



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

LORAYNE QUEIROZ DE OLIVEIRA

APLICAÇÃO DA TECNOLOGIA DO LODO GRANULAR AERÓBIO NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM FORTALEZA-CE

Fortaleza
2020

LORAYNE QUEIROZ DE OLIVEIRA

APLICAÇÃO DA TECNOLOGIA DO LODO GRANULAR AERÓBIO NO TRATAMENTO
DE ESGOTO DOMÉSTICO EM FORTALEZA-CE

Trabalho de conclusão de curso apresentada à
Coordenação do curso de Engenharia
Ambiental da Universidade Federal do Ceará,
como requisito parcial para obtenção do grau de
Engenheira Ambiental

Orientador: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos

Co-orientador: Dr. Silvio Luiz de Sousa
Rollemberg

Fortaleza

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- O48a Oliveira, Lorayne Queiroz de.
Aplicação da tecnologia do lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico em Fortaleza-CE /
Lorayne Queiroz de Oliveira. – 2020.
64 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia,
Curso de Engenharia Ambiental, Fortaleza, 2020.
Orientação: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos.
Coorientação: Prof. Dr. Silvio Luiz de Sousa Rollemberg.
1. Lodo granular aeróbio. 2. Tratamento biológico. 3. Esgoto sanitário. 4. Reator Piloto. I. Título.
CDD 628
-

LORAYNE QUEIROZ DE OLIVEIRA

APLICAÇÃO DA TECNOLOGIA DO LODO GRANULAR AERÓBIO NO TRATAMENTO
DE ESGOTO DOMÉSTICO EM FORTALEZA-CE

Trabalho de conclusão de curso apresentado à
Coordenação do curso de Engenharia
Ambiental da Universidade Federal do Ceará,
como requisito parcial para obtenção do grau de
Engenheira Ambiental

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. André Bezerra dos Santos (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Silvio Luiz de Sousa Rollemberg (Co-orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

M.Sc. Carlos Adler Saraiva Paiva
Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE)

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, por todo amor e misericórdia durante a graduação, por todas bençãos derramadas e por toda força a mim concedida.

Aos meus pais Francisco e Aurileda por todo amor e apoio.

Aos meus irmãos Álef e Carolayne pelo companheirismo.

A minha avó Arlene e minha tia Alais apoio e incentivo.

Ao Silvio por todo carinho, paciência, apoio e conhecimento partilhado.

Aos meus amigos do Labosan, em especial, ao João Pedro, Amanda, Vitor Nairo e Maria Helena.

Ao Prof. Dr. André Bezerra dos Santos por todo conhecimento partilhado, confiança, apoio e orientação.

Ao Adler que tornou possível a parceria UFC e CAGECE. Por todo apoio e incentivo.

À Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece) pelo apoio financeiro na construção e operação da unidade piloto.

Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT) ETEs Sustentáveis pelo apoio financeiro para realização da pesquisa.

E a todos que contribuíram direta ou indiretamente na minha caminhada.

RESUMO

A tecnologia do lodo granular aeróbio tem se mostrado promissora para o tratamento de esgoto doméstico, considerando seu elevado desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes. Apesar de diversas pesquisas em escala de laboratório, ainda são poucos os estudos que relatam a aplicação da tecnologia em escala piloto e real. O presente trabalho objetivou desenvolver grânulos aeróbios a partir de esgoto doméstico em um reator piloto operado em bateladas sequenciais, avaliando a estabilidade da biomassa e o desempenho na remoção de matéria orgânica carbonácea e nutrientes. Além disso, foi também avaliado a produção de água para reúso. A pesquisa foi desenvolvida junto à Estação de Pré-condicionamento (EPC), operada pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), e teve a duração de 225 dias. Apesar do afluente utilizado ter apresentado grandes variações e baixa carga orgânica ($DQO_{\text{méd}} \approx 461$ mg/L), observou-se que os grânulos formados possuíam boas características ($IVL_{30} < 70$ mL/g) e permaneceram estáveis, sem desintegração da biomassa. O processo de granulação foi concluído em menos de 2 meses e cerca de 60% dos grânulos no reator possuíam diâmetro maior que 1 mm. A biomassa granular possuía estrutura compacta, superfície lisa e coloração amarelado-cinza. O desempenho médio, após a otimização do reator, foi de 95,2%, 97,4% e 88,5% na remoção de DQO, NH_4^+ e $P-PO_4^{3-}$, respectivamente. Por fim observou-se que o efluente tratado, após polimento em filtro de areia, proporcionou uma água de reúso de elevada qualidade (Turbidez < 1UT, DQO < 30 mg/L; SST < 20 mg/L). Tendo em vista as características do esgoto doméstico de Fortaleza-CE e a condição climática local, observou-se que é possível cultivar e manter grânulos aeróbios em RBS durante longos períodos de operação.

Palavras-chave: Lodo granular aeróbio; Tratamento biológico; Esgoto sanitário; Reator Piloto.

ABSTRACT

Aerobic granular sludge technology has shown promise for sewage treatment considering its good performance in the removal of organic matter and nutrients. Despite several laboratory-scale research, there are still few studies reporting the application of pilot and real-scale technology. The present work aimed to develop aerobic granules from domestic sewage in a pilot reactor operated in sequencing batch reactor, evaluating biomass stability and performance in the removal of organic matter and nutrients. In addition, water production for reuse was also evaluated. The research was conducted at the EPC, operated by CAGECE and lasted 225 days. Although the influent used presented variations and low organic load (COD 461 mg / L), it was observed that the formed granules had good characteristics (IVL30 <70mL / g) and remained stable, without disintegration of biomass. The granulation process was completed in less than 2 months and about 60% of the granules in the reactor had a diameter greater than 1 mm. The granular biomass had a compact structure, smooth surface and yellowish-gray coloration. The average performance after reactor optimization was 95.2%, 97.4% and 88.5% in the removal of COD, NH₄⁺ and P-PO₄³⁻, respectively. Finally it was observed that the treated effluent, after sand filter polishing, provided a high quality reuse water (Turbidity <1UT, COD <30 mg / L; SST <20 mg / L). Considering the characteristics of Fortaleza-CE domestic sewage and the local climatic condition, it was observed that it is possible to cultivate and maintain aerobic granules in RBS during long periods of operation.

Keywords: Aerobic granular sludge; Biological treatment; Sanitary sewage; Pilot Reactor.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação das zonas e distribuição dos organismos biológicos dentro dos grânulos.	5
Figura 2 – Tipos de reatores para o cultivo de LGA.	6
Figura 3 – Representação esquemática do metabolismo bacteriano.	13
Figura 4 – Transformação do nitrogênio nos processos biológicos.....	14
Figura 5 – Esquema representativo dos processos envolvidos no metabolismo dos PAOs.	20
Figura 6 – Processos envolvidos no metabolismo dos DPAOs.	21
Figura 7– Fluxograma do sistema piloto LGA.	30
Figura 8 – SSV e IVL ₃₀ no período de formação dos grânulos.	37
Figura 9 – Granulometria e Razão (IVL ₃₀ /IVL ₅) durante período de formação dos grânulos.	38
Figura 10 – Grânulos maduros obtidos do reator LGA operado em escala piloto.	39
Figura 11– Perfil temporal do ciclo durante a Fase I.....	43
Figura 12– Perfil temporal do ciclo durante a Fase II.	44
Figura 13 – Afluente e Efluente do reator piloto LGA.....	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Processo de Formação dos grânulos.	7
Tabela 2– Estudos de LGA em escala piloto.	1
Tabela 3– Estudos de LGA em escala plena.....	2
Tabela 5 – Métodos adotados para o monitoramento do sistema.	32
Tabela 4 – Características das águas residuais domésticas afluente ao sistema.....	35
Tabela 6 – Características dos grânulos obtidos do reator LGA operado em escala piloto.....	39
Tabela 7 – Desempenho médio do RBS durante a Fase I.....	40
Tabela 8 – Quadro-Resumo do Reator Piloto LGA após otimização do ciclo.	44
Tabela 9 – Qualidade da água após filtração.	45

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1. Lodo Granular Aeróbico- Formação e Estrutura.....	4
3.1.1. <i>Características Gerais</i>	4
3.1.2. <i>Reatores utilizados no cultivo de LGA</i>	6
3.1.3. <i>Formação dos Grânulos Aeróbios</i>	7
3.1.4. <i>Fatores que afetam a Granulação</i>	8
3.2. Mecanismos de remoção de matéria orgânica e nutrientes no esgoto doméstico.....	12
3.2.1. <i>Mecanismos de remoção de matéria orgânica</i>	12
3.2.2. <i>Mecanismos de remoção de nitrogênio</i>	14
3.2.2.1. <i>Nitrificação</i>	15
3.2.2.2. <i>Desnitrificação</i>	16
3.2.2.3. <i>SND</i>	17
3.2.2.4. <i>Oxidação anaeróbia da amônia</i>	18
3.2.3. <i>Mecanismos de remoção de fósforo</i>	19
3.3. Aplicação do LGA no tratamento de esgoto sanitário- experiências, performance e estabilidade.....	21
3.4. Operação e Otimização de Reatores LGA.....	28
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	30
4.1. Sistema Piloto.....	30
4.2. Inoculação do Reator.....	30
4.3. Operação do Reator.....	31
4.4. Monitoramento.....	31
4.4.1. <i>Métodos Analíticos</i>	31
4.4.2. <i>Análise de Ciclo</i>	34
4.4.3. <i>Métodos estatísticos</i>	34
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
5.1. Caracterização do esgoto sanitário afluente ao reator LGA.....	35
5.2. Formação do Lodo Granular Aeróbio.....	36
5.3. Propriedades da Biomassa Granular.....	38
5.4. Performance dos Grânulos.....	40
5.5. Otimização do ciclo.....	42
5.6. Atendimento aos Padrões Ambientais.....	45
6 CONCLUSÃO.....	46

1.INTRODUÇÃO

O esgoto sanitário é uma matriz complexa de poluentes ou constituintes, podendo-se destacar os sólidos grosseiros (removidos usualmente no tratamento preliminar antes do processo biológico), matéria orgânica e nutrientes (normalmente removidos durante o processo biológico) e microrganismos patogênicos (removidos parcialmente nas diferentes unidades de tratamento ou numa etapa de desinfecção, ao final do sistema de tratamento) (DOS SANTOS, 2019).

A remoção destes poluentes na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) é alcançada a partir das várias operações e processos unitários, como filtração, sedimentação, oxidação biológica etc. ou ao longo de diferentes unidades físicas ou de diferentes ciclos operacionais em uma única unidade. Assim, a escolha da alternativa principal de tratamento deve levar em consideração vários aspectos: vazão, temperatura, disponibilidade de área, disponibilidade e qualificação da mão de obra, proximidade da ETE a edificações ou áreas comuns, qualidade requerida para o esgoto tratado, orçamento disponível para o tratamento em si e para a automação do processo, entre outros (DOS SANTOS, 2019).

Considerando as várias tecnologias emergentes de tratamento de esgotos, especial atenção tem sido dada aos reatores de lodo granular aeróbio (NANCHARAIH; SARVAJITH; KRISHNA MOHAN, 2019). Esses sistemas usualmente apresentam boa eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes, alta capacidade de retenção de biomassa e são capazes de suportar altas cargas orgânicas (MORGENROTH et al., 1997).

O LGA é usualmente cultivado em reatores em bateladas sequenciais (RBS), que podem operar na forma de volume constante (*simultaneous fill-and-draw*) ou variável (convencional). Para esta última configuração, os ciclos podem ser divididos entre as fases de alimentação, anaeróbia, aeróbia, sedimentação e descarte (ROLLEMBERG et al., 2018). Quando comparado ao sistema de lodo ativado, essa tecnologia apresenta redução do custo de operação em pelo menos 20% e diminuição do espaço requerido em 75% (BASSIN; DEZOTTI; SANT'ANNA JR, 2011).

A maioria das pesquisas de LGA são realizadas em RBS operados em escala de bancada (WINKLER et al., 2018) e utilizam efluentes sintéticos com acetato como fonte de carbono (ROLLEMBERG et al., 2019). Todavia, em se tratado da aplicação em escala real, alguns problemas tem surgido, principalmente relacionados à instabilidade da biomassa. Como exemplo, cita-se os problemas relatados por Wagner e Da Costa (2015). Os autores estudaram

a aplicação de reatores LGA tratando esgoto sanitário com cargas orgânicas entre 1 e 2 kgDQO/m³.d. No estudo observou-se que o reator foi eficaz na remoção de compostos de carbono e de nitrogênio, todavia ocorreu desintegração parcial dos grânulos, assim como a predominância de microrganismos filamentosos.

Dessa forma, se por um lado a tecnologia LGA tem sido considerada o tratamento biológico mais promissor do século 21 (NANCHARIAH et al., 2018), por outro, ainda há algumas questões que necessitam ser investigadas para que a tecnologia seja disseminada em larga escala. Nesse contexto, o presente trabalho teve por finalidade avaliar a capacidade de formação e manutenção de LGA em um RBS (escala piloto) tratando esgoto sanitário. Além disso foi avaliado a performance do sistema e a possibilidade de reúso do efluente tratado. Com esse estudo, procura-se um melhor entendimento dos reatores de lodo granular aeróbio de modo a corroborar para o fortalecimento desta tecnologia para o tratamento de esgotos sanitários e industriais.

2.OBJETIVOS

Geral

Desenvolver grânulos aeróbios a partir de esgoto doméstico em reator piloto operado em bateladas sequenciais, avaliando o desempenho deste quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea e de nutrientes e produção de água para reúso.

Específicos

- ✓ Formar grânulos aeróbios estáveis com esgoto sanitário;
- ✓ Investigar as condições de RBS piloto em termos de otimização operacional;
- ✓ Analisar a influência da aplicação de diferentes períodos de fase durante os ciclos sobre as características físico-químicas dos grânulos;
- ✓ Avaliar a prática de reúso em RBS piloto de lodo granular aeróbio.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Lodo Granular Aeróbico- Formação e Estrutura

3.1.1. Características Gerais

A biomassa granular aeróbia é uma tecnologia de tratamento biológico de esgotos inovadora e avançada que trata o efluente fazendo uso das características únicas dos grânulos aeróbios. A definição do termo “grânulos aeróbios” surgiu no primeiro workshop de lodo granular aeróbio (1st IWA-workshop *Aerobic Granular Sludge*), que ocorreu na cidade de Munique, Alemanha, em 2004. Segundo de Kreuk et al. (2005), os grânulos aeróbios devem ser entendidos como sendo “agregados de origem microbiana, que não coagulam sob reduzidas condições de cisalhamento hidrodinâmico e que sedimentam significativamente mais rápido que os flocos de lodos ativados”.

