

Aplicação da tecnologia do lodo granular aeróbio para reúso não potável de água residuária

Application of aerobic granular sludge technology for non-potable water reuse

Amanda Nascimento de Barros¹ , Sílvia Luiz de Sousa Rollemberg¹ , Paulo Igor Milen Firmino¹ , Tasso Jorge Tavares Ferreira¹ , André Bezerra dos Santos^{1*} 

RESUMO

Considerando-se o alto desempenho na remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes, a tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA) mostra-se promissora no tratamento de esgoto. Embora muitos estudos tenham sido realizados em escala laboratorial, ainda são poucos os que relatam a sua aplicação em escala piloto ou real. Assim, o presente trabalho teve por finalidade avaliar a capacidade de formação e manutenção de LGA em um reator batelada sequencial (RBS) (escala piloto) que trata esgoto sanitário, analisando a *performance* do sistema e a possibilidade de uso não potável do efluente tratado. O estudo foi realizado em uma estação de pré-condicionamento (EPC) operada pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) e teve duração de 225 dias. Embora o esgoto afluente tenha apresentado grandes variações e baixa carga orgânica ($DQO_{méd} \approx 461$ mg/L), as partículas formadas apresentaram boas características de sedimentabilidade (índice volumétrico de lodo – $IVL_{30} < 70$ mL/g) e permaneceram estáveis, sem desintegração. O processo de granulação foi concluído em menos de dois meses, e cerca de 60% dos grânulos tinham mais do que 1 mm de diâmetro. A biomassa granular teve estrutura compacta, superfície lisa e cor amarelo-acinzentada. As taxas médias de remoção de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (NH_4^+-N) e ortofosfato ($PO_4^{3-}-P$) após a otimização do reator foram de 95, 97 e 88%, respectivamente. Por fim, observou-se que é possível utilizar o efluente tratado, após polimento no filtro de areia, para reúso não potável (turbidez < 1 UT; DQO < 30 mg/L; SST < 20 mg/L).

Palavras-chave: lodo granular aeróbio; tratamento biológico; esgoto sanitário; reúso não potável.

ABSTRACT

Considering the high performance in the simultaneous removal of organic matter and nutrients, the technology of aerobic granular sludge (AGS) is promising in the treatment of sewage. Although some studies have been conducted on a laboratory scale, there are still few that report its application on a pilot or real scale. Thus, the present work aimed to evaluate the capacity of formation and maintenance of AGS in an SBR (pilot scale) treating sanitary sewage, analyzing the performance of the system and the possibility of non-potable reuse of the treated effluent. The study was conducted in a pre-treatment plant (PTP) operated by *Companhia de Água e Esgoto do Ceará* (CAGECE) for 225 days. Although the influent sewage showed great variations and low organic load ($COD_{avg} \approx 461$ mg/L), the particles formed showed good sedimentability characteristics ($SVI_{30} < 70$ mL/g) and remained stable, without disintegration. The granulation process was completed in less than two months, and about 60% of the granules were larger than 1 mm in diameter. The granular biomass had a compact structure, smooth surface, and grayish-yellow color. The mean removal rates of COD, NH_4^+-N , and $PO_4^{3-}-P$ after reactor optimization were 95, 97, and 88%, respectively. Finally, it was observed that it is possible to use the treated effluent, after polishing in the sand filter, for non-potable reuse (turbidity < 1 TU; COD < 30 mg/L; TSS < 20 mg/L).

Keywords: aerobic granular sludge; biological treatment; sanitary wastewater; non-potable reuse.

¹Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará - Fortaleza (CE), Brasil.

*Endereço para correspondência: Av. Humberto Monte, s/n - Universidade Federal do Ceará - Centro de Tecnologia - Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental - Bloco 713, Fortaleza, CE. CEP: 60455-900. e-mail: andre23@ufc.br

1. INTRODUÇÃO

O esgoto doméstico é uma matriz complexa que contém sólidos grosseiros (geralmente removidos durante o tratamento preliminar antes dos processos biológicos), matéria orgânica e nutrientes (geralmente removidos durante processos biológicos) e microrganismos patogênicos (removidos ao longo das unidades de tratamento ou na fase de desinfecção, no final do processo) (SANTOS, 2019).

