



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo

JULIO CÉSAR BELTRAME BENATTI

FORMAÇÃO DE LODO GRANULAR AERÓBIO
PARA DIFERENTES TAXAS DE AERAÇÃO

CAMPINAS, SP

2019

JULIO CÉSAR BELTRAME BENATTI

**FORMAÇÃO DE LODO GRANULAR AERÓBIO
PARA DIFERENTES TAXAS DE AERAÇÃO**

Tese de Doutorado apresentada à
Faculdade de Engenharia Civil,
Arquitetura e Urbanismo da Unicamp,
para obtenção do título de Doutor em
Engenharia Civil, na área de Saneamento
e Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Édson Aparecido Abdul Nour

**ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA
TESE DEFENDIDA PELO ALUNO JULIO CÉSAR BELTRAME
BENATTI E ORIENTADO PELO PROF. DR. ÉDSON
APARECIDO ABDUL NOUR.**

CAMPINAS, SP

2019

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Luciana Pietrosanto Milla - CRB 8/8129

B431f Benatti, Julio César Beltrame, 1985-
Formação de lodo granular aeróbio para diferentes taxas de aeração / Julio César Beltrame Benatti. – Campinas, SP : [s.n.], 2019.

Orientador: Édson Aparecido Abdul Nour.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Lodo de esgoto. 2. Esgotos - Purificação - Tratamento biológico. 3. Águas residuais - Purificação - Aeração. I. Nour, Édson Aparecido Abdul, 1961-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Aerobic granular sludge formation for different aeration rates

Palavras-chave em inglês:

Sewage sludge

Sewage - Purification - Biological treatment

Sewage - Purification - Aeration

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Doutor em Engenharia Civil

Banca examinadora:

Édson Aparecido Abdul Nour [Orientador]

Luana Mattos Oliveira Cruz

Flavio Vasconcelos da Silva

Roque Passos Piveli

João Paulo Bassin

Data de defesa: 16-12-2019

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0002-9387-8300>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/4736345518361257>

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO**

**FORMAÇÃO DE LODO GRANULAR AERÓBIO PARA
DIFERENTES TAXAS DE AERAÇÃO**

Julio César Beltrame Benatti

Tese de Doutorado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:

Prof. Dr. Édson Aparecido Abdul Nour
Presidente e Orientador/FEC/Unicamp

Profa. Dra. Luana Mattos de Oliveira Cruz
FEC/Unicamp

Prof. Dr. Flavio Vasconcelos da Silva
FEQ/Unicamp

Prof. Dr. Roque Passos Piveli
Universidade de São Paulo

Prof. Dr. João Paulo Bassin
Universidade Federal do Rio de Janeiro

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria do Programa da Unidade.

Campinas, 16 de dezembro de 2019

AGRADECIMENTOS

À Deus;

À minha família e amigos, pelo apoio, compreensão e conforto;

Ao Professor Dr. Édson Aparecido Abdul Nour, pela confiança e pelos ensinamentos tão valiosos;

Aos técnicos do LABSAN, pelo apoio na realização das análises;

À Universidade do Estado de Mato Grosso e ao Governo do Estado de Mato Grosso, pela concessão de afastamento para qualificação;

À FAPESP, pela bolsa de Doutorado (Processo nº 2011/06080-0 - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo);

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 (01-P-04534-2013).

RESUMO

A tecnologia do lodo granular aeróbio tem se mostrado viável e promissora, com um número crescente de pesquisas e aplicações práticas sendo executadas em todo o mundo. Entretanto, há ainda dificuldades em relação à formação de grânulos ou sua estabilidade a longo prazo, principalmente quando se utilizam substratos reais de baixa carga orgânica, como o esgoto sanitário. Assim, este trabalho vem contribuir com o entendimento dos mecanismos de formação do lodo granular aeróbio e sua estabilidade em condições reais de operação, a partir de estudo conduzido sob diferentes taxas de aeração. Para tanto, foram construídos três reatores, com diâmetro de 0,4 m e 200 L de volume útil (relação H/D de 4). Os reatores foram operados com taxas de aeração de $0,15 \text{ cm.s}^{-1}$, $0,30 \text{ cm.s}^{-1}$ e $0,60 \text{ cm.s}^{-1}$, utilizando-se esgoto sanitário real como substrato. A granulação foi induzida pela aplicação de pressão de seleção a partir da redução controlada do tempo de sedimentação (de 20 min para 5 min). A avaliação da formação do lodo granular foi feita utilizando-se ensaios de caracterização físico-química e biológica da biomassa e do efluente tratado. Os resultados mostraram que a taxa de aeração influencia na formação do lodo granular. O lodo granular formado apresentou boa capacidade de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, mas eficiências variáveis de desnitrificação e remoção de fósforo. Verificou-se que a taxa de aeração e a carga orgânica volumétrica aplicada são variáveis fundamentais para a formação do lodo granular, e que estas variáveis podem ser modificadas ao longo da operação como estratégia para acelerar a etapa de *start-up* do reator.

ABSTRACT

Aerobic granular sludge technology has proven to be viable and promising, with an increasing number of researches and practical applications being performed worldwide. However, there are still difficulties in relation to the formation of granules or their long-term stability, especially when using real substrates with low organic load, such as sanitary wastewater. Thus, this work leads to an understanding of the mechanisms of aerobic granular sludge formation and its stability under real operating conditions, based on a study conducted under different aeration rates. In order to do that three reactors were built with a diameter of 0.4 m and 200 L of useful volume (H / D ratio of 4). The reactors were operated with aeration rates of $0.15 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, $0.30 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ and $0.60 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, using real wastewater as substrate. The Granulation was induced by applying selection pressure from the controlled reduction of sedimentation time (from 20 min to 5 min). The evaluation of the granular sludge formation was made by physical-chemical and biological characterization of biomass and the treated effluent. The results show that the aeration rate influences the formation of granular sludge. The granular sludge formed showed good capacity for removing organic matter and ammoniacal nitrogen, but variable efficiencies for denitrification and phosphorus removal. It was found that the aeration rate and the applied volumetric organic load are fundamental variables for the formation of granular sludge, and that these variables can be modified throughout the operation as a strategy to accelerate the start-up stage of the reactor.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1. Etapas do ciclo de um reator em batelada sequencial	20
Figura 3.2. Lodo ativado convencional. Escala gráfica = 0,2 mm.....	25
Figura 3.3. Lodo granular aeróbio. Escala gráfica = 0,2 mm	25
Figura 3.4. Modelo de formação dos grânulos aeróbios.....	25
Figura 3.5. Modelo de formação do lodo granular aeróbio proposto por Sarma, Tay e Chu, (2017)	27
Figura 3.6. Modelo conceitual de formação e desintegração dos grânulos aeróbios.....	28
Figura 3.7. Mecanismos de remoção de matéria orgânica e nutrientes nos lodos aeróbios granulares.....	39
Figura 4.1. Representação do sistema de coleta e equalização/armazenamento do substrato.....	53
Figura 4.2. Concepção do reator, com os principais parâmetros de projeto definidos (medidas em cm)	57
Figura 4.3. Layout geral dos reatores	58
Figura 4.4. Detalhe do sistema de distribuição de ar comprimido	59
Figura 4.5. Base do reator, com a conexão de entrada de efluente e o sistema de aeração	61
Figura 4.6. Reatores em operação teste com água	61
Figura 4.7. Vazamento de espuma, em primeiro teste com esgoto.....	61
Figura 4.8. Configuração final dos reatores	62
Figura 4.9. Variação da velocidade de sedimentação imposta aos reatores	66
Figura 5.1. Variação da velocidade de sedimentação do lodo em função do tempo de operação dos reatores	74
Figura 5.2. Variação do IVL_{30} em função do tempo de operação	76
Figura 5.3. Variação da relação IVL_{30}/IVL_5 em função do tempo de operação.....	77
Figura 5.4. Curvas granulométricas do lodo para o reator R1	79
Figura 5.5. Curvas granulométricas do lodo para o reator R2.....	79
Figura 5.6. Curvas granulométricas do lodo para o reator R3.....	79

Figura 5.7. Variação do diâmetro médio das partículas em função do tempo de operação	80
Figura 5.8. Coeficiente de uniformidade das curvas granulométricas ao longo do tempo de operação dos reatores	82
Figura 5.9. Porcentagem das partículas, em massa, com diâmetro maiores ou iguais a 0,2 mm	82
Figura 5.10. Variação da distribuição de tamanho de partículas para o reator R1	84
Figura 5.11. Variação da distribuição de tamanho de partículas para o reator R2	84
Figura 5.12. Variação da distribuição de tamanho de partículas para o reator R3	84
Figura 5.13. Diâmetro médio das partículas, obtidos a partir da análise granulométrica a laser.....	85
Figura 5.14. Porcentagem de partículas com diâmetro maior que 2,0 mm	86
Figura 5.15. Fotografias da biomassa do reator R1 ao longo do tempo de operação	87
Figura 5.16. Fotografias da biomassa do reator R2 ao longo do tempo de operação	89
Figura 5.17. Fotografias da biomassa do reator R3 ao longo do tempo de operação	90
Figura 5.18. Variação da temperatura do liquor misto ao longo da operação dos reatores	91
Figura 5.19. Variação da concentração de OD no liquor misto ao longo da operação dos reatores	92
Figura 5.20. Porcentagem de saturação de OD nos reatores, ao longo da operação	92
Figura 5.21. Variação do pH do liquor misto ao longo da operação dos reatores	93
Figura 5.22. Variação da alcalinidade do liquor misto ao longo da operação dos reatores	93
Figura 5.23. Variação da idade do lodo ao longo da operação dos reatores.....	94
Figura 5.24. Curva granulométrica média do Efluente Tratado do Reator R1	96
Figura 5.25. Curva granulométrica média do Efluente Tratado do Reator R2	96
Figura 5.26. Curva granulométrica média do Efluente Tratado do Reator R3	96
Figura 5.27. Variação da idade do lodo em função do diâmetro da partícula, para o reator R1	97
Figura 5.28. Variação da idade do lodo em função do diâmetro da partícula, para o reator R2.....	97

Figura 5.29. Variação da idade do lodo em função do diâmetro da partícula, para o reator R3.....	97
Figura 5.30. Variação da concentração de Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis ao longo da operação.....	98
Figura 5.31. Variação da concentração de Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Suspensos Voláteis ao longo da operação.....	98
Figura 5.32. Concentração de Nitrogênio orgânico no liquor misto dos reatores, ao longo da operação.....	100
Figura 5.33. Concentração de Fósforo total no liquor misto dos reatores, ao longo da operação.....	100
Figura 5.34. Variação da relação A/M para os reatores ao longo do tempo de operação	101
Figura 5.35. Variação da concentração de EPS para os reatores R1, R2 e R3 ao longo do tempo de operação.....	104
Figura 5.36. Variação da relação entre as concentrações de proteínas (PN) e Carboidratos (PS) na composição do EPS.....	104
Figura 5.37. Relação entre a relação A/M e a concentração de EPS.....	107
Figura 5.38. Variação do pH dos efluentes tratados ao longo da operação dos reatores	108
Figura 5.39. Variação da alcalinidade dos efluentes tratados ao longo da operação dos reatores	108
Figura 5.40. Variação das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) no efluente tratado, ao longo da operação dos reatores	109
Figura 5.41. Variação das concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no efluente tratado, ao longo da operação dos reatores	109
Figura 5.42. Variação das concentrações de DQO _{total} no efluente tratado ao longo da operação dos reatores	111
Figura 5.43. Variação das concentrações de DQO _{Solúvel} no efluente tratado ao longo da operação dos reatores	111
Figura 5.44. Eficiência de remoção de DQO ao longo do tempo de operação dos reatores	112
Figura 5.45. Concentração de nitrogênio total e frações, ao longo do tempo de operação, para o reator R1	113

Figura 5.46. Concentração de nitrogênio total e frações, ao longo do tempo de operação, para o reator R2.....	113
Figura 5.47. Concentração de nitrogênio total e frações, ao longo do tempo de operação, para o reator R3.....	113
Figura 5.48. Eficiências de remoção de Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal, ao longo da operação dos reatores	114
Figura 5.49. Eficiências de remoção de Nitrogênio Solúvel ao longo da operação dos reatores	116
Figura 5.50. Variação das concentrações de fósforo e ER, para o reator R1	118
Figura 5.51. Variação das concentrações de fósforo e ER, para o reator R2.....	118
Figura 5.52. Variação das concentrações de fósforo e ER, para o reator R3.....	118
Figura 5.53. Resultados do ensaio cinético para o reator R1	120
Figura 5.54. Resultados do ensaio cinético para o reator R2.....	120
Figura 5.55. Resultados do ensaio cinético para o reator R3.....	120
Figura 5.56. Fotografias obtidas por microscopia para a biomassa do reator R1	122
Figura 5.57. Fotografias obtidas por microscopia para a biomassa do reator R2.....	124
Figura 5.58. Fotografias obtidas por microscopia para a biomassa do reator R3.....	126
Figura 5.59. Curvas de rarefação obtidas do ensaio de sequenciamento genético.....	128
Figura 5.60. Abundância relativa dos principais filos de microrganismos encontrados na amostra do reator R1	130
Figura 5.61. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do filo, para o reator R1	130
Figura 5.62. Abundância relativa dos principais filos de microrganismos encontrados na amostra do reator R2.....	131
Figura 5.63. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do filo, para o reator R2	131
Figura 5.64. Abundância relativa dos principais filos de microrganismos encontrados na amostra do reator R3.....	132
Figura 5.65. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do filo, para o reator R3	132
Figura 5.66. Abundância relativa dos principais filos de microrganismos encontrados após a estabilização do lodo	134

Figura 5.67. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do filo, para os reatores após a estabilização	134
Figura 5.68. Abundância relativa dos principais gêneros de microrganismos encontrados ao longo da operação do reator R1.....	136
Figura 5.69. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do gênero, para o reator R1	136
Figura 5.70. Abundância relativa dos principais gêneros de microrganismos encontrados ao longo da operação do reator R2.....	138
Figura 5.71. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do gênero, para o reator R2.....	138
Figura 5.72. Abundância relativa dos principais gêneros de microrganismos encontrados ao longo da operação do reator R3.....	139
Figura 5.73. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do gênero, para o reator R3.....	139
Figura 5.74. Abundância relativa dos principais gêneros de microrganismos encontrados após a estabilização do lodo.....	140
Figura 5.75. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do gênero, para os reatores após a estabilização	140
Figura 5.76. Mapa de calor para os principais gêneros funcionais, para os reatores R1, R2 e R3.....	141
Figura 5.77. Modelos conceituais de formação para os bioflocos e o LGA dos reatores R2 e R3.....	148
Figura 5.78. Formação de LGA em função da taxa de aeração e da carga orgânica aplicada	152
Figura 5.79. Relação entre carga orgânica e taxa de aeração, para os reatores R1, R2 e R3.....	153
Figura 5.80. Fotografias do lodo do reator R1 após o aumento da taxa de aeração	156
Figura 5.81. Fotografias do lodo do reator R1, 5 dias após o aumento da taxa de aeração	157

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Principais famílias e gêneros de bactérias funcionais encontrados nos LGA 38	
Tabela 3.2. Principais conclusões trazidas por autores que estudaram formação de lodo granular aeróbio utilizando efluente doméstico como substrato	42
Tabela 4.1. Caracterização físico-química do esgoto sanitário	52
Tabela 4.2. Características de reatores que utilizam esgoto sanitário como substrato	55
Tabela 4.3. Parâmetros de projeto e operação dos reatores	65
Tabela 4.4. Análises físicas e químicas realizadas	67
Tabela 5.1. Parâmetros físico-químicos do esgoto bruto	72
Tabela 5.2. Índices de diversidade das amostras	129
Tabela 5.3. Porcentagem relativa total de cada grupo funcional para o inóculo e os reatores, após a estabilização	142

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	17
2. OBJETIVOS	19
2.1 OBJETIVO GERAL.....	19
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
3.1 REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL	20
3.2 LODO GRANULAR AERÓBIO - LGA	22
3.3 FORMAÇÃO DO LODO GRANULAR AERÓBIO	25
3.4 FATORES QUE INFLUENCIAM A GRANULAÇÃO	29
3.4.1 Composição e Concentração do Substrato.....	29
3.4.2 Taxa de Aeração e Força de Cisalhamento Hidrodinâmico	31
3.4.3 Regime Feast-Famine e Produção de EPS	32
3.4.4 Configuração do Reator e Velocidade de Sedimentação	34
3.4.5 Temperatura, pH e Substâncias Tóxicas	35
3.5 COMUNIDADE MICROBIOLÓGICA NOS GRÂNULOS	37
3.6 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES EM LODO GRANULAR AERÓBIO.....	39
3.7 TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO UTILIZANDO LODO GRANULAR AERÓBIO.....	40
3.8 UTILIZAÇÃO DA TECNOLOGIA DE LGA EM ESCALA PLENA.....	49
4. METODOLOGIA.....	51
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	51
4.2 SISTEMA DE RECALQUE E ARMAZENAMENTO/EQUALIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO	52
4.3 CONCEPÇÃO DOS REATORES	54
4.3.1 Definição de parâmetros de projeto do reator	54
4.3.2 Definição dos sistemas de enchimento, saída do efluente tratado e aeração	58
4.3.3 Automação dos Reatores	59

4.4	CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DOS REATORES.....	60
4.4.1	Definição da Duração das Etapas do Ciclo.....	63
4.4.2	Inoculação e start-up.....	65
4.5	ENSAIOS FÍSICO-QUÍMICOS.....	66
4.5.1	Pontos de Amostragem.....	66
4.5.2	Ensaio de caracterização Físico-Química.....	67
4.6	ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO LODO.....	68
4.6.1	Velocidade de Sedimentação e Índice Volumétrico do Lodo - IVL.....	68
4.6.2	Substâncias Poliméricas Extracelulares - EPS.....	68
4.6.3	Granulometria.....	69
4.6.4	Fotografias.....	70
4.7	ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DO LODO.....	70
4.7.1	Análise microbiológica.....	70
4.7.2	Sequenciamento Genético.....	70
5.	APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	72
5.1	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO.....	72
5.2	ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO LODO.....	74
5.2.1	Velocidade de Sedimentação.....	74
5.2.2	Índice Volumétrico do Lodo.....	76
5.2.3	Granulometria por Peneiramento.....	78
5.2.4	Granulometria a Laser.....	83
5.2.5	Fotografias.....	86
5.2.6	Caracterização Físico-química do liquor misto dos reatores.....	91
	Temperatura e Concentração de Oxigênio Dissolvido.....	91
	pH e Alcalinidade.....	93
	Idade do Lodo.....	94
	Concentração de Sólidos.....	98
	Concentrações de Nitrogênio Orgânico e Fósforo Total.....	100
	Relação A/M e concentração relativa de EPS.....	101
5.3	ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO EFLUENTE TRATADO.....	107

5.4	PERFIL DE CONCENTRAÇÃO DE DQO, N e P AO LONGO DE UM CICLO OPERACIONAL	119
5.5	CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO LODO	122
5.5.1	Análise Microbiológica	122
5.5.2	Sequenciamento Genético.....	128
5.6	INFLUÊNCIA DA TAXA DE AERAÇÃO NA FORMAÇÃO DO LODO GRANULAR AERÓBIO.....	143
5.6.1	Principais Características Observadas ao Longo do Processo de Formação do Lodo nos Reatores.....	143
5.6.2	Processo de Formação dos Grânulos Aeróbios.....	147
5.6.3	Influência da Taxa de Aeração	151
5.6.4	Considerações Finais	154
6.	CONCLUSÕES.....	158
	REFERÊNCIAS	160
	ANEXO 1	171

1. INTRODUÇÃO

Lodos granulares aeróbio são agregados de microrganismos que, apesar de serem formados pelos mesmos grupos encontrados nos flocos de lodos ativados convencional, possuem maior diâmetro e densidade. Esta tecnologia recente tem sido explorada para a remoção de matéria orgânica, compostos de nitrogênio e de fósforo de águas residuais, em razão de suas características específicas, tais como excelente propriedade de sedimentação, estrutura microbiana compacta, alta retenção de biomassa e a capacidade de resistir a choques e cargas tóxicas (LIU et al., 2005; BENGTTSSON et al., 2018).

A alta sedimentabilidade do lodo granular permite estações de tratamento mais compactas, uma vez que podem ser operadas com elevadas concentrações de lodo e baixos tempos de sedimentação. Além disso, a não utilização de sistema de retorno de lodo torna esses sistemas potencialmente eficientes em termos energéticos em relação aos processos de lodo ativado operados sob fluxo contínuo (PRONK et al. 2015; NANCHARAI AH e KIRAN KUMAR REDDY, 2018). Quando comparada ao sistema de lodos ativados convencional, a tecnologia de lodo granular aeróbio apresenta uma redução de 20 a 25% nos custos operacionais, 23 a 40% no consumo de eletricidade e 50 a 75% nas necessidades de espaço (DE SOUSA ROLLEMBERG et al. 2018).

Segundo Bengtsson et al. (2018) recentemente, o foco das pesquisas em lodo granular aeróbio deixou de ser o de entender os mecanismos de granulação utilizando substratos sintéticos e passou a abordar os desafios da aplicação desta tecnologia utilizando efluentes reais. Wilén et al. (2018) afirmam que estudos realizados com efluentes sintéticos e em escala de laboratório fornecem grânulos estáveis dentro de algumas semanas, ou ainda mais rápidos, enquanto os reatores em escala piloto ou escala real exigem períodos mais longos para a formação, e a instabilidade dos grânulos é comum.

A utilização de efluentes reais pode trazer problemas operacionais, como variação na concentração e composição do substrato, flutuação de temperatura, entre outros, entretanto, estudos com estas condições dinâmicas

precisam ser realizados (WILÉN et al., 2018). Segundo Nancharaiah e Kiran Kumar Reddy, (2018), pesquisas devem ser direcionadas para a descoberta de mecanismos de formação do lodo granular aeróbio, buscando melhorar a sua formação em efluentes reais de baixa carga orgânica.

Entre as variáveis que influenciam na formação e estabilidade do lodo granular aeróbio, a taxa de aeração é uma das mais importantes. Isso porque, ao mesmo tempo em que fornece oxigênio dissolvido aos microrganismos, o fluxo ascendente de ar gera forças de cisalhamento que atuam sobre os grânulos. Estudos como os desenvolvidos por Liu e Tay (2006), Sturm e Irvine (2008) e Devlin et al. (2017) apresentam resultados contraditórios acerca da influência da taxa de aeração no LGA. Há indicativos, porém, de que deve haver uma relação ideal entre a taxa de aeração e a concentração de substrato para que se viabilize a formação e estabilidade do lodo granular.

Assim, em razão da necessidade de melhorar a compreensão sobre a formação de lodo granular aeróbio em sistemas de tratamento de esgoto sanitário com baixa carga orgânica, e dos resultados inconclusivos acerca da formação deste lodo sob diferentes taxas de aeração, este estudo propõe verificar a influência da taxa de aeração na formação do lodo granular aeróbio, utilizando reatores em escala piloto e esgoto doméstico real como substrato.

1.1 HIPÓTESE

Este trabalho foi balizado pela seguinte hipótese:

“A taxa de aeração influencia na formação e estabilidade do lodo granular aeróbio, e seu valor deve ser definido em função da carga orgânica aplicada.”

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho é analisar a influência da taxa de aeração na formação de lodo granular aeróbio, utilizando esgoto sanitário como substrato.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

i. Operar três reatores em batelada sequencial, utilizando esgoto sanitário real com substrato e três taxas de aeração distintas;

ii. Analisar a evolução do crescimento do lodo granular aeróbio nos reatores, a partir do monitoramento de características físico-químicas e biológicas da biomassa e do efluente tratado;

iii. Avaliar a variabilidade da comunidade bacteriana presente nos grânulos aeróbios utilizando técnicas da biologia molecular;

iv. Relacionar os resultados obtidos visando compreender se há influência da taxa de aeração na formação do LGA;

v. Analisar os dados de formação do LGA à luz da literatura científica, visando encontrar uma correlação entre esta variável, a carga orgânica aplicada e a formação de LGA estável.

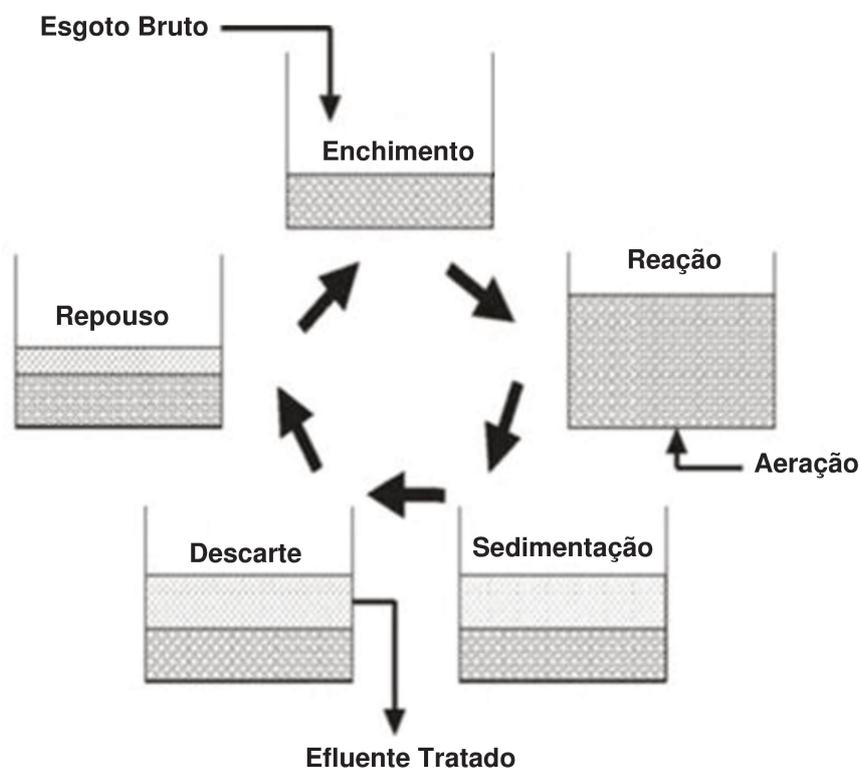
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL

O termo “reator em batelada sequencial – RBS” surgiu no início da década de 1970, quando o pesquisador Robert L. Irvine apresentou uma nova tecnologia derivada do lodo ativado convencional (WILDERER, IRVINE e GORONSZY, 2001). O processo de tratamento utilizando reator em batelada sequencial apresenta um fluxo de entrada de esgoto intermitente. Segundo Von Sperling (2012), o RBS incorpora todas as etapas, unidades e operações do tratamento convencional de lodo ativado em um único tanque, que opera com ciclos de operação definidos, fazendo a função do reator e dos decantadores primário e secundário. Dessa forma, a biomassa permanece dentro do reator durante todo o tempo do ciclo.

As etapas que compõe o sistema RBS são enchimento, reação, sedimentação, descarte do efluente tratado e repouso (Figura 3.1).

Figura 3.1. Etapas do ciclo de um reator em batelada sequencial



Fonte: Modificado de Vijayan, Saravanane e Sundararajan (2016)

O enchimento é caracterizado pela entrada do esgoto no reator, que pode ocorrer uma única vez por ciclo, ou de forma escalonada ao longo da reação. O controle da entrada do esgoto pode ser realizado por meio de válvulas solenoides, chaves de nível ou por meio de temporizadores programados para não ocorrer transbordamento (VON SPERLING, 2012).

A etapa seguinte é aquela onde ocorrem as reações, com todo o volume útil do reator ocupado pelo liquor misto, formado pelo esgoto e biomassa. A alternância da operação do aerador e do misturador mecânico possibilita a geração de condições anaeróbias, anóxicas e aeróbias dentro do reator. Dessa forma, além da remoção da matéria orgânica, pode-se promover a remoção de nitrogênio e fósforo (SINGH e SRIVASTAVA, 2011; METCALF e EDDY, 2017).

Na sedimentação, os aeradores e misturadores mecânicos são desligados, de forma que o reator passa a funcionar como um decantador, e promove-se a separação entre o efluente tratado e a biomassa, que sedimenta no fundo do tanque.

Após a sedimentação, ocorre a etapa de descarte do efluente tratado, normalmente realizada por meio de saídas laterais. A altura que estas saídas se encontram determina a razão de troca volumétrica (RTV), isto é, a porcentagem do volume total do reator que é descartada como efluente tratado.

Finalmente, chega-se à etapa de repouso, caracterizada pela paralização da operação, que se estende até o próximo enchimento. Segundo Singh e Srivastava (2011), essa etapa normalmente é necessária quando vários reatores estão em operação. Em um sistema de múltiplos tanques, sua finalidade é completar o ciclo de enchimento antes de mudar para próxima unidade.

Singh e Srivastava (2011), afirmam que existe a possibilidade de se tratar grande variedade de águas residuais usando a tecnologia RBS. Uso de recursos operacionais e estratégias apropriadas parecem ser promissores em comparação com o sistema de lodos ativados convencional, principalmente em razão da facilidade de automação.

De acordo Vijayan, Saravanane e Sundararajan (2016), a tecnologia RBS é a mais adequada e econômica para estações de tratamento esgoto. Estes reatores não são apenas capazes de tratar águas residuais ricas em compostos orgânicos e nutrientes, como os esgotos sanitários, mas também são mais eficientes no tratamento de efluentes industriais. Alterações no RBS foram pesquisadas, apresentando como resultados o aumento da eficiência na remoção de nutrientes (como o nitrogênio e fósforo) e na remoção de matéria orgânica. Dentre os novos processos derivados do RBS, destacam-se: Reator em Batelada Sequencial com Biofilme (SBBR), Reator Anaeróbio em Batelada Sequencial (ASBR), Reator em Batelada Sequencial de Membrana (MSBR) e os Reatores em Batelada Sequencial com Lodo Granular Aeróbio (AGS).

3.2 LODO GRANULAR AERÓBIO - LGA

De acordo com Bengtsson et al. (2018), micro-organismos aeróbios que se unem formando flocos têm sido utilizados para o tratamento de esgoto por mais de 100 anos, na tecnologia conhecida como Lodos Ativados. Entretanto, somente na década de 90 do século passado um novo tipo de agregado de microrganismos aeróbios foi reportado.

Mishima e Nakamura (1991), ao estudarem reatores com manta de lodo aeróbios de fluxo ascendente (*Aerobic Upflow Sludge Blanket - AUSB*), observaram pela primeira vez a formação de grânulos aeróbios. Os grânulos se formaram após aproximadamente 3 semanas de operação, possuíam diâmetro variando entre 2 mm e 8 mm e excelente sedimentabilidade. Os autores atribuem a formação dos grânulos à aplicação de leve tensão de cisalhamento, à alta concentração de oxigênio dissolvido e ao crescimento de emaranhado de microrganismos filamentosos.

Shin, Lim e Park (1992), reportaram a formação de lodos granulares aeróbios também em reatores *AUSB*. Os grânulos com diâmetro variando entre 0,5 mm e 2,5 mm foram formados após 5 dias de operação, e eram constituídos principalmente de bactérias filamentosas. Os autores indicaram que a formação dos grânulos foi induzida pelo estresse físico aplicado ao lodo.

Morgenroth et al. (1997) verificaram pela primeira vez a formação de lodos granulares aeróbios em reatores batelada sequencial (RBS). Os reatores foram operados com tempos de sedimentação curtos, promovendo permanência da biomassa com maior sedimentabilidade e a extração da biomassa de sedimentação lenta. Segundo os autores, após 40 dias de operação, a biomassa granular era predominante no reator.

Os trabalhos apresentados por Beun et al. (1999) e por Dangcong et al. (1999), conseguiram reproduzir a formação de grânulos aeróbios em reatores em batelada sequencial (RBS). Desde então, os lodos granulares aeróbios têm sido extensamente estudados, principalmente quanto aos parâmetros de cultivo, aos fatores que influenciam na sua formação e estabilidade, à comunidade de microrganismos presentes, e aos mecanismos de remoção de matéria orgânica e nutrientes.

De acordo com Liu e Tay (2004), comparado com os flocos, comumente encontrados em lodos ativados convencionais, que são dispersos, irregulares e pouco densos, o grânulo aeróbio caracteriza-se por:

- i. possuir uma densa e resistente estrutura de microrganismos;
- ii. ter uma superfície lisa e arredondada;
- iii. ser visível individualmente no liquor misto, tanto na fase de mistura quanto na de sedimentação;
- iv. possibilitar uma alta retenção de biomassa no reator e possuir excelente sedimentabilidade;
- v. ser capaz de resistir à altas velocidades de escoamento;
- vi. ser capaz de resistir à altas cargas orgânicas;
- vii. ser menos vulnerável à toxicidade de químicos orgânicos e metais pesados presentes no efluente.

De Kreuk, Kishida e Van Loosdrecht (2007) definem o lodo granular aeróbio como um agregado de microrganismos, que não coagula quando

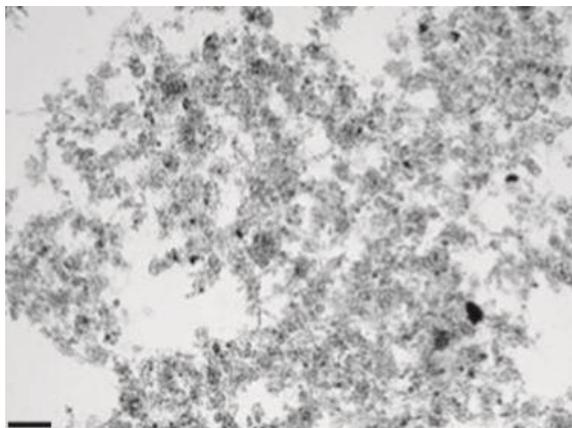
submetido à baixos esforços hidrodinâmicos, e que sedimenta significativamente mais rápido que os flocos comumente encontrados nos sistemas de lodos ativados. Estes agregados aeróbios, apesar de serem formados pelos mesmos grupos de microrganismos encontrados nos flocos de lodos ativados, possuíam maior diâmetro e densidade, o que lhes confere maior velocidade de sedimentação (BEUN et al. 1999).

Show, Lee e Tay (2012) destacam que os grânulos aeróbios possuem elevada velocidade de sedimentação, que varia entre 25 m.h^{-1} e 70 m.h^{-1} , bastante superior aos valores comumente encontrados para flocos, que são da ordem de 7 m.h^{-1} a 10 m.h^{-1} (QIN, LIU e TAY, 2004). Assim, a velocidade de sedimentação do lodo pode ser melhorada com a formação dos grânulos, possibilitando uma maior retenção de biomassa, e conseqüente aumento na eficiência de degradação da matéria orgânica e na estabilidade do reator. Outra variável que pode ser destacada nos lodos granulares aeróbios é a elevada hidrofobicidade celular dos grânulos que, segundo Liu et al. (2004), chega a ser duas vezes superior à dos flocos de lodos ativados. Segundo os autores, a hidrofobicidade parece estar diretamente relacionada à granulação, sendo um fator desencadeador deste processo.

Quanto à morfologia, Liu e Tay (2004) afirmam que os grânulos aeróbios se diferenciam dos flocos por possuir estrutura próxima a de uma esfera e ter contorno visível. Além disso, possuem diâmetros que variam entre 0,2 mm e 5,0 mm. A limitação de diâmetro se deve, principalmente, a um equilíbrio entre o crescimento do grânulo e as forças de cisalhamento hidrodinâmico que atuam sobre eles.

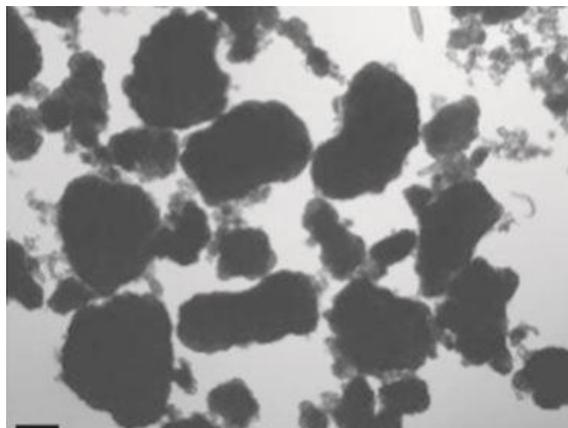
Nas Figuras 3.2 e 3.3, apresentadas por Franca et al. (2018), é possível visualizar as diferenças morfológicas entre um lodo ativado convencional e o lodo granular aeróbio, podendo-se citar a maior densidade, esfericidade e dimensão dos grânulos em relação aos flocos.

Figura 3.2. Lodo ativado convencional.
Escala gráfica = 0,2 mm



Fonte: Franca et al. (2018)

Figura 3.3. Lodo granular aeróbio. Escala gráfica = 0,2 mm



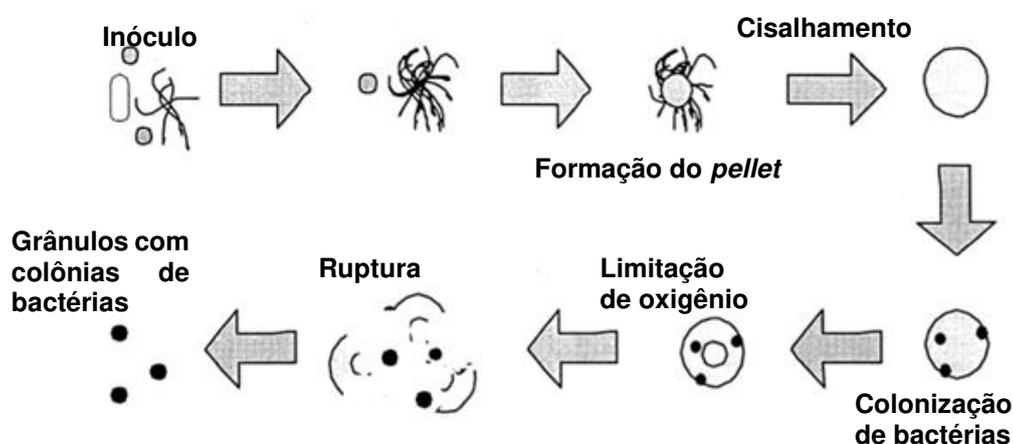
Fonte: Franca et al. (2018)

3.3 FORMAÇÃO DO LODO GRANULAR AERÓBIO

O processo de granulação aeróbia se deve a uma série de interações, bióticas e abióticas, entre os microrganismos e as partículas de lodo, resultando na auto imobilização destes microrganismos em uma matriz de substância polimérica extracelular (EPS) (WILÉN et al., 2018).

Beun et al. (1999) propuseram o primeiro modelo teórico para explicar os mecanismos envolvidos na formação dos grânulos aeróbios, apresentado na Figura 3.4.

Figura 3.4. Modelo de formação dos grânulos aeróbios



Fonte: Modificado de Beun et al. (1999)

Segundo os autores, após a inoculação com lodo ativado convencional, os fungos se tornam os microrganismos dominantes, pois formam agregados filamentosos com boa capacidade de sedimentação (*pellet*), e permanecem no reator. As bactérias, que não possuem essa capacidade, saem do reator juntamente com o efluente tratado. Em seguida, devido à força de cisalhamento provocada pela aeração, os agregados vão se tornando mais compactos, atingindo o diâmetro de 5 a 6 mm. Estes *pellets*, segundo os autores, parecem funcionar como uma matriz de imobilização de bactérias, que podem crescer aderidas a ela. Devido à falta de oxigênio no interior dos agregados, eles se rompem, gerando matrizes de novas colônias de bactérias. Por fim, as novas colônias se tornam agregados densos e com boa capacidade de sedimentação, transformando-se em grânulos maduros e permanecendo no reator.

Liu e Tay (2012), propuseram um novo modelo para explicar a formação dos grânulos, a partir da auto imobilização das células, que ocorre em quatro etapas:

i. Contato entre os microrganismos e os microrganismos e demais sólidos em suspensão. Ocorre devido a ação de forças hidrodinâmicas, de difusão, gravitacional, termodinâmicas e a ação da mobilidade celular;

ii. Forças de atração, que mantém estável o contato entre os microrganismos e os microrganismos e demais sólidos em suspensão. Estas forças de atração podem ser físicas, químicas ou bioquímicas, podendo-se citar: Forças de Van der Waal, atração por cargas opostas, forças termodinâmicas, hidrofobicidade, pontes de hidrogênio, e presença de bactérias filamentosas, que podem unir células individuais;

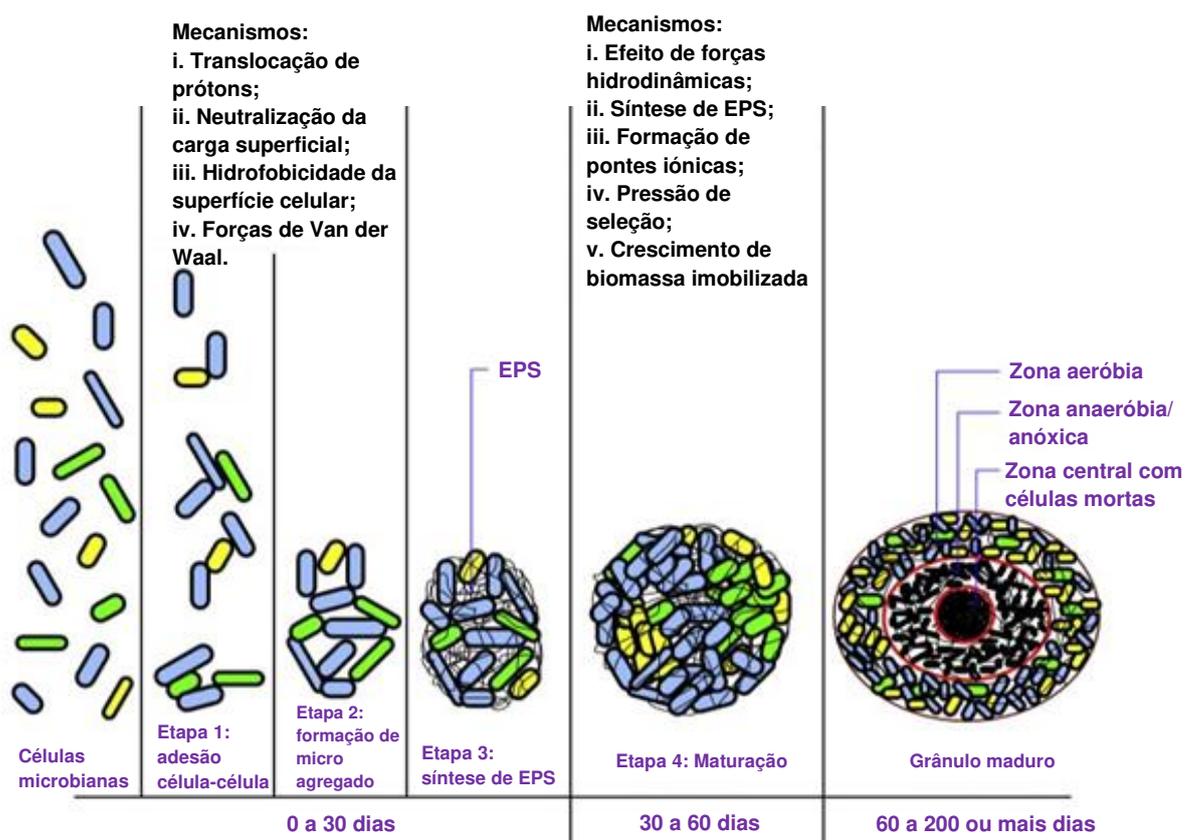
iii. Estabilização do agregado de microrganismos, a partir da produção de polímeros extracelulares (EPS), crescimento do agregado celular e alterações genéticas e metabólicas, induzidas pelo ambiente, que facilitam e fortalecem a interação entre as células, aumentando a densidade do grânulo;

iv. Formação de uma estrutura tridimensional, modelada pela ação da força de cisalhamento hidrodinâmico. A forma e o tamanho do agregado dependem da interação entre as células e da força de cisalhamento aplicada.

Zhang, Hu e Lee (2016) afirmam que a literatura mais recente tem confirmado o modelo proposto por Liu e Tay (2012), dando mais detalhes sobre a produção de EPS e sua influência na granulação.

Sarma, Tay e Chu, (2017), utilizando a proposta inicial de Liu e Tay (2012), criaram um modelo mais completo para explicar a formação dos grânulos aeróbio, incorporando mecanismos envolvidos em cada etapa. O modelo é apresentado na Figura 3.5.

Figura 3.5. Modelo de formação do lodo granular aeróbio proposto por Sarma, Tay e Chu, (2017)

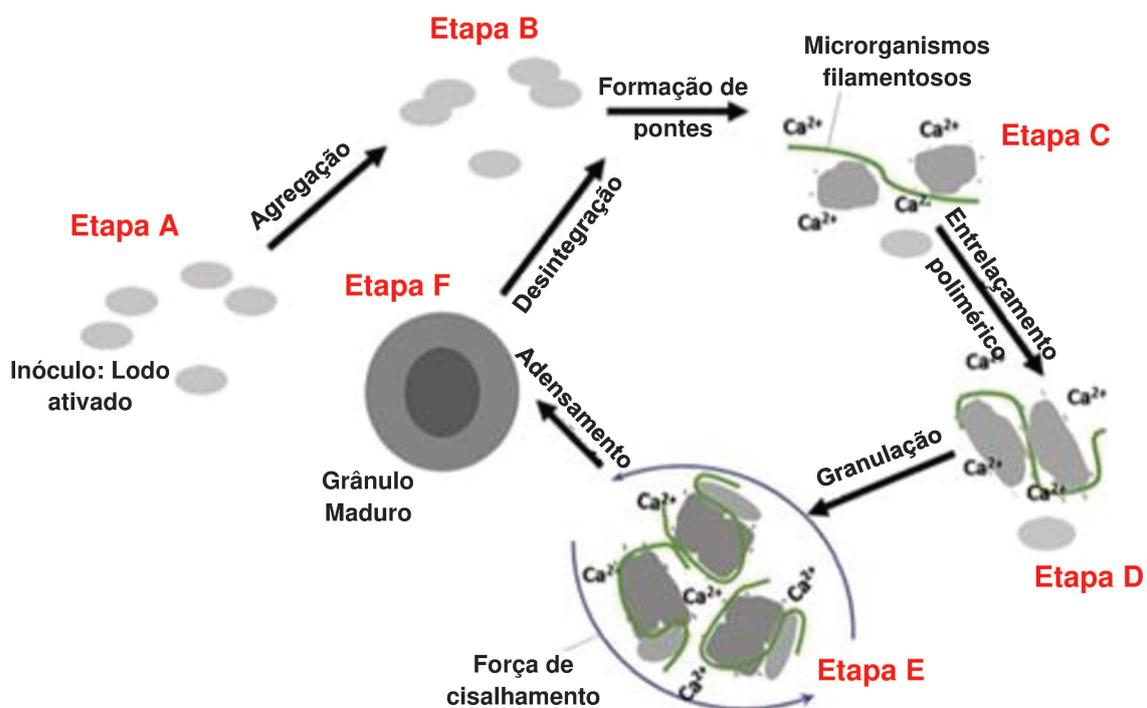


Fonte: Modificado de Sarma, Tay e Chu, (2017)

Awang e Shaaban (2016) apresentam um modelo de formação de lodos granulares aeróbios, obtido a partir da compilação de resultados de outros

pesquisadores e incorporando o ciclo de crescimento e desintegração dos grânulos. O modelo é apresentado na Figura 3.6. Segundo os autores, a força de agitação física ajuda a iniciar contatos de células individuais (Etapa A), enquanto a interação intermolecular garante a agregação de células individuais (Etapa B). Como os agregados celulares carregam cargas negativas (Etapa C), a ligação entre bactérias filamentosas, cátions metálicos bivalentes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , etc.) ou monovalentes (K^+ , Na^+ , etc.) da superfície das partículas de águas residuárias com os grupos funcionais dissociados nos agregados celulares aumenta o processo de floculação. Na Etapa D, o entrelaçamento de polímeros extracelulares (EPS) tende a reorganizar a posição dos agregados celulares para se tornarem mais compactos e fortes. Durante a Etapa E, os flocos se aproximam, no caso de existir uma atração eletrostática entre as áreas positivas e negativas dos agregados. As forças de cisalhamento aceleram e adensam os grânulos (Etapa E), originando o lodo granular, como mostrado na Etapa F. O lodo granular maduro se desintegra depois de atingir um certo tamanho crítico e então provoca uma redução geral no tamanho granular (VERAWATY et al., 2013).

Figura 3.6. Modelo conceitual de formação e desintegração dos grânulos aeróbios



Fonte: Modificado de Awang e Shaaban (2016)

3.4 FATORES QUE INFLUENCIAM A GRANULAÇÃO

Para que as células de uma cultura possam se agregar, formando grânulos, diversas condições precisam ser satisfeitas. As principais variáveis que parecem influenciar nesta agregação são apresentadas a seguir.

3.4.1 *Composição e Concentração do Substrato*

De acordo com Liu et al. (2005), grânulos aeróbios tem sido cultivados com sucesso em uma grande variedade de substratos em RBS, incluindo glucose, acetato, etanol, fenol, esgoto com alta concentração de matéria orgânica particulada e esgoto doméstico, sintético ou real. Desta forma, a formação dos grânulos, segundo os autores, parece não depender do substrato utilizado. Evidências mostram, entretanto, uma relação entre o tipo de substrato utilizado e a estrutura e diversidade dos microrganismos presentes no grânulo.

Wang et al. (2009) afirmam que altas cargas orgânicas são favoráveis à estabilidade dos grânulos e ao aumento na concentração de lodo e no tamanho das partículas. Portanto, segundo os autores, o RBS com lodo granular é mais adequado para operação com alta carga orgânica.

De acordo com Li et al. (2008), diferentes condições de carregamento orgânico resultaram em diferentes taxas de granulação e diferentes características morfológicas dos grânulos. Em geral, uma carga orgânica mais alta provoca uma formação mais rápida de grânulos maiores e uma carga orgânica mais baixa leva à uma formação mais lenta de grânulos menores.

Entretanto, autores como Adav, Lee e Lai (2010), Chen et al. (2008) e Moy et al. (2002) relatam instabilidade de grânulos aeróbios submetidos à altas cargas orgânicas, de $21,3 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, $12,0 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ e $13,5 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente.

A desintegração de grânulos aeróbios de grande diâmetro, gerados em reatores com altas cargas orgânicas, segundo Zheng et al. (2006), parece estar relacionada à dificuldade de transferência de massa para o interior da agregado,

gerando uma zona anaeróbia demasiadamente extensa, que leva à instabilidade e desintegração dos grânulos.

Outra possível explicação para a desintegração dos grânulos quando sujeitos a altas cargas orgânicas pode estar relacionada ao crescimento de microrganismos filamentosos. Segundo Liu e Liu (2006) o crescimento deste tipo de bactéria está associado à deficiência de oxigênio dissolvido no meio, o que ocorre comumente em reatores operados com elevada carga orgânica.

Adav, Lee e Lai (2010) estudaram as possíveis causas biológicas da instabilidade de grânulos aeróbios sujeitos à altas cargas orgânicas. O trabalho demonstrou que a desintegração dos grânulos pode estar relacionada à falha de microrganismos que os constituem, quando submetidos à altas concentrações de DQO ($3000 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ a $4000 \text{ mgDQO.L}^{-1}$). Sob elevadas cargas orgânicas, as cepas de bactérias analisadas perdem a capacidade de auto agregação e de produzir proteínas e polissacarídeos. A diminuição da produção de proteínas enfraquece a estrutura de EPS dos grânulos, levando à sua desintegração.

Devlin et al. (2017) analisaram a formação de grânulos aeróbios para diferentes cargas orgânicas ($1,4$ a $5,2 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$), utilizando esgoto sintético e sob baixa taxa de aeração ($0,41 \text{ cm.s}^{-1}$). Os autores verificaram que a granulação ocorreu quando a concentração de substrato era menor, indicando que o processo depende de múltiplos parâmetros, e não somente da carga orgânica aplicada.

É possível encontrar na literatura trabalhos que mostram a formação do lodo granular aeróbio para cargas orgânicas variando entre $0,2 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ (HE et al., 2016) e $19,4 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ (ADAV, LEE e LAI, 2010), enquanto outros trabalhos mostram instabilidade ou não formação de grânulos para cargas orgânicas de $0,6 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ (LIU, MOY e TAY, 2007), $1,0 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, $4,0 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ (TAY et al., 2004), $6,0 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ (CHEN et al., 2007), $12,0 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ (CHEN et al., 2008) e $21,2 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ (ADAV, LEE e LAI, 2010). Desta forma, parece não haver influência direta da concentração do substrato na formação dos lodos granulares aeróbios, mostrando que esta variável não pode ser estudada de forma isolada. Os resultados apresentados por Devlin et

al. (2017) indicam que, mais importante que a concentração do substrato, é a sua relação com a taxa de aeração.

3.4.2 Taxa de Aeração e Força de Cisalhamento Hidrodinâmico

Em um reator de coluna aerado, a força de cisalhamento hidrodinâmico é induzida pela taxa de aeração, que pode ser descrita pela velocidade de ascensão do ar, obtida pela razão entre a vazão de ar aplicada ao reator e sua área transversal. Tay, Liu e Liu (2001) estudaram a formação de grânulos sob diferentes taxas de aeração ($0,3 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ a $3,6 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) e verificaram que a granulação aeróbia está intimamente associada a esta taxa. Grânulos aeróbios compactos e regulares foram formados nos reatores com taxas superiores a $1,2 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, enquanto no reator com taxa de $0,3 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ formaram-se apenas flocos típicos.

De acordo com Chen et al. (2007) e Tay et al. (2004b), valores elevados de velocidade de ascensão do ar geram grânulos aeróbios mais compactos, mais densos, mais fortes e menores.

Maiores taxas de aeração levam à maiores valores de força de cisalhamento, mas também contribuem para uma maior disponibilidade de oxigênio no reator. Visando distinguir o efeito da força de cisalhamento e da concentração de oxigênio dissolvido na formação do lodo granular, Sturm e Irvine (2008) realizaram dois experimentos: no primeiro, reatores foram operados com taxas de aeração crescentes ($0,4 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ a $1,2 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$). No segundo, foi mantida constante a taxa de aeração ($1,2 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$), mas variou-se a concentração de OD. O primeiro experimento confirmou relatos anteriores de que o lodo granular se desintegra sob baixas forças de cisalhamento. O lodo granular aeróbio não era estável em velocidades ascendentes abaixo de $1,0 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, quando a força de cisalhamento foi controlada apenas pela taxa de aeração. Em tais casos, baixas taxas de aeração criam uma limitação de oxigênio durante a reação aeróbia, diminuindo a atividade, estendendo a duração do período de excesso de alimento (*feast*) e encurtando o período de falta de alimento (*famine*). Os autores concluíram que a concentração de OD é mais importante para a formação e manutenção dos grânulos aeróbios que a força de cisalhamento aplicada.

Apesar das afirmações de Tay, Liu e Liu (2001) e Sturm e Irvine (2008), diversos autores verificaram a formação de lodos granulares aeróbios para taxas de aeração inferiores a $1,0 \text{ cm.s}^{-1}$.

Os trabalhos apresentados por He et al. (2018) e Li et al. (2019) mostram a formação de lodo granular aeróbio com taxa de aeração inferior à $0,1 \text{ cm.s}^{-1}$, enquanto Gao, Liu e Liang (2013), Pires (2018), He et al. (2016) e Awang e Shaaban (2016) verificaram que é possível formar lodos granular aeróbio com velocidades entre $0,1$ e $1,0 \text{ cm.s}^{-1}$.

Não formação ou instabilidade de grânulos aeróbios são relatados para taxas variando entre $0,3 \text{ cm.s}^{-1}$ (TAY; LIU; LIU, 2001b) e $4,1 \text{ cm.s}^{-1}$ (TAY et al., 2004b).

Resultados apresentados por Devlin et al. (2017), mostram a formação de grânulos aeróbios em reatores operados com aeração de $0,41 \text{ cm.s}^{-1}$. Os autores verificaram a influência da concentração de substrato na formação de lodo granular mantendo-se constante a taxa de aeração. Para os valores menores de concentração de substrato, houve a formação de lodo granular, enquanto para os maiores valores, os grânulos não se formaram.

Baseado nos resultados apresentados, parece não haver uma relação direta entre a taxa de aeração e a formação do lodo granular aeróbio. Entretanto, os trabalhos de Devlin et al. (2017) e de Tay, Liu e Liu (2001) indicam que deve haver uma relação entre a concentração de substrato e a taxa de aeração para a formação do lodo granular, não sendo possível, portanto, analisar estas duas variáveis de forma independente.

3.4.3 Regime Feast-Famine e Produção de EPS

Este regime é caracterizado por apresentar um período rico em substrato, logo após o enchimento do reator, chamado de *feast*, seguido de um período onde há limitação de alimento (*famine*). Dessa forma, os microrganismos dos grânulos armazenam os nutrientes no interior das células durante o período de *feast* para consumi-los no período *famine* (NI e YU, 2008).

De acordo com Tay, Liu e Liu (2001), a falta de alimento, durante o regime *famine* estimula a hidrofobicidade das bactérias, que é uma força indutora para a granulação aeróbia.

De Sousa Rollemberg et al. (2018) afirmam que um regime de *feast* inferior a 40% do tempo de aeração promove a formação de grânulos com boa capacidade de sedimentação e boa estabilidade, por longos períodos de operação.

Li et al. (2019) analisaram a formação de lodo granular aeróbio para diferentes relações entre o período de *feast* e de *famine* (1:7, 1:11 e 1:15). Os resultados mostraram a formação de grânulos para as três relações analisadas, e que grânulos maiores e mais uniformes foram observados para a relação 1:11.

