



UNIVERSIDADE FEDERAL DOCEARÁ

CENTRO DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

SABRINA RODRIGUES LOPES

**EFEITO DA ADIÇÃO DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR E BIOCARVÃO
NA FORMAÇÃO, DESEMPENHO E ESTABILIDADE DE LODO
GRANULAR AERÓBIO**

FORTALEZA

2025

SABRINA RODRIGUES LOPES

EFEITO DA ADIÇÃO DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR E BIOCARVÃO NA
FORMAÇÃO, DESEMPENHO E ESTABILIDADE DE LODO GRANULAR AERÓBIO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Igor Milen Firmino

SABRINA RODRIGUES LOPES

EFEITO DA ADIÇÃO DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR E BIOCARVÃO NA
FORMAÇÃO, DESEMPENHO E ESTABILIDADE DE LODO GRANULAR AERÓBIO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em 26/11/2025.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Paulo Igor Milen Firmino (Orientador)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. José Carlos Alves Barroso Júnior

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Marcos Erick Rodrigues da Silva

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Ao Pai maior.

Aos meus pais, Valmir e Lusanira.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Universidade Federal do Ceará (UFC) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) pela oportunidade de realizar esta pesquisa e pelo apoio institucional que possibilitou meu crescimento acadêmico e profissional.

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), pela concessão da bolsa de estudos que viabilizou a execução deste trabalho e pela confiança no potencial da pesquisa desenvolvida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto (INCT ETEs Sustentáveis), pelo apoio financeiro.

Ao Laboratório de Saneamento (LABOSAN), por ter sido muito mais que um espaço físico de trabalho, um ambiente de aprendizado contínuo, colaboração e descoberta, que contribuiu de forma inestimável para minha formação técnica e científica.

Ao meu orientador, Professor Paulo Igor Milen Firmino, pela orientação exemplar, pela dedicação, paciência e por todas as contribuições que foram fundamentais para o desenvolvimento desta dissertação.

Ao meu parceiro de pesquisa, Erik Santos, pela parceria, pelo apoio nas atividades experimentais e pela troca constante de ideias. Seu auxílio ultrapassou os limites da pesquisa, servindo como inspiração acadêmica e pessoal.

Aos meus pais, por todo amor, incentivo e suporte incondicional em cada etapa desta jornada, sou grata pelo amparo e pela presença constante, foram essenciais nos momentos mais desafiadores. À minha tia Maria José pelo incentivo, suporte e por também acreditar no meu potencial.

Por fim, aos amigos que chegaram durante o caminho, pela companhia, pelas conversas, risadas e pelo apoio nos momentos de cansaço e incerteza. Cada um, à sua maneira, fez parte dessa trajetória e contribuiu para que ela fosse concluída com sucesso.

RESUMO

Este estudo avaliou os efeitos da adição de carvão ativado granular (CAG) e biocarvão (BC) sobre a formação, morfologia e desempenho do lodo granular aeróbio (LGA) em reatores em bateladas sequenciais (RBS). Três reatores foram operados (R1: controle; R2: com 2 g L⁻¹ de CAG; R3: com 2 g L⁻¹ de BC) durante 106 dias, sob redução progressiva do tempo de sedimentação (de 20 para 5 minutos), seguida por uma fase de maturação. Ambos os aditivos aceleraram a retenção de biomassa e a granulação, porém o BC apresentou desempenho superior. O reator R3 atingiu grânulos estáveis aproximadamente 20 dias antes, com até 40% das partículas > 1,0 mm, concentração de SSV superior a 5000 mg L⁻¹ e alta resistência mecânica. O CAG apresentou adesão limitada devido à sua maior densidade, enquanto as partículas de BC aderiram de forma eficaz, atuando como sítios de nucleação e estimulando a produção de substâncias poliméricas extracelulares (SPE). A remoção de matéria orgânica manteve-se consistentemente alta em todos os reatores (> 95%), enquanto a remoção de amônia atingiu valores superiores a 98%. A remoção total de nitrogênio estabilizou entre 60 e 65%, e a remoção de fósforo permaneceu baixa (20-40%), sem influência significativa dos aditivos. De modo geral, o BC aumentou a densidade e a estabilidade estrutural dos grânulos, confirmando seu potencial como aditivo sustentável para acelerar a formação do LGA.

Palavras-chave: granulação aeróbia; materiais carbonáceos; núcleo de granulação; tratamento de águas residuárias.

ABSTRACT

This study evaluated the effects of adding granular activated carbon (GAC) and biochar (BC) on the formation, morphology, and performance of aerobic granular sludge (AGS) in sequencing batch reactors (SBRs). Three reactors (R1: control, R2: with 2 g L⁻¹ GAC, R3: with 2 g L⁻¹ BC) were operated for 106 days under progressive reduction of settling time (20-5 min) followed by a maturation phase. Both additives accelerated biomass retention and granulation, but BC demonstrated superior performance. R3 reached stable granules approximately 20 days earlier, with up to 40% of particles > 1.0 mm, VSS exceeding 5000 mg L⁻¹, and high mechanical strength. GAC showed limited adhesion due to its higher density, whereas BC particles adhered effectively, acting as nucleation sites and stimulating extracellular polymeric substance (EPS) production. Organic matter removal remained consistently high in all reactors (> 95%), whereas ammonium removal reached > 98%. Total nitrogen removal stabilized at 60-65%, and phosphorus removal remained low (20-40%), unaffected by the additives. Overall, BC enhanced granule compactness and structural stability, confirming its potential as a sustainable additive to accelerate AGS formation.

Keywords: aerobic granulation; carbonaceous materials; granulation nucleus; wastewater treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Configuração experimental: diagrama esquemático (a) e 28 imagem dos sistemas laboratoriais (b)
Figura 2 -	Materiais carbonáceos: carvão ativado granular (a) e 29 biocarvão de bagaço de cana- de-açúcar (b)
Figura 3 -	Figura 3 - Configuração experimental dos ensaios 30 respirométricos
Figura 4 -	Evolução da concentração de SSV, da razão 32 IVL30/IVL5 e da distribuição granulométrica dos lodos dos reatores ao longo das etapas experimentais: (a) reator controle (R1), (b) reator com carvão ativado granular (R2) e (c) reator com biocarvão (R3)
Figura 5 -	Variação da produção de SPE e da razão PN/PS dos lodos dos reatores ao longo das etapas experimentais: (a) reator controle (R1), (b) reator com carvão 34 ativado granular (R2) e (c) reator com biocarvão (R3)
Figura 6 -	volução morfológica dos lodos dos reatores observada por microscopia óptica ao longo da operação: (a) reator controle (R1), (b) reator com carvão ativado 35 granular (R2) e (c) reator com biocarvão (R3). Imagens obtidas em 15, 45, 60, 75 e 90 dias de operação
Figura 7 -	Variação de DQO, nitrogênio, fósforo e oxigênio dissolvido ao longo do ciclo operacional dos reatores: (a) reator controle (R1), (b) reator com carvão ativado 50 granular (R2) e (c) reator com biocarvão (R3)

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Tabela resumo para descrição de etapas e condições experimentais	30
Tabela 2 -	Desempenho de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo dos reatores ao longo das etapas experimentais	38
Tabela 3 -	Parâmetros respirométricos de microrganismos heterotróficos e nitrificantes nos reatores de LGA	41

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo geral	3
2.2 Objetivos específicos	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Introdução	4
3.2 Estrutura do lodo granular aeróbio (LGA)	6
3.2.1 <i>Operação do sistema de LGA</i>	6
3.2.2 <i>Mecanismos de remoção de nutrientes do LGA</i>	7
3.2.3 <i>Função das SPE e estabilidade dos grânulos</i>	9
3.3 Estratégias de granulação	10
3.3.1 <i>Uso de aditivos no sistema LGA</i>	11
3.3.1.1 <i>Íons alcalino-terrosos</i>	11
3.3.1.2 <i>Íons de ferro</i>	13
3.3.1.3 <i>Magnetita</i>	13
3.3.1.4 <i>Materiais carbonáceos</i>	14
3.3.2 <i>Regimes de aplicação, efeitos de partícula e limitações</i>	17
4 MATERIAIS E MÉTODOS	19
4.1 Configuração experimental e condições operacionais	19
4.2 Ensaio de ciclo	22
4.3 Ensaio respirométrico	22
4.4 Métodos analíticos	23
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
5.1 Granulação	24
5.2 Características morfológicas	28
5.3 Desempenho de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo	30
5.4 Perfis de remoção de matéria orgânica e nutrientes durante o ciclo operacional	34
5.5 Atividade metabólica dos LGA	36
6 CONCLUSÕES	38
7 REFERÊNCIAS	39

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a busca por soluções mais eficientes e sustentáveis para o tratamento de águas residuárias tem impulsionado o desenvolvimento de tecnologias biológicas avançadas. Entre elas, o lodo granular aeróbio (LGA) destaca-se como alternativa promissora ao lodo ativado convencional (LAC), combinando elevada eficiência de remoção e menor demanda energética (ADAV et al., 2008; ROLLEMBERG et al., 2018). A transição para sistemas mais resilientes e compactos passa, portanto, pela revisão de abordagens tradicionais e pela consolidação de novos processos biológicos.

O LAC, embora amplamente empregado, apresenta limitações, como baixa sedimentabilidade da biomassa flocculenta, necessidade de grandes volumes de reatores e decantadores, e elevado consumo energético devido à recirculação de lodo (NANCHARAIH; REDDY, 2018). Além disso, sua estabilidade pode ser comprometida por choques de carga orgânica ou tóxica. Em contrapartida, o LGA, usualmente aplicado em reatores em batelada sequencial (RBS), favorece a retenção da biomassa e apresenta maior resistência a variações do afluente, além de permitir a integração de processos aeróbios e anóxicos em uma única unidade (ROLLEMBERG et al., 2018).

A principal vantagem do LGA é a remoção simultânea de carbono, nitrogênio e fósforo em um único reator, resultado da estrutura multicamada dos grânulos, que abriga zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Essa configuração permite a ocorrência integrada de nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo, além de conferir à biomassa elevada densidade celular, boa sedimentabilidade e estabilidade estrutural (ROLLEMBERG et al., 2018). Esses benefícios também se traduzem em ganhos econômicos, com reduções de até 75% na área de implantação e de até 40% no consumo energético em comparação ao LAC (ROLLEMBERG et al., 2019a).

Apesar dessas vantagens, o LGA ainda enfrenta desafios que limitam sua consolidação em escala plena. A formação dos grânulos pode ser lenta, especialmente sob baixas cargas orgânicas, dificultando o enriquecimento da biomassa agregadora (NANCHARAIH; REDDY, 2018). Além disso, a persistência de lodo flocculento, a fragilidade dos grânulos frente a choques operacionais e a complexidade no controle das variáveis de processo limitam a estabilidade do sistema (FRANCA et al., 2018; TAO et al., 2017).

Diversas estratégias operacionais vêm sendo aplicadas para acelerar a granulação, como a redução do tempo de sedimentação, o regime de alimentação intermitente e o aumento

da taxa de aeração. Essas condições favorecem a seleção de microrganismos agregadores e a formação de grânulos compactos e metabolicamente ativos (ROLLEMBERG et al., 2018). Complementarmente, materiais carbonáceos, como o carvão ativado granular (CAG) e o biocarvão (BC), têm se destacado como promotores eficazes da granulação aeróbia. Esses materiais reduzem o tempo de formação dos grânulos em cerca de 12 a 15 dias em relação aos sistemas controle, atuando como núcleos de agregação e favorecendo a adesão e o crescimento microbiano (TAO et al., 2017; MING et al., 2019; WANG et al., 2020; ZHANG et al., 2022). O CAG contribui para a regularização morfológica e para a resistência ao cisalhamento, originando grânulos mais densos, de superfície lisa e com maior teor proteico nas substâncias poliméricas extracelulares (SPE) (LIANG et al., 2019). O BC, por sua vez, apresenta efeito mais abrangente, pois sua estrutura porosa e hidrofílica facilita a colonização microbiana, aumenta a diversidade do consórcio e melhora o desempenho global do sistema, com ganhos de 3-5% na remoção de DQO e de 10-13% na remoção de nitrogênio total, além de maior resistência a choques de carga (MING et al., 2019; WANG et al., 2020; ZHANG et al., 2022).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar e comparar os efeitos da adição dos materiais carbonáceos carvão ativado granular (CAG) e biocarvão (BC) sobre a formação, a morfologia, a estabilidade estrutural e o desempenho de lodo granular aeróbio na remoção simultânea de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo em reatores em batelada sequencial (RBS).

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a influência do CAG e do BC no processo de granulação aeróbia e na qualidade dos grânulos formados;
- Avaliar as características morfológicas, estruturais e de estabilidade mecânica dos grânulos formados;
- Avaliar o desempenho dos reatores na remoção de matéria orgânica (DQO), nitrogênio e fósforo durante as fases de granulação e maturação;
- Avaliar, por respirometria, a atividade metabólica heterotrófica e autotrófica dos grânulos formados.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Introdução

O sistema de lodo ativado consolidou-se ao longo do século XX como uma das principais tecnologias aplicadas ao tratamento de esgotos domésticos e industriais, em razão de seu elevado grau de mecanização, da capacidade de retenção de biomassa e da eficiência na produção de efluentes de qualidade (ROLLEMBERG et al., 2018). Contudo, a crescente demanda por soluções mais eficazes e sustentáveis impulsionou, nas últimas décadas do século XX, o desenvolvimento de novas alternativas, das quais emergiu a tecnologia do lodo granular aeróbio (LGA), inicialmente derivada dos princípios do lodo ativado e considerada um avanço expressivo no campo do tratamento de águas residuais. Apesar desse potencial e da existência de diversas estações de tratamento de esgoto (ETEs) que empregam a tecnologia, ainda persistem desafios operacionais, como a instabilidade da biomassa, a lenta formação dos grânulos em esgotos reais com baixa carga orgânica, a complexidade da automação do sistema e a limitação do conhecimento detalhado sobre os processos envolvidos, fatores que contribuem para a vulnerabilidade e fácil desestabilização dos grânulos (ROLLEMBERG et al., 2020).

