



José Carlos Rodrigues de Moura Junior

**Avaliação do impacto da adição do lixiviado de
aterros sanitários no cotratamento de esgoto
sanitário pelo processo MBBR**

Tese de Doutorado

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, de Materiais e Processos Ambientais, do Departamento de Engenharia Química e de Materiais da PUC-Rio.

Orientador: Prof. Dr. Francisco José Moura
Co-orientador: Dr. Jaime Lopes da Mota Oliveira

Rio de Janeiro
Outubro de 2024



José Carlos Rodrigues de Moura Junior

Avaliação do impacto da adição do lixiviado de aterros sanitários no cotratamento de esgoto sanitário pelo processo MBBR

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, de Materiais e Processos Ambientais da PUC-Rio. Aprovada pela Comissão Examinadora abaixo:

Prof. Dr. Francisco José Moura

Orientador

Departamento de Engenharia Química e de Materiais (DEQM) – PUC-Rio

Dr. Jaime Lopes da Mota Oliveira

Coorientador

Escola Nacional de Saúde Pública (ENSP) – Fiocruz

Prof. Dr. Artur Serpa de Carvalho Rego

Departamento de Engenharia Química e de Materiais (DEQM) – PUC-Rio

Profa. Dra. Lidia Yokoyama

Escola de Química - UFRJ

Prof. Dr. Alexandre Lioi Nascentes

Escola de Engenharia - UFRRJ

Prof. Dra. Simone Maria Ribas Vendramel

Escola de Engenharia - IFRJ

Rio de Janeiro, 03 de outubro de 2024

Todos os direitos reservados. A reprodução, total ou parcial, do trabalho é proibida sem autorização da universidade, do autor e dos orientadores.

José Carlos Rodrigues de Moura Junior

Graduou-se em Engenharia Ambiental e Sanitária na Unesa (Universidade Estácio de Sá) em 2017, cursando dois semestres de graduação sanduíche no curso *Umweltgeowissenschaften* (Geociências Ambientais) na *Universität Trier*, na Alemanha, entre 2014 e 2015. Durante a graduação participou de projeto de Iniciação científica (Unesa) na área de monitoramento de qualidade de água de rios e projeto de Iniciação em Desenvolvimento Tecnológico (ENSP/Fiocruz), na área de tratamento de efluentes industriais. Especializou-se em Meio Ambiente na COPPE/UFRJ (Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia/Universidade Federal do Rio de Janeiro) em 2019. Tornou-se Mestre em Engenharia de Materiais e de Processos Químicos e Metalúrgicos, pela PUC-Rio, em 2020. Atua como Engenheiro de Processos, na área de tratamento de águas e efluentes, na Tecnipar Ambiental Ltda, desde 2021.

Ficha catalográfica

Moura Junior, José Carlos Rodrigues de

Avaliação do impacto da adição do lixiviado de aterros sanitários no cotratamento de esgoto sanitário pelo processo MBBR / José Carlos Rodrigues de Moura Junior ; orientador: Francisco José Moura ; co-orientador: Jaime Lopes da Mota Oliveira. – 2024.

96 f. : il. color. ; 30 cm

Tese (doutorado)–Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Química e de Materiais, 2024.

Inclui bibliografia

1. Engenharia Química e de Materiais – Teses. 2. MBBR. 3. Cotratamento. 4. Tratamento biológico. 5. Esgoto sanitário. 6. lixiviado de aterro sanitário. I. Moura, Francisco José. II. Oliveira, Jaime Lopes da Mota. III. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Engenharia Química e de Materiais. IV. Título.

CDD: 620.11

À minha família, em especial meus pais, que, com muito carinho e apoio, não mediram esforços para que eu chegasse até esta etapa da minha vida.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus, pela saúde, força e sabedoria durante todo o caminho do doutorado, pois, sem Ele, nada seria possível.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Francisco Moura, pelos ensinamentos, apoio e confiança na execução deste trabalho.

Ao meu coorientador, Dr. Jaime Lopes, pela sugestão do tema, troca de conhecimentos e todo o suporte durante a pesquisa.

Ao Departamento de Saúde e Saneamento Ambiental, da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca – ENSP/Fiocruz, por ceder o espaço do laboratório de análises ambientais, assim como seus equipamentos para diversas análises pertinentes a esse trabalho.

À minha colega doutoranda, Larissa Coelho, pela colaboração e apoio inestimáveis ao longo deste trabalho.

Aos técnicos do laboratório da Fiocruz, cujo suporte técnico foi essencial para a realização das análises e experimentos.

Aos estagiários do laboratório, pelo auxílio dedicado nas rotinas experimentais.

Aos professores do DEQM, cujos ensinamentos e experiência contribuíram significativamente para meu desenvolvimento acadêmico.

À minha família, especialmente meus pais, e meus amigos, por todo amor, carinho e incentivo durante toda minha jornada acadêmica.

Aos meus colegas de curso, que compartilharam comigo momentos de aprendizado e desafios.

Ao CNPq (141610/2020-4), à CAPES e à PUC-Rio, pela concessão de bolsas, sem as quais este trabalho não poderia ter sido realizado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Resumo

Moura Junior, José Carlos Rodrigues de; Moura, Francisco José (Orientador); Oliveira, Jaime Lopes da Mota (Coorientador). **Avaliação do impacto da adição do lixiviado de aterros sanitários no cotratamento de esgoto sanitário pelo processo MBBR**. Rio de Janeiro, 2024. 96p. Tese de Doutorado – Departamento de Engenharia Química e Materiais, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

O cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em estações de tratamento de efluentes tem se mostrado uma alternativa promissora para a gestão integrada desses efluentes. Este estudo avaliou o desempenho do processo de reator com biofilme de leito móvel (MBBR) no tratamento de esgoto sanitário com adição de 1% (v/v) de lixiviado de aterro sanitário, utilizando uma fração de enchimento de 30% de biomédias. A pesquisa foi conduzida em escala de bancada, utilizando dois reatores MBBR idênticos operados simultaneamente durante 292 dias. O reator controle (R1) recebeu apenas esgoto sanitário sintético, enquanto o reator teste (R2) recebeu esgoto sanitário sintético com adição de 1% de lixiviado. O tempo de detenção hidráulica médio dos reatores foi de 10,5 horas, monitorando a remoção de matéria orgânica, nutrientes e outros parâmetros de qualidade. O processo MBBR demonstrou eficiência satisfatória no tratamento de esgoto sanitário, alcançando remoções médias de 81,0% para DQO e 70,6% para COD no reator R1. A adição de 1% de lixiviado não comprometeu significativamente o desempenho do processo, com o reator R2 apresentando remoções médias de 80,5% para DQO e 71,2% para COD. O lodo excedente foi significativamente maior em R2 ($1,17 \text{ gSVdia}^{-1}$) em comparação com R1 ($0,63 \text{ gSVdia}^{-1}$), porém não houve diferença significativa na concentração de sólidos aderidos às biomédias entre os reatores. Os resultados obtidos demonstram que o processo MBBR é uma alternativa viável para o cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário, mantendo eficiências de remoção satisfatórias mesmo com a adição de lixiviado e baixa concentração de sólidos aderidos.

Palavras-chave

MBBR; cotratamento; tratamento biológico; esgoto sanitário; lixiviado de aterro sanitário; remoção de DQO.

Abstract

Moura Junior, José Carlos Rodrigues de; Moura, Francisco José (Advisor); Oliveira, Jaime Lopes da Mota (Co-advisor). **Impact assessment of the addition of landfill leachate in sewage co-treatment by MBBR process.** Rio de Janeiro, 2024. 96p. Tese de Doutorado – Departamento de Engenharia Química e Materiais, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

The co-treatment of sewage and landfill leachate in wastewater treatment plants has proved to be a promising alternative for the integrated management of these effluents. This study evaluated the performance of the moving bed biofilm reactor (MBBR) process in the treatment of sanitary sewage with the addition of 1% (v/v) landfill leachate, using a filling fraction of 30% biomedium. The study was conducted on a bench scale with two identical MBBR reactors simultaneously operated for 292 days. The control reactor (R1) received only synthetic sewage, while the test reactor (R2) received synthetic sewage with the addition of 1% leachate. The reactors were operated with an average hydraulic detention time of 10.5 hours and monitored for the removal of organic matter, nutrients and other quality parameters. The MBBR process showed satisfactory efficiency in the treatment of sanitary sewage, achieving average removals of 81.0% for COD and 70.6% for COD in reactor R1. The addition of 1% leachate did not significantly compromise the performance of the process, with reactor R2 showing average removals of 80.5% for COD and 71.2% for COD. The excess sludge was significantly higher in R2 (1.17 gSVdia⁻¹) compared to R1 (0.63 gSVdia⁻¹), but there was no significant difference in the concentration of solids adhered to the biomedium between the reactors. The results obtained demonstrate that the MBBR process is a viable alternative for co-treating sanitary sewage and landfill leachate, with satisfactory removal efficiencies even with the addition of leachate and a low concentration of adhered solids.

Keywords

MBBR; co-treatment; biological treatment; sanitary sewage; landfill leachate; COD removal

Sumário

1	Introdução	14
2	Revisão Bibliográfica	17
2.1	Processo MBBR	17
2.1.1	Princípios e fundamentos do processo MBBR	17
2.1.2	Vantagens e limitações do MBBR	18
2.1.3	Biomídia - <i>Carriers</i>	20
2.1.4	Parâmetros Operacionais e de Projeto do MBBR no Tratamento de Efluentes	27
2.1.5	Decantação Secundária	30
2.2	Lixiviado de aterros sanitários	31
2.2.1	Caracterização e composição do lixiviado	31
2.2.2	Impactos ambientais do lixiviado	33
2.2.3	Legislação e regulamentações aplicáveis	33
2.3	Processos de Tratamento de Lixiviado	35
2.3.1	Processos Físico-Químicos	37
2.3.2	Processos Biológicos	38
2.3.3	Processos Avançados	39
2.4	Cotratamento de esgoto doméstico e lixiviado	41
2.4.1	Vantagens e desafios do cotratamento	41
2.4.2	Experiências de cotratamento	42
3	Objetivos	45
4	Materiais e Métodos	46
4.1	Configuração Experimental e Condições Operacionais	46
4.1.1	Características da Biomídia	48
4.1.2	Características do Esgoto Sintético e Lixiviado	51
4.2	Fases do Estudo	52
4.2.1	Fase I: Inoculação e Estabilização (65 dias)	52
4.2.2	Fase II: Estabilização sem Recirculação de Lodo (56 dias)	53
4.2.3	Fase III: Aclimatação com Lixiviado (51 dias)	53

4.2.4 Fase IV: Teste com Lixiviado (120 dias)	54
4.3 Monitoramento e Amostragem	54
4.3.1 Métodos Analíticos	55
4.4 Análise dos Dados	61
5 Resultados e Discussões	63
5.1 Avaliação estatística dos parâmetros operacionais do experimento	64
5.1.1 Vazão	64
5.2 Remoção de Matéria Orgânica	66
5.3 Remoção de Nutrientes	70
5.4 Concentração de Biomassa no Reator e Lodo Excedente	74
5.5 Aspectos Visuais e Outros Parâmetros	76
5.6 Impacto da Adição de Lixiviado no Desempenho do Processo	
MBBR	78
6 Conclusões	80
7 Sugestões para trabalhos futuros	82
8 Referências	84

Lista de Figuras

Figura 2.1. Diferentes formatos de biomídias disponíveis no mercado.	22
Figura 2.2. Fluxograma de rotas de processos de tratamento de lixiviado – (a) recirculação no próprio aterro; (b) tratamento combinado em ETEs municipais; (c) tratamento biológico e; (d) tratamento avançado.	36
Figura 4.1. Desenho esquemático do Aparato Experimental (E1 = Entrada de esgoto bruto; Ar = Entrada de Ar comprimido; S1 = Saída de esgoto tratado; S2 = Saída de lodo para descarte).	46
Figura 4.2. Aparato experimental (Reator + Decantador). (a) Vista superior com a tampa de proteção das mídias; (b) reator aberto; (c) detalhes da furação vertedora do efluente tratado para a zona de decantação; (d) detalhe do tubo de alimentação inferior do reator e; (e) vista externa do reator, com identificação.	47
Figura 4.3. Variação de OD observada nos reatores R1 e R2, de 03 a 11 de maio de 2023, com taxa de aeração de 350 Lh^{-1} de ar.	47
Figura 4.4. Fotografia da Biomídia utilizada no estudo.	49
Figura 5.1. Distribuição dos dados de vazão entre os reatores R1 e R2, durante a fase IV.	65
Figura 5.2. Variação temporal da DQO afluente e efluente em R1 e R2.	67
Figura 5.3. Variação temporal da COV aplicada e eficiência de remoção de DQO em R1 e R2.	69
Figura 5.4. Variação temporal de (a) NT, (b) N amoniacal, (c) N-NO ₂ ⁻ e (d) N- NO ₃ ⁻ efluente em R1.	72
Figura 5.5. Variação temporal de (a) NT, (b) N amoniacal, (c) N-NO ₂ ⁻ e (d) N- NO ₃ ⁻ efluente em R2.	73
Figura 5.6. Licor misto coletado dos decantadores dos reatores R1 e R2, para determinação da geração de sólidos, na fase IV.	75
Figura 5.7. Variação temporal dos sólidos no reator em R1 e R2.	75
Figura 5.8. Variação temporal da absorbância UV254nm em R1 e R2.	76
Figura 5.9. Variação temporal da cor verdadeira em R1 e R2.	77
Figura 5.10. Variação temporal da Turbidez efluente em R1 e R2.	78

Lista de Tabelas

Tabela 2.1. Propriedades dos materiais utilizados na fabricação da biomídia em MBBRs.	21
Tabela 2.2. Área Superficial de biomídiás disponíveis no mercado.	24
Tabela 2.3. Composição típica do lixiviado de aterros sanitários.	32
Tabela 2.4. Experiências de cotratamento de esgoto doméstico e lixiviado.	43
Tabela 4.1. Formulação para o preparo de 1L de esgoto doméstico sintético, em miligrama (mg).	51
Tabela 4.2. Caracterização físico-química do Lixiviado utilizado no estudo.	52
Tabela 4.3. Parâmetros físico-químicos monitorados durante a Fase II (Estabilização sem recirculação de Lodo) do estudo.	53
Tabela 4.4. Parâmetros físico-químicos monitorados durante a Fase III (Aclimação com Lixiviado) do estudo.	53
Tabela 5.1. Resultados dos principais parâmetros avaliados para os reatores R1 (esgoto sanitário) e R2 (esgoto sanitário + 1% v/v lixiviado) com análise de significância estatística.	63

Lista de Abreviações

CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CTR	Central de Tratamento de Resíduos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPS	Polímeros extracelulares
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FES	Fração de Enchimento dos Suportes
HAP	Hidrocarboneto Aromático Policíclico
LA	Lodos Ativados
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor (reator com biofilme de leito móvel)
NT	Nitrogênio Total
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
OR	Osmose Reversa
PEAD	Polietileno de alta densidade
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
POA	Processo de Oxidação Avançada
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PT	Fósforo Total
PU	Poliuretano
RBS	Reator em Batelada Sequencial
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis

TDH

Tempo de Detenção Hidráulico

USEPA

United States Environmental Protection Agency

1

Introdução

A disposição inadequada de resíduos sólidos em lixões a céu aberto tem sido uma prática comum em muitos países, incluindo o Brasil. No entanto, essa prática tem causado sérios danos ambientais e riscos à saúde pública, como a contaminação do solo, dos recursos hídricos e do ar, além da proliferação de vetores de doenças. Em resposta a essa problemática, políticas públicas têm sido implementadas para incentivar a extinção dos lixões e promover a adoção de aterros sanitários como uma alternativa mais adequada para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos, com a promulgação da Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010).

Esta tecnologia conta com sistema de drenagem, captação e acúmulo da parcela líquida presente nesses resíduos, o lixiviado de aterros sanitários. Conhecido também como chorume, este líquido é um efluente que apresenta uma matriz de características complexas e variadas, mas em geral com alta concentração de matéria orgânica, comumente pouco biodegradável, e de nutrientes como fósforo e nitrogênio. A depender da origem dos resíduos depositados no aterro, esse lixiviado pode ainda conter quantidades consideráveis de metais e compostos com elevada ecotoxicidade (RENOU et al., 2008).

A presença de substâncias recalcitrantes neste efluente resulta em baixa eficiência quando se utiliza processos de tratamento biológicos convencionais. Por outro lado, utilizar tratamentos físico-químicos apresenta custos elevados frente àqueles da operação dos aterros. Surge então a opção do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) já existentes, chamado também de cotratamento. Esta opção tem se mostrado como uma solução viável, sendo adotada em diversos países, como forma de reduzir custos de operação dos aterros e mitigar possíveis problemas ambientais devido ao descarte inadequado deste efluente (RENOU et al., 2008).

Alguns questionamentos, no entanto, são levantados acerca do impacto do recebimento do lixiviado nos processos de tratamento adotados nas ETEs e quanto a qualidade dos efluentes tratados. Essas questões são provenientes das diferentes

características entre ambos efluentes, i.e., lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário. O primeiro possui elevadas concentrações de compostos orgânicos recalcitrantes e nitrogênio amoniacal, quando comparado ao segundo. Mas apesar de apresentarem composições distintas, as técnicas utilizadas são geralmente as mesmas, em ambos os tratamentos, como processos de tratamento biológico aeróbio e/ou anaeróbio, separação por membranas, processos de oxidação avançada (POAs), *air stripping* de amônia, sistemas *wetlands*, entre outros (FERRAZ et al., 2014; YE et al., 2014; DE ALBUQUERQUE et al., 2018).

O método mais investigado para o cotratamento de lixiviado de aterro e esgoto sanitário é o processo de lodos ativados (LA). Contudo, este processo ainda apresenta alguns obstáculos como limitação no recebimento de carga biológica, sensibilidade a compostos tóxicos e perda de biomassa. Neste sentido, avaliar a utilização de uma variante deste processo pode ser uma alternativa promissora, como a utilização do reator biológico de leito móvel com biomassa aderida (MBBR, do inglês *moving bed biofilm reactor*), que apresenta maior robustez no tratamento de efluentes com maiores cargas orgânicas (ØDEGAARD, 2006; WEF, 2010; BARWAL; CHAUDHARY, 2015a).

Combinando as características dos processos de LA e de biofiltros, o MBBR surgiu, na década de 1990, como um processo aprimorado para suportar altas cargas orgânicas no tratamento de efluentes (METCALF; EDDY, 2013). O uso de biomédias, que servem como meio suporte para o crescimento de biomassa aderida, permite o desenvolvimento de um biofilme com diferentes zonas metabólicas, i.e., anaeróbia, anóxica e aeróbia, favorecendo assim a ocorrência de nitrificação na área superficial (aeróbia) e desnitrificação na zona anóxica (MARA; HORAN, 2003). Desta forma, é favorecido também a remoção de nitrogênio.

Ao reator biológico é inserido biomédias, que são suportes plásticos com baixa densidade e alta área específica, para favorecimento da aderência e crescimento da biomassa. O tanque de aeração é preenchido pelas médias numa relação de 30% a 70% (v/v), estabelecido em norma (ABNT, 1992), assim, quando o sistema é aerado, as biomédias apresentam grande mobilidade dentro do reator, favorecendo seu contato com toda a massa líquida a ser tratada. Desta forma, é possível concentrar uma quantidade de biomassa no reator sem a necessidade de recirculação dos sólidos no fundo do decantador, como é o caso dos processos de

LA, possibilitando ainda a utilização de reatores mais compactos (WOLFF *et al.*, 2005).

De acordo com a revisão da literatura, poucos estudos foram encontrados sobre o tratamento combinado de esgoto sanitário e lixiviado de aterro pelo processo MBBR e nenhum estudo foi identificado quanto a avaliação do impacto do recebimento do lixiviado neste processo.

Diante do exposto, o presente estudo tem como objetivo avaliar o desempenho do processo MBBR no tratamento de esgoto sanitário com e sem a adição de lixiviado de aterro sanitário. Serão investigadas a eficiência do tratamento em termos de remoção de matéria orgânica e nutrientes, a qualidade do efluente final e as características da biomassa aderida em diferentes condições operacionais. Os resultados obtidos fornecerão subsídios para a aplicação do processo MBBR no cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado, contribuindo para o aprimoramento das estratégias de tratamento desses efluentes complexos.

2

Revisão Bibliográfica

2.1

Processo MBBR

2.1.1

Princípios e fundamentos do processo MBBR

O processo MBBR é uma tecnologia de tratamento biológico que combina as vantagens dos sistemas de lodos ativados e dos reatores de biofilme, surgido na década de 1990 (MARA; HORAN, 2003; ØDEGAARD, 2006). Esse processo utiliza pequenos suportes plásticos, conhecidos como biomédias, que são mantidas em suspensão no reator por meio de agitação mecânica ou aeração (BARWAL; CHAUDHARY, 2014). Essas biomédias possuem elevada área superficial que permite o crescimento e a adesão de microrganismos, formando um biofilme (TORRESI et al., 2016).

O princípio fundamental do processo MBBR é a criação de um ambiente favorável para o desenvolvimento de uma comunidade microbiana diversificada e especializada capaz de degradar eficientemente os poluentes presentes no efluente (WEF, 2010). A presença do biofilme nas biomédias aumenta o tempo de retenção da biomassa no reator, o que permite uma maior eficiência de tratamento em comparação com os sistemas de lodos ativados convencionais (BARWAL; CHAUDHARY, 2014).

Uma das principais vantagens do processo MBBR é a sua capacidade de operar com altas cargas orgânicas e hidráulicas, devido à grande área superficial disponível para o crescimento do biofilme (ØDEGAARD, 2006). Além disso, a presença das biomédias em suspensão, e constante movimentação, evita problemas de colmatação e reduz a necessidade de retrolavagem, comuns em outros sistemas de biofilme fixo (BARWAL; CHAUDHARY, 2014).

O processo MBBR pode ser projetado e operado em diferentes configurações, dependendo das características do efluente e dos objetivos do tratamento. As configurações mais comuns incluem o MBBR de estágio único, o MBBR de múltiplos estágios e o MBBR híbrido, que combina o MBBR com outros processos, como o lodo ativado ou o reator anaeróbio (WEF, 2010; GUPTA et al., 2022; MOURA JUNIOR et al., 2024).

O desempenho do processo MBBR é influenciado por diversos parâmetros operacionais, como a carga orgânica aplicada, o tempo de retenção hidráulica, a concentração de oxigênio dissolvido, a temperatura e o pH. O controle adequado desses parâmetros é essencial para garantir a estabilidade e a eficiência do tratamento, bem como para promover o desenvolvimento de uma comunidade microbiana adaptada às condições específicas do efluente (WEF, 2010).

Outro aspecto importante do processo MBBR é a seleção das biomédias utilizadas. Estas devem apresentar características como alta área superficial, resistência mecânica, estabilidade química e facilidade de mistura no reator (TORRESI et al., 2016). Diferentes materiais e geometrias de mídias têm sido desenvolvidos e avaliados, buscando otimizar a adesão e o crescimento do biofilme, bem como facilitar a transferência de massa entre o efluente e os microrganismos (BARWAL; CHAUDHARY, 2014; GUPTA et al., 2022).

O entendimento dos princípios e fundamentos do processo MBBR é essencial para a sua aplicação efetiva no tratamento de efluentes, incluindo o cotratamento de esgoto doméstico e lixiviado de aterros sanitários. A compreensão dos mecanismos de adesão e crescimento do biofilme, bem como dos parâmetros operacionais que influenciam o desempenho do processo, permite a otimização e a adaptação do MBBR às características específicas desses efluentes, visando à obtenção de um tratamento eficiente e sustentável.

2.1.2 Vantagens e limitações do MBBR

O processo MBBR apresenta diversas vantagens em relação a outros sistemas de tratamento biológico, o que tem impulsionado sua aplicação crescente no tratamento de efluentes industriais e municipais (WEF, 2010). Uma das principais vantagens do MBBR é a sua capacidade de operar com altas cargas orgânicas e

hidráulicas, devido à grande área superficial disponível para o crescimento do biofilme nas biomédias (ØDEGAARD, 2006)..

