

II-061 - AVALIAÇÃO DE BIORREATOR COM MEMBRANAS INOCULADO COM BIOMASSA LEVEDURIFORME APLICADO AO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO VISANDO A REMOÇÃO DE COMPOSTOS RECALCITRANTES E TOXICIDADE

Wagner Guadagnin Moravia⁽¹⁾

Engenheiro Civil, Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil. Prof. Efetivo do Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG), Belo Horizonte, MG, Brasil.

Míriam Cristina Santos Amaral

Engenheira Química, Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil. Prof^a. Adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil.

Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira

Engenheira Eletricista, Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil. Prof^a. Adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil.

Rosimeire Floripes Gomes

Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

Endereço⁽¹⁾: Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais/Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental. Av. Amazonas, 5253 / 2º andar / Sala 201 – Nova Suiça - Belo Horizonte - MG - CEP: 30.421-169 - Brasil - Tel: (31)3319-7109 - E-mail: moravia@deii.cefetmg.br

RESUMO

O lixiviado pode ser definido como o efluente resultante da atividade de aterramento sanitário de resíduos sólidos urbanos e é considerado um importante passivo ambiental devido ao seu elevado potencial poluidor e heterogeneidade em sua constituição. Os biorreatores com membranas, consensualmente, são considerados como alternativas promissoras no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Estudos mostram que o uso de biorreatores com membranas em tratamento de lixiviado de aterro sanitário estabilizados proporcionam remoções superiores a 70% de DQO e superiores a 90% de DBO e N-NH₃, quando operados sob condições ideais de operação. Entretanto, a eficiência de remoção de matéria orgânica é variável. Este fato pode estar atrelado às limitações do lodo bacteriano. As leveduras apresentam alta capacidade de quebra e assimilação de poluentes de difícil degradação. A *Saccharomyces cerevisiae* é a espécie mais conhecida de todo o grupo fúngico, considerada a mais relevante do ponto de vista econômico, amplamente utilizada no setor de produção de alimentos, sendo que o uso destes microrganismos vem sendo investigado para o tratamento de efluentes. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de um biorreator com membranas inoculado com levedura *Saccharomyces cerevisiae* (BRM_{LEV}) no tratamento do lixiviado de aterro sanitário visando a remoção de compostos recalcitrantes e toxicidade. Para o desenvolvimento da pesquisa foi implementada, em escala de bancada, uma unidade experimental de BRM_{LEV}. O protocolo operacional da pesquisa foi dividido em duas etapas: 1. *Start-up* e aclimação da biomassa; 2. Operação do BRM_{LEV}. Os resultados mostraram que o BRM_{LEV} foi eficaz na remoção de compostos orgânicos e amônia. O permeado do BRM_{LEV} apresentou toxicidade provavelmente devida a presença de íons sulfatos, o que demandaria pós-tratamento para a viabilidade do lançamento deste efluente.

PALAVRAS-CHAVE: Lixiviado, Biorreator com membrana, Leveduras, Incrustação, Toxicidade aguda.

INTRODUÇÃO

O lixiviado pode ser definido como o efluente resultante da atividade de aterramento sanitário de resíduos sólidos urbanos e é considerado um importante passivo ambiental devido ao seu elevado potencial poluidor e heterogeneidade em sua constituição. A composição do lixiviado é bastante complexa e variável, uma vez que depende de fatores climáticos, das características dos resíduos depositados, da forma de operação do aterro e,

principalmente, da dinâmica dos processos de decomposição dos resíduos aterrados (QASIM e CHIANG, 1994; EL-FADEL *et al.*, 2002).

Os biorreatores com membranas (BRM), consensualmente, são considerados como alternativas promissoras no tratamento de lixiviados de aterros sanitários (JUDD, 2006; AHMED e LAN, 2012). Esta técnica combina o processo biológico com a separação sólido-líquido por permeação em membrana e apresenta vantagens em relação aos tratamentos convencionais, dado a demanda de baixa área de instalação, demonstra resistência às variações de carga afluente, opera com maiores concentrações de sólidos em suspensão no reator biológico e maior tempo de retenção celular, além de gerar efluente com qualidade adequada para o reúso (KIM *et al.*, 2011).

Estudos mostram que o uso de BRM em tratamento de lixiviado de aterro sanitário estabilizados proporcionam remoções superiores a 70% de DQO e superiores a 90% de DBO e N-NH₃, quando operados sob condições ideais de operação (ALVAREZ-VAZQUEZ *et al.*, 2004; Ahmed e Lan, 2012). Entretanto, a eficiência de remoção de matéria orgânica é variável (AHMED e LAN, 2012). Este fato pode estar atrelado às limitações do lodo bacteriano na degradação de compostos orgânicos recalcitrantes do lixiviado, as quais tendem a aumentar com o tempo de aterramento dos resíduos. Em contrapartida, a utilização de outros grupos de microrganismos pode apresentar bons resultados.