Os grânulos aeróbios destacam-se em relação ao lodo ativado convencional devido à sua maior densidade, que confere melhor sedimentabilidade e estrutura compacta. Essa morfologia possibilita a formação de zonas redox distintas (aeróbia, anóxica e anaeróbia) no interior do grânulo, permitindo a ocorrência simultânea de diferentes processos biológicos e aumentando a eficiência do tratamento. A retenção eficaz de biomassa, associada a elevados níveis de concentração microbiana, também favorece o enriquecimento de microrganismos especializados para a degradação de poluentes tóxicos, o que confere ao LGA vantagens adicionais, como melhores propriedades de sedimentação, elevada eficiência na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), maior capacidade de tratar compostos recalcitrantes e tolerância a cargas tóxicas (NANCHARAI AH et al., 2018).

Além disso, o lodo granular aeróbio apresenta robustez operacional, sendo capaz de suportar choques de carga orgânica em virtude da elevada retenção de biomassa, evitar choques hidráulicos por operar em regime de batelada e recuperar-se mais rapidamente frente a cargas de elevada toxicidade. Como consequência, sistemas baseados em LGA oferecem vantagens operacionais e econômicas expressivas, incluindo reduções de até 75% nos custos de área e implantação, aproximadamente 40% no consumo de energia elétrica e até 25% no

custo global de operação da planta, quando comparados ao lodo ativado convencional (ROLLEMBERG et al., 2019).

A viabilidade do LGA tem sido extensivamente pesquisada para o tratamento de águas residuais municipais, domésticas e industriais, incluindo efluentes de fábricas de petróleo, bovinos, suínos, lixiviados de aterro sanitário, laticínios, têxteis e outros efluentes complexos (PRONK et al., 2015). A formação eficaz de grânulos aeróbios está intrinsecamente ligada à presença de substâncias poliméricas extracelulares (SPE). Os grânulos aeróbios maduros representam agregados microbianos densos estruturados por SPE, compostas por proteínas, polissacarídeos, lipídios, glicoproteínas e ácidos nucleicos, entre outros. Esses compostos atuam como uma “cola biológica”, induzindo a formação de biofilme entre os microrganismos e garantindo a estabilidade estrutural dos grânulos (LIU et al., 2004).

A produção de lodo granular aeróbio requer atenção a duas condições fundamentais: o regime de festa-fome e a aplicação de tempos de sedimentação curtos. O regime de festa-fome estimula os microrganismos a acumularem polihidroxialcanoatos (PHA). Durante a fase de “festa”, os compostos orgânicos são armazenados nas células microbianas na forma de PHA, enquanto na fase de “fome” esses polímeros são utilizados para o crescimento celular (IORHEMEN et al., 2022).

Logo, a estabilidade dos grânulos ao longo do tempo é o principal desafio para o emprego da tecnologia. Por isso, é essencial avaliar constantemente os fatores que afetam a granulação, como turbulência, tempo de sedimentação, modo de alimentação do reator, relação C:N e relação A/M (LIU et al., 2002).

O LGA apresenta ainda ampla aplicabilidade no tratamento de águas residuais, destacando-se pela capacidade de remover poluentes por mecanismos de biodegradação, bioacumulação e biossorção, abrangendo desde substâncias orgânicas até contaminantes inorgânicos, incluindo metais pesados (SARMA et al., 2018).

Diante desse contexto, esta revisão aborda os principais processos relacionados ao desenvolvimento da tecnologia de LGA para o tratamento de esgoto sanitário, com foco nos mecanismos de granulação, no desempenho e na operação dos reatores, bem como no uso de estratégias e aditivos para otimizar reduzir o tempo de granulação.

3.2 Estrutura do lodo granular aeróbio (LGA)

O LGA é uma forma de tratamento biológico de águas residuais em que as bactérias e outros microrganismos formam grânulos compactos ao invés de flocos soltos. Esses grânulos têm uma estrutura tridimensional estável, permitindo processos mais eficientes de tratamento (SARMA et al., 2018).

3.2.1 Operação do sistema de LGA

Nas últimas décadas, tem-se evidenciado que a tecnologia de LGA pode ser operada tanto em reatores em batelada sequencial (RBS) quanto em fluxo contínuo (FC). O RBS, entretanto, apresenta condições mais favoráveis para a granulação do lodo e a remoção de nutrientes, sendo amplamente considerado a configuração mais eficiente.

Essa superioridade decorre do ciclo sequencial de enchimento e esvaziamento, que possibilita maior controle operacional e a criação de condições de festa/fome, fundamentais para a seleção de microrganismos formadores de grânulos robustos. Além disso, o modo de operação do RBS pode ocorrer de forma convencional ou com alimentação e descarte simultâneos, enquanto a configuração do ciclo (por exemplo, anóxico-óxico ou anóxico-óxico-anóxico) e a proporção entre as fases de reação, sedimentação, descarga e alimentação influenciam diretamente a estabilidade do sistema e o desempenho do processo.

Outro aspecto relevante do RBS é a possibilidade de alternar períodos de aeração, favorecendo a granulação e promovendo a remoção simultânea de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Essas condições dinâmicas estimulam comunidades microbianas especializadas, resultando em maior eficiência do tratamento (SHOW et al., 2012). Em contraste, sistemas em fluxo contínuo apresentam limitações na criação de tais condições seletivas, o que frequentemente compromete a formação e a estabilidade dos grânulos, além de reduzir a eficiência global da remoção de nutrientes.

Inicialmente, a maioria das pesquisas sobre a inicialização de RBS com LGA focava nos parâmetros que influenciam o processo de granulação. Esses estudos identificaram várias condições cruciais para a formação de lodo granular denso e estável. Uma das principais estratégias estudadas foi a aplicação de um curto tempo de sedimentação para selecionar partículas de sedimentação rápida (BEUN et al., 1999; LIU et al., 2002). Pesquisas realizadas por Beun et al. (1999) destacaram a importância desse parâmetro, pois ele favorece a formação de grânulos ao permitir que apenas partículas com alta velocidade de sedimentação permaneçam no reator, enquanto as partículas de sedimentação lenta são removidas do reator.

Outro fator significativo é a alta tensão de cisalhamento causada pela aeração. Estudo de Liu et al. (2002) mostrou que a intensa aeração cria correntes convectivas no reator direcionando as forças de cisalhamento que ajudam na formação e manutenção da estrutura granular. Essas

forças promovem a agregação de microrganismos em grânulos compactos, resistentes a variações no fluxo e às cargas de choque.

Outro aspecto essencial investigado foi a alimentação anaeróbia, que favorece a proliferação de microrganismos de crescimento lento, como os organismos acumuladores de polifosfato (OAP) e os acumuladores de glicogênio (OAG). Iorhemen et al. (2022) destacou que a fase anaeróbia na alimentação do reator é crucial para estimular esses microrganismos específicos, que são essenciais para a remoção eficiente de nutrientes e para a formação de grânulos estáveis e funcionais.

Portanto, a combinação de um curto tempo de sedimentação, alta tensão de cisalhamento causada pela aeração e uma fase de alimentação anaeróbia foram apontadas como as principais condições que favorecem a formação de lodo granular denso e estável em reatores RBS. Esses parâmetros, estudados intensamente ao longo dos anos, formam a base para a otimização do processo de granulação em sistemas de tratamento de águas residuais utilizando a tecnologia de LGA (LIU et al., 2002; IORHEMEN et al., 2022).

Sob condições favoráveis, a transformação de lodo de inóculo em lodo granular pode ocorrer em aproximadamente duas a três semanas em reatores de laboratório alimentados com águas residuais sintéticas (LI et al., 2013), esgoto doméstico (ROLLEMBERG et al., 2020) e águas residuais industriais (LI et al., 2025). No entanto, nesses estudos, apenas a remoção de carbono foi efetiva na fase inicial. Para alcançar altos desempenhos de remoção de nitrogênio (N) e fósforo (P), períodos significativamente mais longos, variando de 60 a 150 dias, foram necessários.

A alta perda de biomassa durante os primeiros dias de inicialização foi identificada como a principal razão para a ineficácia na remoção de nutrientes nessa fase inicial. Assim, mesmo que o lodo granular contenha inicialmente os microrganismos necessários para a remoção de N e P, essa capacidade é “perdida” durante o processo de granulação. A recuperação subsequente da capacidade de remoção de N e P é demorada, pois tanto os organismos nitrificantes (IORHEMEN et al., 2022) quanto os OAP são de crescimento lento (JAHN et al., 2019).

3.2.2. Mecanismos de remoção de nutrientes do LGA

O LGA é caracterizado por grânulos densamente povoados por uma diversidade de bactérias, formados através da autoimobilização dos microrganismos. Esses grânulos têm a capacidade notável de realizar a remoção simultânea de DQO, amônio e fósforo (NANCHARIAH et al., 2019).

A estrutura dos grânulos, com suas partículas de grande tamanho, cria uma variedade de microambientes distintos (aeróbio, anóxico e anaeróbio). Essa heterogeneidade interna é fundamental para a eficiente remoção de nutrientes. Nos microambientes aeróbios, predominam

os processos de oxidação de matéria orgânica e nitrificação. Já nos anóxicos, ocorre a desnitrificação, enquanto os microambientes anaeróbios são essenciais a fermentação e a remoção biológica de fósforo (QUOC et al., 2021).

A coexistência desses diferentes microambientes dentro de um único grânulo permite que múltiplos processos bioquímicos ocorram em paralelo, aumentando significativamente a eficiência global do tratamento de águas residuais. A interação sinérgica entre os microrganismos nesses ambientes diversificados dentro dos grânulos maximiza a remoção de poluentes, demonstrando a robustez e a eficácia do sistema de LGA no tratamento integrado de contaminantes (NANCHARAI AH et al., 2019; RUIZ-HADDAD et al., 2025).

No sistema de LGA, as mesmas bactérias presentes no lodo ativado também podem ser encontradas no lodo granular aeróbio. A principal diferença, entretanto, está na distribuição da idade do lodo. No LGA, os grânulos apresentam uma idade significativamente maior do que os flocos convencionais. Enquanto no lodo ativado a idade é relativamente homogênea, geralmente variando em uma faixa mais estreita, no lodo granular ela pode ultrapassar 30 dias, em contraste com a idade do lodo floculento, que varia tipicamente entre 0,5 e 5 dias (NANCHARAI AH et al., 2019).

Essa maior idade do lodo contribui para a formação de grânulos de maior diâmetro, os quais são compostos predominantemente por OAP e outros grupos microbianos capazes de utilizar substratos solúveis e rapidamente biodegradáveis. Em contrapartida, a fração floculenta do lodo é constituída, em grande parte, por compostos particulados inertes, biomassa granular despreendida e partículas orgânicas de lenta degradação, desempenhando um papel menos expressivo na remoção de nutrientes.

A estrutura e a longevidade dos grânulos também favorecem processos dependentes de biomassa mais estável, como a nitrificação. Nessa etapa, a amônia é oxidada a nitrito e, em seguida, a nitrato por bactérias nitrificantes. A elevada idade do lodo nos grânulos permite manter populações nitrificantes ativas mesmo sob condições desafiadoras, como em baixas temperaturas, tornando a taxa específica de nitrificação no lodo granular menos sensível às variações térmicas quando comparada ao lodo ativado.

Nos grânulos suficientemente grandes, a concentração de oxigênio na camada interna é zero, enquanto na camada externa é suficiente para permitir a nitrificação. Dessa forma, a nitrificação e a desnitrificação podem ocorrer simultaneamente dentro do grânulo. A concentração ideal de oxigênio dissolvido para a nitrificação e desnitrificação depende diretamente do tamanho e da atividade dos grânulos. Grânulos maiores possuem volumes anóxicos maiores do que grânulos menores em condições semelhantes de oxigênio dissolvido. Em temperaturas mais baixas, a profundidade de penetração de oxigênio aumenta, diminuindo o volume disponível para a desnitrificação e dificultando a manutenção simultânea dos processos

(NANCHARAI AH et al., 2019; RUIZ-HADDAD et al., 2025).

Devido ao teor relativamente baixo de DQO rapidamente biodegradável no esgoto, a desnitrificação em sistemas de LGA depende principalmente da DQO lentamente biodegradável e dos polímeros armazenados na camada externa dos grânulos. Para potencializar esse processo, adota-se a configuração adequada do ciclo do reator, como anóxico-oxígeno (A/O) ou anóxico-oxígeno-anóxico (A/O/A), de modo a criar períodos específicos de condições anóxicas que favorecem a atividade dos organismos desnitrificantes (NANCHARAI AH et al., 2019).

As condições de crescimento para os OAP são intrinsecamente favoráveis no LGA, uma vez que a estabilidade da granulação depende do consumo eficiente de DQO em condições anaeróbias. Durante a fase anaeróbia, os OAP utilizam ácidos graxos voláteis (AGV) como fonte de carbono para sintetizar PHA, obtendo energia por meio da hidrólise do polifosfato armazenado, o que provoca a liberação de fosfato no líquido (ZHANG et al., 2024). Na subsequente fase aeróbia, o oxigênio difunde-se pelo grânulo, permitindo que os OAP utilizem o PHA armazenado para crescimento celular e para repor suas reservas de polifosfato, removendo fosfato da água residuária. Nas camadas mais profundas dos grânulos, os OAP desnitrificantes podem utilizar nitrato ou nitrito como aceptor de elétrons, tornando a remoção de fósforo menos dependente da disponibilidade de oxigênio, em contraste com a nitrificação, que é sensível à concentração de oxigênio (NANCHARAI AH et al., 2019).

