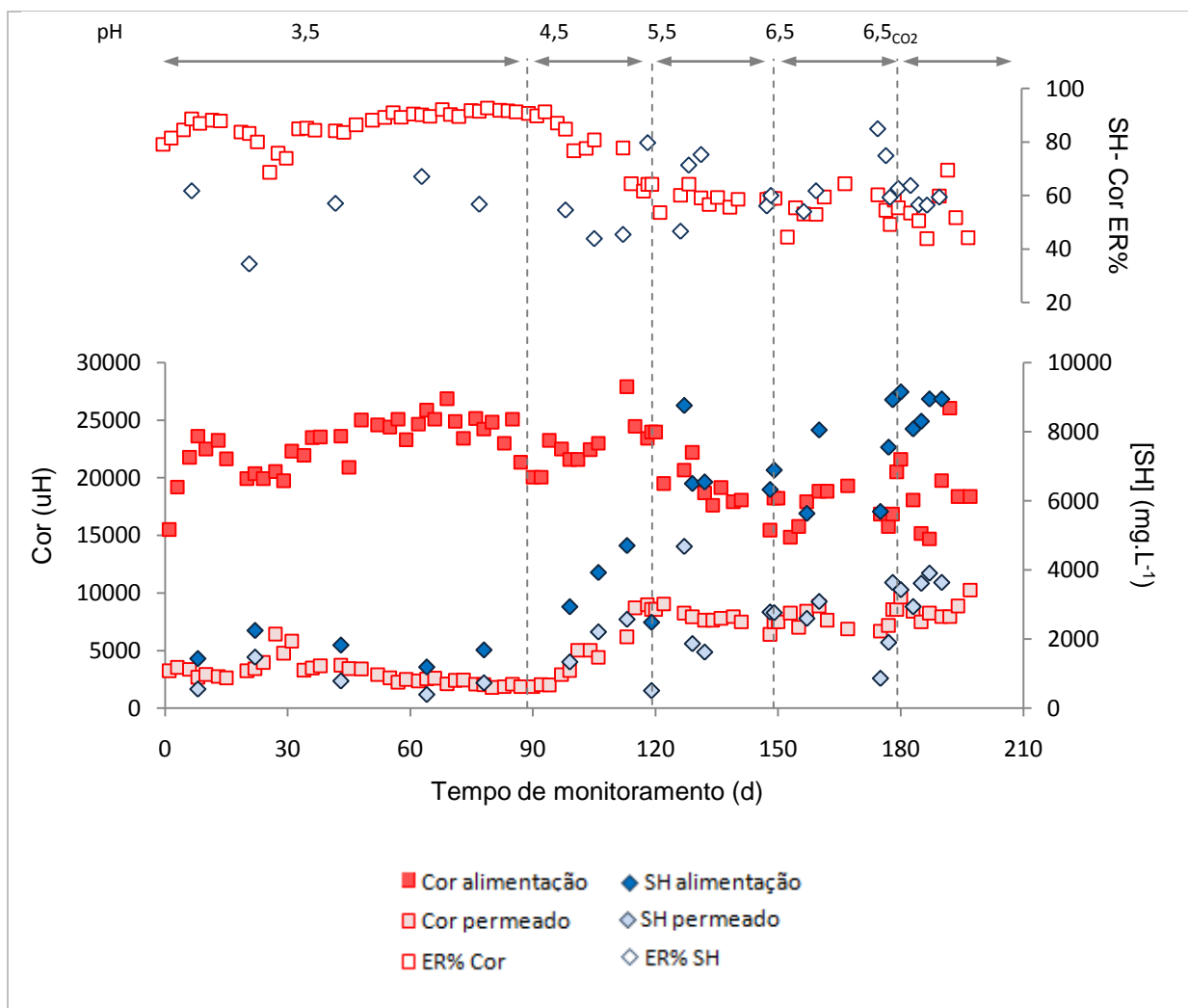
Embora o processo de *air stripping* do N-NH<sub>3</sub> tenha sido executado em condições controladas, observou-se uma oscilação de 279 a 528 mg.L<sup>-1</sup> de NT, conseqüentemente, a concentração de CNV na entrada do sistema variou de 140 a 264 gNT/m<sup>3</sup>.d (Figura 4.5). Considerando que a concentração de compostos nitrogenados em lixiviados de aterro são bastante diversificados, as leveduras podem utilizar nitrogênio inorgânico e orgânico como fonte de nitrogênio (DAN, 2002), sendo a amônia a forma prontamente assimilada pelas *S. cerevisiae* e a maioria das leveduras. Coerente com este fato, observou-se uma remoção mediana de N-NH<sub>3</sub> a cada etapa, sendo de 11% (3,5), 43% (pH 4,5), 43% (pH 5,5), 40% (pH 6,5) e 97% (pH 6,5) (Figura 4.5). Segundo Sussman (1966) *apud* Rodrigues (2006) a velocidade de consumo de NH<sub>3</sub> tende a ser maior em meios alcalinos, corroborando resultado obtido na última condição imposta, visto que o pH do meio apresentou um valor mediano de 7,77.

Figura 4.5 - Resultados de NT e N-NH<sub>3</sub> durante o monitoramento do BRMLev.



Foi observado um aumento na concentração afluyente de SH (Figura 4.6) exibindo valores medianos entre 1685 a 7550 mg.L<sup>-1</sup> (pH 3,5 a 6,5) e 8947 mg.L<sup>-1</sup> (pH 6,5<sub>CO2</sub>), nos quais detectou-se uma diferença significativa apenas entre o pH 3,5 e pH 6,5<sub>CO2</sub>. De acordo com o teste de correlação de Spearman R, ao nível de significância de 5%, as concentrações de SH e aumento do pH demonstraram uma correlação significativa e diretamente proporcional. Segundo Di Bernardo e Dantas (2005) e Jones e Bryan (1998) *apud* Brito (2013) e as SH abrangem os ácidos fúlvicos solúveis em meio ácido ou alcalino, ácidos húmicos solúveis somente em meio alcalino e huminas insolúveis em meio ácido ou alcalino. Desta forma, acredita-se que as características de solubilidade das frações de SH propiciaram as oscilações encontradas no valor total de SH. Contudo, todas as etapas apresentaram uma remoção significativa de SH, demonstrando uma eficiência mediana superior a 50%.

Figura 4.6 - Resultados de Cor e SH durante o monitoramento do BRMLLeV.



A cor afluyente apresentou uma oscilação de 14696 a 27903 uH (pH 3,5 a 6,5<sub>CO2</sub>) (Figura 4.6). Os testes estatísticos mostraram que o pH 3,5 apresentou uma coloração significativamente superior ao pH 5,5 e 6,5. Para todos os pH, as remoções alcançadas foram significativas ( $\alpha = 5\%$ ) apresentando eficiências medianas de 88% (pH 3,5), 79% (pH 4,5), 59% (pH 5,5), 55% (pH 6,5) e 53% (pH 6,5<sub>CO2</sub>). Apesar da solubilidade de SH influenciar a coloração de lixiviados, o teste estatístico de coeficiente de correlação de Spearman R, ao nível de significância de 5%, não indicou correlação significativa entre estes parâmetros.

