

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
SETOR DE ENGENHARIAS, CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

PABLO FELIPE LOPES GONÇALVES

AVALIAÇÃO DE FILTROS ANAERÓBIOS COM MEIO SUPORTE DE RESÍDUO DE
CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO CONTAMINADO COM GESSO

PONTA GROSSA

2026

PABLO FELIPE LOPES GONÇALVES

AVALIAÇÃO DE FILTROS ANAERÓBIOS COM MEIO SUPORTE DE RESÍDUO DE
CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO CONTAMINADO COM GESSO

Dissertação apresentada como requisito parcial
para a obtenção do título de Mestre em Engenharia
Sanitária e Ambiental no Programa de Pós
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental
pela UNICENTRO/UEPG

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik

PONTA GROSSA

2026

G635 Gonçalves, Pablo Felipe Lopes
Avaliação de filtros anaeróbios com meio suporte de resíduo de construção
e demolição contaminado com gesso / Pablo Felipe Lopes Gonçalves. Ponta
Grossa, 2026.
145 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental - Área de
Concentração: Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade
Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik.

1. Resíduos - construção - demolição. 2. Gesso. 3. Efluentes - tratamento. 4.
Filtros anaeróbios. 5. Alcalinidade. I. Vuitik, Guilherme Araújo. II. Universidade
Estadual de Ponta Grossa. Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. III.T.

CDD: 628.4

PABLO FELIPE LOPES GONÇALVES

AVALIAÇÃO DE FILTROS ANAERÓBIOS COM MEIO SUPORTE DE RESÍDUO DE
CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO CONTAMINADO COM GESSO

Dissertação apresentada para a obtenção
do título de Mestre em Engenharia
Sanitária e Ambiental no Programa de Pós
Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental pela UNICENTRO/UEPG

Ponta Grossa, 23 de setembro de 2026.



Documento assinado digitalmente

GUILHERME ARAUJO VUITIK

Data: 21/10/2026 10:35:48-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik

Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento

Universidade Estadual de Ponta Grossa



Documento assinado digitalmente

ANA CLAUDIA BARANA

Data: 21/10/2026 11:35:49-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. ^a Dra. Ana Claudia Barana

Doutora em Agronomia

Universidade Estadual de Ponta Grossa



Documento assinado digitalmente

LUCAS TADEU FUESS

Data: 21/10/2026 13:48:12-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Lucas Tadeu Fuess

Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento

Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo

À minha esposa Jhenifer
Aos meus pais, João do Carmo e Rosana

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu professor e orientador, Dr. Guilherme Araújo Vuitik, pelo suporte ao longo deste trabalho e de minha trajetória acadêmica, apresentando-me à área do saneamento e mostrando como o conhecimento pode contribuir para a qualidade de vida, o bem-estar social e a dignidade. Agradeço pela paciência, empatia, orientação e, sobretudo, pela amizade construída ao longo desses anos.

Agradeço aos demais professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, pelos conhecimentos compartilhados e pelas contribuições para minha formação acadêmica e profissional. Um agradecimento especial aos professores Dra. Ana Claudia Barana e Dr. Lucas Tadeu Fuess por toda contribuição neste trabalho, com críticas construtivas e sugestões valiosas.

Agradeço ao Laboratório de Saneamento, Laboratório de Materiais de Construção Civil e ao Departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Ponta Grossa, por toda infraestrutura ofertada. Em especial, agradeço ao técnico Cícero e aos colegas Paulo e Josias pela colaboração.

Agradeço à minha esposa, Jhenifer, pela companhia e pelo incentivo constante. Sua presença nas inúmeras tardes de laboratório, auxiliando em ensaios, análises estatísticas e discussões relacionadas à pesquisa, foi fundamental para este trabalho. Mais do que minha companheira de vida, foi também a melhor colega de laboratório que eu poderia ter.

Agradeço aos meus pais, professores, por todo o suporte, incentivo, amor e dedicação ao longo de minha criação, ensinando-me desde cedo o valor da educação como instrumento de transformação de vida.

Agradeço aos meus amigos pela disposição em ajudar e por demonstrarem que o companheirismo construído durante a graduação se estende para além dela. Em especial, agradeço a João Vitor e José Pedro pelo auxílio nas visitas ao laboratório durante o contraturno.

Por fim, agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação Araucária pela concessão da bolsa de mestrado e todo suporte com insumos e equipamentos, tornando possível o desenvolvimento deste trabalho e valorizando a pesquisa universitária.

“A verdadeira generosidade para com o futuro
consiste em dar tudo ao presente”
Albert Camus

RESUMO

GONÇALVES, Pablo Felipe Lopes. *Avaliação de filtros anaeróbios com meio suporte de resíduo de construção e demolição contaminado com gesso*. 2026. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2026.

O uso de resíduos de construção e demolição em sistemas de tratamento sanitário representa uma alternativa de redução dos impactos ambientais e uma oportunidade de valorização das características físico-químicas deste material. Neste contexto, este trabalho avaliou o desempenho e a estabilidade operacional de quatro filtros anaeróbios tratando esgoto sanitário sintético com diferentes composições de meio suporte. Os reatores de bancada foram operados em regime de batelada sequencial, sendo um preenchido com pedra brita e três com RCD contendo 2%, 4% e 6% de gesso. A operação foi conduzida em três Fases, com cargas orgânicas volumétricas de 0,086 kg DQO/m³.dia, 0,796 kg DQO/m³.dia e de 0,987 kg DQO/m³.dia, avaliando-se a demanda química de oxigênio, turbidez, pH, temperatura, alcalinidade e ácidos voláteis totais. Os reatores contendo gesso promoveram redução da DQO e da turbidez, com valores máximos de 60,51% e 89,24% respectivamente, entretanto, o reator preenchido com pedra brita apresentou desempenho superior, com eficiências superiores a 90% para ambos os parâmetros durante quase todo o período experimental. Os reatores contendo RCD apresentaram elevada alcalinidade, com valores máximos de 1.758,32 mgCaCO₃/L, e aumento significativo do pH, com valores entre 11 e 12,6, evidenciando excessiva alcalinização do meio. Apesar da elevada neutralização de ácidos nesses reatores, o aumento da COV foi acompanhado pelo acúmulo de AOVs, com concentrações máximas de 192,94 mgCH₃COOH/L, aumento da relação AI/AP, com valores de até 0,76, e redução da eficiência de remoção de DQO, com desempenhos mínimos de 15,69%, observados principalmente na Fase 3. A análise conjunta desses parâmetros sugere que a alcalinização excessiva promovida pelo RCD e a manutenção de valores muito elevados de pH podem ter estabelecido condições desfavoráveis à acidogênese e metanogênese, reduzindo a conversão dos AOVs e favorecendo seu acúmulo, com consequente aumento da relação AI/AP, maior DQO residual e menor estabilidade operacional. Embora tenham sido observadas diferenças pontuais entre os reatores com gesso, não foi identificada tendência constante nos valores dos parâmetros em função do teor de gesso presente no meio suporte. Conclui-se que os filtros anaeróbios com meio suporte de RCD contaminado com gesso apresentam potencial na redução da turbidez do efluente e também como fonte adicional de alcalinidade. Contudo, nas condições avaliadas, seu uso não proporcionou maior eficiência ou estabilidade operacional em comparação com a pedra brita, sugerindo a necessidade de um maior controle da COV aplicada, preservando a estabilidade do processo anaeróbio.

Palavras-chave: Resíduos de construção e demolição; Gesso; Tratamento de efluentes; Digestão anaeróbia; Filtros anaeróbios; Alcalinidade; Ácidos Voláteis.

ABSTRACT

GONÇALVES, Pablo Felipe Lopes. *Evaluation of anaerobic filters using construction and demolition waste contaminated with gypsum as packing media*. 2026. Dissertation (Master's Degree in Sanitary and Environmental Engineering) – State University of Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2026.

The use of construction and demolition waste in wastewater treatment systems represents an alternative for reducing environmental impacts and an opportunity to take advantage of the physicochemical properties of this material. In this context, this study evaluated the performance and operational stability of four anaerobic filters treating synthetic sanitary wastewater and containing different support media compositions. The bench-scale reactors were operated in sequential batch mode, with one reactor packed with crushed stone and three reactors packed with CDW containing 2%, 4%, and 6% gypsum. The experimental operation was conducted in three phases, with organic loading rates of 0.086 kg COD/m³·d, 0.796 kg COD/m³·d, and 0.987 kg COD/m³·d, respectively. Chemical oxygen demand, turbidity, pH, temperature, alkalinity, and total volatile acids were monitored. The reactors containing gypsum promoted reductions in COD and turbidity, with maximum removal efficiencies of 60.51% and 89.24%, respectively. However, the reactor packed with crushed stone showed superior performance, with removal efficiencies above 90% for both parameters throughout most of the experimental period. The reactors containing CDW exhibited high alkalinity, reaching a maximum value of 1,758.32 mg CaCO₃/L, as well as a significant increase in pH, with values ranging from 11 to 12.6, indicating strong alkalization of the medium. Despite the high acid-neutralizing capacity observed in these reactors, the increase in OLR was accompanied by the accumulation of TVA, with maximum concentrations of 192.94 mg CH₃COOH/L, an increase in the intermediate-to-partial alkalinity ratio, reaching values of up to 0.76, and a decrease in COD removal efficiency, with minimum efficiencies of 15.69%, particularly during Phase 3. The combined analysis of these parameters suggests that the excessive alkalization promoted by the CDW and the maintenance of very high pH values may have created unfavorable conditions for acidogenesis and methanogenesis, reducing TVA conversion and favoring their accumulation, consequently resulting in an increased IA/PA ratio, higher residual COD, and lower operational stability. Although occasional differences were observed among the reactors containing gypsum, no consistent trend in the monitored parameters was identified as a function of the gypsum content in the support medium. It is concluded that anaerobic filters packed with gypsum-contaminated CDW show potential for reducing effluent turbidity and providing an additional source of alkalinity. However, under the conditions evaluated, their use did not result in greater treatment efficiency or operational stability compared with crushed stone, suggesting the need for improved control of the applied OLR to preserve the stability of the anaerobic process.

Keywords: Construction and demolition waste; Gypsum; Wastewater treatment; Anaerobic digestion; Anaerobic filters; Alkalinity; Volatile acids.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Sequência metabólica da digestão anaeróbia e grupos microbianos atuantes	20
Figura 2: Composição química do Carbonato de Cálcio	24
Figura 3: Representação em corte de um filtro anaeróbio	27
Figura 4: Retenção da biomassa no meio suporte por adesão	28
Figura 5: Retenção intersticial da biomassa no meio suporte	28
Figura 6: Fluxograma do processo de produção de gesso	33
Figura 7: Fluxograma das etapas da pesquisa.....	36
Figura 8: Componentes utilizados para montagem dos filtros anaeróbios	37
Figura 9: Representação esquemática dos filtros anaeróbios.....	38
Figura 10: Preparo do gesso para incorporação ao concreto	41
Figura 11: Preparo do RCD contaminado com gesso	42
Figura 12: Lodo anaeróbio coletado e utilizado como inóculo.....	45
Figura 13: Fluxograma das etapas da inoculação dos reatores	47
Figura 14: Sistema completo dos reatores em operação (da esquerda para direita: R1, R2, R3 e R4)	49
Figura 15: Meio suporte dos reatores durante a operação.....	50
Figura 16: DQO média medida na Fase 1.....	55
Figura 17: Eficiência de redução média da DQO na Fase 1	56
Figura 18: DQO média medida na Fase 2.....	58
Figura 19: Eficiência de redução média da DQO na Fase 2	58
Figura 20: DQO média em 24 h na Fase 2	60
Figura 21: DQO média medida na Fase 3.....	62
Figura 22: Eficiência de redução média da DQO na Fase 3	63
Figura 23: Demanda Química de Oxigênio ao decorrer das 3 Fases.....	64
Figura 24: Eficiência de redução da Demanda Química de Oxigênio ao decorrer das 3 Fases	64
Figura 25: Superfície tridimensional correspondente a DQO, Fase e Reator	66
Figura 26: Turbidez média medida na Fase 1	68
Figura 27: Eficiência de redução média da Turbidez na Fase 1.....	69
Figura 28: Turbidez média medida na Fase 2.....	71
Figura 29: Eficiência de redução média da Turbidez na Fase 2.....	71
Figura 30: Turbidez média em 24h na Fase 2.....	73
Figura 31: Turbidez média medida na Fase 3.....	75

Figura 32: Eficiência de redução média da Turbidez na Fase 3.....	76
Figura 33: Turbidez ao decorrer das 3 Fases.....	76
Figura 34: Redução da Turbidez ao decorrer das 3 Fases	77
Figura 35: Superfície tridimensional correspondente a Turbidez, Fase e Reator.....	79
Figura 36: pH médio medido na Fase 1	81
Figura 37: pH médio medido na Fase 2	83
Figura 38: pH médio em 24h na Fase 2	84
Figura 39: pH médio medido na Fase 3	86
Figura 40: pH ao decorrer das 3 Fases.....	87
Figura 41: Superfície tridimensional correspondente ao pH, Fase e Reator	89
Figura 42: Temperatura média medida na Fase 1	91
Figura 43: Temperatura média medida na Fase 2	93
Figura 44: Temperatura média medida na Fase 3	94
Figura 45: Temperatura ao decorrer das 3 Fases.....	95
Figura 46: Superfície tridimensional correspondente a Temperatura, Fase e Reator	97
Figura 47: Alcalinidade Total média medida na Fase 1.....	99
Figura 48: Relação Al/AP média medida na Fase 1.....	101
Figura 49: Alcalinidade Total média medida na Fase 2.....	103
Figura 50: Relação Al/AP média medida na Fase 2.....	104
Figura 51: Alcalinidade Total média em 24h na Fase 2	107
Figura 52: Alcalinidade Total média medida na Fase 3.....	109
Figura 53: Relação Al/AP média medida na Fase 3.....	110
Figura 54: Alcalinidade Total ao decorrer das 3 Fases	112
Figura 55: Alcalinidade Parcial ao decorrer das 3 Fases	112
Figura 56: Alcalinidade Intermediária ao decorrer das 3 Fases	113
Figura 57: Superfície tridimensional correspondente a Alcalinidade Total, Fase e Reator	115
Figura 58: Ácidos Orgânicos Voláteis medidos na Fase 1	117
Figura 59: Ácidos Orgânicos Voláteis medidos na Fase 2	119
Figura 60: Ácidos Orgânicos Voláteis em 24h na Fase 2.....	121
Figura 61: Ácidos Orgânicos Voláteis medidos na Fase 3.....	123
Figura 62: Ácidos Orgânicos Voláteis ao decorrer das 3 Fases.....	124
Figura 63: Superfície tridimensional correspondente aos Ácidos Orgânicos Voláteis, Fase e Reator.....	128

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Meios suporte alternativos em filtros anaeróbios e suas eficiências de remoção de DQO	16
Tabela 2 - Materiais utilizados na produção do concreto	40
Tabela 3 - Descrição dos reatores anaeróbios operados no trabalho	43
Tabela 4 - Compostos e reagentes para produção de esgotos sanitários sintéticos.	43
Tabela 5 - Concentração dos compostos e reagentes para o esgoto sanitário sintético	44
Tabela 6 - Concentração dos compostos e reagentes para a solução de sais	44
Tabela 7 - Série de sólidos do lodo coletado na ETE Ronda	46
Tabela 8 - Regime de operação dos reatores	49
Tabela 9 - Métodos de análise dos parâmetros monitorados.....	51
Tabela 10 - Demanda Química de Oxigênio (mg O ₂ /L) e sua eficiência de redução durante a Fase 1	54
Tabela 11 - Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L) e sua eficiência de redução durante a Fase 2	57
Tabela 12 - Demanda Química de Oxigênio (mg O ₂ /L) e sua eficiência de redução em 24h (Fase 2).....	59
Tabela 13 - Demanda Química de Oxigênio (mg O ₂ /L) e sua eficiência de redução durante a Fase 3	61
Tabela 14 - Grupos estatísticos para a DQO em função do teor de gesso	65
Tabela 15 - Turbidez (NTU) e sua eficiência de redução durante a Fase 1	68
Tabela 16 - Turbidez (NTU) e sua eficiência de redução durante a Fase 2	70
Tabela 17 - Turbidez (NTU) e sua eficiência de redução em 24h (Fase 2).....	72
Tabela 18 - Turbidez (NTU) e sua eficiência de redução durante a Fase 3	74
Tabela 19 - Grupos estatísticos para a Turbidez em função do teor de gesso	78
Tabela 20 - pH das amostras coletadas durante a Fase 1	80
Tabela 21 - pH das amostras coletadas durante a Fase 2	82
Tabela 22 - pH em 24h (Fase 2)	84
Tabela 23 - pH das amostras coletadas durante a Fase 3	85
Tabela 24 - Grupos estatísticos para o pH em função do teor de gesso.....	88
Tabela 25 - Temperatura (°C) das amostras coletadas durante a Fase 1	91
Tabela 26 - Temperatura (°C) das amostras coletadas durante a Fase 2	92
Tabela 27 - Temperatura (°C) das amostras coletadas durante a Fase 3.....	94
Tabela 28 - Grupos estatísticos para a Temperatura em função do teor de gesso...	96
Tabela 29 - Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L) e relação Al/AP das amostras durante a Fase 1	99

Tabela 30 - Alcalinidade Parcial e Intermediária (mgCaCO ₃ /L) das amostras durante a Fase 1	102
Tabela 31 - Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L) e relação Al/AP das amostras durante a Fase 2	103
Tabela 32 - Alcalinidade Parcial e Intermediária (mgCaCO ₃ /L) das amostras durante a Fase 2	105
Tabela 33 - Alcalinidade Total em 24h (Fase 2).....	106
Tabela 34 - Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L) e Al/AP das amostras coletadas durante a Fase 3	108
Tabela 35 - Alcalinidade Parcial e Intermediária (mgCaCO ₃ /L) das amostras durante a Fase 3	111
Tabela 36 - Grupos estatísticos para a Alcalinidade Total em função do teor de gesso	115
Tabela 37 – Ácidos Orgânicos Voláteis (mgCH ₃ COOH/L) das amostras coletadas durante a Fase 1	116
Tabela 38 - Ácidos Orgânicos Voláteis (mgCH ₃ COOH/L) das amostras coletadas durante a Fase 2	118
Tabela 39 - Ácidos Orgânicos Voláteis em 24h (Fase 2)	120
Tabela 40 - Ácidos Orgânicos Voláteis (mgCH ₃ COOH/L) das amostras coletadas durante a Fase 3	122
Tabela 41 - Grupos estatísticos para os Ácidos Orgânicos Voláteis em função do teor de gesso.....	127

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS.....	18
2.1 OBJETIVO GERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
3.1 DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	19
3.2 ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS	21
3.3 ALCALINIDADE, CONTROLE DO PH E O CARBONATO DE CÁLCIO	22
3.4 FILTRO ANAERÓBIO	25
3.5 RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO	30
3.6 GESSO EM RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO	32
3.7 CONSIDERAÇÕES GERAIS	35
4 METODOLOGIA	36
4.1 MONTAGEM DOS REATORES.....	37
4.2 PEDRA BRITA COMO MEIO SUPORTE.....	39
4.3 RESÍDUO COM GESSO COMO MEIO SUPORTE	40
4.4 ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO.....	43
4.5 INOCULAÇÃO DOS REATORES	45
4.6 OPERAÇÃO DOS REATORES.....	47
4.7 ENSAIOS LABORATORIAIS.....	50
4.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA	52
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	53
5.1 DQO	53
5.1.1 DQO Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m ³ .dia)	54
5.1.2 DQO Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m ³ .dia)	56
5.1.3 Comportamento da DQO em 24h.....	59

5.1.4 DQO Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m ³ .dia)	61
5.1.5 Análise geral da DQO durante a operação.....	63
5.1.6 Demanda Química de Oxigênio e o teor de gesso	65
5.2 TURBIDEZ	67
5.2.1 Turbidez Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m ³ .dia).....	67
5.2.2 Turbidez Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m ³ .dia).....	69
5.2.3 Comportamento da turbidez em 24h	72
5.2.4 Turbidez Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m ³ .dia).....	74
5.2.5 Análise geral da turbidez durante a operação	76
5.2.6 Turbidez e o teor de gesso	78
5.3 PH	79
5.3.1 PH Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m ³ .dia).....	80
5.3.2 PH Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m ³ .dia).....	82
5.3.3 Comportamento do pH em 24h	83
5.3.4 PH Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m ³ .dia).....	85
5.3.5 Análise geral do pH durante a operação	87
5.3.6 PH e o teor de gesso	88
5.4 TEMPERATURA	90
5.4.1 Temperatura Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m ³ .dia)	90
5.4.2 Temperatura Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m ³ .dia)	92
5.4.3 Temperatura Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m ³ .dia)	93
5.4.4 Análise geral da temperatura durante a operação	95
5.4.5 Temperatura e o teor de gesso	96
5.5 ALCALINIDADE TOTAL, PARCIAL E INTERMEDIÁRIA	97
5.5.1 Alcalinidade Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m ³ .dia)	98
5.5.2 Alcalinidade Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m ³ .dia)	102
5.5.3 Comportamento da Alcalinidade Total em 24h.....	106

5.5.4 Alcalinidade Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m ³ .dia)	107
5.5.5 Análise geral da Alcalinidade durante a operação	112
5.5.6 Alcalinidade Total e o teor de gesso	114
5.6 ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS	116
5.6.1 Ácidos Orgânicos Voláteis Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m ³ .dia).....	116
5.6.2 Ácidos Orgânicos Voláteis Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m ³ .dia).....	118
5.6.3 Comportamento dos AOVs em 24h.....	120
5.6.4 Ácidos Orgânicos Voláteis Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m ³ .dia).....	121
5.6.5 Análise geral dos AOVs durante a operação.....	123
5.6.6 Ácidos Orgânicos Voláteis e o teor de gesso	126
5.7 RESUMO GERAL DAS FASES	128
5.7.1 Resumo Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m ³ .dia)	129
5.7.2 Resumo Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m ³ .dia)	129
5.7.3 Resumo Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m ³ .dia)	131
6 CONCLUSÃO	132
7 RECOMENDAÇÕES FUTURAS.....	133
REFERÊNCIAS.....	134

1 INTRODUÇÃO

Abrangendo as tarefas de coleta, transporte, tratamento e disposição final dos efluentes, o esgotamento sanitário é estabelecido como um dos serviços que carecem da universalização de acesso no Brasil (Brasil, 2020). A meta de levar este direito à maior parcela da população está inclusa no Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) e, juntamente ao abastecimento de água potável, limpeza urbana e manejo de águas pluviais, corresponde a uma das responsabilidades governamentais mais importantes até 2033 (Brasil, 2023).

Visando alcançar tais objetivos, o Estado Brasileiro permite o emprego de sistemas descentralizados em serviços de coleta e tratamento de esgoto em localidades não atendidas pela infraestrutura pública (Brasil, 2020). Conforme Massoud *et al.* (2008) argumentam, o emprego deste tipo de abordagem permite maior flexibilidade de gestão e diversidade de tecnologias disponíveis. Estes sistemas são recomendados para pequenas vazões e geralmente estabelecidos na proximidade do local de geração do efluente (Larsen *et al.*, 2013).

No Brasil, destaca-se o uso de filtros anaeróbios, geralmente associados a tanques sépticos e sumidouros (Zago; Dusi, 2017). Esse tipo de sistema atua como uma unidade de contato onde o efluente passa através de uma massa de sólidos biológicos presente dentro do reator, difundindo-se pela superfície do biofilme e sendo convertido em metano e gás carbônico (Chernicharo, 2007).

Além do seu emprego em sistemas descentralizados de tratamento de efluentes, os filtros anaeróbios são empregados em estações de tratamento de esgoto de pequeno porte, com vazão diária inferior a 12.000 L/dia e carga orgânica total de até 3,80 kgDBO/dia (Brasil, 2024). Segundo Mesquita *et al.* (2021), cerca de 31% das ETEs de pequeno porte em operação no Brasil, aquelas com população atendida de até 2.000 habitantes, utilizam o sistema constituído por tanque séptico seguido de filtro anaeróbio (TS+FAN). Este contexto resulta em um interesse de encontrar materiais viáveis como meio suporte.

O material de enchimento em filtros anaeróbios apresenta significativa influência no crescimento e retenção da biomassa aderida no meio, impactando em suas eficiências de tratamento (Kuan-Yeow, 1999). Esse material deve ser inerte, durável e de baixo custo, possuindo características que proporcionem a fixação do biofilme e percolação do efluente tratado (Andrade Neto; Pereira; Melo, 2000).

Além de permitir a aderência da biomassa em sua superfície, o meio suporte também deve apresentar formato propenso à criação de interstícios, de modo que flocos suspensos fiquem retidos nestes espaços, elevando o tempo de residência de sólidos nos reatores e baixando, de forma moderada, o tempo de detenção hidráulica do sistema. Essa combinação de fatores aumenta o desempenho de reatores anaeróbios de leito fixo, consolidando uma ótima alternativa para tratar águas residuárias de baixa concentração orgânica (Chernicharo, 2007).

Com esses princípios estabelecidos, uma pluralidade de opções de meio suportes são investigadas pela comunidade acadêmica. A Tabela 1 compila o desempenho de diferentes filtros anaeróbios, com meio suporte diversos, na redução da Demanda Química de Oxigênio (DQO). Nota-se que diferentes efluentes tratados em condições singulares de operação resultarão em níveis distintos de redução de DQO, todavia, é perceptível a variedade de materiais empregados.

Tabela 1 - Meios suporte alternativos em filtros anaeróbios e suas eficiências de remoção de DQO

Meio Suporte	Efluente Tratado	Redução da DQO	Referência
Carvão ativado	Esgoto sanitário sintético	81 – 94%	Baettker <i>et al.</i> (2018)
Borracha de pneu	Esgoto sanitário sintético	63 – 88%	Baettker <i>et al.</i> (2018)
Cerâmica de argila	Esgoto sanitário sintético	61 – 81%	Baettker <i>et al.</i> (2018)
Bucha vegetal	Efluente de tanque séptico	33 – 55%	Fernandes <i>et al.</i> (2015)
Aparas de eletroduto	Efluente de tanque séptico	23 – 45%	Fernandes <i>et al.</i> (2015)
Pedra granítica	Efluente de tanque séptico	30 – 52%	Fernandes <i>et al.</i> (2015)
Anéis de bambu	Esgoto sanitário real	75 – 88%	Tonetti <i>et al.</i> (2011)
Casca de coco verde	Esgoto sanitário real	54 – 86%	Cruz <i>et al.</i> (2010)

Fonte: Autor (2026)

Uma parcela considerável dos estudos acerca de materiais alternativos para meio suporte em reatores anaeróbios de leito fixo visa o emprego de componentes sem valor agregado, como resíduos ou subprodutos de atividades industriais e de agricultura. Dentre as possibilidades, a utilização de resíduos de construção e demolição (RCD) apresenta grande potencial pois representa um grande volume de geração e configura um problema em sua destinação final (Baettker *et al.*, 2018).

No Brasil, Paulino *et al.* (2023) trazem que o volume total de RCD gerado em 2023 superou 44 milhões de toneladas, com projeções nacionais estimadas em até 100 milhões de toneladas. Dados nacionais indicam que 44,5% do peso total do RCD gerado provêm do sudeste do país, destacando-se o estado de São Paulo

(Abrecon, 2020). Globalmente, o volume de RCD gerado corresponde a mais de 10 bilhões de toneladas anuais (Wang *et al.*, 2019). Na Europa, os RCD correspondem a cerca de 34,7% do total de resíduos gerados por ano (Eurostat, 2019) e sua reciclagem em certas regiões chega a 95% (Ângulo, 2005).

A utilização desses resíduos como meio suporte justifica-se pela facilidade de aquisição, disponibilidade e baixo valor em relação a outros materiais comumente empregados, como a pedra brita (Campos; Kautzmann, 2004). Ensaios em laboratório utilizando RCD como meio suporte alcançaram eficiências de até 81% na redução da DQO (Baettker *et al.*, 2018). Outros parâmetros, como turbidez e odor, também foram tratados (Passos *et al.*, 2021).

Nota-se ainda uma preocupação dos autores deste tema em relação concentração de ácidos no meio, uma vez que, para um tratamento anaeróbio eficiente é necessário que o pH esteja entre 6,6 a 7,4 para as atividades metabólicas envolvidas, sobretudo durante a etapa da metanogênese (Chernicharo, 2007). Entende-se, portanto, que o controle do potencial hidrogeniônico e alcalinidade são essenciais ao sucesso da digestão anaeróbia (Vuitik, 2017).

Para evitar o desbalanceamento do pH do meio durante a digestão anaeróbia é comum o uso de alcalinizantes (Deublein; Steinhauser, 2011). Os principais produtos químicos empregados são: hidróxido de sódio, (bi) carbonato, (bi) fosfato, óxido de cálcio, hidróxido de cálcio e ureia. (Formagani, 2015).

Dentre a pluralidade de materiais presentes nos RCD, a fração inorgânica de origem mineral também apresenta potencial para reciclagem (John, 2000). O óxido de cálcio (CaO) destaca-se com teores de até 14%, estando presente em aglomerantes, cimento, concreto e gesso (Ulsen *et al.*, 2010).

Resíduos contaminados com gesso mal armazenados ou descartados podem representar perigo para a saúde humana e ao meio ambiente pois, quando em contato com o lixiviado, aumentam a umidade local e favorecem a conversão do sulfato de cálcio em sulfeto de hidrogênio por atividade microbiológica, gerando mal odor e contaminando águas subterrâneas (Kijjanapanich *et al.*, 2013).

Neste cenário, observa-se uma oportunidade em reutilizar RCD contaminado com gesso como material suporte em filtros anaeróbios, contribuindo com a redução dos impactos ambientais da construção civil e viabilizando a operação dessas unidades de tratamento a partir da valorização da composição química e física de seu meio suporte, sobretudo atuando como alcalinizante.

2 OBJETIVOS

Este estudo se propõe analisar as condições físico-químicas observadas em filtros anaeróbios, preenchidos com resíduos de construção e demolição contaminados com gesso, durante o tratamento de efluente sanitário sintético.

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência do teor de gesso presente em resíduos de construção e demolição utilizados como meio suporte em filtros anaeróbios sobre a estabilidade operacional e a eficiência do tratamento de efluente sanitário sintético.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Analisar o desempenho dos reatores na remoção de matéria orgânica, por meio da conversão biológica de carbono, sob diferentes cargas orgânicas volumétricas.

Avaliar a influência do teor de gesso do meio suporte sobre a estabilidade operacional dos reatores anaeróbios, com base nos parâmetros físico-químicos monitorados.

Investigar a capacidade de tamponamento dos reatores, decorrente da dissolução do carbonato de cálcio presente no meio suporte.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta os fundamentos teóricos necessários para a compreensão do trabalho e discussão dos resultados obtidos. Inicialmente, são abordados os princípios da digestão anaeróbia, suas etapas metabólicas, microrganismos envolvidos e os produtos intermediários gerados, com destaque para os ácidos orgânicos voláteis, sua produção, causas e consequências do seu acúmulo, além de estratégias para seu controle.

Em seguida, são discutidos os conceitos de alcalinidade e capacidade de tamponamento, enfatizando os mecanismos de neutralização da acidez e o uso de compostos alcalinizantes, como o carbonato de cálcio. Também são apresentadas as características dos filtros anaeróbios, incluindo seu funcionamento, aspectos construtivos, eficiência de tratamento e a influência do meio suporte no desempenho do reator.

Por fim, são abordados os resíduos de construção e demolição (RCD), suas características, impactos ambientais e potencial de reaproveitamento, com destaque para os resíduos contendo gesso, sua composição, utilização na construção civil e alternativas de reciclagem. Ao final, são apresentadas considerações gerais que relacionam os temas discutidos com o presente trabalho, destacando o potencial do RCD contaminado com gesso como meio suporte em filtros anaeróbios, contribuindo para o tamponamento do sistema.

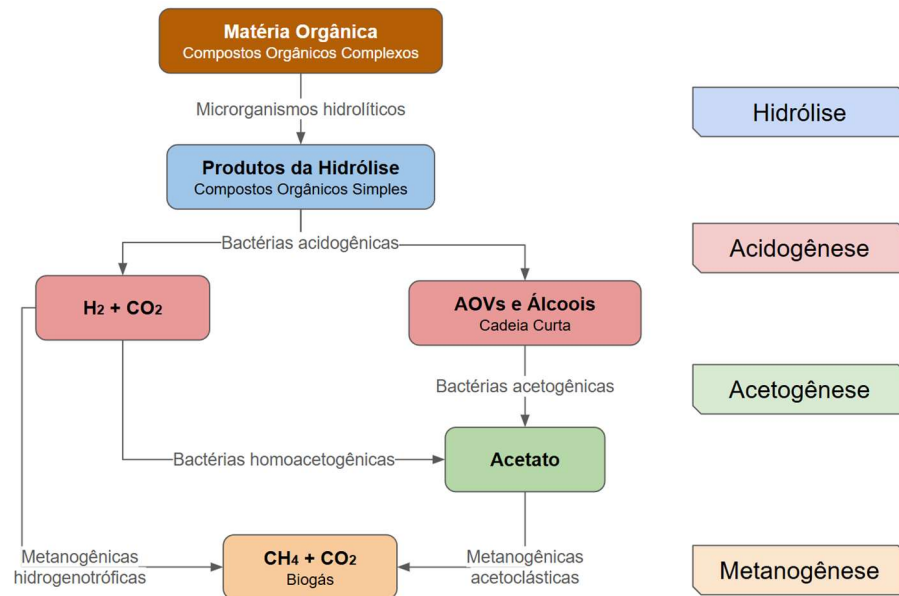
3.1 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo biológico de degradação da matéria orgânica mediada por microrganismos anaeróbios estritos e facultativos. Esse processo ocorre na ausência de oxigênio molecular e promove principalmente a formação de metano, hidrogênio molecular e dióxido de carbono (Tomasini, 2025). Pode ser empregada em sistemas de tratamento de efluentes sanitários, apresentando baixa demanda de área para sua instalação, baixo custo operacional e um baixo volume de lodo gerado, comparado a outros métodos de tratamento (von Sperling, 2005).

Didaticamente, são estabelecidas quatro etapas para a digestão anaeróbia: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Em cada uma dessas fases

são gerados produtos e subprodutos, os quais provêm da atividade de diferentes grupos microbianos (Kunz *et al.*, 2022), conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1: Sequência metabólica da digestão anaeróbia e grupos microbianos atuantes



Fonte: Adaptado de Tomasini (2025)

A primeira etapa é denominada hidrólise, nela os compostos de alta massa molecular são degradados em compostos orgânicos mais simples. Isso ocorre devido a ação das enzimas extracelulares excretadas pelas chamadas bactérias hidrolíticas fermentativas, que quebram as cadeias químicas dos biopolímeros com objetivo de possibilitar a penetração das substâncias através das membranas celulares das bactérias fermentativas (Chernicharo, 2007).

A segunda etapa é a acidogênese, na qual os compostos orgânicos solúveis gerados na hidrólise são metabolizados por microrganismos fermentativos, como as bactérias acidogênicas. Nesta fase, ocorre a geração de ácidos orgânicos de cadeia curta (como acetato, formato, lactato, propionato e butirato), álcoois, óxidos de nitrogênio, sulfeto de hidrogênio, hidrogênio molecular e dióxido de carbono (Swinbourn; Li; Wang, 2024). Carboidratos presentes no substrato são convertidos em piruvato e, posteriormente, em ácido lático e etanol (Kunz *et al.*, 2022).

A etapa seguinte chama-se acetogênese, fase em que as bactérias acetogênicas convertem os produtos intermediários, como os ácidos orgânicos voláteis, em acetato, hidrogênio molecular e dióxido de carbono. Também atuantes

nessa etapa, as bactérias homoacetogênicas apresentam capacidade de produzir acetato a partir do hidrogênio e dióxido de carbono presente (Fuess, 2017).

A etapa final da digestão anaeróbia é a metanogênese. Nesta fase o carbono é convertido em biogás a partir da atividade das arqueias metanogênicas. O hidrogênio molecular e dióxido de carbono presentes no meio são convertidos em metano pelas arqueais metanogênicas hidrogênotróficas. O acetato presente no meio é convertido em metano pelas arqueias metanogênicas acetoclásticas. (Chernicharo, 2007).

3.2 ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS

Os ácidos orgânicos voláteis (AOVs) são um grupo de ácidos carboxílicos de cadeia curta, produzidos principalmente por bactérias fermentativas durante a etapa de acidogênese da digestão anaeróbia (De Groof *et al.*, 2019).

Os AOVs são chamados assim pois apresentam baixa massa molecular e alta volatilidade, podendo ser arrastados para a fase gasosa em condições de temperatura e pH favoráveis. Os ácidos acético, propiônico e butírico são os mais gerados, sendo importantes como intermediários e metabólitos no processo da digestão anaeróbia (Cerqueira *et al.*, 2011).

A concentração destes AOVs em reatores anaeróbios pode impactar no metabolismo das bactérias metanogênicas, estimulando, inibindo ou até mesmo apresentar toxicidade dependendo de suas quantidades (Cerqueira *et al.*, 2011). Sua geração é afetada pelas características do inóculo, substrato, pH, temperatura e tempo de retenção hidráulica do sistema (De Groof *et al.*, 2019).

Um pH próximo a neutralidade e condições de temperatura na faixa mesofílica (acima de 30°C) podem favorecer a atividade metabólica dos microrganismos acidogênicos, acelerando as reações de conversão da matéria orgânica e aumentando a formação de AOVs (Zhou *et al.*, 2018). Além de afetar a produtividade dos ácidos graxos, a temperatura também influencia a composição química destes produtos gerados (Jiang *et al.*, 2013).

Silva *et al.* (2020) destacam que o pH do meio influencia a toxicidade desses compostos, pois, em condições mais ácidas, ocorre um aumento da fração de ácidos carboxílicos na forma não ionizada. Essas formas apresentam maior capacidade de difusão através da membrana celular das arqueias metanogênicas,

podendo causar desequilíbrio intracelular e inibição da atividade metanogênica, afetando negativamente a geração de metano. Variações bruscas no pH do meio, podem provocar perda total do digestor (Souza, 1984).

O acúmulo de ácidos orgânicos voláteis também promove o consumo da alcalinidade do sistema, principalmente pela neutralização dos íons hidrogênio liberados durante a dissociação desses compostos. Quando a taxa de produção de AOVs supera a capacidade de consumo pelas arqueias metanogênicas, ocorre redução da alcalinidade disponível e consequente perda da capacidade de tamponamento, podendo levar à queda do pH e à inibição da metanogênese (Silva *et al.*, 2020).

Segundo Souza (1984), na fase metanogênica a atividade metabólica se dá por arqueias mais sensíveis ao ambiente e com menor taxa de reprodução em relação aos microrganismos presentes na fase acidogênica, configurando a última etapa da digestão anaeróbia como o passo limitante do processo. Os microrganismos que produzem metano apresentam estabilidade metabólica em ambientes com faixas de pH entre 6,0 e 8,0. O crescimento ótimo desses grupos microbianos ocorre em meios com pH entre 6,6 e 7,4 (Speece, 1996).

Comparando-se os diferentes grupos microbianos, as bactérias produtoras de ácidos apresentam menor sensibilidade à variação de pH do meio, apresentando atividade em ambientes com faixa inferior de pH de até 4,5. Dessa forma, é possível existir reatores com produção de metano interrompida e com produção de ácidos ainda ativa, fato que ocasionará a acidificação do meio e consequente inibição dos microrganismos metanogênicos, causando o colapso da digestão anaeróbia (Chernicharo, 2016).

Uma das principais medidas tomadas para evitar esse colapso é a adição de agentes tamponantes, que mantêm o pH do meio estável ao atuar como fonte adicional de alcalinidade. Quanto maior a alcalinidade, maior a capacidade do sistema de absorver a produção de ácidos sem alteração do pH (Costa *et al.*, 2025).

3.3 ALCALINIDADE, CONTROLE DO PH E O CARBONATO DE CÁLCIO

A alcalinidade é um parâmetro químico associado à capacidade de um sistema aquoso em neutralizar compostos ácidos presentes e manter o pH estável (Costa *et al.*, 2025). Em reatores anaeróbios, essa capacidade está principalmente

relacionada à presença de espécies alcalinas, como bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}), que atuam como agentes de tamponamento (Formagani, 2015).

A Equação 1 representa a dissociação do ácido acético (um AOV) em água, resultando na liberação do íon hidrogênio, responsável pela acidez do meio.



A Equação 2 representa a neutralização destes íons de hidrogênio pelo bicarbonato, decompondo o ácido carbônico em água e gás carbono



Durante a digestão anaeróbia, os AOVs formados na etapa acidogênica liberam íons H^+ no meio e podem consumir a alcalinidade disponível. Quando a produção desses ácidos supera sua conversão pelas etapas subsequentes, ocorre o acúmulo desses compostos. Dessa forma, a manutenção de uma alcalinidade adequada é essencial para garantir a estabilidade do processo anaeróbio e evitar a acidificação do sistema. Um ambiente com pH desbalanceado pode afetar diretamente a atividade enzimática do sistema, tornando o meio tóxico para alguns grupos de bactérias (Lettinga et. al., 1996).

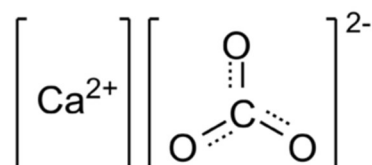
Conforme apontado por Damasceno et. al. (2007), em reatores anaeróbios, quando a produção de ácidos excede o consumo, torna-se necessário adicionar fontes externas de alcalinidade ou adotar estratégias operacionais adequadas. Essa prática representa um custo operacional adicional para sistemas anaeróbios, além de demandar monitoramento e controle contínuo do processo. Em análises de custos operacionais de algumas estações de tratamento de esgoto (ETE) o desembolso com reagentes, gestão do lodo e manutenção do sistema representou em média 39% do custo geral de toda operação da ETE (Santos, 2018).

Essas estações de tratamento normalmente gerenciam a adição de alcalinizantes utilizando cal, carbonato de sódio, bicarbonato de sódio ou hidróxido de magnésio, avaliando os custos e problemas operacionais (Metcalf e Eddy, 2016). É possível também adicionar o carbonato de cálcio (CaCO_3) como regulador da

concentração de ácidos, possibilitando a atividade metabólica de determinadas culturas microbiológicas (Ortiz, Cáceres, 2008).

O carbonato de cálcio (CaCO_3) é obtido a partir da reação entre o óxido de cálcio (CaO) e o dióxido de carbono (CO_2), induzidos em atividades de beneficiamento e extração da calcita, em um processo chamado de carbonatação (Neumann *et al.*, 2010). Seu emprego é notado em atividades diversas, que vão desde o uso como matéria prima na construção civil até a indústria farmacêutica e alimentícia. A composição química do Carbonato de Cálcio (CaCO_3) pode ser visualizada na Figura 2.