Entretanto, a eficiência na remoção de fósforo pode ser comprometida pela competição com os OAG e os OAG desnitrificantes. Embora esses microrganismos contribuam para a formação e manutenção da granulação, eles competem com os OAP pelo carbono disponível, especialmente AGV, reduzindo a taxa de remoção de fósforo quando presentes em abundância (ROLLEMBERG et al., 2020).

3.2.3 Função das SPE e estabilidade dos grânulos

As SPE são biopolímeros produzidos por microrganismos que desempenham papel fundamental na formação e estabilidade do lodo granular aeróbio (LGA). Funcionam como uma matriz adesiva que promove a agregação celular, possibilitando que os microrganismos se organizem em estruturas compactas em vez de permanecerem dispersos em flocos (LIU et al., 2004; ALI et al., 2021).

Sua composição é composta principalmente por polissacarídeos (PS), que conferem estabilidade à matriz e favorecem a agregação microbiana, e proteínas (PN), que contribuem para a integridade estrutural e resistência a forças de cisalhamento (ALI et al., 2021). As SPE também formam uma barreira protetora ao redor dos microrganismos, conferindo resistência a condições ambientais adversas, como variações de pH, temperaturas extremas e presença de compostos tóxicos. Sua natureza hidrofílica permite a retenção de água, essencial para manter a atividade metabólica, além de favorecer o armazenamento de nutrientes próximos às células e regular a

difusão de oxigênio, metabólitos e substratos dentro dos grânulos. Dessa forma, a matriz de SPE não apenas mantém a estabilidade estrutural, mas também assegura eficiência nos processos metabólicos.

Em escala prática, a produção de SPE está diretamente associada às condições operacionais dos RBS, que alternam entre regimes de “festa” e “fome”. Durante a fase de disponibilidade de substrato, ocorre a produção de SPE, enquanto na fase de escassez, ele é consumido. A adequada gestão do tempo de fome é essencial para evitar o acúmulo excessivo de SPE, que pode obstruir os poros dos grânulos e comprometer sua estabilidade a longo prazo (ROLLEMBERG et al., 2018).

Além disso, estratégias de inicialização que combinam tempos curtos de sedimentação e altas cargas orgânicas têm se mostrado eficazes para acelerar a granulação, impondo uma pressão seletiva que favorece biomassa com boas características de sedimentação.

Em síntese, as SPE são indispensáveis para a coesão, estabilidade, proteção e funcionalidade dos grânulos aeróbios, sendo um dos principais fatores responsáveis pelo sucesso da tecnologia de LGA no tratamento de águas residuais (DIAS et al., 2019).

3.3 Estratégias de granulação

Embora, no passado, a aplicação prática do LGA tenha sido limitada pelo longo tempo necessário para a formação de grânulos maduros e pela sua instabilidade em operação prolongada (LUO et al., 2014), avanços recentes têm superado essas limitações. Atualmente, a tecnologia Nereda® já está implementada em diversas estações de tratamento de esgoto no mundo, incluindo unidades em operação no Brasil, evidenciando que os processos de formação e manutenção do LGA estão suficientemente dominados e difundidos (EKHOLM et al., 2022).

Ainda assim, o tempo de inicialização pode variar conforme as condições operacionais, chegando a ser prolongado em alguns casos. Para acelerar a granulação e garantir maior resistência e estabilidade dos grânulos, diferentes estratégias têm sido empregadas, como a definição adequada do regime de operação do reator (exemplo: ciclos A/O e A/O/A), a seleção de condições de festa/fome, o controle do tempo de sedimentação, além do uso de aditivos, como íons divalentes e materiais carbonáceos, que favorecem a nucleação e o crescimento microbiano. Essas medidas permitem reduzir significativamente o período de partida do sistema, aumentar a concentração de biomassa e prolongar a estabilidade operacional dos grânulos.

3.3.1. *Uso de aditivos no sistema LGA*

Uma alternativa bastante estudada é a semeadura (*seeding*), que consiste na adição de grânulos já formados ou de materiais suporte, como carvão ativado granular (CAG), biocarvão ou partículas magnéticas, com o objetivo de acelerar a nucleação e reduzir o tempo de formação dos grânulos (ZHANG et al., 2024). Além disso, o controle adequado do cisalhamento hidráulico e da carga orgânica aplicada exerce papel essencial, uma vez que níveis equilibrados dessas variáveis estimulam a formação de grânulos estáveis, sem comprometer sua resistência estrutural. Tais condições influenciam diretamente mecanismos chave, como a nucleação, a agregação celular e a secreção de SPE, que sustentam a integridade dos grânulos e favorecem a criação de microambientes internos adequados para a degradação de diferentes poluentes.

No caso dos aditivos empregados em sistemas de granulação, diversos mecanismos de atuação podem ser destacados. Um dos principais é o fornecimento de núcleos físicos ou pontos de ancoragem, em que partículas, como CAG, biochar, areia ou magnetita, funcionam como centros de nucleação, diminuindo a fase de latência na granulação (TAO et al., 2017). Outro mecanismo importante é a interação com a matriz de SPE por meio de pontes iônicas, sobretudo na presença de cátions divalentes ou trivalentes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+}), que se ligam a polissacarídeos e proteínas, aumentando a rigidez e a coesão estrutural.

Além disso, materiais carbonáceos e minerais condutores podem favorecer a transferência de elétrons, por mecanismos semelhantes à transferência direta entre espécies ou via mediação redox, contribuindo para maior estabilidade metabólica e para a degradação de compostos recalcitrantes (ZHANG et al., 2022).

De forma complementar, partículas adsorventes, como carvão ativado e biocarvão, auxiliam na remoção de poluentes e inibidores, reduzindo o estresse da comunidade microbiana e aumentando a eficiência do sistema (ZHANG et al., 2024; TAO et al., 2017). Em alguns casos, efeitos bioquímicos específicos também são observados, como no caso do Mg^{2+} , que, além de estabilizar a matriz de SPE, atua como cofator enzimático, intensificando processos metabólicos microbianos.

3.3.1.1 *Íons alcalino-terrosos*

Os íons alcalino-terrosos, em especial cálcio e magnésio, exercem papel fundamental na formação e estabilidade dos grânulos no sistema LGA. Ambos interagem com os polissacarídeos e proteínas da matriz de SPE, reforçando as ligações intermoleculares,

aumentando a rigidez estrutural e conferindo maior resistência a forças de cisalhamento. Essa atuação promove a aglomeração de microrganismos, facilita a autoimobilização celular e favorece a formação de estruturas granulares mais densas e estáveis. Além disso, tanto o cálcio quanto o magnésio podem precipitar com fosfato, contribuindo simultaneamente para a remoção de fósforo do efluente e para a consolidação da estrutura granular (MORAIS et al., 2018). A incorporação desses cátions aumenta a densidade dos grânulos, melhora as propriedades de sedimentação e confere maior robustez frente a variações ambientais, como mudanças de pH e temperatura, assegurando maior resiliência do sistema.

Apesar das funções semelhantes, algumas especificidades merecem destaque. O cálcio mostrou-se particularmente eficaz na aceleração da granulação, reduzindo o tempo de formação de 32 para 16 dias em RBS. Nesse mesmo estudo, Jiang et al. (2003) observaram aumento no diâmetro médio dos grânulos (de 2,0 para 2,8 mm), maior retenção de biomassa (de 2,0 para 7,9 g SS·L⁻¹) e melhor sedimentabilidade, com redução do IVL₃₀ de 150 para 100 mL·g⁻¹. Já o magnésio, além de desempenhar funções estruturais semelhantes, apresenta a particularidade de atuar como cofator essencial em diversas reações enzimáticas, potencializando a eficiência metabólica dos microrganismos. Em estudo conduzido por Li et al. (2009), a adição de magnésio reduziu o tempo de granulação de 32 para 18 dias, resultando em aumento do diâmetro médio dos grânulos (de 1,8 para 2,9 mm) e maior retenção de biomassa (de 6,8 para 7,6 g SS·L⁻¹). Diferentemente do observado para o cálcio, a sedimentabilidade se manteve estável, com IVL₃₀ variando apenas entre 20 e 25 mL·g⁻¹.

A eficácia dos aditivos depende fortemente de sua concentração, forma química e regime de aplicação. O cálcio é o cátion mais estudado, com doses em torno de 100 mg·L⁻¹ sendo associadas à redução do tempo de formação de grânulos (de 32 para 16 dias em estudos clássicos) e à melhoria de parâmetros, como densidade e índice volumétrico de lodo (IVL). Sais solúveis, como CaCl₂, CaSO₄ e CaCO₃, têm sido utilizados, sendo a solubilidade e o pH fatores determinantes para a disponibilidade do íon. O magnésio, além de reforçar a matriz estrutural, apresenta efeitos adicionais relacionados à sua função como cofator enzimático, podendo acelerar a granulação em concentrações tipicamente menores ou em proporção com o cálcio (JIANG et al., 2003; LI et al., 2009).

Assim, cálcio e magnésio atuam de forma complementar na granulação, reforçando a estrutura e a estabilidade dos grânulos, enquanto o magnésio ainda contribui para a eficiência metabólica, destacando a importância dos íons alcalino-terrosos no aprimoramento do desempenho dos sistemas de LGA (JIANG et al., 2003; LI et al., 2009).

3.3.1.2. Íons de ferro

A adição de íons de ferro exerce papel relevante na granulação aeróbia, impactando tanto positivamente quanto negativamente o desempenho do sistema. Em concentrações adequadas, os íons ferrosos e férricos podem acelerar a nucleação, promovendo a aglomeração inicial do lodo floculado e a formação de microagregados que servem como núcleos para o crescimento granular (YILMAZ et al., 2017). Além disso, os minerais formados pelo ferro atuam como pontes entre as SPE, reforçando a coesão estrutural dos grânulos e aumentando sua estabilidade, especialmente em condições de baixa DQO (ALI et al., 2021).

Outro aspecto positivo é que a presença de ferro está associada à melhoria de parâmetros, como densidade, sedimentabilidade e resistência mecânica dos grânulos, contribuindo para a formação de um lodo mais compacto e eficiente na remoção de poluentes (YILMAZ et al., 2017).

Por outro lado, o excesso de ferro pode ter efeitos adversos. Concentrações elevadas favorecem a precipitação mineral excessiva, aumentando a densidade e fragilidade dos grânulos, o que compromete sua integridade estrutural (ALI et al., 2021). Além disso, doses elevadas de ferro podem alterar a composição microbiana, reduzindo a diversidade e favorecendo apenas organismos tolerantes, o que prejudica a robustez do ecossistema e pode afetar negativamente a remoção de nutrientes (YILMAZ et al., 2017).

Assim, o ferro deve ser aplicado de forma controlada, visto que em concentrações moderadas promove a nucleação, estabilidade e resistência dos grânulos, mas em excesso pode comprometer tanto a estrutura quanto a diversidade microbiana do LGA.

3.3.1.3 Magnetita

A magnetita, um óxido de ferro com propriedades magnéticas, exerce influência direta na formação e estabilidade dos grânulos de lodo granular aeróbio (LGA). Quando adicionada ao sistema, atua como núcleo de agregação, ao redor do qual microrganismos podem se fixar, acelerando a nucleação e resultando em grânulos mais robustos e estáveis (HAN et al., 2023). Além disso, contribui para a coesão granular ao promover pontes iônicas entre os componentes das SPE, reforçando a integridade estrutural sob condições de alto cisalhamento hidráulico.

De acordo com Han et al. (2023), a presença de magnetita está diretamente relacionada ao aumento da densidade dos grânulos, o que resulta em melhor

sedimentabilidade e maior compactação, fatores essenciais para o desempenho e a estabilidade do LGA em reatores biológicos. Além disso, os autores destacam que a magnetita atua como material adsorvente ativo, capaz de remover poluentes orgânicos e inorgânicos, incluindo fosfatos e nitratos, contribuindo significativamente para a eficiência global do tratamento de efluentes e para a robustez estrutural dos grânulos.

Em estudos recentes, a adição de magnetita tem se mostrado eficaz na aceleração do processo de granulação aeróbia, promovendo a formação mais rápida de grânulos e reduzindo significativamente o período de startup dos sistemas. Além disso, a magnetita contribui para o aumento da resistência mecânica e da estabilidade estrutural dos agregados microbianos, favorecendo o desenvolvimento de lodo granular mais compacto e robusto (HAN et al., 2023).

3.3.1.4 Materiais carbonáceos

No caso de materiais carbonáceos (CAG, biocarvão, carvão ativado em pó ou partículas gráficas), as concentrações relatadas variam de $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, sendo frequentemente utilizadas concentrações de $1\text{-}10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ em estudos laboratoriais ou pilotos. O tamanho de partícula constitui parâmetro crítico: partículas excessivamente grandes tendem a sedimentar isoladamente, enquanto partículas muito pequenas podem ser carregadas para o efluente. Estudos indicam faixas ideais (como malha 140-200 para materiais carbonáceos), que favorecem nucleação e compactação dos grânulos (ALI et al., 2021; ZHANG et al., 2024).