Outra vantagem significativa do processo MBBR é a sua compacidade e flexibilidade operacional. A presença das mídias em suspensão permite uma maior retenção de biomassa no reator, o que resulta em uma menor necessidade de espaço em comparação com os sistemas de lodos ativados convencionais (BARWAL; CHAUDHARY, 2014). Além disso, o MBBR pode ser facilmente adaptado a variações de carga e vazão, através do ajuste da quantidade de biomédias e das condições operacionais (WEF, 2010).

A estabilidade e a resiliência do processo MBBR também são apontadas como vantagens importantes (TORRESI et al., 2016). A presença do biofilme aderido às biomédias confere uma maior resistência a choques de carga e a substâncias tóxicas, uma vez que a biomassa está protegida no interior do biofilme (ØDEGAARD, 2006). Além disso, a diversidade microbiana promovida pelo biofilme permite uma maior capacidade de adaptação e recuperação do sistema frente a perturbações operacionais (MCQUARRIE; BOLTZ, 2011a).

O processo MBBR também apresenta vantagens em termos de operação e manutenção. A ausência de recirculação de lodo e a menor produção de lodo excedente reduzem os custos e a complexidade operacional, em comparação com os sistemas de lodos ativados (ØDEGAARD, 2006).

No entanto, o processo MBBR também apresenta algumas limitações que devem ser consideradas. Uma das principais limitações é a necessidade de um sistema de aeração eficiente e de alta capacidade, para garantir a mistura adequada das biomédias e a transferência de oxigênio para o biofilme (MCQUARRIE; BOLTZ, 2011a). Isso pode implicar em custos energéticos elevados, especialmente em sistemas de grande escala.

Outra limitação do processo MBBR é a potencial ocorrência de problemas de transferência de massa, especialmente em efluentes com alta carga orgânica e baixa solubilidade de oxigênio (TORRESI et al., 2016). A difusão limitada de substrato e oxigênio para o interior do biofilme pode resultar em zonas anaeróbias e em uma menor eficiência de remoção de poluentes (ØDEGAARD, 2006). Esse problema pode ser minimizado através do controle adequado das condições operacionais e da seleção de meios suportes com geometria e características adequadas (MCQUARRIE; BOLTZ, 2011a; BARWAL; CHAUDHARY, 2014).

Por fim, a presença de sólidos suspensos e de substâncias inibidoras no efluente pode afetar negativamente o desempenho do processo MBBR (MCQUARRIE; BOLTZ, 2011a). A acumulação de sólidos nas mídias pode reduzir a área superficial disponível para o crescimento do biofilme e prejudicar a transferência de massa (WEF, 2010). Além disso, a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras pode afetar a atividade microbiana e comprometer a eficiência do tratamento (MCQUARRIE; BOLTZ, 2011a; HASHEMI, 2018). Nesses casos, pode ser necessária a adoção de pré-tratamentos específicos ou a adaptação das condições operacionais para garantir o desempenho adequado do MBBR.

A compreensão das vantagens e limitações do MBBR é fundamental para a sua aplicação adequada e para a otimização do seu desempenho, visando à obtenção de um tratamento eficiente, econômico e sustentável.

2.1.3 Biomídia - Carriers

A biomídia, também conhecida como *carriers*, do inglês, é um componente essencial no processo de tratamento de efluentes por meio de MBBR. Esses suportes, geralmente plásticos, fornecem uma superfície para a fixação e o crescimento do biofilme, onde ocorrem as reações biológicas de degradação dos poluentes (ØDEGAARD, 2006). A escolha adequada da biomídia é fundamental para garantir o bom funcionamento do processo e alcançar elevadas eficiências de tratamento.

2.1.3.1 Materiais e Propriedades

Os materiais utilizados na fabricação da biomídia devem apresentar características específicas para atender às necessidades do processo MBBR. Esses materiais precisam ser duráveis, resistentes ao desgaste, quimicamente inertes e não tóxicos para os microrganismos (BARWAL; CHAUDHARY, 2014). Além disso, devem possuir uma densidade próxima à da água, permitindo que se movimentem livremente no reator sem afundar ou flutuar excessivamente (METCALF; EDDY, 2013).

Os principais materiais utilizados na fabricação da biomídia são polímeros sintéticos, como polietileno de alta densidade (PEAD), polipropileno (PP) e

poliestireno (PS) (BASSIN et al., 2016). Outro material que tem se destacado, atualmente, é o poliuretano (PU), possuindo estrutura porosa e flexível (CHU; WANG, 2011). Esses materiais apresentam excelentes propriedades mecânicas, baixa densidade e resistência química, sendo adequados para uso em MBBRs (RUSTEN et al., 2006). A Tabela 2.1 apresenta um comparativo das propriedades destes materiais.

Tabela 2.1. Propriedades dos materiais utilizados na fabricação da biomídia em MBBRs.

Material	Densidade (g/cm³)	Resistência química	Custo
Polietileno de Alta Densidade (PEAD)	0,95 - 0,96	Alta	Baixo
Polipropileno (PP)	0,90 - 0,91	Alta	Baixo
Poliestireno (PS)	1,05	Moderada	Moderado
Poliuretano (PU)	0,10 - 0,12	Alta	Alto

(Adaptado de ØDEGAARD, 2006; RUSTEN et al., 2006; NGUYEN et al., 2010; CHU; WANG, 2011; BARWAL; CHAUDHARY, 2014)

Além das propriedades do material, a rugosidade superficial da biomídia também desempenha um papel importante na adesão e fixação dos microrganismos. Superfícies mais rugosas favorecem a colonização inicial do biofilme, enquanto superfícies mais lisas facilitam o desprendimento do excesso de biomassa (PICULELL et al., 2016).

2.1.3.2 Formatos e Design

A biomídia utilizada em MBBRs pode apresentar diversos formatos e designs, buscando maximizar a área superficial disponível para o crescimento do biofilme e favorecer a transferência de massa (ØDEGAARD; GISVOLD; STRICKLAND, 2000). Os formatos mais comuns incluem:

1. **Anéis de Pall:** são pequenos cilindros com aberturas internas e externas, proporcionando uma elevada área superficial específica (AYGUN; NAS; BERKTAY, 2008).

2. **Discos Kaldnes:** são pequenos discos com aberturas e ranhuras, permitindo a passagem do efluente e a fixação do biofilme (RUSTEN; HEM; ØDEGAARD, 1995).

3. **Esferas perfuradas:** são esferas ocas com perfurações, oferecendo uma grande área superficial em um formato compacto (FALÁS et al., 2012).

4. **Tubos corrugados:** são pequenos tubos com superfícies corrugadas, aumentando a área disponível para o crescimento do biofilme (BASSIN et al., 2012).

5. **Esponjas de poliuretano:** pequenas esponjas com altíssima área superficial, podendo ser de formato cúbico, esférico ou cilíndrico (NGUYEN et al., 2010).

O design da biomídia deve levar em consideração fatores como a facilidade de movimentação no reator, a resistência à colmatção e a capacidade de retenção de biomassa (HEM; RUSTEN; ØDEGAARD, 1994). Formatos com aberturas internas e externas permitem uma melhor circulação do efluente e evitam a obstrução dos poros (WANG; WEN; QIAN, 2005). A Figura 2.1 mostra os diferentes formatos de biomídias disponíveis no mercado.



Figura 2.1. Diferentes formatos de biomídias disponíveis no mercado.

2.1.3.3 Importância da Escolha da Biomídia

A escolha da biomídia é um fator determinante para o bom funcionamento do processo MBBR. Uma biomídia adequada deve proporcionar uma elevada área superficial para o crescimento do biofilme, favorecer a transferência de massa e permitir uma boa movimentação no reator (BARWAL; CHAUDHARY, 2015b).

Biomídias com maior área superficial específica permitem uma maior colonização dos microrganismos, aumentando a capacidade de tratamento do reator (ØDEGAARD, 2016). No entanto, é importante encontrar um equilíbrio entre a área superficial e a densidade de empacotamento, evitando a colmatção e a limitação da transferência de massa (TORRESI et al., 2016).

Essa escolha também deve considerar as características do efluente a ser tratado. Efluentes com elevada carga orgânica podem requerer biomédias com maior capacidade de retenção de biomassa, enquanto efluentes com presença de sólidos suspensos podem exigir formatos que minimizem a obstrução dos poros (BASSIN; DEZOTTI; SANT'ANNA, 2011).

Além disso, a compatibilidade da biomédia com os microrganismos envolvidos no processo deve ser avaliada. Materiais tóxicos ou que liberem substâncias inibidoras podem prejudicar a atividade biológica e reduzir a eficiência do tratamento (CHU; WANG, 2011).

2.1.3.4 Área Superficial Específica

A área superficial específica é um parâmetro fundamental na caracterização da biomédia, representando a área disponível para o crescimento do biofilme por unidade de volume do *carrier* (ØDEGAARD, 1999). Essa informação é essencial para o projeto e dimensionamento de reatores MBBR. Pela NBR 12.209, a área superficial da mídia deve ser superior a $250 \text{ m}^2\text{m}^{-3}$, para ser considerado um sistema MBBR (ABNT, 2011).

Existem diferentes métodos para a determinação da área superficial específica da biomédia. Um método que pode ser utilizado é o de adsorção de nitrogênio, baseado na teoria de Brunauer-Emmett-Teller (BET). Esse método consiste na adsorção de moléculas de nitrogênio na superfície da biomédia, permitindo o cálculo da área superficial a partir da quantidade de gás adsorvido (BRUNAUER; EMMETT; TELLER, 1938).

Outro método a ser utilizado é o método de porosimetria por intrusão de mercúrio, que se baseia na intrusão de mercúrio líquido nos poros da biomédia sob pressão controlada. A partir do volume de mercúrio introduzido e da pressão aplicada, é possível determinar a distribuição de tamanho dos poros e calcular a área superficial específica (GIESCHE, 2006).

Além dos métodos experimentais, a área superficial específica pode ser estimada por meio de cálculos geométricos, considerando a forma e as dimensões dos *carriers* (ØDEGAARD, 2006). A abordagem geométrica para a determinação da área superficial específica é particularmente útil quando se trabalha com *carriers* de formas regulares e bem definidas, como esferas, cilindros e anéis (BARWAL;

CHAUDHARY, 2014). Nesses casos, é possível utilizar fórmulas matemáticas para calcular a área superficial e o volume dos *carriers*, e então determinar a área superficial específica (RUSTEN et al., 2006). É importante ressaltar que essas fórmulas consideram apenas a área superficial “lisa” dos *carriers*, desconsiderando a área superficial proporcionada pela rugosidade do material. Portanto, os valores obtidos por cálculos geométricos podem ser inferiores aos determinados por métodos experimentais, que levam em conta a área superficial total.

A Tabela 2.2 mostra a área superficial específica de diferentes tipos de biomédias disponíveis no mercado.

Tabela 2.2. Área Superficial de biomédias disponíveis no mercado.

Nome	Fabricante	Área Superficial Específica (m ² m ⁻³)
Chip M	Anox Kaldnes	1200
Chip P	Anox Kaldnes	900
K1	Anox Kaldnes	500
K2	Anox Kaldnes	350
K3	Anox Kaldnes	500
K5	Anox Kaldnes	800
Z50	Anox Kaldnes	1270
Z200	Anox Kaldnes	1740
Z400	Anox Kaldnes	2190
AqWise	AqWise	650
BioFAS B-460	Bioprocess H2O	402
BioFAS B585	Bioprocess H2O	515
BWT 15	Biowater Technology	828
BWT S	Biowater Technology	650
Curler Advance X-1	Creatch Aqua	800
Cylinder Plus	Creatch Aqua	350-550
Cylinder X-0	Creatch Aqua	600-900
CM-10D	Evoqua	750
BCP 020	GEA	610
BCP 750	GEA	750
BNC 011	GEA	790
AC450	Headworks	402
AC515	Headworks	485
AC920	Headworks	680
Biochip	Mutag	5500
Bioportz	Nexom	589
ASO	P.E.W.E.	650
TNP 956	Tecnipar	532
Bioball	Warden Biomedica	220
Bioflo	Warden Biomedica	800
Biomarble	Warden Biomedica	310
Biopipe	Warden Biomedica	600
Biopipe+	Warden Biomedica	500
Biotube	Warden Biomedica	1000

(Adaptado de DI BIASE et al., 2019)

2.1.3.5 Área Superficial Específica Protegida

Além da área superficial específica total, é importante considerar a área superficial específica protegida da biomídia. Essa área representa a porção da superfície que está protegida do cisalhamento e da abrasão, proporcionando um ambiente mais estável para o crescimento do biofilme (NOGUEIRA et al., 2015).

A área superficial específica protegida é influenciada pelo formato e design da biomídia. *Carriers* com aberturas internas e estruturas complexas tendem a apresentar uma maior proporção de área protegida em relação à área total (PICULELL et al., 2016).

A presença de área superficial específica protegida é especialmente relevante em condições de elevada turbulência e cisalhamento no reator. Nessas situações, o biofilme aderido às áreas protegidas está menos suscetível ao desprendimento, mantendo uma população microbiana estável e ativa (BASSIN et al., 2012).

2.1.3.6 Massa Aderida ao Meio Suporte em MBBRs

A massa aderida ao meio suporte, também conhecida como biofilme, é um parâmetro crucial no desempenho dos reatores de leito móvel com biofilme (MBBRs). O biofilme é composto principalmente por microrganismos, polímeros extracelulares (EPS) e partículas retidas, sendo responsável pela degradação dos poluentes presentes no efluente (ØDEGAARD, 2006).

A quantidade de biomassa aderida ao meio suporte é geralmente expressa em termos de sólidos voláteis (SV) por unidade de área superficial do *carrier* (gSVm^{-2}) (BARWAL; CHAUDHARY, 2014). Esse parâmetro é influenciado por diversos fatores, como as características do efluente, as condições operacionais do reator, o tipo e a geometria do meio suporte, e a idade do biofilme (LEYVA-DÍAZ; MARTÍN-PASCUAL; POYATOS, 2017).

Valores típicos de massa aderida ao meio suporte em MBBRs variam amplamente, dependendo da aplicação e das condições específicas do sistema. Em geral, a quantidade de biomassa aderida pode variar de 2 a 20 gSVm^{-2} , com valores mais comuns na faixa de 5 a 15 gSVm^{-2} (RUSTEN et al., 2006). Sendo

recomendado pela NBR 12.209 utilizar até 12gSSVm^{-2} nos projetos de MBBR (ABNT, 2011).

Diversos estudos têm investigado a concentração de sólidos totais (ST) em sistemas de tratamento de efluentes utilizando diferentes tipos de mídia. Rusten, Hem e Ødegaard (1995) observaram uma concentração média de 18gSTm^{-2} em seu estudo piloto, empregando uma mídia com área superficial específica de $310\text{m}^2\text{m}^{-3}$. Este resultado é semelhante ao encontrado por Di Trapani et al. (2013), que registraram 20gSTm^{-2} utilizando a mídia K1, com área superficial específica de $500\text{m}^2\text{m}^{-3}$. Por outro lado, Andreottola et al. (2000) obtiveram resultados diferentes em seu estudo piloto para tratamento de esgoto municipal. Utilizando tubos corrugados com área superficial específica de $160\text{m}^2\text{m}^{-3}$, os pesquisadores observaram uma concentração de aproximadamente 12gSTm^{-2} .

É importante ressaltar que a massa aderida ao meio suporte não é constante ao longo do tempo, podendo variar de acordo com as condições operacionais e com a idade do biofilme (PICULELL et al., 2016). O crescimento excessivo do biofilme pode levar a limitações de transferência de massa e ao desprendimento de biomassa, reduzindo a eficiência do tratamento (ØDEGAARD; GISVOLD; STRICKLAND, 2000). Por outro lado, uma quantidade insuficiente de biomassa aderida pode resultar em uma baixa atividade metabólica e na subutilização do potencial do reator (BASSIN et al., 2012).

Portanto, o controle da massa aderida ao meio suporte é essencial para garantir o desempenho adequado dos MBBRs. Estratégias como a seleção de meios suportes com geometria e materiais adequados, o ajuste das condições operacionais (carga orgânica, tempo de detenção hidráulica, aeração) e o monitoramento regular da espessura do biofilme podem contribuir para a manutenção de uma quantidade ótima de biomassa aderida (ØDEGAARD, 2016).

2.1.4 Parâmetros Operacionais e de Projeto do MBBR no Tratamento de Efluentes

2.1.4.1 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é um parâmetro crucial no projeto e operação de reatores MBBR. Ele representa o tempo médio que o efluente permanece no reator, sendo calculado pela razão entre o volume do reator e a vazão de alimentação (Equação 2.1) (METCALF; EDDY, 2013).

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (2.1)$$

Onde:

- TDH: tempo de detenção hidráulica (h)
- V: volume do reator (m³)
- Q: vazão de alimentação (m³/h)

O TDH influencia diretamente a eficiência de remoção de poluentes e a estabilidade do processo. Tempos de detenção mais longos permitem um maior contato entre os microrganismos e o substrato, favorecendo a degradação dos compostos orgânicos (ØDEGAARD, 2006). No entanto, TDHs excessivamente longos podem levar a um uso ineficiente do volume do reator e aumento dos custos operacionais (BARWAL; CHAUDHARY, 2014).

Estudos recentes têm investigado a influência do TDH no desempenho do MBBR. Leyva-Díaz et al. (2020) avaliaram a remoção de matéria orgânica e nitrogênio em um MBBR tratando efluente municipal, variando o TDH de 2 a 8 horas. Os autores observaram uma remoção de DQO superior a 80% para TDHs acima de 4 horas, enquanto a remoção de nitrogênio total atingiu 70% com TDH de 8 horas.

A seleção do TDH adequado depende das características do efluente, da carga orgânica aplicada e dos objetivos de tratamento. Valores típicos de TDH em MBBRs variam de 2 a 48 horas (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2011), sendo necessário um estudo de otimização para cada caso específico.

2.1.4.2 Carga Orgânica Volumétrica (COV)

A carga orgânica volumétrica (COV) é outro parâmetro fundamental no projeto e operação de reatores MBBR. Ela representa a quantidade de matéria orgânica aplicada por unidade de volume do reator por unidade de tempo, sendo expressa em $\text{kgDQOm}^{-3}\text{dia}^{-1}$ (Equação 2.2) (METCALF; EDDY, 2013).

$$COV = \frac{Q \cdot S_0}{V} \quad (2.2)$$

Onde:

- COV: carga orgânica volumétrica ($\text{kgDQOm}^{-3}\text{dia}^{-1}$)
- Q: vazão de alimentação ($\text{m}^3\text{dia}^{-1}$)
- S_0 : concentração de substrato na alimentação (kgDQOm^{-3})
- V: volume do reator (m^3)

A COV influencia diretamente o crescimento e a atividade dos microrganismos no biofilme. Cargas orgânicas elevadas podem levar a um crescimento excessivo do biofilme, causando problemas de transferência de massa e redução da eficiência de tratamento (BASSIN et al., 2012). Por outro lado, cargas orgânicas muito baixas podem resultar em um crescimento insuficiente do biofilme e subutilização do potencial do reator (HEM; RUSTEN; ØDEGAARD, 1994).

- Estudos têm investigado a influência da COV no desempenho do MBBR. Leyva-Díaz et al. (2020) avaliaram a remoção de matéria orgânica em um MBBR tratando efluente de indústria de laticínios, variando a COV de 1 a 6 $\text{kgDQOm}^{-3}\text{dia}^{-1}$. Os autores observaram uma remoção de DQO superior a 90% para COVs de até 4 $\text{kgDQOm}^{-3}\text{dia}^{-1}$, com uma redução gradual da eficiência para cargas mais elevadas.

A seleção da COV adequada depende das características do efluente, da capacidade de transferência de oxigênio e dos objetivos de tratamento. Valores típicos de COV em MBBRs variam de 0,5 a 6 $\text{kgDQOm}^{-3}\text{dia}^{-1}$ (ØDEGAARD, 2016), sendo necessário um estudo de otimização para cada caso específico.

2.1.4.3 Concentração de Oxigênio Dissolvido (OD)

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) é um parâmetro crítico no MBBR, especialmente quando se trata de processos aeróbios. O oxigênio é

essencial para a respiração dos microrganismos e para a oxidação dos compostos orgânicos e inorgânicos (HENZE et al., 2008).

A transferência de oxigênio em MBBRs é influenciada por diversos fatores, como a geometria do reator, o tipo de aeração, a velocidade superficial do gás e a concentração de sólidos suspensos (ROSSO; LARSON; STENSTROM, 2008). A equação de transferência de oxigênio pode ser expressa pela Equação 3 (GARCIA-OCHOA; GOMEZ, 2009).

$$\frac{dc}{dt} = k_{La} \cdot (C_s - C) \quad (2.3)$$

Onde:

- dC/dt : taxa de transferência de oxigênio ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}\text{h}^{-1}$)
- k_{La} : coeficiente de transferência de massa volumétrica (h^{-1})
- C_s : concentração de saturação de oxigênio ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$)
- C : concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$)

Concentrações adequadas de OD são essenciais para manter a atividade metabólica dos microrganismos e evitar limitações no processo de tratamento. Baixas concentrações de OD podem levar a condições anóxicas ou anaeróbias, afetando a eficiência de remoção de poluentes (METCALF; EDDY, 2013).

Estudos têm investigado a influência da concentração de OD no desempenho do MBBR. Gu, Yang e Liu (2018) avaliaram a remoção de matéria orgânica e nitrogênio em um MBBR tratando efluente municipal, variando a concentração de OD de 1 a 6 $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$. Os autores observaram uma remoção de DQO superior a 90% e de nitrogênio total acima de 80% para concentrações de OD acima de 3 $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$.

Torresi et al. (2019) investigaram a remoção de micropoluentes em um MBBR tratando efluente hospitalar, aplicando concentrações de OD de 2 a 8 $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$. Os resultados mostraram uma remoção superior a 90% para a maioria dos micropoluentes estudados, com concentrações de OD acima de 4 $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$.

A concentração ótima de OD no MBBR depende das características do efluente, da carga orgânica aplicada e dos objetivos de tratamento. Valores típicos de OD em MBBRs aeróbios variam de 2 a 6 $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$ (RUSTEN et al., 2006), sendo necessário um controle adequado para garantir a eficiência do processo e minimizar os custos com aeração.

2.1.4.4 Fração de Enchimento dos Suportes (FES)

A fração de enchimento dos suportes (FES) é um parâmetro de projeto que representa a proporção do volume do reator ocupado pelos suportes plásticos móveis. Esses suportes fornecem uma superfície para a fixação e o crescimento do biofilme, sendo essenciais para o desempenho do MBBR (MCQUARRIE; BOLTZ, 2011a).

A FES influencia a área superficial disponível para o desenvolvimento do biofilme e, conseqüentemente, a capacidade de tratamento do reator. Maiores frações de enchimento proporcionam uma maior área superficial, permitindo uma maior colonização dos microrganismos. No entanto, frações de enchimento excessivas podem limitar a movimentação dos suportes e prejudicar a transferência de massa (ØDEGAARD, 2000).

A seleção da FES adequada depende das características do efluente, da carga orgânica aplicada e dos objetivos de tratamento. Pela NBR 12.209, a FES em MBBRs deve variar de 30% a 70% (ABNT, 2011), sendo necessário um estudo de otimização para cada caso específico.

2.1.5 Decantação Secundária

O decantador secundário é uma etapa importante no processo de tratamento de efluentes, especialmente em sistemas que utilizam tecnologias biológicas aeróbias. Sua função principal é separar os sólidos biológicos do efluente tratado, garantindo a clarificação do líquido antes de seu descarte ou reutilização. Este equipamento desempenha um papel vital na remoção de sólidos suspensos e na redução da turbidez do efluente final (METCALF & EDDY, 2013).

Operando por meio do princípio da sedimentação, o decantador secundário utiliza a gravidade para separar os sólidos suspensos do líquido. Os sólidos, que incluem biomassa microbiana e partículas de biofilme, sedimentam no fundo do tanque, formando um lodo que pode ser recirculado para o sistema de tratamento ou descartado adequadamente (ØDEGAARD, 2006). A eficiência do decantador secundário é influenciada por fatores como a taxa de aplicação superficial, a taxa de aplicação de sólidos e o tempo de detenção (WEF, 2010).