Figura 2: Composição química do Carbonato de Cálcio



Fonte: Sinergia Científica (2024)

O carbonato de cálcio atua como uma fonte gradual de alcalinidade, dissolvendo-se à medida que o meio se torna mais ácido (Lettinga *et al.*, 1996). A Equação 3 apresenta a reação fundamental, na qual o carbonato entra em contato com íons de hidrogênio presentes no meio.



Nesta reação, os íons de hidrogênio são consumidos, formando bicarbonato e aumentando a alcalinidade disponível para o tamponamento (Formagani, 2015). Se ocorrer excesso de acidez no meio, o bicarbonato gerado pode reagir, conforme a Equação 2.

O óxido de cálcio (CaO), comercialmente chamado de cal virgem, também apresenta-se como uma alternativa empregada na suplementação da alcalinidade em reatores anaeróbios (Lettinga *et al.*, 1996). Esse composto reage com o gás carbônico (CO_2) presente no meio líquido, formando carbonato de cálcio (CaCO_3) e atuando conforme apresentado na Equação 3.

É necessário garantir a quantidade mínima de gás carbônico para que carbonatação aconteça, de modo que a reação apresentada na equação 3 ocorra, não restando cal livre no meio e evitando elevações indesejadas do pH, formação de precipitado e incrustações (Chernicharo, 2016).

A cal hidratada Ca(OH)_2 , obtida pela adição de água à cal virgem, também é utilizada como composto alcalinizante em estações de tratamento de efluentes (Formagani, 2015). Diferentemente do óxido de cálcio e do carbonato de cálcio, que atuam a partir da geração de bicarbonato, a cal hidratada auxilia no tamponamento do sistema ao liberar íons hidroxila (OH^-) quando dissolvida em água, aumentando o pH e neutralizando a acidez do meio. A dissociação da cal hidratada é apresentada na Equação 4.



Os íons hidroxila liberados reagem com os prótons presentes no meio, reduzindo a acidez e elevando o pH, conforme apresentado na Equação 5.



Outros compostos químicos também podem ser utilizados como fonte adicional de alcalinidade, como é o caso de bicarbonato de sódio, contudo, apresenta custo elevado e pode ser tóxico para certos tipos de biomassa (Chernicharo, 2016). Em contrapartida, a suplementação de alcalinidade com bicarbonato de sódio dispensa a necessidade de neutralização com dióxido de carbono (Speece, 1996).

3.4 FILTRO ANAERÓBIO

A biomassa presente em um reator anaeróbio, responsável por converter a matéria orgânica em biogás, pode estar presente de forma dispersa ou aderida no meio. No segundo caso, pressupõe-se o desenvolvimento de microrganismos agregados a um material inerte, formando um biofilme. Esse tipo de estruturação possibilita uma elevação no tempo de retenção celular, com uma redução no tempo de detenção hidráulica do efluente, permitindo sistemas mais compactos e

eficientes, chamados de sistemas de alta taxa, como é o caso dos reatores anaeróbios de leito fixo (Chernicharo, 2007).

O filtro anaeróbio é um exemplo de reator anaeróbio de leito fixo, que atua a partir da atividade dos microrganismos aderidos na superfície do material suporte depurando o efluente (Metcalf; Eddy, 2016). Ao percolar na superfície, e pelos interstícios do meio suporte, a matéria orgânica é consumida por microrganismos anaeróbios, gerando metano e gás carbônico (Avila, 2005).

Em conjunto com o tanque séptico, o filtro anaeróbio apresenta faixas de eficiência de 40% a 75% na remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e valores de 60% a 90% na remoção de sólidos suspensos totais (SST). Os sólidos sedimentáveis (SS) são reduzidos em 70% ou mais, variando de acordo com a temperatura do meio (ABNT, 1997). Por isso, o filtro anaeróbio é comumente utilizado como tratamento secundário para pequenas vazões, após a fossa séptica (von Sperling, 2005).

Chernicharo (2007) defende que o bom desempenho deste tipo de sistema no tratamento de efluentes se dá pelo alto tempo de retenção celular da microbiota, usualmente superior a 20 dias, uma vez que estão fixados ao meio suporte e presentes nos vazios entre o recheio do reator.

Essa tecnologia de tratamento é indicada para regiões desprovidas de sistema de esgotamento sanitário de grande porte, como comunidades isoladas, apresentando-se também como uma alternativa provisória. Sua implantação deve permitir facilidade de acesso para inspeção, manutenção e limpeza, além de respeitar distâncias mínimas em relação a fonte geradora. O lançamento do efluente tratado no solo ou em corpo hídrico deve atender a legislação vigente no que diz respeito aos padrões de lançamento (ABNT, 2024).

Filtros anaeróbios apresentam menores custos de operação e manutenção quando comparados com sistemas centralizados de tratamento, além de uma baixa demanda energética (Santos, 2018). Em contrapartida, a ampla variação da carga poluente no esgoto bruto e a ausência de regulamentação sobre a operação e manutenção do sistema são um desafio na adoção desta tecnologia (Mesquita *et al.*, 2021).

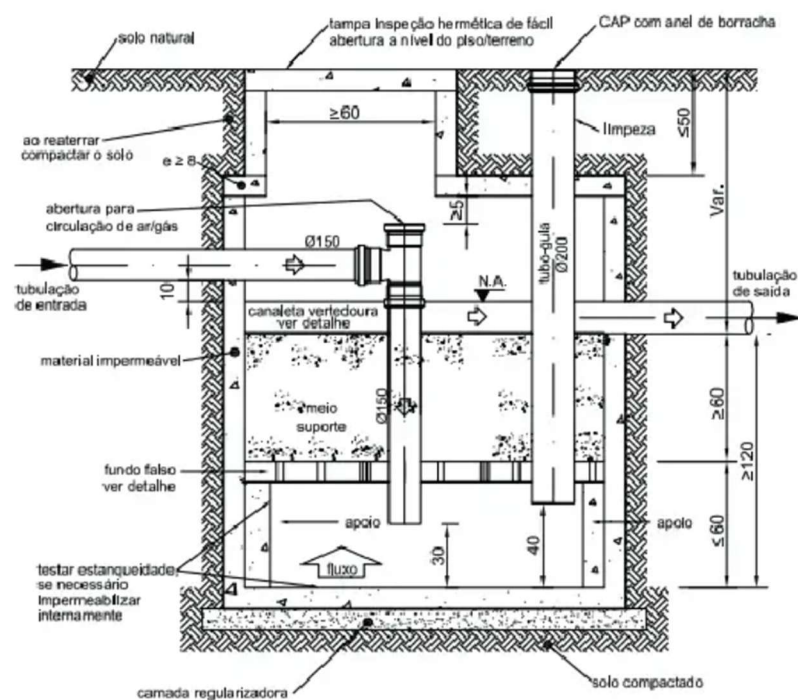
O sistema construtivo escolhido para filtros anaeróbios deve oferecer resistência mecânica aos esforços atuantes, às intempéries e apresentar estanqueidade. Normalmente, essa unidade é composta por uma câmara inferior

vazia, que recebe o efluente, e uma câmara superior preenchida pelo meio suporte, na qual o efluente segue para tratamento. A norma brasileira determina que, para o material filtrante, devem ser empregados materiais resistentes ao meio agressivo. Estes reatores podem apresentar formato prismático ou cilíndrico (ABNT, 2024).

A Figura 3 apresenta um detalhe em corte de um filtro anaeróbio, destacando cuidados com impermeabilização, presença de fundo falso e dispositivos para ventilação e vistoria.

Esses filtros são operados com fluxo ascendente, com o efluente sendo disperso tanto no espaço vazio do reator quanto na superfície do meio suporte (ABNT, 2024). A falta de manutenção e lavagem dessas unidades pode ocasionar o entupimento ou a formação de caminhos preferenciais no meio suporte, reduzindo a eficiência do sistema (Chernicharo, 2007).

Figura 3: Representação em corte de um filtro anaeróbio



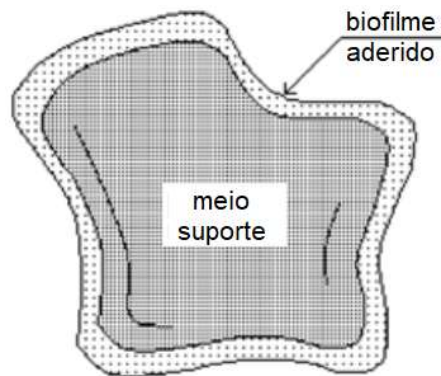
Fonte: ABNT (2024)

Nesses reatores, o meio suporte deve apresentar elevada área superficial específica e alta porosidade, favorecendo a adesão, o crescimento e a retenção da biomassa, fatores essenciais para o bom desempenho do sistema. A biomassa pode estar presente na forma de biofilme aderido à superfície do meio suporte,

dispersa e retida nos interstícios do material de enchimento ou, ainda, na forma de flocos e grânulos acumulados na região inferior do reator (Chernicharo, 2007).

O biofilme apresenta um comportamento de retenção por adesão, no qual a capacidade adesiva das bactérias se mostra excepcional, resistindo às forças de cisalhamento (Chernicharo, 2007). A Figura 4 apresenta um esquema dessa forma de retenção.

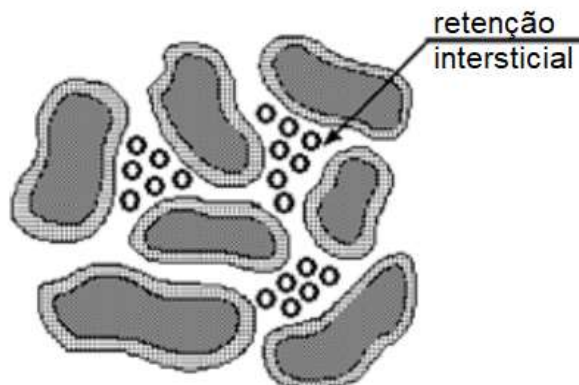
Figura 4: Retenção da biomassa no meio suporte por adesão



Fonte: Chernicharo (2007)

A biomassa retida de forma dispersa fica concentrada nos vazios do meio suporte. A representação dessa forma de retenção é apresentada na Figura 5.

Figura 5: Retenção intersticial da biomassa no meio suporte



Fonte: Chernicharo (2007)

Além de uma elevada área superficial, o meio suporte ideal deve apresentar durabilidade, porosidade, resistência mecânica e baixo custo (Metcalf; Eddy, 2016). É recomendado que o recheio de filtros anaeróbios seja biologicamente e

quimicamente inerte, não interferindo na atividade da microbiota (Souza, 1982). Andrade Neto (2004) adiciona ainda que o meio suporte deve acomodar e acumular grande quantidade de biomassa, elevando o tempo da retenção celular e favorecendo o contato com poluentes com a microbiota decompositora, além de interromper a passagem de matérias sólidos para o efluente final.

As propriedades do meio suporte também podem influenciar as interações metabólicas no biofilme. Materiais eletricamente condutores, como o carvão ativado, podem favorecer a transferência direta de elétrons entre espécies (DIET), facilitando as relações sintróficas entre bactérias e arqueias metanogênicas (Liu *et al.*, 2012; Rotaru *et al.*, 2014).

Quando se especifica o material de enchimento em um filtro anaeróbio, a escolha deve seguir a melhor opção tecnicamente viável. Além de corresponder a maior parcela dos custos, o meio suporte determina a dimensão e vazão atendida pelo sistema (Gonçalves *et al.*, 2001). Outrossim, as características físicas e químicas do material de enchimento impactam na atividade microbiana durante o tratamento (Kuan-Yeow, Tay, 1999).

Campos e Kautzmann (2004) destacam a grande utilização de pedra britada como material suporte, além de alternativas como anéis de plásticos, elementos cerâmicos, módulos de plásticos, elementos de madeiras, cilindros de plásticos perfurados e esferas perfuradas. Os autores defendem ainda que a escolha do material deve seguir de acordo com a eficiência, disponibilidade e custo.

Neste sentido, a partir da década de 1990, estudos apresentando opções alternativas de meio suporte têm sido propostos no meio acadêmico, buscando tecnologias baratas e acessíveis. A utilização de anéis de bambu, garrafas PET, cubos de espuma, poliuretano expandido e resíduos sólidos de construção civil fazem parte do leque de alternativas apresentadas (Santos; Santos, 2017). Em relação aos resíduos de construção civil, Baettker *et al.* (2018) evidenciam o sucesso de sua utilização no tratamento de águas residuárias, dando sentido ao reaproveitamento desses materiais em oposição ao seu descarte.

Opções industrialmente produzidas, como suportes plásticos, são fabricadas e adquiridas em larga escala, apresentando ótimos resultados no tratamento. Entretanto, os custos de aquisição destes materiais são elevados, conforme levantamento realizado por Andrade Neto (2004).

Quanto ao modo de operação, a recirculação de efluentes sanitários domésticos em filtros anaeróbios de escala real é pouco empregada, uma vez que as baixas concentrações de matéria orgânica afluyente, em geral, dispensam sua utilização (Andrade Neto, 1997). Entretanto, estudos conduzidos com efluentes de maior concentração orgânica demonstram que a recirculação, quando aplicada em taxas de até dez vezes a vazão do afluyente, pode promover melhorias na eficiência do tratamento. É importante destacar que a adoção dessas elevadas taxas de recirculação requer o monitoramento da operação, para que não ocorra o desprendimento e perda da biomassa presente, comprometendo o desempenho do sistema (Gonçalves *et. al.*, 2001).

Os reatores anaeróbios de leito empacotado, como os filtros anaeróbios, apresentam baixa produção de lodo, o qual já sai digerido e pode ser redirecionado para leitos de secagem. O biogás gerado durante a digestão anaeróbia pode ser coletado na saída superior do reator e reaproveitado para fins diversos (Avila, 2005).

3.5 RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO

Ocupando posição de destaque na economia nacional, a construção civil se destaca pelo alto consumo de recursos minerais e naturais, assim como pelo grande volume gerado de resíduos. Dentre esses resíduos, boa parte apresenta potencial de reaproveitamento após sua separação e beneficiamento (Novaes, 2026).

Os resíduos de construção e demolição (RCD) são gerados em todas as etapas do ciclo de vida das habitações e representam grande parte de todo volume de resíduos sólidos urbanos (RSU) produzidos por uma população (Abrecon, 2020). Esse material é resultado direto do aumento na demanda habitacional, sendo tema de interesse ambiental, uma vez que sua destinação incorreta pode trazer prejuízos à conservação dos recursos naturais e ao meio ambiente (Negri; Gemelli, 2021).

Em 2017, a construção civil brasileira gerou cerca de 45 milhões de toneladas de RCD, dos quais uma grande parcela foi descartada de maneira irregular (Abrelpe, 2017). Em 2023, os dados da Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (2024) indicaram valores oficiais próximos a 44 milhões, com estimativas reais próximas de 100 milhões, considerando o descarte incorreto sem as devidas comunicações com os órgãos de gerenciamento locais (Andrade; Santos, 2025).

No cenário internacional, em 2017 a China foi o país com maior geração de RCD no mundo, com 2,3 bilhões de toneladas anuais (Zheng *et al.*, 2017). A União Europeia destacou-se em 2019 com cerca de 850 milhões de toneladas por ano (Eurostat, 2019) e os Estados Unidos registraram mais de 600 milhões de toneladas em 2020 (EPA, 2020). O volume global de resíduos de construção e demolição no ano de 2019 foi de 10 bilhões de toneladas (Wang *et al.*, 2019).

No Brasil, a geração de RCD está associada aos índices de produção e consumo nacional de cimento (Abrema, 2024). O volume gerado também pode ser relacionado aos indicadores socioeconômicos de uma região, como a densidade populacional, renda e índice de desenvolvimento humano (Abrecon, 2020).

O descarte incorreto dos RCD pode acarretar em problemas ambientais, como o entupimento de galerias pluviais, causando enchentes e prejudicando serviços sanitários (Pinto; Gonzáles, 2005). Além disso, leptospirose, dengue e outros problemas de saúde pública podem ser propagados em decorrência desse mal gerenciamento (Barcellos; Sabroza, 2001; Sampaio *et al.*, 2009).

Ao ser dispostos de forma incorreta no solo, os RCD podem lixiviar sulfatos presentes no gesso e em outros elementos metálicos, alterando as condições naturais dos corpos d'água locais e comprometendo o uso do solo para fins agrícolas (EPA, 2005; Lima; Cabral, 2013).

As práticas atuais, propostas pela economia circular, trazem relevância para o estudo de opções de reciclagem dos RCD, gerados em abundância nos canteiros de obra brasileiros (Silva; Melo, 2023). Os RCD demandam de um correto gerenciamento, seja para sua reciclagem ou destinação final. Avanços no reuso desses produtos implicam a redução de descarte clandestino, impactando também em um menor consumo de matérias-primas naturais (Abrecon, 2020).

Com o objetivo de direcionar a atuação dos estados e municípios brasileiros frente ao descarte incorreto dos RCD, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010) determina metas e ferramentas para o controle da destinação destes materiais, a exemplo do Manifesto de Transporte de Resíduos (MTR) e do Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil (PGRCC) (Brasil, 2020). A execução de consórcios municipais também auxilia na gestão do descarte adequado dos RCD, principalmente em cidades pequenas com menos de 50.000 habitantes, onde observam-se as maiores dificuldades de gestão (Abrecon, 2020).

Conforme o Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 2002), os resíduos de construção e demolição são classificados em diferentes classes conforme sua composição química (Ulsen *et al.*, 2010). Segundo Ângulo (2005), no Brasil, 91% dos RCD são resíduo Classe A, observando-se uma composição heterogênea, contendo principalmente materiais cimentícios e cerâmicas (Abrecon, 2020). A tipologia de construção adotada impacta diretamente os subprodutos que compõe o RCD gerado (Negri; Gemelli, 2021). Cavalcanti (2003) também aponta que, além dos altos teores de argamassas, esses resíduos apresentam materiais deletérios, como contaminantes químicos, orgânicos, plástico e gesso.

Entende-se que a composição química dos resíduos de construção e demolição apresenta comportamento bem variado (Silva; Arnosti, 2005). É predominante a presença de sílica, alumina e óxidos de cálcio nestes RCD (Angulo *et al.*, 2002). Quando postos em contato com a água, os RCD ricos em materiais cimentícios solubilizam e tornam o meio mais básico (Negri; Gemelli, 2021).

Quando reciclados, a granulometria dos agregados apresenta uma distribuição contínua e bem distribuída, similar à brita 1 (dimensões entre 9,5 mm a 18 mm), além de um aspecto áspero, anguloso e com grande porosidade. Os resíduos de construção e demolição apresentam formas variadas e irregulares, sem superfície definida e com áreas superficiais plurais (Negri; Gemelli, 2021).

3.6 GESSO EM RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO

Na construção civil, o uso do gesso vem crescendo constantemente, impulsionado após os anos de 1990 a partir da utilização de blocos de gesso em vedações horizontais e revestimentos de paredes e tetos (Ribeiro, 2011).

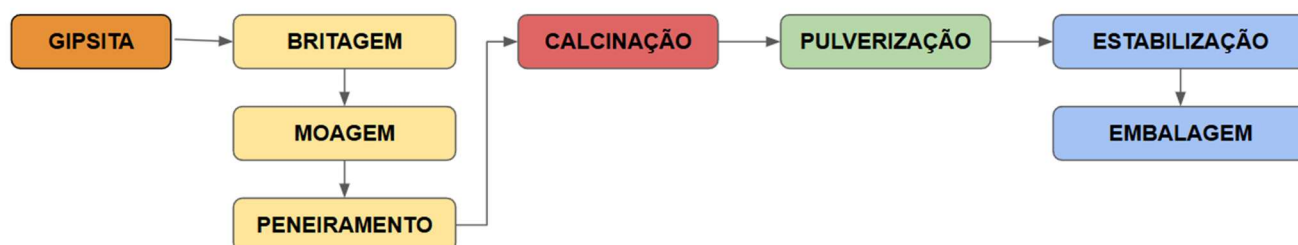
A produção do gesso tem início com a extração da gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), sua principal matéria-prima. Após a extração, o minério é submetido à britagem, a fim de reduzir o tamanho de suas partículas e facilitando seu processamento posterior. Em seguida, o material passa pelas etapas de moagem e peneiramento, adequando a granulometria antes da calcinação (Peres *et al.*, 2008).

A calcinação é a etapa mais importante do processo produtivo, na qual a gipsita é aquecida a temperaturas geralmente entre 120 e 180 °C, promovendo a desidratação parcial do sulfato de cálcio di-hidratado ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) e sua

conversão em sulfato de cálcio hemidratado ($\text{CaSO}_4 \cdot \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$), conhecido comercialmente como gesso (Ribeiro, 2011).

Após a calcinação, o material é pulverizado para obtenção da granulometria desejada e, posteriormente, passa pela etapa de estabilização, na qual ocorre o resfriamento e a homogeneização do produto, garantindo maior uniformidade e estabilidade de suas propriedades. Por fim, o gesso é embalado e armazenado para comercialização e utilização em diferentes aplicações, principalmente na construção civil (Peres *et al.*, 2008). O fluxograma presente na Figura 6 apresenta o processo de produção de gesso industrial.

Figura 6: Fluxograma do processo de produção de gesso



Fonte: Adaptado de Ribeiro (2011)

Em contato com água, o gesso transforma-se novamente em uma massa dura e sólida, o gesso hidratado ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). No resíduo desse material é observada a presença de óxido de cálcio (CaO) e sulfato (SO_4^{2-}), sendo possível também a presença de gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) e anidrita (CaSO_4) (Kruger, 2021).

O gesso apresenta algumas propriedades que favorecem sua utilização na construção civil, como o isolamento térmico e acústico, aderência ao substrato, trabalhabilidade, moldabilidade e resistência mecânica (Ribeiro, 2011).

Além disso, o gesso também é utilizado na produção de produtos pré-fabricados e em revestimentos. A gipsita é adicionada ao cimento Portland na etapa da moagem do clínquer para favorecer o efeito de pega instantânea durante a desidratação do cimento (Canut, 2006). O gesso auxilia a retardar o tempo de pega do cimento, possibilitando um maior período de trabalhabilidade (Bauer, 2001).

A principal utilização do gesso em obras se dá em revestimento (88%), seguido de seu uso como fechamento em placas de gesso acartonado (8%) e uso em componentes pré-moldados (4%) (Agopyan, A. K. *et al.*, 2005).

O gesso é um dos materiais mais utilizados na construção civil para realizar acabamentos, contribuindo significativamente para a geração de resíduos, principalmente em regiões quentes e úmidas, onde o clima acelera a hidratação e aumenta a perda de material (Moraes *et al.*, 2024). Em um canteiro de obras, 4% de todo resíduo gerado provêm de gesso (Pereira, *et al.*, 2014). De todo o gesso utilizado na construção civil, 30% é desperdiçado (John; Cincotto, 2003).

No ano de 2023, a produção estimada de gesso no Brasil foi de 5,55 milhões de toneladas, sendo 65% para revestimento e fundição, 24% para fabricação de pré-moldados de placas, 8% para produtos de mineração e 3% para pré-moldados de blocos (Rodrigues, 2023). Apenas no setor da construção civil, o montante de resíduos de gesso correspondia a 1,32 milhão de toneladas em 2016 (Sindusgesso, 2016). Do volume total de RCD gerado no país, cerca de 5% correspondem a gesso (Ribeiro, 2011).

Uma parcela dos resíduos de gesso gerado se dá em fábricas de elementos pré-moldados, onde toneladas de entulho são destinados de maneira incorreta em beiras de estradas locais. Pouco se recicla destes materiais, que em alguns casos são utilizados para confecção de tijolos artesanais (Ribeiro, 2011).

Os principais estudos acerca da reutilização de gesso apontam para três principais usos: a indústria da transformação, onde os resíduos são misturados e utilizados para revestimentos na própria obra; no setor agrícola, utilizando destes produtos para correção de solos alcalinos e deficientes em compostos químicos; e como matéria-prima, coletando-se esses resíduos e os incorporando novamente na produção de gesso comercial (Ribeiro, 2011).

A Resolução CONAMA nº431/11 classifica o gesso como um material Classe B, isso significa que sua reciclagem é permitida e incentivada, trazendo sustentabilidade à construção civil (Xu *et al.*, 2021). O uso variado desse material em diversas áreas é evidenciado pelo estudo realizado por Santos *et al.* (2014), no qual o resíduo de gesso foi eficaz na lixiviação de sais para o solo, atuando como fonte de cálcio para recuperação da sodicidade.

Resíduos contaminados com gesso mal armazenados e descartados podem representar perigo para a saúde humana e ao meio ambiente, pois o contato desse RCD com o lixiviado aumenta a umidade local, favorecendo a atividade microbiológica anaeróbia, que converte os sulfatos presente no gesso em sulfeto

de hidrogênio (H_2S), podendo gerar mal odor e contaminação do solo e das águas subterrâneas (Kijjanapanich *et al.*, 2013).

3.7 CONSIDERAÇÕES GERAIS

É notável que os sistemas anaeróbios apresentam vantagens no tratamento de efluentes sanitários, como um menor custo de implantação, menor demanda por área e baixa geração de lodo. Entretanto, sua estabilidade operacional depende do controle adequado do pH e da disponibilidade de alcalinidade no meio.

Nesse contexto, a busca por materiais ou compostos capazes de contribuir para o equilíbrio do sistema torna-se relevante, principalmente quando associados a alternativas de baixo impacto ambiental e alinhadas aos princípios da economia circular. A utilização de resíduos como materiais de meio suporte surge como uma possibilidade de agregar valor a materiais que seriam descartados.

Diante disso, os resíduos de construção e demolição contaminado com gesso apresentam potencial de reaproveitamento, considerando seu grande volume de geração e os desafios relacionados ao seu descarte. Além da função estrutural como meio suporte, a presença de compostos minerais nesses resíduos pode contribuindo para a capacidade de tamponamento do sistema.

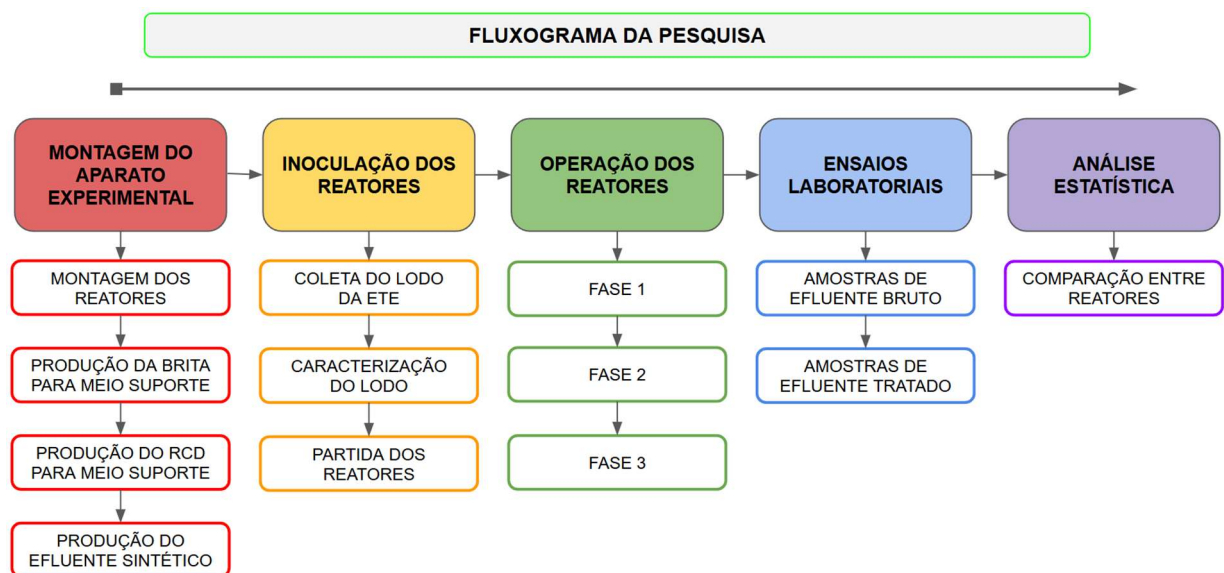
Determinar os teores ideais de gesso no meio suporte, além de parâmetros físicos como sua granulometria, são um desafio. Este trabalho se propõe a contribuir nesse aspecto, avaliando os impactos da utilização de resíduos de construção e demolição contaminado com gesso como meio suporte em filtros anaeróbios, na estabilidade operacional e eficiência de tratamento.

4 METODOLOGIA

Este estudo avaliou as condições físico-químicas de filtros anaeróbios preenchidos com RCD, contendo diferentes teores de gesso, aplicados no tratamento de um esgoto sanitário sintético. A pesquisa, de caráter quantitativo, buscou analisar a estabilidade operacional e a eficiência desses reatores.

O trabalho laboratorial foi desenvolvido no Departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), entre junho e dezembro de 2025, a partir da operação de quatro reatores anaeróbios em escala de bancada, conforme o fluxograma apresentado na Figura 7.

Figura 7: Fluxograma das etapas da pesquisa



Fonte: O autor (2026)

Três dos reatores foram preparados utilizando-se RCD com gesso como meio suporte, e um quarto reator foi elaborado utilizando-se de pedra brita como recheio, atuando como um reator de controle para o trabalho. A granulometria e composição destes materiais de recheio foram controladas.

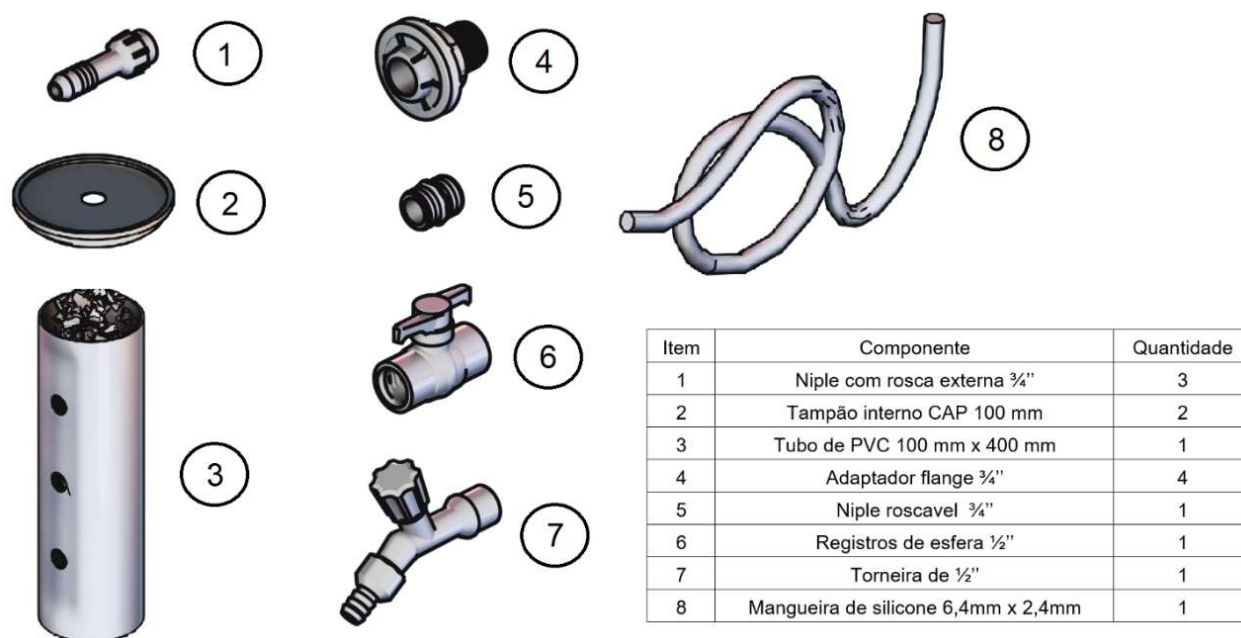
Os reatores foram inoculados com lodo anaeróbio proveniente de uma estação de tratamento de esgoto. A água residuária tratada pelo sistema corresponde a um esgoto sanitário sintético, com concentrações orgânicas similares a esgotos sanitários reais.

A operação dos reatores sucedeu por três Fases, nas quais alteraram-se o tempo de batelada e a concentração do esgoto sintético. Foram realizadas análises laboratoriais ao final de cada ciclo operacional, comparando-se os parâmetros de entrada e saída do efluente. Os resultados obtidos foram submetidos a tratamento estatístico e utilizados na elaboração de análises comparativas entre os sistemas avaliados.

4.1 MONTAGEM DOS REATORES

Os filtros anaeróbios empregados no trabalho foram constituídos por tubos e conexões em policloreto de vinila (PVC), apresentando resistência química a corrosão, baixa reatividade, impermeabilidade, durabilidade, facilidade de aquisição e montagem, sendo comumente utilizando em trabalhos correlatos, como no estudo dirigido por Baettker *et al.* (2018). Os componentes empregados na montagem dos filtros, bem como o sistema completo, podem ser observados nas Figuras 8 e 9.

Figura 8: Componentes utilizados para montagem dos filtros anaeróbios



Fonte: O autor (2026)

Os filtros foram montados em formato cilíndrico utilizando-se tubos de PVC com 100 mm de diâmetro e 400 mm de altura. Após o corte dos tubos, o sistema foi fechado na borda superior e inferior com tampões internos (CAP) de 100 mm.

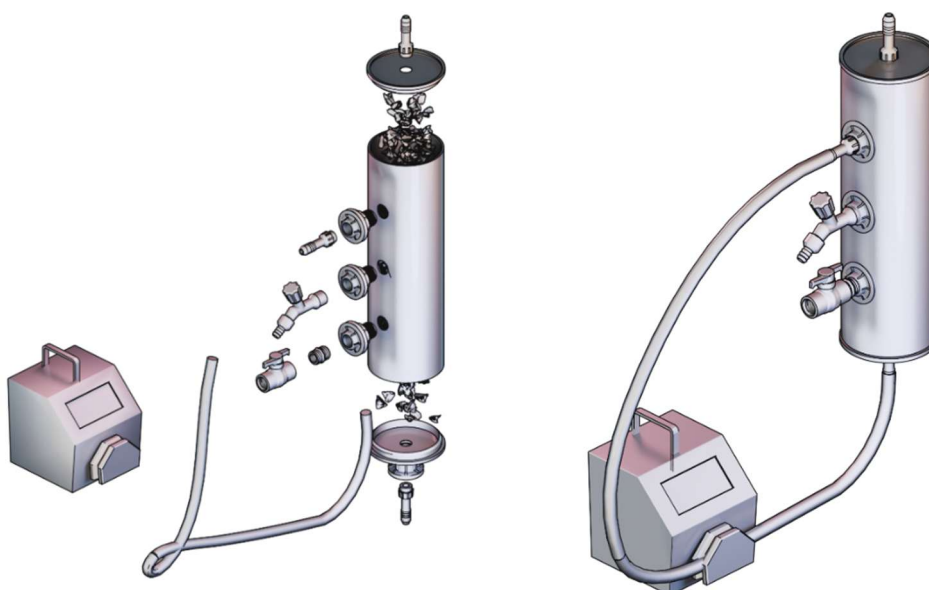
Na tampa inferior do sistema foi instalado um adaptador flange $\frac{3}{4}$ " conectado a um adaptador niple com rosca externa $\frac{3}{4}$ ". Essa conexão era interligada por meio de uma mangueira de silicone - com 6,4mm de diâmetro interno e 2,4mm de espessura – a outro niple com rosca externa $\frac{3}{4}$ ", fixado em um adaptador flange $\frac{3}{4}$ " na região superior do tubo de PVC. O comprimento das mangueiras de silicone foi determinado de modo a possibilitar a inserção das mangueiras no sistema de bombeamento peristáltico, necessário para a recirculação do esgoto sintético.

Na região central dos reatores, foram instaladas torneira de $\frac{1}{2}$ " fixadas em adaptadores flange $\frac{3}{4}$ ". Esse componente, instalado na altura média do reator, serviu para possibilitar a coleta do efluente tratado para análise laboratorial.

Na região inferior dos reatores, foram instalados registros de esfera $\frac{1}{2}$ " ligados a adaptadores flange $\frac{3}{4}$ " por meio de niples roscáveis $\frac{3}{4}$ ". Esses instrumentos foram adicionados ao sistema para facilitar a descarga e limpeza dos reatores, após o fim de cada ciclo de operação em batelada.

Para possibilitar a saída dos gases gerados durante a operação, foi instalado um niple com rosca externa $\frac{3}{4}$ " no tampão superior. Com exceção da tampa superior, todo o sistema foi vedado utilizando-se de massa epóxi bicomponente. No comprimento das mangueiras de silicone foram adicionadas conexões *niple* internas, de modo a facilitar a completa remoção do efluente após os ciclos de operação e sua troca em caso de vazamentos.

Figura 9: Representação esquemática dos filtros anaeróbios



Fonte: O autor (2026)

Os quatro reatores foram fixados a um suporte de madeira utilizando abraçadeiras metálicas, de modo a permanecerem estáticos e verticais. A bomba peristáltica utilizada para recirculação do esgoto sintético corresponde ao modelo SL 64/6-1505 da marca Solab Equipamentos para Laboratório. Os quatro reatores apresentaram volume útil total próximo de 3,14 L, mensurado a partir do seu completo enchimento com água.

4.2 PEDRA BRITA COMO MEIO SUPORTE

O material utilizado como meio suporte para o Reator 1 foi a pedra brita basáltica, obtida no laboratório de materiais de construção civil, no departamento de Engenharia Civil, na Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

A escolha da brita basáltica como recheio para o reator de controle justifica-se pelo seu uso consolidado em sistemas reais de tratamento anaeróbio (Baetter, 2015), atuando na remoção de sólidos suspensos e dissolvidos presentes no efluente, além de apresentar comportamento inerte, com destacada resistência química ao ambiente (Rodrigues; Costa, 2017).

A pedra brita coletada foi submetida a lavagem com água corrente, removendo-se sujeira, poeira ou outros materiais contaminantes. Após isso, o material foi levado para secagem por 24h a 40°C em estufa.

Após esse período, a pedra brita foi separada utilizando-se de peneiras ASTM 1" e ¾", com aberturas entre 25 mm e 19 mm, de modo a obter-se um produto com granulometria similar à brita 2.

O material peneirado foi adicionado ao Reator 1 até altura próxima ao topo do sistema, resultando em um volume útil interno de 1,0 L. A porosidade do filtro (ϵ) foi determinada pela razão entre o volume de vazios (V_v), obtido pelo volume de água necessário para preencher os espaços intergranulares, e o volume total (V_t) do reator, conforme indicado pela Equação 6.

$$\epsilon = \frac{V_v}{V_t} \quad (6)$$

Considerando um volume total de 3,14 L e um volume de vazios de 1,00 L, a porosidade do leito foi de 0,318 (31,8%).

4.3 RESÍDUO COM GESSO COMO MEIO SUPORTE

Para os reatores 2, 3 e 4, o meio suporte adotado teve como objetivo simular um resíduo de construção e demolição contaminado com diferentes teores de gesso. Para isso, foi produzido, nas instalações do laboratório de materiais de construção civil, no departamento de Engenharia Civil, na Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), um concreto aditivado com gesso.

O concreto, composto por cimento, areia, pedra brita e água, apresentou traço padrão de 1:2,2:3,7 e fator a/c de 0,7, simulando um concreto utilizado em obras residenciais.

Os teores de gesso adotados para o trabalho foram determinados em relação a massa da brita, considerando-se uma fração de 2%, 4% e 6%. Essa faixa de valores foi determinada tomando como referência o trabalho desenvolvido por Kruger (2019), em que se empregaram teores de até 6,45% de gesso como contaminante. A Tabela 2 apresenta o resumo dos materiais empregados na produção do concreto utilizado no trabalho.

Tabela 2 - Materiais utilizados na produção do concreto

Material	Peso (kg)
Cimento	2,87
Areia	6,33
Pedra Brita	10,65
Água	2,00
Gesso (2%)	0,213
Gesso (4%)	0,426
Gesso (6%)	0,639

Fonte: O autor (2026)

O gesso foi preparado conforme as instruções do fabricante Juntalider, adicionando-se 700 mL de água para 1 kg de gesso, polvilhando a massa seca sobre a superfície da água e deixando a mistura em repouso por 2 horas, antes de ser levado à estufa por uma semana (Figura 10a).

Após 7 dias de cura em estufa seca a 40°C, o gesso foi triturado manualmente (Figura 10b) e submetido a maceração (Figura 10c), obtendo-se um material fino. Após isso, o gesso foi filtrado em peneira ASTM 50, com abertura de

300 μ m (figuras 10d e 10e). Obteve-se então um pó de gesso hidratado (Figura 10f), o qual foi incorporado ao cimento para produção do concreto. Todo esse processo de produção do pó de gesso hidratado pode ser observado na Figura 10.

Figura 10: Preparo do gesso para incorporação ao concreto



a) Hidratação do gesso; b) Gesso após 7 dias de cura; c) Maceração do gesso; d) Sistema de peneiramento do gesso; e) Gesso peneirado; f) Pó de gesso peneirado

Fonte: O autor (2026)

O concreto foi preparado utilizando betoneira, utilizando-se os insumos apresentados na Tabela 2. Após o preparo dos três traços de concreto, foram moldados 15 corpos de prova (Figura 11a), sendo cinco para cada traço, os quais foram armazenados submersos em água por 28 dias conforme determinação da NBR 5738 (ABNT, 2015).

Após esse período de cura, os corpos de prova foram britados em britador mecânico, sendo posteriormente separado por peneiras ASTM 1" e $\frac{3}{4}$ ", com aberturas entre 25mm e 19mm (Figura 11b), de modo a obter-se um produto com granulometria similar à brita 2 (Figura 11c). Todo o processo para o preparo desse meio suporte pode ser visualizado na Figura 11.

Figura 11: Preparo do RCD contaminado com gesso

(a)



(b)



(c)



a) Corpos de prova do concreto com gesso; b) Peneiramento do concreto britado; c) Concreto britado na dimensão de brita 2

Fonte: O autor (2026)

O concreto britado foi adicionado aos reatores 2, 3 e 4 até atingir altura próxima ao topo, resultando em um volume útil de 1,0 L. A porosidade desses filtros foi determinada do mesmo modo que para o reator 1, apresentando uma porosidade de 0,318 (31,8%) para todos os reatores. A Tabela 3 apresenta algumas informações sobre os filtros montados para o trabalho.

Tabela 3 - Descrição dos reatores anaeróbios operados no trabalho

Reator	Meio suporte	Teor de gesso	Volume total	Volume útil	Porosidade
R1	Pedra brita	0%	3,14 L	1 L	31,8 %
R2	RCD com gesso	2%	3,14 L	1 L	31,8 %
R3	RCD com gesso	4%	3,14 L	1 L	31,8 %
R4	RCD com gesso	6%	3,14 L	1 L	31,8 %

Fonte: O autor (2026)

4.4 ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO

A alimentação dos quatro filtros foi realizada com a utilização de um esgoto sanitário sintético. A composição do efluente utilizado nas atividades sucedeu a partir da mescla das metodologias proposta por Torres (1992) e adaptada por Godinho (2017), Araújo (2014), Michelin (2019) e Mora (2023), nos quais foram produzidos esgotos sintéticos com concentrações orgânicas similares ao esgoto doméstico. Os compostos utilizados para a produção desses efluentes, e suas respectivas concentrações, podem ser visualizadas na Tabela 4, correspondendo a efluentes com demandas químicas de oxigênio (DQO) de próximas de 500 mg.O₂/L.