O regime tem influência também na produção e consumo de Substância Polimérica Extracelular (EPS), responsável pela estabilidade dos grânulos aeróbios. Estes polímeros funcionam como uma “cola biológica” para a formação e manutenção dos grânulos (DE KREUK et al., 2010; DING et al., 2015; MCSWAIN et al., 2005), e são formados principalmente por polissacarídeos (PS) e proteínas (PN).

De Sousa Rollemberg et al. (2018) afirmam que o EPS é produzido principalmente na fase de *feast* do reator, após a alimentação, enquanto a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO) solúvel é degradada. Na fase *famine*, de acordo com Corsino et al. (2016), um consumo significativo destas substâncias foi observado. As bactérias utilizam parte do EPS produzido como fonte de carbono e energia na respiração endógena.

Segundo de Sousa Rollemberg et al. (2018), um balanço entre a produção e consumo de EPS pelas bactérias é importante para a granulação e manutenção da estabilidade dos grânulos a longo tempo. Enquanto o EPS tem sido apontado como um dos principais responsáveis pela formação e estabilidade dos grânulos, a produção em excesso pode diminuir a porosidade destes grânulos, levando à uma diminuição do fluxo de alimento e oxigênio para as camadas mais internas e conseqüente mineralização do seu núcleo com posterior ruptura (CORSINO et al., 2016; LEE et al., 2010).

3.4.4 Configuração do Reator e Velocidade de Sedimentação

De acordo com Liu e Tay (2004), em todos os casos reportados na literatura, lodos granulares aeróbios foram produzidos em reatores de coluna com fluxo de ar ascendente. Segundo os autores, esse tipo de reator tem um comportamento hidrodinâmico particular em termos de interação entre o fluxo e os microrganismos. O fluxo ascendente do ar ou líquido cria um regime circular relativamente homogêneo, com a formação de um *vortex* ao longo do eixo do reator, o que faz com que os agregados estejam sujeitos constantemente às forças de cisalhamento hidráulico. Quanto maior a relação altura/diâmetro (H/D), maior será essa trajetória de fluxo circular e, portanto, maior a ação das forças de cisalhamento hidrodinâmico agindo sobre os grânulos.

Awang e Shaaban (2016) estudaram a influência da relação H/D na cinética de lodos aeróbios granulares e verificaram que os grânulos aeróbios desenvolvidos em reatores com uma alta relação H/D se formam mais rapidamente e são mais ativos em comparação com aqueles desenvolvidos em reatores com baixa relação H/D. Em termos de eficiência, reatores com baixa relação H/D apresentaram um desempenho semelhante àqueles com alta relação, apesar da produção de biomassa ser inferior naqueles reatores.

Liu et al. (2005) afirmam que em um reator de coluna, o efluente é tratado em ciclos de poucas horas de duração. No final de cada ciclo, ocorre a etapa de sedimentação da biomassa, antes da retirada do efluente tratado. A biomassa que não sedimentou durante essa etapa acaba sendo lavada para fora do reator por uma saída de descarga fixa. Desta forma, um curto tempo de sedimentação acaba por selecionar no interior do reator aquela biomassa com maior capacidade de sedimentação, de forma que esse tempo exerce uma pressão de seleção importante na comunidade de microrganismos. Esta variável parece, ainda segundo os autores, desempenhar um papel decisivo na formação do lodo granular aeróbio.

De acordo com Sengar et al. (2018), a chave para a formação dos grânulos aeróbios é a pressão de seleção, induzida pelo baixo tempo de

sedimentação. O tempo de sedimentação é função da velocidade de sedimentação e da distância até o ponto de descarga do reator. Liu et al. (2005) afirmam que a fração dos grânulos aeróbios no total do lodo de um reator aumenta linearmente com o incremento da velocidade de sedimentação. Segundo os autores, quando a velocidade é inferior a $3,8 \text{ m.h}^{-1}$, a fração de lodo floculado é predominante, e este lodo suspenso não é eliminado de forma efetiva do reator.

Por outro lado, Awang e Shaaban (2016), ao estudar parâmetros cinéticos de lodos granulares aeróbios, mostram a formação deste tipo de lodo em reatores com velocidades de sedimentação baixas, de $5,4 \text{ m.h}^{-1}$ e $3,0 \text{ m.h}^{-1}$ e relação H/D de 11,3 e 4,4, respectivamente. Apesar de o tempo de formação do lodo granular ser maior para o reator com menor velocidade de sedimentação, os autores apontam um desempenho eficiente deste reator quando comparado ao de maior velocidade.

Pires (2018) analisou a possibilidade de formação de lodo granular aeróbio em reatores com baixa relação H/D (unitária) e baixa velocidade de sedimentação. O autor mostrou que é possível a formação de biomassa granular aeróbia em reatores com velocidades de sedimentação baixas ($1,8 \text{ m.h}^{-1}$ e $1,2 \text{ m.h}^{-1}$), e relação H/D unitária.

Assim, apesar da configuração do reator e da velocidade de sedimentação serem variáveis que influenciam na formação do lodo granular aeróbio, ainda não está claro o efeito destas variáveis no processo.

3.4.5 Temperatura, pH e Substâncias Tóxicas

De Kreuk, Pronk e Van Loosdrecht (2005) estudaram a influência da temperatura na formação do lodo granular aeróbio e verificaram que mudanças de temperatura podem afetar seu desempenho. A baixa temperatura (8°C) influenciou negativamente a formação do lodo granular, em razão da presença de DQO solúvel na fase aeróbia e de grânulos instáveis. Os autores verificaram também que, caso a formação do lodo granular se dê em temperaturas mais elevadas, sua estabilidade se mantém, mesmo que operado em baixas temperaturas. Assim,

concluíram que os reatores de lodo granular aeróbio devem ser inoculados preferencialmente em estações quentes.

Yang, Li e Yu (2008) analisaram a influência da alcalinidade e do pH na formação de lodos granulares aeróbios. O reator operado com baixa alcalinidade alcançou pH 3 e formação de grânulos dominados por fungos após 1 semana de operação. O reator com alta alcalinidade alcançou pH de 8,1 e teve uma formação mais lenta de grânulos (4 semanas), dominados por bactérias. Após a granulação, ambos os reatores tiveram bom desempenho em termos de degradação de matéria orgânica e sedimentabilidade. Os autores concluíram que a granulação do lodo dominado por fungos pode ser completada mais rapidamente que a granulação bacteriana. No entanto, os grânulos fúngicos tem estrutura aparentemente mais fraca que os grânulos bacterianos. Os resultados sugerem que o controle da alcalinidade do substrato e do pH do reator pode ser uma estratégia para a seleção de espécies no lodo granular.

Corsino et al. (2018) encontrou resultados semelhantes ao estudar a viabilidade de tratamento de efluentes da indústria cítrica utilizando lodos aeróbios granulares. Segundo os autores, para baixos valores de pH, as taxas cinéticas biológicas diminuiriam proporcionalmente à carga orgânica aplicada. Portanto, a neutralização do pH é recomendada, especialmente para efluentes de alta carga orgânica.

Maszenan, Liu e Ng (2011) fizeram uma extensa revisão acerca da capacidade dos lodos granulares aeróbios degradarem substâncias tóxicas. Os autores verificaram que esse tipo de biomassa tem se mostrado adequada para o tratamento de águas residuais contendo compostos orgânicos potencialmente inibidores, metais tóxicos e material radioativo. Ainda segundo os autores, a estrutura compacta do grânulo aeróbio protege os microrganismos que residem no interior dos efeitos inibitórios dos compostos alvo. Assim, a granulação aeróbia é possível mesmo quando do tratamento de substâncias potencialmente inibitórias e pode fornecer a base para processos de tratamento biológicos mais estáveis.

3.5 COMUNIDADE MICROBIOLÓGICA NOS GRÂNULOS

Como exposto anteriormente, a formação dos grânulos aeróbios ocorre a partir de sucessivas fases, que envolvem o contato entre as células e os sólidos, a produção de EPS e a maturação dos grânulos. Durante a fase de formação dos grânulos, a comunidade de microrganismos se altera significativamente (LV et al. 2014).

De acordo com Xia et al. (2018), a função esquelética de bactérias filamentosas, a adesão de bactérias produtoras de EPS e as funções combinadas de ambos os grupos de bactérias desempenham papéis cruciais durante a formação de grânulos aeróbios.

Os grânulos, quando formados, se tornam um ambiente imune às pressões de seleção impostas pela operação do reator, propiciando um crescimento da comunidade de microrganismos. Segundo Li et al. (2008), a biomassa sofre uma transformação dinâmica em termos de riqueza e dominância de espécies bacterianas durante o processo de granulação, e a comunidade bacteriana pode aumentar conforme o crescimento dos grânulos.

Além disso, os grânulos podem acomodar microrganismos de crescimento lento devido ao maior tempo de retenção da biomassa. No geral, a diversidade de microrganismos nos lodos granulares aeróbios é semelhante àquela encontrada nos lodos ativados convencionais, e existe diversidade bacteriana suficiente e a redundância funcional para manter a alta estabilidade e o desempenho desejado (BIN et al., 2011).

Na Tabela 3.1, modificada de Xia et al. (2018) e de de Sousa Rollemberg et al. (2018) são apresentadas as principais famílias e gêneros de bactérias funcionais encontrados nos lodos granulares aeróbios, e a função que cada uma delas desempenha.

Tabela 3.1. Principais famílias e gêneros de bactérias funcionais encontrados nos LGA

Função	Família	Gênero	Referência
Produção de EPS	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Thauera</i>	Szabó et al. (2017)
	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Zoogloea</i>	Fra-Vázquez et al. (2016)
	<i>Methylobacteriaceae</i>	<i>Meganema</i>	Szabó et al. (2017)
	<i>Hyphomicrobiaceae</i>	<i>Devosia</i>	Luo et al. (2014)
	<i>Xanthomonadaceae</i>	<i>Stenotrophomonas</i>	Szabó et al. (2017)
	<i>Comamonadaceae</i>	<i>Brachymonas</i>	Fra-Vázquez et al. (2016)
	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Rhodocyclus</i>	Adav, Lee e Lai, (2009)
	<i>Bdellovibrionaceae</i>	<i>Bdellovibrio</i>	Liu et al. (2018)
	<i>Flavobacteriaceae</i>	<i>Flavobacterium</i>	Amorim et al. (2018)
Desnitrificação	<i>Xanthomonadaceae</i>	<i>Pseudoxanthomonas</i>	Amorim et al. (2018)
	<i>Xanthomonadaceae</i>	<i>Lysobacter</i>	Luo et al. (2014)
	<i>Comamonadaceae</i>	<i>Acidovorax</i>	Weissbrodt et al. (2013)
	<i>Xanthomonadaceae</i>	<i>Stenotrophomonas</i>	Szabó et al. (2017)
	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Thauera</i>	Zhang et al. (2011)
	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Zoogloea</i>	Weissbrodt, Shani e Holliger (2014)
	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Azoarcus</i>	Szabó et al. (2017)
	<i>Thiobacillaceae</i>	<i>Thiobacillus</i>	Xu et al. (2015)
	<i>Rhodobacteraceae</i>	<i>Paracoccus</i>	Wang et al. (2013)
	<i>Accumulibacter</i>		Zhang et al. (2011)
	<i>Hyphomicrobiaceae</i>	<i>Devosia</i>	Luo et al. (2014)
	<i>Methylobacteriaceae</i>	<i>Meganema</i>	Szabó et al. (2017)
	<i>Moraxellaceae</i>	<i>Acinetobacter</i>	Wan et al., (2015)
	<i>Pseudomonadaceae</i>	<i>Pseudomonas</i>	Yan et al. (2016)
<i>Comamonadaceae</i>	<i>Comamonas</i>	Yan et al. (2016)	
Nitrificação	<i>Nitrosomonadaceae</i>	<i>Nitrosomonas</i>	Fra-Vázquez et al. (2016)
	<i>Nitrosomonadaceae</i>	<i>Nitrospira</i>	Szabó et al. (2017)
	<i>Nitrospiraceae</i>	<i>Nitrospira</i>	Szabó et al. (2017)
	<i>Bradyrhizobiaceae</i>	<i>Nitrobacter</i>	Szabó et al. (2017)
	<i>Brocadiaceae</i>		Szabó et al. (2017)
PAO	<i>Intrasporangiaceae</i>	<i>Tetrasphaera</i>	Weissbrodt et al. (2013)
	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Thauera</i>	Liu et al. (2018)
	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Rhodocyclus</i>	Tavares (2017)
DPAO	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Dechloromonas</i>	Yun et al., (2019)
GAO	<i>Rhodospirillaceae</i>	<i>Defluviicoccus</i>	Franca et al. (2015)
	<i>Competibacteraceae</i>	<i>Ca. Competibacter</i>	Weissbrodt, Shani e Holliger (2014)
	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Propionivibrio</i>	Tavares (2017)
Annamox	<i>Ca. Brocadiaceae</i>	<i>Ca. Kuenenia</i>	Szabó et al. (2017)
Hidrólise	<i>Flavobacteriaceae</i>	<i>Flavobacterium</i>	Szabó et al. (2017)
	<i>Sphingobacteriaceae</i>		Szabó et al. (2017)

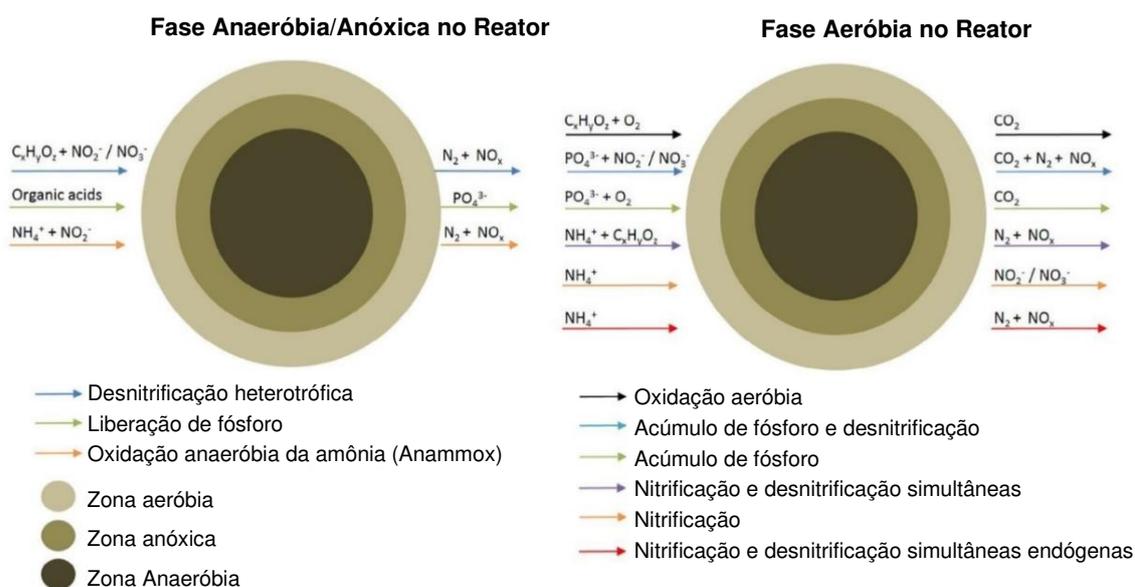
Fonte: Modificado de Xia et al. (2018) e de Sousa Rollemberg et al. (2018)

3.6 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES EM LODO GRANULAR AERÓBIO

De acordo com De Sousa Rollemberg et al. (2018), devido à alta diversidade bacteriana no grânulo aeróbio, existem várias vias metabólicas de obtenção de energia e carbono, características importantes para a remoção estável de poluentes sob diferentes condições de operação. A remoção de compostos orgânicos e inorgânicos pelo LGA pode ocorrer pelos seguintes processos: bioissorção, bioacumulação e biodegradação (LIU et al., 2005; WANG et al., 2018).

Os processos de remoção de matéria orgânica e nutrientes (N e P) nos lodos granulares aeróbios são mostrados na Figura 3.7, apresentada por De Sousa Rollemberg et al. (2018).

Figura 3.7. Mecanismos de remoção de matéria orgânica e nutrientes nos lodos aeróbios granulares



Fonte: Modificado de de Sousa Rollemberg et al. (2018)

Os mecanismos de nitrificação simultânea, desnitrificação e remoção de fósforo pelos lodos granulares aeróbios são bem relatados na literatura (BEUN, HEIJNEN e VAN LOOSDRECHT, 2001; BIN et al., 2011; ONG et al., 2012; WAGNER et al., 2015; WANG et al., 2018a; WU et al., 2012; WINKLER et al., 2018). No período anaeróbio/anóxico, ocorre a desnitrificação de nitrito e nitrato residuais, além dos processos de hidrólise, fermentação e assimilação de ácidos orgânicos

voláteis, com a liberação de fosfato. Sob condições aeróbias, uma maior diversidade de microrganismos passa a atuar na biomassa granular. As reações estequiométricas envolvidas na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo em LGA podem ser encontradas em Bassin (2012).

3.7 TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO UTILIZANDO LODO GRANULAR AERÓBIO

O primeiro estudo sobre a formação de lodo granular aeróbio em RBS utilizando esgoto doméstico real como substrato foi desenvolvido por De Kreuk e Van Loosdrecht (2006). Segundo os autores, até então, haviam sido relatadas apenas experiências utilizando efluentes sintéticos, que não representam a complexidade de um esgoto doméstico real com presença de sólidos em suspensão.

A partir da formação bem-sucedida de lodo granular aeróbio em RBS utilizando esgoto doméstico real, apresentada pelos autores, outros trabalhos foram desenvolvidos, mas ainda em número relativamente pequeno, quando se compara aos trabalhos que utilizam efluentes sintéticos (AWANG e SHAABAN, 2016; BENGTSSON et al., 2018).

Derlon et al. (2016) afirmam que poucos estudos relatam a formação bem-sucedida de lodo granular aeróbio utilizando esgoto doméstico como substrato, e compilam as principais conclusões obtidas nestes estudos:

- i. É necessário um tempo de *start-up* longo para atingir a granulação total;
- ii. Grânulos aeróbios desenvolvidos com esgoto doméstico real são pequenos, com diâmetros variando entre 0,2 mm e 1,3 mm. Estes valores são menores que os usualmente reportados para grânulos aeróbios cultivados com substratos sintéticos (diâmetros superiores a 2,0 mm);

iii. As propriedades de sedimentação de grânulos aeróbios alimentados com esgoto doméstico são geralmente tão boas quanto às dos reatores alimentados com substrato sintético;

iv. Os desempenhos dos sistemas em termos de conversão de substrato não foram claramente avaliados. Informações sobre a desnitrificação ou a remoção de fósforo frequentemente não são relatadas.

Na Tabela 3.2, apresentada a seguir, são compiladas outras conclusões trazidas por autores que formaram lodo granular aeróbio utilizando esgoto doméstico como substrato. Os trabalhos mostram que é possível a obtenção de lodo granular aeróbio estável utilizando efluente doméstico, inclusive aqueles com baixa concentração de matéria orgânica.

Informações sobre composição do substrato, dimensões dos reatores utilizados, parâmetros operacionais, características dos grânulos formados e eficiências do tratamento podem ser verificadas no Anexo 1, onde também estão reunidas informações apresentadas por outros autores que estudaram a formação de LGA.

Nota-se, na Tabela 3.2, conclusões ainda conflitantes acerca das variáveis que influenciam na formação dos grânulos, bem como nas estratégias que visam acelerar a granulação.

Em razão da grande quantidade de variáveis envolvidas no processo de formação do lodo granular aeróbio, da elevada variabilidade das características dos substratos, e das distintas condições de operação utilizadas pelos autores citados, não é possível firmar conclusões gerais a partir dos dados apresentados. Há ainda poucos trabalhos que utilizam efluentes reais como substrato, e um número muito baixo de pesquisas utilizando efluentes domésticos, sendo, portanto, necessárias mais publicações sobre o tema, visando a obtenção de dados que possibilitem a criação de modelos gerais de formação de LGA para esse substrato, bem como métodos de previsibilidade de eficiências de remoção.

Apesar disso, já se verificam aplicações em escala plena da tecnologia de lodo granular aeróbio para o tratamento de efluentes domésticos.

Tabela 3.2. Principais conclusões trazidas por autores que estudaram formação de lodo granular aeróbio utilizando efluente doméstico como substrato

REFERÊNCIA	SUBSTRATO		PRINCIPAIS CONCLUSÕES
	Composição	Origem	
de Kreuk e Van Loosdrecht (2006)	Doméstico	ETE em Berkel, Holanda	i. Os grânulos formados são cobertos por estruturas filamentosas, o que pode ser explicado pela presença de DQO ao longo da fase aeróbia; ii. A carga orgânica é um fator crítico para a formação de LGA utilizando efluente doméstico; iii. Tempos de ciclo curtos são desejáveis para formar LGA em efluentes de baixa concentração de DQO.
Liu, Moy e Tay (2007)	Sintético no <i>start-up</i> e doméstico na operação	-	i. O LGA formado se manteve estável ao longo de 4 meses de operação mostrando que é possível utilizar esta tecnologia para tratar efluentes com baixa concentração de DQO.
Wang et al. (2009)	Sintético no <i>start-up</i> e doméstico na operação	Campus da Universidade de Tianjin, China	i. Alta carga orgânica favorece a estabilidade dos grânulos e aumenta sua concentração e diâmetro; ii. Alta carga orgânica favorece a nitrificação e desnitrificação simultânea; iii. Foi verificada estabilidade dos grânulos ao longo de 6 meses de operação, e, mesmo com as flutuações das características do efluente, o desempenho do reator se mostrou estável; iv. O reator mostrou boa capacidade de resistência a cargas de choque; v. O lodo mostrou capacidade de remoção simultânea de nitrogênio e fósforo; vi. O aumento da concentração da relação C/N e na porcentagem de grânulos no lodo aumenta a SND (nitrificação e desnitrificação simultânea).
Ni et al. (2009)	Doméstico	ETE Zhuzhuanjing, Hefei, China	i. É possível cultivar LGA em efluentes com concentração de DQO tão baixa quanto 170 mgDQO.L ⁻¹ , e utilizá-los no tratamento de efluentes domésticos; ii. A relação de troca volumétrica e o tempo de sedimentação são parâmetros cruciais para a formação de LGA utilizando este substrato.

Continua...

Continuação

REFERÊNCIA	SUBSTRATO		PRINCIPAIS CONCLUSÕES
	Composição	Origem	
Liu et al. (2010)	40% doméstico e 60% industrial	Tanque de sedimentação primário ETE Jurong, Singapura	i. A SND não foi observada no estudo, em razão da concentração de OD não ser baixa o suficiente para criar uma zona anaeróbia no interior do grânulo, mesmo com um diâmetro médio de 0,8 mm. ii. Uma estratégia de aeração deve ser utilizada para manter o OD baixo durante o período aeróbio caso se queira a SND; iii. O estudo mostrou que na fase de enchimento anaeróbio é possível remover praticamente todo o nitrato remanescente da fase anterior, resultando em uma eficiência de remoção de nitrogênio de 50 %; iv. O estudo mostrou ser possível formar LGA e manter sua estabilidade mesmo com elevadas flutuações do substrato, e com eficiências estáveis de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal.
Liu et al. (2011)	40% doméstico e 60% industrial	Tanque de sedimentação primário ETE Jurong, Singapura	i. É possível formar LGA em um curto período (17 dias) utilizando uma estratégia de baixo tempo de sedimentação e elevada relação alimento/microrganismo.
Su, Cui, Zhu (2012a)	Doméstico	Tanque de sedimentação primário ETE Gaobeidian, Beijing, China	i. Alta concentração inicial de lodo e baixa carga orgânica favorecem a formação do LGA; ii. Devido à degradação da maior parte da matéria orgânica por bactérias desnitrificantes, PAO ou outros microrganismos facultativos no estágio anaeróbio, os microrganismos estavam basicamente no estado de fome no estágio aeróbio, resultando na melhoria da auto agregação microbiana.
Coma et al. (2012)	Doméstico	ETE, Queensland, Austrália	i. É possível obter LGA utilizando efluente doméstico de baixa concentração, apesar de haver substancial perda de biomassa durante a partida; ii. O nitrito se mostrou como um inibidor da remoção biológica do fósforo, para concentrações superiores a 5 mg/L.

Continua...

Continuação

REFERÊNCIA	SUBSTRATO		PRINCIPAIS CONCLUSÕES
	Composição	Origem	
Wagner e da Costa (2013)	Doméstico	Rede, Florianópolis, SC	i. É possível formar LGA em reatores operados com efluente doméstico real; ii. O processo de granulação foi mais lento que o verificado quando da utilização de efluente sintético; iii. O reator foi eficaz na remoção de carbono e nitrogênio.
Wagner e da Costa (2013)	Doméstico	Rede de Esgoto, Florianópolis, SC	i. É possível formar LGA em reatores operados com efluente doméstico real; ii. O processo de granulação foi mais lento que o verificado quando da utilização de efluente sintético; iii. O reator foi eficaz na remoção de carbono e nitrogênio.
Li et al. (2013)	Doméstico	Tanque Séptico	i. Foi possível verificar o papel de protozoários ciliados fixos (<i>vorticela</i>) e rotíferos no desempenho do LGA; ii. Rotíferos e protozoários melhoram a remoção de sólidos suspensos do efluente e contribuem para a qualidade do tratamento. iii. A ingestão de sólidos suspensos por rotíferos foi comprovada por biomarcadores.
Li et al. (2014)	30% doméstico e 70% industrial	ETE Yancang, Haining, China	i. É possível formar lodo granular aeróbio em escala laboratorial, piloto e real; ii. A granulação do lodo depende da composição do efluente bruto e das condições de operação, com regime de <i>feast-famine</i> periódico, curto tempo de sedimentação e ausência de sistema de retorno de lodo; iii. As espécies de bactérias encontradas no RBS em escala real foram distintas daquelas encontradas em reator operado com fluxo contínuo; iv. A relação H/D do reator não é condição necessária para a granulação.
Jungles, Campos e da Costa (2014)	Doméstico e Sintético	-	i. Foi possível formar LGA em curto período (30 dias). ii. O desempenho do sistema foi estável em termos de remoção de matéria orgânica e amônia; iii. A remoção de fósforo foi instável; iv. O sistema demonstrou alta capacidade e flexibilidade em termos de carga orgânica e de nitrogênio.

Continua...

Continuação

REFERÊNCIA	SUBSTRATO		PRINCIPAIS CONCLUSÕES
	Composição	Origem	
Rocktäschel et al. (2015)	Doméstico e Sintético	ETE Garching, Alemanha	i. Grânulos com diâmetros menores apareceram quando uma carga menor de DQO foi aplicada. A menor carga de DQO tem impacto no diâmetro médio, mas não leva a uma ruptura dos grânulos; ii. O LGA pode ser formado sem uma pressão de seleção hidráulica; iii. Não é possível atingir concentrações de sólidos em suspensão de efluentes abaixo de 50 mg.L ⁻¹ se o teor de grânulos for superior a 80%; iv. Caso seja necessária uma operação em reator com granulação total, será necessária uma etapa de remoção de sólidos suspensos do efluente tratado.
Wagner et al. (2015)	Doméstico	-	i. O nitrogênio de efluentes domésticos foi removido principalmente por nitrificação parcial até nitrito, seguida pela desnitrificação do nitrito; ii. A capacidade de assimilação dos grânulos maduros cultivados em efluentes domésticos foi menor do que a dos grânulos cultivados com efluentes sintéticos.
Pronk et al. (2015)	Doméstico	ETE, Garmerwolde, Holanda	i. O trabalho descreveu o início e a operação de uma das maiores estações de tratamento de efluente doméstico utilizando lodo granular aeróbio, operada por enchimento e descarte simultâneo; ii. Os dados operacionais mostram que, nas condições climáticas holandesas, os requisitos legais para lançamento de efluentes foram facilmente alcançados, mantendo uma alta concentração de biomassa granular (> 8 g.L ⁻¹) com valores de SVI ₅ de 45 mL.g ⁻¹ e estabilidade do processo para os períodos de verão e inverno; iii. O uso de energia do sistema de lodo granular aeróbio foi 58 a 63% menor que a planta convencional de lodo ativado convencional, com uma qualidade de efluente comparável ou melhor, e o volume necessário do sistema 33% menor que o utilizado na estação com lodo ativado convencional; iv. Os resultados mostram que a tecnologia LGA pode ser efetivamente implementada para o tratamento de efluentes domésticos em escala real.

Continua...

Continuação

REFERÊNCIA	SUBSTRATO		PRINCIPAIS CONCLUSÕES
	Composição	Origem	
Awang e Shaaban (2016)	Doméstico	ETEs Pantai 1 e Damansara, Kuala Lumpur, Malásia	i. Os Grânulos se desenvolvem mais rapidamente em reatores com maior relação H/D, e são mais ativos; ii. Reatores com baixa relação H/D têm desempenho eficiente sob carga orgânica variável; iii. A produção de biomassa é menor em reatores com baixa relação H/D, para mesma carga orgânica aplicada.
Guimarães et al. (2017)	Doméstico	Bairro Pantanal, campus UFSC, Florianópolis, SC	i. Foi possível formar LGA para efluente com baixa concentração de DQO (<200 mgDQOsolúvel.L-1); ii. Foi verificada a remoção de matéria orgânica e amônia por nitrificação parcial, com considerável acúmulo de nitrito; iii. Verificou-se a coabitação de bactérias e protozoários nos grânulos; iv. Verificou-se que bactérias AOB (bactérias que oxidam amônia) dominam a camada externa do grânulo, enquanto as NOB (bactérias que oxidam nitrito) estavam nas camadas mais internas; v. Embora o reator tenha mostrado emissão de N ₂ O, estava em uma faixa mais baixa do que outros processos de nitrificação parcial conhecidos.
Szabó et al. (2017)	50% doméstico diluído e 50% sintético	-	i. Grânulos de tamanhos semelhantes foram desenvolvidos para diferentes cargas orgânicas. A remoção completa de DQO e amônia foi alcançada nos três reatores, mas a remoção média de nitrogênio decresceu com a diminuição da carga orgânica. ii. Tempo anóxico, disponibilidade de nitrato e penetração de oxigênio nos grânulos por canais são fatores importantes para a remoção de nitrogênio; iii. Gêneros diferentes de bactérias dominaram as comunidades nas diferentes taxas de carregamento, mas esses gêneros têm papéis semelhantes, como produção de EPS, desnitrificação e armazenamento de PHA; Os resultados sugerem que a carga orgânica tem um impacto considerável na composição das comunidades de lodo granular, mas também que as comunidades de grânulos podem ser dinâmicas mesmo na operação do reator em estado estacionário devido à alta redundância funcional.

Continua...

Continuação

REFERÊNCIA	SUBSTRATO		PRINCIPAIS CONCLUSÕES
	Composição	Origem	
Liu et al. (2018)	Doméstico	Tanque Séptico, Zhejiang University of Technology, Hangzhou, China	i. Alta riqueza bacteriana foi verificada no reator tratando efluente doméstico real; ii. Menor riqueza e diversidade foi verificada para o reator tratando efluente sintético; iii. A alta população de protozoário ciliado fixo favoreceu o processo de granulação, quando da utilização de efluente doméstico; iv. Os protozoários degradaram e removeram matéria orgânica do efluente doméstico; v. O alto crescimento de protozoários foi devido à matéria orgânica particulada presente no efluente doméstico.
Świątczak e Cyzdik- kwiatkowska, (2018)	Doméstico	ETE, Lubawa, Polônia	i. A aplicação de AGS permitiu um tratamento de águas residuais mais compacto do que com lodo ativado, com redução de 30% no volume dos reatores; ii. A granulação foi bem-sucedida mesmo com uma RTV de aproximadamente 30%. iii. Um menor tempo de sedimentação e a manutenção de uma longa idade do lodo (mais de 30 dias) foram suficientes para garantir que os grânulos predominassem na biomassa. iv. O lodo foi facilmente espessado e desaguado, o que permitiu diminuir o volume dos tanques na linha de tratamento de lodo e o volume de excesso de lodo; v. A estrutura microbiana passou de bactérias filamentosas (principalmente <i>Actinobacteria</i>) formando uma espinha dorsal dos flocos de lodo ativado, para bactérias produtoras de EPS em grânulos aeróbios (<i>Sphingomonadales</i> e <i>Xanthomonadales</i>). vi. As abundâncias de bactérias amplamente responsáveis pela remoção de orgânicos e nutrientes aumentou mais de três vezes na biomassa após a granulação, o que aumentou significativamente a eficiência do tratamento.
Cetin et al. (2018)	Doméstico	Poço de Visita, Universidade de Istanbul, Istanbul, Turquia	i. Os autores analisaram a influência dos sólidos sedimentáveis na formação do LGA. ii. A presença de material particulado no efluente não deteriora a estabilidade estrutural dos grânulos a longo prazo; iii. As propriedades de sedimentação dos grânulos maduros alimentados com águas residuais brutas foram melhores do que as alimentadas com o efluente sedimentado.

Continua...

Continuação

REFERÊNCIA	SUBSTRATO		PRINCIPAIS CONCLUSÕES
	Composição	Origem	
Pires (2018)	Doméstico	Poço de Visita, Unicamp, Campinas, SP	i. É possível formar LGA em reatores com relação H/D unitária; ii. Não houve influência significativa da RTV nas eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio, bem como na formação do lodo granular aeróbio.
Roberti (2018)	Doméstico	ETE Deodoro, Rio de Janeiro, RJ	i. Foi analisado o <i>start up</i> da primeira planta de lodo granular aeróbio em escala plena da América Latina destinada ao tratamento de esgoto sanitário. ii. Durante o período de monitoramento da fase de <i>start up</i> (272 dias), os requisitos legais de lançamento foram atendidos logo nas primeiras semanas de operação. iii. O início do processo de granulação foi evidenciado pela formação de algumas estruturas granulares. iv. Devido às baixas cargas orgânicas aplicadas, o percentual de granulação durante o período de monitoramento foi de apenas 5,5%.
Long et al. (2019)	Doméstico	Tanque séptico de um edifício comercial	i. O LGA foi formado em 40 dias, pela aplicação de pressão de seleção e controle da idade do lodo; ii. Os grânulos de diâmetro entre 2mm e 3mm se mostraram mais estáveis, por possuírem a melhor estabilidade estrutural e menor taxa de crescimento; iii. Os resultados indicaram que a estabilidade do sistema foi bastante aprimorada ao se aumentar a proporção de grânulos de 2,0 e 3,0 mm no reator por meio de triagem manual.

Fonte: Autoria Própria.

3.8 UTILIZAÇÃO DA TECNOLOGIA DE LGA EM ESCALA PLENA

Poucos trabalhos descrevem a operação em escala plena de estações de tratamento que utilizam lodo granular aeróbio para o tratamento de efluentes domésticos, podendo-se citar aqueles relacionados à tecnologia Nereda® (GIESEN et al., 2013; PRONK et al., 2015; ROBERTI, 2018) e outras publicações que mostram a operação de ETEs utilizando tecnologia similar (LI et al., 2014; ŚWIĄTCZAK e CYDZIK-KWIATKOWSKA, 2018).

A tecnologia Nereda® é considerada a primeira tecnologia de Lodo Granular Aeróbio aplicada em larga escala (GIESEN et al., 2013). De acordo com Roberti (2018), a pesquisa e desenvolvimento de grânulos aeróbios teve início na Universidade de Delft (Países Baixos) em 1993. O Professor Mark van Loosdrecht e seu grupo iniciaram os estudos sobre biomassa granular aeróbia e atingiram o desenvolvimento de grânulos estáveis em escala laboratorial em 2002. A Universidade de Delft, a empresa de consultoria Royal Haskoning DHV, a STW (“Dutch Foundation for Applied Science” ou “Fundação Holandesa para Ciência Aplicada”), a STOWA (“Dutch Foundation for Applied Water Research” ou “Fundação Holandesa para Pesquisa Aplicada sobre a Água”) e mais seis companhias holandesas de fornecimento e gestão da água (denominados “Water Boards”) se associaram em 2007 para formar o Programa Nacional Holandês de Desenvolvimento da Tecnologia NEREDA® (NNOP - Dutch National NEREDA Development Programme), com o objetivo de desenvolver as soluções e padrões para a tecnologia de biomassa granular aeróbia.

Segundo Giesen et al. (2013), o primeiro Nereda® em grande escala foi implantado em 2005, em uma fábrica de produção de queijos na Holanda, que confirmou a aplicabilidade da tecnologia. A aplicação municipal em maior escala foi iniciada em 2008, na África do Sul, onde uma instalação de demonstração foi construída para tratamento de esgoto municipais. A partir de então, outras plantas utilizando a tecnologia foram construídas. Segundo o *site* oficial da empresa Royal Haskoning DHV, existem atualmente no mundo 56 plantas Nereda® visando o tratamento de esgoto doméstico, em operação, construção ou fase de projeto, sendo 12 delas no Brasil.

A tecnologia utilizada no sistema Nereda® se baseia em reatores que trabalham com volume constante. Isso é possível devido à alimentação e descarga de efluentes realizados de forma simultânea, operando em um regime *plug-flow* (fluxo pistonado). Informação mais detalhadas sobre parâmetros de projeto, formação do LGA, operação e performance de uma estação de tratamento de efluente domésticos utilizando a tecnologia podem ser obtidas em Pronk et al. (2015).

4. METODOLOGIA

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Para esta pesquisa, foi utilizado esgoto sanitário proveniente de rede coletora da Universidade Estadual de Campinas – Unicamp. De acordo com Foco (2014), esta rede serve a região sudeste do campus, onde estão situadas as seguintes unidades: Hospital de Clínicas, Creche da Área de Saúde, Escola Estadual “Físico Sérgio Pereira Porto”, Almojarifado Central, Centro de Engenharia Biomédica, Banco Santander, Centro de Assistência Integral à Saúde da Mulher (CAISM), Gastrocentro, Hemocentro, Ambulatório de Primeiro Atendimento, Centro Integrado de Pesquisas na Infância e Centro de Saúde da Comunidade (CECOM), onde circulam diariamente cerca de 10 mil pessoas. Ainda de acordo com o autor, este efluente pode ser considerado sanitário em função de suas fontes geradoras, porém tem características próprias, com um regime de geração e composição em função das atividades desenvolvidas e da sazonalidade, inerente e característica das atividades universitárias.

Na Tabela 4.1 são apresentados os dados compilados de caracterização físico-química deste esgoto, obtidos por Foco (2014), Sousa Junior (2018) e Pires (2018), que realizaram pesquisas anteriores. O efluente foi coletado no ponto de entrada dos reatores utilizados em cada pesquisa.

Foco (2014) afirma que o sistema de bombas e reservatórios utilizado entre o ponto de coleta do esgoto na rede e o ponto de coleta para as análises físico-químicas (entrada no reator), equivale a um sistema de tratamento primário (com remoção de sólidos grosseiros e sedimentáveis).

Sousa Junior (2018) verificou a influência do sistema de recalque e de equalização (reservatórios) na qualidade do esgoto utilizado, a partir da análise do parâmetro turbidez. O autor observou que não houve diferença estatística significativa ($p < 0,05$) entre a turbidez no ponto de captação e na entrada do reator.

O sistema utilizado por Pires (2018) foi semelhante ao utilizado por Sousa Junior (2018), com a adição de um reservatório intermediário.

Tabela 4.1. Caracterização físico-química do esgoto sanitário

Parâmetro	Unidade	Foco (2014)			Sousa Junior (2018)			Pires (2018)		
		x	s	n	x	s	n	x	s	n
Temperatura	°C	20,0	1,8	41	22,6	2,1	446	24,8	2,3	184
pH	-	6,8	0,2	41	6,8	0,7	444	6,7	0,29	184
Alcalinidade	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	-	-	-	311,0	38,8	64	327,2	37,6	37
DQO	mg.L ⁻¹	540,3	76,7	41	913,0	310,5	64	388,6	103,5	37
SST	mg.L ⁻¹	-	-	-	361,0	183,6	64	111,7	65,5	37
SSV	mg.L ⁻¹	-	-	-	319,4	144,2	64	84,6	56,0	37
NTK	mg.L ⁻¹	81,7	10,3	41	85,8	19,7	9	80,4	11,8	37
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	66,0	9,5	41	69,9	8,7	9	71,2	9,6	37
P _{total}	mg.L ⁻¹	-	-	-	10,1	2,6	9	-	-	-

x – valor médio, *s* – desvio padrão, *n* – número de amostras

Fonte: Modificado de Foco (2014), Sousa Junior (2018) e Pires (2018)

Observa-se, da Tabela 4.1, a grande variabilidade nos valores dos parâmetros de caracterização físico-química do substrato, principalmente quanto ao valor de DQO. Essa variabilidade elevada nas características do esgoto deve influenciar significativamente na formação dos lodos granulares aeróbios. Assim, verifica-se a importância da realização de experimentos utilizando esgoto real como substrato, o que tem sido pouco feito nas pesquisas envolvendo esse tipo de tecnologia, como exposto por Derlon et al. (2016), Willén et al. (2018) e Bengtsson et al. (2018).

4.2 SISTEMA DE RECALQUE E ARMAZENAMENTO/EQUALIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO

O esgoto foi captado diretamente da rede coletora, em uma caixa de inspeção localizada no Laboratório de Protótipos da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp. O sistema de coleta e armazenamento era composto por 2 bombas, um reservatório intermediário e quatro reservatórios de equalização, com recirculação interna.

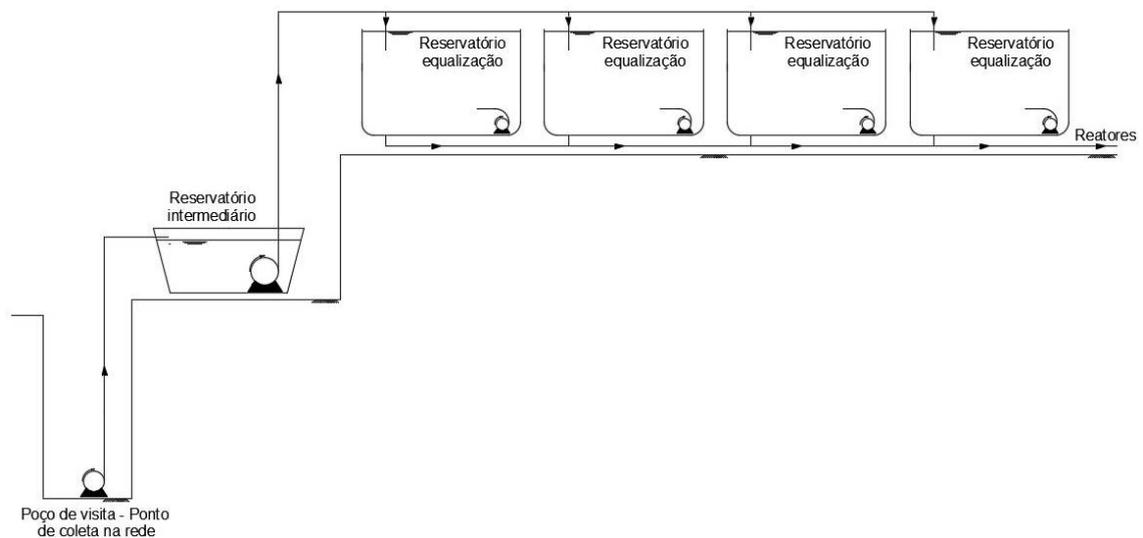
A primeira bomba (fabricante Anauger®, modelo Anauger 800, vazão de recalque de 1.000 L.h⁻¹), modelo submersa, era colocada no interior de um balde, com capacidade de 20 L, e içada no interior do poço de visita, de forma a interceptar o fluxo da rede. Esta bomba recalrava o esgoto até o reservatório intermediário, com

capacidade de 500 L, onde existia uma segunda bomba submersa (fabricante Schneider® Motobombas, modelo BCS – C5, vazão de recalque de 10.000 L.h⁻¹), que recalca o substrato até os 4 reservatórios de equalização, com capacidade unitária de 1000 L. O acionamento das bombas era feito de forma manual. Isso porque, em razão de sólidos grosseiros presentes no ponto de captação, como pedaços de tecido, era necessário que se realizasse a limpeza da sucção da bomba antes do içamento para o poço de visita.

No interior de cada reservatório de equalização, havia uma bomba submersa para recirculação (fabricante Aleas/Jeneca, modelo Hm-5063, vazão de recalque de 2.000 L.h⁻¹). Estas bombas eram acionadas por temporizador, por 10 min imediatamente antes do início do enchimento dos reatores, visando re-suspender os sólidos presentes no interior dos reservatórios. Com isso, buscou-se minimizar o efeito do armazenamento nas características do substrato, evitando que o tanque tivesse a função de um decantador primário.

Na Figura 4.1, a seguir, pode-se ver uma representação do sistema de recalque e equalização/armazenamento do substrato.

Figura 4.1. Representação do sistema de coleta e equalização/armazenamento do substrato



Fonte: Autoria própria

O volume de armazenamento dos reservatórios permitia uma autonomia de operação dos reatores de 60 h. Entretanto, visando padronizar o procedimento, o

enchimento era feito a cada 48 h, por um período de, em média 2 h (ou até o enchimento completo das caixas).

4.3 CONCEPÇÃO DOS REATORES

Como o objetivo geral desta pesquisa foi avaliar a influência da taxa de aeração na formação do lodo granular aeróbio, foram utilizados 3 reatores iguais – R1, R2 e R3. A concepção envolveu, portanto, a definição de parâmetros de projeto, baseando-se na experiência de outros pesquisadores, conforme relatado a seguir.

4.3.1 Definição de parâmetros de projeto do reator

Para a definição dos parâmetros de projeto dos reatores, utilizou-se como base trabalhos desenvolvidos por outros pesquisadores que utilizaram esgoto sanitário real como substrato, em experimentos desenvolvidos em escala de bancada ou piloto, cujos dados estão compilados na Tabela 4.2.

Os dados compilados mostram uma grande variabilidade de parâmetros para reatores que tratam esgoto sanitário real. Assim, para este trabalho, buscaram-se parâmetros que atendessem aos seguintes critérios:

i. Como os lodos granulares são formados por partículas cujo diâmetro pode ultrapassar 5,0 mm, deve-se adotar um diâmetro para o reator que leve em consideração possíveis influências demasiadas do contato dos grânulos com as paredes internas (efeito de escala). Além disso, de acordo com Liu et al. (2010), o efeito da parede do reator no caso de diâmetros reduzidos leva à interferência no seu regime hidráulico;

ii. A relação H/D deve ser tal que o fluxo hidrodinâmico gerado com a aeração permita a formação de vórtice, importante para o processo de granulação, assim como relatado por Liu e Tay (2004), entretanto, deve-se buscar uma configuração que não inviabilize a aplicação prática, em razão de um reator muito esbelto (alta relação H/D).

Tabela 4.2. Características de reatores que utilizam esgoto sanitário como substrato

Autor	Diâmetro (cm)	Altura (cm)	H/D	Volume (L)	Tempo de Ciclo (h)	RTV (%)	Taxa de Aeração (cm.s ⁻¹)
De Kreuk e Van Loosdrecht (2006)	4	90	23	3,0	2 - 3	50	2,50
Liu, Moy e Tay, (2007)	5	120	24	3	2	50	3,00
Wang et al. (2009)	15	48	3	8	6	75	-
Ni et al. (2009)	50	600	12	1.000	2 - 3	50 - 60	-
Liu et al. (2010)	20	100	5	32	4	50	1,60
Liu et al. 2011	20	100	5	32	-	-	1,70
Coma et al. (2012)	-	-	-	2	6	25 - 63	-
Su, Cui e Zhu, (2012a)	25	200	8	85	4	75	1,70
Li et al. (2013)	20	50	3	11	3	64	1,20
Wagner e Da Costa (2013)	9	200	22	11	4	40	1,10
Jungles, Campos e da Costa (2014)	9	176	20	11	3	50	1,05
Li et al. (2014)	-	-	3	5	4	50	1,30
Li et al. (2014)	200	600	3	18.850	4	50	-
Rocktäschel et al. (2015)	130	300	2	4.000	4	50	0,33
Wagner et al. (2015)	25	242	10	119	4	59	1,20
Awang e Shaaban (2016)	8	90	11	4,5	3 - 4	50	1,33
Awang e Shaaban (2016)	11	48	4	4,5	4	50	0,70
Guimarães et al. (2017)	25	218	9	98	4	56	1,10
Szabó et al. (2017)	6	100	17	3	4	43	1,50
Pires (2018)	20	20	1	8	8	50 - 75	0,17

Fonte: Autoria própria

Desta forma, definiu-se um reator cilíndrico, com diâmetro de 40 cm e relação H/D de 4 (altura de 160 cm e volume útil de 200 L). O valor relativamente baixo de H/D foi escolhido porque, de acordo com Awang e Shaaban (2016), apesar de uma alta relação H/D ser um dos principais parâmetros para a formação bem sucedida dos lodos granulares, para aplicações práticas uma relação H/D baixa é preferível. Além disso, ainda segundo os autores, sob carga orgânica variável, os reatores com baixa

relação H/D exibem um desempenho eficiente em comparação com os reatores de alta relação.

Definiu-se, em função dos dados compilados, uma relação de troca volumétrica de 50%, e um tempo de ciclo de 4 h. Apesar desta definição inicial, o reator foi concebido para que pudesse operar com diferentes relações de troca volumétrica.

O ponto de entrada do efluente, localizado na base do reator, foi definido em função do trabalho apresentado por De Kreuk e Van Loosdrecht (2004), que mostra a importância de fornecer o substrato com alta concentração (esgoto bruto), em condição anaeróbia, ao leito de biomassa que está sedimentada no reator. Esta estratégia possibilita o desenvolvimento de micro-organismos de crescimento lento, que convertem a DQO facilmente degradável sob condições anaeróbias em polímeros de armazenamento, podendo-se citar os acumuladores de polifosfato (*polyphosphate accumulating organisms* – PAO e *denitrifying polyphosphate accumulating organisms* - DPAO) e de glicogênio (*glycogen accumulating organisms* - GAO). A presença destes microrganismos auxilia na estabilidade a longo prazo do lodo granular.

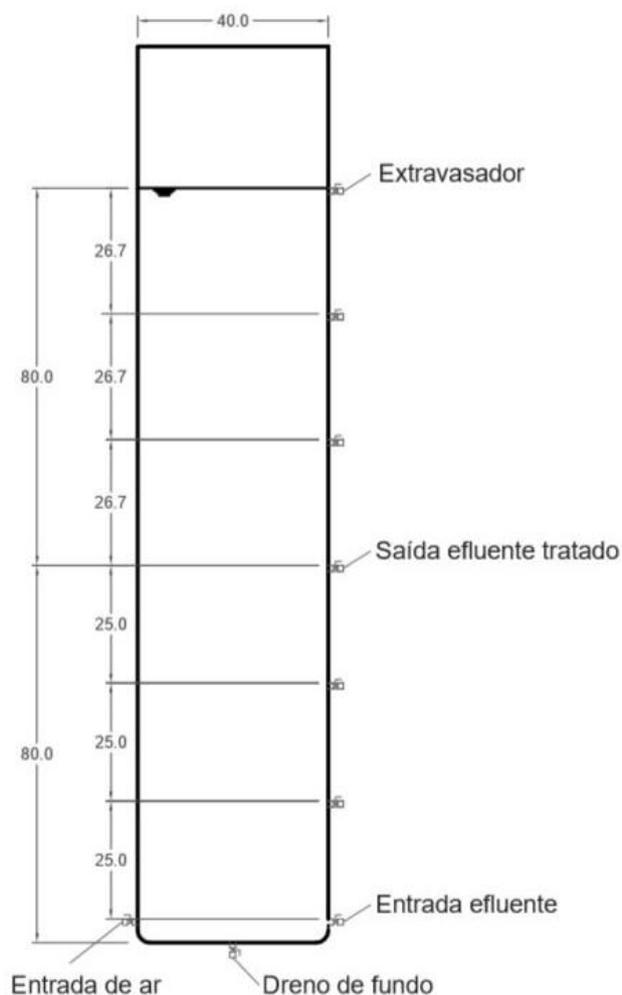
Na Figura 4.2, pode-se verificar a concepção do reator, com os principais parâmetros de projeto definidos.

Em relação ao tempo de ciclo, buscou-se um tempo suficiente para a degradação da matéria orgânica e nutrientes, bem como para que houvesse um regime de *feast-famine* que viabilizasse um balanço positivo na produção de EPS, conforme relatado por De Sousa Rollemberg et al. (2018). Com base nos parâmetros utilizados pelos demais pesquisadores, conforme apresentado na Tabela 4.2, definiu-se um tempo de ciclo de 4 h.

Quanto à taxa de aeração, por se tratar da variável analisada nesta pesquisa, optou-se por trabalhar com 3 valores: $0,15 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, $0,30 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ e $0,60 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. A velocidade de ascensão do ar, utilizada como parâmetro de taxa de aeração para este tipo de reator, é definida pela relação entre a vazão de ar aplicada e área transversal do reator. Para tanto, considerando-se uma área transversal do reator de

1257 cm², foram necessários os seguintes valores de vazão de ar: 11,0 L.min⁻¹, 22,5 L.min⁻¹ e 45,0 L.min⁻¹, respectivamente.

Figura 4.2. Concepção do reator, com os principais parâmetros de projeto definidos (medidas em cm)



Fonte: Autoria própria

Os valores foram definidos a partir de testes preliminares realizados nos reatores, que mostraram que, para a menor taxa, haveria um valor de Oxigênio Dissolvido baixo ao longo de toda a etapa de aeração, da ordem de 2,0 mgOD.L⁻¹. Para os valores de 0,3 e 0,6 cm.s⁻¹, os testes mostraram aumento na concentração de OD ao longo da reação, chegando-se, para a maior taxa, à concentração próxima à saturação. Assim, pretendeu-se avaliar a possibilidade de formação dos lodos granulares para diferentes condições de saturação de OD ao longo da etapa de reação.

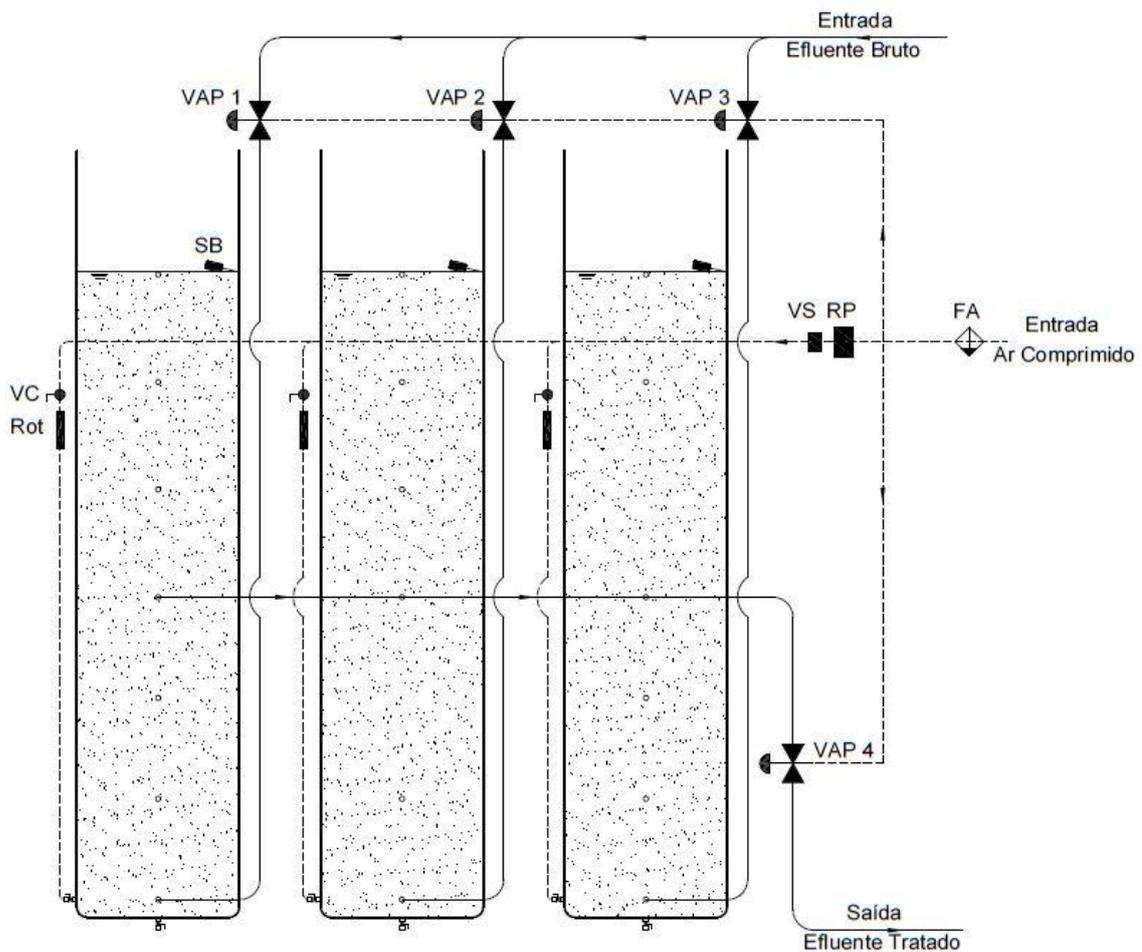
4.3.2 Definição dos sistemas de enchimento, saída do efluente tratado e aeração

Buscou-se projetar os reatores de forma que toda a sua operação fosse simplificada e automatizada, minimizando a interferência de falhas operacionais nos resultados da pesquisa.

Para tanto, o sistema de enchimento e de saída do efluente tratado dos reatores foi concebido para funcionar por força da gravidade, sem a utilização de bombas. Além disso, optou-se pela utilização de um sistema pneumático para acionamento das válvulas do tipo esfera, que são menos susceptíveis ao entupimento.