Com relação às tecnologias emergentes de tratamento de águas residuárias, atenção especial tem sido dada aos reatores que utilizam lodo granular aeróbio (LGA) (NANCHARAIHAH; SARVAJITH; KRISHNA MOHAN, 2019). Esses sistemas geralmente apresentam boa remoção de matéria orgânica e nutrientes, alta capacidade de retenção de biomassa e podem suportar altas cargas orgânicas (HAMZA *et al.*, 2022). O LGA costuma ser cultivado em reatores bateladas sequenciais (RBS), que podem ser operados com volume constante (*simultaneous fill-and-draw*) ou variável (convencional). Em comparação ao sistema de lodo ativado, essa tecnologia possui custo de operação pelo menos 20% menor, economia de energia de aproximadamente 50% e demanda de área 75% menor (HAMZA *et al.*, 2022).

A maioria dos estudos com LGA é conduzida em RBS em escala laboratorial (WINKLER *et al.*, 2018) e usa efluente sintético contendo acetato como fonte de carbono (ROLLEMBERG *et al.*, 2019). Entretanto, quando se trata de aplicações em larga escala, surgem problemas principalmente relacionados à instabilidade da biomassa. Por exemplo, Wagner e Costa (2015), tratando esgoto doméstico com carga orgânica de 1 a 2 kgDQO/m³.d., observaram que o reator removeu efetivamente compostos de carbono e nitrogênio, porém houve desintegração parcial dos grânulos e predomínio de microrganismos filamentosos.

Assim, o presente trabalho teve por finalidade avaliar a capacidade de formação e manutenção de LGA em um RBS (escala piloto) no tratamento de esgoto sanitário, analisando a *performance* do sistema e a possibilidade de reúso não potável do efluente tratado. Com este estudo, procura-se melhor entendimento da operação de reatores LGA para a produção de água de boa qualidade, especialmente em

termos de sólidos em suspensão no efluente, que muitas vezes acabam por diminuir também a eficiência do sistema quanto à remoção de DQO.

2. METODOLOGIA

A pesquisa foi desenvolvida na estação de pré-condicionamento (EPC) da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), em um RBS confeccionado em acrílico, com 0,30 m de diâmetro, 2 m de altura, relação altura diâmetro (H/D) 7 e 140 L de volume útil. O afluente era o esgoto doméstico captado do poço de sucção da EPC, conforme as características apresentadas na **Tabela 1**. A aeração foi feita por compressores, produzindo velocidade superficial de ar de 3 cm.s⁻¹.

O RBS foi inoculado com lodo de um sistema de lodo ativado do tipo carrossel que trata esgoto doméstico localizado em Fortaleza, Ceará, Brasil. Aproximadamente 50 L foram introduzidos no reator, com concentração inicial de sólidos suspensos voláteis (SSV) de aproximadamente 2.500 mg/L e índice volumétrico de lodo em 30 minutos (IVL₃₀) de 185,1 mL/g.

Cada ciclo de operação (6 horas) possuía as seguintes fases: enchimento, aeração, sedimentação e descarte. A fim de selecionar a biomassa granular e de tornar o processo mais estável, o tempo de sedimentação foi reduzido

Tabela 1 - Características do esgoto sanitário afluente ao reator de lodo granular aeróbio em escala piloto.

Parâmetro	Média (mg/L)	Carga (kg/dia)
DQO _{total}	461	0,18
DQO _{solúvel}	172	0,05
DBO _{total}	148	0,04
Relação DQO/DBO*	3,2	-
Sólidos Suspensos Totais	173	0,05
Sólidos Suspensos Voláteis	119	0,03
O&G	11,5	0,003
NH ₄ ⁺ -N	36,9	0,01
Nitrogênio total	43,0	0,012
PO ₄ ³⁻ -P (dissolvido)	4,8	0,001
Fósforo total	5,1	0,001

DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; O&G: óleos e graxas; NH₄⁺-N: nitrogênio amoniacal; PO₄³⁻-P: ortofosfato.
Fonte: elaborada pelos autores.

gradualmente de 55 min (Ciclo Operacional I — 58 dias), para 45 min (Ciclo Operacional II — 55 dias), em seguida, para 30 min (Ciclo Operacional III — 18 dias), e, finalmente, para 15 min (Ciclo Operacional IV — 18 dias). A fim de manter um ciclo de 6 horas, o tempo subtraído foi adicionado ao período de reação aeróbia. Durante o estudo, após o início do Ciclo Operacional III, foi realizada a redução de aproximadamente 60% da aeração inicial. Após essa etapa, adotou-se um protocolo de descarte de lodo seletivo com controle da idade de lodo, buscando-se mantê-la entre dez e 20 dias. Do total de lodo descartado, 30% eram provenientes do fundo e 70% da manta de lodo, e procurou-se descartar grânulos saturados com fósforo e lodo filamentososo, respectivamente.