As leveduras 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 *Saccharomyces cerevisiae* é capaz de reproduzir sexualmente e assexuadamente em meios simples tanto na presença quanto na ausência de oxigênio, possui Status GRAS (“*Generally Recognized As Safe*”), por não ser considerada tóxica e patogênica para seres vivos, (GUIMARÃES, 2005). É a espécie mais conhecida de todo o grupo fúngico, considerada a mais relevante do ponto de vista econômico, e amplamente utilizada na produção de cerveja, etanol, vinho e pão (GRIFFIN, 1994). O uso deste microrganismos 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-NH₃ pela técnica de *air stripping*. Os resultados demonstraram que o sistema foi eficiente na remoção de DQO (68%), substâncias húmicas (68%) e cor (79%).

Por fim, o sucesso da etapa biológica do tratamento do efluente está intrinsecamente associado ao início da operação, sendo necessário o ajuste de condições iniciais favoráveis ao desenvolvimento da biota responsável pela degradação biológica da matéria orgânica. A partida de processos biológicos pode ser definida pelo período transiente inicial caracterizado por instabilidades operacionais (DOMINGUES *et al.*, 2005), onde o favorecimento de condições adequadas permite formação, crescimento, acúmulo e retenção de biomassa ativa balanceada. O controle do processo de partida em sistemas biológicos promove o estabelecimento e a continuidade de tais condições, possibilita o ajuste de parâmetros definidos no dimensionamento do sistema, como tempo de detenção hidráulica e vazão de alimentação, evitando assim o incremento de matéria orgânica provindas dos fenômenos de decaimento endógeno e lise celular dos microrganismos, além da adversidade causada pelo descontrole da concentração da biomassa ativa formada, o que prejudicaria, ou até mesmo inviabilizaria a finalidade do sistema.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de um biorreator com membranas inoculado com levedura *Saccharomyces cerevisiae* (BRM_{LEV}), em escala de bancada, no tratamento do lixiviado de aterro sanitário visando a remoção de compostos recalcitrantes e toxicidade.

MATERIAIS E MÉTODOS

AMOSTRAGEM

As amostras de lixiviado bruto (LFL) foram coletadas entre abril de 2015 a setembro de 2016 do tanque de equalização de um aterro sanitário operado pela iniciativa privada 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. Este aterro opera desde 2005, gera em torno de 600 m³ de

lixiviado por dia e recebe diariamente, em média, 3.400 t de resíduos urbanos, industriais não perigosos, rejeitos da construção civil e resíduos oriundos do serviço de saúde classe D (ANVISA).

CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE

As amostras de efluentes foram caracterizadas quanto aos parâmetros: alcalinidade (2320 B), condutividade (2510 B - Hach 44600), cor (2120 B - Hach 2100AN), cloretos (4500 B), demanda química de oxigênio (5220 B), nitrogênio amoniacal (4500-NH₃ B C), pH (4500 B - Digimed DM-22), sólidos (2510 B; 2540 B C), sulfato (4110 B) e turbidez (2130 B - Hach DR 2800) conforme o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). O parâmetro de substâncias húmicas (SH) foi analisado por meio da metodologia de Lowry *et al.* (1951) modificada por Frolund *et al.* (1995). Os parâmetros carbono orgânico dissolvido e nitrogênio total foram analisados através dos equipamentos Shimadzu TOC-V CNP e Shimadzu TNM-1 respectivamente.

Visando fornecer um ambiente ideal para metabolismo da *S. cerevisiae* (ELMALEH *et al.*, 1996 *apud* BRITO, 2013), o lixiviado bruto foi previamente submetido ao processo de stripping (vazão de ar de 240 L h⁻¹ e tempo de detenção hidráulica de 48 h) para a remoção de N-NH₃ e acidificado com H₂SO₄ a uma concentração de 98% (pH = 3,5). As principais características do lixiviado podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1: Características físico-químicas do lixiviado bruto (LFL) e pós-stripping (LFL pós-stripping).

Parâmetros	Unidade	LFL		LFL pós-stripping	
		Med	X/DP	Med	X/DP
pH	-	8,5	8,53±0,18	9,2	9,21±0,2
DQO _{total}	mg L ⁻¹	6.861	7.067±455	9.494	9.400±581
DQO _{solúvel}	mg L ⁻¹	6.283	6.291±342	8.075	7.377±1.726
COT	mg L ⁻¹	1.843	1.827±106	2.790	2.818±166
NT	mg L ⁻¹	2.331	2.703±603	303	295±70
N-NH ₃	mg L ⁻¹	2.027	1.906±409	75	72±29
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	457	487±82	449	457±66
Cl ⁻	mg L ⁻¹	4.060	4.167±147	5.472	5.252±775
ST*	mg L ⁻¹	12.869	12.646±728	16.095	15.754±2.680
SDT*	mg L ⁻¹	12.344	12.115±639	15.440	15.092±2.646
SST*	mg L ⁻¹	525	532±89	655	662±34
Alcalinidade	mg L ⁻¹	20.309	20.324±171	4.561	4.646±216
Condutividade	mS cm ⁻¹	24	23±3	16	15±1
Cor	uH	13.271	14.549±5198	17.780	16.645±4.911
Turbidez	UNT	196	386±358	368	312±152

*Sólidos Totais, SDT - Sólidos Totais Dissolvidos, SST - Sólidos Suspensos Totais.