Na Figura 4.3 é apresentado o layout geral dos reatores R1, R2 e R3, com os sistemas de aeração, enchimento e saída do efluente tratado.

Figura 4.3. Layout geral dos reatores



Fonte: Autoria própria

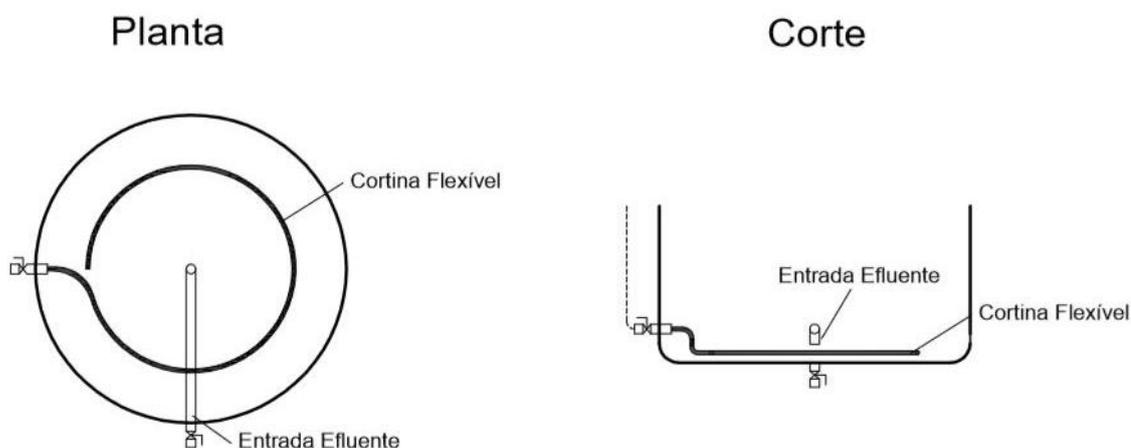
O sistema de aeração foi ligado diretamente a um compressor de ar do tipo pistão. Havia um filtro de ar com válvula reguladora de pressão (FA), onde a pressão da rede de ar comprimido era reduzida para 600 kPa.

O sistema de ar comprimido abastecia as válvulas de acionamento pneumático (VAP) de enchimento e descarte do efluente tratado, bem como a aeração dos reatores. Neste caso, havia uma válvula para redução de pressão (RP), além de uma válvula solenoide normalmente aberta (VS), cuja função era cessar o fornecimento de ar aos reatores quando necessário.

A vazão de ar em cada reator foi definida por um registro de pressão (RP) e um rotâmetro (Rot). O controle de extravasamento do reator foi feito utilizando-se sensor de nível do tipo boia (SB).

Para a distribuição do ar comprimido no interior dos reatores, optou-se por utilizar uma cortina flexível com micro furos, instalada na base de cada reator, conforme detalhe apresentado na Figura 4.4.

Figura 4.4. Detalhe do sistema de distribuição de ar comprimido



Fonte: Autoria própria

4.3.3 Automação dos Reatores

Reatores em batelada sequencial apresentam como principal desvantagem em relação aos reatores em fluxo contínuo a exigência de maior controle operacional, em razão dos ciclos sucessivos de enchimento, reação, sedimentação, esvaziamento

e repouso (MAHVI, 2008). Entretanto, segundo Singh e Srivastava (2011), podem-se utilizar recursos e estratégias operacionais apropriadas, por exemplo, a partir da automação da operação.

Os reatores foram concebidos para que toda a operação fosse automatizada. Propôs-se a utilização de um sistema de automação mais simples, utilizando temporizadores, assim como utilizado por Pires (2018), Awang e Shaaban (2016), Devlin et al. (2017) e Ni et al. (2009). Outro sistema muito adotado atualmente utiliza Controlador Lógico Programável (CLP), como reportado por Liu et al. (2011) e Corsino et al. (2018). A utilização de CLP visa tornar a operação dos reatores mais sofisticada, com a possibilidade de monitoramento de variáveis como pH e OD em tempo real, visando a implementação de rotinas que adaptem o tempo de ciclo às variáveis analisadas, por exemplo.

4.4 CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DOS REATORES

Os reatores foram construídos e instalados no Laboratório de Protótipos, da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp. Em função das dimensões dos reatores, optou-se por utilizar tubos de PVC para a execução (série esgoto leve, 400 mm). Desta forma, cada reator foi construído a partir da junção de um tubo com 1,5 m e um CAP, totalizando a altura de 1,7 m e garantindo-se uma altura de segurança de 0,1 m.

No CAP, antes da solda com o tubo, foi instalado o ponto de entrada do esgoto e o sistema de distribuição de ar comprimido (cortina de ar com micro furos, marca Boyu, 120 cm), seguindo-se a concepção apresentada no item anterior, conforme pode-se observar na Figura 4.5.

Na Figura 4.6, são apresentados os reatores já construídos, operando em fase de teste, com água. Após o teste inicial com água, passou-se ao teste com esgoto. Entretanto, verificou-se a presença de espuma e consequente extravasamento, conforme se verifica na Figura 4.7. Assim, optou-se por fazer um aumento na altura de segurança, com a colocação de uma luva de mesmo material e

diâmetro, e altura de 30 cm. A configuração final do reator é apresentada na Figura 4.8.

Figura 4.5. Base do reator, com a conexão de entrada de efluente e o sistema de aeração



1 - Fornecimento de ar comprimido;

2 - Ponto de entrada de efluente no reator;

3- Mangueira flexível com micro furos.

Fonte: Autoria própria

Figura 4.6. Reatores em operação teste com água



Fonte: Autoria própria

Figura 4.7. Vazamento de espuma, em primeiro teste com esgoto



Fonte: Autoria própria

Figura 4.8. Configuração final dos reatores



Fonte: Autoria própria

4.4.1 Definição da Duração das Etapas do Ciclo

A duração de cada etapa dos ciclos dos reatores foi definida em função da experiência de outros pesquisadores, além das condições hidráulicas da instalação.

Definido um ciclo com duração de 4 h, justificado anteriormente, foi necessária a definição dos tempos de enchimento, sedimentação, esvaziamento e repouso. O tempo de reação se obtém pela diferença entre o tempo de ciclo e a somatória dos demais tempos.

De Kreuk e Van Loosdrecht (2004) afirmam que na etapa de enchimento dos reatores, o contato do substrato rico em fosfato e matéria orgânica com a biomassa, em condições anaeróbias, possibilita o desenvolvimento de micro-organismos acumuladores de polifosfato (PAO e DPAO), cuja presença auxilia na estabilidade a longo prazo do lodo granular. Os autores sugerem, para tanto, uma taxa de enchimento de $0,5 \text{ m.h}^{-1}$. Assim, para esta pesquisa, seria necessário um tempo de aproximadamente 1 h e 35 min, o que corresponde a 40% do tempo total de ciclo. Desta forma, parece inviável a utilização do parâmetro apresentados pelos autores, a menos que se utilize sistema com vários reatores operando de forma intermitente, conforme sugestão dos próprios autores. Assim, definiu-se um tempo de enchimento anaeróbio de 30 min. Tempos similares foram utilizados por outros autores (DE KREUK e VAN LOOSDRECHT, 2006; LI et al., 2014; WAGNER et al., 2015).

A diminuição controlada do tempo de sedimentação é uma estratégia utilizada para a formação dos grânulos aeróbios em reatores em batelada sequencial. Baixos tempos de sedimentação geram uma pressão de seleção no interior do reator, com a manutenção da biomassa com maior sedimentabilidade e lavagem do material mais disperso e flocular. Assim, visando a aplicação da pressão de seleção de forma controlada, buscou-se inicialmente conhecer os valores de tempo de sedimentação extremos para o experimento, isso é, o tempo no início do experimento, para a aclimação da biomassa, e o tempo no final do experimento, onde se aplica a pressão de seleção máxima ao reator.

O tempo de sedimentação no início do experimento foi definido como 20 min, em função das boas características de sedimentabilidade do inóculo. Com

esse tempo, praticamente toda a biomassa permanecia no reator, configurando, portanto, uma situação onde não havia pressão de seleção sendo aplicada aos microrganismos.

O tempo de sedimentação no final do experimento foi definido a partir do trabalho apresentado por Liu *et al.* (2005), que mostrou que, para uma Velocidade de Sedimentação Mínima $(V_s)_{\min}$ de 10 m.h^{-1} , espera-se que toda a biomassa no interior do reator seja granular. O valor de $(V_s)_{\min}$ é definido pela relação entre a máxima distância de sedimentação, isto é, a distância entre o topo do reator e o ponto de descarga, e o tempo de sedimentação. Para o caso dos reatores em estudo, esse valor de $(V_s)_{\min}$ seria atingido com um tempo de sedimentação de 5 min.

Assim, ao longo do experimento, o tempo de sedimentação variou de 20 min para 5 min.

O tempo de esvaziamento do reator foi fixado em 10 min. Esse tempo foi definido em função das características hidráulicas do sistema, e levando-se em consideração os seguintes fatores:

- i. Um tempo de esvaziamento muito elevado permitiria que a biomassa com velocidade de sedimentação menor que a $(V_s)_{\min}$ permanecesse no reator;
- ii. Um tempo de esvaziamento muito baixo, poderia provocar alterações no regime hidráulico do reator, fazendo com que o fluxo não se comportasse como um fluxo em pistão.

Como a operação dos reatores não é em série, optou-se por suprimir a etapa de repouso.

Definidos estes tempos, pôde-se calcular o tempo de reação como sendo de 180 min no início do experimento e 195 min a partir da aplicação da máxima pressão de seleção (tempo de sedimentação de 5 min).

Na Tabela 4.3 são compilados os parâmetros de projeto e operação dos reatores.

Tabela 4.3. Parâmetros de projeto e operação dos reatores

	D (cm)	H (cm)	V (L)	RTV (%)	Aeração (cm.s⁻¹)	T_{ciclo} (h)	T_{enchimento} (min)	T_{reação} (min)	T_{sedimentação} (min)	T_{esvaziamento} (min)
R1	40	160	200	50	0,15	4	30	180-195	20-5	10
R2	40	160	200	50	0,30	4	30	180-195	20-5	10
R3	40	160	200	50	0,60	4	30	180-195	20-5	10

Fonte: Autoria própria

4.4.2 Inoculação e start-up

A estratégia utilizada para a formação do lodo granular aeróbio nos reatores esteve de acordo com o que vem sendo utilizado por outros autores que também avaliaram esta tecnologia para o tratamento de efluente doméstico: inoculação com lodo de sistema de lodos ativados convencional, e, após a ambientação, aplicação de pressão de seleção a partir da diminuição controlada do tempo de sedimentação.

Assim, cada um dos reatores foi inoculado, no dia 31 de julho de 2018, com 40 L de lodo ativado convencional, retirado da rede de descarte de lodo da ETE “Picarrão”, localizada no município de Campinas, SP. O inóculo possuía uma concentração de Sólidos Totais de 11,5 g.L⁻¹. Após a adição do inóculo, os reatores foram preenchidos com efluente e a aeração (0,35 cm.s⁻¹) foi mantida por 24 h antes do início dos ciclos.

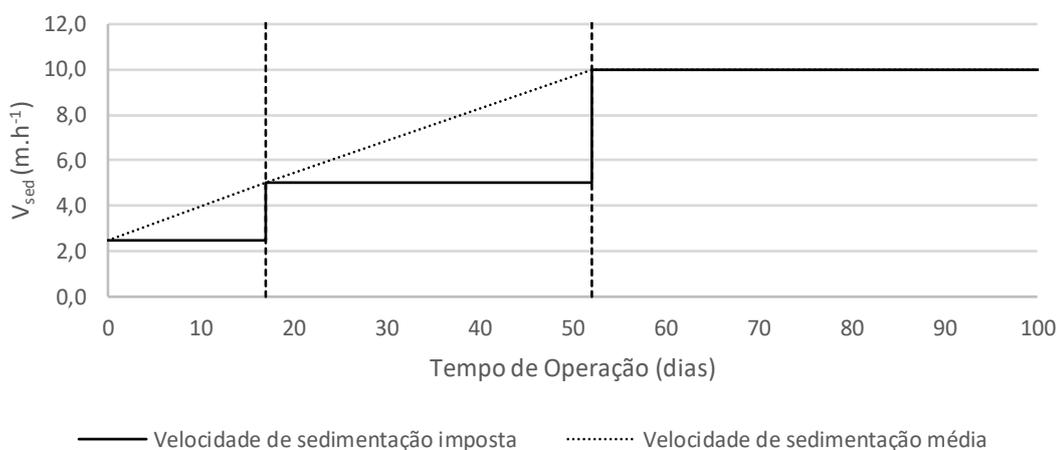
A operação dos reatores foi então iniciada, no dia 01 de agosto de 2018. Inicialmente utilizou-se um tempo de sedimentação de 20 min e uma mesma taxa de aeração, de 0,35 cm.s⁻¹, visando a aclimação do lodo.

Após 1 semana de operação (dia 09 de agosto de 2018), as taxas de aeração foram alteradas para atender à concepção original do projeto: 0,15 cm.s⁻¹, 0,30 cm.s⁻¹ e 0,60 cm.s⁻¹ para os reatores R1, R2, e R3, respectivamente.

Para a aplicação da pressão de seleção, trabalhou-se com apenas 2 estágios: o primeiro se deu na segunda semana de experimento (17 de agosto de 2018), com a redução do tempo de sedimentação de 20 min para 10 min, e o segundo estágio, aproximadamente um mês após o primeiro (dia 21 de setembro de 2018), reduzindo-se o tempo de sedimentação de 10 min para 5 min. Buscou-se aplicar a

pressão de seleção de forma constante ao longo do tempo de *start-up*. Na Figura 4.11 é apresentada a variação da velocidade de sedimentação imposta aos reatores em função do tempo de operação. Verifica-se que nos dois estágios de aplicação de pressão de seleção, a relação entre a variação de velocidade e o tempo do estágio é similar, tendo-se um aumento médio de aproximadamente $0,15 \text{ m.h}^{-1}$ por dia de operação.

Figura 4.9. Variação da velocidade de sedimentação imposta aos reatores



Fonte: Autoria própria

4.5 ENSAIOS FÍSICO-QUÍMICOS

4.5.1 Pontos de Amostragem

Para os ensaios de caracterização físico-química, os seguintes pontos foram definidos para a coleta de amostras.

i. Liquor Misto (LM): Coletado na saída do efluente tratado de cada reator, durante os minutos finais da etapa de aeração;

ii. Efluente Tratado (ET): Coletado na saída de efluente tratado de cada reator. Visando-se obter uma amostra representativa de todo o efluente tratado em cada ciclo, a coleta era feita ao longo de todo o tempo de esvaziamento, a partir de um sistema de válvula e mangueira. Após a coleta, a amostra era homogeneizada, e uma alíquota era selecionada para as análises.

iii. Esgoto Bruto (EB): Coletado na extremidade da rede de esgoto bruto do sistema, durante a etapa de enchimento dos reatores;

As 7 amostras (LM1, LM2, LM3, ET1, ET2, ET3, EB) foram coletadas em frascos plásticos limpos, com volume de 500 ml, e imediatamente levadas ao Laboratório de Saneamento (LABSAN) da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo para a realização das análises. Alguns dos parâmetros (Temperatura, pH e Concentração de Oxigênio Dissolvido) foram obtidos *in loco*.

4.5.2 Ensaios de caracterização Físico-Química

Na Tabela 4.4 são apresentadas as análises físicas e químicas realizadas nas amostras coletadas e a metodologia utilizada para cada análise.

Tabela 4.4. Análises físicas e químicas realizadas

Variável	Metodologia	Amostras	Frequência**
Temperatura	SM* 2550 B	Todas	Semanal
pH	SM* 4500 H/B	Todas	Semanal
Oxigênio Dissolvido	SM* 54500 O/G	Todas	Semanal
Série de Sólidos	SM* 2540 E/D/F	Todas	Quinzenal
Alcalinidade Total e Parcial	SM* 2320 B	Todas	Quinzenal
DQO total e solúvel	SM* 5220 D	ET1, ET2, ET3, EB	Quinzenal
Turbidez	Nefelométrico	ET1, ET2, ET3, EB	Quinzenal
Nitrogênio total Kjeldahl	SM* 4500 B	Todas	Quinzenal
Nitrogênio Amoniacal	SM* 4500 C	Todas	Quinzenal
Nitrito	SM* 4500 C	Todas	Quinzenal
Nitrato	Colorimétrico - NlraVer 5-HACH	Todas	Quinzenal
Fósforo Total	SM* 4500 – P/B/E	Todas	Quinzenal
Fósforo Solúvel Total	SM* 4500 – P/B/E	Todas	Quinzenal
Fósforo Reativo Solúvel	SM* 4500 – P/B/E	Todas	Quinzenal

* (APHA, 2005); ** A frequência de algumas análises foi diminuída quando se verificou estabilidade nos parâmetros.

Fonte: Autoria própria

4.6 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO LODO

4.6.1 *Velocidade de Sedimentação e Índice Volumétrico do Lodo - IVL*

A metodologia utilizada no ensaio para a obtenção da velocidade de sedimentação foi baseada em Von Sperling (2012).

O IVL é uma medida da densidade da manta de lodo após um período de repouso de 30 min. O ensaio segue os mesmos procedimentos utilizados para a obtenção da velocidade de sedimentação, tomando-se o volume ocupado pela manta de lodo no interior da proveta no tempo final. Conhecida a concentração de Sólidos Suspensos Voláteis do liquor misto, é possível calcular o IVL pela relação entre a massa de lodo presente na proveta e o volume ocupado por ela (VON SPERLING, 2012).

De acordo com Schwarzenbeck, Erley e Wilderer (2004), o ensaio de IVL não inclui as interações dinâmicas entre o líquido em movimento e entre os grânulos de lodo, de forma que não é uma metodologia adequada para se descrever as propriedades de sedimentação de lodos granulares. Assim, uma boa solução é monitorar o valor de IVL em diferentes tempos de sedimentação, fazendo-se a leitura do volume ocupado pela manta de lodo nos tempos utilizados no ensaio de velocidade de sedimentação, por exemplo. Desta forma, obtém-se valores para IVL_1 , IVL_5 , IVL_{10} , IVL_{20} e IVL_{30} . Quanto mais próximos forem estes valores entre si, maior é a capacidade do lodo de adensar.

Neste trabalho, foram calculados os valores de IVL para os mesmos tempos utilizados no ensaio de Velocidade de Sedimentação.

4.6.2 *Substâncias Poliméricas Extracelulares - EPS*

As substâncias poliméricas extracelulares - EPS são produtos metabólicos que se acumulam na superfície de células bacterianas, alterando as características físico-químicas da superfície celular, como carga, hidrofobicidade, entre outras. O EPS é composto de proteínas, carboidratos, ácidos húmicos e lipídios, e é apontado

como um dos principais fatores que contribuem para a formação e estabilidade dos grânulos aeróbios (LIU et al., 2004; LEE et al., 2010).

De acordo com Liu e Fang (2002), a quantificação do EPS é fortemente influenciada pelo método de extração utilizado. No caso dos lodos granulares aeróbios, a extração é dificultada pela baixa superfície para exposição química.

Adav e Lee (2008) analisaram 7 diferentes métodos de extração de EPS de lodos granulares aeróbios. Segundo os autores, os métodos mais eficazes para a extração são os que utilizam ultrassom, formamida ou formaldeído e NaOH. Para este trabalho, utilizou-se o método de extração com ultrassom, formaldeído e NaOH descrito pelos autores. As frações do EPS analisada foram carboidrato e proteína. Para a quantificação, foram utilizados os métodos Fenól-Ácido Sulfúrico (NIELSEN, 2010), para carboidratos total, e Lowry (WALKER, 2002), para proteínas.

4.6.3 *Granulometria*

Para avaliar a distribuição do tamanho das partículas de lodo ao longo do tempo, utiliza-se uma curva granulométrica. Beun, Van Loosdrecht e Heijnen (2002), Sturm e Irvine (2008) e Ong et al. (2012) obtiveram esta curva a partir da análise de imagens de microscópio. Outros autores utilizaram a técnica de análise de partícula a laser para a obtenção da curva (LIU et al., 2010; LIU et al., 2011; LIU e TAY, 2006). Bin et al. (2011) e Dahalan et al. (2015) utilizaram a técnica de peneiramento, semelhante àquela proposta por Laguna et al. (1999) para análise da granulometria de lodos granulares anaeróbios.

Neste trabalho, foram utilizados dois métodos para a obtenção de curvas granulométricas: análise de partícula a laser e granulometria por peneiramento.

A granulometria a laser foi realizada no Laboratório de Engenharia de Processos da Faculdade de Engenharia de Alimentos da Unicamp, utilizando o analisador de distribuição de tamanho de partícula Mastersizer (Malvern Instruments Ltd - modelo 2000). O equipamento incide laser sobre a amostra e a partir do índice de refração da luz obtido por detectores ópticos, é avaliada a distribuição do tamanho de partículas. A Faixa de detecção é de 0,2 a 2000,0 μm .

Em razão do diâmetro máximo de detecção de 2 mm, as amostras eram passadas em peneira com esta abertura antes de serem analisadas no equipamento.

Para a realização da granulometria por peneiramento, utilizou-se a metodologia proposta por Laguna et al. (1999).

4.6.4 Fotografias

Para o acompanhamento da evolução da granulação, foram obtidas fotografias utilizando-se câmera fotográfica digital. Para tanto, amostras do lodo foram coletadas, lavadas em água destilada, e dispostas em placas *petri* munidas de escala gráfica, de forma a permitir a observação do formato das partículas.

Não foi possível realizar as fotografias em lâminas, utilizando microscópio com sistema digital de captura, em razão das elevadas dimensões dos grânulos.

4.7 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DO LODO

4.7.1 Análise microbiológica

As análises microbiológicas do lodo objetivam verificar, de forma qualitativa, alterações nas populações e abundância relativa de microrganismos presentes no lodo. As análises foram feitas utilizando-se microscópio com sistema digital de captura (NIKON®, modelo E 200).

4.7.2 Sequenciamento Genético

Visando identificar a comunidade bacteriana dos grânulos, e como ela se alterou desde o inóculo, foram realizados ensaios de sequenciamento genético em três estágios do experimento: inóculo, intermediário e final. Assim, mensalmente, amostras de aproximadamente 200 ml de liquor misto foram coletadas de cada reator, lavadas por 3 vezes com água Milli-Q, e armazenadas à temperatura de - 20°C, até a realização dos ensaios. A escolha das amostras foi feita em função da análise dos parâmetros físico-químicos do efluente tratado e das características do lodo. Definiu-

se, assim, a amostra do inóculo (7 dias de operação), primeira coleta (136 dias de operação), e segunda coleta (239 dias de operação). A amostra da segunda coleta foi escolhida em função da estabilização aparente das características do lodo dos três reatores neste período.

O ensaio de sequenciamento genético foi realizado em 3 etapas, conforme descrição a seguir:

i. Extração do DNA genômico: A extração do DNA da amostra foi realizada no Centro Pluridisciplinar de Pesquisas Químicas, Biológicas e Agrícolas (CPQBA) da Unicamp, utilizando o método de extração com fenol e protocolos já estabelecidos pelo Centro;

ii. Sequenciamento de DNA: O DNA obtido foi utilizado para o sequenciamento em larga escala de parte do gene 16S RNA ribossomal das bactérias presentes na amostra. Essa etapa foi realizada por empresa terceirizada;

iii. Identificação dos Hits: As sequências de DNA obtidas foram comparadas com sequências de organismos depositados em bases de dados visando a identificação taxonômica de cada hit. Foi também obtida a abundância relativa dos grupos taxonômicos na amostra.

5. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados os resultados gerais da caracterização do esgoto bruto, características físicas e químicas do lodo, caracterização do efluente tratado e análise microbiológica do lodo. Inicialmente, as análises são feitas de forma pontual. Após a apresentação e comentários sobre os resultados, uma análise geral é feita no final do capítulo, visando interpretar o comportamento dos reatores a luz da sua taxa de aeração.

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO

Na Tabela 5.1 são apresentados os parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto.

Tabela 5.1. Parâmetros físico-químicos do esgoto bruto

Parâmetro	Unidade	x	s	n	máx	mín
Temperatura	°C	21,9	3,2	22	27,0	16,0
OD	mgO ₂ .L ⁻¹	1,0	0,2	19	1,5	0,6
pH	-	7,0	0,2	24	7,5	6,4
Turbidez	UT	109,3	34,7	20	169,0	58,4
Alcal. Parcial	mg.L ⁻¹	209,3	43,2	25	333,3	127,0
Alcal. Total	mg.L ⁻¹	334,4	64,7	24	560,8	232,8
DQO Total	mg.L ⁻¹	600,2	124,4	25	862,1	381,2
DQO Solúvel	mg.L ⁻¹	335,5	79,1	25	520,0	154,0
ST	mg.L ⁻¹	689,6	113,1	23	920,0	500,0
STF	mg.L ⁻¹	376,4	111,4	22	540,0	120,0
STV	mg.L ⁻¹	323,8	103,1	21	500,0	120,0
SS	mg.L ⁻¹	144,4	57,2	25	300,0	80,0
SSF	mg.L ⁻¹	23,4	16,6	22	60,0	10,0
SSV	mg.L ⁻¹	121,1	52,6	24	250,0	70,0
NTK	mg.L ⁻¹	96,7	13,4	19	128,2	70,5
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	77,7	12,8	21	94,9	44,7
P _{total}	mg.L ⁻¹	9,1	2,2	18	15,4	6,0
P _{Reativo}	mg.L ⁻¹	7,9	1,4	17	11,0	5,7

x – valor médio, s – desvio padrão, n – número de amostras, máx – valor máximo, mín – valor mínimo

Fonte: Autoria própria

Os valores obtidos estão de acordo com os apresentados por Foco (2014), Pires (2018) e Sousa Junior (2018). Observam-se elevados valores de desvio padrão, conforme já relatado pelos autores, devido à sazonalidade das atividades desenvolvidas na região atendida pela rede de coleta de esgoto. É importante enfatizar que esta variabilidade ocorre mesmo com a presença dos tanques de equalização e da padronização do procedimento de enchimento.

De acordo com Metcalf e Eddy (2017), o esgoto pode ser caracterizado como de média carga orgânica e elevada concentração de amônia. Além disso, podem-se destacar as seguintes informações acerca dos dados apresentados:

- i. A relação entre a DQO_{solúvel} e a DQO_{total} é de aproximadamente 56%. Assim, aproximadamente 44% da matéria orgânica presente no substrato é particulada. Schwarzenbeck, Erley e Wilderer (2004) verificaram a formação de lodo granular aeróbio em efluente industrial com elevada concentração de DQO particulada (~72%). Os trabalhos apresentados por Li et al. (2013), Cetin et al. (2018) e Liu et al. (2018) mostram que a presença de matéria orgânica particulada influencia positivamente na formação dos grânulos aeróbios, além de induz o crescimento das populações de protozoários e rotíferos. A presença de matéria orgânica particulada, de diferentes fontes de carbono orgânico e a variabilidade da composição ao longo do tempo são características próprias do esgoto real, e devem influenciar na formação, nas características e no comportamento do lodo granular aeróbio;
- ii. A relação C/N média do efluente é de 100/23, considerando-se as concentrações de DQO_{solúvel} e de nitrogênio amoniacal. É possível encontrar, em trabalhos que analisaram a formação de lodo granular aeróbio utilizando efluente doméstico, valores da relação C/N variando entre aproximadamente 100/5 (CETIN et al., 2018) e 100/25 (SZABÓ et al., 2017). Assim, apesar de o esgoto estudado ter elevada concentração relativa de nitrogênio, essa concentração está dentro de uma faixa onde já se verificou ser possível a formação do lodo granular;

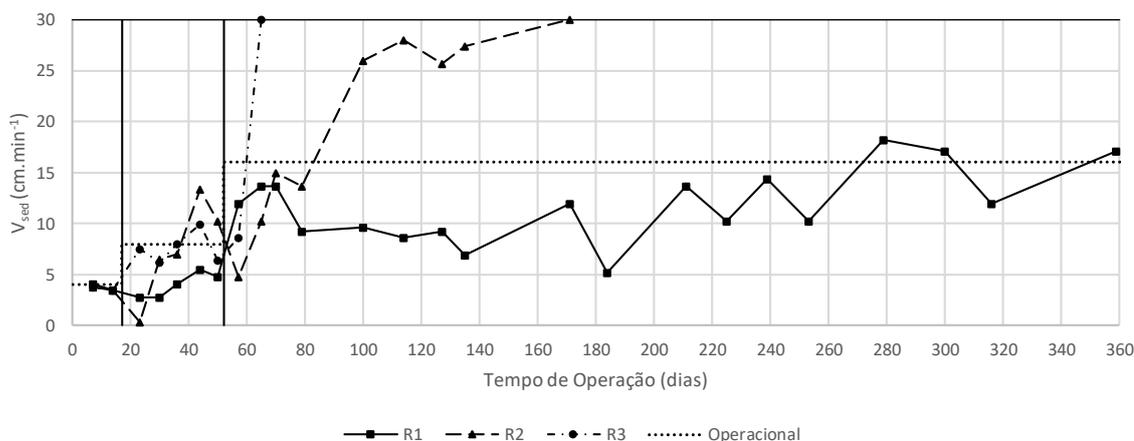
- iii. A relação C/P média do efluente é de aproximadamente 100/2, considerando-se as concentrações de $DQO_{\text{solúvel}}$ e de P_{total} . Verifica-se, na literatura científica, a formação de LGA para efluentes com relação C/P variando entre 100,0/0,8 (LI et al., 2014) e 100/7 (AWANG; SHAABAN, 2016). Desta forma, a concentração relativa de fósforo no efluente não deve ser limitante para a formação do lodo granular aeróbio.

5.2 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO LODO

5.2.1 Velocidade de Sedimentação

A variação da velocidade de sedimentação do lodo em função do tempo de operação dos reatores é apresentada na Figura 5.1. As linhas verticais em 17 e 52 dias indicam as datas em que foram aplicados os estágios de pressão de seleção, a partir da diminuição do tempo de sedimentação (de 20 min para 10 min, 17 dias de operação; de 10 min para 5 min, 52 dias de operação). A velocidade de sedimentação operacional (linha pontilhada) é aquela aplicada ao reator, definida como $(V_s)_{\text{min}}$ por Liu et al. (2005). A velocidade de sedimentação operacional final corresponde à $(V_s)_{\text{min}}$ de 10 m.h^{-1} , conforme definido no item 4.4.1.

Figura 5.1. Variação da velocidade de sedimentação do lodo em função do tempo de operação dos reatores



Fonte: Autoria própria

Por questões metodológicas, a máxima velocidade de sedimentação que pôde ser medida no ensaio utilizado foi de $30,0 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$. Isso porque, corresponde ao percurso total das partículas no interior da proveta de 1,0 L no menor tempo de leitura (1 min).

É possível observar que a aplicação da pressão de seleção influenciou na sedimentabilidade do lodo. Até o dia 17, com o reator operando com tempo de sedimentação de 20 min, não foram verificadas alterações nas características de sedimentabilidade, atendendo, portanto, à proposta inicial, que era aplicar um tempo de sedimentação durante a aclimatação do lodo que não gerasse pressão de seleção nos reatores.

Com a diminuição do tempo de sedimentação para 10 min, a partir do 17º dia de operação, verifica-se uma alteração nas características de sedimentabilidade. É interessante notar que a resposta inicial à esta pressão de seleção foi diferente entre os reatores. No reator R2, por exemplo, verificou-se inicialmente uma completa desestabilização do lodo, que se manteve em suspensão ($V_{\text{sed}} \sim 0 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$). Entretanto, de forma geral, houve uma tendência de aumento desta velocidade nos três reatores a partir do 30º dia de operação, com posterior estabilização em valores próximos ao da velocidade operacional.

Com a aplicação do segundo estágio da pressão de seleção (diminuição do tempo de sedimentação para 5 min, no 52º dia de operação), a sedimentabilidade do lodo se alterou de forma mais pronunciada. O comportamento foi diferente para os três reatores, mas houve também uma tendência de aumento da velocidade. Verifica-se também que este segundo estágio de pressão de seleção não influenciou o comportamento da biomassa com a mesma efetividade, tendo tido pouca influência na alteração da velocidade de sedimentação do reator R1, quando se compara aos reatores R2 e R3.

É importante notar que, para os reatores R2 e R3, a velocidade de sedimentação superou o valor operacional, mostrando que a pressão de seleção imposta por esta variável não é a única que governa a sedimentabilidade de lodo. No caso do reator R1, a velocidade de sedimentação do lodo tende a se aproximar da velocidade operacional. Enquanto a velocidade de sedimentação do lodo é inferior à

velocidade operacional, há saída de biomassa suspensa juntamente com o efluente tratado, o que caracteriza “lavagem” de parcela do lodo.

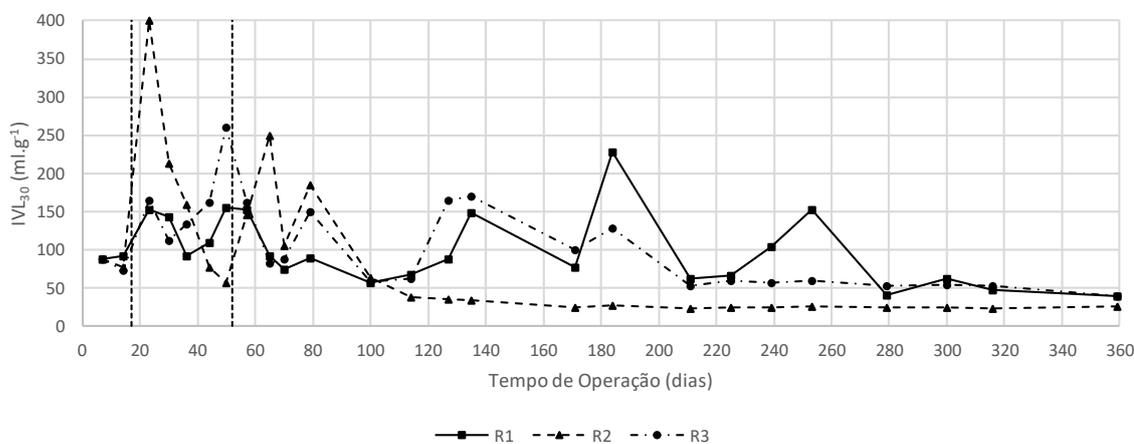
É possível verificar também que parece haver uma relação entre a taxa de aeração no reator e o comportamento da velocidade de sedimentação. Para o reator com a maior taxa (R3), a resposta à pressão de seleção foi mais efetiva, enquanto se mostrou pouco efetiva para o reator com menor taxa de aeração (R1).

De forma geral, verifica-se que a aplicação dos dois estágios de pressão de seleção foi suficiente para elevar a velocidade de sedimentação do lodo, mas o efeito foi menos efetivo para o reator com menor taxa de aeração (R1).

5.2.2 Índice Volumétrico do Lodo

Na Figura 5.2 é apresentada a variação de IVL_{30} em função do tempo de operação para os reatores R1, R2 e R3.

Figura 5.2. Variação do IVL_{30} em função do tempo de operação



Fonte: Autoria própria

Verifica-se também neste parâmetro a influência da pressão de seleção aplicada, e como o primeiro estágio de aplicação levou à instabilidade do lodo no interior dos reatores.

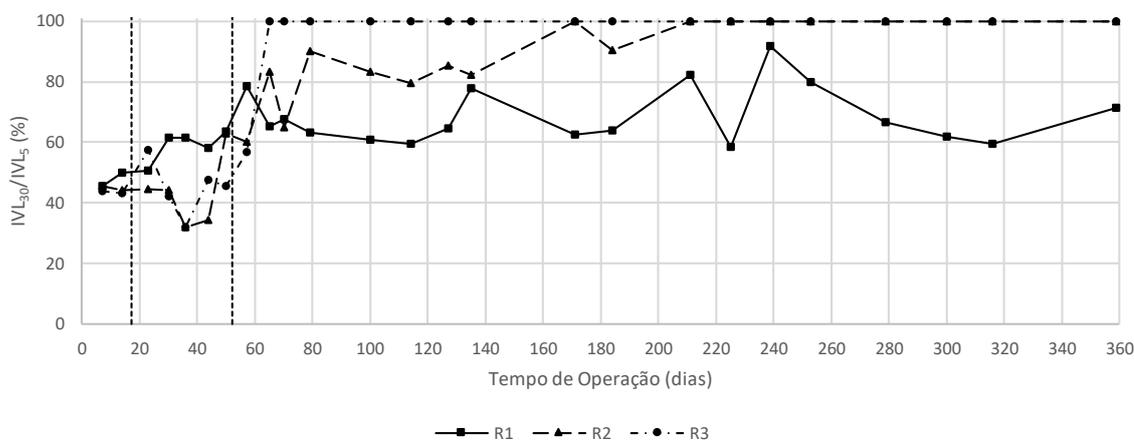
Os valores de IVL_{30} após a estabilização estão de acordo com o apresentado por outros autores que verificaram a formação de lodo granular aeróbio

utilizando esgoto sanitário como substrato, onde se verificam valores variando entre 20 ml.g⁻¹ (SU, CUI e ZHU, 2012) e 90 ml.g⁻¹ (PIRES, 2018). O valor de IVL₃₀ encontrado para R2 (da ordem de 25 ml.g⁻¹) indica um lodo com ótima capacidade de sedimentação. No caso de R1 e R3 (valores próximos de 40 ml.g⁻¹), há também uma boa capacidade de sedimentação, para o tempo de 30 min, mas inferior àquela verificada em R2.

Ao se analisar as Figuras 5.1 e 5.2 de forma conjunta, percebe-se que parece haver uma incoerência nos dados do reator R1: apesar de apresentar uma velocidade de sedimentação baixa, quando comparada àquela verificada em R3, os lodos apresentam valores de IVL₃₀ semelhantes.

Conforme relatado por Schwarzenbeck, Erley e Wilderer (2004), o parâmetro IVL₃₀, de forma isolada, não é capaz de exprimir as interações que ocorrem entre as partículas, no caso do lodo granular aeróbio. Assim, ainda segundo os autores, uma forma correta de se avaliar este parâmetro é comparando-se valores de IVL para tempos diferentes. Considera-se um lodo com boa capacidade de sedimentação aquele cujos valores de IVL se estabilizam rapidamente, quando analisados no tempo. Assim, na Figura 5.3, são apresentados valores da relação IVL₃₀/IVL₅. Valores próximos de 100% são típicos de lodos granulares e mostram que o lodo tem boa capacidade de sedimentação.

Figura 5.3. Variação da relação IVL₃₀/IVL₅ em função do tempo de operação



Fonte: Autoria própria

É possível notar que a pressão de seleção levou à um aumento na sedimentabilidade do lodo nos três reatores, mas que somente em R2 e R3 chegou-se à valores de 100%, típicos de lodos granulares. No caso do reator R1, apesar de haver um aumento na capacidade de sedimentação, os valores da relação variaram em torno de 70%. Autores que relataram a formação de lodo granular aeróbio utilizando esgoto sanitário como substrato obtiveram valores da relação entre IVL variando entre 90% e 100% (LIU et al., 2010; LIU et al., 2011; WAGNER e DA COSTA, 2013; CETIN et al., 2018).

Mais uma vez se nota uma relação entre a taxa de aeração no reator e o comportamento da biomassa. Para o reator com a maior taxa (R3), a resposta à pressão de seleção foi mais efetiva, enquanto se mostrou pouco efetiva para o reator com menor taxa de aeração (R1), assim como verificado em relação à velocidade de sedimentação (Figura 5.1).

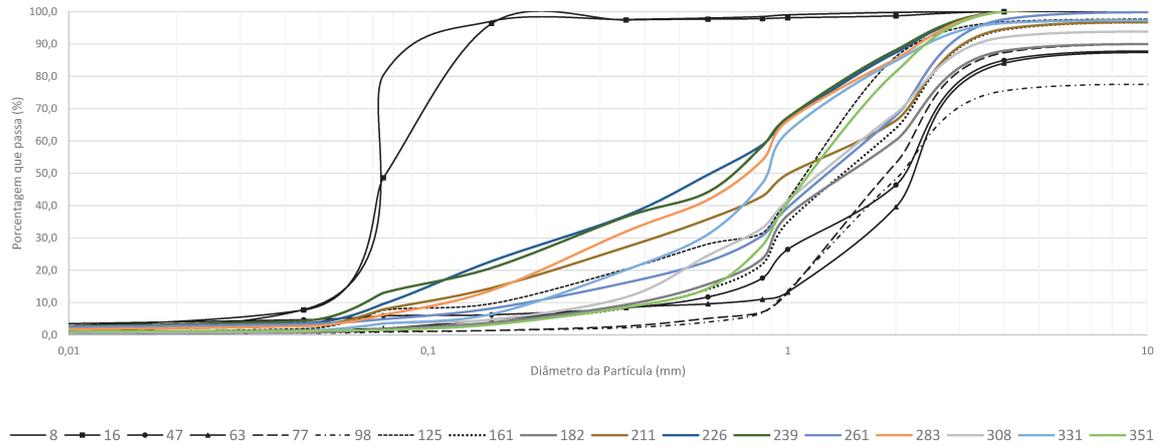
5.2.3 *Granulometria por Peneiramento*

Nas Figuras 5.4, 5.5 e 5.6 são apresentadas as curvas granulométricas obtidas por peneiramento para os reatores R1, R2 e R3, respectivamente. A variável “Porcentagem que passa” indica a porcentagem das partículas, medida em termos de massa seca, cujo diâmetro é inferior aquele indicado no eixo horizontal.

É possível verificar, a partir das curvas, que houve grande alteração nas características granulométricas do lodo, para os três reatores, a partir da aplicação da pressão de seleção.

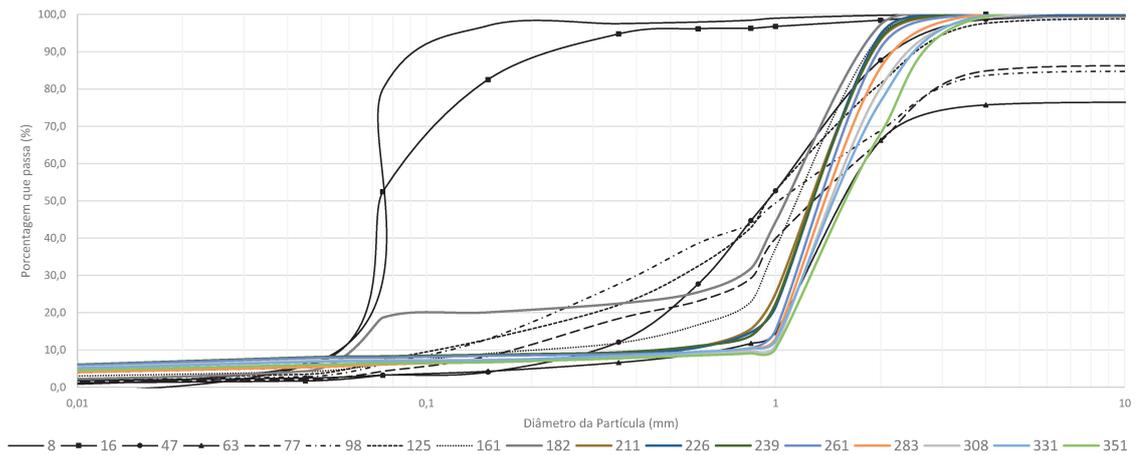
Para o reator R1, apesar da pressão de seleção não ter modificado de forma significativa os parâmetros de sedimentabilidade das partículas, promoveu alterações consideráveis na granulometria. Comparando-se as curvas granulométricas obtidas anteriormente à aplicação do primeiro estágio da pressão de seleção com aquelas obtidas após o primeiro estágio, verifica-se que o lodo passou por um processo de espessamento, o que fica claro ao se verificar a translação das curvas granulométricas em direção ao maior diâmetro, na Figura 5.4.

Figura 5.4. Curvas granulométricas do lodo para o reator R1



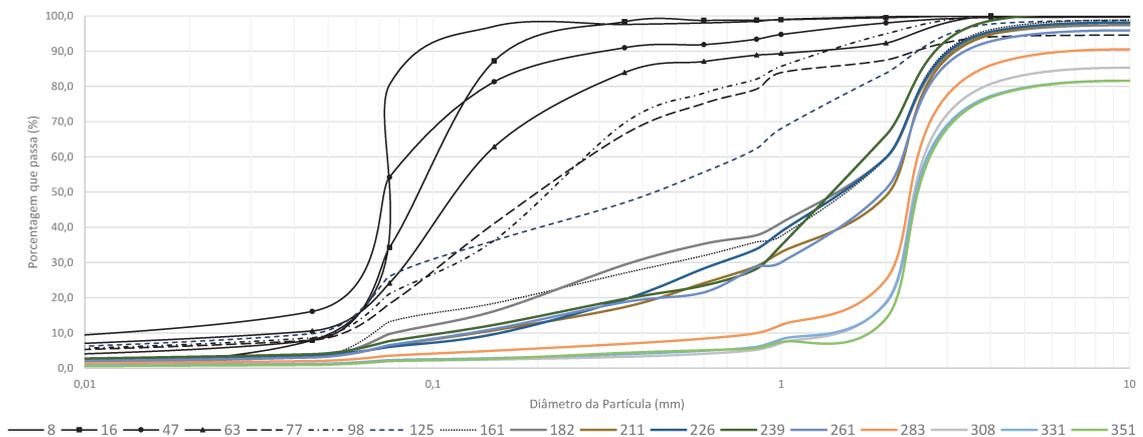
Fonte: Autoria própria

Figura 5.5. Curvas granulométricas do lodo para o reator R2



Fonte: Autoria própria

Figura 5.6. Curvas granulométricas do lodo para o reator R3

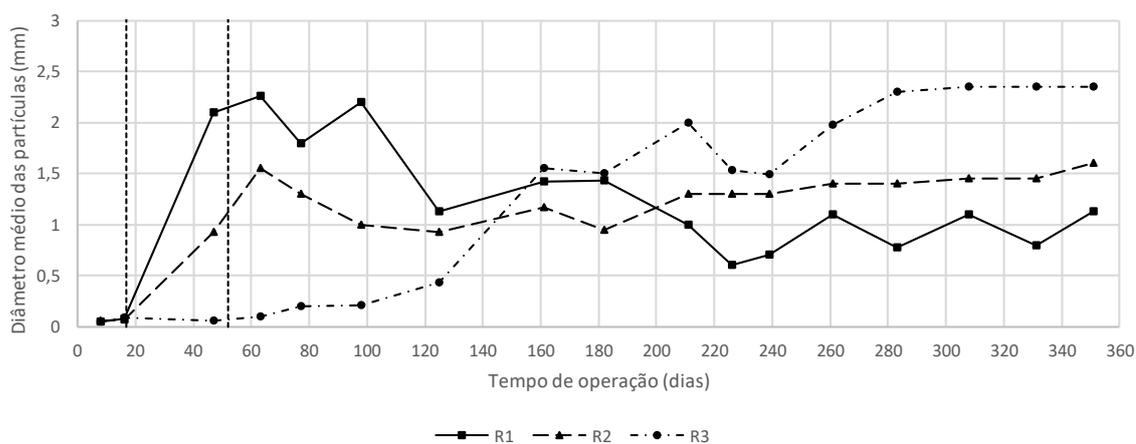


Fonte: Autoria própria

Para o reator R2, nota-se também a translação das curvas em direção ao maior diâmetro, assim como em R3, onde, todavia, esse deslocamento ocorre de forma mais gradual.

A curva de variação de diâmetro médio das partículas é apresentada na Figura 5.7.

Figura 5.7. Variação do diâmetro médio das partículas em função do tempo de operação



Fonte: Autoria própria

A partir desta figura, é possível observar com mais clareza que houve o aumento do diâmetro médio das partículas do lodo com a aplicação da pressão de seleção. Também, verifica-se como esse aumento é dependente da taxa de aeração.

Em relação ao reator R1, verifica-se um crescimento elevado no diâmetro médio das partículas entre os dias 20 e 40 (taxa de crescimento médio de $0,060 \text{ mm.d}^{-1}$). Verifica-se também que a aplicação do segundo estágio não trouxe consequência no aumento do diâmetro. Há flutuação nos valores de diâmetro médio, após o dia 50, indicando possível ruptura e reestruturação das partículas do lodo. A partir do dia 100, há uma tendência à diminuição do diâmetro, indicando que o espessamento do lodo, ocorrido anteriormente, não se manteve estável. Aparentemente, o lodo alcança a estabilidade, em termos de granulometria, quando o diâmetro médio se aproxima de 1,0 mm.

Para o reator R2, um comportamento similar ao R1 foi observado em termos de aumento de diâmetro no início da operação, mas com uma taxa menor

($\sim 0,030 \text{ m.d}^{-1}$). Também se verifica diminuição no diâmetro médio, por volta do dia 65 de operação, e a aparente estabilização do diâmetro em torno de 1,5 mm.

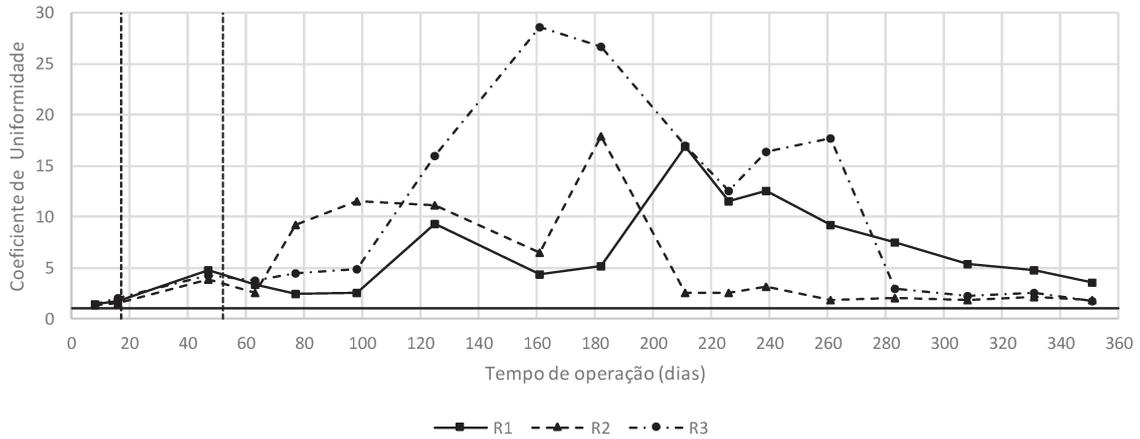
No reator R3 foi observado um comportamento diferente. Há também um aumento no diâmetro médio, mas numa taxa inferior ($\sim 0,015 \text{ mm.d}^{-1}$). O diâmetro aumenta de forma constante até aproximadamente 120 dias de operação, quando passa a crescer de forma mais intensa ($\sim 0,030 \text{ mm.d}^{-1}$), e finalmente se estabiliza em um valor próximo de 2,4 mm.

Outra informação importante que pode ser obtida a partir das curvas de distribuição granulométrica se refere à uniformidade do tamanho das partículas. Esta informação pode ser observada pela inclinação do trecho central das curvas granulométricas, sendo tanto maior quanto maior a verticalidade do trecho. Visualmente, nota-se que, para o reator R1, inicialmente há um aumento na uniformidade das curvas, com posterior diminuição, enquanto para os reatores R2 e R3, a uniformidade parece aumentar com o tempo de operação. Para se ter mais clareza sobre esta análise, pode-se calcular o Coeficiente de Uniformidade (C_u) das curvas granulométricas, definido como a relação entre o diâmetro efetivo (diâmetro pelo qual passaria 10% da amostra) e o D_{60} (diâmetro pelo qual passaria 60% da amostra). A variação do Coeficiente de Uniformidade das curvas granulométricas, ao longo do tempo de operação, é apresentada na Figura 5.8. Caso a amostra seja perfeitamente uniforme, o valor do C_u será 1, e será tanto maior quanto menor a uniformidade da amostra.

Observa-se no início do experimento, o lodo dos reatores apresentava elevada uniformidade em relação ao diâmetro de suas partículas. Com a aplicação da pressão de seleção, há uma diminuição da uniformidade, principalmente no caso do reator R3, e uma tendência final ao aumento da uniformidade, principalmente nos reatores R2 e R3, onde se verificam valores próximos de 1 a partir de aproximadamente 210 dias e 280 dias, respectivamente. O aumento da uniformidade indica que as partículas do lodo atingiram seu diâmetro máximo, com valor próximo ao diâmetro médio das partículas. Portanto, se nota uma limitação do crescimento das partículas do lodo, que aumentam até atingir um valor próximo ao diâmetro médio.

Essa limitação deve estar relacionada a um balanço entre a resistência do grânulo e a atuação das forças de cisalhamento hidrodinâmico (GAO, LIU e LIANG, 2013).

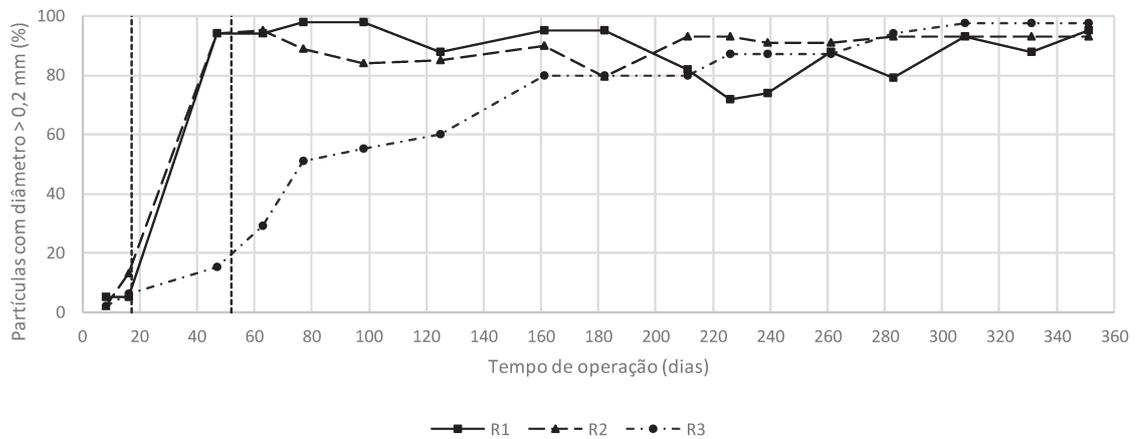
Figura 5.8. Coeficiente de uniformidade das curvas granulométricas ao longo do tempo de operação dos reatores



Fonte: Autoria própria

Utilizando-se as curvas granulométricas apresentadas, também é possível obter a porcentagem de partículas com diâmetro maiores que 0,2 mm. Esse valor de diâmetro, segundo Liu e Tay (2004), distingue os grânulos aeróbios dos flocos. A variação da porcentagem de partículas, em massa, com diâmetro maior ou igual a 0,2 mm é apresentada na Figura 5.9.

Figura 5.9. Porcentagem das partículas, em massa, com diâmetro maiores ou iguais a 0,2 mm



Fonte: Autoria própria

Nota-se, a partir da Figura 5.9, a efetividade da pressão de seleção quanto à manutenção das partículas com maior diâmetro no reator, principalmente em relação aos reatores R1 e R2. A resposta do reator R3 a essa pressão se mostrou mais lenta, atingindo a marca de 50% das partículas com diâmetro maior ou igual a 0,2 mm no 77º dia de operação, enquanto o mesmo ocorreu já no 30º dia, para R1 e R2. Para a análise final, os três reatores apresentam mais de 90% de suas partículas com diâmetro maior que 0,2 mm. Os dados de porcentagem de lodo granular estão de acordo com o previsto por Liu et al. (2005), ao se impor uma velocidade de sedimentação mínima de 10 m.h⁻¹.

Outros autores que relataram a formação de lodo granular aeróbio utilizando esgoto sanitário como substrato encontraram diâmetro médio dos grânulos variando entre 0,2 e 4,0 mm, com porcentagem de partículas com diâmetro maior ou igual a 0,2 mm superior a 60% (WAGNER e DA COSTA, 2013; JUNGLES, CAMPOS e DA COSTA, 2014; GUIMARÃES et al., 2017). É importante ressaltar que os valores de diâmetro médio e porcentagem de lodo granular são variáveis que exigem um elevado tempo de operação para estabilização, conforme se verifica a partir dos dados apresentados.

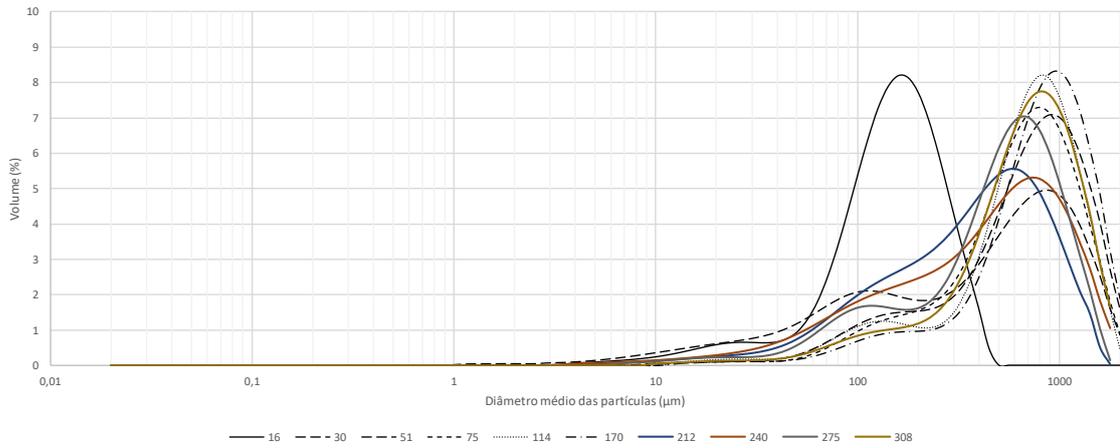
5.2.4 Granulometria a Laser

Nas Figuras 5.10, 5.11 e 5.12 são apresentadas as curvas de distribuição de tamanho das partículas (em volume), obtidas com auxílio de *laser*, para os reatores R1, R2 e R3, respectivamente. Na Figura 5.13, é apresentada a variação do diâmetro médio das partículas para os três reatores.

