

Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz



Barbara Costa Pereira

Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico com lodo granular aeróbio e pós-tratamento com carvão ativado em pó

Rio de Janeiro

2022

Barbara Costa Pereira

Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico com Lodo Granular Aeróbio e Pós-tratamento com Carvão Ativado em Pó

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em ciências. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Jaime Lopes da Mota Oliveira.

Coorientadores: Prof. Dr. Alexandre Lioi Nascentes e Prof. Dr. Renato Pereira Ribeiro.

Rio de Janeiro

2022

Título do trabalho em inglês: Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Wastewater with Aerobic Granular Sludge and Post-treatment with Powdered Activated Carbon.

Catálogo na fonte
Fundação Oswaldo Cruz
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica em Saúde
Biblioteca de Saúde Pública

P436t Pereira, Barbara Costa.
Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico com lodo granular aeróbio e pós-tratamento com carvão ativado em pó / Barbara Costa Pereira — 2022.
100 f. : il. color. ; tab.

Orientador: Jaime Lopes da Mota Oliveira.
Coorientadores: Alexandre Lioi Nascentes e Renato Pereira Ribeiro.
Tese (doutorado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2022.

1. Águas Residuárias. 2. Líquido Percolado. 3. Lodos Ativados.
4. Matéria Orgânica. 5. Adsorção. I. Título.

CDD – 23.ed. – 363.7284

Barbara Costa Pereira

Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico com Lodo Granular Aeróbio e Pós-tratamento com Carvão Ativado em Pó

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em ciências. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 18 de maio de 2022.

Banca Examinadora

Prof.^a Dra. Juacyara Carbonelli Campos
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. André Luis de Sá Salomão
Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Diego Macedo Veneu
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro

Prof.^a Dra. Camille Ferreira Mannarino
Fundação Oswaldo Cruz - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca

Prof. Dr. Renato Pereira Ribeiro (Coorientador)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Alexandre Lioi Nascentes (Coorientador)
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Jaime Lopes da Mota Oliveira (Orientador)
Fundação Oswaldo Cruz - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca

Rio de Janeiro

2022

Para que uma história tenha fim e meio, é preciso ter começo. Portanto, dedico este trabalho à minha Mãe. Se não fosse sua coragem, a minha história não teria sequer começado.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me guiar nessa e em outras caminhadas, a Jesus Cristo por sua infinita misericórdia e à Nossa Senhora, por me proteger com Seu Divino Manto. Que meu trabalho sirva sempre a um Bem maior.

Ao meu irmão e melhor amigo, Braulio, com quem partilho missões tão importantes. Aos meus pais, Maria e Oscar, pelo exemplo de honestidade e retidão. À minha madrinha, tia e segunda mãe, Maria do Socorro; e ao meu tio e segundo pai, José Carlos, pelo carinho e incentivo. Ao meu tio, José Ribeiro, por toda ajuda ao longo dessa caminhada. À minha avó, Maria Ribeiro (*in memoriam*), pela constante proteção, ainda que invisível aos olhos.

Meus sinceros agradecimentos aos meus orientadores, Jaime Lopes, Alexandre Lioi, e Renato Ribeiro. Jaime, cuja conduta profissional e pessoal refletem seus princípios e a prática do bem (Tragam um CREA para esse biólogo, por favor!). Lioi, uma referência profissional e musical! Obrigada pela relação de confiança que já completa uma década. Renato, sempre irmão e parceiro, chegando com excelentes ideias e soluções quando eu mais precisava! Ao professor Leonardo Duarte, por sua fé em mim permitindo que eu chegasse aqui.

À querida amiga Maria Denise Borges. Obrigada pela amizade, conselhos e seu exemplo de profissionalismo. Agradeço a Deus por ter feito nossas vidas se cruzarem! Aos amigos Paula Nascimento e Luiz Felipe Savignon, por todo o suporte nos momentos mais críticos, me ajudando “a segurar essa barra” e sendo “mais que amigos, FRIENDS”!

Aos professores Camille, Juacyara, André e Diego por suas contribuições nesse trabalho e pela forma gentil como sempre se dispuseram a ajudar. Aos professores Paulo Barrocas e Débora Cynamon, por todo apoio e conselhos. Ao Fábio Novaes (técnico do CETEM), à Kaylanne e ao Breno que foram imprescindíveis para a caracterização do CAP.

Ao grupo dos “Rolês SPMA” (Bruna, Gabriel, Lucas, Mayara e William). E contido nele, o grupo das “Florzinhas” (Ana Carolina, Ana, Bruna Agonigi, Daniela Oliveira, Daniela Guzmán, Érika e Michelle). Para cada um de vocês há um lugar especial no meu coração! À querida Fátima Viegas, por sua empatia e generosidade quando tanto precisei. À estagiária Estephane e aos companheiros do DSSA: Maicon, Marcelo, Lucas, Elô, Lourdes e Marcos, Seu Jorge, Isabel, Simone, Sandra, Madalena e Seu Maurício.

À Fundação Oswaldo Cruz e ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, pela concessão da bolsa e pela oportunidade de realizar este curso. Aos funcionários da ETE-Fiocruz e à Ciclus-Ambiental por fornecer o lixiviado utilizado nos experimentos.

Ambiente limpo não é o que mais se limpa e sim o que menos se suja.

(XAVIER, CHICO)

RESUMO

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico é uma prática comum no país, sendo imprescindível a realização de estudos para avaliação do percentual de lixiviado passível de ser aplicado a cada processo no qual se deseja adotar esta técnica. O lodo granular aeróbio (LGA) é uma variante do processo por lodo ativado que apresenta potencial para tratar de forma eficiente efluentes com características semelhantes ao do lixiviado de aterro. Uma prerrogativa a ser atendida no Estado do Rio de Janeiro para o tratamento combinado é que seja previsto um pré ou pós-tratamento assegurando o atendimento aos padrões de lançamento vigentes. Nesse contexto, a adsorção com carvão ativado em pó (CAP) como pós-tratamento do efluente de um sistema combinado pode ser exitosa. Assim, este trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico sob diferentes proporções (0,5; 1,0 e 2 % v v⁻¹) pelo processo por LGA seguido por um pós-tratamento com diferentes concentrações de CAP (0,1; 0,2; 0,4 e 0,8 g L⁻¹). Foram utilizados 2 reatores com volume útil de 5,8 L operados sob regime de bateladas sequenciais com ciclos de 4 h de duração. O experimento foi conduzido em duas etapas: (1) o reator 1 alimentado apenas com esgoto sintético (R1) e o reator 2 alimentado com uma mistura lixiviado/esgoto de 0,5% v v⁻¹ (R2); (2) o reator 1 alimentado com uma mistura lixiviado/esgoto de 1% v v⁻¹ (R3) e o reator 2 alimentado com uma mistura lixiviado/esgoto de 2% v v⁻¹ (R4). O efluente tratado dos reatores foi submetido ao pós-tratamento com CAP. A concentração de biomassa dos reatores LGA diminuiu com a entrada de lixiviado provavelmente devido a um tempo inadequado para a aclimação do processo. O aspecto e o tamanho dos grânulos foram distintos em função do percentual de lixiviado aplicado. Apesar de o lixiviado ter reduzido a eficiência do processo LGA na remoção de matéria orgânica, as concentrações de DQO no efluente tratado de todos os reatores foram inferiores a 100 mg L⁻¹. A adição de lixiviado no sistema resultou em aporte significativo de nitrogênio total (NT), mas a eficiência de sua remoção foi mantida. O pós-tratamento com CAP atingiu eficiência de redução de cor e de absorvância em 254 nm do efluente tratado por LGA acima de 60% nos reatores que receberam maiores concentrações de lixiviado. Os modelos matemáticos propostos para obter as concentrações ideais de carvão no pós-tratamento mostraram que o modelo de segunda ordem com interação contempla as variáveis mais pertinentes para o projeto de um pós-tratamento com este tipo de CAP.

Palavras-chave: águas residuárias, líquido percolado, lodos ativados, matéria orgânica, adsorção.

ABSTRACT

Combined treatment of landfill leachate with domestic sewage is a common practice in the country, and it is essential to carry out studies to assess the percentage of leachate that can be applied to each process in which this technique is to be adopted. Aerobic granular sludge (AGS) is a variant of the activated sludge process that has the potential to efficiently treat effluents with characteristics similar to landfill leachate. A prerogative that must be met in the State of Rio de Janeiro for the combined treatment is that a pre or post-treatment is foreseen, ensuring compliance with the current release standards. In this context, adsorption with powdered activated carbon (PAC) as post-treatment of effluent from a combined system can be successful. Thus, this work aimed to evaluate the performance of the combined treatment of landfill leachate and domestic sewage under different proportions (0.5; 1.0 and 2 % v v⁻¹) by the AGS process followed by a post-treatment process. treatment with different concentrations of PAC (0.1; 0.2; 0.4 and 0.8 g L⁻¹). Two reactors with a useful volume of 5.8 L were used, operated in sequential batches with cycles of 4 h duration. The experiment was carried out in two stages: (1) reactor 1 was fed only with synthetic sewage (R1) and reactor 2 was fed with a leachate/sewage mixture of 0.5% v v⁻¹ (R2); (2) reactor 1 was fed with a leachate/sewage mixture of 1% v v⁻¹ (R3) and reactor 2 was fed with a leachate/sewage mixture of 2% v v⁻¹ (R4). The treated effluent from these reactors was submitted to post-treatment with PAC. The biomass concentration of the AGS reactors decreased with the entry of leachate into the process, probably due to the time not suitable for process acclimatization. The appearance and size of the granules of reactors with receive leachate were different depending on the percentage of leachate applied. Despite the leachate having reduced the efficiency of the AGS process in the removal of organic matter, the COD concentrations in the treated effluent for all systems were lower than 100 mg L⁻¹. The addition of leachate in the system resulted in a significant contribution of total nitrogen (NT), but the efficiency of NT removal was maintained. The post-treatment with PAC reached efficiency of color reduction and of absorbance in 254 nm of the effluent treated by AGS above 60% in the reactors that received higher concentrations of leachate. The mathematical models proposed to obtain the ideal concentrations of carbon in the post-treatment showed that the second-order model with interaction includes the most relevant variables for the design of a post-treatment with this type of PAC.

Keywords: wastewater; percolating liquid; activated sludges; organic matter; adsorption.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Esquema simplificado do processo de lodo ativado indicando as operações unitárias e as linhas de fluxo do efluente e do lodo.....	37
Figura 2 -	Representação das diferentes condições de disponibilidade de oxigênio no grânulo aeróbio.....	44
Figura 3 -	Aparato experimental utilizado no processo por LGA.....	49
Figura 4 -	Desenho esquemático do aparato experimental utilizado no processo por LGA.....	50
Figura 5 -	Pós-tratamento do efluente do processo LGA sendo realizado em Jar-Test com CAP em diferentes concentrações.....	52
Figura 6 -	Representação gráfica (boxplot) dos valores de DQO (A) e NT (B) no afluyente (sem e com lixiviado) do processo por lodo granular aeróbio (LGA).....	57
Figura 7 -	Fotomicrografias do licor misto do sistema LGA após a filtragem em membrana de 0,7 μm observadas por uma lupa DI0096 (Carl Zeiss). As setas indicam os grânulos e a barra a referência de escala de tamanho (2,5 mm). (A) e (B) são imagens de R1, (C) e (D) de R2, (E) e (F) de R3 e (G) e (H) de R4.....	59
Figura 8 -	Representação gráfica (boxplot) das concentrações de SSV no licor misto nos reatores.....	61
Figura 9 -	IVL 30' nos reatores ao longo dos dias de processo.....	62
Figura 10 -	Relação IVL 30' / IVL 10' (A) e IVL 30' / IVL 5' (B) nos reatores ao longo dos dias de processo.....	63
Figura 11 -	Representação gráfica (boxplot) as eficiências de redução de DQO nos reatores.....	64
Figura 12 -	Representação gráfica (boxplot) as eficiências de remoção de COD nos reatores.....	65
Figura 13 -	Representação gráfica (boxplot) as eficiências de remoção de NT nos reatores.....	66
Figura 14 -	Representação gráfica (boxplot) das concentrações de (A) N-NO_2^- e (B)	

	N-NO ₃ ⁻ nos efluentes tratados pelo processo de LGA.....	67
Figura 15 -	Representação gráfica (boxplot) do percentual de N-NO ₂ ⁻ e de N-NO ₃ ⁻ em relação ao NT no efluente tratado por LGA onde (A), (B), (C) e (D) mostram R1, R2, R3 e R4, respectivamente.....	68
Figura 16 -	Turbidez no efluente tratado nos reatores ao longo dos dias de processo.....	69
Figura 17 -	Representação gráfica (boxplot) da turbidez no efluente tratado nos reatores.....	70
Figura 18 -	Representação gráfica (boxplot) das concentrações de cor verdadeira nos efluentes tratados pelo processo por LGA.....	71
Figura 19 -	Representação gráfica (boxplot) dos valores de UV 254 nos efluentes tratados pelo processo por LGA.....	72
Figura 20 -	Espectrograma mostrando os picos associados a diferentes grupos funcionais ou radicais presentes no CAP.....	74
Figura 21 -	Representação gráfica da metodologia de superfície de resposta para o parâmetro cor com a Abordagem 1.....	79
Figura 22 -	Representação gráfica da metodologia de superfície de resposta para o parâmetro cor com a Abordagem 2.....	79
Figura 23 -	Representação gráfica da metodologia de superfície de resposta para o parâmetro UV 254 com a Abordagem 1.....	80
Figura 24 -	Representação gráfica da metodologia de superfície de resposta para o parâmetro UV 254 com a Abordagem 2.....	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	DRSAI de maior relevância no Brasil de acordo com a forma de transmissão.....	20
Tabela 2 -	Valores de SUVA e suas respectivas interpretações quanto às características da matéria orgânica dissolvida.....	25
Tabela 3 -	Características físico-químicas de lixiviados de aterros brasileiros.....	26
Tabela 4 -	Características, percentual de lixiviado e principais resultados de estudos relacionados ao tratamento combinado publicados nos últimos anos.....	31
Tabela 5 -	Perfil de atendimento de serviços de esgotamento sanitário da população urbana brasileira.....	34
Tabela 6 -	Processos de tratamento de esgotos de maior ocorrência no Brasil.....	35
Tabela 7 -	Estudos sobre parâmetros que influenciam a granulação aeróbia.....	42
Tabela 8 -	Composição do esgoto sintético utilizado no experimento considerando uma DQO média de 360 mg L ⁻¹	51
Tabela 9 -	Parâmetros físico-químicos, matrizes analisadas e metodologias utilizadas.....	53
Tabela 10 -	Parâmetros e equipamentos empregados na caracterização do CAP.....	54
Tabela 11 -	Caracterização do lixiviado de aterro sanitário utilizado nos experimentos de tratamento combinado por LGA.....	55
Tabela 12 -	Resultados dos parâmetros avaliados na caracterização do CAP.....	74
Tabela 13 -	Parâmetros das isotermas de Freundlich e Langmuir.....	75
Tabela 14 -	Eficiências de redução de cor com diferentes concentrações de CAP em ensaios de adsorção com 2 horas de duração.....	76
Tabela 15 -	Eficiências de redução de UV 254 com diferentes concentrações de CAP em ensaios de adsorção com 2 horas de duração.....	77
Tabela 16 -	Modelos matemáticos com melhor ajuste para os parâmetros cor e UV 254.....	78

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
UV 254	Absorvância em 254 nm
ANA	Agência Nacional de Águas
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
CAP	Carvão Ativado em Pó
Fiocruz	Fundação Oswaldo Cruz
CAG	Carvão Ativado Granular
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DRSAI	Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FTIR	<i>Fourier Transform Infrared Spectroscopy</i>
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
IUPAC	<i>International Union of Pure and Applied Chemistry</i>
LGA	Lodo Granular Aeróbio
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
NBR	Norma Brasileira Registrada
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
PACT [®]	<i>Powdered Activated Carbon Treatment</i>
PT	Fósforo Total
Q	Vazão
RBN	Remoção Biológica de Nitrogênio
RBS	Reator em Bateladas Sequenciais
SD30'	Sólidos Decantáveis em 30 minutos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
T	Temperatura
TRC	Tempo de Retenção Celular
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
V	Volume

LISTA DE SÍMBOLOS

θ_c Idade do lodo

Å Angstrom

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
2	OBJETIVOS.....	19
2.1	OBJETIVO GERAL	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	20
3.1	SANEAMENTO COMO FATOR DE PROMOÇÃO DA SAÚDE.....	20
3.2	GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS.....	21
3.3	LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	23
3.3.1	Tratamento do Lixiviado de Aterro Sanitário.....	26
3.3.1.1	Tratamento combinado.....	29
3.4	TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	34
3.4.1	Tratamento de Esgotos por Lodo Ativado.....	36
3.5	LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA).....	39
3.6	PROCESSO DE ADSORÇÃO PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	45
3.6.1	Adsorção por Carvão Ativado.....	45
3.6.2	Isotermas de Adsorção.....	46
3.6.2.1	Isoterma de Freundlich.....	47
3.6.2.2	Isoterma de Langmuir.....	47
4	METODOLOGIA.....	49
4.1	CONFIGURAÇÃO DO PROCESSO POR LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA).....	49
4.2	CONFIGURAÇÃO DO PÓS-TRATAMENTO POR CARVÃO ATIVADO EM PÓ (CAP).....	52
4.3	METODOLOGIA ANALÍTICA.....	53
4.4	TRATAMENTO ESTATÍSTICO.....	54
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55
5.1	AFLUENTES DOS PROCESSOS POR LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA).....	55
5.1.1	Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário.....	55
5.1.2	Matéria Orgânica (DQO) e Nitrogênio Total (NT) Afluente.....	56

5.2	TRATAMENTO POR LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA).....	58
5.2.1	Granulação do lodo	58
5.2.2	Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) no Reator	60
5.2.3	Índice Volumétrico de Lodo (IVL 30', IVL 30' / IVL 10', IVL 30' / IVL 5')	61
5.3	DESEMPENHO DOS REATORES.....	63
5.3.1	Remoção de matéria orgânica	63
5.3.2	Remoção de Nitrogênio Total (NT)	65
5.4	CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES DO PROCESSO POR LGA.....	66
5.4.1	Concentração de Nitrito (N-NO₂⁻) e Nitrato (N-NO₃⁻)	66
5.4.2	Turbidez	69
5.4.3	Cor verdadeira, Absorvância em 254 nm (UV 254), e Absorvância UV Específica (SUVA)	70
5.5	PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE POR CARVÃO ATIVADO EM PÓ (CAP).....	72
5.5.1	Caracterização do CAP	72
5.5.2	Isotermas de Freundlich e Langmuir	73
5.5.3	Eficiência do Pós-tratamento	76
5.5.4	Modelos matemáticos para a redução de cor e UV 254	77
6	CONCLUSÃO	82
7	RECOMENDAÇÕES FUTURAS	83
	REFERÊNCIAS	84
	APÊNDICE A – DESCRIÇÃO DAS METODOLOGIAS ANALÍTICAS ..	94
	APÊNDICE B – ISOTERMAS DE FREUNDLICH E LANGMUIR	97
	APÊNDICE C – ANÁLISE ESTATÍSTICA DESCRITIVA, P-VALOR E TABELA DE CONTINGÊNCIA DE ALGUNS PARÂMETROS MONITORADOS	99

1. INTRODUÇÃO

O saneamento é um dos pilares de promoção da saúde e de proteção do meio ambiente. Dentre os princípios fundamentais do saneamento básico estão o esgotamento sanitário e o manejo dos resíduos sólidos conforme definido na Lei nº. 11.445/2007 (BRASIL, 2007).

Na maioria dos países em desenvolvimento os aterros sanitários possivelmente ainda representarão por muito tempo a principal forma de disposição final de resíduos sólidos (YU, 2013). O aterro sanitário é uma obra de engenharia onde os resíduos sólidos são confinados à menor área possível e recobertos com camadas de solo (ABNT, 1984). Sua operação ocorre de forma a minimizar possíveis impactos à saúde pública e ao meio ambiente (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002).

Ainda assim, um dos obstáculos para a sua ampla adoção é o gerenciamento dos subprodutos gerados pelos processos bioquímicos e, um deles, é o lixiviado de aterro sanitário. A grande variabilidade das características físico-químicas e microbiológicas do lixiviado e a presença de substâncias recalcitrantes fazem com que muitas técnicas utilizadas para o seu tratamento sejam pouco eficientes ou demasiadamente onerosas (JAGABA et al., 2021; MANNARINO, 2010).

Os tratamentos biológicos são comumente empregados para tratar lixiviados que apresentam maior biodegradabilidade. Os processos mais adotados no Brasil são lagoas, filtros biológicos, lodo ativado e *wetlands*. Essas técnicas são relativamente simples e de baixo custo quando comparados aos demais tipos de tratamento (MIAO et al., 2019). No entanto, esses processos podem não ser capazes de proporcionar eficiências que atendam aos padrões para o seu descarte ambientalmente seguro (OLLER, MALATO & SÁNCHEZ-PÉREZ, 2011).

Nos aterros sanitários localizados em regiões metropolitanas, por exemplo, utilizam-se tecnologias mais avançadas como os processos por membranas para o tratamento do lixiviado, o que demandam elevados custos de instalação, operação e manutenção (FERREIRA et al., 2001; COSTA et al., 2019).

Uma alternativa é o uso de processos físicos e químicos que costumam ser exitosos na remoção de sólidos suspensos, coloides e cor presentes em lixiviados de aterros sanitários. Estes processos normalmente são empregados no pré-tratamento do lixiviado com o objetivo de remover nitrogênio amoniacal, ou no pós-tratamento visando a remoção de compostos recalcitrantes. As técnicas que utilizam propriedades de adsorção têm sido

aplicadas no tratamento de lixiviados e o carvão ativado é um dos adsorventes mais usados e que é capaz de remover diferentes contaminantes presentes no lixiviado (LUO et al., 2020; RENOUE et al., 2008).

Uma alternativa bastante empregada para o tratamento de lixiviado é o tratamento combinado com o esgoto sanitário. Esta técnica consiste no envio do lixiviado para as estações de tratamento de esgotos (ETEs) de maneira que esses dois efluentes sejam tratados conjuntamente. Essa alternativa tem se mostrado muito vantajosa do ponto de vista econômico, mas algumas questões técnicas devem ser consideradas para o seu sucesso. A presença de compostos tóxicos no lixiviado pode inibir a população de microrganismos presentes nas ETEs levando ao comprometimento de sua eficiência (RENOUE et al., 2008). Sendo assim é necessário avaliar qual percentual de lixiviado pode ser aplicado em cada processo de modo que não interfira no seu desempenho.

Quanto ao esgotamento sanitário no Brasil, o cenário ainda deixa a desejar, pois somente pouco mais de 40% da população é atendida por sistemas de tratamento de esgotos. Dentre os processos instalados, o lodo ativado é responsável pelo tratamento de esgotos de 45% da população atendida por ETEs no país (BRASIL, 2021). Este processo apresenta potencial de gerar um efluente final que atende à legislação de descarte de efluentes sem demandar grandes áreas para sua implantação. Devido a essas características, ele é processo mais adotado em grandes cidades, principalmente nas regiões Sudeste e Centro-Oeste.

Apesar da comprovada eficiência no tratamento de esgoto doméstico, o processo por lodo ativado pode ser afetado pela adição de substâncias tóxicas presentes no lixiviado. Logo, a sua utilização como alternativa de tratamento combinado deve ser melhor compreendida, pois, além do potencial tóxico, o lixiviado pode carrear um aporte adicional de nitrogênio amoniacal. Isto pode exigir um maior esforço para garantir a adequação operacional do processo para atender aos padrões de lançamento.

Uma variante do processo de lodo ativado, conhecida como lodo granular aeróbio (LGA), permite trabalhar com condições operacionais mais eficientes e econômicas. Este processo requer uma área ainda menor que o lodo ativado tradicional para a sua implantação por dispensar o uso de tanque de decantação separado e uma linha de recirculação de lodo. Além disso, os seus grânulos são mais resistentes a choques de carga e mais densos apresentando uma excelente decantabilidade. Alguns autores têm o LGA é mais resistente a agentes tóxicos, possui uma elevada estabilidade metabólica e pode operar com um longo tempo de residência da biomassa (WEBER et al., 2007;

NANCHARAI AH e REDDY, 2018). Observa-se também que a tecnologia por LGA possui condições que favorecem a remoção de nitrogênio e fósforo de forma simultânea em um único ambiente (WANG et al., 2009).

No Estado do Rio de Janeiro, o artigo 13 da lei 9.055 de 8 de outubro de 2020 proíbe o envio de lixiviado para as ETEs para o tratamento combinado desde que este tenha recebido um pré-tratamento ou que a ETE em questão possua um pós-tratamento de forma que mantenha seguro o despejo do efluente tratado dentro dos padrões exigidos por lei (RIO DE JANEIRO, 2020). O uso de carvão ativado adotado como pós-tratamento do efluente de um sistema combinado (esgoto com lixiviado) pode ser uma solução adequada à exigência legal. Isto porque, após o tratamento biológico empregado, o efluente apresentaria concentrações mais reduzidas de alguns contaminantes, o que poderia minimizar a quantidade de carvão requerida. Com essa estratégia, o custo para a aplicação do carvão poderia ser menor quando comparado àquele que seria necessário ao pré-tratamento do lixiviado. Vale destacar que a inclusão desse tipo de pós-tratamento poderia propiciar até mesmo o reúso do efluente tratado, a depender da finalidade desejada.

Portanto, este trabalho se propôs avaliar o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico pelo processo LGA seguido de pós-tratamento por carvão ativado em pó (CAP).

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico sob diferentes concentrações pelo processo de lodo granular aeróbio (LGA) seguido por pós-tratamento com carvão ativado em pó (CAP) empregando diferentes concentrações.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o impacto das diferentes concentrações de lixiviado de aterro sanitário na biomassa do processo LGA;
- Avaliar a eficiência do processo LGA na remoção de matéria orgânica e nitrogênio no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário em diferentes concentrações;
- Avaliar a eficiência do pós-tratamento com CAP na redução de cor e da absorvância em 254 nm do efluente do processo LGA;
- Propor modelos matemáticos para a obtenção da menor quantidade de CAP necessária para a maior redução de cor e absorvância 254 nm do efluente do processo LGA.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 SANEAMENTO COMO FATOR DE PROMOÇÃO DA SAÚDE

A Organização Mundial da Saúde (OMS) define saneamento como “o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos deletérios sobre seu estado de bem-estar físico, mental ou social”. Assim, o saneamento deve prover de barreiras para os agentes que são capazes de causar doenças, impedindo que eles cheguem até a população. Portanto, saneamento age no controle de fatores químicos, físicos e biológicos presentes no ambiente que apresentem potencial de prejudicar a saúde da população (SOUZA et al., 2015).

A forte relação entre o saneamento e a saúde pode ser expressa através das chamadas Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado (DRSAI). As DRSAI de maior importância epidemiológica no Brasil são descritas na Tabela 1. Além dessas, algumas DRSAI podem ocorrer em virtude da presença de substâncias químicas e biológicas na água, da poluição atmosférica, de condições insalubres de habitação, do clima, de desastres urbanos, entre outros (SOUZA et al., 2015).

Tabela 1. DRSAI de maior relevância no Brasil de acordo com a forma de transmissão.

Categoria	Doenças
Doenças de transmissão feco-oral	Diarreias, febres entéricas e hepatite A
Doenças transmitidas por inseto vetor	Dengue, Zika, Chikungunya, febre amarela, leishmanioses, filariose linfática, malária e doença de Chagas
Doenças transmitidas através do contato com a água	Esquistossomose e leptospirose
Doenças relacionadas com a higiene	Tracoma, conjuntivites e micoses superficiais
Geo-helmintos e teníases	Helmintíases e teníases

Fonte: Adaptado de Souza et al. (2015); Carrijo (2019).

A lei 11.445 de 2007 (denominada de Lei do Saneamento) enfatiza o cumprimento de suas diretrizes visando a promoção da saúde. Esta lei estabelece que os serviços

públicos de saneamento básico devem ser prestados com base em alguns princípios fundamentais, dentre eles: abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos urbanos e drenagem das águas pluviais. Estes serviços devem ser realizados de forma adequada à saúde pública e à proteção do meio ambiente. Ela prevê ainda que os titulares dos serviços públicos de saneamento básico devem adotar parâmetros para a garantia do atendimento essencial à saúde pública (BRASIL, 2007).