As análises de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), nitrito ($\text{NO}_2^-\text{-N}$), nitrato ($\text{NO}_3^-\text{-N}$), ortofosfato ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$), sólidos suspensos totais (SST) e SSV eram realizadas duas vezes por semana, ao passo que os óleos e graxas (O&G) e a condutividade eram determinados uma vez por semana, todos seguindo a metodologia do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). As análises de sólidos e IVL_{30} do licor misto, pH e temperatura eram realizadas duas vezes por semana *in loco*; as de substâncias poliméricas extracelulares (SPE) (ou *extracellular polymeric substances* — EPS), granulometria e resistência, ao fim de cada ciclo operacional.

A análise de granulometria foi realizada utilizando-se três peneiras com abertura de 0,2 mm (ABNT #70), 0,6 mm (ABNT #30) e 1 mm (ABNT #18). A análise de resistência foi realizada com metodologia modificada de Nor-Anuar *et al.* (2012). A quantidade de EPS foi considerada como a soma das concentrações de PN (proteínas) e PS (polissacarídeos), e sua extração deu-se por meio de um método de extração de calor proposto por Yang *et al.* (2014) e modificado. Em seguida, eram realizadas as análises de PS pelo método de fenol-sulfúrico e de PN com o kit de proteína (BCA).

O software computacional *Statgraphics Centurion XV* foi utilizado para a análise estatística dos dados. Aplicou-se a soma do *rank* de Mann-Whitney (teste não paramétrico)

para comparar o desempenho do reator durante as diferentes etapas experimentais, e a análise de variância (ANOVA) de Kruskal-Wallis nos testes de *ranks* para comparar o desempenho do reator. Os resultados dos testes foram avaliados de acordo com o valor *p* (se $p \leq 0,05$, hipótese nula rejeitada).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A **Figura 1** apresenta os resultados obtidos quanto à concentração de SSV e IVL_{30} no sistema. Após a inoculação do reator, durante o Ciclo Operacional I, a concentração inicial de SSV era de 2.400 mg/L. Possivelmente em razão do elevado tempo de sedimentação inicial, de 55 min, não se observou elevada perda de sólidos na partida, visto que baixos tempos de sedimentação podem ocasionar a total perda da biomassa em épocas de instabilidade no reator pela maior pressão de seleção (VAN DIJK, PRONK e VAN LOOSDRECHT, 2018). A técnica de usar tempo de sedimentação mais elevado (> 30 min) também foi utilizada por Li *et al.* (2014) e Pronk *et al.* (2015).

A redução pausada no tempo de sedimentação foi outra importante estratégia utilizada neste trabalho. Conforme observado, não houve perdas significativas de biomassa e, mesmo com tempos de sedimentação acima de 15 min, houve boa sedimentabilidade na biomassa, de modo que o valor médio de IVL_{30} foi próximo a 60 mL/g a partir do Ciclo III. Alguns artigos têm considerado o tempo de sedimentação como o fator mais importante para a granulação aeróbia (NI *et al.*, 2009), pois é uma das principais

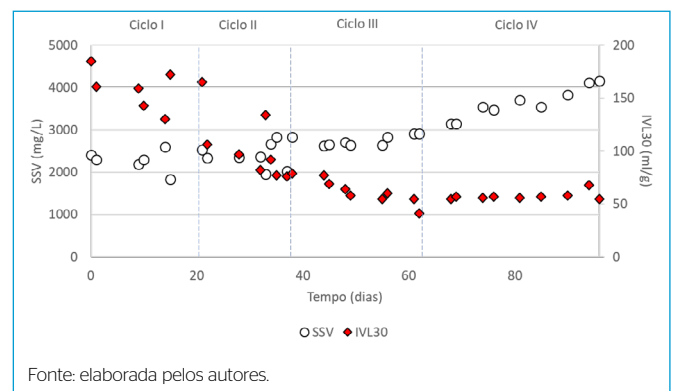


Figura 1 – Sólidos suspensos voláteis e índice volumétrico de lodo em 30 minutos (IVL_{30}) no período de formação dos grânulos.

pressões de seleção utilizadas para reter os agregados microbianos com boa capacidade de sedimentação e remover o excesso de flocos do biorreator (HOU *et al.*, 2021).

