

Tecnologia de lodo granular aeróbio: caracterização, desafios e perspectivas para o tratamento de esgoto sanitário

Aerobic granular sludge technology: characterization, challenges and perspectives for domestic sewage treatment


• **Data de entrada:**
28/11/2019

• **Data de aprovação:**
19/12/2019


Andrei Rosental Buarque de Gusmão^{1*} | Roque Passos Pivelli¹ | Allan Costa Nunes¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.034>

ORCID ID

Gusmão ARB  <https://orcid.org/0000-0002-2242-0925>

Pivelli RP  <https://orcid.org/0000-0003-0653-0603>

Nunes AC  <https://orcid.org/0000-0003-1969-3719>

Resumo

O lodo granular aeróbio (LGA) é uma promissora alternativa para o tratamento de águas residuárias municipais e industriais. Entretanto, foram relatadas dificuldades nessa nova tecnologia, como longo período de *start-up*, instabilidade da granulação em longo prazo e incompleta remoção de nutrientes. Além disso, o gerenciamento do lodo descartado necessita ser aprimorado. As características do Brasil, como o clima, composição do esgoto sanitário e qualificação da mão de obra, devem ser levadas em conta na adoção desse tipo de tratamento. Desse modo, este trabalho apresenta as características do LGA e os processos bioquímicos envolvidos, associando-os aos benefícios e desafios a serem superados. Uma análise comparativa entre o reator em bateladas sequenciais com lodo granular e o reator com lodo apenas floculado é apresentada, assim como algumas características do esgoto brasileiro e do sistema de LGA que podem influenciar a escolha dessa alternativa.

Palavras-chave: Lodo granular aeróbio. Reator em bateladas sequenciais. Tratamento de esgoto sanitário.

Abstract

Aerobic granular sludge (AGS) is a promising alternative for municipal and industrial wastewater treatment. However, difficulties have been reported in this new technology, such as long start-up period, granulation instability in long-term operation and incomplete nutrient removal. In addition, waste sludge management needs to be improved. Characteristics of Brazil, such as climate, composition of domestic sewage and qualification of the workforce, should be considered when adopting this type of treatment. Thus, this paper presents the characteristics of AGS and the biochemical processes involved, associating them with the benefits and challenges to be overcome. A comparative analysis between sequential batch reactor with granular sludge and reactor with only flocculated sludge is presented, as well as some characteristics of the Brazilian sewage and AGS system that may influence the choice of this alternative.

Keywords: Aerobic granular sludge. Sequential batch reactor. Domestic sewage treatment.

¹ Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - São Paulo - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** andreirbg@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A granulação aeróbia tem sido extensivamente estudada nos últimos 20 anos e é considerada uma das grandes conquistas da biotecnologia ambiental do século XX (FRANCA et al., 2017; GAO et al., 2011a). Desenvolvido na Holanda, o sistema de lodo granular aeróbio é operado em reatores em bateladas sequenciais (RBS), cujas condições operacionais estimulam a granulação do lodo floculado, assumindo propriedades bastante favoráveis para o tratamento. O reator com lodo granular aeróbio (RLGA) pode ser classificado como um sistema emergente de crescimento aderido, porque a biomassa granular se comporta como um biofilme no qual a remoção de substrato é limitada pela difusão (METCALF & EDDY, 2016). No entanto, diferentemente de outras tecnologias de biofilmes, por exemplo, o reator com meio suporte móvel (MBBR), o LGA, não necessita de meio suporte para ser desenvolvido.

Os grânulos aeróbios têm atraído grande interesse em pesquisas devido às suas características específicas. Comparados com o lodo ativado convencional, os grânulos possuem uma estrutura regular, forte e densa e boas propriedades de sedimentação. Também possibilitam uma elevada retenção de biomassa e resistência a águas residuárias de alta concentração e a cargas tóxicas e de choque (LIU; TAY, 2004; LIU et al., 2005). Além disso, como resultado do gradiente de difusão de oxigênio, o LGA possui, ao mesmo tempo, zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias (ZOU et al., 2001 apud LI et al., 2005, p. 72), que proporcionam ambientes favoráveis para o crescimento de bactérias aeróbias e facultativas. Portanto, o grânulo aeróbio pode remover carbono, nitrogênio e fósforo simultaneamente (WANG et al., 2009). Há fortes evidências de que a granulação aeróbia é potencialmente capaz de lidar com um amplo espectro de águas residuárias, incluindo efluentes industriais recalcitrantes de alta concentração e esgoto municipal pouco concentrado (MASZE-

NAN; LIU, 2009 apud MASZENAN; LIU; NG, 2011, p. 111 e 112). A alta concentração de lodo permite uma rápida degradação de contaminantes, e efluentes muito concentrados ou em grandes volumes podem ser tratados em reatores que ocupam pequeno espaço (LIU; TAY, 2002). Além disso, a população microbológica latente disponível e diversificada torna o processo menos sensível e mais rápido para se recuperar de severas perturbações no sistema (GIESEN et al., 2013).