Tabela 4 - Compostos e reagentes para produção de esgotos sanitários sintéticos

Composto/ Reagente	Metodologia adaptada de Torres (1992)			
	Araújo (2014)	Godinho (2017)	Michelon (2019)	Mora (2023)
	Quantidade para 1 L (g)			
Extrato de Carne	-	0,323	0,323	0,240
Extrato de Soja	0,312	-	-	-
Amido Solúvel P.A (C ₆ H ₁₀ O ₅)	0,114	0,013	0,013	0,012
Farinha de Trigo	-	0,323	0,323	0,240
Sacarose (C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁)	0,070	0,113	0,113	0,021
Cloreto de Amônio P.A (NH ₄ Cl)	-	0,097	0,097	0,091
Óleo Vegetal	0,051	0,013	0,013	-
Detergente neutro	0,114	0,290	0,290	-
Celulose Microcristalina U.S.P	-	0,048	0,048	-
Bicarbonato de Sódio P.A (NaHCO ₃)	0,200	0,226	0,226	0,180
Cloreto de Sódio P.A (NaCl)	0,250	0,323	0,323	0,300
Cloreto Magnésio P.A (MgCl ₂ 6H ₂ O)	0,007	0,013	0,013	0,008
Cloreto de Cálcio Anidro P.A (CaCl ₂)	0,005	0,013	0,013	0,005
Fosfato de Potássio Mono básico P.A (KH ₂ PO ₄)	0,026	0,039	0,039	0,016

Fonte: adaptado de Torres (1992), Araújo (2014), Godinho (2017), Michelin (2019) e Mora (2023)

A partir dos referenciais apresentados, e considerando a disponibilidade dos insumos disponíveis no Laboratório de Saneamento, do departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Ponta Grossa, foram empregados os compostos apresentados na Tabela 5 na produção do esgoto sanitário sintético utilizado neste trabalho. A Tabela 6 apresenta a concentração dos insumos utilizados para a produção da solução de sais, necessária para a composição do esgoto sanitário sintético.

Tabela 5 - Concentração dos compostos e reagentes para o esgoto sanitário sintético

Composto / Reagente	Concentração	Unidade
Extrato de Soja	0,333	g/L
Amido Solúvel P.A ($C_6H_{10}O_5$)	0,113	g/L
Sacarose ($C_{12}H_{22}O_{11}$)	0,069	g/L
Óleo Vegetal	0,019	mL/L
Detergente neutro	0,114	g/L
Bicarbonato de Sódio P.A ($NaHCO_3$)	0,200	g/L
Solução de Sais	5,00	mL/L

Fonte: O autor (2026)

Tabela 6 - Concentração dos compostos e reagentes para a solução de sais

Composto / Reagente	Concentração para 1L de solução (g/L)	Concentração para 1L de esgoto (g/L)
Cloreto de Sódio P.A ($NaCl$)	50,0	0,250
Cloreto Magnésio P.A ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$)	1,40	0,007
Cloreto de Cálcio Anidro P.A ($CaCl_2$)	0,90	0,005
Fosfato de Potássio Mono básico P.A (KH_2PO_4)	1,24	0,006
Água destilada (H_2O)	1000	5,00

Fonte: O autor (2026)

Com o objetivo de aumentar o rendimento e facilitar o armazenamento durante o preparo e uso do esgoto sintético, os compostos apresentados na Tabela 5 eram adicionados em excesso em água destilada, em uma concentração 10 vezes superior, formando uma solução superconcentrada do esgoto sintético. Essa solução era mantida armazenada sob refrigeração constante a 4°C.

Nos momentos em que era necessário adicionar um novo efluente sintético ao sistema, nos intervalos entre os ciclos de operação, a solução superconcentrada

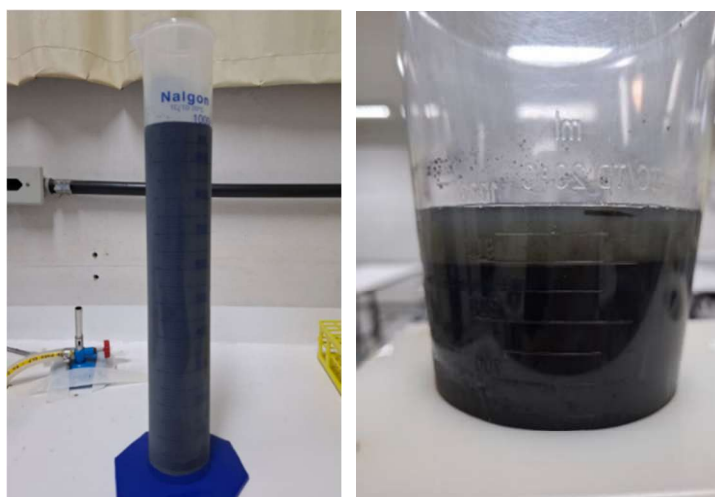
era então diluída em mais água destilada, até alcançar as concentrações apresentadas na Tabela 5.

Durante as Fases de operação 1 e 2 (Item 4.6 do trabalho), a solução superconcentrada era diluída em uma proporção de 900 mL de água destilada para 100 mL de esgoto sintético. Para a Fase 3 do trabalho, a proporção mudou para 800 mL de água destilada e 200 mL de esgoto sintético concentrado.

4.5 INOCULAÇÃO DOS REATORES

A inoculação dos reatores foi realizada a partir da utilização de lodo anaeróbio coletado de um Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado (RALF) presente na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Ronda, em Ponta Grossa/PR. O material foi coletado diretamente da válvula de descarga do reator e armazenado sob refrigeração constante a 4°C. O lodo anaeróbio coletado e utilizado neste trabalho pode ser observado na Figura 12.

Figura 12: Lodo anaeróbio coletado e utilizado como inóculo



Fonte: O autor (2026)

O lodo apresentou aspecto visual flocculento, sugerindo uma estrutura pouco compacta e maior área de contato com o efluente em tratamento, característica típica em reatores RALF. A caracterização do lodo, necessária para definição da metodologia de inoculação dos reatores, sucedeu a partir da execução da série de sólidos para o lodo (APHA *et al.*, 1998), com resultados apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Série de sólidos do lodo coletado na ETE Ronda

Parâmetro	Concentração (g/L)	Percentual (%)
Sólidos Totais	61,19	100
Sólidos Totais Fixos	27,95	45,68
Sólidos Totais Voláteis	33,24	54,32
Sólidos Suspensos Totais	27,17	44,40
Sólidos Suspensos Fixos	11,94	19,51
Sólidos Suspensos Voláteis	15,23	24,89
Sólidos Dissolvidos Totais	34,03	55,61
Sólidos Dissolvidos Fixos	16,01	26,16
Sólidos Dissolvidos Voláteis	18,02	29,43

Fonte: O autor (2026)

A série de sólidos apontou uma concentração de 61,19 g/L de sólidos totais, dos quais 27,95 g/L foram sólidos totais fixos e 33,24 g/L foram sólidos totais voláteis. A relação entre sólidos voláteis e totais foi de 0,54, indicando uma proporção moderada entre a matéria orgânica e matéria inorgânica (ou mineral) presente no lodo.

Utilizando uma proveta graduada verificou-se que, após 30 minutos em repouso e utilizando 1 litro de amostra, o lodo apresentou 960 mL de sólidos sedimentáveis, correspondendo a um índice volumétrico de lodo de 35,34 e indicando uma ótima capacidade de sedimentação (von Sperling, 2002).

O processo de inoculação e partida dos filtros anaeróbios foi realizado com base na metodologia proposta por Chernicharo (2016), que apresenta as etapas de forma análoga aos reatores anaeróbios de manta de lodo.

Inicialmente, os filtros foram preenchidos com seus respectivos materiais de recheio. Em seguida, foram adicionados 300 mL de lodo em cada sistema, volume correspondente a aproximadamente 30% do volume útil dos reatores. Ao fim dessa etapa, os sistemas permaneceram em repouso e sem recirculação durante 24 h.

Após as 24 horas, foram adicionados 200 mL de esgoto sanitário sintético em cada reator, resultando no preenchimento de aproximadamente 50% do volume útil. Os sistemas permaneceram em repouso e sem recirculação por mais 24 h.

Ao fim dessa etapa, os reatores foram completamente preenchidos com a adição de 500 mL de esgoto sanitário sintético. Neste momento as bombas peristálticas foram acionadas, iniciando-se a recirculação do efluente em fluxo

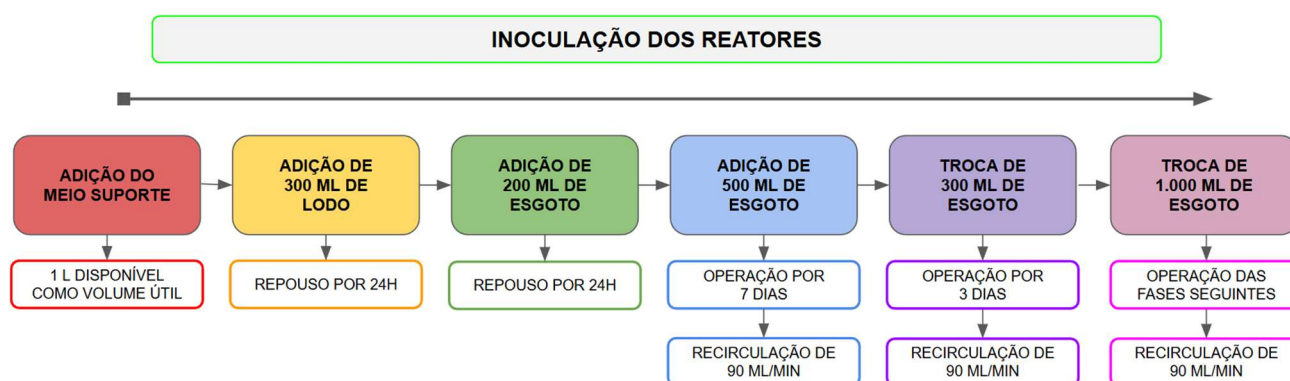
ascendente, com vazão constante de 90 mL/min. Os reatores permaneceram em operação de reator nessas condições durante sete dias.

Ao final desse período foram removidos 300 mL de efluente em cada reator, adicionando em substituição 300 mL de esgoto sintético. Esse procedimento teve como objetivo remover o excesso de lodo suspenso presente nos sistemas, cuja ocorrência havia sido observada durante as coletas de amostras.

Após três dias de operação, não sendo observada a presença de lodo suspenso nas amostras coletadas, os filtros foram completamente esvaziados e preenchidos com 1.000 mL de esgoto sanitário sintético. A partir desse momento os filtros iniciaram suas operações de forma integral e ininterrupta, operando em bateladas sequenciais, com carga orgânica volumétrica e tempos de ciclo variáveis de acordo com as Fases previstas para o trabalho.

O processo de inoculação dos filtros anaeróbios pode ser visualizado pelo fluxograma apresentado na Figura 13.

Figura 13: Fluxograma das etapas da inoculação dos reatores



Fonte: O autor (2026)

4.6 OPERAÇÃO DOS REATORES

Os quatro filtros anaeróbios foram operados em um ambiente sem controle de temperatura durante três Fases experimentais, nas quais o tempo de batelada e a carga orgânica volumétrica (COV) do esgoto sintético foram propositalmente modificados. Os filtros operaram com fluxo ascendente, buscando proporcionar um maior contato entre o esgoto e a biomassa, melhor distribuição hidráulica, menor risco de colmatação e uma maior facilidade na remoção dos gases, conforme

sugerido por Baettker (2015). As condições operacionais adotadas foram idênticas para todos os reatores.

A Fase 1 teve como objetivo a partida e estabilização do sistema, promovendo a aclimação da biomassa inoculada e a estabilização dos parâmetros monitorados. Nessa etapa, os reatores operaram em bateladas com ciclo de 7 dias, recebendo esgoto sintético com DQO semelhante à utilizada em estudos correlatos. A operação ocorreu de 26/05/2025 a 07/09/2025, totalizando 13 bateladas. A COV aplicada foi de 0,086 kgDQO/m³·d, conforme a Equação 7.

Na Fase 2, após a verificação da estabilidade nos parâmetros monitorados, o tempo de batelada foi reduzido para 24 horas, mantendo-se a mesma concentração do esgoto bruto utilizada na Fase anterior. Essa etapa ocorreu entre 07/09/2025 e 19/10/2025, com 33 bateladas, buscando representar uma condição operacional mais próxima da prática usual desse tipo de tratamento. A COV aplicada foi de 0,796 kgDQO/m³·d, conforme a Equação 7.

Na Fase 3, o tempo de batelada permaneceu em 24 horas, porém a concentração do esgoto sintético foi aumentada com o objetivo de favorecer o acúmulo de ácidos orgânicos e avaliar a resposta dos reatores frente a essa condição. A operação ocorreu de 19/10/2025 a 12/12/2025, totalizando 54 bateladas. Nessa Fase, a COV aplicada foi de 0,987 kg DQO/m³·dia, conforme a Equação 7.

$$COV (kgDQO/m^3 \cdot dia) = \frac{C_{DQO \text{ média}} (kgDQO/m^3)}{t_{ciclo} (dia)} \quad (7)$$

$$COV_{Fase 1} = \frac{0,605}{7} \quad (7.1)$$

$$COV_{Fase 1} = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot dia \quad (7.1)$$

$$COV_{Fase 2} = \frac{0,796}{1} \quad (7.2)$$

$$COV_{Fase 2} = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot dia \quad (7.2)$$

$$COV_{Fase 3} = \frac{0,987}{1} \quad (7.3)$$

$$COV_{Fase 3} = 0,987 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot dia \quad (7.3)$$

O regime de operação dos quatro reatores anaeróbios é apresentado de maneira compilada na Tabela 8.

Tabela 8 - Regime de operação dos reatores

Etapa	Período de operação	Quantidade de operações	Quantidade de ensaios	Tempo de batelada	Carga Orgânica Volumétrica (COV)
Fase 1	26/05/202 a 07/09/2025	13	11	7 dias	0,086 kgDQO/m³.dia
Fase 2	07/09/2025 a 19/10/2025	33	16	24 horas	0,796 kgDQO/m³.dia
Fase 3	19/10/2025 a 12/12/2025	54	18	24 horas	0,987 kgDQO/m³.dia

Fonte: O Autor (2026)

O sistema apresentou vazamentos ocasionais nas mangueiras de silicone, devido ao atrito constante com a bomba peristáltica. Nestas ocasiões, as mangueiras eram rapidamente substituídas e o volume de esgoto sintético perdido era resposto no reator, desconsiderando a batelada em operação para a coleta de amostras e realização dos ensaios laboratoriais.

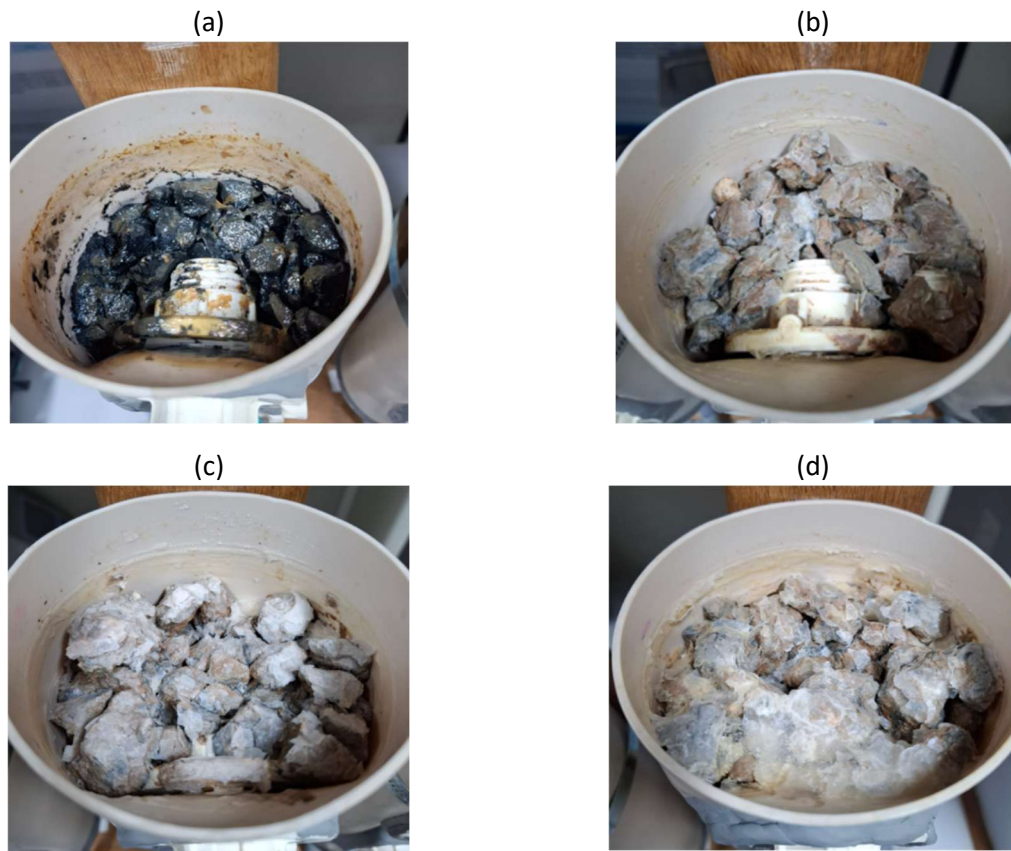
Em momentos de corte ou queda de energia elétrica, a bomba peristáltica era desligada, deixando o sistema sem recirculação temporária. Nestes casos, o ciclo da batelada era desconsiderado para a coleta de amostras e realização de ensaios laboratoriais. A Figura 14 apresenta o sistema em operação e a Figura 15 detalha o aspecto visual dos meios suportes nos momentos entre uma batelada e outra, ocasiões onde os recheios não se encontravam totalmente submersos.

Figura 14: Sistema completo dos reatores em operação (da esquerda para direita: R1, R2, R3 e R4)



Fonte: O autor (2026)

Figura 15: Meio suporte dos reatores durante a operação



a) Reator 1 (brita); b) Reator 2 (2% de gesso); c) Reator 3 (4% de gesso); d) Reator 4 (6% de gesso)

Fonte: O autor (2026)

4.7 ENSAIOS LABORATORIAIS

Os ensaios laboratoriais, realizados com o objetivo de monitorar os parâmetros operacionais dos reatores, ocorreram no início e ao fim dos ciclos de bateladas, nas instalações do Laboratório de Saneamento, no departamento de Engenharia Civil, na Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

Para a quantificação dos parâmetros do esgoto bruto, o mesmo adicionado em todos os reatores, as amostras utilizadas nos ensaios eram coletadas no momento da sua adição ao sistema, em um volume de 70 mL.

Para mensurar os parâmetros dos efluentes tratados, as amostras eram coletadas dos quatro reatores ao fim de cada batelada, totalizando 70 mL por amostra. Nessas coletas, o primeiro jato de efluente era descartado, de modo a

evitar líquidos estagnados na torneira e possíveis contaminantes, trazendo uma maior representatividade do efluente presente no interior dos reatores.

Durante a Fase 1, as análises no efluente eram realizadas semanalmente ao fim de cada batelada. Para as Fases 2 e 3, onde os ciclos de bateladas duraram 24h, as amostras eram coletadas 3 vezes por semana, em operações intercaladas. A Tabela 9 apresenta os parâmetros analisados e suas metodologias de ensaio.

Tabela 9 - Métodos de análise dos parâmetros monitorados

Parâmetro	Método	Referência
Demanda Química de Oxigênio (mg O ₂ /L)	APHA/AWWA/WEF (2005)	Método 5220 D
Turbidez (NTU)	APHA/AWWA/WEF (2005)	Método 2130 B
pH	APHA/AWWA/WEF (2005)	Método 4500- H ⁺ B
Temperatura (°C)	APHA/AWWA/WEF (2005)	Método 2550 B
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)	Ripley <i>et al.</i> (1986)	v. 58, n. 5, p. 406-411
Ácidos Voláteis Totais (mg CH ₃ COOH/L)	Dilallo e Albertson (1961)	v. 33, n. 4, p. 356-365

Fonte: APHA (2005); Ripley *et al.* (1986); Dilallo e Albertson (1961).

O ensaio para obtenção do parâmetro da demanda química de oxigênio foi o Método Colorimétrico (APHA, 2005), realizado em triplicata durante a Fase 1 e em duplicata durante as Fases 2 e 3. O espectrofotômetro utilizado para o ensaio da DQO foi o modelo UVmini-1240 SHIMADZU. O bloco microdigestor utilizado foi o modelo Dry-Block CIENLAB CE-350/25. Os reagentes e demais equipamentos utilizados no ensaio seguem a metodologia apresentada por APHA (2005).

Para a obtenção dos valores da turbidez foi utilizado o turbidímetro DM-TU DIGICROM ANALYTICAL. Em todas as Fases do trabalho o ensaio foi realizado em triplicata, considerando-se o valor médio medido nas três repetições.

O pH e a temperatura das amostras foram mensuradas utilizando um medidor de bancada do modelo Simpla PH 140. Esse equipamento também foi utilizado para os ensaios de alcalinidade e ácidos voláteis totais.

O ensaio de alcalinidade seguiu a partir do método potenciométrico, conforme apresentado por Ripley *et al.* (1986). Os valores referentes aos ácidos voláteis totais foram obtidos a partir da metodologia proposta por Dilallo e Albertson (1961). Os reagentes utilizados nestes ensaios foram o ácido sulfúrico (H₂SO₄) e o hidróxido de sódio (NaOH). O agitador magnético com aquecimento utilizado nestes ensaios foi o modelo ALL-AMA10 da Allerbest.

4.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados obtidos nos ensaios laboratoriais foram compilados em planilhas de controle e tratados estatisticamente para a realização de gráficos, tabelas e análises comparativa dos parâmetros analisados

Inicialmente, a distribuição dos dados foi avaliada pelo teste de normalidade de D'Agostino e Pearson (1973), adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), verificando a adequação dos dados aos pressupostos de normalidade.

Para os conjuntos de dados que apresentaram distribuição normal e homogeneidade de variâncias, as médias foram comparadas por meio da análise de variância ANOVA de uma via (Fisher, 1935), verificando a existência de diferenças estatisticamente significativas entre o esgoto bruto e os quatro reatores avaliados. Quando identificadas diferenças significativas, foi aplicado o teste de comparações múltiplas de Tukey (1949), adotando-se nível de significância de 5%.

Para os conjuntos de dados que não atenderam aos pressupostos de normalidade ou homogeneidade de variâncias, as comparações entre o esgoto bruto e os quatro reatores foram realizadas por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (1952). Quando observadas diferenças significativas, procedeu-se às comparações múltiplas utilizando o pós-teste de Dunn (1964), com $\alpha = 0,05$.

Adicionalmente, para avaliar a influência do teor de gesso sobre os parâmetros monitorados, foi empregado o teste não paramétrico de Friedman (1937), considerando as operações como medidas pareadas. Quando identificadas diferenças significativas entre os tratamentos, aplicou-se o pós-teste de Dunn (1964) para as comparações múltiplas, considerando nível de significância de 5%.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software GraphPad Prism v5.0. Os gráficos do tipo *boxplot*, combinação e de linhas foram elaborados no OriginPro 2024 v10.1. Os gráficos de superfície tridimensional foram gerados por meio de linguagem de programação Python.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos durante a etapa experimental, organizados de acordo com os parâmetros monitorados: Demanda Química de Oxigênio, Turbidez, pH, Temperatura, Alcalinidade e Ácidos Voláteis Totais.

Para cada parâmetro, são apresentados os resultados obtidos ao longo das três Fases operacionais, seguidos da avaliação estatística quanto à normalidade, homogeneidade de variâncias e comparação entre os quatro tratamentos e o esgoto bruto. Para os parâmetros DQO e Turbidez, também foram avaliadas as eficiências de remoção, enquanto para a Alcalinidade Total foi monitorada a relação entre a alcalinidade intermediária e a alcalinidade parcial (AI/AP), utilizada como indicador da estabilidade do processo anaeróbio.

Adicionalmente, são apresentados os resultados obtidos durante um ciclo completo de batelada de 24 horas, possibilitando avaliar a dinâmica temporal dos reatores. Ao final de cada parâmetro, gráficos de combinação das três Fases operacionais permitem visualizar o comportamento dos sistemas ao longo de todo o período experimental, evidenciando os efeitos do aumento da carga orgânica volumétrica (COV). Complementarmente, o teste não paramétrico de Friedman foi empregado para investigar a influência do teor de gesso nos resultados obtidos, identificando diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos.

5.1 DQO

A demanda química de oxigênio é um dos principais parâmetros utilizados para caracterizar águas residuárias e representa a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea presente em um efluente, utilizando-se de agentes oxidantes em condições ácidas (von Sperling, 2014). Neste contexto, acompanhar a capacidade dos reatores na redução da DQO é fundamental para determinar o desempenho do sistema de tratamento.

5.1.1 DQO Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m³.dia)

Os resultados de DQO obtidos para as amostras coletadas durante a Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia), bem como suas eficiências de redução, são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Demanda Química de Oxigênio (mg O₂/L) e sua eficiência de redução durante a Fase 1

AM	EB	R1	EF R1	R2	EF R2	R3	EF R3	R4	EF R4
1	682,59	35,61	94,8%	441,61	35,3%	505,55	25,9%	564,96	17,2%
2	672,39	62,76	90,7%	503,52	25,1%	538,05	20,0%	596,11	11,3%
3	658,79	43,63	93,4%	442,20	32,9%	494,67	24,9%	485,74	26,3%
4	559,42	24,47	95,6%	297,06	46,9%	360,70	35,5%	365,16	34,7%
5	483,51	34,14	92,9%	358,47	25,9%	346,18	28,4%	370,75	23,3%
6	457,83	29,12	93,6%	243,47	46,8%	301,53	34,1%	305,99	33,2%
7	712,38	17,40	97,6%	259,10	63,6%	275,85	61,3%	308,78	56,7%
8	511,42	10,70	97,9%	297,06	41,9%	310,46	39,3%	281,43	45,0%
9	447,78	17,95	96,0%	302,64	32,4%	319,39	28,7%	218,91	51,1%
10	416,52	34,14	91,8%	271,38	34,8%	303,76	27,1%	298,18	28,4%
11	854,72	20,74	97,6%	357,35	58,2%	337,25	60,5%	332,79	61,1%
N	11	11	11	11	11	11	11	11	11
X	587,03	30,06	94,71%	343,08	40,35%	372,13	35,07%	375,35	35,30%
DP	138,31	14,55	2,45%	85,85	12,51%	93,74	13,85%	121,37	16,25%
MÍN	416,52	10,70	90,67%	243,47	25,11%	275,85	19,98%	218,91	11,34%
MÁX	854,72	62,76	97,91%	503,52	63,63%	538,05	61,28%	596,11	61,06%

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; EF R: eficiência do reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

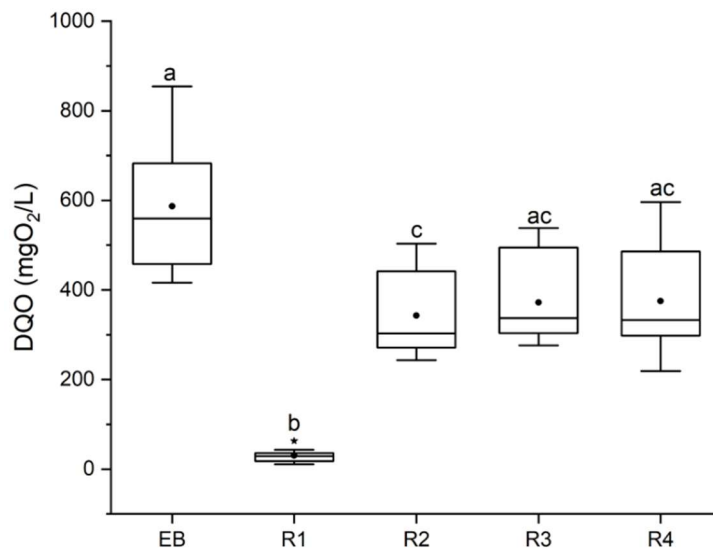
Fonte: O autor (2026)

Conforme apresentado na Tabela 10, a DQO média do esgoto bruto durante a Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia) foi de 587,03 ± 138,31 mg O₂/L, valor compatível com a faixa reportada para esgotos sanitários sintéticos em trabalhos correlatos (Araújo, 2014). Após o tratamento, foram observadas reduções da DQO nas amostras coletadas em todos os reatores, com valores médios de 30,06 ± 14,55 mg O₂/L em R1 (brita), 343,08 ± 85,85 mg O₂/L em R2 (2% de gesso), 372,13 ± 93,74 mg O₂/L em R3 (4% de gesso) e 375,35 ± 121,37 mg O₂/L em R4 (6% de gesso).

O teste de D'Agostino-Pearson, adotando-se nível de significância de 5%, indicou distribuição normal para os conjuntos de dados. Entretanto, não foi atendido

o pressuposto de homogeneidade das variâncias. Em razão da heterocedasticidade observada, as comparações entre os grupos foram realizadas pelo teste de Kruskal–Wallis, seguido do pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 16, em que tratamentos que compartilham ao menos uma letra não diferem estatisticamente entre si. No gráfico também é possível visualizar os valores médios, medianas, dispersão e amplitude dos dados, além de valores atípicos.

Figura 16: DQO média medida na Fase 1

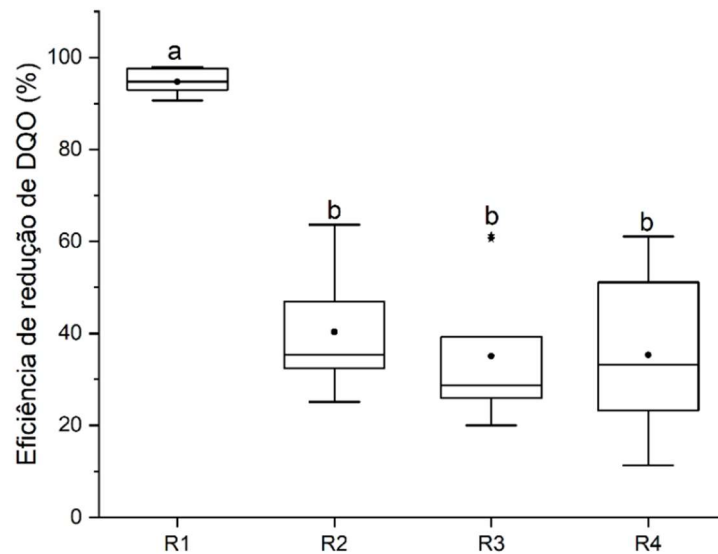


Fonte: O autor (2026)

O Reator 1 (brita) apresentou os menores valores de DQO para as amostras coletadas e diferiu estatisticamente de todos os demais grupos. O esgoto bruto apresentou os maiores valores e diferiu de R1 (brita) e R2 (2% de gesso). Os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) não apresentaram diferenças significativas entre si; entretanto, R3 (4% de gesso) e R4 (6% de gesso) também não diferiram estatisticamente do esgoto bruto. Embora esse resultado não indique ausência de redução numérica da DQO nesses reatores, demonstra que, considerando a dispersão dos dados e o número de observações, a diferença em relação ao esgoto bruto não foi estatisticamente detectada.

As eficiências de redução da DQO, calculadas a partir das concentrações observadas antes e após cada ciclo de batelada, são apresentadas na Figura 17.

Figura 17: Eficiência de redução média da DQO na Fase 1



Fonte: O autor (2026)

As eficiências médias foram de $94,71 \pm 2,45\%$ em R1 (gesso), $40,35 \pm 12,51\%$ em R2 (2% de gesso), $35,07 \pm 13,85\%$ em R3 (4% de gesso) e $35,30 \pm 16,25\%$ em R4 (6% de gesso). O Reator 1 (brita) apresentou eficiência significativamente superior à dos demais sistemas, enquanto R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram desempenhos estatisticamente equivalentes. Observa-se, ainda, maior variabilidade nos reatores preenchidos com RCD, especialmente em R4 (6% de gesso), indicando menor regularidade na redução da DQO durante essa Fase.

5.1.2 DQO Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m³.dia)

Os resultados de DQO obtidos durante a Fase 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia), juntamente com as eficiências de redução de DQO, são apresentados na Tabela 11.

A DQO média do esgoto bruto foi de $795,66 \pm 94,75$ mg O₂/L, superior à observada na Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia). Esse aumento é resultado de prováveis variações experimentais na produção de esgoto sintético.

Após o tratamento, as concentrações médias de DQO foram de $71,64 \pm 41,77$ mg O₂/L em R1 (brita), $313,91 \pm 99,14$ mg O₂/L em R2 (2% de gesso), $328,21 \pm 93,51$ mg O₂/L em R3 (4% de gesso) e $324,31 \pm 104,16$ mg O₂/L em R4 (6% de

gesso). Apesar do aumento da DQO do esgoto bruto e da redução do tempo de batelada em relação à Fase anterior, todos os sistemas promoveram redução desse parâmetro.

Tabela 11 - Demanda Química de Oxigênio (mgO₂/L) e sua eficiência de redução durante a Fase 2

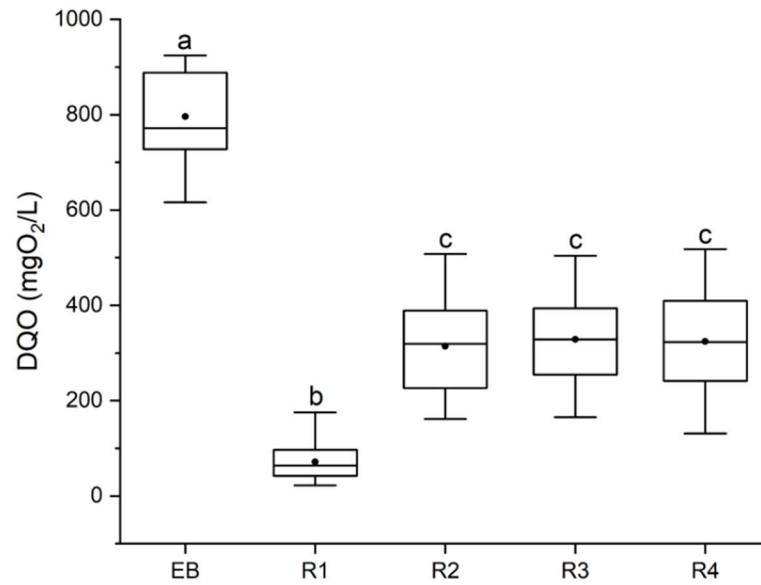
AM	EB	R1	EF R1	R2	EF R2	R3	EF R3	R4	EF R4
1	750,89	37,72	95,0%	221,70	70,5%	208,31	72,3%	263,57	64,9%
2	921,71	106,15	88,5%	251,85	72,7%	310,46	66,3%	251,85	72,7%
3	849,70	81,03	90,5%	369,07	56,6%	447,78	47,3%	382,47	55,0%
4	732,47	22,42	96,9%	230,08	68,6%	281,99	61,5%	240,12	67,2%
5	792,76	122,90	84,5%	310,46	60,8%	385,82	51,3%	337,25	57,5%
6	720,75	24,09	96,7%	327,21	54,6%	333,90	53,7%	308,78	57,2%
7	924,42	46,43	95,0%	222,71	75,9%	244,74	73,5%	241,35	73,9%
8	922,72	51,52	94,4%	253,22	72,6%	234,57	74,6%	221,01	76,0%
9	914,25	175,25	80,8%	507,46	44,5%	504,07	44,9%	517,63	43,4%
10	615,94	87,11	85,9%	161,69	73,7%	165,08	73,2%	131,18	78,7%
11	727,80	49,82	93,2%	215,93	70,3%	263,39	63,8%	241,35	66,8%
12	822,72	76,94	90,6%	409,15	50,3%	376,95	54,2%	436,27	47,0%
13	861,70	110,84	87,1%	461,69	46,4%	402,37	53,3%	439,66	49,0%
14	714,24	73,55	89,7%	419,32	41,3%	434,58	39,2%	443,05	38,0%
15	727,33	54,41	92,5%	329,87	54,6%	331,27	54,5%	378,54	48,0%
16	731,19	26,09	96,4%	331,18	54,7%	326,10	55,4%	354,91	51,5%
N	16	16	16	16	16	16	16	16	16
X	795,66	71,64	91,11%	313,91	60,51%	328,21	58,68%	324,31	59,16%
DP	94,75	41,77	4,78%	99,14	11,59%	93,51	11,01%	104,16	12,60%
MÍN	615,94	22,42	80,83%	161,69	41,29%	165,08	39,15%	131,18	37,97%
MÁX	924,42	175,25	96,94%	507,46	75,91%	504,07	74,58%	517,63	78,70%

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; EF R: eficiência do reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

O teste de D'Agostino-Pearson indicou distribuição normal dos dados, porém com heterogeneidade das variâncias. Dessa forma, foram aplicados o teste de Kruskal–Wallis e o pós-teste de Dunn para a comparação entre os grupos. A distribuição dos resultados e os grupos estatísticos são apresentados na Figura 18.

Figura 18: DQO média medida na Fase 2

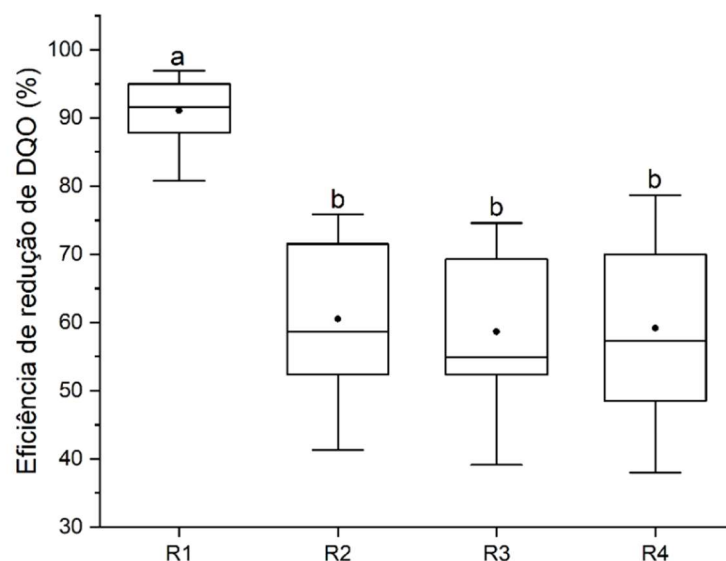


Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto constituiu um grupo estatístico isolado e apresentou os maiores valores de DQO. O Reator 1 (brita), por sua vez, apresentou os menores valores e diferiu de todos os demais grupos. Os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) permaneceram agrupados, demonstrando comportamento estatisticamente semelhante e valores intermediárias de DQO.

As eficiências médias de redução da DQO são apresentadas na Figura 19.

Figura 19: Eficiência de redução média da DQO na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

O Reator 1 (brita) apresentou eficiência média de $91,11 \pm 4,78\%$, enquanto R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) alcançaram, respectivamente, $60,51 \pm 11,59\%$, $58,68 \pm 11,01\%$ e $59,16 \pm 12,60\%$. Embora o desempenho de R1 (brita) tenha permanecido superior, os reatores preenchidos com RCD apresentaram eficiências médias maiores do que as registradas na Fase 1 ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$). Não foram identificadas diferenças significativas entre R2, R3 e R4, (2%, 4% e 6% de gesso) indicando desempenho equivalente.

5.1.3 Comportamento da DQO em 24h

Durante os 4 últimos ciclos de bateladas operados na Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$), foram realizados ensaios com amostras coletadas em diferentes momentos da operação, buscando avaliar o desempenho dos reatores durante o período de uma batelada completa. Foram coletadas amostras no início da batelada e após 3, 6, 12 e 24 horas de operação. Os dados obtidos foram compilados e organizados, apresentados na Tabela 12.

Ao dispor dos valores apresentados em um gráfico temporal, é possível analisar o desempenho dos reatores ao decorrer das horas de operação. Os valores médios e desvio padrão para a DQO, ao decorrer de 24 horas de operação durante a Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$), bem como os valores de redução percentual da DQO, podem ser observados na Figura 20.

Tabela 12 - Demanda Química de Oxigênio ($\text{mg O}_2/\text{L}$) e sua eficiência de redução em 24h (Fase 2)

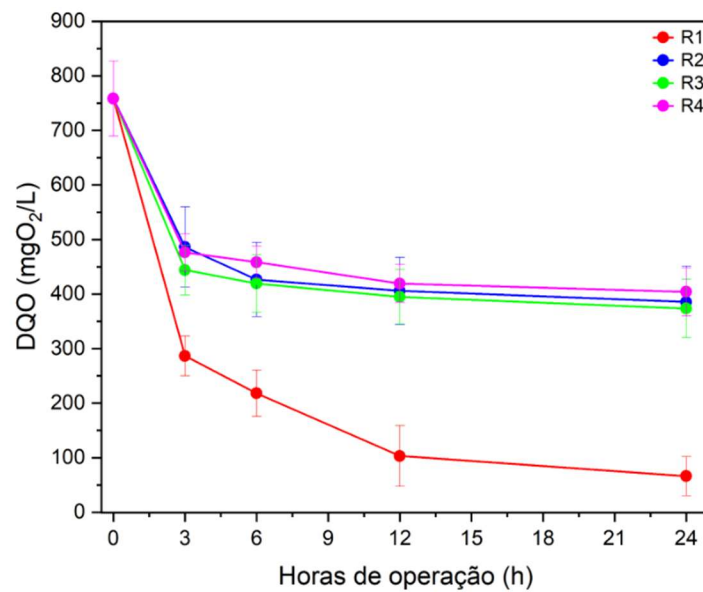
HR	DQO	R1	EF R1	R2	EF R2	R3	EF R3	R4	EF R4
0h	X	758.62	0.00%	758.62	0.00%	758.62	0.00%	758.62	0.00%
	DP	69.11	0.0%	69.11	0.0%	69.11	0.0%	69.11	0.0%
3h	X	286.64	62.1%	486.26	35.9%	444.16	41.3%	476.49	37.0%
	DP	36.58	5.2%	73.88	8.1%	45.51	5.3%	34.03	5.1%
6h	X	218.10	71.3%	426.60	43.7%	419.45	44.6%	458.35	39.3%
	DP	42.49	5.1%	68.08	8.6%	52.48	6.8%	29.54	5.9%
12h	X	103.11	86.7%	405.85	46.5%	395.00	47.7%	419.22	44.5%
	DP	55.65	6.4%	61.35	6.2%	50.17	7.4%	34.56	5.6%
24h	X	66.22	91.4%	385.52	49.3%	373.58	50.6%	404.04	46.6%
	DP	35.56	4.0%	65.81	6.6%	53.52	7.7%	44.18	5.9%

Legenda: HR: Hora; X: média aritmética; DP: desvio padrão; R: reator; EF R: eficiência do reator

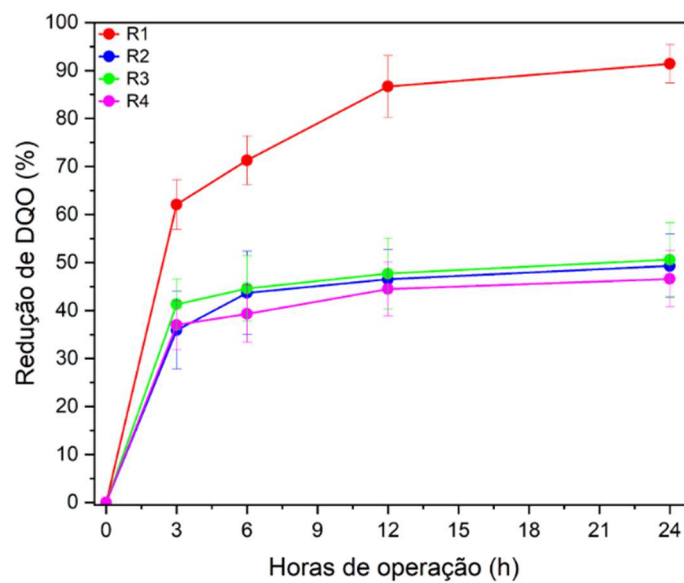
Fonte: O autor (2026)

Figura 20: DQO média em 24 h na Fase 2

(a)



(b)



a) Valores médios de DQO; b) Percentual médio de redução da DQO

Fonte: O autor (2026)

A maior redução da DQO ocorreu nas primeiras horas de operação. Após 3 horas, as eficiências médias já correspondiam a 62,1% em R1 (brita), 35,9% em R2 (2% de gesso), 41,3% em R3 (4% de gesso) e 37,0% em R4 (6% de gesso). Em 6 horas, esses valores aumentaram para 71,3%, 43,7%, 44,6% e 39,3%, respectivamente.