A formação dos grânulos esteve completa no início do Ciclo Operacional III (aproximadamente três meses), visto que o processo de granulação só estará concluído quando a quantidade de biomassa com diâmetro superior a 0,2 mm corresponder a 80% dos sólidos presentes no reator (KREUK, PRONK e VAN LOOSDRECHT, 2005), conforme a **Figura 2**. Após a biomassa se tornar granular, a porcentagem de grânulos maiores que 1 mm manteve-se em torno de 50%, e seu valor médio foi de 0,6 mm. O tempo de completa granulação e estabilidade de aproximadamente cinco meses foi obtido na estação de tratamento de efluentes Garmerwolde (Holanda) (PRONK *et al.*, 2015). Levantamento feito por Sepúlveda-Mardones *et al.* (2019) mostrou que diversos trabalhos realizados em escala real ou piloto com esgoto doméstico apresentaram tempos variados, como 80 dias (DQO = 200 mg/L) e 61 dias (DQO = 125 mg/L). O tempo para granulação e estabilidade da escala piloto ou real é maior pela presença de material particulado, óleos e gorduras, por exemplo (WAGNER e COSTA, 2015). Adicionalmente, em laboratório, os sistemas são mais bem controlados e possuem efluentes sintéticos com concentração moderada ou elevada (TAY, JIANG e TAY, 2004; CHEN *et al.*, 2008).

Na **Figura 3**, apresenta-se a morfologia dos grânulos após o período de estabilização. Na amostra, são visíveis grânulos formados e alguns em desenvolvimento.

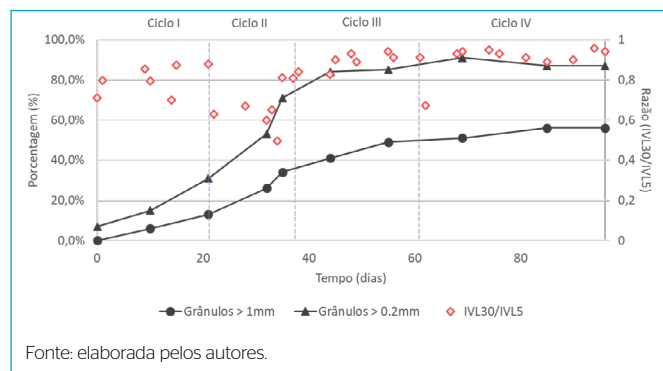


Figura 2 - Granulometria e razão índice volumétrico de lodo em 30 minutos (IVL₃₀/ índice volumétrico de lodo em 5 minutos (IVL₅) durante período de formação dos grânulos.

Após um curto período de tempo de dois meses de partida do sistema, este já era granular, fato considerado extremamente positivo, especialmente se consideradas as baixas concentrações de matéria orgânica do afluente, DQO média de 461 mg/L. Maior carga orgânica disponível para o processo provavelmente ajudaria no desenvolvimento dos grânulos em maior tamanho e quantidade, diminuindo ainda mais o tempo de partida. Liu e Tay (2004) afirmam que o processo de granulação aeróbia é afetado por diversos parâmetros operacionais, entre eles a composição/concentração do substrato de alimentação do reator.

As características dos grânulos formados durante o período de maturação são apresentadas na **Tabela 2**.

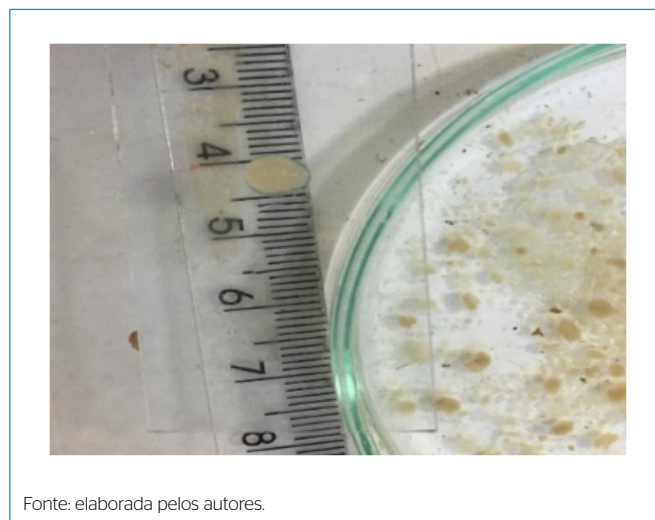


Figura 3 - Grânulos maduros obtidos do reator de lodo granular aeróbio operado em escala piloto.