UNIDADE EXPERIMENTAL

Para o desenvolvimento da pesquisa foi implementado, em escala de bancada, um BRM constituído por estante metálica, válvulas, mangueiras, conexões, registros, bomba dosadora, bomba diafragma, bomba a vácuo, rotâmetros (ar/água), manômetros e tanques em material PVC, sendo um tanque de alimentação de 30 L, um tanque biológico com um módulo de membrana submersa de ultrafiltração (PVDF - 0,04 µm - 0,047 m²) 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 painel elétrico conectado a um computador para controle geral da unidade (Figura 1).

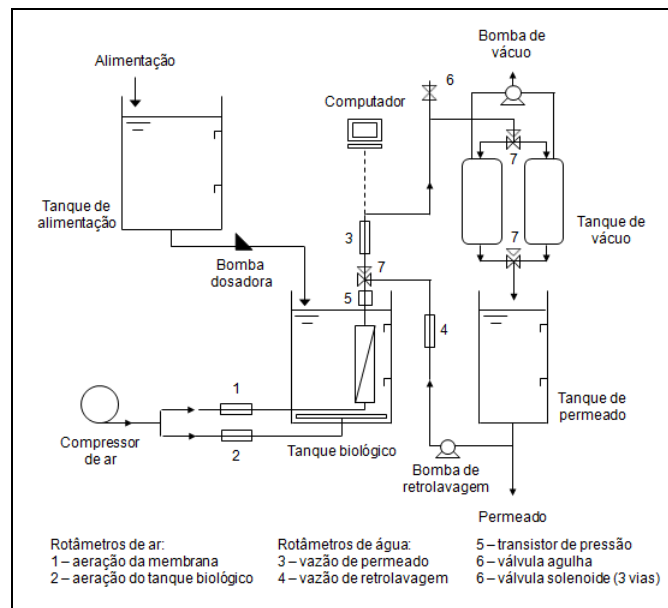


Figura 1: Protocolo esquemático da unidade experimental de BRM.

Em função das características das unidades que compõem a estação, alguns parâmetros para execução dos ensaios foram fixados com o intuito de permitir a simular a condição operacional dos ensaios. Os ensaios realizados, nessa etapa, foram agrupados em três séries, de modo a facilitar a apresentação.

PREPARO DA BIOMASSA LEVEDURIFORME

Fundamentado por Brito (2013), a biomassa foi preparada com água ultrapura, 10 g L^{-1} de fermento biológico liofilizado e 3 g L^{-1} de caldo *sabouraud* (SAB), produtos disponíveis comercialmente. Este caldo/nutriente contém peptona e dextrose indicado para cultivo de leveduras e fungos filamentosos. A solução foi acidificada com H_2SO_4 para manter o pH em torno de 3,5. A biomassa foi mantida sob aeração constante de 100 L h^{-1} por 24 h, exibindo ao final uma concentração de 9.710 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.

ACLIMATAÇÃO DA BIOMASSA LEVEDURIFORME

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 g L^{-1} a 1 g L^{-1}). Na 2ª fase, utilizou-se lixiviado sem diluição (100%) e sem adição nutriente (Tabela 2).

Tabela 2: Condições de aclimação da biomassa no BRM_{LEV}.

Condição operacional	Etapas						
	I _{20%}	II _{40%}	III _{60%}	IV _{80%}	V _{100% 3}	VI _{100% 1}	VII _{100% S}
Fração de lixiviado (%)	20	40	60	80	100	100	100
Caldo <i>Sabouraud</i> (g L^{-1})	3	3	3	3	3	1	0
Período de operação (d)	1 -30	31 - 48	49 - 59	60 - 69	70 - 79	80 - 91	92 - 178

O BRM_{LEV} operou 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 $2,1 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ e vazão de retrolavagem de $0,3 \text{ L h}^{-1}$. O tanque biológico e o módulo de membrana receberam uma aeração constante de 100 L h^{-1} e 500 L h^{-1} , respectivamente (BRITO, 2013). A temperatura do sistema não sofreu ajuste e era mantida conforme o ambiente ($23 \pm 2^\circ\text{C}$). Durante o monitoramento foi realizado diariamente a medição do pH e, quando necessário, o ajuste para 3,5 com H_2SO_4 . As vazões de permeado e retrolavagem foram controladas e registradas diariamente para manter as condições determinadas de funcionamento do sistema.

AVALIAÇÃO 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).