Optou-se por realizar ensaios de granulometria a *laser* e por peneiramento, visando validar a aplicabilidade deste método, posto que sua metodologia é pouco detalhada na literatura consultada.

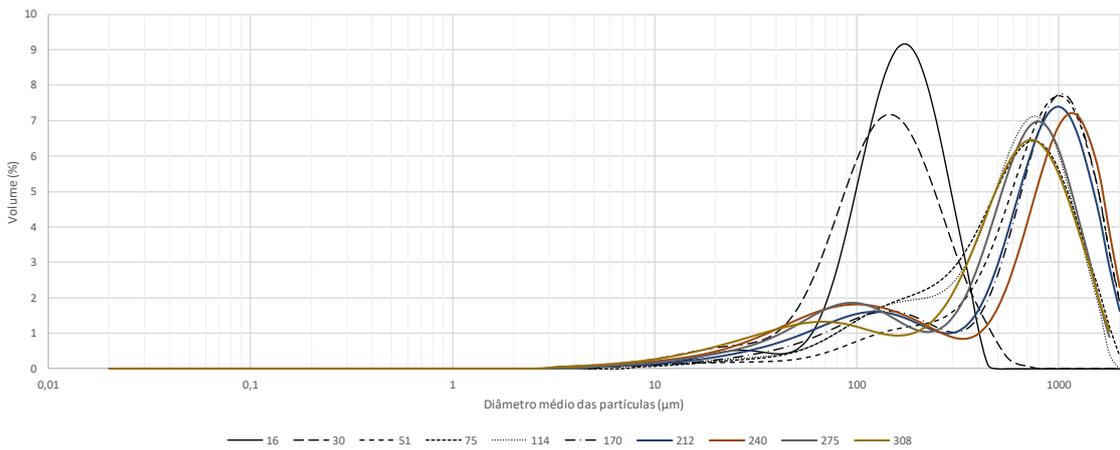
O ensaio de granulometria a laser utilizou amostras passantes na peneira de abertura 2,0 mm, em razão do limite máximo de detecção do equipamento. Assim, é negligenciada parte considerável dos sólidos.

Figura 5.10. Variação da distribuição de tamanho de partículas para o reator R1



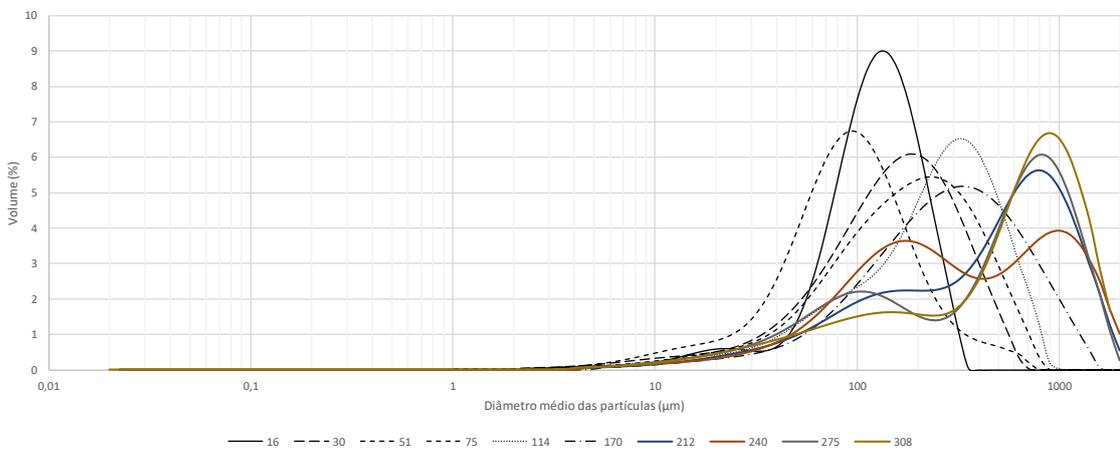
Fonte: Autoria própria

Figura 5.11. Variação da distribuição de tamanho de partículas para o reator R2



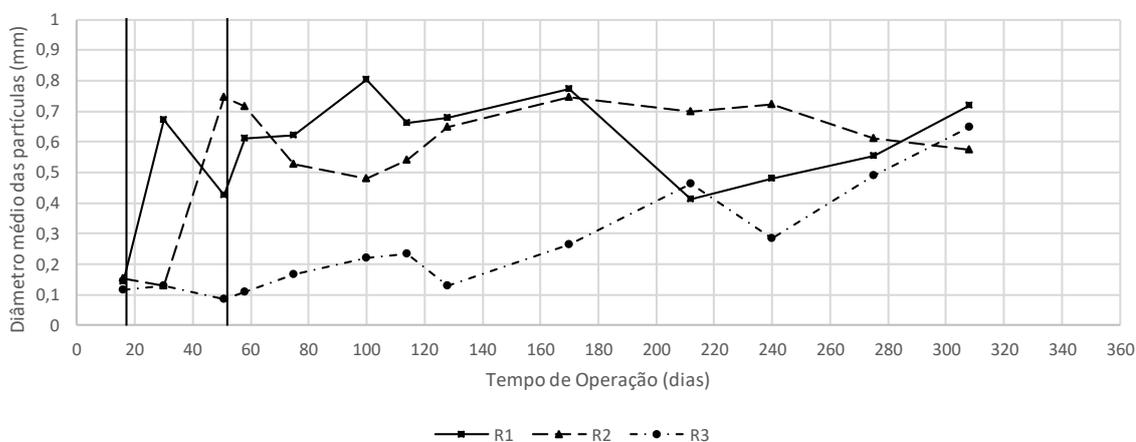
Fonte: Autoria própria

Figura 5.12. Variação da distribuição de tamanho de partículas para o reator R3



Fonte: Autoria própria

Figura 5.13. Diâmetro médio das partículas, obtidos a partir da análise granulométrica a laser



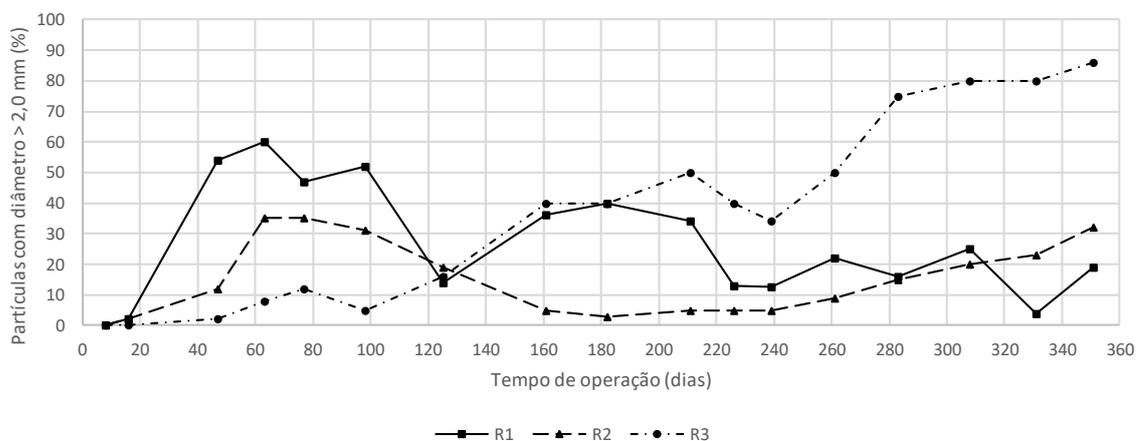
Fonte: Autoria própria

É possível verificar que há uma translação das curvas de distribuição para a direita, indicando diâmetro com maior frequência crescente nas amostras, corroborando, portanto, os resultados obtidos anteriormente. Observa-se este aumento também na Figura 5.13, que apresenta o diâmetro médio das partículas ao longo do tempo. Como foi suprimida a parte mais granular das amostras, os valores de diâmetro médios são inferiores aqueles encontrados no ensaio de granulometria por peneiramento (Figura 5.7). Assim, o ensaio de granulometria a laser, apesar de mais simples operacionalmente, não traz resultados completos sobre o desenvolvimento do lodo granular aeróbio. Para tanto, seria necessário incorporar uma etapa de análise das partículas retidas na peneira de abertura 2,0 mm, por fotografia e análise computacional, por exemplo. É importante ressaltar, entretanto, que a metodologia permite verificar o comportamento das partículas com menores diâmetros (<0,045 mm), que não são monitoradas no ensaio de granulometria por peneiramento.

Na Figura 5.14 são apresentadas as porcentagens do lodo com diâmetro maiores que 2,0 mm, obtidas do ensaio de granulometria por peneiramento.

Verifica-se que grande parte do lodo é composto por partículas com diâmetro maior que 2,0 mm, principalmente no caso do reator R3. Assim, para a análise da formação e comportamento do lodo granular aeróbio, o ensaio de granulometria por peneiramento se mostra mais eficaz.

Figura 5.14. Porcentagem de partículas com diâmetro maior que 2,0 mm



Fonte: Autoria própria

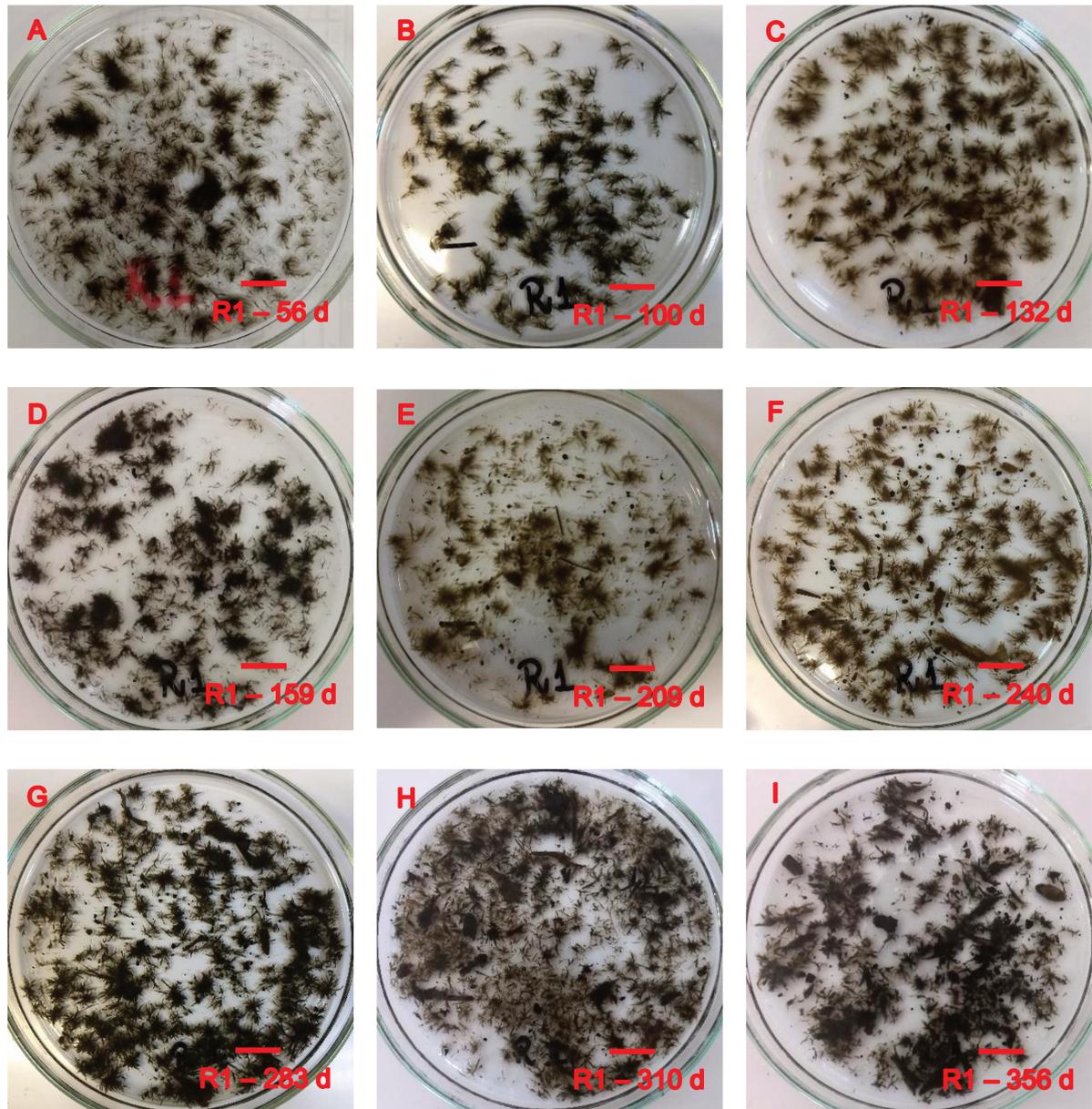
5.2.5 Fotografias

Nas Figuras 5.15 a 5.17 são apresentadas fotografias do lodo dos reatores R1, R2 e R3, respectivamente, ao longo do tempo de formação. A linha horizontal vermelha nas fotografias corresponde a um comprimento de 10 mm.

Observa-se, das figuras apresentadas para o reator R1, pouca variação na morfologia do lodo ao longo de todo o tempo de operação. O formato das partículas é bastante distinto de uma esfera, o que explica a falta de proporcionalidade entre o diâmetro médio e a velocidade de sedimentação.

É interessante notar que a formação destas partículas se deu de forma bastante rápida, já sendo verificados no reator após a aplicação do primeiro estágio de pressão de seleção. Com a aplicação do segundo estágio, parece haver a consolidação destas estruturas, e sua estabilidade, após, aproximadamente 120 dias de operação, quando não se notam mais variações significativas nas características físicas do lodo.

Figura 5.15. Fotografias da biomassa do reator R1 ao longo do tempo de operação



Fonte: autoria própria

Tay, Liu e Liu (2001a) observaram a formação de lodo com características similares e chamaram as partículas de bioflocos. Estas estruturas ocorreram em reatores operados com taxa de aeração de $0,8 \text{ cm.s}^{-1}$, enquanto, para uma taxa de $2,5 \text{ cm.s}^{-1}$, verificou-se a formação de grânulos com forma regular. Segundo os autores, a atuação da força de cisalhamento, no caso da maior taxa de aeração, deve forçar os bioflocos a se modelarem como grânulos, já que estas estruturas esféricas têm energia superficial mínima.

Bioflocos também foram observados por Chen et al. (2007) ao estudar a formação de LGA para diferentes forças de cisalhamento. Para valores de taxa de aeração de 0,8 e 1,2 cm.s^{-1} , formaram-se grandes grânulos filamentosos, instáveis e com estrutura irregular, enquanto grânulos estáveis foram formados quando se utilizaram taxas de aeração de 2,4 e 3,2 cm.s^{-1} . Segundo os autores, a taxa de aeração tem papel importante na estabilidade dos grânulos.

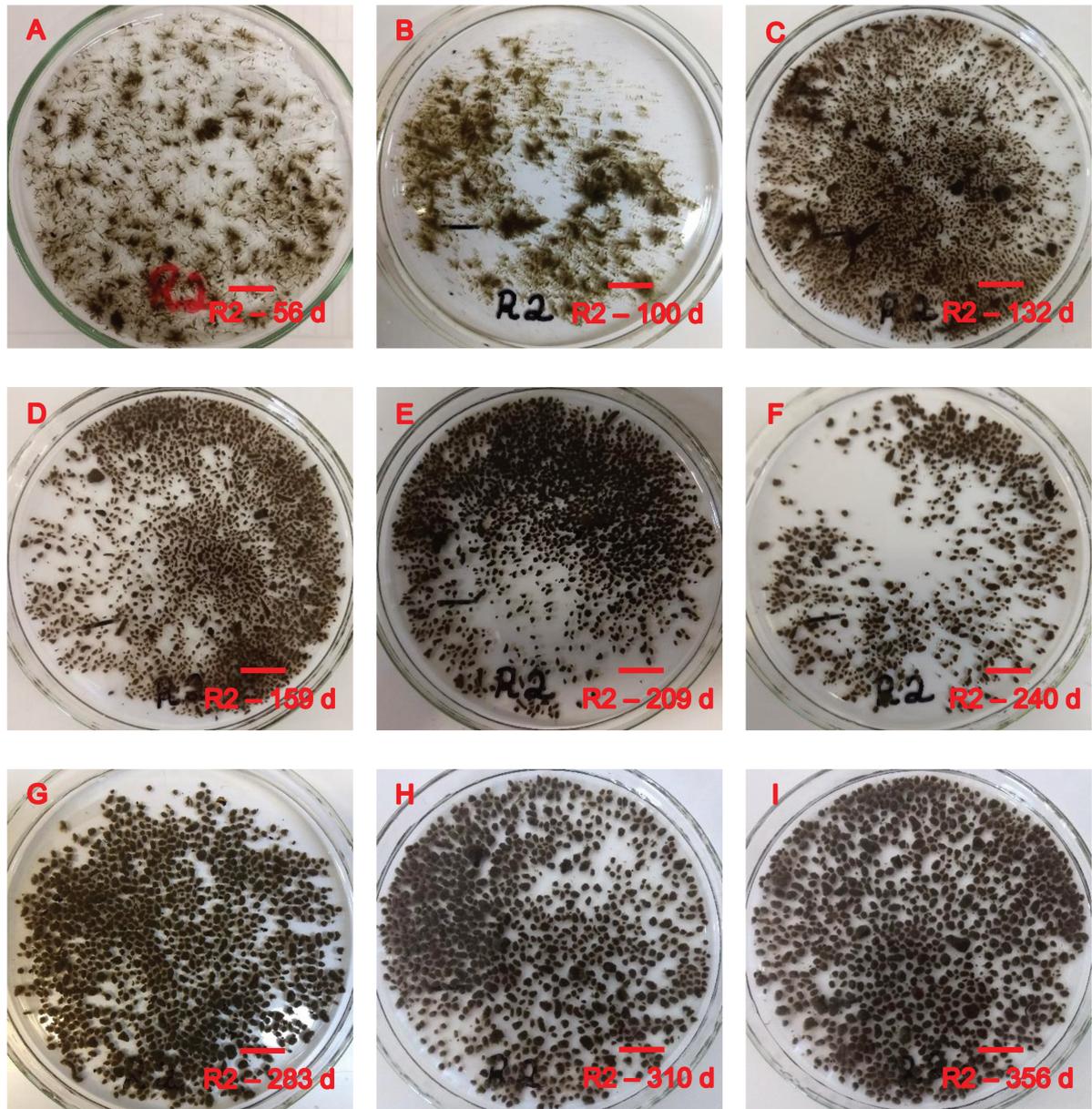
Ao analisar a influência da concentração de OD na formação de LGA, Sturm e Irvine (2008) notaram a formação de bioflocos quando, mantendo a mesma taxa de aeração, limitaram a concentração de OD no liquor misto a 5 mg.L^{-1} . Lodo granular estável foi formado sem a limitação de OD. Os autores concluíram que a concentração de OD é mais importante que a força de cisalhamento na formação do LGA.

De Kreuk et al. (2010) verificaram a formação de bioflocos em reatores operados utilizando-se efluente com matéria orgânica particulada (amido) como substrato. De acordo com os autores, a formação dos bioflocos deve estar relacionada à hidrólise do amido ao longo da fase aeróbia, levando à disponibilidade de substrato solúvel durante o período.

Devlin et al., (2017) verificaram a formação de bioflocos ao aplicar alta carga orgânica em reator com baixa taxa de aeração (0,4 cm.s^{-1}), enquanto lodo granular estável foi formado ao se aplicar baixa carga orgânica.

Assim, a formação dos bioflocos no reator R1 deve estar relacionada à baixa taxa de aeração aplicada (0,15 cm.s^{-1}), posto que somente esta variável foi modificada entre os três reatores estudados, mas também pode ter relação com a presença de DQO particulada no substrato, assim como observado por De Kreuk et al. (2010). Como outros autores verificaram ser possível a formação de lodo granular com taxas inferiores a utilizada em R1 (GAO, LIU e LIANG, 2013; LI et al., 2019) essa não deve ser a única variável que influencia na formação dos bioflocos.

Figura 5.16. Fotografias da biomassa do reator R2 ao longo do tempo de operação



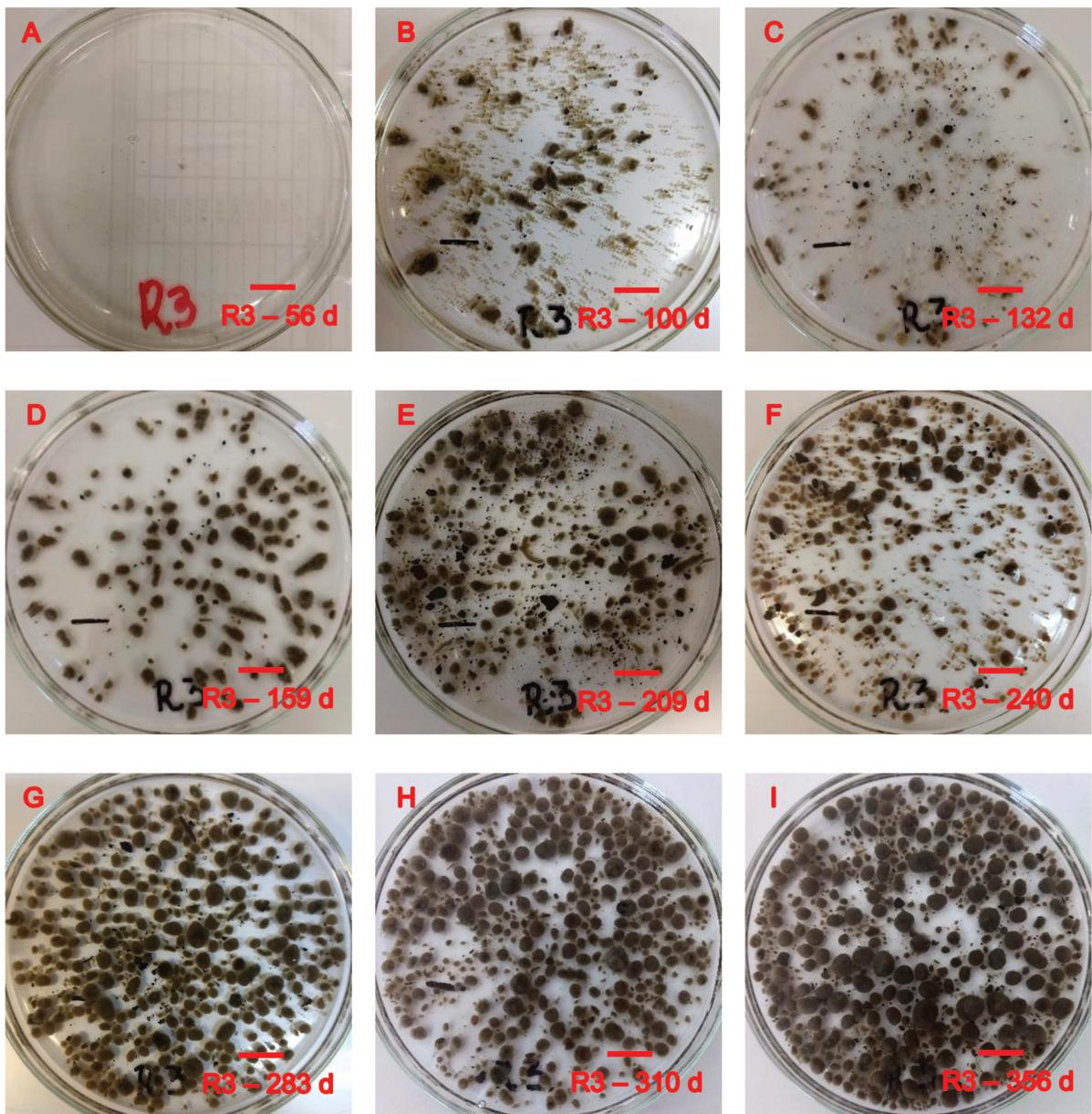
Fonte: autoria própria

Observa-se, a partir da análise das figuras da biomassa do reator R2, que a morfologia do lodo é similar à verificada em R1, no início do processo de formação. Entretanto, a estrutura dos biofilos não é estável como em R1. Há, a partir do dia 60, aproximadamente, a quebra destas estruturas, o que se evidencia pelas fotografias e pela diminuição do diâmetro médio, conforme Figura 5.7. Após a quebra dos biofilos, formam-se novas partículas, ainda com diâmetro médio elevado

(~1 mm), que passam por um processo de arredondamento e aumento gradual do diâmetro.

É possível observar também que há pouca alteração no formato das partículas de lodo após 240 dias de operação, indicando a estabilização das características do lodo granular. A formação do lodo granular aeróbio em R2 se deu mesmo aplicando-se uma taxa de aeração de $0,30 \text{ cm.s}^{-1}$.

Figura 5.17. Fotografias da biomassa do reator R3 ao longo do tempo de operação



Fonte: autoria própria

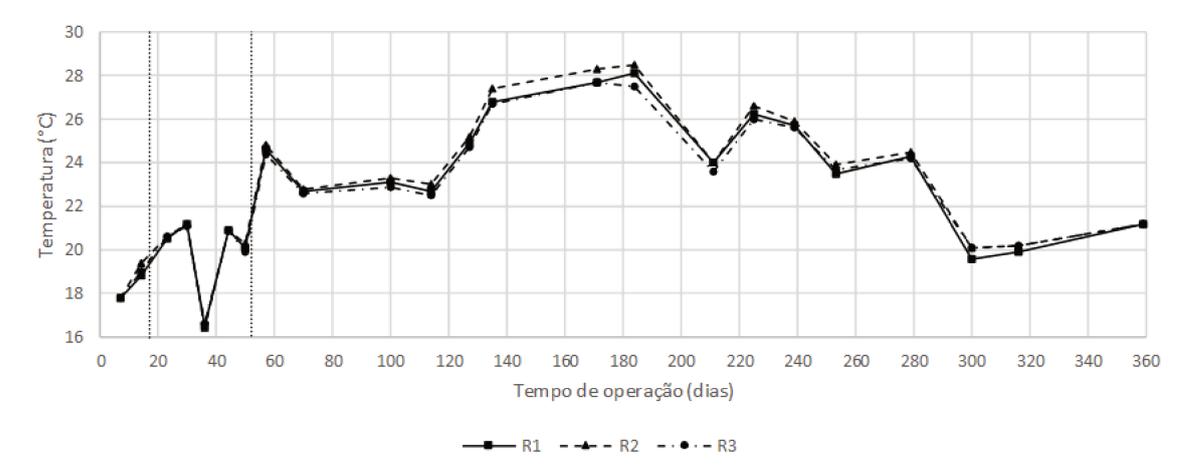
Verifica-se, para o reator R3, um comportamento diferente em termos de formação dos grânulos: no início da operação, havia poucas partículas densas, sendo que praticamente todo o lodo ainda era floculento. Isso pode ser verificado pela pouca diferença entre as curvas granulométricas do lodo entre os dias 8 e 63, a partir de quando começa a haver um crescimento do diâmetro médio das partículas (Figuras 5.6 e 5.7). Assim, não se verificou, para este reator, a formação inicial de bioflocos. As três últimas fotografias mostram poucas alterações morfológicas no lodo após o dia 283, corroborando aos dados apresentados nas Figuras 5.6, 5.7 e 5.9.

5.2.6 Caracterização Físico-química do liquor misto dos reatores

Temperatura e Concentração de Oxigênio Dissolvido

Na Figura 5.18 são apresentadas as variações de temperatura no liquor misto dos reatores, ao longo da operação.

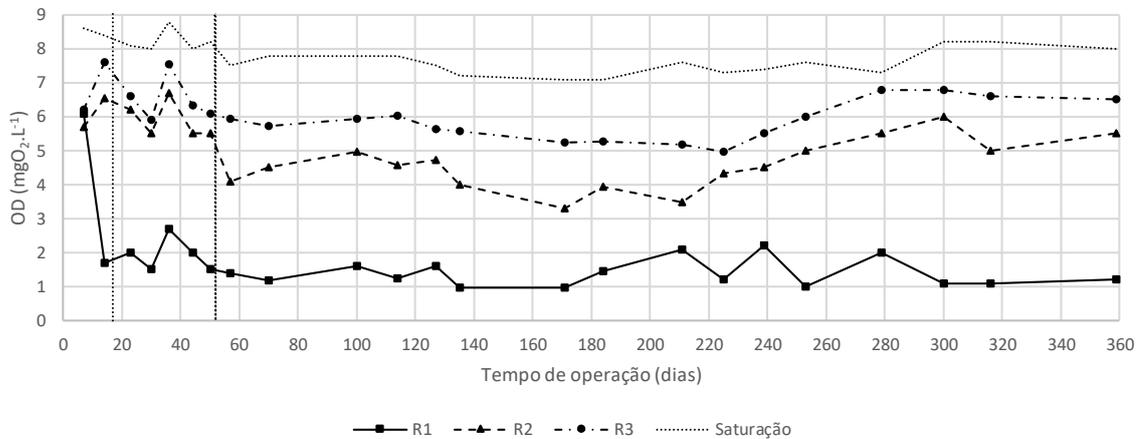
Figura 5.18. Variação da temperatura do liquor misto ao longo da operação dos reatores



Fonte: autoria própria

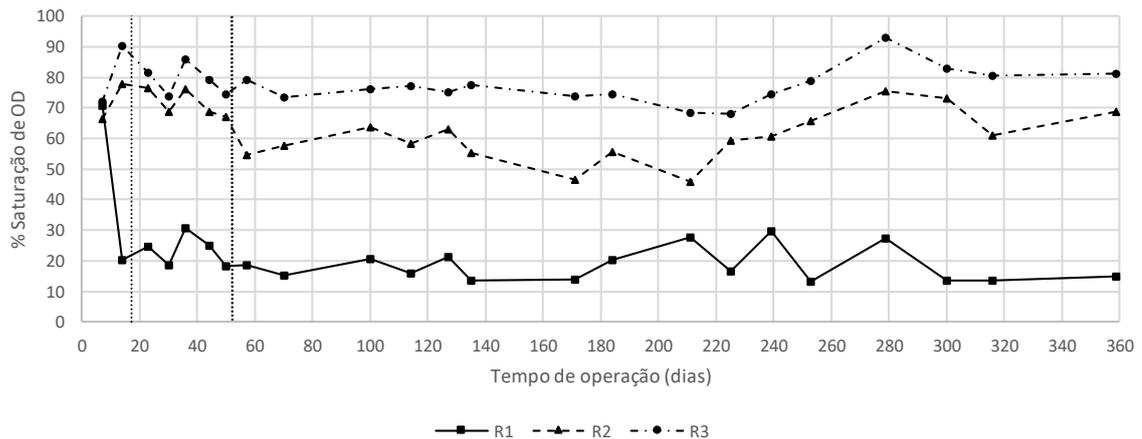
Na Figura 5.19 é apresentada a variação da concentração de oxigênio dissolvido no liquor misto dos reatores no final da fase aeróbia. É apresentada também a variação da concentração de saturação de OD no meio líquido, obtida em função da temperatura e da altitude, de acordo com a Lei de Henry (Figura 5.20).

Figura 5.19. Variação da concentração de OD no liquor misto ao longo da operação dos reatores



Fonte: autoria própria

Figura 5.20. Porcentagem de saturação de OD nos reatores, ao longo da operação



Fonte: autoria própria

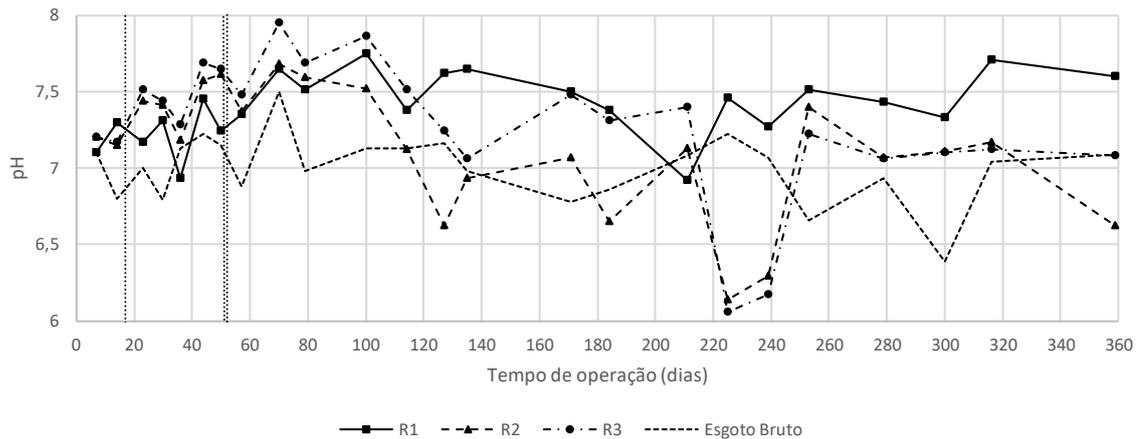
Observa-se que as taxas de aeração aplicadas nos três reatores levaram à valores de OD inferiores à concentração de saturação. Para o reator R1, o valor de OD varia, ao longo da operação, entre 10 e 30% do OD de saturação. O OD de R2, por sua vez, varia entre 50 e 70% do OD de saturação, enquanto, em R3, essa faixa é de 70 a 90%.

Nota-se uma oscilação nos valores de OD no início do experimento, ocasionada pela variação considerável da temperatura neste período, e consequente variação da solubilidade do oxigênio no meio.

pH e Alcalinidade

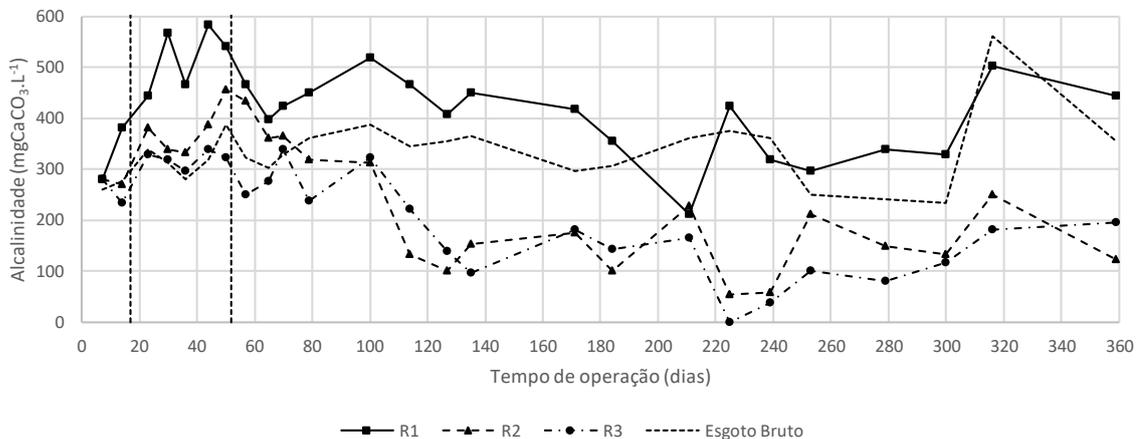
Nas Figuras 5.21 e 5.22 são apresentados os valores de pH e alcalinidade do liquor misto dos reatores ao longo do tempo de operação. As leituras foram realizadas nos 5 minutos finais da fase de aeração.

Figura 5.21. Variação do pH do liquor misto ao longo da operação dos reatores



Fonte: autoria própria

Figura 5.22. Variação da alcalinidade do liquor misto ao longo da operação dos reatores



Fonte: autoria própria

Observa-se, das figuras apresentadas, que por volta do dia 100, os valores de pH e alcalinidade dos reatores R2 e R3 começam a diminuir. Nesta etapa do experimento, nos dias 121 e 128, foram instalados sistemas de dosagem de alcalinidade nos reatores R2 e R3, respectivamente, visando evitar valores de pH inferiores à 6,5, o que ocorreu entre os dias 220 e 240, por falha no sistema de

dosagem. Foi adicionada alcalinidade por dosagem de solução de bicarbonato de sódio na concentração de 80 g.L^{-1} . O controle do volume de solução adicionado aos reatores foi feito de forma manual, com aumento ou diminuição dos volumes adicionados por ciclo em função do valor de pH no final do ciclo.

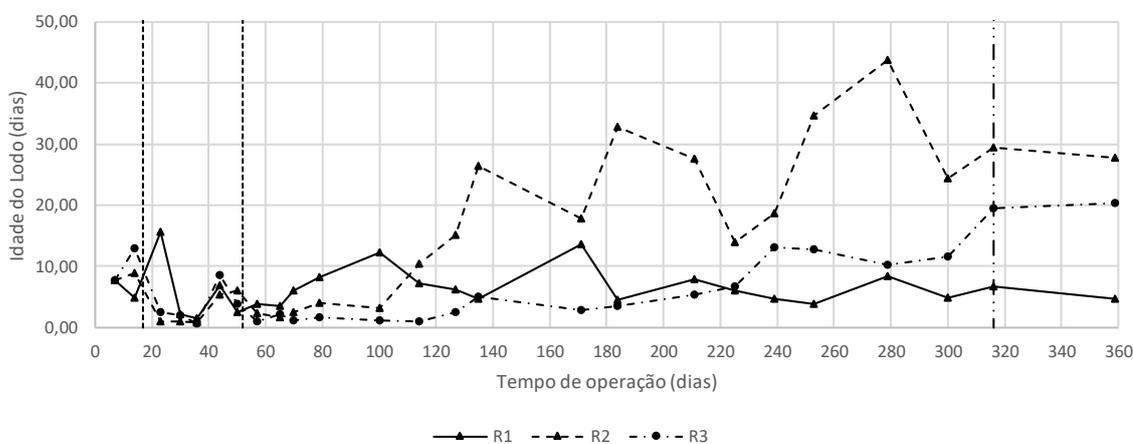
O maior consumo de alcalinidade nos reatores R2 e R3 é um indicativo do início da nitrificação nos reatores.

Idade do Lodo

A variação da idade do lodo ao longo do tempo de operação é apresentada na Figura 5.23. A partir do dia 316 (linha vertical na figura), iniciou-se o descarte manual de lodo dos reatores R2 e R3, retirando-se um volume de liquor misto de 1/200 do volume útil do reator, diariamente. A idade do lodo, no período em que não havia descarte intencional de lodo, foi obtida em função da concentração de SSV no efluente tratado dos reatores, cujos valores são apresentados mais adiante neste capítulo.

Verifica-se, para o reator R1, uma idade do lodo que varia em torno de 5 dias, valor próximo ao utilizado em sistemas de lodos ativados convencional. Já no caso dos reatores R2 e R3, os valores de idade do lodo aumentam com o tempo de operação, apresentando valores próximos aos utilizados em sistemas de tratamento de lodos ativados com aeração prolongada.

Figura 5.23. Variação da idade do lodo ao longo da operação dos reatores



Fonte: Autoria própria

Deve-se considerar que estes valores de idade do lodo são médios, e calculados em função da concentração de sólidos suspensos no efluente tratado. Entretanto, sabe-se que o lodo descartado juntamente com o efluente tratado é um lodo mais flocular e com poucas partículas granulares, diferenciando-se, portanto, do lodo presente no reator. Assim, visando caracterizar a parcela do lodo que é descartada de forma não intencional, realizaram-se ensaios de caracterização granulométrica para o efluente tratado dos reatores. As curvas granulométricas médias encontradas estão apresentadas nas Figuras 5.24 a 5.26, juntamente com curvas granulométricas do lodo dos reatores obtidas nos dias 8, 98, 211, 308 e 351, já apresentadas anteriormente.

Nota-se, a partir das figuras, a diferença que há entre as características granulométricas do lodo do reator e do lodo presente no efluente tratado. Para o reator R1, a quantidade de sólidos com diâmetro maior que 0,2 mm no efluente tratado (partículas com característica granulométrica de lodo granular) é da ordem de 60%. Partículas com diâmetro maiores que 1,0 mm não são verificadas no efluente. No caso do reator R2, 35% das partículas do efluente tratado têm mais que 0,2 mm, enquanto há, em média 20% das partículas com mais de 0,2 mm no efluente tratado do reator R3. Nestes dois reatores também não são observadas partículas maiores que 1,0 mm no efluente tratado.

Utilizando-se as curvas granulométricas do lodo do reator e do efluente tratado, é possível calcular a idade do lodo de cada fração granulométrica, para um determinado tempo de operação. As curvas que apresentam a idade do lodo em função do diâmetro das partículas são apresentadas nas Figuras 5.27, 5.28 e 5.29, para os reatores R1, R2 e R3, respectivamente. São apresentadas curvas para os dias 8, 98, 211, 308 e 351.

Nota-se, das figuras apresentadas, como o diâmetro da partícula influencia na sua idade. De forma geral, partículas com mais de 1,0 mm de diâmetro têm idade igual ao tempo de operação do reator, enquanto não há descarte intencional de lodo, posto que não saem com o efluente tratado. Nas curvas apresentadas para o dia 351, no caso dos reatores R2 e R3, observa-se uma idade do lodo, para as partículas com mais de 0,85 mm, de 200 dias, em função do descarte intencional de lodo.

Figura 5.24. Curva granulométrica média do Efluente Tratado do Reator R1

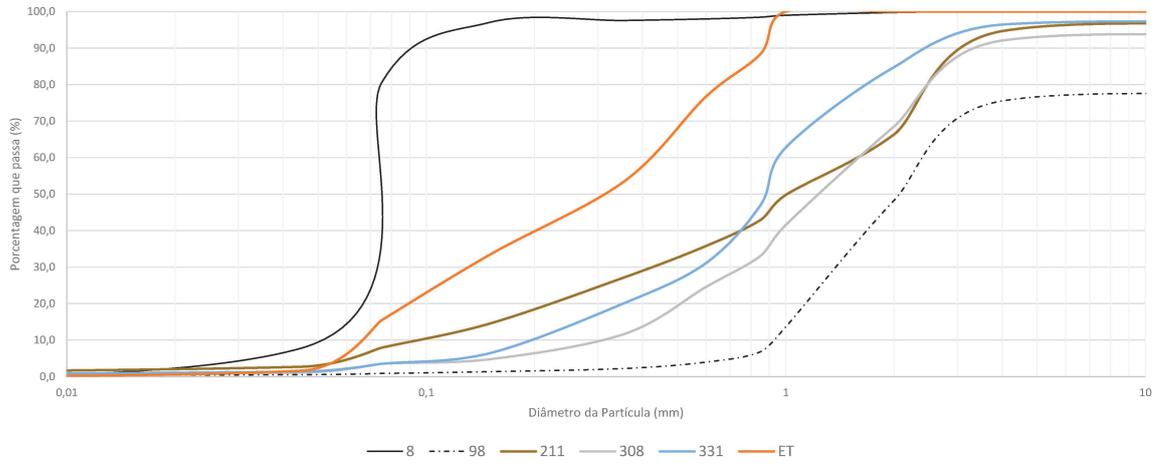


Figura 5.25. Curva granulométrica média do Efluente Tratado do Reator R2

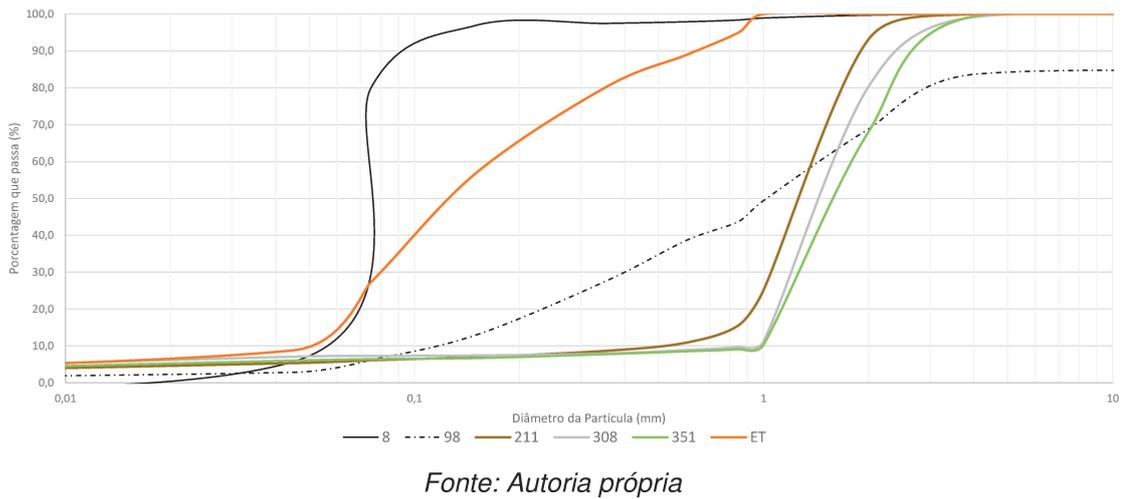


Figura 5.26. Curva granulométrica média do Efluente Tratado do Reator R3

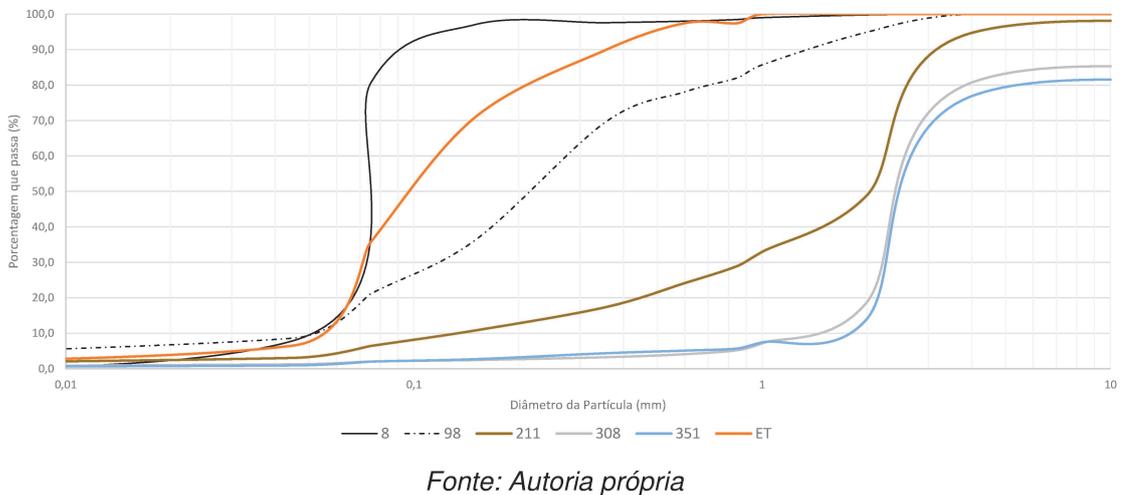
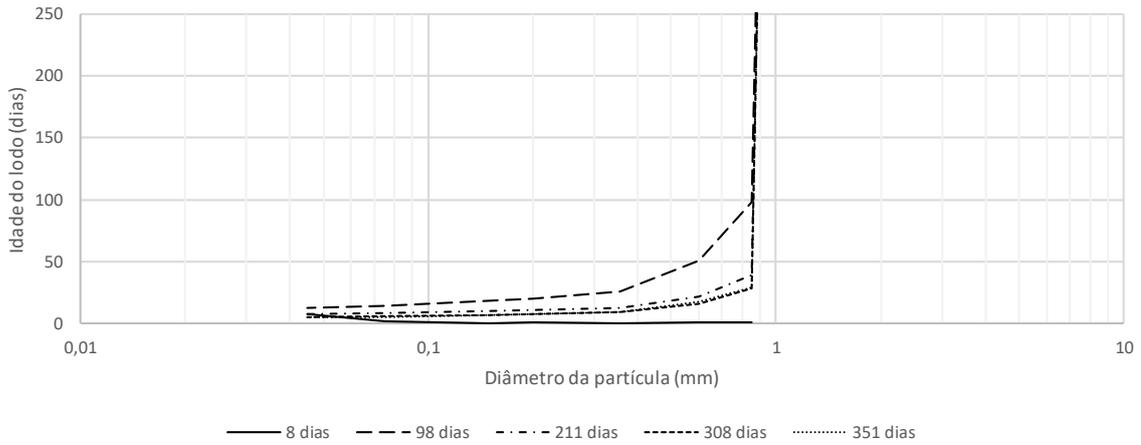
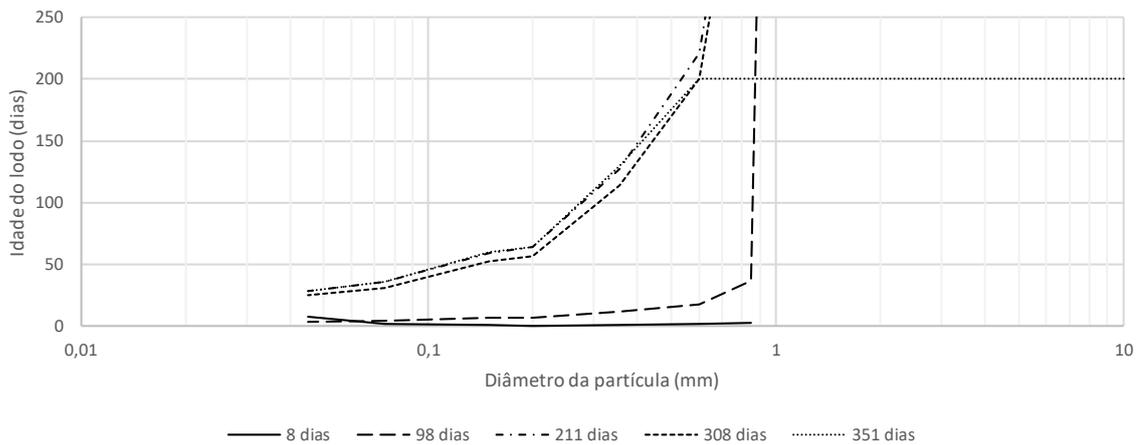


Figura 5.27. Variação da idade do lodo em função do diâmetro da partícula, para o reator R1



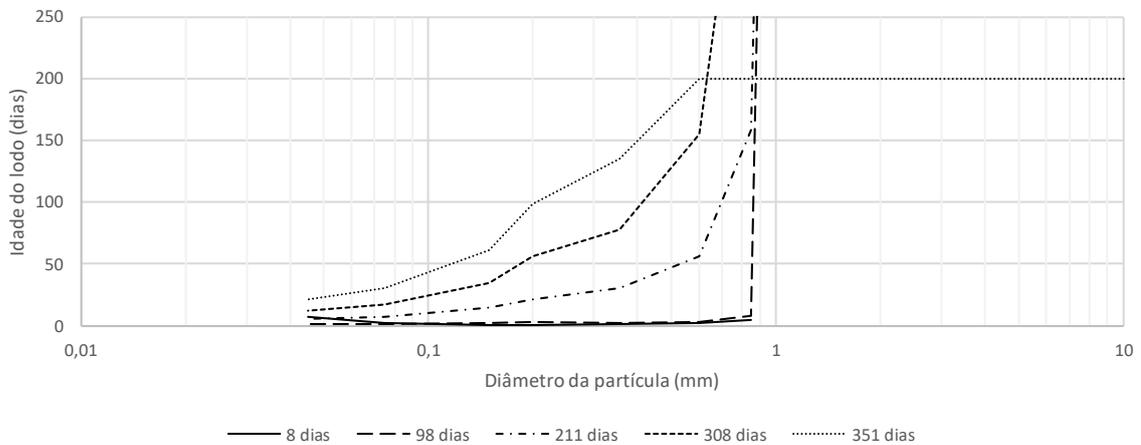
Fonte: Autoria própria

Figura 5.28. Variação da idade do lodo em função do diâmetro da partícula, para o reator R2



Fonte: Autoria própria

Figura 5.29. Variação da idade do lodo em função do diâmetro da partícula, para o reator R3

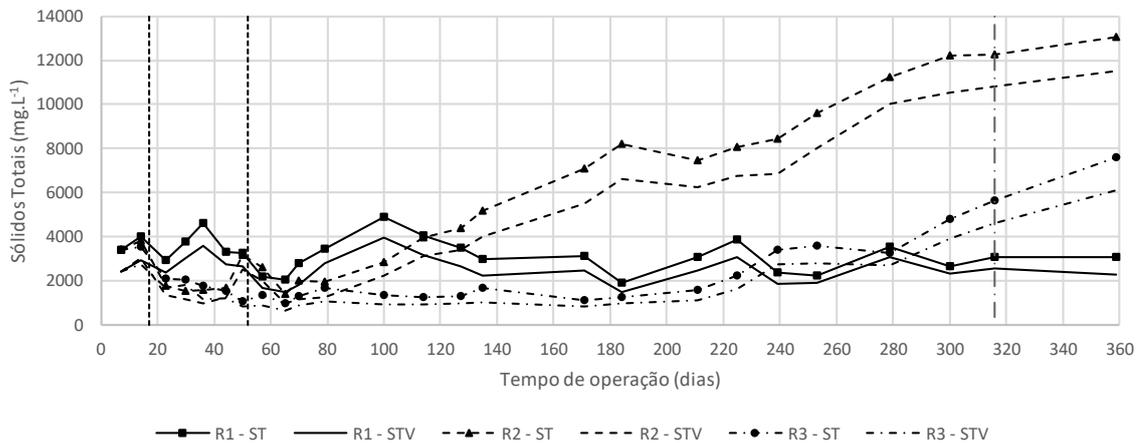


Fonte: Autoria própria

Concentração de Sólidos

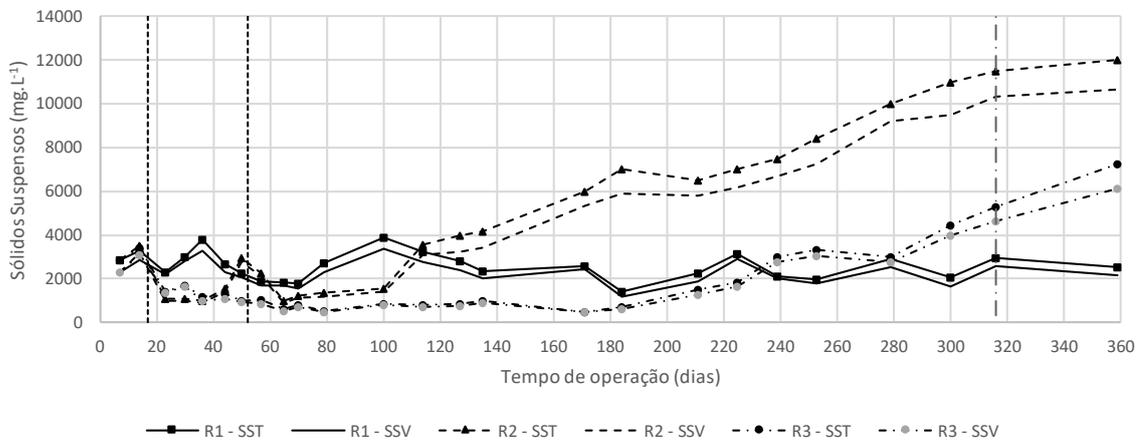
São apresentados, nas Figuras 5.30 e 5.31, as variações das concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos, respectivamente, ao longo do tempo de operação, para os três reatores. A partir do dia 316, iniciou-se a retirada de $1,0 \text{ L.d}^{-1}$ de liquor misto dos reatores R2 e R3, conforme relatado no item anterior. A linha vertical em 316 dias, nas figuras, indica o início deste descarte de lodo. A adoção desta taxa de descarte intencional se deu visando estabilizar a concentração de lodo nos reatores.

Figura 5.30. Variação da concentração de Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis ao longo da operação



Fonte: Autoria própria

Figura 5.31. Variação da concentração de Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Suspensos Voláteis ao longo da operação



Fonte: Autoria própria

Os dados de concentração de sólidos no interior dos reatores apontam que, após o segundo estágio de pressão de seleção, houve uma queda na concentração de biomassa nos reatores. O crescimento desta concentração, após isso, se deu de forma diferente para os três reatores, portanto, sofreram a influência da taxa de aeração aplicada.

Para o reator R1, a concentração de biomassa (SSV) se manteve em torno de 2000 mg.L⁻¹. Após a aplicação da pressão de seleção, com o aumento do diâmetro médio e da velocidade de sedimentação, verifica-se um crescimento na concentração de lodo, cujo valor aumenta de 1550 mg.L⁻¹ no dia 70, para 3350 mg.L⁻¹ no dia 100, atingindo o pico, que coincide com a etapa onde se tinha o maior diâmetro médio das partículas. Após atingir o valor máximo, a concentração de lodo volta a decrescer, e, ao longo da operação, aumenta e diminui de forma cíclica.