#### **4.4.3 Investigação da origem e aumento da toxicidade aguda**

As amostras de L<sub>BRUTO</sub>, L<sub>PRA</sub>, alimentação e permeado (sob diferentes condições de pH) foram submetidas ao teste de toxicidade aguda que considerou tóxicas as amostras que apresentaram um CE<sub>50</sub> < 81,9% em 30 minutos de teste. Os resultados foram correlacionados à concentração de poluentes e suas respectivas remoções, uma vez que na literatura poucos estudos correlacionam a tratabilidade dos efluentes com sua toxicidade. Na Tabela 4.3 são descritos os valores de CE<sub>50</sub> e as concentrações de N-NH<sub>3</sub> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> do L<sub>BRUTO</sub>, L<sub>PRA</sub>, alimentação e permeado referente aos dias de monitoramento da toxicidade aguda.

O L<sub>BRUTO</sub> exibiu uma toxicidade mediana de CE<sub>50</sub> 5% e após o processo de *air stripping* de N-NH<sub>3</sub>, constatou-se uma diminuição significativa da toxicidade para CE<sub>50</sub> 13%. Salienta-se que quanto maior o valor de CE<sub>50</sub>, menor é a toxicidade expressa. A alta concentração de N-NH<sub>3</sub> (PIVATO e GASPARI, 2006) são fatores importantes que contribuem para a toxicidade de lixiviados. Nos dias de monitoramento da toxicidade, a concentração mediana de N-NH<sub>3</sub> no L<sub>BRUTO</sub> foi de 2282 mg.L<sup>-1</sup> e no L<sub>PRA</sub> de 141 mg.L<sup>-1</sup> exibindo uma remoção significativa de 94%. As elevadas concentrações de DQO, cloretos (PABLOS *et al.*, 2011) e substâncias húmicas (URASE *et al.*, 1997) também são relatados como contribuintes para a alta toxicidade de lixiviados. Contudo, o aumento da concentração destes parâmetros após o processo de *air stripping*, possivelmente contribuiu para uma menor taxa da remoção de toxicidade no L<sub>PRA</sub>.

Na 1ª fase, observou-se oscilações dos pH propostos, apresentando valores medianos de 3,30 (pH 3,5), 4,67 (pH 4,5), 5,56 (pH 5,5), 6,67 (pH 6,5) e 7,77 (pH 6,5<sub>CO2</sub>). No entanto, o teste estatístico indicou que não houve diferença significativa entre o pH proposto e o pH realmente observado. Com o acréscimo de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, detectou-se um aumento significativo de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>) no meio, cuja concentração mediana era de 557 mg.L<sup>-1</sup> (L<sub>PRA</sub>) atingiu o valor

de 4464 (pH 3,5), 3584 (pH 4,5), 3441 (pH 5,5) e 2287 mg.L<sup>-1</sup> (pH 6,5). O teste estatístico de Kruskal-Wallis, seguido do teste de comparação múltiplas ( $\alpha = 5\%$ ), evidenciaram que apesar da queda na concentração de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> com a elevação do pH, os valores apresentados ainda são significativamente superiores aos expostos pelo L<sub>BRUTO</sub> e L<sub>PRA</sub>.

Na 2ª fase, após o processo de borbulhamento com CO<sub>2</sub> para acerto do pH, a concentração SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> foi de 430 mg.L<sup>-1</sup> (L<sub>PRA</sub> pH 6,5<sub>CO2</sub>). Os testes estatísticos mostraram que a concentração de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> no L<sub>PRA</sub> pH 6,5<sub>CO2</sub> não se diferenciou de L<sub>BRUTO</sub>, L<sub>PRA</sub>. Observa-se ainda a redução mediana de 23% da toxicidade do L<sub>PRA</sub>. Acredita-se que o borbulhamento de CO<sub>2</sub> propiciou a remoção de poluentes voláteis que podem conferir toxicidade ao lixiviado.

O BRMLev apresentou uma baixa eficiência de remoção de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, visto que as membranas de UF possuem poros maiores que esse íon permitindo sua passagem pela membrana. Segundo Deak (2005), as leveduras podem usar SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> como nutriente, justificando a remoção mediana entre as etapas de 15% (pH 3,5 a pH 6,5<sub>CO2</sub>). No entanto, não foi percebida uma remoção global de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> da alimentação do BRM para os pH 3,5 a 6,5. No pH 6,5<sub>CO2</sub> observou-se uma remoção global de 24% , demonstrando uma concentração mediana de 317 mg.L<sup>-1</sup>.

Positivamente, a remoção global toxicidade foi de 77% (pH 3,5), 67% (pH 4,5), 65% (pH 5,5), 77% (pH 6,5) e 85% (pH 6,5<sub>CO2</sub>). Esse resultado pode ser atrelado também à remoção de 65% de DQO, 60% substâncias húmicas, 36% de N-NH<sub>3</sub> e 45% de alcalinidade. Contrariamente, Reis (2014) em um estudo sobre a avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário, identificou que em uma rota (L<sub>BRUTO</sub> → L<sub>PRA</sub> + adição de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> → BRM + *S. cerevisiae* → Lixiviado tratado) proposta por Brito (2013) que o lixiviado tratado apresentava uma toxicidade remanescente superior ao lixiviado bruto e esses dados não condiziam com a remoção de alguns parâmetros físico-químicos. Ressalta-se que, no estudo de REIS (2014) não foi avaliado o parâmetro de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> em relação à toxicidade e que foi investigada a toxicidade apenas de amostras de lixiviado bruto, pós *stripping* e permeado do BRM.

Tabela 4.3 - Valores de mediana, média e DP dos parâmetros de N-NH<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> e toxicidade aguda das amostras de L<sub>BRUTO</sub>, L<sub>PRA</sub>, alimentação e permeado durante o monitoramento do BRML<sub>ev</sub>.