Tabela 2 - Características dos grânulos obtidos do reator de lodo granular aeróbio operado em escala piloto.

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

MLVSS: mixed liquor volatile suspended solids; IVL₃₀: índice volumétrico do lodo em 30 minutos; IVL₅: índice volumétrico do lodo em 5 minutos; SST: sólidos suspensos totais; TRS: tempo de retenção de sólidos; PS: polissacarídeos; PN: proteínas.
Fonte: elaborada pelos autores.

Os grânulos crescidos com esgoto doméstico no reator piloto possuíam velocidade de sedimentação de $15,7 \pm 5,1$ m/h e relação IVL_{30}/IVL_5 de 0,9. A concentração de SSV no reator foi, em média, de 3,7 gSSV/L. Valores entre $6 \pm 5,5$ dias e $6,5 \pm 3$ dias são reportados na literatura, na operação de um reator piloto também alimentado com esgoto doméstico (CETIN *et al.*, 2018). Já no sistema estudado, o valor médio após sua formação variou de oito a 25 dias. Uma vez que se pretende priorizar algumas bactérias de crescimento lento, o elevado valor de tempo de retenção celular obtido (TRC), ou idade de lodo (IL), definida como o tempo que os microrganismos permanecem no sistema, foi um fator decisivo nesse processo.

Um resumo das concentrações de matéria orgânica, nutrientes e sólidos do esgoto bruto e do efluente tratado, além das eficiências de remoção respectivas, é apresentado na **Tabela 3**. Neste trabalho foi mostrado, assim como em outros estudos (PRONK *et al.*, 2015), que é possível obter a granulação com maiores tempos de sedimentação, especialmente quando se trata de esgoto doméstico (com elevada variação de carga orgânica), para o qual baixos tempos de sedimentação podem ocasionar a total perda da biomassa em épocas de instabilidade no reator em razão da maior pressão de seleção.

Tabela 3 - Desempenho médio do reator de lodo granular aeróbio em escala piloto no tratamento de esgoto sanitário.

Parâmetros	Resultados	Parâmetros	Resultados
DQO _{afluente} (mg/L)	444 ± 70	NO ₃ ⁻ -N _{efluente} (mg/L)	7 ± 3
DQO _{efluente} (mg/L)	42 ± 39	Remoção de NT (%)	56 ± 15
Remoção de DQO (%)	89 ± 6	PO ₄ ³⁻ -P _{afluente} (mg/L)	5 ± 2
DBO _{afluente} (mg/L)	141 ± 21	PO ₄ ³⁻ -P _{efluente} (mg/L)	2 ± 1
DBO _{efluente} (mg/L)	11 ± 7	Remoção de PT (%)	71 ± 20
Remoção de DBO (%)	93 ± 5	Sólidos Suspensos _{afluente} (mg/L)	112 ± 8
NH ₄ ⁺ -N _{afluente} (mg/L)	45 ± 6	Sólidos Suspensos _{efluente} (mg/L)	43 ± 18
NH ₄ ⁺ -N _{efluente} (mg/L)	7 ± 7	Sólidos Suspensos _{remoção} (%)	60 ± 7
NO ₂ ⁻ -N _{efluente} (mg/L)	18 ± 8		

DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; NH₄⁺-N: nitrogênio amoniacal; NO₂⁻-N: nitrito; NO₃⁻-N: nitrato; PO₄³⁻-P: ortofosfato.
Fonte: elaborada pelos autores.