Entre 6 e 24 horas, a redução continuou ocorrendo, porém com menor intensidade. Ao final da batelada, as eficiências médias atingiram 91,4% em R1 (brita), 49,3% em R2 (2% de gesso), 50,6% em R3 (4% de gesso) e 46,6% em R4 (6% de gesso). O Reator 1 (brita) apresentou redução contínua e mais acentuada ao longo de todo o período, enquanto os demais exibiram comportamento semelhante, com diminuição mais expressiva nas primeiras horas.

5.1.4 DQO Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m³.dia)

Os resultados de DQO referentes a Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia) e as eficiências de redução da DQO são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Demanda Química de Oxigênio (mg O₂/L) e sua eficiência de redução durante a Fase 3

AM	EB	R1	EF R1	R2	EF R2	R3	EF R3	R4	EF R4
1	1009,16	100,67	90,0%	809,16	19,8%	819,33	18,8%	829,50	17,8%
2	1080,35	141,35	86,9%	863,40	20,1%	910,86	15,7%	897,30	16,9%
3	1053,23	134,57	87,2%	727,80	30,9%	778,65	26,1%	727,80	30,9%
4	1049,84	134,57	87,2%	788,82	24,9%	748,14	28,7%	775,26	26,2%
5	1056,62	182,03	82,8%	765,09	27,6%	693,90	34,3%	751,53	28,9%
6	1019,33	202,37	80,1%	849,84	16,6%	737,97	27,6%	788,82	22,6%
7	992,21	39,65	96,0%	700,68	29,4%	754,92	23,9%	693,90	30,1%
8	941,37	22,70	97,6%	649,83	31,0%	660,00	29,9%	663,39	29,5%
9	924,42	12,53	98,6%	632,88	31,5%	653,22	29,3%	649,83	29,7%
10	904,08	22,70	97,5%	531,19	41,2%	514,24	43,1%	541,36	40,1%
11	890,52	19,31	97,8%	551,53	38,1%	561,70	36,9%	585,43	34,3%
12	907,47	26,09	97,1%	602,38	33,6%	531,19	41,5%	541,36	40,3%
13	995,71	51,25	94,9%	650,12	34,7%	649,77	34,7%	651,67	34,6%
14	996,48	34,50	96,5%	633,89	36,4%	631,15	36,7%	663,51	33,4%
15	997,19	31,24	96,9%	677,70	32,0%	678,43	32,0%	687,83	31,0%
16	987,86	58,88	94,0%	673,32	31,8%	657,98	33,4%	689,12	30,2%
17	976,46	37,50	96,2%	665,11	31,9%	665,68	31,8%	687,33	29,6%
18	991,22	40,14	96,0%	665,74	32,8%	671,51	32,3%	691,26	30,3%
N	18	18	18	18	18	18	18	18	18
X	987,42	71,78	92,96%	691,03	30,24%	684,37	30,93%	695,34	29,80%
DP	55,50	60,76	5,72%	93,95	6,43%	98,43	7,01%	91,98	6,19%
MÍN	890,52	12,53	80,15%	531,19	16,63%	514,24	15,69%	541,36	16,94%
MÁX	1080,35	202,37	98,64%	863,40	41,25%	910,86	43,12%	897,30	40,34%

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; EF R: eficiência do reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

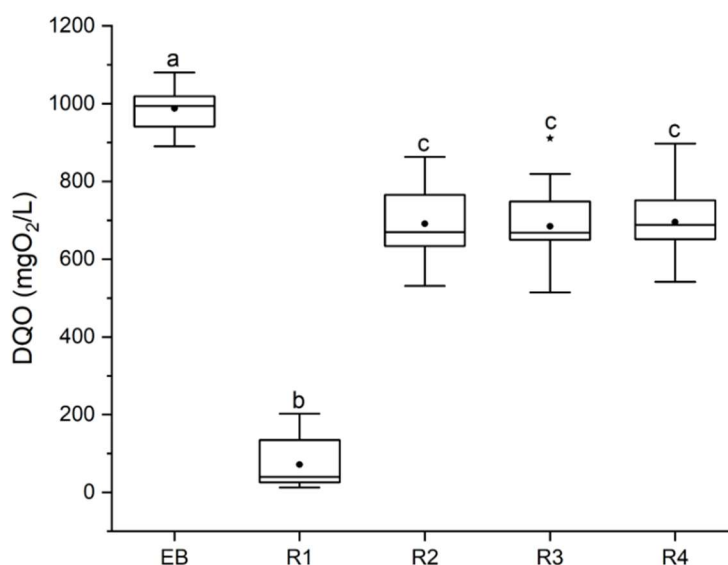
Fonte: O autor (2026)

A DQO média do esgoto bruto foi de $987,42 \pm 55,50$ mg O₂/L, superior à registrada nas Fases anteriores, em conformidade com o aumento da carga orgânica volumétrica aplicada aos filtros.

Após o tratamento, os valores de DQO médios foram de $71,78 \pm 60,76$ mg O₂/L em R1 (brita), $691,03 \pm 93,95$ mg O₂/L em R2 (2% de gesso), $684,37 \pm 98,43$ mg O₂/L em R3 (4% de gesso) e $695,34 \pm 91,98$ mg O₂/L em R4 (6% de gesso). Embora todos os reatores tenham promovido redução da DQO, observa-se que os valores residuais em R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) foram substancialmente superiores aos verificados na Fase 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia).

Os dados apresentaram distribuição normal, porém com variâncias heterogêneas. Assim, as comparações foram realizadas pelo teste de Kruskal–Wallis, com pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 21.

Figura 21: DQO média medida na Fase 3



Fonte: O autor (2026)

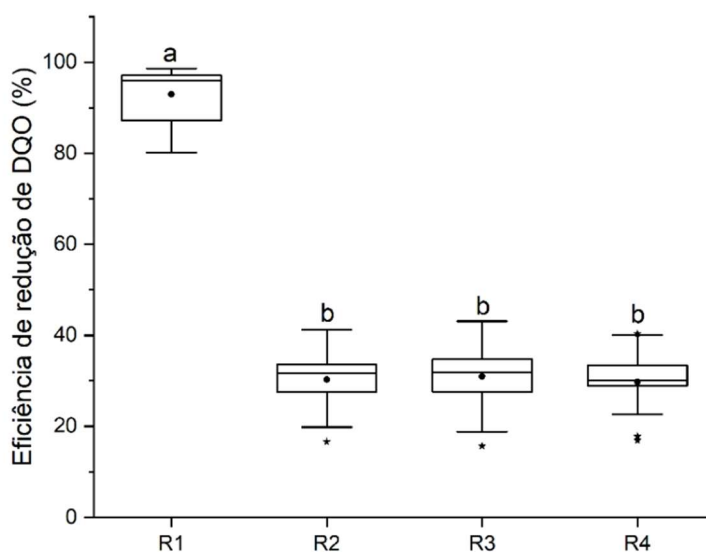
O esgoto bruto apresentou os maiores valores de DQO e constituiu o grupo estatístico “a”. O Reator 1 (brita) apresentou os menores valores, compondo o grupo “b” e diferindo de todos os demais. Os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) formaram o grupo “c”, sem diferenças significativas entre si.

As eficiências de redução da Demanda Química de Oxigênio, obtidas durante a Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia), são apresentadas na Figura 22. As eficiências médias foram de $92,96 \pm 5,72\%$ em R1 (brita), $30,24 \pm 6,43\%$ em R2 (2%

de gesso), $30,93 \pm 7,01\%$ em R3 (4% de gesso) e $29,80 \pm 6,19\%$ em R4 (6% de gesso).

O Reator 1 (brita) manteve desempenho significativamente superior, mesmo submetido à maior COV. Em contraste, os reatores preenchidos com RCD apresentaram redução acentuada da eficiência em relação à Fase 2 (COV = $0,796 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$) e não diferiram estatisticamente entre si.

Figura 22: Eficiência de redução média da DQO na Fase 3



Fonte: O autor (2026)

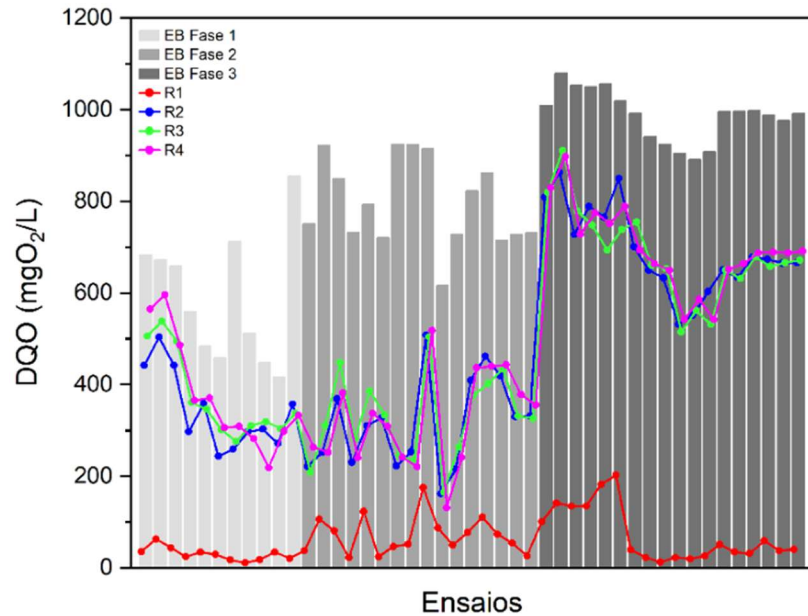
5.1.5 Análise geral da DQO durante a operação

Embora os resultados tenham sido organizados em três Fases, os reatores permaneceram em operação contínua durante todo o período experimental. Dessa forma, as respostas observadas em cada Fase também podem refletir processos de formação e adaptação do biofilme, além das alterações da COV e do tempo de batelada. As Figuras 23 e 24 apresentam, respectivamente, os valores de DQO das amostras e as eficiências de redução obtidas ao longo da operação.

Os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram trajetórias semelhantes durante todo o período experimental. Na Fase 1 (COV = $0,086 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), verificou-se aumento gradual da eficiência de redução da DQO, sobretudo nas últimas operações. Esse comportamento pode estar relacionado à

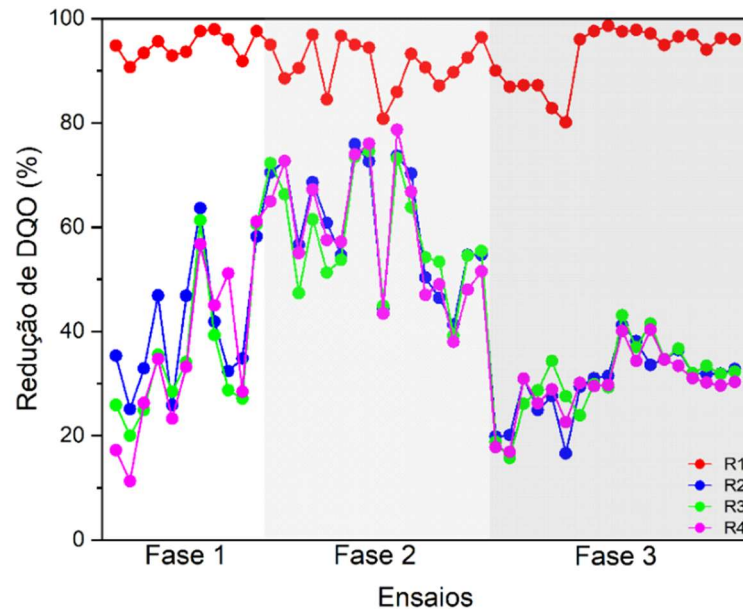
adaptação da biomassa e ao desenvolvimento progressivo do biofilme nos materiais de recheio.

Figura 23: Demanda Química de Oxigênio ao decorrer das 3 Fases



Fonte: O autor (2026)

Figura 24: Eficiência de redução da Demanda Química de Oxigênio ao decorrer das 3 Fases



Fonte: O autor (2026)

A transição para a Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$) envolveu simultaneamente o aumento da COV e a redução do tempo de batelada.

Inicialmente, foram observadas oscilações no desempenho de R2, R3 e R4, (2%, 4% e 6% de gesso) seguidas de recuperação parcial das eficiências, sugerindo adaptação microbiológica às novas condições operacionais.

Na Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia), os três reatores preenchidos com RCD apresentaram nova redução da eficiência, sem recuperação até o final do período monitorado. Os valores passaram a permanecer próximos de 30%, indicando que, nas condições avaliadas, esses sistemas foram mais sensíveis à maior carga aplicada. Além disso, a sobreposição das curvas de R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) demonstra que o aumento do teor nominal de gesso de 2% para 6% não produziu respostas claramente distintas quanto à redução da DQO.

O Reator 1 (brita), preenchido com pedra brita, apresentou comportamento distinto, mantendo eficiências médias superiores a 91% nas três Fases. Foram observadas oscilações após algumas alterações operacionais, mas o sistema recuperou rapidamente seu desempenho e manteve concentrações de DQO inferiores às dos demais reatores. Esses resultados demonstram maior estabilidade do sistema preenchido com brita frente às condições operacionais estudadas.

5.1.6 Demanda Química de Oxigênio e o teor de gesso

Para avaliar as diferenças entre os quatro reatores, considerando o pareamento das observações realizadas em cada operação, os dados de cada Fase foram submetidos ao teste de Friedman. Quando identificadas diferenças significativas, aplicou-se o pós-teste de Dunn, adotando-se nível de significância de 5%. Os resultados são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Grupos estatísticos para a DQO em função do teor de gesso

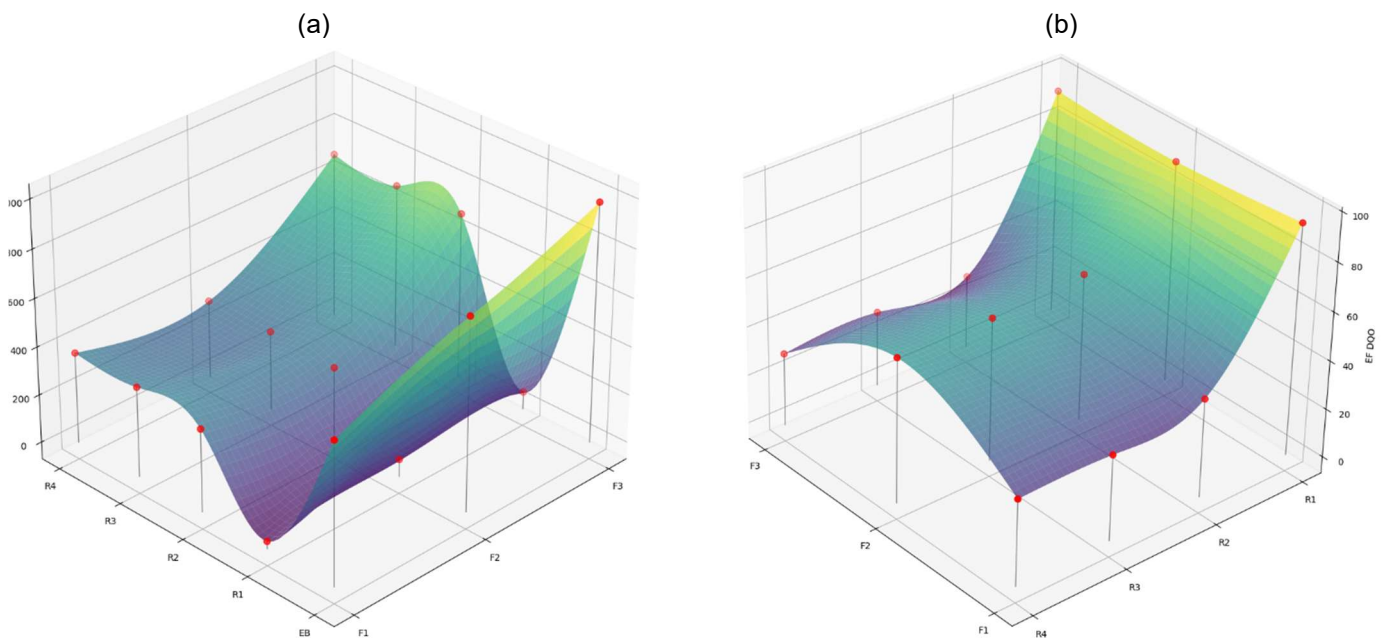
Fase operacional	Diferença significativa (Teste de Friedman)	Grupo estatístico (Pós-teste Dunn)			
		0% gesso	2% gesso	4% gesso	6% gesso
Fase 1	Sim, P < 0,0001	a	b	b	b
Fase 2	Sim, P < 0,0001	a	b	b	b
Fase 3	Sim, P < 0,0001	a	b	b	b

Fonte: O autor (2026)

A análise estatística evidenciou diferença significativa entre os tratamentos em todas as Fases operacionais ($P < 0,0001$). Entretanto, o pós-teste de Dunn demonstrou que essa diferença ocorreu exclusivamente entre o tratamento controle (0% de gesso) e os tratamentos contendo gesso, uma vez que os reatores com 2%, 4% e 6% de gesso permaneceram agrupados na mesma classe estatística em todas as Fases avaliadas. Esses resultados indicam que, embora a substituição da pedra brita por resíduos de construção e demolição contendo gesso tenha alterado significativamente os valores de DQO, o aumento do teor de gesso de 2% para 6% não promoveu diferenças estatisticamente significativas no desempenho dos reatores.

Para complementar a análise, a Figura 25 apresenta superfícies tridimensionais construídas a partir das concentrações médias de DQO e das eficiências médias de redução nas Fases 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia), 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia) e 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia). A representação permite visualizar a estabilidade do desempenho de R1 (brita), a semelhança entre R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) e a redução da eficiência desses sistemas na condição de maior carga aplicada.

Figura 25: Superfície tridimensional correspondente a DQO, Fase e Reator



a) Valores médios de DQO; b) Eficiência média de redução da DQO

Fonte: O autor (2026)

5.2 TURBIDEZ

A turbidez é uma característica física das águas residuárias, resultante da presença de sólidos suspensos e partículas coloidais que dispersam a luz incidente. Em geral, esgotos mais frescos ou mais concentrados apresentam valores mais elevados de turbidez (von Sperling, 2014).

Além de reduzir a penetração da luz no meio líquido, essas partículas podem atuar como superfícies de adsorção para outros poluentes, como metais e microrganismos, contribuindo para a deterioração da qualidade do efluente. Dessa forma, a turbidez é amplamente utilizada como um indicador indireto da concentração de material particulado e do potencial poluidor de efluentes sanitários, sendo um importante parâmetro para a avaliação da eficiência dos processos de tratamento (APHA, 2005).

5.2.1 Turbidez Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m³.dia)

Os resultados de turbidez referentes a Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia), juntamente com as suas respectivas eficiências de redução, são apresentados na Tabela 15.

O esgoto bruto apresentou turbidez média de $143,55 \pm 27,19$ NTU. Após o tratamento, foram observados valores médios de $4,78 \pm 2,77$ NTU em R1 (brita), $14,63 \pm 4,44$ NTU em R2 (2% de gesso), $21,16 \pm 7,18$ NTU em R3 (4% de gesso) e $20,51 \pm 6,27$ NTU em R4 (6% de gesso), demonstrando redução desse parâmetro em todos os sistemas.

Os dados não atenderam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias. Dessa forma, as comparações entre os grupos foram realizadas pelo teste de Kruskal–Wallis, seguido do pós-teste de Dunn, adotando-se nível de significância de 5%. A distribuição dos resultados e os agrupamentos estatísticos são apresentados na Figura 26.

O Reator 1 (brita) apresentou os menores valores de turbidez e diferiu estatisticamente do esgoto bruto e dos Reatores 3 (4% de gesso) e 4 (6% de gesso). O Reator 2 (2% de gesso) apresentou comportamento intermediário, não diferindo de R1, R3 ou R4. Embora os valores médios de R3 e R4 tenham sido inferiores aos do esgoto bruto, não foi identificada diferença estatisticamente significativa entre

esses grupos. Isso ocorreu devido a grande dispersão dos dados e o baixo número de amostras avaliadas.

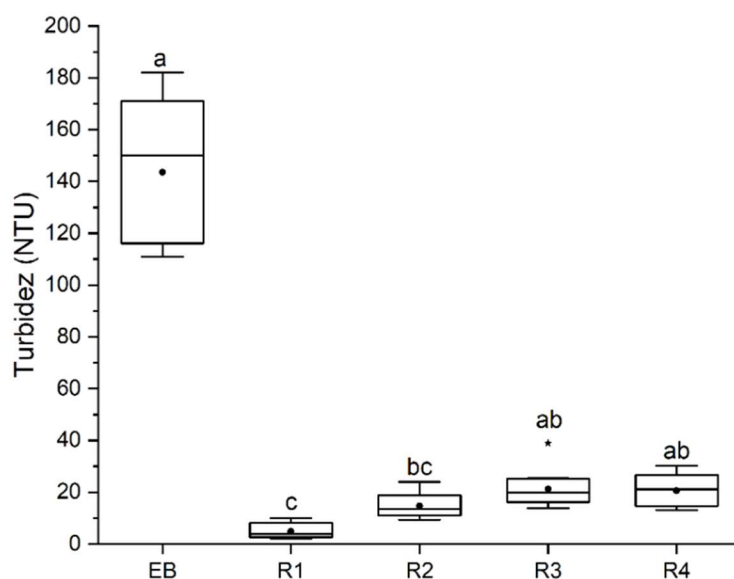
Tabela 15 - Turbidez (NTU) e sua eficiência de redução durante a Fase 1

AM	EB	R1	EF R1	R2	EF R2	R3	EF R3	R4	EF R4
1	124,00	4,42	96,4%	18,86	84,8%	25,40	79,5%	25,60	79,4%
2	116,00	2,09	98,2%	23,90	79,4%	25,10	78,4%	30,20	74,0%
3	154,00	4,93	96,8%	11,01	92,9%	16,89	89,0%	21,10	86,3%
4	182,00	9,99	94,5%	12,32	93,2%	20,10	89,0%	26,67	85,3%
5	179,00	2,58	98,6%	12,22	93,2%	16,70	90,7%	15,21	91,5%
6	150,00	3,83	97,4%	10,36	93,1%	16,10	89,3%	13,01	91,3%
7	111,00	2,64	97,6%	9,29	91,6%	13,85	87,5%	13,94	87,4%
8	171,00	3,32	98,1%	16,16	90,5%	24,55	85,6%	15,36	91,0%
9	115,00	2,33	98,0%	18,90	83,6%	19,82	82,8%	23,12	79,9%
10	120,00	8,20	93,2%	14,43	88,0%	15,28	87,3%	14,62	87,8%
11	157,00	8,24	94,8%	13,50	91,4%	38,95	75,2%	26,80	82,9%
N	11	11	11	11	11	11	11	11	11
X	143,55	4,78	96,68%	14,63	89,24%	21,16	84,93%	20,51	85,17%
DP	27,19	2,77	1,78%	4,44	4,71%	7,18	5,19%	6,27	5,64%
MÍN	111,00	2,09	93,17%	9,29	79,40%	13,85	75,19%	13,01	73,97%
MÁX	182,00	9,99	98,56%	23,90	93,23%	38,95	90,67%	30,20	91,50%

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; EF R: eficiência do reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

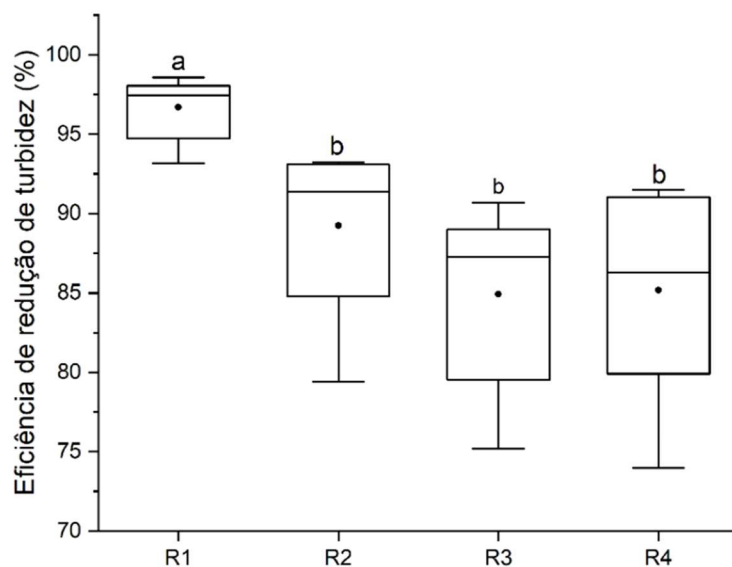
Figura 26: Turbidez média medida na Fase 1



Fonte: O autor (2026)

As eficiências de redução da turbidez são apresentadas na Figura 27.

Figura 27: Eficiência de redução média da Turbidez na Fase 1



Fonte: O autor (2026)

As eficiências médias de redução da turbidez foram de $96,68 \pm 1,78\%$ em R1, $89,24 \pm 4,71\%$ em R2, $84,93 \pm 5,19\%$ em R3 e $85,17 \pm 5,64\%$ em R4. O Reator 1 (brita) apresentou eficiência significativamente superior à dos demais sistemas, enquanto R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) não diferiram estatisticamente entre si. Apesar dessa diferença, todos os reatores alcançaram eficiências médias superiores a 84%, evidenciando elevada redução da turbidez durante a Fase 1 ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$).

5.2.2 Turbidez Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kg DQO/m}^3.\text{dia}$)

Os resultados obtidos durante a Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$) são apresentados na Tabela 16.

O esgoto bruto apresentou turbidez média de $222,69 \pm 45,76 \text{ NTU}$, valor superior ao observado na Fase 1 ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$), sugerindo o impacto de variações práticas (indesejadas) na produção do esgoto bruto.

Após o tratamento, os valores médios foram de $17,79 \pm 10,54 \text{ NTU}$ em R1 (brita), $58,08 \pm 30,21 \text{ NTU}$ em R2 (2% de gesso), $61,20 \pm 31,48 \text{ NTU}$ em R3 (4% de gesso) e $67,14 \pm 35,55 \text{ NTU}$ em R4 (6% de gesso). Embora todos os sistemas

tenham reduzido a turbidez, os reatores contendo RCD apresentaram maior turbidez residual e maior dispersão dos resultados em comparação com R1.

Tabela 16 - Turbidez (NTU) e sua eficiência de redução durante a Fase 2

AM	EB	R1	EF R1	R2	EF R2	R3	EF R3	R4	EF R4
1	199,00	18,13	90,9%	69,30	65,2%	77,50	61,1%	88,05	55,8%
2	209,00	31,90	84,7%	85,50	59,1%	89,50	57,2%	94,70	54,7%
3	219,00	28,60	86,9%	74,10	66,2%	87,90	59,9%	93,20	57,4%
4	232,00	7,42	96,8%	33,60	85,5%	34,90	85,0%	36,00	84,5%
5	242,00	9,01	96,3%	63,50	73,8%	67,70	72,0%	68,40	71,7%
6	234,00	15,44	93,4%	53,50	77,1%	58,50	75,0%	61,20	73,8%
7	243,00	4,17	98,3%	22,40	90,8%	20,30	91,6%	26,10	89,3%
8	240,00	5,39	97,8%	32,20	86,6%	30,50	87,3%	31,40	86,9%
9	362,00	37,60	89,6%	137,00	62,2%	145,00	59,9%	162,00	55,2%
10	146,00	4,88	96,7%	18,56	87,3%	17,52	88,0%	29,40	79,9%
11	168,00	6,72	96,0%	16,55	90,1%	36,60	78,2%	26,40	84,3%
12	206,00	22,80	88,9%	52,80	74,4%	53,60	74,0%	56,80	72,4%
13	208,00	23,20	88,8%	64,30	69,1%	58,20	72,0%	64,60	68,9%
14	201,00	23,90	88,1%	65,60	67,4%	63,10	68,6%	67,60	66,4%
15	221,00	23,10	89,5%	66,20	70,0%	69,12	68,7%	71,25	67,8%
16	233,00	22,30	90,4%	74,20	68,2%	69,20	70,3%	97,20	58,3%
N	16	16	16	16	16	16	16	16	16
X	222,69	17,79	92,08%	58,08	74,55%	61,20	73,05%	67,14	70,46%
DP	45,76	10,54	4,33%	30,21	10,44%	31,48	10,75%	35,55	11,99%
MÍN	146,00	4,17	84,74%	16,55	59,09%	17,52	57,18%	26,10	54,69%
MÁX	362,00	37,60	98,28%	137,00	90,78%	145,00	91,65%	162,00	89,26%

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; EF R: eficiência do reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

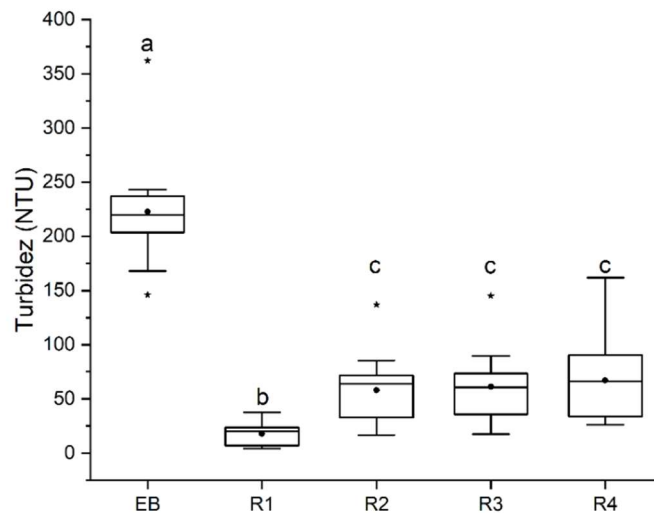
Em razão da ausência de normalidade e da heterogeneidade das variâncias, aplicaram-se o teste de Kruskal–Wallis e o pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 28.

O esgoto bruto apresentou os maiores valores de turbidez e diferiu estatisticamente de todos os efluentes tratados. Entre os reatores, R1 (brita) apresentou a menor turbidez residual e diferiu dos demais, enquanto R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) permaneceram no mesmo grupo estatístico.

As eficiências médias de redução são apresentadas na Figura 29. O Reator 1 (brita) apresentou eficiência média de $92,08 \pm 4,33\%$, enquanto R2, R3 e R4 (2%,

4% e 6% de gesso) alcançaram $74,55 \pm 10,44\%$, $73,05 \pm 10,75\%$ e $70,46 \pm 11,99\%$, respectivamente. A eficiência de R1 foi significativamente superior, ao passo que os demais reatores apresentaram desempenhos estatisticamente equivalentes.

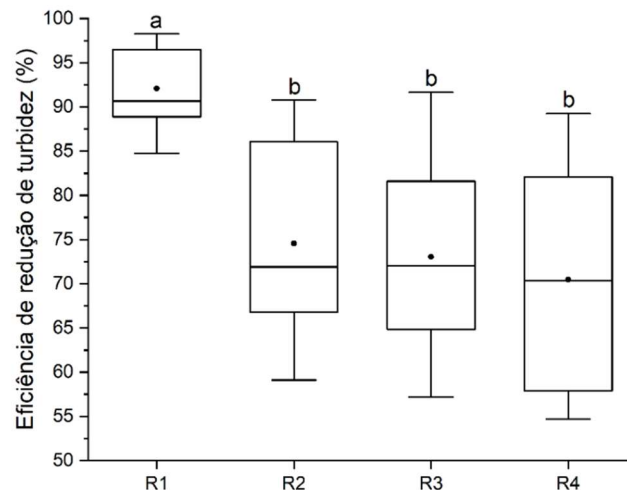
Figura 28: Turbidez média medida na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

Em comparação com a Fase 1 ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$), observou-se redução das eficiências médias em todos os sistemas, especialmente nos reatores com RCD. Entretanto, como a mudança para a Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$) envolveu simultaneamente o aumento da COV e a redução do ciclo de batelada, a alteração do desempenho não pode ser atribuída a apenas um desses fatores.

Figura 29: Eficiência de redução média da Turbidez na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

5.2.3 Comportamento da turbidez em 24h

Nos quatro últimos ciclos da Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$), foram realizadas coletas nos tempos de 0, 3, 6, 12 e 24 horas, com o objetivo de acompanhar a variação da turbidez durante um ciclo completo de batelada. Os valores médios e os respectivos desvios padrão são apresentados na Tabela 17, enquanto a Figura 30 mostra a evolução temporal da turbidez e de sua eficiência de redução.

Tabela 17 - Turbidez (NTU) e sua eficiência de redução em 24h (Fase 2)

HR	TURBIDEZ	R1	EF R1	R2	EF R2	R3	EF R3	R4	EF R4
0h	X	215.75	0.0%	215.75	0.0%	215.75	0.0%	215.75	0.0%
	DP	14.17	0.0%	14.17	0.0%	14.17	0.0%	14.17	0.0%
3h	X	83.48	61.2%	113.07	47.7%	102.63	52.5%	113.93	47.4%
	DP	0.90	2.8%	13.32	2.8%	11.37	2.2%	18.14	4.9%
6h	X	60.85	71.7%	92.05	57.4%	86.85	59.8%	95.97	55.8%
	DP	10.94	5.8%	11.85	4.2%	8.54	2.3%	23.50	8.1%
12h	X	39.32	81.6%	76.82	64.4%	73.05	66.1%	85.08	60.8%
	DP	9.76	5.1%	7.71	1.8%	5.78	2.0%	18.43	6.1%
24h	X	23.13	89.2%	67.58	68.7%	64.91	69.9%	75.16	65.3%
	DP	0.66	1.0%	4.49	1.2%	5.30	1.6%	14.94	4.8%

Legenda: HR: Hora; X: média aritmética; DP: desvio padrão; R: reator; EF R: eficiência do reator

Fonte: O autor (2026)

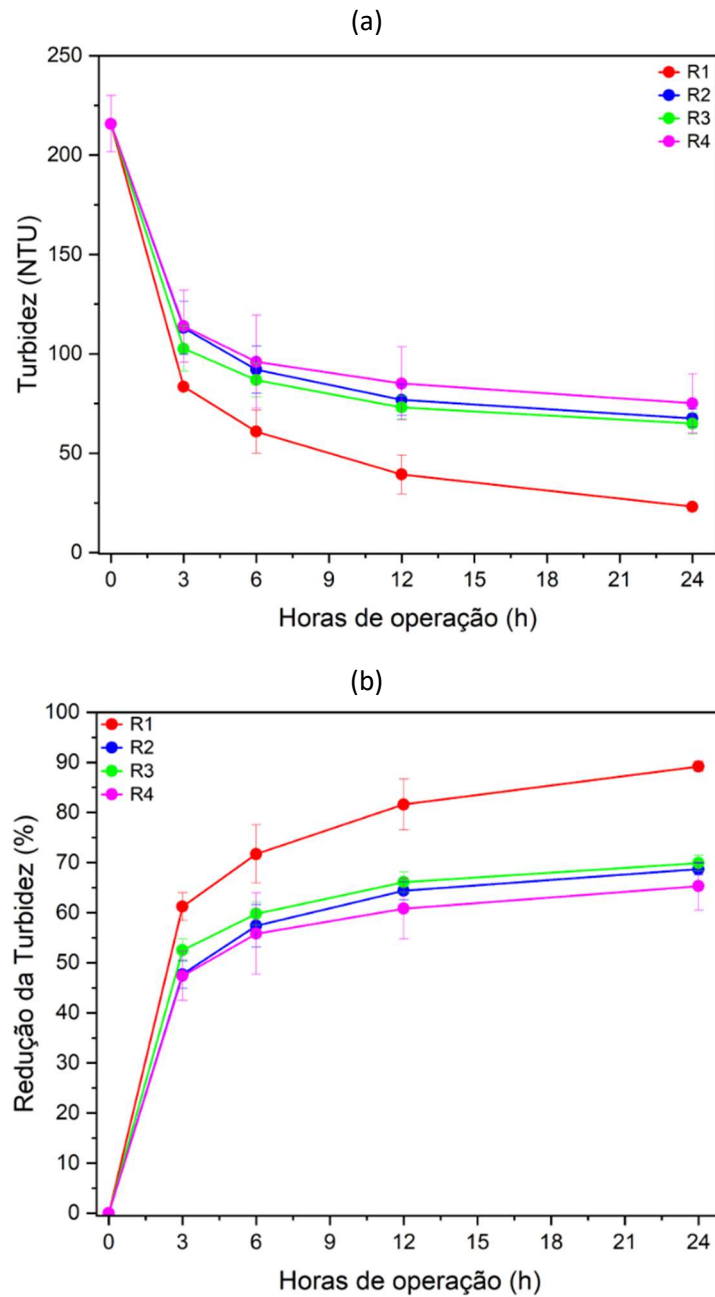
Todos os reatores apresentaram redução progressiva da turbidez ao longo do ciclo. Após 3 horas, as eficiências médias já correspondiam a 61,2% em R1 (brita), 47,7% em R2 (2% de gesso), 52,5% em R3 (4% de gesso) e 47,4% em R4 (6% de gesso). Ao final de 6 horas, esses valores aumentaram para 71,7%, 57,4%, 59,8% e 55,8%, respectivamente.

A redução continuou entre 6 e 24 horas, porém de forma menos acentuada. Ao final da batelada, foram alcançadas eficiências médias de 89,2% em R1 (brita), 68,7% em R2 (2% de gesso), 69,9% em R3 (4% de gesso) e 65,3% em R4 (6% de gesso).

O Reator 1 (brita) apresentou os menores valores de turbidez durante todo o ciclo, com a maior redução nas primeiras 3 horas de operação, se comparado aos demais. Os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) exibiram trajetórias

semelhantes, com diminuição mais intensa nas primeiras horas e variações menos pronunciadas após 12 horas. Apesar da redução da velocidade nesse intervalo, os valores continuaram diminuindo até o final da batelada, não caracterizando uma estabilização completa.

Figura 30: Turbidez média em 24h na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

5.2.4 Turbidez Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m³.dia)

Os resultados dos ensaios de turbidez obtidos durante a Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia) estão apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 - Turbidez (NTU) e sua eficiência de redução durante a Fase 3

AM	EB	R1	EF R1	R2	EF R2	R3	EF R3	R4	EF R4
1	576,00	21,40	96,3%	175,00	69,6%	174,00	69,8%	172,00	70,1%
2	593,00	30,40	94,9%	179,00	69,8%	197,00	66,8%	190,00	68,0%
3	527,00	24,30	95,4%	95,30	81,9%	103,00	80,5%	109,00	79,3%
4	535,00	27,20	94,9%	97,40	81,8%	108,00	79,8%	121,00	77,4%
5	563,00	35,20	93,7%	122,00	78,3%	109,00	80,6%	126,00	77,6%
6	559,00	36,50	93,5%	118,00	78,9%	117,00	79,1%	125,00	77,6%
7	463,00	15,79	96,6%	65,70	85,8%	117,00	74,7%	119,00	74,3%
8	515,00	25,80	95,0%	81,50	84,2%	97,70	81,0%	123,00	76,1%
9	501,00	30,20	94,0%	85,90	82,9%	97,20	80,6%	113,00	77,4%
10	504,00	29,60	94,1%	55,60	89,0%	75,10	85,1%	83,80	83,4%
11	527,00	32,30	93,9%	63,60	87,9%	67,70	87,2%	114,00	78,4%
12	535,00	33,90	93,7%	73,30	86,3%	77,20	85,6%	80,20	85,0%
13	558,00	31,50	94,4%	79,90	85,7%	107,70	80,7%	121,00	78,3%
14	537,00	28,60	94,7%	78,70	85,3%	102,40	80,9%	124,00	76,9%
15	557,00	30,70	94,5%	85,40	84,7%	99,20	82,2%	118,00	78,8%
16	512,00	29,90	94,2%	77,20	84,9%	103,70	79,7%	117,00	77,1%
17	516,00	29,50	94,3%	82,30	84,1%	99,60	80,7%	111,00	78,5%
18	532,00	28,70	94,6%	81,30	84,7%	102,30	80,8%	114,00	78,6%
N	18	18	18	18	18	18	18	18	18
X	533,89	28,97	94,58%	94,28	82,54%	108,60	79,76%	121,17	77,38%
DP	30,80	4,92	0,85%	34,38	5,39%	31,22	5,00%	25,32	3,89%
MÍN	463,00	15,79	93,47%	55,60	69,62%	67,70	66,78%	80,20	67,96%
MÁX	593,00	36,50	96,59%	179,00	88,97%	197,00	87,15%	190,00	85,01%

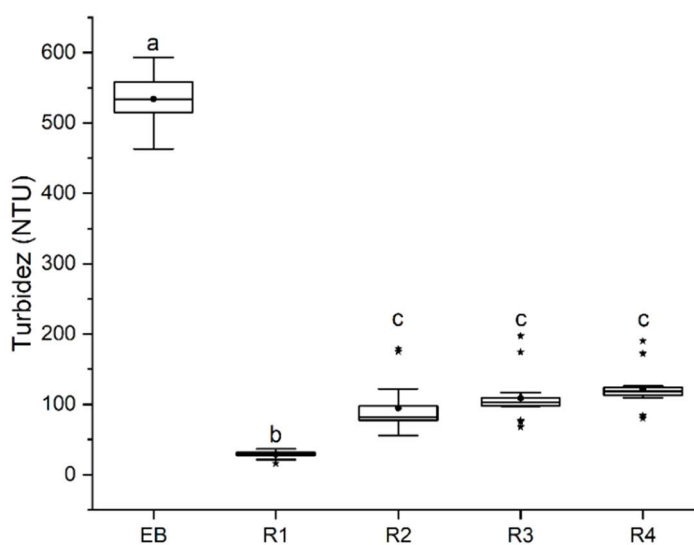
Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; EF R: eficiência do reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto apresentou turbidez média de $533,89 \pm 30,80$ NTU, substancialmente superior às médias observadas nas Fases anteriores. Após o tratamento, os valores médios foram de $28,97 \pm 4,92$ NTU em R1 (brita), $94,28 \pm 34,38$ NTU em R2 (2% de gesso), $108,60 \pm 31,22$ NTU em R3 (4% de gesso) e $121,17 \pm 25,32$ NTU em R4 (6% de gesso).