Atualmente, o processo já possui aplicação em escala real, inclusive no Brasil, verificando-se menores custos, pegada ecológica, demanda energética e ocupação de área em relação a sistemas convencionais de lodo ativado (DE BRUIN et al., 2004; GIESEN et al., 2013; PRONK et al., 2015a; ROYAL HASKONINGDHV, 2019). Entretanto, na literatura, a tecnologia do LGA tem sido comparada com sistemas de lodo ativado de fluxo contínuo, ignorando-se a alternativa dos sistemas de RBS com lodo floculado projetados para a remoção de nitrogênio e fósforo. Vale destacar que o processo por bateladas, seja ele com lodo granular ou floculado, já possui algumas vantagens em relação a um tratamento convencional de fluxo contínuo, como a configuração simples, baixo requisito de espaço, flexibilidade operacional e ausência de bombeamento de retorno de lodo, decantadores e outros equipamentos (MAHVI, 2008; SURAMPALLI et al., 1997). Além disso, pode apresentar menor custo de construção civil e energia elétrica, constituindo uma alternativa econômica mesmo para estações de tratamento de esgoto (ETEs) de grande porte (KAMIYAMA; TSUTIYA, 1992).

O lodo granular aeróbio apresenta potencial para o aproveitamento de recursos, como a geração de biogás pela digestão anaeróbia do lodo, uso como adsorvente e recuperação de biopolímeros, incluindo o polihidroxibutirato e o exopolímero do tipo alginato (GUIMARÃES, 2017; NANCHARAIH; REDDY, 2018). Portanto, a tecnologia do

LGA pode ser incluída numa abordagem sustentável de operação de uma ETE, na qual se busca, além da proteção ambiental, a recuperação de recursos e eficiência energética e espacial em conjunto com investimentos e custos operacionais reduzidos (GUIMARÃES, 2017).

Considerando que essa tecnologia teve por origem um país de clima frio, cujas características do esgoto são diferentes, sua transferência não pode ser feita diretamente. Mesmo com temperaturas mais elevadas no Brasil, aspecto favorável para os processos bioquímicos envolvidos no tratamento de esgoto, existem dúvidas sobre os tempos de reação necessários e estratégias operacionais para a remoção simultânea de matéria orgânica e de nutrientes. Algumas características do esgoto brasileiro podem afetar negativamente o processo, por exemplo, a baixa concentração de fósforo e a elevada concentração de óleos e graxas. O recebimento de efluentes não domésticos e o alto nível de automação requerido pelo processo também deverão ser levados em consideração nos estudos de alternativa para a implantação de estações de tratamento de esgoto.

2 OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho é a apresentação e discussão das características do sistema de lodo granular aeróbio, incluindo os aspectos morfológicos e microbiológicos do LGA, as variantes operacionais e os processos bioquímicos envolvidos no tratamento de esgoto sanitário. Também se buscou destacar os aspectos que possam influenciar a difusão dessa modalidade de tratamento no Brasil.

3 METODOLOGIA

Este trabalho é essencialmente teórico e foi desenvolvido com base na literatura nacional e internacional sobre o LGA, na conceituação geral

do tratamento de esgoto sanitário, principalmente pelo processo de lodo ativado em bateladas, e no conhecimento das condições operacionais que usualmente se verificam no Brasil.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Características, aplicação e formação do lodo granular aeróbio

O lodo granular foi reportado pela primeira vez por Young e McCarty (1969) num sistema de filtro anaeróbio e observado na África do Sul durante a viagem do professor Gatzke Lettinga a esse país, antes do desenvolvimento do reator UASB. Apesar de várias hipóteses terem sido feitas em relação ao processo de granulação em vários digestores anaeróbios, o fenômeno de granulação ainda não é claramente compreendido. A maioria dos microrganismos que são capazes de formar grânulos podem ser classificados como as bactérias desnitrificantes, bactérias nitrificantes, bactérias acidificadoras e/ou metanotróficas (LIM; KIM, 2014).