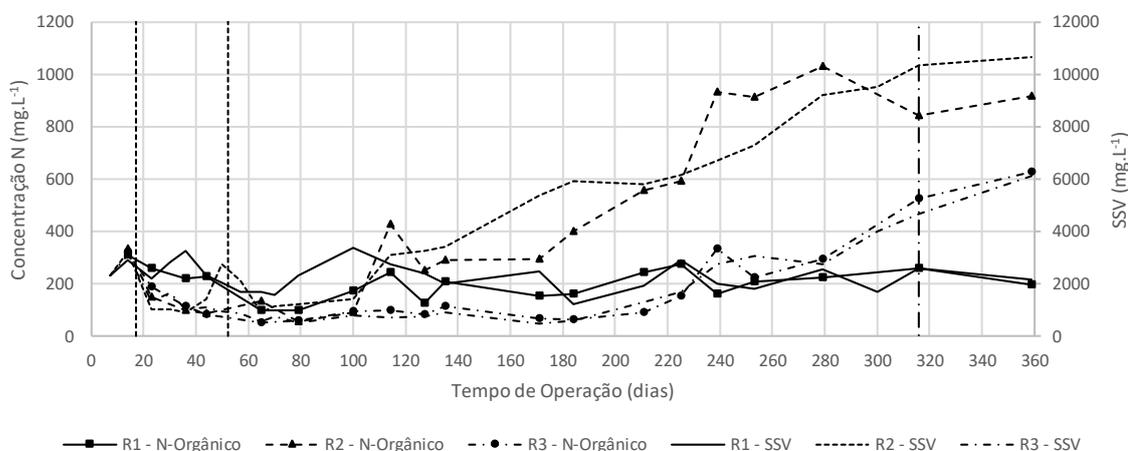
No caso do reator R2, verifica-se um maior crescimento na concentração de biomassa a partir do dia 100, aproximadamente, coincidindo com o período onde se iniciou a formação dos grânulos. Aparentemente, com a formação das novas partículas, houve a possibilidade de crescimento da concentração do lodo e esse crescimento é contínuo ao longo da operação, tendendo a estabilizar, próximo ao dia 320, em um valor da ordem de 10.000 mg.L⁻¹. Ensaio de concentração de SSV realizado no dia 392, confirmou que a concentração de lodo no reator R2 estabilizou em torno de 10.000 mg.L⁻¹

Para o reator R3, nota-se que a não formação dos bioflocos fez com que praticamente toda a biomassa fosse perdida no início da operação. Há, até o dia 190, uma aparente dificuldade para a permanência da biomassa no reator. A partir de então, o crescimento na concentração de lodo é contínuo, atingindo o valor de 6.000 mg.L⁻¹, aproximadamente. O início do aumento da concentração do lodo coincide com o período onde se tem maior descontinuidade da granulometria das partículas (Figura 5.8). Ensaio de concentração de SSV realizado no dia 392, confirmou que a concentração de lodo no reator R3 estabilizou em torno de 6.000 mg.L⁻¹.

Concentrações de Nitrogênio Orgânico e Fósforo Total

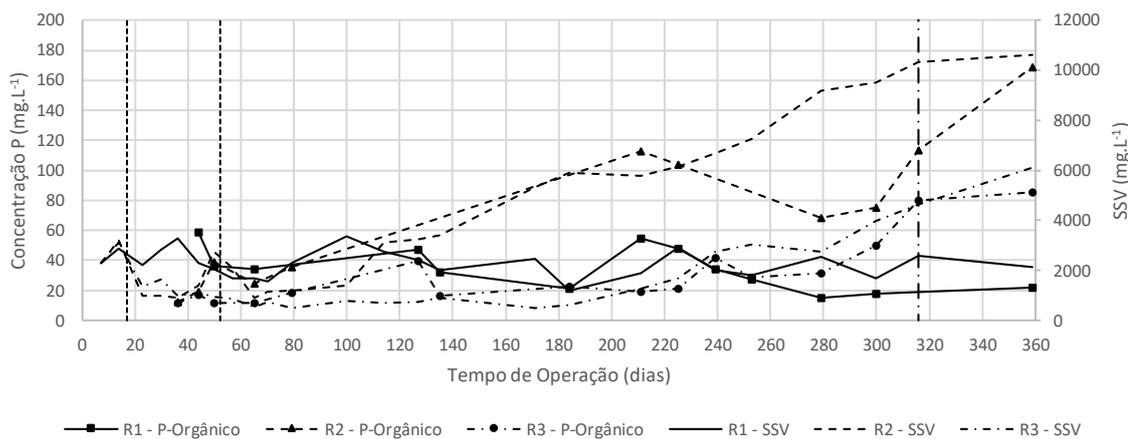
As concentrações de Nitrogênio orgânico e Fósforo Total no liquor misto ao longo da operação, para os reatores R1, R2 e R3 são apresentadas nas Figuras 5.32 e 5.33, respectivamente. As concentrações de SSV ao longo da operação também são apresentadas, visando facilitar a análise comparativa dos dados.

Figura 5.32. Concentração de Nitrogênio orgânico no liquor misto dos reatores, ao longo da operação



Fonte: Autoria própria

Figura 5.33. Concentração de Fósforo total no liquor misto dos reatores, ao longo da operação



Fonte: Autoria própria

Nota-se, em relação às concentrações de nitrogênio, uma proporcionalidade com o teor de sólidos suspensos, para os três reatores, ao longo

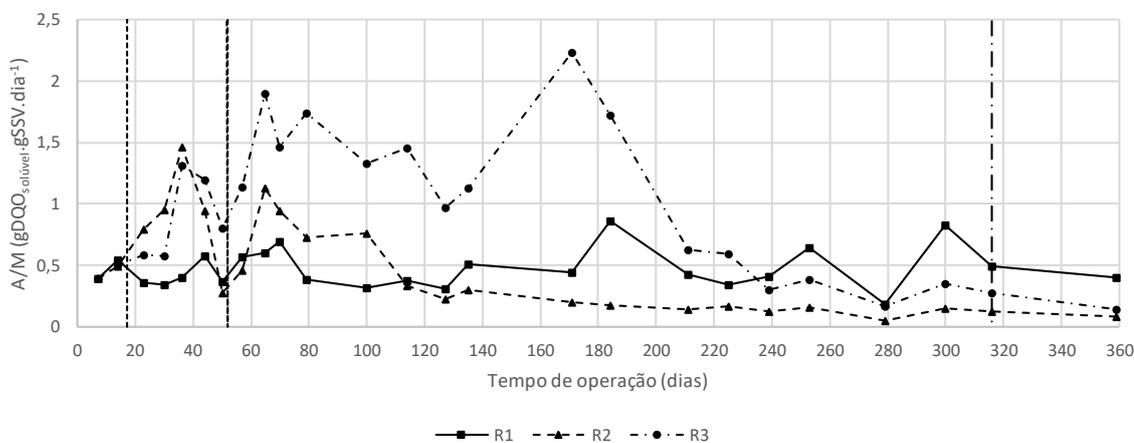
de toda a operação. Em relação ao fósforo, entretanto, essa proporcionalidade se altera ao longo da operação, conforme se verifica claramente no reator R2.

As alterações na razão entre as concentrações de fósforo total e de biomassa devem estar relacionadas à maior ou menor presença relativa de microrganismos acumuladores de polifosfato (PAO e DPAO). Para o reator R2, observa-se certa proporcionalidade aproximadamente até o dia 230, a partir de quando a relação passa a decrescer. Assim que se implementa a remoção intencional de lodo, entretanto, há uma tendência ao reestabelecimento da proporcionalidade.

Relação A/M e concentração relativa de EPS

Na Figura 5.34 é apresentada a variação da relação Alimento/Microrganismo ao longo do tempo de operação. A relação foi calculada considerando-se a fração solúvel da DQO do substrato.

Figura 5.34. Variação da relação A/M para os reatores ao longo do tempo de operação



Fonte: Autoria própria

Nota-se que, como as condições de operação não foram modificadas ao longo do tempo, a carga orgânica aplicada ao reator também se manteve aproximadamente constante, considerando-se a variabilidade esperada por se tratar de esgoto sanitário real. Assim, a variação da relação A/M ao longo do tempo é inversamente proporcional à concentração de lodo no interior dos reatores (Figura 5.31).

Para o reator R1, observa-se a relação A/M variando em torno de 0,5, próximo da faixa considerada típica de lodos ativados convencional (0,6 a 1,6 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{gSSV}.\text{d}^{-1}$), de acordo com Von Sperling (2012). No caso dos reatores R2 e R3, a relação A/M tem um aumento considerável após a aplicação da pressão de seleção, em razão da perda de biomassa resultante desta pressão, e posteriormente diminui, à medida que aumenta a concentração de lodo nos reatores. Verifica-se que, após a estabilização, os valores da relação A/M são tão baixos quanto 0,08 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{SSV}.\text{d}^{-1}$ e 0,14 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{gSSV}.\text{d}^{-1}$, para os reatores R2 e R3, respectivamente.

Wu et al., (2018) estudaram o efeito da relação A/M na formação e estabilidade do LGA e verificaram uma faixa ótima para a manutenção da estabilidade dos grânulos, entre 0,4 e 0,5 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{gSS}.\text{d}^{-1}$. Para valores da ordem de 0,2 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{gSS}.\text{d}^{-1}$, verificou-se também a manutenção da estabilidade dos grânulos, entretanto uma menor remoção de Nitrogênio Total foi verificada, em razão da limitação de fonte de carbono para a desnitrificação.

Li, Li e Yu (2011) analisaram o efeito da relação A/M na formação e estabilidade dos grânulos aeróbios, com experimentos realizados em uma faixa de 0,3 a 1,1 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{gSS}.\text{d}^{-1}$. Segundo os autores, o diâmetro médio das partículas do lodo é diretamente proporcional à relação A/M. Os autores verificaram que uma relação A/M elevada favorece a formação dos grânulos, enquanto uma relação menor mantém o lodo mais estável.

Por outro lado, Jafari Kang e Yuan (2017) notaram a perda da estabilidade dos grânulos aeróbios quando da diminuição da relação A/M de 0,4 para 0,2 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{gSS}.\text{d}^{-1}$, obtida pela redução da concentração de substrato. O LGA se tornou novamente estável assim que a concentração de biomassa diminuiu até que se atingisse uma nova relação A/M, da ordem de 0,4 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{gSS}.\text{d}^{-1}$.

Ao se consultar os dados apresentados no Anexo 1, verificam-se valores de relação A/M variando entre aproximadamente 0,1 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{gSS}.\text{d}^{-1}$ (HE et al., 2016; HE et al., 2018; BIN et al., 2011b) até maiores que 1,0 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{gSS}.\text{d}^{-1}$ (CHEN et al., 2007; CHEN et al., 2008b; JUNGLES, CAMPOS e COSTA, 2014; LIU, MOY e TAY, 2007). Valores maiores que 2,0 $\text{gDQO}_{\text{Solúvel}}.\text{gSS}.\text{d}^{-1}$ são verificados

quando há instabilidade dos grânulos (TAY, LIU e LIU, 2001; TAY et al., 2004; CHEN et al., 2007). A elevada relação A/M verificadas quando ocorre degranulação, ou perda de estabilidade dos grânulos, se deve à perda de biomassa do sistema, resultante desta instabilidade.

É importante ressaltar que os valores baixos da relação A/M encontrados para os reatores R2 e R3 não levaram à instabilidade do lodo nos reatores. É provável que a instabilidade verificada por Jafari Kang e Yuan (2017) tenha se dado em razão do corte brusco do fornecimento de substrato, o que levou a um novo equilíbrio no interior do reator. Desta forma, não se pode dizer que a relação A/M seja um fator determinante para a formação do lodo granular aeróbio, mas sim uma consequência de outras condições operacionais, como carga orgânica aplicada e taxa de aeração.

A relação A/M deve influenciar no regime *feast-famine* do reator. Assim, quanto menor a relação, maior deve ser a duração da etapa de *famine*, e, conseqüentemente, menor a concentração de EPS no lodo, assim como indicado por Corsino et al. (2016).

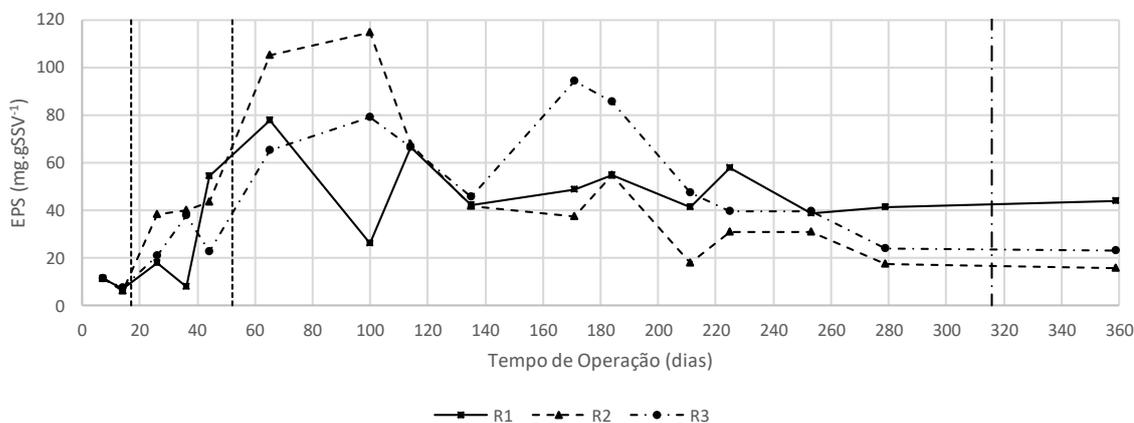
A variação nas concentrações relativa de EPS ao longo do tempo de operação dos reatores é apresentada na Figura 5.35, e na Figura 5.36, é apresentada a relação entre as frações Proteína (PN) e Carboidratos (PS) na composição do EPS.

Verifica-se que a aplicação da pressão de seleção levou a um aumento na produção de EPS no lodo dos três reatores. Assim, fica claro que a pressão de seleção aplicada induziu a produção de EPS pelas bactérias. Para o reator R1, verifica-se um aumento na produção de EPS após a aplicação do primeiro estágio de pressão de seleção, coincidindo com o aumento repentino de diâmetro verificado no início do experimento (Figura 5.7). Posteriormente, há uma diminuição na concentração média, com estabilização do valor em torno de 40 mg.gSSV^{-1} . A relação entre as concentrações de proteína e carboidrato iniciam-se em valores próximos da unidade, aumentam com o tempo de operação, e estabilizam em valores da ordem de 1,5.

No caso do reator R2, verifica-se novamente um comportamento similar ao observado em R1, no início da operação. O teor de EPS passa a diminuir a partir do dia 100, tendendo a um valor mínimo, no final da operação, inferior ao valor observado

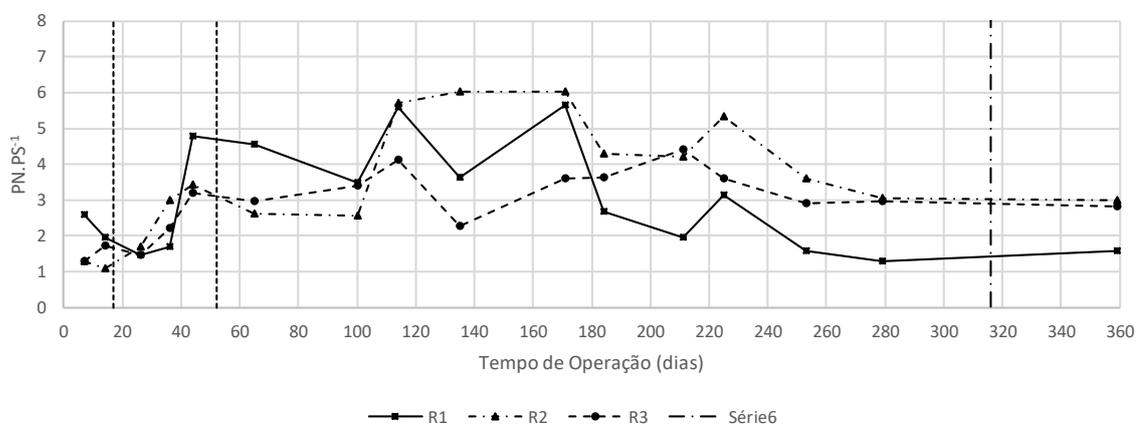
em R1. A relação PN/PS atinge um pico de 6,0, mas tende a um valor da ordem de 3 no final da operação. Comportamento similar é observado para o reator R3.

Figura 5.35. Variação da concentração de EPS para os reatores R1, R2 e R3 ao longo do tempo de operação



Fonte: Autoria própria

Figura 5.36. Variação da relação entre as concentrações de proteínas (PN) e Carboidratos (PS) na composição do EPS



Fonte: Autoria própria

Adav e Lee (2008) encontraram valores da relação PS/PN próximos de 1,0 para lodos ativados convencional, enquanto a relação encontrada para lodos granulares aeróbios variou entre 2,4 e 6,2, dependendo do método de extração utilizado. Assim, pode-se verificar que os valores da relação PS/PN encontradas para os reatores R2 e R3 são típicos de lodos granulares, enquanto àquele verificado para R1, é ligeiramente superior ao verificado em lodo ativado convencional.

É interessante notar que a concentração relativa de EPS no reator R1 é maior que a observada em R2 e R3, mesmo não havendo formação de lodo granular neste reator. Isso pode explicar a presença dos prolongamentos verificados na estrutura dos bioflocos, que se mantêm ao longo de todo o período de operação. Fica claro, portanto, que a secreção de EPS pelas bactérias não é condição suficiente para a formação dos grânulos aeróbios.

Em relação aos reatores R2 e R3, a concentração relativa de EPS está de acordo com o esperado, baseando-se na literatura científica: a força de cisalhamento aplicada induz a secreção de EPS pelas bactérias, de forma que sua concentração será tanto maior quanto maiores forem as taxas de aeração.

Wang, Liu e Tay (2005) estudaram a distribuição de EPS na forma de polissacarídeos (carboidratos) na estrutura do lodo granular aeróbio e a influência destas substâncias na manutenção da estabilidade estrutural dos grânulos. Os autores verificaram que os grânulos são formados por uma estrutura heterogênea, com uma superfície externa de elevada densidade de biomassa, e um interior com densidade de biomassa relativamente baixa. A superfície externa de elevada densidade era composta por EPS pouco solúvel e não biodegradável, enquanto o interior continha fração solúvel e facilmente biodegradável. Segundo os autores, o EPS insolúvel presente no exterior dos grânulos seria responsável pela manutenção da estabilidade estrutural destas formações. Ao analisar o efeito de um período de 20 dias de fome nos grânulos, os autores notaram que a parte central do grânulo se tornou oca, enquanto a superfície externa se manteve intacta. Isso, segundo os autores, indica que a fração de EPS presente na superfície dos grânulos não é consumida pelas bactérias durante o período de endogenia, enquanto a fração interna, solúvel, é degradada.

Adav, Lee e Tay (2008) analisaram a função dos constituintes do EPS (proteínas, lipídios e carboidratos) na estabilidade de grânulos aeróbios. Cada fração teve seu efeito analisado separadamente a partir da realização prévia de hidrólise seletiva nos grânulos, utilizando enzimas específicas. A estabilidade foi analisada utilizando-se ensaio de hibridização fluorescente *in situ* (FISH). Foi verificado que as proteínas e células mortas estavam distribuídas principalmente na região central dos

grânulos, enquanto as células vivas e os carboidratos se localizavam principalmente na região mais externa.

Os autores verificaram que a hidrólise enzimática de proteínas, lipídios e uma fração dos carboidratos não tem efeito significativo na estabilidade dos grânulos, enquanto a hidrólise de uma das frações de carboidrato (*β -polissacarídeo*) levou à desintegração das agregações. Segundo os autores, os *β -polissacarídeo* funcionam como uma espinha dorsal, onde se apoiam proteínas, lipídeos e células incorporadas, que formam a estrutura dos grânulos.

Chen, Lee e Tay (2007) encontraram estrutura similar à observada por Adav, Lee e Tay (2008), ao analisar grânulos densos formados utilizando-se acetato como substrato, enquanto, ao analisar grânulos alimentados com fenol, com estrutura menos densa, verificaram que o núcleo era formado por proteínas, enquanto as células e os carboidratos formavam uma estrutura filamentosa externa.

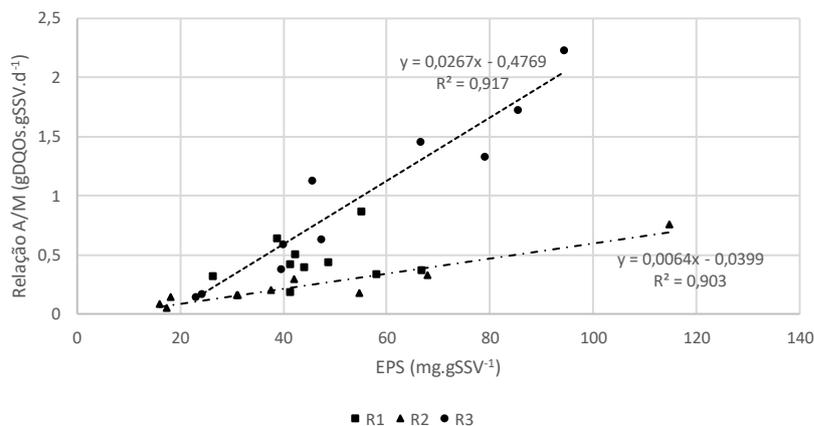
A diminuição da concentração relativa de EPS ao logo do tempo de operação, observada nos reatores R2 e R3 deve estar relacionada à diminuição da relação A/M (Figura 5.34). De fato, se espera uma redução da concentração relativa de EPS com a diminuição da relação A/M, em razão de se ter um regime de *famine* mais duradouro no ciclo, conforme verificado por Guo et al. (2017).

Na Figura 5.37, apresenta-se a relação entre a relação A/M e a concentração de EPS para os três reatores. Os dados iniciais (até 65 dias de operação) foram suprimidos, pois ainda havia nesta etapa do experimento influência demasiada da pressão de seleção na concentração de EPS.

Pode-se notar, para os reatores R2 e R3, uma correlação entre a relação A/M e a concentração relativa de EPS. Essa correlação não é verificada em R1. Nota-se também que, para uma mesma relação A/M, a concentração relativa de EPS é maior para o reator R2.

É interessante observar a relação linear que há entre as concentrações de EPS e a relação A/M no lodo dos reatores R2 e R3, mostrando que, quando há falta de alimento, ou extensão demasiada da fase de *famine*, há o consumo de parte destas substâncias. Os resultados, portanto, estão de acordo com Guo et al. (2017).

Figura 5.37. Relação entre a relação A/M e a concentração de EPS



Fonte: autoria própria

5.3 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO EFLUENTE TRATADO

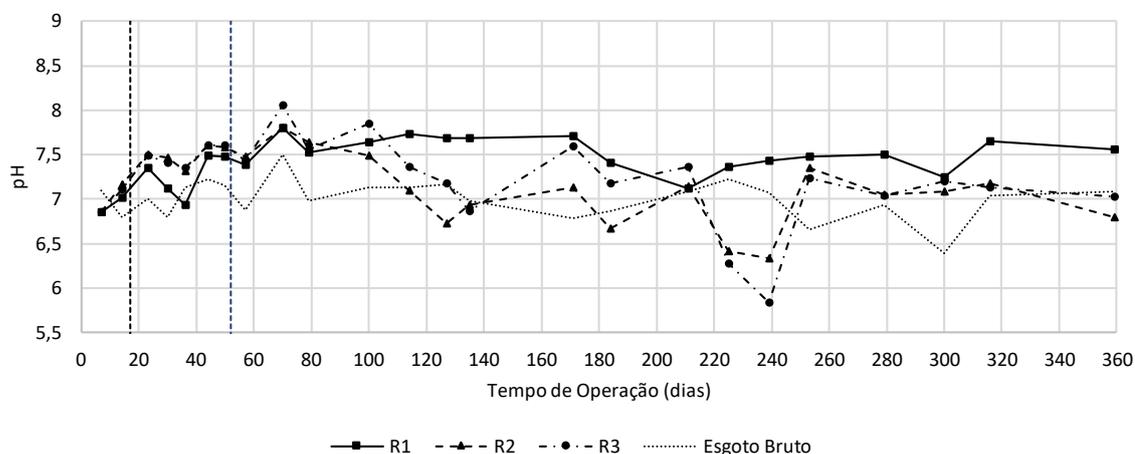
O objetivo deste trabalho foi verificar a influência da taxa de aeração na formação do LGA, de forma que os parâmetros operacionais dos reatores foram definidos visando a formação do lodo e sua estabilidade. Portanto, as características do efluente tratado não foram utilizadas para modificar parâmetros operacionais dos sistemas, e são apresentadas neste tópico para embasar o entendimento dos processos envolvidos na formação e estabilidade do lodo. Maiores eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo poderiam ser alcançadas com a modificação de parâmetros operacionais, como o tempo de sedimentação, a taxa de aeração ao longo do ciclo, ou a idade do lodo.

Nas Figuras 5.38 e 5.39 são apresentados os dados de pH e alcalinidade para o efluente tratado dos reatores ao longo da operação. Os dados do esgoto bruto também são apresentados nas figuras.

Nota-se, assim como foi apresentado para o liquor misto, que por volta do dia 100, há uma queda no valor de alcalinidade e de pH, para os reatores R2 e R3. Alcalinidade foi dosada nos reatores R2 e R3, visando garantir valores de pH acima de 6,5. Entretanto, entre os dias 220 e 240, houve falha no sistema de dosagem de alcalinidade, fazendo com que seu valor se aproximasse de zero, e os valores de pH chegassem próximos de 6,0. No caso do reator R1, o valor de alcalinidade foi próximo

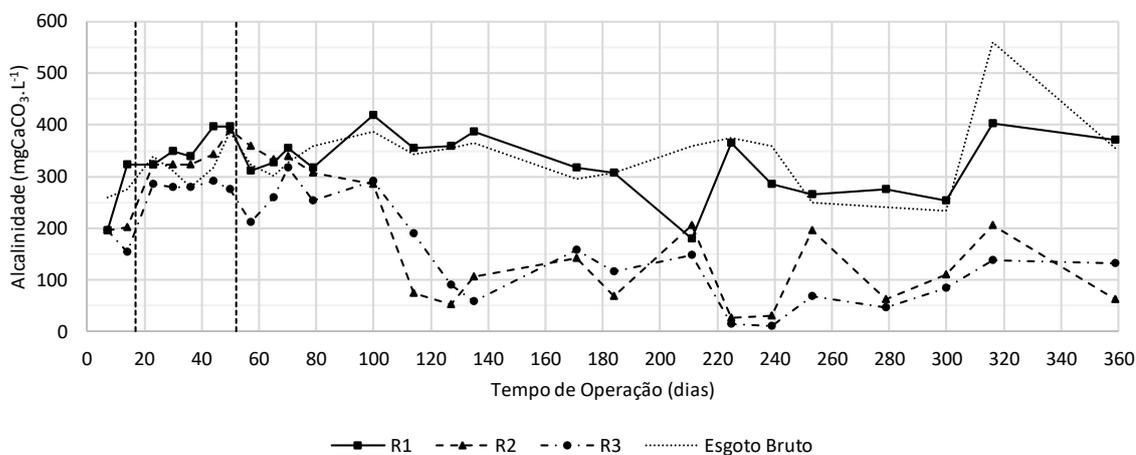
daquele encontrado no esgoto bruto, e o pH esteve, ao longo de toda a operação, com valores próximos de 7,5.

Figura 5.38. Variação do pH dos efluentes tratados ao longo da operação dos reatores



Fonte: Autoria própria

Figura 5.39. Variação da alcalinidade dos efluentes tratados ao longo da operação dos reatores

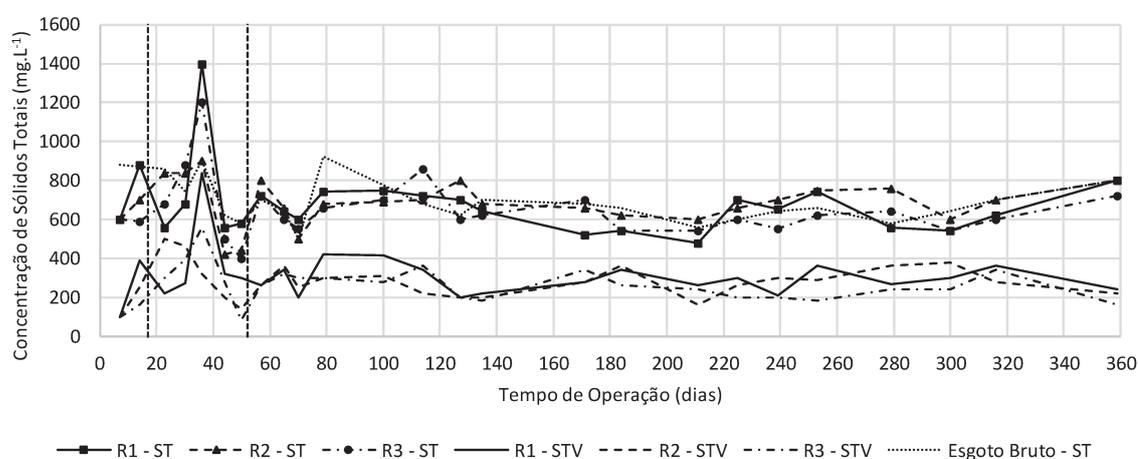


Fonte: Autoria própria

As concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos no efluente tratado, ao longo da operação dos reatores, são apresentadas nas Figuras 5.40 e 5.41, respectivamente.

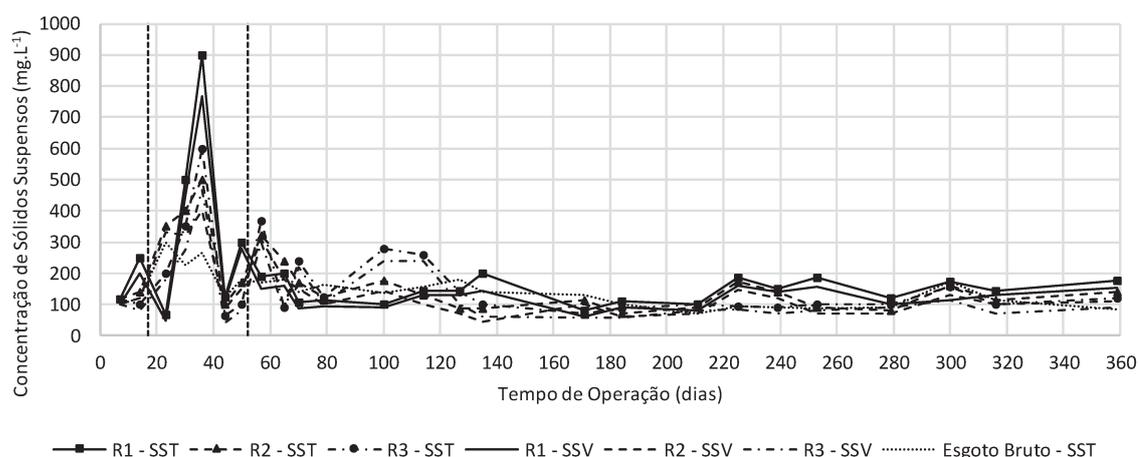
Verifica-se, a partir das figuras, que a aplicação da pressão de seleção levou ao aumento da concentração de sólidos no efluente tratado, mostrando, portanto, que houve, conforme esperado, a seleção do lodo nos reatores.

Figura 5.40. Variação das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) no efluente tratado, ao longo da operação dos reatores



Fonte: Autoria própria

Figura 5.41. Variação das concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no efluente tratado, ao longo da operação dos reatores



Fonte: Autoria própria

Após a estabilização da operação, ainda se verificam elevadas concentrações de sólidos no efluente tratado dos três reatores. A concentração média de SST nos últimos 100 dias de monitoramento é da ordem de 160 mg.L⁻¹ para o reator R1 e 115 mg.L⁻¹ para os reatores R2 e R3. Estas elevadas concentrações de SS no efluente tratado levam aos valores médios relativamente baixos de idade do lodo, apresentados na Figura 5.23. Outros autores que utilizam reatores em batelada sequencial com lodo granular aeróbio também relatam elevadas concentrações de sólidos suspensos no efluente tratado: Li et al. (2008) encontraram valores de SS

variando entre 70 e 200 mg.L⁻¹, com concentrações de sólidos tanto maiores quanto maiores as cargas orgânicas aplicada nos reatores. Os valores de SS no efluente tratado encontrados por Liu e Tay (2007) variaram entre 60 e 300 mg.L⁻¹, sendo tanto maiores quanto menores os tempos de ciclo utilizados. Há ainda diversos autores que relatam valores de sólidos suspensos no efluente tratado da ordem de 100 mg.L⁻¹ ao se utilizar lodo granular aeróbio (LIU e TAY, 2006; DE KREUK e VAN LOOSDRECHT, 2006; JUNGLES, CAMPOS e DA COSTA, 2014).

Rocktäschel et al. (2015) analisaram a influência da taxa de granulação na concentração de sólidos suspensos do efluente tratado, em reator em escala piloto tratando esgoto doméstico real. Os autores concluíram que a concentração de SS do efluente tratado é tanto maior quanto maior a taxa de granulação, isto é, a porcentagem de lodo granular no reator. Segundo os autores, baixas concentrações de sólidos suspensos (<50 mgSS.L⁻¹) somente são alcançadas para taxas de granulação inferiores à 80%. Caso se deseje utilizar reatores operando com granulação completa, uma etapa de remoção de sólidos do efluente tratado deve ser prevista.

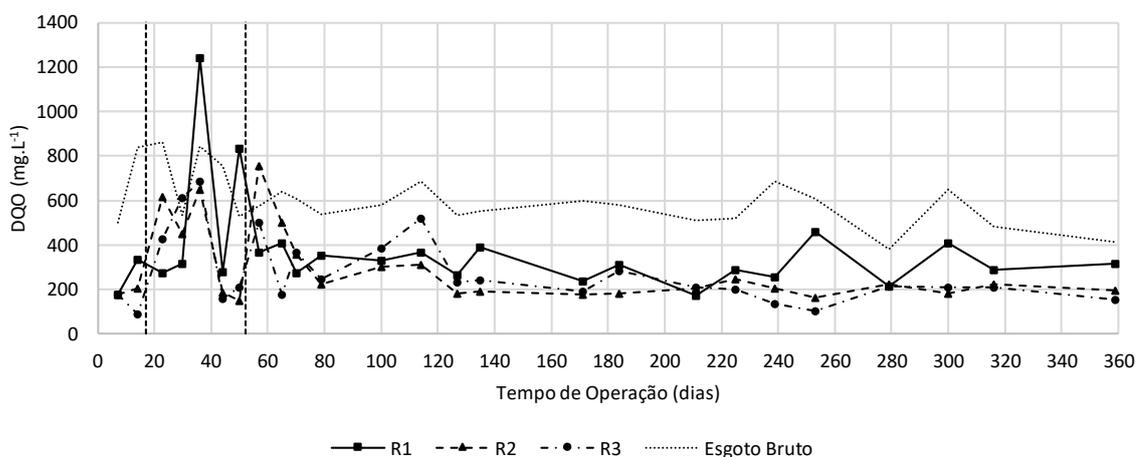
O tempo de sedimentação mínimo utilizado no experimento, de 5 min, foi definido com base no trabalho de Liu et al. (2005). Para este tempo, chega-se à uma velocidade de sedimentação mínima de 10 m.h⁻¹, que, de acordo com os autores, levaria à granulação completa nos reatores, como de fato ocorreu, para os reatores R2 e R3, conforme de verifica na Figura 5.9. Isso explica, portanto, as elevadas concentrações de sólidos suspensos no efluente tratado. Caso se deseje alcançar valores menores de SS no efluente tratado, a taxa de granulação dos reatores deveria ser reduzida para 80%. De acordo com Liu et al. (2005), isso seria conseguido com um aumento no tempo de sedimentação para 7 min.

A variação das concentrações de DQO_{total} no efluente tratado dos reatores, ao longo da operação, é apresentada na Figura 5.42, juntamente com os valores desta variável para o esgoto bruto. Na Figura 5.43, apresenta-se a variação das concentrações da fração solúvel da DQO.

Observa-se, nas figuras apresentadas, que os valores de DQO total para o efluente tratado são elevados no início do experimento, refletindo os elevados valores

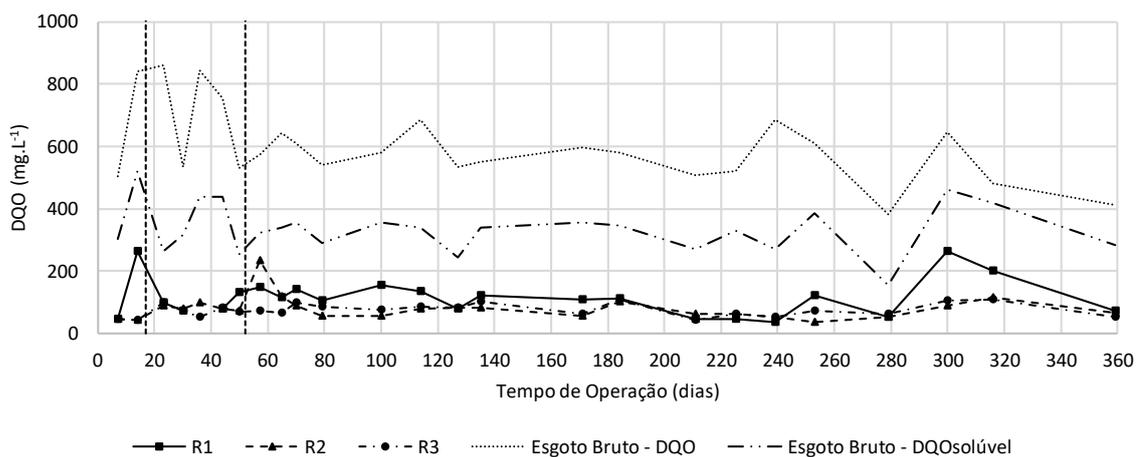
de sólidos suspensos presentes. Os valores de R2 e R3 estabilizam em torno de 200 mgDQO.L^{-1} , a partir do 120, e sofrem pouca influência das variações de carga orgânica do esgoto bruto. O reator R1, entretanto, é mais susceptível às variações da qualidade do substrato, com valores de DQO para o efluente tratado variando consideravelmente ao longo de todo o experimento.

Figura 5.42. Variação das concentrações de $\text{DQO}_{\text{total}}$ no efluente tratado ao longo da operação dos reatores



Fonte: Autoria própria

Figura 5.43. Variação das concentrações de $\text{DQO}_{\text{Solúvel}}$ no efluente tratado ao longo da operação dos reatores



Fonte: Autoria própria

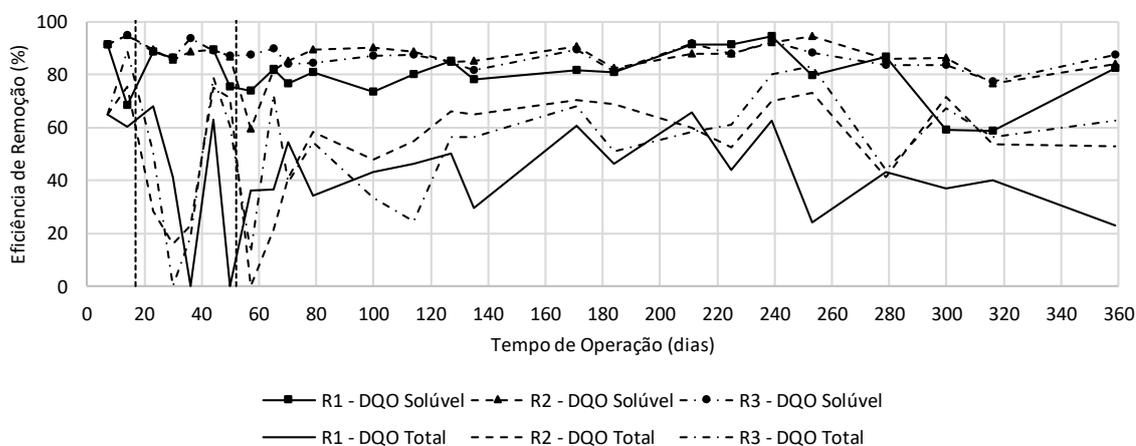
No caso da parcela solúvel da DQO, há pouca variação ao longo de todo o experimento, para R2 e R3, mesmo com as oscilações verificadas no esgoto bruto. O reator R1, por sua vez, apresenta certa instabilidade na etapa final do monitoramento,

desencadeada, possivelmente, pela elevada variabilidade das condições do substrato neste período.

Na Figura 5.44 são apresentadas as Eficiências de Remoção de DQO para os reatores ao longo do período de monitoramento. Foram calculadas as eficiências considerando-se a DQO_{total} do esgoto bruto e os valores de DQO_{total} e DQO_{solúvel} dos efluentes tratados.

Verifica-se que, desconsiderando-se a parcela de DQO referente aos sólidos suspensos do efluente tratado, atingem-se valores de eficiência de remoção variando entre 80% e 90%, para os reatores R2 e R3, ao longo de praticamente todo o experimento. Nota-se que estes valores de eficiência ocorreram mesmo quando se tinha concentração de lodo no reator R3 tão baixas quanto 500 mg.L⁻¹ (entre os dias 65 e 80). Verifica-se também que não há relação entre a eficiência de remoção e a relação A/M.

Figura 5.44. Eficiência de remoção de DQO ao longo do tempo de operação dos reatores

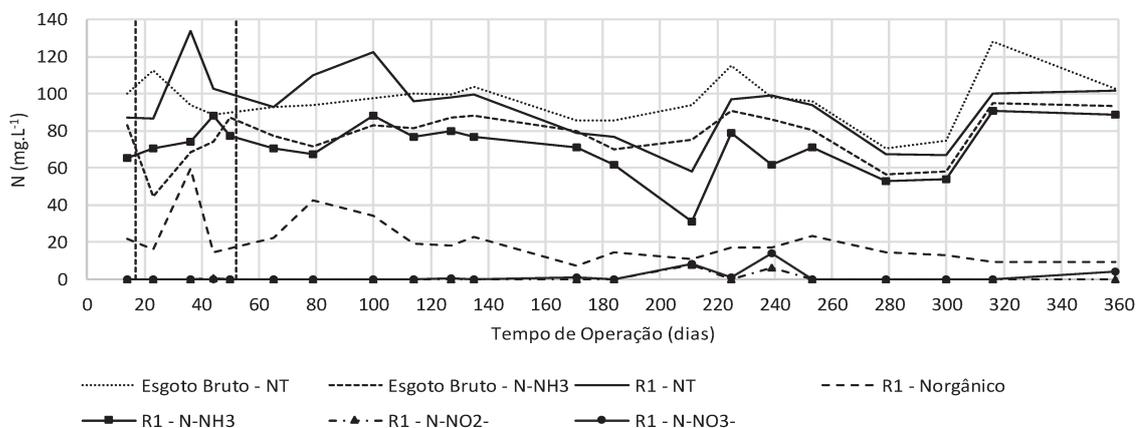


Fonte: Autoria própria

Em relação às eficiências considerando-se a DQO_{total}, notam-se valores da ordem de 60% para os reatores R2 e R3, após o efeito da aplicação da pressão de seleção. No caso do reator R1, os valores são muito variáveis, e da ordem de 40%.

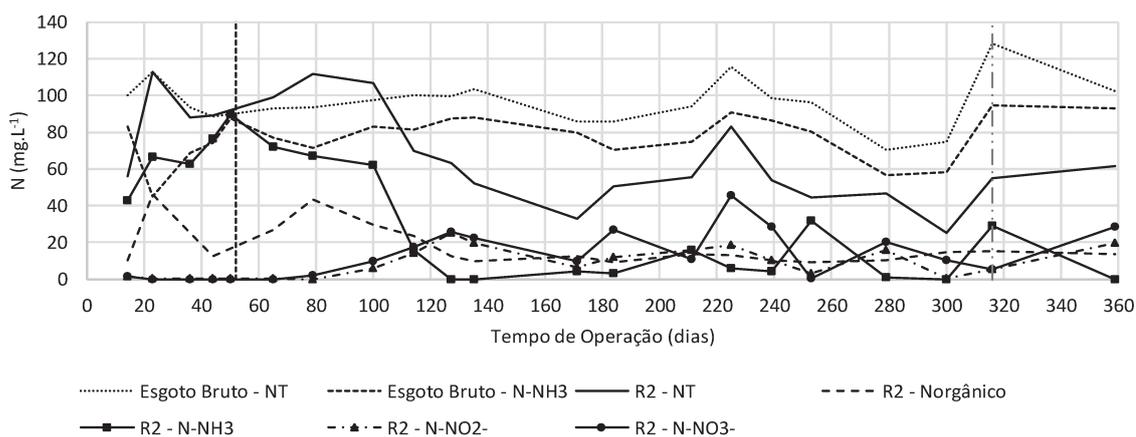
As concentrações de nitrogênio total, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e na forma de nitrito e nitrato para o efluente tratado são apresentadas nas Figuras 5.44, 5.45 e 5.46, para os reatores R1, R2 e R3, respectivamente.

Figura 5.45. Concentração de nitrogênio total e frações, ao longo do tempo de operação, para o reator R1



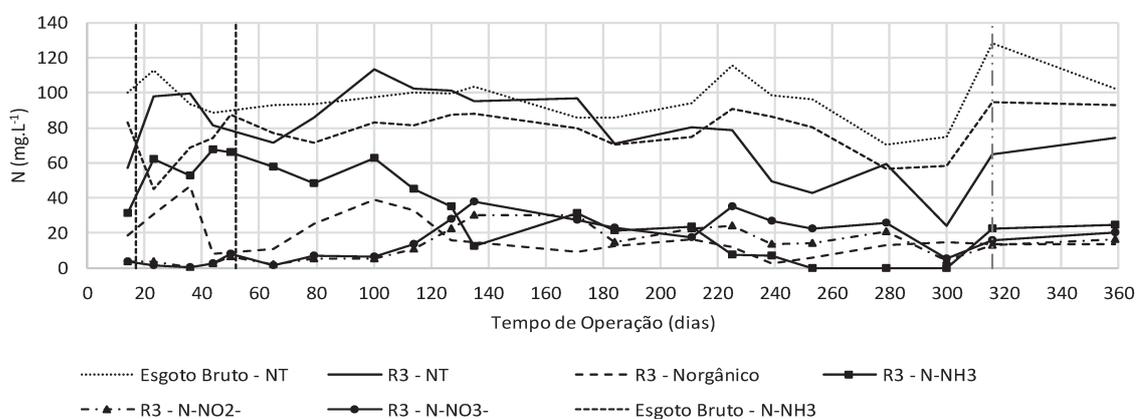
Fonte: Autoria própria

Figura 5.46. Concentração de nitrogênio total e frações, ao longo do tempo de operação, para o reator R2



Fonte: Autoria própria

Figura 5.47. Concentração de nitrogênio total e frações, ao longo do tempo de operação, para o reator R3



Fonte: Autoria própria

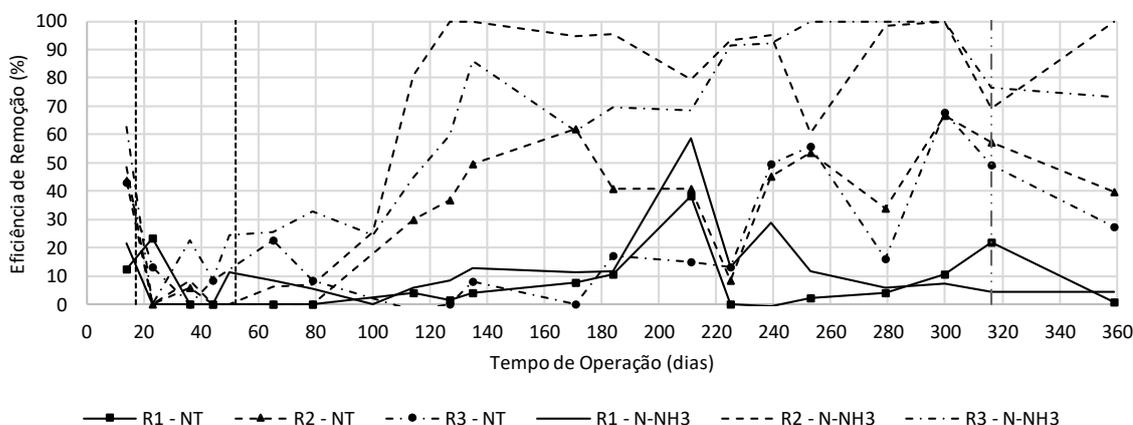
Verifica-se, para o reator R1, que praticamente não houve remoção de nitrogênio ao longo de toda a operação. Há o consumo de uma parcela de nitrogênio amoniacal, mas provavelmente se deve à incorporação na biomassa, posto que a concentração de nitrogênio total do efluente tratado é similar à do esgoto bruto ao longo da operação. No dia 210, inicia-se um processo de nitrificação, com consumo de praticamente metade do nitrogênio amoniacal do efluente bruto, e presença de nitrito e nitrato no reator. Entretanto, a nitrificação se mostra instável, e deixa de ocorrer a partir do dia 260. A nitrificação ocorrida neste período promove consumo de alcalinidade, conforme se verifica na Figura 5.39.

Para o reator R2, nota-se, a partir do dia 100, um elevado consumo de nitrogênio amoniacal, chegando-se à oxidação total desta parcela de nitrogênio em alguns períodos. A desnitrificação, por outro lado, não é elevada, sendo observada, no final do ciclo, presença de nitrito e nitrato no efluente tratado.

Condição semelhante à R2 se observa no reator R3, entretanto, a nitrificação completa leva mais tempo para ocorrer. Verifica-se também presença de nitrito e nitrato no efluente tratado, mostrando que a desnitrificação não ocorreu de forma efetiva.

Na Figura 5.48 são apresentadas as eficiências de remoção de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal para os três reatores.

Figura 5.48. Eficiências de remoção de Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal, ao longo da operação dos reatores



Fonte: Autoria própria

Observa-se, para o reator R1, eficiências de remoção de nitrogênio bastante baixas, indicando que não há, para esse reator, condições para a ocorrência de nitrificação.

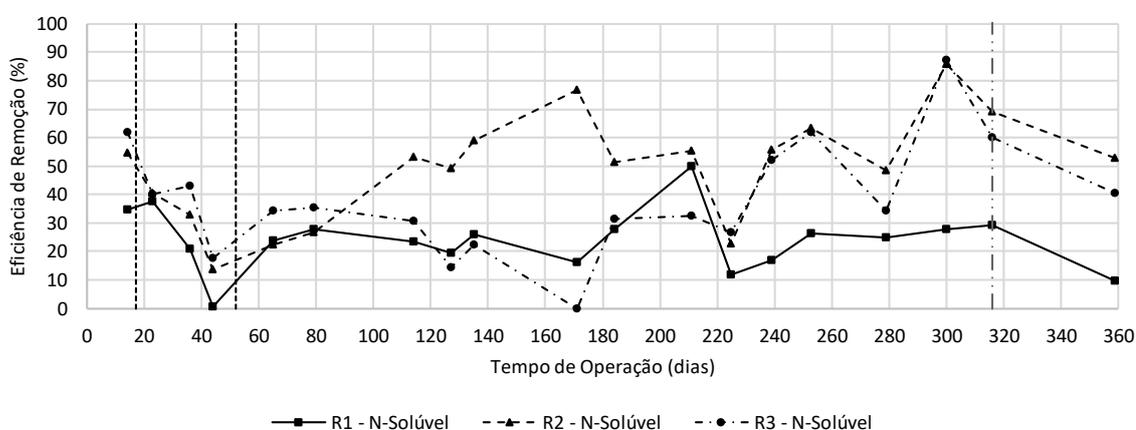
Para o reator R2, verifica-se, já a partir do dia 100, um aumento na eficiência de remoção de amônia, que se mantém elevada ao longo de todo o experimento. Condição semelhante ocorre com no reator R3, mas atingindo o pico de consumo de amônia somente no dia 280. Verifica-se também instabilidade na eficiência de remoção de amônia, mesmo após a estabilização dos reatores. Esta instabilidade pode estar relacionada às maiores concentrações de nitrogênio total no substrato, observadas a partir do dia 300, quando se observa um aumento na concentração de nitrogênio de aproximadamente 50%.

Em relação às eficiências de remoção de nitrogênio total, observa-se, para os reatores R2 e R3, um comportamento bastante semelhante, a partir do dia 220. Isso pode ser um indicativo de que as variações de eficiência têm relação com as condições gerais de operação: características do efluente e condições ambientais.

Vale ressaltar que parte do nitrogênio total encontrado no efluente tratado é composto por nitrogênio orgânico, presente nos sólidos. Visando eliminar a influência dos sólidos suspensos na eficiência de remoção de nitrogênio total, pode-se considerar somente a fração solúvel para o cálculo da eficiência, utilizando, portanto, o mesmo princípio adotado no caso do uso da DQO solúvel. Essa consideração leva em conta a existência de uma etapa adicional de tratamento, para retirada dos sólidos do efluente, conforme sugerido por Rocktäschel et al. (2015). Assim, na Figura 5.49, apresenta-se as eficiências de remoção de nitrogênio, considerando-se somente a fração solúvel no efluente tratado, obtido pela somatória do nitrogênio nas formas amoniacal, nitrito e nitrato.

Observam-se eficiências de remoção da ordem de 20% para o reator R1, e variando entre 30% e 90% para os reatores R2 e R3, após a estabilização. Mais uma vez, vê-se comportamento bastante similar entre os reatores R2 e R3, indicando que as alterações na eficiência de remoção de nitrogênio são causadas por condições do substrato ou ambientais.

Figura 5.49. Eficiências de remoção de Nitrogênio Solúvel ao longo da operação dos reatores



Fonte: Autoria própria

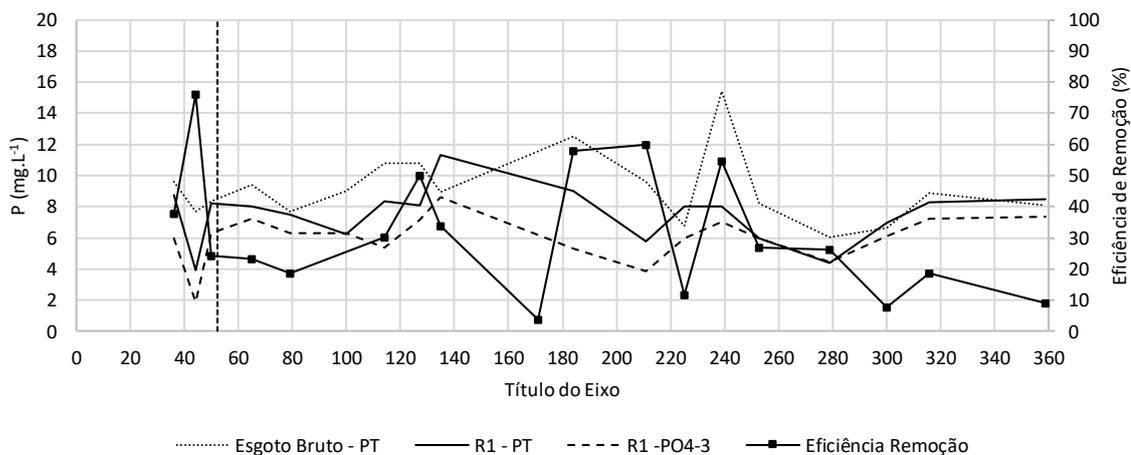
As elevadas taxas de nitrificação, observadas em R2 e R3, são típicas de lodos granulares aeróbios. Como normalmente são operados na condição de saturação de OD, praticamente todo o nitrogênio amoniacal é oxidado (NI et al., 2009; SZABÓ et al., 2017; BASSIN et al., 2019). Por outro lado, a eficiência de remoção de nitrogênio total costuma ser reduzida em razão de baixas taxas de desnitrificação. Szabó et al. (2017) verificou eficiências de remoção de nitrogênio total variando entre zero e 66%. De acordo com os autores, baixas reações C/N levam à menores taxas de desnitrificação. Outra variável que influencia na desnitrificação é a concentração de OD no meio. Liu et al. (2010) verificaram deficiências na nitrificação e desnitrificação simultânea em razão da não formação de zona anóxica no grânulo ao longo da fase de aeração, mesmo com o diâmetro médio dos grânulos atingindo 0,8 mm. O nitrito e nitrato remanescentes no reator, por outro lado, são eliminados no ciclo posterior, na etapa de enchimento anaeróbio, quando há condições ideais para a desnitrificação: baixas concentrações de OD e presença de matéria orgânica facilmente biodegradável. Desta forma, consegue-se, caso haja nitrificação completa, uma remoção mínima de nitrogênio total numericamente igual à $100 - RTV$ (%) do reator. Condição similar foi verificada por Wagner et al. (2015), que alcançou remoção de nitrogênio total da ordem de 60%, por nitrificação parcial até nitrito, seguida de desnitrificação do nitrito remanescente ao longo do enchimento anaeróbio.

Nas Figuras 5.50, 5.51 e 5.52 são apresentadas as concentrações de fósforo total e fosfato no efluente tratado dos reatores R1, R2 e R3, respectivamente. Apresentam-se também as concentrações de fósforo total no esgoto bruto e a eficiência de remoção de fósforo, considerando-se a fração solúvel no caso do efluente tratado.

Observa-se, das figuras apresentadas, a grande variabilidade das eficiências de remoção de fosforo ao longo da operação dos reatores. Elevada variabilidade de remoção de fósforo também foi relatado por outros autores que estudaram a formação de LGA utilizando esgoto sanitário como substrato (JUNGLES, CAMPOS e DA COSTA, 2014; BASSIN et al., 2019). Coma et al. (2012) afirmam que a remoção de fósforo é inibida quando concentrações de nitrito no efluente superam 5 mg.L^{-1} . Remoções de fósforo próximas de 100% também são relatadas na literatura (DEVLIN et al., 2017; LI et al., 2019).