As eficiências médias de remoção de DQO e DBO foram superiores a 80 e 85%, respectivamente, e mantiveram-se estáveis mesmo com a grande variação das concentrações de matéria orgânica na entrada, que apresentaram valores mínimos e máximos de 35 e 662 mg/L, respectivamente. Liu *et al.* (2010) obtiveram remoções de DQO semelhantes às deste estudo. Os pesquisadores utilizaram RBS piloto com esgoto sanitário (40% doméstico e 60% industrial, com DQO variando de 25 a 1.800 mg/L) e obtiveram remoção de 80%, com ciclos de 4 h. Su, Cui e Zhu (2012), tratando esgoto sanitário em RBS piloto, obtiveram remoção média de 92% em ciclos de 4 horas. Em outro trabalho (NI *et al.*, 2009), remoções da ordem de 90% foram alcançadas em RBS que tratava esgoto doméstico diluído (DQO afluente entre 95 e 200 mg/L) com ciclos de 4 horas, reduzidos posteriormente para 3 horas após 80 dias da partida.

A taxa de remoção de NH₄⁺-N alcançou valores superiores a 80% com aproximadamente 20 dias de operação e manteve-se superior a 90% após a estabilização, alcançando bons índices de nitrificação. Com relação à remoção de nitrogênio total (NT), foram observados valores médios acima de 50% após a estabilização, atrelados à concentração média de nitrito e nitrato, que foi de 18 e 7 mg/L, respectivamente.

Observou-se que o mecanismo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) foi prejudicado na fase inicial, provavelmente por conta do tamanho relativamente pequeno dos grânulos, que impossibilitava a formação das zonas anaeróbias e anóxicas. Resultado similar foi verificado nos experimentos conduzidos por Pronk *et al.* (2015), em tratamento de esgoto doméstico com DQO de 506 mg/L em sistemas de granulação aeróbia. Os autores apenas observaram o mecanismo de NDS quando os grânulos apresentaram tamanho superior a 1 mm.

Com relação à remoção de fósforo, observou-se que, apesar da baixa concentração de PO₄³⁻-P no afluente (5,1 mg/L), o crescimento de microrganismos acumuladores de fósforo (*phosphate-accumulating organisms* — PAOs) e *denitrifying phosphate-accumulating organisms* — DPAOs não foi limitada, já que a remoção de fósforo foi de 71% (**Tabela 3**). A remoção obtida por esta pesquisa

foi similar à encontrada na literatura em sistemas LGA em escala piloto, com eficiência média de 70% para a remoção de fósforo (ISANTA *et al.*, 2012; ROCKTÄSCHEL *et al.*, 2015; CETIN *et al.*, 2018). De maneira geral, a diminuição do tempo de sedimentação não afetou o desempenho do reator em termos de DQO, DBO, nitrogênio total (NT) e fosfato (PO_4^{3-}).

Ressalta-se que a redução na aeração inicial ocorrida na fase III foi importante para se obter melhor resultado na remoção de matéria orgânica e nutrientes. Antes da otimização, as eficiências de remoção foram 89, 56 e 71% de DQO, NT e PO_4^{3-} -P. Como resultado das alterações, alcançaram-se eficiências médias de DQO de 95,2%, de NH_4^+ -N de 97,4% e de PO_4^{3-} -P de 88,5%.

A fim de melhorar a qualidade do efluente final e evitar a total perda de qualidade do efluente tratado em caso de problemas no reator, optou-se por um pós-tratamento com filtro de areia, de modo a promover o reúso interno na EPC para fins urbanos. Os resultados médios alcançados após a implantação do filtro de areia (Tabela 4) atenderam completamente aos limites estabelecidos na legislação ambiental referentes a reúso urbano (COEMA, 2011) e lançamento (CONAMA, 2017).

Tabela 4 - Qualidade da água de reúso após filtração.

Parâmetro	Máximo (mg/L)	Média (mg/L)	Valor máximo permitido (VMP)
DQO _{total}	48	27	-
DBO _{total} **	31	16	< 120 mg/L
SST**	29	12	< 100 mg/L
NH_4^+ -N*	9,5	3,8	< 20 mg/L
NO_2^- -N	4,1	0,9	-
NO_3^- -N	3,7	0,5	-
PO_4^{3-} -P	1,6	0,5	-
Condutividade elétrica**	859	667	< 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Coliformes Termotolerantes**	6.253	2.794	< 5.000 NMP/100 mL
Sulfeto**	1,0	0,7	1 mg/L
Turbidez	2,3	< 1	-

DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; NH_4^+ -N: nitrogênio amoniacal; NO_2^- -N: nitrito; NO_3^- -N: nitrato; PO_4^{3-} -P: ortofosfato; *COEMA (2011); **CONAMA (2017)
Fonte: elaborada pelos autores.