Apesar do aumento expressivo da turbidez afluente, todos os sistemas promoveram redução desse parâmetro. Os dados não atenderam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias, sendo novamente aplicados o teste de Kruskal–Wallis e o pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 31.

Figura 31: Turbidez média medida na Fase 3

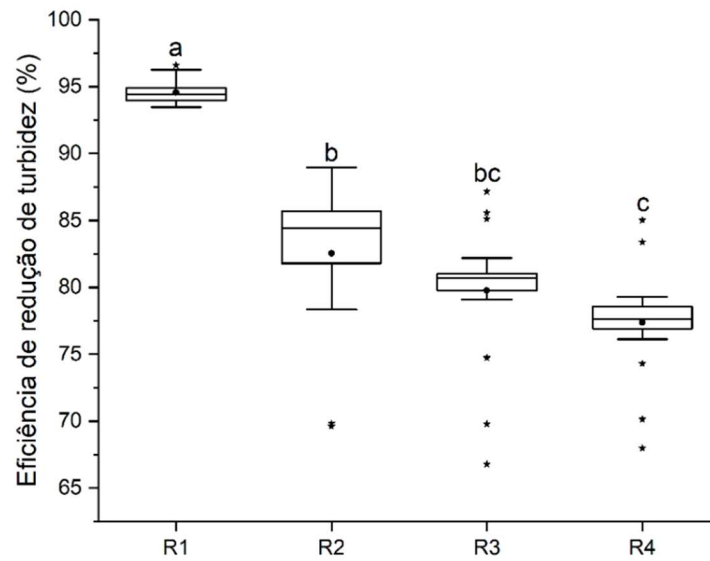


Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto apresentou os maiores valores e diferiu de todos os reatores. R1 (brita) apresentou a menor turbidez residual, também diferenciando-se dos demais sistemas. Em relação às concentrações de turbidez, R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre si.

As eficiências de redução médias são apresentadas na Figura 32. As eficiências de redução médias corresponderam a $94,58 \pm 0,85\%$ em R1 (brita), $82,54 \pm 5,39\%$ em R2 (2% de gesso), $79,76 \pm 5,00\%$ em R3 (4% de gesso) e $77,38 \pm 3,89\%$ em R4 (6% de gesso). O Reator 1 (brita) apresentou eficiência significativamente superior à dos demais. Entre os reatores com RCD, R2 (2% de gesso) apresentou eficiência superior à de R4 (6% de gesso), enquanto R3 (4% de gesso) ocupou posição intermediária e não diferiu estatisticamente de nenhum deles.

Figura 32: Eficiência de redução média da Turbidez na Fase 3

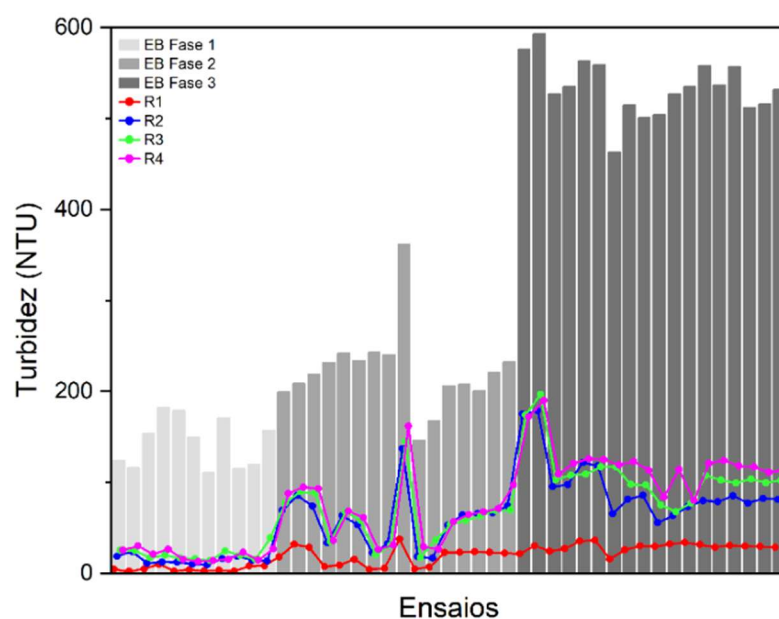


Fonte: O autor (2026)

5.2.5 Análise geral da turbidez durante a operação

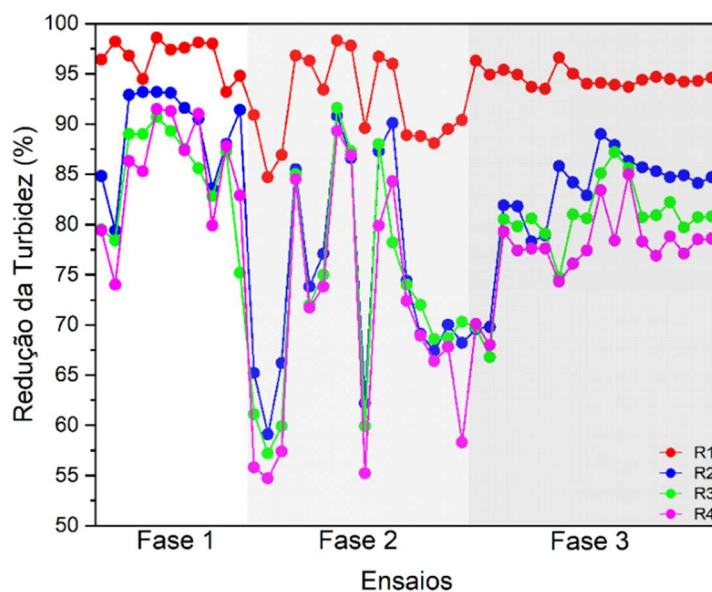
As Figuras 33 e 34 apresentam, respectivamente, a turbidez do esgoto bruto e dos efluentes tratados e as eficiências de redução obtidas ao longo das três Fases operacionais.

Figura 33: Turbidez ao decorrer das 3 Fases



Fonte: O autor (2026)

Figura 34: Redução da Turbidez ao decorrer das 3 Fases



Fonte: O autor (2026)

Observa-se que o aumento da COV entre as Fases foi acompanhado pelo aumento da turbidez do esgoto bruto, comportamento esperado em função da maior concentração de compostos utilizados para produção do efluente sintético. Apesar disso, todos os sistemas mantiveram elevada capacidade de redução desse parâmetro ao longo do período experimental.

O Reator 1 (brita) apresentou desempenho superior durante toda a operação, mantendo valores reduzidos de turbidez no efluente tratado e eficiências de redução predominantemente acima de 90%, mesmo após as alterações das condições operacionais. Em contraste, os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram comportamento semelhante entre si, operando com maiores valores de turbidez residual e eficiências de redução inferiores às observadas no Reator 1.

A elevada sobreposição das curvas dos Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) sugere que os diferentes teores de gesso incorporados ao RCD não exerceram influência significativa sobre a remoção de turbidez, resultado compatível com as análises estatísticas realizadas para cada Fase operacional.

Diferentemente da DQO, cuja remoção depende diretamente da atividade microbiológica, a redução da turbidez está relacionada, também, à retenção física de sólidos suspensos e à sedimentação das partículas no interior dos reatores. Dessa forma, as alterações nas condições operacionais exerceram influência

menos pronunciada sobre esse parâmetro, indicando que os mecanismos físicos de remoção de turbidez também podem ter contribuído no tratamento.

Além disso, os maiores valores de turbidez observados nos Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) podem estar associados à própria composição do meio suporte constituído por RCD contendo gesso. Durante a operação, a dissolução parcial de compostos presentes no recheio, especialmente partículas finas ricas em hidróxido de cálcio e carbonatos, pode ter contribuído para o aumento da concentração de partículas suspensas no efluente tratado. Paralelamente, a elevada disponibilidade de íons cálcio pode ter favorecido a coagulação e a precipitação química de parte do material particulado, contribuindo para a remoção da turbidez juntamente com os mecanismos físicos de retenção.

5.2.6 Turbidez e o teor de gesso

Para avaliar as diferenças entre os quatro reatores, considerando o pareamento das observações realizadas em cada operação, os dados de turbidez foram submetidos ao teste de Friedman. Quando identificadas diferenças significativas, aplicou-se o pós-teste de comparações múltiplas adotado no estudo. Os resultados são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 - Grupos estatísticos para a Turbidez em função do teor de gesso

Fase operacional	Diferença significativa (Teste de Friedman)	Grupo estatístico (Pós-teste Dunn)			
		0% gesso	2% gesso	4% gesso	6% gesso
Fase 1	Sim, $P < 0,0001$	a	a,b	b	b
Fase 2	Sim, $P < 0,0001$	a	b	b,c	c
Fase 3	Sim, $P < 0,0001$	a	b	b,c	c

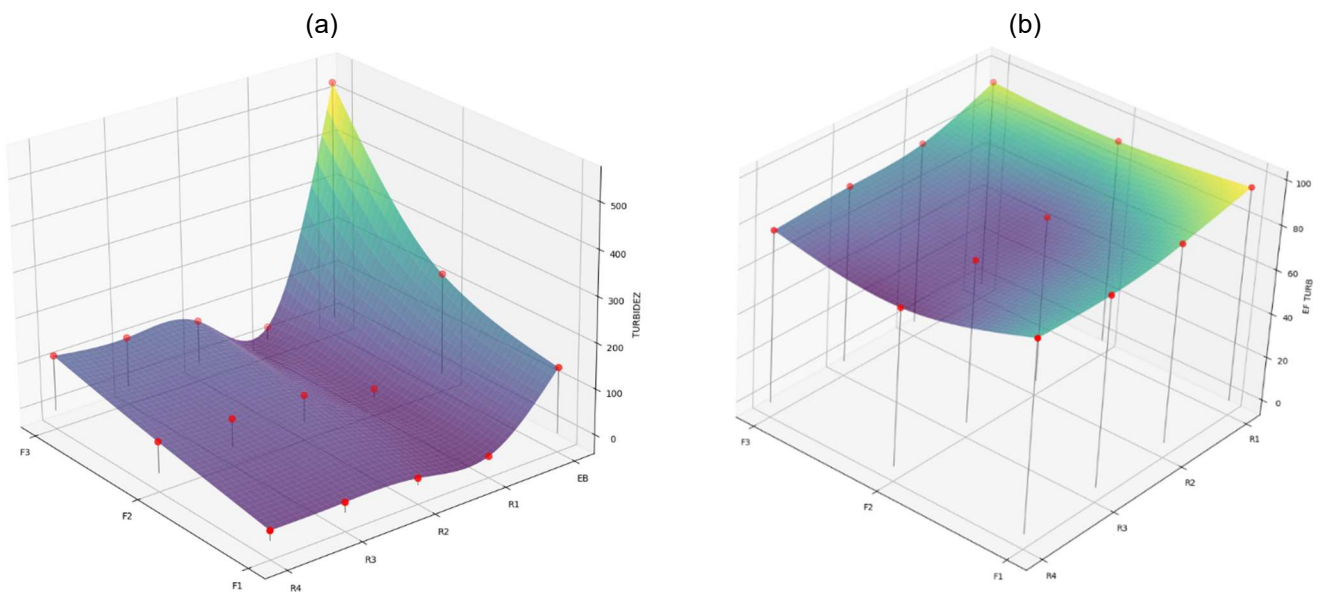
Fonte: O autor (2026)

O teste de Friedman indicou diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos em todas as Fases operacionais ($P < 0,0001$). Entretanto, o pós-teste de Dunn demonstrou que essas diferenças ocorreram predominantemente entre o reator controle (0% de gesso) e os reatores preenchidos com RCD contendo gesso. Entre os tratamentos com 2%, 4% e 6% de gesso, observou-se ampla sobreposição dos grupos estatísticos, indicando que o aumento do teor de gesso

não promoveu alterações significativas na turbidez do efluente tratado nem na eficiência de sua remoção. Esses resultados sugerem que as diferenças observadas estão relacionadas principalmente à substituição da pedra brita pelo RCD como meio suporte, e não à variação do teor de gesso incorporado ao resíduo.

Com o objetivo de complementar essa análise, a Figura 35 apresenta superfícies tridimensionais construídas a partir dos valores médios de turbidez (Figura 35a) e da eficiência média de remoção (Figura 35b), relacionando simultaneamente a Fase operacional, o teor de gesso do meio suporte e a resposta dos reatores. Essa representação evidencia o aumento da turbidez do esgoto bruto com a elevação da carga orgânica volumétrica aplicada ao sistema, bem como a manutenção do desempenho superior do Reator 1 (brita) ao longo de toda a operação. Da mesma forma, observa-se elevada semelhança entre os reatores contendo RCD, reforçando que as diferentes concentrações de gesso exerceram influência pouco expressiva sobre a remoção de turbidez.

Figura 35: Superfície tridimensional correspondente a Turbidez, Fase e Reator



a) Valores médios de Turbidez; b) Eficiência média de redução da Turbidez

Fonte: O autor (2026)

5.3 PH

O potencial hidrogeniônico (pH) é uma característica química do esgoto e águas residuais que expressa seu caráter ácido, básico ou neutro, sendo utilizado

como indicador da concentração de íons hidrogênio presentes na solução. Em sistemas biológicos de tratamento, os processos de oxidação tendem a reduzir o pH do meio (von Sperling, 2014).

Em filtros anaeróbios, o monitoramento do pH é fundamental por constituir um importante indicador da estabilidade operacional do sistema. A manutenção desse parâmetro em uma faixa adequada favorece a atividade dos microrganismos responsáveis pela digestão anaeróbia, enquanto variações acentuadas podem indicar o acúmulo excessivo de ácidos orgânicos, refletindo possíveis desequilíbrios no processo biológico (Baettker, 2015). Dessa forma, o acompanhamento do pH permitiu avaliar tanto estabilidade do processo biológico quanto a influência exercida pelos diferentes materiais utilizados como meio suporte.

5.3.1 PH Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m³.dia)

Os resultados dos ensaios de pH obtidos para as amostras coletadas durante a Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia) são apresentados na Tabela 20.

Tabela 20 - pH das amostras coletadas durante a Fase 1

AM	EB	R1	R2	R3	R4
1	6,81	7,52	12,71	12,72	12,76
2	6,11	7,37	12,77	12,82	12,84
3	6,36	7,29	12,71	12,74	12,75
4	6,59	7,21	12,54	12,58	12,59
5	6,91	7,34	12,58	12,61	12,62
6	7,06	7,39	12,63	12,72	12,70
7	6,49	7,85	12,57	12,62	12,61
8	6,63	7,29	12,55	12,64	12,65
9	6,84	7,25	12,43	12,51	12,41
10	6,04	7,41	12,44	12,46	12,42
11	6,34	7,30	12,04	12,11	12,28
N	11	11	11	11	11
X	6,56	7,38	12,54	12,59	12,60
DP	0,33	0,18	0,20	0,19	0,17
MÍN	6,04	7,21	12,04	12,11	12,28
MÁX	7,06	7,85	12,77	12,82	12,84

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

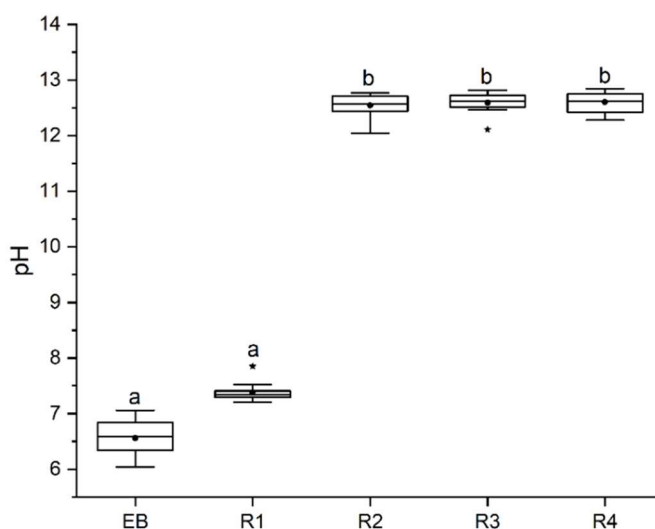
Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto apresentou pH médio de $6,56 \pm 0,33$, caracterizando condição levemente ácida. Após o tratamento, R1 (brita) apresentou característica neutra com média de $7,38 \pm 0,18$, enquanto R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) alcançaram valores básicos com médias de $12,54 \pm 0,20$, $12,59 \pm 0,19$ e $12,60 \pm 0,17$, respectivamente.

Os dados não atenderam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias. Assim, as comparações foram realizadas pelo teste de Kruskal–Wallis, seguido do pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 36.

Embora o Reator 1 (brita) tenha apresentado pH numericamente superior ao do esgoto bruto, não foi identificada diferença estatisticamente significativa entre esses grupos. O efluente tratado por Reator 1 (brita) permaneceu próximo à neutralidade, ao passo que os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram valores significativamente superiores e não diferiram entre si.

Figura 36: pH médio medido na Fase 1



Fonte: O autor (2026)

Os resultados demonstram que, já na primeira Fase ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$) operacional, os reatores preenchidos com RCD com gesso promoveram rápida e excessiva alcalinização do meio, atingindo valores médios próximos de 12,6. Essa condição foi substancialmente distinta daquela observada no reator preenchido com pedra brita e indica forte influência da composição química do RCD sobre o pH do efluente tratado.

5.3.2 PH Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m³.dia)

Os resultados obtidos durante a Fase 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia) são apresentados na Tabela 21.

Tabela 21 - pH das amostras coletadas durante a Fase 2

AM	EB	R1	R2	R3	R4
1	8,09	7,74	11,44	11,64	11,91
2	8,42	7,62	11,45	11,61	11,65
3	8,14	7,24	11,63	11,69	11,71
4	7,20	7,02	11,92	11,95	11,97
5	6,86	6,99	11,85	11,89	11,90
6	6,92	6,89	11,89	11,86	11,88
7	6,99	6,83	12,05	11,98	11,96
8	6,96	6,77	11,89	11,86	11,86
9	6,91	6,95	11,76	11,73	11,73
10	7,27	6,97	11,78	11,75	11,65
11	7,07	7,04	11,63	11,57	11,62
12	7,08	7,01	11,48	11,45	11,49
13	7,05	7,31	11,55	11,45	11,46
14	7,09	7,04	11,59	11,54	11,61
15	7,04	7,01	11,61	11,57	11,59
16	7,01	6,82	11,83	11,73	11,72
N	16	16	16	16	16
X	7,26	7,08	11,71	11,70	11,73
DP	0,49	0,27	0,19	0,17	0,16
MÍN	6,86	6,77	11,44	11,45	11,46
MÁX	8,42	7,74	12,05	11,98	11,97

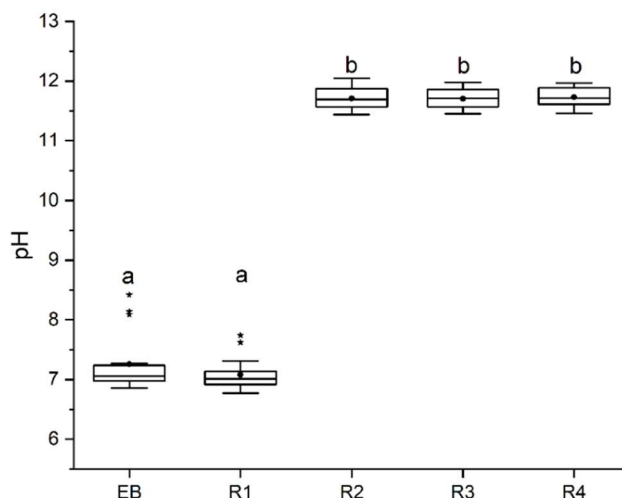
Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto apresentou pH médio de $7,26 \pm 0,49$, mantendo-se próximo à neutralidade. Após o tratamento, R1 (brita) apresentou média de $7,08 \pm 0,27$. Nos reatores contendo RCD, os valores permaneceram elevados, correspondendo a $11,71 \pm 0,19$ em R2 (2% de gesso), $11,70 \pm 0,17$ em R3 (4% de gesso) e $11,73 \pm 0,16$ em R4 (6% de gesso).

Em razão da ausência de normalidade e da heterogeneidade das variâncias, foram aplicados o teste de Kruskal–Wallis e o pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 37.

Figura 37: pH médio medido na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto e o Reator 1 (brita) não diferiram estatisticamente entre si, enquanto os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram valores significativamente superiores e permaneceram no mesmo grupo estatístico. Assim, o padrão observado na Fase 1 ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$) foi mantido, onde o R1 permaneceu próximo à neutralidade, enquanto os reatores preenchidos com RCD contaminado com gesso conservaram condições fortemente alcalinas.

Apesar disso, as médias de R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) foram inferiores às verificadas na Fase anterior, passando de aproximadamente 12,6 para 11,7. Essa redução sugere mudança progressiva na interação entre o efluente e os compostos alcalinos presentes no meio suporte, possivelmente associada às alterações operacionais, acúmulo de AOVs e ao consumo ou à lixiviação dos constituintes mais solúveis do RCD.

5.3.3 Comportamento do pH em 24h

Nos quatro últimos ciclos da Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), foram realizadas coletas nos tempos de 0, 3, 6, 12 e 24 horas, com o objetivo de acompanhar a variação do pH durante um ciclo completo de batelada. Os valores médios e os respectivos desvios padrão são apresentados na Tabela 22, enquanto a Figura 38 mostra o comportamento temporal desse parâmetro.

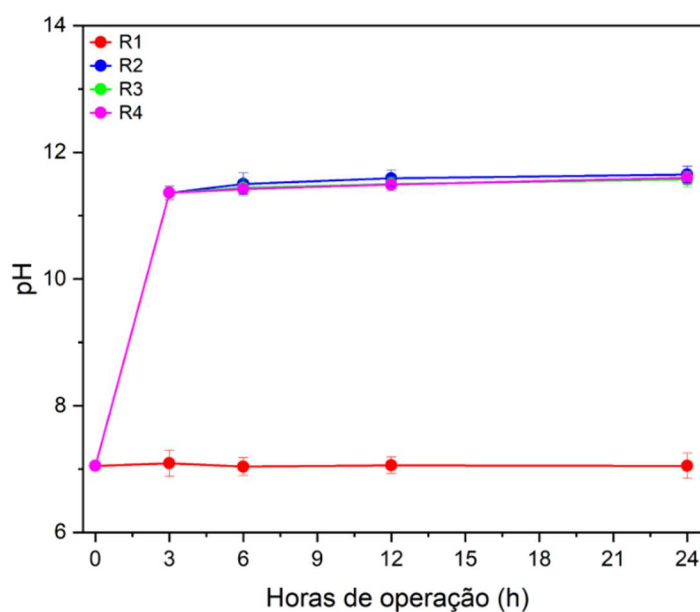
Tabela 22 - pH em 24h (Fase 2)

HR	PH	R1	R2	R3	R4
0h	X	7.05	7.05	7.05	7.05
	DP	0.03	0.03	0.03	0.03
3h	X	7.09	11.36	11.36	11.36
	DP	0.21	0.11	0.10	0.11
6h	X	7.04	11.50	11.44	11.42
	DP	0.14	0.17	0.13	0.07
12h	X	7.06	11.59	11.50	11.49
	DP	0.13	0.13	0.11	0.07
24h	X	7.05	11.65	11.57	11.60
	DP	0.20	0.13	0.12	0.11

Legenda: HR: Hora; X: média aritmética; DP: desvio padrão; R: reator

Fonte: O autor (2026)

Figura 38: pH médio em 24h na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

O Reator 1 (brita) manteve pH próximo à neutralidade durante todo o ciclo, com médias variando entre 7,04 e 7,09. Em contraste, os demais reatores apresentaram elevação acentuada nas primeiras 3 horas, de 7,05 para 11,36.

Após esse período inicial, o pH aumentou de forma mais branda, atingindo, ao fim de 24 horas, médias de 11,65 em R2 (2% de gesso), 11,57 em R3 (4% de gesso) e 11,60 em R4 (6% de gesso). A pequena variação observada entre 3 e 24 horas indica que a maior influência sobre o pH ocorreu nas primeiras horas de

contato entre o EB e o meio suporte. A rápida elevação do pH nos reatores contendo RCD reforça a hipótese de dissolução de compostos alcalinos presentes no recheio.

5.3.4 PH Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m³.dia)

Os resultados obtidos durante a Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia) são apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 - pH das amostras coletadas durante a Fase 3

AM	EB	R1	R2	R3	R4
1	6,94	6,67	11,57	11,44	11,46
2	6,94	6,87	11,71	11,64	11,58
3	6,95	7,01	11,78	11,69	11,67
4	6,76	6,91	11,49	11,39	11,36
5	7,09	7,00	11,64	11,58	11,53
6	6,94	6,97	11,41	11,31	11,22
7	6,71	6,78	11,38	11,21	11,17
8	6,86	6,79	11,40	11,16	11,12
9	6,88	6,79	11,35	10,98	10,97
10	6,96	6,93	11,04	10,16	10,38
11	6,97	6,91	10,88	10,44	10,28
12	6,81	6,99	10,92	10,41	10,22
13	6,86	7,02	10,93	10,95	10,88
14	6,87	6,99	10,95	10,96	10,89
15	6,89	6,95	11,05	11,07	11,01
16	6,88	6,93	11,07	11,13	11,05
17	6,92	6,98	11,03	11,07	11,01
18	6,94	7,01	11,38	11,35	11,36
N	18	18	18	18	18
X	6,90	6,92	11,28	11,11	11,06
DP	0,08	0,10	0,30	0,42	0,43
MÍN	6,71	6,67	10,88	10,16	10,22
MÁX	7,09	7,02	11,78	11,69	11,67

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

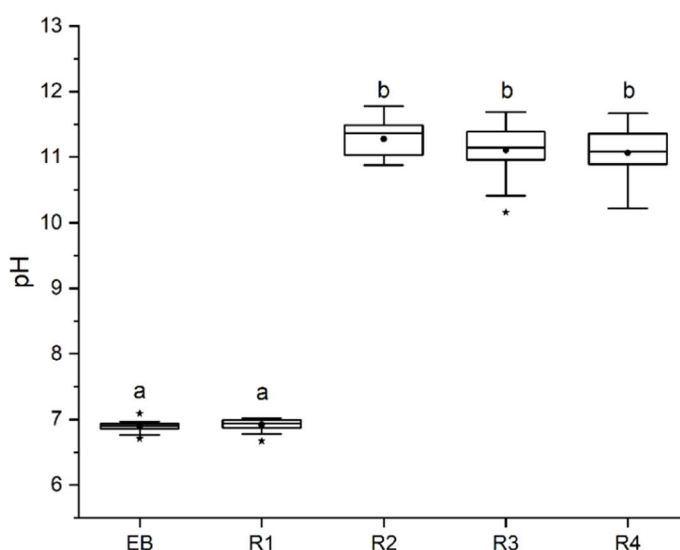
Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto apresentou pH médio de $6,90 \pm 0,08$, enquanto R1 (brita) manteve valor próximo à neutralidade, com média de $6,92 \pm 0,10$. Nos reatores

contendo RCD, foram observadas médias de $11,28 \pm 0,30$ em R2 (2% de gesso), $11,11 \pm 0,42$ em R3 (4% de gesso) e $11,06 \pm 0,43$ em R4 (6% de gesso).

Embora os dados tenham apresentado distribuição normal, verificou-se heterogeneidade das variâncias. Por esse motivo, optou-se pela aplicação do teste de Kruskal–Wallis, seguido do pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 39.

Figura 39: pH médio medido na Fase 3



Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto e o Reator 1 (brita) não diferiram estatisticamente entre si. Em contrapartida, os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram valores significativamente superiores e permaneceram no mesmo grupo estatístico.

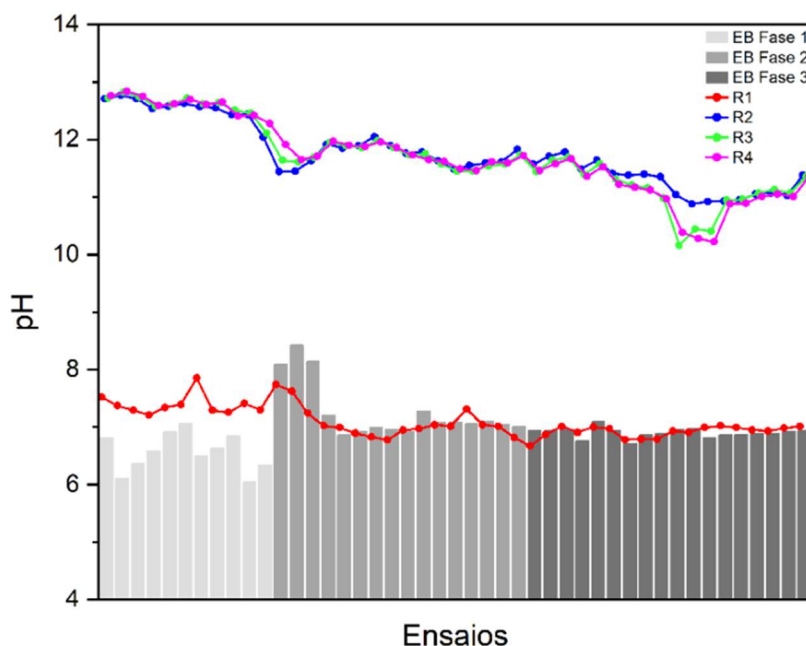
Mesmo com a redução das médias em relação às Fases anteriores, os reatores preenchidos com RCD conservaram condições fortemente alcalinas. Observa-se ainda maior dispersão dos dados em R3 (4% de gesso) e R4 (6% de gesso), refletindo as oscilações registradas ao longo da Fase 3 ($0,987 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), especialmente entre as operações 9 e 12.

Esses resultados demonstram que a capacidade do RCD de elevar o pH persistiu durante toda a operação, embora com intensidade decrescente ao longo do período experimental.

5.3.5 Análise geral do pH durante a operação

A Figura 40 apresenta a variação do pH do esgoto bruto e dos efluentes tratados durante as três Fases operacionais.

Figura 40: pH ao decorrer das 3 Fases



Fonte: O autor (2026)

Observa-se que o esgoto bruto apresentou pH próximo à neutralidade durante toda a operação, com pequenas oscilações entre as Fases decorrentes das alterações na composição do efluente sintético. Após o tratamento, o Reator 1 (brita) manteve comportamento semelhante ao do EB, apresentando pH médio de 7,13 durante todo o período experimental.

Em contraste ao esgoto bruto e Reator 1 (brita), os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram valores elevados de pH, com comportamento praticamente sobreposto e valores médios de pH de 11,84, 11,80 e 11,80 respectivamente. A elevada sobreposição das curvas indica que os diferentes teores de gesso incorporados ao RCD não exerceram influência significativa sobre o pH do efluente tratado, corroborando os resultados obtidos nas análises estatísticas realizadas em cada Fase operacional.

A diferença observada entre o Reator 1 (brita) e os demais sugere que a composição química do meio suporte exerceu influência sobre o pH do efluente tratado, promovendo condições mais alcalinas ao longo da operação.

Apesar da manutenção de um meio fortemente alcalino, observa-se uma tendência gradual de redução do pH dos Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) ao longo da operação. Esse comportamento pode estar associado, em parte, à redução do tempo de contato entre o efluente e o meio suporte nas Fases 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia) e 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia), diminuindo a lixiviação ou o consumo de compostos alcalinos presentes no RCD.

Os elevados valores de pH observados nos reatores contendo RCD são atribuídos à dissolução de compostos alcalinos presentes na fração cimentícia do resíduo, principalmente hidróxido de cálcio e outros minerais hidratados do cimento, que liberam íons hidroxila para o meio líquido. Embora não tenham sido observadas diferenças estatisticamente significativas entre os diferentes teores de gesso, a presença desse material no meio suporte, em conjunto com os demais constituintes do RCD contribuiu para a elevação do pH.

5.3.6 PH e o teor de gesso

Para comparar os quatro reatores, considerando o pareamento das observações realizadas em cada operação, os resultados de pH foram submetidos ao teste de Friedman. Quando identificadas diferenças significativas, aplicou-se o pós-teste de Dunn para comparações múltiplas. Os resultados são apresentados na Tabela 24.

Tabela 24 - Grupos estatísticos para o pH em função do teor de gesso

Fase operacional	Diferença significativa (Teste de Friedman)	Grupo estatístico (Pós-teste Dunn)			
		0% gesso	2% gesso	4% gesso	6% gesso
Fase 1	Sim, P < 0,0001	a	a,b	b	b
Fase 2	Sim, P < 0,0001	a	b	b	b
Fase 3	Sim, P < 0,0001	a	b	b,c	c

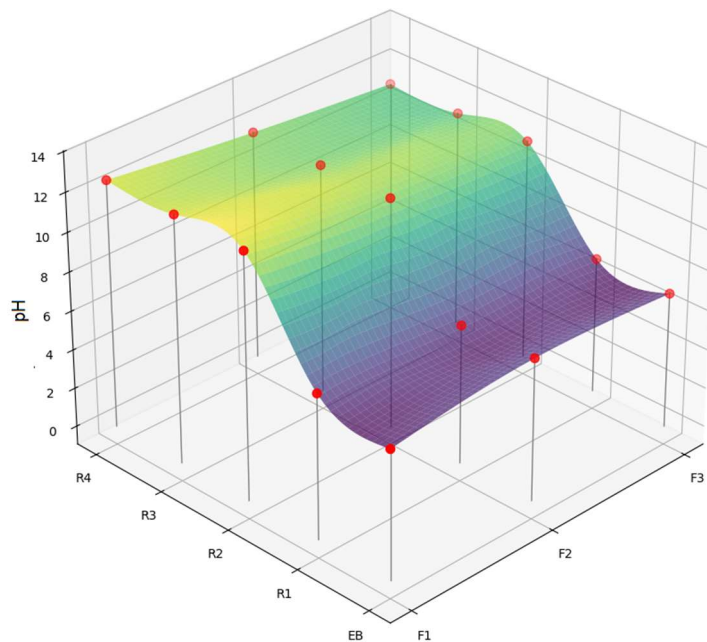
Fonte: O autor (2026)

O teste de Friedman indicou diferenças estatisticamente significativas entre os reatores nas três Fases operacionais (P < 0,0001). Entretanto, os agrupamentos obtidos variaram entre as Fases.

Na Fase 1 ($\text{COV} = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), o Reator 1 (brita) não diferiu estatisticamente de R2 (2% de gesso), enquanto R3 (4% de gesso) e R4 (6% de gesso) diferiram do reator controle. Na Fase 2 ($\text{COV} = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), R1 (brita) foi distinto de todos os reatores contendo RCD, os quais não diferiram entre si. Na Fase 3 ($\text{COV} = 0,987 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), R1 diferiu dos demais; além disso, R2 (2% de gesso) e R4 (4% de gesso) também apresentaram diferença significativa, enquanto R3 ocupou posição intermediária.

Assim, os resultados indicam que os reatores preenchidos com RCD apresentaram pH mais elevado que o reator com pedra brita. Entretanto, entre os tratamentos contendo 2%, 4% e 6% de gesso, a resposta não foi inteiramente uniforme. A diferença entre R2 e R4 na Fase 3 ($\text{COV} = 0,987 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$) sugere que o teor de gesso pode ter contribuído para variações pontuais no pH, mas não foi observada uma relação gradual e consistente nas três Fases operacionais.

Figura 41: Superfície tridimensional correspondente ao pH, Fase e Reator



Fonte: O autor (2026)

A Figura 41 apresenta a superfície tridimensional construída a partir dos valores médios de pH nas três Fases. A representação evidencia a proximidade entre o esgoto bruto e R1 (brita), além da elevação acentuada do pH em R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso). Também permite visualizar a redução gradual do pH

ao longo das Fases, sem demonstrar, contudo, uma resposta linear em função do aumento do teor de gesso.

5.4 TEMPERATURA

A temperatura é uma característica física de águas residuárias, cuja variação está associada às condições climáticas e às estações do ano. Esse parâmetro exerce influência sobre diversas propriedades do meio líquido, como a solubilidade dos gases, a viscosidade e a velocidade das reações químicas e biológicas que ocorrem durante o tratamento (von Sperling, 2014).

Em sistemas biológicos de tratamento, a temperatura representa um importante parâmetro operacional, pois influencia diretamente a atividade metabólica dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, a eficiência do processo. Dessa forma, seu monitoramento é fundamental para avaliar a estabilidade operacional dos reatores (von Sperling, 2014; Lippi *et al.*, 2009).

5.4.1 Temperatura Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m³.dia)

Os resultados de temperatura durante a Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia) estão na Tabela 25.

O esgoto bruto apresentou temperatura média de $17,57 \pm 2,77$ °C. Após o tratamento, as médias observadas foram de $17,61 \pm 2,70$ °C em R1 (brita), $17,53 \pm 2,63$ °C em R2 (2% de gesso), $17,49 \pm 2,69$ °C em R3 (4% de gesso) e $17,55 \pm 2,68$ °C em R4 (6% de gesso), evidenciando valores muito próximos entre todos os tratamentos.

Como os dados atenderam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias, as comparações foram realizadas por meio de ANOVA de uma via, seguida do pós-teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). Os resultados são apresentados na Figura 42.

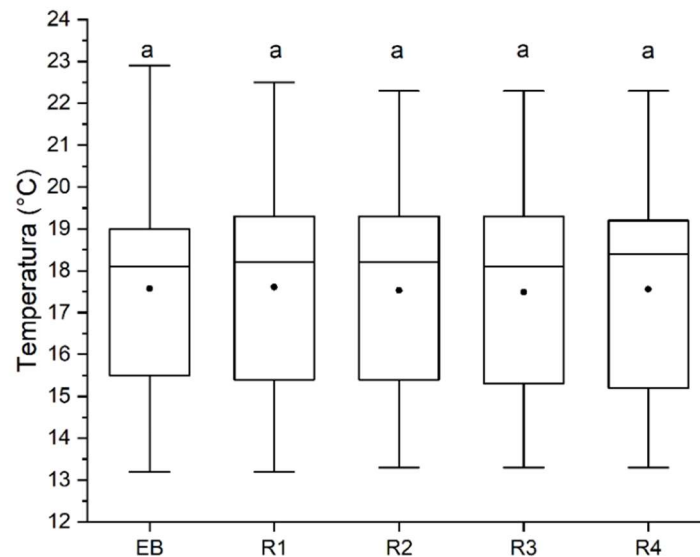
Tabela 25 - Temperatura (°C) das amostras coletadas durante a Fase 1

AM	EB	R1	R2	R3	R4
1	14,10	14,10	14,20	14,20	14,20
2	13,20	13,20	13,30	13,30	13,30
3	15,50	15,40	15,40	15,30	15,20
4	19,90	19,70	19,60	20,30	20,10
5	19,00	19,30	19,30	19,30	19,20
6	15,80	16,00	16,10	15,90	16,20
7	18,10	18,20	18,20	18,10	18,40
8	17,60	18,20	17,10	16,90	16,90
9	18,60	18,60	18,80	18,20	18,70
10	18,60	18,50	18,50	18,60	18,60
11	22,90	22,50	22,30	22,30	22,30
N	11	11	11	11	11
X	17,57	17,61	17,53	17,49	17,55
DP	2,77	2,70	2,63	2,69	2,68
MÍN	13,20	13,20	13,30	13,30	13,30
MÁX	22,90	22,50	22,30	22,30	22,30

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

Figura 42: Temperatura média medida na Fase 1



Fonte: O autor (2026)

Não foram identificadas diferenças estatisticamente significativas entre o esgoto bruto e os quatro reatores. Esse resultado indica que, durante a Fase 1 (COV

= 0,086 kgDQO/m³.dia), o tratamento não promoveu alterações mensuráveis na temperatura do efluente.

5.4.2 Temperatura Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m³.dia)

Os resultados obtidos durante a Fase 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia) são apresentados na Tabela 26.

Tabela 26 - Temperatura (°C) das amostras coletadas durante a Fase 2

AM	EB	R1	R2	R3	R4
1	19,50	22,80	22,70	22,80	22,80
2	21,00	22,30	22,30	22,50	22,30
3	22,00	23,20	23,50	23,20	23,50
4	21,50	21,30	21,30	21,40	21,40
5	21,70	22,30	22,10	22,10	22,10
6	20,30	21,90	21,80	21,70	21,90
7	20,20	19,10	19,30	19,30	19,30
8	20,50	19,20	19,30	19,30	19,30
9	18,50	18,90	18,90	18,70	18,70
10	23,30	22,90	22,90	22,90	22,90
11	22,70	22,30	22,50	22,40	22,30
12	18,20	18,70	18,50	18,50	18,50
13	19,50	20,00	20,00	19,90	19,90
14	18,20	19,50	18,40	18,40	18,40
15	18,70	19,40	19,10	19,00	19,20
16	18,50	19,20	19,00	19,00	19,00
N	16	16	16	16	16
X	20,27	20,81	20,73	20,69	20,72
DP	1,65	1,69	1,81	1,82	1,82
MÍN	18,20	18,70	18,40	18,40	18,40
MÁX	23,30	23,20	23,50	23,20	23,50

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

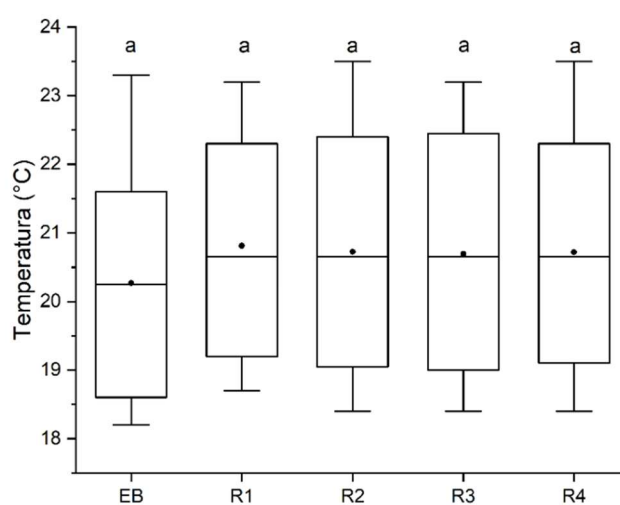
Fonte: O autor (2026)

A temperatura média do esgoto bruto foi de $20,27 \pm 1,65$ °C, enquanto os reatores apresentaram médias entre 20,69 e 20,81 °C, mantendo comportamento semelhante ao observado na Fase anterior.