3.2. GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A lei 12.305 de 2010 deixa clara a complexa composição dos resíduos sólidos. Nela os resíduos são definidos como materiais, substâncias, objetos ou bens descartados como resultado de atividades humanas em sociedade. A destinação final desses resíduos se dá nos estados sólido ou semissólido, assim como os gases contidos em recipientes. Também são entendidos como resíduos os líquidos cujas características não permitam seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos hídricos, ou exijam para isso soluções inviáveis do ponto de vista técnico ou econômico diante da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010). Tal diversidade de materiais implica no grande desafio no seu manejo adequado, uma vez que a sua composição é diretamente impactada pelo cenário econômico do país, refletindo o padrão de consumo da população. Dessa forma, é imprescindível que seu gerenciamento seja eficaz, em concordância com as singularidades locais.

De acordo com o mais recente Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos que divulga anualmente a base de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), a massa *per capita* de resíduos sólidos domiciliares e públicos coletada em 2020 foi 0,97 kg habitante⁻¹ dia⁻¹ (BRASIL, 2021). A destinação desses resíduos ocorre normalmente em lixões, aterros controlados e aterros sanitários. Segundo este diagnóstico, o Brasil possui 1.545 lixões, 617 aterros controlados e 652 aterros sanitários. Apesar do quantitativo de lixões superar o total de aterros sanitários instalados, os aterros sanitários recebem diariamente 48,2 milhões de toneladas de resíduos sólidos, que é muito maior que os 9,6 milhões de toneladas que são destinados aos lixões e aos 7,6 milhões de toneladas que são encaminhados aos aterros controlados (BRASIL, 2021).

Nos lixões os resíduos sólidos são depositados a céu aberto de maneira desordenada sem que haja sua compactação ou cobertura. Essas condições são propícias para proliferação de vetores de doenças, além de causar poluição do solo, ar e água. Nos aterros

controlados, esses resíduos recebem ao menos uma cobertura com camada de solo ao final da jornada diária de trabalho para evitar a proliferação desses vetores (CASTILHOS JUNIOR, 2003). No entanto, é preciso destacar que nenhuma dessas duas práticas é ambientalmente adequada.

Os aterros sanitários consistem em uma técnica de disposição de resíduos sólidos fundamentada em princípios de engenharia em que os resíduos são confinados à menor área possível e reduzidos ao menor volume permissível. Os resíduos recebem cobertura com camada de solo quando concluída cada jornada de trabalho, ou em intervalos menores, de acordo com a necessidade, reduzindo a proliferação de vetores. Além disso, a área projetada deve contar com impermeabilização adequada e os gases gerados devem ser coletados para minimizar os impactos à saúde pública e ao meio ambiente (ABNT, 1984; TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002). Dessa forma, os aterros sanitários se mostram uma técnica de disposição que atende às exigências ambientais.

É possível compreender os aterros sanitários como reatores bioquímicos nos quais os resíduos sólidos e a água são os principais insumos. Nestes reatores os resíduos são degradados e estabilizados gerando o biogás e o lixiviado (chorume). O gás que é recuperado nos aterros pode ser queimado em condições controladas com o intuito de reduzir a emissão de metano, um dos principais gases do efeito estufa, na atmosfera. Uma estratégia ainda mais interessante é o seu aproveitamento para fins energéticos (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002). Por outro lado, o lixiviado (ou chorume) representa o percalço na gestão de aterros sanitários. A composição do lixiviado de aterro sanitário apresenta grande variabilidade e está condicionada a uma série de fatores, como o tempo em que o aterro se encontra em atividade (idade do aterro), sua forma de operação e o tipo de resíduo disposto (KJELDSEN et al., 2002). A presença de substâncias recalcitrantes no lixiviado também resulta em elevados custos para as diferentes técnicas empregadas para seu tratamento atualmente (FERREIRA et al., 2001; MANNARINO, 2010).

Outro aspecto que precisa ser considerado é que mesmo depois do encerramento da operação do aterro sanitário, a geração de lixiviado ainda ocorre por décadas. Sendo assim, estima-se que o monitoramento dos aterros deve se estender por até 30 anos após seu encerramento (BARLAZ et al., 2002). Diante deste cenário, observa-se que o maior desafio na operação dos aterros sanitários se concentra no tratamento adequado do lixiviado.

3.3. LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado de aterro sanitário consiste no líquido que percola através dos resíduos sólidos dispostos nas suas células extraíndo materiais dissolvidos ou em suspensão gerados durante o processo de degradação. Há ainda contribuições hídricas provenientes de drenagem superficial e precipitação, além do líquido gerado a partir da decomposição dos próprios resíduos (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). De acordo com El-Fadel et al. (2002), a geração do lixiviado tem início quando o teor de umidade presente no meio excede sua capacidade máxima de retenção de líquidos.

O processo de degradação dos resíduos sólidos em um aterro pode ser dividido em cinco fases distintas: inicial, de transição, ácida, metanogênica e de maturação final. Na fase inicial, o consumo do oxigênio ainda presente no meio dos resíduos recém-depositados ocorre de forma muito rápida, gerando CO₂ pelo processo aeróbio de decomposição da matéria orgânica (KJELDSEN et al., 2002). A degradação dos resíduos é promovida por microrganismos que se encontram no solo usado como material de cobertura, por aqueles presentes em lodos de estações de tratamento de esgotos que podem ser acondicionados no aterro, oriundos do próprio resíduo e/ou advindos do próprio lixiviado nos casos em que ocorre a sua recirculação (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). Nessa fase, o lixiviado gerado provém majoritariamente da liberação de umidade dos resíduos durante a compactação e da precipitação (KJELDSEN et al., 2002).

Conforme o oxigênio é consumido, o meio adquire características anóxicas e as reações de conversão biológica passam a contar com o nitrato e o sulfato como receptores de elétrons. Nessa fase, denominada de transição, as elevadas concentrações de dióxido de carbono e de ácidos orgânicos resultam na geração de um lixiviado mais ácido (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). A geração de ácidos orgânicos se intensifica com o aumento da atividade bacteriana, marcando a fase ácida. Observa-se também aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), da demanda química de oxigênio (DQO) e da condutividade do lixiviado gerado, além da possibilidade de complexação de espécies metálicas (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002; CASTILHOS JUNIOR, 2003).

Na fase metanogênica observa-se a ocorrência das arqueas metanogênicas, as quais são capazes de gerar metano e dióxido de carbono a partir de ácido acético e gás hidrogênio. Os valores de pH do meio tendem a alcançar a faixa de 6,8 a 8,0, condição favorável à precipitação de metais tóxicos, resultando em baixas concentrações dessas

espécies nos lixiviados (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

Quando a maior parte do material orgânico biodegradável é convertida em metano e dióxido de carbono, se estabelece a fase de maturação final. A geração de gases entra em declínio, pois restam poucos nutrientes disponíveis e os substratos que permanecem no aterro apresentam baixa biodegradabilidade. O lixiviado gerado torna-se mais recalcitrante devido a presença de elevadas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). Apesar de cada fase apresentar características muito próprias, na prática, o que se observa é a coexistência de todas elas, uma vez que há depósitos recentes e antigos de resíduos num mesmo aterro.

Quanto à sua composição, os lixiviados podem apresentar diversos grupos de poluentes tais como material orgânico dissolvido biodegradável e refratário, macro componentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) e gases dissolvidos (CH_4 , CO_2 , NH_3 e H_2S), além de compostos orgânicos xenobióticos que provêm de resíduos domésticos e químicos e que geralmente se encontram em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas) (KJELDSEN et al, 2002). Essa complexa composição se deve ao fato de a água percolada carrear as substâncias geradas nas diferentes etapas de degradação dos resíduos no aterro sanitário.

Dentre os diferentes tipos de matéria orgânica refratária, estão as substâncias húmicas, que são produzidas durante a decomposição do resíduo sólido no aterro. As substâncias húmicas apresentam uma composição muito variada contendo diferentes percentuais de carbono orgânico húmico e ácidos húmicos e fúlvicos. Sua quantificação também é complexa, sendo adotados para este fim, métodos indiretos que traduzem esses componentes tais como absorvância no comprimento de onda em 254 nm (UV 254) e cor verdadeira (TANGERINO e DI BERNARDO, 2005).

Um outro parâmetro utilizado para representar a aromaticidade da matéria orgânica dissolvida é a absorvância específica (SUVA), que consiste no valor da absorvância em 254 nm (UV 254, m^{-1}) dividido pela concentração correspondente de carbono orgânico dissolvido (COD) (mg L^{-1}) da amostra. Com este cálculo é possível realizar uma avaliação quantitativa do material orgânico aromático por unidade de concentração de carbono orgânico (WEISHAAR et al., 2003). De acordo com MATILAINEN et al. (2010) e MAIZEL e REMUCAL (2017), valores elevados de SUVA sugerem que a matéria orgânica dissolvida é composta majoritariamente por compostos orgânicos hidrofóbicos que apresentam elevada massa molar; já, valores baixos de SUVA são associados aos

compostos orgânicos hidrofílicos com baixa massa molar. Na Tabela 2 são descritos os valores de SUVA, bem como a interpretação associada a cada um deles.

Tabela 2. Valores de SUVA e suas respectivas interpretações quanto às características da matéria orgânica dissolvida.

Valor de SUVA (L mg⁻¹ m⁻¹)	Interpretação
5 a 7	Predominância de ácidos húmicos
3 e 4	Predominância de ácidos fúlvicos
< 4	Predominância de substâncias neutras hidrofílicas
~ 3	Predominância de bases hidrofílicas
~ 1	Predominância de ácidos hidrofílicos
< 1	Presença de substâncias neutras e bases hidrofóbicas

Fonte: Adaptado de Edzwald e Tobiasson (2011)

Na Tabela 3 são apresentadas as principais características físico-químicas dos lixiviados brasileiros. Segundo Gomes (2009), os lixiviados de aterros brasileiros apresentam elevadas concentrações de nitrogênio (principalmente amoniacal) quando comparados a lixiviados de aterros de outros países, o que reforça a importância de estudos sobre a sua remoção.

Quanto à microbiologia do lixiviado de aterro, destacam-se algumas populações microbianas como *Escherichia coli*, *Salmonella* sp., *Pseudomonas* sp., *Staphylococcus aureus*, *Enterobacter* sp., *Klebsiella pneumoniae* e *Bacillus* sp., além de vírus como adenovírus humano e protozoários de vida livre que podem se desenvolver no aterro e estar presentes no lixiviado (GRISEY et al., 2010; AIRES et al., 2020; LANZARINI et al., 2021).

Tabela 3. Características físico-químicas de lixiviados de aterros brasileiros

Parâmetro (mg L⁻¹)	Faixa Máxima	Faixa Mais Provável
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6
Alcalinidade total (mg CaCO₃ L⁻¹)	750 – 11.400	750 - 7.100
Dureza (mg CaCO₃ L⁻¹)	95 - 3.100	95 - 2.100
NTK (mg N L⁻¹)	80 - 3.100	Não há
N-NO₃⁻ (mg N L⁻¹)	0 - 11	0 - 3,5
N-NO₂⁻ (mg N L⁻¹)	0 - 50	0 – 15
N-amoniaco (mg N L⁻¹)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800
N-orgânico (mg N L⁻¹)	5 - 1.200	400 - 1.200
DQO (mg L⁻¹)	190 - 80.000	190 - 22.300
DBO (mg L⁻¹)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600
Cl⁻ (mg L⁻¹)	500 - 5.200	500 - 3.000
SO₄²⁻ (mg L⁻¹)	0 - 5.400	0 - 1.800
Ptotal (mg L⁻¹)	0,1 - 40	0,1 - 15
Cu (mg L⁻¹)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15
Pb (mg L⁻¹)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5
Fe (mg L⁻¹)	0,01 - 260	0,01 – 65
Mn (mg L⁻¹)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0
Zn (mg L⁻¹)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5
Cd (mg L⁻¹)	0 - 0,26	0 - 0,065
Cr (mg L⁻¹)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5
Sólidos totais (mg L⁻¹)	3 200 - 21.900	3 200 - 14.400
Sólidos suspensos totais (mg L⁻¹)	5 - 2.800	5 – 700
Sólidos suspensos voláteis (mg L⁻¹)	5 - 530	5 – 200

Fonte: Adaptado de Souto e Povinelli (2007)

3.3.1. Tratamento do Lixiviado de Aterro Sanitário

O conhecimento adquirido em décadas sobre o tratamento de esgotos pode ter levado os engenheiros sanitaristas no mundo inteiro a lançar mão dessas mesmas técnicas e parâmetros de projeto para lixiviados de aterros sanitários (GOMES, 2009). Esses tipos de tratamento compreendem processos biológicos, físico-químicos, oxidativos avançados, uso

de membranas, e normalmente, a combinação entre eles. Apesar de existirem muitas formas disponíveis para o seu tratamento, nenhuma delas é simples e aplicável a todos os tipos de lixiviados.

A alternativa mais simples para o manejo do lixiviado é realizar sua recirculação dentro do próprio aterro. Jucá (2003) afirma que no Brasil muitos aterros utilizam a técnica de recirculação com o intuito de reduzir o volume de efluente a ser tratado, porém nos períodos chuvosos o sistema pode chegar ao limite da sua capacidade, comprometendo a estabilidade dos taludes do aterro. Outro problema que pode ocorrer é o estabelecimento de condições muito ácidas no aterro, causando inclusive a inibição da metanogênese (SAN e ONAY, 2001; SPONZA e AĞDAĞ, 2004).

A remoção de amônia por arraste com ar (*air stripping*) ocorre pela transferência da amônia presente no lixiviado (fase líquida) para o ar insuflado (fase gasosa). Para que a transferência aconteça satisfatoriamente, recomenda-se que o pH do meio esteja entre 10,5 e 11,5, condição que favorece a formação de amônia livre, a qual pode ser removida através de extração gasosa (METCALF e EDDY, 2016). É necessário atentar para que a recuperação da amônia (NH_3) ocorra de forma adequada, geralmente com o emprego de H_2SO_4 ou HCl , do contrário haverá liberação de NH_3 na atmosfera, causando a sua poluição (LI et al., 1999). Guo et al. (2010) relatam eficiência de 96,6% na remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado por *air stripping* adotando condições alcalinas (pH = 11).

Os processos de tratamento por coagulação e floculação envolvem etapas físicas e químicas. No processo de coagulação, as partículas coloidais sofrem desestabilização pela ação de coagulantes que podem ser eletrólitos hidrolisantes como sais metálicos e/ou polímeros orgânicos sintéticos. O processo de floculação que ocorre em seguida é responsável por promover a aglutinação destas partículas por meio de agitação lenta, facilitando o contato dos flocos, que, ao adquirem dimensões maiores, tornam-se mais suscetíveis à decantação (WANG et al, 2004; SEMERJIAN e AYOUB, 2003). Vale ressaltar que esse tipo de tratamento acaba por gerar lodos com concentrações elevadas de alumínio ou ferro, oriundos da composição dos coagulantes usados (SILVA et al., 2004). O processo de coagulação-floculação foi utilizado por Tatsi et al. (2003) no tratamento de lixiviados gerados em aterros novos e antigos. Foram alcançadas remoções de DQO da ordem de 80% nos lixiviados antigos e de apenas 35% nos novos. Aziz et al. (2007) avaliaram o uso de diferentes tipos de coagulantes em processos de coagulação e floculação para remover a cor de um lixiviado de aterro na Malásia. Os resultados

indicaram que 800 mg L⁻¹ cloreto férrico em pH 4 foram ideais para remover 94% de cor. Esta mesma dosagem foi responsável pelas maiores remoções de DQO, turbidez e sólidos em suspensão.

Nos processos oxidativos avançados a maioria dos contaminantes orgânicos são convertidos em dióxido de carbono, água e ânions inorgânicos. Nesses processos ocorre a geração de radicais intermediários, principalmente radicais hidroxila, através da ação de oxidantes fortes como o ozônio, peróxido de hidrogênio, íons ferrosos, radiação UV e dióxido de titânio. Esses radicais reagem com os contaminantes orgânicos promovendo sua degradação (GLAZE e KANG, 1989; PERA-TITUS et al., 2004). Entretanto, a aplicação dessa técnica em escala real pode ser complexa, além de haver geração de lodo químico quando se utiliza o processo Fenton, sendo necessário adotar uma etapa longa de sedimentação (GOMES, 2009). Costa et al. (2015) utilizaram processos Fenton e Foto-Fenton para tratar lixiviados provenientes de um aterro com mais de 30 anos de operação (Gericinó - Rio de Janeiro/RJ) e outro já encerrado (Gramacho - Duque de Caxias/RJ). Com o Fenton foram alcançadas remoções de 56 e 19% da DQO do lixiviado dos aterros de Gericinó e Gramacho, respectivamente. Já com Foto-Fenton, processo em que além do uso do peróxido e de sais de ferro utiliza-se também da radiação solar, essas eficiências chegaram a 88% e 79%, respectivamente. Esses tratamentos conferiram ainda uma redução da toxicidade dos lixiviados.

Os processos de tratamento que utilizam membranas são capazes de remover colóides, moléculas orgânicas e até íons dissolvidos. As membranas agem como uma barreira seletiva, onde alguns constituintes são retidos dependendo do tipo de processo e do tipo e tamanho de poro da membrana. A parcela que é retida pela superfície é denominada de rejeito ou concentrado, enquanto a parcela capaz de atravessar a membrana é conhecida como permeado. A microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração, osmose inversa e eletrodialise são exemplos desse tipo de processo (METCALF e EDDY, 2016; MULDER, 1996). Embora o uso de membranas seja capaz de tratar efluentes atendendo a níveis rigorosos de exigência, alguns problemas são evidenciados, especialmente para tratar lixiviados. A incrustação da membrana (*fouling*), que requer pré-tratamento ou limpeza química, resulta em uma vida útil curta e diminui a produtividade do processo por resultar na redução do fluxo de permeado (RENOU et al., 2008; WISZNIOWSKI et al., 2006). Para que o tratamento de lixiviado utilizando membranas seja bem-sucedido, é necessário o controle eficiente do *fouling*, bem como a seleção do tipo de membrana mais apropriado para o tratamento, levando em conta fatores, como pH, características do lixiviado e

concentração dos poluentes (KURNIAWAN et al., 2006). Ahn et al (2002) utilizaram um sistema de osmose inversa no tratamento de lixiviado de aterro na Coréia do Sul. As concentrações iniciais de DQO e N-NH₃ eram de 1500 e 1400 mg L⁻¹, respectivamente, e foram obtidas eficiências de remoção de 97% e 96%.

Técnicas fundamentadas no fenômeno de adsorção também têm sido aplicadas no tratamento de lixiviados. O carvão ativado é um adsorvente usado com sucesso na remoção de contaminantes. É possível classificar o carvão em função do diâmetro de suas partículas: carvão ativado granular (CAG), quando as partículas são maiores que 0,1 mm e carvão ativado em pó (CAP), para partículas com diâmetro inferior a 0,074 mm (METCALF e EDDY, 2016). A desvantagem do seu uso é a necessidade frequente de regeneração do carvão, aumentando os custos de operação (RENOU et al., 2008). Com o objetivo de remover DQO inerte e traços de metais presentes no lixiviado de um aterro sanitário na Alemanha, Mohammad-pajooch et al. (2018) utilizaram diferentes tipos de carvão ativado granular. O CAG que apresentava maior tamanho de poro foi o que conferiu as maiores eficiência de remoção de DQO, cobre, cobalto, cromo, manganês, níquel e zinco. Os autores atribuem o melhor desempenho deste tipo de CAG ao fato de que os poros maiores são mais acessíveis às grandes moléculas, facilitando a adsorção.

Os processos de coagulação e floculação, oxidativos avançados, por membranas e por carvão ativado são alternativas muito eficientes para o tratamento de lixiviados, podendo atender aos padrões para descarte. Porém estas técnicas ainda apresentam custos elevados de implantação e de manutenção e tornam-se ainda mais dispendiosos por serem realizados de forma integrada a outros processos. Além disso, pode haver a necessidade de gerenciar resíduos como o lodo químico, as membranas, o concentrado e eventuais subprodutos de degradação. Uma alternativa que pode reduzir os custos com o tratamento do lixiviado é realizar seu envio para estações de tratamento de esgotos para que os dois efluentes sejam tratados de forma conjunta.

3.3.1.1. Tratamento Combinado

O tratamento combinado consiste no lançamento do lixiviado de aterro sanitário junto ao afluente da estação de tratamento de esgotos, de maneira que o efluente tratado atenda aos requisitos previstos pela legislação (GOMES, 2009). Renou et al. (2008) apontam que os aspectos positivos da adoção dessa alternativa são de ordem econômica: o

tratamento combinado apresenta baixos custos operacionais e é possível prescindir da adição de nutrientes, elementos necessários aos processos biológicos e que estão presentes em maiores concentrações no lixiviado e esgoto. Em contrapartida, Çeçen e Aktas (2004) afirmam que os aspectos negativos se referem à presença de compostos com baixa biodegradabilidade e metais tóxicos no lixiviado. Mannarino et al. (2011) destacam ainda a importância de observar alguns requisitos como a logística do envio do lixiviado até a ETE, bem como a compatibilidade do processo ao qual o lixiviado será inserido.

Os processos biológicos merecem especial atenção para que a adição de lixiviado não resulte em redução da eficiência do tratamento, sendo importante avaliar a concentração ideal de lixiviado no esgoto sanitário a fim de evitar esse problema. Segundo McBean et al. (1995), a relação volumétrica entre o lixiviado e o esgoto sanitário passível de ser aplicada é de 2%. Os autores afirmam ainda ser possível adotar uma mistura de até 5% em volume sem prejuízo à qualidade do efluente final em processos de lodo ativado com aeração prolongada para tratar lixiviados que apresentem DQO limitada a 10.000 mg L⁻¹.

Em trabalho realizado na Irlanda, Brennan et al. (2017) avaliaram o efeito do tratamento combinado na eficiência de três processos de lodo ativado (uma ETE recebendo lixiviado de aterro novo, outra recebendo lixiviado de aterro com idade intermediária e uma terceira ETE que não operava com o tratamento combinado, como controle). Para o lixiviado de aterro com idade intermediária foi aplicada relação volumétrica de até 4% (correspondendo a 50% da carga total de nitrogênio amoniacal da estação). O percentual aplicado não resultou em inibição significativa nos processos de nitrificação. Porém a aplicação de 2% em volume de lixiviado vindo de um aterro que operava há pouco tempo (o que representou 90% da carga total de nitrogênio amoniacal) ocasionou redução significativa na nitrificação.

Ao observar os resultados destes trabalhos, fica clara a importância do estudo das características do lixiviado a ser tratado. É preciso levar em conta o que a adição desse efluente representa para o processo, não só em termos de carga volumétrica, mas também de carga orgânica e nitrogenada. Alguns estudos sobre o tratamento combinado realizados nos últimos anos são descritos na Tabela 4.

Uma vez que o tratamento combinado já é utilizado no Brasil e em outros países, são necessários esforços para o estabelecimento de critérios para o seu emprego seguro, principalmente quanto ao percentual de lixiviado que pode ser aplicado a cada processo, observando as particularidades do cenário brasileiro (GOMES, 2009).

Tabela 4. Características, percentual de lixiviado e principais resultados de estudos relacionados ao tratamento combinado publicados nos últimos anos.

Autores	Características do processo	Percentual de lixiviado	Principais resultados
Pereira et al. (2018)	Lodo ativado com reatores em escala de bancada operando em bateladas sequenciais e em regime contínuo.	2% e 5%	Reatores em regime contínuo: remoção de DQO de 88,6% (controle), 84% (2% de lixiviado) e 68% (5% de lixiviado). Reatores em bateladas sequenciais: remoção de DQO de 87,3% (controle), 74,8% (2% de lixiviado) e 53,4% (5% de lixiviado)
Albuquerque et al. (2018)	Lodo ativado com reatores operando em bateladas sequenciais. Utilizou-se lixiviado bruto e pré-tratado por precipitação química e <i>stripping</i> de amônia e esgoto bruto e tratado por processo anaeróbio.	2% e 5%	Com o lixiviado pré-tratado foram alcançadas eficiências de remoção mais elevadas que as obtidas com o lixiviado bruto nas duas concentrações utilizadas. Com 2% de lixiviado foram observadas as maiores eficiências de DBO, DQO e COD, 97%, 82%, 60%, respectivamente.
Bou et al. (2018)	Processo PACT® (<i>Powdered Activated Carbon Treatment</i>) em reatores em bateladas sequenciais em escala de bancada com diferentes concentrações de CAP (2, 4 e 6 g CAP L ⁻¹).	2, 5 e 10%	Maiores concentrações de CAP conferiram maiores remoções de cor. A eficiência de remoção diminuiu consideravelmente quando a proporção de lixiviado aplicada foi de 10%, exceto para o reator com 6 g CAP L ⁻¹ .

Ferraz et al. (2016)	Lodo ativado com reatores em regime contínuo em escala piloto e lixiviado bruto e pré-tratado por <i>stripping</i> de amônia.	2 e 5%	As melhores eficiências de remoção foram 70% para SST, 70% para DQO solúvel e 70% carbono orgânico dissolvido (COD) foram obtidas com a proporção de 2%:
Franco (2009)	Lodo ativado com reatores em bateladas sequenciais e em regime contínuo, em escala de bancada, submetidos às mesmas concentrações de lixiviado.	FASE 1: 0,5 a 1,0%; FASE 2: 2,0 a 2,5%.	Não houve impacto significativo nos reatores mesmo com o aumento do percentual de lixiviado; A remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH _x) foi maior quando o reator foi operado em batelada independentemente da fase de operação, alcançado eficiências de remoção superiores a 80%.
Gomes (2009)	Coagulação/floculação em escala de bancada (Jar-Test) utilizando os coagulantes: sulfato de alumínio, cloreto férrico, Tanfloc SG, Tanfloc SL e Panfloc em diferentes concentrações (20, 40 e 60 mg L ⁻¹).	0,5; 2 e 5%	O aumento da concentração de lixiviado na mistura não mostrou impacto no desempenho do processo; O Tanfloc SG se mostrou o coagulante mais adequado em termos de eficiência de remoção de DQO sendo também o de menor custo dentre os testados.
Gomes (2009)	Reatores UASB (<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>). UASB 1 operando com lixiviado <i>in natura</i> , enquanto o lixiviado utilizado no reator UASB 2 foi submetido a <i>stripping</i> de amônia.	UASB 1 com 1% e UASB 2 com 10%	Com o UASB 1 houve remoção de DQO de apenas 55% e com o UASB 2, somente 49%.

Gomes (2009)	Lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação (Linha 1); Lagoa aerada seguida de lagoa de sedimentação (Linha 2).	0,2, 0,5 e 2%	Baixa eficiência na Linha 1, provavelmente devido a elevada concentração de amônia (NH ₃); na linha 2 a carga de amônia provocou menor impacto no processo.
---------------------	---	---------------	---

Fonte: Autoria própria.

3.4. TRATAMENTO DE ESGOTOS

O Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto do SNIS aponta que a média nacional de atendimento com rede de esgotos foi de 55% em 2020. Quanto ao tratamento, apenas 50,8% dos esgotos gerados foram tratados, assumindo que o volume de água consumido é totalmente convertido em esgoto (BRASIL, 2021).

Em publicação divulgada em 2020, a Agência Nacional de Águas (ANA) caracterizou a situação do atendimento da população urbana brasileira com serviços de esgotamento sanitário (Atlas Esgoto). Uma síntese deste perfil de atendimento é apresentada na Tabela 5.

Tabela 5. Perfil de atendimento de serviços de esgotamento sanitário da população urbana brasileira

Sistema	Situação	População Urbana (%)
Individual	Sem tratamento	7,8
	Fossa rudimentar	20,1
	Fossa séptica e sumidouro	12,3
Coletivo	Com coleta e sem tratamento	13,3
	Com coleta e com tratamento	46,5

Fonte: Adaptado de Brasil (2020).

Quanto às tecnologias adotadas no Brasil para o tratamento de esgotos, na Tabela 6 são elencados os processos de tratamento de maior ocorrência no país. As informações foram obtidas a partir dos dados brutos disponibilizados no site da ANA pelo Atlas Esgotos. Destaca-se que o processo de lodo ativado, apesar de apresentar apenas 354 unidades, é responsável pelo atendimento de mais de 6,3 milhões de habitantes, enquanto o processo de reatores anaeróbios, que é o de maior ocorrência no país, atende a cerca de 5,3 milhões de habitantes.

Tabela 6. Processos de tratamento de esgotos de maior ocorrência no Brasil.

Conjunto	Número de unidades	População atendida (habitantes)
Situações Especiais¹	75	990.279
Processos Simplificados²	442	704.600
Sistemas de Lagoas	1291	582.232
Reatores Anaeróbios	1373	5.334.840
Lodo Ativado	354	6.392.093
Tratamento Químico e Biológico	64	990.279
Miscelânea de Processos³	69	73.266
Total	3668	14.077.310

Fonte: Adaptado de Brasil (2020).