No contexto do MBBR, o uso do decantador secundário depende das características específicas do sistema de tratamento. Em sistemas MBBR, o decantador secundário é necessário quando há uma alta produção de sólidos biológicos que precisam ser removidos do efluente tratado para atender aos padrões de qualidade exigidos. No entanto, em situações onde o efluente tratado já atende aos critérios de qualidade sem a necessidade de uma etapa adicional de clarificação, o decantador secundário pode ser dispensado. Isso geralmente ocorre em sistemas onde a carga de sólidos é baixa ou onde o efluente tratado é destinado a aplicações que toleram níveis mais elevados de sólidos suspensos. Além disso, a remoção eficaz de sólidos no decantador secundário contribui para a estabilidade operacional do sistema e minimiza o risco de entupimento ou colmatação em etapas subsequentes de tratamento (BARWAL & CHAUDHARY, 2014).

Projetar um decantador secundário eficiente envolve considerar o dimensionamento adequado para lidar com as cargas de sólidos e a vazão do sistema. Aspectos como a profundidade do tanque, a área de superfície e o mecanismo de remoção de lodo são críticos para o desempenho eficaz do decantador. Tecnologias modernas podem incluir mecanismos de raspagem automatizados e sistemas de controle para otimizar a remoção de sólidos (Mara & Horan, 2003).

Um dos principais desafios enfrentados pelos decantadores secundários é a flutuação na carga de sólidos, que pode afetar a eficiência de sedimentação. Para mitigar esses desafios, estratégias como a adição de floculantes ou coagulantes podem ser empregadas para melhorar a agregação de partículas e a sedimentação (MCQUARRIE & BOLTZ, 2011). Além disso, a manutenção regular e o monitoramento contínuo dos parâmetros operacionais são essenciais para garantir o desempenho consistente do decantador.

2.2 Lixiviado de aterros sanitários

2.2.1 Caracterização e composição do lixiviado

O lixiviado de aterros sanitários é um efluente líquido de composição complexa e variável, resultante da decomposição da matéria orgânica e da

percolação da água da chuva através dos resíduos sólidos dispostos (RENOU et al., 2008). Sua composição é influenciada por diversos fatores, como a idade do aterro, a composição dos resíduos, as condições climáticas e as práticas operacionais adotadas (NAVEEN et al., 2017).

De modo geral, o lixiviado apresenta elevadas concentrações de matéria orgânica, expressa em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), além de altos teores de nitrogênio amoniacal, cloretos, metais pesados e compostos recalcitrantes, como substâncias húmicas e xenobióticos (MANDAL; DUBEY; GUPTA, 2017). A presença de micro-organismos patogênicos e contaminantes emergentes, como fármacos e produtos de higiene pessoal, também tem sido reportada em lixiviados (MASONER et al., 2020). A Tabela 2.3 traz um demonstrativo das principais características observadas em lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 2.3. Composição típica do lixiviado de aterros sanitários.

PARÂMETRO	FAIXA DE CONCENTRAÇÃO
DQO (mgL⁻¹)	1.000 - 50.000
DBO (mgL⁻¹)	500 - 10.000
COD (mgL⁻¹)	500 - 10.000
Nitrogênio amoniacal (mgL⁻¹)	100 - 2.000
Cloretos (mgL⁻¹)	500 - 3.000
Chumbo (mgL⁻¹)	0,01 - 1,0
Cádmio (mgL⁻¹)	0,001 - 0,1
Cor verdadeira (mgPt-CoL⁻¹)	500 - 8.000
Abs 254nm	0,1 - 1,5

(Adaptado de RENOU et al., 2008; GAO et al., 2015; MANDAL; DUBEY; GUPTA, 2017; NAVEEN et al., 2017; MASONER et al., 2020)

Ao longo do tempo, a composição do lixiviado sofre alterações significativas. Em aterros jovens (menos de 5 anos), predominam compostos orgânicos de fácil biodegradação e elevada relação DBO/DQO, enquanto em aterros maduros (mais de 10 anos), há uma maior presença de compostos recalcitrantes e baixa biodegradabilidade (LUO et al., 2020). Essa evolução tem implicações diretas nas estratégias de tratamento a serem adotadas (NAVEEN et al., 2017).

Estudos recentes têm buscado caracterizar de forma mais abrangente a composição do lixiviado, utilizando técnicas avançadas de análise, como cromatografia líquida e espectrometria de massas (LUO et al., 2020). Esses estudos têm revelado a presença de uma ampla gama de compostos orgânicos, incluindo ácidos graxos voláteis, compostos fenólicos, pesticidas e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), entre outros (LINDAMULLA et al., 2022). Além

disso, a ocorrência de microplásticos em lixiviados tem sido objeto de preocupação e investigação (RAJU et al., 2018).

2.2.2 Impactos ambientais do lixiviado

O lixiviado de aterros sanitários representa uma ameaça significativa ao meio ambiente, devido ao seu potencial poluidor e à toxicidade de seus constituintes (NAVEEN et al., 2017). Quando não adequadamente coletado, tratado e disposto, o lixiviado pode contaminar o solo, os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, além de afetar a biota aquática e terrestre (RENOU et al., 2008).

O lançamento de lixiviado não tratado em corpos hídricos pode causar a deterioração da qualidade da água, com impactos sobre a vida aquática e os usos múltiplos dos recursos hídricos (MANDAL; DUBEY; GUPTA, 2017). A alta carga orgânica e a presença de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, podem levar à eutrofização e à depleção do oxigênio dissolvido, comprometendo a sobrevivência de peixes e outros organismos aquáticos (VON SPERLING, 1996). Além disso, a presença de compostos tóxicos e recalcitrantes no lixiviado pode afetar a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

A contaminação de águas subterrâneas por lixiviado é outra preocupação ambiental significativa, especialmente em áreas com solos permeáveis ou com falhas na impermeabilização dos aterros (NAVEEN et al., 2017). A migração de poluentes através do solo pode atingir os aquíferos, comprometendo a qualidade da água para abastecimento público e outros usos.

Estudos recentes têm investigado os impactos ecotoxicológicos do lixiviado em diferentes organismos, como algas, invertebrados e peixes (MASONER et al., 2020). A presença de contaminantes emergentes no lixiviado, como fármacos e desreguladores endócrinos, também tem sido associada a efeitos deletérios sobre a reprodução e o desenvolvimento de organismos aquáticos (RAJU et al., 2018).

2.2.3 Legislação e regulamentações aplicáveis

O gerenciamento adequado do lixiviado de aterros sanitários é fundamental para mitigar seus impactos ambientais e atender às exigências legais e regulatórias. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº

12.305/2010, estabelece diretrizes para a gestão integrada e ambientalmente adequada dos resíduos sólidos, incluindo a disposição final em aterros sanitários (BRASIL, 2010). A PNRS determina que os aterros devem ser projetados, implantados e operados de forma a minimizar os impactos ambientais e a garantir a proteção da saúde pública.

A Resolução CONAMA nº 430/2011, que complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357/2005, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos (BRASIL, 2011). Essa resolução estabelece limites máximos para parâmetros como DBO, DQO, sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal, metais pesados, entre outros, visando à preservação da qualidade das águas superficiais. O lixiviado de aterros sanitários deve atender a esses padrões antes de ser lançado em corpos receptores. Além das regulamentações federais, os estados e municípios podem estabelecer normas específicas para o gerenciamento de aterros sanitários e o tratamento de lixiviado, considerando as peculiaridades locais.

No contexto estadual, a Lei Nº 9055 de 08 de outubro de 2020, do estado do Rio de Janeiro, representa um avanço significativo na regulamentação do gerenciamento de resíduos sólidos e, especificamente, no tratamento de lixiviados. Esta legislação estabelece diretrizes específicas para o tratamento e disposição de resíduos, visando a proteção dos recursos hídricos e da saúde pública no estado do Rio de Janeiro. A lei enfatiza a necessidade de tecnologias de tratamento que assegurem a remoção eficaz de poluentes e prevê a implementação de sistemas de monitoramento contínuo para garantir que os padrões de qualidade sejam atendidos. Essa abordagem alinhada com a legislação federal e as melhores práticas internacionais reforça o compromisso do estado com a gestão sustentável dos resíduos sólidos e a minimização dos impactos ambientais associados ao lixiviado de aterros sanitários.

No âmbito internacional, a União Europeia possui a Diretiva 1999/31/CE, que estabelece requisitos para a disposição de resíduos em aterros sanitários, visando à prevenção ou redução dos efeitos negativos sobre o ambiente e a saúde humana (UNIÃO EUROPEIA, 1999). A diretiva determina que os aterros devem ser projetados, operados e monitorados de forma a evitar a poluição do solo, das águas superficiais e subterrâneas, e da atmosfera. Além disso, exige que o lixiviado seja

coletado, tratado e monitorado, atendendo a padrões específicos antes da disposição final.

Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental (USEPA) estabelece regulamentações para a gestão de aterros sanitários e o tratamento de lixiviado, por meio do Subtítulo D do *Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)* (USEPA, 2021). Essas regulamentações incluem requisitos para a localização, projeto, operação, monitoramento e encerramento de aterros sanitários, visando à proteção da saúde pública e do meio ambiente. A USEPA também estabelece critérios para a caracterização e tratamento do lixiviado, considerando sua composição e potencial poluidor.

É importante ressaltar que as legislações e regulamentações aplicáveis ao lixiviado de aterros sanitários estão em constante evolução, acompanhando o avanço do conhecimento científico e as demandas da sociedade por uma gestão mais sustentável dos resíduos sólidos. Além disso, a crescente preocupação com a presença de contaminantes emergentes no lixiviado tem impulsionado discussões sobre a necessidade de atualização das regulamentações e padrões de lançamento, de forma a contemplar esses poluentes e seus potenciais efeitos sobre a saúde humana e o meio ambiente.

Nesse contexto, o desenvolvimento e a aplicação de tecnologias avançadas de tratamento, como o processo MBBR, podem contribuir para o atendimento das exigências legais e regulatórias, além de promover uma gestão mais sustentável e eficiente do lixiviado de aterros sanitários. A integração dessas tecnologias com políticas públicas abrangentes e a conscientização da sociedade sobre a importância da redução e da gestão adequada dos resíduos sólidos são passos fundamentais para a mitigação dos impactos ambientais associados ao lixiviado e para a construção de um futuro mais sustentável.

2.3 Processos de Tratamento de Lixiviado

O lixiviado, líquido resultante da decomposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários, apresenta uma composição complexa e variável, contendo altas concentrações de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal, metais pesados e compostos recalcitrantes (RENOU et al., 2008). Devido à sua elevada carga poluidora, o tratamento adequado do lixiviado é essencial para minimizar os

impactos ambientais e atender às normas de lançamento de efluentes (CHRISTENSEN et al., 2001). A gestão sustentável do lixiviado é fundamental para a proteção dos recursos hídricos e para a promoção da saúde pública e do meio ambiente.

As técnicas de tratamento de lixiviado podem ser classificadas em processos físico-químicos, biológicos e combinados (WISZNIOWSKI et al., 2006). A escolha do método mais apropriado depende das características do lixiviado, da disponibilidade de recursos e das metas de qualidade do efluente tratado (KURNIAWAN; LO; CHAN, 2006). Nos últimos anos, diversas pesquisas têm sido conduzidas para aprimorar a eficiência e a viabilidade econômica dos processos de tratamento, buscando soluções sustentáveis para a gestão do lixiviado (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019). A Figura 2.2 demonstra possíveis rotas de tratamento utilizadas para lixiviados de aterros sanitários.

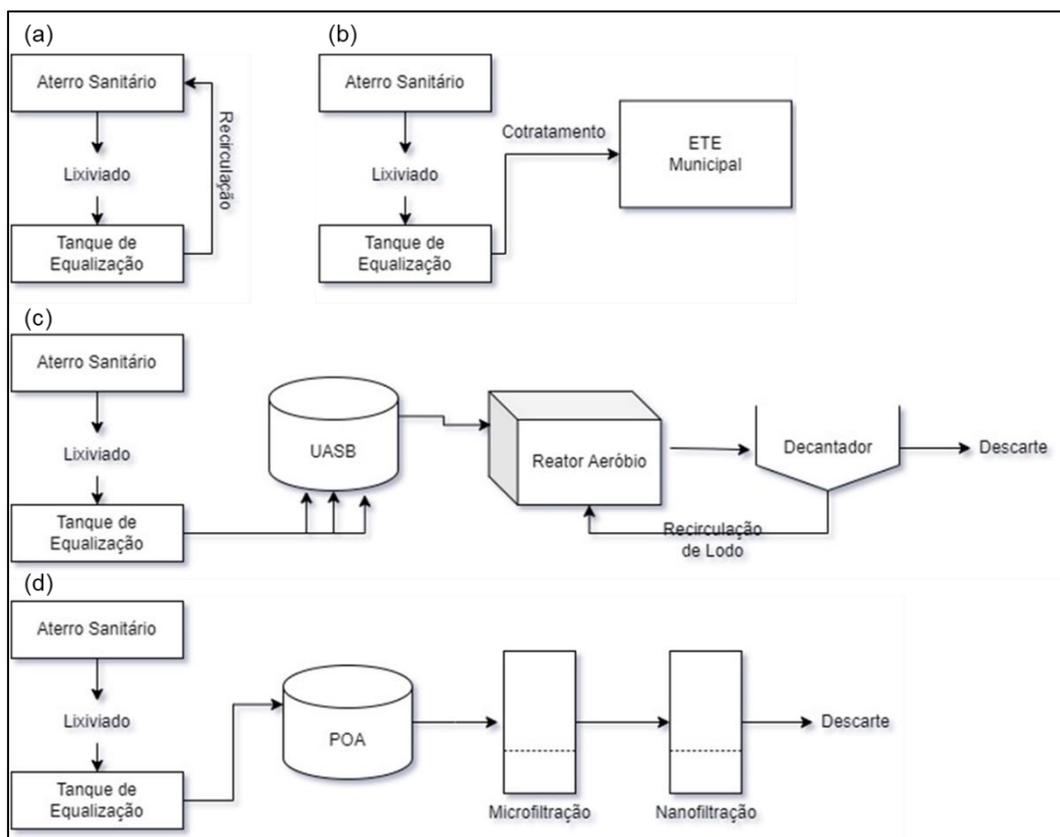


Figura 2.2. Fluxograma de rotas de processos de tratamento de lixiviado – (a) recirculação no próprio aterro; (b) tratamento combinado em ETEs municipais; (c) tratamento biológico e; (d) tratamento avançado.

(Adaptado de ÖZDEMİR et al., 2020)

2.3.1 Processos Físico-Químicos

2.3.1.1 Coagulação/Floculação

A coagulação/floculação é um processo físico-químico amplamente utilizado no tratamento de lixiviado, visando a remoção de sólidos suspensos, coloides e matéria orgânica dissolvida (AMOKRANE; COMEL; VERON, 1997). O processo consiste na adição de coagulantes, como sais de ferro ou alumínio, seguida da formação de flocos por meio da agitação lenta do líquido (TATSI et al., 2003).

No entanto, a coagulação/floculação apresenta algumas limitações, como a geração de lodo químico que requer disposição adequada e a necessidade de ajuste de pH para otimizar a eficiência do processo (DENG; ENGLEHARDT, 2006). Além disso, a presença de substâncias recalcitrantes no lixiviado, como compostos húmicos, pode reduzir a efetividade da coagulação (WANG et al., 2002).

Apesar das limitações, a coagulação/floculação continua sendo uma técnica relevante no tratamento de lixiviado, especialmente como pré-tratamento para processos biológicos ou de membranas (AMOR et al., 2015). A otimização das condições operacionais, como tipo e dosagem de coagulante, pH e tempo de mistura, é essencial para maximizar a eficiência do processo e minimizar os custos (GHAFARI et al., 2009).

2.3.1.2 Adsorção

A adsorção é um processo físico-químico que envolve a transferência de poluentes da fase líquida para a superfície de um material adsorvente (FOO; HAMEED, 2009). No tratamento de lixiviado, a adsorção é comumente empregada para remover compostos orgânicos recalcitrantes, metais pesados e nitrogênio amoniacal (KURNIAWAN; LO; CHAN, 2006).

O carvão ativado é o adsorvente mais utilizado no tratamento de lixiviado, devido à sua elevada área superficial e capacidade de adsorção, com eficiência de remoção de DQO chegando a 95%, em lixiviados com DQO até 17000mgL^{-1} (KURNIAWAN; LO; CHAN, 2006). Contudo, pesquisas recentes têm explorado o uso de adsorventes alternativos, como resíduos agroindustriais, zeólitas e argilas

modificadas, visando reduzir custos e promover a sustentabilidade (GAUTAM et al., 2014).

Apesar da eficiência da adsorção na remoção de poluentes, o processo apresenta algumas desvantagens, como o alto custo dos adsorventes comerciais e a necessidade de regeneração ou disposição do material saturado (AZIZ et al., 2007). Além disso, a presença de matéria orgânica dissolvida pode competir pelos sítios de adsorção e reduzir a eficiência do processo (LIANG; LIU, 2008).

Para contornar essas limitações, estudos têm se concentrado no desenvolvimento de adsorventes de baixo custo e na otimização das condições operacionais, como pH, temperatura e tempo de contato (KARGI; PAMUKOGLU, 2004). A combinação da adsorção com outros processos, como a coagulação/floculação e a oxidação avançada, também tem sido explorada para melhorar a eficiência do tratamento (RIVAS et al., 2004).

2.3.2 Processos Biológicos

2.3.2.1 Lodos Ativados

O processo de lodos ativados é um tratamento biológico aeróbio amplamente utilizado para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio do lixiviado (WISZNIOWSKI et al., 2007). O sistema consiste em um tanque de aeração, onde os microrganismos degradam os poluentes, seguido de um decantador para a separação do lodo (ÇEÇEN; AKTAŞ, 2004).

Apesar de sua eficácia, o processo de lodos ativados apresenta algumas limitações quando aplicado ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Uma das principais limitações é a alta concentração de nitrogênio amoniacal presente nos lixiviados, que pode inibir a atividade dos microrganismos aeróbios e reduzir a eficiência do tratamento (RENOU et al., 2008). Além disso, a presença de compostos recalcitrantes e substâncias tóxicas nos lixiviados, como metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos, pode afetar negativamente o desempenho do processo de lodos ativados (WISZNIOWSKI et al., 2006).

Para superar essas limitações, modificações no processo de lodos ativados têm sido propostas, como a utilização de reatores em batelada sequencial (RBS) e a introdução de etapas anóxicas para a remoção de nitrogênio (SUN et al., 2010).

2.3.2.2 Reatores Anaeróbios

Os reatores anaeróbios são uma alternativa promissora para o tratamento de lixiviado, especialmente em regiões de clima quente (KENNEDY; LENTZ, 2000). Esses sistemas utilizam microrganismos anaeróbios para degradar a matéria orgânica, produzindo biogás como subproduto (KETTUNEN; RINTALA, 1998).

Entre os reatores anaeróbios, o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) tem sido amplamente estudado para o tratamento de lixiviado (LETTINGA et al., 1980). Esses reatores apresentam vantagens como baixo consumo de energia, menor produção de lodo e possibilidade de recuperação de energia a partir do biogás (CHERNICHARO, 2015).

Apesar das vantagens, os reatores anaeróbios apresentam algumas limitações no tratamento de lixiviado, como a sensibilidade a compostos tóxicos e a baixa remoção de nitrogênio (BOHDZIEWICZ; KWARCIK, 2008). Além disso, a partida do reator pode ser lenta e requer um controle rigoroso das condições operacionais, como pH e temperatura (KAWAI et al., 2012).

Para contornar essas limitações, modificações nos reatores anaeróbios têm sido propostas, como a utilização de materiais suporte para a imobilização da biomassa e a introdução de etapas aeróbias para a remoção de nitrogênio (CONTRERA et al., 2013). A combinação com processos físico-químicos, como a adsorção e a precipitação química, também tem sido investigada para melhorar a eficiência do tratamento (SILVA et al., 2006).

2.3.3 Processos Avançados

2.3.3.1 Sistemas de Membranas

Os sistemas de membranas têm ganhado destaque no tratamento de lixiviado devido à sua capacidade de remover uma ampla gama de poluentes, incluindo compostos recalcitrantes e microrganismos patogênicos (RENOU et al., 2008).

Esses sistemas utilizam membranas semipermeáveis para separar os contaminantes da água, produzindo um efluente de alta qualidade (WISZNIOWSKI et al., 2006).

Entre os processos de membranas, a osmose reversa (OR) tem sido amplamente aplicada no tratamento de lixiviado (PETERS, 1998). A OR utiliza membranas densas que permitem a passagem de água, retendo os solutos dissolvidos.

Apesar da alta eficiência, os sistemas de membranas apresentam algumas desvantagens, como o alto consumo de energia, o custo elevado das membranas e a necessidade de pré-tratamento para evitar a incrustação (USHIKOSHI et al., 2002). Além disso, a geração de concentrado requer tratamento e disposição adequados, aumentando os seus custos operacionais.

2.3.3.2 Processos Oxidativos Avançados

Os processos oxidativos avançados (POAs) são técnicas baseadas na geração de radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), que são altamente reativos e capazes de degradar uma ampla gama de poluentes orgânicos (DENG; ENGLEHARDT, 2006). No tratamento de lixiviado, os POAs têm sido aplicados como pós-tratamento para remover compostos recalcitrantes e melhorar a biodegradabilidade do efluente (UMAR; AZIZ; YUSOFF, 2010).

Entre os POAs, o processo Fenton tem sido amplamente estudado para o tratamento de lixiviado (DENG; ENGLEHARDT, 2006). O processo Fenton consiste na reação entre o íon ferroso (Fe^{2+}) e o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), gerando radicais hidroxila que oxidam os poluentes orgânicos (HERMOSILLA et al., 2012).

Além do processo Fenton, outros POAs têm sido estudados para o tratamento de lixiviado, como a ozonização, a fotocatalise e a oxidação eletroquímica (OLOIBIRI et al., 2015). Esses processos apresentam vantagens como a alta eficiência de degradação e a possibilidade de mineralização completa dos poluentes (CORTEZ et al., 2010).

No entanto, os POAs também apresentam algumas limitações, como o alto custo dos reagentes e a possibilidade de geração de subprodutos tóxicos (TIZAOUI et al., 2007). Além disso, a eficiência dos POAs pode ser afetada pela presença de

substâncias sequestradoras de radicais, como carbonatos e bicarbonatos (WANG et al., 2002).

Para contornar essas limitações, estudos têm se concentrado na otimização das condições operacionais, como pH, dosagem de reagentes e tempo de reação (AMOR et al., 2015)

2.4

Cotratamento de esgoto doméstico e lixiviado

2.4.1

Vantagens e desafios do cotratamento

O cotratamento de esgoto doméstico e lixiviado de aterros sanitários tem se mostrado uma alternativa promissora para a gestão integrada desses efluentes, apresentando vantagens econômicas, operacionais e ambientais em relação ao tratamento individual (FERRAZ et al., 2014). Essa abordagem permite o aproveitamento da capacidade instalada das estações de tratamento de esgoto (ETEs), reduzindo a necessidade de investimentos em infraestrutura dedicada para o tratamento do lixiviado.

Uma das principais vantagens do cotratamento é a diluição da carga poluidora do lixiviado, especialmente em termos de matéria orgânica recalcitrante, nitrogênio amoniacal e compostos tóxicos (DE ALBUQUERQUE et al., 2018). A mistura com o esgoto doméstico, que possui uma maior biodegradabilidade, pode favorecer a atividade microbiana e melhorar a eficiência do tratamento biológico (YE et al., 2014). Além disso, a presença de nutrientes no esgoto pode suprir as deficiências nutricionais do lixiviado, otimizando o processo de degradação (DE ALBUQUERQUE et al., 2018).

No entanto, o cotratamento também apresenta desafios que devem ser considerados. A variabilidade na composição e nas características do lixiviado, dependendo da idade e do tipo de aterro, pode afetar a estabilidade e o desempenho do tratamento (MANDAL; DUBEY; GUPTA, 2017). A presença de compostos recalcitrantes e tóxicos no lixiviado, como metais pesados e substâncias húmicas, pode inibir a atividade microbiana e reduzir a eficiência do tratamento biológico (ÇEÇEN; ÇAKIROĞLU, 2001).