Tao et al. (2017) demonstraram que a adição de carvão ativado granular pode acelerar o processo de granulação aeróbia. De forma semelhante, Su e Yu (2005) observaram que os grânulos maturados atingiram um diâmetro médio máximo de $1,87 \pm 0,34$ mm e uma taxa de crescimento específico de 0,12 por dia.

Os estudos de Tao et al. (2017) sugerem que o carvão ativado granular pode resultar na diminuição do diâmetro dos grânulos. Estudo anterior mostrou que grânulos grandes estão sujeitos à morte e decomposição celular devido à limitação da transferência de massa, o que pode resultar em instabilidade ou até mesmo quebra dos grânulos. Em contraste, os grânulos pequenos podem possuir as vantagens tanto do floco quanto do lodo granular em termos de resistência reduzida à transferência de massa e boa sedimentabilidade. Portanto, o tamanho pequeno com o uso do carvão ativado granular ajuda a estabilizar os grânulos. Além disso, os núcleos do carvão ativado granular fornecem aos grânulos um meio de suporte forte e, assim, ajudam a sustentar a estabilidade dos grânulos maduros para a operação de

tratamento de águas residuais a longo prazo (ALI et al., 2021; ZHANG et al., 2024).

De acordo com Tao et al. (2017), o estudo avaliou o impacto do carvão ativado granular (CAG) sobre as SPE e a estabilidade estrutural dos grânulos aeróbios. Com a adição de CAG, os grânulos amadureceram 9 dias antes dos do grupo controle, evidenciando que o material acelerou a granulação. A microscopia eletrônica de varredura revelou que a superfície dos grânulos com CAG era mais densa e lisa, o que pode atuar como primeira linha de defesa contra pressões externas de seleção. Após a maturação, não foram observadas diferenças na remoção de poluentes entre os grânulos com e sem CAG. Quanto às SPE, o teor de proteínas nos grânulos com CAG foi superior ao do controle, enquanto o conteúdo de polissacarídeos permaneceu semelhante, indicando que o CAG influenciou mais a fração proteica das SPE do que os polissacarídeos.

Um estudo feito por Li et al. (2013) avaliou os efeitos do carvão ativado granular e do carvão ativado em pó na granulação de grânulos aeróbios e mostrou que a adição de carvão ativado granular encurtou bastante o processo de granulação (de 6 semanas para menos de 3 semanas), enquanto a adição de carvão ativado em pó não acelerou significativamente a granulação.

Pesquisas recentes testemunharam um interesse crescente no uso de biocarvão como materiais funcionais para a remoção de contaminantes ambientais de sistemas de tratamento de águas residuais. O biocarvão, um material carbonáceo derivado da pirólise de resíduos biológicos em um ambiente com oxigênio limitado, pode servir como uma matriz de remediação econômica, acessível e sustentável, pois utiliza-se de algum resíduo agrícola para o seu desenvolvimento, como, por exemplo, a fibra do coco, o bagaço da cana de açúcar, a palha do trigo, entre outros. Ele é comumente usado para melhorar a estrutura e a fertilidade do solo para produtos de biomassa mais elevados e minimizar a perda de fertilizantes (JAGADEESH et al., 2023).

16

Além disso, de acordo com Jagadeesh et al. (2023), o biocarvão pode adsorver ou quelar poluentes ambientais, incluindo poluentes orgânicos hidrofóbicos, reduzindo sua mobilidade e biodisponibilidade em solo ou sedimento. Recentemente, as propriedades redox do biocarvão têm despertado grande interesse, uma vez que ele é capaz de mediar a transferência de elétrons, participando tanto do ciclo biogeoquímico de elementos quanto da transformação de contaminantes, potencializando sua atuação em processos ambientais. O uso do biocarvão foi reconhecido por possuir várias características de valor agregado de alta porosidade, capacidade de troca iônica, grupos funcionais abundantes e é um excelente

mediador redox.

De acordo com Zhang et al. (2022), o biocarvão, derivado da pirólise de resíduos agrícolas como bagaço de cana e palha de trigo, apresenta elevada área superficial e porosidade, características que favorecem tanto a adesão microbiana quanto a retenção de biomassa, resultando em maior estabilidade dos grânulos. Já Yang et al. (2020) destacam que os grupos funcionais presentes na superfície do biocarvão não apenas aumentam a capacidade de adsorção de poluentes, mas também favorecem processos de mediação redox, que estimulam a interação entre diferentes populações microbianas, contribuindo para a formação de agregados mais compactos. Por sua vez, Zhang et al. (2017) observaram que o biocarvão pode atuar como suporte físico para nucleação inicial dos grânulos e, simultaneamente, melhorar a eficiência metabólica do sistema, especialmente em condições de baixa disponibilidade de substrato.

Assim, de acordo com esses autores, o biocarvão apresenta um papel multifuncional nos sistemas de LGA, combinando funções de suporte físico, adsorvente de poluentes e mediador de interações metabólicas, o que o torna um aditivo promissor para acelerar a granulação e aumentar a eficiência da remoção de contaminantes.

No entanto, apesar desses avanços, o papel do biocarvão como mediador redox sólido ainda é pouco explorado, não havendo relatos consolidados sobre sua imobilização direcionada para intensificar processos de biorredução. Da mesma forma, a capacidade da interação biocarvão-microrganismo em ampliar a transferência de elétrons para poluentes aceptoras ainda carece de comprovação experimental. Essa lacuna evidencia a necessidade de mais estudos que investiguem, de forma sistemática, a contribuição do biocarvão não apenas como suporte estrutural, mas também como agente ativo no fortalecimento da granulação e na intensificação da biodegradação em sistemas de tratamento de águas residuárias.

3.3.2 Regimes de aplicação, efeitos de partícula e limitações

O estudo de Pijuan et al. (2011) propõe uma estratégia eficaz para reduzir o tempo de partida de reatores de lodo granular aeróbio por meio da inoculação com grânulos aeróbios triturados, promovendo a rápida formação de agregados estáveis e preservando a eficiência de remoção de nutrientes. De forma distinta, estudos recentes têm demonstrado que a adição de materiais carbonáceos, como carvão ativado granular (CAG) e biocarvão (BC), pode desempenhar papel complementar na aceleração da granulação, atuando como núcleos físicos de agregação e superfícies para adesão microbiana (LIANG et al., 2019; TAO et al., 2017;

MING et al., 2019). Esses materiais favorecem a retenção de biomassa, a produção de EPS e a formação de microambientes redox no interior dos grânulos, fatores que contribuem indiretamente para a antecipação da estabilidade funcional do sistema e para a manutenção da remoção eficiente de nitrogênio e fósforo (Wang et al., 2020; Zhang et al., 2022).

Segundo Barros et al. (2021), a dosagem controlada de cátions divalentes, especialmente Ca^{2+} , é vantajosa em afluentes de baixa dureza ou sob alto consumo químico, pois mantém concentrações estáveis desses íons no reator, favorecendo a compactação da matriz de SPE e a estabilidade dos grânulos. Em linha com isso, Kończak et al. (2014) enfatizam que a formação/estrutura das SPE depende da presença de cátions divalentes ($\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$), e de Graaff et al. (2020) reportam que $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ elevam a força e a sedimentabilidade dos agregados, reforçando a necessidade de reposição/dosagem adequada quando a dureza do influente é baixa.

Já Haaksman et al. (2023) avaliaram o modo de alimentação anaeróbia e discutem explicitamente *pulse-feeding* vs. outras estratégias, evidenciando que o padrão de pulsos controla a distribuição do substrato entre tamanhos de grânulos e pode ser usado estrategicamente para estabilizar e acelerar a granulação sob esgoto real.

Autores como Wu et al. (2025) enfatizam que o tamanho das partículas é um parâmetro determinante no desempenho do lodo granular aeróbio, pois influencia diretamente a adesão microbiana, a incorporação ao grânulo e os mecanismos eletroquímicos e redox associados. Partículas de tamanho intermediário tendem a favorecer a formação de grânulos mais estáveis, enquanto partículas em escala nanométrica podem atuar como mediadores redox, embora requeiram cautela devido ao seu potencial tóxico e à possibilidade de liberação no efluente.

Contudo, o tamanho das partículas isoladamente não é um critério definitivo para determinar a formação de grânulos aeróbios, uma vez que seu efeito depende das condições operacionais e da interação entre os microrganismos e o material suporte. Dentro dos sistemas de cultivo, o tamanho das partículas está intimamente associado ao desempenho do LGA. À medida que a biomassa se desenvolve e os microrganismos proliferam, o diâmetro dos grânulos aumenta, e grânulos maiores tendem a apresentar melhor sedimentabilidade e estabilidade estrutural, refletindo a maturação do sistema e sua eficiência de separação sólido- líquido.

Adicionalmente, fatores estruturais como porosidade superficial e área específica, particularmente relevantes em materiais carbonáceos, como CAG e biocarvão, influenciam

diretamente a eficiência do processo de granulação e remoção de poluentes. Apesar dos benefícios potenciais, a utilização de aditivos apresenta limitações e riscos, incluindo a formação de precipitados e incrustações em decorrência de doses excessivas de Ca^{2+} e Mg^{2+} (JIANG et al., 2003; LI et al., 2009), a alteração da composição e diversidade microbiana sob concentrações elevadas de determinados metais, como Fe^{3+} (YILMAZ et al., 2017), e a possível perda de partículas adsorventes de granulometria reduzida, exigindo controle operacional rigoroso e seleção adequada das condições de aplicação (ZHANG et al., 2017; TAO et al., 2017).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Configuração experimental e condições operacionais

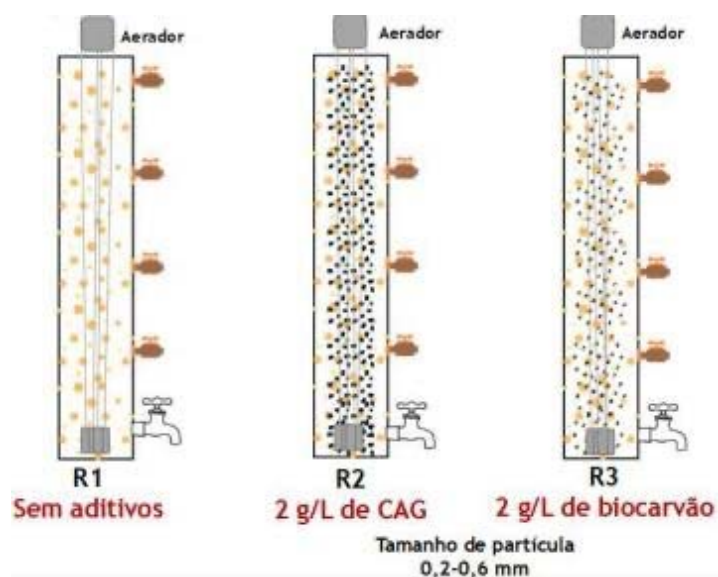
Três RBS de bancada, com volume útil de 8 L, foram construídos em acrílico ($H = 1,0$ m e $D = 10$ cm). Os reatores foram inoculados com lodo proveniente de um sistema UCT, de uma estação de tratamento de esgoto doméstico, em uma concentração inicial de 2 g SSV L^{-1} . O R1 foi utilizado como controle, enquanto o R2 e o R3 receberam, respectivamente, 2 g L^{-1} de CAG e de BC, ambos com granulometria entre $0,2$ e $0,6$ mm (Figura 1).

Tabela 1 - Tabela resumo para descrição de etapas e condições experimentais.

Item	Descrição resumida
Reatores	Três RBS de bancada em acrílico (8 L; $H = 1,0$ m; $D = 10$ cm)
Inóculo	Lodo de sistema UCT (ETE doméstica), 2 g SSV L^{-1}
Configuração	R1: controle; R2: 2 g L^{-1} de CAG; R3: 2 g L^{-1} de BC
Materiais carbonáceos	CAG e BC com granulometria de $0,2$ – $0,6$ mm
Origem do BC	Bagaço de cana-de-açúcar, pirólise a 450 °C por 1 h
Temperatura	27 ± 1 °C
Afluente sintético	1000 mg DQO L^{-1} (ác. propiônico), 50 mg N- NH_4^+ L^{-1} , 7 mg P- PO_4^{3-} L^{-1}
Aditivos	Micronutrientes (1 mL L^{-1}) e $NaHCO_3$ ($2,5$ g L^{-1})
Aeração	Vazão de 6 L min^{-1} ; velocidade ascensional de $1,2$ cm s^{-1}

Fonte: A autora.

Figura 1 - Configuração experimental: diagrama esquemático (a) e imagem dos sistemas laboratoriais (b).



(a)



(b)

Fonte: A autora.

O CAG (Êxodo Científica, Brasil; especificação original 1-2 mm) foi macerado e peneirado em malhas metálicas (0,6 e 0,2 mm) para obtenção da faixa desejada. O BC foi produzido a partir de bagaço de cana-de-açúcar, submetido à pirólise em forno mufla a 450 °C por 1 h, resfriado, lavado com água ultrapura, seco em estufa e peneirado até a granulometria especificada (Figura 2).

Os reatores foram operados a 27 ± 1 °C e alimentados com afluente sintético contendo 1000 mg DQO L⁻¹ (ácido propiônico), 50 mg N-NH₄⁺ L⁻¹ (cloreto de amônio), 7 mg P-PO₄³⁻ L⁻¹ (fosfato de potássio), 1 mL L⁻¹ de solução de micronutrientes (ROLLEMBERG et

al, 2020), com velocidade ascensional de $1,2 \text{ cm s}^{-1}$ e vazão de 6 L min^{-1} .

Figura 2 - Materiais carbonáceos: carvão ativado granular (a) e biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar (b).



Fonte: A autora.