AVALIAÇÃO DA INCRUSTAÇÃO NO BRM_{LEV}

A incrustação da membrana foi caracterizada através do monitoramento da pressão transmembrana (PTM). De acordo com o modelo de resistência em série simplificado proposto por Choo *et al.* (1998), a resistência de filtração total pode ser dividida em resistência da membrana e resistência devida a incrustação. A resistência da membrana (R_M) foi determinada a partir da Equação (1):

$$R_M = \frac{1}{K \cdot \mu(25^\circ\text{C})} \quad \text{equação (1)}$$

Onde: k é a permeabilidade da membrana medida com água limpa e $\mu(T)$ é a viscosidade da água à temperatura do processo.

A resistência total de incrustação (R_f) foi calculada com base nos valores do fluxo de permeado do efluente antes da limpeza química (J_e). Esta resistência inclui a adsorção de componentes na superfície da membrana, bloqueio de poros e formação de torta (Equação 2).

$$R_f = \frac{\text{TMP}}{\mu(25^\circ\text{C}) \cdot J_e} - R_M \quad \text{equação (2)}$$

A resistência total de incrustação (R_f) é uma combinação da resistência de incrustações quimicamente reversíveis (R_{fr}) e quimicamente irreversível (R_{fir}). A R_{fr} pode ser removido por limpeza química, enquanto que a R_{fir} não.

ANÁLISE ESTATÍSTICAS DOS DADOS

Os resultados foram testados quando a distribuição normal pelo teste de Shapiro-Wilk. Os testes não paramétricos aplicados foram: 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 foram aplicados. Em todos os testes foi considerado um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas através do *software* Statistica 8.1®.

RESULTADOS OBTIDOS

CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LFL

O LFL apresentou valores de pH acima da faixa neutra (8,5), elevada alcalinidade (20,309 mg L⁻¹), concentração de DQOt (6,861 mg L⁻¹), cloretos (4,060 mg L⁻¹) e cor (13,271 HU). Este efluente também apresenta concentração significativa de sulfatos (457 mg L⁻¹). Os sólidos presentes se encontram, em sua maioria, na forma solúvel. A concentração média de N-NH₃ observada foi de 2,027 mg L⁻¹, o que indica a necessidade de remoção prévia deste poluente anteriormente a uma etapa biológica de tratamento. O processo de *stripping* foi capaz de remover significativamente N-NH₃, NT, alcalinidade e condutividade. O pH deste efluente apresentou uma elevação após a remoção da N-NH₃, comportamento este observado por outros autores em experimentos semelhante (SOUTO, 2009). Este fato pode estar associado à remoção do dióxido de carbono (CO₂) juntamente com o gás amônia livre (NH₃), favorecendo o consumo de carbonato (CO₃²⁻) e bicarbonato (HCO₃⁻) 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 (NH₄⁺), entre outros íons presentes no lixiviado. Observou-se ainda, um aumento significativo nas concentrações de DQOt, DQOs, COT, Cl⁻, ST, SDT, SST e nos valores de cor e turbidez. Este aumento se associa à evaporação da fração líquida presente no lixiviado, dado que se observa uma redução do volume em cerca 15% após o processo.

DESEMPENHO DO BRM_{LEV}

Remoção de matéria orgânica

O BRM_{LEV} foi operado durante 178 dias incluindo a fase de *startup* e aclimação da biomassa. Inicialmente o BRM_{LEV} foi operado com aumento gradual do percentual de lixiviado na alimentação e ao atingir 100% de lixiviado, procedeu-se com a redução da dosagem de caldo SAB na alimentação. Vale ressaltar que o caldo SAB na concentração de 3 g L⁻¹ utilizado nas fases I a V contribuiu para com uma DQO de 1,084±127 mg L⁻¹. Observou-se que com o aumento do percentual de lixiviado na alimentação nas fases I a V, a concentração da DQO na alimentação aumentou de 4,050±97 para 9,493±79 mg L⁻¹, resultando na redução da eficiência de remoção de DQO de 66 para 52% (Figure 2). A queda na eficiência de remoção de DQO observada pode ter ocorrido devido ao efeito adverso inicial de determinados compostos orgânicos típicos do lixiviado, além da elevada salinidade. Entretanto nas fases posteriores, mesmo com a redução do caldo SAB, fonte de nutriente e matéria orgânica facilmente biodegradável que auxilia no crescimento microbiano e facilita a adaptação da biomassa aos compostos do lixiviado, observou-se o aumento da eficiência de remoção de DQO que sugere adaptação gradual do lodo aos compostos recalcitrantes e tóxicos do lixiviado. No final do período de aclimação a eficiência de DQO alcançou valores em torno de 72±3%. Brito *et al.* (2013) quantificou a fração de DQO inerte para a o lodo fúngico do mesmo lixiviado deste estudo e observaram que cerca de 30% da DQO do lixiviado apresenta natureza inerte. Desta forma, a fração de DQO não removida pelo BRM_{LEV} foi compatível à fração de DQO inerte do lixiviado no final do período de aclimação.