Outro desafio é a definição da proporção adequada de mistura entre o esgoto e o lixiviado, de forma a evitar sobrecargas no sistema de tratamento e garantir o atendimento aos padrões de lançamento (YE et al., 2014). Estudos têm indicado que a proporção ótima de mistura pode variar de 2% a 20% de lixiviado em relação ao volume total de esgoto, dependendo das características dos efluentes e da capacidade da ETE (DE ALBUQUERQUE et al., 2018).

A presença de contaminantes emergentes no lixiviado, como fármacos, produtos de higiene pessoal e microplásticos, também representa um desafio para o cotratamento (GAO et al., 2015). Esses contaminantes podem não ser completamente removidos pelos processos convencionais de tratamento, exigindo a adoção de técnicas avançadas, como processos oxidativos avançados e adsorção (MASONER et al., 2020).

2.4.2 Experiências de cotratamento

No Brasil e em outros países, o cotratamento de esgoto doméstico e lixiviado tem sido objeto de estudos e experiências práticas, buscando avaliar sua viabilidade técnica, econômica e ambiental. Pesquisadores têm investigado a aplicação de diferentes processos biológicos para o tratamento combinado desses efluentes, visando alternativas eficientes e sustentáveis.

De Albuquerque et al. (2018) investigaram o cotratamento em uma ETE de lodos ativados em escala piloto, utilizando lixiviado do aterro sanitário de Curitiba (PR). Os resultados indicaram que a adição de até 10% (v/v) de lixiviado não comprometeu a qualidade do efluente tratado, atendendo aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação brasileira. Os autores destacaram a importância do monitoramento contínuo e do controle da proporção de mistura para garantir a estabilidade do processo.

Outro estudo, realizado por Gomes, Ribeiro e Oliveira (2024), investigou o cotratamento em um Reator de Batelada Sequencial (RBS), em escala piloto, utilizando lixiviado do aterro sanitário do Rio de Janeiro. A adição de 1% (v/v) de lixiviado não apenas não comprometeu a qualidade do efluente, como aprimorou a capacidade do sistema na remoção de nutrientes, especialmente o fósforo.

Campos et al. (2017) investigaram o desempenho de um sistema híbrido do tipo lodo ativado com biomídia móvel (IFAS) no tratamento combinado de

lixiviado e esgoto doméstico. Os autores avaliaram três proporções de mistura (5%, 10% e 20% da carga de DBO proveniente do lixiviado) e observaram que, mesmo na maior contribuição de lixiviado, não houve mudanças significativas no comportamento do processo biológico. O sistema apresentou eficiências de remoção de DBO acima de 85% e de NTK próximas a 90%, demonstrando boa performance e estabilidade operacional.

Outras experiências de cotratamento têm sido reportadas em diferentes regiões do Brasil, conforme apresentado na Tabela 2.4. Esses estudos, que investigaram diferentes tecnologias e condições operacionais, têm contribuído para o entendimento das possibilidades e limitações do cotratamento no contexto brasileiro, considerando as especificidades locais e as características dos efluentes.

Tabela 2.4. Experiências de cotratamento de esgoto doméstico e lixiviado.

Fonte	Local	Processo	Escala	% (v/v) Lixiviado	Remoção COD	Remoção TN	Remoção TP
(DIAMADOPOULOS et al., 1997)	Grécia	RBS	Bancada	10	67,7 a 85,5%	35 a 63,2%	N,A,
(YU; ZHOU; WANG, 2010)	China	A2O	Piloto	0,2	82,7%	57,1%	76,6%
(CHAKRABORTY et al., 2015)	Índia	RBS	Bancada	2, 5, 10, 15 e 20	54 a 85%	13 a 35%	29 a 67%
(DE ALBUQUERQUE et al., 2018)	Brasil	RBS	Bancada	2 e 5%	51 e 70%	61 e 80%	N,A
(ZHENG et al., 2019)	China	RBS	Bancada	1, 3, e 5	88%	23,4%	75,4%
(ZHOU et al., 2023)	China	A2O	Piloto	0,2	77,4%	62,2%	85,5%
(GOMES; RIBEIRO; OLIVEIRA, 2024)	Brasil	RBS	Bancada	1	89%	78,4%	97%

Nota: N.A. = Não abordado.

Internacionalmente, destacam-se estudos como o de YE et al. (2014) na China, avaliando o cotratamento em uma ETE de lodos ativados em escala real, utilizando lixiviado de um aterro sanitário em Xangai. Os autores observaram que a adição de até 10% (v/v) de lixiviado não afetou significativamente a eficiência do tratamento, com remoções de DQO e redução da concentração de nitrogênio amoniacal superiores a 85%.

Nos Estados Unidos, Masoner et al. (2020) avaliaram a presença de contaminantes emergentes em ETEs que recebem lixiviado de aterros sanitários. Os resultados indicaram que o cotratamento pode contribuir para a introdução desses contaminantes nas ETEs, destacando a necessidade de tecnologias avançadas de tratamento para sua remoção efetiva.

Na Índia, Mandal, Dubey e Gupta (2017) realizaram uma revisão sobre o tratamento eletroquímico de lixiviado, incluindo sua aplicação no cotratamento

com esgoto doméstico. Os autores destacaram o potencial dessa tecnologia para a remoção de poluentes recalcitrantes e tóxicos, como compostos orgânicos refratários e metais pesados, que podem ser desafiadores para os processos biológicos convencionais.

Em seu estudo, Saxena et al. (2021) avaliaram o desempenho de um reator híbrido de leito móvel (MBHBR) no tratamento de esgoto doméstico com adição de lixiviado, na Índia. Os autores investigaram diferentes concentrações de DQO ($156\text{-}4199\text{ mgL}^{-1}$), nitrogênio amoniacal ($2\text{-}48\text{ mgL}^{-1}$) e fósforo ($97\text{-}281\text{ mgL}^{-1}$), variando também o tempo de detenção hidráulica. O sistema demonstrou eficiência na remoção de DQO (até 96%) e diminuição do nitrogênio amoniacal (até 99%). No cotratamento de esgoto e lixiviado (20% v/v), o MBHBR apresentou remoções de 77-80% de DQO e 60-94% de nitrogênio amoniacal, indicando a estabilidade e robustez do processo.

Esses estudos evidenciam a aplicabilidade e a eficiência de diversos processos biológicos para o cotratamento de esgoto doméstico e lixiviado de aterros sanitários. As pesquisas têm explorado uma variedade de tecnologias, desde sistemas convencionais até processos avançados, como biorreatores de membrana e processos de oxidação avançada.

No entanto, é importante ressaltar que a seleção do processo mais adequado deve considerar as características específicas dos efluentes, as condições operacionais, os custos envolvidos e os objetivos de tratamento. Estudos adicionais são necessários para otimizar os parâmetros operacionais, avaliar a estabilidade do processo a longo prazo e investigar a possibilidade de combinação com outras tecnologias de tratamento.

A implementação bem-sucedida dessas tecnologias em escala real requer o envolvimento e a cooperação entre diferentes atores, como órgãos governamentais, empresas de saneamento, universidades e centros de pesquisa. A criação de políticas públicas e regulamentações adequadas, aliada a investimentos em infraestrutura e capacitação técnica, é essencial para promover a adoção mais ampla dessas soluções de tratamento.

As experiências internacionais podem fornecer valiosos subsídios para o aprimoramento e a adaptação dessa abordagem no Brasil, considerando as especificidades locais e os desafios inerentes a cada realidade.

3

Objetivos

O principal objetivo deste trabalho foi avaliar a viabilidade do processo MBBR sem recirculação de lodo (MBBR puro) no tratamento de esgoto sanitário com adição de 1% (v/v) de lixiviado de aterro sanitário, utilizando uma quantidade reduzida de biomédias (33% de preenchimento).

Os objetivos específicos foram:

- I) Avaliar a eficiência do MBBR na remoção de matéria orgânica (DQO e COD) e nutrientes (nitrogênio e fósforo) durante o cotratamento
- II) Determinar o impacto do aporte adicional de matéria orgânica, proveniente do lixiviado, na eficiência de remoção de matéria orgânica do sistema MBBR
- III) Analisar o efeito do aporte adicional de nitrogênio, proveniente do lixiviado, na eficiência de oxidação do nitrogênio amoniacal no sistema MBBR
- IV) Avaliar a influência da adição do lixiviado sobre o desenvolvimento da biomassa aderida às biomédias

4

Materiais e Métodos

Os ensaios experimentais e analíticos de monitoramento do processo foram realizados na Central de Desenvolvimento e Inovação em Tratamento de Efluentes e no Laboratório Físico-Químico do Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental (DSSA) da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca da Fundação Oswaldo Cruz (ENSP/Fiocruz).

4.1

Configuração Experimental e Condições Operacionais

Os ensaios de tratamento de esgoto sanitário com e sem adição de lixiviado de aterro sanitário foram realizados simultaneamente, utilizando dois reatores MBBR idênticos, operados sob as mesmas condições operacionais. A Figura 4.1 apresenta um desenho esquemático do reator utilizado, com identificação dos fluxos de entrada e saída. A Figura 4.2 mostra a foto de um dos reatores montados, com alguns detalhes.

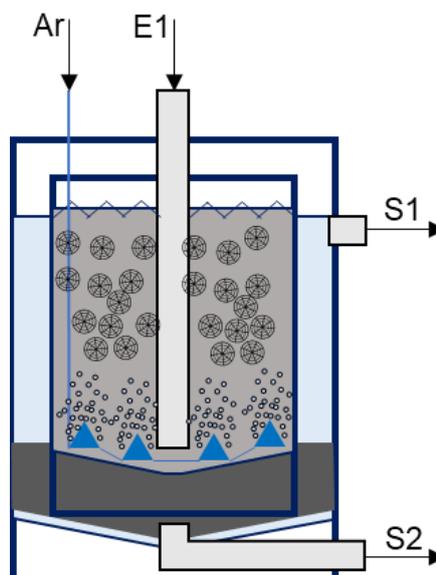


Figura 4.1. Desenho esquemático do Aparato Experimental (E1 = Entrada de esgoto bruto; Ar = Entrada de Ar comprimido; S1 = Saída de esgoto tratado; S2 = Saída de lodo para descarte).

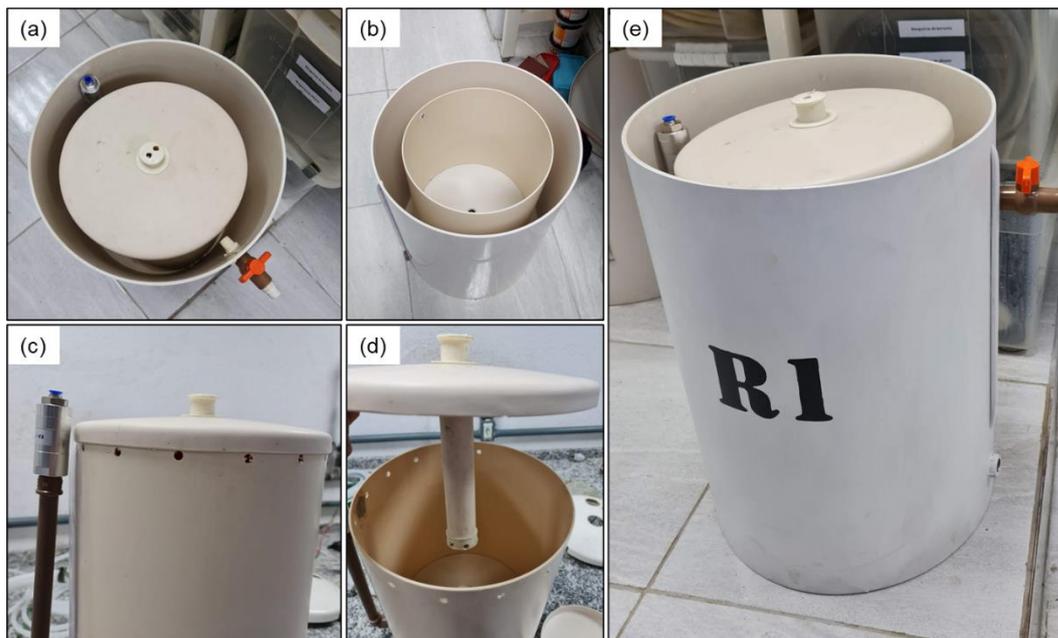


Figura 4.2. Aparato experimental (Reator + Decantador). (a) Vista superior com a tampa de proteção das mídias; (b) reator aberto; (c) detalhes da furação vertedora do efluente tratado para a zona de decantação; (d) detalhe do tubo de alimentação inferior do reator e; (e) vista externa do reator, com identificação.

Os reatores cilíndricos possuíam um volume útil de 21 L cada, sendo alimentados continuamente por meio de bombas peristálticas. A entrada de esgoto sanitário (E1) ocorreu pelo centro, na parte inferior do reator. O reator manteve-se tampado durante o experimento para evitar perda das biomédias durante a aeração.

O fornecimento de ar foi realizado por meio de um compressor de ar e difusores de bolha fina, posicionados na base do reator, garantindo assim a aeração e mistura adequada do meio líquido. Utilizou-se uma vazão de ar de 350 Lh^{-1} (fluxo equivalente a $4,95 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$), sendo a vazão mínima alcançada, com valores médios de OD chegando a $6,27 \text{ mgL}^{-1}$, em R1, e $6,39 \text{ mgL}^{-1}$, em R2. Conforme mostra a Figura 4.3, com os dados monitorados pela sonda de OD, posicionada nos reatores.

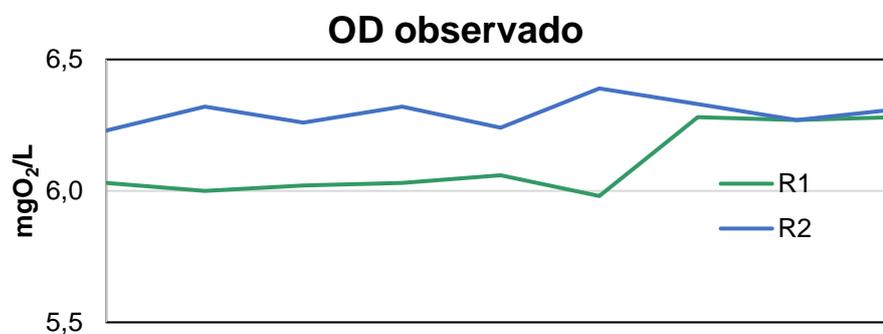


Figura 4.3. Variação de OD observada nos reatores R1 e R2, de 03 a 11 de maio de 2023, com taxa de aeração de 350 Lh^{-1} de ar.

O efluente tratado vertia, na parte superior do reator, para um sistema de decantação localizado no entorno do reator biológico. Para o decantador foi utilizado um barrilete cilíndrico de 50L (capacidade total), no qual o reator foi acoplado no centro. O decantador possuía capacidade útil de 20L. A saída do efluente para o decantador ocorreu por meio de fendas na extremidade superior do reator. A saída de efluente decantado (S1) se deu na parte superior de decantação, para um barrilete externo, de onde as amostras eram coletadas e o restante vertia para uma tubulação de descarte.

O descarte de lodo (S2) foi realizado, semanalmente, a partir do sistema de decantação, sendo parte coletado para avaliação do lodo excedente no sistema. Após essa coleta todo o conteúdo do decantador era descartado.

As biomédias utilizadas nos reatores ocuparam cerca de 33% do volume total, o que corresponde a aproximadamente 7 L (2000 peças, contadas). Esses suportes plásticos foram responsáveis pela adesão e crescimento da biomassa responsável pelo tratamento biológico do esgoto. Esse baixo valor da fração de enchimento dos reatores foi escolhido tendo em vista diminuição de custo de aquisição (*capex*) do processo.

4.1.1 Características da Biomédia

A biomédia utilizada nos reatores MBBR foi gentilmente cedida por uma indústria de cosméticos que a utiliza em seu sistema de tratamento de efluente e seu modelo é semelhante ao K1, da Anox Kaldnes. Ela é fabricada em polietileno de alta densidade (PEAD) e possui formato cilíndrico com dimensões de 15-16 mm de diâmetro e 10 mm de altura, com espessura de paredes de aproximadamente 2mm. Internamente, a biomédia apresenta três aletas que formam seis "raios", criando uma estrutura propícia para a adesão e crescimento do biofilme (Figura 4.4).

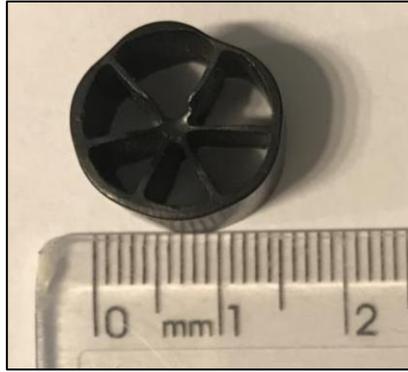


Figura 4.4. Fotografia da Biomídia utilizada no estudo.

4.1.1.1

Cálculo da Área Superficial Específica

A área superficial específica da biomídia foi calculada considerando a área superficial total e a área superficial protegida por unidade de volume do reator. Os cálculos foram realizados da seguinte forma:

1. Área da casca cilíndrica (interna e externa):

$$P_{ce} = \pi \times D_e \quad (4.1)$$

$$P_{ce} = \pi \times 16 \text{ mm} = 50,3 \text{ mm} \quad (4.2)$$

$$A_{ce} = P_{ce} \times H \quad (4.3)$$

$$A_{ce} = 50,3 \text{ mm} \times 10 \text{ mm} \cong 502 \text{ mm}^2 \quad (4.4)$$

$$P_{ci} = \pi \times D_i \quad (4.5)$$

$$P_{ci} = \pi \times 14 \text{ mm} = 44 \text{ mm} \quad (4.6)$$

$$A_{ci} = P_{ci} \times H \quad (4.7)$$

$$A_{ci} = 44 \text{ mm} \times 10 \text{ mm} \cong 440 \text{ mm}^2 \quad (4.8)$$

P_{ce} : Perímetro externo da casca cilíndrica (mm)

P_{ci} : Perímetro interno da casca cilíndrica (mm)

D_e : Diâmetro externo da biomídia (mm)

D_i : Diâmetro interno da biomídia (mm)

A_{ce} : Área externa da casca cilíndrica (mm²)

A_{ci} : Área interna da casca cilíndrica (mm²)

H : Altura da biomídia (mm)

2. Área das aletas internas:

$$A_a = D \times H \quad (4.9)$$

$$A_a = 14 \text{ mm} \times 10 \text{ mm} = 140 \text{ mm}^2 \quad (4.10)$$

$$A_t = A_a \times N_l \times N_a \quad (4.11)$$

$$A_t = 140 \text{ mm}^2 \times 2 \times 3 \cong 840 \text{ mm}^2 \quad (4.12)$$

A_a : Área de cada lado de cada aleta (mm^2)

A_t : Área total das aletas (mm^2)

N_l : Número de lados de cada aleta

N_a : Número de aletas

3. Área superficial total por mídia:

$$A_{st} = A_{ce} + A_{ci} + A_t \quad (4.13)$$

$$A_{st} = 502 + 440 + 840 \text{ mm}^2 \cong 1782 \frac{\text{mm}^2}{\text{mídia}} \quad (4.14)$$

A_{st} : Área superficial total por mídia ($\text{mm}^2\text{mídia}^{-1}$)

4. Área superficial protegida por mídia:

$$A_{sp} = A_{ci} + A_t \quad (4.15)$$

$$A_{sp} = 440 \text{ mm}^2 + 840 \text{ mm}^2 \cong 1280 \frac{\text{mm}^2}{\text{mídia}} \quad (4.16)$$

A_{sp} : Área superficial protegida por mídia ($\text{mm}^2 \text{mídia}^{-1}$)

5. Número de mídias em 7 L (volume ocupado pelas mídias no reator):

$$N_m = 2000 \quad (4.17)$$

N_m : Número de mídias

6. Área superficial específica:

$$A_{se} = \frac{A_{st} \times N_m}{V_m} \quad (4.18)$$

$$A_{se} = \frac{\frac{1782 \text{ mm}^2}{\text{mídia}} \times 2000}{7000 \text{ cm}^3} \quad (4.19)$$

$$A_{se} \cong 509 \frac{\text{m}^2}{\text{m}^3} \quad (4.20)$$

A_{se} : Área superficial específica (m^2m^{-3})

V_m : Volume ocupado pelas mídias (m^3)

7. Área superficial protegida específica:

$$A_{spe} = \frac{A_{sp} \times N_m}{V_m} \quad (4.21)$$

$$A_{spe} = \frac{1280 \frac{\text{mm}^2}{\text{mídia}} \times 2000 \text{ mídia}}{7000 \text{ cm}^3} \quad (4.22)$$

$$A_{\text{spe}} \cong 366 \frac{\text{m}^2}{\text{m}^3} \quad (4.23)$$

A_{spe} : Área superficial protegida específica (m^2m^{-3})

A área superficial específica da biomídia utilizada nos reatores MBBR favorece o desenvolvimento do biofilme, aumentando a capacidade de tratamento do sistema. A área superficial protegida específica, por sua vez, representa a área disponível para a adesão do biofilme que está menos sujeita a forças de cisalhamento, proporcionando um ambiente mais estável para o crescimento dos microrganismos.

Essas características da biomídia são fundamentais para o bom desempenho do processo MBBR, pois influenciam diretamente na eficiência da remoção de poluentes e na estabilidade do sistema de tratamento.

4.1.2 Características do Esgoto Sintético e Lixiviado

O esgoto sanitário utilizado nos experimentos foi preparado de forma sintética, seguindo uma adaptação da formulação proposta por Holler e Trösch (2001), conforme Tabela 4.1. Essa escolha foi feita para garantir uma composição constante do afluente ao longo de todo o período experimental, eliminando variações que poderiam interferir na avaliação do desempenho dos reatores.

Tabela 4.1. Formulação para o preparo de 1L de esgoto doméstico sintético, em miligrama (mg).

Reagente	Formulação
Peptona de caseína	200
Extrato de carne	100
Óleo soja ($\text{C}_{18}\text{H}_{34}\text{O}_2$)	50
Fosfato de cálcio ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$)	40
Bicarbonato de sódio (NaHCO_3)	20
Cloreto de Sódio (NaCl)	20
Ureia ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$)	1
Cloreto de Cálcio (CaCl_2)	10
Sulfato de Magnésio (MgSO_4)	5
Detergente	150

(Adaptado de HOLLER; TRÖSCH, 2001)

A coleta de lixiviado bruto de aterro sanitário foi realizada uma única vez, em Central de Tratamento de Resíduos (CTR) do estado do Rio de Janeiro. Após a coleta, o lixiviado foi armazenado em bombonas plásticas e mantido em temperatura ambiente até o momento de sua utilização nos experimentos. Foi realizada caracterização físico-químicas do lixiviado, apresentada na Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Caracterização físico-química do Lixiviado utilizado no estudo.

PARÂMETRO	MÉDIA
DQO (mg L⁻¹)	16276,2
Turbidez (NTU)	186
UV254	0,767
Cor verdadeira (uC)	9602,9
Cor aparente (uC)	12953,3
Alcalinidade (mgNaCO₃ L⁻¹)	11255
NT (mgN L⁻¹)	3749,2
COD (mg L⁻¹)	2097,6
CI (mg L⁻¹)	2214,5
SF	3,53
ST (g L⁻¹)	14,51
SV (g L⁻¹)	10,98
Cloreto (mg L⁻¹)	12793,9
Ph	7,28

4.2

Fases do Estudo

O estudo foi dividido em quatro fases distintas, com objetivos específicos, a fim de avaliar o desempenho do processo MBBR no tratamento de esgoto sanitário com e sem a adição de lixiviado de aterro sanitário. A seguir, são descritas as fases do estudo e seus respectivos propósitos.

4.2.1

Fase I: Inoculação e Estabilização (65 dias)

Para acelerar o processo de formação do biofilme nas biomédias, os reatores foram inoculados com lodo biológico proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da Fiocruz, que utiliza o processo de lodos ativados. Esse procedimento visou fornecer uma comunidade microbiana já adaptada ao tratamento de efluentes, reduzindo o tempo necessário para a partida dos reatores.

Durante a Fase I, que durou 65 dias, foi realizada a recirculação do lodo nos reatores. Esse período, denominado de inoculação e estabilização, teve como objetivo promover o crescimento e a adesão da biomassa nas biomédias, bem como permitir a adaptação da comunidade microbiana às condições operacionais dos reatores MBBR. O afluente de ambos os reatores era o mesmo, com DQO média de 320 mg L⁻¹.