Parâmetros	Unidade	1ª fase						2ª fase				
		pH 3,5		pH 4,5		pH 5,5		pH 6,5		pH 6,5 CO <sub>2</sub>		
		Med	X/DP	Med	X/DP	Med	X/DP	Med	X/DP	Med	X/DP	
N-NH <sub>3</sub>	LBRUTO	2010	1839 ± 418	2242	2252 ± 20	2538	2538 ± 19	1671	1981 ± 424	2921	2921	
	LPRA	mg.L-1	73	70 ± 32	91	95 ± 14	149	149 ± 10	145	174 ± 40	250	250
	Alimentação		88	96 ± 20	145	136 ± 26	146	136 ± 29	90	87 ± 19	234	238 ± 13
	Permeado		68	73 ± 19	68	70 ± 11	78	75 ± 10	60	59 ± 6	21	17 ± 8
	ER % stripping		95	96 ± 2	96	96 ± 1	94	94	91	91	91	91
	ER % acidificação		-19	-37 ± 36	-60	-43 ± 91	2	9 ± 200	38	50 ± 52	6	5
	ER % BRML <sub>ev</sub>		18	23 ± 17	50	47 ± 11	45	43 ± 7	33	31 ± 9	91	93 ± 4
	ER% global		97	96 ± 95	97	97 ± 46	97	97 ± 48	96	97 ± 99	99	99
LBRUTO	482		498 ± 87	607	606 ± 24	581	581 ± 49	566	567 ± 1	415	415	
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	LPRA	mg.L-1	473	486 ± 86	591	589 ± 16	558	558 ± 23	557	556 ± 2	401	401
	Alimentação		4464	4364 ± 302	3584	3571 ± 103	3471	3510 ± 282	2287	2464 ± 309	430	431 ± 17
	Permeado		4299	4141 ± 261	3019	303 ± 167	2873	2947 ± 169	1903	1936 ± 252	317	332 ± 59
	ER % stripping		2	3 ± 1	3	3 ± 1	7	7	2	2	3	3
	ER % acidificação		-844	-798 ± -252	-507	-506 ± -537	-522	-529 ± -1117	-311	-343 ± -20190	-7	-7
	ER % BRML <sub>ev</sub>		6	5 ± 2	16	15 ± 3	16	16 ± 4	20	21 ± 8	26	23 ± 11
	ER% global		-792	-732 ± -201	-397	-400 ± -588	-395	-407 ± -243	-236	-241 ± -280	24	20
	LBRUTO		4	4	4	4 ± 1	7	7 ± 2	5	5	5	6 ± 1
Toxicidade aguda (CE50 30')	LPRA	CE50	14	16 ± 2	13	14 ± 3	13	13 ± 1	20	16 ± 5	11	10 ± 2
	Alimentação		10	10 ± 2	9	10 ± 2	7	7 ± 2	15	14 ± 4	15	16 ± 6
	Permeado		18	17 ± 3	13	13 ± 6	19	20 ± 9	23	23 ± 10	34	37 ± 4
	ER % stripping		71	74 ± 6	68	67 ± 3	50	50 ± 15	73	65 ± 11	53	42 ± 19
	ER % acidificação		-39	-64 ± 1	-43	-41 ± -62	-87	-81 ± 74	-29	-19 ± -13	23	38 ± 68
	ER % BRML <sub>ev</sub>		45	45 ± 5	3	2 ± 58	64	61 ± 7	36	37 ± 22	57	57 ± 12
	ER% global		77	77 ± 83	67	65 ± 92	65	67 ± 79	77	77 ± 100	85	85 ±

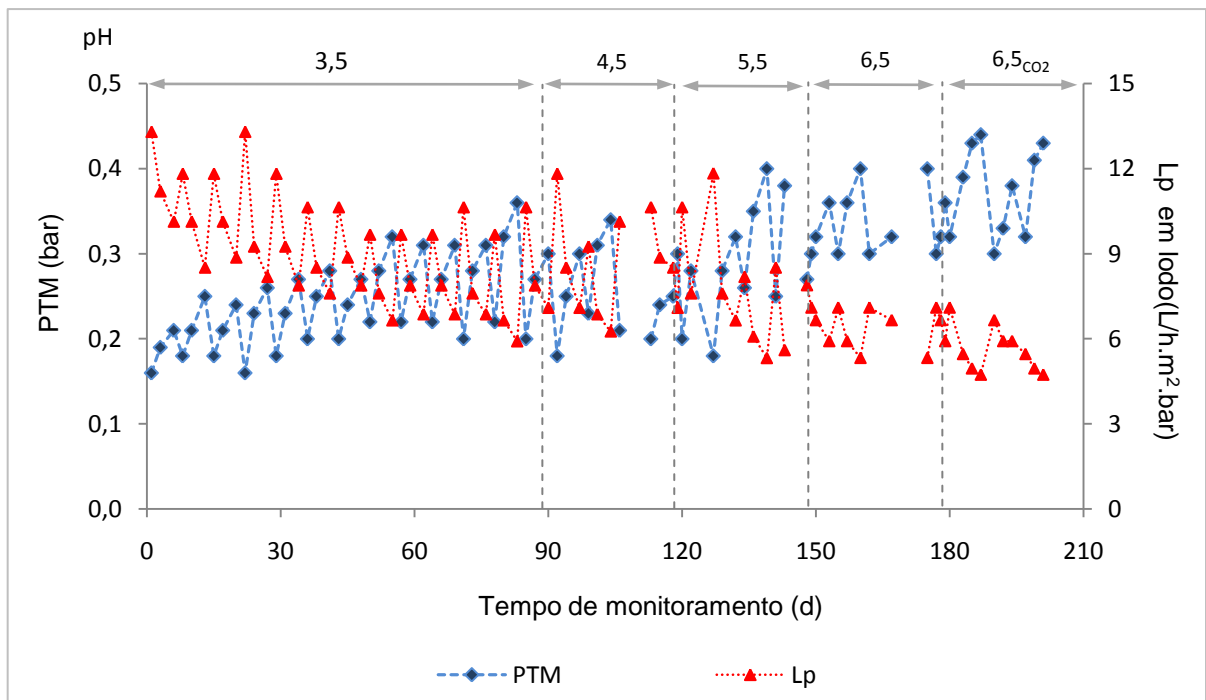
Nota: Os dados correspondem os dias de monitoramento: 15º, 43º, 57º, 71º e 87º (pH 3,5); 92º, 99º, 106º e 113º (pH 4,5); 120º, 127º, 136º e 141º (pH 5,5); 155º, 162º, 167º, 175º e 179º (pH 6,5); 187º, 192º e 199º (pH 6,5<sub>CO2</sub>).



#### 4.3.4 Avaliação da incrustação da membrana

Os dados operacionais  $Q_P$  e  $J_P$  foram mantidos a 0,1 L/h e 2,1 L/h.m<sup>2</sup>, respectivamente, a partir do ajuste diário da pressão, possibilitando observar seu aumento contínuo de 0,16 a 0,44 bar durante o monitoramento do sistema. Este aumento foi diretamente proporcional a perda da  $L_P$  que variou dentre as etapas de 13 a 5 L/h.m<sup>2</sup>.bar, indicando o processo contínuo da incrustação da membrana (Figura 4.7).