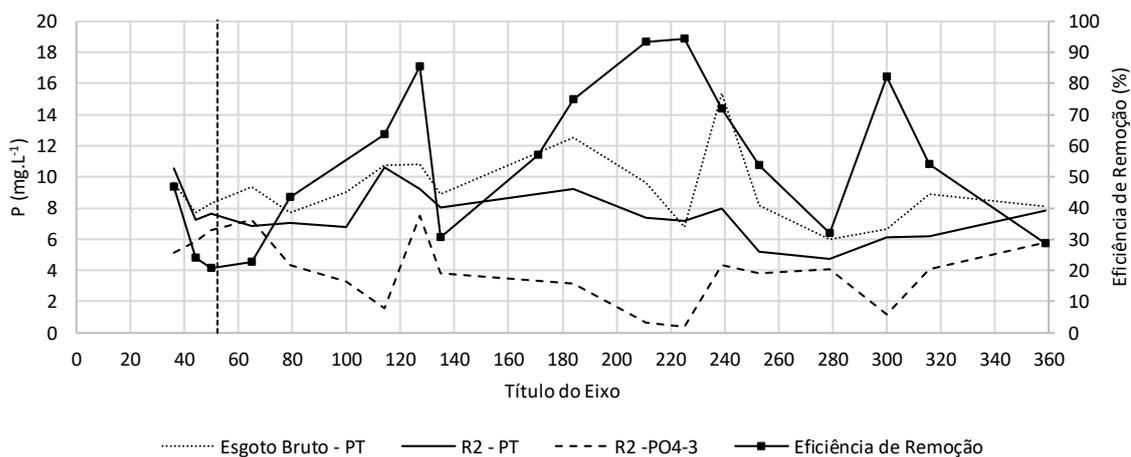
É interessante notar, para o reator R2, que elevadas taxas de remoção de fósforo são observadas por volta do dia 180 a 260 do monitoramento. Este período coincide com o período onde se observam elevadas taxas de crescimento da concentração de SSV no reator (Figura 5.31). Kagawa et al. (2015) realizaram ensaios de hibridização fluorescente *in situ* (FISH) em grânulos aeróbios ao longo do processo de formação, e verificaram, após modelagem, que os microrganismos acumuladores de fosfato (PAO e DPAO) localizam-se principalmente na região interna dos grânulos aeróbios, e, na medida que o lodo granular se torna maduro, têm seu núcleo formado substancialmente por estes microrganismos, além de material inerte (células mortas). Isso mostra que, para que se tenha efetivamente a remoção de fósforo do reator, é necessário que se retire biomassa granular dos reatores. Até o dia 316 do monitoramento, não havia a retirada de lodo com diâmetro maior que 0,85 mm do reator R2. Assim, a diminuição da taxa de crescimento da biomassa no reator reflete a queda da eficiência de remoção. Iniciou-se, a partir do dia 316, a retirada diária de 1/200 do volume do lodo dos reatores R2 e R3, entretanto, esta idade do lodo não foi suficiente para aumentar a eficiência de remoção de fósforo. De acordo com De Kreuk et al. (2007) a eficiência da remoção do fosforo depende principalmente da idade do lodo. Caso a idade seja superior a 30 dias, não será removida biomassa suficiente do sistema para manter baixas as concentrações de fosfato no efluente tratado.

Figura 5.50. Variação das concentrações de fósforo e ER, para o reator R1



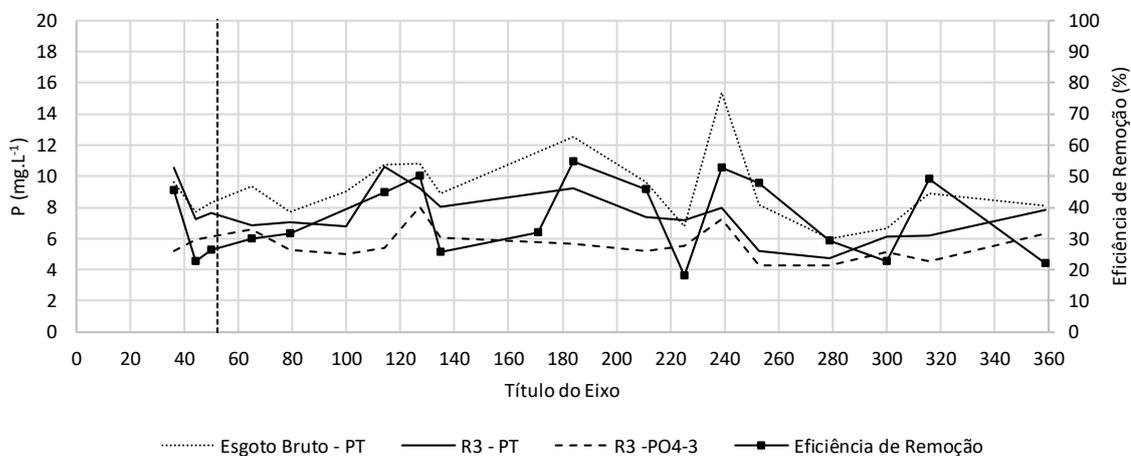
Fonte: Autoria própria

Figura 5.51. Variação das concentrações de fósforo e ER, para o reator R2



Fonte: Autoria própria

Figura 5.52. Variação das concentrações de fósforo e ER, para o reator R3



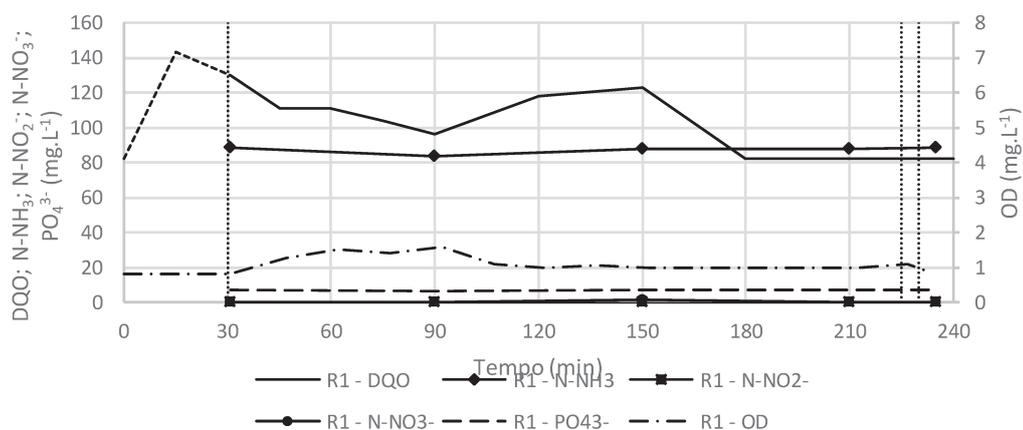
Fonte: Autoria própria

5.4 PERFIL DE CONCENTRAÇÃO DE DQO, N e P AO LONGO DE UM CICLO OPERACIONAL

Foram realizadas, no 300º dia de monitoramento, análises das concentrações de DQO, N e P ao longo de um ciclo de operação, nos reatores R1, R2 e R3, visando compreender os mecanismos envolvidos na remoção de matéria orgânica e nutrientes. Os resultados são apresentados nas Figuras 5.53, 5.54 e 5.55, para os reatores R1, R2 e R3, respectivamente. As amostras para a realização dos ensaios foram coletadas no ponto médio dos reatores, e imediatamente filtradas, de forma que todos os resultados indicam frações solúveis das grandezas analisadas. As linhas verticais pontilhadas em 30 min, 225 min e 230 minutos marcam o início da etapa de aeração, de sedimentação e de descarte do efluente tratado, respectivamente. O trecho pontilhado na curva de DQO solúvel indica o comportamento teórico durante o enchimento, calculado pela média entre o valor de DQO solúvel de esgoto bruto e do efluente tratado do ciclo anterior.

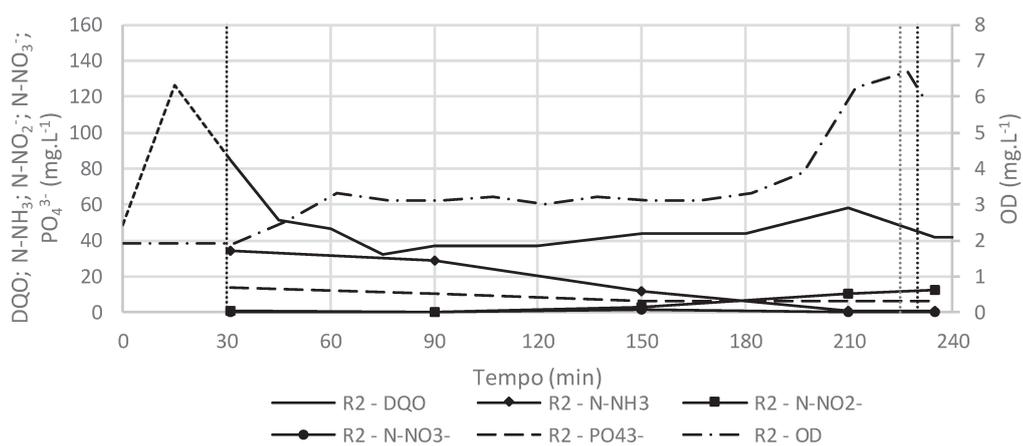
Observa-se, para o reator R1, que a taxa de aeração não é suficiente para elevar as concentrações de OD no interior do reator ao longo da etapa de reação. Verificam-se, ao longo de todo o ciclo, valores de OD da ordem de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, insuficientes, inclusive, para a oxidação da matéria orgânica solúvel presente no reator. É interessante notar, em relação a esse parâmetro, que há, inclusive, ao longo do ciclo, aumento de DQO solúvel, indicando possivelmente a hidrólise de matéria orgânica particulada. Em relação às frações de nitrogênio, não são observadas modificações ao longo da operação. Vê-se que o teor amônia se mantém constante, indicando, portanto, que a concentração desta fração no reator é similar àquela verificada no esgoto bruto. Como não há nitrificação, não eram esperadas frações de nitrito e nitrato, conforme observado. O comportamento em relação ao fosfato é similar, indicando que não há assimilação ao longo da operação.

Figura 5.53. Resultados do ensaio cinético para o reator R1



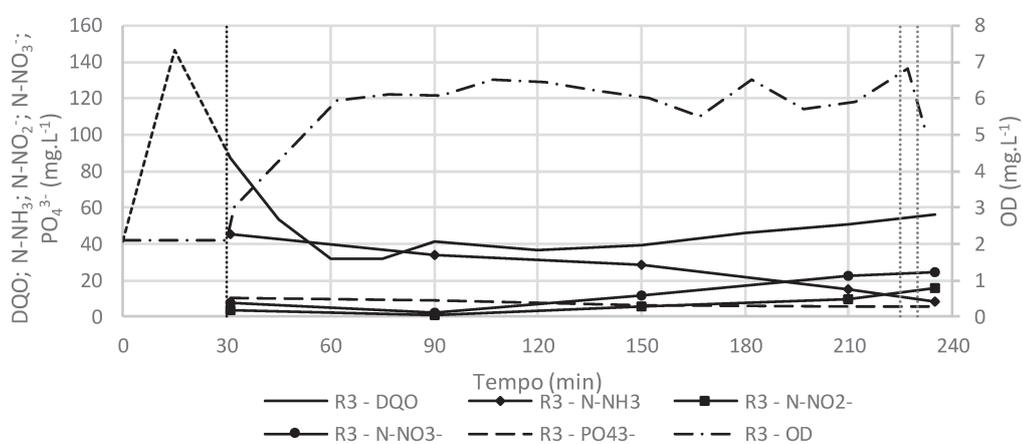
Fonte: Autoria própria

Figura 5.54. Resultados do ensaio cinético para o reator R2



Fonte: Autoria própria

Figura 5.55. Resultados do ensaio cinético para o reator R3



Fonte: Autoria própria

Para o reator R2, nota-se que o OD inicia a etapa de aeração com valores da ordem de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$, aumentando até um patamar de $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$. A partir de 180 min, o valor de OD aumenta de forma contínua até o final da aeração, atingindo valores próximos de $6,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Em relação à DQO, verifica-se um consumo considerável ainda na fase anaeróbia, e o restante da parcela solúvel biodegradável é consumida nos 30 min iniciais da aeração. A partir de então, notam-se oscilações do valor de DQO, em torno de 40 mg.L^{-1} . O patamar de OD coincide com o período onde ocorre a nitrificação, gerando parcelas de nitrito e nitrato, que permanecem no reator. Assim que há o consumo de praticamente todo o nitrogênio amoniacal, o valor de OD começa a aumentar, indicando que o fornecimento de OD ao reator supera seu consumo. Em relação ao fosfato, verificam-se valores elevados no início da etapa aeróbia ($13,5 \text{ mg.L}^{-1}$), maiores, inclusive, que os valores observados no esgoto bruto ($8,9 \text{ mg.L}^{-1}$). Teoricamente, a concentração inicial de fosfato na etapa aeróbia deveria ser da ordem de $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (valor médio entre a concentração do efluente tratado do ciclo anterior e a concentração do esgoto bruto). A presença de elevadas concentrações de fosfato no início da fase aeróbia e o consumo de matéria orgânica solúvel na fase anaeróbia são indicativos da presença de microrganismos acumuladores de polifosfato (PAO e/ou DPAO). Organismos acumuladores de polifosfato (*polyphosphate accumulating organisms – PAO*) e os organismos acumuladores de glicogênio (*glycogen accumulating organisms – GAO*), convertem os substratos facilmente biodegradáveis em PHA (polyhidroxialcanoatos) ou PHB (polyhidroxibutiratos) e glicogênio. A disponibilidade de fosfato no afluente favorece os PAO e DPAO que, durante o período de enchimento anaeróbio, liberam fosfato no meio e convertem os ácidos graxos voláteis em polímeros intracelulares. Na fase aeróbia, há crescimento celular pelo consumo dos polímeros armazenados no meio intracelular, enquanto o fosfato do meio é convertido em polifosfato dentro da célula (DE KREUK e VAN LOOSDRECHT, 2004).

O comportamento observado em R3 é similar ao de R2, com a diferença de que não se verifica um patamar intermediário de OD ao longo do ciclo. Assim que há o consumo da parcela biodegradável da DQO, o valor de OD aumenta para valores de ordem de $6,0 \text{ mg.L}^{-1}$, e permanece elevado ao longo do restante do ciclo. Outra diferença diz respeito à concentração de fosfato no início da fase aeróbia: a

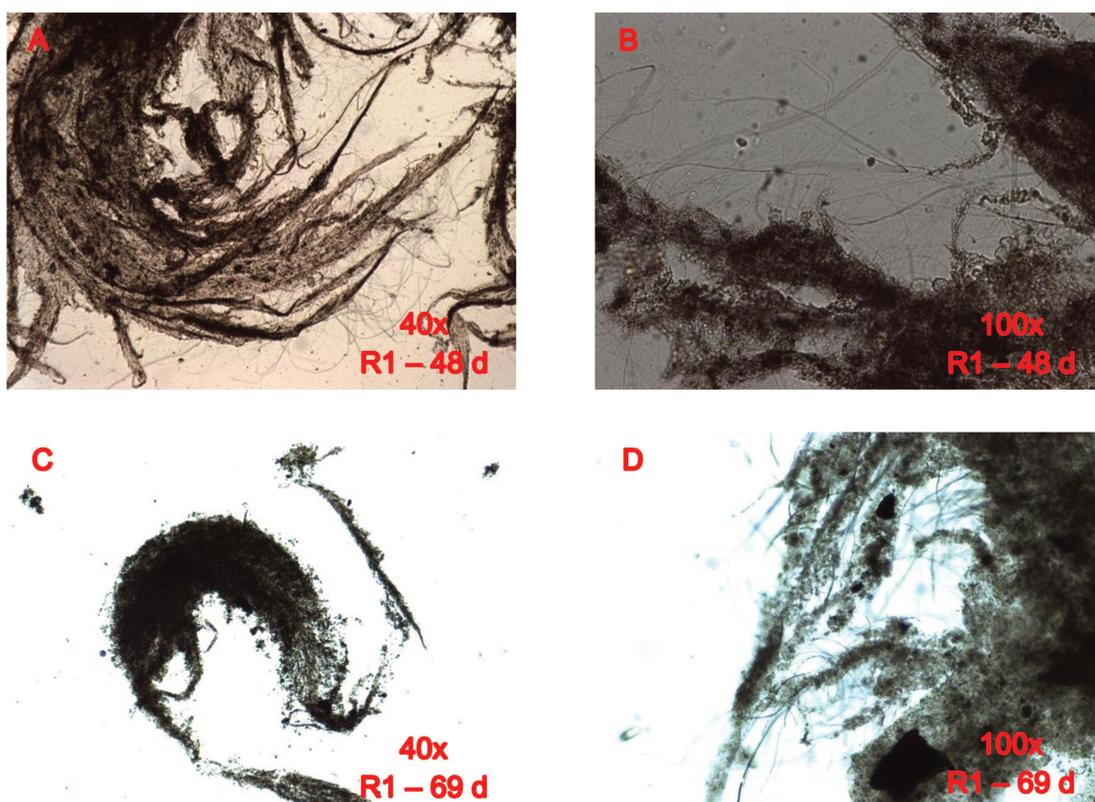
concentração inicial de fosfato, de $10,1 \text{ mg.L}^{-1}$ é maior que a observada no esgoto bruto, mas inferior àquela verificada para o reator R2, indicando, portanto, a menor presença de PAO e DPAO no lodo.

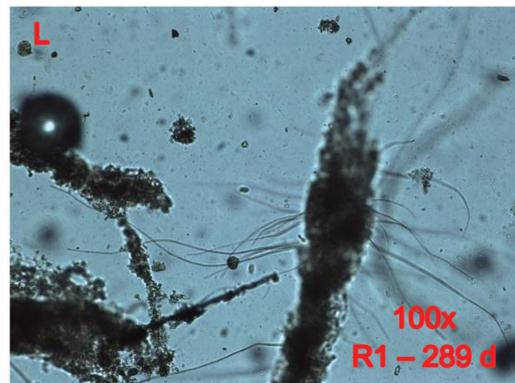
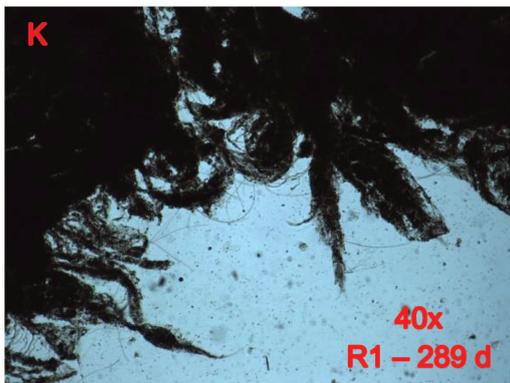
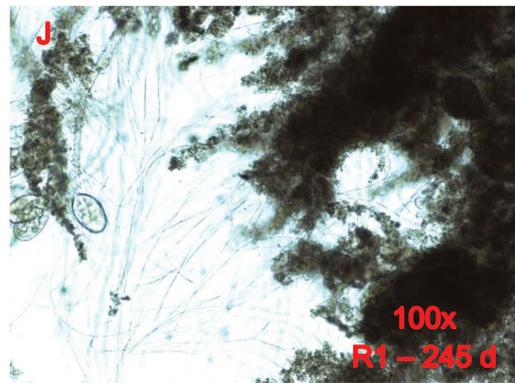
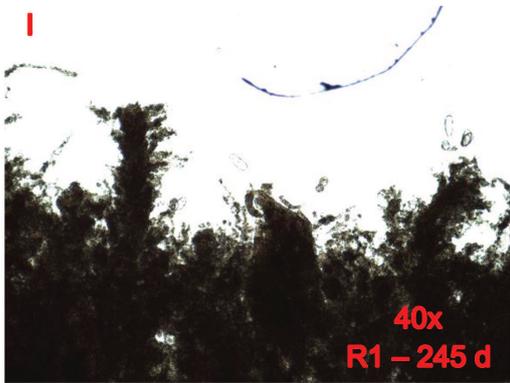
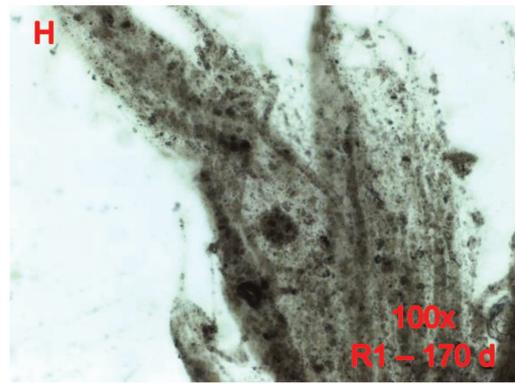
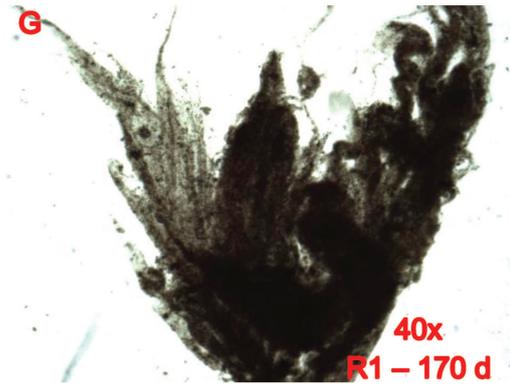
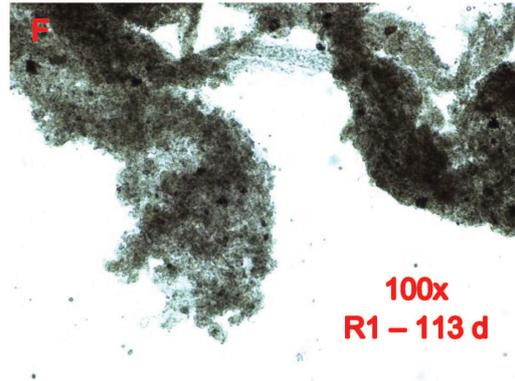
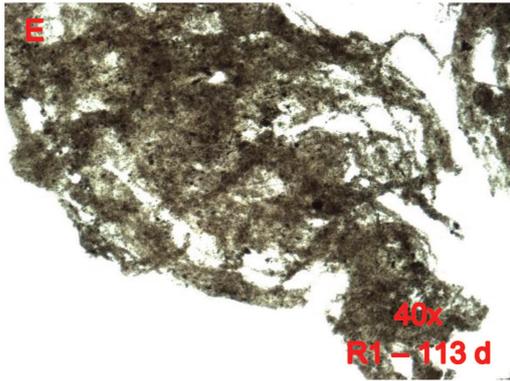
5.5 CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO LODO

5.5.1 Análise Microbiológica

Nas Figuras 5.56, 5.57 e 5.58 são apresentadas fotografias de microscopia obtidas para a biomassa dos reatores R1, R2 e R3, respectivamente.

Figura 5.56. Fotografias obtidas por microscopia para a biomassa do reator R1

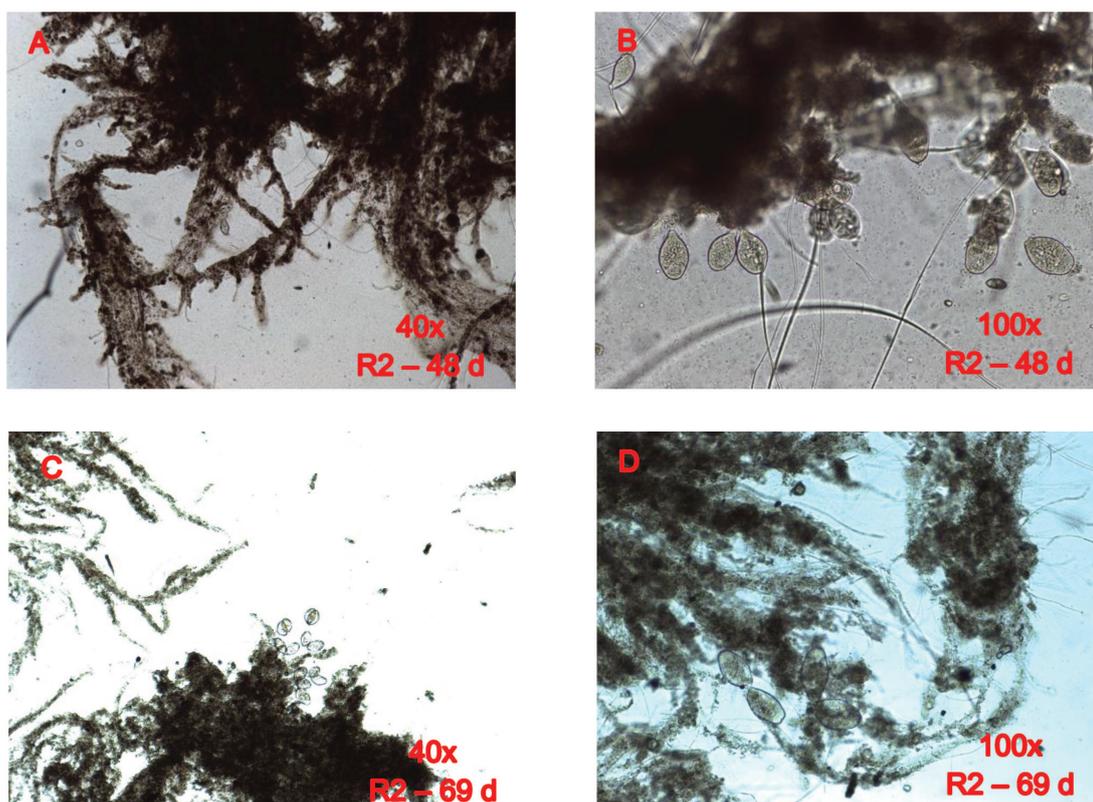


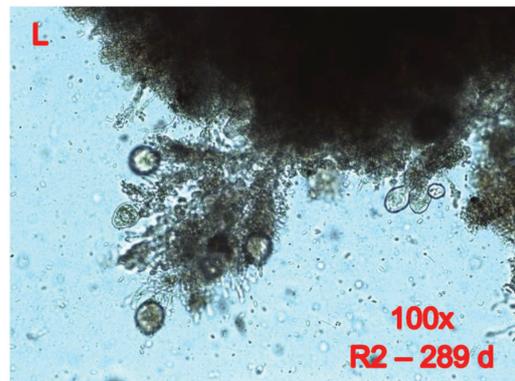
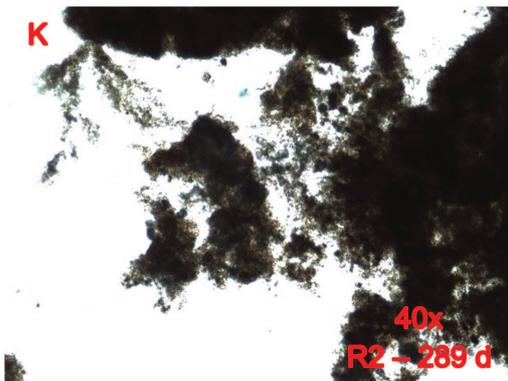
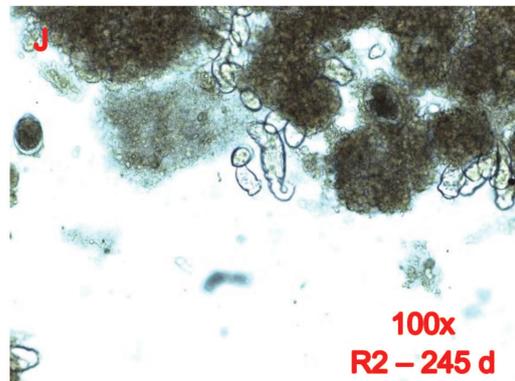
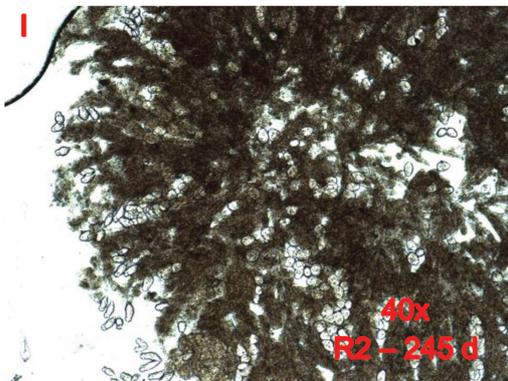
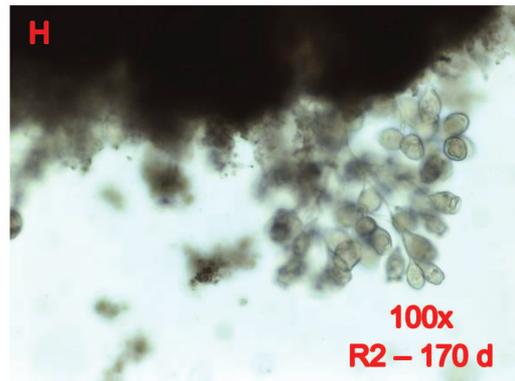
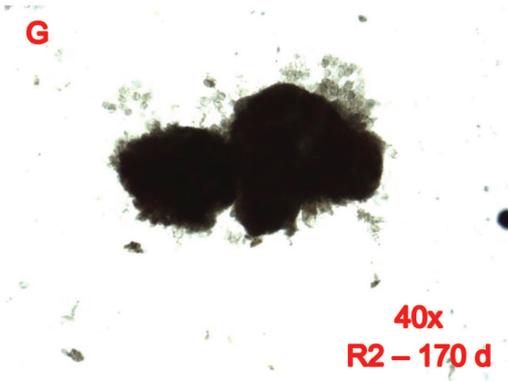
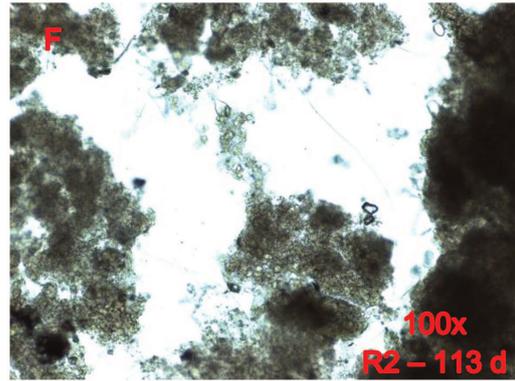
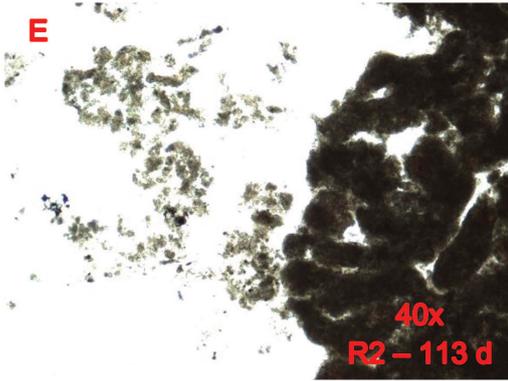


Fonte: autoria própria

É importante destacar, a partir da análise microscópica da biomassa do reator R1, que ao longo de todo o período de operação se observam microrganismos filamentosos. A presença destas bactérias, de acordo com de Kreuk e Van Loosdrecht (2004), se deve à disponibilidade de matéria orgânica solúvel durante a etapa de reação aeróbia. As bactérias filamentosas parecem criar uma estrutura para a manutenção dos bioflocos, com a presença de prolongamentos que servem de suporte para outras bactérias, aderidas a uma espécie de matriz, provavelmente de EPS. É interessante notar também a quase ausência de protozoários fixos, indicando baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio. A presença de protozoários era esperada, em função da presença de matéria orgânica particulada no substrato.

Figura 5.57. Fotografias obtidas por microscopia para a biomassa do reator R2



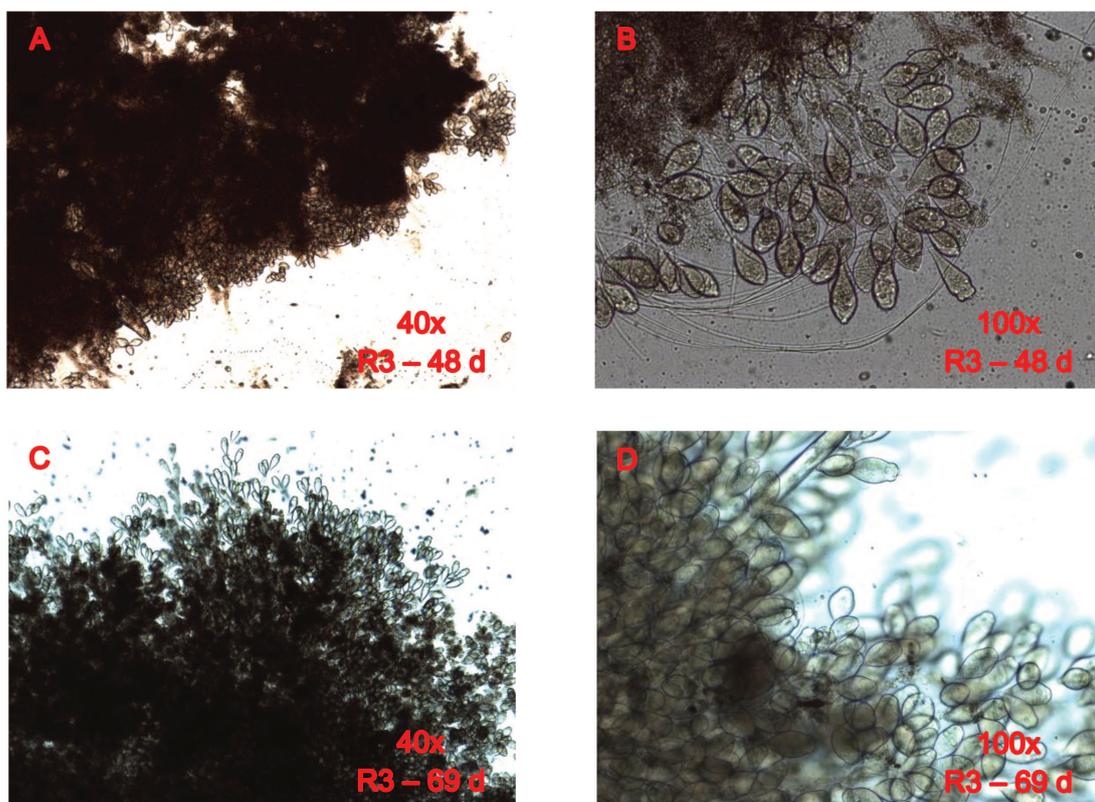


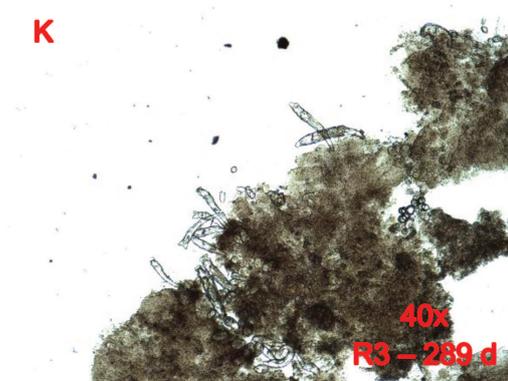
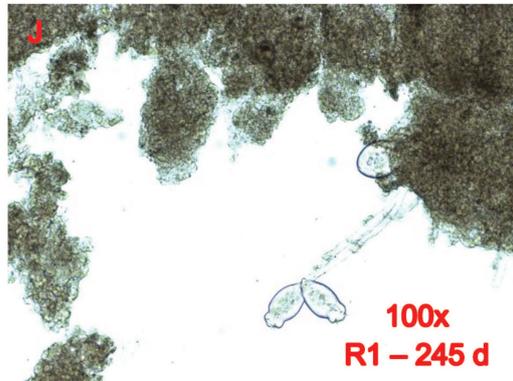
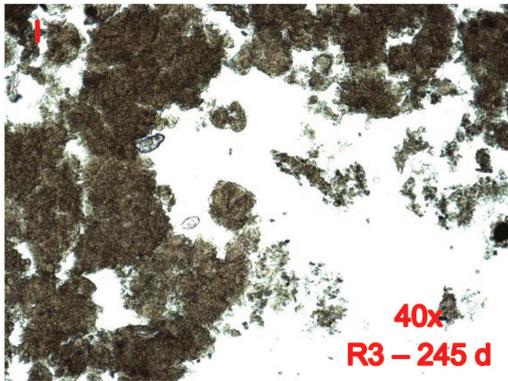
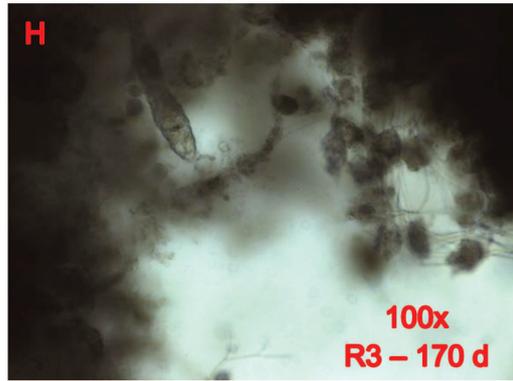
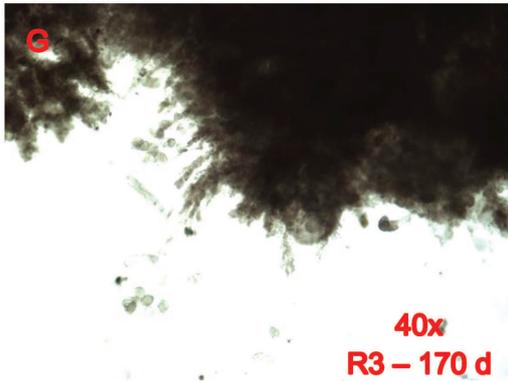
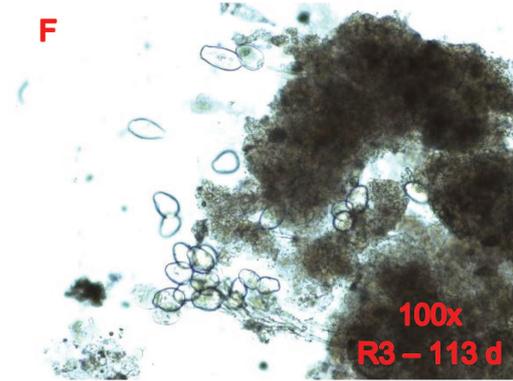
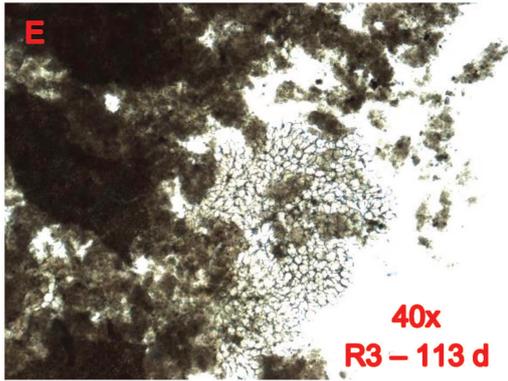
Fonte: autoria própria

As fotografias da biomassa do reator R2 indicam que, inicialmente (dias 46 e 69) havia uma estrutura mantida por bactérias filamentosas e matriz de EPS, semelhante àquela verificada no reator R1. Diferentemente de R1, já se verifica a presença de protozoários fixos desde o início da operação.

A partir da fotografia do dia 113, não se percebem mais os prolongamentos, e se nota um aparente arredondamento das extremidades das partículas. Verifica-se também uma diminuição considerável de bactérias filamentosas. É importante observar também a presença mais intensa de protozoários fixos e de rotíferos.

Figura 5.58. Fotografias obtidas por microscopia para a biomassa do reator R3





Fonte: autoria própria

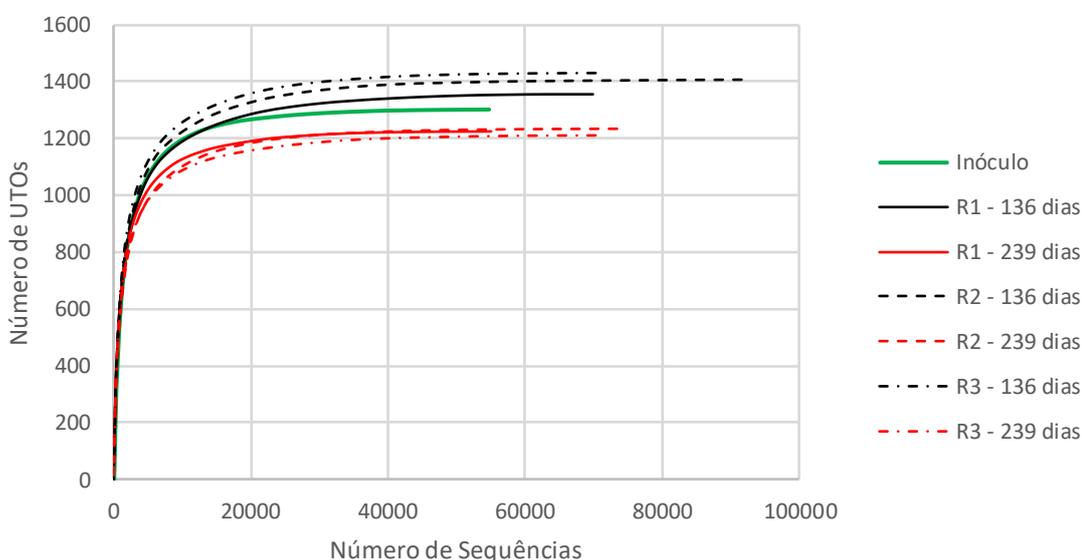
Em relação ao reator R3, a presença de protozoários fixos já era intensa no início da operação. Nota-se a formação de colônias cobrindo a superfície dos grânulos, e que a população de protozoários é variável ao longo da operação do reator. A presença de rotíferos também é elevada, principalmente a partir do dia 170, e assim como no caso dos protozoários, sua população é variável ao longo da operação do reator.

A presença dos prolongamentos verificados no início da formação do lodo em R1 e R2 não é observada neste reator.

5.5.2 Sequenciamento Genético

Foram realizados ensaios com amostras do inóculo, e do lodo dos reatores R1, R2 e R3 coletadas nos dias 136 (primeira coleta) e 239 (segunda coleta). Na Figura 5.59, são apresentadas as curvas de rarefação obtidas no ensaio, e os índices de diversidade calculados para as amostras estão apresentados na Tabela 5.2.

Figura 5.59. Curvas de rarefação obtidas do ensaio de sequenciamento genético



Fonte: autoria própria

Verifica-se que as curvas de rarefação se aproximam da saturação, indicando que o ensaio de sequenciamento genético foi bem-sucedido. Nota-se que o inóculo tem riqueza média, comparando-se às demais amostras. As amostras da

primeira coleta (136 dias) apresentam riqueza maior que o inóculo, enquanto, para a segunda coleta (239 dias), a riqueza diminuiu, atingindo valores menores que o observado no inóculo. Verifica-se, a partir da análise dos valores do índice Chao I, que a maior diversidade foi encontrada para as amostras R1 – 136 dias e R3 – 136 dias e que, na segunda coleta, atingiu os menores índices.

Tabela 5.2. Índices de diversidade das amostras

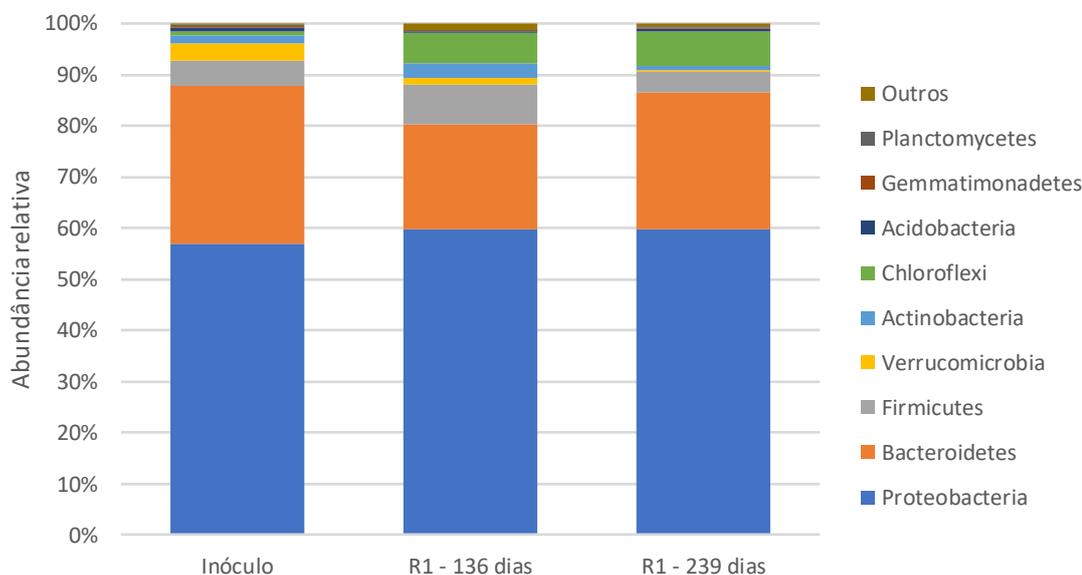
Amostra	Número de Sequências	Número de UTOs	Chao I	Shannon (H)
Inóculo	54.838	1302	1250	4,79
R1 - 136 dias	69.803	1355	1275	5,00
R1 - 239 dias	55.060	1226	1175	4,68
R2 - 136 dias	91.604	1405	1325	4,69
R2 - 239 dias	73.470	1233	1175	4,58
R3 - 136 dias	70.183	1430	1360	4,95
R3 - 239 dias	70.206	1209	1140	4,68

Fonte: autoria própria

Na Figura 5.60 é apresentada a abundância relativa dos principais filos encontrados nas amostras analisadas para o reator R1. Filos com baixa abundância relativa foram reunidos na categoria *outros*. Na Figura 5.61 apresenta-se a porcentagem relativa de cada amostra sobre o total de microrganismos observados no filo (somatória das três amostras). Valores de porcentagem relativa próximos a 33%, para determinado filo, portanto, indicam que aquela população é semelhante para as três amostras.

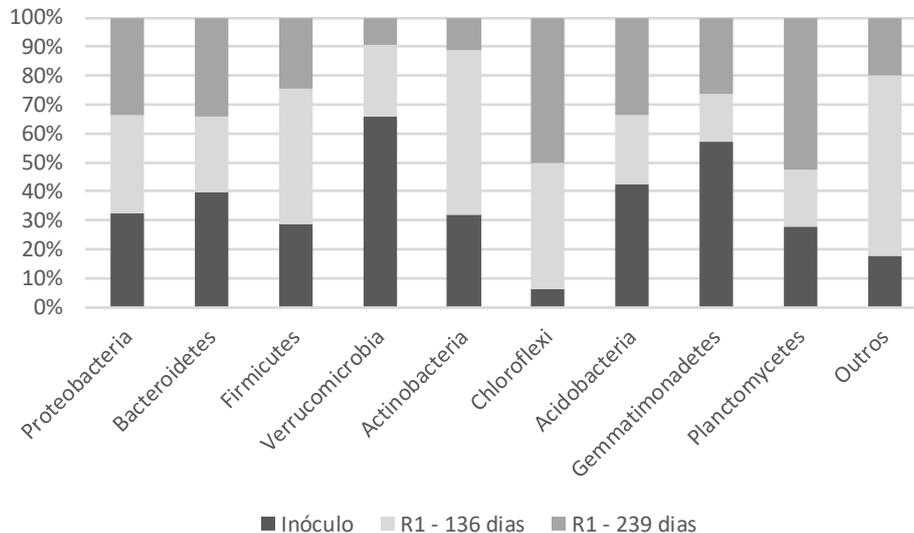
Verifica-se, para o reator R1, poucas alterações no perfil de abundância relativa ao longo do tempo de operação. Maior diversidade de filos é verificada na primeira coleta (136 dias). A população de *Proteobacteria* se mantém aproximadamente constante ao longo da operação, e é a que apresenta a maior participação na composição da amostra. Verifica-se, para a primeira coleta, diminuição na abundância relativa dos filos *Bacteroidetes* e *Verrucomicrobia* e aumento das populações de *Firmicutes*, *Actinobacteria*, *Chloroflexi* e *outros*. Para a segunda coleta, nota-se uma maior semelhança ao inóculo, com mudanças significativas nas populações de *Actinobacteria*, *Chloroflexi* e *Verrucomicrobia*.

Figura 5.60. Abundância relativa dos principais filios de microrganismos encontrados na amostra do reator R1



Fonte: Autoria própria

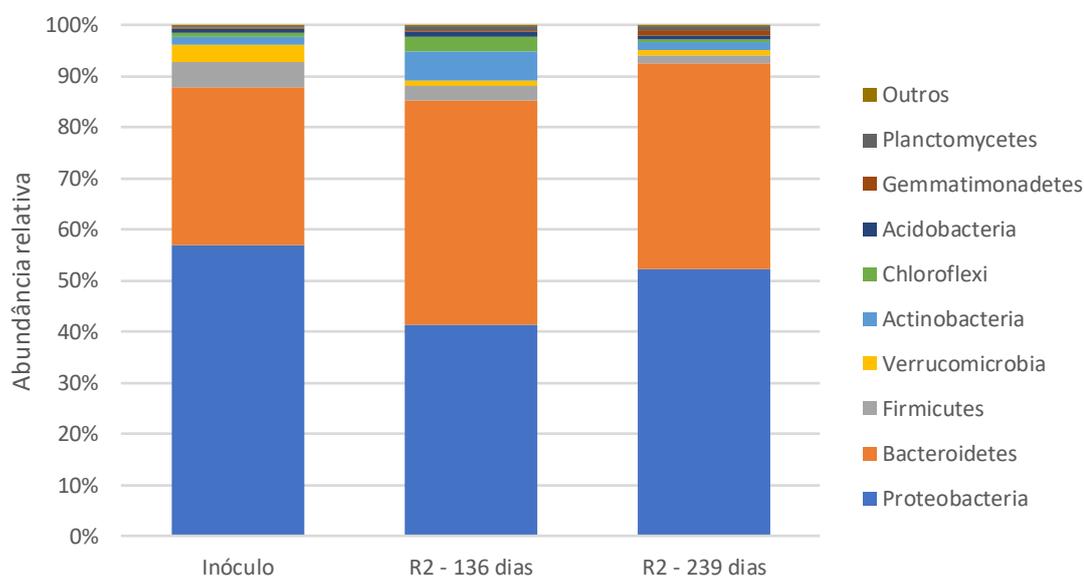
Figura 5.61. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do filo, para o reator R1



Fonte: Autoria própria

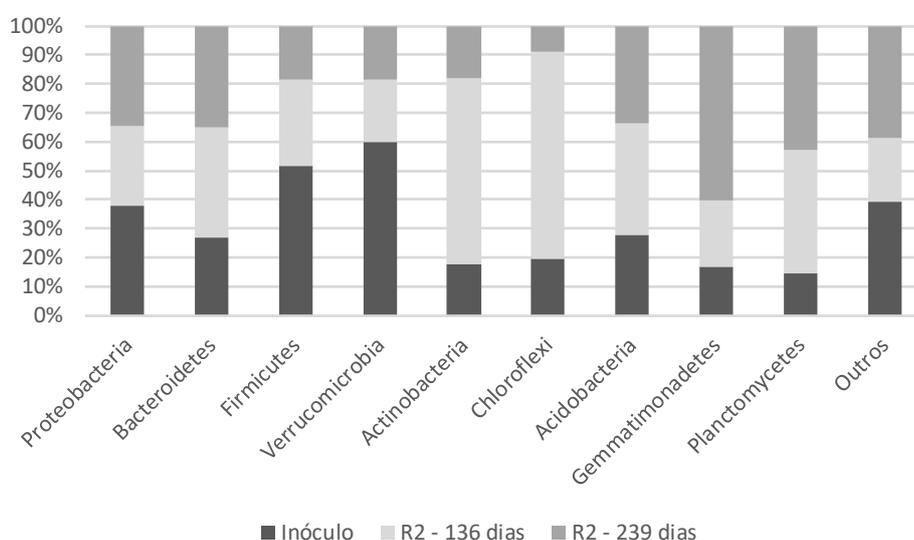
Na Figura 5.62 é apresentada a abundância relativa dos principais filios encontrados nas amostras analisadas para o reator R2 e na Figura 5.63, a porcentagem relativa de cada amostra sobre o total de microrganismos observados no filo (somatória das três amostras).

Figura 5.62. Abundância relativa dos principais filios de microrganismos encontrados na amostra do reator R2



Fonte: Autoria própria

Figura 5.63. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do filo, para o reator R2

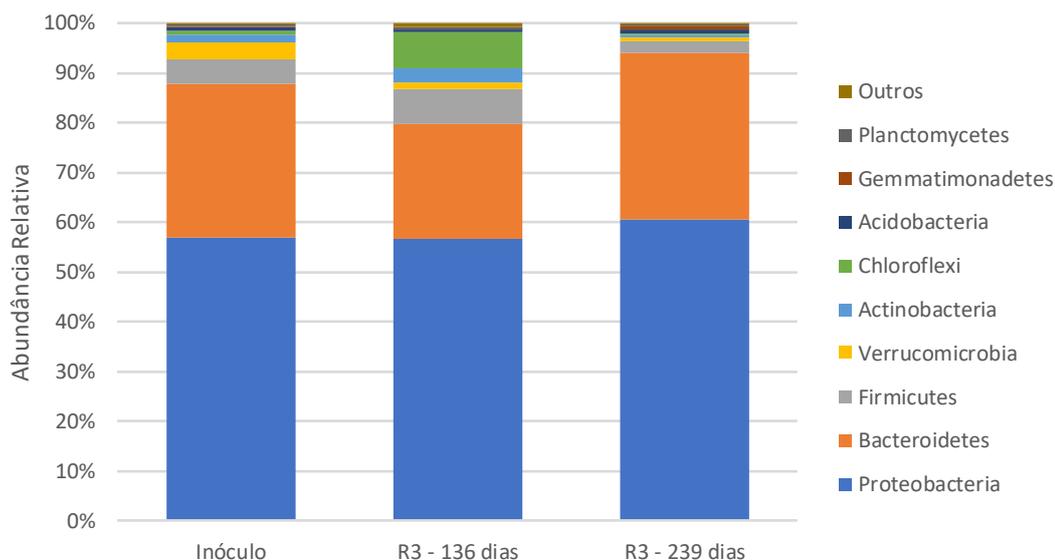


Fonte: Autoria própria

Nota-se, para o reator R2, inicialmente o aumento das abundâncias relativas de *Bacteroidetes*, *Actinobacteria* e *Chloroflexi*, e uma diminuição para as populações de *Proteobacteria* e *Verrucomicrobia*. Já para a segunda coleta, há uma diminuição sensível na população de bactérias dos filios *Actinobacteria* e *Chloroflexi*, e um aumento das *Proteobacteria* e *Gemmatimonadetes*.

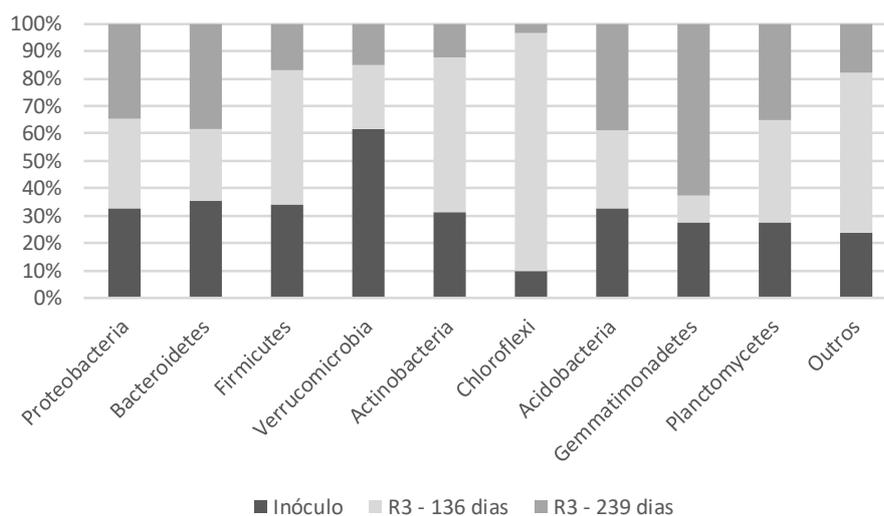
A abundância relativa dos principais filos em R3, ao longo da operação, é apresentada na Figura 5.64, enquanto na Figura 5.65, têm-se a porcentagem relativa de cada amostra sobre o total de microrganismos observados no filo (somatória das três amostras).

Figura 5.64. Abundância relativa dos principais filos de microrganismos encontrados na amostra do reator R3



Fonte: Autoria própria

Figura 5.65. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do filo, para o reator R3



Fonte: Autoria própria

Observa-se, para o reator R3, um comportamento similar ao observado no reator R1, na primeira coleta. Para a segunda coleta, a concentração relativa de cada

filo também é similar à observada no reator R1, com diferença na população de *Chloroflexi*, que aumentam em R1, mas quase desaparece em R3.

Visando comparar a porcentagem relativa de cada filo após a estabilização dos reatores, na Figura 5.66 são apresentados os perfis para a segunda coleta (dia 239) para os três reatores, enquanto na Figura 5.67, têm-se a porcentagem relativa de cada amostra sobre o total de microrganismos observados no filo (somatória das três amostras).

Observa-se, após a estabilização, que o perfil dos reatores é similar, sendo que o R1 é o que mais se diferencia entre os três reatores. A participação dos fillos *Proteobacteria* e *Bacteroidetes* corresponde à 86,4% dos microrganismos em R1, 92,4% em R2 e 94,0% em R3. O filo que apresenta maior diferença entre os três reatores é o *Chloroflexi*, que apresenta uma porcentagem elevada para R1, enquanto aparece em baixa porcentagem para os reatores R2 e R3.