4.2.2

Fase II: Estabilização sem Recirculação de Lodo (56 dias)

Na Fase II, com duração de 56 dias, denominada de estabilização sem recirculação de lodo, ambos os reatores foram operados com as mesmas características, recebendo apenas esgoto sanitário como afluente. A recirculação do lodo foi interrompida, de modo que apenas a biomassa aderida às biomédias fosse responsável pelo tratamento do efluente.

A Tabela 4.3 apresenta as características do esgoto alimentando ambos os reatores e os sólidos aderidos à biomédias nos reatores.

Tabela 4.3. Parâmetros físico-químicos monitorados durante a Fase II (Estabilização sem recirculação de Lodo) do estudo.

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉDIA ± DP
DQO	mgO ₂ L ⁻¹	360±142
COD	mgCL ⁻¹	52±26
NT	mgNL ⁻¹	35±5
Sólidos Aderidos R1	gSVm ⁻²	2,02±0,7
Sólidos Aderidos R2	gSVm ⁻²	2,30±1,0

4.2.3

Fase III: Aclimação com Lixiviado (51 dias)

Na Fase III, com duração de 51 dias, o reator 2 (R2) passou a receber, além do esgoto sanitário, 1% de lixiviado de aterro sanitário em sua composição afluente. Esse período, chamado de aclimação, teve como objetivo permitir que a comunidade microbiana do reator R2 se adaptasse à presença do lixiviado, que possui características diferentes do esgoto sanitário.

Durante essa fase, o reator 1 (R1) continuou recebendo apenas esgoto sanitário, servindo como controle para comparação com o desempenho do reator R2. A Tabela 4.4 apresenta as características dos afluentes, esgoto sintético (R1) e esgoto sintético com 1% (v/v) lixiviado (R2) e os sólidos nos reatores.

Tabela 4.4. Parâmetros físico-químicos monitorados durante a Fase III (Aclimação com Lixiviado) do estudo.

PARÂMETRO	UNIDADE	R1 (MÉDIA ± DP)	R2 (MÉDIA ± DP)
DQO	mgO ₂ L ⁻¹	312±90	377±162
COD	mgCL ⁻¹	67±21	87±23
NT	mgNL ⁻¹	41±8	68±10
Óleos e Graxas	mgL ⁻¹	19,6	10,2
Surfactantes Aniônicos	mgL ⁻¹	2,29	2,64
Sólidos Aderidos	gSVm ⁻²	1,6±0,5	1,8±0,9
Sólidos no reator	mgSVL ⁻¹	390±60	481±136

4.2.4 Fase IV: Teste com Lixiviado (120 dias)

A Fase IV, com duração de 120 dias, foi denominada de período de teste. Nessa fase, o reator R2 continuou recebendo esgoto sanitário com adição de 1% de lixiviado, enquanto o reator R1 permaneceu recebendo apenas esgoto sanitário. O objetivo dessa fase foi avaliar o desempenho do processo MBBR no tratamento de esgoto sanitário com a presença de lixiviado em condições de operação continuada.

A Fase IV permitiu a coleta de dados consistentes e a análise comparativa entre os reatores R1 e R2, possibilitando a avaliação do impacto da adição do lixiviado na eficiência do tratamento, na qualidade do efluente final e na biomassa aderida.

Desde a Fase II, os reatores foram monitorados regularmente, com a coleta de amostras e a análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, conforme descrito na seção 4.3. Esse monitoramento contínuo permitiu a obtenção de dados ao longo de todas as fases do estudo, possibilitando uma avaliação abrangente do desempenho do processo MBBR no tratamento de esgoto sanitário com e sem a adição de lixiviado de aterro sanitário.

A divisão do estudo em fases distintas, com períodos de estabilização, estabilização sem recirculação, aclimatação e teste com lixiviado, foi fundamental para compreender o comportamento dos reatores MBBR nas condições operacionais e para avaliar a viabilidade do cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário nesse processo.

4.3 Monitoramento e Amostragem

Após o período de inoculação, os reatores foram monitorados continuamente por um período de 239 dias (Fases II a IV). Durante essas fases, foram coletadas amostras do afluente (esgoto sintético com e sem adição de 1% de lixiviado) e do efluente tratado de cada reator, com uma frequência de duas vezes por semana (terça e quinta-feira).

As amostras coletadas foram submetidas a análises físico-químicas para determinação dos seguintes parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio total (NT) e suas frações (nitrito, nitrato e amônia), fósforo total (PT) e turbidez. Além disso, devido à presença do

lixiviado de aterro sanitário, foram realizadas análises adicionais de cor aparente e verdadeira, e absorvância UV254nm, a fim de avaliar o impacto desse efluente na qualidade do tratamento.

Amostras do licor misto (biomassa em suspensão) também foram coletadas periodicamente para determinação das concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV).

Para avaliar o crescimento do biofilme aderido às biomédias, foram coletadas 5 unidades de cada reator (em duplicata). As biomédias coletadas foram submetidas a análises para determinação da concentração de sólidos totais aderidos (STA) e sólidos voláteis aderidos (SVA), expressos em termos de massa por unidade de área superficial da biomédia.

O lodo excedente nos reatores foi avaliado por meio da coleta e análise do lodo descartado do sistema de decantação. Amostras do lodo foram coletadas semanalmente e submetidas a análises de SST e SSV.

Todas as análises foram realizadas de acordo com as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), exceto quando mencionado. Os procedimentos analíticos específicos para cada parâmetro estão detalhados na seção 4.3.1 deste capítulo.

4.3.1 Métodos Analíticos

Nesta seção, estão descritos os métodos analíticos utilizados para a caracterização físico-química e biológica das amostras coletadas durante o monitoramento dos reatores MBBR.

4.3.1.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO foi determinada pelo método colorimétrico de refluxo fechado, conforme descrito no método 5220 D do *Standard Methods* (APHA, 2017). As amostras foram digeridas em um bloco digestor a 150°C por 2 horas, na presença de dicromato de potássio e ácido sulfúrico.

Após a digestão as amostras foram lidas de acordo com as curvas de calibração: uma para o esgoto bruto (600 nm) e outra para o efluente tratado (420 nm). Para as amostras que extrapolaram a faixa de concentração da curva, foram

realizadas diluições apropriadas com água deionizada, multiplicando-se o resultado pelo fator de diluição correspondente.

4.3.1.2 Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

O COD foi determinado pelo método de combustão a alta temperatura, utilizando um analisador de carbono orgânico total (Shimadzu, modelo TOC-L). As amostras foram previamente filtradas em membranas de 0,45 µm para remoção dos sólidos particulados. Em seguida, uma alíquota da amostra foi injetada no equipamento, onde o carbono orgânico foi oxidado a CO₂ a uma temperatura de 680°C, na presença de um catalisador de platina. O CO₂ gerado foi quantificado por meio de um detector de infravermelho não dispersivo (NDIR). A concentração de COD foi determinada a partir de uma curva de calibração preparada com padrões de biftalato de potássio.

4.3.1.3 Nitrogênio Total Dissolvido (NTD), Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrito

O nitrogênio total dissolvido foi determinado pelo método de combustão a alta temperatura, utilizando um analisador de carbono orgânico total (Shimadzu, modelo TOC-L) equipado com um módulo de detecção de nitrogênio (TNM-L). As amostras foram previamente filtradas em membranas de 0,45 µm para remoção do material particulado. Em seguida, uma alíquota da amostra foi injetada no equipamento, onde o nitrogênio foi convertido a óxidos de nitrogênio (NO_x) a uma temperatura de 720°C, na presença de um catalisador de platina. Os óxidos de nitrogênio foram então reduzidos a N₂ gasoso e detectados por um detector de quimioluminescência. A concentração de NT foi determinada a partir de uma curva de calibração preparada com padrões de nitrito de potássio.

As frações de nitrogênio (nitrito, nitrito e amônia) foram determinadas separadamente, conforme descrito a seguir:

- **Nitrito (NO₂⁻):** determinado pelo método colorimétrico com brucina, conforme método 4500-NO₂- B do Standard Methods (APHA, 2017). As amostras foram tratadas com ácido sulfúrico e brucina, resultando no desenvolvimento de uma coloração amarela em presença de nitrito. A

absorbância das amostras foi medida em um espectrofotômetro a 410 nm, e a concentração de nitrato foi determinada a partir de uma curva de calibração preparada com padrões de nitrato de potássio.

- **Nitrito (NO_2^-):** determinado pelo método colorimétrico com sulfanilamida e N-(1-naftil)-etilenodiamina, conforme método 4500- NO_2^- - B do Standard Methods (APHA, 2017). Em meio ácido, o nitrito reage com a sulfanilamida, formando um composto diazotizado que, ao se acoplar com a N-(1-naftil)-etilenodiamina, produz uma coloração rosa intensa. A absorbância das amostras foi medida em um espectrofotômetro a 540 nm, e a concentração de nitrito foi determinada a partir de uma curva de calibração preparada com padrões de nitrito de sódio.
- **Nitrogênio Amoniacal :** determinada pelo método potenciométrico com eletrodo seletivo de amônia, conforme método 4500- NH_3 D do Standard Methods (APHA, 2017). O eletrodo seletivo de amônia consiste em uma membrana permeável a gás, que separa a solução da amostra de um eletrólito interno. A amônia presente na amostra difunde-se através da membrana, alterando o pH do eletrólito interno e, conseqüentemente, o potencial medido pelo eletrodo. A concentração de amônia foi determinada a partir de uma curva de calibração, relacionando a concentração de amônia com a diferença de potencial (em mV) medida pelo eletrodo. Os padrões de calibração foram preparados com cloreto de amônio em diferentes concentrações.

4.3.1.4 Fósforo Total (PT)

A determinação do fósforo total foi realizada de acordo com a metodologia proposta por CHEN et al. (1956) com modificações, que consiste em uma digestão ácida da amostra seguida pela quantificação colorimétrica do fósforo.

Inicialmente, uma alíquota da amostra foi transferida para um tubo de digestão, ao qual foram adicionados ácido sulfúrico concentrado e persulfato de potássio. Os tubos foram então aquecidos em bloco digestor a 150°C por 2 horas, para promover a oxidação da matéria orgânica e a conversão de todas as formas de fósforo a ortofosfato.

Após a digestão, as amostras foram resfriadas à temperatura ambiente e diluídas com água deionizada. Em seguida, foram adicionados os reagentes de cor, que consistem em uma solução de molibdato de amônio e tartarato de antimônio e potássio, seguida pela adição de ácido ascórbico. Na presença de ortofosfato, esses reagentes formam um complexo de coloração azul, cuja intensidade é proporcional à concentração de fósforo na amostra.

A absorvância das amostras foi medida em um espectrofotômetro a 825 nm, e a concentração de fósforo total foi determinada a partir de uma curva de calibração preparada com padrões de fosfato de potássio, submetidos ao mesmo processo de digestão ácida.

Neste estudo, não foi realizada a determinação separada de fosfatos, sendo avaliado apenas o fósforo total presente nas amostras. Essa escolha se deve ao fato de que a digestão ácida promove a conversão de todas as formas de fósforo a ortofosfato, permitindo assim uma quantificação mais abrangente do fósforo presente nas amostras brutas e tratadas.

4.3.1.5 Cor Verdadeira

A cor verdadeira das amostras de esgoto sanitário bruto, esgoto sanitário com lixiviado e efluente tratado foram determinadas por meio de método espectrofotométrico, conforme descrito no método 2120 C do Standard Methods (APHA, 2017).

Na determinação da cor verdadeira, as amostras foram previamente filtradas em membranas de 0,45 µm para remoção do material em suspensão. O filtrado foi então transferido para cubetas de vidro de 5 cm de caminho óptico, e a absorvância foi medida em um espectrofotômetro a 457 nm, utilizando água ultrapura como branco.

Os valores de absorvância obtidos foram convertidos em unidades de cor (UC) por meio de uma curva de calibração preparada com padrões de platina-cobalto, conforme descrito no método 2120 B do Standard Methods (APHA, 2017).

4.3.1.6 Turbidez

A turbidez das amostras de esgoto tratado foi determinada por meio do método nefelométrico, conforme descrito no método 2130 B do Standard Methods (APHA, 2017). As análises foram realizadas em triplicata, utilizando um turbidímetro modelo 2100 P da marca Hach.

4.3.1.7 Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV)

As concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) nas amostras de liquor misto, foram determinadas de acordo com o método 2540 D e 2540 E do Standard Methods (APHA, 2017), respectivamente, em duplicata.

Para a análise, foram utilizadas cápsulas de porcelana de 100 mL, previamente calcinadas em forno mufla a 550°C por 1 hora, resfriadas em dessecador e pesadas em balança analítica para obtenção do peso inicial (P1).

Uma alíquota de 50 mL de amostra homogeneizada foi transferida para a cápsula de porcelana. As cápsulas contendo as amostras foram levadas à estufa a 105°C por 24 horas, para evaporação da água e secagem dos sólidos.

Após a secagem, as cápsulas foram resfriadas em dessecador e pesadas novamente em balança analítica, obtendo-se o peso após secagem (P2). Em seguida, as cápsulas foram levadas ao forno mufla a 550°C por 2 horas, para calcinação da matéria orgânica. Após a calcinação, as cápsulas foram resfriadas em dessecador e pesadas novamente, obtendo-se o peso após calcinação (P3).

As concentrações de SST e SSV foram calculadas pelas seguintes fórmulas:

$$ST \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{(P2-P1) \times 1000}{V} \quad (4.24)$$

$$SV \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{(P2-P3) \times 1000}{V} \quad (4.25)$$

P1 = peso inicial da cápsula (mg)

P2 = peso após secagem a 105°C (mg)

P3 = peso após calcinação a 550°C (mg)

V = volume da amostra (mL)

Os resultados foram expressos em mgL⁻¹, representando a média de duas réplicas analíticas para cada amostra de liquor misto. Esses dados foram utilizados para avaliar a concentração de biomassa não aderida nos reatores MBBR, bem

como para estimar a relação entre a fração orgânica (SV) e inorgânica (ST - SV) dos sólidos presentes no sistema.

4.3.1.8 Sólidos Aderidos às Biomédias

Para avaliar a quantidade de biomassa aderida às biomédias nos reatores MBBR, foram coletadas, em duplicata, 5 peças de biomédia de cada reator. As biomédias foram transferidas para tubos falcon de 50 mL e levadas à incubadora a 37°C por 48 horas, para secagem do biofilme.

Após a secagem, os tubos falcon contendo as biomédias foram completados com água ultrapura e submetidos a banho de ultrassom por 2 horas, com o objetivo de desprender o biofilme aderido às peças. Em seguida, o líquido resultante do banho de ultrassom foi vertido cuidadosamente para cápsulas de porcelana de 100 mL, previamente calcinadas em forno mufla a 550°C por 1 hora, resfriadas em dessecador e pesadas em balança analítica para obtenção do peso inicial (P1).

Para garantir a transferência completa do biofilme para as cápsulas, as biomédias foram lavadas com água ultrapura, e essa água de lavagem também foi adicionada às cápsulas correspondentes. Esse procedimento foi realizado para assegurar que todo o material despreendido das biomédias fosse contabilizado na análise.

As cápsulas contendo o líquido do banho de ultrassom e da lavagem das peças foram levadas à estufa a 105°C por 24 horas, para evaporação da água e secagem dos sólidos. Após a secagem, as cápsulas foram resfriadas em dessecador e pesadas novamente em balança analítica, obtendo-se o peso após secagem (P2). Em seguida, as cápsulas foram levadas ao forno mufla a 550°C por 2 horas, para calcinação da matéria orgânica. Após a calcinação, as cápsulas foram resfriadas em dessecador e pesadas novamente, obtendo-se o peso após calcinação (P3).

As concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) aderidos às biomédias foram calculadas pelas seguintes fórmulas:

$$ST \left(\frac{mg}{biomédia} \right) = \frac{(P2 - P1) \times 1000}{N} \quad (4.26)$$

$$SV \left(\frac{mg}{biomédia} \right) = \frac{(P2 - P3) \times 1000}{N} \quad (4.27)$$

P1 = peso inicial da cápsula (mg)

P2 = peso após secagem a 105°C (mg)

P3 = peso após calcinação a 550°C (mg)

N = número de biomédias analisadas

Os resultados foram expressos em mg/biomédia, representando a média das duplicatas analíticas para cada reator MBBR. Esses dados foram utilizados para avaliar a concentração de biomassa aderida às biomédias, bem como para estimar a relação entre a fração orgânica (SV) e inorgânica (ST - SV) do biofilme. A quantificação dos sólidos aderidos às biomédias é fundamental para compreender a dinâmica de crescimento do biofilme e sua contribuição para o desempenho global do processo MBBR no tratamento de esgoto sanitário com e sem a adição de lixiviado de aterro sanitário.

4.3.1.9 Geração de Sólidos

Para avaliar a geração de sólidos nos reatores, acumulou-se os sólidos no fundo do decantador por 7 dias. Após a coleta do efluente tratado, todo o conteúdo do decantador era homogeneizado e retirava-se alíquotas para análise do SV e ST, conforme descrito na seção 4.3.1.7. A fórmula abaixo foi utilizada para a determinação do lodo excedente em cada reator.

$$\text{Lodo excedente} = \frac{SV \times V_{\text{reator}}}{7 \text{ dias}} \left[\frac{gSV}{dia} \right] \quad (4.26)$$

4.3.1.10 Eficiência de remoção

Para a determinação da eficiência de remoção de parâmetros como DQO, COD, NT, PT, UV_{254nm} e Cor Verdadeira, utilizou-se a seguinte fórmula:

$$\% \text{ remoção} = 1 - \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100\% \quad (4.27)$$

C₀: Concentração afluente

C_e: Concentração efluente

4.4 Análise dos Dados

Os dados obtidos durante o monitoramento dos reatores MBBR foram submetidos a análises estatísticas utilizando o software Microsoft Excel, e o suplemento estatístico XLSTAT, a fim de avaliar o desempenho do processo no tratamento de esgoto sanitário com e sem a adição de lixiviado de aterro sanitário.

Inicialmente, os dados foram compilados em uma planilha do Excel, com as variáveis dispostas em colunas e as observações em linhas. Em seguida, foi realizada uma análise exploratória dos dados, calculando estatísticas descritivas (média, mediana, desvio padrão e erro padrão) para cada variável monitorada, utilizando as fórmulas do Excel, como MÉDIA, MED, DESVPAD.A e ERRO.PADRÃO, respectivamente. Gráficos (histogramas, *boxplots* e gráficos de dispersão) foram construídos utilizando as ferramentas de gráfico do Excel para visualizar a distribuição dos dados e identificar possíveis *outliers* ou tendências.

Em seguida, foi verificada a normalidade dos dados utilizando o teste de Shapiro-Wilk, disponível no XLSTAT. Esse teste avalia se os dados seguem uma distribuição normal, uma premissa importante para a aplicação de testes paramétricos. Caso os dados não apresentassem distribuição normal foram utilizados testes não paramétricos equivalentes.

Para comparar o desempenho dos reatores MBBR com e sem a adição de lixiviado, foi aplicado o teste t de Student para amostras independentes, também disponível no XLSTAT. Esse teste permite verificar se há diferença significativa entre as médias de duas amostras. Caso os dados não atendessem às premissas do teste t (normalidade e homogeneidade das variâncias), foi utilizado o teste não paramétrico de Mann-Whitney.

O nível de significância adotado para todos os testes estatísticos foi de 5% ($\alpha = 0,05$). Valores de p menores que 0,05 foram considerados estatisticamente significativos, indicando que as diferenças observadas entre os grupos ou as relações entre as variáveis não foram devido ao acaso.

Todas as análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software XLSTAT, que oferece uma interface amigável e integrada ao ambiente do Microsoft Excel, facilitando a manipulação dos dados e a interpretação dos resultados.

5

Resultados e Discussões

O estudo de caso, em escala de bancada, avaliou o desempenho do processo MBBR no tratamento de esgoto sanitário (R1) e no cotratamento de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário (R2). A Tabela 5.1 apresenta os resultados dos principais parâmetros analisados para ambos os reatores e os respectivos valores p, indicando a significância estatística das diferenças observadas.

Tabela 5.1. Resultados dos principais parâmetros avaliados para os reatores R1 (esgoto sanitário) e R2 (esgoto sanitário + 1% v/v lixiviado) com análise de significância estatística.

Parâmetro	Média R1	Média R2	p-valor
Vazão de ar (Lh ⁻¹)	350±0	350±0	-
Fluxo de ar (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	4,96±0	4,96±0	-
Vazão (Lh ⁻¹)	1,32±0,3	1,31±0,3	0,893 ^a
TDH (h)	11,33±3	11,49±3,2	0,893 ^a
Velocidade de Escoamento Superficial do decantador (Lm ⁻² dia ⁻¹)	573,1±109,9	569,1±122	0,893 ^a
COD entrada (mgL ⁻¹)	68,64±31,3	115,2±59,2	0,001 ^a
COD Saída (mgL ⁻¹)	18,43±11,5	28,73±8,4	<0,0001 ^a
Remoção de COD (%)	70,56±15,2	71,03±9,8	0,663 ^a
DQO entrada (mgL ⁻¹)	300,29±180,1	402,71±218,2	0,002 ^a
DQO saída (mgL ⁻¹)	46,03±15,8	67,79±18,7	<0,0001 ^b
Remoção de DQO (%)	81,93±7,5	78,7±10,7	0,81 ^b
Sólidos Aderidos (gSVm ⁻²)	2,05±1	1,75±0,5	0,523 ^a
Sólidos Aderidos (mgSVL ⁻¹)	247,37±118,9	211,47±62,8	0,523 ^a
Sólidos no reator (mgSVL ⁻¹)	389,84±122,5	463,34±102,4	0,020 ^a
Sólidos em excesso (gSVdia ⁻¹)	0,617±0,2	1,153±0,4	<0,0001 ^a
A/M (kgDQOkgSV ⁻¹)	0,822±0,5	0,848±0,4	0,563 ^a
NTd afluyente (mgL ⁻¹)	37,56±7,8	62,36±17,4	<0,0001 ^a
NTd efluente (mgL ⁻¹)	32,57±6,8	48,4±9,5	<0,0001 ^a
N-Amonia afluyente (mgL ⁻¹)	33,59±10,7	57,63±20,9	<0,0001 ^a
N-Amonia efluente (mgL ⁻¹)	14,18±5,9	20,84±8,6	0,007 ^a
N-Nitrito efluente (mgL ⁻¹)	0,25±0,2	0,72±0,8	0,006 ^a
N-Nitrato efluente (mgL ⁻¹)	12,45±3,6	20,82±4,6	0,123 ^b
Remoção NT (%)	12,14±15,9	19,04±17,3	0,323 ^a
Diminuição de N amoniacal (%)	57,77±12,1	62,09±13,8	0,093 ^b
Relação C/N afluyente (gCgN ⁻¹)	1,85±0,8	1,67±0,7	0,773 ^a
Taxa Específica de Oxidação de amônia (mgNgSV ⁻¹ h ⁻¹)	4,9±2,2	7,14±2,6	0,093 ^a
PT Afluente (mgL ⁻¹)	10,31±2	11,52±2,8	0,242 ^a

Tabela 5.1. Resultados dos principais parâmetros avaliados para os reatores R1 (esgoto sanitário) e R2 (esgoto sanitário + 1% v/v lixiviado) com análise de significância estatística

Parâmetro	Média R1	Média R2	p-valor
PT Efluente (mgL ⁻¹)	9,4±1,2	9,91±1,3	0,154 ^a
Remoção PT (%)	11,31±23,8	11,17±14,2	0,952 ^a
Turbidez (NTU)	5,62±2,9	11,18±17,1	0,489 ^a
pH afluente	6,79±0,2	6,97±0,2	0,001 ^a
pH efluente	6,56±0,3	6,64±0,4	0,492 ^b
Cor verdadeira afluente	57,7±36,8	153,78±63,5	<0,0001 ^a
Cor verdadeira efluente	28,6±16	105,27±30,2	<0,0001 ^a
Abs UV 254 afluente	0,271±0,1	0,601±0,1	<0,0001 ^a
Abs UV 254 efluente	0,132±0,1	0,404±0,1	<0,0001 ^a
Remoção Abs UV 254 (%)	52,06±12,4	32,32±10,9	<0,0001 ^a

Nota: ^a Mann-Whitney; ^b t-student; TDH = Tempo de detenção hidráulica; COD = Carbono orgânico dissolvido; DQO = Demanda química de oxigênio; COV = Carga Orgânica Volumétrica; NTd = Nitrogênio total dissolvido; PT = Fósforo total.