Como os dados não atenderam aos pressupostos de normalidade, as comparações foram realizadas pelo teste de Kruskal–Wallis, seguido do pós-teste de Dunn ($\alpha = 0,05$). Os resultados são apresentados na Figura 43.

Assim como na Fase 1 ($\text{COV} = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre o esgoto bruto e os efluentes tratados, indicando que o aumento da carga orgânica volumétrica não promoveu alterações detectáveis na temperatura do sistema.

Figura 43: Temperatura média medida na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

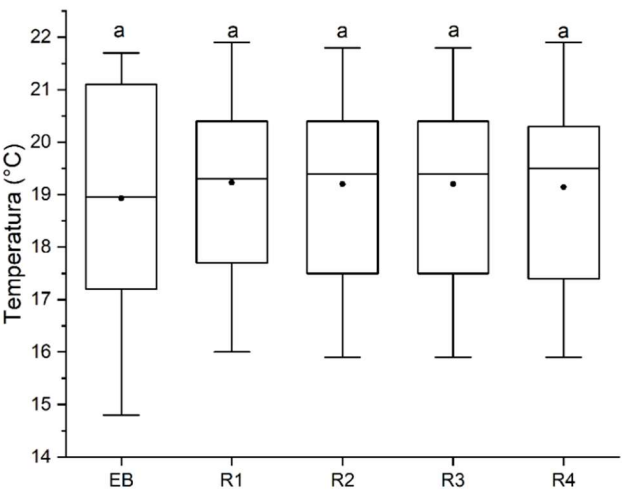
5.4.3 Temperatura Fase 3 ($\text{COV} 0,987 \text{ kg DQO/m}^3\cdot\text{dia}$)

Os resultados obtidos durante a Fase 3 ($\text{COV} = 0,987 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$) são apresentados na Tabela 27.

O esgoto bruto apresentou temperatura média de $18,93 \pm 2,16 \text{ }^\circ\text{C}$, enquanto os reatores apresentaram médias entre $19,14$ e $19,23 \text{ }^\circ\text{C}$, permanecendo muito próximas entre si.

Como os dados apresentaram distribuição normal e homogeneidade das variâncias, foi aplicada ANOVA de uma via, seguida do pós-teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). Os resultados são apresentados na Figura 44.

Figura 44: Temperatura média medida na Fase 3



Fonte: O autor (2026)

Tabela 27 - Temperatura (°C) das amostras coletadas durante a Fase 3

AM	EB	R1	R2	R3	R4
1	14,80	16,10	16,10	16,20	16,10
2	16,60	17,90	18,01	18,01	17,08
3	17,20	17,70	17,40	17,40	17,50
4	17,30	16,80	16,70	16,70	16,30
5	17,20	17,50	17,50	17,50	17,40
6	15,50	16,00	15,90	15,90	15,90
7	18,30	20,10	20,3	20,30	19,90
8	21,10	21,10	21,40	21,30	21,40
9	21,20	19,10	19,30	19,30	19,10
10	18,50	19,10	18,70	18,70	18,80
11	19,20	19,20	19,50	19,30	19,50
12	19,70	19,40	19,30	19,50	19,50
13	20,60	20,40	20,40	20,30	20,30
14	20,20	20,30	20,30	20,40	20,30
15	18,70	20,30	20,30	19,90	20,30
16	21,70	21,90	21,80	21,80	21,90
17	21,50	21,60	21,50	21,50	21,70
18	21,50	21,60	21,50	21,60	21,60
N	18	18	18	18	18
X	18,93	19,23	19,15	19,20	19,14
DP	2,16	1,87	1,91	1,89	2,00
MÍN	14,80	16,00	15,90	15,90	15,90
MÁX	21,70	21,90	21,80	21,80	21,90

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

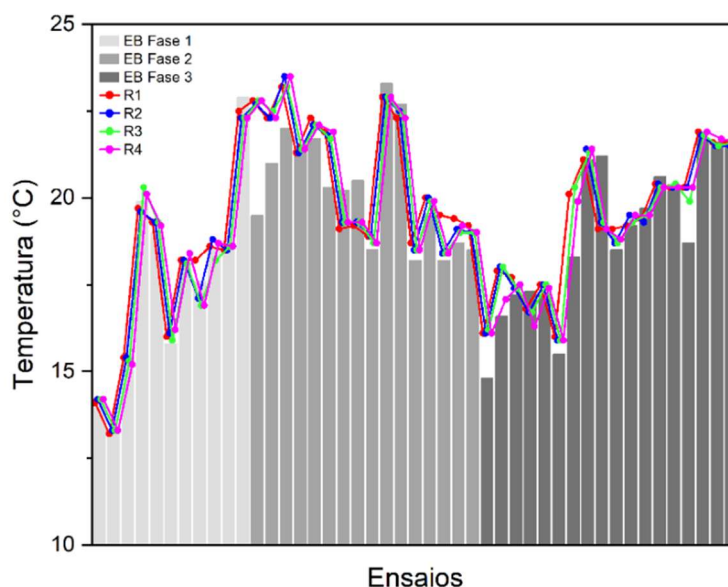
Fonte: O autor (2026)

Os resultados confirmam o comportamento observado nas Fases anteriores, não sendo identificadas diferenças estatisticamente significativas entre o esgoto bruto e os reatores. Dessa forma, percebeu-se que o aumento da COV, ou a variação na composição do meio suporte, não resultou em alteração direta na temperatura mensurada, que permaneceu praticamente constante ao longo da Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia).

5.4.4 Análise geral da temperatura durante a operação

A Figura 45 apresenta a variação da temperatura do esgoto bruto e dos efluentes tratados ao longo das três Fases operacionais.

Figura 45: Temperatura ao decorrer das 3 Fases



Fonte: O autor (2026)

Observa-se que a temperatura variou durante o período experimental, acompanhando principalmente as condições ambientais de operação. Diferentemente dos parâmetros anteriormente avaliados, não foi identificada tendência associada ao aumento da COV ou às alterações do tempo de batelada.

As curvas correspondentes aos quatro reatores permaneceram praticamente sobrepostas durante todo o experimento, indicando comportamento térmico semelhante independentemente do meio suporte empregado. Da mesma forma, as temperaturas dos efluentes tratados permaneceram muito próximas

daquelas observadas no esgoto bruto, demonstrando que o tratamento não promoveu aquecimento nem resfriamento mensurável do meio líquido.

Esses resultados indicam que a temperatura do sistema foi predominantemente controlada pelas condições ambientais durante o período experimental, sem evidências de influência do material de recheio ou das modificações operacionais adotadas entre as Fases.

5.4.5 Temperatura e o teor de gesso

Com o objetivo de avaliar a influência do teor de gesso presente no meio suporte sobre a temperatura do efluente tratado, os resultados obtidos em cada Fase operacional foram submetidos ao teste de Friedman, considerando cada operação como uma medida pareada entre os quatro tratamentos. Como não foram identificadas diferenças estatisticamente significativas, não houve necessidade de aplicação do pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Tabela 28.

Tabela 28 - Grupos estatísticos para a Temperatura em função do teor de gesso

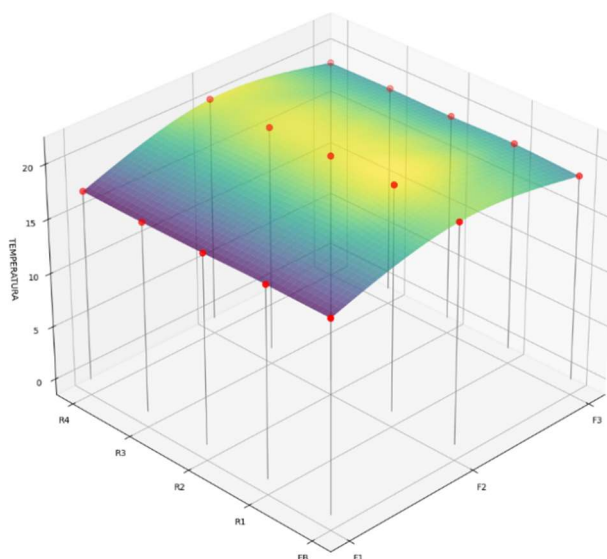
Fase operacional	Diferença significativa (Teste de Friedman)	Grupo estatístico (Pós-teste Dunn)			
		0% gesso	2% gesso	4% gesso	6% gesso
Fase 1	Não, $P > 0,05$	a	a	a	a
Fase 2	Não, $P > 0,05$	a	a	a	a
Fase 3	Não, $P > 0,05$	a	a	a	a

Fonte: O autor (2026)

O teste de Friedman não identificou diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos em nenhuma das Fases operacionais ($P > 0,05$). Esses resultados demonstram que a substituição da pedra brita por RCD, bem como as diferentes proporções de gesso incorporadas ao material, não exerceram influência detectável sobre a temperatura do efluente tratado.

A Figura 46 complementa essa análise por meio da superfície tridimensional construída a partir dos valores médios de temperatura. A representação evidencia a elevada proximidade entre os valores obtidos para todos os tratamentos ao longo das três Fases operacionais, corroborando os resultados estatísticos e indicando ausência de tendência relacionada ao aumento do teor de gesso.

Figura 46: Superfície tridimensional correspondente a Temperatura, Fase e Reator



Fonte: O autor (2026)

5.5 ALCALINIDADE TOTAL, PARCIAL E INTERMEDIÁRIA

A alcalinidade constitui um importante parâmetro químico no monitoramento de sistemas anaeróbios, estando relacionada à capacidade do meio de neutralizar ácidos e, consequentemente, resistir a variações do pH. Essa capacidade de tamponamento é conferida principalmente pela presença de bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidroxilas (OH^-), contribuindo para a manutenção de condições adequadas ao desenvolvimento da atividade microbiana (von Sperling, 2014). Valores elevados de alcalinidade não devem ser interpretados isoladamente como indicativos de estabilidade, uma vez que condições de elevada concentração de compostos inorgânicos e pH excessivamente alcalino podem comprometer a atividade microbiana, especialmente das arqueias metanogênicas (Sabiani; Tajarudin, 2021; Andole *et al.*, 2017; Sikora, 2021).

Além da alcalinidade total (AT), a avaliação das frações de alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) fornece informações adicionais sobre o equilíbrio do processo anaeróbio. A alcalinidade parcial está associada predominantemente à presença de bicarbonato, responsável por parcela importante do tamponamento do sistema, enquanto a alcalinidade intermediária está relacionada principalmente à presença dos ácidos orgânicos voláteis (Ripley *et al.*, 1986). Dessa forma, a relação AI/AP constitui um indicador sensível de alterações

no equilíbrio entre a reserva alcalina e o acúmulo de ácidos, podendo sinalizar perturbações no processo sem que sejam observadas alterações expressivas no pH (Ripley *et al.*, 1986).

De acordo com Ripley *et al.* (1986), valores de AI/AP inferiores a 0,30 estão associados a condições de estabilidade do processo anaeróbio, representando uma baixa concentração de AOVs em relação ao bicarbonato, enquanto o aumento dessa relação pode indicar acúmulo de ácidos orgânicos voláteis e redução relativa da alcalinidade bicarbonato. Outros autores admitem limites ligeiramente superiores para a relação AI/AP, considerando uma operação estável para valores de até 0,40, de modo que valores superiores a esse limite indicam desequilíbrio do processo e comprometimento da atividade microbiana (Trujillo; Reyes *et al.*, 2022).

Nesse contexto, o monitoramento da AT e da relação AI/AP foi empregado neste estudo para avaliar a capacidade de tamponamento e a estabilidade operacional dos filtros anaeróbios, bem como investigar possíveis alterações decorrentes da utilização de RCD contaminado com diferentes teores de gesso como meio suporte. A análise conjunta desses parâmetros com o pH, os AOVs e a remoção de matéria orgânica permite uma avaliação mais abrangente das condições físico-químicas e biológicas estabelecidas nos diferentes reatores.

5.5.1 Alcalinidade Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m³.dia)

Os resultados obtidos nos ensaios de Alcalinidade Total e relação AI/AP, para as amostras coletadas durante a Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia), estão compilados na Tabela 29.

O esgoto bruto apresentou alcalinidade total média de $361,21 \pm 243,67$ mg CaCO₃/L. Após o tratamento, o Reator 1 (brita) apresentou média de $284,74 \pm 156,45$ mg CaCO₃/L. Nos reatores preenchidos com RCD, foram observados valores substancialmente superiores, com médias de $1.631,66 \pm 118,10$ mg CaCO₃/L em R2 (2% de gesso), $1.549,88 \pm 94,20$ mg CaCO₃/L em R3 (4% de gesso) e $1.484,87 \pm 238,63$ mg CaCO₃/L em R4 (6% de gesso).

Em razão do baixo número de amostras e da heterogeneidade das variâncias, optou-se pela aplicação do teste de Kruskal–Wallis, seguido do pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 47.

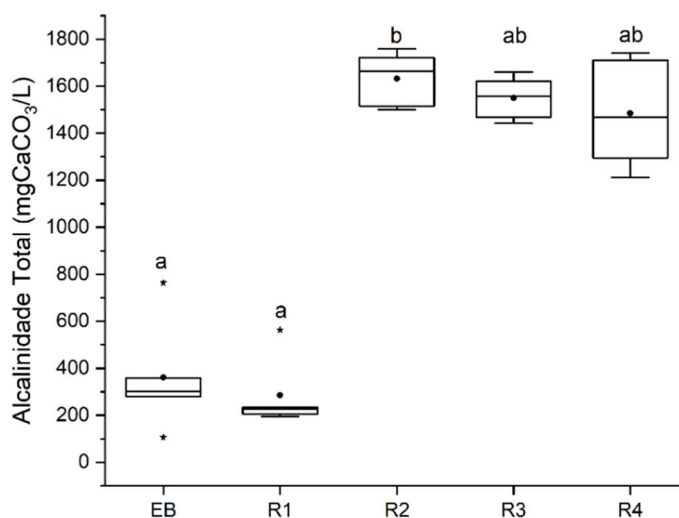
Tabela 29 - Alcalinidade Total (mgCaCO₃/L) e relação Al/AP das amostras durante a Fase 1

AM	AT EB	Al/AP EB	AT R1	Al/AP R1	AT R2	Al/AP R2	AT R3	Al/AP R3	AT R4	Al/AP R4
1	300,78	0,64	234,20	0,26	1758,32	0,02	1659,94	0,03	1740,15	0,03
2	357,89	0,24	226,32	0,26	1721,05	0,02	1621,05	0,04	1710,53	0,03
3	278,95	0,71	205,26	0,18	1663,16	0,04	1442,11	0,02	1210,53	0,02
4	105,26	3,00	194,74	0,23	1515,79	0,04	1557,89	0,02	1294,74	0,03
5	763,16	2,15	563,16	0,35	1500,00	0,05	1468,42	0,40	1468,42	0,10
N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
X	361,21	1,35	284,74	0,26	1631,66	0,03	1549,88	0,11	1484,87	0,04
DP	243,67	1,17	156,45	0,06	118,10	0,01	94,20	0,17	238,63	0,03
MÍN	105,26	0,24	194,74	0,18	1500,00	0,02	1442,11	0,02	1210,53	0,02
MÁX	763,16	3,00	563,16	0,35	1758,32	0,05	1659,94	0,40	1740,15	0,10

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; AT: alcalinidade total; Al/AP: alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

Figura 47: Alcalinidade Total média medida na Fase 1



Fonte: O autor (2026)

Conforme observado na Figura 47, o Reator 1 (brita) apresentou valores próximos aos do esgoto bruto, sem diferença estatisticamente significativa entre esses grupos. O Reator 2 (2% de gesso), por sua vez, apresentou alcalinidade total significativamente superior à do esgoto bruto e a do R1 (brita). Os resultados de R3 (4% de gesso) e R4 (6% de gesso) ocuparam posição intermediária, não diferindo estatisticamente dos outros tratamentos.

Embora os reatores R3 (4% de gesso) e R4 (6% de gesso) tenham apresentado valores médios de alcalinidade total substancialmente superiores aos observados no esgoto bruto e no Reator 1 (brita), o pós-teste de Dunn não identificou diferenças estatisticamente significativas entre esses tratamentos, resultando na classificação de R3 (4% de gesso) e R4 (6% de gesso) no grupo intermediário “ab”. Esse resultado não indica equivalência entre os tratamentos, mas apenas que, considerando o nível de significância adotado, não houve evidência estatística suficiente para distingui-los dos grupos identificados pelas letras “a” e “b”. Problemas práticos durante o procedimento experimental também justificam a grande variabilidade nos valores mensuradores durante as cinco rodadas laboratoriais.

Esse comportamento pode estar relacionado principalmente ao reduzido número de observações na Fase 1 ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), que limita o poder estatístico das comparações múltiplas. Além disso, o teste de Kruskal–Wallis e o pós-teste de Dunn são baseados na ordenação dos dados em postos, e não diretamente nas diferenças entre as médias. A dispersão observada nos tratamentos, particularmente em R4 (6% de gesso), associada à correção empregada pelo pós-teste para a realização de múltiplas comparações, aumenta o rigor necessário para que uma diferença seja considerada estatisticamente significativa.

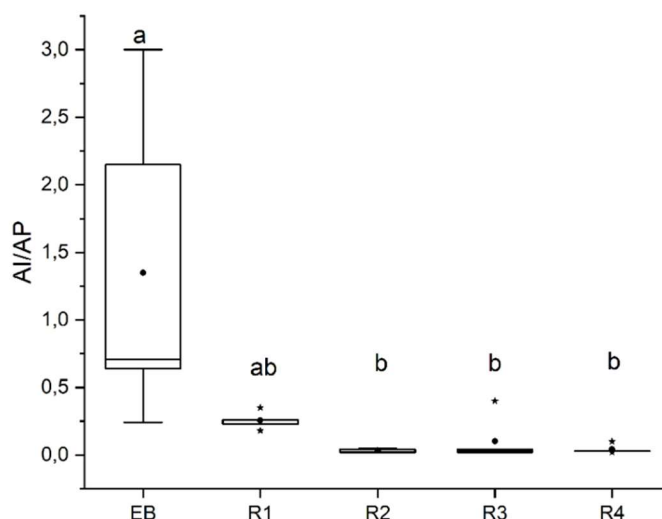
Apesar dessa limitação estatística, observa-se uma diferença expressiva em termos descritivos: enquanto EB e R1 (brita) apresentaram alcalinidade total média de 361,21 e 284,74 mgCaCO_3/L , respectivamente, os valores médios de R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) foram de 1631,66, 1549,88 e 1484,87 mgCaCO_3/L . Assim, os resultados evidenciam uma alcalinidade consideravelmente maior nos reatores contendo RCD com gesso, embora, para R3 (4% de gesso) e R4 (6% de gesso), essa diferença não tenha alcançado significância estatística no pós-teste empregado.

Em relação à Al/AP, o esgoto bruto apresentou média de $1,35 \pm 1,17$, com elevada variabilidade entre as cinco amostras. Após o tratamento, as médias foram de $0,26 \pm 0,06$ para o R1 (brita), $0,03 \pm 0,01$ para o R2 (2% de gesso), $0,11 \pm 0,17$ para o R3 (4% de gesso) e $0,04 \pm 0,03$ para o R4 (6% de gesso).

O teste de normalidade de D'Agostino e Pearson ($\alpha = 0,05$) indicou um número de amostras (N) muito pequeno, com heterogeneidade das variâncias entre

os tratamentos. Dessa forma, as comparações estatísticas foram realizadas por meio do teste de Kruskal-Wallis, seguido do pós-teste de Dunn ($\alpha = 0,05$). Os resultados são apresentados na Figura 48.

Figura 48: Relação Al/AP média medida na Fase 1



Fonte: O autor (2026)

Conforme observado na Figura 48, o Reator 1 (brita) não apresenta diferença estatística significativa em relação ao esgoto bruto, também fazendo parte do grupo estatístico dos demais tratamento, configurando um comportamento intermediário.

Os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) fazem parte do grupo estatístico b, diferindo estatisticamente do grupo controle e apresentando valores de Al/AP inferiores após o tratamento, com média próxima de 0,06, indicando predomínio da fração de alcalinidade bicarbonato e maior capacidade de tamponamento do sistema.

A Tabela 30 apresenta os valores de AP e Al isoladamente, demonstrando essa grande concentração de alcalinidade parcial para os reatores com RCD e gesso. Esse comportamento sugere a liberação de expressões alcalinas presentes no meio suporte para o meio líquido, que elevaram a AP para valores médios de 1.579,27 mgCaCO₃/L, 1427,22 mgCaCO₃/L e 1.424,09 mgCaCO₃/L para os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) respectivamente. A alcalinidade parcial do Reator 1 (brita) apresentou valores próximos ao aferido para o esgoto bruto, indicando um comportamento de preservação da alcalinidade parcial no efluente.

Em relação a alcalinidade intermediária, relacionada a presença de AOVs, todos os quatro reatores apresentaram queda em seus valores médios quando comparados ao esgoto bruto.

Tabela 30 - Alcalinidade Parcial e Intermediária (mgCaCO₃/L) das amostras durante a Fase 1

AM	AP EB	AI EB	AP R1	AI R1	AP R2	AI R2	AP R3	AI R3	AP R4	AI R4
1	183.57	117.21	185.40	48.80	1722.65	35.67	1604.53	55.41	1683.33	56.82
2	289.47	68.42	178.95	47.37	1684.21	36.84	1552.63	68.42	1657.89	52.63
3	163.16	115.79	173.68	31.58	1605.26	57.89	1410.53	31.58	1189.47	21.05
4	26.32	78.95	157.89	36.84	1452.63	63.16	1521.05	36.84	1263.16	31.58
5	242.11	521.05	415.79	147.37	1431.58	68.42	1047.37	421.05	1331.58	136.84
N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
X	180.93	180.28	222.34	62.39	1579.27	52.40	1427.22	122.66	1425.09	59.78
DP	99.69	191.73	108.62	48.05	132.38	15.20	223.91	167.45	229.87	45.53
MÍN	26.32	68.42	157.89	31.58	1431.58	35.67	1047.37	31.58	1189.47	21.05
MÁX	289.47	521.05	415.79	147.37	1722.65	68.42	1604.53	421.05	1683.33	136.84

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; AP: alcalinidade parcial; AI: alcalinidade intermediária; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

5.5.2 Alcalinidade Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m³.dia)

Os resultados obtidos durante a Fase 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia) são apresentados na Tabela 31.

O esgoto bruto apresentou alcalinidade total média de 171,38 ± 60,41 mg CaCO₃/L. Após o tratamento, as médias aumentaram para 222,92 ± 64,49 mg CaCO₃/L em R1 (brita), 553,22 ± 108,00 mg CaCO₃/L em R2 (2% de gesso), 535,72 ± 80,71 mg CaCO₃/L em R3 (4% de gesso) e 544,31 ± 113,01 mg CaCO₃/L em R4 (6% de gesso).

Os dados não atenderam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias. Assim, foram aplicados o teste de Kruskal–Wallis e o pós-teste de Dunn, cujos resultados são apresentados na Figura 49.

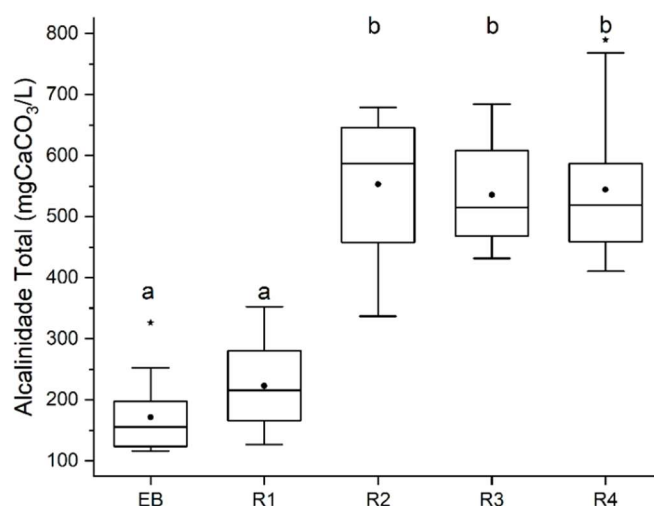
Tabela 31 - Alcalinidade Total (mgCaCO₃/L) e relação Al/AP das amostras durante a Fase 2

AM	AT EB	Al/AP EB	AT R1	Al/AP R1	AT R2	Al/AP R2	AT R3	Al/AP R3	AT R4	Al/AP R4
1	131,58	0,47	126,32	0,20	468,42	0,39	500,00	0,32	652,63	0,17
2	163,16	0,24	142,11	0,42	336,84	0,33	468,42	0,22	489,47	0,24
3	121,05	0,44	173,68	0,38	431,58	0,19	431,58	0,22	468,42	0,24
4	147,37	0,33	294,74	0,44	621,05	0,16	684,21	0,08	789,47	0,09
5	210,53	0,38	200,00	0,36	678,95	0,10	668,42	0,07	768,42	0,08
6	178,95	0,42	147,37	0,40	557,89	0,07	542,11	0,05	584,21	0,09
7	115,79	0,47	284,21	0,35	644,47	0,10	592,11	0,06	531,80	0,07
8	126,32	0,50	157,89	0,58	675,06	0,09	514,87	0,08	452,63	0,09
9	184,21	0,46	210,53	0,33	663,62	0,08	624,24	0,07	438,60	0,07
10	131,58	0,56	215,79	0,37	647,37	0,12	631,58	0,06	589,47	0,07
11	121,05	0,64	252,63	0,55	600,00	0,25	468,42	0,14	505,26	0,17
12	121,05	0,53	231,58	0,47	610,53	0,17	515,79	0,11	578,95	0,09
13	163,16	0,41	278,95	0,20	447,37	0,31	536,84	0,29	410,53	0,26
14	252,63	0,30	215,79	0,21	415,79	0,18	457,89	0,16	442,11	0,22
15	247,37	0,47	282,46	0,33	478,95	0,23	482,45	0,21	464,92	0,20
16	326,32	0,68	352,63	0,56	573,68	0,21	452,63	0,16	542,11	0,16
N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
X	171,38	0,46	222,92	0,38	553,22	0,19	535,72	0,14	544,31	0,14
DP	60,41	0,12	64,49	0,12	108,00	0,10	80,71	0,09	113,01	0,07
MÍN	115,79	0,24	126,32	0,20	336,84	0,07	431,58	0,05	410,53	0,07
MÁX	326,32	0,68	352,63	0,58	678,95	0,39	684,21	0,32	789,47	0,26

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; AT: alcalinidade total; Al/AP: alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

Figura 49: Alcalinidade Total média medida na Fase 2



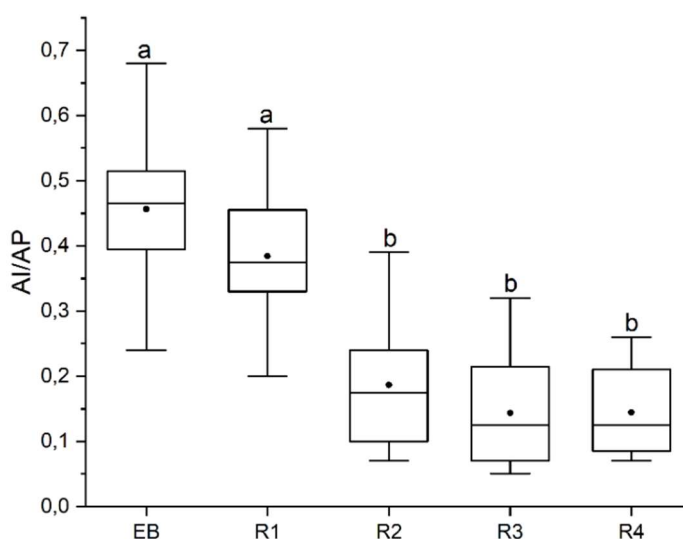
Fonte: O autor (2026)

Embora o Reator 1 (brita) tenha apresentado alcalinidade média superior à do esgoto bruto, não foi identificada diferença estatisticamente significativa entre esses grupos, comportamento similar à Fase anterior. Os reatores R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram valores significativamente superiores aos observados no esgoto bruto e em R1, sem diferenças entre si.

O padrão evidencia que os reatores contendo RCD continuaram fornecendo alcalinidade ao meio durante a Fase 2 ($\text{COV} = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$). Entretanto, as médias foram substancialmente inferiores às registradas na Fase 1 ($\text{COV} = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$), diminuindo de aproximadamente $1.500 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ para cerca de $535 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$. Essa redução pode estar relacionada à menor duração do ciclo de batelada, ao consumo da alcalinidade liberada e à menor disponibilidade de constituintes alcalinos presentes no meio suporte.

Para a relação Al/AP, foram obtidas médias de $0,46 \pm 0,12$ no esgoto bruto, $0,38 \pm 0,12$ em R1 (brita), $0,19 \pm 0,10$ em R2 (2% de gesso), $0,14 \pm 0,09$ em R3 (4% de gesso) e $0,14 \pm 0,07$ em R4 (6% de gesso). Como os dados atenderam aos pressupostos paramétricos, as comparações foram realizadas por ANOVA de uma via, seguida do pós-teste de Tukey. A Figura 50 apresenta os valores de Al/AP obtidos durante a Fase 2 ($\text{COV} = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$).

Figura 50: Relação Al/AP média medida na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto e o Reator 1 (brita) não diferiram estatisticamente entre si. Além disso, ambos apresentaram médias superiores a 0,30, sugerindo maior

participação da alcalinidade intermediária. Os demais reatores apresentaram valores significativamente inferiores, permanecendo abaixo de 0,30.

Em comparação com a Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia), houve aumento da relação AI/AP em todos os reatores, especialmente nos sistemas contendo RCD. Esse comportamento sugere que o aumento da COV consumiu a alcalinidade bicarbonato disponível no meio, além de ocasionar o acúmulo de ácidos voláteis, contribuindo com o aumento da alcalinidade intermediária.

Tabela 32 - Alcalinidade Parcial e Intermediária (mgCaCO₃/L) das amostras durante a Fase 2

AM	AP EB	AI EB	AP R1	AI R1	AP R2	AI R2	AP R3	AI R3	AP R4	AI R4
1	89.47	42.11	105.26	21.05	336.84	131.58	378.95	121.05	557.89	94.74
2	131.58	31.58	100.00	42.11	252.63	84.21	384.21	84.21	394.74	94.74
3	84.21	36.84	126.32	47.37	363.16	68.42	352.63	78.95	378.95	89.47
4	110.53	36.84	205.26	89.47	536.84	84.21	631.58	52.63	726.32	63.16
5	152.63	57.89	147.37	52.63	615.79	63.16	626.32	42.11	710.53	57.89
6	126.32	52.63	105.26	42.11	521.05	36.84	515.79	26.32	536.84	47.37
7	78.95	36.84	210.53	73.68	585.39	59.08	559.21	32.89	498.90	32.89
8	84.21	42.11	100.00	57.89	617.85	57.21	474.83	40.05	415.79	36.84
9	126.32	57.89	157.89	52.63	612.13	51.49	581.40	42.84	411.18	27.41
10	84.21	47.37	157.89	57.89	578.95	68.42	594.74	36.84	552.63	36.84
11	73.68	47.37	163.16	89.47	478.95	121.05	410.53	57.89	431.58	73.68
12	78.95	42.11	157.89	73.68	521.05	89.47	463.16	52.63	531.58	47.37
13	115.79	47.37	231.58	47.37	342.11	105.26	415.79	121.05	326.32	84.21
14	194.74	57.89	178.95	36.84	352.63	63.16	394.74	63.16	363.16	78.95
15	168.42	78.95	212.28	70.18	389.47	89.47	400.00	82.46	385.97	78.95
16	194.74	131.58	226.32	126.32	473.68	100.00	389.47	63.16	468.42	73.68
N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
X	118.42	52.96	161.62	61.29	473.66	79.56	473.33	62.39	480.67	63.64
DP	40.95	23.96	45.96	25.45	118.62	25.90	97.10	28.71	117.28	23.03
MÍN	73.68	31.58	100.00	21.05	252.63	36.84	352.63	26.32	326.32	27.41
MÁX	194.74	131.58	231.58	126.32	617.85	131.58	631.58	121.05	726.32	94.74

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; AP: alcalinidade parcial; AI: alcalinidade intermediária; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

A Tabela 32 indica os valores de AP e AI medidos. Para os quatro reatores a alcalinidade parcial obteve elevação após o tratamento, com uma menor contribuição dos Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) quando comparados

com a Fase 1 ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3\text{.dia}$). O Reator 1 (brita) manteve a capacidade de preservar e elevar a AP do meio.

Para a concentração da alcalinidade intermediária, todos os quatro reatores apresentaram elevação em seus valores médios quando comparados ao esgoto bruto, sugerindo que o aumento da COV introduzida aos filtros ocasionou em um acúmulo na concentração de AOVs. A Figura 60 reforça o comportamento observado.

5.5.3 Comportamento da Alcalinidade Total em 24h

Nos quatro últimos ciclos da Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3\text{.dia}$), foram realizadas coletas nos tempos de 0, 3, 6, 12 e 24 horas, com o objetivo de acompanhar a variação da alcalinidade total durante uma operação completa. Os valores médios e os desvios padrão são apresentados na Tabela 33, enquanto a Figura 51 mostra o comportamento desse parâmetro ao longo de 24 horas.

Para o Reator 1 (brita), a alcalinidade total apresentou pequenas oscilações ao longo do ciclo operacional. A média inicial de $247,37 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ diminuiu para $236,84 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ após 6 horas e aumentou para $282,46 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ ao final da batelada. Considerando a sobreposição dos desvios padrão, as variações foram relativamente discretas, indicando uma capacidade de preservar a alcalinidade do meio durante o período avaliado.

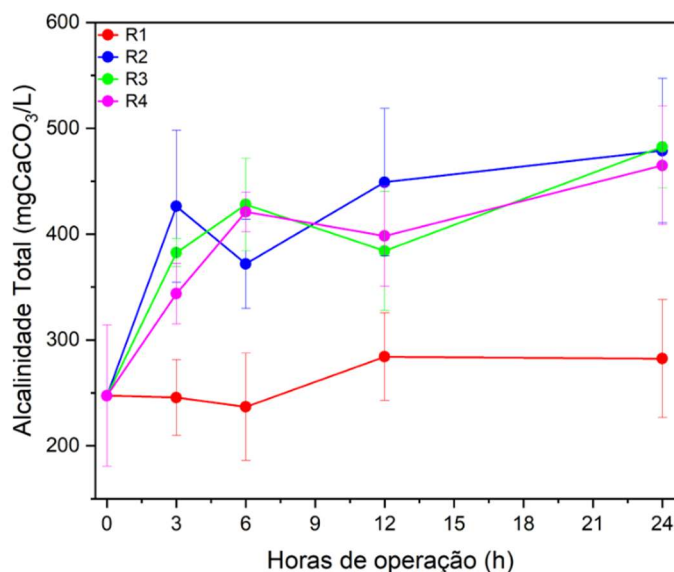
Tabela 33 - Alcalinidade Total em 24h (Fase 2)

HR	ALCALINIDADE TOTAL	R1	R2	R3	R4
0h	X	247.37	247.37	247.37	247.37
	DP	66.71	66.71	66.71	66.71
3h	X	245.62	426.32	382.46	343.86
	DP	35.78	71.78	13.13	28.61
6h	X	236.84	371.93	428.07	421.05
	DP	50.66	42.18	43.89	18.73
12h	X	284.21	449.13	384.21	398.25
	DP	41.44	69.60	56.20	47.34
24h	X	282.46	478.95	482.45	464.92
	DP	55.92	68.22	38.52	56.09

Legenda: HR: Hora; X: média aritmética; DP: desvio padrão; R: reator

Fonte: O autor (2026)

Figura 51: Alcalinidade Total média em 24h na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

Os tratamentos R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram alcalinidade total superior à concentração inicial desde as primeiras horas de contato do efluente com o meio suporte. Após 3 horas, as médias atingiram 426,32 mg CaCO₃/L em R2 (2% de gesso), 382,46 mg CaCO₃/L em R3 (4% de gesso) e 343,86 mg CaCO₃/L em R4 (6% de gesso). Apesar das oscilações intermediárias, ao final de 24 horas foram observados valores de 478,95, 482,45 e 464,92 mg CaCO₃/L, respectivamente. Esse comportamento demonstra que o RCD contaminado com gesso promoveu aumento da alcalinidade durante o ciclo de batelada, entretanto, as oscilações observadas entre os tempos de coleta não permitem caracterizar crescimento contínuo ou estabilização completa do parâmetro.

5.5.4 Alcalinidade Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m³.dia)

Os resultados de alcalinidade total e Al/AP obtidos durante a Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia) são apresentados na Tabela 34.

Tabela 34 - Alcalinidade Total (mgCaCO₃/L) e Al/AP das amostras coletadas durante a Fase 3

AM	AT EB	Al/AP EB	AT R1	Al/AP R1	AT R2	Al/AP R2	AT R3	Al/AP R3	AT R4	Al/AP R4
1	521,05	0,46	510,53	0,37	863,16	0,24	621,05	0,22	447,37	0,29
2	515,79	0,42	500,00	0,36	847,37	0,23	610,53	0,21	431,58	0,26
3	552,63	0,44	531,58	0,36	857,89	0,22	631,58	0,22	457,89	0,28
4	578,95	0,59	494,74	0,40	689,47	0,16	657,89	0,33	473,68	0,25
5	568,42	0,44	557,89	0,38	694,74	0,26	615,79	0,21	421,05	0,29
6	505,26	0,66	521,05	0,29	673,68	0,27	600,00	0,20	410,53	0,28
7	410,53	0,30	421,05	0,33	573,68	0,28	473,68	0,34	373,68	0,34
8	394,74	0,27	400,00	0,29	536,84	0,28	447,37	0,31	347,37	0,35
9	363,16	0,28	384,21	0,26	515,79	0,26	405,26	0,31	331,58	0,34
10	463,16	0,49	447,37	0,35	300,00	0,36	289,47	0,57	252,63	0,50
11	394,74	0,27	442,11	0,31	278,95	0,43	268,42	0,59	268,42	0,76
12	478,95	0,52	426,32	0,29	300,00	0,50	247,37	0,47	231,58	0,76
13	463,16	0,52	436,84	0,28	326,32	0,35	321,05	0,45	289,47	0,45
14	394,74	0,27	410,53	0,28	352,63	0,40	336,84	0,39	310,53	0,40
15	410,53	0,30	405,26	0,24	363,16	0,38	347,37	0,40	305,26	0,38
16	463,16	0,49	421,05	0,33	278,95	0,43	289,47	0,57	278,95	0,43
17	489,47	0,27	505,26	0,30	300,00	0,36	278,95	0,43	289,47	0,57
18	526,32	0,45	526,32	0,41	284,21	0,32	268,42	0,76	252,63	0,50
N	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18
X	471,93	0,41	463,45	0,32	502,05	0,32	428,36	0,39	342,98	0,41
DP	65,76	0,12	54,23	0,05	220,49	0,09	153,99	0,16	79,48	0,16
MÍN	363,16	0,27	384,21	0,24	278,95	0,16	247,37	0,20	231,58	0,25
MÁX	578,95	0,66	557,89	0,41	863,16	0,50	657,89	0,76	473,68	0,76

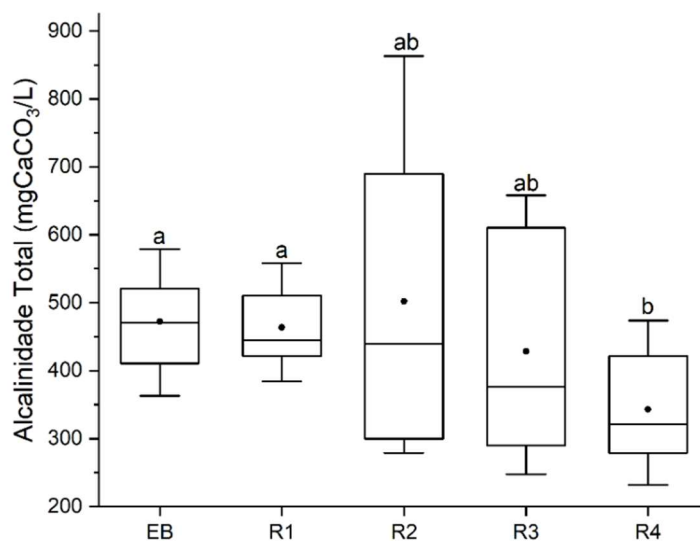
Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; AT: alcalinidade total; Al/AP: alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto apresentou alcalinidade total média de $471,93 \pm 65,76$ mg CaCO₃/L. Após o tratamento, foram observadas redução desse parâmetro em todos os tratamentos, com exceção do Reator 2 (2% de gesso), com médias de $463,45 \pm 54,23$ mg CaCO₃/L em R1 (brita), $502,05 \pm 220,49$ mg CaCO₃/L em R2 (2% de gesso), $428,36 \pm 153,99$ mg CaCO₃/L em R3 (4% de gesso) e $342,98 \pm 79,48$ mg CaCO₃/L em R4 (6% de gesso).

Em razão da ausência de normalidade e da heterogeneidade das variâncias, foram aplicados o teste de Kruskal–Wallis e o pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 52.

Figura 52: Alcalinidade Total média medida na Fase 3



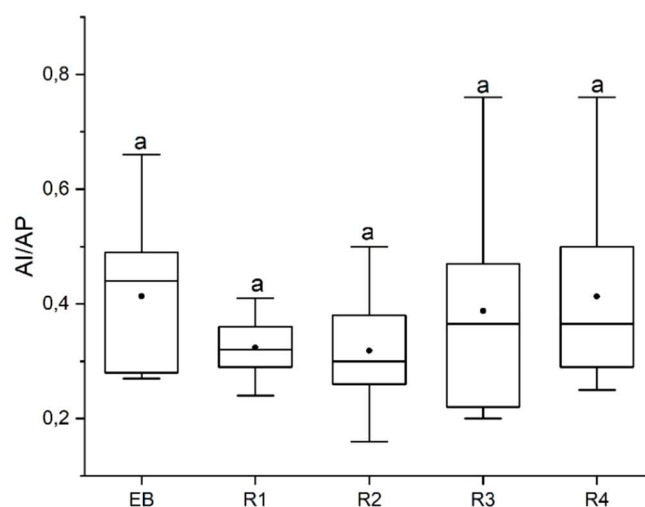
Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto e o Reator 1 (brita) apresentaram valores próximos e não diferiram estatisticamente. Os tratamentos R2 (2% de gesso) e R3 (4% de gesso) apresentaram elevada dispersão e ocuparam posição intermediária nos agrupamentos. O Reator 4 (6% de gesso) apresentou a menor alcalinidade média entre os reatores e diferiu dos grupos com maiores valores.

Diferentemente das Fases anteriores, os reatores contendo RCD com gesso não apresentaram aumento uniforme da alcalinidade em relação ao esgoto bruto. Além disso, observou-se tendência de redução desses valores com o aumento do teor de gesso, especialmente para o R4 (6% de gesso). Esse comportamento indica que o fornecimento inicial de alcalinidade proporcionado pelo RCD não foi mantido com a mesma intensidade durante a etapa final do experimento.