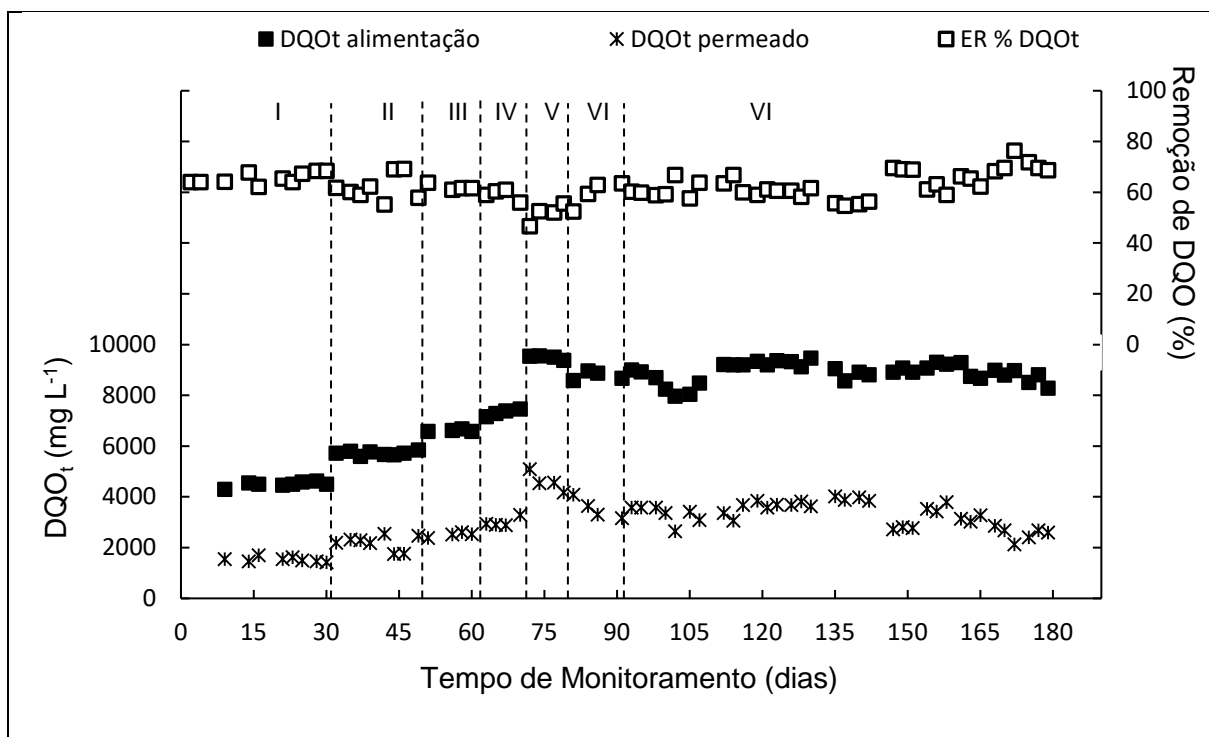


Figura 2: Resultados de DQO_t durante a operação do BRM_{LEV}.

Remoção de nutrientes

Embora o pre-tratamento do lixiviado pelo processo de *stripping* tenha apresentado elevada eficiência de remoção de amônia, a concentração deste composto no lixiviado foi superior ao padrão de lançamento estipulado pela legislação vigente (Resolução COPAM-CERH 1/2008). A concentração de nitrogênio total e amoniacal aumentou de 78 ±4 para 355±18 mg L⁻¹ e 21±3 para 94±4 mg L⁻¹ respectivamente, com o aumento do percentual de lixiviado na alimentação durante operação do BRM_{LEV} nas fases I a V. Vale lembrar que o caldo SAB contém peptona que fornece nitrogênio e aminoácidos para o meio. O aumento da concentração de nitrogênio devido ao aumento do percentual de lixiviado na alimentação não influenciou a remoção de nitrogênio total no BRM_{LEV}. Em relação à remoção de amônia, observa-se o aumento da concentração de amônia no permeado do BRM_{LEV} que pode ser associado a liberação de amônia na degradação de aminoácidos supridos pelo caldo SAB. Esta hipótese é reforçada pela remoção de amônia nas fases VI e VII em que a

adição do caldo de SAB foi reduzida e interrompida respectivamente. Após aclimação da biomassa a remoção de nitrogênio e amônia alcançou valores médios de 45 ± 7 e $39 \pm 2\%$ respectivamente.

A eficiência média de remoção de amônia no BRM_{LEV} obtidas neste estudo foi semelhante àquelas apresentadas no trabalho Wichitsathian *et al.* (2004), que relataram eficiência de remoção de amônia no BRM inoculado com lodo bacteriano igual a 40%, contra 43% no sistema com levedura.