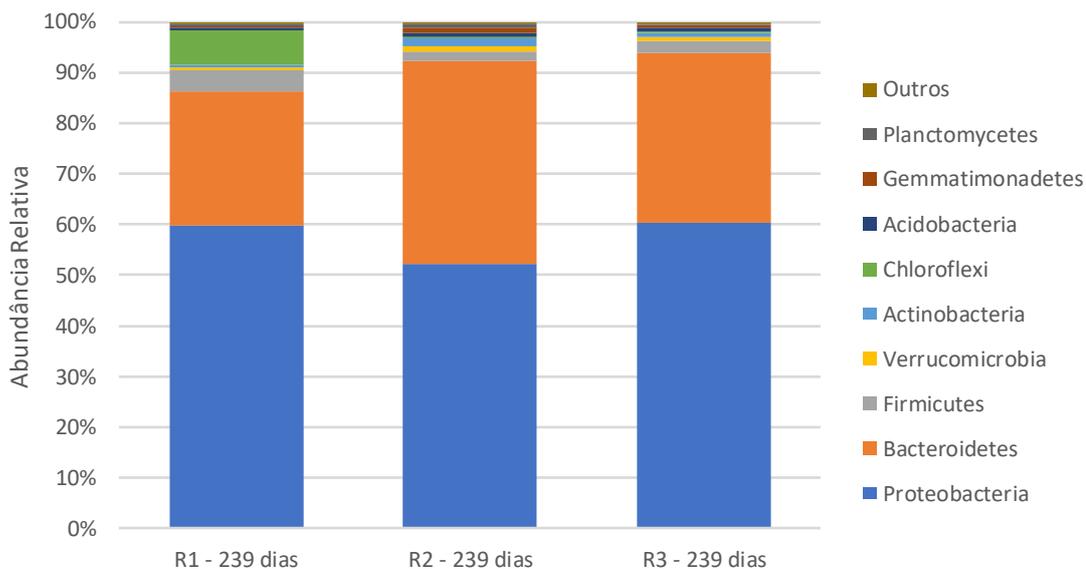
Tavares (2017) realizou ensaio de sequenciamento em amostras de lodo ao longo da formação de lodo granular, e verificou que, para o lodo granular maduro, a participação dos fillos *Proteobacteria* e *Bacteroidetes* foi da ordem de 88,0%, enquanto foi da ordem de 45,0% no inóculo, oriundo de uma ETE de lodos ativados convencional, sem remoção de nutrientes. A autora observou também a diminuição da população relativa de *Chloroflexi* ao longo do processo de formação do lodo granular, conforme verificado nos reatores R2 e R3. Os reatores foram operados em condições de clima tropical.

He et al. (2017) analisaram a população bacteriana em reatores com lodo granular aeróbio operados visando nitrificação e desnitrificação simultânea, e encontraram elevadas populações de *Proteobacteria* e *Bacteroidetes*. As porcentagens relativas destes fillos reduziam com a redução da taxa de aeração (88,0% para taxa de aeração de $0,17 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ e 77,0% para taxa de aeração de $0,04 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$). Verificou-se também um aumento na população do filo *Chloroflexi* com a diminuição da aeração.

He et al. (2018) analisaram a influência da fonte de carbono na população bacteriana em reatores com lodo granular aeróbios operados visando nitrificação e

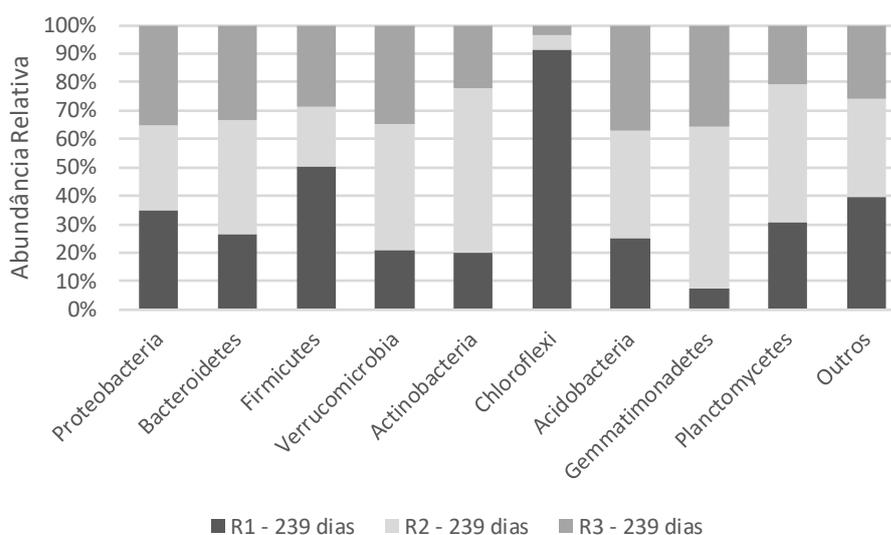
desnitrificação simultânea, com baixa taxa de aeração ($0,04 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$). Os autores verificaram que a porcentagem relativa de *Proteobacteria* aumenta com o aumento da relação entre glicose e acetato, enquanto *Chloroflexi* são mais abundantes quando se tem uma maior participação do acetato no substrato.

Figura 5.66. Abundância relativa dos principais filos de microrganismos encontrados após a estabilização do lodo



Fonte: Autoria própria

Figura 5.67. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do filo, para os reatores após a estabilização



Fonte: Autoria própria

Para avaliar a influência da relação A/M na população de microrganismo em lodos granulares aeróbio, Wu et al. (2018) realizaram ensaios de sequenciamento genético em amostras retiradas de reatores operados com relações de 0,2, 0,5 e 0,9 mgDQO.mgSS.d⁻¹. As bactérias do filo *Proteobacteria* foram as mais abundantes para as três relações, representando 91% no lodo do reator com maior relação A/M, e em torno de 74% para as relações 0,2 e 0,5. A abundância de *Acidobacteria*, *Verrucomicrobia* e *Armatimonadetes*, que não existiam no inóculo, aumentou com a granulação. Segundo os autores, estas cepas foram enriquecidas com granulação, e podem ter uma estreita relação com as propriedades dos grânulos. A maior diversidade de microrganismos foi verificada para o reator com relação A/M de 0,5 mgDQO.mgSS.d⁻¹.

A influência da relação C/N na população bactéria foi analisada por Wang et al. (2018), que utilizaram substratos com relação C/N de 20, 10 e 4. Não foram verificadas diferenças sensíveis no nível filo para as relações estudadas e os filios dominantes para as três relações foram *Proteobacteria*, *Chloroflexi* e *Bacteroidetes*.

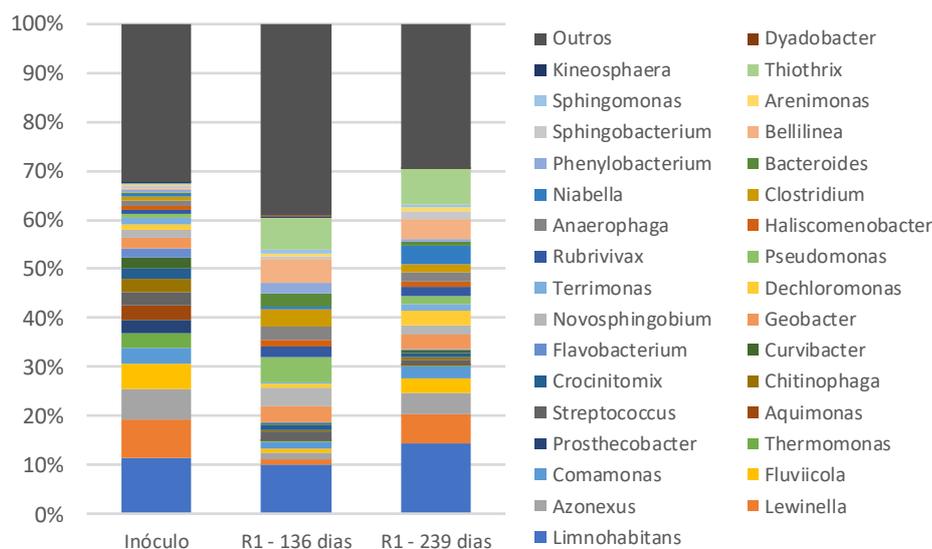
Liu et al. (2018) analisaram a diferença entre comunidades de microrganismos presentes em LGA alimentados com efluente sintético e efluente doméstico real. Verificou-se também a dominância das *Proteobactérias* e um perfil típico de lodos granulares aeróbios. A análise da riqueza de espécies mostrou que o reator operado com efluente real tinha uma comunidade mais diversa e uniforme que aquele que utilizava efluente sintético como substrato. Segundo os autores, essa diferença somente se explicita em uma escala taxonômica mais refinada.

Verifica-se, portanto que, de forma geral, o perfil da comunidade de microrganismos no nível filo é semelhante àqueles verificados por outros autores que analisaram lodos granulares aeróbios, principalmente no que diz respeito à dominância das *Proteobactérias*. Uma análise em um nível mais refinado, como o de gênero, deve possibilitar um melhor entendimento da diversidade de microrganismos, bem como a influência do tempo de operação e da taxa de aeração na comunidade bacteriana.

A abundância relativa dos principais gêneros presentes no lodo do reator R1, ao longo da operação, é apresentada na Figura 5.68, enquanto na Figura 5.69,

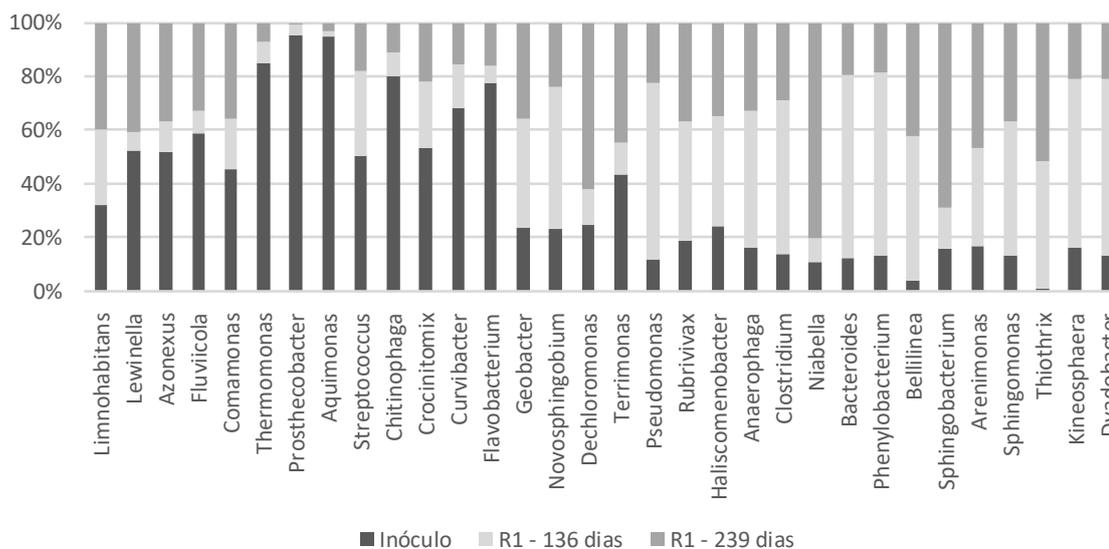
têm-se a porcentagem relativa de cada amostra sobre o total de microrganismos observados daquele gênero (somatória das três amostras). Somente gêneros cuja porcentagem relativa é maior ou igual a 2,0%, em ao menos uma das amostras, são apresentados nas figuras. Os demais foram reunidos na categoria *outros*.

Figura 5.68. Abundância relativa dos principais gêneros de microrganismos encontrados ao longo da operação do reator R1



Fonte: Autoria própria

Figura 5.69. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do gênero, para o reator R1



Fonte: Autoria própria

Observa-se, das figuras apresentadas para o reator R1, que no início da operação houve diminuição dos gêneros com maior participação na composição do lodo do inóculo, enquanto os gêneros menos dominantes experimentaram um aumento da sua porcentagem relativa. Pode-se destacar o gênero *Thiothrix*, composto por espécies de bactérias filamentosas, cuja porcentagem relativa aumentou de 0,2% no inóculo para 6,5% no dia 136. De acordo com Xia et al. (2018), estas bactérias filamentosas, juntamente com aquelas que tem formato de bastão desempenham um papel importante na formação dos lodos granulares aeróbios.

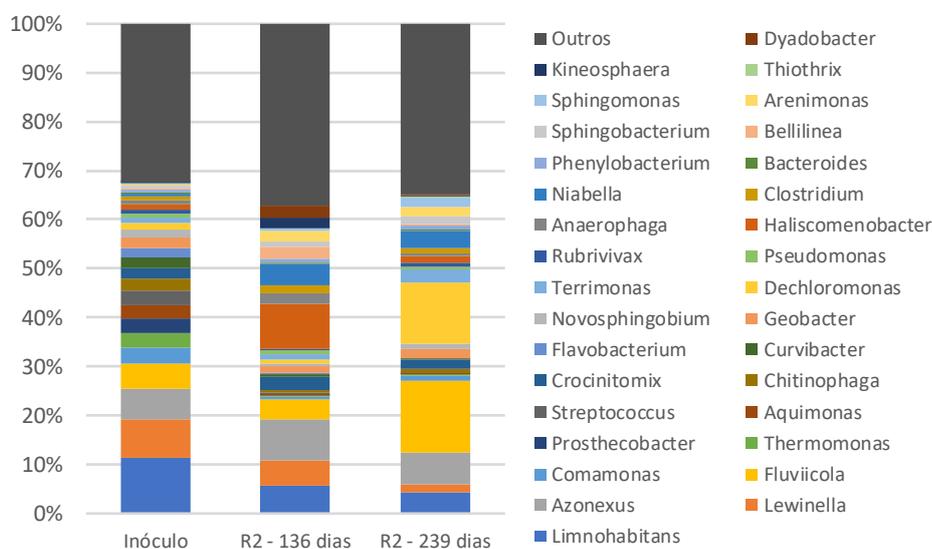
Após a estabilização do lodo granular (dia 239), verifica-se que o perfil de gênero volta a apresentar semelhança ao perfil do inóculo, com a diminuição de gêneros que não se adaptaram à nova condição de operação, como *Thermomonas*, *Prostheco bacter* e *Aquimonas*. Verifica-se a presença ainda maior do gênero *Thiothrix*, correspondente, nesta coleta, à 7,1% dos microrganismos detectados.

A abundância relativa dos principais gêneros presentes no lodo do reator R2, ao longo da operação, é apresentada na Figura 5.70, enquanto na Figura 5.71, têm-se a porcentagem relativa de cada amostra sobre o total de microrganismos observados daquele gênero (somatória das três amostras).

Para o reator R2, nota-se uma variação mais pronunciada das características do perfil, com a não adaptação de gêneros como *Comamonas*, *Thermomonas*, *Prostheco bacter*, *Aquimonas* e *Streptococcus* já no início da operação (dia 136), e o crescimento das populações de *Haliscomenobacter* e *Niabella*. O gênero *Thiothrix*, observado neste estágio em R1, tem participação relativa baixa na composição do perfil de gênero, ao longo de toda a operação (~0,15%).

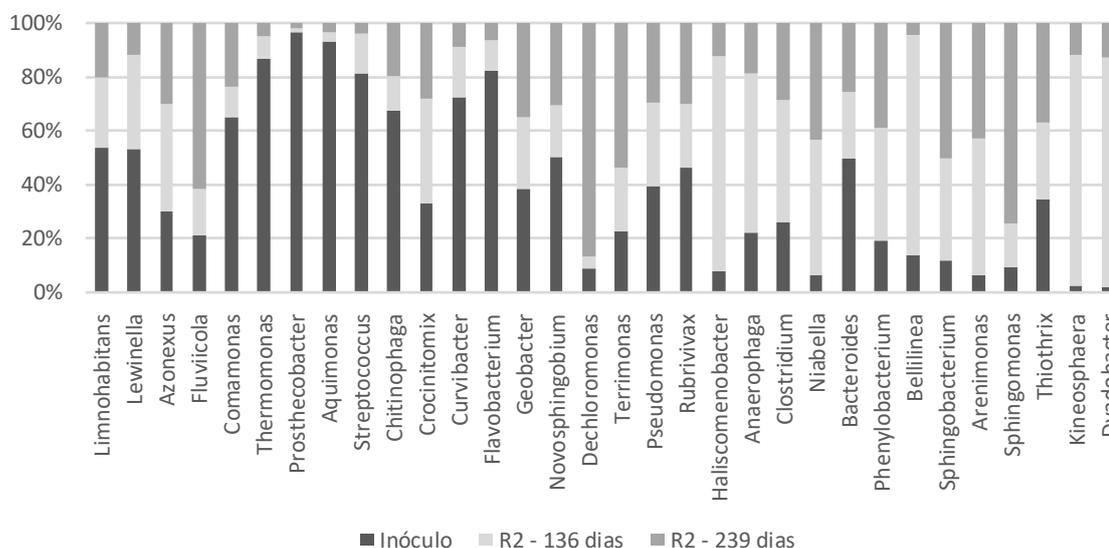
Na segunda coleta, com a estabilização do lodo, observa-se o crescimento bastante elevado do gênero *Dechloromonas*, que representa 12,6% da população de microrganismos do lodo. Este gênero têm importância singular no lodo granular aeróbio, por se tratar de microrganismos desnitrificantes acumuladores de fosfato (DPAO) (YUN et al., 2019).

Figura 5.70. Abundância relativa dos principais gêneros de microrganismos encontrados ao longo da operação do reator R2



Fonte: Autoria própria

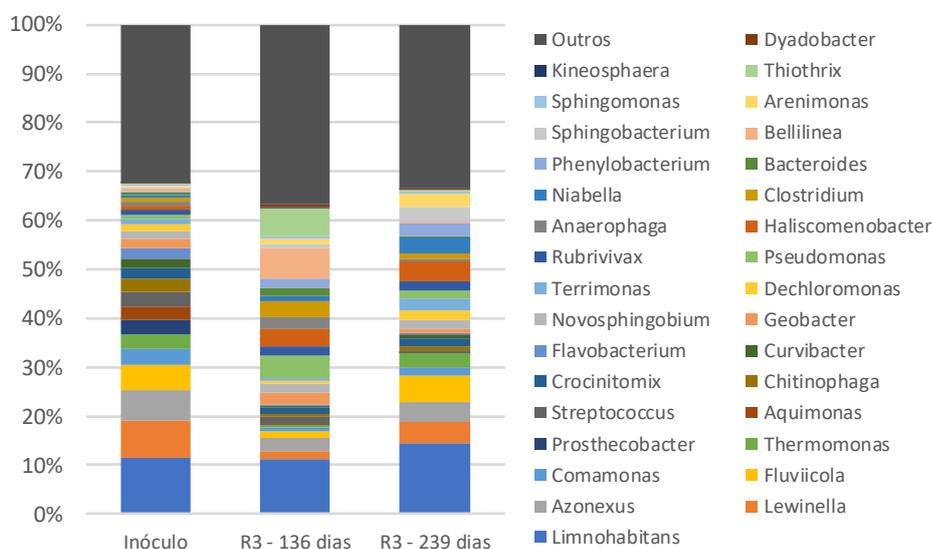
Figura 5.71. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do gênero, para o reator R2



Fonte: Autoria própria

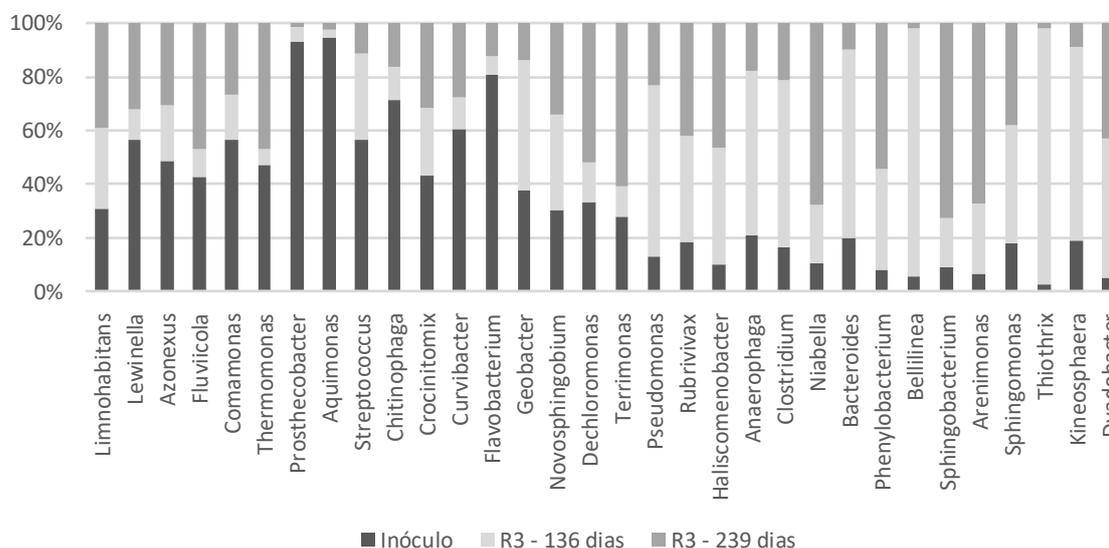
A abundância relativa dos principais gêneros presentes no lodo do reator R3, ao longo da operação, é apresentada na Figura 5.72, enquanto na Figura 5.73, têm-se a porcentagem relativa de cada amostra sobre o total de microrganismos observados daquele gênero (somatória das três amostras).

Figura 5.72. Abundância relativa dos principais gêneros de microrganismos encontrados ao longo da operação do reator R3



Fonte: Autoria própria

Figura 5.73. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do gênero, para o reator R3

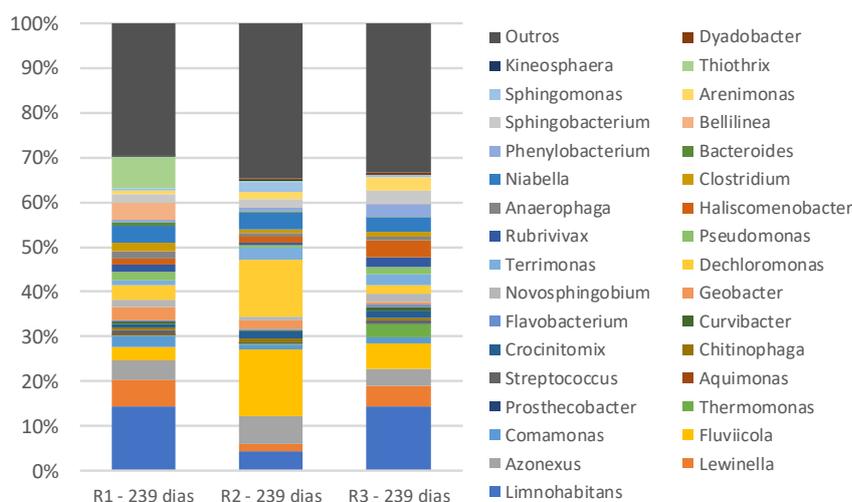


Fonte: Autoria própria

Para o reator R3, nota-se que na primeira coleta (dia 136) o perfil de gênero era muito similar ao perfil observado na primeira coleta do reator R1, inclusive com a presença de elevada participação do gênero *Thiothrix* (5,6%). Entretanto, na segunda coleta (dia 239), a participação de *Thiothrix* volta a cair, para nível semelhante ao observado em R2, e a participação do gênero *Dechloromonas* é de apenas 2,0%.

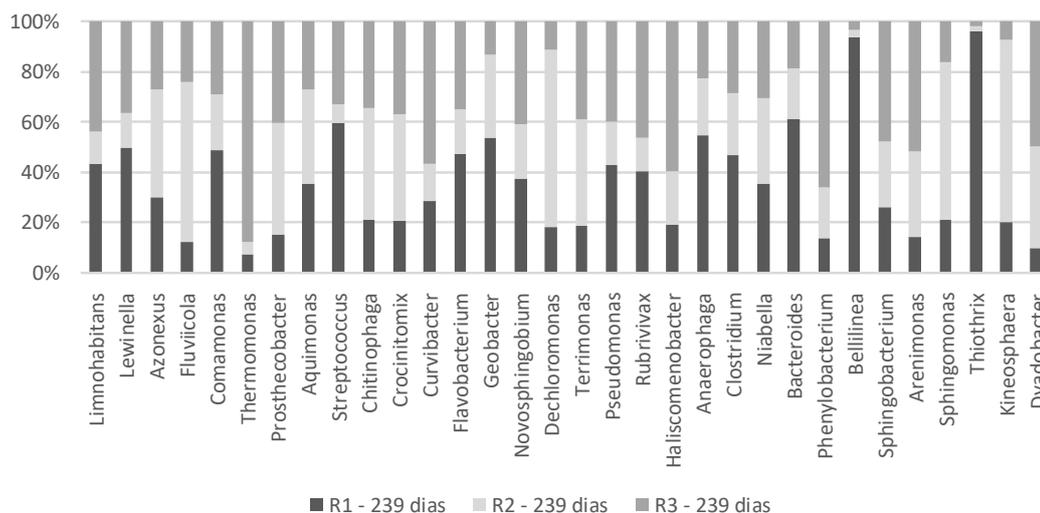
Visando comparar a porcentagem relativa de cada filo após a estabilização dos reatores, a Figura 5.74 apresenta a comparação entre os perfis para a segunda coleta (dia 239) para os três reatores, enquanto na Figura 5.75, têm-se a porcentagem relativa de cada amostra sobre o total de microrganismos observados no filo (somatória das três amostras).

Figura 5.74. Abundância relativa dos principais gêneros de microrganismos encontrados após a estabilização do lodo



Fonte: Autoria própria

Figura 5.75. Participação (porcentagem relativa) de cada amostra no total de microrganismos do gênero, para os reatores após a estabilização



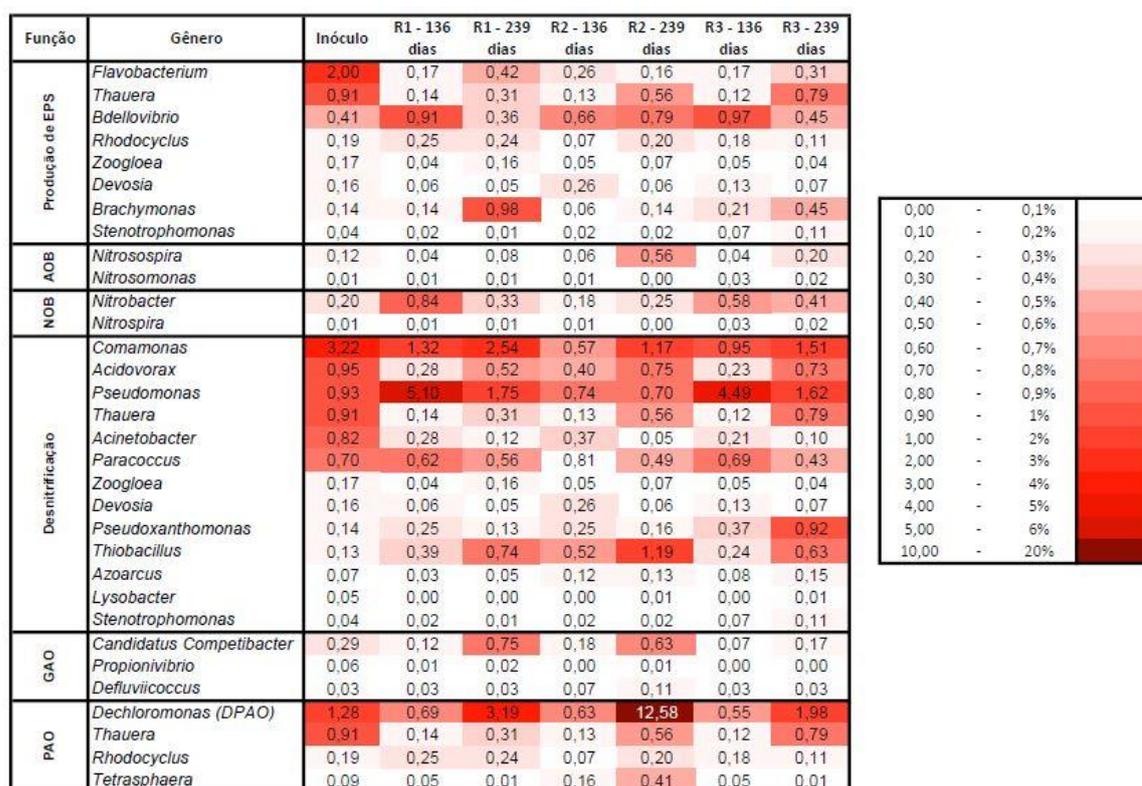
Fonte: Autoria própria

A partir dos dados apresentados, após a estabilização do lodo nos reatores, pode-se verificar a grande diferença entre os perfis da biomassa de R1 e R2. Destaca-

se, para R2, uma menor população de *Limnohabitans*, *Lewinella*, *Streptococcus*, *Bellilinea* e *Thiothrix*, enquanto se verifica uma presença elevada dos gêneros *Fluviicola* e *Dechloromonas*. Em relação aos reatores R2 e R3 também se verificam perfis de gênero bastante distintos, podendo-se destacar a maior participação, em R3, do gênero *Limnohabitans*, e a baixa população de *Fluviicola* e *Dechloromonas*.

Visando entender o comportamento dos reatores em termos de estabilidade dos grânulos e eficiência, pode-se reunir os gêneros de bactérias que desempenham função conhecida em lodos granulares aeróbios. Desta forma, na Figura 5.76, são apresentados os gêneros dos principais grupos funcionais encontrados nas amostras, e a porcentagem relativa para cada amostra.

Figura 5.76. Mapa de calor para os principais gêneros funcionais, para os reatores R1, R2 e R3



Fonte: Autoria própria

Destaca-se, da figura apresentada, a elevada quantidade do gênero *Dechloromonas* após a estabilização do lodo no reator R2. No mais, não são verificadas diferenças elevadas entre as populações, para as amostras, mesmo após a estabilização.

É interessante notar que, em exceção dos PAO no reator R2, não houve alterações elevadas em relação à presença dos microrganismos funcionais após a estabilização, conforme se verifica na Tabela 5.3, que apresenta a somatória das porcentagens relativas dos gêneros funcionais para o inóculo, e os reatores R1, R2 e R3.

Tabela 5.3. Porcentagem relativa total de cada grupo funcional para o inóculo e os reatores, após a estabilização

Função	Inóculo	R1 – 239 dias	R2 – 239 dias	R3 – 239 dias
EPS	4	2,5	2	2,3
Nitrificação	0,4	0,4	0,8	0,7
Desnitrificação	8,3	6,9	5,4	7,1
GAO	0,4	0,8	0,7	0,2
PAO	2,5	3,8	13,8	2,9

Fonte: Autoria própria

É importante também enfatizar que há redundância de microrganismos desnitrificantes e acumuladores de fosfato, bem como os produtores de EPS. De acordo com Liu et al. (2018) o esgoto sanitário contém uma grande variedade de substratos, favorecendo assim uma ampla gama de comunidades microbianas. Assim, em reatores operados com esse tipo de substrato, espera-se encontrar redundância funcional de microrganismos. Nota-se também a dominância de bactérias do gênero *Nitrosospira* quanto às bactérias AOB, e do gênero *Nitrobacter* em relação às NOB.

Tavares (2017) analisou a diversidade de microrganismos funcionais em reator de LGA operado em clima tropical e verificou a formação de grânulos que continham abundância relativa de gêneros relacionados a bactérias AOB da ordem de 0,05%, 0,25% para NOB, 0,1% para GAO e 2,0% para PAO. Apesar das baixas abundâncias relativas de AOB e NOB, a autora verificou nitrificação completa ainda durante a fase de formação dos grânulos aeróbios, e remoção de até 95% do nitrogênio total quando o diâmetro médio dos grânulos atingiu 1,0mm.

Szabó et al. (2017) verificou condição semelhante para reatores com lodo granular aeróbio operados com diferentes cargas orgânicas volumétricas. Apesar dos resultados indicarem atividade importante de nitrificação, a abundância relativa de bactérias AOB e NOB encontrada foi baixa. Segundo os autores, a nitrificação pode

ser o principal caminho para a remoção de amônia, mesmo em baixas abundâncias relativas de AOB e NOB, conforme também anunciado por Szabó et al. (2016).

Wang et al. (2018) verificaram que a diminuição da relação C/N contribui para o aumento da população de GAO e DPAO em detrimento de PAO. Populações de bactérias nitrificantes AOB foram da ordem de 0,2%, mesmo com uma relação C/N de 4, enquanto, para essa mesma relação, se observou a porcentagem relativa de gêneros NOB de 3,4%. Para relações C/N de 10 e 20, verificou-se 0,3% de bactérias do tipo AOB e aproximadamente 1,2% de bactérias NOB. Os autores também observaram remoção de fósforo elevada e estável, mesmo com a presença de menos de 1,0% de microrganismos do grupo PAO e DPAO, enquanto o total de GAO foi superior a 15,0% dos microrganismos presentes nos grânulos. Ainda de acordo com os autores, a diminuição da relação C/N prejudica a desnitrificação, devido ao acúmulo de nitrato no reator.

Nota-se, portanto, que não há correlação direta entre as porcentagens relativas de microrganismos funcionais do LGA e sua formação, ou a eficiência do sistema. A presença destes microrganismos, por outro lado, é constante nos trabalhos que utilizam LGA.

5.6 INFLUÊNCIA DA TAXA DE AERAÇÃO NA FORMAÇÃO DO LODO GRANULAR AERÓBIO

5.6.1 *Principais Características Observadas ao Longo do Processo de Formação do Lodo nos Reatores*

i. Reator R1: Apresenta velocidade de sedimentação relativamente baixa, relação IVL_{30}/IVL_5 também baixa, apesar do elevado valor de diâmetro médio das partículas e da porcentagem de partículas com diâmetro maior ou igual a 0,2 mm. Tem, portanto, algumas propriedades físicas típicas dos lodos granulares aeróbios, mas sedimentabilidade abaixo do esperado. A morfologia do lodo explica esse comportamento, com processo de espessamento na forma de bioflocos. A taxa de aeração aplicada ao reator ($0,15 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) mantém baixa a concentração de OD no liquor misto, atingido valores da ordem de 20% da saturação. A concentração de lodo

no reator se mantém estável e baixa ($\sim 2 \text{ g.L}^{-1}$), refletindo em uma relação A/M relativamente alta e uma baixa idade do lodo, em razão das elevadas quantidades de sólidos suspensos no efluente tratado. O teor de EPS no lodo é relativamente alto, principalmente na etapa final do experimento, devido à maior relação A/M observada. Os valores de pH e alcalinidade se mantêm estáveis ao longo da operação, indicando que não há consumo de alcalinidade. Valores elevados de DQO total e suspensa mostram que o processo de oxidação da matéria orgânica no reator não é completo, sugerindo deficiência nas concentrações de oxigênio, o que deve também ser inibidor para a atividade de nitrificação. O ensaio cinético corrobora os dados de deficiência de OD ao longo da reação, onde se observam valores elevados de DQO solúvel ao longo de toda a fase. O aumento nas quantidades de DQO solúvel ao longo da reação indica possibilidade de ocorrência de hidrólise de parte da matéria orgânica particulada, fazendo com que os valores se mantenham elevados. Como há deficiência de OD ao longo da fase de reação, não ocorre nitrificação, fazendo com que a remoção de nitrogênio seja praticamente nula. As análises microscópicas mostram a presença de bactérias filamentosas e matriz de EPS, que formam a estrutura dos bioflocos. Ausência de protozoários, notadamente importantes na degradação da matéria orgânica particulada e na estabilidade dos grânulo (LIU et al., 2018) pode explicar a disponibilidade de matéria orgânica particulada ao longo da fase aeróbia e a ocorrência da hidrólise. Finalmente, em relação à população de bactérias, a abundância relativa do gênero *Thiothrix* ao longo de todo o monitoramento pode ser explicada pela disponibilidade de matéria orgânica ao longo da fase aeróbia, condição anunciada como prejudicial para a estabilidade dos grânulos aeróbios (LIU e LIU, 2006; DE KREUK e VAN LOOSDRECHT, 2006). A presença de microrganismos dos grupos funcionais típicos de lodos granulares aeróbios mostra o potencial para a granulação do lodo, aparentemente limitada pela baixa concentração de OD no meio, e conseqüente existência de matéria orgânica solúvel ao longo da fase aeróbia.

ii. Reator R2: Apresenta características de lodos granulares aeróbios: alta velocidade de sedimentação, alta relação IVL_{30}/IVL_5 , elevado valor de diâmetro médio das partículas e alta porcentagem de partículas com diâmetro maior ou igual a 0,2 mm. O processo de formação do lodo tem comportamento similar ao verificado em R1, mas as partículas apresentam um aumento na sua esfericidade ao longo do

tempo, caracterizando a formação do lodo granular aeróbio. Valores de diâmetro médio de 1,5 mm são observados após a estabilização. A taxa de aeração aplicada ao reator permite que se atinjam valores de OD próximos de 60% da saturação e os dados de alcalinidade e pH tendem a diminuir ao longo da operação, indicando a ocorrência de nitrificação. O crescimento da biomassa no reator é elevado e constante, e ocorre após a quebra dos bioflocos iniciais e formação dos grânulos. A concentração de lodo estabiliza, no final do experimento, em valores próximos a 10 g.L^{-1} . A relação A/M diminui com o aumento da concentração de lodo, gerando diminuição do teor de EPS, mas sem prejudicar a estabilidade dos grânulos aeróbios. A idade do lodo média é típica de lodos ativados com aeração prolongada, mas não reflete a idade do lodo dos grânulos, que tendem a ser igual ao tempo de operação dos reatores. Apesar de menores que as observadas em R1, as concentrações de SS no efluente tratado no R2 ainda são elevadas, provavelmente devido à alta taxa de granulação observada (~95%). Verificam-se elevadas eficiência de remoção de DQO, considerando-se a fração solúvel do efluente tratado, indicando a oxidação completa da matéria orgânica biodegradável. Elevadas taxas de nitrificação são observadas, mas há presença de nitrito e nitrato no efluente tratado, indicando que a desnitrificação não é completa. O ensaio cinético mostra que parte considerável da DQO solúvel é consumida na fase anaeróbia, e que se tem um período de *feast* curto, de aproximadamente 20% do tempo de reação. O OD atinge um patamar de em 3 mg.L^{-1} durante a nitrificação, e tende a aumentar, no final do ciclo, com a diminuição da disponibilidade de nitrogênio amoniacal. O aumento da concentração de fosfato no início da fase aeróbia indica presença de microrganismos acumuladores de polifosfato. A microscopia mostra a presença elevada de protozoários já desde o início da formação do lodo granular, o que deve ter contribuído para a diminuição de disponibilidade de matéria orgânica particulada ao longo da fase aeróbia, bem como para a estabilidade dos grânulos. Microrganismos filamentosos são observados no início da operação, mas tendem a diminuir com o tempo de operação. Microrganismos funcionais, em especial DPAO estão presentes em porcentagens elevadas no lodo granular, indicando sua aptidão para a remoção de fosfato.

iii. Reator R3: Apresenta características de lodos granulares aeróbios: alta velocidade de sedimentação, alta relação IVL_{30}/IVL_5 , elevado valor de diâmetro médio

das partículas e alta porcentagem de partículas com diâmetro maior ou igual a 0,2 mm. O processo de formação do lodo é lento, quando comparado aos reatores R1 e R2, havendo dificuldade para o estabelecimento de biomassa no reator, o que somente ocorre a partir do dia 180 de operação. Não há formação inicial de bioflocos, como verificado em R1 e R2, o que pode ter contribuído para a elevada perda de sólidos no início do experimento, com a aplicação da pressão de seleção. O aumento da concentração de lodo se dá de forma constante, a partir do dia 180, e a concentração estabiliza, no final do experimento, em valores próximos a 6 g.L^{-1} , e grânulos com diâmetro médio da ordem de 2,4 mm. A taxa de aeração aplicada leva a concentrações de OD no reator próximas de 80% da concentração de saturação, e, assim como observado em R2, aumento no consumo de alcalinidade indica atividade de nitrificação. A relação A/M diminui com o aumento da concentração de lodo, gerando diminuição do teor de EPS, mas sem prejudicar a estabilidade dos grânulos aeróbios. A idade do lodo média é típica de lodos ativados com aeração prolongada, mas não reflete a idade do lodo dos grânulos, que tendem a ser igual ao tempo de operação dos reatores. Apesar de menores que as observadas em R1, as concentrações de SS no efluente tratado no R3 ainda são elevadas, provavelmente devido à alta taxa de granulação observada (~95%). Verificam-se elevadas eficiência de remoção de DQO, considerando-se a fração solúvel do efluente tratado, indicando a oxidação completa da matéria orgânica biodegradável. Elevadas taxas de nitrificação são observadas, mas há presença de nitrito e nitrato no efluente tratado, indicando que a desnitrificação não é completa. O ensaio cinético mostra que parte considerável da DQO solúvel é consumida na fase anaeróbia, e que se tem um período de *feast* curto, de aproximadamente 10% do tempo de reação. O OD aumenta a partir do final do período de *feast*, atingindo um patamar que se mantém até o final da reação, com valores da ordem de 6 mg.L^{-1} . O aumento da concentração de fosfato no início da fase aeróbia indica presença de microrganismos acumuladores de fosfato, mas o aumento é menor que o observado em R2. A microscopia mostra a presença elevada de protozoários já desde o início da formação do lodo granular, o que deve ter contribuído para a diminuição de disponibilidade de matéria orgânica particulada ao longo da fase aeróbia, bem como para a estabilidade dos grânulos. Microrganismos funcionais estão presentes em porcentagens próximas às observadas em R1.

5.6.2 *Processo de Formação dos Grânulos Aeróbios*

Baseando-se nos resultados apresentados, é possível propor um modelo de formação para o lodo nos reatores, mostrando as diferenças que ocorreram em relação à modelos de formação anteriormente propostos (BEUN et al., 1999; WEBER et al., 2007; LIU e TAY, 2012).

Comparando-se os estágios iniciais de formação do lodo nos reatores R1 e R2, verifica-se que a principal diferença observada diz respeito à presença de protozoários. O aumento da sua população em R2 coincide com a diminuição da presença de bactérias filamentosas, quebra dos bioflocos e formação do lodo granular. Protozoários são apontados por Li et al. (2013) e Liu et al. (2018) como responsáveis pela degradação de matéria orgânica particulada em LGA. É possível, portanto, que o crescimento da população de protozoários em R2 tenha minimizado a presença de matéria orgânica particulada ao longo da fase de reação, diminuindo assim a disponibilização de DQO solúvel, gerada pela hidrólise da matéria orgânica particulada ao longo da fase. Com a diminuição de matéria orgânica solúvel durante a fase aeróbia, diminuem também as populações de microrganismos filamentosos, gerando a quebra dos bioflocos, e propiciando a formação dos grânulos aeróbios. A estabilidade destes novos grânulos é garantida pela presença de EPS e de protozoários fixos que, conforme mostrado por Liu et al. (2018), formam raízes no núcleo dos grânulos, aumentando sua resistência estrutural.

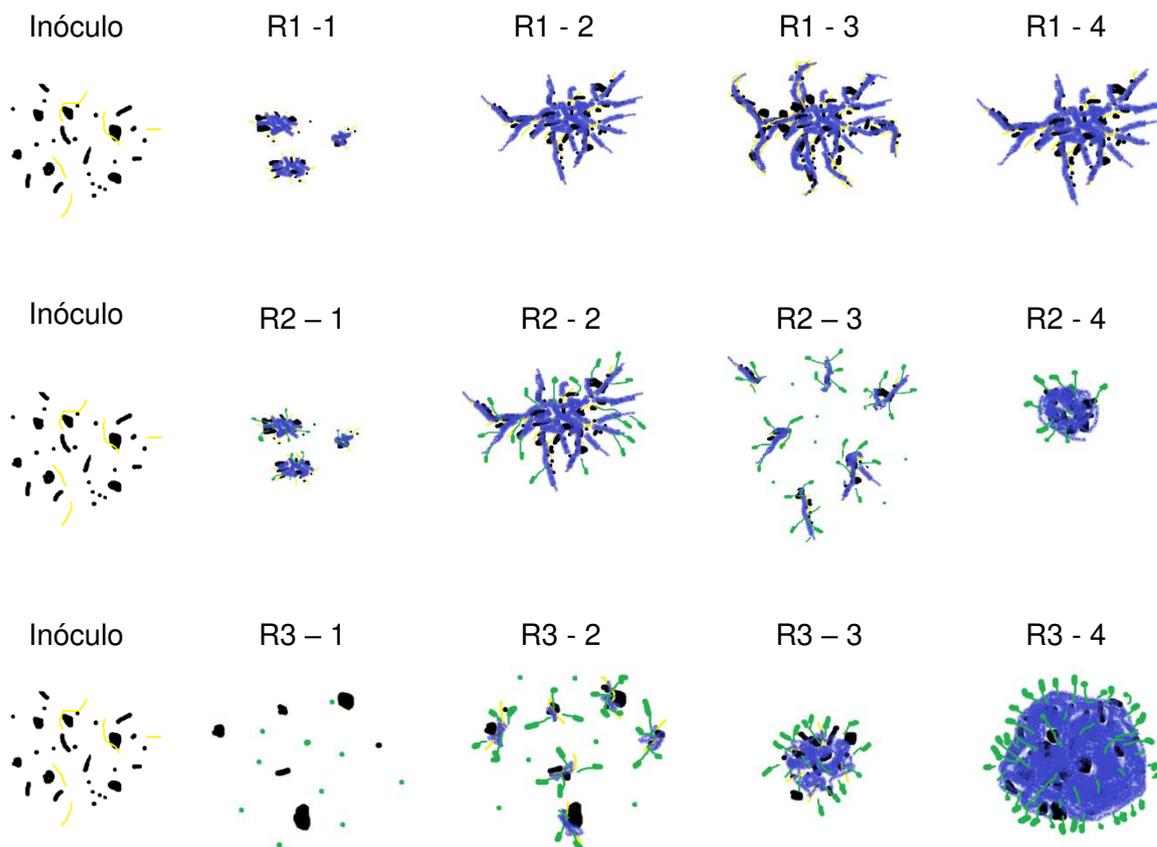
A baixa disponibilidade de OD no reator R1 limitou o crescimento de protozoários fixos, portanto, a matéria orgânica particulada continuou disponível e foi sendo hidrolisada ao longo de toda a etapa de reação, propiciando o crescimento de microrganismos filamentosos, e a manutenção dos bioflocos, assim como observado por De Kreuk et al. (2010).

Para o reator R3, o processo de formação é similar ao observado por Weber et al. (2007). Entretanto, a aplicação da pressão de seleção de forma abrupta pode ter retardado a formação dos grânulos.

Na Figura 5.77, a seguir, é apresentado o modelo proposto de formação dos bioflocos em R1, e dos grânulos em R2 e R3, considerando-se as particularidades

apresentadas. As bactérias são representadas por pontos pretos. Linhas amarelas representam bactérias filamentosas; azul, a matriz de EPS e a cor verde representa protozoários.

Figura 5.77. Modelos conceituais de formação para os bioflocos e o LGA dos reatores R2 e R3



Fonte: Autoria própria

Inicialmente, tem-se o inóculo de lodos ativados convencional, composto por células microbianas. Como mostrou o ensaio de sequenciamento genético, há baixa porcentagem relativa de bactérias filamentosas no inóculo (Figura 5.60). Para o reator R1, quando se inicia a aplicação da pressão de seleção, há a liberação de EPS pelas bactérias (Figura 5.35), aumento da relação A/M no reator (Figura 5.34), devido à perda de biomassa, e consequente crescimento de bactérias filamentosas (Figura 5.56), o que permitem a formação de agregados bacterianos, estruturados pela presença de bactérias filamentosas e EPS (**R1 - 1**). Estes agregados tornam-se cada vez maiores (Figura 5.15A) (**R1 - 2**), já tendo as características de bioflocos, e o diâmetro médio das partículas aumenta até atingir um limite (Figura 5.15B) (**R1 - 3**),

a partir de quando se atinge um novo equilíbrio entre a resistência dos bioflocos e a força de cisalhamento hidrodinâmico aplicada pela taxa de aeração (Figura 5.15 C-I) **(R1 – 4)**. A estrutura destas partículas é mantida ao longo de todo o tempo de operação pela presença de matéria orgânica solúvel na fase aeróbia (Figura 5.53), seja remanescente da DQO solúvel do efluente tratado, seja oriunda da hidrólise da DQO particulada. A baixa disponibilidade de OD no liquor misto (Figura 5.20) inibe a proliferação de protozoários (Figura 5.56), que encontrariam no reator condições ideais para crescimento em termos de substrato.

No caso do reator R2, tem-se um processo inicial semelhante: formação dos agregados bacterianos, mantidos estáveis pela presença de EPS e bactérias filamentosas (Figura 5.57A) **(R2 – 1)**. Entretanto, já se verifica nesta fase o aumento da população de protozoários (Figura 5.57), que cresce aderido às estruturas, agora já com características de bioflocos (Figura 5.16A) **(R2 – 2)**. Com o crescimento da população de protozoários, e devido à diminuição da relação A/M (Figura 5.34), em razão do aumento das concentrações de lodo no reator, há pouca disponibilidade de matéria orgânica solúvel na fase aeróbia do ciclo. Assim, as condições ideais para o crescimento de bactérias filamentosas se perdem, o que causa a diminuição da sua população, e conseqüentemente a desestabilização dos bioflocos, que se rompem (Figura 5.16B) **(R2 – 3)**. Com essa quebra, há perda de biomassa, diminuição da relação A/M, reflorescimento da população de bactérias filamentosas, e formação de novos agregados, que se criam em torno de estruturas remanescentes dos bioflocos (Figura 5.16C). A baixa disponibilidade de matéria orgânica particulada, em razão das elevadas populações de protozoários, e a diminuição da relação A/M propiciada pelo incremento da concentração de biomassa no reator (Figura 5.31), leva novamente à diminuição das populações de bactérias filamentosas, mas agora a estrutura das novas agregações já é estável, pelo menor diâmetro em relação aos bioflocos, e pela presença de protozoários aderidos em grande quantidade, que contribui para a estabilização do núcleo dos grânulos. A ação das forças de cisalhamento hidrodinâmico cria um equilíbrio com a resistência dos agregados, formando grânulo estáveis (Figura 5.16 D-I). A disponibilidade de matéria orgânica e fosfato ao longo da fase anaeróbia (enchimento) (Figura 5.54) propicia o aumento das populações de

PAO, DPAO e GAO (Figura 5.76), favoráveis à estabilidade dos grânulos aeróbios (**R2 – 4**).

Com a aplicação da pressão de seleção, há a tendência a saída de biomassa do reator. No caso dos reatores R1 e R2, essa perda de biomassa foi evitada pela formação dos agregados, ou bioflocos, cuja estrutura é mantida pela presença de EPS e bactérias filamentosas. Para o reator R3, a elevada concentração de OD (Figura 5.20) fez com que houvesse, já desde o início do experimento, elevada população de protozoários (Figura 5.58 B), que encontraram no reator condições favoráveis em termos de OD e substrato. A baixa disponibilidade de matéria orgânica solúvel na etapa de reação, em razão da rápida oxidação da $DQO_{\text{solúvel}}$, e a baixa ocorrência de hidrólise de matéria orgânica particulada inviabilizaram o crescimento das populações de bactérias filamentosas. Com isso, não se formaram os bioflocos verificados no início da operação dos reatores R1 e R2, e, conseqüentemente, houve perda quase total de lodo do reator (Figura 5.17A), posto que a aplicação da pressão de seleção se deu de forma pronunciada (**R3 – 1**). Com a diminuição da concentração de SSV (Figura 5.24), houve um aumento da relação A/M (Figura 5.27), criando, assim, condições para o crescimento das bactérias filamentosas, apontadas como necessárias para a formação dos grânulos aeróbios. Esta população de microrganismos aparece no sequenciamento genético, na primeira coleta (Figura 5.64). Formaram-se, assim, agregados bacterianos, estruturados pelo EPS, bactérias filamentosas e protozoários fixos (**R3 – 2**). Com o aumento da biomassa, propiciado pela estruturação dos microrganismos filamentosos, houve uma tendência a queda na relação A/M, conseqüente indisponibilidade de matéria orgânica solúvel na fase aeróbia, e diminuição da população de bactérias filamentosas. A estrutura das agregações agora já mantida estável pela presença de protozoários aderidos em grande quantidade (**R3 – 3**). A ação das forças de cisalhamento hidrodinâmico cria um equilíbrio com a resistência dos agregados, formando grânulo estáveis. A baixa disponibilidade de matéria orgânica ao longo da fase aeróbia (Figura 5.55) propicia o aumento das populações de PAO, DPAO e GAO, favoráveis à estabilidade dos grânulos aeróbios (**R3 – 4**).

5.6.3 *Influência da Taxa de Aeração*

Ao se revisar dados encontrados na literatura, de experimentos que verificaram a formação de lodo granular aeróbio, nota-se a formação em reatores operados com velocidade de ascensão de ar variando entre $0,04 \text{ cm.s}^{-1}$ (HE et al., 2018) e $4,1 \text{ cm.s}^{-1}$ (TAY et al., 2004b), enquanto existem trabalhos onde a formação não foi bem sucedida, com taxas de aeração variando entre $0,3 \text{ cm.s}^{-1}$ (TAY, LIU e LIU, 2001) e $4,1 \text{ cm.s}^{-1}$ (TAY et al., 2004). Desta forma, a taxa de aeração não parece ser uma variável que influencia a formação do lodo granular aeróbio, ao menos de forma isolada.

Por outro lado, este trabalho verificou que a baixa taxa de aeração no reator R1 foi a variável responsável pela não formação do lodo granular, posto que é o único parâmetro operacional que difere entre os três reatores analisados.

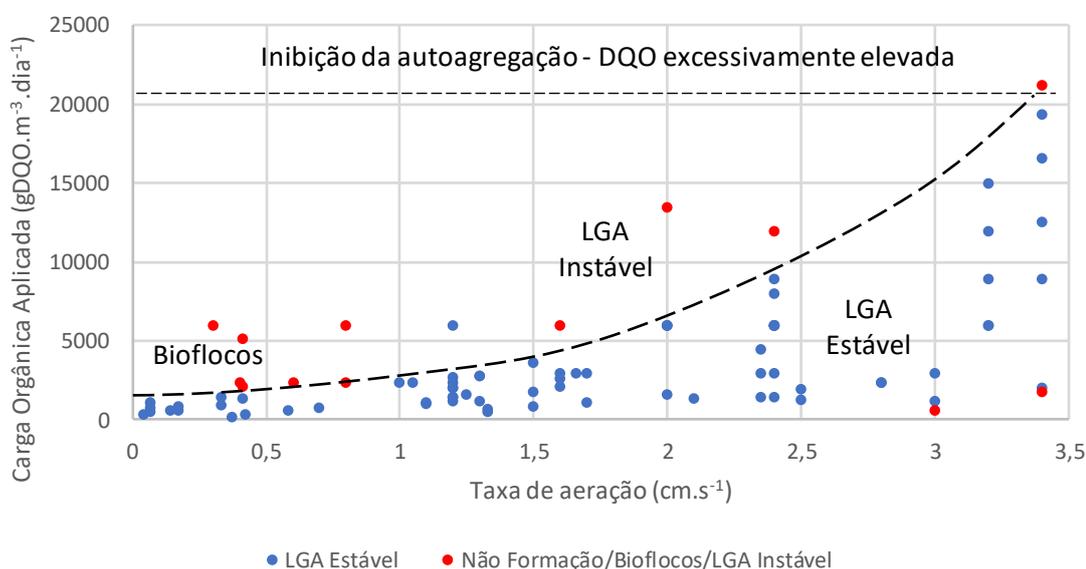
Assim, visando compreender a influência desta variável, fez-se uma extensa revisão bibliográfica, reunindo aproximadamente 90 experimentos, onde se verificou a formação de lodo granular em 80 casos, e a não formação, ou perda de estabilidade em 13 situações (Anexo 1). Após analisar possíveis relações entre os parâmetros, chegou-se à curva apresentada na Figura 5.78, que correlaciona a taxa de aeração com a carga orgânica volumétrica aplicada. Estas duas variáveis têm importância fundamental, posto que reúnem parâmetros de projeto e operacionais dos reatores, bem como condições do substrato. A curva tracejada separa as regiões onde se verificam formações de grânulos estáveis e instáveis.

A partir da figura apresentada, parece claro que há uma relação entre a carga orgânica aplicada e a taxa de aeração que possibilita a formação do lodo granular aeróbio. Nesta região, verifica-se a formação de LGA estável. Caso a taxa de aeração seja baixa ($\sim 0,5 \text{ cm.s}^{-1}$) e se aplique uma carga orgânica volumétrica excessiva, verifica-se a formação de bioflocos. Nestas condições, a presença de matéria orgânica solúvel na fase aeróbia propicia o crescimento de microrganismo filamentosos, que permitem o crescimento dos bioflocos.

A região de LGA instável se caracteriza pela formação de grânulos aeróbios, entretanto, em razão das elevadas cargas orgânicas, estes grânulos têm

diâmetro crescente com o tempo. O equilíbrio que deve haver entre a resistência do grânulo e a força de cisalhamento hidrodinâmico é alterado, em razão da taxa de aeração relativamente baixa. Assim que atinge um diâmetro excessivamente elevado, se forma uma zona anaeróbia muito extensa no interior do grânulo, e os metabólitos anaeróbios resultantes deste metabolismo, como biogás, instabilizam sua estrutura, levando à degranulação (LEE et al., 2010; ZHENG et al., 2006). A perda de estabilidade devido ao crescimento excessivo da região anaeróbia no interior do grânulo requer um elevado tempo de operação para ser observada.