Notas: ¹ ETEs que se encontram inativas ou cujas informações recebidas não foram passíveis de confirmação; ² Processos com pouca mecanização e eficiência de tratamento bastante limitada, como os sistemas de fossas sépticas coletivas seguidas de filtros anaeróbios; ³ Sistemas de filtração e de outras concepções de tratamento menos convencionais.

Os processos anaeróbios a exemplo dos reatores UASB, reatores anaeróbios de leito expandido ou fluidificado, tanques sépticos, tanques *Imhoff* e filtros anaeróbios são capazes de tratar esgotos com elevada concentração de matéria orgânica gerando menor quantidade de lodo quando comparados aos processos aeróbios (VON SPERLING, 2002). Esses processos são capazes de receber elevadas cargas e, além de não requererem extensas áreas para sua construção, tem menor custo energético comparados aos sistemas aerados. No entanto, seu efluente pode conter elevadas concentrações de NH₃, portanto, há necessidade de pós-tratamento. Uma alternativa muito usada é o emprego de filtro percolador ou filtro biológico após os processos anaeróbios. Dessa forma, o efluente gerado pelos reatores anaeróbios percola um leito de brita ou de material plástico e uma biomassa aderida facultativa pode promover a oxidação de NH₃ e gerar um efluente dentro das características ideais de descarte nos corpos hídricos. Como o sistema UASB seguido de filtro percolador tem baixo consumo energético e exige reduzida área para sua instalação, muitas cidades de pequeno porte optam por esta configuração para o tratamento dos seus esgotos (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Outra tecnologia bastante empregada no país são as lagoas de estabilização, que promovem a retenção do esgoto a ser tratado durante um período suficiente para que ocorra a estabilização da matéria orgânica. Por contar apenas com o processo natural de estabilização, não há necessidade de gastos elevados com equipamentos. No entanto, o processo é susceptível a fenômenos naturais como luminosidade e temperatura. Vale destacar que por conta de fatores como baixa concentração de biomassa no sistema, reduzido contato da biomassa com o substrato (em virtude desta biomassa não estar em suspensão), além da dependência de oxigenação natural e da coexistência de diferentes condições metabólicas que ocorrem em uma lagoa facultativa, o tempo de retenção hidráulica (TRH) é muito elevado, o que se traduz na necessidade de grandes áreas para sua implementação (VON SPERLING, 2002). O uso de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa (sistema australiano) resulta num arranjo que necessita de uma área menor comparado a uma única lagoa facultativa equivalente. Também se observa melhor tolerância à choques de carga com o emprego desse sistema, uma vez que a lagoa anaeróbia é mais robusta (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

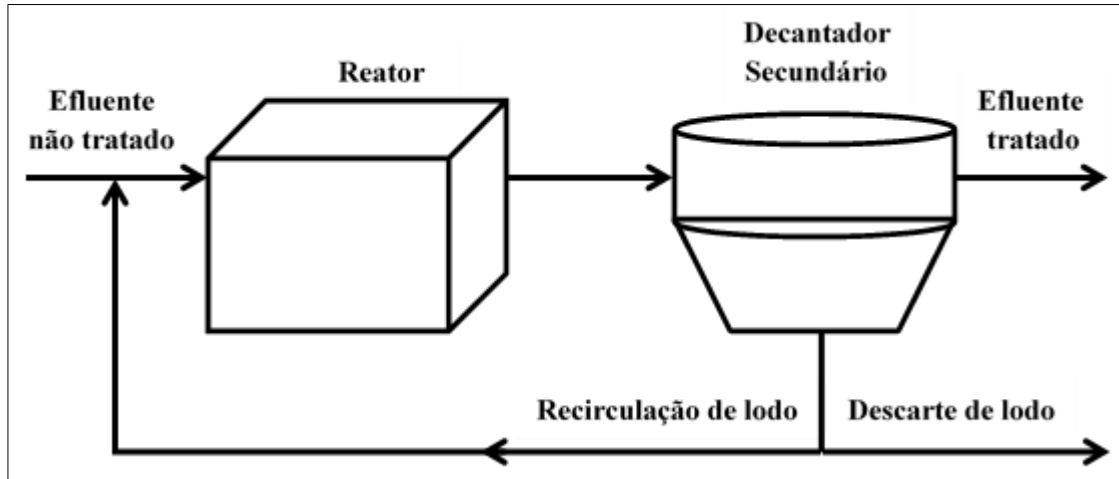
Por fim, o sistema por lodo ativado é largamente utilizado para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, sendo capaz de atingir elevadas eficiências de remoção/redução dos parâmetros de interesse (VON SPERLING, 2002). Graças à recirculação do lodo que permite elevadas concentrações de biomassa e maior tempo de contato com o substrato, o sistema se utiliza de reduzida área operacional, desse modo, é o processo mais aplicado em cidades com elevado adensamento populacional e pouca área disponível. Vale destacar que apesar das eficiências alcançadas serem superiores às aquelas obtidas nos processos citados acima, ele despense de energia tendo um custo operacional maior.

3.4.1. Tratamento de Esgotos por Lodo Ativado

De acordo com Ramalho (1977), o processo de lodo ativado é constituído por um reator (tanque de aeração) onde se encontra uma biomassa ativa (lodo) com capacidade de degradar a matéria orgânica ao longo de um tempo de processo estabelecido (tempo de retenção hidráulica). Uma população heterogênea formada por bactérias, protozoários e metazoários compõe a biomassa. Após ser separada do esgoto tratado em um decantador secundário, uma parcela dessa biomassa retorna ao reator (idade do lodo), enquanto outra

parcela é descartada. Um esquema simplificado do processo é ilustrado na Figura 1.

Figura 1. Esquema simplificado do processo de lodo ativado indicando as operações unitárias e as linhas de fluxo do efluente e do lodo.



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002).

Como parte do lodo retorna ao processo, o tempo de permanência da fração sólida (lodo) e da fração líquida no processo precisam ser avaliados separadamente.

O TRH representa o tempo médio de permanência do líquido no tanque de aeração (BITTON, 2005). O TRH pode ser calculado pela Equação 1.

$$\text{TRH} = \frac{V}{Q} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

V = Volume útil do reator

Q = Vazão afluyente ao reator

Já o tempo médio de permanência do lodo no sistema é denominado de idade do lodo (θ_c) ou tempo de retenção celular (TRC). Ele é definido como a razão entre a massa de lodo presente no sistema e a massa que é descartada diariamente (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999), como mostrado na Equação 2.

$$\theta_c = \frac{X_{av} \times V}{Q'' \times X_{uv}} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

X_{av} = Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) no tanque de aeração

V = Volume útil do reator

Q'' = Vazão de descarte de lodo excedente

X_{uv} = Concentração de SSV no lodo excedente, descartado do decantador secundário (ou da linha de recirculação)

Nos casos em que o processo opera em regime de bateladas sequenciais, a retirada do lodo excedente pode ser realizada diretamente do tanque de aeração. Nessa configuração, o θ_c pode ser determinado pela Equação 3.

$$\theta_c = \frac{V}{Q''} \quad (\text{Equação 3})$$

Um dos pontos críticos do sistema por lodo ativado é a separação da biomassa ativa do esgoto tratado (efluente tratado). Essa separação ocorre pela sedimentação, logo a densidade do lodo é o ponto chave para avaliar a eficiência dessa etapa. Uma vez que o lodo é um complexo microbiológico, a sua composição é importante para a obtenção de uma melhor sedimentabilidade. Um meio operacional e prático para a avaliação da sedimentabilidade do lodo é determinando o Índice Volumétrico de lodo (IVL). O IVL é o parâmetro que indica o volume ocupado por 1 grama de lodo após a sua decantação (VON SPERLING, 2002) e pode ser determinado pela Equação 4.

$$IVL = \frac{SD30 \times 1000}{SST} \quad (\text{Equação 4})$$

Onde:

SD30 = Volume de lodo decantado após 30 minutos (mL)

SST = Sólidos Suspensos Totais no tanque de aeração

O processo por lodo ativado pode variar em função do fluxo operacional em intermitente ou contínuo. Os reatores em bateladas sequenciais consistem na incorporação de todas as unidades operacionais (tanque de aeração, decantador e linha de reciclo de lodo) em um único tanque (VON SPERLING, 2002). Essa alternativa resulta numa área requerida bem inferior em comparação aos sistemas tradicionais, reduzindo os custos

necessários à sua instalação. Com as melhorias dos dispositivos de aeração, disponibilidade de sensores de nível e válvulas acionadas remotamente e dos sistemas de controle (cada vez mais simples e baratos), os reatores em bateladas sequenciais se tornaram uma alternativa cada vez mais interessante em relação aos sistemas convencionais de lodo ativado (AL-REKABI et al., 2007; METCALF e EDDY, 2016). Uma das grandes vantagens desses reatores é a flexibilidade operacional que pode promover a remoção simultânea de nitrogênio e fósforo (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

É também nesse tipo de reator onde se alcança mais frequentemente o fenômeno de granulação do lodo. Em condições de reduzidos tempos de decantação os flocos são induzidos a assumir uma forma granular esférica (BEUN et al, 1999). Comparado ao lodo em flocos, o granular apresenta estrutura mais densa e regular, características que melhoram as condições de sedimentação (LIU e TAY, 2004).

3.5. LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA)

A granulação do lodo foi aplicada primeiramente para sistemas anaeróbios, mais especificamente, para os reatores UASB (LETTINGA et al., 1980). Na década de 1990, a formação espontânea de grânulos de lodo aeróbio foi observada em reatores que trabalhavam com sistema de lodo ativado para a remoção de fósforo. Anos mais tarde, o LGA seria obtido pela primeira vez em condições controladas de laboratório (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2012).

De acordo com a descrição de Liu e Tay (2004), os grânulos aeróbios se apresentam como agregados microbianos auto-imobilizados. Eles podem ser considerados como um biofilme que não apresenta material suporte. A formação desses grânulos é um processo que envolve interações entre as células, as quais incluem fenômenos bioquímicos (desidratação da superfície celular, fusão da membrana celular), físicos (interação de van der Waals, tensão superficial, hidrofobicidade) e químicos (emparelhamento iônico) (LIU e TAY, 2002). Quando estáveis, os grânulos assumem forma aproximadamente esférica ou elíptica com diâmetros variando entre 0,2 e 5 mm (ADAV et al., 2008).

Quanto à microbiologia dos grânulos aeróbios, é relatada a presença de bactérias e protozoários, além de substâncias poliméricas extracelulares. Com o uso de microscopia óptica, microscopia eletrônica de varredura (MEV), entre outras técnicas, Weber et al.

(2007) descreveram as alterações que ocorrem durante o desenvolvimento dos grânulos a partir do lodo em flocos.

Num primeiro momento, uma grande quantidade de protozoários ciliados dotados de pedúnculos formam numerosas colônias nos flocos microbianos. O movimento dos cílios favorece o fluxo de nutrientes para as células responsáveis pela formação de biofilme. Posteriormente, os flocos se agrupam e se tornam volumosos. Nas regiões centrais desses flocos, concentram-se restos de pedúnculos de ciliados e bactérias que produzem polímeros. Compreende-se, então, que esses pedúnculos atuam como suporte para a formação dos grânulos. Por fim, os ciliados sésseis morrem e passam a ser massivamente colonizados por células bacterianas, enquanto os ciliados livre-natantes conseguem deixar o biofilme em formação. Quando os grânulos se encontram estabilizados, estes ciliados reiniciam a colonização e formam novos pedúnculos que, novamente, terão papel importante para o crescimento microbiano.

O lodo granular aeróbio apresenta características extremamente vantajosas para o tratamento de diversos tipos de efluentes, tais como: estrutura microbiana mais densa e forte; elevada retenção de biomassa; capacidade de suportar elevadas vazões e cargas orgânicas; maior tolerância à toxicidade de produtos químicos orgânicos e metais; excelente capacidade de sedimentação tornando mais rápida e eficiente a separação do efluente tratado do lodo (LIU et al., 2004; ADAV et al., 2008; LIU e TAY, 2004; DEZOTTI et al., 2011).

O IVL observado em reatores com grânulos aeróbios pode ser inferior a 50 mL g^{-1} , valor muito menor que o obtido com o lodo em flocos (LIU et al., 2004). Essa característica é especialmente interessante para os processos operados em regime de bateladas, pois a fase dedicada à sedimentação não precisa ser extensa, restando mais tempo para a fase de reação (aeróbia e/ou anóxica) na qual os processos de degradação de fato ocorrem.

As substâncias poliméricas excretadas pelos microrganismos presentes no lodo granular aeróbio conferem maior estabilidade aos grânulos, seja atuando como uma barreira protetora ou melhorando a adesão entre as células (LIU et al., 2004). Dessa forma, os grânulos resistem melhor aos choques de carga e às substâncias tóxicas quando comparados aos flocos.

O uso do lodo granular pode alcançar reduções de até 50% de área ocupada e de despesas de capital quando comparada com lodo ativado convencional e ainda é capaz de resultar numa redução de 25% de despesas operacionais por conta de redução de requisitos

de aeração e maior eficiência (BRK AMBIENTAL, 2018).

Um dos desafios do processo é a formação dos grânulos aeróbios do lodo. Pronk et al. (2015) obtiveram grânulos depois de aproximadamente 5 meses de *start up* de uma estação de tratamento em escala real. Após a sua formação, os requisitos vigentes para a qualidade do efluente tratado foram facilmente alcançados e o volume requerido para a operação foi 33% menor que aquele observado em plantas que trabalham com a tecnologia convencional de lodo ativado.

Dentre os parâmetros mais relatados associados à granulação do lodo destacam-se o TRH, o tempo de sedimentação, a velocidade ascensional do ar e as dimensões do reator. A aeração intensa e a alta velocidade ascensional de ar favorecem a formação de grânulos aeróbios (DEZOTTI et al., 2011). As dimensões do reator também são capazes de influenciar a granulação. Reatores em formato de coluna, com elevada relação altura/diâmetro e com fluxo ascendente apresentam características hidrodinâmicas favoráveis ao lodo granular (LIU e TAY, 2004; DEZOTTI et al., 2011). Tais condições promovem uma longa trajetória de fluxo circular e elevada turbulência fazendo com que os agregados microbianos estejam em constante atrito (LIU e TAY, 2002; DEZOTTI et al., 2011). Na Tabela 7 são reportados estudos que avaliaram a influência de alguns desses parâmetros associados à granulação do lodo.

Tabela 7. Estudos sobre parâmetros que influenciam a granulação aeróbia.

Parâmetros	Valores	Efluentes	Principais Resultados	Autores
Tempo de retenção hidráulica (TRH)	6, 12, e 24 h	Efluente de uma indústria de borracha	O TRH de 6 h promoveu a formação de grânulos maiores com excelente capacidade de sedimentação (IVL de 20 mL g ⁻¹), alta densidade de biomassa e estrutura mais forte. Com esta condição operacional foram obtidas também as maiores eficiências de remoção de DQO (98,4%), NH ₃ (92,7%) e nitrogênio total (89,5%).	Rosman et al. (2014)
	1,5, 4 e 8 h	Esgoto sintético	Os maiores grânulos foram observados quando adotado TRH de 1,5 h. Já os grânulos mais compactos foram obtidos com TRH de 4 h. Quando o TRH variou de 1,5 a 8 h, a taxa de crescimento de biomassa específica observada (μ_{obs}) diminuiu de 0,266 para 0,031 d ⁻¹ , enquanto o rendimento de crescimento da biomassa observado (Y_{obs}) do lodo granular diminuiu de 0,316 para 0,063 g SSV _{produzida} g ⁻¹ DQO _{removida} .	Liu e Tay (2007)

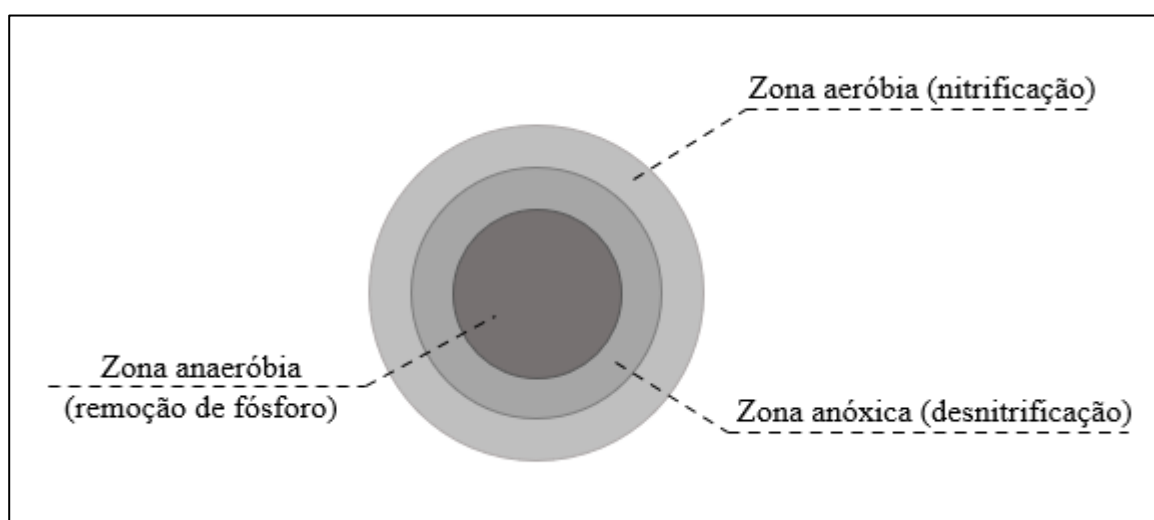
Tempo de sedimentação	5, 10, 15 e 20 min	Esgoto sintético	A granulação foi obtida nos reatores que operaram com tempos de sedimentação inferiores a 15 min. No reator operado com tempo de sedimentação mais longo (20 min) houve apenas a ocorrência de flocos.	Qin et al. (2004)
Velocidade ascensional	2,2 e 3,3 cm s ⁻¹	Esgoto sintético	Observou-se formação de grânulos com superfície lisa e boa sedimentação com o emprego da velocidade ascensional de 3,3 cm s ⁻¹ , já com a velocidade de 2,2 cm s ⁻¹ houve ocorrência de organismos filamentosos.	Wang et al. (2005)
Dimensões do reator (Relação altura/diâmetro)	11,3 e 4,4	Esgoto doméstico	A eficácia dos grânulos aeróbicos medida por Ks (constante de meia saturação) é maior em reatores com alta relação altura/diâmetro (valores acima de 315 mg L ⁻¹), em comparação com reatores com baixa relação altura/diâmetro (menos de 276 mg L ⁻¹).	Awang e Shaaban (2016)

Fonte: Autoria própria.

A tecnologia de granulação aeróbia tem sido aplicada para o tratamento de efluentes que apresentam elevada recalcitrância, contendo compostos orgânicos, nitrogênio, fósforo, substâncias tóxicas e xenobióticos (MOY et al, 2002; ADAV et al, 2008), incluindo lixiviado de aterro sanitário. Ren et al. (2017a) compararam o tratamento de lixiviado (sintético) de aterro sanitário jovem através do processo de LGA e o processo de lodo ativado em flocos. O processo de LGA apresentou uma eficiência de remoção de até 99% de $N-NH_x$, além da maior tolerância a compostos tóxicos. Em outro estudo, Ren et al. (2017b) operaram um RBS em escala de bancada misturando o esgoto com lixiviado em proporções variando de 10 a 90%. Independentemente das diferentes razões de mistura ou elevadas concentrações de NH_3 livre no afluente, o processo conferiu eficiências de remoção de $N-NH_x$, que variaram de 95 a 100%. As eficiências de remoção de DQO, nitrogênio total (NT) e fósforo foram de 64, 42 e 84%, respectivamente.

De acordo com Wang et al. (2009), em virtude da limitação da difusão de oxigênio no interior do grânulo, ocorrem simultaneamente zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias (Figura 2), propiciando condições favoráveis para o crescimento de bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas. Este fato permite a remoção conjunta de carbono, nitrogênio e fósforo. Estas condições são favoráveis à ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação simultâneos (WRAGE et al., 2001).

Figura 2. Representação das diferentes condições de disponibilidade de oxigênio no grânulo aeróbio.



Fonte: Autoria própria.

Recentemente, a tecnologia de LGA foi patenteada pela empresa Royal Haskoning DHV para o tratamento de esgoto doméstico e industrial sob o nome comercial Nereda® (PRONK et al., 2015). Em 2018 a empresa BRK (licenciada no Brasil) contava com 2 ETEs em operação: ETE Deodoro no Rio de Janeiro e ETE Jardim Novo em Rio Claro (BRK AMBIENTAL, 2018). Portanto, esta tecnologia parece ser bastante promissora para o tratamento combinado. Vale ressaltar que muitos estudos mostraram que esse processo foi eficiente na remoção de nitrogênio e matéria orgânica, mas algumas características inerentes ao lixiviado como cor e absorvância 254 nm ainda necessitam de investigação mais apurada.

3.6 PROCESSO DE ADSORÇÃO PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O fenômeno de adsorção é uma operação de transferência de massa em que a substância de interesse presente em uma fase (adsorvato) é transferida para outra fase (adsorvente) na qual se deposita (ECKENFELDER, 1989). O emprego da adsorção como etapa posterior ao tratamento biológico de efluentes tem como objetivo a remoção de contaminantes refratários aos processos biológicos, tais como compostos orgânicos e inorgânicos diversos (METCALF e EDDY, 2016).

A propriedade de adsorção de alguns materiais tem sido explorada para o tratamento de efluentes com elevada toxicidade. Dentre esses materiais, o carvão ativado em pó e o carvão ativado granular possuem elevada superfície específica, característica que tem impulsionado seu uso no tratamento de efluentes como o lixiviado de aterro sanitário (ECKENFELDER, 1989).

3.6.1. Adsorção por Carvão Ativado

O carvão ativado é uma substância adsorvente que se destaca frente aos outros materiais adsorventes por sua capacidade de regeneração, ou seja, após seu uso ainda é possível reativar seu poder de adsorção. Quando utilizado nos processos de tratamento de água potável, ele pode remover cor, gosto e odor (NUNES, 2004). Em geral, o carvão ativado é produzido de madeira, turfa (carvão fóssil) e carvão de pedra (brasa). Também se usam resíduos lignocelulósicos como casca de coco e casca de arroz, o que torna o

processo mais barato e diminui os danos ambientais (PEREIRA et al., 2008).

De acordo com Di Bernardo (2005), o carvão utilizado para adsorção é submetido à dois processos: a carbonização, que ocorre em temperaturas entre 500 e 800°C na ausência de ar e a ativação, que se dá em temperaturas entre 800 e 900°C com o emprego de gases oxidantes. A etapa de ativação é determinante para a obtenção da distribuição do tamanho do poro. A classificação de diâmetros de poro (d), que se aplica aos materiais sólidos porosos, é definida pela União Internacional de Química Pura e Aplicada (*International Union of Pure and Applied Chemistry – IUPAC*), da seguinte forma:

- Macroporos ($d > 500 \text{ \AA}$)
- Mesoporos ($20 \text{ \AA} < d < 500 \text{ \AA}$)
- Microporos ($d < 20 \text{ \AA}$)

Os materiais adsorventes majoritariamente microporosos proporcionam elevada capacidade de adsorção de moléculas com dimensões pequenas, tais como gases e solventes comuns. Os mesoporos atuam na adsorção de moléculas grandes, enquanto os macroporos agem como canais para a transferência de moléculas de adsorvato para o micro e mesoporos (ROUQUEROL et al., 1993). Na prática, um material adsorvente pode ser composto por diferentes tamanhos de poros, mas sua caracterização se dá em função daquele tamanho que se mostrar majoritário.

Para uma melhor compreensão do efeito de impregnação de agentes químicos na superfície de um carvão, é comum a utilização do método de espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (*Fourier Transform Infrared Spectroscopy – FTIR*). Neste método é possível identificar os principais grupos funcionais que estão presentes na superfície do material adsorvente (GUO e LUA, 2000; YANG e LUA, 2003). Portanto, a análise do carvão como material adsorvente é normalmente feita para identificar o tamanho dos poros e os grupos funcionais presentes. Além disso, a sua capacidade de adsorção pode ser estimada a partir da construção de isotermas.

3.6.2. Isotermas de Adsorção

As isotermas de adsorção são modelos matemáticos que correlacionam a massa de material adsorvido em função da massa de material adsorvente à uma temperatura constante (METCALF e EDDY, 2016). Dentre as isotermas mais aplicadas estão a isoterma de Freundlich e a de Langmuir.

3.6.2.1. Isoterma de Freundlich

No modelo de Freundlich admite-se que a concentração do adsorvato aumenta infinitamente na superfície do adsorvente, um comportamento aplicado em sistemas heterogêneos. O modelo de Freundlich é representado pelas Equações (5) para forma não linear e (6) para a linearizada.

$$\frac{X}{M} = K_f \cdot C^{1/n} \quad (\text{Equação 5})$$

$$\log\left(\frac{X}{M}\right) = \log(K_f) + \frac{1}{n}\log(C) \quad (\text{Equação 6})$$

Onde,

X/M: quantidade de adsorvato por unidade de massa de adsorvente (mg g^{-1});

C: concentração do adsorvato no equilíbrio (mg L^{-1});

Kf: constante empírica (mg g^{-1});

n: constante empírica.

3.6.2.2. Isoterma de Langmuir

O modelo de Langmuir se baseia em algumas premissas, tais como: a adsorção se dá de maneira uniforme em uma monocamada; os sítios de adsorção apresentam energia equivalentes; cada sítio é capaz de reter apenas uma molécula de adsorvato; e não há ligações intermoleculares laterais (RUTHVEN, 1984). As Equações (7) e (8) descrevem o modelo de Langmuir em sua forma não linear e linearizada, respectivamente.

$$\frac{X}{M} = \frac{Q_m \cdot K_L \cdot C}{1 + Q_m \cdot C} \quad (\text{Equação 7})$$

$$\frac{1}{M} = \frac{1}{Q_m \cdot K_L} \cdot \frac{1}{C} \cdot \frac{1}{K_L} \quad (\text{Equação 8})$$

Onde,

X/M: massa de adsorvato por unidade de massa de adsorvente (mg g^{-1});

C: concentração do adsorvato no equilíbrio (mg L^{-1});

KL: constante empírica (mg g^{-1});

Qm: constante de Langmuir (L g^{-1}).

O cálculo do parâmetro empírico RL (fator de separação de Langmuir), que prevê se o processo de adsorção será favorável ou não, é feito através da Equação (9) (CIOLA, 1981).

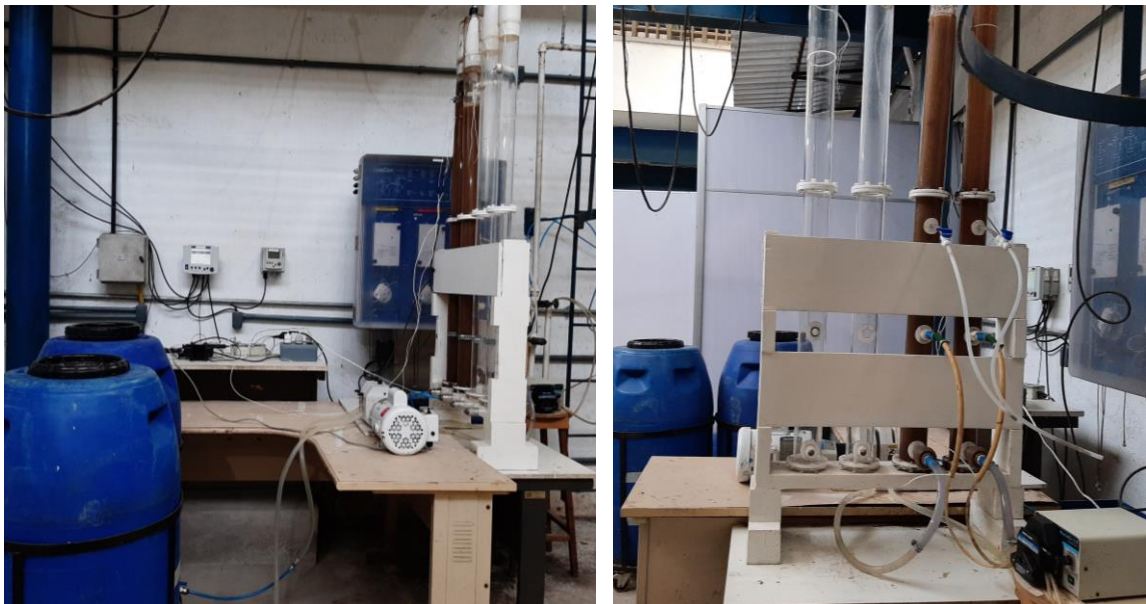
$$RL = \frac{1}{1+Q_m \cdot K_L} \quad (\text{Equação 9})$$

4. METODOLOGIA

4.1. CONFIGURAÇÃO DO PROCESSO POR LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA)

O aparato experimental consistiu em dois reatores cilíndricos em acrílico transparente com 7 cm de diâmetro interno e 150 cm de altura (relação altura/diâmetro igual a 21) e volume útil de aproximadamente 5,8 L como mostrado na Figura 3.