5.1

Avaliação estatística dos parâmetros operacionais do experimento

Foram observadas variações na vazão de alimentação dos reatores R1 (apenas esgoto) e R2 (esgoto com 1% de lixiviado) ao longo do tempo. Essas variações podem afetar o desempenho dos reatores e, conseqüentemente, os resultados obtidos. Portanto, é crucial avaliar estatisticamente a significância dessas variações e seu potencial impacto nos resultados.

Em estudos experimentais, é comum ocorrerem variações nos parâmetros de entrada, mesmo quando se busca manter condições idênticas entre os tratamentos. Essas variações podem influenciar os resultados e, se não forem devidamente consideradas, podem levar a conclusões enviesadas ou incorretas. Por esse motivo, realizou-se uma avaliação estatística dos parâmetros de entrada do experimento, sendo essencial para garantir a transparência, confiabilidade e reprodutibilidade dos resultados obtidos.

5.1.1

Vazão

A vazão de alimentação é um parâmetro operacional crítico em sistemas de tratamento de efluentes, pois influencia diretamente no tempo de contato entre o efluente e a biomassa aderida (TDH), bem como a carga orgânica aplicada.

Variações na vazão podem afetar a eficiência do tratamento e dificultar a comparação entre os reatores.

Neste estudo, foram observadas variações na vazão de alimentação dos reatores R1 e R2 ao longo do tempo, apesar dos esforços para manter condições idênticas, como pode ser observado na Tabela 5.1 e Figura 5.1. A análise estatística dessas variações, utilizando o teste de normalidade Shapiro-Wilk e o teste não paramétrico de Mann-Whitney, foi fundamental para avaliar se essas diferenças eram estatisticamente significativas e se poderiam influenciar os resultados obtidos.

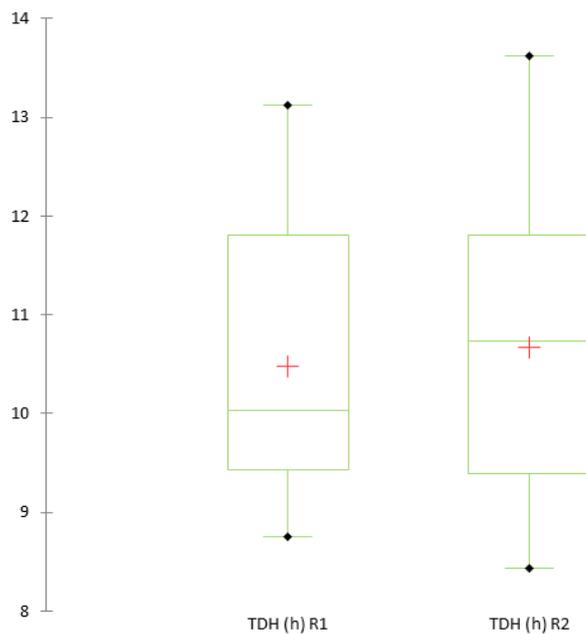


Figura 5.1. Distribuição dos dados de vazão entre os reatores R1 e R2, durante a fase IV.

O teste de Shapiro-Wilk foi utilizado para verificar a normalidade dos dados de vazão. Para o reator R1, o p-value foi 0,012, indicando que os dados não seguem uma distribuição normal. Para o reator R2, o p-value foi 0,042, também indicando não-normalidade. Devido a isso, utilizou-se o teste não paramétrico de Mann-Whitney para comparar as vazões entre os reatores.

O resultado do teste de Mann-Whitney (p-value = 0,893) indicou que não houve diferença estatisticamente significativa entre as vazões de alimentação dos reatores R1 e R2. Essa constatação é crucial para a interpretação dos resultados, pois sugere que, apesar das variações observadas, os reatores foram submetidos a condições de vazão e TDH comparáveis. Isso permite uma comparação mais justa entre o desempenho dos reatores no tratamento do esgoto (R1) e do esgoto com

lixiviado (R2), minimizando a influência das variações de vazão nos resultados obtidos.

Caso as diferenças na vazão de alimentação fossem estatisticamente significativas, seria necessário considerar seu impacto na interpretação dos resultados e, possivelmente, ajustar a análise de dados para levar em conta essas variações. No entanto, como demonstrado pela análise estatística, as variações observadas não comprometem a comparabilidade dos resultados entre os reatores.

5.2 Remoção de Matéria Orgânica

A eficiência de remoção de matéria orgânica foi avaliada através dos parâmetros DQO e COD. O reator R1 apresentou uma remoção média de DQO de 81,0%, enquanto R2 alcançou 80,5%. A análise estatística ($p = 0,810$) indicou que não houve diferença significativa na eficiência de remoção de DQO entre os reatores, demonstrando a robustez do processo MBBR frente ao aumento da carga orgânica proveniente da adição de lixiviado.

A concentração média de DQO no afluente foi de 273,8 mg/L para R1 e 416,7 mg/L para R2 ($p = 0,002$), evidenciando o aumento significativo da carga orgânica devido à adição do lixiviado. Consequentemente, as concentrações de DQO no efluente também foram significativamente diferentes: 46,0 mg/L para R1 e 67,5 mg/L para R2 ($p < 0,0001$).

Esses resultados são comparáveis aos obtidos por Zinatizadeh e Ghaytooli (2015), que reportaram remoções de DQO entre 50% e 86% em sistemas MBBR tratando esgoto sanitário. No entanto, outros estudos demonstraram maiores eficiências de remoção de DQO em MBBRs. Por exemplo, Aygun et al. (2014) obtiveram remoções de DQO entre 88% e 94% em um MBBR de bancada tratando efluente real, enquanto Martín-Pascual et al. (2014) reportaram remoções de DQO de 88% a 93% em um MBBR piloto. Wang et al. (2020) alcançaram remoções de DQO superiores a 80% em um MBBR de bancada tratando efluente sintético e Chen et al. (2021) observaram remoções de DQO entre 82% e 96%.

Em relação ao COD, R1 alcançou uma remoção média de 70,6%, enquanto R2 obteve 71,2%. Novamente, a análise estatística ($p = 0,663$) não indicou diferença significativa na eficiência de remoção entre os reatores. As concentrações médias de COD no afluente foram de 68,6 mg/L para R1 e 117,4 mg/L para R2 (p

= 0,001), enquanto no efluente foram de 18,4 mg/L e 28,3 mg/L, respectivamente ($p < 0,0001$). Estes resultados são semelhantes aos encontrados por Rusten et al. (2006), que obtiveram remoções de COD entre 60% e 85% em reatores MBBR. A Figura 5.2 apresenta a variação temporal da DQO afluente e efluente para ambos os reatores ao longo do período de monitoramento.

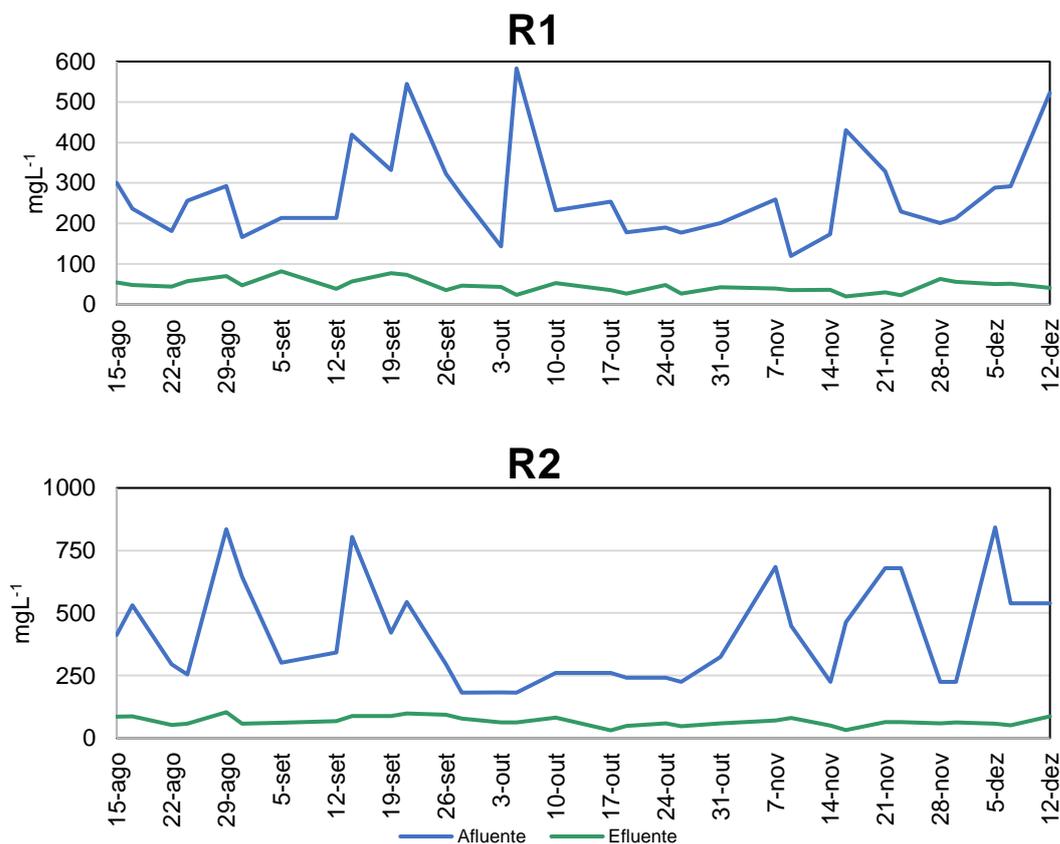


Figura 5.2. Variação temporal da DQO afluente e efluente em R1 e R2.

Comparando com outros estudos de cotratamento, Gomes, Ribeiro e Oliveira (2024) obtiveram remoções de DQO de 90,1% para esgoto sintético sem lixiviado e de 89,0% para o esgoto sintético com adição de 1% (v/v) lixiviado em seu estudo de bancada com sistema A²O RBS. Nos estudos de Yu, Zhou e Wang (2010) e Zhou et al. (2023), ambos com sistema A²O, em regime contínuo, tratando efluente sanitário com 0,2% de lixiviado, a remoção de DQO foi de 82,7% e de 77,4%, respectivamente.

De Albuquerque et al. (2018) reportaram remoções de DQO de 90% para esgoto sanitário sem lixiviado, 70% para esgoto sanitário com 2% lixiviado e de 51% para esgoto sanitário com 5% de lixiviado, utilizando sistema de Lodos Ativados. Neste mesmo estudo, utilizando-se o mesmo processo, porém com

lixiviado pré-tratado (air stripping de amônia), a eficiência de remoção de DQO foi de 92%, 82% e 69%, para esgoto puro, esgoto com 2% lixiviado e esgoto com 5% lixiviado, respectivamente.

Os resultados obtidos neste estudo são consistentes com pesquisas recentes sobre o cotratamento de esgoto e lixiviado utilizando tecnologias de biomassa aderida. Saxena et al. (2021) avaliaram o desempenho de um reator híbrido de leito móvel (MBHBR) no tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado, observando eficiências de remoção de DQO entre 77% e 80% com uma proporção de 20% v/v de lixiviado. Esses resultados são muito semelhantes aos obtidos no presente estudo, reforçando a robustez do processo MBBR no cotratamento.

A eficiência de remoção de matéria orgânica é um indicador crucial da performance do sistema de tratamento. A alta eficiência observada sugere que a biomassa aderida nas mídias plásticas do MBBR é capaz de degradar eficientemente a matéria orgânica presente, mesmo quando há um aumento significativo na carga orgânica devido à adição de lixiviado.

A adição de lixiviado resultou em um aumento significativo nas concentrações de matéria orgânica no afluente do reator R2. A DQO média no afluente aumentou de 273,8 mgL⁻¹ em R1 para 416,7 mgL⁻¹ em R2 ($p = 0,002$), enquanto o COT médio subiu de 68,63 mgL⁻¹ para 117,44 mgL⁻¹ ($p = 0,001$). Consequentemente, a carga orgânica volumétrica (COV) aplicada também aumentou significativamente de 0,64 gDQOL⁻¹dia⁻¹ em R1 para 0,95 gDQOL⁻¹dia⁻¹ em R2 ($p = 0,007$).

Apesar desse aumento na carga orgânica, as eficiências de remoção de DQO e COT não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os dois reatores. A remoção média de DQO foi de 81,0% em R1 e 80,5% em R2 ($p = 0,810$), enquanto a remoção média de COT foi de 70,6% em R1 e 71,2% em R2 ($p = 0,663$). Isso demonstra a robustez do processo MBBR em lidar com o aumento da carga orgânica proveniente da adição de lixiviado.

No entanto, devido às maiores concentrações no afluente, as concentrações de DQO e COT no efluente de R2 foram significativamente maiores que as de R1. A DQO efluente média aumentou de 46,03 mgL⁻¹ em R1 para 67,53 mgL⁻¹ em R2 ($p < 0,0001$), e o COT efluente médio subiu de 18,42 mgL⁻¹ para 28,33 mgL⁻¹ ($p < 0,0001$).

A manutenção da eficiência de remoção de DQO observada neste estudo, mesmo com o aumento da proporção de lixiviado, é corroborada por Saxena et al. (2021), que relataram desempenho estável de seu reator MBHBR em diferentes condições de carga orgânica. Isso sugere que o processo MBBR é capaz de se adaptar eficientemente às características desafiadoras do lixiviado, mantendo uma comunidade microbiana diversa e resiliente.

A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada variou entre 0,29 e 1,48 gDQO/L.dia para R1, com média de 0,64 gDQO/(L.dia), enquanto para R2 variou entre 0,41 e 2,31 gDQO/L.dia, com média de 0,95 gDQO/(L.dia) ($p = 0,007$). Essa faixa de COV está de acordo com a recomendação de Metcalf e Eddy (2013) para sistemas MBBR tratando esgoto sanitário, que é de 0,5 a 2,0 gDQO/(L.dia). Comparando com outros estudos, Moura Junior et al. (2024) aplicaram COVs variando de 0,79 a 1,72 gDQO/(L.dia) em um MBBR de bancada, e Martín-Pascual et al. (2014) avaliaram COVs de 0,48 a 1,33 gDQO/L.dia em um sistema MBBR piloto.

A Figura 5.3 apresenta a variação temporal da COV aplicada e da eficiência de remoção de DQO para ambos os reatores.

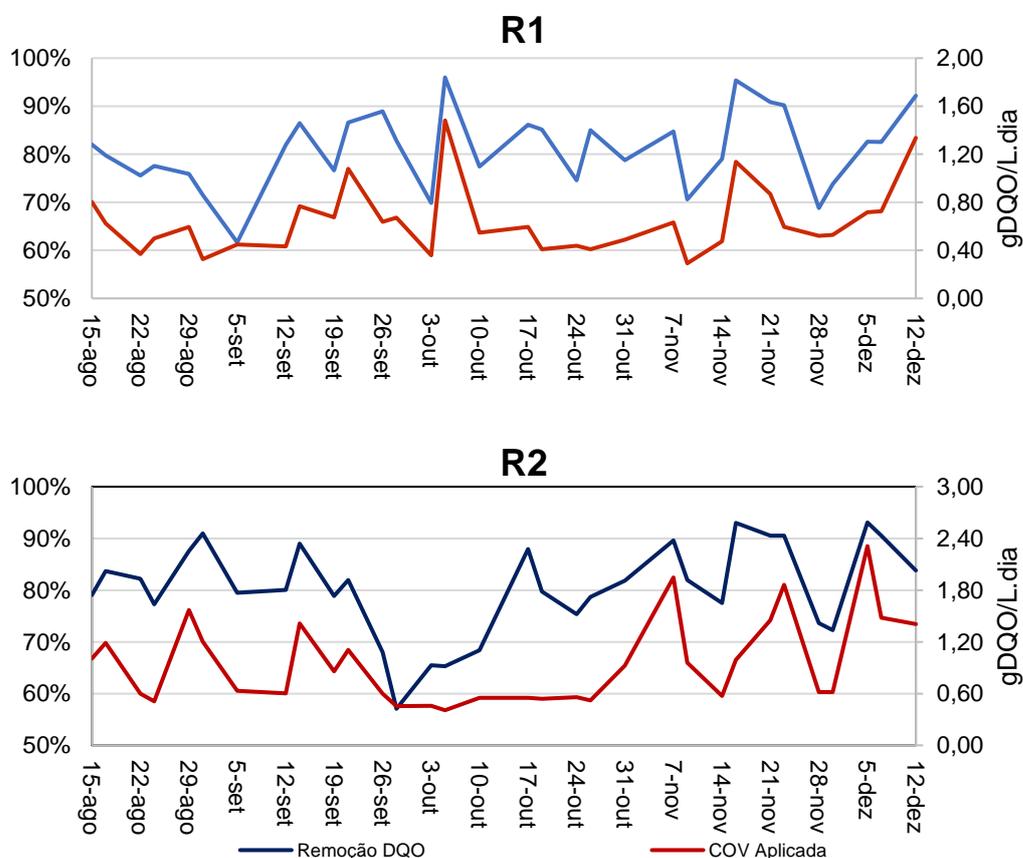


Figura 5.3. Variação temporal da COV aplicada e eficiência de remoção de DQO em R1 e R2.

A relação A/M (carga de substrato por massa de biomassa) foi similar entre R1 (0,822 kgDQO/kgSV) e R2 (0,848 kgDQO/kgSV), sem diferença significativa ($p = 0,563$). Esta relação sugere que a biomassa foi exposta a cargas orgânicas similares, o que pode explicar a estabilidade na eficiência de remoção de matéria orgânica.

5.3 Remoção de Nutrientes

O desempenho dos reatores na remoção de nutrientes foi avaliado por meio dos parâmetros nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻) e fósforo total (PT).

A remoção média de NT foi de 14,5% para R1 e 20,4% para R2, sem diferença estatisticamente significativa ($p = 0,323$). As concentrações médias de NT no afluente foram de 37,6 mg/L para R1 e 63,9 mg/L para R2 ($p < 0,0001$), evidenciando o aumento significativo da carga de nitrogênio devido à adição do lixiviado. Esses resultados indicam uma remoção limitada de nitrogênio total pelo processo MBBR, o que é consistente com a ausência de uma etapa anóxica dedicada para a desnitrificação, como observado na literatura (METCALF; EDDY, 2013).

Contudo, no estudo de Moura Junior et al, (2024), utilizando MBBR multicâmaras, também sem etapa anóxica, obteve-se eficiência de remoção de NT variando de 11% a 54%. Essa remoção é justificada pela zona anóxica do próprio biofilme, criada pelo gradiente de oxigênio dissolvido em sua espessura. Uma vez que o biofilme formado em R1 é fino, a difusão do OD é facilitada, não criando zona anóxica.

Outros estudos também reportaram remoções limitadas de NT em MBBRs sem etapa anóxica. Zinatizadeh e Ghaytooli (2015) obtiveram remoções de NT entre 26% e 51% em seu estudo de bancada tratando efluente real. Mannina et al. (2017) alcançaram remoções de NT variando de 55% a 63% em MBBR piloto com etapas anaeróbia, anóxica e aeróbia.

Gomes, Ribeiro e Oliveira (2024), em seu estudo de cotratamento, obtiveram 65,5% de remoção de NT para o esgoto sem lixiviado e de 78,4% para o esgoto com 1% de lixiviado. Diamadopoulos et al. (1997) reportaram remoções de NT variado de 35% a 63,2%, para esgoto doméstico com adição de 10% de lixiviado

em um RBS. Yu, Zhou e Wang (2010) e Zhou et al. (2023) obtiveram remoções de NT de 57,1% e 62,2%, respectivamente, em seu estudo de cotratamento, com 0,2% lixiviado, em sistema A²O.

Em relação à diminuição de N amoniacal, R1 apresentou uma eficiência média de 56,6%, enquanto R2 alcançou 62,8%, sem diferença estatística significativa ($p = 0,093$). As concentrações médias de N amoniacal no afluente foram de 32,6 mg/L para R1 e 57,8 mg/L para R2 ($p < 0,0001$), enquanto no efluente foram de 14,2 mg/L e 20,3 mg/L, respectivamente ($p = 0,007$). Estes resultados são comparáveis aos obtidos por Chen, Sun e Chung (2008), que reportaram remoção de amônia de 97% em um sistema MBBR anaeróbio-aeróbio tratando lixiviado.

A eficiência na diminuição de N amoniacal observada neste estudo é comparável aos resultados relatados por Saxena et al. (2021), que obtiveram remoções de 60% a 94% de N amoniacal em seu sistema MBHBR tratando esgoto com 20% v/v de lixiviado. Esta similaridade sugere que o processo MBBR é capaz de manter uma comunidade nitrificante ativa mesmo na presença de cargas elevadas de nitrogênio amoniacal provenientes do lixiviado.

A taxa específica de oxidação de amônia, um indicador da atividade nitrificante, foi de 4,9 mgN/gSV/h para R1 e 7,14 mgN/gSV/h para R2, sem diferença significativa ($p = 0,093$). Este resultado sugere que, apesar da maior carga de nitrogênio em R2, a atividade nitrificante foi mantida, possivelmente devido à adaptação da biomassa às condições de maior carga.

As concentrações de N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ no efluente foram maiores em R2 comparado a R1, sendo a diferença estatisticamente significativa para o nitrito ($p = 0,006$), mas não para o nitrato ($p = 0,123$). Isso sugere uma maior atividade nitrificante em R2, possivelmente devido à maior disponibilidade de nitrogênio amoniacal pela adição do lixiviado.

A Figura 5.4 e Figura 5.5 apresentam a variação temporal das concentrações de NT, N amoniacal, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ no efluente de ambos os reatores.

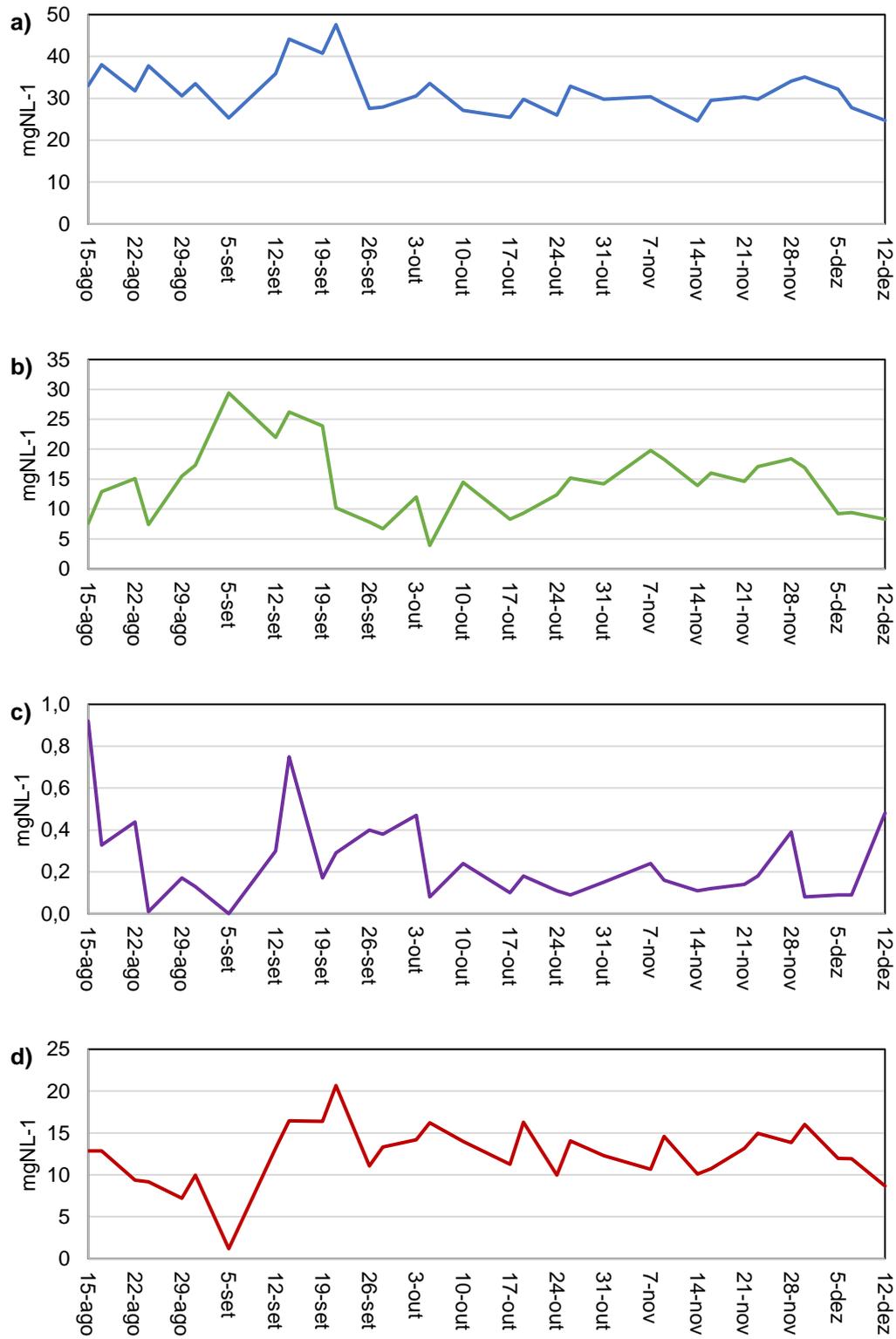


Figura 5.4. Variação temporal de (a) NT, (b) N amoniacal, (c) N-NO₂⁻ e (d) N-NO₃⁻ efluente em R1.