O grande interesse pela aplicação do lodo granular aeróbio ao invés do lodo flocular (lodos ativados) no tratamento de águas residuárias é devido às seguintes vantagens:

I. Os grânulos aeróbios possuem uma estrutura física forte, regular e densa e elevada retenção de biomassa (LIN et al., 2003; LIU & TAY, 2004). Apresentam forma definida e são visíveis após sedimentarem, como agregados separados com diâmetro maior do que 0,2 mm (LIU et al., 2009);

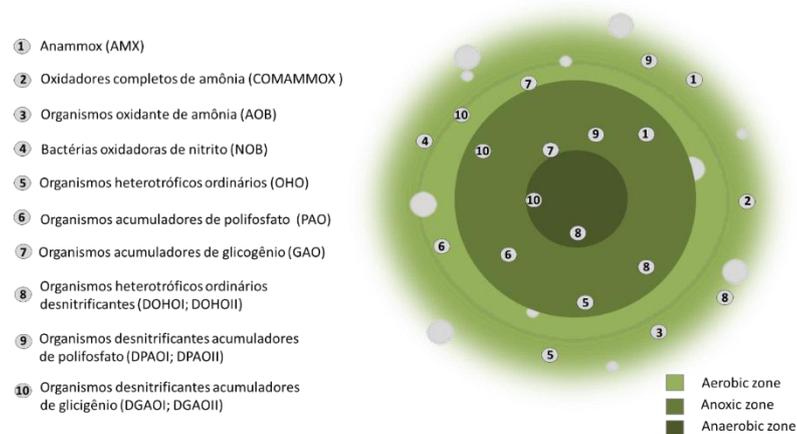
II. A biomassa possui boa sedimentabilidade, facilitando a separação sólido (lodo) - líquido (DANGCONG et al., 1999). Essa separação entre a biomassa e o efluente tratado nos sistemas de grânulos aeróbios é bastante eficiente, gerando um sobrenadante clarificado, geralmente sem sólidos em suspensão;

III. Outra vantagem conferida aos reatores que operam com biomassa granular é a capacidade de suportar altas cargas orgânicas. Uma maior retenção de biomassa no reator resulta em uma elevada capacidade de remoção de substrato (SHOW; LEE; TAY, 2012). Autores apontam a formação de grânulos aeróbios numa faixa de carga orgânica de 2,5 a 15 kg DQO m⁻³ · d⁻¹ (LIU; TAY, 2006);

IV. Possuem capacidade de tolerar cargas tóxicas e podem ser aplicados no tratamento de efluentes com compostos químicos nocivos, tais como fenóis, clorofenóis, corantes e metais pesados (TAY; JIANG; TAY, 2004).

Devido ao tamanho do grânulo, a biomassa granular geralmente apresenta limitação de dispersão do oxigênio, criando assim zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias (Figura 1), as quais podem existir simultaneamente no mesmo grânulo (LI et al., 2005). Por conta disso, o LGA possibilita a coexistência de espécies diferentes de bactérias com diferentes características, capazes de decompor os compostos presentes nos efluentes sanitários. Por causa da variedade da população microbiana é possível afirmar que o grânulo é formado por “miniecossistemas”. Dessa forma, pode-se manipular o meio através das condições operacionais para favorecer grupos específicos, selecionando os organismos pretendidos.

Figura 1 – Representação das zonas e distribuição dos organismos biológicos dentro dos grânulos.



Nos reatores de biomassa granular, a diversidade microbiana tem sido intimamente relacionada com a estrutura dos grânulos e também com a composição dos meios de cultura em que foram desenvolvidos. Os principais grupos funcionais presentes nos grânulos aeróbios são as bactérias aeróbias heterotróficas, nitrificantes, organismos acumuladores de fósforo e glicogênio, bactérias desnitrificantes heterotróficas e Anammox. A Figura 1 apresenta os principais grupos bacterianos que podem estar presentes no grânulo aeróbio, os quais visam principalmente a remoção de carbono, nitrogênio e fósforo.

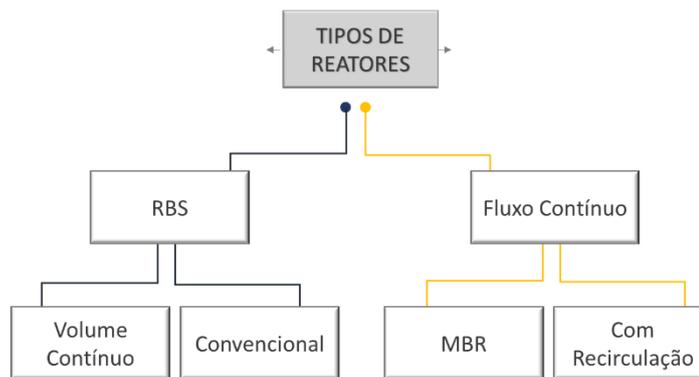
Boa parte dos microrganismos envolvidos na granulação são heterotróficos (SANTOS, 2014), já os microrganismos autotróficos presentes no sistema são compostos basicamente por nitrificantes e Anammox. O favorecimento de grupos específicos em grânulos aeróbios são alvos de diferentes estudos pelo mundo. Um exemplo típico são as estratégias de favorecimento de PAOs, (organismos acumuladores de fósforo) em detrimento de GAOs (organismos acumuladores de glicogênio), tendo em vista a otimização e estabilidade de sistemas de remoção biológica de fósforo (SANTOS, 2014).

Os organismos de crescimento lento, como as nitrificantes, demonstraram influenciar positivamente a densidade e a estabilidade dos biofilmes (VILLASEÑOR et al., 2016). Dessa forma, a seleção de bactérias de crescimento lento foi proposta tanto para aumentar a estabilidade do LGA, como para diminuir o consumo de energia para aeração (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004). Além dos microrganismos de crescimento lento, De Kreuk e van Loosdrecht (2004) sugeriram que os PAOs e os GAOs auxiliam na formação e na estabilização do LGA. Portanto, a presença de bactérias de crescimento lento (nitrificantes, Anammox) e os grupos PAOs e GAOs são reportadas como benéficas para o cultivo de grânulos estáveis.

3.1.2. Reatores utilizados no cultivo de LGA

O Reator Batelada Sequencial (RBS) é a principal alternativa para cultivo de LGA, em que todas as fases do ciclo (alimentação, período anaeróbio e aeróbio, sedimentação e descarte) concentram-se dentro de um mesmo tanque de forma controlada. Apesar disso, também é possível a formação em sistemas contínuos (LI et al., 2006). As principais configurações de reatores para o desenvolvimento de LGA são apresentadas na Figura 2.

Figura 2 – Tipos de reatores para o cultivo de LGA.



Fonte: Adaptado de Rollemberg et al. (2019).

Os RBSs operam em fluxo intermitente, assim, todas as etapas de reação e de decantação acontecem no mesmo tanque. Por conta disso, tendem a ocupar uma área muito menor. Quando comparado ao sistema de lodo ativado, a tecnologia de LGA apresenta redução do custo de operação em pelo menos 20% e diminuição do espaço requerido em 75% (BASSIN; DEZOTTI; SANT'ANNA JR, 2011).

Com relação aos Sistemas de Fluxo Contínuos, as principais configurações utilizadas são: sistemas com membrana e sistemas com recirculação. No reatores com

membranas, *membrane biological reactor* (MBR), são utilizados tanques para formação dos grânulos e uma membrana que atua como barreira seletiva (MARTIN et al., 2016; ROLLEMBERG et al., 2019), Sajjad, Kim e Kim (2016) afirmam que boa parte dos estudos do LGA são produzidos em um RBS e inoculado em um MBR. Isso acontece por conta da instabilidade ainda encontrada na formação nos sistemas MBR. Já nos sistemas com recirculação, nota-se a presença de um tanque de aeração, onde ocorre a formação dos grânulos, seguido de um decantador que visa a seleção do agregado granular de melhor sedimentabilidade de modo a recircular para o tanque de reação (KENT; BOTT; WANG, 2018; ROLLEMBERG et al., 2019).

Embora os sistemas de fluxo contínuos tenham apresentado resultados satisfatórios na formação dos grânulos, observou-se que estes eram instáveis e facilmente desintegráveis, sendo necessário o desenvolvimento de pesquisas para o entendimento dos processos de estabilidade do LGA em sistemas contínuos (JUANG et al., 2010; ROLLEMBERG et al., 2019).

3.1.3. Formação dos Grânulos Aeróbios

A granulação é um processo que resulta da autoimobilização dos grupos microbianos, podendo ser considerada como um tipo de formação de biofilme, mas sem a utilização de material suporte (WANG et al., 2005). A formação dos grânulos é um processo que envolve interações celulares, as quais incluem fenômenos biológicos, físicos e químicos (LIU & TAY, 2004). Este processo se inicia pela formação de agregados densos a partir do lodo utilizado como inóculo, aderindo a forma de lodo granular e, finalmente, de grânulos maduros e compactos (TAY; LIU; LIU, 2001).

Alguns autores avaliaram a formação dos grânulos e dividiram em etapas, como mostra a Tabela 1.

Tabela 1 – Processo de Formação dos grânulos.

Autores	Etapas	Descrição
Chen et al. (2006)	I	Aclimação do lodo flocoento
	II	Multiplicação da biomassa
	III	Maturação dos grânulos
Liu & Tay (2002)	I	Movimento físico que dá origem ao contato entre as bactérias, por meio das forças hidrodinâmicas, de difusão e gravitacional, pelo movimento Browniano e pela mobilidade das próprias células.
	II	Estabilização do contato multicelular resultante das forças de atração iniciais. Nesta etapa, os organismos filamentosos auxiliam a formação de uma estrutura tridimensional, a qual vai fornecer um ambiente estável para o crescimento aderido das

		bactérias.
	III	Crescimento e a maturação do aglomerado de células, formados a partir da produção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), das alterações metabólicas e da criação de ambiente que induzam alterações genéticas, as quais, por sua vez, facilitam as interações celulares e promovem o desenvolvimento de grânulos com uma estrutura organizada.
	IV	Estado estacionário da estrutura tridimensional do agregado microbiano, que foi moldada a partir das forças hidrodinâmicas.
Zhou et al. (2014)	I	Formação de grânulos jovens com superfícies irregulares devido à autoaglomeração da biomassa floculenta, estimulada pelas colisões entre as partículas e pela produção de EPS.
	II	Crescimento dos grânulos em função da contínua ligação de biomassa.
	III	Autoaglomeração dos flocos remanescentes e das novas células formadas, devido à falta de um núcleo (grânulos jovens) com uma superfície irregular no qual eles podem se ligar.
	IV	Regranulação dos flocos desprendidos das novas células e dos grânulos deformados pelo tempo.

3.1.4. Fatores que afetam a Granulação

São vários os fatores que podem interferir no processo de formação dos grânulos, dentre estes citam-se:

- Configuração do reator

Segundo Beun et al. (1999), quando reatores possuem altura bem superior ao diâmetro e também alta relação (H/D), há uma contribuição positiva para a seleção de agregados, uma vez que a velocidade de sedimentação é um critério fundamental para isto. Os atritos hidráulicos submetem os agregados a formas grânulos aeróbios que apresentam mínima energia livre de superfície (LIU & TAY, 2004).

- Força de cisalhamento e intensidade de aeração

Um dos parâmetros operacionais mais relevantes para a formação dos grânulos aeróbios é a força de cisalhamento hidrodinâmica, que é gerada devido à aeração do sistema e medida por meio da velocidade ascensional do ar (ZHANG et al., 2011). Essa aeração supre o sistema com o oxigênio necessário para conter o crescimento filamentoso (ADAV et al., 2008).

O estímulo das forças de cisalhamento, quando elevadas, propiciam a secreção de mais EPS pelas bactérias, que contribuem para a adesão das células e para a manutenção da integridade estrutural do agregado, conforme Liu et al. (2005).

O equilíbrio entre o desprendimento e o crescimento dos grânulos é também outra finalidade das forças de cisalhamento, pois conserva sua estabilidade (LIU & TAY, 2006). A otimização desse parâmetro é essencial, pois, se por um lado as baixas taxas de cisalhamento prejudicam os grânulos, por outro, elevadas taxas ocasionam alto consumo de energia.

- Tempo de sedimentação

O tempo de sedimentação tem sido considerado o principal fator de seleção no processo de granulação aeróbio (BEUN et al., 1999; FIGUEROA et al., 2009). Baixos tempo de separação permitem uma separação entre os grânulos (sedimentam no reator) e a biomassa floculenta a qual é varrida do sistema (BEUN; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 2002).

- Tempo de detenção hidráulico (TDH) e duração dos ciclos

Reatores LGA são operados por meio de ciclos, com as fases de alimentação, aeração, sedimentação e descarga. A duração total dos ciclos das ETEs em escala plena tratando esgoto sanitário pode variar de 2 a 9 h, a depender das características do afluente, carga orgânica aplicada e volume de troca.

O TRH determina tanto a frequência, quanto o volume de entrada do afluente e de descarga do efluente no reator. Estudos relatam que baixos tempos de detenção hidráulica (TDH) entre 6 e 12 horas são essenciais para o cultivo do lodo granular aeróbio (Beun et al., 1999; Morgenroth et al., 1997).

- Inóculo

Reatores LGA podem ser inoculados com vários tipos de biomassa, principalmente lodos ativados. No entanto, alguns estudos tem pré-cultivado LGA a partir de esgoto sintético e utilizados estes como inóculo em reatores de maior escala (COMA et al., 2012; PIJUAN; WERNER; YUAN, 2011). Essa prática foi observada em ETEs operadas em escala plena, onde o inóculo foi cultivado em sistemas pilotos (LI et al., 2014). A inoculação dos reatores tem ocorrido em maior número com lodo ativado convencional (LIU; TAY, 2004).

- Presença de cátions divalentes

De acordo com Jiang et al. (2003), a ação de cátions divalentes como o cálcio e o magnésio facilita o desenvolvimento de consórcios microbianos. Esse método permite associar esses microrganismos por meio de uma ponte que liga grupos com cargas negativas nas bactérias e/outras moléculas de polissacarídeos.

Avaliando o efeito do íon, Jiang et al. (2003) concluíram que a adição de 100 mg/L de cálcio reduziu o tempo necessário para o processo de granulação, possibilitando mais resistência e maior velocidade de sedimentação dos grânulos. O uso de íons metálicos a base de ferro ou alumínio também tem sido reportados como facilitadores do processo de granulação aeróbia e importantes na estabilidade operacional dos grânulos.

- Carga orgânica aplicada

A carga orgânica é um importante parâmetro operacional que pode influenciar no tamanho, na sedimentação e na ação dos microrganismos, uma vez que interfere no processo de granulação através da seleção de culturas de bactérias (TAY; JIANG; TAY, 2004; TAY; YAN, 1996). Segundo Moy et al. (2002) e de Kreuk e van Loosdrecht (2006), a utilização de cargas relativamente elevadas facilita o processo de granulação. Apesar disso, Ni et al. (2009), em um experimento utilizando um RBS em escala piloto para o tratamento de esgoto sanitário com baixa concentração de carga orgânica ($DQO < 200$ mg/L), demonstraram que a granulação aeróbia foi possível e que o percentual de troca volumétrica e o tempo de sedimentação foram fundamentais para isso.

- Composição do substrato

A maioria dos trabalhos tem cultivado LGA utilizando efluente sintético. Entre os principais encontram-se glicose, acetato, fenol, amido, etanol, melão, cana de açúcar e outros componentes sintéticos (BASSIN, 2011).

Diversos estudos têm demonstrado a possibilidade de formação de LGA utilizando efluente real. No entanto, o tempo de granulação foi superior a 50 dias (ROSMAN et al., 2013; WANG et al., 2007). NOR-ANUAR et al. (2012) observou que os grânulos formados com acetato eram mais estáveis e possuíam estrutura mais compacta e densa do que os grânulos formados com esgoto doméstico. A formação do LGA a partir de esgoto industrial (laticínios), gerou grânulos filamentosos e instáveis (SCHWARZENBECK; BORGES; WILDERER, 2005).

Por conta dos problemas apresentados, Peyong et al. (2012) sugeriram a adição externa de DQO solúvel para cultivo de grânulos aeróbios no tratamento de efluentes que não favorecem o desenvolvimento de bactérias de crescimento lento.

- Oxigênio dissolvido, pH e temperatura

Em sistemas biológicos convencionais de tratamento de águas residuais, os fatores oxigênio dissolvido (OD), pH e temperatura são os grandes determinantes do desempenho do tratamento. Para grânulos aeróbios, a limitação da transferência do OD (devido à estrutura grande e compacta do grânulo) é indispensável para a criação de diferentes zonas, que por sua vez, é indispensável para o mecanismo de nitrificação e desnitrificação simultânea (SND). Tem sido verificada a formação de grânulos em concentrações de OD muito reduzidas (0,7 mg/L) (DANGCONG et al., 1999) e também bastante elevadas (8,0 mg/L), mas sem bons resultados de estabilização e remoção. Yuan e Gao (2010), avaliaram o efeito de quatro diferentes concentrações de OD na granulação aeróbia (4,5, 3,5, 2,5 e 1,0 mg/L). Em todos os sistemas a remoção de DQO foi próxima a 90%, sendo considerada como ótima a concentração de 2,5 mg L⁻¹, onde foi também verificada uma boa remoção de nitrogênio e curta duração de aeração, reduzindo bastante a demanda de energia.