Figura 3. Aparato experimental utilizado no processo por LGA.



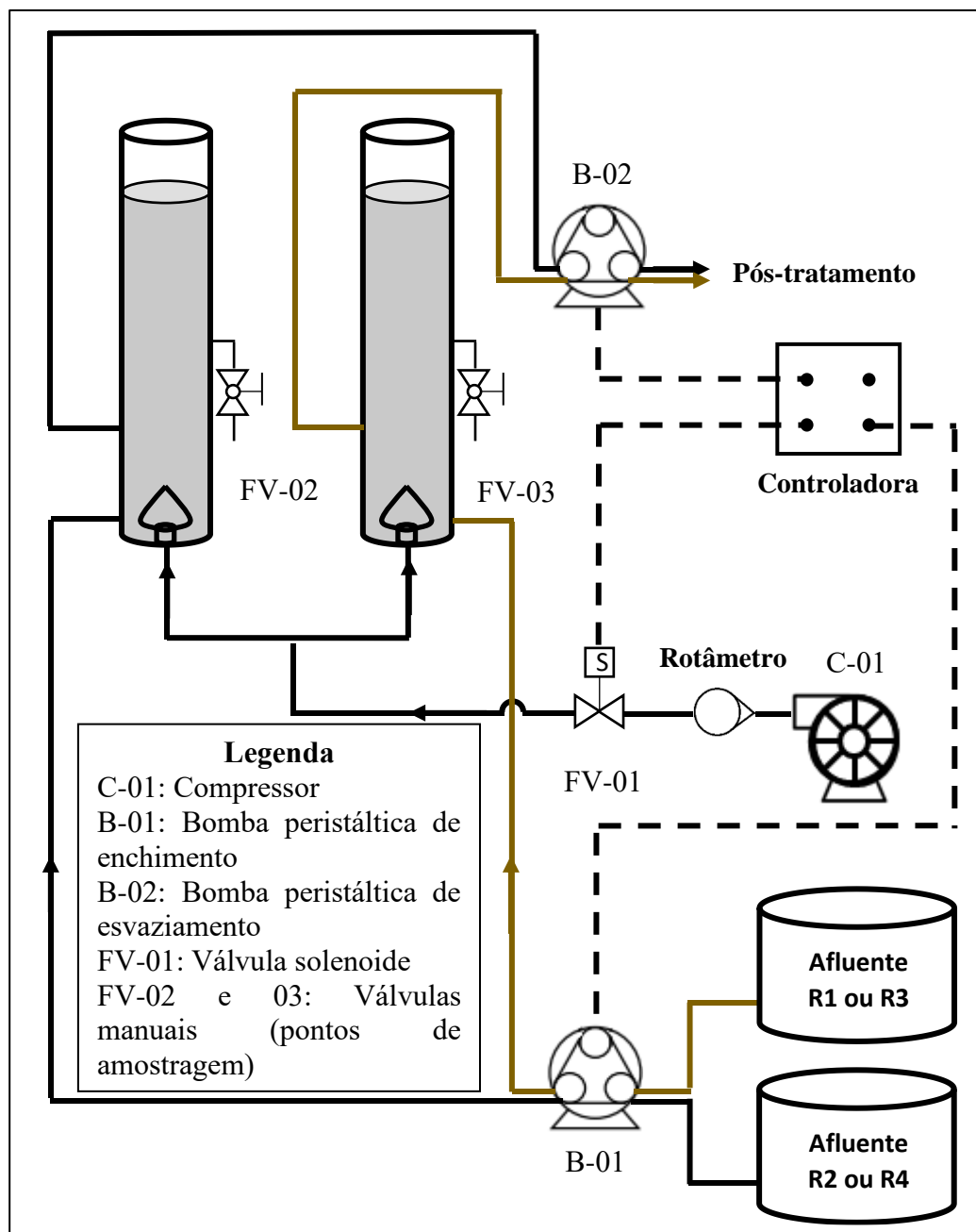
Fonte: Autoria própria.

Os reatores operaram em regime de batelada com ciclos de 4 horas controlados por um sistema automático. A aeração foi promovida por um compressor conectado aos difusores de ar de bolha fina localizados na base dos reatores. O acionamento da aeração foi feito por meio de uma válvula solenoide. Foi fixada uma vazão de ar suficiente para garantir que a velocidade ascensional fosse igual a $1,8 \text{ cm s}^{-1}$ em cada reator. As etapas de alimentação e descarte de esgoto tratado foram realizadas por bombas peristálticas como ilustrado na Figura 4.

Cada ciclo foi composto da seguinte maneira: 1) fase de alimentação sem mistura por 15 minutos (bomba de enchimento ligada); 2) fase aeróbia com duração de 180 minutos (aeradores ligados); 3) fase de sedimentação com duração de 40 minutos (todos os

equipamentos desligados); 4) fase de descarte com duração de 5 minutos (bomba de esvaziamento ligada). A cada ciclo eram tratados 4,2 L de afluente (percentual de troca volumétrica de 72%), resultando em cerca 25 L de efluente tratado por reator diariamente.

Figura 4. Desenho esquemático do aparato experimental utilizado no processo por LGA.



Fonte: Autoria própria.

Para evitar elevadas variações das características físico-químicas inerentes ao esgoto de ETE, utilizou-se esgoto sintético preparado segundo as recomendações de Holler

e Trösch (2001). As concentrações de alguns reagentes foram adaptadas para obter características compatíveis com as faixas típicas dos principais parâmetros descritos por Von Sperling (2002) para o esgoto doméstico. Na Tabela 8 apresenta-se a composição do esgoto sintético.

Tabela 8. Composição do esgoto sintético utilizado no experimento considerando uma DQO média de 360 mg L⁻¹.

Componentes	Concentração (mg L⁻¹)
Peptona de caseína	250
Extrato de carne	250
Fosfato monobásico de potássio	40
Cloreto de sódio	10
Ureia	10
Cloreto de cálcio diidratado	10
Sulfato de magnésio heptahidratado	5

Fonte: Autoria própria.

O lixiviado de aterro sanitário foi coletado em uma Central de Tratamento de Resíduos (CTR) localizada no Estado do Rio de Janeiro que recebe por dia aproximadamente 10 mil toneladas de resíduos sólidos vindos dos seguintes municípios: Rio de Janeiro, Seropédica, Itaguaí, Mangaratiba, Miguel Pereira, São João de Meriti e Pirai (CICLUS AMBIENTAL, 2022). Na ocasião a CTR se encontrava em operação a cerca de 6 anos e havia chovido nos dias que antecederam a coleta. O lixiviado foi armazenado em uma bombona, permanecendo em temperatura ambiente durante todo o experimento. Foram feitas caracterizações em 3 diferentes momentos: a primeira no início do experimento, a segunda, dois meses após este início e a última, no final do experimento.

O experimento foi realizado em duas etapas, a saber:

ETAPA 1: O reator 1 foi alimentado apenas com esgoto sintético (R1), enquanto a alimentação do reator 2 foi de uma mistura lixiviado/esgoto de 0,5% (v v⁻¹) (R2);

ETAPA 2: O reator 1 foi alimentado com uma mistura lixiviado/esgoto de 1% (v v⁻¹) (R3), enquanto o reator 2 foi alimentado com uma mistura lixiviado/esgoto de 2% (v v⁻¹) (R4).

Durante cada etapa foi adotado um período de aclimação de 21 dias, seguido de

30 dias de monitoramento. Foram realizadas amostragens periódicas (duas vezes por semana) do afluente e efluente de cada reator para analisar as eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Amostragens de licor misto também foram feitas para analisar a concentração de sólidos suspensos totais e voláteis. A partir de amostras do efluente de cada reator foram analisados os parâmetros nitrito, nitrato, turbidez, cor verdadeira e UV 254. A idade do lodo foi fixada em 77 dias pelo do descarte manual diário de 100 mL de licor misto.

4.2. CONFIGURAÇÃO DO PÓS-TRATAMENTO POR CARVÃO ATIVADO EM PÓ (CAP)

O efluente tratado pelos reatores R1, R2, R3 e R4 do LGA em cada etapa foi submetido ao pós-tratamento com CAP de alta pureza (Isofar). Os ensaios de adsorção foram realizados em um Jar-Test modelo JT102 (Milan) provido de 4 béqueres. Nestes ensaios, alíquotas de 500 mL dos efluentes gerados no processo por LGA receberam diferentes concentrações de CAP e foram mantidas à rotação de 200 rpm como mostrado na Figura 5. Foram utilizadas as seguintes concentrações de CAP: 0,1; 0,2; 0,4 e 0,8 g L⁻¹. A duração do ensaio foi de 2 horas e a temperatura foi mantida a 20 ± 1 °C conforme as recomendações da norma ASTM D3860 – 98 (2020). Ao final do ensaio foram coletadas alíquotas de aproximadamente 250 mL de cada béquer para realizar as análises de cor verdadeira e UV 254.

Figura 5. Pós-tratamento do efluente do processo LGA sendo realizado em Jar-Test com CAP em diferentes concentrações.



Fonte: Autoria própria.

4.3. METODOLOGIA ANALÍTICA

Na Tabela 9 são apresentados os parâmetros físico-químicos que foram utilizados e as respectivas matrizes analisadas, bem como as metodologias utilizadas em suas determinações. No APÊNDICE A encontra-se a descrição detalhada de algumas metodologias adotadas.

Tabela 9. Parâmetros físico-químicos, matrizes analisadas e metodologias utilizadas.

Parâmetros	Amostras	Método (APHA, 2017)	Equipamentos
Alcalinidade	Lixiviado	2320-B	-
DQO	Afluente e Efluente	5220-D	Espectrofotômetro Libra S60 (Biochrom); Reator DQO DRB200 (Hach)
COD	Afluente e Efluente	5310-B	Analizador TOC-L CPH/CPN (Shimadzu) Balança: ED224S Extend (Sartorius); Estufa: TE 394/3 (Tecnal); Mufla: SP 1200 (SPLabor)
SSV e SST	Licor misto	2540-E/D	-
SD 5', 10' e 30'	Licor misto	-	-
Turbidez	Efluente	2130-B	Turbidímetro TL2300 (Hach)
Cor	Afluente e Efluentes*	2120-C	Espectrofotômetro Libra S60 (Biochrom)
UV 254	Afluente e Efluentes*	5910-B	Espectrofotômetro Libra S60 (Biochrom)
pH	Lixiviado	4500-B	pHmetro Orion Versa Star VSTAR12 (Thermo Scientific)
N-Total	Afluente e Efluente	-	Analizador TOC-L CPH/CPN (Shimadzu)
NO₂⁻	Efluente	4110-B	Espectrofotômetro Libra S60 (Biochrom)
NO₃⁻	Efluente	Kit	Espectrofotômetro Libra S60 (Biochrom)
Substâncias Húmicas	Lixiviado	Conforme descrição de Lima (2017)	Espectrofotômetro Libra S60 (Biochrom)

*Efluente do processo biológico e efluente do pós-tratamento.

A caracterização do CAP foi realizada no Centro de Tecnologia Mineral (CETEM). Na Tabela 10 são citados os parâmetros utilizados para a caracterização do CAP além dos equipamentos utilizados.

Tabela 10. Parâmetros e equipamentos empregados na caracterização do CAP.

Parâmetros	Equipamentos
Área BET / Volume de poro / Diâmetro de poro	Porosímetro Nova 1200e (Quantachrome)
Identificação de compostos por FTIR	Espectrômetro Nicolet iS20 (Thermo Fisher Scientific)

Fonte: Autoria própria.

4.4. TRATAMENTO ESTATÍSTICO

Os resultados dos parâmetros analíticos de cada reator do LGA foram comparados quanto à significância da diferença estatística. Devido ao n amostral ($n = 6$), foi empregado um teste não paramétrico. O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para avaliar se pelo menos um dos reatores apresentou diferença significativa entre os demais. O teste Wilcoxon foi utilizado para especificar quais dos reatores apresentaram esta diferença.

Os modelos matemáticos utilizados para avaliar a concentração de CAP adequado para o pós-tratamento foram obtidos através de polinômios de primeira e segunda ordem, com e sem interação. O critério adotado para a escolha do melhor modelo foi coeficiente de correlação (R^2). A metodologia de superfície de resposta foi adotada para a representação dos modelos e, todas as análises estatísticas, bem como a modelagem matemática, foram realizadas utilizando o software estatístico R.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. AFLUENTES DOS PROCESSOS POR LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA)

5.1.1 Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário

Na Tabela 11 são mostrados os resultados de caracterização do lixiviado utilizado nos experimentos de tratamento combinado pelo lodo granular aeróbio (LGA).

O pH foi um pouco alcalino que é característico para lixiviados de aterros com elevada atividade metanogênica (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). Na média a razão DQO/COD foi de 2,8 que está mais próximo das características de um lixiviado de aterros jovens (4,0) que de aterros antigos (1,16) (CAMERON e McDONALD, 1982).

Tabela 11. Caracterização do lixiviado de aterro sanitário utilizado nos experimentos de tratamento combinado por LGA.

Parâmetro	Unidade	Início do experimento	Fim da ETAPA 1	Fim da ETAPA 2
pH	-	8,0	7,9	7,9
COD	mg L ⁻¹	1440	1560	1280
NT	mg L ⁻¹	2307	2900	2750
Cor Aparente	mg Pt Co L ⁻¹	9808	10760	10730
Cor Verdadeira	mg Pt Co L ⁻¹	9530	9710	10210
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	5680	5710	5690
ST	mg L ⁻¹	14243	13980	12778
SST	mg L ⁻¹	151	251	213
SSV	mg L ⁻¹	88	148	115
DQO	mg L ⁻¹	4100	4435	2300
Turbidez	NTU	22	46,8	12,7
UV 254	-	51	32	32
Substâncias Húmicas	mg L ⁻¹	646	217	111

Fonte: Autoria própria.

Nota: Os valores dos parâmetros que tiveram maior dispersão na caracterização realizada em 3 momentos distintos estão apresentados em negrito.

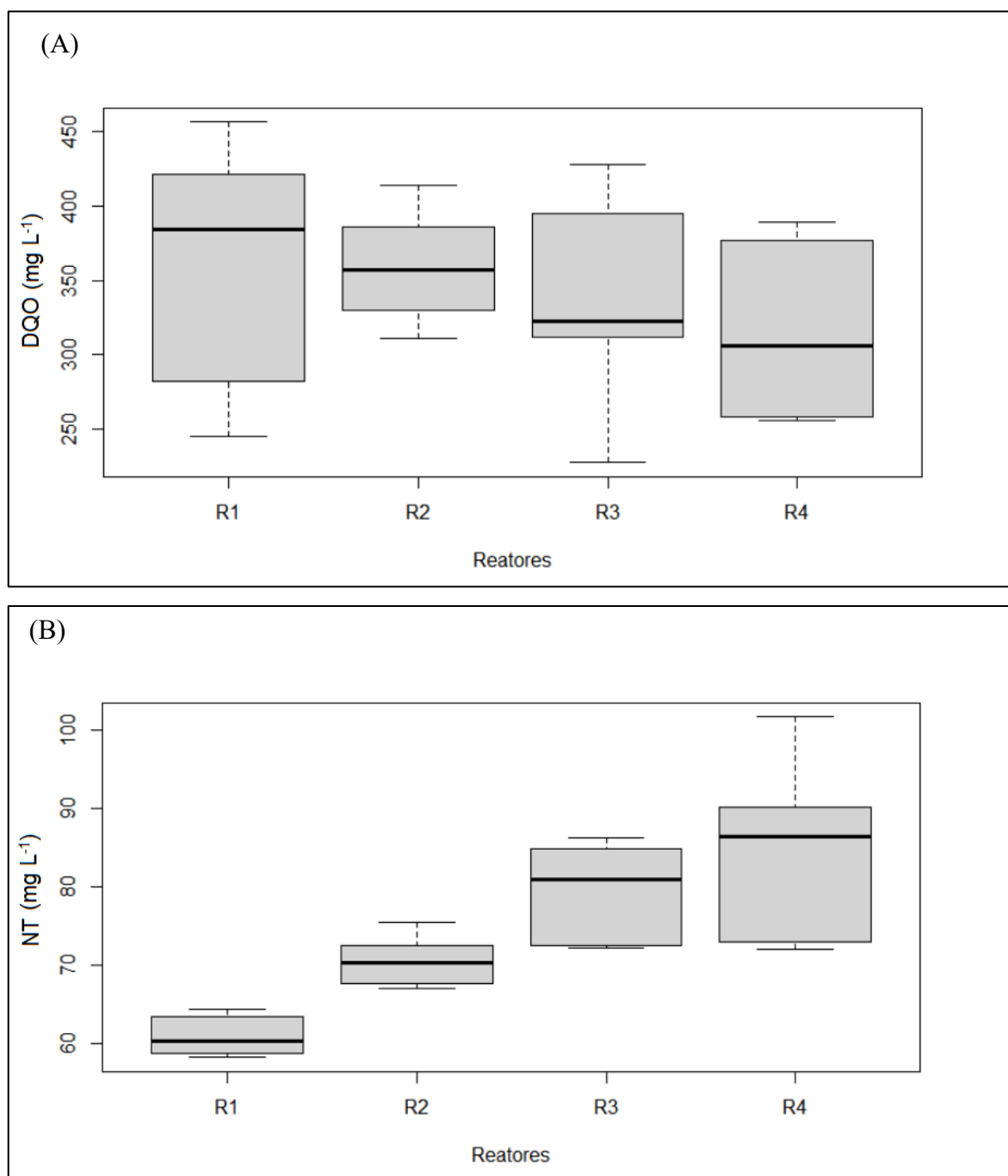
Os valores de alcalinidade tiveram pouca variação ao longo das amostragens e, na média, foram superiores ao relatado por Lima (2017) que utilizou um lixiviado coletado no mesmo aterro. Os valores de cor aparente e verdadeira também foram mais elevados que os reportados no trabalho de Lima (2017). Alguns parâmetros apresentaram variação ao longo das 3 amostragens da caracterização mostrando que o lixiviado pode sofrer algumas alterações quando armazenado em temperatura ambiente durante um longo período. Os valores de concentração de substâncias húmicas foram inferiores aos reportados por França (2016) que também utilizou lixiviado proveniente deste mesmo aterro. Estes resultados mostram a variação inerentes da característica do lixiviado reforçando a dificuldade em se adotar um processo para o seu tratamento que atenda a tais variações.

5.1.2 Matéria Orgânica (DQO) e Nitrogênio Total (NT) Afluente

Com a adição do lixiviado de aterro sanitário esperava-se que fosse observado um aumento nas concentrações de matéria orgânica (DQO) e de nitrogênio total (NT) do afluente do LGA nos experimentos de tratamento combinado. Quanto à DQO, mesmo com as variações constatadas na caracterização do lixiviado, não houve efeito nos valores de concentração dos afluentes de cada reator. Os valores médios de DQO afluente nos reatores R1, R2, R3 e R4 foram de 362, 359, 334 e 315 mg L⁻¹, respectivamente. De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, tais valores foram semelhantes estatisticamente ($p = 0,5823$), como pode ser observado na Figura 6(A).

Já em relação ao NT afluente, os valores médios observados nos reatores R1, R2, R3 e R4 foram de 61, 71, 80 e 85 mg L⁻¹ e aplicando-se o mesmo tratamento estatístico pode-se observar que não houve semelhança entre estes valores ($p = 0,0005301$). Na Figura 6(B) observa-se claramente que a entrada do lixiviado na formulação do esgoto sintético aumentou significativamente a sua concentração o que corrobora a importância de estudos sobre este assunto para melhor ajustar a concentração de lixiviado a ser usado no tratamento combinado.

Figura 6. Representação gráfica (*boxplot*) dos valores de DQO (A) e NT (B) no afluente (sem e com lixiviado) do processo por lodo granular aeróbio (LGA).



Fonte: Autoria própria.

Nota: R1 – Reator sem lixiviado; R2 – Reator com 0,5% v v⁻¹ de lixiviado; R3 – Reator com 1% v v⁻¹ de lixiviado; R4 – Reator com 2% v v⁻¹ de lixiviado.

5.2 TRATAMENTO POR LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA)

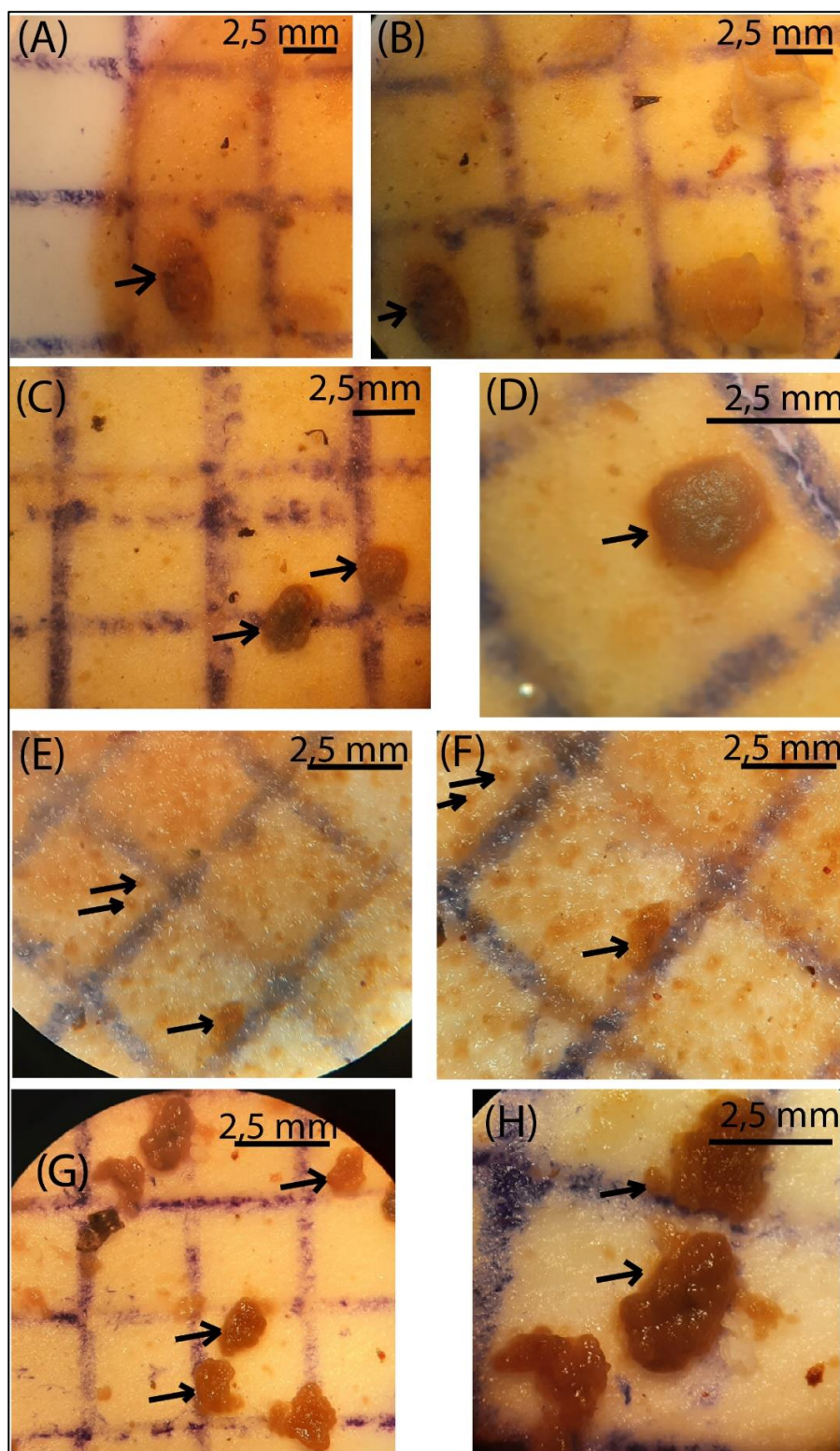
5.2.1 Granulação do lodo

O *start-up* do processo foi realizado com lodo coletado de uma ETE que já operava por LGA, mas os poucos grânulos obtidos foram perdidos com a operação dos reatores. Com isso, optou-se por inocular os reatores novamente, mas dessa vez, utilizando o lodo de uma ETE por lodo ativado em flocos, mas para que os grânulos começassem a surgir, a aclimação inicial teve que ser um pouco mais prolongada (45 dias). Após o surgimento dos primeiros grânulos o processo permaneceu em aclimação por mais 21 dias e, em seguida, foi realizado o monitoramento. Este período de aclimação foi o mesmo utilizado entre as etapas 1 e 2 do experimento. Vale destacar que durante todo o experimento observou-se a coexistência de grânulos e flocos nos reatores.

No reator R1 foram observados grânulos com diâmetros um pouco inferiores a 5 mm e com forma ovalada como pode ser visto na Figura 7(A) e (B). O reator R2 apresentou grânulos com diâmetro aproximado de 3 mm e com o formato mais arredondado (Figuras 7(C) e (D)). Em R3 foram observados poucos grânulos grandes com diâmetro entre 2 e 3 mm, mas foi visível a presença de muitos grânulos menores que 1 mm e com o formato arredondado (Figuras 7(E) e (F)). Os maiores grânulos observados em todo o processo de tratamento combinado foi em R4 com diâmetros próximos a 4 mm e com o aspecto mais denso e definido dentre os grânulos os demais reatores. No entanto, os grânulos de R4 não tinham uma forma bem definida como mostram as Figuras 7(G) e (H).

Os grânulos obtidos nesse trabalho apresentaram diâmetros muito superiores aos relatados em diversos estudos: 0,044 mm (Zhang et al., 2019); > 3 mm (Duarte, 2019); entre 0,21 e 0,48 mm (Ren et al., 2017b). De acordo com VERAWATY et al. (2013), num processo de LGA, os grânulos crescem até atingir um tamanho crítico e, nessa condição, o atrito entre os grânulos resulta em diminuição de suas dimensões. Esses grânulos com pequenas dimensões tendem a sofrer arraste ocasionando aumento da turbidez no efluente tratado. Os resultados de turbidez que serão relatados a seguir, indicam que não houve arraste de sólidos em nenhum dos reatores, sendo um indício de que as dimensões dos grânulos obtidos nesse experimento, apesar de terem sido superiores àquelas relatadas na literatura, não ultrapassaram o tamanho crítico.

Figura 7. Fotomicrografias do licor misto do sistema LGA após a filtragem em membrana de $0,7\ \mu\text{m}$ observadas por uma lupa DI0096 (Carl Zeiss). As setas indicam os grânulos e a barra a referência de escala de tamanho (2,5 mm). (A) e (B) são imagens de R1, (C) e (D) de R2, (E) e (F) de R3 e (G) e (H) de R4.



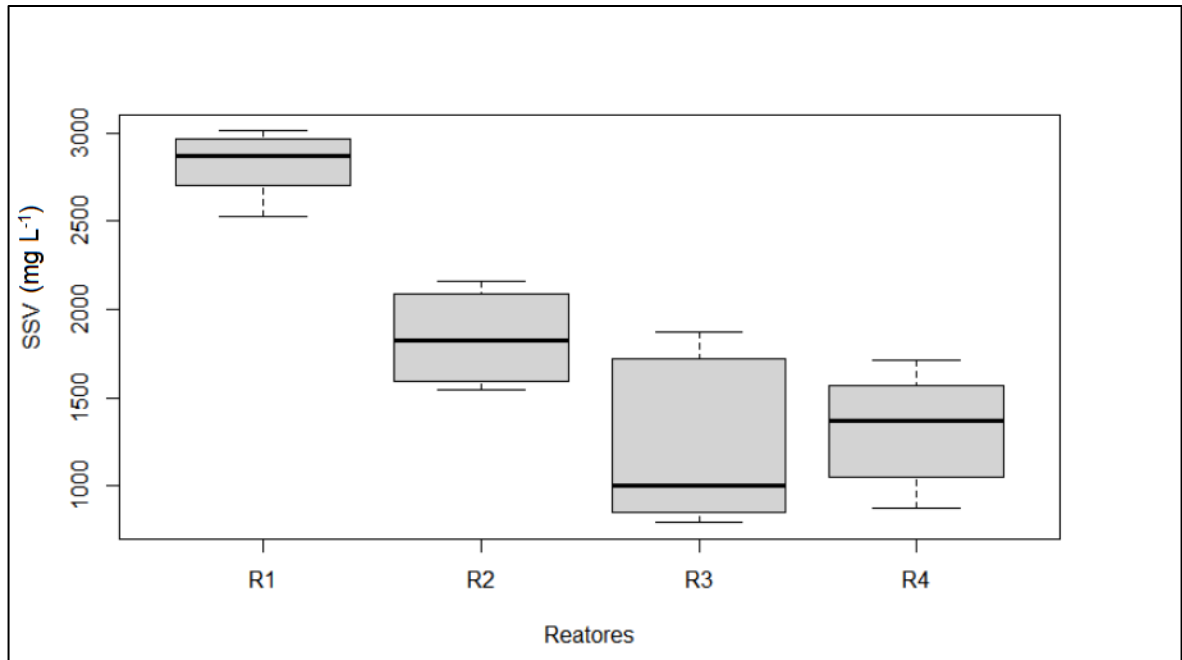
Fonte: Autoria própria.