O sistema foi operado durante 106 dias em ciclos de 6 h, divididos em: enchimento (20 min), reação anaeróbia (120 min), reação aeróbia (198-213 min), sedimentação (20-5 min), descarte (1 min) e tempo ocioso (1 min). A troca volumétrica ao final de cada ciclo foi de 50%, resultando em tempo de detenção hidráulica de 12 h.

A fase de granulação foi conduzida em quatro etapas (I, II, III e IV-G), reduzindo gradualmente o tempo de sedimentação de 20 para 15, 10 e 5 min, com redistribuição proporcional para a etapa aeróbia. Cada estágio durou 1-2 semanas. Na fase subsequente de maturação (Etapa IV-M), mantiveram-se as condições da Etapa IV-G.

Figura 3 - Fase de granulação e maturação



Fonte: A autora

Ao final da operação, foram realizados ensaios de ciclo (6 h) para avaliar a

remoção de matéria orgânica (DQO), nitrogênio e fósforo. Amostras foram coletadas a cada 30 min para determinação de DQO, amônia, nitrito, nitrato e fosfato. O oxigênio dissolvido (OD) foi monitorado continuamente (YSI 5000, YSI Incorporated, EUA).

4.2 Ensaios de ciclo

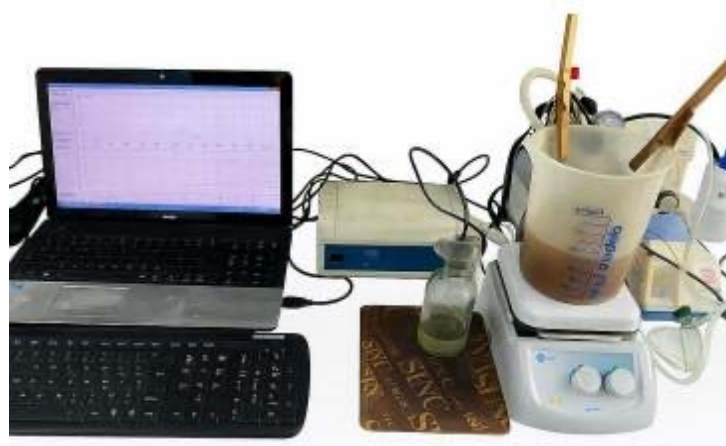
Ao final da operação, foram realizados ensaios de ciclo (6 h) para avaliar a remoção de matéria orgânica (DQO), nitrogênio e fósforo. Amostras foram coletadas a cada 30 min para determinação de DQO, amônia, nitrito, nitrato e fosfato. O oxigênio dissolvido (OD) foi monitorado continuamente (YSI 5000, YSI Incorporated, EUA).

4.3 Ensaios respirométricos

A atividade heterotrófica aeróbia e a atividade nitrificante dos LGA cultivados foram avaliadas por ensaios respirométricos. Utilizou-se o respirômetro Beluga acoplado ao software Resp43 para determinação da taxa de consumo de oxigênio (TCO). A partir da TCO, calcularam-se a constante específica de utilização de substrato (K_{ms}) e a taxa de crescimento específico máxima (μ_m).

Os ensaios foram conduzidos com 1 L de licor misto e adição de substratos específicos: ácido propiônico ($120 \text{ mg DQO L}^{-1}$) para atividade heterotrófica e cloreto de amônio ($10 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$) para atividade nitrificante (Figura 3).

Figura 4 - Configuração experimental dos ensaios respirométricos.



Fonte: A autora.

4.4 Métodos analíticos

A determinação de DQO, N-NH₄⁺, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) seguiu os *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). As concentrações de N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ e P-PO₄³⁻ foram analisadas por cromatografia iônica (Dionex™ ICS-1100, Thermo Scientific, EUA), conforme Argenta et al. (2021).

A sedimentabilidade foi avaliada pelo índice volumétrico de lodo (IVL) em 5 e 30 min (SCHWARZENBECK et al., 2005). A granulometria dos LGA foi obtida por peneiramento em malhas de 0,2, 0,6 e 1,0 mm (BIN et al., 2011). As SPE foram quantificadas de acordo com Frutuoso et al. (2024). O teor de proteínas (PN) foi determinado pelo método de Lowry modificado, e o de polissacarídeos (PS) pelo método do ácido sulfúrico-fenol.

A resistência física dos grânulos foi avaliada pelo coeficiente de estabilidade (S), segundo Nor-Anuar et al. (2012), classificando-os como muito resistentes (S < 5%), resistentes (5-20%) ou não resistentes (S > 20%). As análises morfológicas foram realizadas por microscopia óptica (TIM-107, Opton).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Granulação

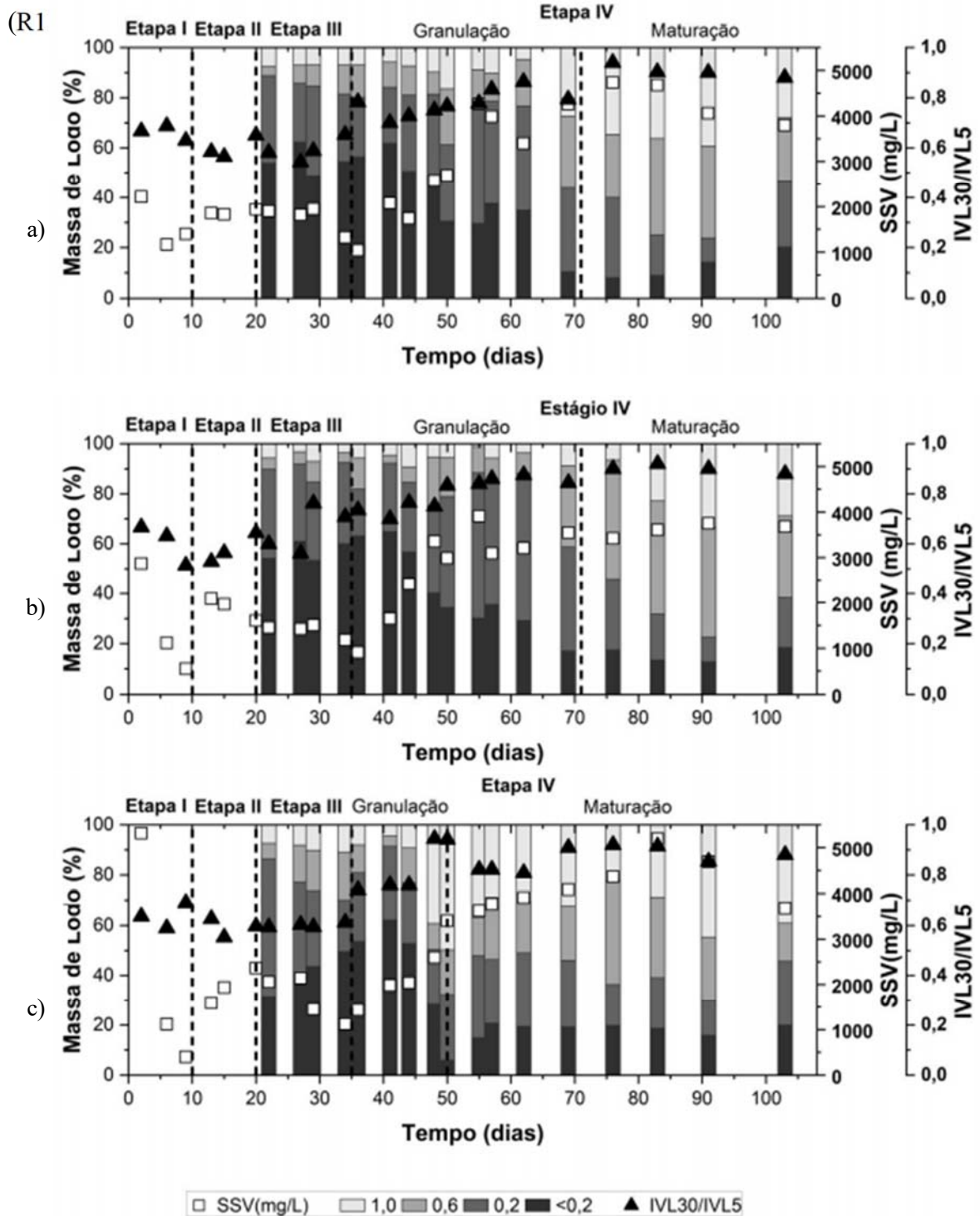
No início do experimento, todos os reatores foram inoculados com 2000 mg SSV L⁻¹. Durante a Etapa I (tempo de sedimentação de 20 min), observou-se perda acentuada de biomassa em todos os sistemas, consequência da baixa sedimentabilidade do lodo de inóculo. Os menores valores registrados foram de 1167 mg L⁻¹ no R1, 550 mg L⁻¹ no R2 e 400 mg L⁻¹ no R3, acompanhados por razões IVL₃₀/IVL₅ entre 0,5 e 0,7, indicando predomínio de flocos pouco compactos (Figura 4). Esse padrão é consistente com estudos anteriores, que descreveram perdas iniciais seguidas por enriquecimento gradual em partículas mais densas sob pressão seletiva (ARGENTA et al., 2021; BARROS et al., 2021).

Com a redução do tempo de sedimentação para 15 min na Etapa II e 10 min na Etapa III, iniciou-se a seleção de agregados mais compactos. Houve recuperação da biomassa, com aumento progressivo de SSV e redução do IVL. Entretanto, enquanto R1 e R2 ainda apresentavam predomínio de partículas < 0,2 mm (> 50%), o R3 já se destacava com cerca de 20% de grânulos acima de 0,6 mm e mais de 10% acima de 1 mm (Figura 4), evidenciando início precoce de granulação.

Na Etapa IV (5 min de sedimentação), a transição de lodo floculento para granular ficou evidente. O SSV ultrapassou 3000 mg L⁻¹ em todos os reatores, e as razões IVL₃₀/IVL₅ superaram 0,8, atendendo aos critérios clássicos para caracterização da biomassa granular (DE KREUK et al., 2007). Além disso, os percentuais de grânulos > 0,2 mm superaram 80% em todos os sistemas, embora o avanço tenha sido mais acelerado em R3, onde quase 50% dos grânulos já estavam acima de 1 mm no dia 50 (Figura 4). Esses resultados confirmam que o BC atuou como núcleo de granulação, acelerando à formação de grânulos estáveis.

Durante a fase de maturação (Etapa IV-M), o R3 manteve vantagem, alcançando picos superiores a 5000 mg SSV L⁻¹ (dia 83) e apresentando frações de 30-40% de grânulos > 1 mm, embora tenha estabilizado posteriormente em torno de 3700 mg L⁻¹. O R1 apresentou desempenho intermediário, mantendo 3800-4000 mg L⁻¹ e cerca de 30-40% de grânulos acima de 0,6 mm. Já o R2 foi o menos eficiente, com menor acúmulo de biomassa e distribuição granulométrica concentrada em 0,6 mm (Figura 4), sugerindo efeito limitado do CAG como núcleo de agregação.

Figura 4 - Evolução da concentração de SSV, da razão IVL_{30}/IVL_5 e da distribuição granulométrica dos lodos dos reatores ao longo das etapas experimentais: (a) reator controle



Fonte: A autora.

Comparando os aditivos, embora o carvão ativado granular (CAG) seja amplamente descrito como um núcleo eficiente para agregação, por favorecer a adesão celular e o crescimento microbiano (LIANG et al., 2019; TAO et al., 2017), no presente estudo sua eficácia foi limitada, uma vez que o material não permaneceu associado à biomassa. Esse comportamento pode ser atribuído à maior densidade do CAG, que, conforme discutido por Liang et al. (2019), pode dificultar sua ressuspensão em sistemas com aeração insuficiente, reduzindo o contato efetivo com o lodo. Em contraste, o biocarvão (BC), caracterizado por menor densidade aparente e elevada porosidade, aderiu de forma estável à biomassa, favorecendo a retenção microbiana e a formação de microambientes internos. Esse efeito resultou na antecipação da granulação em aproximadamente 20 dias (Figura 4), em consonância com estudos prévios que associam o uso de BC à aceleração da granulação e ao aumento da estabilidade estrutural dos grânulos (MING et al., 2019; WANG et al., 2020; ZHANG et al., 2022).

As SPE reforçam esses achados (Figura 5). No R1, os valores oscilaram bastante, atingindo máximo de 4143 mg SPE g⁻¹ SSV na Etapa III, mas sem consistência ao longo do tempo. No R2, a produção foi mais estável (sempre acima de 2000 mg SPE g⁻¹ SSV), sugerindo efeito positivo do CAG sobre a regularidade da matriz polimérica. O R3 apresentou comportamento mais flutuante, com picos já na Etapa I (3500 mg SPE g⁻¹ SSV), possivelmente associados a estímulo inicial do BC, mas estabilizando em níveis intermediários na maturação.