Figura 5.78. Formação de LGA em função da taxa de aeração e da carga orgânica aplicada



Fonte: Autoria própria

Moy et al., (2002) relatam a possibilidade de formação de grânulos em reatores operado com taxa de aeração de $2,0 \text{ cm.s}^{-1}$ e carga orgânica volumétrica de até $22.500 \text{ gDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$. Entretanto, o critério de estabilização adotado pelos autores pode ter sido demasiadamente curto. O reator foi considerado estável quando, por pelo menos duas semanas, se obteve eficiência de remoção de DQO superior a 89%.

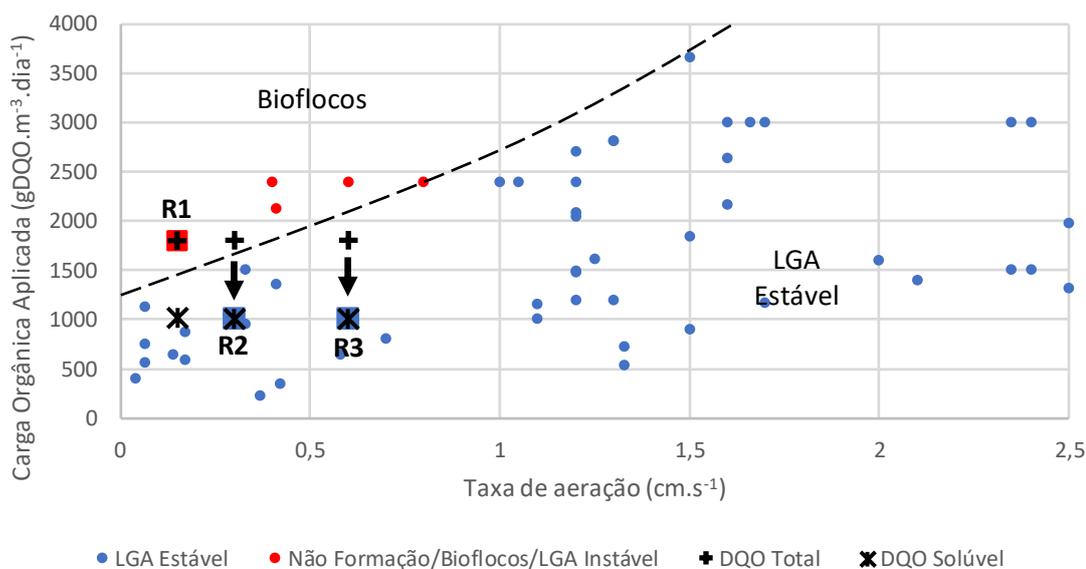
Há ainda uma região onde a concentração de DQO no meio é excessivamente elevada (entre 3.000 e $4.000 \text{ mgDQO.L}^{-1}$), a ponto de levar à inibição da auto agregação das bactérias, o que inviabiliza a formação do LGA, conforme demonstrado por Aday, Lee e Lai (2010).

Alguns autores relatam também dificuldades de formação ou instabilidade para reatores operados com baixas cargas orgânicas e elevadas taxas de aeração (BASSIN et al., 2019; LIU, MOY e TAY, 2007; TAY et al., 2004a).

Assim, a condição necessária para a formação do LGA é um balanço entre a taxa de aeração aplicada e a carga orgânica volumétrica.

Na Figura 5.79 é apontada a localização dos reatores R1, R2 e R3 na curva carga orgânica x taxa de aeração. Consideram-se duas situações: carga orgânica em termos de DQO_{total} e $DQO_{solúvel}$. Foi selecionado um trecho da curva onde se têm valores típicos de carga orgânica referentes à esgoto doméstico (obtida considerando-se ciclo de 4h e RTV de 50%).

Figura 5.79. Relação entre carga orgânica e taxa de aeração, para os reatores R1, R2 e R3



Fonte: Autoria própria

É interessante notar, a partir da figura apresentada, que, considerando-se a carga orgânica referente à DQO_{total} , o reator R1 se situa na região típica de formação de bioflocos. O mesmo ocorre para R2. De fato, conforme o modelo de formação proposto para este reator, enquanto a população de protozoários era pequena, havia a disponibilidade de DQO particulada para ser hidrolisada ao longo da etapa aeróbia. Assim que a população de protozoários aumentou, passou-se a uma situação onde apenas a $DQO_{solúvel}$ era disponibilizada para ser oxidada pelas bactérias. Assim, teve-

se uma carga orgânica disponível menor, que possibilitou a formação de lodo granular no reator R2. Para o caso do reator R3, mesmo considerando-se a carga orgânica referente à DQO_{total}, já havia condições para a formação do lodo granular estável.

5.6.4 Considerações Finais

Com base nos resultados apresentados e em observações realizadas ao longo do experimento, é possível fazer alguns comentários acerca da utilização de LGA em reatores batelada sequencial visando tratar esgoto doméstico, com o objetivo de otimizar a formação do lodo, reduzir custos operacionais e melhorar as eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio total e fósforo.

i. Verificou-se, ao longo da operação dos reatores R2 e R3, variações nas eficiências de nitrificação e desnitrificação. Em relação à primeira, nota-se uma certa estabilidade do processo, com consumo de toda a amônia enquanto a carga nitrogenada foi da ordem de $250 \text{ gNTK.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Quando houve, no dia 316, elevação desta carga para valores da ordem de $380 \text{ gNTK.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, a taxa de nitrificação foi reduzida de 100% para algo em torno de 75%. Essa variabilidade de eficiência, portanto, é esperada nestes sistemas, quando há cargas de choque, como a observada nesta amostragem. A desnitrificação também ocorre no sistema, mas aquela que ocorre de forma simultânea (SND), na zona anóxica do grânulo, além de representar parcela minoritária, é instável. Isso porque, durante o período onde há disponibilidade de nitrito e nitrato no reator, as concentrações de OD costumam ser elevadas, da ordem de 50 a 80%. Assim, a penetração de OD no grânulo limita o processo (DE KREUK, HEIJNEN e VAN LOOSDRECHT, 2005; LIU et al., 2010). A baixa relação C/N observada para o esgoto bruto utilizado também pode ser limitante para o processo de SND (SZABÓ et al., 2017; WANG et al., 2009).

A desnitrificação via nitrito e nitrato, por outro lado, ocorre de forma completa no efluente remanescente do reator, durante o enchimento do próximo ciclo. Assim, garante-se uma remoção mínima de 50% do nitrogênio total, considerando-se uma RTV de 50%, assim como observado por Liu et al. (2010) e Wagner et al. (2015);

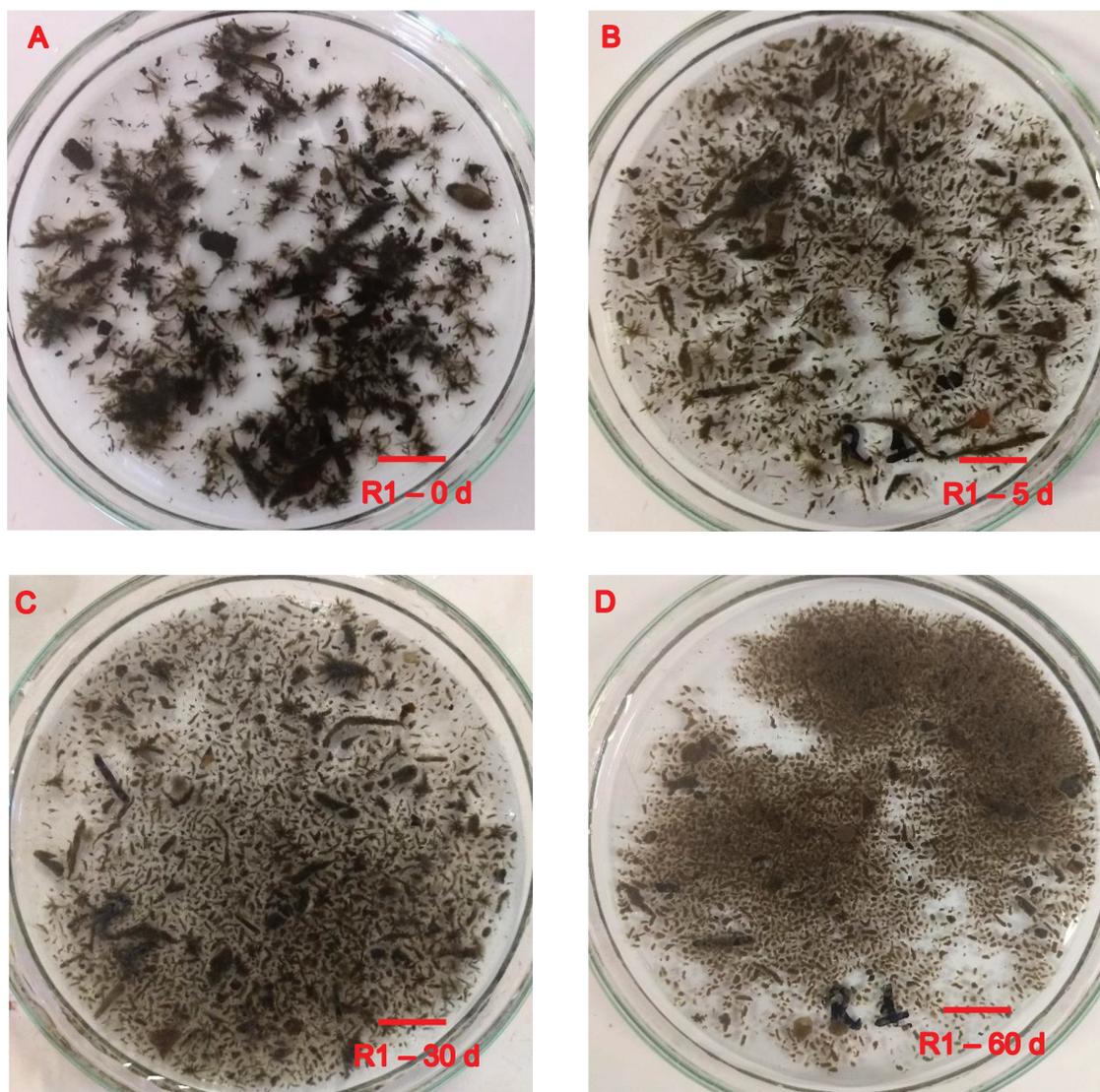
ii. A remoção de fósforo envolve incorporação na biomassa, que é otimizada pela presença de PAO e DPAO. Assim, mesmo que se criem condições para o crescimento da população destes microrganismos, como verificado em R2, é necessário que se faça o descarte regular de lodo. Conforme já mencionado, de acordo com De Kreuk et al. (2007), caso a idade seja superior a 30 dias, não será removida biomassa suficiente do sistema para manter baixas as concentrações de fosfato no efluente tratado;

iii. Para uma mesma carga orgânica aplicada, é possível formar LGA utilizando-se diferentes taxas de aeração, conforme se verifica na Figura 5.78. Assim, no caso de uma aplicação real, deve-se buscar a menor taxa que viabilize a formação e estabilidade dos grânulos, considerando-se uma margem de segurança. Ao se trabalhar com taxas de aeração menores, além de menores custos operacionais, melhoram-se as condições para a ocorrência de NDS;

iv. O processo de formação do lodo granular em R2 se deu de forma mais rápida e efetiva, quando se compara à formação do lodo em R3: enquanto a porcentagem de partículas com diâmetro maior que 0,2 mm ultrapassou os 50% aos 30 dias de operação para R2, isso somente se deu aos 75 dias em R3. Além disso, a concentração de LGA nos reatores alcançou $4,0 \text{ g.L}^{-1}$ em R2 no dia 140, enquanto no reator R3 isso somente ocorreu no dia 300 de operação. Desta forma, pode-se utilizar como estratégia de granulação a formação inicial de bioflocos, como ocorreu em R2, visando a permanência da biomassa no reator na etapa de aplicação de pressão de seleção. Para tanto, utiliza-se uma taxa de aeração que esteja à esquerda da curva tracejada apresentada na Figura 5.79. Quando os bioflocos já estiverem formados, e após a finalização da aplicação da pressão de seleção, aumenta-se a taxa de aeração até atingir um valor onde se verifica a formação de LGA estável.

Visando verificar a aplicabilidade desta estratégia, após a finalização do experimento, promoveu-se o aumento da taxa de aeração no reator R1, de $0,15 \text{ cm.s}^{-1}$ para $0,30 \text{ cm.s}^{-1}$. O que se verificou, conforme apresentado na Figura 5.80, foi um processo muito similar ao verificado no início da formação do lodo do reator R2. A linha horizontal vermelha nas fotografias corresponde a um comprimento de 10 mm.

Figura 5.80. Fotografias do lodo do reator R1 após o aumento da taxa de aeração

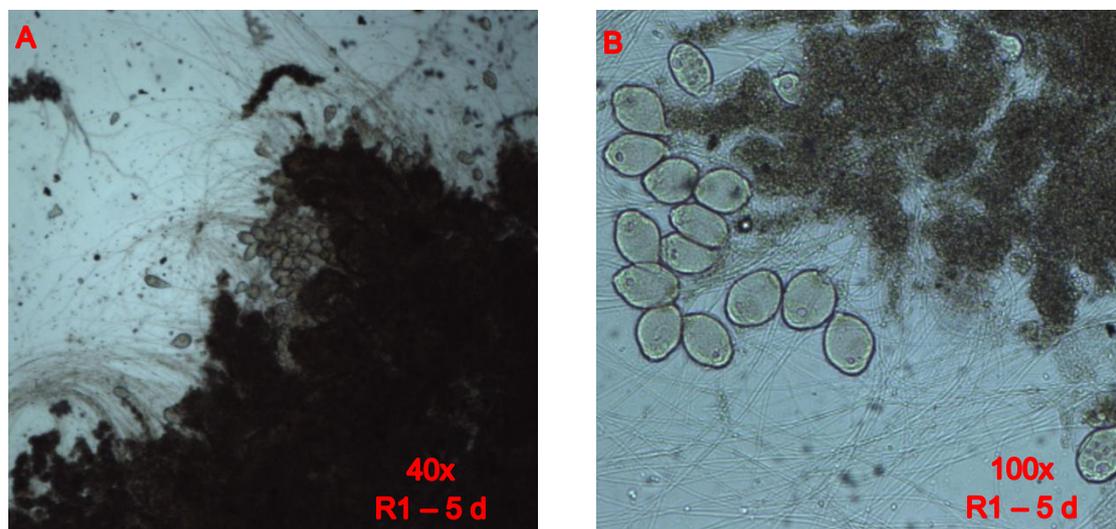


Fonte: Autoria própria

Observa-se que, com o aumento da taxa de aeração, houve a quebra dos bioflocos e a manutenção da biomassa no interior dos reatores. Isso deve estar relacionado, considerando-se o modelo proposto, ao crescimento das populações de protozoários, e conseqüente diminuição das concentrações de matéria orgânica hidrolisada (solúvel) na etapa de aeração. Parte da quebra ocorreu apenas 5 dias após o aumento da taxa de aeração, e, neste período, a população de protozoários no lodo já era elevada, conforme se verifica na Figura 5.81. Essa quebra inicial deve

estar relacionada também ao aumento da força de cisalhamento hidrodinâmico, promovido pelo aumento da taxa de aeração.

Figura 5.81. Fotografias do lodo do reator R1, 5 dias após o aumento da taxa de aeração



Fonte: Autoria própria

Nota-se, neste período, a presença ainda elevada de microrganismos filamentosos, juntamente com os protozoários, sendo, portanto, ainda um período de transição.

Assim, fica claro que a estratégia proposta para formação do LGA pode ser aplicada de forma efetiva, visando acelerar o processo.

6. CONCLUSÕES

Três reatores em batelada sequencial, em escala piloto, foram operados com diferentes taxas de aeração, visando compreender a influência desta variável na formação do LGA.

Os resultados obtidos mostram a formação de lodo granular aeróbio em duas das três situações analisadas, indicando ser possível a utilização deste tipo de tecnologia com baixas taxas de aeração, para o caso de efluente sanitário real;

Verificou-se que o lodo formado nos reatores R2 e R3 tem estabilidade granulométrica, e que a taxa de aeração aplicada influenciou nas suas características físicas, químicas e biológicas;

O LGA formado nos reatores R2 e R3 tem boa capacidade de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, entretanto a eficiência de desnitrificação e remoção de fósforo foi variável ao longo do experimento. Elevadas concentrações de sólidos suspensos no efluente tratado exigiriam a utilização de uma etapa posterior de tratamento, em uma aplicação prática;

Os dados de sequenciamento genético indicam poucas diferenças entre o lodo dos três reatores, mostrando que os mesmos grupos de microrganismos formam o lodo granular e os bioflocos. Exceção se faz a presença elevada de microrganismos filamentosos neste lodo;

Verificou-se que o processo de formação do lodo do reator R2 envolveu a formação inicial de bioflocos, o que contribuiu para a manutenção da biomassa no interior do reator, e acelerou o processo de formação dos grânulos, assim que houve o aumento da população de protozoários;

Os resultados, analisados juntamente com dados de outros experimentos, mostraram que a taxa de aeração é uma variável fundamental para a formação de LGA estável, e que seu valor depende da carga orgânica volumétrica aplicada ao reator.

A formação inicial de bioflocos pode ser utilizada como estratégia para a formação de lodo granular aeróbio, visando a diminuição de perda de biomassa do inóculo durante o processo de aplicação da pressão de seleção.

REFERÊNCIAS

- ADAV, S. S.; LEE, D.-J. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, n. 1–3, p. 1120–1126, jun. 2008.
- ADAV, S. S.; LEE, D.-J.; LAI, J.-Y. Aerobic granulation in sequencing batch reactors at different settling times. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 21, p. 5359–5361, nov. 2009.
- ADAV, S. S.; LEE, D.-J.; LAI, J.-Y. Potential cause of aerobic granular sludge breakdown at high organic loading rates. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 85, n. 5, p. 1601–1610, fev. 2010.
- ADAV, S. S.; LEE, D.-J.; TAY, J.-H. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. **Water Research**, p. 7, 2008.
- AMORIM, C. L. et al. Bacterial community dynamics within an aerobic granular sludge reactor treating wastewater loaded with pharmaceuticals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 147, p. 905–912, jan. 2018.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCF, 2005.
- AWANG, N. A.; SHAABAN, M. G. Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 112, p. 1–11, ago. 2016.
- BASSIN, J. P. **Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular**. Tese de Doutorado—Rio de Janeiro: COPE/UFRJ, 2012.
- BASSIN, J. P. et al. Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation. jan. 2019.
- BENGTSSON, S. et al. Treatment of municipal wastewater with aerobic granular sludge. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 119–166, 2018.
- BEUN, J. J. et al. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 33, n. 10, p. 2283–2290, jul. 1999.
- BEUN, J. J.; HEIJNEN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. N-Removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 75, n. 1, p. 82–92, 5 out. 2001.

BEUN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. **Water Research**, v. 36, n. 3, p. 702–712, fev. 2002.

BIN, Z. et al. Microbial population dynamics during sludge granulation in an anaerobic–aerobic biological phosphorus removal system. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2474–2480, fev. 2011a.

BIN, Z. et al. Dynamic and distribution of ammonia-oxidizing bacteria communities during sludge granulation in an anaerobic–aerobic sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 45, n. 18, p. 6207–6216, nov. 2011b.

CETIN, E. et al. Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. **Water Research**, v. 131, p. 74–89, mar. 2018.

CHEN, M. Y.; LEE, D. J.; TAY, J. H. Distribution of extracellular polymeric substances in aerobic granules. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 73, n. 6, p. 1463–1469, 9 jan. 2007.

CHEN, Y. et al. Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 76, n. 5, p. 1199–1208, 14 set. 2007.

CHEN, Y. et al. Biodegradation and kinetics of aerobic granules under high organic loading rates in sequencing batch reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 79, n. 2, p. 301–308, maio 2008a.

CHEN, Y. et al. Aerobic granulation under the combined hydraulic and loading selection pressures. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 16, p. 7444–7449, nov. 2008b.

COMA, M. et al. Enhancing aerobic granulation for biological nutrient removal from domestic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 103, n. 1, p. 101–108, jan. 2012.

CORSINO, S. F. et al. Fate of aerobic granular sludge in the long-term: The role of EPSs on the clogging of granular sludge porosity. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 541–550, 2016.

CORSINO, S. F. et al. Aerobic granular sludge treating high strength citrus wastewater: Analysis of pH and organic loading rate effect on kinetics, performance and stability. **Journal of Environmental Management**, v. 214, p. 23–35, 2018.

DAHALAN, F. A. et al. A proposed aerobic granules size development scheme for aerobic granulation process. **Bioresource Technology**, v. 181, p. 291–296, abr. 2015.

DANGCONG, P. et al. Aerobic Granular Sludge - A Case Report. p. 4, 1999.

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

DE KREUK, M. K. et al. Kinetic model of a granular sludge SBR: Influences on nutrient removal. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 97, n. 4, p. 801–815, 1 jul. 2007.

DE KREUK, M. K. et al. Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system. **Water Research**, v. 44, n. 20, p. 5929–5938, dez. 2010.

DE KREUK, M. K.; HEIJNEN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 90, n. 6, p. 761–769, 20 jun. 2005.

DE KREUK, M. K.; KISHIDA, N.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Aerobic granular sludge – state of the art. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 8–9, p. 75–81, abr. 2007.

DE KREUK, M. K.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. **Water Research**, v. 39, n. 18, p. 4476–4484, nov. 2005.

DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 6, p. 694–697, jun. 2006.

DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 11–12, p. 9–17, jun. 2004.

DE SOUSA ROLLEMBERG, S. L. et al. Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource Technology**, v. 270, p. 678–688, dez. 2018a.

DE SOUSA ROLLEMBERG, S. L. et al. Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource Technology**, v. 270, p. 678–688, dez. 2018b.

DERLON, N. et al. Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume. **Water Research**, v. 105, p. 341–350, nov. 2016.

DEVLIN, T. R. et al. Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 229–235, jan. 2017.

DING, Z. et al. Role of extracellular polymeric substances (EPS) production in bioaggregation: application to wastewater treatment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 23, p. 9883–9905, dez. 2015.

FOCO, M. L. R. M. **Recirculação de efluente visando a desnitrificação em sistemas combinados anaeróbio-aeróbio para tratamento de esgoto sanitário**. Tese de Doutorado—Campinas, SP: FEC/Unicamp, 2014.

FRANCA, R. D. G. et al. Effect of an azo dye on the performance of an aerobic granular sludge sequencing batch reactor treating a simulated textile wastewater. **Water Research**, v. 85, p. 327–336, nov. 2015.

FRANCA, R. D. G. et al. Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 1, p. 228–246, jan. 2018.

FRA-VÁZQUEZ, A. et al. Bacterial community dynamics in long-term operation of a pilot plant using aerobic granular sludge to treat pig slurry: *Biotechnol. Prog.* **Biotechnology Progress**, v. 32, n. 5, p. 1212–1221, set. 2016.

GAO, D.-W.; LIU, L.; LIANG, H. Influence of aeration intensity on mature aerobic granules in sequencing batch reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 97, n. 9, p. 4213–4219, maio 2013.

GIESEN, A. et al. Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. **Water Practice and Technology**, v. 8, n. 1, p. 47–54, mar. 2013.

GUIMARÃES, L. B. et al. Microbial pathways of nitrogen removal in aerobic granular sludge treating domestic wastewater: Microbial pathways of nitrogen removal in granular sludge. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 92, n. 7, p. 1756–1765, jul. 2017.

GUO, N. et al. Effects of the Food-to-Microorganism (F/M) Ratio on N₂O Emissions in Aerobic Granular Sludge Sequencing Batch Airlift Reactors. **Water**, v. 9, n. 7, p. 477, 29 jun. 2017.

HE, Q. et al. Microbial population dynamics during sludge granulation in an A/O/A sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 214, p. 1–8, ago. 2016.

HE, Q. et al. Enhanced nitrogen removal in an aerobic granular sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, endogenous denitrification and phosphorus removal with low superficial gas velocity. **Chemical Engineering Journal**, v. 326, p. 1223–1231, out. 2017.

HE, Q. et al. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in an aerobic granular sequencing batch reactor with mixed carbon sources: reactor performance, extracellular polymeric substances and microbial successions. **Chemical Engineering Journal**, v. 331, p. 841–849, jan. 2018.

JAFARI KANG, A.; YUAN, Q. Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. **Bioresource Technology**, v. 234, p. 336–342, jun. 2017.

JUNGLES, M. K.; CAMPOS, J. L.; COSTA, R. H. R. Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 1, p. 27–33, mar. 2014.

KAGAWA, Y. et al. Modeling the nutrient removal process in aerobic granular sludge system by coupling the reactor- and granule-scale models. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 112, n. 1, p. 12, 2015.

LAGUNA, A. et al. A simple and low cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 8, p. 8, 1999.

LEE, D.-J. et al. Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. **Biotechnology Advances**, v. 28, n. 6, p. 919–934, nov. 2010.

LI, A. et al. Microbial population dynamics during aerobic sludge granulation at different organic loading rates. **Water Research**, v. 42, n. 13, p. 3552–3560, jul. 2008.

LI, A.; LI, X.; YU, H. Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. **Process Biochemistry**, v. 46, n. 12, p. 2269–2276, dez. 2011.

LI, D. et al. The nitrogen removal of autotrophic and heterotrophic bacteria in aerobic granular reactors with different feast/famine ratio. **Bioresource Technology**, v. 272, p. 370–378, jan. 2019.

LI, J. et al. Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 8–9, p. 403–411, abr. 2007.

LI, J. et al. Aerobic granules dwelling vorticella and rotifers in an SBR fed with domestic wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 110, p. 127–131, jun. 2013.

LI, J. et al. Aerobic Sludge Granulation in a Full-Scale Sequencing Batch Reactor. **BioMed Research International**, v. 2014, p. 1–12, 2014.

LIU, H.; FANG, H. H. P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. **Journal of Biotechnology**, v. 95, n. 3, p. 249–256, maio 2002.

LIU, J. et al. Roles of bacterial and epistylis populations in aerobic granular SBRs treating domestic and synthetic wastewaters. **Chemical Engineering Journal**, v. 351, p. 952–958, nov. 2018.

LIU, Y. et al. Cell hydrophobicity is a triggering force of biogranulation. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 34, n. 5, p. 371–379, abr. 2004.

LIU, Y. et al. Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 67, n. 1, p. 26–32, abr. 2005.

LIU, Y.; LIU, Q.-S. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. **Biotechnology Advances**, v. 24, n. 1, p. 115–127, jan. 2006.

LIU, Y.; TAY, J.-H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, n. 7, p. 533–563, set. 2004.

LIU, Y.-Q. et al. Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 46, n. 6, p. 520–525, maio 2010.

LIU, Y.-Q. et al. Enhancement of start-up of pilot-scale granular SBR fed with real wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 82, p. 190–196, out. 2011.

LIU, Y.-Q.; MOY, B. Y.-P.; TAY, J.-H. COD removal and nitrification of low-strength domestic wastewater in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 42, n. 1, p. 23–28, dez. 2007.

LIU, Y.-Q.; TAY, J.-H. Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge. **Journal of Biotechnology**, v. 124, n. 2, p. 338–346, jul. 2006.

LIU, Y.-Q.; TAY, J.-H. Cultivation of aerobic granules in a bubble column and an airlift reactor with divided draft tubes at low aeration rate. **Biochemical Engineering Journal**, v. 34, n. 1, p. 1–7, abr. 2007a.

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

LIU, Y.-Q.; TAY, J.-H. The competition between flocculent sludge and aerobic granules during the long-term operation period of granular sludge sequencing batch reactor. **Environmental Technology**, v. 33, n. 23, p. 2619–2626, dez. 2012.

LONG, B. et al. Stability of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor enhanced by granular particle size control. **Chemosphere**, v. 225, p. 460–469, jun. 2019.

LUO, J. et al. Impact of influent COD/N ratio on disintegration of aerobic granular sludge. **Water Research**, v. 62, p. 127–135, out. 2014.

LV, Y. et al. Microbial communities of aerobic granules: Granulation mechanisms. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 344–351, out. 2014.

MAHVI, A. H. Sequencing batch reactor: a promising technology in wastewater treatment. v. 5, n. 2, p. 12, 2008.

MASZENAN, A. M.; LIU, Y.; NG, W. J. Bioremediation of wastewaters with recalcitrant organic compounds and metals by aerobic granules. **Biotechnology Advances**, v. 29, n. 1, p. 111–123, jan. 2011.

MCSWAIN, B. S. et al. Composition and Distribution of Extracellular Polymeric Substances in Aerobic Flocs and Granular Sludge. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 2, p. 1051–1057, 1 fev. 2005.

METCALF; EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. [s.l.] AMGH, 2017. v. 1

MISHIMA, K.; NAKAMURA, M. Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment. **Water Science and Technology**, v. 23, n. 4–6, p. 981–990, fev. 1991.

MORGENROTH, E. et al. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. **Wat. Res.**, v. 31, n. 12, p. 4, 1997.

MOY, B. Y.-P. et al. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. **Letters in Applied Microbiology**, v. 34, n. 6, p. 407–412, jun. 2002.

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

NI, B.-J. et al. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. **Water Research**, v. 43, n. 3, p. 751–761, fev. 2009.

NI, B.-J. et al. Quantitative Simulation of the Granulation Process of Activated Sludge for Wastewater Treatment. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 49, n. 6, p. 2864–2873, 17 mar. 2010.

NI, B.-J.; YU, H.-Q. Growth and storage processes in aerobic granules grown on soybean wastewater. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 100, n. 4, p. 664–672, 1 jul. 2008.

NIELSEN, S. **Food Analysis Laboratory Manual**. 2. ed. West Lafayette, IN: Springer Science+Business MediaSpringer, 2010.

ONG, Y. H. et al. An Observation on Sludge Granulation in an Enhanced Biological Phosphorus Removal Process. **Water Environment Research**, v. 84, n. 1, p. 3–8, 1 jan. 2012.

PIRES, D. P. **Desenvolvimento de biomassa aeróbia granular no tratamento de esgoto sanitário em reatores em batelada sequencial com diferentes razões de troca volumétrica**. Dissertação de Mestrado—Campinas, SP: FEC/Unicamp, 2018.

PRONK, M. et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, v. 84, p. 207–217, nov. 2015.

QIN, L.; LIU, Y.; TAY, J.-H. Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 21, n. 1, p. 47–52, set. 2004.

ROBERTI, G. **Partida De Um Sistema De Lodo Granular Aeróbio Em Escala Plena: Avaliação Da Formação De Biomassa E Seu Desempenho No Tratamento Biológico De Esgoto Sanitário**. Dissertação de Mestrado—Rio de Janeiro, RJ: UERJ, 2018.

ROCKTÄSCHEL, T. et al. Influence of the granulation grade on the concentration of suspended solids in the effluent of a pilot scale sequencing batch reactor operated with aerobic granular sludge. **Separation and Purification Technology**, v. 142, p. 234–241, mar. 2015.

ROLLEMBERG, S. L. DE S. et al. Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity and biodiversity of the aerobic granule sludge. **Bioresource Technology**, v. 278, p. 195–204, abr. 2019.

SARMA, S. J.; TAY, J. H.; CHU, A. Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. **Trends in Biotechnology**, v. 35, n. 1, p. 66–78, jan. 2017.

SCHWARZENBECK, N.; ERLEY, R.; WILDERER, P. A. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 11–12, p. 41–46, jun. 2004.

SENGAR, A. et al. Aerobic granulation technology: Laboratory studies to full scale practices. **Journal of Cleaner Production**, v. 197, p. 616–632, out. 2018.

SHIN, H.-S.; LIM, K.-H.; PARK, H.-S. Effect of Shear Stress on Granulation in Oxygen Aerobic Upflow Sludge Bed Reactors. **Water Science and Technology**, v. 26, n. 3–4, p. 601–605, ago. 1992.

SHOW, K.-Y.; LEE, D.-J.; TAY, J.-H. Aerobic Granulation: Advances and Challenges. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 167, n. 6, p. 1622–1640, jul. 2012.

SINGH, M.; SRIVASTAVA, R. K. Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review. **Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering**, v. 6, n. 1, p. 3–13, jan. 2011.

SOUSA JUNIOR, O. L. D. **Filtração em manta não tecida em sistemas de lodos ativados por batelada**. Tese de Doutorado—Campinas, SP: FEC/Unicamp, 2018.

STURM, B. S. M.; IRVINE, R. L. Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 4, p. 781–787, set. 2008.

SU, B.; CUI, X.; ZHU, J. Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic/aerobic sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 110, p. 125–129, abr. 2012.

ŚWIĄTCZAK, P.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A. Performance and microbial characteristics of biomass in a full-scale aerobic granular sludge wastewater treatment plant. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 2, p. 1655–1669, jan. 2018.

SZABÓ, E. et al. Effects of Wash-Out Dynamics on Nitrifying Bacteria in Aerobic Granular Sludge During Start-Up at Gradually Decreased Settling Time. **Water**, v. 8, n. 5, p. 172, 27 abr. 2016.

SZABÓ, E. et al. Microbial Population Dynamics and Ecosystem Functions of Anoxic/Aerobic Granular Sludge in Sequencing Batch Reactors Operated at Different Organic Loading Rates. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, 1 maio 2017a.

SZABÓ, E. et al. Microbial Population Dynamics and Ecosystem Functions of Anoxic/Aerobic Granular Sludge in Sequencing Batch Reactors Operated at Different Organic Loading Rates. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, p. 770, 1 maio 2017b.

TAVARES, D. C. **Formação De Biomassa Granular Visando A Remoção Combinada De Matéria Orgânica E Nutrientes Em Altas Temperaturas**. Tese de Doutorado—Rio de Janeiro, RJ: COPPE/UFRJ, 2017.

TAY, J.-H. et al. Effect of Organic Loading Rate on Aerobic Granulation. I: Reactor Performance. **Journal of Environmental Engineering**, v. 130, n. 10, p. 1094–1101, out. 2004a.

TAY, J.-H. et al. Effect of Organic Loading Rate on Aerobic Granulation. II: Characteristics of Aerobic Granules. **Journal of Environmental Engineering**, v. 130, n. 10, p. 1102–1109, out. 2004b.

TAY, J.-H.; LIU, Q.-S.; LIU, Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. **Journal of Applied Microbiology**, v. 91, n. 1, p. 168–175, jul. 2001a.

TAY, J.-H.; LIU, Q.-S.; LIU, Y. Aerobic granulation in sequential sludge blanket reactor. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 4–5, p. 13–18, ago. 2002.

TAY; LIU; LIU. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 57, n. 1–2, p. 227–233, 1 out. 2001b.

VERAWATY, M. et al. Breakage and growth towards a stable aerobic granule size during the treatment of wastewater. **Water Research**, v. 47, n. 14, p. 5338–5349, set. 2013.

VIJAYAN, G.; SARAVANANE, R.; SUNDARARAJAN, T. Influence of Nitrogen Residue on the Performance of Sequencing Batch Reactor (SBR) in Wastewater Treatment – A Review. **Wastewater Treatment**, p. 16, 2016.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. 3^a ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, 2012. v. 4

WAGNER, J. et al. Aerobic granular sludge technology and nitrogen removal for domestic wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 7, p. 1040–1046, abr. 2015a.

WAGNER, J. et al. Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. **Water Research**, v. 85, p. 158–166, nov. 2015b.

WAGNER, J.; DA COSTA, R. H. R. Aerobic Granulation in a Sequencing Batch Reactor Using Real Domestic Wastewater. **Journal of Environmental Engineering**, v. 139, n. 11, p. 1391–1396, nov. 2013.

WALKER, J. M. **The Protein Protocols Handbook**. 2. ed. Totowa, NL: Humana Press, 2002.

WAN, C. et al. Formation of bacterial aerobic granules: Role of propionate. **Bioresource Technology**, v. 197, p. 489–494, dez. 2015.

WANG, F. et al. Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, n. 2–3, p. 1223–1227, 30 maio 2009.

WANG, H. et al. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor with high dissolved oxygen: Effects of carbon to nitrogen ratios. **Science of The Total Environment**, v. 642, p. 1145–1152, nov. 2018a.

WANG, L. et al. Recent advances on biosorption by aerobic granular sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 357, p. 253–270, set. 2018b.

WANG, Z. et al. Effect of salinity on extracellular polymeric substances of activated sludge from an anoxic–aerobic sequencing batch reactor. **Chemosphere**, v. 93, n. 11, p. 2789–2795, nov. 2013.

WANG, Z.-W.; LIU, Y.; TAY, J.-H. Distribution of EPS and cell surface hydrophobicity in aerobic granules. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 69, n. 4, p. 469–473, dez. 2005.

WEBER, S. D. et al. Microbial Composition and Structure of Aerobic Granular Sewage Biofilms. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 73, n. 19, p. 6233–6240, 1 out. 2007.

WEISSBRODT, D. G. et al. Assessment of bacterial and structural dynamics in aerobic granular biofilms. **Frontiers in Microbiology**, v. 4, 2013.

WEISSBRODT, D. G.; SHANI, N.; HOLLIGER, C. Linking bacterial population dynamics and nutrient removal in the granular sludge biofilm ecosystem engineered for wastewater treatment. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 88, n. 3, p. 579–595, jun. 2014.

WILDERER, P. A.; IRVINE, R. L.; GORONSZY, M. C. **Sequencing Batch Reactor Technology**. [s.l: s.n.].

WILÉN, B.-M. et al. The mechanisms of granulation of activated sludge in wastewater treatment, its optimization, and impact on effluent quality. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 102, n. 12, p. 5005–5020, jun. 2018.

WINKLER, M.-K. H. et al. An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 336, p. 489–502, mar. 2018.

WU, C.-Y. et al. Understanding the granulation process of activated sludge in a biological phosphorus removal sequencing batch reactor. **Chemosphere**, v. 86, n. 8, p. 767–773, fev. 2012.

WU, D. et al. Optimization of F/M ratio for stability of aerobic granular process via quantitative sludge discharge. **Bioresource Technology**, v. 252, p. 150–156, mar. 2018.

XIA, J. et al. Microbial community structure and function in aerobic granular sludge. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 102, n. 9, p. 3967–3979, maio 2018.

XU, G. et al. Evaluation of simultaneous autotrophic and heterotrophic denitrification processes and bacterial community structure analysis. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 15, p. 6527–6536, ago. 2015.

YAN, L. et al. Simultaneous nitrification and denitrification by EPSs in aerobic granular sludge enhanced nitrogen removal of ammonium-nitrogen-rich wastewater. **Bioresource Technology**, v. 202, p. 101–106, fev. 2016.

YANG, S. F.; LI, X. Y.; YU, H. Q. Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. **Process Biochemistry**, v. 43, n. 1, p. 8–14, jan. 2008.

YUN, G. et al. The difference of morphological characteristics and population structure in PAO and DPAO granular sludges. **Journal of Environmental Sciences**, v. 76, p. 388–402, fev. 2019.

ZHANG, Q.; HU, J.; LEE, D.-J. Aerobic granular processes: Current research trends. **Bioresource Technology**, v. 210, p. 74–80, jun. 2016.

ZHENG, Y.-M. et al. Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions. **Chemosphere**, v. 63, n. 10, p. 1791–1800, jun. 2006.

ANEXO 1

Anexo 1. Compilação de dados sobre formação de lodo granular aeróbio

REFERÊNCIA	SUBSTRATO				REATOR			OPERAÇÃO					LODO GRANULAR AERÓBIO					TRATABILIDADE				
	Tipo	DGO (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	PT (mg.L ⁻¹)	D (cm)	H (cm)	V (l)	T ciclo (h)	INC	RTV (%)	Aeração (cm.s ⁻¹)	Tsed (min)	D (mm)	% LGA	SSV (mg.L ⁻¹)	SVI ₃₀ (ml.g ⁻¹)	SVI ₃₀ /SVI ₅ (%)	Ef. Rem. CO (%)	Ef. Rem. N-NH ₃ (%)	Ef. Rem. N (%)	Ef. Rem. P (%)	SS Efluente (mg.L ⁻¹)
Tay, Liu e Liu (2001 a, b)	ES	2000	-	-	6	80	2,3	4	LA	50	0,3	5	Bioflocos		1400	170	-	94 - 96	-	-	-	-
	ES	2000	-	-	6	80	2,3	4	LA	50	1,2	5	-	-	5500	62	-	94 - 96	-	-	-	-
	ES	2000	-	-	6	80	2,3	4	LA	50	2,4	5	-	-	6500	55	-	94 - 96	-	-	-	-
	ES	2000	-	-	6	80	2,3	4	LA	50	3,6	5	-	-	7000	46	-	94 - 96	-	-	-	-
Moy et al. (2002)	ES	2000	-	-	5	150	2,0	4	LA	50	2	25-30	2,7	-	-	106	-	93	-	-	-	-
	ES	4500	-	-	5	150	2,0	4	LA	50	2	25-30	2,95	-	-	85	-	92	-	-	-	-
	ES	6000	-	-	5	150	2,0	4	LA	50	2	25-30	3,06	-	-	74	-	89	-	-	-	-
	ES	7500	-	-	5	150	2,0	4	LA	50	2	25-30	3,3	-	-	31	-	92	-	-	-	-
	ES	2000	-	-	5	150	2,0	4	LA	50	2	25-30	1,96	-	-	49	-	97	-	-	-	-
	ES	4500	-	-	5	150	2,0	4	LA	50	2	25-30	Desintegrou		-	42	-	97	-	-	-	-
Tay, Liu e Liu (2002)	ES	2000	-	-	8	60	2,3	4	-	50	2,4	5	0,35	-	6000	50	-	95	-	-	-	-
Tay et al. (2004 a, b)	ES	250	-	-	6	60	1,7	3	LA	50	4	2	Desintegrou		514	165	-	-	-	-	-	
	ES	1000	-	-	6	60	1,7	3	LA	50	4,1	2	Desintegrou		681	156	-	-	-	-	-	
	ES	2000	-	-	6	60	1,7	3	LA	50	4,1	2	0,88	-	12200	24	-	-	-	-	-	
	ES	4000	-	-	6	60	1,7	3	LA	50	4,1	2	1,32	-	2000	112	-	-	-	-	-	
Zheng et al. (2006)	ES	2000	-	-	7	110	8,0	4	LA	50	2	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Liu e Tay (2006)	ES	1000	-	-	8	88	4,3	4	LA	50	1,66	3	-	-	6000	20	-	-	-	-	-	450
de Kreuk e Van Loosdrecht (2006)	ED	330*	57	9	6	90	3,0	3	LA	50	2,5	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ED	330*	57	9	6	90	3,0	2	LA	50	2,5	6	1,1	-	-	38	-	49	-	11	-	100

Continua...

Continuação

REFERÊNCIA	SUBSTRATO				REATOR			OPERAÇÃO					LODO GRANULAR AERÓBIO					TRATABILIDADE				
	Tipo	DQO (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	PT (mg.L ⁻¹)	D (cm)	H (cm)	V (l)	T ciclo (h)	INC	RTV (%)	Aeração (cm.s ⁻¹)	Tsed (min)	D (mm)	% LGA	SSV (mg.L ⁻¹)	SVI ₃₀ (mL.g ⁻¹)	SVI ₃₀ /SVI ₅ (%)	Ef. Rem. CO (%)	Ef. Rem. N-NH ₃ (%)	Ef. Rem. N (%)	Ef. Rem. P (%)	SS Efluente (mg.L ⁻¹)
Chen et al. (2007)	ES	2000	-	-	5	51	1,1	4	LA	50	0,8	5	Desintegrou		2020	270	-	80 - 90	-	-	-	500
	ES	2000	-	-	5	51	1,1	4	LA	50	1,6	5	Desintegrou		-	272	-	94	-	-	-	510
	ES	2000	-	-	5	51	1,1	4	LA	50	2,4	5	0,557	-	6450	41	-	97	-	-	-	-
	ES	2000	-	-	5	51	1,1	4	LA	50	3,2	5	0,342	-	4380	27	-	96	-	-	-	-
Liu, Moy e Tay (2007)	ES	1000	50	-	5	120	2,5	4	LA	50	3	-	0,72	-	2000	65	-	-	-	-	-	-
	ES + ED	200	50	-	5	120	2,5	4	LA	50	3	-	Desintegrou		-	-	-	-	-	-	-	-
	ES + ED	200	50	-	5	120	2,5	2	LA	50	3	-	0,55	-	1500	30	-	-	90	-	-	-
Liu e Tay (2007)	ES	1000	100	23	5	100	2,0	1,5	LA	50	2,4	2	0,984	-	9020	50 - 70	-	-	-	-	-	300
	ES	1000	100	23	5	100	2,0	4	LA	50	2,4	2	0,885	-	7480	20 - 40	-	-	-	-	-	130
	ES	1000	100	23	5	100	2,0	8	LA	50	2,4	2	0,578	-	2910	40 - 60	-	-	-	-	-	60
Li et al. (2007)	ES	850 - 1100	-	-	9	66	4,2	4	LA	48	1,3	1	2	-	-	25	-	-	98	-	-	-
	ES	850 - 1100	-	-	9	66	4,2	4	LGA	48	1,3	1	3	-	-	30	-	-	98	-	-	-
Chen et al. (2008)	ES	2000	-	-	5	52	1,1	4	LA	50	3,2	5	0,342	-	4380	27	-	96	-	-	-	-
	ES	3000	-	-	5	52	1,1	4	LA	50	3,2	5	0,516	-	9500	25	-	99	-	-	-	-
	ES	4000	-	-	5	52	1,1	4	LA	50	3,2	5	0,95	-	26760	14	-	98	-	-	-	-
	ES	5000	-	-	5	52	1,1	4	LA	50	3,2	5	0,854	-	40360	8	-	98	-	-	-	-
	ES	2000	-	-	5	52	1,1	4	LA	50	2,4	5	0,557	-	6450	41	-	97	-	-	-	-
	ES	3000	-	-	5	52	1,1	4	LA	50	2,4	5	0,56	-	11440	38	-	98	-	-	-	-
	ES	4000	-	-	5	52	1,1	4	LA	50	2,4	5	Desintegrou		-	-	-	-	-	-	-	-
Sturm e Irvine (2008)	ES	1200	-	-	9	100	4,0	6	LA	50	1,2	2	-	-	6000	33	-	-	-	-	-	55
	ES	1200	-	-	9	100	4,0	6	LA	50	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60
	ES	1200	-	-	9	100	4,0	6	LA	50	0,8	2	Bioflocos		-	-	-	-	-	-	-	125
	ES	1200	-	-	9	100	4,0	6	LA	50	0,6	2	Bioflocos		-	-	-	-	-	-	-	135
	ES	1200	-	-	9	100	4,0	6	LA	50	0,4	2	Bioflocos		-	-	-	-	-	-	-	170

Continua...

Continuação

REFERÊNCIA	SUBSTRATO				REATOR			OPERAÇÃO					LODO GRANULAR AERÓBIO					TRATABILIDADE				
	Tipo	DQO (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	PT (mg.L ⁻¹)	D (cm)	H (cm)	V (l)	T ciclo (h)	INC	RTV (%)	Aeração (cm.s ⁻¹)	Tsed (min)	D (mm)	% LGA	SSV (mg.L ⁻¹)	SVI ₃₀ (mL.g ⁻¹)	SVI ₃₀ /SVI ₅ (%)	Ef. Rem. CO (%)	Ef. Rem. N-NH ₃ (%)	Ef. Rem. N (%)	Ef. Rem. P (%)	SS Efluente (mg.L ⁻¹)
Li et al. (2008)	ES	500	-	-	6	80	2,4	4	LA	50	2,35	2	2	-	-	38	-	-	-	-	-	70
	ES	1000	-	-	6	80	2,4	4	LA	50	2,35	2	4 - 5	-	-	43	-	-	-	-	-	100
	ES	1500	-	-	6	80	2,4	4	LA	50	2,35	2	4 - 5	-	-	57	-	-	-	-	-	200
Wang et al. (2009)	ES + ED	723*	71*	7*	15	48	8,0	6	LGA	75	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ni et al. (2009)	ED	95 - 200	10 - 40	-	50	600	1000	2 a 3	LA	50 - 60	-	15	0,45	85	8000 - 10000	35	-	85 - 95	90 - 99	-	-	20
Liu et al. (2010)	ED + EI	1000*	60	-	20	100	31,0	4	LA	50	1,6	8	0,8	80	20000	30	90	80	98	50	-	-
Ni et al. (2010)	EI	800	-	-	7	100	2,0	4	LA	50	2,8	5	1,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EI	800	-	-	7	100	2,0	4	LA	50	2,8	5	1,5	-	6000	-	-	99	-	-	-	-
Adav, Lee e Lai (2010)	ES	2990	-	-	6	120	2,0	4	LA	50	3,4	5	-	-	-	30	-	94 - 96	-	-	-	-
	ES	4185	-	-	6	120	2,0	4	LA	50	3,4	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ES	5550	-	-	6	120	2,0	4	LA	50	3,4	5	-	-	-	34	-	-	-	-	-	-
	ES	6470	-	-	6	120	2,0	4	LA	50	3,4	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ES	7070	-	-	6	120	2,0	4	LA	50	3,4	5	Desintegrou		-	-	-	-	-	-	-	-
Liu et al. (2011)	ED + EI	1000*	60	-	20	100	32,0	-	LA	-	1,7	-	2,5	82	4000	25	100	-	-	-	-	-
Bin et al. (2011a, b)	ES	175	-	-	10	51	4,0	6	LA	50	0,42	5	-	-	7000	20 - 35	-	-	-	-	-	-
Su, Cui e Zhu (2012)	ED	200 - 320	38 - 55	6 - 13	25	200	85,0	4	AN	75	1,7	8	0,75	-	-	20 - 35	-	92	-	81	85	-
Coma et al. (2012)	ED	326 ± 77	51 ± 9	11 ± 1	-	-	2,0	6	LA	25 - 63	-	2,5	1	-	2000	75	-	-	-	85	94	-
	ED	326 ± 77	51 ± 9	11 ± 1	-	-	2,0	6	LA + LGA	25 - 63	-	2	1,2	-	2200	50	-	-	-	85	94	-
Gao, Liu e Liang (2013)	ES	420 - 440	32 - 36	5 - 7	22	60	12,0	12	LGA	75	0,58	1	-	-	-	22	-	97	96	-	-	-
	ES	420-440	32-36	5-7	22	60	12,0	12	LGA	75	0,14	1	-	-	-	27	-	97	92	-	-	-
Wagner e da Costa (2013)	ED	412 - 430	83 - 91	-	9	200	11,0	3 a 4	LA	40	1,1	15	0,7	-	1400	53	90	82	69	66	-	-
	ED	849*	76	-	9	200	11,0	4	LA	40	1,2	15	0,2 - 0,7	-	3400	42	90	92	96	97	-	-
Li et al. (2014)	ED + EI	200 - 600	28 - 40	2 - 4	14	34	5,0	4	-	50	1,3	10	0,3	-	6200	38	-	88	97	86	-	-
Jungles, Campos e da Costa (2014)	ES + ED	600	-	-	9	176	11,0	3	LA	50	1,05	10	4	-	1900	77	-	75	-	-	-	100

Continua...

Continuação

REFERÊNCIA	SUBSTRATO				REATOR			OPERAÇÃO					LODO GRANULAR AERÓBIO					TRATABILIDADE					
	Tipo	DQO (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	PT (mg.L ⁻¹)	D (cm)	H (cm)	V (l)	T ciclo (h)	INC	RTV (%)	Aeração (cm.s ⁻¹)	Tsed (min)	D (mm)	% LGA	SSV (mg.L ⁻¹)	SVI ₃₀ (mL.g ⁻¹)	SVI ₃₀ /SVI ₅ (%)	Ef. Rem. CO (%)	Ef. Rem. N-NH ₃ (%)	Ef. Rem. N (%)	Ef. Rem. P (%)	SS Efluente (mg.L ⁻¹)	
Rockfäschel et al. (2015)	ES + ED	500	-	-	130	300	4000	4	LA	50	0,33	15	1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ED	319 ± 74	49 ± 13	7 ± 1	130	300	4000	4	LGA	50	0,33	15	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
Daudt, (2015)	ED	335 ± 123	46 ± 6	-	25	218	107,0	-	LA	56	1,09	8	0,3	60	-	69	-	-	-	-	-	-	-
Pronk et al. (2015)	ED	506*	39*	7*	-	-	-	-	LGA	50	-	-	-	-	8000	-	-	-	-	-	-	-	20
Wagner et al. (2015)	ES	496 ± 42	50 ± 5	5 ± 1	12	120	10,2	4	LA	50	1,2	4	-	-	7000	50	100	85	94	-	-	-	-
	ES	494 ± 38	52 ± 3	5 ± 1	12	120	10,2	4	LA	50	1,2	4	-	-	2000	119	71	92	14	-	-	-	-
	ED	588 ± 163	82 ± 18	-	25	242	118,7	4	LA	59	1,2	10	0,473	82	1800	76	95	-	-	61	-	-	45
Dahalan et al. (2015)	ES	400	48	20	7	110	3,0	3	-	50	2	5	1 - 2	-	8000	-	-	-	-	-	-	-	-
He et al. (2016)	ES	150	15	6	12	80	7,0	8	LA	50	0,37	2	1,2	-	4830	32	-	87	97	-	79	-	-
Awang e Shaaban, (2016)	ED	180*	20	10	8	90	4,5	4	LA	50	1,33	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ED	180*	20	10	8	90	4,5	3	LA	50	1,33	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ED	270*	41	20	11	48	4,5	4	LA	50	0,7	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Szabó et al. (2017)	ES + ED	1416 ± 14	85 ± 6	-	6	100	3,0	4	LA	43	1,5	2	3,9	-	6000	-	-	95	90	66	-	-	-
	ES + ED	712 ± 14	85 ± 6	-	6	100	3,0	4	LA	43	1,5	2	3,6	-	2000	-	-	90	90	38	-	-	-
	ES + ED	346 ± 14	85 ± 6	-	6	100	3,0	4	LA	43	1,5	2	3,3	-	1000	-	-	80	90	0	-	-	-
Guimarães et al. (2017)	ED	150 - 450	36 - 68	3 - 8	25	218	98,0	4	LA	56	1,1	13	0,29	60	-	67	70	-	-	-	-	-	-
Devlin et al. (2017)	ES	340 ± 30	42 ± 5	7 ± 1	10	50	4,0	3	LA	50	0,41	3	-	-	-	-	-	91	-	62	96	30	30
	ES	630 ± 80	80 ± 10	13 ± 3	10	50	4,0	3	LA	50	0,41	3	Bioflocos		-	-	-	94	-	30	85	150	150
	EI	1300 ± 300	50 ± 20	6 ± 2	10	50	4,0	3	LA	50	0,41	3	Bioflocos		-	-	-	85	-	-	-	300	300
Liu et al. (2018)	ED	350 - 450	20 - 30	4 - 8	20	50	11,0	4	LA	50	1,2	3	2	-	4900	45	-	90 - 100	85 - 95	-	-	-	100
	ES	800 - 1000	50 - 55	10 - 15	9	100	4,0	4	LA	50	1,2	3	0,5	-	6500	50	-	95 - 100	95 - 100	-	-	-	45
He et al. (2018)	ES	200	20	3	10	50	3,6	6	LGA	50	0,04	2	-	-	4437 - 5760	-	-	81 - 91	-	81 - 94	70 - 95	-	-
Cetin et al. (2018)	ED	1100 ± 270	52 ± 23	12 ± 6	15	154	28,7	6	LA	60	1,6	3	1,49	77	5350	32	100	-	-	-	-	-	-
	ED	900 ± 175	52 ± 22	11 ± 6	15	154	28,7	6	LA	60	1,6	3	2	63	3350	38	100	-	-	-	-	-	-

Continua...

Continuação

REFERÊNCIA	SUBSTRATO				REATOR			OPERAÇÃO					LODO GRANULAR AERÓBIO					TRATABILIDADE				
	Tipo	DGO (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	PT (mg.L ⁻¹)	D (cm)	H (cm)	V (l)	T ciclo (h)	INC	RTV (%)	Aeração (cm.s ⁻¹)	Tsed (min)	D (mm)	% LGA	SSV (mg.L ⁻¹)	SVI ₃₀ (ml.g ⁻¹)	SVI ₃₀ /SVI ₅ (%)	Ef. Rem. CO (%)	Ef. Rem. N-NH ₃ (%)	Ef. Rem. N (%)	Ef. Rem. P (%)	SS Efluente (mg.L ⁻¹)
Pires (2018)	ED	390*	71*	-	20	20	8,0	8	MBR	50	0,17	5	0,72	-	1050	90	76	70	70	-	-	-
	ED	390*	71*	-	20	20	8,0	8	MBR	75	0,17	5	0,55	-	790	70	60	63	65	-	-	-
Bassin et al. (2019)	ES	400	50	15	5	79	1,5	3	LA	63	3,4	3	Desintegrou		-	-	-	-	-	-	-	-
	ES	400	50	15	5	79	1,5	3	LA	63	3,4	3	1,1	-	-	-	100	100	95	90	-	-
Long et al. (2019)	ED	535 - 810	49 - 74	5 - 12	29	180	120,5	6	-	60	1,25	2	2	95	4500	60	95	90	45	-	-	-
Li et al. (2019)	ES	300	30	5	14	40	6,2	4	LA	63	0,065	3	0,87	-	6000	45	-	95	-	60	99	-
	ES	300	30	5	14	40	6,2	6	LA	63	0,065	3	0,93	-	3500	60	-	95	-	65	95	-
	ES	300	30	5	14	40	6,2	8	LA	63	0,065	3	0,61	-	2500	48	-	98	-	70	98	-
Rolleberg et al. (2019)	ES	700	100	10	10	100	7,2	6	-	50	2,1	9	1,2	-	1400	45	-	-	-	-	-	-

ED – Esgoto doméstico; ES – Esgoto sintético; EI – Esgoto industrial; LA – Lodos ativados; LGA – Lodo granular aeróbio; AN – Lodo anaeróbio. * - Valores médios.

Fonte: Autoria própria