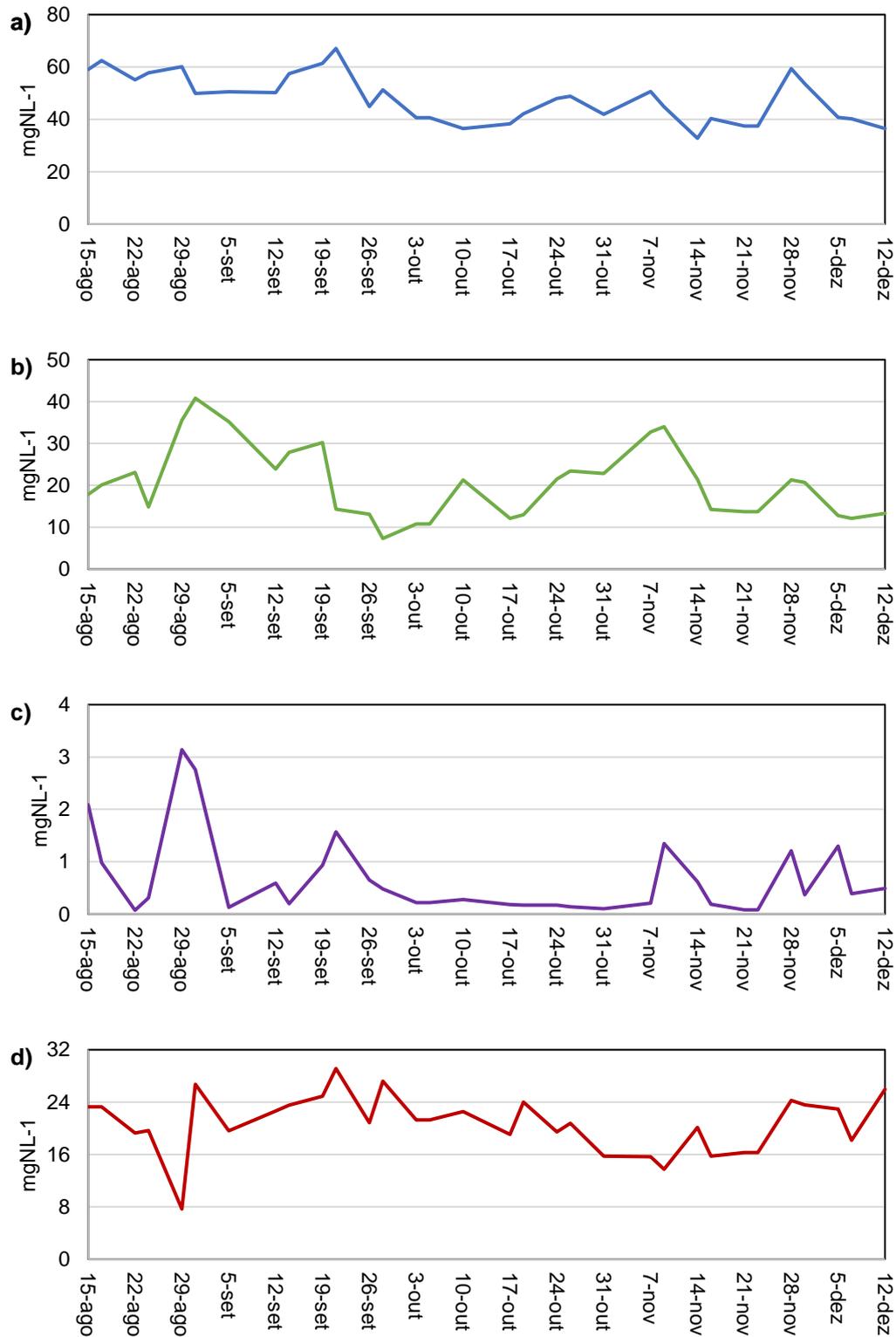


Figura 5.5. Variação temporal de (a) NT, (b) N amoniacal, (c) N-NO₂⁻ e (d) N-NO₃⁻ efluente em R2.

Em relação ao fósforo total (PT), não houve diferenças significativas nas concentrações afluentes ($p = 0,242$), efluentes ($p = 0,154$) ou nas eficiências de remoção ($p = 0,952$) entre R1 e R2. A remoção média de PT foi de 9,4% para R1 e

8,4% para R2. Esses valores são inferiores aos reportados por Moura Junior et al. (2024), que obtiveram remoções de PT variando de 79% a 95% em um MBBR de câmaras múltiplas tratando efluente doméstico sintético.

Yu, Zhou e Wang (2010) e Zhou et al. (2023) reportaram remoções de PT de 76,6% e 85,5%, respectivamente, para esgoto doméstico com adição de 0,2% de lixiviado. Chakraborty et al. (2015) obtiveram remoções de PT variando de 29% a 67% para esgoto doméstico com adição de 2% a 20% de lixiviado em seu estudo com RBS. Gomes, Ribeiro e Oliveira (2024) observaram 97% de remoção de PT para esgoto sintético com 1% de lixiviado em seu estudo com A²O RBS.

5.4

Concentração de Biomassa no Reator e Lodo Excedente

A concentração média de sólidos voláteis (SV) em suspensão no reator foi de 142,8 mg/L para R1 e 248,7 mg/L para R2. A concentração total de sólidos (aderidos + suspensos) foi de 373,1 mg/L para R1 e 460,5 mg/L para R2, sendo esta diferença estatisticamente significativa ($p = 0,020$). Esses valores estão abaixo da faixa reportada na literatura para sistemas MBBR tratando esgoto sanitário. Por exemplo, Zinatizadeh e Ghaytooli (2015) reportaram concentrações de sólidos aderidos variando de 1100 a 5800 mgSV/L, enquanto Mannina et al. (2017) obtiveram valores entre 300 e 2100 mg/L.

A concentração de sólidos aderidos nas mídias variou entre 0,66 e 3,52 gSV/m² para R1 e entre 1,13 e 2,71 gSV/m² para R2, com médias de 1,90 gSV/m² e 1,75 gSV/m², respectivamente. Não houve diferença estatisticamente significativa entre os reatores ($p = 0,523$), sugerindo que a adição de lixiviado não afetou significativamente a formação e manutenção do biofilme nas mídias do MBBR. A Figura 5.6 mostra as cápsulas com licor misto coletado dos decantadores de R1 e R2, com os sólidos acumulados de 7 dias, para a determinação do lodo excedente no processo.



Figura 5.6. Licor misto coletado dos decantadores dos reatores R1 e R2, para determinação da geração de sólidos, na fase IV.

O lodo excedente foi de 0,63 gSV/dia para R1 e 1,17 gSV/dia para R2, sendo esta diferença estatisticamente significativa ($p < 0,0001$). O aumento na produção de lodo e/ou desprendimento da biomassa em R2 pode ser atribuído à maior carga orgânica aplicada devido à adição de lixiviado. Moura Junior et al. (2024) em seu estudo constataram que a diminuição da DQO afluente, de 574 mgL^{-1} para 262 mgL^{-1} , sob aeração em torno de $0,5 \text{ mLmin}^{-1}$ reduziu a produção de lodo de $3,0 \text{ gSTgDQO}^{-1}\text{dia}^{-1}$ para $0,4 \text{ gSTgDQO}^{-1}\text{dia}^{-1}$.

A Figura 5.7 apresenta um gráfico com a variação temporal da concentração de sólidos suspensos, aderidos e totais no reator para R1 e R2.

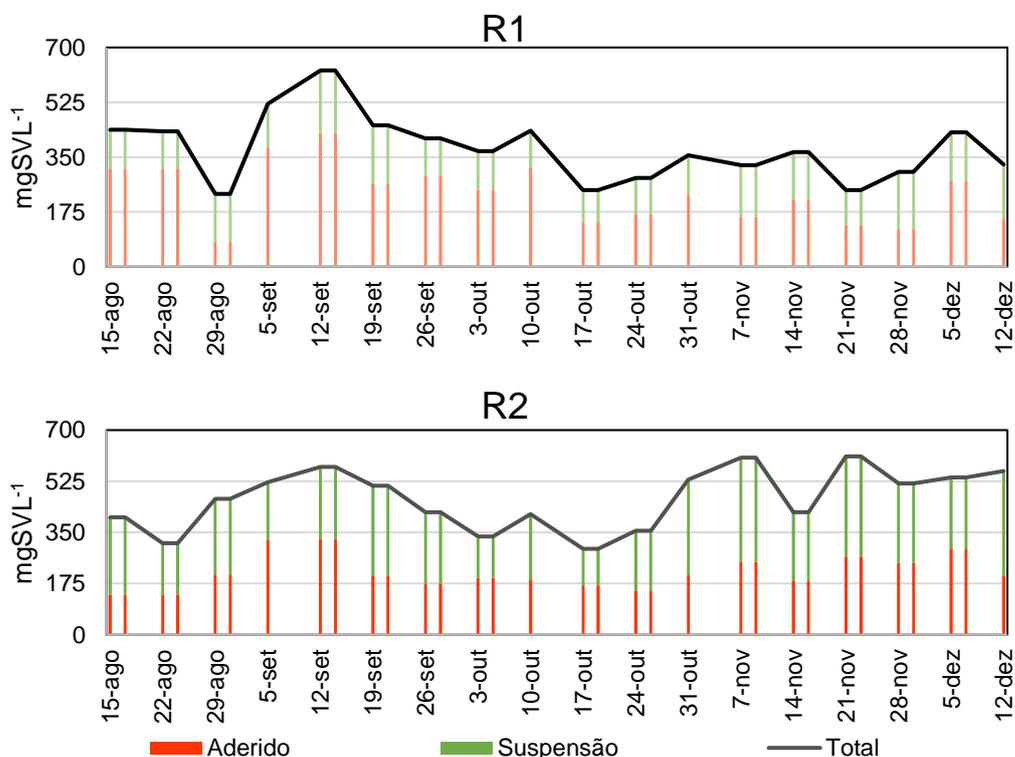


Figura 5.7. Variação temporal dos sólidos no reator em R1 e R2.

5.5 Aspectos Visuais e Outros Parâmetros

A absorvância UV254nm e a cor verdadeira foram utilizadas como indicadores da presença de compostos orgânicos aromáticos e substâncias húmicas. R1 apresentou uma remoção média de UV254nm de 52,1%, enquanto R2 alcançou 32,3%, sendo esta diferença estatisticamente significativa ($p < 0,0001$). A absorvância média de UV254nm no afluente foi de 0,270 para R1 e 0,598 para R2 ($p < 0,0001$), enquanto no efluente foi de 0,131 e 0,400, respectivamente ($p < 0,0001$).

Em relação à cor verdadeira, R1 alcançou uma remoção média de 47,3%, enquanto R2 obteve 30,4%, também com diferença estatisticamente significativa ($p < 0,0001$). A cor verdadeira média no afluente foi de 58,4 uC para R1 e 152,8 uC para R2 ($p < 0,0001$), enquanto no efluente foi de 28,2 uC e 101,2 uC, respectivamente ($p < 0,0001$).

A Figura 5.8 e Figura 5.9 apresenta a variação temporal da absorvância UV254nm e cor verdadeira para ambos os reatores.

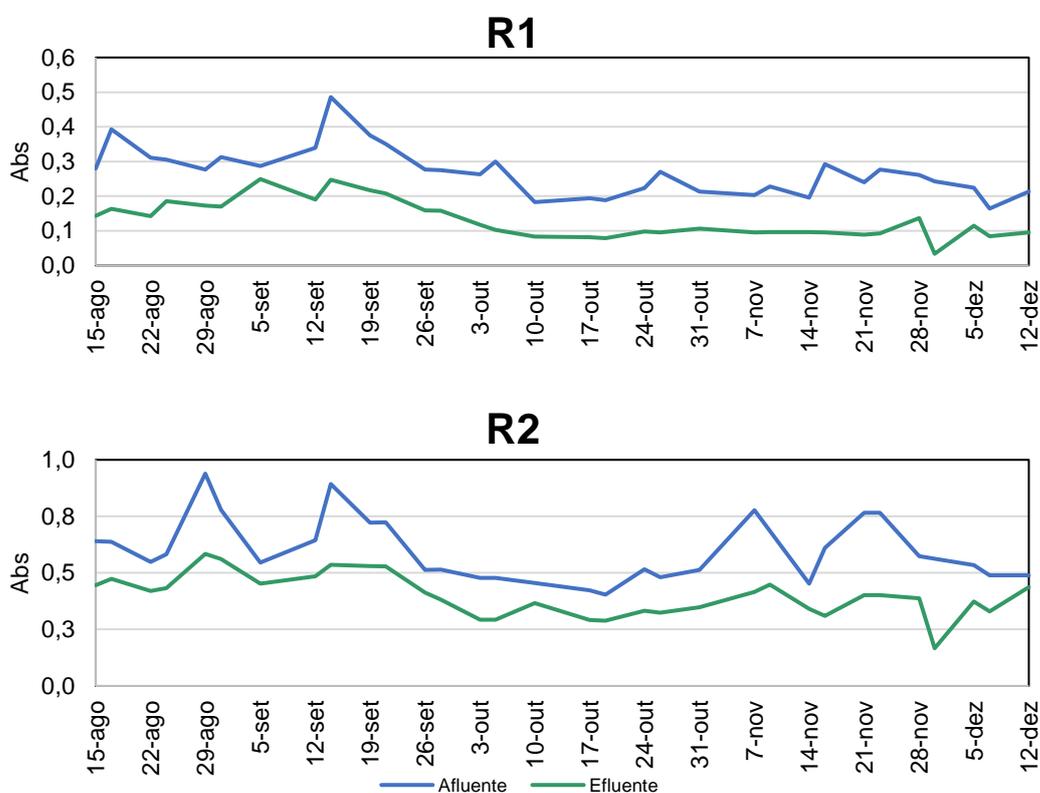


Figura 5.8. Variação temporal da absorvância UV254nm em R1 e R2.

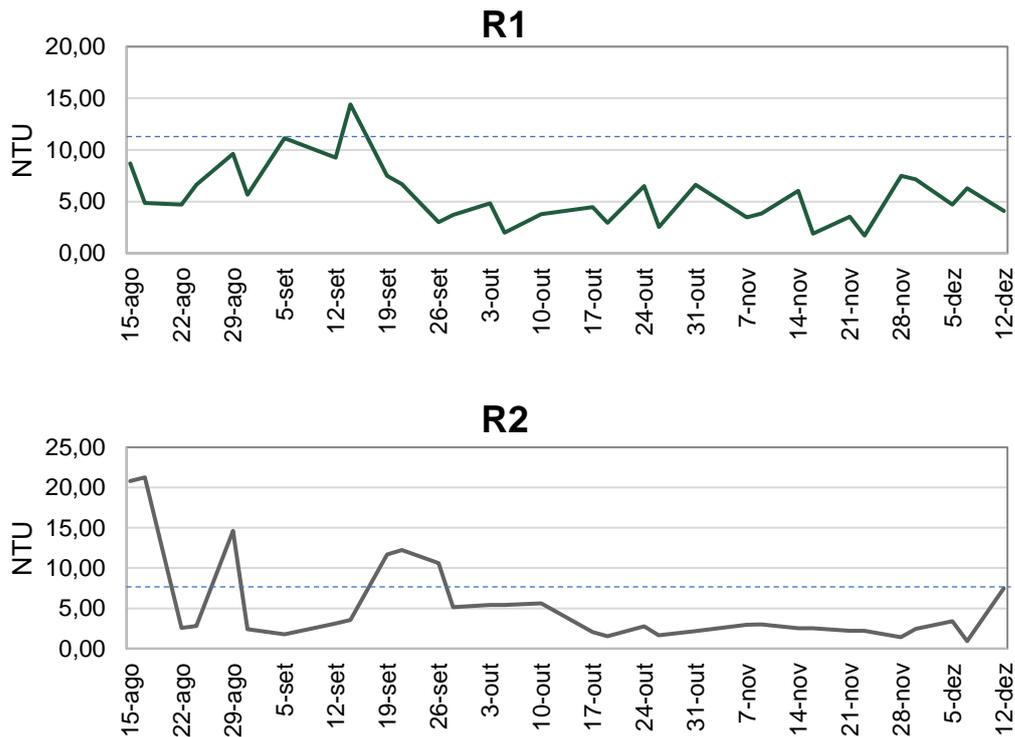


Figura 5.10. Variação temporal da Turbidez efluente em R1 e R2.

É importante notar que, embora o processo MBBR tenha demonstrado capacidade de remoção para estes parâmetros, a presença de compostos recalcitrantes típicos de lixiviados de aterros sanitários pode ter contribuído para os valores residuais observados no efluente. A absorvância UV₂₅₄ e a cor verdadeira mais elevadas no efluente indicam a presença desses compostos orgânicos recalcitrantes, que são resistentes à degradação biológica convencional.

Estes resultados sugerem que, dependendo dos padrões de lançamento e das características do corpo receptor, o cotratamento de esgoto e lixiviado em sistemas MBBR pode exigir etapas complementares de tratamento, como oxidação avançada, filtração ou adsorção, para aprimorar a remoção de cor e compostos recalcitrantes, melhorando assim a qualidade do efluente final.

5.6 Impacto da Adição de Lixiviado no Desempenho do Processo MBBR

A adição de 1% (v/v) de lixiviado ao esgoto sanitário resultou em um aumento significativo nas concentrações de matéria orgânica e nutrientes no afluente do reator R2. No entanto, o processo MBBR demonstrou robustez ao manter

eficiências de remoção similares para a maioria dos parâmetros analisados, com exceção dos compostos responsáveis pela cor e absorbância UV254nm.

A manutenção da eficiência de remoção de DQO e COT, mesmo com o aumento da carga orgânica, sugere que o processo MBBR é capaz de se adaptar eficientemente às características desafiadoras do lixiviado, mantendo uma comunidade microbiana diversa e resiliente. Isso está alinhado com os resultados obtidos por Campos et al. (2017) em um sistema híbrido de lodo ativado com biomídia móvel (IFAS), que relataram estabilidade no desempenho mesmo com uma contribuição de até 20% da carga de DBO proveniente do lixiviado.

O aumento significativo no excesso de lodo em R2 é uma consequência esperada do aumento da carga orgânica. No entanto, é importante notar que a concentração de sólidos aderidos nas mídias não apresentou diferença significativa entre os reatores, sugerindo que a adição de lixiviado não afetou negativamente a formação e manutenção do biofilme.

A menor eficiência na remoção de cor e absorbância UV254nm em R2 indica a presença de compostos recalcitrantes provenientes do lixiviado que não foram eficientemente removidos pelo processo MBBR. Isso está de acordo com outros estudos de cotratamento, como o de Gomes, Ribeiro e Oliveira (2024), que observaram uma diminuição na eficiência de remoção de cor em seu sistema A²O RBS quando tratando esgoto sintético com 1% de lixiviado.

A eficiência de remoção de nitrogênio total e fósforo foi limitada em ambos os reatores, mas especialmente em R2. Isso sugere que, para melhorar a remoção desses nutrientes, pode ser necessário implementar modificações no processo, como a inclusão de uma etapa anóxica para promover a desnitrificação, ou a adição de uma etapa anaeróbia ou adição de coagulantes para melhorar a remoção de fósforo.

Em comparação com outros estudos de cotratamento, os resultados obtidos neste trabalho são promissores. Por exemplo, De Albuquerque et al. (2018) reportaram remoções de DQO de 90% para esgoto sanitário sem lixiviado, 70% para esgoto sanitário com 2% lixiviado e de 51% para esgoto sanitário com 5% de lixiviado, utilizando sistema de Lodos Ativado. No presente estudo, mesmo com a adição de 1% de lixiviado, a eficiência de remoção de DQO se manteve acima de 80%.

6

Conclusões

A presente tese de doutorado avaliou o desempenho do processo MBBR no cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em escala de bancada. Os resultados obtidos permitem concluir que:

- (i) O processo MBBR demonstrou ser uma alternativa eficiente para o tratamento de esgoto sanitário, alcançando elevadas remoções de matéria orgânica, com médias de 70,6% para COT e 81,0% para DQO. Além disso, o sistema apresentou boa capacidade de reduzir a concentração de nitrogênio amoniacal, com média de 56,6%, e remoções de nitrogênio total e fósforo total de 14,5% e 9,4%, respectivamente.
- (ii) A adição de 1% (v/v) de lixiviado de aterro sanitário ao esgoto sanitário não impactou significativamente o desempenho do processo MBBR. As eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes foram comparáveis entre os reatores R1 (sem lixiviado) e R2 (com lixiviado), indicando a viabilidade do cotratamento desses efluentes.
- (iii) O lodo excedente no reator R2 (com lixiviado) foi ligeiramente superior à do reator R1, possivelmente devido a maior carga orgânica na alimentação do sistema. No entanto, essa diferença não comprometeu a estabilidade e a eficiência global do processo.
- (iv) Os resultados obtidos neste estudo fornecem subsídios para o projeto e a operação de sistemas MBBR aplicados ao cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário. No entanto, ressalta-se a importância de estudos complementares em escala piloto e real para otimizar as condições operacionais e avaliar os impactos a longo prazo.
- (v) Por fim, a implementação de sistemas de controle e automação pode otimizar a operação do MBBR e reduzir os custos operacionais. O monitoramento em

tempo real de parâmetros como oxigênio dissolvido, pH e carga orgânica pode permitir ajustes rápidos nas condições operacionais, melhorando a eficiência do tratamento e evitando problemas como a sobrecarga do sistema.

7

Sugestões para trabalhos futuros

Considerando-se os resultados apresentados no presente estudo, sugere-se para pesquisas futuras:

- (i) **Avaliação do processo MBBR em escala piloto e real:** Realizar estudos em escalas maiores, como piloto e real, para validar os resultados obtidos em escala de bancada e identificar possíveis desafios e oportunidades de otimização do processo quando aplicado em condições mais próximas às encontradas em estações de tratamento de efluentes.
- (ii) **Investigação de diferentes proporções de lixiviado:** Avaliar o desempenho do processo MBBR com diferentes proporções de lixiviado de aterro sanitário adicionado ao esgoto sanitário, a fim de determinar a faixa ótima de mistura que maximize a eficiência do tratamento sem comprometer a estabilidade do sistema.
- (iii) **Avaliação do cotratamento com MBBR em batelada:** realizar estudos em regime de batelada, de modo a determinar coeficientes cinéticos do processo, visando a otimização através de ajustes operacionais.
- (iv) **Avaliação de diferentes tipos de meio suporte:** Investigar o uso de diferentes materiais e configurações de meio suporte no processo MBBR, visando otimizar a adesão e o crescimento do biofilme, bem como a transferência de massa e a eficiência do tratamento.
- (v) **Estudo da diversidade microbiana:** Realizar análises da comunidade microbiana presente no biofilme do processo MBBR, utilizando técnicas de biologia molecular, para compreender melhor a dinâmica populacional e identificar os microrganismos-chave envolvidos na degradação dos poluentes presentes no esgoto sanitário e no lixiviado de aterro sanitário.