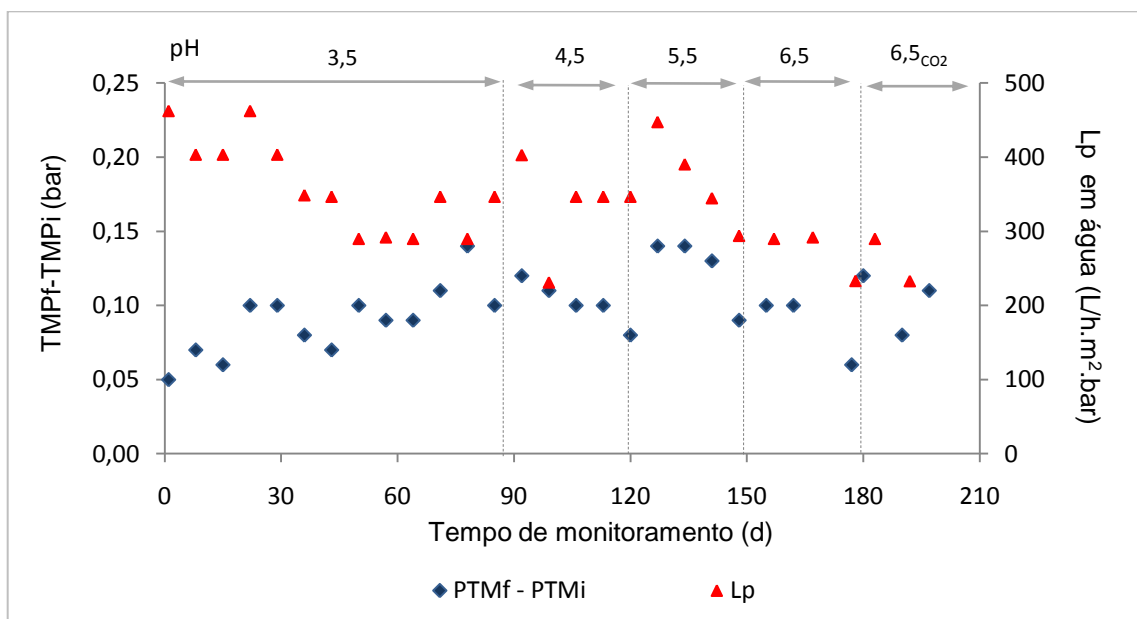
Figura 4.7 - Relação da pressão transmembrana *versus* permeabilidade da membrana em lodo durante o monitoramento do BRMLev.



Durante os primeiros 90 dias de operação, o módulo de membrana foi lavado semanalmente com solução de NaClO (500mg.L<sup>-1</sup>). Contudo, um contínuo declínio foi evidenciado apresentando uma variação de 462 a 290 L/h.m<sup>2</sup>.bar em água. Diante da baixa eficiência do processo de limpeza adotado, a limpeza com NaClO (500mg.L<sup>-1</sup>) foi substituída pelo procedimento padrão de limpeza com C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>7</sub> (pH 3,0) e NaOH (4%) . Inicialmente, observou-se uma recuperação parcial mais acentuada da  $L_P$  nas etapas envolvendo o monitoramento do BRM com pH 4,5 e 5,5 e, posterior, declínio nas etapas com pH 6,5 e 6,5<sub>CO2</sub>. Possivelmente, a incrustação observada é resultante de adsorção e bloqueio total ou parcial dos poros (colóides e solutos), o que torna a incrustação um fenômeno complexo e de difícil controle. Vale ressaltar que a baixa eficiência do processo de limpeza influenciou

negativamente a permeabilidade operacional da membrana. O aumento da pressão durante a operação entre limpezas, dado pela diferença da pressão aplicada antes da limpeza química e pressão inicial aplicada após a limpeza química (Figura 4.8), sugerem que a perda de permeabilidade da membrana não está associada apenas ao aumento da pressão devido à incrustação da membrana. A incrustação irreversível (incrustação não removida pela limpeza química) também contribuiu para a queda da permeabilidade. Estes resultados mostram a importância da otimização da limpeza química da membrana para garantir desempenho operacional e vida útil da membrana.

Figura 4.8 - Diferença da pressão transmembrana e permeabilidade da membrana em água durante o monitoramento do BRML<sub>ev</sub>.



Para investigação da incrustação da membrana (sem distinção de fases) avaliou-se a correlação da  $L_p$  com a concentração de SSV, SMP e EPS presente no tanque biológico, empregando teste de correlação de Spearman R, ao nível de significância ( $\alpha$ ) de 5%, dado que as características do líquido reacional influenciam fortemente na incrustação das membranas (LE-CLECH *et al.*, 2006; WU e HUANG, 2009). Os dados descritivos dos parâmetros analisados e os resultados do teste de correlação estão descritos nas Tabelas 4.4 e 4.5, respectivamente.

Os resultados demonstraram que a perda da  $L_p$  é inversamente proporcional à concentração de  $SMP_P$  e  $SMP_{DQO}$  e diretamente proporcional a concentração de SSV,  $SMP_C$  e  $EPS_C$ , exibindo correlações significativas ( $\alpha = 0,05$ ). As variáveis  $EPS_P$  e  $EPS_{DQO}$  não apresentaram correlação significativa com  $L_p$ .

Tabela 4.4 - Valores de mediana, média e desvio padrão dos parâmetros do líquido reacional, COV e A/M.

Parâmetro	Unidade	1º Fase								2º Fase	
		pH 3,5		pH 4,5		pH 5,5		pH 6,5		pH 6,5 <sub>CO2</sub>	
		Med	X/DP	Med	X/DP	Med	X/DP	Med	X/DP	Med	X/DP
SMP <sub>C</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	1239	1384 ± 601	1157	1303 ± 427	1574	1447 ± 533	747	780 ± 113	1337	1311 ± 200
SMP <sub>P</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	2357	2339 ± 520	3726	4140 ± 2078	9186	8948 ± 1268	9757	9129 ± 1290	6908	6761 ± 1368
SMP <sub>C/P</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	0,60	0,63 ± 0,30	0,32	0,35 ± 0,12	0,18	0,17 ± 0,09	0,09	0,09 ± 0,01	0,20	0,19 ± 0,04
SMP <sub>DQO</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	6105	6073 ± 1193	12276	11760 ± 3390	24103	21913 ± 6877	23170	22045 ± 2743	21339	19298 ± 8025
SMP <sub>DQO/SSV</sub>	mg/mg	0,45	0,47 ± 0,11	2,28	2,14 ± 1,08	4,85	5,28 ± 2,37	6,92	6,78 ± 1,72	4,29	4,85 ± 2,03
EPS <sub>C</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	105	101,4 ± 36	82	82 ± 28	42	43 ± 9	24	27 ± 10	49	55 ± 17
EPS <sub>P</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	402	417,4 ± 181	441,0	560 ± 352	528	500 ± 201	318	357 ± 175	133	163 ± 92
EPS <sub>C/P</sub>	-	0,27	0,27 ± 0,10	0,17	0,17 ± 0,05	0,09	0,10 ± 0,04	0,08	0,13 ± 0,19	0,37	0,37 ± 0,09
EPS <sub>DQO</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	716	711 ± 392	788	777 ± 361	971	995 ± 762	670	932 ± 530	736	731 ± 77
EPS <sub>DQO/SSV</sub>	mg/mg	0,05	0,06 ± 0,04	0,14	0,14 ± 0,08	0,19	0,26 ± 0,24	0,21	0,28 ± 0,16	0,18	0,19 ± 0,06
SSV	mg.L <sup>-1</sup>	12650	13047 ± 1885	5963	6331 ± 2010	5225	4539 ± 1128	3350	3350 ± 507	4050	4064 ± 1112
COV	mg.L <sup>-1</sup>	4488	4457 ± 179	4826	4826 ± 106	4795	4745 ± 213	4488	4420 ± 234	4605	4609 ± 297
A/M	-	0,36	0,35 ± 0,05	0,80	0,83 ± 0,26	0,93	1,06 ± 0,25	1,33	1,34 ± 0,18	1,33	1,27 ± 0,25
pH	-	3,66	3,62 ± 0,18	4,60	4,69 ± 0,32	5,57	5,58 ± 0,07	6,62	6,67 ± 0,18	8,17	8,09 ± 0,28

Tabela 4.5 - Resultados do teste de correlação (*Spearman R*) da Lp x versus parâmetros do líquido reacional x COV, A/M e pH.