5.2.2 Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) no Reator

A concentração de biomassa no licor misto expressa em termos de sólidos suspensos voláteis (SSV) no R1 foi em média de 2.824 mg L^{-1} , enquanto nos demais reatores foi inferior a 2.000 mg L^{-1} . Este resultado mostra que o reator que não recebeu lixiviado manteve uma concentração de biomassa muito superior a dos demais, independente da concentração de lixiviado aplicada. Bassin et al. (2019), que utilizaram LGA em duas situações distintas com lixiviado, obtiveram uma concentração de SSV inferior a 2.000 mg L^{-1} quando o processo não foi previamente aclimatado. Estes valores chegaram a superar 10.000 mg L^{-1} em um sistema bem aclimatado. Logo, uma possível justificativa para as menores concentrações de biomassa nos reatores com lixiviado pode ser atribuída ao período de aclimação de 21 dias que pode não ter sido suficiente.

Quanto ao efeito das diferentes concentrações de lixiviado, o teste estatístico indicou que os valores obtidos nos reatores não foram semelhantes ($p = 0,0009536$), onde R1 diferiu dos demais reatores como mostra a Figura 8. Tal comportamento mostra que o lixiviado pode apresentar compostos que afetem a biomassa e o tempo para a sua aclimação deve ser melhor ajustado. Ao avaliar o tratamento combinado de esgoto com lixiviado ($1 \text{ a } 10\% \text{ v v}^{-1}$) utilizando o processo de LGA, Duarte (2019) observou elevada concentração de SSV no reator. No entanto, quando a maior proporção de lixiviado foi aplicada, houve decréscimo nos valores de sua concentração. A autora atribuiu esse resultado à presença de organismos filamentosos nos grânulos que, apesar de terem contribuído para o aumento do diâmetro dos mesmos, ocasionaram o arraste de sólidos no efluente tratado. Ainda que a investigação da presença de organismos filamentosos não tenha sido realizada em R2, R3 e R4, os valores de turbidez do efluente tratado pelos reatores foram baixos como será discutido em um tópico específico. Sendo assim, a justificativa mais adequada aos menores valores de biomassa encontrados nos reatores com lixiviado foi o curto período de aclimação utilizado nos experimentos.

Figura 8. Representação gráfica (*boxplot*) das concentrações de SSV no licor misto nos reatores.

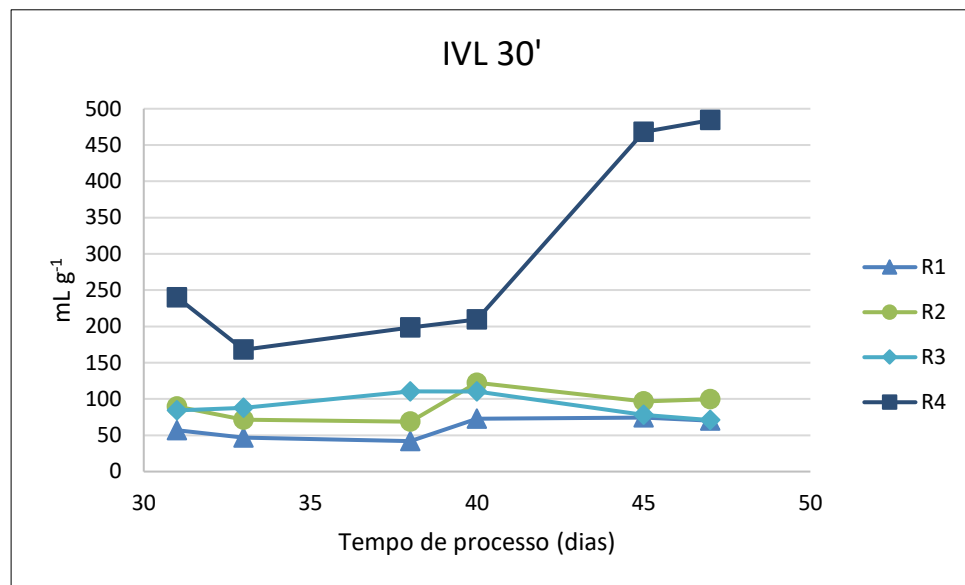


Fonte: Autoria própria.

5.2.3. Índice Volumétrico de Lodo (IVL 30', IVL 30' / IVL 10', IVL 30' / IVL 5')

Os valores médios de IVL 30' foram de 73, 106, 90 e 295 mL g⁻¹ para os reatores R1, R2, R3 e R4, respectivamente, como mostrado na Figura 9. Uma vez que não existe uma recomendação de IVL para sistemas LGA, este resultado foi comparado aos valores utilizados em sistemas por lodo ativado com biomassa em flocos. De acordo com o WEF (2008), a faixa ideal de valores de IVL para este tipo de sistema varia entre 50 e 150 mL g⁻¹, tolerando-se valores ligeiramente inferiores ou mais elevados. Portanto, somente no reator R4 obteve-se um valor de IVL acima do ideal para a sedimentação. No entanto, como neste reator foram observados os maiores grânulos (Figura 7(G) e (H)), é provável que o lodo biológico tenha uma boa sedimentabilidade que é característico de um processo LGA e este elevado valor de IVL medido pode estar associado a outros fatores operacionais.

Figura 9. IVL 30' nos reatores ao longo dos dias de processo.



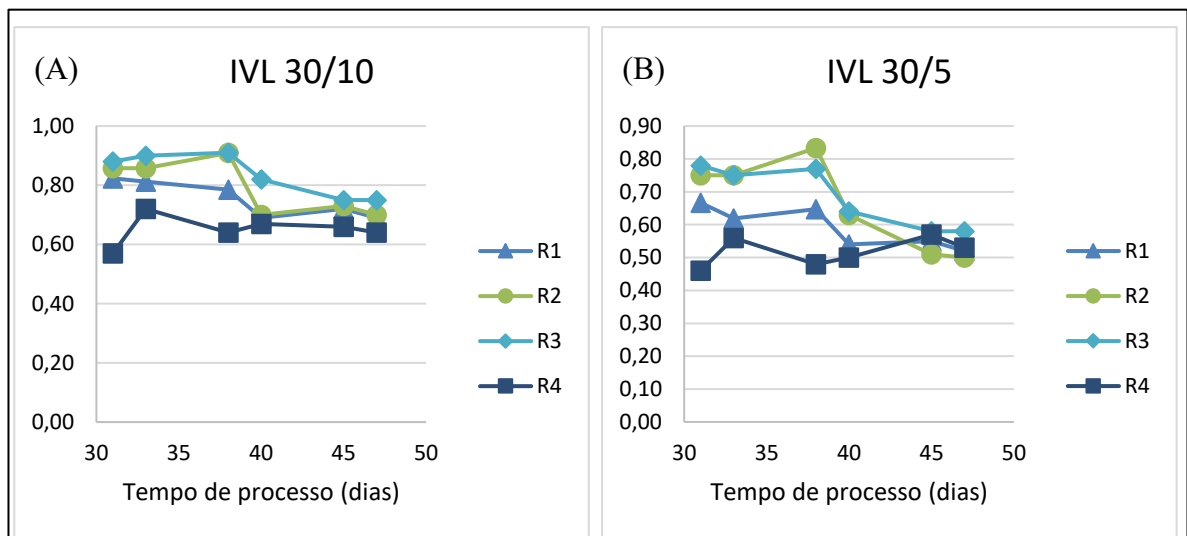
Fonte: Autoria própria.

Para avaliar o processo de granulação em reatores com biomassa mista foram utilizadas as relações entre $IVL\ 30' / IVL\ 10'$ e $IVL\ 30' / IVL\ 5'$. O valor médio da relação $IVL\ 30' / IVL\ 10'$ nos reatores R1, R2, R3 e R4 foi de 0,75, 0,79, 0,84 e 0,65, respectivamente. No geral, esta relação se manteve acima de 0,5 em todos os reatores e ao longo de todo o experimento como mostrado na Figura 10(A). De acordo com De Kreuk et al. (2005), a granulação pode ser considerada completa quando a relação $IVL\ 30' / IVL\ 10'$ for de aproximadamente 0,9. Dentre os reatores o que mais se aproximou a este valor foi o R3 que apresentou grânulos menores, ao contrário do R4 que, apesar de seus grânulos terem sido os maiores, sua relação foi de 0,65. Derlon et. al. (2016), que utilizaram um sistema por LGA alimentado com esgoto sanitário de baixa carga orgânica, tiveram valores de relação $IVL\ 30' / IVL\ 10'$ próximos ao observado em R3.

O valor médio da relação $IVL\ 30' / IVL\ 5'$ nos reatores R1, R2, R3 e R4 foi de 0,59, 0,66, 0,68 e 0,62, respectivamente. De forma semelhante, quanto maior esta relação, mais bem-sucedida é a granulação. Destaca-se que durante as primeiras medições, R4 teve valores inferiores a 0,5 e que R2 teve variações mais abruptas ao longo do tempo de processo como apresentado na Figura 10(B). Bassin et al. (2019) observaram uma relação $IVL\ 30' / IVL\ 5'$ próxima de 0,75 durante o período de aclimação de um reator com LGA. Quando foi atingida a estabilização do processo, esta relação chegou próxima a 0,8 com tendência de aumento ao longo do tempo. No presente trabalho, os últimos valores

mensurados desta relação para todos os reatores ficaram em torno de 0,7 com tendência a este equilíbrio. É possível que as condições operacionais utilizadas nesse experimento podem estar favorecendo esta estabilidade confirmando que se o tempo de aclimatação fosse mais prolongado esta variação poderia ter sido menor.

Figura 10. Relação IVL 30' / IVL 10' (A) e IVL 30' / IVL 5' (B) nos reatores ao longo dos dias de processo.



Fonte: Autoria própria.

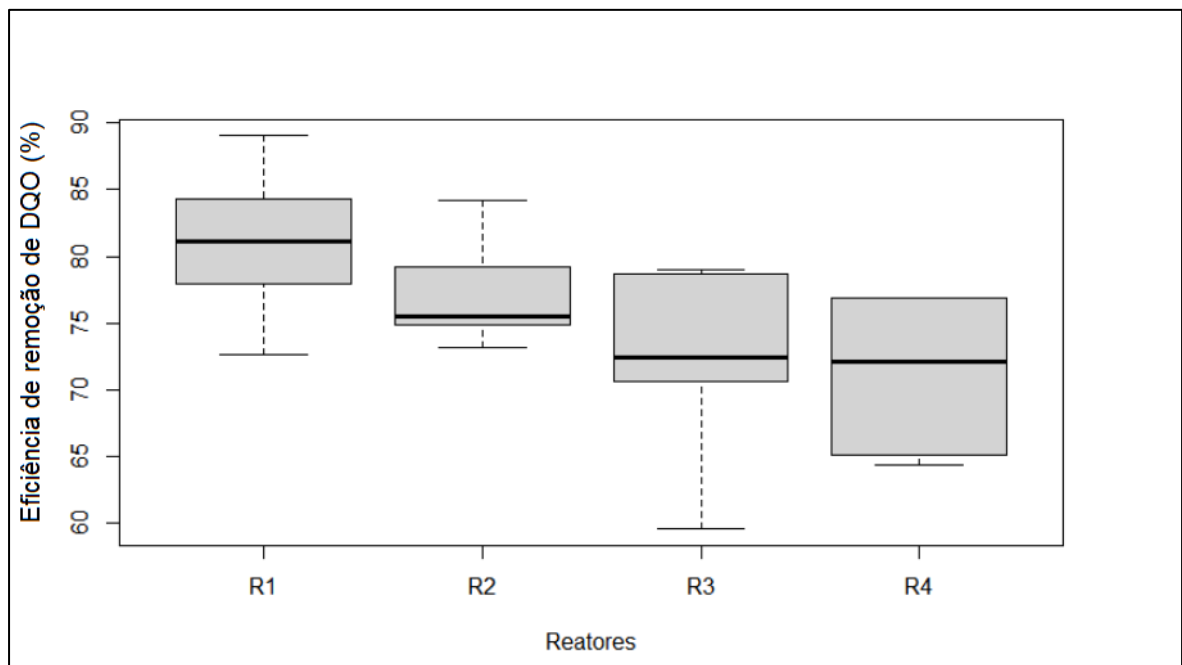
5.3 DESEMPENHO DOS REATORES

5.3.1. Remoção de matéria orgânica

As eficiências médias de redução de DQO obtidas nos reatores foram superiores a 70%, sendo o reator sem lixiviado (R1) o que teve melhor desempenho (maior que 80%). O teste estatístico indicou que, ao comparar as eficiências entre os reatores, quase todos apresentaram valores semelhantes ($p = 0,04841$), com exceção da comparação entre o R1 e o R4. Ou seja, houve um maior impacto negativo no desempenho de remoção de matéria orgânica do processo por LGA quando aplicada a maior proporção de lixiviado estudada. Em contrapartida, os efluentes tratados de todos os reatores apresentaram valores de concentração de DQO inferiores a 100 mg L^{-1} , atendendo à exigência da NOP-INEA-45 (RIO DE JANEIRO, 2021).

Na Figura 11 são mostradas as eficiências de redução de DQO nos reatores onde se observa uma queda em seus valores quando é adicionado o lixiviado. Corroborando os resultados relatados no presente trabalho, Ren et al. (2017b) obtiveram eficiência média de 64% na redução de DQO em um processo de LGA quando usada uma proporção de lixiviado entre 10 e 40%. Estes mesmos autores reportaram que a eficiência ficou entre 43 e 20% quando a proporção de lixiviado passou para 60 e 90%, respectivamente. Isto confirma a hipótese do provável impacto negativo do lixiviado no desempenho do processo por LGA.

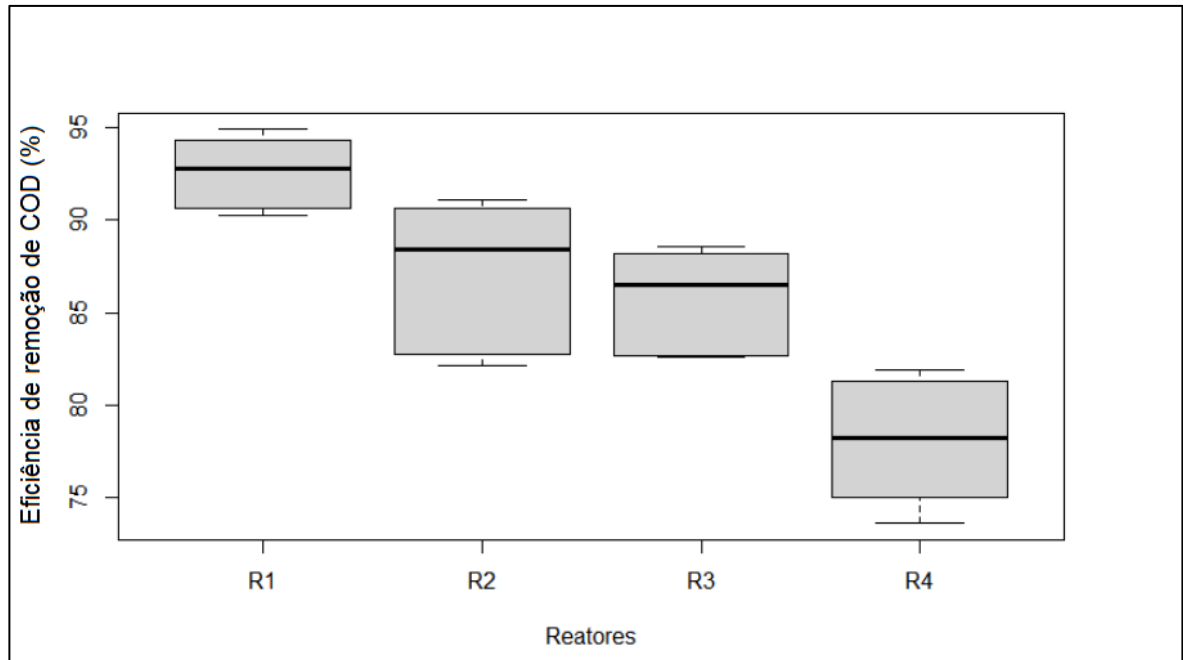
Figura 11. Representação gráfica (*boxplot*) as eficiências de redução de DQO nos reatores.



Fonte: Autoria própria.

As eficiências médias de remoção de COD obtidas nos reatores R1, R2, R3 e R4 foram de 93, 87, 86 e 78%, respectivamente. O teste estatístico indicou que as eficiências observadas nos reatores não foram semelhantes ($p = 0,0003036$), exceto entre R2 e R3. Na Figura 12 está apresentado o gráfico com as eficiências de remoção de COD nos reatores onde se observa a redução nos valores da sua mediana sendo proporcional ao aumento na adição de lixiviado no experimento. Logo o lixiviado pode ter provocado impacto na remoção de matéria orgânica (DQO e COD), muito embora ele não tenha contribuído significativamente com aumento na concentração de matéria orgânica afluente ao processo LGA.

Figura 12. Representação gráfica (*boxplot*) as eficiências de remoção de COD nos reatores.



Fonte: Autoria própria.

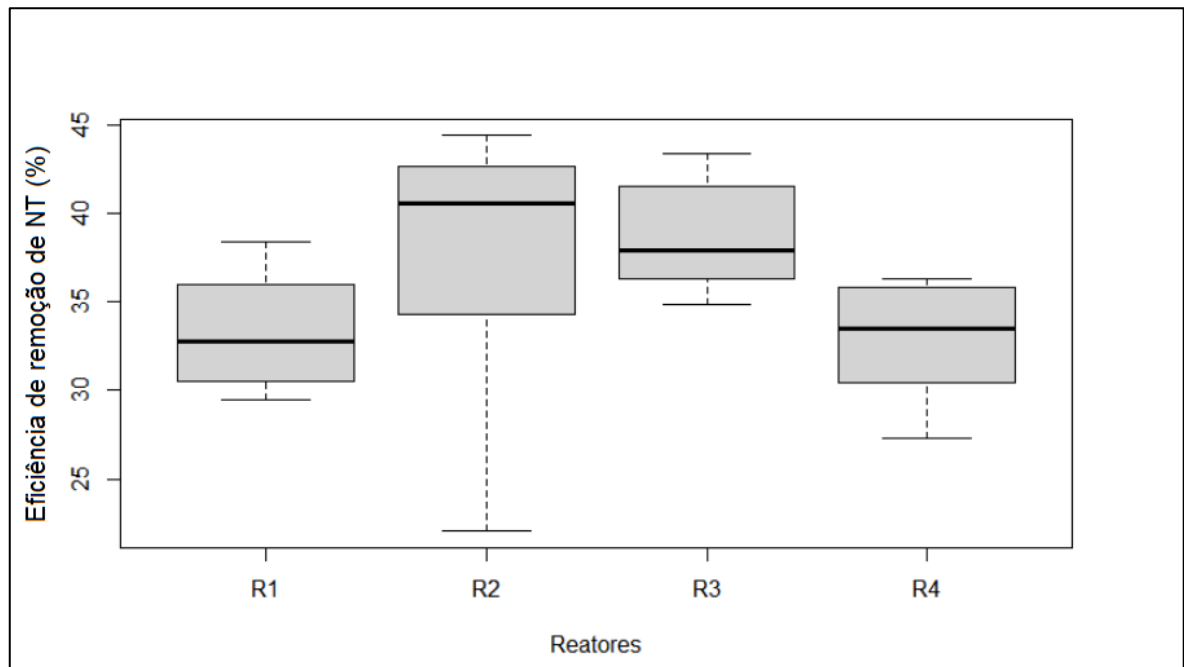
5.3.2. Remoção de Nitrogênio Total (NT)

As eficiências médias de remoção de NT obtidas nos reatores R1, R2, R3 e R4 foram de 33, 37, 39 e 33%, respectivamente, e, pelo teste estatístico aplicado, não houve diferença entre estes resultados ($p = 0,04709$), exceto entre R3 e R4. Na Figura 13 está apresentado o gráfico com as eficiências de remoção de NT nos reatores. Ao contrário do que foi observado nas eficiências de matéria orgânica, a inserção de lixiviado no sistema contribuiu significativamente com aporte de NT ao processo, mas a eficiência de remoção de NT foi mantida. Os valores de relação carbono orgânico/nitrogênio (C/N) dos reatores R1, R2, R3 e R4 foram de 1,9; 1,7; 1,5; e 1,4, respectivamente. O decréscimo desses valores sugere que microrganismos nitrificantes, os quais são autotróficos quimiolitotróficos aeróbios, possam ter sido favorecidos na competição por oxigênio frente aos microrganismos heterotróficos, responsáveis pela degradação de matéria orgânica. Dessa forma, a eficiência de remoção de NT foi preservada. Esse resultado corrobora o que foi reportado por Pereira (2018) ao operar um reator com tratamento combinado em

condições de baixa carga orgânica, obtendo eficiências de nitrificação próximas àsquelas observadas quando o reator tratava apenas esgoto sanitário.

Duarte (2019) obteve eficiências de remoção de NT de 57 e 66% em um processo por LGA operando com 1 e 2% de lixiviado, respectivamente. Estes valores foram superiores aos obtidos pelo presente estudo devido às condições operacionais onde a autora utilizou grânulos previamente formados. Logo, o período curto de aclimação utilizado no presente trabalho pode ter sido o responsável por esta diferença.

Figura 13. Representação gráfica (*boxplot*) das eficiências de remoção de NT nos reatores.



Fonte: Autoria própria.

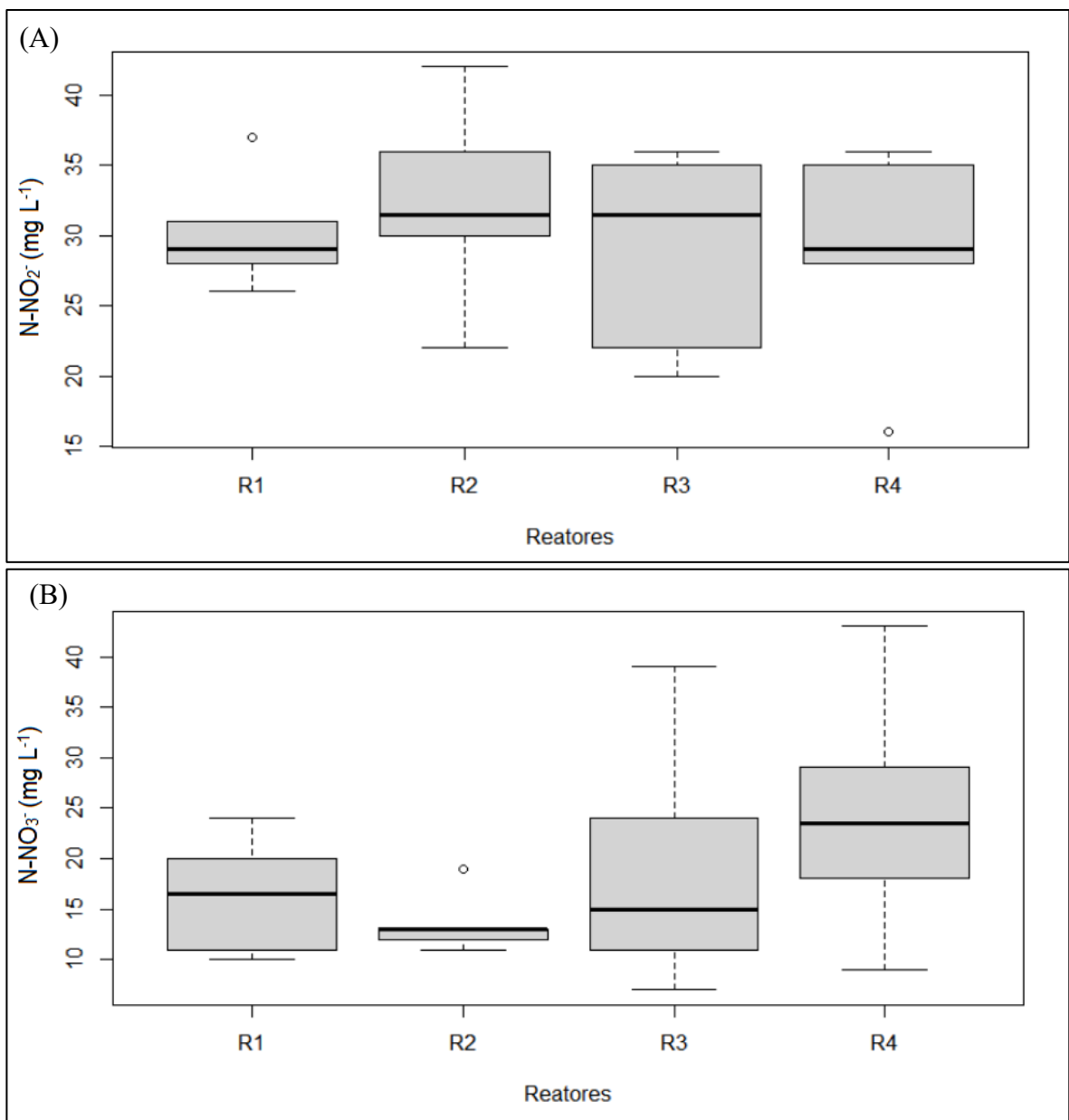
5.4. CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES DO PROCESSO POR LGA

5.4.1 Concentração de Nitrito (N-NO₂⁻) e Nitrato (N-NO₃⁻)

Nas Figuras 14 (A) e (B) são apresentados os valores de concentração de N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻, respectivamente. As concentrações médias de N-NO₂⁻ observadas nos efluentes dos reatores R1 e R2, foram de 30 e 32 mg L⁻¹, respectivamente e de 29 mg L⁻¹ nos reatores R3 e R4. Segundo o teste estatístico aplicado, não houve diferença entre estes resultados ($p = 0,7638$). As concentrações médias de N-NO₃⁻ dos efluentes dos reatores R1,

R2, R3 e R4 foram de 16, 14, 19 e 24 mg L⁻¹ e o teste estatístico também não indicou diferença entre estes resultados ($p = 0,3246$). Sendo assim, o aumento da concentração de lixiviado, apesar de ter representado um incremento considerável no aporte de NT afluente, não teve impacto negativo nas concentrações dessas formas nitrogenadas nos efluentes tratados pelo processo de LGA.

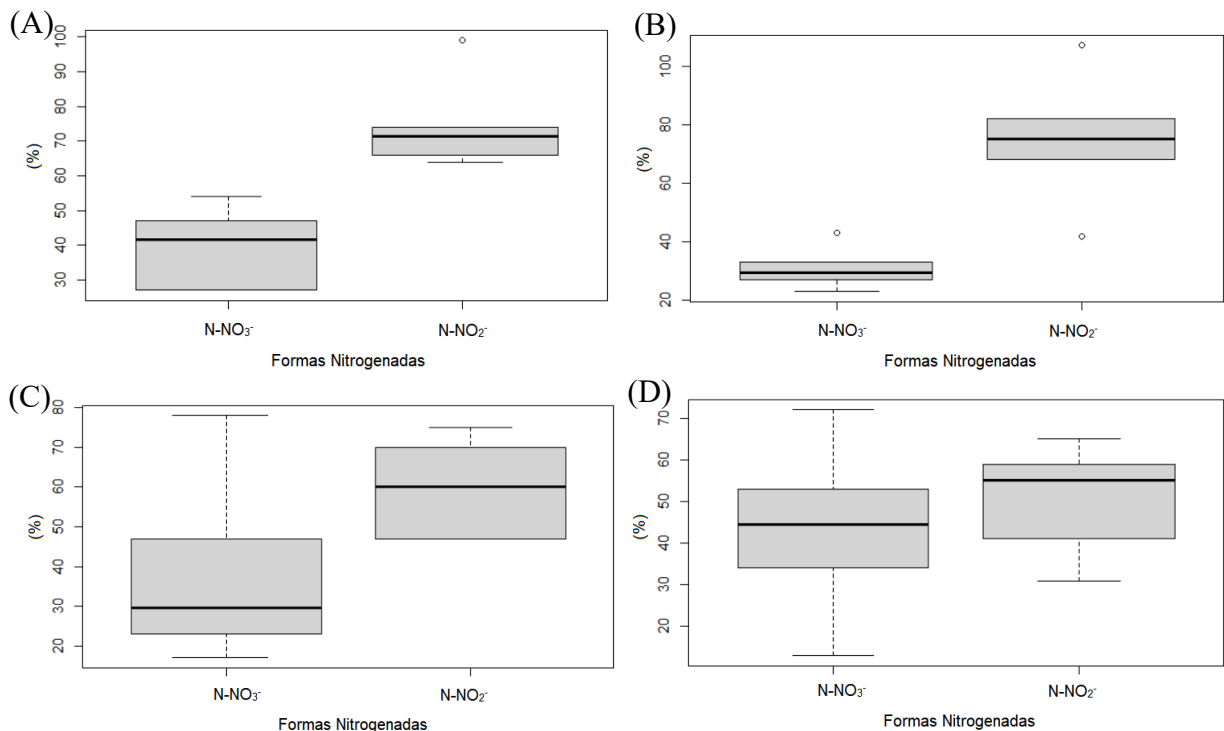
Figura 14. Representação gráfica (*boxplot*) das concentrações de (A) N-NO₂⁻ e (B) N-NO₃⁻ nos efluentes tratados pelo processo de LGA.