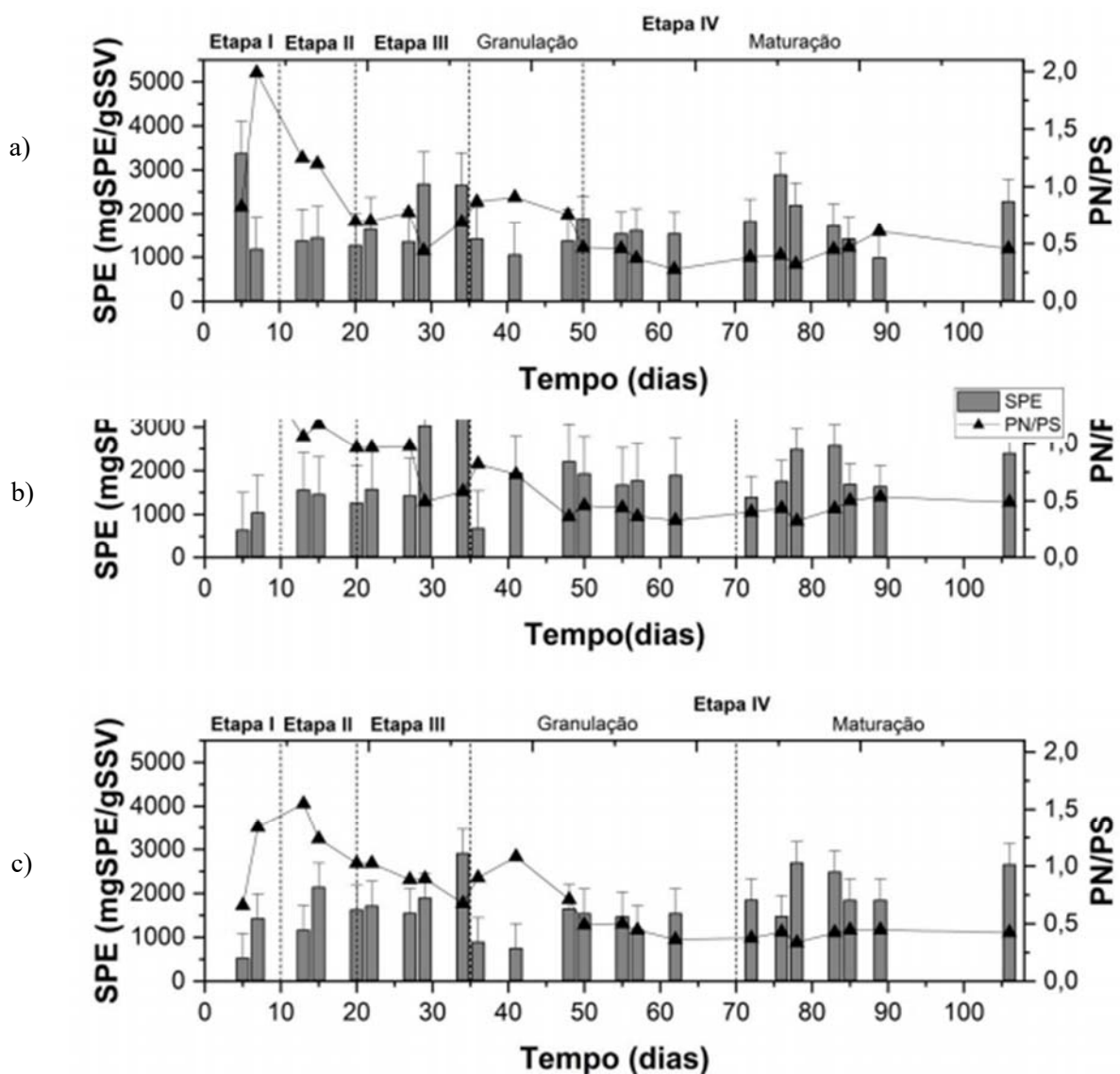
A relação entre proteínas e polissacarídeos (PN/PS), amplamente utilizada como indicador da composição do EPS e das propriedades físico-químicas do lodo granular, apresentou comportamento semelhante em todos os sistemas avaliados. Observou-se valores iniciais mais elevados, atingindo aproximadamente 2,0 nos reatores R1 e R3, seguidos por redução gradual e convergência para valores inferiores a 1,0 durante a fase de maturação (Figura 5). Embora proporções mais elevadas de proteínas estejam associadas ao aumento da hidrofobicidade superficial e ao favorecimento das etapas iniciais de agregação microbiana (GUO et al., 2011), a diminuição da razão PN/PS ao longo da operação indica o predomínio de polissacarídeos no EPS, componente estruturalmente mais estável. Esse predomínio está relacionado ao aumento da coesão, resistência mecânica e estabilidade a longo prazo do lodo granular aeróbio, conforme reportado por Adav et al. (2008) e Wang et al. (2021).

A resistência dos grânulos ao cisalhamento, parâmetro reconhecido como indicador de robustez estrutural (NOR-ANUAR et al., 2012), foi confirmada pelos valores de S do presente estudo, determinados ao final do experimento: 17,3% (R1), 9,9% (R2) e 11,6%

(R3). Esses resultados indicam alta resistência mecânica em todos os reatores, com maior robustez nos sistemas suplementados com aditivos, possivelmente devido ao estímulo à produção de SPE e ao efeito de suporte físico conferido pelos materiais carbonáceos.

De modo geral, os resultados confirmam o padrão típico de evolução de sistemas de lodo granular aeróbio, ou seja, perdas iniciais de biomassa seguidas por seleção e enriquecimento em grânulos compactos. Entretanto, evidenciam também que o BC acelerou a maturação em relação ao CAG e ao controle, resultando em maior fração de grânulos grandes, maior estabilidade mecânica e transição mais rápida entre a etapa de granulação e a de maturação.

Figura 5 - Variação da produção de SPE e da razão PN/PS dos lodos dos reatores ao longo de etapas experimentais: (a) reator controle (R1), (b) reator com carvão ativado granular (R2) (c) reator com biocarvão (R3).

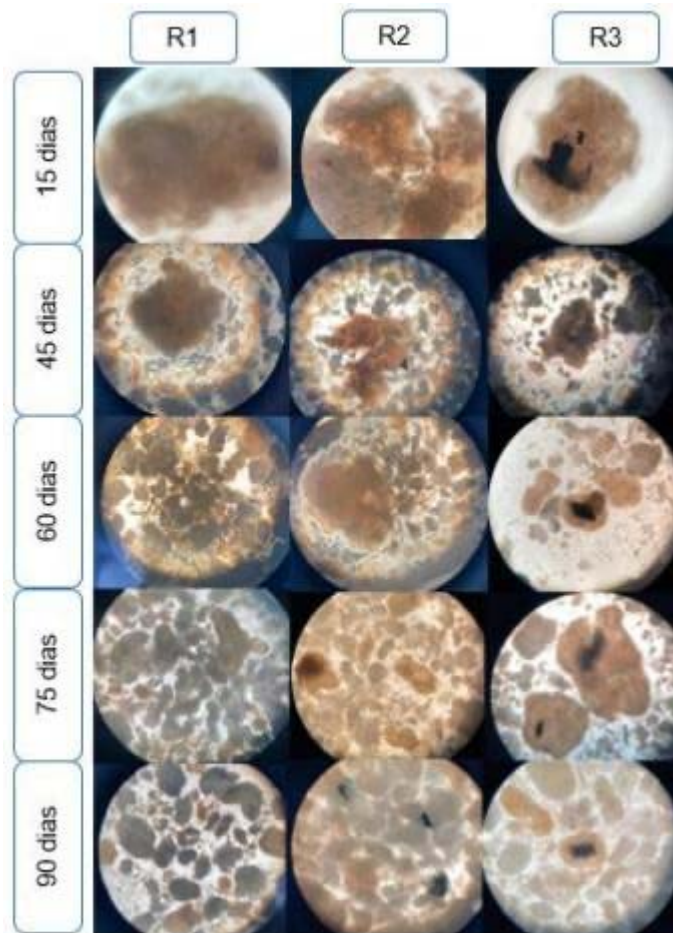


Fonte: A autora.

5.2 Características morfológicas

As análises morfológicas por microscopia óptica (Figura 6) permitiram observar diferenças significativas na evolução estrutural da biomassa entre os reatores. No R1 (controle), a granulação ocorreu de forma gradual, com estruturas esféricas mais evidentes apenas após 60 dias, evoluindo para grânulos compactos e bem definidos no período de maturação (75-90 dias). No R2 (com CAG), a biomassa apresentou agregados heterogêneos e fragmentados ao longo da operação, sugerindo que o CAG não funcionou de maneira eficaz como núcleo de granulação. Esse comportamento pode estar relacionado à granulometria empregada (0,2-0,6 mm), de maior densidade em comparação à utilizada em estudos como o de Tao et al. (2017), que relatou nucleação eficiente com partículas mais finas (0, 125-0,300 mm). Já o R3 (com BC) apresentou agregados mais compactos e definidos a partir de 45 dias, reforçando o papel do BC como facilitador da agregação celular e granulação. A menor densidade e a porosidade do BC favoreceram sua ressuspensão e adesão à biomassa, acelerando a formação de grânulos estáveis. Resultados similares foram relatados por Zhang et al. (2022), que observaram que o BC atuou como núcleo eficiente, antecipando a granulação em cerca de 20 dias.

Figura 6 - Evolução morfológica dos lodos dos reatores observada por microscopia óptica ao longo da operação: (a) reator controle (R1), (b) reator com carvão ativado granular (R2) e (c) reator com biocarvão (R3). Imagens obtidas em 15, 45, 60, 75 e 90 dias de operação.



Fonte: A autora.

As micrografias revelam um detalhe importante: no R3, partículas de BC (visíveis como manchas escuras) aparecem envolvidas pela biomassa, funcionando como núcleos de granulação efetivos e contribuindo para a formação de grânulos compactos e homogêneos. Já no R2, embora algumas partículas de CAG possam ser identificadas na última micrografia, estas não se encontram encapsuladas, sugerindo integração limitada ao lodo.

Essas observações visuais são consistentes com os resultados quantitativos apresentados na Seção 3.1. O R3 destacou-se pela rápida transição da etapa de granulação (IV-G) para a maturação (IV-M), atingindo frações superiores a 40% de grânulos > 1,0 mm já na fase inicial da maturação. De acordo com os critérios propostos por de Kreuk et al. (2007), que estabelecem como indicativos de biomassa granular estável valores de IVL_{30}/IVL_5 superiores a 0,8 e pelo menos 80% dos agregados com diâmetro > 0,2 mm, o R3 atendeu

precocemente a esses parâmetros, enquanto o R1 e o R2 atingiram esses valores apenas mais tardiamente.

Embora o coeficiente de estabilidade (S) tenha sido determinado apenas ao final do experimento, os resultados corroboram as observações microscópicas. Considerando os critérios de Nor Anuar et al. (2012), todos os reatores apresentaram grânulos classificados como resistentes ($5\% \leq S \leq 20\%$). Ainda assim, os sistemas suplementados com CAG e, sobretudo, com BC exibiram valores mais baixos de S, indicando maior resistência mecânica. Essa robustez é consistente com a morfologia mais compacta e regular observada na Figura 6, reforçando a conclusão de que a adição de materiais carbonáceos, especialmente o BC, promoveu biomassa granular mais coesa e estável.

5.3 Desempenho de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo

A remoção de matéria orgânica (DQO) apresentou desempenho consistentemente elevado em todos os reatores e etapas ($> 95\%$), atingindo valores máximos de 99,7% (R2, Etapa IV-G) e 99,9% (R3, Etapa IV-M) (Tabela 1). O menor valor foi observado no R1 na Etapa I (95,6%), compatível com o período inicial de aclimação. Após a granulação (Etapa IV-G), todos os sistemas mostraram desempenho próximo à remoção completa, sem diferenças relevantes entre controle e aditivos. Isso confirma que nem o CAG nem o BC prejudicaram a depuração orgânica. Ainda, os menores desvios padrão em R2 e R3 sugerem que os materiais carbonáceos favoreceram a estabilidade do processo. Esses resultados estão em conformidade com os estudos de Liang et al., (2019) e Zhang et al. (2022), que reportaram eficiências de remoção de DQO superiores a 95% em reatores de LGA, tanto nos sistemas controle quanto naqueles suplementados com materiais carbonáceos (CAG e BC, respectivamente).

Quanto à remoção de amônia ($N-NH_4^+$), os valores mais baixos ocorreram na Etapa I: 59,1% (R1), 45,5% (R2) e 37,5% (R3) (Tabela 1). Esses valores refletem o período inicial de aclimação da biomassa, em que a comunidade nitrificante ainda estava em desenvolvimento. A partir da Etapa II, todos os reatores superaram 90%, atingindo eficiências superiores a 98% durante a maturação (Etapa IV-M). A remoção de nitrogênio total (NT) acompanhou essa tendência, mas com menor eficiência global. Após valores muito baixos na Etapa I (26-51%), observou-se recuperação progressiva, alcançando remoções entre 69 e 75% nos três reatores na Etapa IV-G. Na maturação (Etapa IV-M), entretanto, houve declínio para 63,5% no R1, 60,5% no R2 e 65,0% no R3 (Tabela 1). Esse comportamento indica que,

embora os aditivos, em especial o BC, tenham contribuído para maior estabilidade estrutural da biomassa, não foram suficientes para sustentar ganhos adicionais na remoção de amônia e NT após a granulação consolidada.

Uma característica fundamental do LGA é a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) durante a fase aeróbia dos ciclos de operação em RBS, viabilizada pela coexistência de zonas aeróbias e anóxicas no interior dos grânulos (ROLLEMBERG et al., 2019b). Contudo, a eficiência desse mecanismo depende da difusão de oxigênio e da disponibilidade de DQO ao longo do ciclo. Grânulos pequenos permitem maior penetração de oxigênio, restringindo a espessura da zona anóxica e, conseqüentemente, a desnitrificação. No presente estudo, durante a fase de maturação, a fração de grânulos > 1,0 mm foi relativamente baixa (média de 34,6% no R1, 22,9% no R2 e 32,9% no R3), o que pode justificar as menores remoções de NT obtidas (60-65%). Em contraste, Rolleberg et al. (2020), relataram maior fração de grânulos acima de 1,0 mm (> 70%) e remoções de NT mais elevadas (77%). Ainda assim, a granulometria não é o único fator limitante. Barros et al. (2020) demonstraram que a baixa taxa de desnitrificação em sistemas de LGA pode estar mais associada ao esgotamento precoce de DQO durante a fase aeróbia do ciclo do que à ausência de zonas anóxicas.