Com relação à temperatura, de Kreuk; Pronk e van Loosdrecht (2005) relataram que reatores LGA podem ser operados em temperatura muito reduzida, mas a inicialização do sistema, com formação do leito de grânulos, deve ser realizada preferencialmente nos meses de temperatura maior, uma vez que a formação inicial de grânulos em temperatura de 8°C resultou em grânulos irregulares e instáveis e em temperatura de 20°C onde os grânulos foram desenvolvidos previamente e submetidos à temperatura de 8°C, não houve efeitos prejudiciais a integridade da biomassa. Outro fator que a temperatura afeta é a taxa de nitrificação dos grânulos. Bactérias nitrificantes atuam na faixa de temperatura, de 5 a 40 °C. Ambos os grupos de bactérias (AOB e NOB) que atuam no processo possuem sua taxa de crescimento influenciada pela temperatura (RUIZ; JEISON; CHAMY, 2003).

No tocante ao pH, como se sabe este afeta o crescimento das bactérias. Fungos crescem bem em condições de pH reduzido em torno de 4,0 (YANG; LI; YU, 2008) e podem contribuir no início da granulação (MCSWAIN; IRVINE; WILDERER, 2004). De acordo com Antoniou et al. (1990), vários estudos apontam que ótimas taxas de nitrificação são obtidas a um pH numa faixa entre 7,0 e 8,2.

- Produção de EPS

O controle da produção e consumo de EPS pode ser avaliado através da relação feast/famine, conforme citado. O material exopolimérico (EPS) excretado pelos microrganismos, o qual compreende proteínas, polissacarídeos, ácidos húmicos e lipídeos que auxiliam na adesão celular, possuem papel importante no início do processo da granulação aeróbia (LIU; TAY, 2004). A literatura aponta que estes polímeros funcionam como uma “cola biológica” para a formação e estabilidade do grânulo. Liu e Tay (2004) também descreveram a hipótese de que esses exopolímeros unem as células e outros materiais particulados em agregados.

Corsino et al. (2016) afirmaram que o núcleo do grânulo (composto principalmente de proteína) seria o responsável por desempenhar um papel na formação e estabilidade do LGA. Por outro lado, tem sido relatado que a desintegração do grânulo por entupimento da porosidade está relacionada ao excesso de produção de EPS (LEMAIRE et al., 2008).

Portanto, se por um lado um baixo teor de EPS não permite obter a granulação (XIONG; LIU, 2013), por outro lado o excesso de produção de EPS pode limitar a manutenção dos grânulos aeróbios a longo prazo (CORSINO et al., 2016).

3.2. Mecanismos de remoção de matéria orgânica e nutrientes no esgoto doméstico

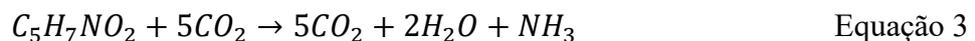
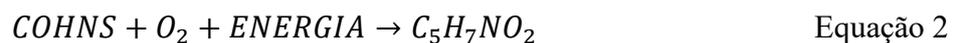
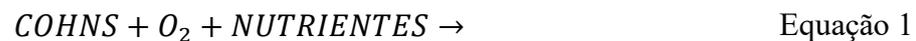
Desde as primeiras décadas de descoberta da tecnologia de grânulos aeróbios, autores já demonstram que existe boa eficiência de remoção de material orgânico (BEUN et al., 1999), nitrogênio (DANGCONG et al., 1999) e fósforo (DE KREUK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2005).

3.2.1. Mecanismos de remoção de matéria orgânica

Basicamente, a matéria orgânica dos esgotos se apresenta em duas formas: em suspensão, que tende a sedimentar formando o lodo de fundo; e dissolvida, a qual permanece na massa líquida. (VON SPERLING, 1996). De acordo com Fernandes & Souza (2001), o processo de oxidação da matéria orgânica passa por duas etapas: o catabolismo, na qual ocorre a oxidação direta da matéria orgânica biodegradável, e o anabolismo que gera o aumento da biomassa bacteriana.

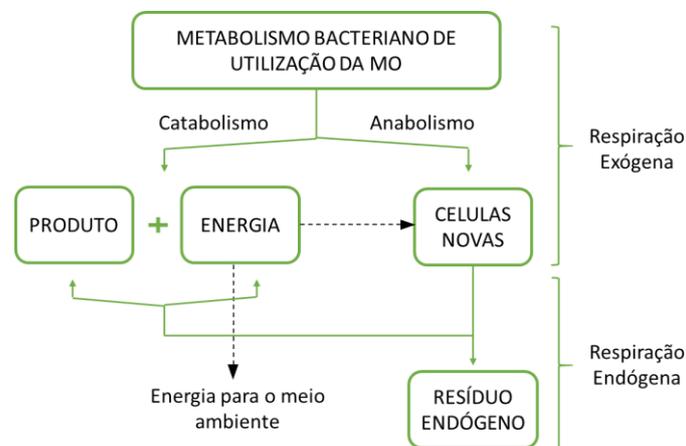
No catabolismo, as moléculas orgânicas são oxidadas a dióxido de carbono (CO₂), água e outros produtos (Equação 1), existindo uma liberação de energia que é então capturada

pelos organismos para a utilização em suas atividades celulares e para a produção de novas células. No anabolismo, a matéria orgânica é metabolizada pelos microrganismos para a sintetização (formação de novas células), utilizando-se parte da energia que foi liberada na oxidação (Equação 2). Quando toda a matéria orgânica biodegradável é utilizada, inicia-se o processo conhecido como respiração endógena (Equação 3), onde as novas células consomem o próprio material celular para a obtenção de energia que é então utilizada na manutenção celular (METCALF; EDDY, 2003).



Na Figura 3 é apresentado um esquema simplificado do metabolismo dos microrganismos heterotróficos em um ambiente aeróbio, em que os compostos orgânicos biodegradáveis são transformados em produtos finais mais estáveis ou mineralizados.

Figura 3 – Representação esquemática do metabolismo bacteriano.



Fonte: Adaptado de Metcalf; Eddy (2003).

De acordo com Jordão e Pessôa (2005), para que haja a efetiva conversão da matéria orgânica, é necessário haver: i) uma população de microrganismos ativos, ii) contato adequado entre os microrganismos e o esgoto, iii) disponibilidade de oxigênio, iv) disponibilidade de nutrientes e v) condições ambientais favoráveis (temperatura, pH etc.).

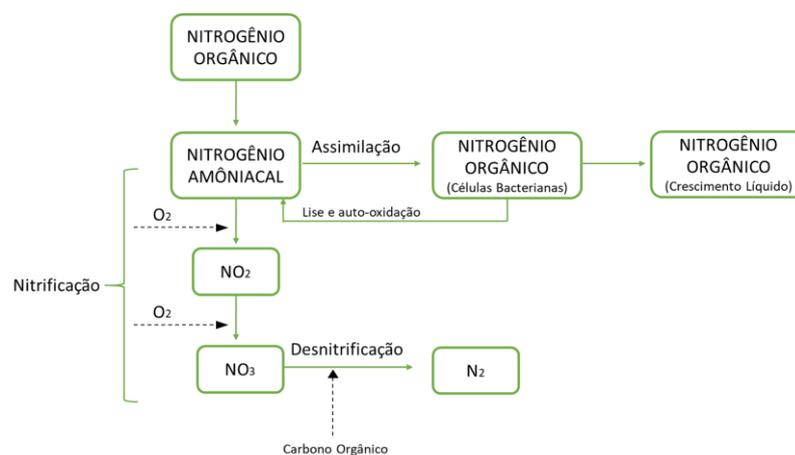
As bactérias heterotróficas são umas das principais responsáveis pela remoção da matéria orgânica no tratamento de esgoto (METCALF & EDDY, 2003).

3.2.2. Mecanismos de remoção de nitrogênio

No esgoto de origem doméstica, aproximadamente 60% do nitrogênio encontra-se na forma de amônia ionizada e 40% na forma de nitrogênio orgânico. Este último é facilmente convertido a NH_4^+ por meio de decomposição bacteriana em um processo denominado amonificação (WEF, 2005).

A remoção biológica do nitrogênio nos sistemas de tratamento de esgoto doméstico é feita por dois mecanismos principais (Figura 4): 1) síntese da biomassa (assimilação do nitrogênio) e descarte do lodo e 2) nitrificação e desnitrificação biológica. No tratamento aeróbio de esgoto doméstico, o nitrogênio pode ser removido de 15 a 30% pelo primeiro mecanismo. Entretanto, somente com a etapa de desnitrificação é possível alcançar um elevado nível de remoção de nitrogênio e uma baixa concentração de nitrogênio inorgânico no efluente (AGENCY, 2010).

Figura 4 – Transformação do nitrogênio nos processos biológicos.

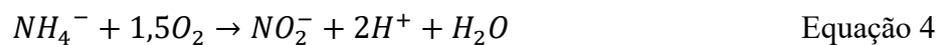


Fonte: Adaptado de Metcalf; Eddy (2003).

3.2.2.1. Nitrificação

A nitrificação é um processo de conversão biológica de nitrogênio, na qual ocorre a oxidação biológica da amônia a nitrato, utilizando o CO_2 como fonte de carbono e o oxigênio como receptor final de elétrons (METCALF e EDDY, 2016). Esta oxidação ocorre em duas etapas sequenciais: 1ª ETAPA: a amônia é oxidada a nitrito; 2ª ETAPA: o nitrito é oxidado a nitrato.

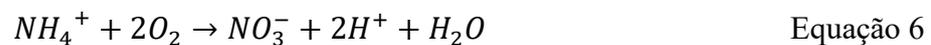
A reação de transformação da amônia em nitrito, nitrificação, pode ser expressa pela Equação 4:



A reação de oxidação de nitrito a nitrato, nitratação, ocorre por meio da Equação 5:



A reação global da nitrificação é a soma das Equações 4 e 5:



Nas ETE, a nitrificação caracterizada por:

- 1ª ETAPA: Grupo AOB autotróficos, nos quais os gêneros mais citados na literatura são Nitrosomonas e Nitrospira, ambas catalisados pelas enzimas amônia monooxigenase e hidroxilamina oxidoreductase.
- 2ª ETAPA: Grupos NOB autotróficos, seus gêneros mais citados são Nitrobacter e Nitrospira e ambos são catalisados pela enzima nitrito oxidoreductase (GERARDI, 2002; METCALF; EDDY, 2003).

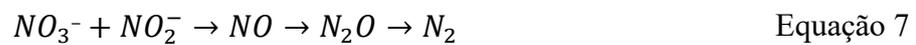
Esses grupos utilizam nitrogênio amoniacal ou nitrito como fonte de energia e CO_2 como fonte de carbono (KÖNNEKE et al., 2005).

De acordo com Wagner (2011), embora a nitrificação seja realizada por bactérias autotróficas, há registros na literatura da ocorrência desse processo também por ação de bactérias heterotróficas que utilizam o carbono orgânico e oxidam a amônia a nitrato, como por exemplo, Arthrobacter, Thiosphaera pantotropha e Alcaligenes faecalis.

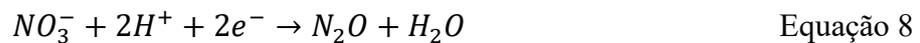
3.2.2.2. Desnitrificação

A desnitrificação pode ser definida como um processo onde as formas oxidadas de nitrogênio (nitrato e nitrito) são reduzidas a nitrogênio gasoso em condições anóxicas, ou seja, ausência de oxigênio e presença de nitratos. Dessa forma, é necessário que a desnitrificação seja precedida da nitrificação.

A redução do nitrato (NO_3^-) envolve a formação de uma série de produtos intermediários, como nitrito (NO_2^-), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio gasoso (N_2), com decrescente grau de oxidação como mostra as equações a seguir:



Redução de nitrato a nitrito:



Redução do nitrito a óxido nítrico:



Redução do óxido nítrico a óxido nitroso:



Redução do óxido nitroso a nitrogênio gasoso:



Ao contrário da nitrificação, a desnitrificação é realizada por uma ampla gama de espécies de bactérias heterotróficas. Muitas delas são comumente encontradas nos processos convencionais de tratamento biológico, mesmo naqueles não concebidos para remover

nitrogênio (WEF, 2005). Além disso, a desnitrificação também pode ser realizada por bactérias nitrificantes heterotróficas e por bactérias autotróficas (AGENCY, 2010).

Dentre as variáveis para alcançar a desnitrificação, vem sendo bastante difundida a nitrificação-desnitrificação via nitrito, na qual o amônio é oxidado por bactérias oxidantes de amônia (AOB) até a formação do nitrito, que é, então, desnitrificado por desnitrificadores heterotróficos (NANCHARAIH e REDDY, 2018), evitando a ação das NOB e permitindo apenas a ação das AOB. As AOB e NOB são dois grupos caracterizados por diferentes velocidades de crescimento, afetadas de maneira diferenciada por parâmetros como pH, OD, temperatura, idade do lodo e concentração de amônia livre (VÁZQUEZ-PADÍN et al., 2010). Dessa forma, baixas concentrações de OD podem ajudar a reduzir o crescimento das NOB, além de diminuir os gastos com aeração (WEF, 2010)

Os gêneros de bactéria também comuns em ETE são *Pseudomonas*, *Paracoccus*, *Thiobacillus*, *Rhodopseudomonas*, *Bacillus* e *Rhizobium* (NIELSEN et al., 2009).

Segundo Cuervo-López et al. (2009), cada uma dessas etapas é catalisada por uma enzima redutase específica, a qual é sintetizada quando as condições ambientais se tornam anóxicas. As enzimas envolvidas no processo de desnitrificação são: (a) nitrato é reduzido a nitrito pela nitrato redutase (Equação 8); (b) uma subsequente redução do nitrito a óxido nítrico é feita pela nitrito redutase (Equação 9); (c) depois, o óxido nítrico é reduzido a óxido nitroso pela enzima óxido nítrico redutase (Equação 10); e finalmente (d) o óxido nitroso é reduzido a nitrogênio gasoso pela enzima óxido nitroso redutase (Equação 11) (KANEHISA et al., 2017).

3.2.2.3. SND

Diversos estudos mostraram que a nitrificação e a desnitrificação podem ocorrer simultaneamente em um mesmo reator (LONG et al., 2014; ROLLEMBERG et al., 2018). Este processo é conhecido como nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) (do inglês *simultaneous nitrification denitrification* – SND). A presença de diferentes condições redox em um único grânulo, permite a ocorrência simultânea do processo de nitrificação e desnitrificação (SND), mesmo quando a aeração está ativada (COMA et al., 2012; NANCHARAIH; VENKATA MOHAN; LENS, 2016).

A ocorrência simultânea desses processos reduz os gastos com adições de reagentes para ajustes de pH (o processo de desnitrificação produz parte da alcalinidade consumida na nitrificação), além de reduzir o consumo de fonte de carbono (de 22 a 40%), reduzindo em 30%

a produção de lodo, o que acarreta em uma menor necessidade de aeração (menos gastos com energia) (TURK e MAVINIC, 1987; HUANG e TSENG, 2001).