Alguns autores também aplicaram um pós-tratamento ao reator LGA a fim de obter efluente de melhor qualidade. Por exemplo, Van Dijk, Pronk e Van Loosdrecht (2018) utilizaram um defletor vertical na saída do LGA, obtendo efluente final com sólidos suspensos (SS) próximo a 8 mg/L e turbidez próxima a 5 UNT.

Aplicar o protocolo de descarte de lodo causou pouco impacto na remoção de DQO, nitrogênio e fósforo. Entretanto, impactou positivamente a concentração de SS, reduzindo-a para aproximadamente 30 mg/L. Ressalta-se ainda que, além de reutilizar o efluente tratado, é possível recuperar fósforo e *alginate-like exopolymers* (bio-ALE) do lodo de descarte. O alto teor de ALE no lodo em excesso sugere que a recuperação desse subproduto pode ser de interesse para a aplicação do conceito de biorrefinaria. O ALE possui propriedades químicas e mecânicas (capacidade de formação de gel) que permitem a aplicação na indústria. No presente estudo, obtiveram-se concentrações de 219 mgALE/gSSV e 18 mgP/gSST, as quais são menores dos que as reportadas em outros estudos (LIU *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2018). Todavia, vale considerar que o LGA foi cultivado com efluente sintético.

4. CONCLUSÕES

Foram obtidas eficiências médias de remoção de DQO e DBO superiores a 80 e 85%, respectivamente. A taxa de remoção de NH_4^+ -N alcançou valores superiores a 80% com, aproximadamente, 20 dias de operação, e manteve-se superior a 90% após a estabilização, alcançando bons índices de nitrificação. Com relação ao fósforo, apesar da baixa concentração de fosfato no afluente (5 mg/L), o crescimento de bactérias PAOs e DPAOs não foi limitada, já que a remoção de fósforo foi de 71%.

Foram obtidas baixas concentrações de SST no efluente, com eficiência de remoção média em torno de 60%. O efluente tratado é compatível com reúso não potável em termos dos parâmetros DBO (< 120 mg/L), SST (< 100 mg/L) e NH_4^+ -N (< 20 mg/L), conforme a Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) 430/2011. Adicionalmente, além do reúso, é possível investir na possibilidade de recuperar fósforo e bio-ALE no lodo de descarte.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC.: APHA, 2012.
- CETIN, E.; KARAKAS, E.; DULEKGURGEN, E.; OVEZ, S.; KOLUKIRIK, M.; YILMAZ, G. Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Research*, v. 131, p. 74-89, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- CHEN, C.; WANG, A.; REN, N.; KAN, H.; LEE, D.-J. Biological breakdown of denitrifying sulfide removal process in high-rate expanded granular bed reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 81, n. 4, p. 765-770, 2008. <https://doi.org/10.1007/s00253-008-1720-y>
- CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (COEMA). *Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho CONAMA. Coema, 2011.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução nº 2, de 2 de fevereiro de 2017*. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002. Conama, 2017.
- HAMZA, R.; RABII, A.; EZZAHRAOUI, F.-Z.; MORGAN, G.; IORHEMEN, O.T. A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: full-scale applications and resource recovery. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, v. 5, p. 100173, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2021.100173>
- HOU, Y.; GAN, C.; CHEN, R.; CHEN, Y.; YUAN, S.N.; CHEN, Y. Structural characteristics of aerobic granular sludge and factors that influence its stability: a mini review. *Water*, v. 13, n. 19, p. 2726, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13192726>
- ISANTA, E.; SUÁREZ-OJEDA, M.E.; RÍO, Á.V.; MORALES, N.; PÉREZ, J.; CARRERA, J. Long term operation of a granular sequencing batch reactor at pilot scale treating a low-strength wastewater. *Chemical Engineering Journal*, v. 198-199, p. 163-170, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.066>
- KREUK, M.K.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, v. 39, n. 18, p. 4476-4484, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031>
- LI, J.; DING, L.-B.; CAI, A.; HUANG, G.-X.; HORN, H. Aerobic sludge granulation in a full-scale sequencing batch reactor. *Biomed Research International*, v. 2014, 268789, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/268789>
- LIU, Y.; TAY, J.-H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, n. 7, p. 533-563, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- LIU, Y.-Q.; MOY, B.; KONG, Y.-H.; TAY, J.-H. Formation, physical characteristics, and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 46, n. 6, p. 520-525, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2010.02.001>
- LIU, Y.-Q.; ZHANG, X.; ZHANG, R.; LIU, W.-T.; TAY, J.-H. Effects of hydraulic retention time on aerobic granulation and granule growth kinetics at steady state with a fast start-up strategy. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 100, n. 1, p. 469-477, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6993-3>
- NANCHARAI AH, Y.V.; KIRAN KUMAR REDDY, G. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1128-1143, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- NANCHARAI AH, Y.V.; SARVAJITH, M.; KRISHNA MOHAN, T.V. Aerobic granular sludge: the future of wastewater treatment. *Current Science*, v. 117, n. 3, p. 395-404, 2019. <https://doi.org/10.18520/cs/v117/i3/395-404>
- NI, B.-J.; XIE, W.-M.; LIU, S.-G.; YU, H.-Q.; WANG, Y.-Z.; WANG, G.; DAI, X.-L. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*, v. 43, n. 3, p. 751-761, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- NOR-ANUAR, A.; UJANG, Z.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; KREUK, M.K.; OLSSON, G. Strength characteristics of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, v. 65, n. 2, p. 309-316, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.837>
- PRONK, M.; KREUK, M.K.; BRUIN, B.; KAMMINGA, P.; KLEEREBEZEM, R.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, v. 84, p. 207-217, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- ROCKTÄSCHEL, T.; KLARMANN, C.; OCHOA, J.; BOISSON, P.; SØRENSEN, K.; HORN, H. Influence of the granulation grade on the concentration of suspended solids in the effluent of a pilot scale sequencing batch reactor operated with aerobic granular sludge. *Separation and Purification Technology*, v. 142, p. 234-241, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.01.013>