A remoção de fósforo foi baixa em todos os reatores, variando entre 20 e 40% ao longo do experimento (Tabela 1). Durante a fase de maturação (Etapa IV-M), os valores se mantiveram semelhantes entre os reatores. Em alguns pontos da fase de granulação (Etapa IV-G), houve valores ligeiramente mais altos, mas sem consistência entre os sistemas ou continuidade na maturação. Esses resultados indicam que nem o CAG nem o BC exerceram efeito significativo sobre a remoção de fósforo. Portanto, a principal contribuição dos materiais carbonáceos ocorreu nos processos de granulação.

Tabela 2 - Desempenho de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo dos reatores ao longo das etapas experimentais.

Reator	R1					R2					R3				
	I	II	III	IV-G	IV-M	I	II	III	IV-G	IV-M	I	II	III	IV-G	IV-M
DQO_{af}	870	865	785	772	740	870	865	785	772	740	870	865	785	755	793
(mg L⁻¹)	(108)	(126)	(41)	(89)	(115)	(108)	(126)	(41)	(89)	(115)	(108)	(126)	(41)	(66)	(23)
DQO_{ef}	37	23	32	5	13	29	17	19	2	3	20	35	39	2	0
(mg L⁻¹)	(56)	(9)	(34)	(19)	(6)	(37)	(5)	(15)	(4)	(0)	(13)	(13)	(42)	(17)	(0)
Remoção	95,6	97,4	96,0	99,4	98,2	96,6	98,0	97,6	99,7	99,6	97,7	96,0	94,9	99,8	99,9
DQO (%)	(7,0)	(0,6)	(4,3)	(2,2)	(3,9)	(4,6)	(0,8)	(2,0)	(0,4)	(0,9)	(1,6)	(1,0)	(5,7)	(2,6)	(0,1)
N-NH₄⁺_{af}	52,4	59,9	53,8	54,0	47,5	52,4	59,9	53,8	54,0	47,5	52,4	59,9	53,8	58,0	48,7
(mg L⁻¹)	(7,1)	(11,0)	(3,4)	(4,4)	(3,3)	(7,1)	(11,1)	(3,4)	(4,4)	(3,3)	(7,1)	(11,1)	(3,4)	(2,6)	(3,6)
N-NH₄⁺_{ef}	21,9	0,86	2,3	0,5	0,6	28,7	0,5	3,5	0,5	0,5	32,8	0,5	5,2	0,4	0,5
(mg L⁻¹)	(21,6)	(0,5)	(3,4)	(0,3)	(0,2)	(16,5)	(0,4)	(5,0)	(0,3)	(0,2)	(14,9)	(0,1)	(11,2)	(0,5)	(0,3)
N-NO₃⁻_{ef}	3,6	3,3	3,2	14,0	15,2	3,9	3,2	3,3	14,5	13,8	3,7	3,2	3,8	11,5	17,2
(mg L⁻¹)	(0,6)	(0,1)	(0,1)	(5,1)	(4,8)	(0,6)	(0,1)	(0,2)	(4,4)	(5,7)	(0,6)	(0,1)	(1,0)	(2,4)	(2,4)
Remoção	59,1	98,6	95,9	99,1	98,8	45,5	99,2	93,6	99,0	98,9	37,5	99,1	90,6	99,4	99,1
N-NH₄⁺ (%)	(38,7)	(0,7)	(6,2)	(0,5)	(0,4)	(28,9)	(0,5)	(8,9)	(0,6)	(0,3)	(26,0)	(0,3)	(20,0)	(0,9)	(0,6)
Remoção	50,9	81,5	75,0	74,3	63,5	35,4	82,1	73,4	69,6	60,5	26,1	80,7	70,1	75,2	65,0
N (%)	(36,6)	(3,4)	(5,3)	(7,4)	(14,0)	(27,7)	(4,2)	(6,9)	(7,1)	(17,5)	(25,5)	(4,4)	(18,6)	(1,4)	(6,1)
P-PO₄³⁻_{af}	6,4	11,7	6,2	10,1	9,6	6,4	11,7	6,2	10,1	9,6	6,4	11,7	6,2	9,1	9,9
(mg L⁻¹)	(0,9)	(7,8)	(2,6)	(1,4)	(0,7)	(0,9)	(7,8)	(2,6)	(1,4)	(0,7)	(0,9)	(7,8)	(2,6)	(2,1)	(0,7)

P-PO₄³⁻ef	4,8	9,1	4,5	6,9	7,3	4,8	7,9	6,1	8,3	7,9	5,5	8,9	4,7	6,5	8,0
(mg L⁻¹)	(2,1)	(5,5)	(1,3)	(1,0)	(1,5)	(1,3)	(3,4)	(4,5)	(1,3)	(1,9)	(1,9)	(3,2)	(1,6)	(0,5)	(1,2)
Remoção	31,8	28,3	27,7	40,4	23,3	25,6	34,7	28,0	33,9	23,4	21,3	36,1	29,4	42,8	23,2
P (%)	(20,9)	(2,6)	(12,8)	(13,0)	(1,8)	(18,1)	(8,4)	(10,9)	(13,6)	(1,8)	(16,3)	(5,8)	(9,6)	(6,9)	(1,5)

Os desvios padrão estão apresentados entre parênteses.

Fonte: A autora.

A presença de ciclos anaeróbio-aeróbios em reatores de LGA favorece, em princípio, o crescimento de organismos acumuladores de fósforo (OAF) (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004). No entanto, os resultados obtidos indicam limitação intrínseca do lodo quanto à presença ou atividade desses microrganismos. Um possível fator, discutido por Barbosa et al. (2024), é a competição de organismos acumuladores de glicogênio (OAG) com os OAF pelos ácidos graxos voláteis, substrato essencial nesse metabolismo. Quando os OAG prevalecem, o desempenho de remoção biológica de fósforo pode ser severamente comprometido (BASSIN et al., 2012). Cabe ressaltar, contudo, que o presente estudo não realizou análises metagenômicas para confirmar essa hipótese.

5.4 Perfis de remoção de matéria orgânica e nutrientes durante o ciclo operacional

Durante o ciclo típico de 8 horas (Figura 7), a DQO foi rapidamente consumida nas primeiras 2-3 horas, atingindo valores próximos de zero antes do término da fase aeróbia. Esse comportamento indica elevada atividade heterotrófica inicial, mas também evidencia a limitação de substrato para processos heterotróficos de desnitrificação nas horas finais do ciclo, aspecto já sugerido na Seção 3.3.

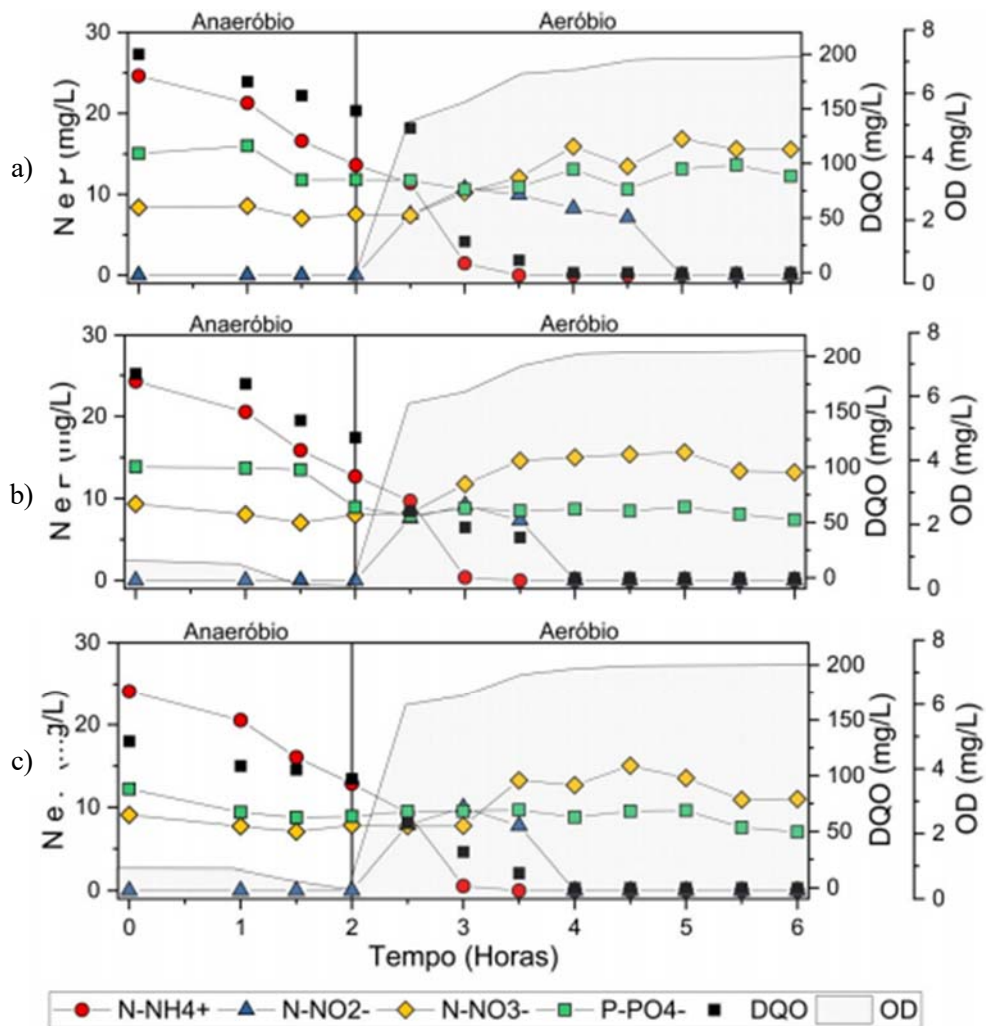
No caso do nitrogênio, a concentração de amônia (N-NH_4^+) apresentou queda acentuada até cerca de 3 horas de reação, atingindo valores residuais inferiores a 1 mg L^{-1} em todos os reatores. Em paralelo, observou-se acúmulo de nitrito e, posteriormente, de nitrato, caracterizando nitrificação ativa. Ainda assim, o balanço de nitrogênio total (NT) revelou reduções líquidas durante a fase aeróbia: aproximadamente $5,6 \text{ mg L}^{-1}$ em R1, $7,5 \text{ mg L}^{-1}$ em R2 e $9,7 \text{ mg L}^{-1}$ em R3. Esse comportamento confirma a ocorrência de NDS, mesmo sob concentrações elevadas de oxigênio dissolvido. A eficiência da NDS, entretanto, foi limitada, uma vez que os acúmulos de nitrato e nitrito não foram plenamente compensados pela redução do NT, resultando nos percentuais de remoção mais modestos discutidos na Seção 3.3.

A granulometria da biomassa também ajuda a explicar esses resultados. Durante a maturação, a fração de grânulos $> 1,0 \text{ mm}$ foi relativamente baixa (em média, 34,6% em R1, 22,9% em R2 e 32,9% em R3), restringindo a extensão das zonas anóxicas internas. Grânulos menores favorecem maior difusão de oxigênio e, portanto, menor potencial para desnitrificação. Esse achado está de acordo com estudos como o de Rollemberg et al. (2020), que relataram maior proporção de grânulos grandes associada a remoções superiores de NT.

Quanto ao fósforo, não se observou o perfil típico de liberação inicial seguido de

resultado reforça a limitação já apontada na Seção 3.3, sugerindo baixa abundância ou atividade dos OAF no lodo inoculado, independentemente da presença de materiais carbonáceos.

Figura 7 - Variação de DQO, nitrogênio, fósforo e oxigênio dissolvido ao longo do ciclo operacional dos reatores: (a) reator controle (R1), (b) reator com carvão ativado granular (R2) e (c) reator com biocarvão (R3).



Fonte: A autora.

5.5 Atividade metabólica dos LGA

A análise respirométrica permitiu avaliar a atividade metabólica da biomassa granular nos três reatores, complementando as análises de ciclo descritas na Seção 3.4. Para oscilaram apenas de forma marginal ao longo dos ciclos, sem tendência consistente. Esses os microrganismos heterotróficos, as constantes específicas de utilização de substrato (K_{ms}) variaram de 16 a 21 mg DQO $\text{mg}^{-1}\text{X}_a \text{d}^{-1}$, acompanhadas por taxas de crescimento específico máximas (μ_m) de 7,3-9,4 d^{-1} , (Tabela 2). Esses resultados indicam maior capacidade de degradação de matéria orgânica no R3, seguido pelo R2, o que está em consonância com os achados das Seções 3.1 e 3.2, onde a adição de biocarvão favoreceu maior estabilidade estrutural e produção de SPE, condições que podem ter potencializado a atividade heterotrófica.

Tabela 3 - Parâmetros respirométricos de microrganismos heterotróficos e nitrificantes nos reatores de LGA.

Reato r	K_{ms} (mg DQO $\text{mg}^{-1}\text{X}_a \text{d}^{-1}$)	μ_m (d^{-1})
Heterotróficos		
R1	16,2	7,3
R2	20,6	9,3
R3	20,9	9,4
Nitritadores		
R1	9,0	0,9
R2	9,9	1,0
R3	11,1	1,1

Fonte: A autora

No caso dos microrganismos nitrificantes (bactérias nitritadoras), os parâmetros também foram superiores nos reatores com aditivos, particularmente no R3 (com BC), sugerindo melhor desempenho das comunidades nitrificantes nesse reator. O R2 apresentou valores intermediários, confirmando a contribuição positiva do CAG, embora menos pronunciada que a do BC (Tabela 2). Esses resultados reforçam que a adição de materiais carbonáceos, sobretudo o BC, promoveu não apenas maior retenção e compactação da

biomassa, mas também condições mais favoráveis ao crescimento dos nitrificantes. Esse comportamento corrobora os dados de ciclo (Seção 3.4), nos quais a oxidação de amônia ocorreu rapidamente, embora o acúmulo de nitrato tenha limitado a remoção de nitrogênio total.