Ju, Huang e Trivedi (2007) resumiram em três os mecanismos responsáveis pelas reações de SND:

(1) Presença de microzonas anóxicas/aeróbias no interior das partículas de lodo: A concentração de OD deve ser suficientemente alta para nitrificação total, mas baixa o suficiente para evitar a penetração de oxigênio muito longe nos grânulos, de modo que uma zona anóxica suficientemente grande dentro da biomassa seja estabelecida para (BEUN; HEIJNEN; VAN LOOSDRECHT, 2001). De acordo com Bengtsson et al. (2018), um fator importante para que isso ocorra é que haja fração significativa da matéria orgânica afluyente facilmente biodegradável armazenada intracelularmente como, por exemplo, polihidroxicarboxilatos (PHA). Esse material vai agir como fonte de carbono e doador de elétrons para desnitrificação que ocorre no interior, parte anóxica dos grânulos. A atividade de nitrificação nas superfícies dos grânulos consome o oxigênio e, assim, o mantém longe das partes internas que são mantidas anóxicas;

(2) Presença de macrozonas anóxicas/aeróbias em bioreatores: Essas zonas são comumente formadas como resultado de mistura não homogênea e aeração, particularmente em biorreatores com aeradores de superfície, onde a concentração de oxigênio dissolvido é alta perto dos aeradores e baixa ou zero longe dos aeradores (VAN HAANDEL; KATO; VON SPERLING, 2009);

(3) Presença de microrganismos capazes de nitrificar e desnitrificar, simultaneamente, em condições aeróbias: Algumas bactérias possuem habilidades em desnitrificar sob circunstâncias inteiramente aeróbias como *Comamonas* (PATUREAU; BERNET; MOLETTA, 1997) e *Citrobacter* (HUANG & TSENG, 2001).

3.2.2.4. *Oxidação anaeróbia da amônia*

O processo de oxidação anaeróbia de amônia, ou simplesmente ANAMMOX (do inglês anaerobic ammonium oxidation), é uma das novas tecnologias para a remoção de nitrogênio. Este processo remove dois poluentes simultaneamente, amônio e nitrito, convertendo-os a nitrogênio gasoso (Zhang et al., 2008). Dentre as vantagens do processo Anammox sobre a tradicional combinação de nitrificação e desnitrificação para tratamento de efluentes, tem-se a menor demanda de oxigênio e nenhum requerimento de fonte externa de carbono orgânico, uma vez que o processo é autotrófico. Dessa forma, o processo é indicado

para efluentes com elevadas concentrações de amônio e com capacidade para substituir completamente o estágio de desnitrificação, economizando metade dos custos de aeração na etapa de nitrificação (FUJII et al., 2002). Além disso, de acordo com Jetten et al. (2005), o sistema Anammox pode reduzir em até 90% o custo operacional quando comparado a sistemas de nitrificação/desnitrificação convencionais. Como desvantagens desse processo, tem-se a baixa velocidade de crescimento das bactérias Anammox, o que prolongaria o início do processo (EGLI et al., 2001). Por outro lado, esta mesma característica seria responsável pela pequena produção de lodo, uma vez que o tempo estimado para a duplicação bacteriana é de 11 dias (JETTEN et al., 2001).

3.2.3. Mecanismos de remoção de fósforo

A remoção de fósforo em estações de tratamentos de efluentes pode ocorrer através de processos físico-químicos ou biológicos. O tratamento físico-químico pode acontecer por meio de adsorção (podendo utilizar caulinita, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio ou óxidos de ferro e quartzo) ou por meio de precipitação (utilizando sais metálicos ou cal hidratada). Ambos os processos demandam gastos com reagentes e produzem lodo químico (CHAO, 2006).

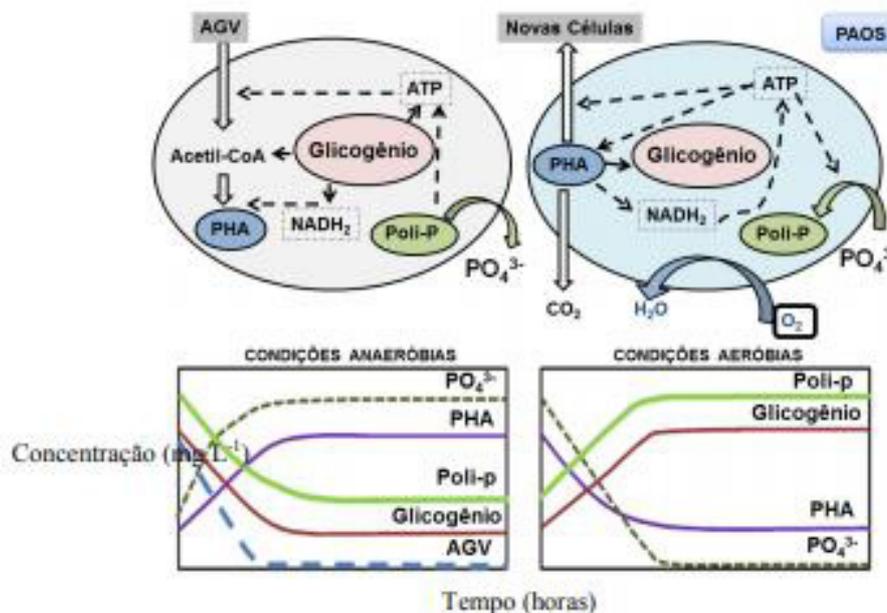
A remoção biológica de fósforo de águas residuárias pode ser realizada pelo processo conhecido como EBPR (*enhanced biological phosphorus removal*). Esse processo é realizado por organismos acumuladores de polifosfatos, também conhecidos como PAO (*polyphosphate-accumulating organisms*). Os PAO são organismos heterotróficos de crescimento lento e seu metabolismo envolve ciclos de formação e consumo de polímeros intracelulares (polifosfatos, glicogênio e polihidroxialcanoatos) sob condições de oxidação-redução alternadas (MINO; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 1998). A seleção dos PAO, ao contrário dos organismos aeróbios e dos organismos heterotróficos ordinários (OHO), requer a alternância de condições anaeróbias e aeróbias ou anóxicas.

Em condições anaeróbias, a matéria orgânica é absorvida por organismos acumuladores de polifosfatos utilizando a glicólise do glicogênio e a clivagem intracelular de polifosfato para conservar energia e acumular reservas intracelulares de polihidroxialcanoatos (PHA), tendo como consequência a liberação do fosfato da célula para o meio. Durante o período aeróbio ou anóxico, os PAO's usam o PHA armazenado para encher piscinas intracelulares de glicogênio e polifosfato, removendo, efetivamente, fosfato de águas residuais (COMA et al., 2012). Um metabolismo semelhante é realizado pelos organismos acumuladores

de glicogênio (GAOs), utilizando o carbono orgânico sem as transformações de fosfato. Considerando que GAOs podem competir com PAOs, sendo potencialmente prejudiciais à remoção de fósforo, mecanismos que garantam o desenvolvimento de PAOs em detrimento dos GAOs estão sendo estudados (MINO; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 1998).

A operação do reator influencia diretamente na seleção apropriada dos PAO frente aos outros organismos heterotróficos, sendo necessário o consumo de praticamente toda a DBO sob condições anaeróbias. Portanto, dependendo da composição do esgoto afluente, a fase anaeróbia deve ser longa o suficiente para permitir a lise e a fermentação dos substratos particulados aos AGV, de modo que permita o consumo completo dos AGV pelos PAO (Figura 5) (Bassin et al. 2012). Mesmo que o escape de matéria orgânica para a fase aeróbia seja impedido, outros organismos, tais como organismos acumuladores de glicogênio, podem competir pelo substrato orgânico disponível com os PAOs (NANCHARAI AH; REDDY, 2018).

Figura 5 – Esquema representativo dos processos envolvidos no metabolismo dos PAOs.

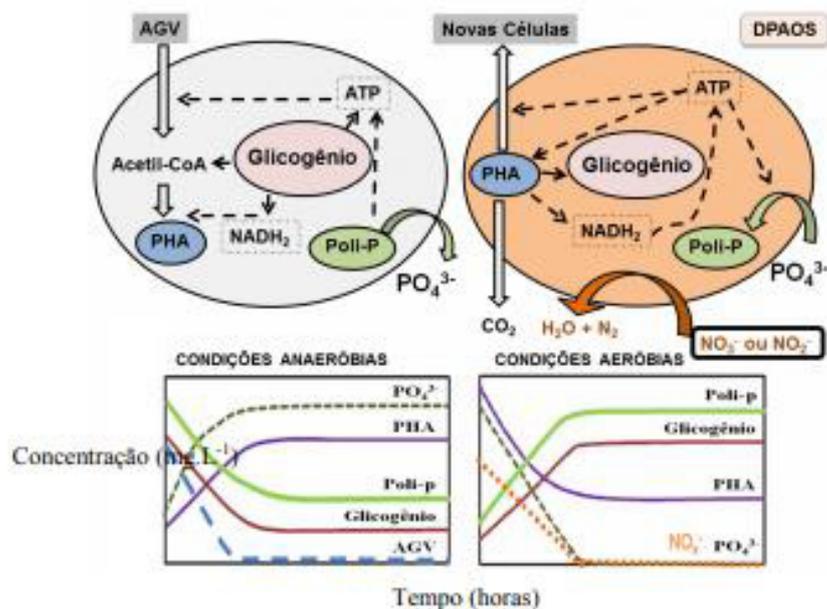


Fonte: Dos Santos (2014)

A remoção biológica do fósforo pode ser combinada com a remoção de nitrogênio quando se aplica aos sistemas com alternâncias de condições anaeróbias e anóxicas. Esses sistemas promovem o crescimento de organismos desnitrificantes acumuladores de polifosfato (DPAO, *denitrifying polyphosphate-accumulating organisms*), capazes de utilizar óxidos de nitrogênio (nitrito ou nitrato) no lugar do oxigênio para o crescimento anóxico e para a assimilação de fosfato. Esse processo é conhecido como desfosfatação desnitrificante, em que

a remoção de fósforo está acoplada à desnitrificação. Além disso, menos lodo é produzido sob condições anóxicas, uma vez que a produção de ATP com nitrato é menor do que aquela obtida com oxigênio como aceptor de elétrons (Figura 6) (METCALF & EDDY, 2003).

Figura 6 – Processos envolvidos no metabolismo dos DPAOs.



Fonte: Dos Santos (2014).

3.3. Aplicação do LGA no tratamento de esgoto sanitário- experiências, performance e estabilidade

A maioria dos estudos sobre grânulos aeróbicos tem sido focada em reatores de laboratório em escala bem controlada com efluentes sintéticos de alta ou média intensidade (CETIN et al., 2018). Os parâmetros operacionais e a experiências adquiridas nesses estudos podem ser aplicáveis à utilização do processo granular aeróbio para o tratamento de efluentes sanitários.

Muito embora a tecnologia de LGA tenha sido exitosa em laboratório, alguns problemas operacionais no cultivo/partida, estrutura e estabilidade, foram observados em escala piloto e escala real (NI et al., 2010; LIU et al., 2010; ISANTA et al., 2012) e escala plena (GIESEN et al., 2013).

Long et al. (2014) demonstraram que a granulação aeróbia pode ser realizada dentro de poucos dias de operação em um reator piloto de LGA. Na sua pesquisa, se obteve a granulação com 18 dias de operação e, no mesmo dia, o IVL₃₀ teve o valor mínimo alcançado de 67,64 mL/g. Dentre suas estratégias, destaca-se a importância da pressão de seleção imposta no reator.

Ni et al. (2009) conseguiu obter a granulação a partir de lodo ativado em um RBS em escala piloto tratando esgotos sanitários diluídos, muito embora o tempo de formação do grânulo tenha sido maior, cerca de 80 dias. Além do elevado tempo para granulação, observou-se que os grânulos formados eram pequenos, com diâmetro médio de 0,3 mm (Ni et al., 2009).

Dessa forma, as Tabelas a seguir apresentam uma revisão detalhada sobre reatores de grânulos aeróbios operados em escalas piloto (Tabela 2) e plena (Tabela 3), de acordo com suas condições operacionais, características do seu afluente e desempenho operacional obtido.

Tabela 2– Estudos de LGA em escala piloto.

Ref.	Tipo de Reator	Tipo de Água Residual	Inóculo	Volume do Reator (L)	H/D	TV (%)	OD (mg/L)	Tempo de Ciclo	IVL ₃₀ /IVL ₁₀	Diam. do Grânulo (µm)	Características das Águas Residuárias	Eficiência de Remoção Alcançada
Liu et al. (2010)	Piloto	40%(esgoto doméstico) e 60%(efluente industrial)	Lodo Ativado	130	5	50	6	4 h	0,9	>200	DQO: 250 -1800 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 39-93 mg/L	DQO: 80% NH ₄ ⁺ -N: 98% NT: 50%
Rocktäschel et al. (2015)	Piloto	Doméstico	ETE com remoção biológica aprimorada de fósforo	4000	2,3	50	6-8	4 h	-	1100	DQO: 319 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 49 mg/L P _{total} : 6,8 mg/L	NH ₄ ⁺ -N: 90% PO ₄ ³⁻ : 70%
Ni et al. (2009)	Piloto	Doméstico	Lodo Ativado	1000	2,5	50-70	-	3 h	0,9	1100	DQO: 35-120 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 10-40 mg/L NT: 12-50 mg/L	DQO: 90% NH ₄ ⁺ -N: 95% NT: 50%
Isanta et al. (2012)	Piloto	Sintético	Lodo Ativado	100	7,2	55	3-6	3 h	-	2400	DQO: 400 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 40 mg/L PO ₄ ³⁻ : 10 mg/L	DQO > 80% NH ₄ ⁺ -N: 90% PO ₄ ³⁻ : 70%
Long et al. (2014)	Piloto	Sintético	75%(Lodo Ativado) e 25%(LGA)	105,46	6,3	60	-	6 h	0,9	1430-2000	DQO: 1600-1800 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 90-100 mg/L NT: 18-20 mg/L	DQO > 92% NH ₄ ⁺ -N > 80% NT > 90%
Cetin et al. (2018)	Piloto	Doméstico	-	28,7	10	60	8,5	6 h	0,9-1,0	220	DQO: 1100±2470 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 52±23 mg/L PO ₄ ³⁻ : 12±5 mg/L	DQO > 80% NH ₄ ⁺ -N: 90% PO ₄ ³⁻ : 70%

Tabela 3– Estudos de LGA em escala plena

Ref.	Tipo de Reator	Tipo de Água Residual	Inóculo	Volum e do Reator (L)	H/D	TV (%)	OD (mg/L)	Tempo de Ciclo	IVL ₃₀ /IVL ₁₀	Diam. do Grânulo (µm)	Características das Águas Residuárias	Eficiência de Remoção Alcançada
Giesen et al. (2013)	Real	Doméstico	Lodo Ativado	-	-	-	-	-	-	-	DQO: 1265 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 75 mg/L P total: 19 mg/L	DQO: 97% NH ₄ ⁺ -N > 98% P total: 82 %
Li et al. (2014)	Real	30%(esgoto doméstico) e 70%(efluent e industrial)	Lodo de Tanque de Sedimentação Aerado	125400	0,09	50-70	-	6 h	-	500	DQO: 56000 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 39-93 mg/L	DQO: 85% NH ₄ ⁺ -N: 95,8% NT: 59,6%
Yang et al. (2015)	Real	30%(esgoto doméstico) e 70%(efluent e industrial)	Lodo de Tanque de Sedimentação Aerado	125400	0,09	50-70	-	6 h	-	500	DQO: 200-700 mg/L NT: 2-4 mg/L P total: 2-4 mg/L	DQO: 88%
Pronk et al. (2015)	Real	Doméstico	-	9.6000	~0,15	65	1,8- 2,5	3-6:30 h	IVL ₃₀ /IVL ₅ 0,7	>1000	DQO: 560 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 39 mg/L NT:49,4 mg/L PO ₄ ³⁻ : 4,4 mg/L P total: 6,7 mg/L	N total > 90% P total > 90%
Bengtsson et al. (2018)	Real	Doméstico	-	100900	-	35	-	4 h	-	-	DQO: 371 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 27 mg/L NT: 36,6 mg/L P total: 4,6 mg/L	-

3.4. Operação e Otimização de Reatores LGA

Novas abordagens operacionais têm sido propostas visando a melhoria do processo de granulação. Dentre estas cita-se o controle da carga orgânica. Como se sabe, a carga orgânica depende: i) da concentração de substrato afluyente ii) do percentual de troca volumétrica iii) da duração do ciclo. De acordo com (ROLLEMBERG et al., 2019), para se manter uma carga orgânica adequada (para a formação e estabilidade dos grânulos) quando o sistema for alimentado com afluyente de baixa concentração, como no caso de esgoto diluído, é necessário ter uma carga hidráulica elevada. Isso pode ser alcançado aplicando-se elevados percentuais de troca volumétrica (entre 50 e 75%) e ciclos de curta duração (em torno de 3 h).