ROLLEMBERG, S.L.S.; OLIVEIRA, L.Q.; BARROS, A.R.M.; MELO, V.M.M.; FIRMINO, P.I.M.; SANTOS, A.B. Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity, and biodiversity of the aerobic granule sludge. *Bioresource Technology*, v. 278, p. 195-204, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.071>

SANTOS, A.B. (org.). *Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais*. Fortaleza: Impreco, 2019.

SEPÚLVEDA-MARDONES, M.; CAMPOS, J.L.; MAGRÍ, A.; VIDAL, G. Moving forward in the use of aerobic granular sludge for municipal wastewater treatment: an overview. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 18, n. 4, p. 741-769, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11157-019-09518-9>

SU, B.; CUI, X.; ZHU, J. Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic/aerobic sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, v. 110, p. 125-129, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.127>

TAY, J.-H.; JIANG, H.-L.; TAY, S.T.-L. High-rate biodegradation of phenol by aerobically grown microbial granules. *Journal of Environmental Engineering*, v. 130, n. 12, p. 1415-1423, 2004. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2004\)130:12\(1415\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2004)130:12(1415))

VAN DIJK, E.J.H.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Controlling effluent suspended solids in the aerobic granular sludge process. *Water Research*, v.147, p.50-59, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.052>

WAGNER, J.; COSTA, R.H.R. Reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios: Estudo da formação dos grânulos e do efeito da duração do ciclo na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 2, p. 269-278, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000078980>

WINKLER, M.-K.H.; MEUNIER, C.; HENRIET, O.; MAHILLON, J.; SUÁREZ-OJEDA, M.E.; MORO, G.; SANCTIS, M.; IACONI, C.; WEISSBRODT, D.G. An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater. *Chemical Engineering Journal*, v. 336, p. 489-502, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.026>

YANG, Y.-C.; LIU, X.; WAN, C.; SUN, S.; LEE, D.-J. Accelerated aerobic granulation using alternating feed loadings: alginate-like exopolysaccharides. *Bioresource Technology*, v. 171, p. 360-366, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.092>

ZHANG, Z.; YU, Z.; DONG, J.; WANG, Z.; MA, K.; XU, X.; ALVAREZC, P.J.J.; ZHU, L. Stability of aerobic granular sludge under condition of low influent C/N ratio: correlation of sludge property and functional microorganism. *Bioresource Technology*, v. 270, p. 391-399, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.045>