Para a relação Al/AP, foram obtidas médias de $0,41 \pm 0,12$ no esgoto bruto, $0,32 \pm 0,05$ em R1 (brita), $0,32 \pm 0,09$ em R2 (2% de gesso), $0,39 \pm 0,16$ em R3 (4% de gesso) e $0,41 \pm 0,16$ em R4 (6% de gesso). O teste de normalidade de D'Agostino e Pearson ($\alpha = 0,05$) indicou ausência de normalidade, com homogeneidade das variâncias entre os tratamentos. Dessa forma, as comparações estatísticas foram realizadas pelo teste de Kruskal-Wallis, e pós-teste de Dunn ($\alpha = 0,05$). Os resultados são apresentados na Figura 53.

Figura 53: Relação Al/AP média medida na Fase 3



Fonte: O autor (2026)

Conforme observado na Figura 53, todos os tratamentos, incluindo o grupo controle EB, fazem parte do mesmo grupo estatístico a, de modo que não foi observada diferença estatística significativa na relação Al/AP após as operações.

Analisando os valores médios da relação Al/AP para a Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia), é possível notar que todos os reatores apresentaram valores superiores a 0,3, sugerindo que o aumento da COV consumiu a alcalinidade bicarbonato disponível no meio e que a alcalinidade intermediária aumentou em relação às Fases anteriores, condição confirmada a partir dos dados experimentais e associada ao aumento da concentração de AOVs que podem acarretar em alterações no pH e instabilidade operacional. Os reatores com maior teor de gesso em seu meio suporte foram aqueles que apresentaram maior valor médio de Al/AP e maior variação nos dados.

A Tabela 35 apresenta os valores de alcalinidade parcial e intermediária para as amostras coletadas durante a Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia). Pela primeira vez durante o período experimental foi observado uma redução da alcalinidade parcial para amostras coletadas após o tratamento em relação a AP do esgoto bruto, fato observado para os Reatores 3 (4% de gesso) e 4 (6% de gesso). Esse comportamento demonstra que esses reatores obtiveram consumo de alcalinidade parcial superior à sua capacidade de produção, além de sugerir que, após o passar das operações, os meios suportes destes filtros diminuíram a capacidade de liberação de expressões alcalinas ricas em bicarbonato. O reator 1

(brita) e 2 (2% de gesso) apresentaram concentração média de AP acima do esgoto bruto.

Tabela 35 - Alcalinidade Parcial e Intermediária (mgCaCO₃/L) das amostras durante a Fase 3

AM	AP EB	AI EB	AP R1	AI R1	AP R2	AI R2	AP R3	AI R3	AP R4	AI R4
1	357.89	163.16	373.68	136.84	694.74	168.42	510.53	110.53	347.37	100.00
2	363.16	152.63	368.42	131.58	689.47	157.89	505.26	105.26	342.11	89.47
3	384.21	168.42	389.47	142.11	705.26	152.63	515.79	115.79	357.89	100.00
4	363.16	215.79	352.63	142.11	594.74	94.74	494.74	163.16	378.95	94.74
5	394.74	173.68	405.26	152.63	552.63	142.11	510.53	105.26	326.32	94.74
6	305.26	200.00	405.26	115.79	531.58	142.11	500.00	100.00	321.05	89.47
7	315.79	94.74	315.79	105.26	447.37	126.32	352.63	121.05	278.95	94.74
8	310.53	84.21	310.53	89.47	421.05	115.79	342.11	105.26	257.89	89.47
9	284.21	78.95	305.26	78.95	410.53	105.26	310.53	94.74	247.37	84.21
10	310.53	152.63	331.58	115.79	221.05	78.95	184.21	105.26	168.42	84.21
11	310.53	84.21	336.84	105.26	194.74	84.21	168.42	100.00	152.63	115.79
12	315.79	163.16	331.58	94.74	200.00	100.00	168.42	78.95	131.58	100.00
13	305.26	157.89	342.11	94.74	242.11	84.21	221.05	100.00	200.00	89.47
14	310.53	84.21	321.05	89.47	252.63	100.00	242.11	94.74	221.05	89.47
15	315.79	94.74	326.32	78.95	263.16	100.00	247.37	100.00	221.05	84.21
16	310.53	152.63	315.79	105.26	194.74	84.21	184.21	105.26	194.74	84.21
17	384.21	105.26	389.47	115.79	221.05	78.95	194.74	84.21	184.21	105.26
18	363.16	163.16	373.68	152.63	215.79	68.42	152.63	115.79	168.42	84.21
N	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18
X	333.63	138.30	349.71	113.74	391.81	110.23	322.52	105.85	250.00	92.98
DP	34.07	43.39	33.35	24.30	192.75	30.77	144.99	17.68	79.11	8.66
MÍN	284.21	78.95	305.26	78.95	194.74	68.42	152.63	78.95	131.58	84.21
MÁX	394.74	215.79	405.26	152.63	705.26	168.42	515.79	163.16	378.95	115.79

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; AP: alcalinidade parcial; AI: alcalinidade intermediária; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

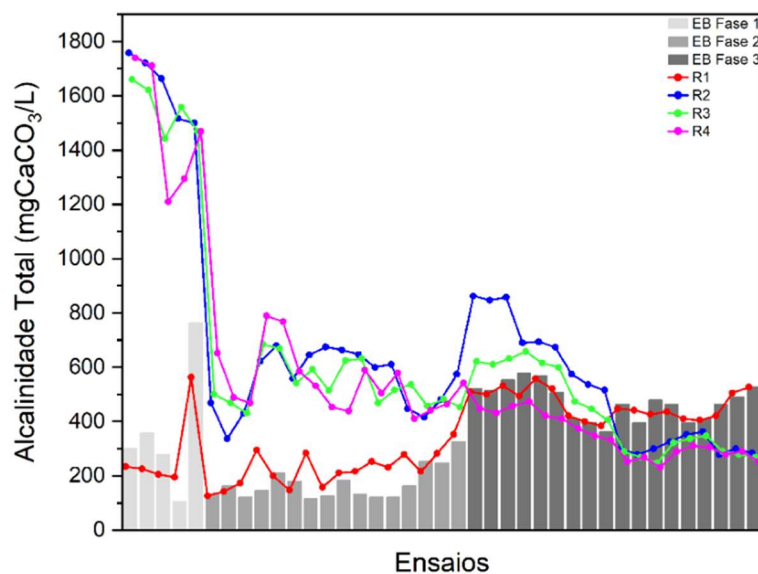
Fonte: O autor (2026)

Quanto à concentração da alcalinidade intermediária, todos os quatro reatores apresentaram diminuição em seus valores médios quando comparados ao esgoto bruto, porém, com proporções ainda elevadas quando comparado aos valores de AP, resultando em uma relação AI/AP acima dos limites de estabilidade sugeridos na bibliografia e indicando instabilidade operacional, com diminuição do pH nestes meios sendo observada (Figura 40).

5.5.5 Análise geral da Alcalinidade durante a operação

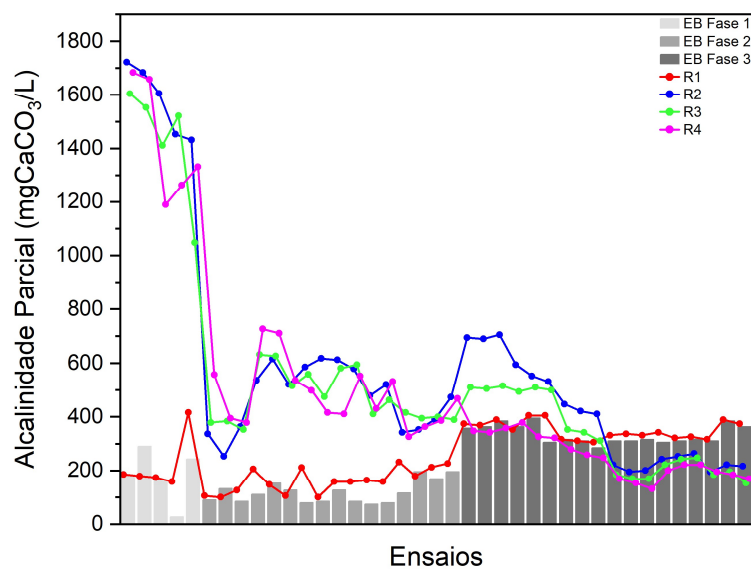
As Figura 54, 55 e 56 apresentam a variação da alcalinidade total, parcial e intermediária do esgoto bruto e dos efluentes tratados durante toda operação.

Figura 54: Alcalinidade Total ao decorrer das 3 Fases



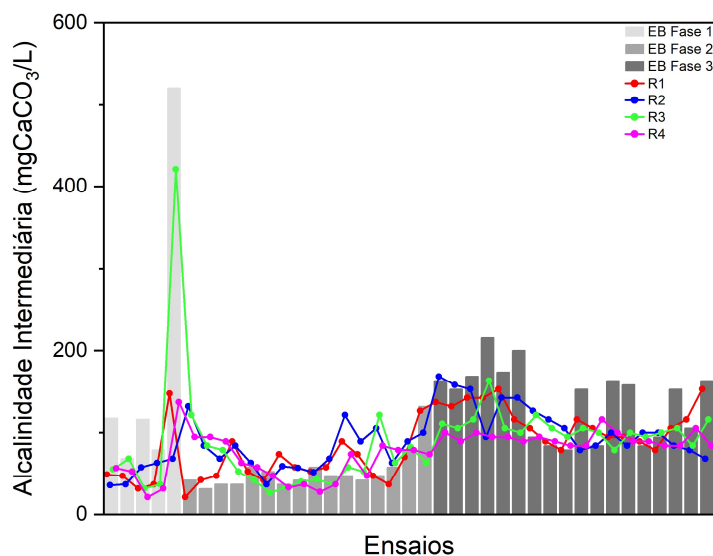
Fonte: O autor (2026)

Figura 55: Alcalinidade Parcial ao decorrer das 3 Fases



Fonte: O autor (2026)

Figura 56: Alcalinidade Intermediária ao decorrer das 3 Fases



Fonte: O autor (2026)

O Reator 1 (brita) apresentou, durante a maior parte do período experimental, valores de alcalinidade, AI e AP próximos aos do esgoto bruto. Na Fase 1 ($\text{COV} = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), observou-se redução da alcalinidade total após o tratamento, enquanto nas Fases 2 ($\text{COV} = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$) e 3 ($\text{COV} = 0,987 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$) os valores permaneceram próximos ou ligeiramente superiores aos do esgoto bruto, indicando que, apesar do aumento da carga orgânica volumétrica, o reator foi capaz de manter uma alcalinidade suficiente para manter o meio biótico equilibrado e capaz de reduzir a DQO do efluente em mais de 90%. Esse comportamento indica que o reator preenchido com brita não constituiu uma fonte expressiva de alcalinidade, porém, conseguiu preservar concentrações próximas às fornecidas pelo próprio efluente sintético. Dentre os compostos utilizados para produzir o efluente sanitário sintético estão o Cloreto de Cálcio Anidro P.A (CaCl_2) e o Bicarbonato de Sódio P.A (NaHCO_3), prováveis fontes de alcalinizante.

Os tratamentos R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram comportamento distinto. Na Fase 1 ($\text{COV} = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), as concentrações de alcalinidade total foram substancialmente superiores às do esgoto bruto, com grande proporção de alcalinidade parcial em relação a alcalinidade intermediária, evidenciando intensa liberação de espécies alcalinas durante o contato inicial com o RCD contaminado com gesso. Uma hipótese é que a liberação de carbonato de

cálcio (CaCO_3) no meio líquido ocorreu a partir da reação do óxido de cálcio, presente no gesso, e o dióxido de carbono, produzido durante a digestão anaeróbia. Na Fase 2 ($\text{COV} = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), esses reatores continuaram apresentando aumento da alcalinidade total, porém em menor magnitude, de modo que a concentração da AP foi inferior a Fase 1 ($\text{COV} = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$) e a concentração da AI foi superior, sugerindo um início no acúmulo de AOVs.

Na Fase 3 ($\text{COV} = 0,987 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), os valores de alcalinidade total diminuíram e se tornaram mais variáveis. O Reator 2 (2% de gesso) ainda apresentou média de AT ligeiramente superior à do esgoto bruto, enquanto os Reatores 3 (4% de gesso) e 4 (6% de gesso) apresentaram médias inferiores. Essa redução progressiva pode estar associada a lixiviação dos constituintes alcalinos mais solúveis presentes no material recheio, ao menor tempo de contato adotado a partir da Fase 2 ($\text{COV} = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$) e ao aumento da demanda de alcalinidade associado às condições operacionais. Outra possibilidade é a ausência de dióxido de carbono (CO_2) disponível no meio líquido, que reduziram a formação de carbonato de cálcio (CaCO_3) ao reagir com expressões químicas contendo Cálcio. Tais hipóteses são reforçadas ao perceber-se que as concentrações de alcalinidade parcial diminuíram ao decorrer da Fase 3 ($\text{COV} = 0,987 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), ao ponto que a alcalinidade intermediária aumentou, indicando diminuição da estabilidade operacional dos reatores e desbalanceamento entre a alcalinidade total produzida e consumida pelo meio.

5.5.6 Alcalinidade Total e o teor de gesso

Para comparar os quatro reatores, considerando o pareamento das observações realizadas em cada operação, os dados de alcalinidade total foram submetidos ao teste de Friedman. Quando identificadas diferenças significativas, aplicou-se o pós-teste de comparações múltiplas adotado no estudo. Os resultados são apresentados na Tabela 36.

O teste de Friedman identificou diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos em todas as Fases operacionais ($P < 0,05$), de modo que o teor de gesso influenciou na Alcalinidade Total observada nas amostras coletadas.

Tabela 36 - Grupos estatísticos para a Alcalinidade Total em função do teor de gesso

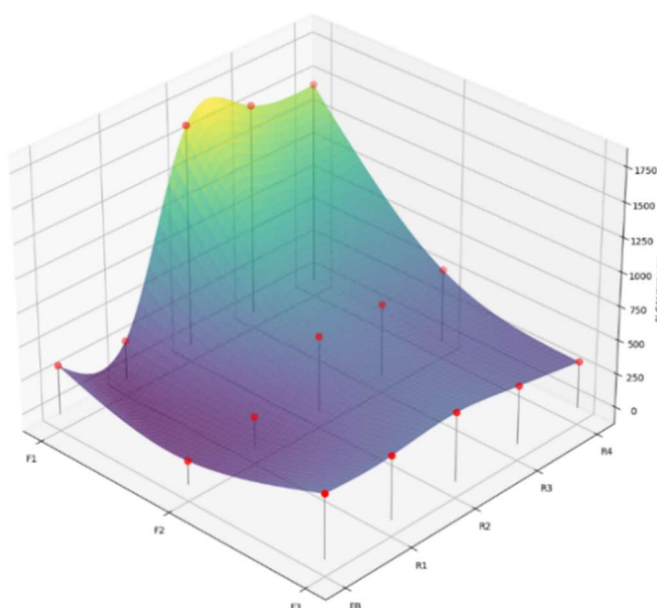
Fase operacional	Diferença significativa (Teste de Friedman)	Grupo estatístico (Pós-teste Dunn)			
		0% gesso	2% gesso	4% gesso	6% gesso
Fase 1	Sim, $P < 0,05$	a	b	a,b	a,b
Fase 2	Sim, $P < 0,05$	a	b	b	b
Fase 3	Sim, $P < 0,05$	a	a	a	b

Fonte: O autor (2026)

Na Fase 1 ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$), o R2 (2% de gesso) apresentou alcalinidade significativamente superior à do R1 (brita), enquanto o R3 (4% de gesso) e R4 (6% de gesso) ocuparam posição intermediária e não diferiram estatisticamente de nenhum desses tratamentos. Na Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$), os Reatores com gesso apresentaram valores superiores aos do Reator 1 (brita) e permaneceram no mesmo grupo. Na Fase 3 ($COV = 0,987 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$), o R4 (6% de gesso) apresentou os menores valores.

A Figura 57 apresenta a superfície tridimensional construída com os valores médios de alcalinidade total. A representação evidencia a proximidade entre R1 (brita) e o esgoto bruto, a elevada alcalinidade inicial dos reatores com RCD e a redução progressiva desse parâmetro ao longo das Fases. Também demonstra que a resposta não aumentou proporcionalmente de acordo com o teor de gesso.

Figura 57: Superfície tridimensional correspondente a Alcalinidade Total, Fase e Reator



Fonte: O autor (2026)

5.6 ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS

Os ácidos orgânicos voláteis (AOVs) constituem um dos principais indicadores da estabilidade de sistemas anaeróbios. Em condições normais de operação, são continuamente produzidos e consumidos, mantendo baixas concentrações e o pH estável devido ao tamponamento proporcionado pela alcalinidade bicarbonato. Entretanto, condições de estresse operacional podem provocar seu acúmulo, favorecendo a redução do pH, o consumo da alcalinidade e, conseqüentemente, a perda da estabilidade e da eficiência do tratamento (Chernicharo, 2007). Nesse contexto, a avaliação dos ácidos voláteis totais torna-se fundamental para analisar a estabilidade operacional dos filtros anaeróbios estudados.

5.6.1 Ácidos Orgânicos Voláteis Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m³.dia)

Os resultados de ácidos orgânicos voláteis obtidos durante a Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia) são apresentados na Tabela 37.

Tabela 37 – Ácidos Orgânicos Voláteis (mgCH₃COOH/L) das amostras coletadas durante a Fase 1

AM	EB	R1	R2	R3	R4
1	65,85	26,77	88,14	78,96	67,55
2	58,82	24,71	85,88	64,71	64,71
3	17,65	10,59	52,94	51,76	37,65
4	124,71	25,88	47,06	49,41	35,29
5	57,65	17,65	95,29	88,24	96,47
N	5	5	5	5	5
X	64,94	21,12	73,86	66,62	60,33
DP	38,41	6,90	22,16	16,88	25,09
MÍN	17,65	10,59	47,06	49,41	35,29
MÁX	124,71	26,77	95,29	88,24	96,47

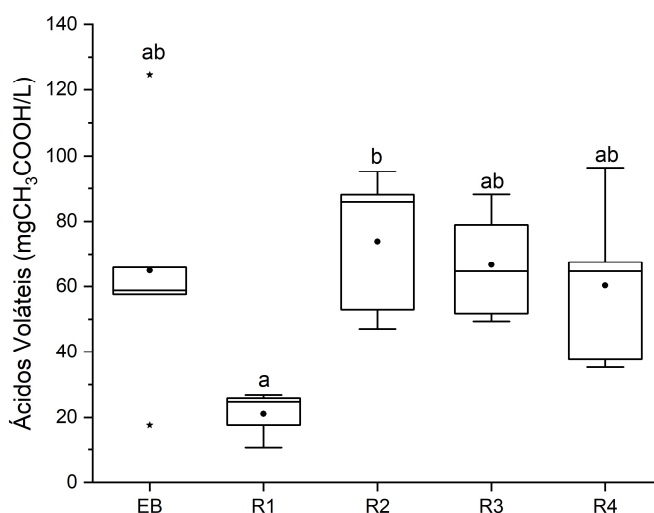
Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto apresentou concentração média de AOVs de 64,94 ± 38,41 mg CH₃COOH/L. Após o tratamento, foram observadas médias de 21,12 ± 6,90 mg CH₃COOH/L em R1 (brita), 73,86 ± 22,16 mg CH₃COOH/L em R2 (2% de gesso),

66,62 ± 16,88 mg CH₃COOH/L em R3 (4% de gesso) e 60,33 ± 25,09 mg CH₃COOH/L em R4 (6% de gesso). Em razão do reduzido número de amostras e da heterogeneidade das variâncias, optou-se pela aplicação do teste de Kruskal–Wallis, com pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 58.

Figura 58: Ácidos Orgânicos Voláteis medidos na Fase 1



Fonte: O autor (2026)

O Reator 1 (brita) apresentou a menor concentração média de AOVs sugerindo uma capacidade de consumo desses compostos na conversão para biogás e gás carbônico durante o processo de tratamento anaeróbio. Entretanto, devido à variabilidade dos valores obtidos nas amostras do esgoto bruto e dos reatores contendo RCD com gesso, não foram identificadas diferenças estatisticamente significativas entre o R1 (brita), EB e os Reatores 3 (4% de gesso) e 4 (6% de gesso). O Reator 2 (2% de gesso) apresentou a maior média de AOVs, diferindo estatisticamente apenas do Reator 1 (brita).

Embora a análise estatística não tenha demonstrado separação clara entre a maior parte dos grupos, a redução observada em R1 (brita) sugere maior consumo dos ácidos presentes no meio durante o ciclo de tratamento. Nos reatores preenchidos com RCD, as concentrações permaneceram próximas ou superiores às do esgoto bruto, não evidenciando a mesma tendência de redução.

Apesar de os reatores com gesso apresentarem concentrações de alcalinidade total superiores às observadas no R1 (brita), esses sistemas também apresentaram maior acúmulo de AOVs. Esse comportamento sugere que a elevada

alcalinidade proporcionou maior capacidade de tamponamento do meio, contribuindo para a manutenção do pH em valores elevados, mas não garantiu o equilíbrio entre as etapas da digestão anaeróbia. Assim, a produção de AOVs pode ter ocorrido em velocidade superior à sua conversão pelo consórcio anaeróbio, resultando em seu acúmulo mesmo na presença de elevada alcalinidade. Dessa forma, a alcalinidade observada nos reatores com RCD e gesso pode ter mascarado, em termos de pH, o desequilíbrio do processo anaeróbio.

5.6.2 Ácidos Orgânicos Voláteis Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m³.dia)

Os resultados obtidos nos ensaios de AOVs para as amostras coletadas durante a Fase 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia) estão compilados na Tabela 38.

Tabela 38 - Ácidos Orgânicos Voláteis (mgCH₃COOH/L) das amostras coletadas durante a Fase 2

AM	EB	R1	R2	R3	R4
1	42,35	38,82	31,76	24,71	11,76
2	37,65	43,53	10,59	38,82	41,18
3	37,65	35,29	5,88	10,59	5,88
4	25,88	38,82	29,41	34,12	36,47
5	49,41	55,29	42,35	47,06	44,71
6	41,18	32,94	44,71	48,24	49,41
7	61,18	50,59	70,83	67,40	64,95
8	52,94	60,00	76,73	71,61	63,53
9	48,24	36,47	70,33	71,14	62,50
10	51,76	34,12	71,76	68,24	64,71
11	56,47	45,88	62,35	60,00	58,82
12	57,65	41,18	64,71	61,18	60,00
13	57,65	29,41	57,65	56,47	52,94
14	51,18	30,59	52,94	49,41	48,24
15	55,88	36,47	61,18	59,21	57,26
16	58,82	49,41	72,94	71,76	70,59
N	16	16	16	16	16
X	49,12	41,18	51,63	52,50	49,56
DP	9,74	8,93	22,25	17,99	18,51
MÍN	25,88	29,41	5,88	10,59	5,88
MÁX	61,18	60,00	76,73	71,76	70,59

Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

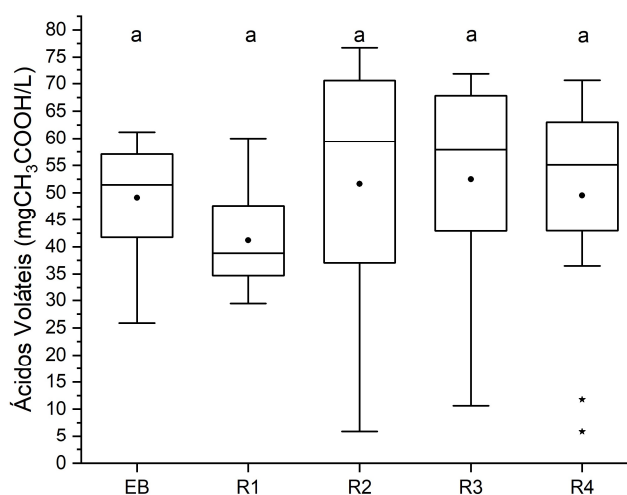
Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto apresentou concentração média de AOVs de $49,12 \pm 9,74$ mg $\text{CH}_3\text{COOH/L}$. Após o tratamento, o Reator 1 (brita) apresentou média de $41,18 \pm 8,93$ mg $\text{CH}_3\text{COOH/L}$. Nos demais reatores, foram observadas médias de $51,63 \pm 22,25$ mg $\text{CH}_3\text{COOH/L}$ em R2 (2% de gesso), $52,50 \pm 17,99$ mg $\text{CH}_3\text{COOH/L}$ em R3 (4% de gesso) e $49,56 \pm 18,51$ mg $\text{CH}_3\text{COOH/L}$ em R4 (6% de gesso).

Os dados não atenderam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias. Assim, foram aplicados o teste de Kruskal–Wallis e o pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 59.

Não foram identificadas diferenças estatisticamente significativas entre o esgoto bruto e os quatro reatores. Em termos médios, R1 (brita) apresentou concentração inferior à do esgoto bruto, enquanto R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) permaneceram próximos ou ligeiramente superiores.

Figura 59: Ácidos Orgânicos Voláteis medidos na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

O tratamento com pedra brita apresentou o menor valor médio para a concentração de AOVs, sugerindo que o sistema consumiu parte dos ácidos orgânicos presentes no meio durante o processo anaeróbio.

Mesmo apresentando maior alcalinidade total, os reatores R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) mantiveram concentrações médias de AOVs superiores às observadas no R1 (brita). O aumento da COV pode ter intensificado a produção de intermediários da degradação da matéria orgânica, enquanto sua conversão pelas arqueias metanogênicas ocorreu em menor proporção, favorecendo o acúmulo de

AOVs. Nesse contexto, a elevada alcalinidade dos reatores com RCD e gesso atuou principalmente no tamponamento do sistema, evitando a redução do pH, mas não necessariamente refletiu maior estabilidade do processo anaeróbio. Esse comportamento é coerente com a menor eficiência de remoção de DQO observada nesses reatores durante a Fase 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia), indicando um possível desequilíbrio entre a produção e o consumo dos ácidos orgânicos.

Os reatores contendo RCD contaminado com gesso também apresentaram maior dispersão entre as operações, especialmente R2 (2% de gesso), indicando pouca estabilidade operacional, fato que é corroborado com a variabilidade dos valores de redução de DQO nessa Fase.

5.6.3 Comportamento dos AOVs em 24h

Nos quatro últimos ciclos da Fase 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia), foram realizadas coletas nos tempos de 0, 3, 6, 12 e 24 horas, com o objetivo de acompanhar a variação dos AOVs durante um ciclo completo de batelada. Os valores médios e os respectivos desvios padrão são apresentados na Tabela 39, enquanto a Figura 60 mostra o comportamento temporal desse parâmetro.

Tabela 39 - Ácidos Orgânicos Voláteis em 24h (Fase 2)

HR	ÁCIDOS VOLÁTEIS	R1	R2	R3	R4
0h	X	55.88	55.88	55.88	55.88
	DP	3.36	3.36	3.36	3.36
3h	X	48.63	62.36	63.53	58.43
	DP	7.71	6.00	2.88	7.34
6h	X	47.84	60.78	58.82	65.88
	DP	15.56	7.34	3.84	7.87
12h	X	42.35	61.17	62.74	58.04
	DP	16.04	7.50	8.00	8.17
24h	X	36.47	61.18	59.21	57.26
	DP	9.16	8.54	9.33	9.62

Legenda: HR: Hora; X: média aritmética; DP: desvio padrão; R: reator

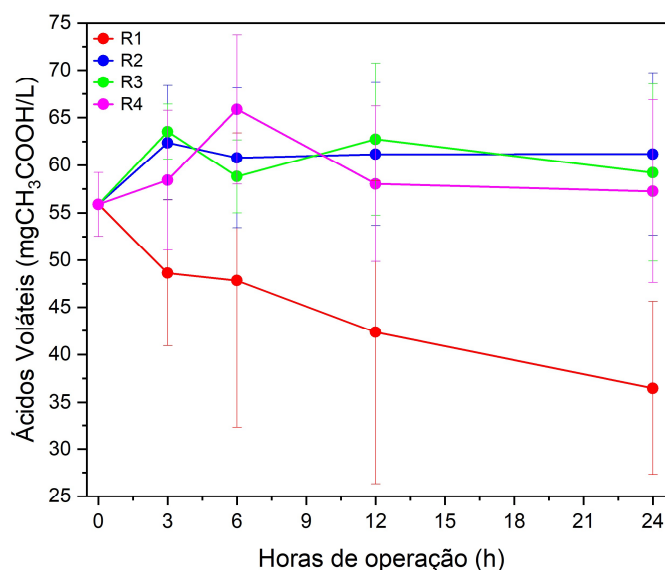
Fonte: O autor (2026)

O Reator 1 (brita) apresentou redução progressiva da concentração média de AOVs, passando de 55,88 mg CH₃COOH/L para 36,47 mg CH₃COOH/L após

24 horas. Esse comportamento indica consumo dos ácidos ao longo da batelada e é coerente com a alta eficiência de redução da DQO observada nesse reator.

Os tratamentos R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram pequena elevação das concentrações dos AOVs nas primeiras horas de operação. Após 3 horas, as médias alcançaram 62,36 mg CH₃COOH/L em R2 (2% de gesso), 63,53 mg CH₃COOH/L em R3 (4% de gesso) e 58,43 mg CH₃COOH/L em R4 (6% de gesso). Ao final de 24 horas, os valores foram de 61,18, 59,21 e 57,26 mg CH₃COOH/L, respectivamente.

Figura 60: Ácidos Orgânicos Voláteis em 24h na Fase 2



Fonte: O autor (2026)

As oscilações observadas nos três reatores com gesso foram pequenas e ocorreram com sobreposição dos desvios padrão. Portanto, os resultados indicam manutenção de concentrações próximas às iniciais, e não um acúmulo contínuo ao longo das 24 horas. Ainda assim, diferentemente de R1 (brita), não foi observada redução consistente dos AOVs durante o ciclo operacional.

5.6.4 Ácidos Orgânicos Voláteis Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m³.dia)

Os resultados obtidos durante a Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia) são apresentados na Tabela 40.

Tabela 40 - Ácidos Orgânicos Voláteis (mgCH₃COOH/L) das amostras coletadas durante a Fase 3

AM	EB	R1	R2	R3	R4
1	82,35	36,47	102,35	116,47	111,76
2	83,53	38,82	103,53	118,82	114,12
3	77,65	32,94	98,82	114,12	109,41
4	62,35	25,88	105,88	114,12	110,59
5	63,53	29,41	110,59	116,47	115,29
6	64,71	32,94	116,47	117,65	118,82
7	74,12	31,76	136,47	144,71	142,35
8	75,29	32,94	138,82	148,24	143,53
9	76,47	34,12	140,00	149,41	145,88
10	70,59	29,41	164,71	182,35	176,47
11	81,18	30,59	167,06	176,47	170,59
12	88,24	31,76	170,59	178,82	171,76
13	74,12	30,59	176,47	183,53	175,29
14	75,29	32,94	182,35	192,94	184,71
15	74,12	31,76	180,00	185,88	183,53
16	77,65	35,29	181,18	188,24	188,24
17	76,47	34,12	177,65	190,59	185,88
18	78,82	36,47	178,82	191,76	187,06
N	18	18	18	18	18
X	75,36	32,68	146,21	156,14	151,96
DP	6,82	3,03	32,51	32,43	31,50
MÍN	62,35	25,88	98,82	114,12	109,41
MÁX	88,24	38,82	182,35	192,94	188,24

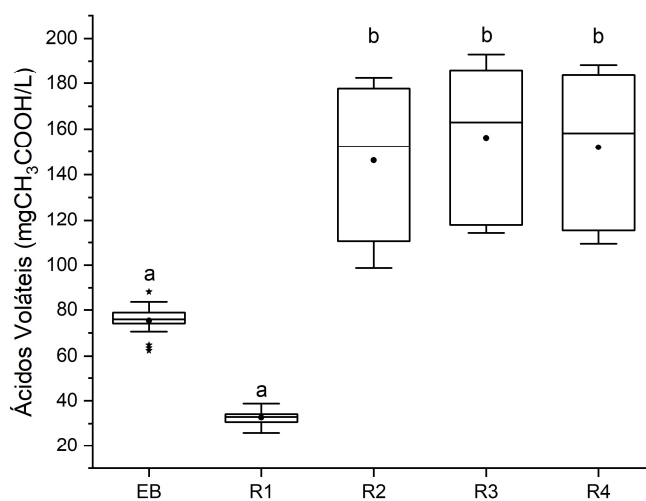
Legenda: AM: amostra; EB: esgoto bruto; R: reator; N: número total de amostras; X: média aritmética; DP: desvio padrão; MÍN: valor mínimo; MÁX: valor máximo

Fonte: O autor (2026)

O esgoto bruto apresentou concentração média de AOVs de $75,36 \pm 6,82$ mg CH₃COOH/L. Após o tratamento, o Reator 1 (brita) apresentou redução para $32,68 \pm 3,03$ mg CH₃COOH/L. Em contraste, os reatores contendo RCD apresentaram concentrações médias de $146,21 \pm 32,51$ mg CH₃COOH/L em R2 (2% de gesso), $156,14 \pm 32,43$ mg CH₃COOH/L em R3 (4% de gesso) e $151,96 \pm 31,50$ mg CH₃COOH/L em R4 (6% de gesso).

Em razão da ausência de normalidade e da heterogeneidade das variâncias, foram aplicados o teste de Kruskal–Wallis e o pós-teste de Dunn. Os resultados são apresentados na Figura 61.

Figura 61: Ácidos Orgânicos Voláteis medidos na Fase 3



Fonte: O autor (2026)

O Reator 1 (brita) apresentou as menores concentrações de AOVs e não diferiu estatisticamente do esgoto bruto. Apesar dessa sobreposição estatística, sua média foi aproximadamente 57% inferior à do afluente, indicando redução consistente do parâmetro durante o tratamento e um consumo dos AOVs durante o processo de tratamento anaeróbio.

Os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram valores superiores aos observados em R1 (brita) e no EB, sem diferenças entre si. Além disso, as concentrações aumentaram progressivamente ao longo das operações da Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia), evidenciando acúmulo de ácidos nos sistemas durante a etapa com maior COV tratada durante o trabalho.

Esse aumento ocorreu simultaneamente à redução da alcalinidade total, à elevação da relação AI/AP, ao aumento da alcalinidade intermediária e à diminuição da eficiência de remoção de DQO nos reatores contendo RCD contaminado com gesso. A análise conjunta desses parâmetros indica perda do equilíbrio entre a produção e o consumo dos ácidos durante a Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia).

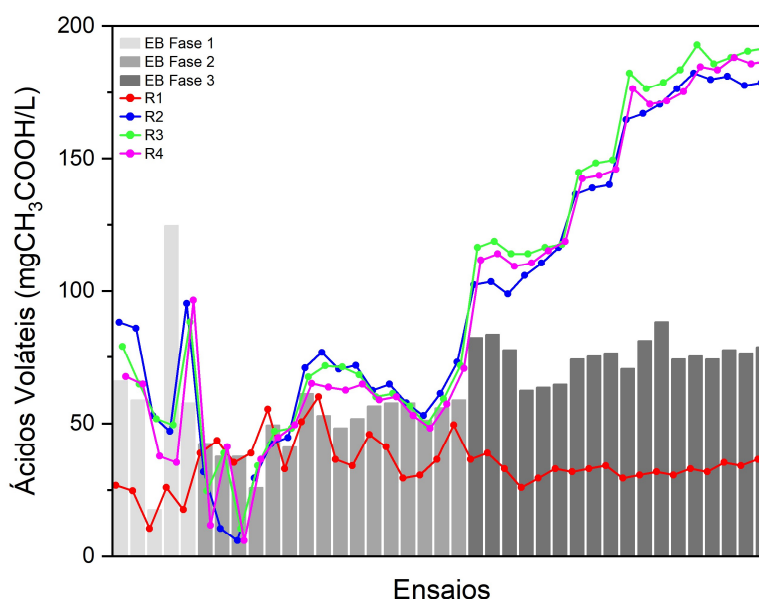
5.6.5 Análise geral dos AOVs durante a operação

A Figura 62 apresenta a variação das concentrações de AOVs no esgoto bruto e nos efluentes tratados durante as três Fases operacionais.

O tratamento R1 (brita) apresentou concentrações de AOVs predominantemente inferiores às do esgoto bruto ao longo do período experimental. Na Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia), a concentração média diminuiu de 64,94 para 21,12 mg CH₃COOH/L; na Fase 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia), de 49,12 para 41,18 mg CH₃COOH/L; e, na Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia), de 75,36 para 32,68 mg CH₃COOH/L.

Esse comportamento demonstra que o Reator 1 (brita) manteve capacidade de consumir os ácidos presentes no meio mesmo após as alterações operacionais das diferentes Fases. A manutenção do pH próximo à neutralidade, da alcalinidade em valores semelhantes aos do esgoto bruto e a elevada remoção de DQO é compatível com um processo anaeróbico equilibrado. Além disso, a diminuição na concentração de Ácidos Voláteis é positiva para o equilíbrio microbiológico do reator, indicando uma digestão anaeróbia completa (Chernicharo, 2007).

Figura 62: Ácidos Orgânicos Voláteis ao decorrer das 3 Fases



Fonte: O autor (2026)

Os tratamentos R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram comportamento distinto daquele observado no reator controle. Nas Fases 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia) e 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia), as concentrações de AOVs permaneceram próximas às do esgoto bruto, embora tenham ocorrido oscilações entre as bateladas. Na Fase 3 (COV = 0,987 kgDQO/m³.dia), entretanto, observou-

se aumento progressivo e expressivo das concentrações de AOVs, que atingiram valores médios aproximadamente duas vezes superiores aos encontrados no EB. Esse comportamento evidencia que, durante essa Fase, a produção de ácidos orgânicos passou a ocorrer em intensidade superior à sua conversão nas etapas subsequentes da digestão anaeróbia, resultando em seu acúmulo no sistema.

O aumento dos AOVs ocorreu simultaneamente à redução da eficiência de remoção de DQO para valores próximos de 30% e a alterações na composição da alcalinidade dos reatores. Ao longo do período experimental, observou-se redução da alcalinidade parcial (AP), acompanhada pelo aumento da alcalinidade intermediária (AI) e, conseqüentemente, pela elevação da relação AI/AP, que atingiu valores próximos ou superiores a 0,30. Considerando que a AP está relacionada predominantemente à alcalinidade bicarbonato, enquanto a AI apresenta associação com a presença de ácidos orgânicos, essa alteração, em conjunto com o aumento diretamente observado dos AOVs, indica uma perda progressiva do equilíbrio entre a produção e o consumo desses intermediários. Dessa forma, mesmo apresentando elevada alcalinidade total durante grande parte do período experimental, os reatores contendo RCD não mantiveram a mesma estabilidade do processo biológico sob o aumento da COV.

Esse comportamento pode estar relacionado às condições químicas estabelecidas pelo próprio meio suporte. Os reatores contendo RCD apresentaram alcalinidade e valores de pH substancialmente superiores aos observados no reator controle, indicando forte contribuição do material para a alcalinização do meio. Embora a elevada alcalinidade tenha proporcionado capacidade de neutralização dos ácidos formados, a manutenção do pH em condições excessivamente alcalinas pode ter criado um ambiente desfavorável à atividade dos microrganismos envolvidos nas etapas finais da digestão anaeróbia, particularmente à metanogênese. Nesse cenário, a produção de AOVs poderia continuar ocorrendo sem que sua conversão ocorresse na mesma intensidade, favorecendo seu acúmulo. Portanto, a manutenção de elevada alcalinidade e pH não deve ser interpretada, isoladamente, como evidência de estabilidade biológica do sistema.

Além do efeito direto do pH sobre a atividade microbiana, a elevada disponibilidade de espécies alcalinizantes no meio pode contribuir para a inibição da digestão anaeróbia. Concentrações excessivas de sais e podem alterar o equilíbrio iônico e a pressão osmótica do meio, comprometendo a homeostase

celular e, conseqüentemente, a atividade das arqueias metanogênicas (Gregor; Grilc, 2012; Hierholtzer; Akunna, 2012; Raketh *et al.*, 2022).

Adicionalmente, condições de elevada alcalinidade e pH podem modificar a forma química de compostos potencialmente inibidores, como a amônia, favorecendo a formação de sua fração livre, tóxica aos microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia (Capson *et al.*, 2019; Jiang *et al.*, 2019). A amônia livre pode atravessar as membranas celulares e provocar alterações no equilíbrio de prótons e íons, prejudicando o metabolismo de microrganismos metanogênicos e acetogênicos (Amekan, 2020; Fuess *et al.*, 2018). Embora a concentração de amônia e a composição iônica não tenham sido determinadas neste estudo (e sua presença não fosse esperada em grades concentrações no meio), esses mecanismos constituem possíveis fatores adicionais associados às condições fortemente alcalinas observadas nos reatores contendo RCD e podem ter contribuído para a menor conversão dos AOVs.

A análise conjunta dos parâmetros permite, assim, propor que a alcalinização promovida pelo RCD tenha contribuído para o estabelecimento de condições desfavoráveis à conversão dos intermediários da digestão anaeróbia. O conseqüente desequilíbrio entre a produção e o consumo dos AOVs é compatível com o aumento das concentrações de AOVs e da relação AI/AP observado ao longo da operação. A permanência desses compostos orgânicos no efluente tratado também pode ter contribuído para a maior DQO residual e, conseqüentemente, para as menores eficiências de remoção verificadas nos reatores R2, R3 e R4 (2%, 4% e 6% de gesso). Esses resultados demonstram que a elevada capacidade alcalina proporcionada pelo meio suporte não assegurou uma maior estabilidade ou eficiência do processo anaeróbio.

5.6.6 Ácidos Orgânicos Voláteis e o teor de gesso

Para comparar os quatro reatores, considerando o pareamento das observações realizadas em cada operação, os dados de AOVs foram submetidos ao teste de Friedman. Quando identificadas diferenças significativas, aplicou-se o pós-teste de comparações múltiplas adotado no estudo. Os resultados são apresentados na Tabela 41.

Tabela 41 - Grupos estatísticos para os Ácidos Orgânicos Voláteis em função do teor de gesso

Fase operacional	Diferença significativa (Teste de Friedman)	Grupo estatístico (Pós-teste Dunn)			
		0% gesso	2% gesso	4% gesso	6% gesso
Fase 1	Sim, $P < 0,05$	a	b	a,b	a,b
Fase 2	Sim, $P < 0,05$	a	a	a	a
Fase 3	Sim, $P < 0,05$	a	a,c	b	b,c

Fonte: O autor (2026)

O teste de Friedman indicou diferenças estatisticamente significativas entre os reatores nas três Fases operacionais ($P < 0,05$). Entretanto, os agrupamentos variaram entre as Fases e não demonstraram uma relação contínua entre o teor de gesso e a concentração de AOVs.