Além da carga hidráulica, também é possível otimizar o ciclo dos reatores LGA, como exemplo cita-se a inserção de fase anaeróbia/anóxica na reação. De acordo com Wilén et al. (2018) se uma fase anaeróbia for introduzida, os PAOs irão absorver matéria orgânica e armazená-la como PHAs. Isso promove ainda mais a proliferação de microrganismos de crescimento lento (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004). He et al. (2018), por meio da configuração das fases dos ciclos Anaeróbia/Aeróbia/Anóxica (A/O/A), avaliaram o período ótimo de aeração para a nitrificação completa e para o acúmulo de fósforo, enquanto o tempo restante para o fechamento do ciclo seria em fase anóxica. A pesquisa mostrou que sua configuração e a redução do período de aeração foram favoráveis à granulação e à melhoria do SNDPR.

O baixo teor de OD é relatado por diversas pesquisas como um fator importante para alcançar um desempenho aprimorado do SND (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004; DOBBELEERS et al., 2017; KISHIDA et al., 2006). Coma et al. (2012) relataram que, para baixas concentrações de nitrito no efluente, ocorreu mais de 50% de SND, sob condições de OD constante de 2,0 mg/L. Dessa forma, a redução do tempo de aeração visando a economia de energia pode melhorar a estabilidade dos grânulos aeróbios. Isso ocorre pois a diminuição do tempo de aeração alivia as forças de cisalhamento, o que é favorável à predominância de bactérias PAOs e AOB.

No âmbito dos processos de SNDPR, tem sido avaliado o impacto do descarte de lodo em RBS cultivando LGA. Zhu (2013) mostrou que, com descarte de 10% do lodo, a remoção de nitrogênio e fósforo aumenta. Nessa mesma perspectiva, Wu (2018) avaliou um método de descarte que melhorasse a razão A/M. O descarte controlado promoveu a formação de grânulos estáveis com melhor capacidade de sedimentação.

Ajustar a razão A/M pode ser uma estratégia de operação tanto para partida/formação como para manutenção dos grânulos formados. Dessa forma, Li, Li e Yu (2011) propuseram valores ideais em diferentes estágios de granulação. Na fase inicial $> 1,1$ g DQO/gSS.d e $< 0,3$ DQO/gSS.d em uma fase posterior. Já Wu et al. (2018) demonstraram que, para uma maior diversidade microbiana e melhores eficiências de remoção, a faixa ideal para os grânulos já formados está entre 0,4 e 0,5 DQO/gSS.d.

As pesquisas mencionadas demonstram a possibilidade de otimização dos ciclos (tempo e intensidade de aeração), velocidade ascensional do ar e descarte do lodo em LGA. No entanto, é necessário relacionar essas otimizações com outros parâmetros, como a relação A/M e COV. Também é necessário entender os impactos dessas alterações na estabilidade do grânulo em longos períodos de operação (ROLLEMBERG et al., 2019b).

4. MATERIAL E MÉTODOS

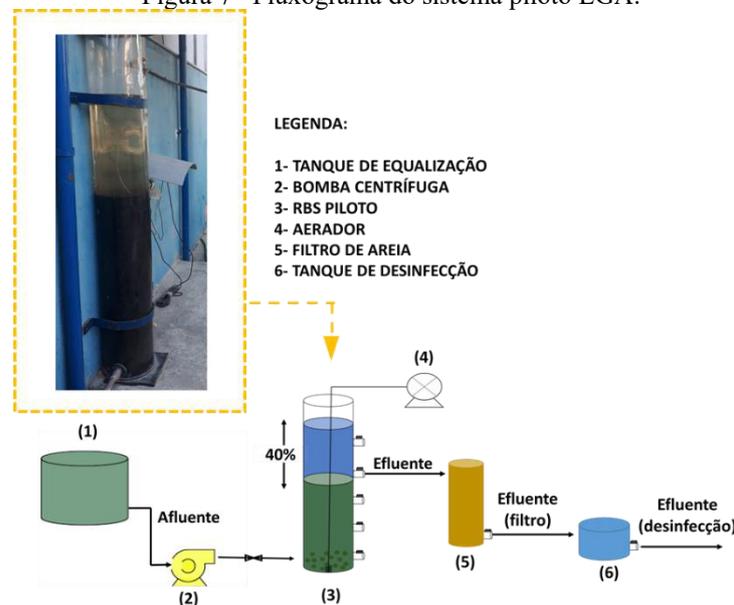
4.1. Sistema Piloto

A pesquisa foi desenvolvida em um Sistema Piloto instalado na Estação de Pré-Condicionamento (EPC) da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), localizada na Av. Leste Oeste em Fortaleza-CE.

Para o cultivo do lodo granular aeróbio (LGA), foi utilizado um reator batelada sequencial (RBS) confeccionado em acrílico com 0,30 m de diâmetro, 2 m de altura, relação altura diâmetro (H/D) 7 e 140 L de volume útil.

O afluente utilizado para o sistema era proveniente de esgoto doméstico, captado do poço de sucção da EPC e enviado para um tanque de armazenamento, de onde era bombeado para o interior do reator nos períodos de enchimento de cada ciclo operacional. A aeração do sistema foi feita utilizando compressores (bomba de ar Yuting modelo ACO-003), que enviava ar comprimido através de pedras porosas instaladas na parte inferior do reator. Os compressores foram operados com uma velocidade superficial de gás de inicial de $3,0 \text{ cm. s}^{-1}$. Partindo da descrição geral do sistema Piloto, a Figura 7 é composta por um fluxograma do processo.

Figura 7– Fluxograma do sistema piloto LGA.



4.2. Inoculação do Reator

O RBS foi inoculado com lodo coletado de um sistema de lodo ativado do tipo carrossel para tratamento de esgoto doméstico localizado em Fortaleza, Ceará, Brasil. Aproximadamente 50 L foram introduzidos no reator, com uma concentração inicial de sólidos

suspensos voláteis (SSV) de aproximadamente 2.500 mg/L e IVL_{30} durante o *start-up* de 185,1 mL/g.

4.3. Operação do Reator

O experimento foi dividido em 4 etapas, que englobavam os seguintes períodos: enchimento, aeração, sedimentação e descarte. Modificou-se a duração do tempo de sedimentação no intuito de selecionar a biomassa granular e de tornar o processo mais estável (ZHANG, 2015), o tempo de sedimentação foi reduzido gradualmente de 55 min (Etapa I – 58 dias), para 45 min (Etapa II – 55 dias), em seguida, para 30 min (Etapa III – 18 dias), e, finalmente, para 15 min (Etapa IV – 18 dias). A fim de manter um ciclo de 6 h, o tempo subtraído foi adicionado ao período de reação aeróbia. Durante o estudo, após aproximadamente 144 dias de operação, durante a Etapa IV, foi realizado alterações nos períodos do RBS i) aumentou-se o período anaeróbio, ii) adicionou-se um período anóxico ao ciclo e iii) reduziu-se aproximadamente 60% da aeração inicial. Além disso, classificou-se 3 fases bem definidas para compreensão dos resultados - Fase I: Após formação do LGA (Iniciou-se ainda durante a Etapa II e teve seu encerramento na Etapa IV); Fase II: Otimização dos períodos nos ciclos; Fase III: Avaliação da aplicação do reuso.

4.4. Monitoramento

O monitoramento e o desenvolvimento das análises foram realizados no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN), localizado no Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará (UFC).

4.4.1. Métodos Analíticos

As análises de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), eram realizadas duas vezes por semana, gordura e condutividade uma vez por semana, conforme metodologia do *Standard Methods* (APHA, 2012). As análises de sólidos e IVL do licor misto, pH e temperatura eram realizadas duas vezes por semana *in loco*; EPS, granulometria e resistência ao final de cada ciclo operacional. Na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** estão especificações dos métodos analíticos adotados para o monitoramento do sistema.

Tabela 4 – Métodos adotados para o monitoramento do sistema.

Parâmetro	Método
DQO	5220-C ^a
DBO	5210 D
pH	4500-H ⁺ -B ^a
Amônia	4500-NH ₃ -C ^a
Nitrito	4110-B ^a
Nitrato	4110-B ^a
Ortofosfato	4110-B ^a
Fósforo total	4500-P-E ^a
IVL ₁₀	2710-D ^a
IVL ₃₀	2710-D ^a
Sólidos totais	2540-B ^a
Sólidos suspensos	2540-D ^a
OD	YSI 5000 m
Polissacarídeo (PS)	Fenol-sulfúrico ^b
Proteína (PN)	Lowry modificado
Granulometria	Xavier (2017) modificado
Resistência	Nor-Anuar et al. (2012) modificado

Nota: a: método descrito em (APHA, 2012); b: Long et al. (2014)

A análise de granulometria foi realizada utilizando três peneiras com abertura de 0,2 mm (ABNT #70), 0,6, mm (ABNT #30) e 1,0 mm (ABNT #18). A porcentagem de grânulos maiores que a abertura da peneira foi calculada pela relação entre a massa de grânulos que passou pela peneira e a massa total da amostra.

A análise de resistência foi realizada utilizando metodologia modificada de Nor-Anuar et al. (2012) em que 1,0 litro de lodo é passado na peneira 0,2 mm (ABNT #70) (diâmetro acima do qual é considerado grânulo). A parcela que ficou retida na peneira é preenchida com mais 1 litro de água e, após, uma alíquota de 50 mL é coletada. A parcela remanescente é submetida a uma agitação de 335 rpm por 10 minutos, passada novamente na peneira de 0,2 mm e coletado 50 mL da amostra que passou pela peneira. Com base nos resultados obtidos, foi calculado o coeficiente de estabilidade (S), de acordo com a Equação 12 (Nor-Anuar et al., 2012). O coeficiente foi dividido em três categorias: muito resistente ($S < 5\%$), resistente (5%

$\leq S \leq 20\%$) e não - resistente ($S > 20\%$). Quanto menor os valores de S (%), maior a estabilidade dos grânulos aeróbios.

$$S = \frac{X'}{X} \times 100 \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

S = Coeficiente de estabilidade (%)

X = Sólidos suspensos totais da amostra de grânulos (g SST/L)

X' = Sólidos suspensos totais do material desprendido (depois do teste) (g SST/L)

A quantidade de EPS foi considerada como a soma das concentrações de PN e PS, e sua extração foi por meio de um método de extração de calor modificado proposto por Yang et al. (2014) e Guimarães. Na extração, 5,0 mL do licor misto era coletado na fase aeróbia, adicionado 5 mL de NaOH 1N, aquecido em banho-maria a 80°C por 30 minutos e colocado em ultrassom por 5 minutos no sonicador. Após a extração a amostra era filtrada e diluída em água Milli-Q. Em seguida, eram realizadas as análises de PS pelo método de fenol-sulfúrico e de PN utilizando o kit de proteína (BCA).

Utilizou-se microscópio eletrônico de varredura (MEV), modelo Inspect S50 – FEI, com resolução nominal de 3 nm para a obtenção de imagens detalhadas da estrutura dos grânulos.

Para o cálculo das eficiências de remoção de DQO e fósforo, foi utilizada a Equação . Para o cálculo dos valores relativos ao balanço de nitrogênio (remoção de nitrogênio, eficiência de nitrificação, eficiência de desnitrificação e frações de nitrogênio), foi utilizada a metodologia conforme Wagner (2015).

$$E = \frac{C_{\text{afluente}} - C_{\text{efluente}}}{C_{\text{afluente}}} \times 100 \quad \text{Equação 13}$$

Onde:

E = Eficiência de Remoção (%)

C_{afluente} = Concentração no afluente (mg/L)

C_{efluente} = Concentração no efluente (mg/L)

4.4.2. *Análise de Ciclo*

A fim de compreender o mecanismo de remoção de matéria orgânica e nutrientes ao longo do ciclo, foi realizada a análise de ciclo. Nesse teste, realizado ao final de cada etapa, as análises de DQO, amônia, nitrito, nitrato e fósforo foram realizadas a cada 30 minutos ao longo de um mesmo ciclo. Além disso, o oxigênio dissolvido (OD) foi medido continuamente para que fosse identificado o ponto de saturação do sistema.

4.4.3. *Métodos estatísticos*

O software computacional *Statgraphics Centurion XV* foi utilizado para a análise estatística dos dados. Aplicou-se a soma do Rank de Mann-Whitney (teste não paramétrico), o qual não requer uma distribuição específica de dados, para comparar o desempenho do reator durante as diferentes etapas experimentais, e a ANOVA de Kruskal-Wallis nos testes de Ranks para comparar o desempenho do reator. Os resultados dos testes foram avaliados de acordo com o valor-p. Se $p \leq 0,05$, a hipótese nula era rejeitada, ou seja, os grupos de dados são considerados estatisticamente diferentes.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização do esgoto sanitário afluente ao reator LGA

Durante todo o período de operação do RBS piloto, as características do afluente bruto de entrada foram avaliadas e estudadas. Na Tabela 4, são apresentados os principais valores de qualidade do afluente. Verifica-se que os parâmetros avaliados apresentaram significativa variação durante o período monitorado. Isso pode ser atribuído ao fato de o trabalho ter sido realizado em circunstâncias de esgoto sanitário real. As variações eram esperadas em virtude da composição da rede de esgotamento sanitário da região, que possui acentuadas contribuições pluviais e passou por manutenções na rede coletora, além de conter altas taxas de infiltração e grandes comprimentos dos sistemas de recalque.

Dessa forma, foi possível classificar esse esgoto de entrada em relação aos valores de concentração de DQO_{total} , apresentados na Tabela 4, que variaram entre 35 e 662 mg/L e obteve valor médio de 461 mg/L. De acordo com Metcalf & Eddy (2013), a água residuária doméstica utilizada durante a pesquisa possuía características de média (508 mg/L) para baixa (339 mg/L) em relação a sua matéria orgânica. Além disso, baseado na concentração de sólidos suspensos totais, nitrogênio total e fósforo total, o esgoto do presente estudo pode ser classificado como de média-baixa concentração de acordo com Metcalf & Eddy (1991).

Tabela 5 – Características das águas residuais domésticas afluente ao sistema.

Parâmetro	Min (mg/L)	Máx (mg/L)	Médio (mg/L)	Carga (kg/dia)
DQO_{total}	35	662	461	0,18
$DQO_{solúvel}$	19	457	172	0,05
DBO_{total}	5	210	148	0,04
Relação DQO/DBO^*	1,3	11	3,2	-
Sólidos Suspensos Totais	97,4	228,3	172,5	0,05
Sólidos Suspensos Voláteis	64,5	131,7	119,2	0,03
Gordura total	1,3	31	11,5	0,003
$N-NH_4^+$	22,5	57,1	36,9	0,01
Nitrogênio total	23,4	70,4	43,0	0,012
$P-PO_4^{3-}$ (dissolvido)	0,05	10,2	4,8	0,001
Fósforo total	0,1	11,6	5,1	0,001

* adimensional

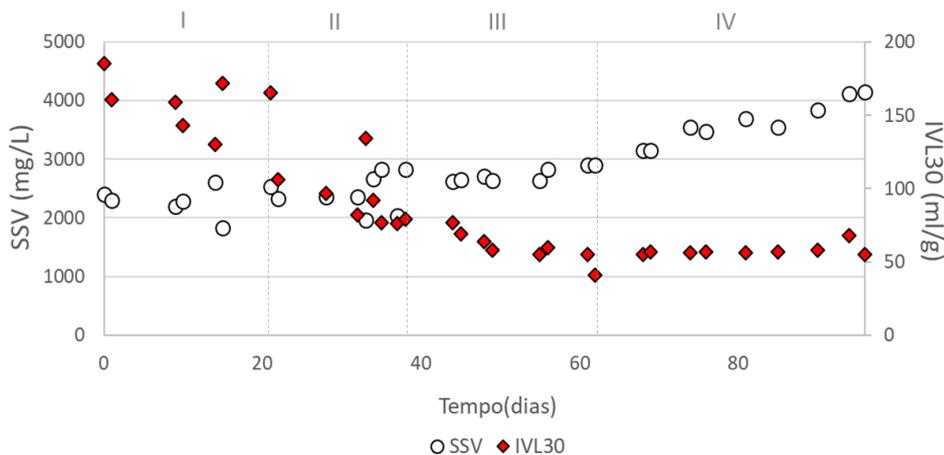
Como comparação aos dados mostrados na Tabela 4, podemos citar os estudos de Bengtsson et al. (2018) que analisaram o efluente doméstico na Suécia, verificou concentrações médias de: DQO : 371 mg/L; $N-NH_4^+$: 27 mg/L; NT : 36,6 mg/L; PT : 4,6 mg/L. Pronk et al. (2015) utilizaram o efluente da planta de lodo granulado Nereda® em Garmerwolde na Holanda

e obtiveram valores de DQO: 560 mg/L; N- NH_4^+ : 39 mg/L; NT: 49,4 mg/L; PO_4^{3-} : 4,4 mg/L; P T: 6,7 mg/L. Além disso, Oliveira e Von Sperling (2005) avaliaram o afluente de algumas ETEs em Minas Gerais e São Paulo, verificaram concentrações médias mais elevadas que as apresentadas no estudo: $\text{DQO}_{\text{total}}$ de $947,2 \pm 325,5$ mg/L, N-NTK de $63,0 \pm 16,9$ mg/L e P-PO_4^{3-} de $7,67 \pm 2,7$ mg/L.