Fonte: Autoria própria.

Nas Figuras 15(A), (B), (C) e (D) são mostrados os percentuais de N-NO_2^- e N-NO_3^- em relação ao NT nos efluentes tratados pelo processo por LGA. O percentual de N-NO_2^- nos efluentes dos reatores foi maior que a de N-NO_3^- , sugerindo a maior ocorrência de nitrificação parcial por estes processos, principalmente nos sistemas R1 e R2. Observa-se ainda que com o aumento da concentração de lixiviado, o percentual de N-NO_2^- foi diminuindo e, conseqüentemente, o percentual relativo de N-NO_3^- teve um aumento. Este comportamento pode ser visto como vantajoso, uma vez que o acúmulo de nitrito é um dos fatores responsáveis pela emissão de óxido nitroso (N_2O), um dos gases do efeito estufa, além de estar associado à redução do ozônio estratosférico (RAVISHANKARA et al., 2009).

Figura 15. Representação gráfica (*boxplot*) do percentual de N-NO_2^- e de N-NO_3^- em relação ao NT no efluente tratado por LGA onde (A), (B), (C) e (D) mostram R1, R2, R3 e R4, respectivamente.



Fonte: Autoria própria.

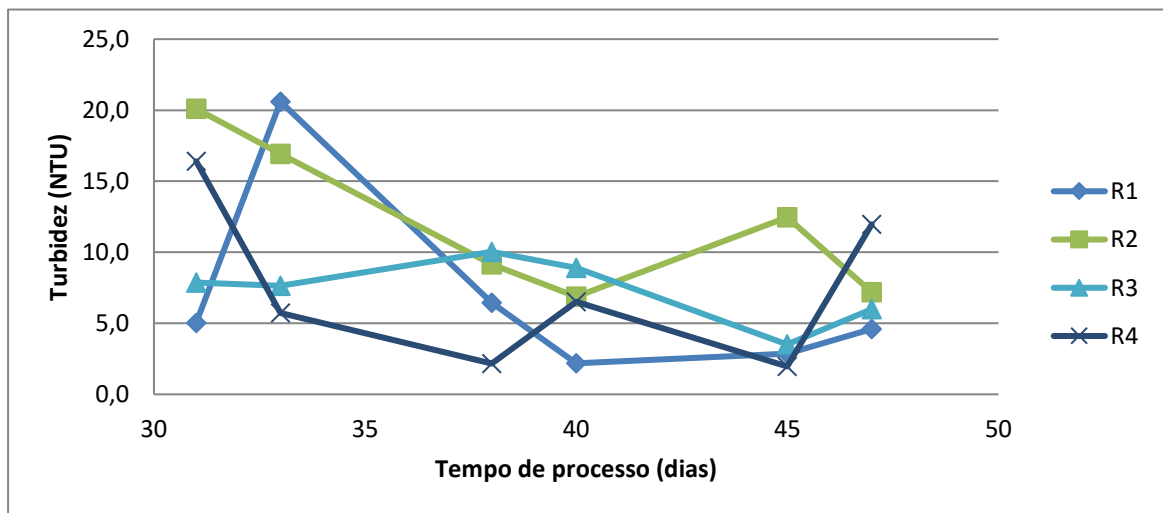
Como mencionado anteriormente, a nitrificação e desnitrificação simultâneas podem ocorrer nos grânulos aeróbios em virtude do gradiente de concentração de oxigênio que se observa nesses grânulos. Comparada com a nitrificação completa, a nitrificação

parcial pode economizar energia requerida para a aeração (FENG et al., 2022). Chein et al., (2022) investigaram o processo de LGA utilizando uma velocidade de aeração variável em um reator de bateladas sequenciais para o tratamento de esgoto doméstico com baixa relação C/N. De acordo com os resultados, o acúmulo de $N-NO_2^-$ indicou que a aeração com velocidade variável foi benéfica para promover simultaneamente nitrificação parcial e desnitrificação em condições de baixa relação C/N como a reportada no presente trabalho.

5.4.2 Turbidez

O valor médio de turbidez no efluente tratado dos reatores R1, R3 e R4 foi de 7 NTU, enquanto no R2 o valor foi de 12 NTU. Os processos operados em todos os reatores foram capazes de gerar efluentes com valores médios de turbidez em conformidade com os critérios mais restritivos estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). No entanto, observou-se grande variação dos valores de turbidez ao longo do tempo, como mostrado na Figura 16.

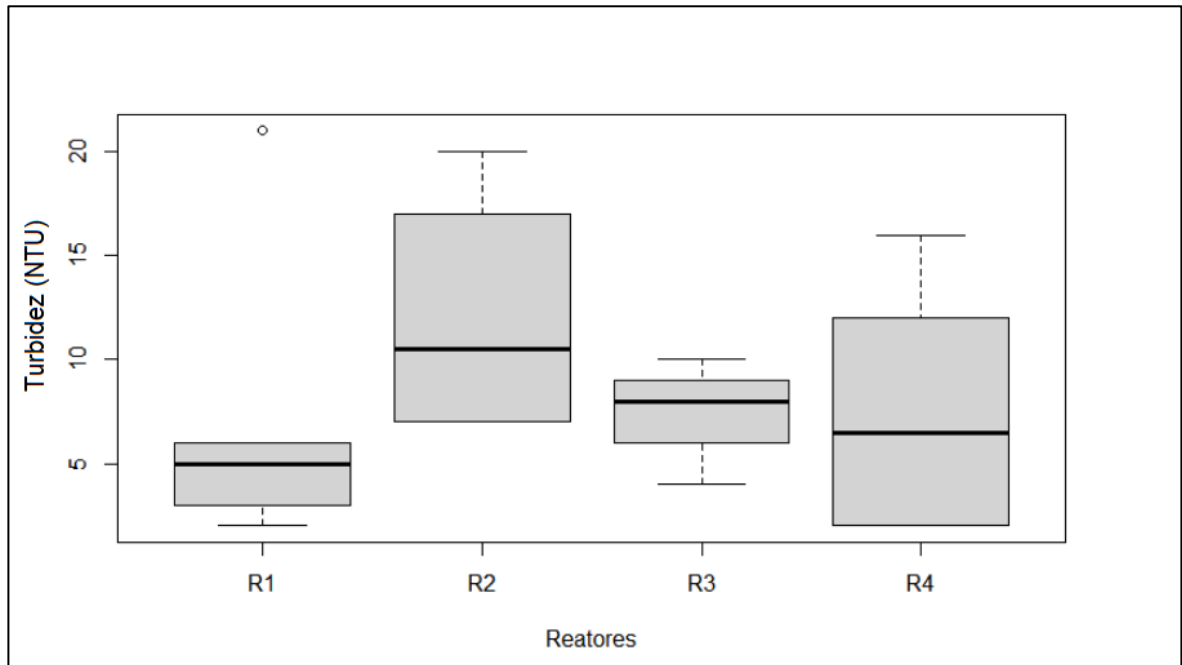
Figura 16. Turbidez no efluente tratado nos reatores ao longo dos dias de processo.



Fonte: Autoria própria.

Na Figura 17 está representado o gráfico *boxplot* com os valores de turbidez dos efluentes tratados nos reatores. Nos reatores R2 e R4 houve mais dispersão dos valores. O teste estatístico não indicou diferença significativa entre os valores obtidos nos reatores ($p = 0,1632$).

Figura 17. Representação gráfica (*boxplot*) da turbidez no efluente tratado nos reatores.



Fonte: Autoria própria.

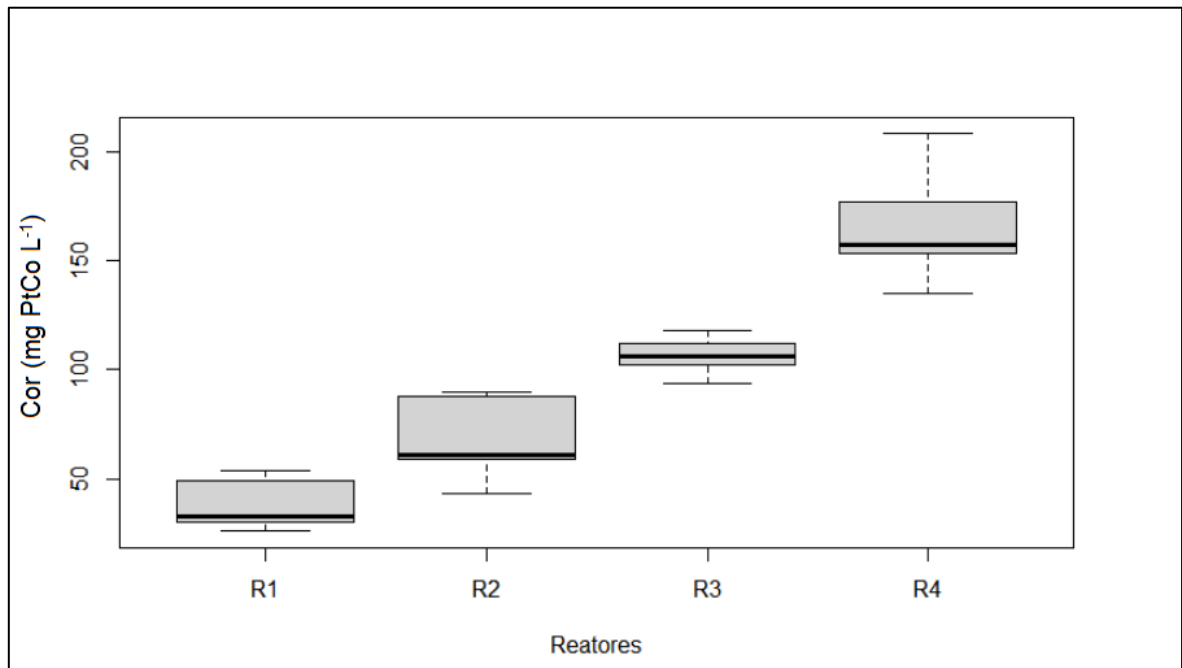
Estes resultados de turbidez mostram que não ocorreu arraste de sólidos em nenhum dos reatores e isso pode ser atribuído a alguns fatores operacionais como a elevada idade do lodo (77 dias). Castellanos et al., (2021) avaliaram o efeito da idade do lodo na estabilidade um processo por LGA. Neste estudo, foram testadas idades do lodo de 15, 20 e 30 dias, além de um teste sem controle da idade do lodo. Apesar da menor idade do lodo ter contribuído para a formação de grânulos com as melhores propriedades estruturais, houve arraste de sólidos em todas as condições estudadas. O percentual de biomassa perdida por arraste em relação ao total de biomassa removida (descarte manual de licor misto + arraste de sólidos) se manteve superior a 40% ao longo de todo o experimento.

5.4.3 Cor verdadeira, Absorvância em 254 nm (UV 254), e Absorvância UV Específica (SUVA)

Nas Figuras 18 e 19 são apresentados os valores de cor verdadeira e UV 254 dos efluentes do processo de LGA. Para a cor foram obtidos valores médios de 38, 68, 106 e

164 Cor (mg PtCo L⁻¹) nos reatores R1, R2, R3 e R4, respectivamente. Tais valores não foram semelhantes entre si ($p = 0,0002404$).

Figura 18. Representação gráfica (*boxplot*) das concentrações de cor verdadeira nos efluentes tratados pelo processo por LGA.

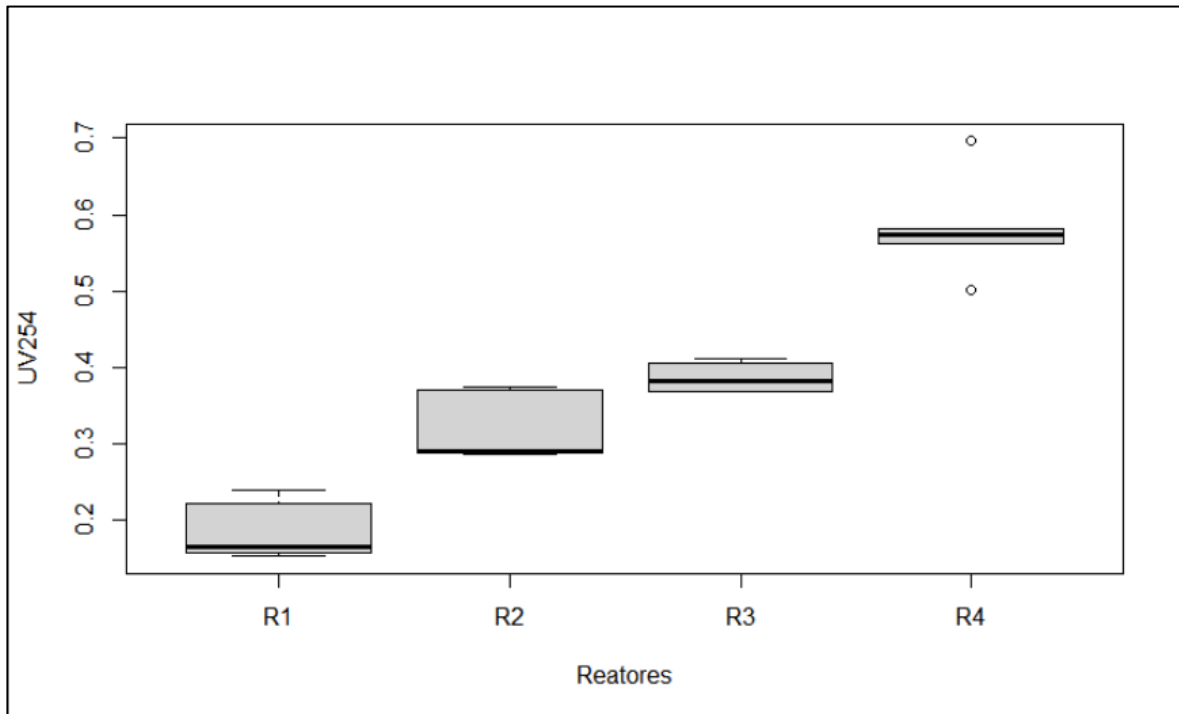


Fonte: Autoria própria.

De igual maneira, as médias de UV 254 não apresentaram semelhança ($p = 0,0003378$), com valores de 0,187; 0,322; 0,387; e 0,581 nos reatores R1, R2, R3 e R4, respectivamente. Estes resultados mostram que a adição de lixiviado teve impacto nestes parâmetros, denotando a importância da incorporação de um pós-tratamento para promover a redução de cor e UV 254.

Os valores médios de SUVA obtidos no efluente tratado dos reatores R1 e R2 foi de 2,22, enquanto nos reatores R3 e R4 os valores foram de 2,30 e 2,32, respectivamente. Estes resultados sugerem que a matéria orgânica dissolvida presente nessas amostras é constituída principalmente por bases e/ou ácidos hidrofílicos de baixa massa molar.

Figura 19. Representação gráfica (*boxplot*) dos valores de UV 254 nos efluentes tratados pelo processo por LGA.



Fonte: Autoria própria.

5.5. PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE POR CARVÃO ATIVADO EM PÓ (CAP)

5.5.1 Caracterização do CAP

Na Tabela 12 observa-se que o valor da área BET do CAP foi de $57,46 \text{ m}^2 \text{ g}$ o qual foi muito inferior ao reportado por Bou et al. (2018). Este resultado sugere que a capacidade de adsorção do CAP utilizado no presente trabalho seja inferior ao adotado por estes autores, pois quanto maior este valor maior a capacidade adsorptiva do material adsorvente.

O CAP apresentou diâmetro médio de poro de 1.230 \AA , sendo classificado como um adsorvente majoritariamente macroporoso. Isto significa que este carvão apresenta o potencial de adsorção de compostos hidrofóbicos de elevado peso molecular. Partindo-se desta premissa, o CAP utilizado poderia não ser tão eficiente no pós-tratamento do efluente tratado gerado pelo processo por LGA deste estudo. No entanto, como será comentado em tópico específico, o CAP utilizado foi capaz de remover a cor verdadeira e a UV 254 deste efluente.

Tabela 12. Resultados dos parâmetros avaliados na caracterização do CAP.

Parâmetros	Resultado
Área BET (m² g⁻¹)	57,46
Volume total de poro (cm³ g⁻¹)	0,433
Diâmetro médio de poro (Å)	1.230

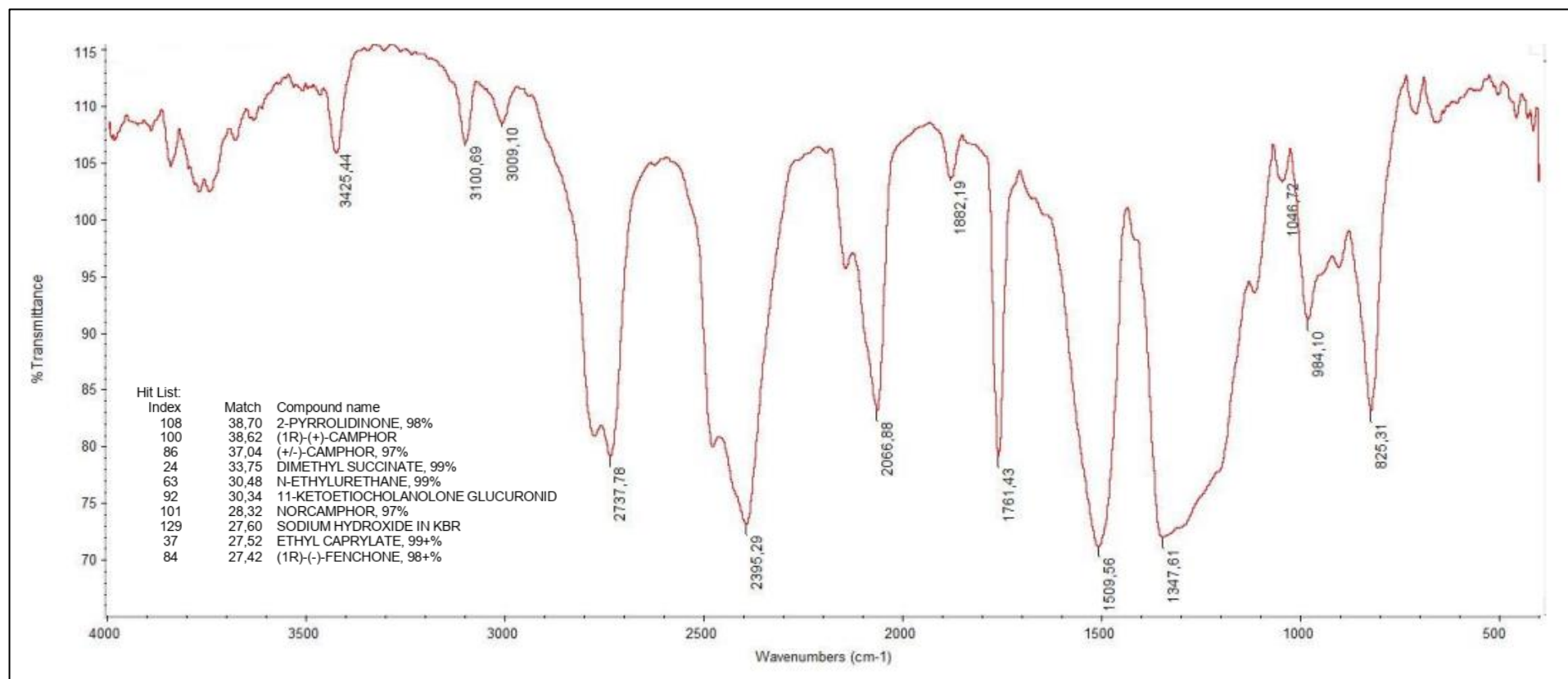
Fonte: A autoria própria.

A identificação de compostos por FTIR foi obtida por meio do espectrograma ilustrado na Figura 20. Os compostos presentes no CAP têm em comum o caráter polar, portanto, segundo esta característica, o carvão usado neste trabalho possuiu potencial para adsorver compostos polares a exemplo das moléculas hidrofílicas.

5.5.2 Isotermas de Freundlich e Langmuir

Na Tabela 13 são apresentados os parâmetros das isotermas de Freundlich e Langmuir obtidos nos ensaios realizados. No que diz respeito à isoterma de Freundlich, valores de n compreendidos entre 1 e 10 indicam adsorção favorável. Já a constante de Freundlich (K_f) está associada à capacidade de adsorção. Valores de K_f entre 0 e 24 classificam a adsorção como baixa, entre 25 e 49 como média, entre 50 e 149 como elevada e maior que 150 como muito elevada. Quanto à isoterma de Langmuir, valores do parâmetro RL maiores que 1 indicam que a adsorção é desfavorável, enquanto valores compreendidos entre 0 e 1 sugerem adsorção favorável.

Figura 20. Espectrograma mostrando os picos associados a diferentes grupos funcionais ou radicais presentes no CAP.



Fonte: Autoria própria.

Tabela 13. Parâmetros das isotermas de Freundlich e Langmuir

Reator	Parâmetro	Freundlich		Langmuir
		n	Kf	RL
R1	Cor verdadeira	1,20	23,37	0,00046
	UV 254	0,67	20,32	2,32
R2	Cor verdadeira	1,54	17,46	0,0027
	UV 254	0,97	4,32	-0,081
R3	Cor verdadeira	1,19	5,98	0,0012
	UV 254	1,10	2,23	0,13
R4	Cor verdadeira	1,45	7,55	0,0019
	UV 254	0,55	6,45	-9,39

Fonte: Autoria própria.

De acordo com os parâmetros empíricos obtidos com as duas isotermas estudadas, o processo de adsorção para a redução de cor verdadeira foi favorável. No entanto, com base na constante Kf a adsorção por este carvão é baixa, uma vez que seus valores foram inferiores a 24.

Quanto à redução de UV 254, por vezes os parâmetros empíricos das duas isotermas indicaram que o processo de adsorção não foi favorável e, em algumas situações, tais valores foram inconclusivos.

A composição do material orgânico aromático presente nas amostras tratadas pelo processo LGA e as características do CAP utilizado neste trabalho podem justificar os valores destes parâmetros empíricos investigados. Uma vez que a matéria orgânica das amostras submetidas ao pós-tratamento se constituiu majoritariamente por compostos hidrofílicos que apresentam baixa massa molar, o material adsorvente que proporcionaria uma melhor adsorção de tais compostos precisaria ser composto por microporos.

Um outro aspecto relevante seria a escolha das isotermas estudadas, as quais podem não ter representado adequadamente o processo de adsorção ocorrido com o CAP empregado para tratar este tipo de efluente. No Apêndice B são apresentadas as isotermas de Freundlich e Langmuir para os parâmetros cor verdadeira e UV 254.

5.5.3 Eficiência do Pós-tratamento

As eficiências médias de redução de cor verdadeira obtidas nos reatores R1, R2, R3 e R4 com as diferentes concentrações de CAP estão apresentadas na Tabela 14. O efluente do processo por LGA sem lixiviado (R1) mostrou uma eficiência elevada já com 0,2 mg L⁻¹ de CAP. Por outro lado, os efluentes gerados nos reatores que receberam lixiviado (R2, R3 e R4) necessitaram de uma maior quantidade de CAP para obterem melhores eficiências, com destaque para R4 cuja eficiência máxima com a maior quantidade de CAP aplicada foi de 64%. Os incrementos na concentração de CAP foram benéficos para todos os reatores, porém, para o afluente do processo de LGA do R1, a maior concentração de carvão (0,8 mg L⁻¹) não conferiu um aumento de eficiência apreciável.

Tabela 14. Eficiências de redução de cor com diferentes concentrações de CAP em ensaios de adsorção com 2 horas de duração

Reator	Concentrações de CAP (mg L ⁻¹)			
	0,1	0,2	0,4	0,8
R1	59%	80%	90%	94%
R2	30%	50%	71%	86%
R3	24%	38%	56%	75%
R4	14%	25%	42%	64%

Fonte: Autoria própria.

Heibati et al. (2015) afirmam que o fenômeno de adsorção ocorre através de diferentes mecanismos, tais como: adsorção do adsorvato pelos grupos funcionais de um adsorvente hidrofílico e atração $\pi - \pi$ entre o adsorvato e as camadas de um adsorvente hidrofílico. Partindo desses conceitos, Ghani et al. (2017) sugerem que a redução de cor presente no lixiviado se dá através da adsorção na superfície externa do carvão ativado, onde os grupos funcionais externos, por meio da capacidade de troca iônica, interagem com grupos hidroxila na superfície. Um outro mecanismo seria a atração $\pi - \pi$ existente entre o adsorvato e um adsorvente com moléculas possuindo ligações duplas e triplas.

Ghani et al. (2017) propuseram o uso de carvão ativado obtido do pseudocaulo de bananeira para o tratamento de lixiviado. O ensaio de adsorção teve duração de 24 horas e 0,5 g de carvão ativado foi adicionado a 50 mL de lixiviado. Nas condições ótimas foi alcançada eficiência de redução de cor de 92%. A caracterização do carvão ativado mostrou a existência de compostos polares e hidrofílicos, semelhantes aos observados no

CAP utilizado no presente trabalho, que podem favorecer a adsorção através dos mecanismos citados.

As eficiências médias de redução de UV 254 obtidas nos reatores R1, R2, R3 e R4 com as diferentes concentrações de CAP estão apresentadas na Tabela 15. Assim como foi constatado com o parâmetro cor verdadeira, de forma geral, quanto maior a proporção de lixiviado aplicada no processo por LGA, menores foram as eficiências de remoção de UV 254. Ao contrário da remoção de cor, a eficiência de remoção de UV 254 em R1 foi gradualmente aumentando em função do acréscimo da quantidade de CAP no pós-tratamento. Além disso, as eficiências obtidas em todos os reatores foram próximas.

Tabela 15. Eficiências de redução de UV 254 com diferentes concentrações de CAP em ensaios de adsorção com 2 horas de duração

Reator	Concentrações de CAP (mg L^{-1})			
	0,1	0,2	0,4	0,8
R1	40%	56%	69%	75%
R2	30%	45%	63%	76%
R3	19%	35%	51%	68%
R4	27%	36%	46%	62%

Fonte: Autoria própria.

Deng et al. (2018) utilizaram CAP com a concentração de 1 g L^{-1} para avaliar a redução de UV 254 do lixiviado tratado por um reator em bateladas sequenciais. A eficiência máxima obtida após 2 horas de contato do carvão com o lixiviado foi de 72%. É importante destacar que o valor de UV 254 do efluente a ser tratado era de 12,45 e que, com a maior concentração de CAP, foi obtido um valor de 0,69 de UV 254 residual. Já no presente trabalho, os valores de UV 254 do efluente do processo por LGA variaram entre 0,19 e 0,58 para os reatores R1 e R4, respectivamente, e o pós-tratamento reduziu esses valores a 0,046 (R1) e 0,22 (R4).

5.5.4 Modelos matemáticos para a redução de cor e UV 254

Foram avaliadas duas abordagens para a proposição dos modelos matemáticos visando proporcionar a escolha daquela que melhor se adequa à realidade dos projetos para um eventual uso de pós-tratamento com CAP:

Abordagem 1: Variáveis independentes: concentração de CAP; e concentração de lixiviado

Variável dependente: cor removida ou UV 254 removida

Abordagem 2: Variáveis independentes: concentração de CAP; e cor ou UV afluente

Variável dependente: cor removida ou UV 254 removida

Ao testar modelos de primeira e segunda ordem e com e sem interação, o modelo matemático de melhor ajuste para as duas abordagens estudadas foi o de segunda ordem com interação, representado na Tabela 16 e nas Figuras 21, 22, 23 e 24.