- (vi) **Avaliação da remoção de micropoluentes:** Investigar a capacidade do processo MBBR em remover micropoluentes, como fármacos, produtos de higiene pessoal e desreguladores endócrinos, presentes no esgoto sanitário e no lixiviado de aterro sanitário, visando à produção de um efluente de melhor qualidade e menor impacto ambiental.
- (vii) **Análise de custos e viabilidade econômica:** Realizar estudos de análise de custos e viabilidade econômica do processo MBBR aplicado ao cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário, considerando os investimentos iniciais, os custos operacionais e os benefícios ambientais e sociais associados a essa tecnologia.
- (viii) **Integração com outras tecnologias de tratamento:** Explorar a possibilidade de integrar o processo MBBR com outras tecnologias de tratamento, como processos de separação por membranas, processos oxidativos avançados ou adsorção em carvão ativado, visando à obtenção de um efluente de alta qualidade e à recuperação de recursos, como água, nutrientes e energia.

Referências

ABNT. NBR 12209: 2011 Elaboração De Projetos Hidráulico-Sanitários De Estações De Tratamento De Esgotos Sanitários, 2011.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research*, v. 31, n. 11, p. 2775–2782, 1997.

AMOR, C.; TORRES-SOCÍAS, E.; PERES, J. A.; MALDONADO, M. I. Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 286, p. 261–268, 2015.

ANDREOTTOLA, G.; FOLADORI, P.; RAGAZZI, M.; TATÀNO, F. Experimental comparison between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater. *Water Science and Technology*, v. 41, n. 4–5, p. 375–382, 1 fev. 2000.

APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.

AYGUN, A.; NAS, B.; BERKTAY, A.; ATES, H. Application of sequencing batch biofilm reactor for treatment of sewage wastewater treatment: effect of power failure. *Desalination and Water Treatment*, v. 52, n. 37–39, p. 6956–6965, 2014.

AYGUN, A.; NAS, B.; BERKTAY, A. Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor. *Environmental Engineering Science*, v. 25, n. 9, p. 1311–1316, 2008.

AZIZ, H. A.; ALIAS, S.; ADLAN, M. N.; FARIDAH; ASAARI, A. H.; ZAHARI, M. S. Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 1, p. 218–220, 2007.

BARWAL, A.; CHAUDHARY, R. To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: A review. *Reviews in*

Environmental Science and Biotechnology, v. 13, n. 3, p. 285–299, 2014.

BARWAL, A.; CHAUDHARY, R. Impact of carrier filling ratio on oxygen uptake & transfer rate, volumetric oxygen transfer coefficient and energy saving potential in a lab-scale MBBR. *Journal of Water Process Engineering*, v. 8, p. 202–208, 2015a.

BARWAL, A.; CHAUDHARY, R. Impact of carrier filling ratio on oxygen uptake & transfer rate, volumetric oxygen transfer coefficient and energy saving potential in a lab-scale MBBR. *Journal of Water Process Engineering*, v. 8, p. 202–208, 1 dez. 2015b.

BASSIN, J. P.; KLEEREBEZEM, R.; ROSADO, A. S.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; DEZOTTI, M.. Effect of different operational conditions on biofilm development, nitrification, and nitrifying microbial population in moving-bed biofilm reactors. *Environmental Science and Technology*, v. 46, n. 3, p. 1546–1555, 2012.

BASSIN, J. P.; DIAS, I. N.; CAO, S. M.S.; SENRA, E.; LARANJEIRA, Y.; DEZOTTI, M. Effect of increasing organic loading rates on the performance of moving-bed biofilm reactors filled with different support media: Assessing the activity of suspended and attached biomass fractions. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 100, p. 131–141, 2016.

BASSIN, J. P.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA, G. L. Nitrification of industrial and domestic saline wastewaters in moving bed biofilm reactor and sequencing batch reactor. *Journal of Hazardous Materials*, v. 185, n. 1, p. 242–248, 2011.

BOHDZIEWICZ, J.; KWARCIAK, A. The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment. *Desalination*, v. 222, n. 1–3, p. 128–134, 2008.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Diário Oficial da União, Brasília, DF*, 3 ago. 2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 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 União, Brasília, DF, 16 maio 2011.

BRUNAUER, S.; EMMETT, P. H.; TELLER, E. Adsorption of Gases in Multimolecular Layers. *Journal of the American Chemical Society*, v. 60, n. 2, p. 309–319, 1 fev. 1938.

CAMPOS, F.; BUENO, R. F.; PIVELI, R. P. Influence of the receiving of leachate from sanitary landfill on the sewage treatment in process of activated sludge with mobile biomedica. *Desalination and Water Treatment*, v. 63, p. 69-77, 2017.

ÇEÇEN, F.; AKTAŞ, Ö. Aerobic Co-Treatment of Landfill Leachate with Domestic Wastewater. *Environmental Engineering Science*, v. 21, n. 3, p. 303–312, 2004.

ÇEÇEN, F.; ÇAKIROĞLU, D. Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater. *Biotechnology Letters*, v. 23, n. 10, p. 821–826, 2001.

CHAKRABORTY, S.; RANJAN, K.; VERMA, M.; IQBAL, J.; KUMAR, R. N. Assessing the feasibility of co-treatment of landfill leachate and municipal wastewater in sequencing batch reactor (SBR). In: *Proceedings of International Conference on Sustainable Energy and Built Environment*, Anais. 2015.

CHEN, P. S.; TORIBARA, T. Y.; WARNER, H. Microdetermination of Phosphorus. *Analytical Chemistry*, v. 28, n. 11, p. 1756–1758, 1 nov. 1956.

CHEN, S.; SUN, D.; CHUNG, J. S. Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system. *Waste Management*, v. 28, n. 2, p. 339–346, 2008.

CHEN, X.; ZHANG, Q.; ZHU, Y.; ZHAO, T. Response of wastewater treatment performance, microbial composition and functional genes to different C/N ratios and carrier types in MBBR inoculated with heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria. *Bioresource Technology*, v. 336, n. May, p. 125339, 2021.

CHERNICHARO, C. A. L. *Anaerobic Reactors*. London: IWA Publishing, (Biological Wastewater Treatment Series, v. 6). 2007.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.;

CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, n. 7–8, p. 659–718, 2001.

CHU, L.; WANG, J. Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. *Chemosphere*, v. 83, n. 1, p. 63–68, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.077>>.

CONTRERA, R. C.; SARTI, A.; CASTRO, M. C. A. A.; FORESTI, E.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. Ethanol addition as a strategy for start-up and acclimation of an AnSBBR for the treatment of landfill leachate. *Process Biochemistry*, v. 48, n. 11, p. 1767–1777, 2013.

CORTEZ, S.; TEIXEIRA, P.; OLIVEIRA, R.; MOTA, M. Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v. 182, n. 1–3, p. 730–734, 2010.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, v. 232, n. November 2018, p. 110–116, 2019.

DE ALBUQUERQUE, E. M.; POZZI, E.; SAKAMOTO, I. K.; JURANDYR, P. Treatability of landfill leachate combined with sanitary sewage in an activated sludge system. *Journal of Water Process Engineering*, v. 23, n. January, p. 119–128, 2018.

DENG, Y.; ENGLEHARDT, J. D. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, v. 40, n. 20, p. 3683–3694, 2006.

DI BIASE, A.; KOWALSKI, M. S.; DEVLIN, T. R.; OLESZKIEWICZ, J. A. Moving bed biofilm reactor technology in municipal wastewater treatment: A review *Journal of Environmental Management Academic Press*, 1 out. 2019.

DI TRAPANI, D.; CHRISTENSSON, M.; TORREGROSSA, M.; VIVIANI, G.; ØDEGAARD, H. Performance of a hybrid activated sludge/biofilm process for wastewater treatment in a cold climate region: Influence of operating conditions. *Biochemical Engineering Journal*, v. 77, p. 214–219, 2013.

DIAMADOPOULOS, E.; SAMARAS, P.; DABOU, X.;

SAKELLAROPOULOS, G. P. Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, v. 36, n. 2–3, p. 61–68, 1997.

FALÅS, P.; BAILLON-DHUMEZ, A.; ANDERSEN, H. R.; LEDIN, A.; LA COUR JANSEN, J. Suspended biofilm carrier and activated sludge removal of acidic pharmaceuticals. *Water Research*, v. 46, n. 4, p. 1167–1175, 2012.

FERRAZ, F. M.; POVINELLI, J.; POZZI, E.; VIEIRA, E. M.; TROFINO, J. C. Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic biofilter. *Journal of Environmental Management*, v. 141, p. 9–15, 2014.

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

GAO, J.; OLOIBIRI, V.; CHYS, M.; AUDENAERT, W.; DECOSTERE, B.; HE, Y.; VAN LANGENHOVE, H.; DEMEESTERE, K.; VAN HULLE, S. W. H. The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 14, n. 1, p. 93–122, 10 mar. 2015.

GARCIA-OCHOA, F.; GOMEZ, E. Bioreactor scale-up and oxygen transfer rate in microbial processes: An overview. *Biotechnology Advances*, v. 27, n. 2, p. 153–176, 2009.

GAUTAM, R. K.; MUDHOO, A.; LOFRANO, G.; CHATTOPADHYAYA, M. C. Biomass-derived biosorbents for metal ions sequestration: Adsorbent modification and activation methods and adsorbent regeneration. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 2, n. 1, p. 239–259, 2014.

GHAFARI, S.; AZIZ, H. A.; ISA, M. H.; ZINATIZADEH, A. A. Application of response surface methodology (RSM) to optimize coagulation-flocculation treatment of leachate using poly-aluminum chloride (PAC) and alum. *Journal of Hazardous Materials*, v. 163, n. 2–3, p. 650–656, 2009.

GIESCHE, H. Mercury porosimetry: A general (practical) overview. *Particle and Particle Systems Characterization*, v. 23, n. 1, p. 9–19, 2006.

GOMES, L. C. A.; RIBEIRO, R. P.; OLIVEIRA, J. L. M. Nutrient removal

and emission of nitrous oxide and methane by a sequencing batch reactor treating wastewater with and without landfill leachate. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 12, n. 3, p. 112791, 2024.

GU, J.; YANG, Q.; LIU, Y. A novel strategy towards sustainable and stable nitrification-denitrification in an A-B process for mainstream municipal wastewater treatment. *Chemosphere*, v. 193, p. 921–927, 2018.

GUPTA, B.; GUPTA, A. K.; GHOSAL, P. S.; LAL, S.; SAIDULU, D.; SRIVASTAVA, A.; UPADHYAY, M. Recent advances in application of moving bed biofilm reactor for wastewater treatment: Insights into critical operational parameters, modifications, field-scale performance, and sustainable aspects. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 10, n. 3, p. 107742, 1 jun. 2022.

HASHEMI, S. Biological reject water treatment by using moving bed biofilm reactors (MBBR). University of South-Eastern Norway, p. 71, 2018.

HEM, L. J.; RUSTEN, B.; ØDEGAARD, H. Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water Research*, v. 28, n. 6, p. 1425–1433, 1994.

HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; EKAMA, G.A.; BRDJANOVIC, D. *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. London: IWA Publishing, 2008.

HERMOSILLA, D.; MERAYO, N.; ORDÓÑEZ, R.; BLANCO, Á. Optimization of conventional Fenton and ultraviolet-assisted oxidation processes for the treatment of reverse osmosis retentate from a paper mill. *Waste Management*, v. 32, n. 6, p. 1236–1243, 2012.

HOLLER, S.; TRÖSCH, W. Treatment of urban wastewater in a membrane bioreactor at high organic loading rates. *Journal of Biotechnology*, v. 92, n. 2, p. 95–101, 2001.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y. Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Bioresource Technology*, v. 94, n. 3, p. 285–291, 2004.

KAWAI, M.; KISHI, M.; HAMERSLEY, M. R.; NAGAO, N.; HERMANA, J.; TODA, T. Biodegradability and methane productivity during anaerobic co-digestion of refractory leachate. *International Biodeterioration and Biodegradation*,

v. 72, p. 46–51, 2012.

KENNEDY, K. J.; LENTZ, E. M. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Water Research*, v. 34, n. 14, p. 3640–3656, 2000.

KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A. Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature. *Water Research*, v. 32, n. 3, p. 537–546, 1998.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHAN, G. Y. S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v. 129, n. 1–3, p. 80–100, 2006.

LETTINGA, G.; VAN VELSEN, A. F.M.; HOBMA, S. W.; DE ZEEUW, W.; KLAPWIJK, A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 22, n. 4, p. 699–734, 1980.

LEYVA-DÍAZ, J. C.; MONTEOLIVA-GARCÍA, A.; MARTÍN-PASCUAL, J.; MUNIO, M. M.; GARCÍA-MESA, J. J.; POYATOS, J. M. Moving bed biofilm reactor as an alternative wastewater treatment process for nutrient removal and recovery in the circular economy model. *Bioresource Technology*, v. 299, n. October 2019, p. 122631, 2020.

LEYVA-DÍAZ, J. C.; MARTÍN-PASCUAL, J.; POYATOS, J. M. Moving bed biofilm reactor to treat wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 14, n. 4, p. 881–910, 2017.

LIANG, Z.; LIU, J. Landfill leachate treatment with a novel process: Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system. *Journal of Hazardous Materials*, v. 151, n. 1, p. 202–212, 2008.

LINDAMULLA, L; NANAYAKKARA, N.; OTHMAN, M.; JINADASA, S.; HERATH, G.; JEGATHEESAN, V. Municipal Solid Waste Landfill Leachate Characteristics and Their Treatment Options in Tropical Countries. *Current Pollution Reports*, v. 8, n. 3, p. 273–287, 2022.

LUO, H.; ZENG, Y.; CHENG, Y.; HE, D.; PAN, X. Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and

toxicity assessment. *Science of the Total Environment*, v. 703, p. 135468, 2020.

MANDAL, P.; DUBEY, B. K.; GUPTA, A. K. Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. *Waste Management*, v. 69, p. 250–273, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.034>>.

MANNINA, G.; CAPODICCI, M.; COSENZA, A.; LAUDICINA, V. A.; DI TRAPANI, D. The influence of solid retention time on IFAS-MBR systems: Assessment of nitrous oxide emission. *Journal of Environmental Management*, v. 203, p. 391–399, 2017.

MARA, D. D.; HORAN, N. J. *The handbook of water and wastewater microbiology*. London: Academic Press, 2003.

MARTÍN-PASCUAL, J.; REBOLEIRO-RIVAS, P.; LÓPEZ-LÓPEZ, C.; GONZÁLEZ-LÓPEZ, J.; HONTORIA, E.; POYATOS, J. M. Influence of hydraulic retention time on heterotrophic biomass in a wastewater moving bed membrane bioreactor treatment plant. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 11, n. 5, p. 1449–1458, 2014.

MASONER, J. R.; KOLPIN, DANA W.; COZZARELLI, I. M.; SMALLING, K. L.; BOLYARD, S. C.; FIELD, J. A.; FURLONG, E. T.; GRAY, J. L.; LOZINSKI, D.; REINHART, D.; RODOWA, A.; BRADLEY, P. M. Landfill leachate contributes per-/poly-fluoroalkyl substances (PFAS) and pharmaceuticals to municipal wastewater. *Environmental Science: Water Research and Technology*, v. 6, n. 5, p. 1300–1311, 2020.

MCQUARRIE, J. P.; BOLTZ, J. P. *Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance*. *Water Environment Research*, v. 83, n. 6, p. 560–575, 2011a.

MCQUARRIE, J. P.; BOLTZ, J. P. *Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance*. *Water Environment Research*, v. 83, n. 6, p. 560–575, 2011b.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th. ed. [s.l.] McGraw-Hill Education, 2013.

MOURA JUNIOR, J. C. R.; BRITO, P. C.; RIBEIRO, R. P.; KLIGERMAN,

D. C.; OLIVEIRA, J. L.M. Nitrogen removal and nitrous oxide emission from moving bed biofilm reactor (MBBR) under different loads and airflow. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 12, n. 3, 2024.

NAVEEN, B. P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V.. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, v. 220, p. 1–12, 2017.

NGUYEN, T. T.; NGO, H. H.; GUO, W.; JOHNSTON, A.; LISTOWSKI, A. Effects of sponge size and type on the performance of an up-flow sponge bioreactor in primary treated sewage effluent treatment. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 5, p. 1416–1420, 2010.

NOGUEIRA, B. L.; PÉREZ, J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; SECCHI, A. R.; DEZOTTI, M.; BISCAIA, E. C. Determination of the external mass transfer coefficient and influence of mixing intensity in moving bed biofilm reactors for wastewater treatment. *Water Research*, v. 80, p. 90–98, 2015.

ØDEGAARD, H. Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*, p. 250–305, 1999.

ØDEGAARD, H. Advanced compact wastewater treatment based on coagulation and moving bed biofilm processes. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 12, p. 33–48, 2000.

ØDEGAARD, H. Innovations in wastewater treatment: –the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, v. 53, n. 9, p. 17–33. 2006.

ØDEGAARD, H. A road-map for energy-neutral wastewater treatment plants of the future based on compact technologies (including MBBR). *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, v. 10, n. 4, 2016.

ØDEGAARD, H.; GISVOLD, B.; STRICKLAND, J. The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, v. 41, n. 4–5, p. 383–391, 2000.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, v. 1, n. 1, p. 37–56, 2011.

OLOIBIRI, V. ; UFOMBA, I. ; CHYS, MICHAEL. ; AUDENAERT, W. T. M.; DEMEESTERE, K.; VAN HULLE, S. W. H. A comparative study on the efficiency of ozonation and coagulation-flocculation as pretreatment to activated carbon adsorption of biologically stabilized landfill leachate. *Waste Management*, v. 43, p. 335–342, 2015.

ÖZDEMİR, A.; ÖZKAN, A.; GÜNKAYA, Z.; BANAR, M. Decision-making for the selection of different leachate treatment/management methods: the ANP and PROMETHEE approaches. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, n. 16, p. 19798–19809, 2020.

PETERS, T. A. Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination*, v. 119, n. 1–3, p. 289–293, 1998.

PICULELL, M.; WELANDER, P.; JÖNSSON, K.; WELANDER, T. Evaluating the effect of biofilm thickness on nitrification in moving bed biofilm reactors. *Environmental Technology (United Kingdom)*, v. 37, n. 6, p. 732–743, 2016.

RAJU, S.; CARBERY, M.; KUTTYKATTIL, A.; SENATHIRAJAH, K.; SUBASHCHANDRABOSE, S. R.; EVANS, G.; THAVAMANI, P. Transport and fate of microplastics in wastewater treatment plants: implications to environmental health. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 17, n. 4, p. 637–653, 2018.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.

RIVAS, F. J.; BELTRÁN, F.; CARVALHO, F.; ACEDO, B.; GIMENO, O. Stabilized leachates: Sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process. *Journal of Hazardous Materials*, v. 116, n. 1–2, p. 95–102, 2004.

ROSSO, D.; LARSON, L. E.; STENSTROM, M. K. Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: State of the art. *Water Science and Technology*, v. 57, n. 7, p. 973–978, 2008.

RUSTEN, B.; EIKEBROKK, B.; ULGENES, Y.; LYGREN, E. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*,

v. 34, n. 3, p. 322–331, 2006.

RUSTEN, B.; HEM, L. J.; ØDEGAARD, H. Nitrification of municipal wastewater in moving-bed biofilm reactors. *Water Environment Research*, v. 67, n. 1, p. 75–86. 1995.

SAXENA, V.; PADHI, S. K.; JHUNJHUNWALA, U. Treatment of domestic sewage and leachate using a mobbing bed hybrid bioreactor. *Environmental Technology & Inovation*, v. 24, p. 101998, 2021.

SILVA, A. J.; HIRASAWA, J. S.; VARESCHE, M. B.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Evaluation of support materials for the immobilization of sulfate-reducing bacteria and methanogenic archaea. *Anaerobe*, v. 12, n. 2, p. 93–98, 2006.

SUN, H.; YANG, Q.; PENG, Y.; SHI, X.; WANG, S.; ZHANG, S. Advanced landfill leachate treatment using a two-stage UASB-SBR system at low temperature. *Journal of Environmental Sciences*, v. 22, n. 4, p. 481–485, 2010.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, v. 53, n. 7, p. 737–744, 2003.

TIZAOUI, C.; BOUSELMI, L.; MANSOURI, L.; GHRABI, A. Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. *Journal of Hazardous Materials*, v. 140, n. 1–2, p. 316–324, 2007.

TORRESI, E.; FOWLER, S. J.; POLESEL, F.; BESTER, K.; ANDERSEN, H. R.; SMETS, B. F.; PLÓSZ, B. G.; CHRISTENSSON, M. Biofilm thickness influences biodiversity in nitrifying MBBRs - Implications on micropollutant removal. *Environmental Science and Technology*, v. 50, n. 17, p. 9279–9288, 2016.

TORRESI, E.; TANG, K.; DENG, J.; SUND, C.; SMETS, B. F.; CHRISTENSSON, M.; ANDERSEN, H. R. Removal of micropollutants during biological phosphorus removal: Impact of redox conditions in MBBR. *Science of the Total Environment*, v. 663, p. 496–506, 2019.

UMAR, M.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S. Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste Management*, v. 30, n. 11, p. 2113–2121, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2010.07.003>>.

UNIÃO EUROPEIA. Diretiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterros. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L 182, 16 jul. 1999.

USEPA. Resource Conservation and Recovery Act (RCRA) Laws and Regulations. 2021

USHIKOSHI, K.; KOBAYASHI, T.; UEMATSU, K.; TOJI, A.; KOJIMA, D.; MATSUMOTO, K. Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination*, v. 150, n. 2, p. 121–129, 2002.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, V. 1. 1996.

WANG, J.; RONG, H.; CAO, Y.; ZHANG, C. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) in a moving bed sequencing batch reactor (MBSBR) system as revealed by microbial community structures. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, v. 43, n. 10, p. 1833–1846, 2020.

WANG, R. C.; WEN, X. H.; QIAN, Y. Influence of carrier concentration on the performance and microbial characteristics of a suspended carrier biofilm reactor. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 9, p. 2992–3001, 2005.

WANG, Z. P.; ZHANG, Z.; LIN, Y. J.; DENG, N. S.; TAO, T.; ZHUO, K. Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process. *Journal of Hazardous Materials*, v. 95, n. 1–2, p. 153–159, 2002.

WEF (WATER ENVIRONMENT FEDERATION). *Biofilm Reactors*. New York: McGraw-Hill Education, 2010.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J. V. Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 4, n. 1, p. 51–61, 2006.

WISZNIOWSKI, J.; SURMACZ-GÓRSKA, J.; ROBERT, D.; WEBER, J. V. The effect of landfill leachate composition on organics and nitrogen removal in an activated sludge system with bentonite additive. *Journal of Environmental Management*, v. 85, n. 1, p. 59–68, 2007.

YE, Z. L.; XIE, X.; DAI, L.; WANG, Z.; WU, W.; ZHAO, F.; XIE, X.;

HUANG, S.; LIU, M.; CHEN, S. Full-scale blending treatment of fresh MSWI leachate with municipal wastewater in a wastewater treatment plant. *Waste Management*, v. 34, n. 11, p. 2305–2311, 2014.

YU, J.; ZHOU, S.; WANG, W. Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A2/O process. *Journal of Hazardous Materials*, v. 178, n. 1–3, p. 81–88, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.046>>.

ZHENG, M.; LI, S.; DONG, Q.; HUANG, X.; LIU, Y. Effect of blending landfill leachate with activated sludge on the domestic wastewater treatment process. *Environmental Science: Water Research and Technology*, v. 5, n. 2, p. 268–276, 2019.

ZHOU, Y.; ZHOU, J.; YU, J.; HUANG, X.; NIU, X.; TSANG, Y. F. Improved integrated anaerobic–anoxic–oxic system for landfill leachate treatment using domestic wastewater as carbon source: Performance study and optimization. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 174, p. 997–1002, 2023.

ZINATIZADEH, A. A. L.; GHAYTOOLI, E. Simultaneous nitrogen and carbon removal from wastewater at different operating conditions in a moving bed biofilm reactor (MBBR): Process modeling and optimization. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v. 53, p. 98–111, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jtice.2015.02.034>>.