É importante destacar que, mesmo apresentando taxas de crescimento mais baixas do que as dos microrganismos heterotróficos, os nitrificantes mantiveram desempenho consistente ao longo do experimento, particularmente no R3. Esse comportamento é relevante, pois garante a estabilidade de nitrificação da etapa de nitrificação, processo essencial para o ciclo do nitrogênio em sistemas de LGA.

Em síntese, a análise respirométrica confirmou que os reatores suplementados com materiais carbonáceos apresentaram maior atividade metabólica tanto de microrganismos heterotróficos quanto de nitrificantes, com destaque para o R3 (com BC). Esses resultados complementam as observações estruturais (Seções 3.1 e 3.2) e os dados de desempenho (Seções 3.3 e 3.4), reforçando que a adição de BC, mais do que o CAG, contribuiu para acelerar a granulação, favorecer a compactação dos grânulos e aumentar a capacidade de oxidação da biomassa. Contudo, a elevação da atividade microbiana não foi suficiente para superar as limitações provavelmente associadas à disponibilidade de DQO e à granulometria relativamente reduzida, fatores que podem ter restringido a desnitrificação e mantido as remoções de NT em níveis intermediários. Assim, os dados respirométricos destacam o potencial dos aditivos em intensificar processos metabólicos específicos, ao mesmo tempo em que evidenciam a necessidade de estratégias operacionais complementares para maximizar a remoção global de nutrientes em sistemas de LGA.

A formação e evolução da biomassa granular seguiram o padrão típico descrito na literatura, mas com diferenças importantes entre os tratamentos. O biocarvão (BC) antecipou a granulação, promoveu maior compactação dos grânulos e resultou em biomassa estruturalmente mais estável e resistente, enquanto o carvão ativado granular (CAG) apresentou efeito limitado como núcleo de granulação.

O desempenho de remoção de matéria orgânica foi elevado em todos os reatores (> 95%), confirmando a robustez do sistema, independentemente da adição de aditivos. A nitrificação ocorreu de forma eficiente, com remoção quase completa de amônia, mas a remoção de nitrogênio total manteve-se em níveis intermediários (60-65%), provavelmente limitada pela baixa fração de grânulos grandes (> 1 mm) e pela disponibilidade reduzida de DQO para a desnitrificação.

A remoção de fósforo foi baixa em todos os reatores (20-40%), sem efeito significativo dos aditivos, indicando restrição intrínseca da biomassa quanto à presença ou atividade de organismos acumuladores de fósforo.

Os ensaios respirométricos confirmaram maior atividade metabólica nos reatores suplementados com materiais carbonáceos, especialmente no reator com BC, com destaque para a intensificação tanto da oxidação heterotrófica quanto da nitrificação. Contudo, o aumento da atividade microbiana não foi suficiente para superar as limitações provavelmente associadas à disponibilidade de substrato e à granulometria relativamente reduzida.

Assim, o BC se destacou como estratégia mais eficaz que o CAG para acelerar a granulação e intensificar processos metabólicos específicos, embora melhorias adicionais na remoção global de nutrientes dependam de ajustes operacionais que favoreçam a desnitrificação e o metabolismo de fósforo.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAV, S. S.; LEE, D. J.; SHOW, K. Y.; TAY, J. H. Aerobic granular sludge: recent advances. **Biotechnology Advances**, Amsterdã, v. 26, n. 5, p. 411–423, 2008.

ALI, N. S. A. Initialization, enhancement and mechanisms of aerobic granulation in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, Amsterdã, v. 260, 118220, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586620326939>. Acesso em: 4 mar. 2024.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, DC: APHA, 2012.

ARGENTA, T. S.; BARROS, A. R. M.; CARVALHO, C. A.; SANTOS, A. B.; FIRMINO, P. I. M. Parabens in aerobic granular sludge systems: impacts on granulation and insights into removal mechanisms. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 753, 142105, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720356345>. Acesso em: 23 mar. 2024.

BARBOSA, P. T.; SANTOS, A. B.; SILVA, M. E. R.; FIRMINO, P. I. M. Color removal in acidogenic reactor followed by aerobic granular sludge reactor: operational and microbiological aspects. **Journal of Environmental Management**, Amsterdã, v. 371, 123175, 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147972403161X>. Acesso em: 17 fev. 2025.

BARROS, A. R. M.; CARVALHO, C. A.; FIRMINO, P. I. M.; SANTOS, A. B. Effect of calcium addition to aerobic granular sludge systems under high (conventional SBR) and low (simultaneous fill/draw SBR) selection pressure. **Environmental Research**, Amsterdã, v. 194, 110639, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001393512031536X>. Acesso em: 12 fev. 2024.

BARROS, A. R. M.; CARVALHO, C. A.; ROLLEMBERG, S. L. S.; MOURA, I. H. H.; FIRMINO, P. I. M.; SANTOS, A. B. Effects of coal ash supplementation on aerobic granular sludge cultivated in a simultaneous fill/draw sequencing batch reactor. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 5, p. 691–700, 2020.

BASSIN, J. P.; KLEEREBEZEM, R.; DEZOTTI, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. **Water Research**, Amsterdã, v. 46, n. 12, p. 3805–3816, 2012.

BEUN, J. J.; HENDRIKS, A.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; MORGENROTH, E.; WILDERER, P. A.; HEIJNEN, J. J. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Water Research**, Amsterdã, v. 33, n. 10, p. 2283–2290, 1999.

BIN, Z.; ZHE, C.; ZHIGANG, Q.; MIN, J.; ZHIQIANG, C.; ZHAOLI, C.; JUNWEN, L.; XUAN, W.; JINGFENG, W. Dynamic and distribution of ammonia-oxidizing bacteria communities during sludge granulation in an anaerobic–aerobic sequencing batch reactor. **Water Research**, Amsterdã, v. 45, n. 18, p. 6207–6216, 2011.

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

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

DIAS, D. S. B.; TAKETANI, N. F.; CUNHA, C. D. **Aplicação de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) com viés biotecnológico: ênfase na produção por *Paenibacillus***. Rio de Janeiro: CETEM/MCTIC, 2019.

EKHOLM, J.; PERSSON, F.; DE BLOIS, M.; MODIN, O.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; SUAREZ, C.; GUSTAVSSON, D. J. I.; WILÉN, B. M. Full-scale aerobic granular sludge for municipal wastewater treatment: granule formation, microbial succession, and process performance. **Environmental Science: Water Research & Technology**, Londres, v. 8, p. 3138–3154, 2022.

FRANCA, R. D.; PINHEIRO, H. M.; VAN LOOSDRECHT, M. C.; LOURENÇO, N. D. Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. **Biotechnology Advances**, Amsterdã, v. 36, n. 1, p. 228–246, 2017.

FRUTUOSO, F. K. A.; CARVALHO, C. B.; SILVA, V. E. P. S. G.; SANTOS, A. B. Aerobic granulation and bioresource production under intermittent saline stress. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdã, v. 12, n. 3, 112948, 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343724010789>. Acesso em: 26 set. 2024.

GUO, F.; ZHANG, S.; YU, X.; WEI, B. Variations of both bacterial community and extracellular polymers: the inducements of increase of cell hydrophobicity from biofloc to aerobic granular sludge. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 102, n. 11, p. 6421–6428, 2011.

HAKSMAN, V. A.; SCHOUTEREN, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; PRONK, M. Impact of the anaerobic feeding mode on substrate distribution in aerobic granular sludge. **Water Research**, Amsterdã, v. 233, 119803, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135423002385>. Acesso em: 12 fev. 2024.

HAKSMAN, V. A.; SCHOUTEREN, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; PRONK, M. Impact of the anaerobic feeding mode on substrate distribution in aerobic granular sludge. **Water Research**, Amsterdã, v. 233, p. 119803, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135423002385>. Acesso em: 17 fev. 2024.

HAN, X.; TANG, R.; LIU, C.; YUE, J.; JIN, Y.; YU, J. Rapid, stable, and highly efficient development of salt-tolerant aerobic granular sludge by inoculating magnetite-assisted mycelial pellets. **Chemosphere**, Amsterdã, v. 339, 2023. Disponível: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653523019124>. Acesso em: 5 mar. 2024.

IORHEMEN, O. T.; UKAIGWE, S.; DANG, H.; LIU, Y. Phosphorus removal from aerobic granular sludge: proliferation of polyphosphate-accumulating organisms (PAOs) under different feeding strategies. **Processes**, Basel, v. 10, 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/362104503_Phosphorus_Removal_from_Aerobic_Granular_Sludge_Proliferation_of_Polyphosphate-Accumulating_Organisms_PAOs_under_Different_Feeding_Strategies. Acesso em: 23 mar. 2024.

JAGADEESH, N.; SUNDARAM, B. Adsorption of pollutants from wastewater by biochar: a review. **Journal of Hazardous Materials Advances**, Amsterdã, v. 9, p. 100226, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772416622001826>. Acesso em: 9 fev. 2024.

JAHN, L.; SVARDAL, K.; KRAMPE, J. Accidental aerobic granules – data evaluation of a full-scale SBR plant. **Desalination and Water Treatment**, Amsterdã, v. 164, p. 11–17, 2019.

LI, A. J.; LI, X. Y.; YU, H. Q. Aerobic sludge granulation facilitated by activated carbon for partial nitrification treatment of ammonia-rich wastewater. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdã, v. 218, p. 253–259, 2013.

LI, H.; LI, Y.; ZHOU, T.; ZHOU, B.; YUAN, J.; HUO, R.; XU, X.; ZHANG, H.; XIE, L.; YANG, D.; PANG, W. The rapid start-up of AGS by inoculating seed granular sludge in treatment of industrial park wastewater: performance evaluation and structural characterization. **Environmental Science: Water Research & Technology**, Londres, v. 11, p. 2308–2325, 2025.

LI, X. M.; LIU, Q. Q.; YANG, Q.; GUO, L.; ZENG, G. M.; HU, J. M.; ZHENG, W. Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg^{2+} augmentation. **Bioresource Technology**, Amsterdã v. 100, n. 1, p. 64–67, 2009.

MING, J.; WANG, Q.; YOZA, B. A.; LIANG, J.; GUO, H.; LI, J.; GUO, S.; CHEN, C. Bioreactor performance using biochar and its effect on aerobic granulation. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 300, p. 122620, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852419318504>. Acesso em: 17 de fev de 2024.

MORAIS, I. L. H.; SILVA, C. M.; ZANUNCIO, J. C.; ZANUNCIO, A. J. V. Structural stabilization of granular sludge by addition of calcium ions into aerobic bioreactors. **BioResources**, Raleigh, v. 13, n. 1, p. 176–191, 2018.

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

NOR-ANUAR, A.; UJANG, Z.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; DE KREUK, M. K.; OLSSON, G. Strength characteristics of aerobic granular sludge. **Water Science and Technology**, Londres, v. 65, n. 2, p. 309–316, 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**, Amsterdã, v. 45, n. 16, p. 5075–5083, 2011.

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

QUOC, B. N.; ARMENTA, M.; CARTER, J. A.; BUCHER, R.; SUKAPANPOTHARAM, P.; BRYSON, S. J.; STAHL, D. A.; STENSEL, H. D.; WINKLER, M. K. H. An investigation into the optimal granular sludge size for simultaneous nitrogen and phosphate removal. **Water Research**, Amsterdã, v. 198, p. 117-119, 2021.

ROLLEMBERG, S. L. S.; BARROS, A. N.; LIRA, V. N. S. A.; FIRMINO, P. I. M.; DOS SANTOS, A. B. Comparison of the dynamics, biokinetics and microbial diversity between activated sludge flocs and aerobic granular sludge. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 294, p. 122106, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852419313367>. Acesso em: 17 de fev de 2024.

ROLLEMBERG, S. L. S.; BARROS, A. R. M.; FIRMINO, P. I. M.; DOS SANTOS, A. B. Aerobic granular sludge: cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 270, p. 678–688, 2018.

ROLLEMBERG, S. L. S.; OLIVEIRA, L. Q.; BARROS, A. R. M.; FIRMINO, P. I. M.; DOS SANTOS, A. B. Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity and biodiversity of aerobic granular sludge. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 278, p. 195–204, 2019.

ROLLEMBERG, S. L. S.; OLIVEIRA, L. Q.; BARROS, A. R. M.; FIRMINO, P. I. M.; DOS SANTOS, A. B. Pilot-scale aerobic granular sludge in the treatment of municipal wastewater: optimizations in the start-up, methodology of sludge discharge, and evaluation of resource recovery. **Bioresource Technology**, Amsterdã v. 311, p. 123467, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852420307392>. Acesso em: 17 fev. 2024.

RUIZ-HADDAD, L.; SHAW, D. R.; ALI, M.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; SAIKALY, P. E. Characterization of the core microbial community across different aggregate sizes in full-scale aerobic granular sludge plants and their relevance to wastewater treatment performance. **Water Research**, Amsterdã, v. 274, p. 123036, 2025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135424019365>. Acesso em: 02 out. 2025.

SARMA, S. J.; TAY, J. H. Aerobic granulation for future wastewater treatment technology: challenges ahead. **Environmental Science: Water Research & Technology**, Londres, v. 4, p. 9–15, 2018.