Tabela 16. Modelos matemáticos com melhor ajuste para os parâmetros cor e UV 254

Parâmetro	Abordagem 1		Abordagem 2	
	Equação do modelo	R ²	Equação do modelo	R ²
Cor	$z = 6,533 + 50,039x - 1,585y$	0,982	$z = 7,42726 + 36,00197x$	0,986
	$- 42,023x^2$ $+ 23,230xy$		$- 0,02427y$ $- 42,02285x^2$ $+ 0,36557xy$	
UV 254	$z = 0,016262 + 0,199332x$	0,953	$z = 0,0006295 + 0,1498066x$	0,971
	$+ 0,014511y$ $- 0,146640x^2$ $+ 0,045096xy$		$+ 0,0767200y$ $- 0,1466398x^2$ $+ 0,2409851xy$	

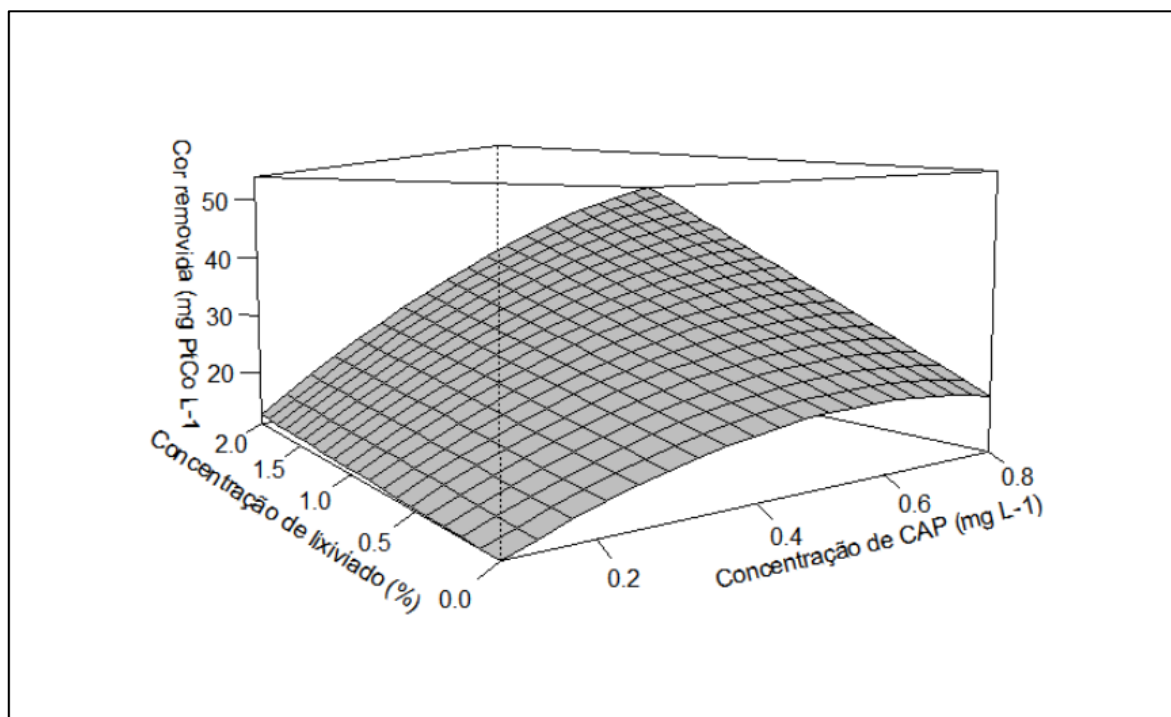
Fonte: Autoria própria.

Notas: x = concentração de CAP;

y = percentual de lixiviado (Abordagem 1), cor afluente/UV 254 afluente (Abordagem 2);

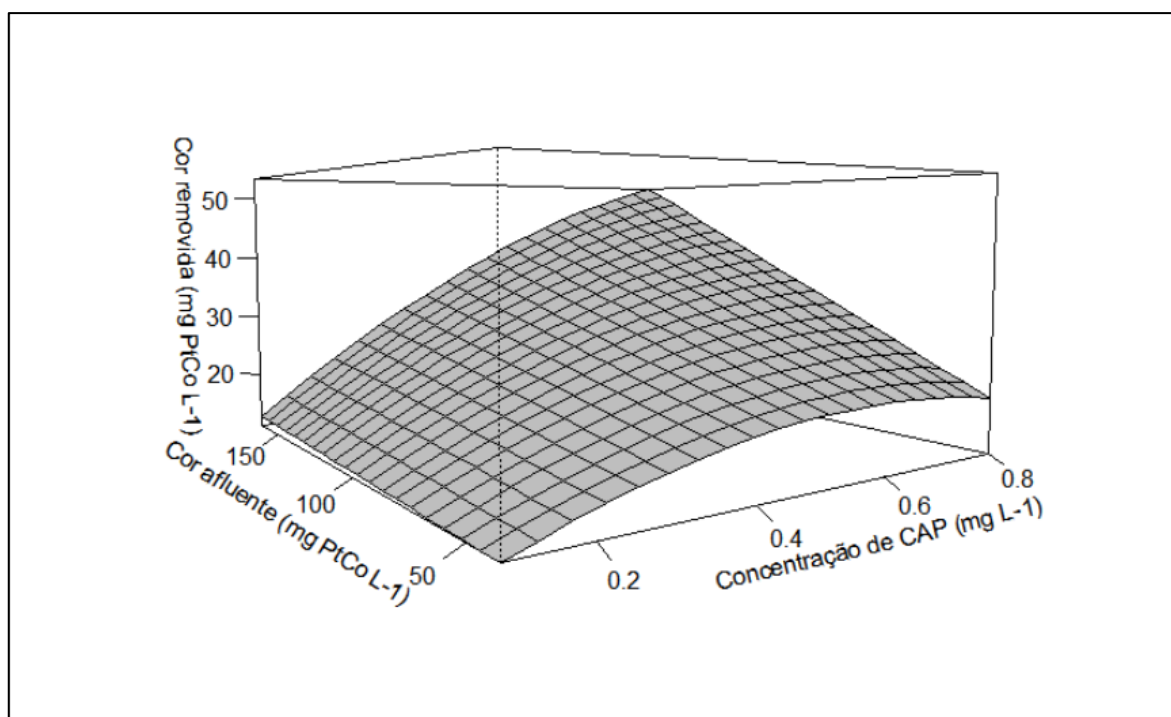
z = cor removida/UV 254 removida

Figura 21. Representação gráfica da metodologia de superfície de resposta para o parâmetro cor com a Abordagem 1.



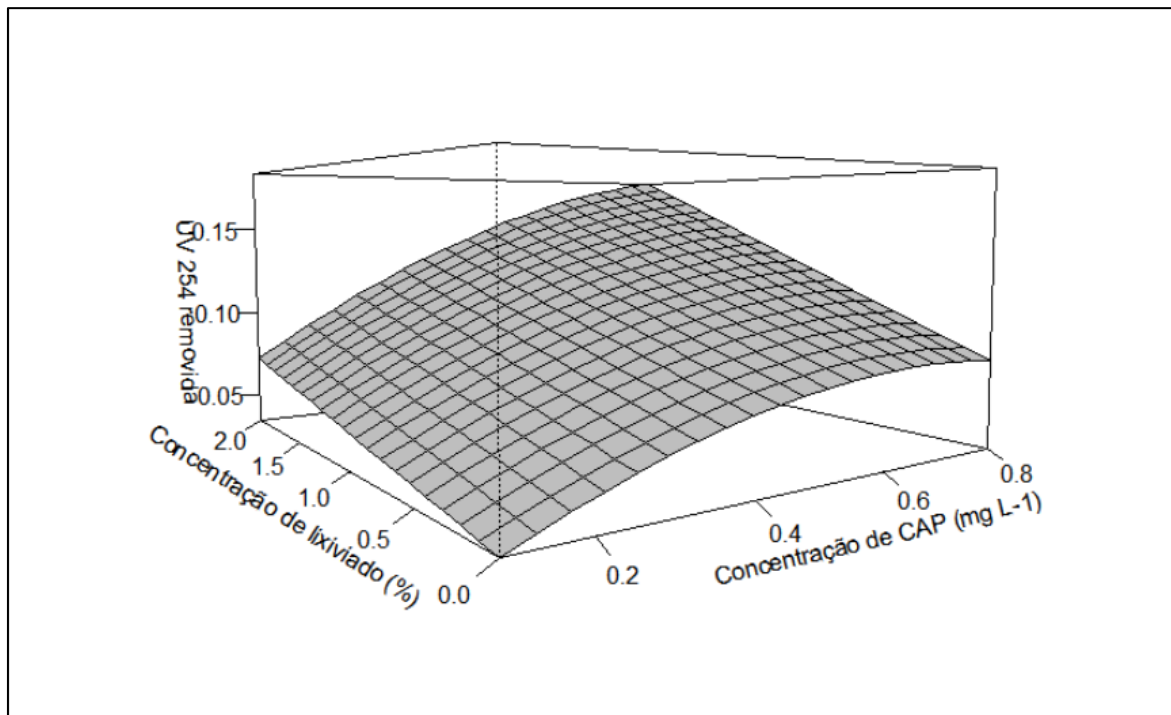
Fonte: Autoria própria.

Figura 22. Representação gráfica da metodologia de superfície de resposta para o parâmetro cor com a Abordagem 2.



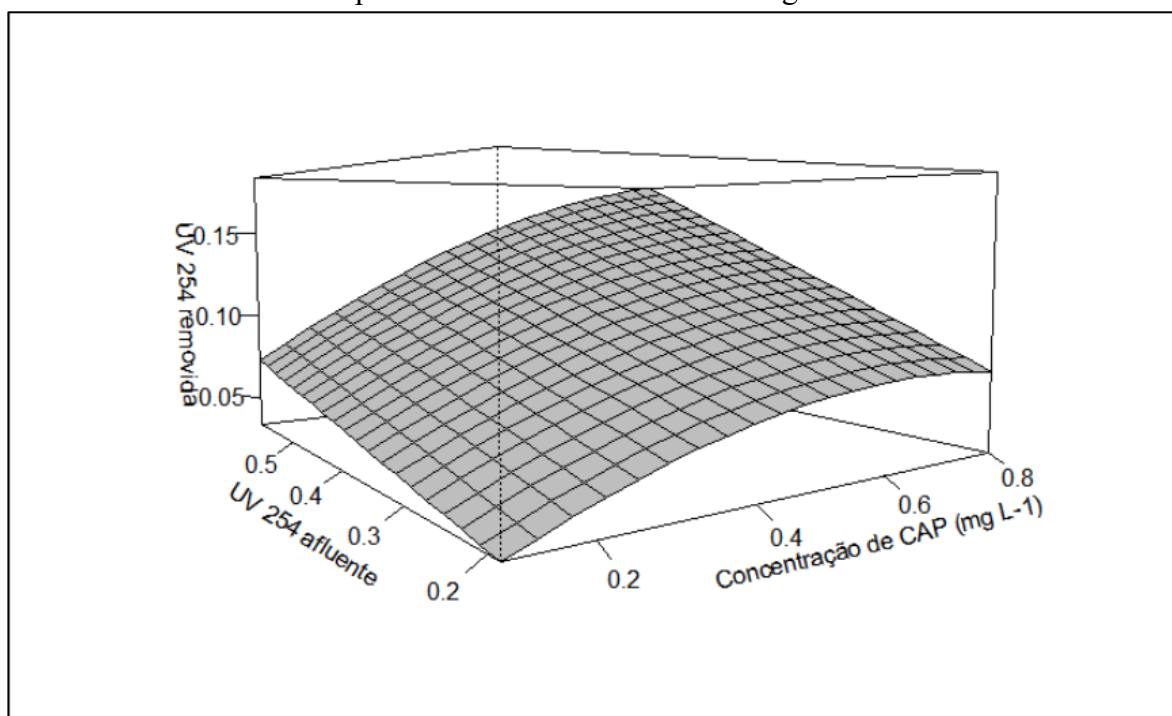
Fonte: Autoria própria.

Figura 23. Representação gráfica da metodologia de superfície de resposta para o parâmetro UV 254 com a Abordagem 1.



Fonte: Autoria própria.

Figura 24. Representação gráfica da metodologia de superfície de resposta para o parâmetro UV 254 com a Abordagem 2.



Fonte: Autoria própria.

O emprego das duas abordagens tem o objetivo de estimar a concentração de CAP necessária para remover cor e UV 254 atendendo a dois cenários distintos de pós-tratamento. Um cenário possível é o projeto de pós-tratamento do efluente de uma ETE que adota o tratamento combinado controlando a adição de lixiviado através da relação entre vazão volumétrica de lixiviado e a vazão volumétrica de esgoto. Nesse caso, as equações da Abordagem 1 se mostram mais adequadas pois o percentual de lixiviado é uma das variáveis dependentes. Um outro cenário seria o projeto de pós-tratamento do efluente de um processo com tratamento combinado em escala de bancada e/ou piloto. Nessa condição, é comum utilizar o lixiviado proveniente de uma única coleta ou de poucas coletas realizadas ao longo do experimento. Em virtude disso, os valores de cor e UV 254 afluentes tendem a apresentar pouca variação, de forma que as equações da Abordagem 2 podem estimar de maneira mais precisa a quantidade de CAP necessária ao pós-tratamento.

6. CONCLUSÃO

A adição de lixiviado no processo por lodo granular aeróbio (LGA) reduziu a concentração de sólidos suspensos voláteis nos reatores, provavelmente devido aos compostos tóxicos presentes no lixiviado que podem afetar a biomassa. Este problema poderia ser solucionado com o emprego de um período de aclimatação mais elevado. Dependendo da concentração volumétrica de lixiviado aplicada, a característica visual dos grânulos foi alterada. Os valores de IVL 30' e das relações IVL 30' / IVL 10' e IVL 30' / IVL 5' vão ao encontro desta constatação, indicando que ajustes operacionais poderiam ter mitigado o impacto da adição de lixiviado.

A eficiência de remoção de matéria orgânica pelo processo por LGA foi menor nos reatores com maiores concentrações de lixiviado, apesar da entrada de lixiviado no afluente não ter representado um aporte significativo de matéria orgânica. Apesar disso, o efluente tratado por LGA atendeu as recomendações legais para o seu descarte no que diz respeito à concentração de DQO.

A adição de lixiviado no sistema resultou em um aporte significativo de NT, mas a sua eficiência de remoção se manteve. No entanto, este aporte teve reflexos na nitrificação. O reator LGA sem lixiviado teve a nitrificação parcial favorecida, enquanto que nos reatores por LGA com lixiviado, houve maior favorecimento da nitrificação total foi favorecida. O aporte reduziu a relação C/N afluente, o que pode justificar tal comportamento.

Apesar de o carvão ativado em pó (CAP) utilizado ter apresentado características não tão apropriadas para a adsorção, o pós-tratamento foi capaz de reduzir a cor verdadeira e remover substâncias que absorvem em 254 nm remanescentes no efluente do processo por LGA. As isothermas testadas não foram adequadas para representação das eficiências do processo de adsorção, tanto para cor quanto para UV 254. Já os modelos matemáticos propostos para obter as concentrações ideais de CAP no pós-tratamento do LGA tiveram ótimos ajustes.

Portanto, o tratamento combinado utilizando LGA se mostrou eficiente em termos de remoção de matéria orgânica e tolerou o aporte de nitrogênio advindo da adição de lixiviado. O pós-tratamento com CAP resultou na redução de cor e UV 254 que não foram removidos durante o processo biológico. Os modelos matemáticos desenvolvidos a partir dos dados dos experimentos podem ser ferramentas muito úteis para os projetos de pós-tratamento desta natureza.

7. RECOMENDAÇÕES FUTURAS

Diante dos resultados discutidos e das hipóteses que ainda necessitam de maior aprofundamento, algumas recomendações podem ser consideradas para trabalhos futuros.

O emprego de testes de ecotoxicidade seriam muitos úteis para avaliar o sugestivo efeito tóxico que o lixiviado parece ter causado à biomassa. Ensaios com variações do tempo dedicado à aclimatação podem indicar o tempo ótimo para a obtenção de grânulos estáveis e mais tolerantes a este efeito tóxico.

Também se recomenda um ensaio conduzido com o tempo de aclimatação mais adequado, operando com reatores de igual concentração de lixiviado e diferentes idades do lodo. Este ensaio teria por objetivo estimar a idade do lodo ideal para que não ocorra perda significativa de biomassa, nem a formação de uma manta de lodo excessivamente volumosa.

E a operação dos reatores com esgoto real é de suma importância para que as condições ótimas obtidas nos ensaios possam ser replicadas nas ETE.

Quanto ao pós-tratamento com carvão ativado em pó, recomenda-se a seguinte estratégia:

- 1) Testar isotermas que contemplem fenômenos não considerados nas isotermas avaliadas;
- 2) Caso alguma das novas isotermas testadas descreva adequadamente a capacidade de adsorção do CAP utilizado neste trabalho;
- 3) Caso contrário, deve-se avaliar o desempenho do pós-tratamento utilizando outros tipos de CAP, levando em conta as características de polaridade dos parâmetros de interesse (cor verdadeira e UV 254) e a prévia caracterização do carvão.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1984.
- ADAV, S.S.; LEE, D-J.; SHOW, K-Y.; TAY, J-H. Aerobic granular sludge: Recent advances. **Biotechnology Advances**, v. 26, n. 5, p. 411–423, 2008.
- AHN, W-Y; KANG, M-S; YIM, S-K; CHOI, K-H. Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process. **Desalination**, v. 149, n. 1–3, p. 109–114, 2002.
- AIRES, K. O.; DANTAS, G. R.; MELO, M. C. de; OLIVEIRA, R. de; MONTEIRO, V. E. D. Diversidade bacteriana associada à biodegradação de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 5, p. 715–726, 2020.
- AL-REKABI, W. S.; QIANG, H.; QIANG, W. W. Review on sequencing batch reactors. **Pakistan Journal of Nutrition**, p 11-19, 2007.
- 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, p. 119–128, 2018.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **APHA**: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 22nd ed. New York: APHA, 2012.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D3860–98**: Standard Practice for Determination of Adsorptive Capacity of Activated Carbon by Aqueous Phase Isotherm Technique. West Conshohocken, PA, USA, ASTM, 1998.
- AWANG, N.A.; SHAABAN, M.G. Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 112, p. 1–11, 2016.
- AZIZ, H.; ALIAS, S.; ADLAN, M.; FARIDAH; ASAARI, A.; ZAHARI, M. Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 1, p. 218–220, 2007.
- BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; KJELDSEN, P.; GABR, M.A.; BORDEN, R.C. Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills. **Environmental Science & Technology**, v. 36, n. 16, p. 3457–3464, 2002.
- BASSIN, J. P., TAVARES, D. C., BORGES, R. C., et al. "Development of Aerobic Granular Sludge under Tropical Climate Conditions: The Key Role of Inoculum Adaptation under Reduced Sludge Washout for Stable Granulation", **Journal of Environmental Management**, v. 230, p. 168–182, 2019.
- BEUN, J. J.; HENDRIKS, A.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; MORGENROTH, E.; WILDERER, P. A.; HEIJNEN, J. J. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor.

Water Research, v. 33, n. 10, p. 2283–2290, 1999.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 3. ed., Ed. Wiley-Liss, New York, 2005.

BOU, Á.S.F.; PEREIRA, B.C.; SILVA, L.D.B.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; NASCENTES, A.L. Remoção da cor no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico via processo PACT®. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 2, p. 385–393, 2018.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, 8 de janeiro de 2007. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm. Acesso: 11 set. 2019.

BRASIL. Lei 12.305 de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso: 12 set. 2019.

BRASIL, ANA - Agência Nacional de Águas. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília, DF. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2020.

BRASIL, Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília, DF. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2021a.

BRASIL, Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**. Brasília, DF. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2021b.

BRK AMBIENTAL. Tratamento de esgotos sanitários com biomassa granular aeróbia. In: **7º Encontro Nacional das Águas**, 2018.

BRENNAN, R.B.; CLIFFORD, E.; DEVROEDT, C.; MORRISON, L.; HEALY, M.G. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 64-72, 2017.

CAMERON, R.D. e McDONALD, E.C. Toxicity of landfill leachate. **Journal Water Pollution**, v. 4, n.52, p. 760-69, 1982.

CARRIJO, R. de S. da G. G. **O contexto socioeconômico, climático e ambiental da ocorrência da leptospirose e o impacto das intervenções do PAC saneamento**. Tese de Doutorado em Saúde Coletiva. UFRJ, Rio de Janeiro, 2019.

CASTELLANOS, R. M.; DIAS, J. M. R.; DIAS BASSIN, I.; DEZOTTI, M.; BASSIN, J. P. Effect of Sludge Age on Aerobic Granular Sludge: Addressing Nutrient Removal

Performance and Biomass Stability. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 149, p. 212–222, 2021.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.) et al. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

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

CHEN, D.; LI, H.; XUE, X.; ZHANG, L.; HOU, Y.; CHEN, H.; ZHANG, Y.; SONG, Y.; ZHAO, S.; GUO, J. Enhanced Simultaneous Partial Nitrification and Denitrification Performance of Aerobic Granular Sludge via Tapered Aeration in Sequencing Batch Reactor for Treating Low Strength and Low COD/TN Ratio Municipal Wastewater. **Environmental Research**, v. 209, p. 112743, 2022.

CICLUS AMBIENTAL. **Centro de Tratamento de Resíduos (CTR)**
<https://ciclusambiental.com.br/>. Acesso em: 18 fev. 2022.

CIOLA, R. **Fundamentos da catálise**. São Paulo: Moderna: Ed. da USP. p. 377, 1981.

COSTA, F.M.; CAMPOS, J.C.; FONSECA, F.V.; BILA, D.M. Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando Processos Fenton e Foto-Fenton Solar. **Revista Ambiente & Água**, v.10, n.1, 2015.

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

DAUDT, G.C. **Desempenho e emissões de óxido nitroso de reator em bateladas sequenciais com grânulos aeróbios para tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. UFSC, 2015.

DENG, Y.; JUNG, C.; ZHAO, R.; TORRENS, K.; WU, L. Adsorption of UV-Quenching Substances (UVQS) from Landfill Leachate with Activated Carbon. **Chemical Engineering Journal**, v. 350, p. 739–746, 2018.

DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G.L.; BASSIN, J.P. **Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água - 2 v. 2. ed.** Rio de Janeiro: ABES, 2005.

DUARTE, K, L, S. **Estabilidade e Desempenho de Lodo Granular Aeróbio no Tratamento de Efluentes Complexos**. Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2019.

ECKENFELDER, W.W. **Industrial Water Pollution Control**. Singapore: McGraw Hill, 1989.

EDZWALD, J.K.; TOBIASON, J.E. Chemical principles, source water composition, and

watershed protection. In: _____ EDZWALD, J.K. (Editor). **Water quality & treatment. A handbook on drinking water**. American Water Works Association. (AWWA). 6^a ed. Mac Graw Hill. 2011.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre -sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v.22, p.269-282, 2002.

FENG, Y.; WANG, B.; PENG, Y.; LI, X.; ZHANG, Q. Enhanced nitrogen removal from low COD/TIN mainstream wastewater in a continuous plug-flow reactor via partial nitrification, simultaneous anammox and endogenous denitrification (PN-SAED) process. **Bioresource Technology**, v. 345, p. 126539, 2022.

FERRAZ, F.M.; BRUNI, A.T.; POVINELLI, J.; VIEIRA, E.M. Leachate/domestic wastewater aerobic co-treatment: A pilot-scale study using multivariate analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 414–419, 2016.

FERREIRA, J.A; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T.C.A.; CAMPOS, J.C.; LIMA, P.Z.M. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2001.

FRANÇA, F.O.M. **Avaliação de atividade estrogênica e toxicidade de lixiviados de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação do Programa de Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

FRANCO, R.S.O. **Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação do Programa de Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

GHANI, Z. A.; YUSOFF, M. S.; ZAMAN, N. Q.; ZAMRI, M. F. M. A.; ANDAS, J. Optimization of Preparation Conditions for Activated Carbon from Banana Pseudo-Stem Using Response Surface Methodology on Removal of Color and COD from Landfill Leachate. **Waste Management**, v. 62, p. 177–187, 2017.

GLAZE, W. H.; KANG, J. W. Advanced oxidation processes. Description of a kinetic model for the oxidation of hazardous materials in aqueous media with ozone and hydrogen peroxide in a semibatch reactor. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 28, n. 11, p. 1573–1580, 1989.

GOMES, L.P. (coord) et al. **Resíduos Sólidos. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. PROSAB 5. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

GRISEY, E.; BELLE, E.; DAT, J.; MUDRY, J.; ALEYA, L. Survival of pathogenic and indicator organisms in groundwater and landfill leachate through coupling bacterial enumeration with tracer tests. **Desalination**, v.261, p. 162–168, 2010.

GUO, J.-S.; ABBAS A.A.; CHEN, Y.P.; LIU, Z.P.; FANG, F.; CHEN, P. Treatment of

landfill leachate using a combined stripping, fenton, SBR, and coagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, p. 699-705, 2010.

GUO, J.; LUA, A. C., Effect of surface chemistry on gas-phase adsorption by activated carbon prepared from oil-palm stone with pre-impregnation. **Separation and Purification Technology**, v. 18, p. 47, 2000.

HEIBATI, B., RODRIGUEZ-COUTO, S., AL-GHOUTI, M.A., ASIF, M., TYAGI, I., AGARWAL, S., GUPTA, V.K., 2015. Kinetics and thermodynamics of enhanced adsorption of the dye AR18 using activated carbons prepared from walnut and poplar woods. **Journal of Molecular Liquids**, v, 208, p. 99–105, 2015.

HOLLER, S.; TROSCH, W. Treatment of urban wastewater in a membrane bioreactor at high organic loading rates. **Journal of Biotechnology**, 2001.

IUPAC Recommendations. **Pure and Applied Chemistry**. v. 57, n. 4, p. 603-619, 1985.

JAGABA, A. H.; KUTTY, S. R. M.; LAWAL, I. M.; ABUBAKAR, S.; HASSAN, I.; ZUBAIRU, I.; UMARU, I.; ABDURRASHEED, A. S.; ADAM, A. A.; GHALEB, A. A. S.; ALMAHBASHI, N. M. Y.; AL-DHAWI, B. N. S.; NOOR, A. Sequencing Batch Reactor Technology for Landfill Leachate Treatment: A State-of-the-Art Review. **Journal of Environmental Management**, v. 282, p. 111946, 2021.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

JUCÁ, J.F. Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. In: **5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental**, 2003.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review. **Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

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

LANZARINI, N. M.; FEDERIGI, I.; MARINHO MATA, R.; NEVES BORGES, M. D.; MENDES SAGGIORO, E.; CIONI, L.; VERANI, M.; CARDUCCI, A.; COSTA MOREIRA, J.; FERREIRA MANNARINO, C.; PEREIRA MIAGOSTOVICH, M. Human Adenovirus in Municipal Solid Waste Leachate and Quantitative Risk Assessment of Gastrointestinal Illness to Waste Collectors. **Waste Management**, v. 138, p. 308–317, 2022.

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

LI, X.Z.; ZHAO, Q.L.; HAO, X.D. Ammonium removal from landfill leachate by chemical

precipitation. **Waste Management**, v. 19, p. 409–415, 1999.

LIMA, L.S.M.S. **Quantificação e remoção de substâncias húmicas em lixiviados provenientes de aterros de resíduos sólidos urbanos**. Tese de Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. EQ/UFRJ, Rio de Janeiro, 2017.

LIU, Y.Q.; LIU, Y.; TAY, J.H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 65, p. 143–148, 2004.

LIU, Y.; NGO, H.H.; GUO, W.; WANG, D.; PENG, L.; WEI, W.; NI, B.-J. Impact of coexistence of sludge flocs on nitrous oxide production in a granule-based nitrification system: A model-based evaluation. **Water Research**, v. 170, p. 115312, 2020.

LIU, Y.; TAY, J.-H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. **Water Research**, v. 36, n. 7, p. 1653–1665, 2002.

LIU, Y.; TAY, J.-H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, p. 533-563, 2004.

LIU, Y.; TAY, J.-H. Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 41, n. 4, p. 516–522, 2007.

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.

MANNARINO, C.F. **Avaliação do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico Utilizando Indicadores Físico-Químicos e Biológicos**. Tese de Doutorado em Saúde Pública e Meio Ambiente. ENSP/FIOCRUZ, 2010.

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; MOREIRA, J.C.; Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Cadernos de Saúde Coletiva**, v.19, n.1, p.11-19, 2011.

MATILAINEN, A.; VEPSÄLÄINEN, M.; SILLANPÄÄ, M. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 159, n. 2, p. 189-197, 2010.

McBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.J. **Solid waste landfill engineering and design**. New Jersey: Prentice Hall, 1995.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5ª edição. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. Bookman, 2016.

MIAO, L.; YANG, G.; TAO, T.; PENG, Y. Recent Advances in Nitrogen Removal from Landfill Leachate Using Biological Treatments – A Review. **Journal of Environmental**

Management, v. 235, p. 178–185, 2019.