Mishima e Nakamura (1991) relataram, pela primeira vez, o lodo granular aeróbio em um reator de fluxo contínuo. Posteriormente, Morgenroth et al. (1997) utilizaram um RBS para o desenvolvimento de lodo granular aeróbio, formado depois de 40 dias de incubação. Desde então, o RBS tem sido utilizado para granulação aeróbia e considerado uma configuração de reator adequada para sua ocorrência (BEUN et al., 1999; DANGCONG et al., 1999; LIU; TAY, 2004 apud GAO et al., 2011a, p. 137). A companhia de consultoria Royal HaskoningDHV colaborou por mais de uma década com a Universidade de Tecnologia de Delft para transformar os resultados em escala de laboratório em instalações piloto e escala real, culminado no desenvolvimento da Tecnologia Nereda® (GIESEN et al., 2013). Essa tecnologia foi primeiro adaptada para aplicações industriais e depois ampliada para tratamento

de esgoto sanitário (PRONK et al., 2015a). As experiências obtidas por ETEs demonstrativas em escala real em Gansbaai, na África do Sul, e Frielas, em Portugal, foram usadas para otimização do projeto e construção, em 2010, da primeira ETE de LGA para tratamento de esgoto sanitário, em Epe, na Holanda (VAN DER ROEST et al., 2011; GIESEN et al., 2013 apud PRONK et al., 2015a, p. 208). Em 2016, iniciou-se a operação da ETE Deodoro no Rio de Janeiro, primeira planta de tratamento de LGA no Brasil. Nota-se grande interesse da aplicação dessa tecnologia neste país, tendo em vista a existência de 12 ETEs em fase de projeto, implantação ou operação (ROYAL HASKONINGDHV, 2019).

Os grânulos aeróbios podem ser descritos como agregados densos e compactos de origem microbiana, com aparência externa aproximadamente esférica e constituídos, principalmente, por bactérias aeróbias e facultativas, sendo considerados um tipo especial de biofilme (ADAV et al., 2008; GAO et al., 2011a; LEMAIRE; WEBB; YUAN, 2008). Seu maior tamanho e sua estrutura densa e compacta promovem um alto peso específico, resultando em excelente capacidade para sedimentar, conforme indicado pelas medições do índice volumétrico de lodo (IVL) (FRANCA et al., 2017). Em 2004, o primeiro *workshop* de LGA foi organizado em Munique, na Alemanha, no qual se definiu o lodo granular aeróbio: “grânulos que compõem o lodo ativado granular aeróbio devem ser entendidos como agregados de origem microbiana que não coagulam sob reduzidas tensões cisalhantes hidrodinâmicas e que sedimentam significativamente mais rápido do que os flocos de lodo ativado” (BATHE et al., 2005; DE KREUK et al., 2005 apud DE KREUK; KISHIDA; VAN LOOSDRECHT, 2007, p. 75 e 76).

Os flocos se sedimentam com velocidades entre 8 e 10 m.h⁻¹, enquanto os grânulos atingem velocidades de sedimentação de até 30 a 70 m.h⁻¹ (WINKLER et al., 2018). Os valores esperados

para o IVL₃₀ de um lodo granular aeróbio são da ordem de apenas 40 mL.g⁻¹. Por outro lado, valores de cerca de 100 mL.g⁻¹ são indicativos de boas condições de sedimentação para lodos apenas floculados (BASSIN, 2018; PIVELI; KATO, 2006). Além disso, o LGA apresenta elevada razão IVL₃₀/IVL₅ ou IVL₃₀/IVL₁₀, comprovando a alta velocidade de sedimentação e a maior facilidade na separação em relação aos flocos (FRANCA et al., 2017). Uma razão IVL₃₀/IVL₁₀ próxima a 1 é representativa de completa granulação. No entanto, valores abaixo de 1 são relatados frequentemente (COMA et. al., 2012; WAGNER; DA COSTA, 2013 apud DERLON et al., 2016, p.342).

As primeiras propriedades a serem reconhecidas nos grânulos são a forma e o tamanho. Os grânulos possuem, preferencialmente, formatos arredondados e superfícies lisas, a não ser que esteja ocorrendo a indesejável presença de organismos filamentosos, problema historicamente associado aos flocos de lodo ativado. Além disso, um tamanho mínimo de agregado para os grânulos aeróbios foi definido em 0,2 mm, baseado em medições antigas (DE KREUK; KISHIDA; VAN LOOSDRECHT, 2007). Grânulos aeróbios desenvolvidos com águas residuárias municipais são pequenos, com diâmetros entre 200 e 1300 µm (LIU et al., 2010; NI et al., 2009; WAGNER, 2011). Esses valores são muito menores do que os geralmente relatados para grânulos aeróbios cultivados com efluentes sintéticos, cujos diâmetros podem ser superiores a 2000 µm (DERLON et al., 2016).