O pH médio do líquido reacional do BRM_{LEV} ($3,5 \pm 0,1$) sugere que a maior parte do N-NH₃ presente durante a operação estava na forma ionizada NH₄⁺ (pH > 9,25) (Benjamin, 2002). Sob estas condições, a remoção de amônia por volatilização torna-se pouco significativa. Neste sistema, a remoção de N-NH₃ pode ser relacionada à assimilação pelas leveduras. As leveduras são capazes de utilizar uma grande variedade de diferentes fontes orgânicas e inorgânicas de nitrogênio, sendo o nitrogênio amoniacal a forma mais utilizada por fungos em geral (CARLILE *et al.*, 2001). Vale ressaltar que o BRM_{LEV} necessitou de condições otimizadas para o desenvolvimento da biomassa atuante na remoção de nitrogênio.

Tabela 3: Remoção de NT e N-NH₃ durante a operação do BRM_{LEV}.

Parâmetro	Etapas						
	I _{20%}	II _{40%}	III _{60%}	IV _{80%}	V _{100% 3}	VI _{100% 1}	VII _{100% s}
NT _{alimentação} (mg L ⁻¹)	100±6	153±38	255±12	355±18	415±7	396±20	343±20
NT _{permeado} (mg L ⁻¹)	78±4	86±5	189±19	257±13	349±38	248±12	252±64
Remoção (%)	28±10	29±1	26±11	27±1	21±1	37±2	27±18
N-NH ₃ _{alimentação} (mg L ⁻¹)	21±3	32±2	53±3	94±9	94±4	83±3	91±15
N-NH ₃ _{permeado} (mg L ⁻¹)	33±9	36±3	64±3	104±5	105±5	76±4	68±13
Remoção (%)	-57±27	-12±6	-20±5	-16±8	-12±8	8±7	24±12

Remoção de toxicidade

As amostras de LFL pós-*stripping*, alimentação (após ajuste de pH para 3,5) e permeado foram submetidas ao teste de toxicidade aguda, das quais considerou-se tóxicas as amostras que apresentaram um CE₅₀ ≤ 81,9% em 30 minutos de teste (FULLADOSA *et al.*, 2005 *apud* REIS, 2014). Ressalta-se que quanto maior valor de CE₅₀, menor é a toxicidade expressa. LFL apresenta CE₅₀ em torno de $7,1 \pm 0,4\%$ e que parte desta toxicidade é devida a concentração de amônia, já que a toxicidade do lixiviado pós-*stripping* diminuiu mesmo com o aumento da concentração de DQO devido à evaporação da água (Figure 3a, 3b e 3c). A alta concentração de N-NH₃ contribuiu para a toxicidade de lixiviados (Pivato e Gaspari, 2006). A redução da toxicidade da alimentação do BRM em relação ao LFL pós-*stripping* nas fases I a V ocorreu devido a diluição do lixiviado e adição do caldo SAB, e conforme esperado a toxicidade da alimentação aumenta com o aumento do percentual de lixiviado na alimentação nas fases I a V. Com a não diluição do lixiviado e redução da dosagem de caldo SAB (fase VI) e não diluição do lixiviado e interrupção da dosagem de caldo SAB (fase VII) a toxicidade da alimentação aumentou em 46,2 e 62,5% para as fases VI e VII respectivamente. Em ambas as fases, a alimentação foi acidificada com H₂SO₄ para manter o pH em torno de 3,5 de forma a inibir o crescimento de bactérias no meio. A adição de ácido sulfúrico para ajuste de pH em torno de 3,5 aumentou a concentração de íons sulfato de 487 ± 82 para 4.259 ± 464 mg L⁻¹. Foi avaliado a toxicidade de uma solução com concentração de sulfato em torno de 4.000 mg L⁻¹ e foi observado CE₅₀ equivalente à 40%. A toxicidade dos íons sulfato associada a toxicidade natural do lixiviado resultou no aumento da toxicidade do lixiviado após ajuste de pH para alimentação no BRM_{LEV}. O teste de correlação de Spearman confirmou a correlação significativa entre toxicidade e concentração de sulfato. A correlação foi positiva com o coeficiente de Spearman igual a 0,35 para um nível de significância de 5%. A remoção de toxicidade no BRM_{LEV} alcançou valores em torno $61,4 \pm 9,8\%$. A remoção de toxicidade provavelmente ocorreu devido a remoção de compostos orgânicos tóxicos, mesmo nas fases VI e VII que ocorre uma contribuição adicional à toxicidade devido ao incremento de íons sulfatos pela acidificação, já que o BRM_{LEV} não foi efetivo na remoção de sulfato. Entretanto o permeado do BRM_{LEV} ainda apresenta toxicidade demandando pós-tratamento para adequação aos padrões de lançamento.