Correlação	L <sub>p</sub>														
SMP <sub>C</sub>	<b>0,414</b>	SMP <sub>C</sub>													
SMP <sub>P</sub>	<b>-0,467</b>	-0,187	SMP <sub>P</sub>												
SMP <sub>C/P</sub>	<b>0,608</b>	<b>0,565</b>	<b>-0,887</b>	SMP <sub>C/P</sub>											
SMP <sub>DQO</sub>	<b>-0,491</b>	-0,078	<b>0,855</b>	<b>-0,751</b>	SMP <sub>DQO</sub>										
SMP <sub>DQO/SSV</sub>	<b>-0,553</b>	<b>-0,272</b>	<b>0,874</b>	<b>-0,845</b>	<b>0,937</b>	SMP <sub>DQO/SSV</sub>									
EPS <sub>C</sub>	<b>0,436</b>	<b>0,417</b>	<b>-0,660</b>	<b>0,754</b>	<b>-0,684</b>	<b>-0,727</b>	EPS <sub>C</sub>								
EPS <sub>P</sub>	0,082	-0,135	0,119	-0,144	0,021	0,045	0,143	EPS <sub>P</sub>							
EPS <sub>C/P</sub>	0,203	<b>0,397</b>	<b>-0,568</b>	<b>0,603</b>	<b>-0,500</b>	<b>-0,533</b>	<b>0,580</b>	<b>-0,453</b>	EPS <sub>C/P</sub>						
EPS <sub>DQO</sub>	-0,082	-0,010	0,181	-0,129	0,159	0,215	0,052	<b>0,380</b>	-0,170	EPS <sub>DQO</sub>					
EPS <sub>DQO/SSV</sub>	<b>-0,436</b>	<b>-0,237</b>	<b>0,694</b>	<b>-0,676</b>	<b>0,652</b>	<b>0,775</b>	<b>-0,477</b>	<b>0,232</b>	<b>-0,455</b>	<b>0,711</b>	EPS <sub>DQO/SSV</sub>				
SSV	<b>0,586</b>	0,216	<b>-0,818</b>	<b>0,797</b>	<b>-0,777</b>	<b>-0,866</b>	<b>0,694</b>	0,024	<b>0,494</b>	-0,101	<b>-0,686</b>	SSV			
COV	0,055	0,174	0,129	-0,041	0,162	0,153	-0,014	<b>0,251</b>	-0,098	-0,045	0,092	-0,241	COV		
A/M	<b>-0,541</b>	<b>-0,334</b>	<b>0,805</b>	<b>-0,831</b>	<b>0,793</b>	<b>0,934</b>	<b>-0,710</b>	0,045	<b>-0,471</b>	<b>0,250</b>	<b>0,836</b>	<b>-0,889</b>	0,209	A/M	
pH	<b>-0,618</b>	<b>-0,252</b>	<b>0,768</b>	<b>-0,790</b>	<b>0,742</b>	<b>0,829</b>	<b>-0,688</b>	0,028	<b>-0,370</b>	0,099	<b>0,692</b>	<b>-0,896</b>	<b>0,260</b>	<b>0,865</b>	

Numero amostral: 73 Em negrito: Apresentou correlação ao nível de significância ( $\alpha$ ) 5%.

Conforme supracitado, a concentração de SSV do lodo apresentou uma queda com o ajuste do pH do líquido reacional de 3,5 a 5,5, com posterior estabilidade nos pH 6,5 e 6,5<sub>CO2</sub>. Lapsidou e Rittmann (2002) e Ramesh e Lee (2006) descrevem os SMP como produtos associados ao declínio da concentração da biomassa (BAP), o que pode justificar sua correlação significativa com parâmetros de  $SMP_P$  e  $SMP_{DQO}$ . O parâmetro de  $EPS_C$  apresentou uma correlação significativa e positiva com SSV demonstrando um decréscimo mediano de 105 a 24 mg.L<sup>-1</sup> (pH 3,5 a 6,5) e 49 mg.L<sup>-1</sup> (pH 6,5<sub>CO2</sub>). O presente estudo operou com idade de lodo correspondente a 60 dias, segundo Malamis e Andreadakis (2009) *apud* Andrade (2011) maiores TRC podem levar a um ligeiro aumento na capacidade da biomassa de degradar EPS solúveis, em termos de carboidratos, o que pode justificar a diminuição da concentração de  $EPS_C$ .

Com a elevação da relação A/M, a produção  $EPS_P$  se demonstrou indiferente, já a produção de  $SMP_P$ ,  $SMP_{DQO}$  e  $EPS_{DQO}$  exibiram uma correlação significativa e diretamente proporcional. Esse fato corrobora parcialmente alguns estudos que descrevem que a elevada relação A/M está associada a maiores concentrações de proteínas e maiores gerações de EPS (KIMURA *et al.*, 2005; TRUSSELL *et al.*, 2007). Observa-se ainda correlação significativa, e inversamente proporcional entre os valores da relação A/M com  $L_P$ , indicando que os produtos microbianos produzidos interferiram sobre as taxas de incrustação. Ao se verificar a quantidade de  $SMP_{DQO}/SSV$  (mg/mg) e  $EPS_{DQO}/SSV$  (mg/mg), observou-se uma variação de 0,26 a 0,79 e 0,02 a 0,18 (pH 3,5 a 6,5<sub>CO2</sub>), respectivamente. O teste estatístico indicou uma correlação significativa e diretamente proporcional entre a relação A/M e inversamente proporcional a  $L_P$ .

Os resultados C/P demonstraram valores de 0,18 a 1,23 para SMP e 0,09 a 0,43 para EPS (pH 3,5 a 6,5<sub>CO2</sub>), possibilitando observar que a relação para o SMP é maior que para as EPS. Wichitsathian *et al.* (2004) e Brito (2013) também observaram uma menor produção de EPS e maior produção do componente de proteínas para SMP e EPS em um sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário empregando BRM inoculado com biomassa leveduriforme. Os carboidratos são hidrofílicos e as proteínas são mais hidrofóbicas, teoricamente, quanto maior a relação C/P, menor a quantidade de material hidrofílico em relação ao hidrofóbico e mais incrustante é o meio (CHOI e NG, 2008 *apud* ANDRADE, 2011). Entretanto, a concentração de proteínas foi superior em praticamente todas as etapas, tanto para SMP quanto para EPS e

a relação  $SMP_{C/P}$  apresentou correlação significativa e diretamente proporcional a  $L_P$ . A relação  $EPS_{C/P}$  não apresentou correlação com  $L_P$ .