MOHAMMAD-PAJOOH, E.; TURCIOS, A.E.; CUFF, G.; WEICHHREBE, D.; ROSENWINKEL, K-H.; VEDENYAPINA, M.D.; SHARIFULLINA, L.R. Removal of inert COD and trace metals from stabilized landfill leachate by granular activated carbon (GAC) adsorption. **Journal of Environmental Management**, v. 228, p. 189–196, 2018.

MOY, B.Y.P.; TAY, J.H.; TOH, S.K.; LIU, Y.; TAY, S.T.L. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. **Letters in Applied Microbiology**, v. 34, n. 6, p. 407–412, 2002.

MULDER, M., **Basic Principles of Membrane Technology**, Kluwer Academic Publishers, 1996.

NANCHARAIHAH, Y. V.; REDDY, G.K.K. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1128–1143, 2018.

NUNES, J. A. **Tratamento Físico-Químico de Águas Residuárias Industriais**. 4ª ed. – Aracaju: Editora J. Andrade. 2004.

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A. Combination of Advanced Oxidation Processes and Biological Treatments for Wastewater Decontamination—A Review. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 20, p. 4141–4166, 2011.

PERA-TITUS, M.; GARCÍA-MOLINA, V.; BAÑOS, M.A.; GIMÉNEZ, J.; ESPLUGAS, S. Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 47, n. 4, p. 219–256, 2004.

PEREIRA, C.P.; PEREIRA, T.C.; GOMES, G.; QUINTAES, B.R.; BILA, D.M.; CAMPOS, J.C. Evaluation of reduction estrogenic activity in the combined treatment of landfill leachate and sanitary sewage. **Waste Management**, v. 80, p. 339–348, 2018.

PEREIRA, E.; OLIVEIRA, L. C. A.; VALLONE, A. SAPAG, K.; PEREIRA, M. Preparação de carvão ativado em baixas temperaturas de carbonização a partir de rejeitos de café: Utilização de FeCl₃ como agente ativante. **Química Nova**, v. 31, p. 1296-1300, 2008.

PRONK, M.; DE KREUK, M.K.; DE BRUIN, B.; KAMMINGA, P.; KLEEREBEZEM, R.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, v. 84, p.207-217, 2015.

QIN, L.; TAY, J-H.; LIU, Y. Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 5, p. 579–584, 2004.

RAMALHO, R.S. **Introduction to Wastewater Treatment Processes**. 2.a ed., New York, Academic Press, 1977.

RAVISHANKARA, A.R.; DANIEL, J.S.; PORTMAN, R.W. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, v. 326, p. 123-

125, 2009.

REN, Y.; FERRAZ, F.; LASHKARIZADEH, M.; YUAN, Q. Comparing young landfill leachate treatment efficiency and process stability using aerobic granular sludge and suspended growth activated sludge. **Journal of Water Process Engineering**, v. 17, p. 161-167, 2017a.

REN, Y.; FERRAZ, F.; LASHKARIZADEH, M.; YUAN, Q. Landfill Leachate Treatment Using Aerobic Granular Sludge. **Journal of Environmental Engineering**, v. 143, n. 9, p. 04017060, 2017b.

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.

RIO DE JANEIRO. **NOP-INEA-45** - Critérios e padrões de lançamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: CONEMA, 2021.

ROSMAN, N.H.; ANUAR, A.N.; CHELLIAPAN, S.; DIN, M.F.M.; UJANG, Z. Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. **Bioresource Technology**, v.161, p. 155–161, 2014.

ROUQUEROL, J.; AVNIR, D.; EVERETT, D. H.; FAIRBRIDGE, C.; HAYNES, M.; PERNICONE, N.; RAMSAY, J.D.F.; SING, K. S. W; UNGER, K.K. Characterization of Porous Solids III, Studies in Surface Science and Catalysis, **Proceedings of the IUPAC Symposium (COPS III)**, Marseille, France, Vol. 87, p. 1-9. 1993.

RUTHVEN, D. M. **Principles of Adsorption and Adsorption Processes**. New York. John Wiley & Sons, 1984.

SAN, I.; ONAY, T.T. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 87, p. 259-271, 2001.

SEMERJIAN, L.; AYOUB, G. M. High-pH–magnesium coagulation–flocculation in wastewater treatment. **Advances in Environmental Research**, v. 7, n. 2, p. 389–403, 2003.

SILVA, A.C.; DEZOTTI, M.; SANT’ANNA JR, G.L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate, **Chemosphere** v.55, p. 207–214, 2004.

SOUTO, G.D. DE B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil**. In: 24o CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Belo Horizonte, p. 1-16. 2007.

SOUZA, C.M.N.; COSTA, A.M.; MORAES, L.R.S; FREITAS, C.M. **Saneamento: promoção da saúde, qualidade de vida e sustentabilidade ambiental**. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2015.

SPONZA, D. T.; AĞDAĞ, O. N. Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. **Process**

Biochemistry, v. 39, n. 12, p. 2157-2165, 2004.

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

TCHOBANOGLOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. New York: McGraw-Hill, 2002.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação**. UFPB. Campina Grande, Brasil, 1999.

VAN HAANDEL, A.C.; VAN DER LUBBE, J.G.M. **Handbook of Biological Wastewater Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems**. 2. ed. London: IWA Publishing, 2012.

VERAWATY, M.; TAIT, S.; PIJUAN, M.; YUAN, Z.; BOND, P. L. Breakage and growth towards a stable aerobic granule size during the treatment of wastewater. **Water Research**, v. 47, n. 14, p. 5338–5349, 2013.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v.4 - Lodos Ativados, DESA, UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 2002.

WANG, F.; LU, S.; WEI, Y.; JI, M. Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, n. 2–3, p. 1223–1227, 2009.

WANG, L. K.; HUNG, Y.-T.; SHAMMAS, N. K. **Handbook of environmental engineering**. Totowa: Humana Press, 2004.

WANG, F.; LIU, Y.-H.; YANG, F.-L.; ZHANG, X.-W.; ZHANG, H.-M. Study on the stability of aerobic granules in a SBAR effect of superficial upflow air velocity and carbon source. *In*: BATHE, S.; DE KREUK, M.; McSWAIN, B.; SCHWARZENBECK, N. **Aerobic granular sludge**. München: IWA Publishing, p. 35-42, 2005.

WANG, X.; CHEN, Z.; KANG, J.; ZHAO, X.; SHEN, J. Removal of tetracycline by aerobic granular sludge and its bacterial community dynamics in SBR. **RSC Advances**, v. 8, n. 33, p. 18284–18293, 2018.

WEBER, S. D.; LUDWIG, W.; SCHLEIFER, K. H.; FRIED, J. Microbial Composition and Structure of Aerobic Granular Sewage Biofilms. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 73, n. 19, p. 6233–6240, 2007.

WEF- **Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants, Manual of Practice**, MOP-11, 2008.

WEISHAAR, J. L.; AIKEN, G. R.; BERGAMASCHI, B. A.; FRAM, M. S.; FUJII, R.; MOPPER, K. Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. **Environmental Science & Technology**, v. 37, n. 20, p. 4702–4708, 2003.

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.

YANG, T.; LUA, A.C. Characteristics of activated carbons prepared from pistachio-nut shells by physical activation. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 267, p. 408, 2003.

YU, W. **Leachate management in the aftercare period of municipal waste landfills**. 2013. Aalto University, Finlândia, 2013.

ZHANG, W. e JIANG, F. Membrane fouling in aerobic granular sludge (AGS) membrane bioreactor (MBR): Effect of AGS size. **Water Research**, v. 157, p. 445–453, 2019.

APÊNDICE A – DESCRIÇÃO DAS METODOLOGIAS ANALÍTICAS

Carbono Orgânico Dissolvido

Amostras afluentes e efluentes dos reatores foram filtradas em membrana de 0,45 µm e colocadas em *vials* para leitura no equipamento TOC. Nesse equipamento, as amostras sofreram combustão catalítica oxidativa à 680 °C e um software calculou a concentração de carbono utilizando uma curva de calibração.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Alíquotas de 2 mL de amostras afluentes e efluentes dos reatores foram colocadas em um tubo onde se adicionou 1,2 mL de solução digestora e 2,8 mL de solução catalítica, observando a escolha da faixa de análise mais apropriada (faixa alta ou faixa baixa). A solução digestora utilizada na faixa baixa foi preparada com 10,216 g dicromato de potássio em 500 mL (ou 1,0216 g para faixa baixa) de água MiliQ com adição de 167 mL de ácido sulfúrico e 33,3 g de sulfato de mercúrio, avolumando para 1,0 L. O preparo da solução catalítica foi realizado adicionando 10,12 g de sulfato de prata a 1,0 L de ácido sulfúrico.

As misturas dos tubos foram submetidas à digestão em bloco digestor a 150 °C por 2 horas. Após este período, os tubos foram retirados do bloco para esfriar em temperatura ambiente.

Os tubos foram levados a um espectrofotômetro para a realização das leituras. Para amostras que utilizam faixa alta, foi selecionado o comprimento de onda de 600 nm e para faixa baixa, 420 nm. O resultado expresso em absorvância foi convertido para mg L⁻¹ utilizando a equação de uma curva de calibração previamente construída.

Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Suspensos Voláteis

Uma membrana de fibra de vidro foi colocada num aparato de filtração à vácuo onde foi filtrada uma pequena quantidade de água. A membrana foi posta num cadinho e levada ao forno mufla por 550 ± 50°C durante 1 hora. Após esse período, o cadinho contendo a membrana foi esfriado à temperatura ambiente em um dessecador e teve seu peso registrado (P1).

Uma alíquota da amostra foi filtrada à vácuo utilizando a membrana preparada. A membrana foi recolocada em seu respectivo cadinho, o qual permaneceu em uma estufa à 105 ± 2°C por 24 horas. Após esse período, o cadinho contendo a membrana foi esfriado à

temperatura ambiente em um dessecador e teve seu peso registrado (P2). O aumento no peso representa o total de sólidos em suspensão.

Por fim, o cadinho com a membrana foi levado ao forno mufla por $550 \pm 50^\circ\text{C}$ durante 1 hora. Após esse período, o cadinho contendo a membrana foi esfriado à temperatura ambiente em um dessecador e teve seu peso registrado (P3). O resíduo que permaneceu na membrana representa os sólidos suspensos fixos (SSF).

A determinação dos SST e SSV foi feita através das seguintes Equações:

$$SST (mg L^{-1}) = \left(\frac{P_2 - P_1}{V_{amostra}} \right) \times 10^6 \quad (8)$$

$$SSF (mg L^{-1}) = \left(\frac{P_3 - P_1}{V_{amostra}} \right) \times 10^6 \quad (9)$$

$$SSV = SST - SSF \quad (10)$$

Turbidez

Alíquotas de 10 mL de amostra foram colocadas em cubeta própria para uso em turbidímetro, o qual foi previamente calibrado com padrões de 0,1; 20; 100 e 800 UNT.

Cor verdadeira

As amostras foram filtradas em membrana de 0,45 μm para a remoção de turbidez, partículas em suspensão ou coloidais. Em seguida, foram levadas a um espectrofotômetro para a realização das leituras selecionando o comprimento de onda de 457,5 nm.

Absorvância em 254 nm

As amostras foram filtradas em membrana de 0,45 μm . Em seguida, foram levadas a um espectrofotômetro para a realização das leituras selecionando o comprimento de onda de 254 nm.

Nitrito

As amostras foram filtradas em membrana de 0,45 μm e alíquotas de 5 mL foram colocadas em tubos de 20 mm de diâmetro x 150 mm de comprimento com tampa rosqueável. Em um tubo designado como branco, adicionou-se uma alíquota de 5 mL de água tipo I.

Adicionou-se 0,2 mL do reagente de coloração (preparado com 0,5 g de sulfanilamida, 0,05 g de dicloridrato de N-(1-naftil)-etilenodiamina, 40 mL de água tipo I e

5 mL de ácido fosfórico) em todos os tubos.

Os tubos foram homogeneizados e permaneceram em temperatura ambiente por pelo menos 10 minutos. Após esse período, o conteúdo dos tubos foi transferido para cubeta de vidro de 1 cm de caminho óptico sendo levado a um espectrofotômetro para a realização das leituras, selecionando o comprimento de onda de 543 nm. O resultado expresso em absorvância foi convertido para mg L⁻¹ utilizando a equação de uma curva de calibração previamente construída com diferentes concentrações de nitrito.

Nitrogênio Total

Cerca de 20 mL de amostras afluentes e efluentes dos reatores foram filtradas em membrana de 0,45 µm e colocadas em *vials* para leitura no equipamento TOC (unidade TN). Nesse equipamento, as amostras foram aquecidas à 720 °C e o vapor gerado foi analisado por um sensor de quimiluminescência. Depois disso, um software calculou a concentração de nitrogênio total utilizando uma curva de calibração.

Sólidos decantáveis em 5, 10 e 30 minutos

Uma alíquota de 1000 mL de licor misto foi coletada do reator durante a fase de aeração e deixada em repouso. Os volumes de sólidos que decantaram após 5, 10 e 30 minutos foram anotados para posteriormente calcular os valores de IVL 5', 10' e 30'.

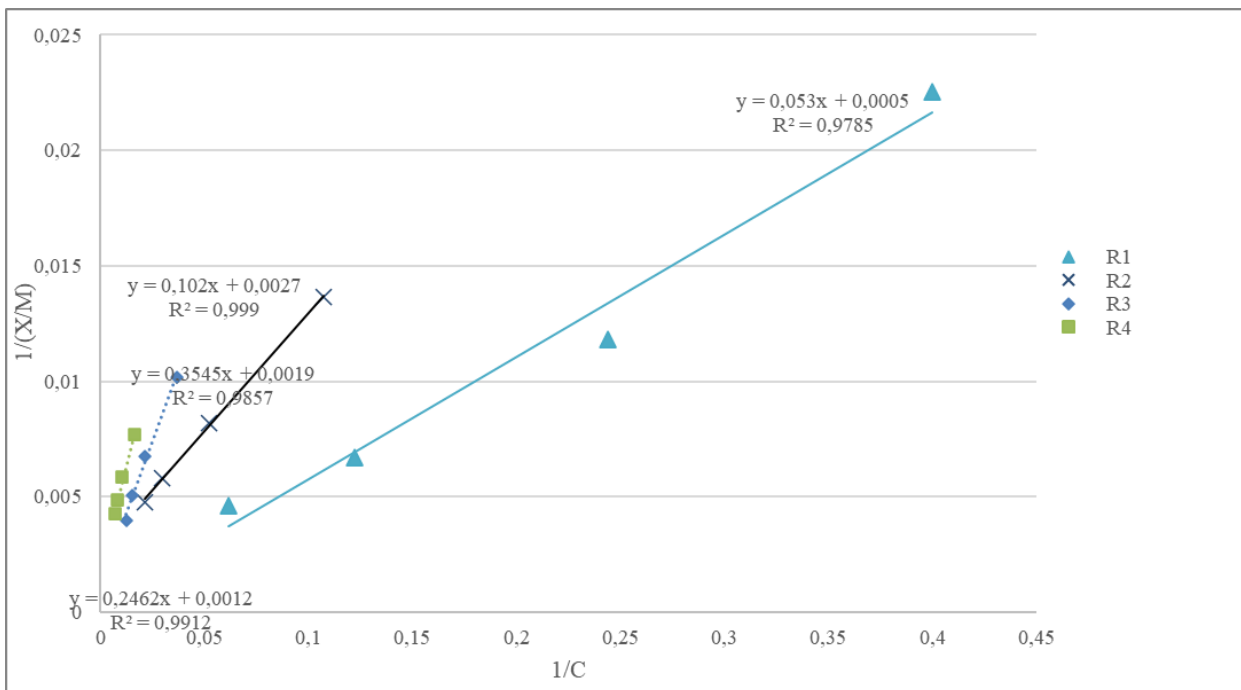
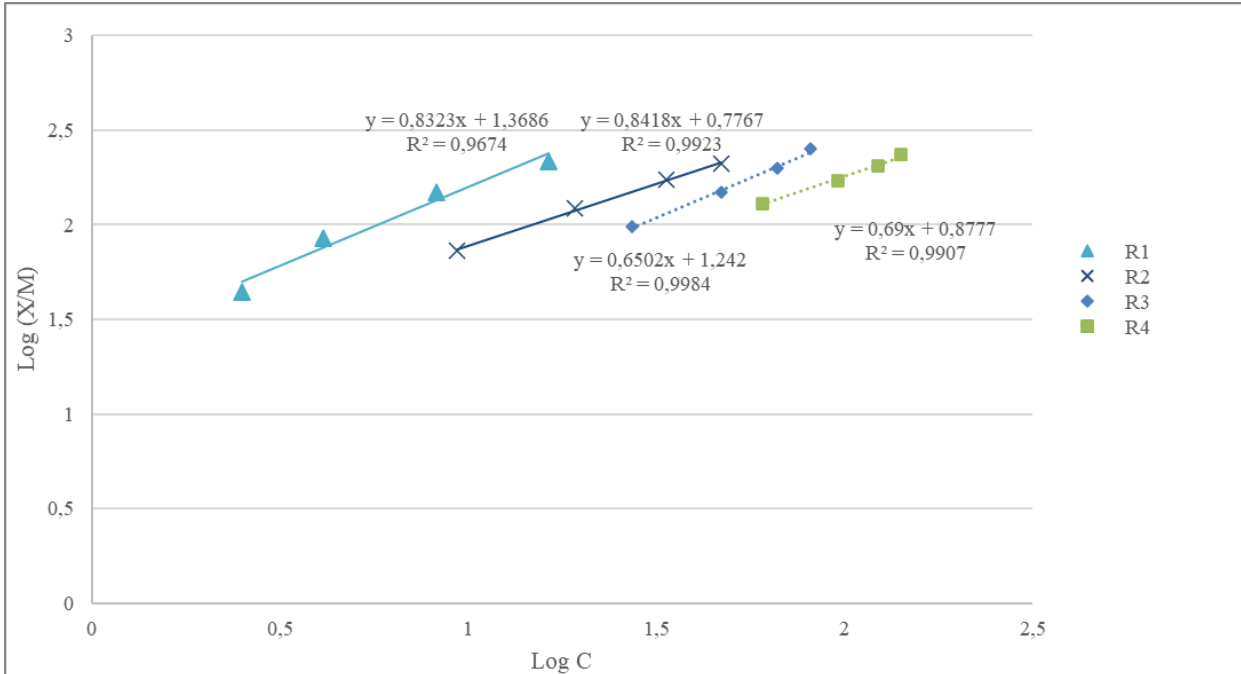
Substâncias húmicas

Em tubos de 20 mm de diâmetro x 150 mm de comprimento com tampa rosqueável foram adicionados 1 mL de solução de azul de toluidina (0,15 mmol L⁻¹), 2,5 mL de solução de citrato-fosfato de sódio (0,05 mol L⁻¹) e 2,5 mL de solução de EDTA (0,05 mol L⁻¹). Após a colocação dos reagentes, adicionou-se 4 mL das amostras e em um tubo designado como branco, adicionou-se uma alíquota de 4 mL de água tipo I.

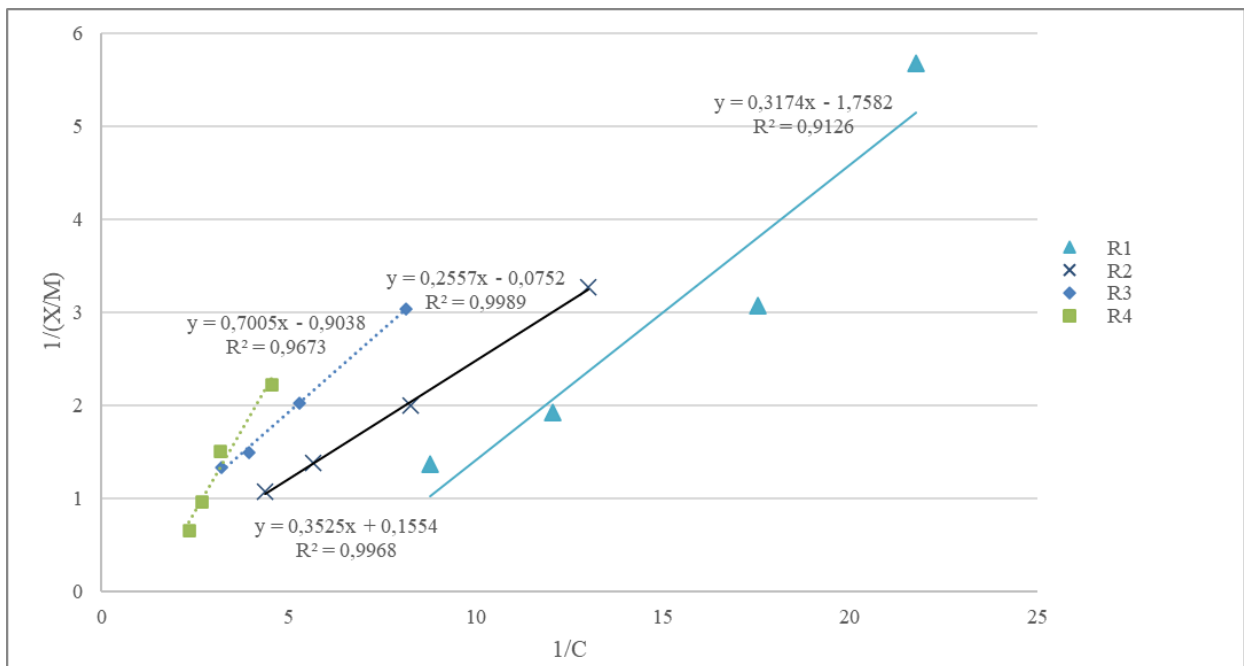
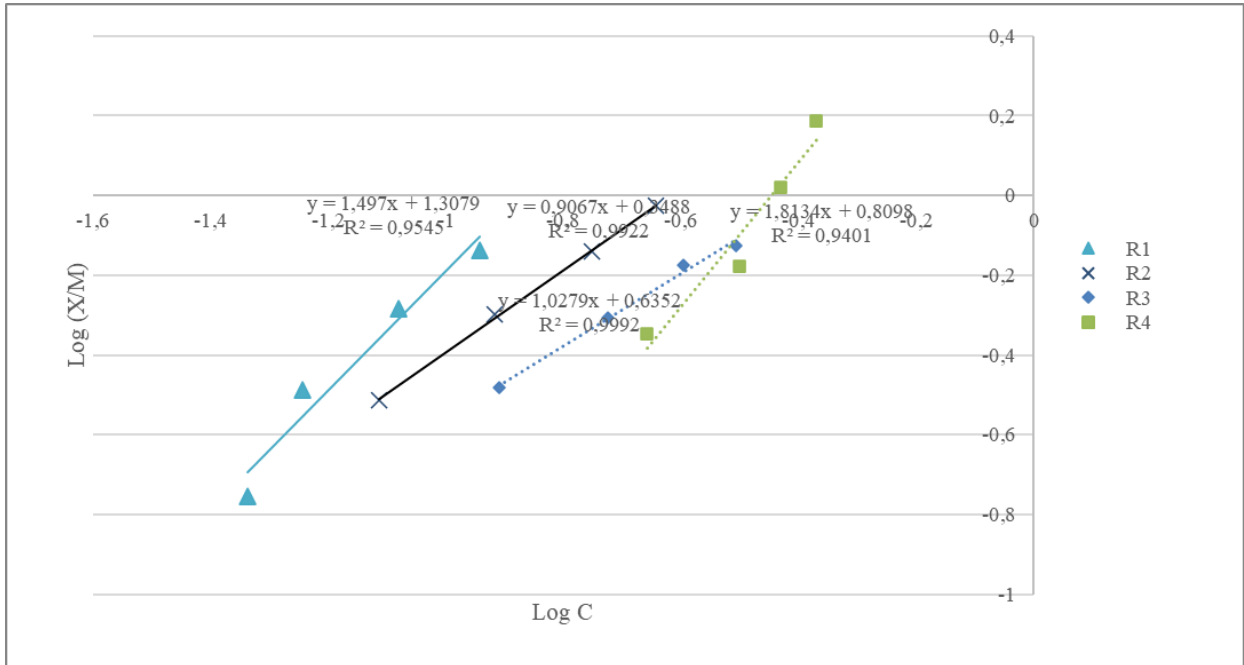
Os tubos foram homogeneizados e permaneceram em temperatura ambiente durante 20 minutos. Após esse período, os tubos foram levados a um espectrofotômetro para a realização das leituras, selecionando o comprimento de onda de 630 nm. O resultado expresso em absorvância foi convertido para mg L⁻¹ utilizando a equação de uma curva de calibração previamente construída com diferentes concentrações de ácido húmico.

APÊNDICE B – ISOTERMAS DE FREUNDLICH E LANGMUIR

A) Parâmetro cor verdadeira



B) Parâmetro UV 254



APÊNDICE C – ANÁLISE ESTATÍSTICA DESCRITIVA, P-VALOR E TABELA DE CONTINGÊNCIA DOS PARÂMETROS MONITORADOS

	R1		R2		R3		R4		Teste de Kruskal-Wallis	Teste de Wilcoxon		
	DQO Afluente	DQO Efluente	DQO Afluente	DQO Efluente	DQO Afluente	DQO Efluente	DQO Afluente	DQO Efluente	0,04841	R1 versus R2		
Mínimo (mg L ⁻¹)	245	50	311	61	227	83	255	81		R1 versus R3	0,619	0,465
Média (mg L ⁻¹)	362	66	359	82	334	89	315	88		R1 versus R4	0,091	
Máximo (mg L ⁻¹)	456	93	413	95	427	93	389	92		R2 versus R3	0,528	
Desvio Padrão (mg L ⁻¹)	82	15	39	12	70	4	59	4		R2 versus R4	0,528	
Eficiência Média (%)	81		77		72		71			R3 versus R4	0,699	
	COD Afluente	COD Efluente	COD Afluente	COD Efluente	COD Afluente	COD Efluente	COD Afluente	COD Efluente	0,0003036	R1 versus R2		
Mínimo (mg L ⁻¹)	90	6	98	12	104	14	84	20		R1 versus R3	0,030	0,013
Média (mg L ⁻¹)	116	8	122	15	122	17	117	25		R1 versus R4	0,013	
Máximo (mg L ⁻¹)	146	11	148	20	146	19	154	35		R2 versus R3	0,394	
Desvio Padrão (mg L ⁻¹)	21	2	17	3	17	2	24	5		R2 versus R4	0,013	
Eficiência Média (%)	93		87		86		78			R3 versus R4	0,013	
	NT Afluente	NT Efluente	NT Afluente	NT Efluente	NT Afluente	NT Efluente	NT Afluente	NT Efluente	0,04709	R1 versus R2		
Mínimo (mg L ⁻¹)	58	37	67	39	72	42	72	51		R1 versus R3	0,528	0,206
Média (mg L ⁻¹)	61	41	71	44	80	49	85	57		R1 versus R4	1,000	
Máximo (mg L ⁻¹)	64	44	76	53	86	55	102	68		R2 versus R3	1,000	
Desvio Padrão (mg L ⁻¹)	3	3	3	5	6	4	11	6		R2 versus R4	0,528	
Eficiência Média (%)	33		37		39		33			R3 versus R4	0,097	

	R1	R2	R3	R4	Teste de Kruskal-Wallis	Teste de Wilcoxon	
	Turbidez Efluente	Turbidez Efluente	Turbidez Efluente	Turbidez Efluente		R1 versus R2	0,039
					0,1632	R1 versus R3	0,079
Mínimo (mg L ⁻¹)	2	7	4	2		R1 versus R4	1,000
Média (mg L ⁻¹)	7	12	7	7		R2 versus R3	0,079
Máximo (mg L ⁻¹)	21	20	10	16		R2 versus R4	0,073
Desvio Padrão (mg L ⁻¹)	7	5	2	6		R3 versus R4	1,000
	Nitrito Efluente	Nitrito Efluente	Nitrito Efluente	Nitrito Efluente	0,7638	R1 versus R2	1,000
						R1 versus R3	1,000
Mínimo (mg L ⁻¹)	26	22	20	16		R1 versus R4	1,000
Média (mg L ⁻¹)	30	32	29	29		R2 versus R3	1,000
Máximo (mg L ⁻¹)	37	42	36	36		R2 versus R4	1,000
Desvio Padrão (mg L ⁻¹)	4	7	7	7	R3 versus R4	1,000	
	Nitrato Efluente	Nitrato Efluente	Nitrato Efluente	Nitrato Efluente	0,3246	R1 versus R2	1,000
						R1 versus R3	1,000
Mínimo (mg L ⁻¹)	10	11	7	9		R1 versus R4	1,000
Média (mg L ⁻¹)	16	14	19	24		R2 versus R3	1,000
Máximo (mg L ⁻¹)	24	19	39	43		R2 versus R4	0,540
Desvio Padrão (mg L ⁻¹)	6	3	12	12	R3 versus R4	1,000	