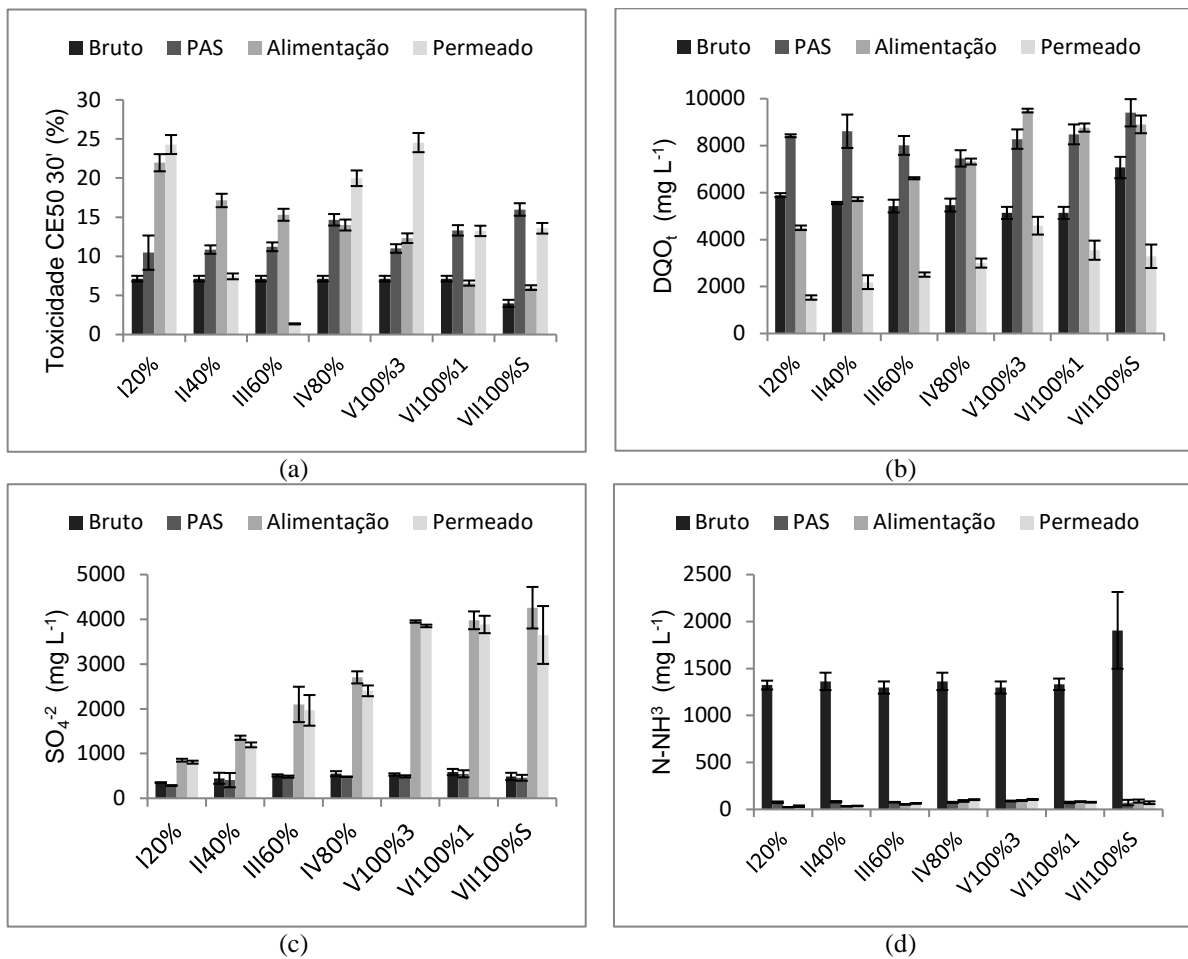


Figura 3: Perfil da concentração de: (a) Toxicidade; (b) DQO_t; (c) SO₄⁻² and (d) N-NH₃ no lixiviado bruto, pós-stripping, alimentação e permeado do BRM_{LEV}.

AVALIAÇÃO DA INCRUSTAÇÃO NO BRM_{LEV}

O BRM_{LEV} foi operado com fluxo constante. Assim, a PTM está diretamente relacionada com a incrustação da membrana. A taxa de incrustação (PTM/dt) foi medida durante a operação do sistema (Figura 4). Observou-se que o aumento do percentual de lixiviação na alimentação resultou em instabilidade em termos de incrustações. A operação do BRM_{LEV} na fase VII com a alimentação sem caldo SAB resultou no aumento contínuo da incrustação da membrana do biorreator. A incrustação da membrana correspondeu a 85% da resistência total (membrana + resistência à incrustação) e a maior parte da resistência à incrustação foi caracterizada como quimicamente reversível (Tabela 4). Embora as incrustações quimicamente irreversíveis correspondam a uma fração mais baixa de incrustação da membrana, esta incrustação contribuiu para o aumento da resistência da membrana que influencia diretamente a vida útil da membrana. A resistência da membrana aumentou de $1,8 \pm 0,2$ a $3,1 \pm 0,4$ m⁻¹ durante o período de aclimação.