Conforme supracitado, a produção de SMP e EPS pode sofrer influência da relação A/M, TRC, COV, bem como do pH, entre outros interferentes que conferem algum estresse aos microrganismos empregados no tratamento biológico (DREWS *et al.*, 2006; DREWS *et al.*, 2008; WANG *et al.*, 2009; PAN *et al.*, 2010). O pH sofreu uma alteração a cada etapa de monitoramento e manifestou uma correlação significativa e diretamente proporcional a produção de  $SMP_P$  e  $SMP_{DQO}$  e inversamente proporcional a produção de  $SMP_C$  e  $EPS_C$ . As variáveis  $EPS_P$  e  $EPS_{DQO}$  não apresentaram correlação com aumento do pH.

## 5 Conclusão

Com a caracterização do lixiviado bruto, observou-se concentração mediana de  $6754 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $2262 \text{ mg.L}^{-1}$  para DQOt e  $\text{N-NH}_3$ , respectivamente. A alta concentração de  $\text{N-NH}_3$  pode apresentar toxicidade para biomassa em BRM, dessa forma, optou-se pela utilização do lixiviado pós-remoção de amônia utilizando o processo de *air stripping*.

Após o *stripping*, observaram-se remoções medianas significativas para NT (88%),  $\text{N-NH}_3$  (95%), alcalinidade (77%) e condutividade (30%). Os parâmetros de DQOt, DQOs, COD, ST, SDT, SST e os valores de cor e turbidez apresentaram um aumento significativo quando se executou o processo. Esse aumento pode estar associado à evaporação da fração líquida presente no lixiviado, visto que se observa uma redução de cerca 10% do volume do lixiviado bruto ao final do processo.

A concentração inicial de SSV foi de  $15625 \text{ mg.L}^{-1}$  exibindo uma variação mediana de 12650 (pH 3,5) a 3350 (pH 6,5) e 4050 (pH 6,5<sub>CO2</sub>). No entanto, a contagem de unidade formadora de colônias, a *S. cerevisiae* apresentou uma concentração aproximada de  $10^{10}$  e  $10^6$  nos dias 41 e 197 de monitoramento, respectivamente, fortalecendo que sua concentração teve queda, no entanto, não se ausentou do processo.

Foi observado remoções medianas significativa de 62% (pH 3,5), 69% (pH 4,5), 63% (pH 5,5), 65% (pH 6,5) e 69% (pH 6,5<sub>CO2</sub>) de DQOt. A amônia é prontamente assimilada pelas *S. cerevisiae* e a maioria das leveduras, nos quais a velocidade de consumo amônia tende a ser maior em meios alcalinos. Coerente com esse fato, observou-se uma remoção mediana de 11% (3,5), 43% (pH 4,5), 43% (pH 5,5), 40% (pH 6,5) e 97% (pH 6,5) para  $\text{N-NH}_3$ .

Ao avaliar a toxicidade do sistema, o lixiviado bruto exibiu uma toxicidade mediana de  $CE_{50}$  5% e após o processo de *stripping*, constatou-se uma diminuição significativa da toxicidade para  $CE_{50}$  13%. Na 1ª fase, ao acidificar a alimentação do sistema com  $H_2SO_4$ , observou-se um aumento da toxicidade para 39% (pH 3,5), 43% (pH 4,5), 87% (pH 5,5) e 29% (pH 6,5). Na 2ª fase após o processo de borbulhamento com  $CO_2$ , a concentração de  $SO_4^{2-}$  no pH 6,5 $_{CO_2}$  não se diferenciou de  $L_{BRUTO}$ ,  $L_{PRA}$ .

O BRMLEv apresentou uma baixa eficiência de remoção de  $SO_4^{2-}$ , visto que as membranas de UF possuem poros maiores que esse íon, permitindo sua passagem pela membrana. Positivamente, a remoção global da toxicidade foi de 77% (pH 3,5), 67% (pH 4,5), 65% (pH 5,5), 77% (pH 6,5) e 85% (pH 6,5 $_{CO_2}$ ). Esse resultado pode ser atrelado também à remoção de DQO, substâncias húmicas,  $N-NH_3$  e alcalinidade, promovidos pela rotas de tratamento propostas.

O BRMLEv operou com vazão e fluxo de permeado de 0,1 L/h e 2,1 L/h.m<sup>2</sup>, respectivamente, a partir do ajuste diário da pressão, possibilitando observar seu aumento contínuo de 0,16 a 0,44 bar durante o monitoramento do sistema. Este aumento foi diretamente proporcional a perda da permeabilidade da membrana que variou dentre de 13 a 5 L/h.m<sup>2</sup>.bar, indicando o processo contínuo da incrustação da membrana. Os resultados demonstraram que a perda da permeabilidade é inversamente proporcional à concentração de  $SMP_P$  e  $SMP_{DQO}$  e diretamente proporcional à concentração de  $SSV$ ,  $SMP_C$  e  $EPS_C$ , exibindo correlações significativas ( $\alpha = 0,05$ ). As variáveis  $EPS_P$  e  $EPS_{DQO}$  não apresentaram correlação significativa com permeabilidade.

## CAPÍTULO V

---

### **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

---

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABU AMR, S.S., AZIZ, H.A., ADLAN, M.N. Optimization of stabilized leachate treatment using ozone/ persulfate in the advanced oxidation process. *Waste Management*. v.33, p.1434-1441, 2013.
- AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, v. 287, p. 41-54, 2012.
- 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.
- AMARAL, M. C. S. *Tratamento de efluente de branqueamento de polpa celulósica empregando sistema de microfiltração conjugado com biorreator com membrana*. 2009. 357p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
- ANDRADE, L. H. *Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reuso*. 2011. 214p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21 ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
- ARAÚJO, C. V. M.; NASCIMENTO, R. B.; OLIVEIRA, C. A.; STROTMAN, U. J.; SILVA, E. M. The use of Microtox® to assess toxicity removal of industrial effluents from the industrial district of Camaçari (BA, Brazil). *Chemosphere*, v.58, p. 1277-1281, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2014*. São Paulo: ABRELPE, 2014. 186p.
- BAUER, F. F.; GOVENDER, P.; BESTER, M. C. Yeast flocculation and its biotechnological relevance. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 88, p. 31-39, 2010.
- BAUN, A.; LEDIN, L.A.; REITZEL, P.L.; BJERG, T.H. CHRISTENSEN. Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills chemical analysis and toxicity tests, *Water Research*, v.38, p.3845-3858, 2004.
- 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.
- BERNHARD, M.; MÜLLER, J.; KNEPPER, T. P. Biodegradation of persistent polar pollutants in wastewater: Comparison of an optimised lab-scale membrane bioreactor and activated sludge treatment. *Water research*, v. 40, p. 3419-3428, 2006.



BEZERRA, L. F.; MATSUMOTO, T. Avaliação da Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de águas residuárias em biorreator de membrana. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 3, p. 253-260, 2011.