5.2. Formação do Lodo Granular Aeróbio

Após a inoculação do reator, durante a etapa I, a concentração inicial de SSV era de 2400 mg/L (Figura 8). Devido ao tempo de sedimentação inicial de 55 min, não se observou uma elevada perda de sólidos na partida, diferentemente do ocorrido em outros trabalhos em escala de laboratório (ROLLEMBERG et al., 2019b). A estratégia de utilizar tempo de sedimentação acima de 30 min em reatores LGA tratando esgoto doméstico tem sido utilizada em alguns trabalhos (LI et al., 2014; PRONK et al., 2015) visando a redução da lavagem dos sólidos. Ao longo da primeira etapa não foi observada um aumento considerável na concentração de SSV no reator, possivelmente pelo aporte de óleo e gorduras no reator que ocasionou perda de sólidos e instabilidade no sistema. Ao ser constatado o problema, foi instalado um sistema para redução do aporte de gorduras (32^a dia), o que resultou em uma significativa melhora na concentração de biomassa no reator, alcançando concentrações de 2830 mg/L no período final da etapa II.

A redução pausada no tempo de sedimentação foi outra importante estratégia utilizada nesse trabalho. Conforme observado, não houve perdas de significativas de biomassa e mesmo com tempos de sedimentação acima de 15 min, foi observado boa sedimentabilidade na biomassa, de modo que o valor médio de IVL_{30} foi próximo a 60mL/g no ciclo III em diante. Alguns artigos têm considerado o tempo de sedimentação como o fator mais importante para a granulação aeróbia (Ni et al. 2009), pois é uma das principais pressões de seleção utilizada para reter os agregados microbianos com boa capacidade de sedimentação e remover o excesso de flocos do biorreator. Qin et al. (2004) indicaram que o lodo granular dificilmente se desenvolve quando o tempo de sedimentação for superior a 15 min. Todavia nesse trabalho foi mostrado, assim como em outros estudos (PRONK et al., 2015; VAN DIJK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2018), que é possível obter a granulação em maiores tempos de sedimentação, especialmente quando se trata de esgoto doméstico (com elevada variação de carga orgânica) onde baixos tempos de sedimentação podem ocasionar a total perda da biomassa em épocas de instabilidade no reator devido à maior pressão de seleção.

Figura 8 – SSV e IVL₃₀ no período de formação dos grânulos.

Por meio da Figura 9 pode-se perceber que a formação dos grânulos esteve completa no início da etapa III, após o 35º dia, uma vez que de Kreuk; PronK; van Loosdrecht (2005) afirmaram que o processo de granulação só estará concluído quando a quantidade de grânulos, ou seja, biomassa com diâmetro superior a 0,2mm, corresponder a 80% dos sólidos presentes no reator. Partidas mais lentas também foram verificadas nas ETEs Garmerwolde (Holanda) (PRONK et al., 2015) e Deodoro (ROBERTI, 2018), com cerca de cinco meses para completa granulação e estabilidade. Tratando-se de efluentes reais, a presença de material particulado, óleos e gorduras, podem impactar diretamente nesse contexto (WAGNER et al., 2015). Já em escala de laboratório os grânulos são usualmente desenvolvidos em um período de tempo mais curto (9-20 dias), uma vez que são os sistemas são melhores controlados e possuem efluentes sintéticos com concentração moderada ou elevada (CHEN et al., 2008; TAY; JIANG; TAY, 2004).

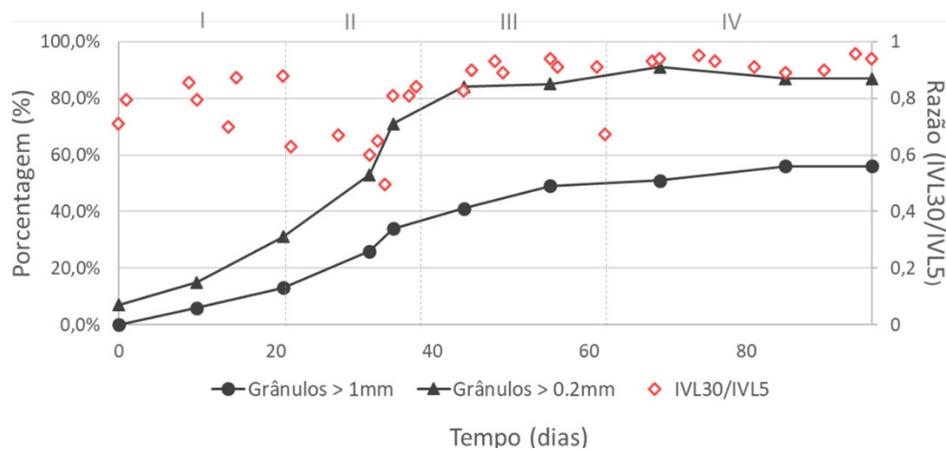
Apesar disso, após a biomassa se tornar granular, a porcentagem de grânulos maiores que 1mm se manteve em torno de 50% e seu valor médio foi de 0,6 mm. Valores inferiores a 1mm são comuns em alguns reatores que tratam esgoto doméstico (CYDZIK-KWIATKOWSKA et al., 2018; LI et al., 2014; YANG et al., 2016) com carga orgânica baixa, como no reator estudado, ou mesmo os que apresentam variações acentuadas que DQO afluente.

No decorrer do período III a concentração de SSV não teve grandes variações, com valores entre 2620 mg/L e 2908 mg/L. A estabilidade foi alcançada com 48 dias de operação, ainda no decorrer da etapa III. Notou-se uma redução no tempo de sedimentação até que alcançasse a estabilidade, de modo que o valor do IVL₃₀ diminuiu de 77 mL/g para

aproximadamente 50 mL/g e se manteve estável no ciclo seguinte com um valor médio de 57 mL/g. Ainda nesse mesmo período, obteve-se uma relação IVL_{30}/IVL_5 média de 0,9.

Durante o etapaIV ocorreu um aumento dos SSV, atingindo valores em torno de 4100 mg/L. Tendo em vista os valores verificados por Pronk et al. (2015) e Li et al. (2014) de SSV respectivamente de 8000-9000 mg/L e 5400 mg/L, pode-se afirmar que ocorreu uma boa concentração de SSV no reator apesar da baixa carga orgânica. Os grânulos maduros permaneceram estáveis sem que houvesse desintegração.

Figura 9 – Granulometria e Razão (IVL_{30}/IVL_5) durante período de formação dos grânulos.



5.3. Propriedades da Biomassa Granular

Na Figura 10, apresenta-se a morfologia dos grânulos no período após sua estabilização. Na amostra, são visíveis grânulos formados e alguns em desenvolvimento. É extremamente positivo que as características de lodo granular já estivessem presentes no reator após somente 2 meses de partida do sistema, especialmente considerando as baixas concentrações de matéria orgânica do afluente, cuja DQO foi, em média, 461 mg/L.

Uma maior carga orgânica disponível para o processo provavelmente ajudaria no desenvolvimento dos grânulos em maior tamanho e em maior quantidade. Liu e Tay (2004) afirmam que o processo de granulação aeróbia é afetado por diversos parâmetros operacionais, entre eles, a composição/concentração do substrato de alimentação do reator.

Figura 10 – Grânulos maduros obtidos do reator LGA operado em escala piloto.



Em média, 58% dos grânulos dentro do reator mantiveram-se maiores que 1mm. Seu aspecto era compacto, com superfície lisa e coloração castanho-cinza (Tabela 6). Sarma et al. (2017) afirmam que grânulos microbianos podem apresentar-se de diferentes cores, sendo na maior parte amarelo ou castanho-amarelado.

Tabela 6 – Características dos grânulos obtidos do reator LGA operado em escala piloto.

Características	Valores
MLVSS (g/L)	3,7 ± 1,9
IVL ₃₀ /IVL ₅	~ 0,9
SST > 1mm (%)	58,1 ± 22,3
Diâmetro médio (mm)	0,9
Indicador de Estabilidade (%)	56,2 ± 8,3
TRC (d)	8 – 25
PS (mg/L)	118,2 ± 15,9
PN (mg/L)	230,8 ± 13,5
PN/PS	1,9
Velocidade de Sedimentação (m/h)	15,7 ± 5,1
Cor	Castanho-Cinza

As características dos grânulos formados durante o período de maturação são apresentadas na Tabela 6. Os grânulos crescidos com esgoto doméstico no reator piloto possuíam velocidade de sedimentação de 15,7 ± 5,1 m/h e relação IVL₃₀/IVL₅ de 0,9. O comportamento de sólidos suspensos voláteis no reator foi em média 3,7 gSSV/L.

As substâncias poliméricas extracelulares (EPS) são biopolímeros constituídas por polissacarídeos, proteínas e outras substâncias, que atuam como uma "cola biológica" para formação e estabilidade de grânulos (ROLLEMBERG et al., 2018).

Em geral, a PN é a substância mais abundante no EPS de grânulos aeróbios para uma boa formação e estabilidade a longo prazo. Portanto, além da concentração de PN é importante avaliar a relação PN/PS para se ter uma ideia da predominância exopolissacarídeos (PS) ou exoproteínas (PN). Na presente pesquisa o valor médio da relação PN/PS foi de 1,9, enquanto que os valores de PS e PN variaram, respectivamente, em torno de $118,2 \pm 15,9$ mg/L e $230,8 \pm 13,5$ mg/L.

A resistência dos grânulos aeróbios é apresentada por meio do coeficiente de estabilidade (S) e a porcentagem de alteração no diâmetro dos grânulos antes e após o teste de cisalhamento. Quanto mais baixos os valores de S (%), maior a estabilidade dos grânulos aeróbios (NOR-ANUAR et al., 2012). O valor médio obtido foi de 56,2%.

O tempo de retenção celular (TRC) ou idade de lodo foi calculado de acordo com o teor de sólidos suspensos do licor misto no reator e com os sólidos em suspensão no efluente (Wosman et al., 2016). No trabalho de Cetin et al. (2018) obtiveram-se valores entre $6 \pm 5,5$ dias e $6,5 \pm 3$ dias em um reator piloto alimentado com esgoto doméstico. Já no sistema estudado, o valor médio após sua formação variou de 8 a 25 dias. Uma vez que se pretende priorizar algumas bactérias de crescimento lento, o elevado valor de TRC obtido foi um fator decisivo nesse processo.

5.4. Performance dos Grânulos

Um resumo das concentrações de matéria orgânica e nutrientes afluentes e efluentes durante a fase operacional I, juntamente com as eficiências de remoção respectivas são apresentados na Tabela 7. Por se tratar de esgoto doméstico, são verificadas grandes variações das concentrações afluentes.

Tabela 7 – Desempenho médio do RBS durante a Fase I.

Parâmetros	Fase I
DQO _{afluente} (mg/L)	444 ± 70
DQO _{efluente} (mg/L)	42 ± 39
Remoção de DQO (%)	89 ± 6
DBO _{afluente} (mg/L)	141 ± 21
DBO _{efluente} (mg/L)	11 ± 7
Remoção de DBO (%)	93 ± 5
N-NH ₄ ⁺ _{afluente} (mg/L)	45 ± 6
N-NH ₄ ⁺ _{efluente} (mg/L)	7 ± 7

N-NO ₂ ⁻ efluente (mg/L)	18 ± 8
N-NO ₃ ⁻ efluente (mg/L)	7 ± 3
Remoção de NT (%)	56 ± 15
P-PO ₄ ³⁻ afluente (mg/L)	5 ± 2
P-PO ₄ ³⁻ efluente (mg/L)	2 ± 1
Remoção de PT (%)	71 ± 20

A avaliação do comportamento do reator em relação a matéria orgânica foi realizada através do monitoramento dos parâmetros DQO e DBO. A relação DQO/DBO indica a biodegradabilidade do esgoto e auxilia na escolha do tipo de tratamento a ser adotado. Avaliando a relação DQO/DBO afluente, obteve-se valor médio de 3,15. Segundo Scottá (2015) o valor da relação para esgotos domésticos varia entre 1,5 e 2,5 para que haja uma fração biodegradável elevada, sendo aconselhável o tratamento biológico. Valores entre 2,5 e 3,5 indicam biodegradabilidade baixa e devem ser feitos estudos para se verificar a viabilidade do tratamento biológico. (VON SPERLING, 2005). João e Pessoa (2014) relatam que essa relação no esgoto doméstico varia à medida que o esgoto passa pelas etapas de tratamento dentro da ETE, pois a matéria biodegradável vai sendo degradada enquanto a fração inerte permanece praticamente inalterada.

Nessas condições, as eficiências médias de remoção DQO e DBO foram superiores a 80% e 85%, respectivamente, e se mantiveram estáveis mesmo com a grande variação das concentrações de matéria orgânica na entrada, que apresentaram valores mínimos e máximos de 35 mg/L e 662 mg/L, respectivamente.

Liu et al. (2010) obtiveram remoções de DQO semelhantes a este estudo. Os pesquisadores utilizaram RBS piloto com esgoto sanitário (40% doméstico e 60% industrial, com DQO variando de 25-1800 mg/L) e obtiveram remoção de 80%, com ciclos de 4 h.

Ressalta-se que vários trabalhos envolvendo LGA têm apresentado altas eficiências de remoção de DQO (> 80%). Su et al. (2012) tratando esgoto sanitário em RBS piloto obtiveram remoções média de 92% em ciclos de 4 h. Ni et al. (2009) obtiveram remoções 90% tratando esgoto doméstico diluído (DQO afluente entre 95-200 mg/L) em RBS com ciclos de 4 h, reduzido posteriormente para 3 h após 80 dias do *start up*.

O N-NH₄⁺ nas águas residuais pode ser oxidado em N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ por bactérias nitrificantes, o processo é uma reação em cadeia: o N-NH₄⁺ é primeiramente oxidado em N-NO₂⁻ por bactérias AOB, então, o N-NO₂⁻ é oxidado em N-NO₃⁻ por bactérias NOB. Finalmente, o N-NO₃⁻ ou o N-NO₂⁻ são desnitrificados em N₂, que é liberado na atmosfera por bactérias desnitrificantes. A taxa de remoção de N-NH₄⁺ alcançou valores superiores a 80% com,

aproximadamente, 20 dias de operação, e manteve-se superior a 90% após a estabilização, alcançando bons índices de nitrificação. Em relação à remoção total de nitrogênio (TN), foram observados valores médios acima de 50% após a estabilização. Esse dado está atrelado a concentração média de NO_2^- e N-NO_3^- , que foram 18 e 7 mg/L, respectivamente, e indica que durante essa fase ocorreu o acúmulo de nitrito e nitrato no efluente.