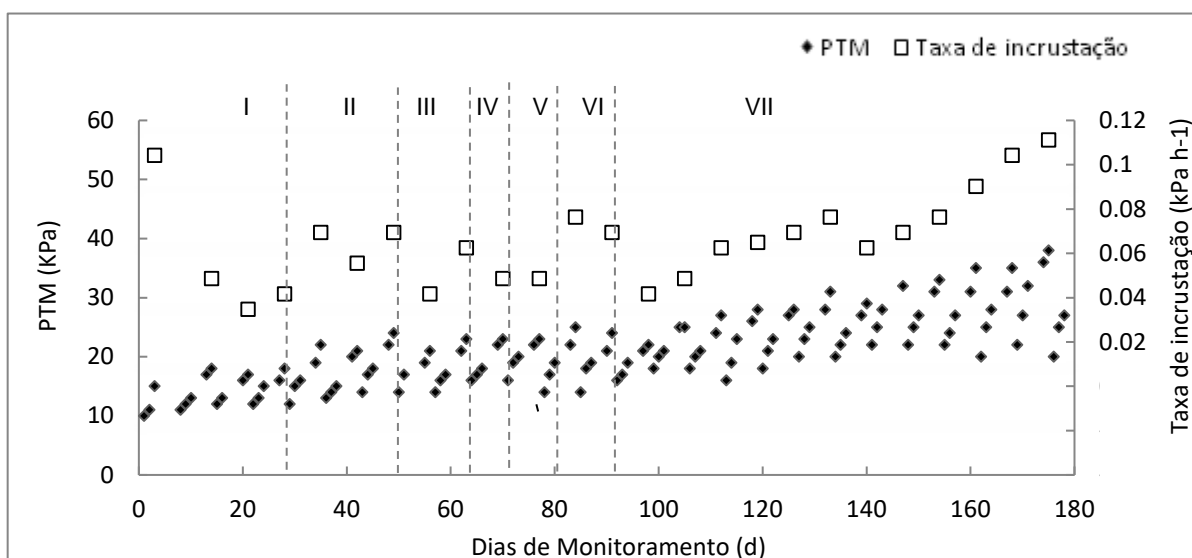


Figura 4: PTM versus permeabilidade da membrana durante o monitoramento do BRMLEV.

Table 4: Resistência da membrana no BRMLEV.

Fase	Resistência ($\times 10^{12} \text{ m}^{-1}$)				COT Coloidal (mg L^{-1})
	Membrana	Incrustação	Incrustação reversível	Incrustação reversível	
I	1,8±0,2	8,9±0,7	8,9±0,8	0,09±0,00	993±24
II	2,0±0,1	12,1±0,9	12,0±1,0	0,09±0,00	2.596±67
III	2,2±0,1	11,8±0,9	11,5±0,5	0,27±0,01	3.917±227
IV	2,7±0,1	11,9±0,6	11,9±0,6	-	4.306±215
V	2,4±0,4	12,8±1,3	12,8±0,6	-	4.398±122
VI	2,2±0,1	13,3±0,5	12,4±0,8	0,27±0,01	4.697±234
VII	3,1±0,4	15,0±1,2	14,8±1,2	0,20±0,01	4.849±937

CONCLUSÕES

O BRM_{LEV} inoculado com levedura se mostrou um processo adequado e promissor para tratar lixiviado de aterro sanitário com características recalcitrantes. A membrana desempenhou um papel importante na fase de *start-up* devido à sua retenção total de biomassa e auxílio na remoção de matéria orgânica. O *start-up* do BRM_{LEV} com o emprego do aumento progressivo de percentual de lixiviado e utilização de caldo SAB foi obtido com sucesso. No entanto, concluiu-se que estudos que investigam o fornecimento de nutrientes ainda são importantes para otimizar o *start-up* do sistema. O BRM_{LEV} foi eficaz na remoção de compostos orgânicos e amônia. O permeado do BRM_{LEV} apresentou toxicidade provavelmente devida a presença de íons sulfatos, o que demandaria pós-tratamento para a viabilidade do lançamento deste efluente. A incrustação da membrana foi significativa e constituiu um desafio em aplicações práticas de maior escala.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CEFET-MG (Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais) pelo apoio e contrapartida na pesquisa, à FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais) e ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pelo fomento concedido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22th ed. Washington: American Public Health Association, 2012.
2. BENJAMIN, M.M; *Water Chemistry*. New York, NY, McGraw Hill Higher Education, 2002.

3. 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.
4. CARLILE, M.J.; WATKINSON, S.C.; GOODAY, G.W. *The Fungi*. London, UK, Academic Press, 2001.
5. CHOO, K.H.; LEE, C.H. Hydrodynamic behavior of anaerobic biosolids during crossflow filtration in the membrane anaerobic bioreactor. *Water Research*, v.32, p. 3387-3397, 1998.
6. 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, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.
7. 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, p.2391-2404, 2004.