BOHDZIEWICZ, J; BODZEK, M.; GORSKA, J. Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate. *Process Biochemistry*, v.36, p. 641-646, 2001.

BRASIL. CONAMA. Resolução 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 13 de maio de 2011.

BRASIL. Associação Brasileiras de Normas Técnicas. ABNT:NBR 15411-3: Ecotoxicologia aquática - Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente) - Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas. Brasil, 2006.

BRITO, G. C. B. *Avaliação do Desempenho do Uso de Biorreator com Membranas Inoculado com leveduras (Saccharomyces cerevisiae) na Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário*. 2013. 185p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiental e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas, Belo Horizonte, 2013.

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.; PESSIN, N.; FERNANDES, F. *Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários*. PROSAB – Rede Cooperativa de Pesquisas. Santa Catarina, 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.

CHENG, H.; HU, Y. Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: current and future practices in China. *Bioresource Technology*, v.101 p.3816 - 3824, 2010

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSSEN, 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.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, v. 31, n. 7, p.1820-1830, 2008

DAHMS, H-U; HAGIWARA, A.; LEE, J-S. Ecotoxicology, ecophysiology, and mechanistic studies with rotifers. *Aquatic Toxicology*, v.101, p. 1-12, 2011.

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.

DEAK, T. *Environmental Factors Influencing Yeast*. In: ROSA, C. A.; PÉTER, G. (Eds.). *Yeast Handbook: Biodiversity and Ecophysiology*. Berlin: Springer Verlag, 2005. cap. 8, p. 155-174.

DELIBERAÇÃO NORMATIVA CONJUNTA Nº 01 DE 2008 - DN 01/2008 - CONSELHO ESTADUAL E POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM e CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS - CERH. Página oficial da Fundação Estadual do Meio Ambiente (<http://www.feam.br>), 2016.

DELIBERAÇÃO NORMATIVA Nº 10 DE 1986 - DN 10/1986 - CONSELHO ESTADUAL E POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM. Página oficial da Fundação Estadual do Meio Ambiente (<http://www.feam.br>), 2016.

DELIBERAÇÃO NORMATIVA Nº 46 DE 2001 - DN 46/2001 - CONSELHO ESTADUAL E POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM. Página oficial da Fundação Estadual do Meio Ambiente (<http://www.feam.br>), 2016.

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.

ESPOSITO, E; AZEVEDO, J. L. *Fungos: Uma Introdução à Biologia, Bioquímica e Biotecnologia*. 1 ed. Caxias do Sul: Educ, 2010. 638p.

FENU, A.; GUGLIELMI, G.; JIMENEZ, J.; SPÈRANDIO, M.; SAROJ, D.; LESJEAN, B.; BREPOL, C.; THOEYE, C.; NOPENS, I. Activated sludge model (ASM) based modelling of membrane bioreactor (MBR) processes: A critical review with special regard to MBR specificities. *Water Research*, v. 44, p. 4272-4294, 2010.

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

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

GUO Jin-S.; ABBAS, A. A.; CHENA You-P.; LIUA, Zhi-P.; FANGA, F.; CHENA 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.

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.

HU, L.; ZENG, G.; CHEN, G.; DONG, H.; LIU, Y., WAN, J.; CHEN, A.; GUO, Z.; YAN, M.; WU, H.; YU, Z. Treatment of landfill leachate using immobilized *Phanerochaete chrysosporium* loaded with nitrogen-doped TiO<sub>2</sub> nanoparticles. *Journal of Hazardous Materials*, v.301, p.106-118, 2016.

JACOB, R. S. *Avaliação ecotoxicológica por aliivibrio fischeri de amostras contaminadas com sulfato de gentamicina e norfloxacino brutas e tratadas*. 2014. 91 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014

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.

JUDD, S. *The MBR Book. Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*. 1 ed. Elsevier, 2006. 342p.

KANG, Y. W.; HWANG, K.; Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. *Water Research*, v.34, n.10, p.2786-2790, 2000.

KANG, K.H.; SHIN, H.S.; PARK, H. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water Research*, v. 36, p. 4023-4032, 2002.

KIM, J.S., LEE, C.H. & CHANG, I.S. “Effect of pump shear on the performance of a crossflow membrane bioreactor”, *Water Research*, v.35, p. 2137–2144, 2001.

KIM, M.J.; SANKARARAO, B.; YOO, C.K. Determination of MBR fouling and chemical cleaning interval using statistical methods applied on dynamic index data. *Journal of Membrane Science*, v. 375, p. 345-353, 2011.

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

- KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.; ROOKER, A.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.32, p.297 - 336, 2002.
- KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*. v. 99, p. 5981 - 5985, 2008.
- KURNIAWAN, T.A., LO,W., CHAN, G.Y.S., Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*. v. 129, p.80-100, 2006.
- LaGREGA, M.D.; BUCKINGHAM, P.L.; EVANS, J.C.; ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT. *Hazardous waste management*. 2<sup>a</sup> Ed. International Edition. Singapore: McGraw-Hill, 2001, v. 1, 202 p. (McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering).
- 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.
- LEE, A.H.; NIKRAZ, H.; HUNG, Y.T.. Influence of waste age on landfill leachate quality. *Int. International Journal of Environmental Science and Development*, v.1, p.347-350, 2010.
- 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., ROSENBERGER, S., LAABS, C., JEKEL, M., GNIRSS, R., AMY, G. Correlation between membrane fouling and soluble/colloidal organic substance in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, v. 51, p. 1-8, 2005.
- 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.
- LIAO, B. Q., BAGLEY, D. M., KRAEMER, H. E., LEPPARD, G. G. & LISS, S. N. "A Review of Biofouling and its Control in Membrane Separation Bioreactors", *Water Environmental Research*, v. 76, n. 5, p. 425-436, 2004.
- 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.

LI, L.Y., CHEN, S.F., ZHENG, J., RATNER, B.D. & JIANG, S.Y. "Protein adsorption on oligo(ethylene glycol) – terminated alkanethiolate self-assembled monolayers: the molecular basis for non-fouling behavior, *The Journal of Physical Chemistry*, v. 109, 2005.

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.

LIU ZhP.; WU W.; SHI P.; GUO J.; CHENG J. Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation. *Waste Management*, v. 41, p.111–118, 2015.

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.

MAGALHÃES, N. C. *Remoção e recuperação de amônia de lixiviado de aterro sanitário utilizando membranas contactoras e comparação com processos convencionais*, 2014. 135p. Dissertação ((Mestrado em Saneamento, Meio Ambiental e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas, Belo Horizonte, 2014.

MAGASANIK, B, Kaiser CA. Nitrogen regulation in *Saccharomyces cerevisiae*. *Gene*, v.290, p. 1-18, 2002

MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, v. 46, p. 851-858, 2002.

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.

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.

MOHAJERI, S., AZIZ, H.A., ISA, M.H., BASHIR, M.J.K., MOHAJERI, L. Influence of fenton reagent oxidation on mineralization and decolorization of municipal landfill leachate. *Journal of Environmental Science and Health*, v.45, p.692-698, 2010.