Observou-se que na fase inicial que o mecanismo de NDS foi prejudicado, isso provavelmente estava relacionado ao tamanho relativamente pequeno dos grânulos no início do processo. Resultado similar foi apresentado por Pronk et al. (2015), tratando esgoto doméstico com DQO de 506 mg/L. Os autores apenas observaram o mecanismo de NDS quando os grânulos apresentaram tamanho superior a 1.0 mm.

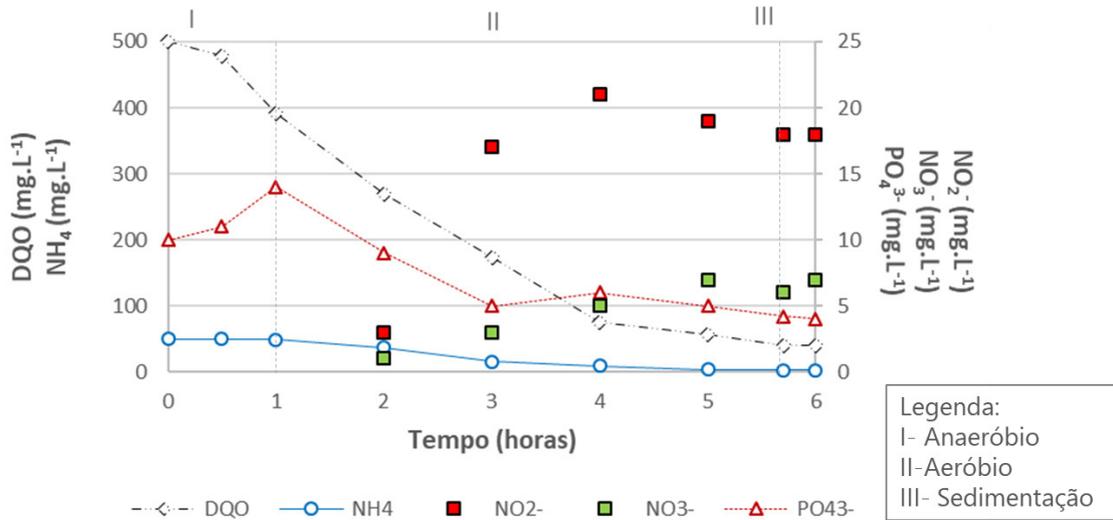
Com relação à remoção de fósforo, observou-se que apesar da baixa concentração de fosfato no afluente (5 mg/L), pode-se observar que o crescimento de bactérias PAOs e DPAOs não foi limitada, já que a remoção de fósforo foi de 71%. Muitos trabalhos na literatura envolvendo granulação aeróbia em esgoto real não relatam as remoções de fósforo, por não serem, muitas vezes, eficientes devido à baixa carga afluente. Os poucos trabalhos onde a informação é revelada em reatores de escala real apontam altas remoções, geralmente superiores a 80% (GIELSEN et al., 2013; PRONK et al., 2015). No entanto, as remoções obtidas por esta pesquisa foram similares a encontrada por Cetin et al. (2018), Isanta et al. (2012) e Rocktäschel et al. (2015) que estudaram reatores pilotos com eficiência de 70 % para remoção de PO_4^{3-} .

De maneira geral, a diminuição do tempo de sedimentação não afetou o desempenho do reator, em termos de DQO, DBO, NT e PO_4^{3-} , tendo em vista que a eficiência de remoção dessas variáveis permaneceu praticamente constante ao longo da Fase I.

5.5. Otimização do ciclo

Após a formação da biomassa, realizou-se a otimização do reator. Para isso, alguns testes em bateladas foram feitos a fim de entender as reações ocorridas ao longo do ciclo. Conforme apresentado no item anterior (5.4), a remoção de nitrogênio total estava afetada devido ao acúmulo de nitrito e nitrato. Além do problema de performance, também pode-se citar o excessivo consumo energético, uma vez que a aeração inicial estava próxima a 5,0 L/s, sem o devido controle de OD. Os processos ocorridos no reator antes das otimizações realizadas estão mostradas na Figura 11 (análise de ciclo utilizado ao longo do processo de formação da biomassa).

Figura 11– Perfil temporal do ciclo durante a Fase I.



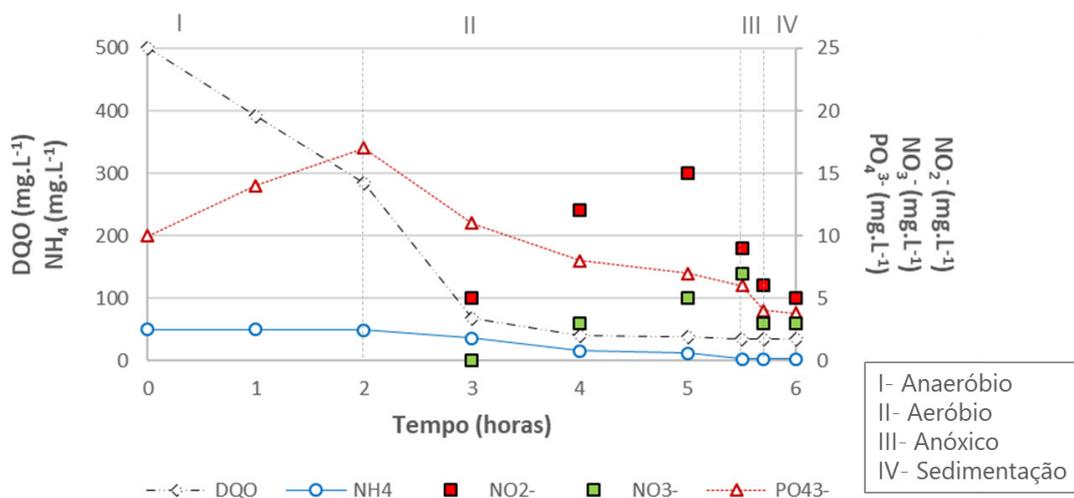
Conforme observado, parte da DQO era consumida no período anaeróbio simultaneamente à liberação de fósforo, atingindo concentração de ortofosfato de 4 mg/L. Wilén et al. (2018), em seus estudos, afirmam que, durante esse período anaeróbio, a DQO, na forma de AGV, pode ser utilizada pelos PAO para aumentar suas reservas de PHA nas células, causando aumento de fosfato no reator.

Já no período aeróbio, observou-se a nitrificação e a desnitrificação com considerável acúmulo de nitrito e nitrato. Além disso, também ocorreu a oxidação da matéria orgânica, possivelmente, por OHO, e o acúmulo do fosfato liberado anteriormente, durante o período anaeróbio, indicando ocorrência do processo EBPR.

O perfil indicou fases bem definidas (anaeróbia-aeróbia) e resultou em eficiências de remoção de 89%, 56% e 71% de DQO, NT e P-PO₄, como relatado no item 5.4.

Visando a otimização do reator, foi feita a redução da aeração, buscando manter a concentração de OD entre 1 a 3 mg/L. Além disso, também foi adicionado uma fase anóxica de 10 minutos após a fase aeróbia. Essa mudança promoveu uma configuração das fases dos ciclos (anaeróbia-aeróbia-anóxica) diferente da anterior relatada, apresentando um novo perfil temporal do reator. A figura 12 mostra o monitoramento durante a Fase II após a otimização da aeração. O perfil citado ocorreu aos 140 dias de operação.

Figura 12– Perfil temporal do ciclo durante a Fase II.



O período inicial foi semelhante à Fase I, no entanto, nessa nova configuração, a liberação de fosfato ocorreu em um maior período de tempo. Após 2 h, iniciou-se o sequestro de PO_4^{3-} e a oxidação da amônia no reator. A oxidação completa da amônia ocorreu por volta de 330 min de ciclo. Durante o período anóxico, as bactérias acumuladoras de fósforo promoveram uma pequena liberação de fósforo, o que não interferiu na melhoria do SNDPR. As concentrações finais de nitrito, nitrato e fósforo foram de 5, 3 e 3,8 mg/L. Como resultado das alterações mencionadas alcançou-se eficiências médias de DQO de 95,2%, NH_4 de 97,4% e P-PO_4^{3-} 88,5% (Tabela 8).

Tabela 8 – Quadro-Resumo do Reator Piloto LGA após otimização do ciclo.

Parâmetro	Mínimo	Médio	Máximo
$\text{DQO}_{\text{afluente}}$	35 mg/L	461 mg/L	662 mg/L
$\text{DQO}_{\text{efluente}}$	<5 mg/L	34 mg/L	126 mg/L
% Remoção DQO	40,8%	95,2%	99,6%
NH_4^+ afluente	22,5 mg/L	47,0 mg/L	57,1 mg/L
NH_4^+ efluente	< 1 mg/L	3,3 mg/L	34,9 mg/L
% Remoção NH_4^+	7,8%	97,4%	99,9%
P-PO_4^{3-} afluente	0,05 mg/L	4,8 mg/L	10,2 mg/L
P-PO_4^{3-} efluente	0 mg/L	0,6 mg/L	3,7 mg/L
% Remoção P-PO_4^{3-}	5,8%	88,5 %	99,9%
Óleos & Graxas afluente	1,3 mg/L	11,5 mg/L	31,9 mg/L
[SSV] reator	1,9 g/L	4,6 g/L	5,1 g/L
Relação DQO/DBO	1,3	3,2	16
% grânulos >1mm	-	79,4%	83,5%
Tempo granulação	-	40 dias	-

5.6. Atendimento aos Padrões Ambientais

Com intuito de melhorar a qualidade do efluente final (Figura 13), optou-se por um pós-tratamento utilizando filtro de areia e tanque de desinfecção de modo a promover o reúso interno na EPC.

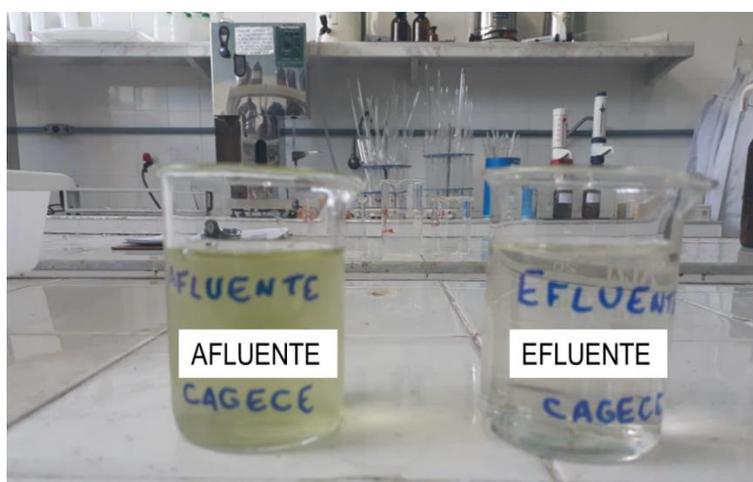
Os resultados médios alcançados após a implantação do filtro de areia e tanque de desinfecção atenderam completamente aos limites estabelecidos na legislação ambiental referente a reúso urbano (COEMA 02/2017) e lançamento (CONAMA 430/2011; COEMA 02/2017) (Tabela 9).

Tabela 9 – Qualidade da água após filtração.

Parâmetro	Máximo	Média	Valor máximo permitido (VMP)
DQOtotal (mg/L)	48	27	-
DBOtotal (mg/L)	31	16	< 120 ⁽²⁾
SST (mg/L)	29	12	< 100 ⁽²⁾
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	9,5	3,8	< 20 ⁽¹⁾
N- NO ₂ ⁻ (mg/L)	4,1	0,9	-
N- NO ₃ ⁻ (mg/L)	3,7	0,5	-
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	1,6	0,5	-
Condutividade elétrica (µS/cm)	859	667	< 3.000 ⁽²⁾
Colif. Termotolerantes (NMP/100mL)	6253	2794	< 5000 ⁽²⁾
Sulfeto (mg/L)	1,0	0,7	1 ⁽¹⁾
Turbidez	2,3	< 1,0	-
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	0,9	0,6	1 ⁽²⁾
Temperatura (°C)	32,9	29	<40 ⁽²⁾
Ph	8	7	6,0 - 8,5 ⁽²⁾

CONAMA 430/2011⁽¹⁾; COEMA 02/2017 ⁽²⁾

Figura 13 – Afluente e Efluente do reator piloto LGA



6 CONCLUSÃO

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desenvolvimento dos grânulos aeróbios e o desempenho para remoção da matéria carbonácea, do nitrogênio e do fósforo do esgoto sanitário, em reator piloto operado em bateladas sequenciais. A estratégia utilizada permitiu o cultivo e manutenção dos grânulos ao longo do período operacional. Com base nos resultados obtidos, têm-se as seguintes conclusões:

- Foi possível a obtenção de grânulos aeróbios a partir do lodo flocular após 60 dias de operação com tempo de sedimentação inicial de 55 min e redução progressiva até 15 min. Ao final do experimento, em média, 58% dos grânulos formados mantiveram-se maiores que 1 mm, diâmetro médio de 0,9 mm, com aspecto compacto, superfície lisa e coloração marrom-cinza.
- Foram obtidas após otimização do ciclo remoções médias de DQO de 95,2%, NH_4^+ de 97,4% e PO_4^{3-} de 88,5%.
- Um sistema totalmente granular pode reduzir o consumo energético por meio da redução da aeração, mantendo um bom desempenho operacional.
- Aplicando um pós-tratamento, o sistema estudado atendeu completamente aos limites estabelecidos na legislação (CONAMA 430/2011 e COEMA 02/2017)
- Para aplicação da tecnologia LGA, é extremamente importante compreender a dinâmica de operação e as variáveis de processo do reator para se adequar às características do esgoto tratado.

Tendo em vista as constatações mencionadas, recomenda-se para as futuras pesquisas estudar a recuperação de recursos por meio do lodo granular oriundo do esgoto sanitário, visto que um dos principais problemas em estações de tratamento de efluentes é o custo de implantação e operação desses sistemas, portanto a recuperação de recursos poderia minimizar tais custos viabilizando a referida rota de tratamento.

REFERÊNCIAS

- ADAV, S. S. et al. Aerobic granular sludge: Recent advances. **Biotechnology Advances**, v. 26, n. 5, p. 411–423, 2008.
- AGENCY, U. S. E. P. **Nutrient control design manual**. [s.l.: s.n.].
- ANTONIOU, P. et al. Effect of temperature and ph on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. **Water Research**, v. 24, n. 1, p. 97–101, 1990.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington, DC, EUA.: American Public Health Association, 2005.
- ARROJO, B. et al. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. **Water Research**, v. 38, n. 14–15, p. 3389–3399, 2004.
- BASSIN, J. P. Aerobic Granular Sludge. In: INTERCIÊNCIA (Ed.). . **Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment: Emerging, Consolidated Technologies and Introduction to Molecular Techniques**. Rio de Janeiro: [s.n.].
- BASSIN, J. P. et al. Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. **Water Research**, v. 46, n. 12, p. 3805–3816, 2012.
- BASSIN, J. P. .; DEZOTTI, M. .; SANT’ANNA JR, G. L. New nitrogen removal process. In: **Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment: Emerging, Consolidated Technologies and Introduction to Molecular Techniques**. [s.l.] Interciência, 2011.
- BENGTSSON, S. et al. A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 33, p. 1–10, 2018.
- BEUN, J. et al. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Water Res**, v. 33, p. 2283–2290, 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, 2001.
- BEUN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. . Aerobic granulation in a

sequencing batch airlift reactor. **Water Res**, v. 36, p. 702–712, 2002.

BRASIL. RESOLUÇÃO N 430, D. 13 D. M. D. 2011. **Condições e padrões de lançamento de efluentes** Brasil, 2011.

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, 2018.

CHAO, I. R. S. Remoção De Fósforo De Efluentes De Estações De Tratamento Biológico De Esgotos Utilizando Lodo De Estação De Tratamento De Água. **Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – USP, São Paulo, 2006**, p. 157, 2006.