Na Fase 1 ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), R2 (2% de gesso) apresentou concentração de AOVs superior à de R1 (brita), enquanto R3 (4% de gesso) e R4 (6% de gesso) ocuparam posição intermediária e não diferiram de nenhum desses tratamentos.

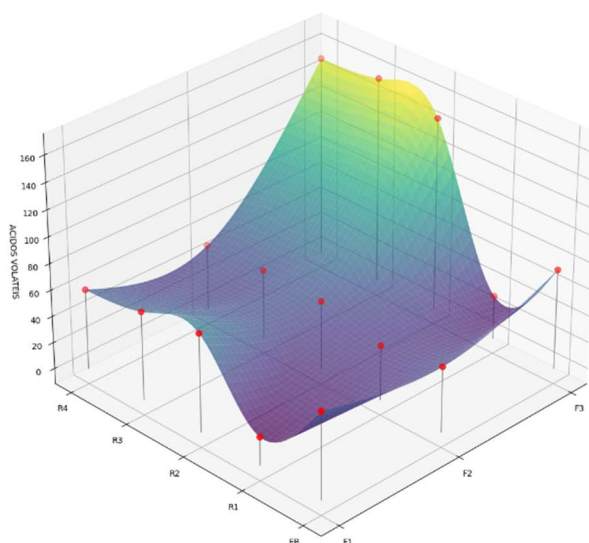
Na Fase 2 ($COV = 0,796 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), embora o teste global tenha indicado diferença significativa, o pós-teste não identificou diferenças nas comparações par a par após a correção para múltiplas comparações.

Na Fase 3 ($COV = 0,987 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{dia}$), R1 (brita) apresentou a menor média. R2 (2% de gesso) não diferiu estatisticamente de R1 (brita) nem de R4 (6% de gesso), enquanto R3 (4% de gesso) apresentou valores superiores aos de R1 (brita) e permaneceu agrupado com R4 (6% de gesso). Esse padrão não indica uma resposta progressiva com o aumento do teor de gesso, pois o tratamento com 2% apresentou comportamento intermediário e o tratamento com 6% não diferiu de R2 ou R3.

É possível dizer então que o teor de gesso presente nos reatores não determinou, de maneira isolada, a concentração de AOVs presentes no meio. As diferenças entre o Reator 1 (brita) e os demais também podem estar associadas à natureza do meio suporte, à diferença de pH, à concentração de Alcalinidade Total e às condições de desenvolvimento da biomassa.

A Figura 63 apresenta a superfície tridimensional construída com os valores médios de AOVs ao longo das Fases.

Figura 63: Superfície tridimensional correspondente aos Ácidos Orgânicos Voláteis, Fase e Reator



Fonte: O autor (2026)

A representação evidencia a manutenção de concentrações reduzidas em para o Reator 1 (brita) e o aumento acentuado dos AVT nos Reatores 2, 3 e 4 (2% 4% e 6% de gesso) durante a Fase 3 ($COV = 0,987 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$). Também confirma a proximidade entre os três reatores contendo RCD, sem demonstrar tendência linear associada ao aumento do teor de gesso.

5.7 RESUMO GERAL DAS FASES

A análise conjunta dos parâmetros monitorados permite compreender as interações entre o desempenho dos reatores e sua estabilidade operacional. A remoção da matéria orgânica está relacionada ao equilíbrio entre a produção e o consumo dos ácidos voláteis, enquanto a alcalinidade contribui para a neutralização da acidez e a manutenção do pH. Desse modo, tornando necessária a interpretação integrada da DQO, turbidez, alcalinidade total, relação AI/AP e AVT.

De modo geral, o Reator 1 (brita), preenchido com pedra brita, apresentou maior estabilidade e melhor desempenho na redução de DQO, turbidez e AVT. Os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram comportamento semelhante entre si na maioria dos parâmetros, com pH e alcalinidade total superiores aos do R1, especialmente nas Fases iniciais. Contudo, não foi observada uma relação direta entre o aumento do teor de gesso e as respostas dos reatores frente aos parâmetros monitorados.

5.7.1 Resumo Fase 1 (COV 0,086 kg DQO/m³.dia)

A Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia) foi caracterizada pela menor COV aplicada e maior tempo de ciclo. Nessas condições, o Reator 1 (brita) apresentou as maiores eficiências de redução de DQO e turbidez, além de pH próximo à neutralidade e redução das concentrações de AOVs, indicando condições favoráveis à estabilidade do processo anaeróbio.

Os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram menores eficiências de redução de DQO, embora tenham alcançado elevada remoção de turbidez. Nesses reatores, o pH próximo de 12,6 e a elevada alcalinidade total evidenciaram forte alcalinização do meio, possivelmente associada à liberação de espécies alcalinas pelo RCD. Apesar da elevada capacidade alcalina, as concentrações de AOVs permaneceram próximas ou superiores às observadas no esgoto bruto, indicando que a alcalinidade proporcionada pelo meio suporte não foi acompanhada por uma conversão igualmente eficiente dos intermediários da digestão anaeróbia.

Nesse contexto, o pH excessivamente alcalino pode ter estabelecido condições desfavoráveis à atividade da microbiota anaeróbia, especialmente aos microrganismos envolvidos nas etapas finais da digestão. A menor conversão dos AOVs nessas condições constitui uma possível explicação para sua permanência no efluente e para a maior DQO residual observada nos reatores contendo RCD. Essa interpretação sugere que a elevada capacidade alcalina do meio suporte, embora tenha mantido o pH elevado, não assegurou condições adequadas à estabilidade e à eficiência do processo biológico.

Assim, a principal resposta dos reatores contendo RCD durante a Fase 1 (COV = 0,086 kgDQO/m³.dia) foi a intensa alcalinização do meio, sem melhoria correspondente na eficiência de redução de DQO. Os três tratamentos apresentaram comportamento semelhante, não sendo observada uma relação consistente entre o aumento do teor de gesso e o desempenho dos reatores.

5.7.2 Resumo Fase 2 (COV 0,796 kg DQO/m³.dia)

A transição para a Fase 2 (COV = 0,796 kgDQO/m³.dia) foi caracterizada pelo aumento da COV e pela redução do tempo de batelada para 24 horas. Mesmo

diante dessas alterações operacionais, o Reator 1 (brita) manteve elevadas eficiências de redução de DQO e turbidez, pH próximo à neutralidade e concentrações de AOVs inferiores às observadas no esgoto bruto, indicando a manutenção de condições favoráveis à estabilidade do processo anaeróbio.

Os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram aumento da eficiência de redução de DQO em relação à Fase 1 ($COV = 0,086 \text{ kgDQO/m}^3.\text{dia}$), possivelmente associado à adaptação da biomassa às condições operacionais e ao desenvolvimento e maturação do biofilme no meio suporte, processos que podem favorecer a retenção de biomassa e o desempenho de reatores anaeróbios de leito fixo (Show e Tay, 1999; Escudié *et al.*, 2011; Habouzit *et al.*, 2014). Apesar dessa melhoria em relação a Fase anterior, suas eficiências permaneceram inferiores se comparadas ao Reator 1 (brita).

Paralelamente, verificou-se uma pequena redução do pH e da alcalinidade total em comparação com a Fase anterior. Esse comportamento pode estar relacionado à lixiviação progressiva e consequente redução da disponibilidade de espécies alcalinas presentes no RCD ao longo da operação, além do maior consumo da alcalinidade disponível no sistema. Estudos com agregados reciclados de concreto demonstram que a lixiviação de fases alcalinas da matriz cimentícia, especialmente o Ca(OH)_2 , contribui inicialmente para a elevação do pH, enquanto o esgotamento progressivo dessas espécies reduz esse efeito ao longo do tempo (Ginder-Vogel *et al.*, 2020). Ainda assim, os valores de pH permaneceram elevados nos reatores contendo RCD, evidenciando a persistência da alcalinização do meio.

A relação Al/AP apresentou aumento em todos os reatores, sendo essa variação mais acentuada no Reator 1 (brita). Entretanto, as concentrações de AOVs permaneceram próximas às observadas no esgoto bruto nos reatores contendo RCD e inferiores a elas no reator controle. Dessa forma, a relação Al/AP , isoladamente, não caracterizou necessariamente uma condição de instabilidade durante essa Fase.

O acompanhamento dos reatores ao longo das 24 horas de operação mostrou que as variações mais acentuadas dos parâmetros monitorados ocorreram nas primeiras 12 horas do ciclo. Entretanto, as concentrações de DQO e turbidez continuaram diminuindo até o final da batelada, indicando continuidade da remoção de matéria orgânica e de sólidos ao longo do período de operação.

5.7.3 Resumo Fase 3 (COV 0,987 kg DQO/m³.dia)

Na Fase 3, com a elevação da COV para 0,987 kgDQO/m³.dia, o Reator 1 (brita) manteve o melhor desempenho, apresentando elevadas eficiências de redução de DQO e turbidez, pH próximo à neutralidade e redução das concentrações de AOVs, indicando maior estabilidade frente às alterações das condições operacionais.

Em contraste, os Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) apresentaram queda na eficiência de redução de DQO, embora tenham mantido elevada remoção de turbidez. Esse comportamento sugere que os mecanismos físicos de retenção de partículas pelo meio suporte permaneceram atuantes, enquanto os processos relacionados à conversão biológica da matéria orgânica foram prejudicados. Segundo Elmitwalli *et al.* (2000), o meio suporte de filtros anaeróbios pode promover a remoção de material particulado por mecanismos físicos de retenção e filtração, independentemente de sua posterior degradação biológica.

Nos reatores contendo RCD, a redução da alcalinidade total e da alcalinidade parcial ocorreu simultaneamente ao aumento da alcalinidade intermediária, à elevação da relação AI/AP e ao acúmulo progressivo de AOVs. A ocorrência conjunta dessas alterações, associada à menor eficiência de redução de DQO, é compatível com uma perda progressiva do equilíbrio entre a produção e o consumo dos intermediários da digestão anaeróbia. Apesar dessas alterações, o pH permaneceu superior a 11, indicando que a capacidade alcalina remanescente foi suficiente para manter o meio em condições fortemente alcalinas, mas não para assegurar a estabilidade do processo biológico.

A comparação entre as Fases evidencia maior resiliência do Reator 1 (brita) ao aumento da COV. Nos reatores contendo RCD, a elevada alcalinidade observada nas Fases iniciais diminuiu progressivamente ao longo da operação, enquanto o acúmulo de AOVs e a relação AI/AP aumentaram e a eficiência de redução de DQO foi reduzida. Esses resultados sugerem que a alcalinização promovida pelo RCD, embora tenha proporcionado elevada capacidade alcalina ao sistema, não resultou em maior estabilidade ou eficiência do tratamento. Além disso, as respostas semelhantes observadas nos Reatores 2, 3 e 4 (2%, 4% e 6% de gesso) indicam que, nas condições avaliadas, não houve relação proporcional entre o teor de gesso presente no meio suporte e o desempenho dos sistemas.

6 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos permitiram avaliar a influência do teor de gesso presente em RCD utilizado como meio suporte em filtros anaeróbios, sobre a eficiência e a estabilidade operacional, no tratamento de efluente sanitário sintético. Os reatores contendo RCD promoveram redução da DQO e da turbidez, porém apresentaram desempenho inferior ao reator controle preenchido com pedra brita, que demonstrou maior eficiência e estabilidade operacional. Além disso, o comportamento semelhante dos reatores contendo 2%, 4% e 6% de gesso indicou ausência de relação direta entre o teor de gesso e o desempenho dos sistemas.

Quanto à remoção de matéria orgânica, o reator com brita apresentou maior resiliência às alterações da COV, mantendo elevadas eficiências de redução de DQO. Os reatores contendo RCD foram mais sensíveis às mudanças operacionais e, na Fase 3, o aumento da COV foi acompanhado pela queda da eficiência de redução de DQO e turbidez, e pelo acúmulo de AOVs.

O RCD influenciou as condições químicas dos reatores, promovendo aumento do pH e da alcalinidade, principalmente nas fases iniciais. Ao longo da operação, entretanto, observou-se redução da alcalinidade total e parcial, juntamente com o aumento da alcalinidade intermediária, da relação Al/AP e das concentrações de AOVs. Embora o RCD tenha contribuído para o fornecimento de alcalinidade e para a capacidade de tamponamento dos sistemas, esse efeito diminuiu ao longo da operação e não assegurou maior estabilidade biológica. Adicionalmente, os elevados valores de pH podem ter estabelecido condições desfavoráveis à digestão anaeróbia, contribuindo para o acúmulo de AOVs.

Conclui-se, portanto, que o meio suporte de RCD contaminado com gesso apresenta potencial como fonte de alcalinidade, com redução parcial da DQO e turbidez do esgoto bruto. Contudo, nas condições avaliadas, esse material não se provou um bom material recheio, uma vez que sua utilização não proporcionou maior eficiência de remoção de DQO e turbidez ou maior estabilidade operacional em comparação à pedra brita, tampouco foi identificada influência significativa do aumento do teor de gesso sobre o desempenho dos reatores.

7 RECOMENDAÇÕES FUTURAS

Os resultados obtidos neste trabalho evidenciam o potencial do uso de RCD contaminado com gesso como fonte adicional de alcalinidade, ao mesmo tempo que indicam aspectos que merecem aprofundamento em pesquisas futuras. São necessários estudos que permitam compreender os mecanismos responsáveis pela fixação da biomassa neste meio suporte e pelas alterações observadas nos parâmetros físico-químicos do sistema.

Recomenda-se investigar, de forma isolada, a influência do sulfato presente nos resíduos com gesso, bem como avaliar RCDs isentos de gesso para distinguir os efeitos de cada componente presente no meio suporte. Também são pertinentes estudos sobre as propriedades físicas do material recheio, sua durabilidade e a lixiviação de compostos alcalinos ao longo da operação, permitindo estimar a vida útil do meio suporte.

Do ponto de vista operacional, sugere-se determinar o teor de gesso mais adequado para manter o pH em faixas favoráveis à digestão anaeróbia, bem como definir condições ótimas de COV.. Estudos em regime contínuo, utilizando efluentes sanitários reais, também contribuirão para aproximar os resultados das condições de operação em escala real.

Por fim, recomenda-se complementar a investigação com análises microbiológicas do biofilme, monitoramento da produção de biogás, avaliação da quantidade de biomassa retida no filtro e testes sobre o uso dessa tecnologia na remoção de nitrogênio por *air stripping*, aproveitando os elevados valores de pH observados nos reatores com RCD.

A aplicação do sistema ao tratamento de efluentes com maior potencial de acidificação, como aqueles ricos em carboidratos, também representa uma perspectiva promissora para o aperfeiçoamento da tecnologia e para a consolidação do uso de resíduos da construção civil em sistemas de tratamento de efluentes.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE (São Paulo). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2017**. 15. ed. São Paulo, 2017. 74 p.
- ABREMA. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2024**. São Paulo. 2024.
- AGOPYAN, A. K.; PILEGGI, R.; SILVA, V. S.; JOHN, V. M. Resíduos de gesso: desafios e oportunidades. In: SEMINÁRIO GESTÃO E RECICLAGEM DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO – AVANÇOS RECENTES E DESAFIOS FUTUROS, 1., 2005, São Paulo. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2005. p. 1-24.
- AMEKAN, Y. The influence of microbial community dynamics on anaerobic digestion efficiency and stability: A Review. **International Journal of Renewable Energy Development**, v. 9, n. 1, p. 85–95, 2020. DOI: 10.14710/ijred.9.1.85- 95.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, DC: APHA, 2005. 1600 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, DC: APHA, 1998.
- ANDOLE, O. H.; LEI, Z.; ZHANG, Z.; RAUDE, J. M.; KANALI, C. Optimization of Biogas Production in Dry Anaerobic Digestion of Swine Manure by the Use of Alkalinity Index to Monitor a Prototype Cylindrical Digester. **Sustainable Energy**, v. 5, n. 1, p. 32–37, 2017. DOI: 10.12691/rse-5-1-5.
- ANDRADE, J. F. C.; SANTOS, E. P. R. Avaliação da gestão dos resíduos da construção civil no estado de São Paulo, Brasil. **urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 17, e20240161, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-3369.017.e20240161>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/urbe/a/cKTRq5NnmbbsKGPRmtt9bGgJ/>. Acesso em: 23 set. 2026.
- ANDRADE NETO, C. O. de; ALÉM SOBRINHO, P.; MELO, H. N. de S.; AISSE, M. M. Decanto-digestores. In: CAMPOS, J. R. (org.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 5, p. 117-138.
- ANDRADE NETO, C. O. de; PEREIRA, M. G.; MELO, H. N. S. Materiais alternativos para enchimento de filtros anaeróbios: conduíte cortado e tijolo cerâmico vazado. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., 2000, Recife. **Anais**. Recife: UFPE, 2000. v. 1, p. 28–35.
- ANGULO, S. C. **Caracterização de agregados de resíduos de construção e demolição reciclados e a influência de suas características no comportamento de concretos**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia de Construção Civil e Urbana) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.3.2005.tde-18112005-155825>. Disponível em:

<https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3146/tde-18112005-155825/pt-br.html>. Acesso em: 23 set. 2026.

ANGULO, S. C.; ULSEN, C.; KAHN, H.; JOHN, V. M. Desenvolvimento de Novos Mercados para a Reciclagem massiva de RCD. In: Seminário de desenvolvimento sustentável e a reciclagem na construção civil. São Paulo, 2002. São Paulo: IBRACON, 2002. p.293-308.

ARAÚJO, A. P. C. S. **Tratamento de esgoto sanitário sintético por sistema combinado constituído pelo reator UASB e biofiltro aerado submerso**. 2014. 81 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/11911>. Acesso em: 23 set. 2026.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13969: tanques sépticos — unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos — projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 17076: projeto de sistema de tratamento de esgoto de menor porte — requisitos**. Rio de Janeiro: ABNT, 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 5738: moldagem e cura de corpos de prova cilíndricos ou prismáticos de concreto**. Rio de Janeiro: ABNT, 1994.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7229: projeto, construção e operação de tanques sépticos**. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

ÁVILA, Renata Oliveira de. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico- filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte**. 2005. 166 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

BAETTKER, E. C. **Avaliação do desempenho de filtros anaeróbios preenchidos com diferentes meios suportes no tratamento de água residuária sintética**. 2015. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/2744>. Acesso em: 23 set. 2026.

BAETTKER, E. C.; CARVALHO, K. Q.; FREIRE, F. B.; PASSIG, F. H.; MORAIS, J. L. Materiais alternativos como meio suporte de filtros anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário sintético. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1091–1102, nov./dez. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018170758>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/hCckZLCmbzzTrFkNDBzGPzq/>. Acesso em: 23 set. 2026.

BARCELLOS, C.; SABROZA, P. C. The place behind the case: leptospirosis risks and associated environmental conditions in a flood-related outbreak in Rio de Janeiro. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 17, supl., p. S59-S67, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2001000700014>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/csp/a/P7rYnW3DqPcBXdMYTqjnFWK/>. Acesso em: 23 set. 2026.

BAUER, L. A. F. **Materiais de construção**. 5. Ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos (LTC), 2001. 558 p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002. Brasília, DF: CONAMA, 2002.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 2010.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Brasília, DF, 2020.

BRASIL. **Ministério das Cidades. Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Brasília, DF: **Ministério das Cidades**, [s. d.]. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/plano-nacional-de-saneamento-basico-plansab>. Acesso em: 23 set. 2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 280, de 29 de junho de 2020. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2020.

BRASILEIRO, L. L.; MATOS, J. M. E. Revisão bibliográfica: reutilização de resíduos da construção e demolição na indústria da construção civil. **Cerâmica**, São Paulo, v. 61, n. 358, p. 178-189, abr./jun. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/0366-69132015613581860>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ce/a/8v5cGYtby3Xm3Snd6NjNdtQ/>. Acesso em: 23 set. 2026.

CAMPOS, L. E. F.; KAUTZMANN, R. M. Filtragem anaeróbia utilizando resíduos gerados na construção civil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 1., 2004, Florianópolis. Florianópolis, 2004. p. 4898-4905. Disponível em: <https://www.ipen.br/biblioteca/cd/ictr/2004/ARQUIVOS%20PDF/02/02-023.pdf>. Acesso em: 23 set. 2026.

CANUT, M. M. C. Estudo da viabilidade do uso do resíduo fosfogesso como material de construção. Trabalho do curso de Pós-Graduação em Construção Civil da Escola de Engenharia da UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006. 154p.

CAPSON-TOJO, G., MOSCOVIZ, R., ASTALS, S., ROBLES, Á., STEYER, J. Unraveling the literature chaos around free ammonia inhibition in anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 117, 109487–109487. DOI: 10.1016/j.rser.2019.109487.

CERQUEIRA, M. B. R.; DIAS, A. N.; CALDAS, S. S.; SANTANA, F. B.; D'OCA, M. G. M.; PRIMEL, E. G.; Validação de métodos para determinação de ácidos orgânicos voláteis em efluentes de reatores anaeróbios empregando cromatografia líquida. **Química Nova**, 34, 2011. Universidade Federal do Rio Grande, Porto Alegre, 2011.

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic reactors**. London: IWA Publishing, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5).

COSTA, N. S. P.; ALVES, A. P.; OLIVEIRA, J. S. de; MARQUES, V. dos S.; MENDONÇA, P. P.; LOPES, T. da S. Importância da alcalinidade na maturação de biofiltros de RAS. **Anais da Semana Acadêmica de Zootecnia CCAE/UFES – SEAZOO**, n. 1 (2023), 2025. Disponível em: <https://periodicos.ufes.br/seazoo/article/view/48686>. Acesso em: 23 set. 2026.

CRUZ, L. M. de O.; TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; TONON, D.; STEFANUTTI, R. Remoção da matéria orgânica de efluente doméstico por reator anaeróbio preenchido com coco verde. **Revista DAE**, São Paulo, v. 58, n. 184, p. 11–16, 2010. DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2014.061>. Disponível em: https://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_184_n_1422.pdf. Acesso em: 23 set. 2026.

D'AGOSTINO, R. B.; PEARSON, E. S. Tests for departure from normality. Empirical results for the distributions of b^2 and $\sqrt{b_1}$. **Biometrika**, v. 60, n. 3, p. 613–622, 1973.

DAMASCENO, L. H. S.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; MORAES, E. M.; ZAIAT, M.; FOREST, E. Efeito da alcalinidade do bicarbonato na análise gravimétrica de sólidos no tratamento anaeróbico de águas residuais. Universidade de São Paulo. Caracas, 2007.

DE GROOF, V.; COMA, M.; ARNOT, T.; LEAK, D. J.; LANHAM, A. B. Medium Chain Carboxylic Acids from Complex Organic Feedstocks by Mixed Culture Fermentation. **Molecules**, v. 24, n. 3, p. 398, 2019. DOI: 10.3390/molecules24030398.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources: an introduction**. 2. ed. rev. e ampl. Weinheim: Wiley-VCH, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1002/9783527632794>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9783527632794>. Acesso em: 23 set. 2026.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Water Pollution Control Federation**, v. 33, n. 4, p. 356–365, 1961.

DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, v. 28, n. 3, p. 350–356, mar. 1956. DOI: <https://doi.org/10.1021/ac60111a017>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/ac60111a017>. Acesso em: 23 set. 2026.

DUNN, O. J. Multiple Comparisons Using Rank Sums. **Technometrics**, v. 6, n. 3, p. 241–252, 1964.

ELMITWALLI, T. A.; VAN DUN, M.; BRUNING, H.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The role of filter media in removing suspended and colloidal particles in an anaerobic reactor treating domestic sewage. **Bioresource Technology**, v. 72, n. 3, p. 235–242, 2000. DOI: 10.1016/S0960-8524(99)00120-0.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA), Advancing Sustainable Materials Management: 2018 Fact Sheet., EPA, Estados Unidos, 2020.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA), RCRA in focus: construction, demolition and renovation., EPA, Estados Unidos, 2005.

ESCUDIÉ, R.; CONTE, T.; STEYER, J.-P.; DELGENÈS, J.-P. Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: An overview of 15 years of research. **Water Research**, v. 45, n. 1, p. 1–10, 2011.

ESTRELA, C.; PESCE, H. F. Chemical analysis of the liberation of calcium and hydroxyl ions of calcium hydroxide pastes in the presence of connective tissue of the dog. Part I. **Braz. Dent. J.**, v.7, n.1, p.41-46, 1996.

EUROSTAT. **Generation of waste by waste category, hazardousness and NACE Rev. 2 activity**. Luxembourg: Eurostat, [s. d.]. Base de dados estatísticos, código env_wasgen. DOI: https://doi.org/10.2908/env_wasgen. Disponível em: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_wasgen/default/table. Acesso em: 23 set. 2026.

FERNANDES, W. V.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; BATISTA, M. M.; ANJOS JÚNIOR, R. H. dos. Avaliação da remoção de matéria orgânica de efluente de tanque séptico utilizando filtro anaeróbico preenchido com *Luffa cylindrica* como meio de suporte. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, Salvador, v. 3, n. 1, p. 1–13, 2015. DOI: <https://doi.org/10.9771/gesta.v3i1.12995>. Disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/gesta/article/view/12995>. Acesso em: 23 set. 2026.

FISHER, R. A. **The design of experiments**. Edinburgh: Oliver & Boyd, 1935.

FORMAGINI, E. L. **Produção de metano e ácidos orgânicos a partir da digestão anaeróbia da vinhaça**. 2015. 119 f. Tese (Doutorado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2015. Disponível em: <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/3262>. Acesso em: 23 set. 2026.

FRIEDMAN, M. The Use of Ranks to Avoid the Assumption of Normality Implicit in the Analysis of Variance. **Journal of the American Statistical Association**, v. 32, n. 200, p. 675–701, 1937.

FUESS, L. T. **Biodigestão anaeróbia termofílica de vinhaça em sistemas combinados do tipo acidogênico-metanogênico para potencialização da recuperação de bioenergia em biorrefinarias de cana-de-açúcar de primeira geração**. 2017. Tese (Doutorado em Ciências, área de Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.18.2017.tde-13042017-145118>. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-13042017-145118/pt-br.html>. Acesso em: 23 set. 2026.

FUESS, L. T.; GARCIA, M. L.; ZAIAT, M. Seasonal characterization of sugarcane vinasse: assessing environmental impacts from fertirrigation and the bioenergy recovery potential through biodigestion. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 29–40, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.326>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718310866>. Acesso em: 23 set. 2026.

GINDER-VOGEL, M.; BORCHARDT, M.; KANG, D.-H. Recycled concrete aggregate in base course applications: Review of field and laboratory investigations of leachate pH. **Journal of Hazardous Materials**, v. 385, 121562, 2020.

GODINHO, J. P., Comportamento dinâmico e hidrodinâmico de reator anaeróbio híbrido (UAHB) submetido à variação de carga hidráulica horária no tratamento de esgoto sanitário. Dissertação de mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Curitiba, 2017.

GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. de L.; ANDRADE NETO, C. O. de; ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R. da; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO, C. A. de L. (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. cap. 4, p. 171–278.

GREGOR, D., GRILC, V. Anaerobic Treatment and Biogas Production from Organic Waste. In InTech eBooks, 2012. DOI: 10.5772/32756.

HABOUZIT, F. et al. Biofilm development during the start-up period of anaerobic biofilm reactors: the biofilm Archaea community is highly dependent on the support material. **Microbial Biotechnology**, v. 7, n. 3, p. 257–264, 2014.

HIERHOLTZER, A., AKUNNA, J. C. Modelling sodium inhibition on the anaerobic digestion process. **Water Science & Technology**, v. 66, n. 7, p. 1565–1573. DOI: 10.2166/wst.2012.345.

IGLESIAS, J. T. V.; ALBERTE, E. P. V. Situação e evolução do setor de reciclagem de RCD no Brasil. In: ENCONTRO NACIONAL DE APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS NA CONSTRUÇÃO, 6., 2019, Belém. Belém: ANTAC, 2023. v. 6, n. 1, p. 53–62. Disponível em: <https://eventos.antac.org.br/index.php/enarc/article/view/3350>. Acesso em: 23 set. 2026.

JIANG, J.; ZHANG, Y.; LI, K.; WANG, Q.; GONG, C.; LI, M. Volatile fatty acids production from food waste: effects of pH, temperature, and organic loading rate. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 525–530, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.025>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852413009449>. Acesso em: 23 set. 2026.

JIANG, Y., MCADAM, E. J., ZHANG, Y., HEAVEN, S., BANKS, C. J., LONGHURST, P. Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review. ePrints Soton (University of Southampton), 32, 100899–100899. DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.100899.

JOHN, V. M.; CINCOTTO, M. A. **Reciclar para Construir: alternativas de gestão do resíduo de gesso**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2003.

JOHN, V. M. **Reciclagem de resíduos na construção civil: contribuição à metodologia de pesquisa e desenvolvimento**. 2000. Tese (Livre-docência em Engenharia de Construção Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.3.2000.tde-27072022-082553>. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/livredocencia/3/tde-27072022-082553/pt-br.html>. Acesso em: 23 set. 2026.

KIJJANAPANICH, P.; ANNACHHATRE, A. P.; ESPOSITO, G. VAN HULLEBUSCH, E. D.; LENS, P. N.L. Biological sulfate removal from gypsum contaminated construction and demolition debris. **Journal of Environmental Management**, v. 131, p. 82–91, 2013.

KRUGER, P. **Efeito de diferentes teores de resíduo de gesso sobre o ataque interno por sulfato em argamassas incorporando agregados reciclados de concreto (ARC) ou misto (ARM)**. 2021. Tese (Doutorado em Engenharia e Ciência de Materiais) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2021.

KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v. 47, n. 260, p. 583–621, 1952.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Sbera, Embrapa, Concórdia, SC., 2022. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1141618/1/final9894.pdf>. Acesso em: 23 set. 2026.

LARSEN, T. A.; UDERT, K. M.; LIENERT J. **Source Separation and Decentralization for Wastewater Management**. London, UK, IWA Publishing, 2013. Disponível em: <https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A10884/>. Acesso em: 23 set. 2026.

LARUCCIA, M. M. Sustentabilidade e impactos ambientais da construção civil. **Revista ENIAC Pesquisa**, Guarulhos, v. 3, n. 1, p. 69–84, jan./jun. 2014. DOI: <https://doi.org/10.22567/rep.v3i1.124>. Disponível em: <https://ojs.eniac.com.br/index.php/EniacPesquisa/article/view/124>. Acesso em: 23 set. 2026.

LETTINGA, G. Anaerobic reactor technology: reactor and process design. In: INTERNATIONAL COURSE ON ANAEROBIC TREATMENT, 1995, Wageningen. Material didático. Wageningen: Wageningen Agricultural University/IHE Delft, 1995.

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. W.; KOSTER, I. W.; WIEGANT, W. M.; DE ZEEUW, W. J.; RINZEMA, A.; GRIN, P. C.; ROERSMA, R. E.; HOBMA, S. W. High-rate anaerobic waste-water treatment using the UASB reactor under a wide range of temperature conditions. **Biotechnology and Genetic Engineering Reviews**, v. 2, n. 1, p. 253–284, 1984. DOI: <https://doi.org/10.1080/02648725.1984.10647801>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02648725.1984.10647801>. Acesso em: 23 set. 2026.

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. W.; ZEEMAN, G. **Biological wastewater treatment. Part I: anaerobic wastewater treatment**. Wageningen: Wageningen Agricultural University, Department of Environmental Technology, jan. 1996. Material didático (Lecture notes).

LIMA, A. S.; CABRAL, A. E. B. Caracterização e classificação dos resíduos de construção civil da cidade de Fortaleza (CE). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 169–176, abr./jun. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200009>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/YT8cTwjz46YT6SMFprKtYTf/>. Acesso em: 23 set. 2026.

LIPPI, S.; ROSSO, D.; LUBELLO, C.; CANZIANI, R.; STENSTROM, M. K. Temperature modelling and prediction for activated sludge systems. **Water Sci Technol**. 2009;59(1):125-31. doi: 10.2166/wst.2009.587. PMID: 19151494.

LIU, Fanghua; ROTARU, Amelia-Elena; SHRESTHA, Pravin M.; MALVANKAR, Nikhil S.; NEVIN, Kelly P.; LOVLEY, Derek R. Promoting direct interspecies electron transfer with activated carbon. **Energy & Environmental Science**, v. 5, n. 10, p. 8982–8989, 2012. DOI: 10.1039/C2EE22459C.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652–659, jan. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479708001618>. Acesso em: 23 set. 2026.

MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P.; GOMES, U. A. F.; BORGES, A. C. Gestão descentralizada de soluções de esgotamento sanitário no Brasil: aspectos conceituais, normativos e alternativas tecnológicas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 56, p. 46–66, jan./jun. 2021. DOI: <https://doi.org/10.5380/dma.v56i0.72908>. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/made/article/view/72908>. Acesso em: 23 set. 2026.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MICHELON, L. K., Avaliação da produção de biogás em um reator anaeróbio híbrido (UAHB) tratando esgoto sanitário sintético. Dissertação de mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Curitiba, 2019.

MORA, A. J. E. V. **Influência da espessura do meio suporte em reator anaeróbio híbrido (UAHB) tratando esgoto sintético**. 2023. 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2023. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/32587>. Acesso em: 23 set. 2026.

MORAES, R. S., ALENCAR, D. B., NASCIMENTO, M. H. R., LEITE, J. C., MORAES, N. M. **Avaliação da reutilização de resíduos de gesso como estratégia para a construção sustentável em Manaus, Brasil**. São José dos Pinhais, 2024.

NEGRI, R.; GEMELLI, E. Caracterização de resíduos de construção e demolição. **Revista Técnico-Científica de Engenharia Civil UNESC – CIVILTEC**, Criciúma, v. 6, n. 3, p. 1–15, 2021. DOI: <https://doi.org/10.18616/civiltec.v6i3.6412>.

NOVAES, A. A. M. Uso de resíduos da construção civil em argamassas e concretos não estruturais. **Revista Científica Multidisciplinar O saber**. v.1 2026. São Paulo, 2026.

ORTIZ, F. H. A; CÁCERES, A. Q. Control y regulación del pH en una fermentación láctica utilizando carbonato de calcio como regulador y microbiota de granos de Kefir como agente biológico. **Ciencia y Desarrollo**, Lima, v. 9, 2008. DOI: <https://doi.org/10.21503/cyd.v9i0.1175>.

PAULINO, R. S.; LAZARI, C. H.; MIRANDA, L. F. R.; VOGT, V. Atualização do cenário da reciclagem de resíduos de construção e demolição no Brasil: 2008-2020. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 23, n. 3, p. 83–97, jul./set. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1678-86212023000300677>.

PERES, L.; BENACHOUR, M.; SANTOS, V. A., Gesso: produção e utilização na construção civil – SEBRAE – Serviço Brasileiro de apoio as micro e pequenas empresas, Recife, 2008.

PINTO, T. P.; GONZÁLES, J. L. R. Manejo e gestão de resíduos da construção civil: como implantar um sistema de manejo e gestão nos municípios. Ministério das Cidades, Ministério do Meio Ambiente e Caixa Econômica Federal, CAIXA, Brasília, 2005.

PINTO, T. P. **Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana**. 1999. Tese (Doutorado em Engenharia de Construção Civil e Urbana) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.3.1999.tde-22042026-113403>.

QUARANTA, I.; SALMITO, M.; LIMA, L.; GOMES, R. F.; LIMA, M. F. M. de; AZEVEDO, D. Protótipo de leito fixo para avaliar a perda de carga em escoamento em meio poroso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 21., 2016, Fortaleza. Campinas: Galoá, 2016. v. 2.

RAKETH, M., KONGJAN, P., TRABLY, É., SAMAHAE, N., JARIYABOON, R. Effect of organic loading rate and effluent recirculation on biogas production of desulfated skim latex serum using up-flow anaerobic sludge blanket reactor. HAL (Le Centre Pour La Communication Scientifique Directe), 327, 116886–116886. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116886.

RIBEIRO, A. S. **Estudo e otimização do processo de produção de gesso reciclado a partir de resíduos da construção civil**. 2011. 311 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

ROCHA, E. C. L.; PEREIRA, P. R. A. **Análise da perda de carga e da porosidade em leito fixo**. Brazilian Technology Symposium. Mogi Guaçu, 2019. Disponível em: <https://lcv.fee.unicamp.br/images/BTSym-19/Papers/204.pdf>. Acesso em: 23 set. 2026.

RODRIGUES, I. de S.; COSTA, M. C. **Avaliação de diferentes meios suporte de filtros anaeróbios no pós-tratamento de efluente**. Sobral: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, [2017]. 5 p. Relatório de pesquisa.

RODRIGUES, J. A. P.; HENRIQUES JÚNIOR, M. F.; CÍCERO, P. R.; PACHECO, L. F. L.; SILVA, T. P. F. da; DRESCH, P. **Panorama atual do Arranjo Produtivo Local (APL) Gesseiro da Região do Araripe – PE: linha de base 2023**. Rio de Janeiro: Instituto Nacional de Tecnologia, 2023.

ROTARU, Amelia-Elena; SHRESTHA, Pravin Malla; LIU, Fanghua; SHRESTHA, Minita; SHRESTHA, Devesh; EMBREE, Mallory; ZENGLER, Karsten; WARDMAN, Colin; NEVIN, Kelly P.; LOVLEY, Derek R. A new model for electron flow during anaerobic digestion: direct interspecies electron transfer to Methanosaeta for the reduction of carbon dioxide to methane. **Energy & Environmental Science**, v. 7, n. 1, p. 408–415, 2014. DOI: 10.1039/C3EE42189A.

SABIANE, N. H. M.; TAJARUDIN, H. A. BIOGAS HARVESTING FROM ANAEROBICALLY DIGESTED FOOD WASTE: A REVIEW. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 19, n. 6, p. 4795–4847, 2021. DOI: 10.15666/aeer/1906_47954847.

SAMPAIO, A. M. M.; KLIGERMAN, D. C.; JUNIOR, S. F. Dengue, related to rubble and building construction in Brazil, **Waste Management**. 29 2867 - 2873, 2009.

SANTOS, F. N. B. **Análise comparativa dos custos operacionais de 44 estações de tratamento de esgoto na região sudeste do Brasil**. 2018. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

SANTOS, P. M. dos; ROLIM, M. M.; DUARTE, A. S.; BARROS, M. de F. C.; SILVA, E. F. de F. e. **Uso de resíduos de gesso como corretivo em solo salino-sódico**. Pesquisa Agropecuária Tropical, Goiânia, v. 44, n. 1, p. 95–103, jan./mar. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1983-40632014000100004>

SANTOS, S. P. dos; SANTOS, Y. T. da C. Aplicação da garrafas de poli(tereftalato de etileno – PET) para crescimento de biofilme anaeróbio no tratamento de efluentes domiciliares. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 2017, Juazeiro do Norte. Juazeiro do Norte: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, 2017.

SHOW, K. Y.; TAY, J. H. Influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters. **Water Research**, v. 33, n. 6, p. 1471–1481, 1999.

SIKORA, A. Anaerobic Digestion in Built Environments. In Directory of Open access Books (OAPEN Foundation), 2021. DOI: 10.5772/intechopen.92507.

SILVA, A. de S. e; MORAIS, N. W. S.; PEREIRA, E. L.; SANTOS, A. B. dos. Fatores que influenciam a produção de ácidos carboxílicos a partir de resíduos agroindustriais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 5, p. 655–666, set./out. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020190174>.

SILVA, D. A.; MELO, C. E. L. Agregado reciclado: uma fonte sustentável de matéria-prima —uma revisão. **Revista Principia**, v.60, n.2, p. 370-386, 2023.

SILVA, Manoel Osvaldo Senra Alvares. Análises Físico-Químicas para Controle das Estações de Tratamento de esgotos. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1977, p.68-69.

SINDICATO DAS INDÚSTRIAS DE EXTRAÇÃO E BENEFICIAMENTO DE GIPSITA, CALCÁREOS, DERIVADOS DE GESSO E DE MINERAIS NÃO METÁLICOS DO ESTADO DE PERNAMBUCO, Informações Técnicas, Recife, SINDUSGESSO, 2016.

SOUZA, M. E. de. Fatores que influenciam a digestão anaeróbica. **Revista DAE**. São Paulo, v. 44, p. 88–94, 1984.

SPEECE, R. E. **Biotecnologia anaeróbica para águas residuais industriais**. Archae Press. Nashville, TE, EUA. 394 pp. 1996.

SWINBOURN, R.; LI, C.; WANG, F. A Comprehensive Review on Biomethane Production from Biogas Separation and its Techno-Economic Assessments. **ChemSusChe**, . 7 out. 2024.

TOMASINI, M. C. **Produção de hidrogênio e metano a partir de vinhaça e hemicelulose da palha de cana-de-açúcar: processos individuais e integrados para o aproveitamento biotecnológico de subprodutos da indústria sucroalcooleira**. 2025. 299 f. Tese (Doutorado em Bioquímica) – Instituto de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2025.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; GUIMARÃES, J. R.; CRUZ, L. M. de O.; NAKAMURA, M. S. Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 11–16, jan./mar. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000100004>.

TORRES, P., Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Paulo, 1992.

TRUJILLO-REYES, A.; CUELLAR, S. G.; JEISON, D.; SERRANO, A.; SAHEDI, S.; FORMOSO, F. G. Anaerobic Digestion of Organic Solid Waste: Challenges Derived from Changes in the Feedstock. In IntechOpen eBooks. IntechOpen. DOI: 10.5772/intechopen.107121.

TUKEY, J. W. Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*, v. 5, n. 2, p. 99–114, 1949.

ULSEN, C. et al. Composição química de agregados mistos de resíduos de construção e demolição do Estado de São Paulo. **Revista da Escola de Minas**, Ouro Preto, 2010.

VIANNA, T. C.; MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P. Panorama do emprego de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de efluentes no Sudeste brasileiro. **Revista DAE**, São Paulo, v. 67, n. 220, p. 157–172, nov. 2019. Edição especial. DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.062>.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 4).

VUITIK, G. A. **Efeitos da recirculação em reatores anaeróbios compartimentados no tratamento de vinhaça**. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2017.

WANG, J.; Wu, H.; Tam, V.W Y. & Zuo, J. Considering life-cycle environmental impacts and society's willingness for optimizing construction and demolition waste management fee: An empirical study of China. **Journal of Cleaner Production**, 206, 1004-1014, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.09.170.

XU K.; LI Z.; PENG J.; WANG J.; ZHANG J.; LI Q. Influence of the Heating Temperature and Fineness on the Hydration and Mechanical Property of Recycled Gypsum Plaster, " Hindawi **Advances in Materials Science and Engineering**, v. 2021, Article ID 7520378, 12 pag 2021.

ZAGO, M.; DUSI, L. Tratamento de esgoto por fossa séptica e unidades complementares: estudo de caso na cidade de Fraiburgo-SC. **Ignis**, Caçador, v. 6, n. 2, p. 95–114, maio/ago. 2017

ZHENG, L.; Wu, H.; Zhang, H.; Duan, H.; Wang, J.; Jiang, W.; Dong, B.; Liu, G.; Zuo, J. & Song, Q. Characterizing the generation and flows of construction and demolition waste in China. **Construction Building Materials**, 136, 405-413 DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2017.01.055.