MOJIRI, A.; ZIYANG, L.; TAJUDDIN, R. M.; FARRAJI, H.; ALIFAR, N. Co-treatment of landfill leachate and municipal wastewater using the ZELIAC/zeolite constructed wetland system. *Journal of Environmental Management*, v. 166, p. 124-130, 2016.

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, Belo Horizonte, 2007.

MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. *Waste Management*, v. 33, p. 89-101, 2013.

MOREAU, A. A.; RATKOVICH, N.; NOPENS, I.; VAN DER GRAAF, J. H. J. M. The (in)significance of apparent viscosity in full-scale municipal membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, v. 340, p. 249-256, 2009.

MORORO, R. R. *Estudo de novo permeador para biorreatores com membranas (brm) visando ao controle de incrustações*. 2013. Dissertação (Mestrada, em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

MOURA, D. A. G. *Remoção de Amônia por Arraste com Ar de Lixiviados de Aterros Sanitários*. 2008. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MULLER, G. T; GIACOBBO, A.; CHIARAMONTE, E. A. S.; RODRIGUES, M. A. S.; MENEGUZZI, A.; BERNARDES, A. M. The effect of sanitary landfill leachate aging on the biological treatment and assessment of photoelectrooxidation as a pre-treatment process. *Waste Management*, v.36 p.177-183, 2015.

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.

ÖMAN, C.B.; JUNESTEDT, C. Chemical characterization of landfill leachates\_400 parameters and compounds, *Waste Management*. v.28, p.1876-1891, 2008.

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.

OTHMAN, E.; YUSOFF, M.S.; AZIZ, H.A.; ADLAN, M.N.; BASHIR, M.J.K.; HUNG, Y.T. The Effectiveness of Silica Sand in Semi-Aerobic Stabilized Landfill Leachate Treatment. *Water*, v.2, 904-915, 2010.

PABLOS, M. V.; MARTINI, F.; FERNANDEZ, C.; BABIN, M. M.; HERRAEZ, I.; MIRANDA, J.; MARTINEZ, J.; CARBONELL, G.; LAN-SEGUNDO, L.; GARCIAHORTIGUELA, P.; TARAZONA, J. V. Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. *Waste Management*, 31, p. 1841-1847, 2011.

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.

- PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. Toxicity assessment of organic pollutants: Reliability of bioluminescence inhibition assay and univariate QSAR models using freshly prepared *Vibrio fischeri*. *Toxicology in Vitro*, 1806-1813, 2008.
- 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.
- PIATKIEWICZ, W.; BIEMACKA, E.; SUCHECKA, T. A polish study: treating landfill leachate with membranes, *Filtration Separation*. v.38, p. 22-26, 2001.
- PIVATO, A.; GASPARI, L. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. *Waste Management*, 26, p. 1148-1155, 2006.
- POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. Introdução. 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. 1, p. 19-25.
- PRIMO, O., RIVERO, M.J., ORTIZ, I. Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, p.153, v. 834 - 842, 2008.
- RAMESH, A.; LEE, D. J. Biofouling in membrane bioreactor. *Separation Science and Technology*, v. 41, p. 1345-1370, 2006.
- RAND, G. M. & S.R. PETROCELLI. *Fundamental of aquatic toxicology*. Hemisphere Publishing Corporation, Washington. 666p, 1985.
- 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.
- REICHERT, G.A. *A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.
- REIS, B. G. *Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário*. 2014. 152p. Dissertação (Mestrado, em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN; P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, França, v. 150, p.468-493, 2008.
- RODRIGUES, K. A. *Uso de reatores biológicos com fungos para remoção de fenol águas residuária sintética*. 125p. Tese (Doutorado, em hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006

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.; KRAUME, M. Filterability of activated sludge in membrane bioreactors, *Desalination*, v. 146, p. 373-379, 2002.

SANGUANPAK, S., CHIEMCHAISRI, C., CHIEMCHAISRI, W., YAMAMOTO, K., Removal and transformation of dissolved organic matter (DOM) during the treatment of partially stabilized leachate in membrane bioreactor. *Water Science & Technology*, p.68, v. 1091-1099, 2013.

SANTOS, L. S. *Avaliação do desempenho de um biorreator com membranas aeróbio com adição de carvão ativado em pó no tratamento de vinhoto*. 2013. 117p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiental e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas, Belo Horizonte, 2013.

SCOTT, J.; BEYDOUN, D.; AMAL, R.; LOW, G.; CATTLE, J. Landfill management, leachate generation, and leach testing of solid wastes in Australia and overseas, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 35, p. 239-332, 2005.

SHEHZAD, A; BASHIR, M. J.K., SETHUPATHI S., LIM, Jun-W. An overview of heavily polluted landfill leachate treatment using food waste as an alternative and renewable source of activated carbon. *Process Safety and Environmental Protection*, v.9 8, p.309-318, 2015.

SILVA, A. C. *Tratamento do percolato de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado*, 2009. 79p. Tese (Doutorado, Engenharia Civil). Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

SILVA, M. K. *Biorreatores com membranas: uma alternativa para o tratamento de efluentes*, Tese de D.Sc. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2009.

SOUTO, G.D.B. *Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: Estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")*. 2009. 371p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2009.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. *Microbiologia*. 6 ed. Sao Paulo: Artmed, 2003. 827p.

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.

URASE, T.; SALEQUZZAMAN, M.; KOBAYASHI, S.; MATSUO, K. Y. T.; SUZUKI, N. "Effect of high concentration of organic and inorganic matters in landfill



leachate on the treatment of heavy metals in very low concentration level”, *Water Science Technology*, vol. 36, p. 349-356, 1997.

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, P., TAN, K. L., KANG, E. T. & NEOH, K. G. Synthesis, characterization and anti-fouling properties of poly(ethylene glycol) grafted poly (vinylidene fluoride) copolymer membranes. *Journal of Materials and Chemistry*, v.11, p. 783-789, 2001.

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. *Chemical Engineering Journal*, 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.; 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.39, n. 9, p. 2391-2404, 2004.

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.

WISZNIOWSKI, J. ROBERT, D., SURMACZ-GORSKA, J., MIKSCH, K., WEBER, J. V., Landfill leachate treatment methods: 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.; HUANG, X. Effect of mixed liquor properties on fouling propensity in membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, v. 342, p. 88–96, 2009.

XIE, Z.; WANG, Z.; Wang, Q.; Zhu, Ch.; Wu, Z. An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: Performance and microbial community identification. *Bioresource Technology*, v.161, p. 29-39, 2014.

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.

ZAGATTO, P.A. & BERTOLLETTI, E. *Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações*. Rima, São Carlos, São Paulo, 486p, 2008.

ZENG, G.M.; CHEN, M., ZENG, Z.T. Shale gas: surface water also at risk. *Nature*, v. 499, p.154, 2013.

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, Q.Q.; TIAN, B.H.; ZHANG, X.; GHULAM, A.; FANG, C.R.; HE, R. Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. *Waste Manage*, v.33, p.2277-2286, 2013.