CHEN, C. et al. Biological breakdown of denitrifying sulfide removal process in high-rate expanded granular bed reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 81, n. 4, p. 765–770, 2008.

CHEN, F. YUAN et al. Operational strategies for nitrogen removal in granular sequencing batch reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 189, n. 1–2, p. 342–348, 2011.

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

CUERVO-LÓPEZ, F. et al. Principles of denitrifying processes. In: CERVANTES (Ed.). . **Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution: Principles and Engineering**. London: IWA Publishing, 2009. p. 41–65.

CYDZIK-KWIATKOWSKA, A. et al. Treatment efficiency and characteristics of biomass in a full-scale wastewater treatment plant with aerobic granular sludge. **Journal of Ecological Engineering**, v. 19, n. 4, p. 95–102, 2018.

DANGCONG, P. et al. Aerobic granular sludge - A case report. **Water Research**, v. 33, n. 3, p. 890–893, 1999.

DE KREUK, M. K. et al. **Aerobic granular sludge**. IWA Publishing. **Anais...**London: 2005

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, 2005.

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, 2004.

DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Formation of aerobic granules with domestic sewage. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 6, p. 694–697, 2006.

DOBBELEERS, T. et al. Aeration control strategies to stimulate simultaneous nitrification-denitrification via nitrite during the formation of aerobic granular sludge. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 101, n. 17, p. 6829–6839, 2017.

DOS SANTOS, A. B. (Org.) *Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. Fortaleza: Imprece. 2019.

EGLI, K. et al. Enrichment and characterization of an Anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate. **Archives of Microbiology**, v. 175, n. 3, p. 198–207, 2001.

FERNANDES, F.; SOUZA, S. . Estabilização de lodo de esgoto. In: **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 29–55.

FIGUEROA, M. et al. **Nitrogen removal in aerobic granular systems**. (CERVANTES, Ed.)IWA Publishing. **Anais...**London: 2009

FUJII, T. et al. Characterization of the microbial community in an anaerobic ammonium-oxidizing biofilm cultured on a nonwoven biomass carrier. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 94, n. 5, p. 412–418, 2002.

GAO, D. et al. Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 1, p. 320–327, 2011.

GERARDI, M. H. **Wastewater microbiology: nitrification and denitrification in the activated sludge process**. New York: [s.n.].

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, 2013.

GONZALEZ-GIL, G.; HOLLIGER, C. Dynamics of Microbial Community Structure of and Enhanced Biological Phosphorus Removal by Aerobic Granules Cultivated on Propionate or Acetate □. v. 77, n. 22, p. 8041–8051, 2011.

HE, Q. et al. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in aerobic granular sequencing batch reactor with mixed carbon sources: reactor performance, extracellular polymeric substances and microbial successions. **Chem. Eng. J.**, 331 (2018), pp. 841-849, 2018.

HAO, W. et al. The biological effect of metal ions on the granulation of aerobic granular activated sludge. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 44, p. 252–259, 2016.

HUANG, H. K.; TSENG, S. K. Nitrate reduction by *Citrobacter diversus* under aerobic environment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 55, n. 1, p. 90–94, 2001.

ISANTA, E. et al. Long term operation of a granular sequencing batch reactor at pilot scale treating a low-strength wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 198–199, p. 163–170, 2012.

JETTEN, M. S. M. et al. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('Anammox') process. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 12, n. 3, p. 283–288, 2001.

JETTEN, M. S. M. et al. 1994-2004: 10 Years of research on the anaerobic oxidation of ammonium. **Biochemical Society Transactions**, v. 33, n. 1, p. 119–123, 2005.

JIANG, H. L. et al. Ca²⁺ augmentation for enhancement of aerobically grown microbial granules in sludge blanket reactors. **Biotechnology Letters**, v. 25, n. 2, p. 95–99, 2003.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2014.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4th. ed. Rio de Janeiro: [s.n.].

JU, L.-K.; HUANG, L.; TRIVEDI, H. Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal in Single-Tank Low-Dissolved-Oxygen Systems Under Cyclic Aeration. **Water Environment Research**, v. 79, n. 8, p. 912–920, 2007.

JUANG, Y. C. et al. Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: Precipitating calcium and iron salts in granular interiors. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 21, p. 8051–8057, 2010.

KENT, T. R.; BOTT, C. B.; WANG, Z. W. State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 4, p. 1139–1166, 2018.

KISHIDA, N. et al. Anaerobic/oxic/anoxic granular sludge process as an effective nutrient removal process utilizing denitrifying polyphosphate-accumulating organisms. **Water Research**, v. 40, n. 12, p. 2303–2310, 2006.

KÖNNEKE, M. et al. Isolation of an autotrophic ammonia-oxidizing marine archaeon. **Nature**, v. 437, n. 7058, p. 543–546, 2005.

LEMAIRE, R. et al. Microbial distribution of *Accumulibacter* spp. and *Competibacter* spp. in aerobic granules from a lab-scale biological nutrient removal system. **Environmental Microbiology**, v. 10, n. 2, p. 354–363, 2008.

LI, A. J.; LI, X. Y.; YU, H. Q. 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, 2011.

LI, J. et al. Morphological and structural characteristics of aerobic granulation. **Journal of Chemical Tech & Bioth**, v. 81, n. 5, p. 823–830, 2006.

LI, J. et al. Aerobic sludge granulation in a full-scale sequencing batch reactor. **BioMed Research International**, v. 2014, 2014.

LI, X. M. et al. **Simultaneous phosphorus and nitrogen removal by aerobic granular sludge in single SBR system**. IWA Publishing. **Anais...**2005

LIN, Y. M.; LIU, Y.; TAY, J. H. Development and characteristics of phosphorus-accumulating microbial granules in sequencing batch reactors. **Applied Microbiology and Biotechnology**,

v. 62, n. 4, p. 430–435, 2003.

LIU, Q. S.; TAY, J. H.; LIU, Y. Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 24, n. 10, p. 1235–1242, 2003.

LIU, X.-W. et al. Characterization, modeling and application of aerobic granular sludge for wastewater treatment. **Biotechnology in China**, p. 275–303, 2009.

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, 2005.

LIU, Y. et al. Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 487–491, 2015.

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, 2010.

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, 2006.

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, 2007.

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

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

LONG, B. et al. Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 166, p. 57–63, 2014a.

LONG, B. et al. Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 166, p. 57–63, 2014b.

MARTIN, K. A. S. .; DE CLIPPELEIR, H.; STURM, B. “Accidental granular sludge?”:

Understanding process design and operational conditions that lead to low SVI-30 values through a survey of full scale facilities in north america. **Water Environ**, p. 3396–3405, 2016.

MAVINIC, D. S.; TURK, O. Benefits of using selective inhibition to remove nitrogen from highly nitrogenous wastes. **Environmental Technology Letters**, v. 8, n. 1–12, p. 419–426, 1987.

MCSWAIN, B. S.; IRVINE, R. L.; WILDERER, P. A. The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 11–12, p. 19–25, 2004.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering. Treatment, disposal, and reuse**. 3rd. ed. Singapore: [s.n.].

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th. ed. New York: [s.n.].

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. [s.l: s.n.].

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: [s.n.].

MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. **Water Research**, v. 32, n. 11, p. 3193–3207, 1998.

MORGENROTH, E. et al. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 31, n. 12, p. 3191–3194, 1997.

MOSQUERA-CORRAL, A. et al. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. **Water Research**, v. 39, n. 12, p. 2676–2686, 2005.

MOY, B. Y.-P. et al. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. **Appl. Microbiol**, v. 34, p. 407–412, 2002.

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

NANCHARAI AH, Y. V.; VENKATA MOHAN, S.; LENS, P. N. L. Recent advances in nutrient removal and recovery in biological and bioelectrochemical systems. **Bioresource Technology**,

v. 215, p. 173–185, 2016.

NANCHARAI, Y. V.; SARVAJITH, M.; KRISHNA MOHAN, T. V. Aerobic granular sludge: The future of wastewater treatment. **Current Science**, v. 117, n. 3, p. 395–404, 2019.

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 Res**, v. 43, p. 751–761, 2009.

NIELSEN, P. H. **FISH handbook for biological wastewater treatment**. [s.l.] IWA Publishing, 2009.

NOR-ANUAR, A. et al. Strength characteristics of aerobic granular sludge. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 2, p. 309–316, 2012.

NUNES, J. A. **Tratamento biológico de águas residuárias**. 2nd. ed. Aracajú: [s.n.].

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. EVALUATION OF 166 TREATMENT PLANTS OPERATING IN BRAZIL, COMPRISING SEVERAL TECHNOLOGIES. PART 1-PERFORMANCE ANALYSIS SÍLVIA M. A. CORRÊA OLIVEIRA Engenheira eletricitista. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Doutoranda na área. **Eng. sanit. ambient**, v. 347, 2005.

PARK, S. et al. Empirical model of the pH dependence of the maximum specific nitrification rate. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 12, p. 1671–1676, 2007.

PATUREAU, D.; BERNET, N.; MOLETTA, R. COMBINED NITRIFICATION AND DENITRIFICATION IN A SINGLE AERATED REACTOR USING THE AEROBIC DENITRIFIER COMAMONAS SP. STRAIN SGLY2. **Elsevier Science**, v. 31, n. 6, p. 1363–1370, 1997.

PEYONG, Y. N.; ZHOU, Y.; ABDULLAH, A. Z.; VADIVELU, V. The effect of organic loading rates and nitrogenous compounds on the aerobic granules developed using low strength. **Wastewater. Biochemical Engineering Journal**, 67 (15): 52-59, 2012.

PIJUAN, M.; WERNER, U.; YUAN, Z. Reducing the startup time of aerobic granular sludge reactors through seeding floccular sludge with crushed aerobic granules. **Water Research**, v. 45, n. 16, p. 5075–5083, 2011.

PRONK, M. et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, v. 84, p. 207–217, 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, 2004.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. **Environmental Biotechnology: Principles and Applications**. New York: [s.n.].

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**. [s.l.] Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 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, 2015.

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

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, n. November 2018, p. 195–204, 2019a.

ROLLEMBERG, S. L. DE S. et al. Influence of sequencing batch reactor configuration on aerobic granules growth: Engineering and microbiological aspects. **Journal of Cleaner Production**, v. 238, p. 117906, 2019b.

ROSMAN, N. H. et al. Cultivation of aerobic granular sludge for rubber wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 620–623, 2013.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment.pdf. v. 37, p. 1371–1377, 2003.

SAJJAD, M.; KIM, I. S.; KIM, K. S. Development of a novel process to mitigate membrane fouling in a continuous sludge system by seeding aerobic granules at pilot plant. **Journal of Membrane Science**, v. 497, p. 90–98, 2016.

SANTOS, E. V. M. Estratégias Para Predominância De Organismos Acumuladores De Fósforo Em Sistemas De Lodo Ativado E Respirimetria Aplicada À Biodesfosfatação. v. 52, n. 1, p. 269, 2014.

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, 2017.

SCOTTÁ, Jéssica. Avaliação e otimização de uma estação de tratamento de esgoto com sistema fossa e filtro de um município da Serra Gaúcha. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade do Vale do Taquari - Univates, Lajeado, 2015.

SCHWARZENBECK, N.; BORGES, J. M.; WILDERER, P. A. Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 66, n. 6, p. 711–718, 2005.

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, 2012.

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, 2012.

TAY, J. H.; JIANG, H. L.; TAY, S. T. L. High-rate biodegradation of phenol by aerobically grown microbial granules. **Journal of Environmental Engineering**, v. 130, n. 12, p. 1415–1423, 2004.

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, 2001.

TAY, J. H.; YAN, Y. G. Influence of substrate concentration on microbial selection and granulation during start-up of upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Water Environment Research**, v. 68, n. 7, p. 1140–1150, 1996.

VAN DIJK, E. J. H.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Controlling effluent suspended solids in the aerobic granular sludge process. **Water Research**, v. 147, p. 50–59, 2018.

VAN HAANDEL, A.; KATO, M.; VON SPERLING, M. Remoção biológica de nitrogênio:

aplicações para o sistema de lodo ativado. In: **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2009. p. 174–226.

VÁZQUEZ-PADÍN, J. R. et al. Nitrifying granular systems: A suitable technology to obtain stable partial nitrification at room temperature. **Separation and Purification Technology**, v. 74, n. 2, p. 178–186, 2010.

VILLASEÑOR, J. C. et al. Influence of different substrates on the formation of biofilms in a biofilm airlift suspension reactor. **Water Science & Technology**, v. 41, n. 4–5, 2000.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2nd. ed. Belo Horizonte: [s.n.].

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3rd. ed. Belo Horizonte: [s.n.].

WAGNER, J. **PROCESSO DE GRANULAÇÃO AERÓBIA EM REATORES EM BATELADAS SEQUENCIAIS EM CONDIÇÕES DE BAIXA CARGA ORGÂNICA**. [s.l.: s.n.].

WAGNER, J. **PROCESSO DE GRANULAÇÃO AERÓBIA EM REATORES EM BATELADAS SEQUENCIAIS EM CONDIÇÕES DE BAIXA CARGA ORGÂNICA**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA, 2015b.

WAGNER, J.; DA COSTA, R. H. R. Reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios: Estudo da formação dos grânulos e do efeito da duração do ciclo na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 2, p. 269–278, 2015.

WANG, F. et al. Effects of cycle time on properties of aerobic granules in sequencing batch airlift reactors. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 21, n. 8–9, p. 1379–1384, 2005.

WANG, S. G. et al. Aerobic granulation for 2,4-dichlorophenol biodegradation in a sequencing batch reactor. **Chemosphere**, v. 69, n. 5, p. 769–775, 2007.

WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants**. Alexandria: [s.n.].

WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Nutrient Removal**. Alexandria: [s.n.].

WIJFFELS, R. H.; TRAMPER, J. Nitrification by immobilized cells. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 17, n. 6, p. 482–492, 1995.

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, 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, n. July 2017, p. 489–502, 2018.

WOSMAN, A. et al. Effect of operational strategies on activated sludge's acclimation to phenol, subsequent aerobic granulation, and accumulation of polyhydroxyalkanoates. **Journal of Hazardous Materials**, v. 317, p. 221–228, 2016.

WU, D. et al. Optimization of F/M ratio for stability of aerobic granular process via quantitative sludge discharge. **Bioresource Technology**, v. 252, n. 866, p. 150–156, 2018.

XAVIER, J. A. Granulação Natural Da Biomassa Em Reator Operado Em Bateladas Sequenciais Para Tratamento De Esgoto Sanitário. **Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis - SC**, p. 141, 2017.

XIONG, Y.; LIU, Y. Importance of extracellular proteins in maintaining structural integrity of aerobic granules. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 112, p. 435–440, 2013.

YANG, H. G. et al. A case for aerobic sludge granulation: From pilot to full scale. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 6, n. 1, p. 188–194, 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, 2008.

YANG, Y. C. et al. Accelerated aerobic granulation using alternating feed loadings: Alginate-like exopolysaccharides. **Bioresource Technology**, v. 171, p. 360–366, 2014.

YILMAZ, G. et al. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from

nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 100, n. 3, p. 529–541, 2008.

YUAN, X.; GAO, D. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, n. 1–3, p. 1041–1045, 2010.

ZHANG, H. et al. Aerobic granulation with low strength wastewater at low aeration rate in A/O/A SBR reactor. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 49, n. 2, p. 215–222, 2011.

ZHANG, P. et al. Microbial communities, extracellular proteomics and polysaccharides: A comparative investigation on biofilm and suspended sludge. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 21–28, 2015.

ZHOU, D. et al. Microbial selection pressure is not a prerequisite for granulation: Dynamic granulation and microbial community study in a complete mixing bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 161, p. 102–108, 2014.

ZHU, L. et al. Optimization of selective sludge discharge mode for enhancing the stability of aerobic granular sludge process. **Chemical Engineering Journal**, v. 217, p. 442–446, 2013.