Em um RLGA em escala de bancada alimentado com efluente sintético, é comum a formação de lodo constituído somente por grânulos de grande porte e elevado índice de esfericidade. Em muitos desses casos, o lodo assume uma coloração amarela de forma homogênea. Nos reatores em escala piloto e escala real alimentados por esgoto sanitário, observa-se a coloração marrom e uma diferente distribuição no tamanho

das partículas. Em ambos os reatores, é comum observar a coexistência das duas formas de lodo, floculado e granular (LIU; TAY, 2006; WAGNER, 2011). Na Fig. 1, são ilustradas imagens do lodo amostrado do RLGA em escala piloto instalado

no Centro Tecnológico de Hidráulica e do lodo cultivado em reator em escala de bancada no laboratório de Saneamento, ambos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

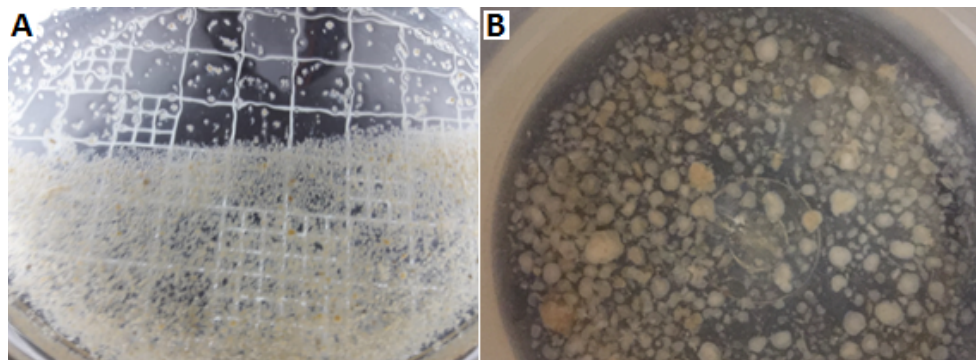


Figura 1 - Imagens do lodo granular (A: reator piloto alimentado com esgoto doméstico e B: reator em escala de bancada alimentado com efluente sintético)

A estrutura tridimensional do grânulo aeróbio cria um gradiente de concentração de oxigênio dissolvido e de substrato ao longo da direção radial, conduzindo a uma estratificação em camadas com diferentes tipos de microrganismos e metabolismos (LIU et al., 2010). Conseqüentemente, os grânulos aeróbios são usualmente considerados uma estrutura microbiana em camadas, composta por uma zona externa aeróbia, contendo uma mistura de organismos heterotróficos e autotróficos, e por um núcleo anóxico ou anaeróbio, onde organismos anaeróbios e desnitrificantes estão presentes (LIU et al., 2010; WINKLER et al., 2013 apud FRANCA et al., 2017, p. 2). Logo, esses microambientes possibilitam a presença de diferentes populações bacterianas que desempenham papéis específicos na biodegradação de poluentes (DE KREUK; HEIJNEN; VAN LOOSDRECHT, 2005). Os reatores com lodo granular aeróbio oferecem a possibilidade de remoção de carbono orgânico, nitrogênio, fósforo, micropoluentes, como fármacos e derivados de produtos de cuidado pessoal, compostos xeno-

bióticos, recalcitrantes ou tóxicos e íons metálicos (NANCHARIAH; REDDY, 2018).

A granulação aeróbia pode ser considerada uma junção de células por meio de um processo de imobilização para formar uma associação multicelular estável e contínua (LIU et al., 2005). Resultados obtidos por Tay, Q. Liu e Y. Liu (2001) mostraram que a granulação aeróbia é um processo gradual de mudança de lodo ativado para agregados compactos, convertidos posteriormente em lodo granular e, finalmente, em grânulos maduros. A autoimobilização microbiana é induzida por condições ambientais de *stress*, envolvendo interações físico-químicas ou bioquímicas e mecanismos de atração microbiana (LIU; TAY, 2002). O mecanismo proposto para o desenvolvimento do LGA inclui quatro etapas, que são: (i) movimentos físicos para início do contato bactéria-a-bactéria, (ii) forças de atração para manutenção de contatos multicelulares estáveis, (iii) melhora da adesão microbiana pela produção de polímeros extracelulares (EPS) e (iv) modelagem dos grânulos por forças de cisalha-

mento hidrodinâmicas, que auxiliam para estabilizar a estrutura tridimensional do grânulo (LIU; TAY, 2002; WINKLER et al., 2018). A literatura recente confirmou esse mecanismo (LIU; TAY, 2015 apud ZHANG; HU; LEE, 2016) e forneceu detalhes adicionais sobre o papel de famílias funcionais, particularmente os produtores de polímeros extracelulares e células com superfície hidrofóbica (desnitrificantes) nos grânulos e, portanto, na produção de EPS na granulação. Mais detalhes sobre o processo de granulação foram revelados, incluindo o papel de comunicação celular e a correlação da produção de polímeros específicos nas células (ZHANG; HU; LEE, 2016). Liu et al. (2003) relataram que a hidrofobicidade celular é um importante fator na autoimobilização das células e nos processos de adesão e concluíram que esta pode induzir e fortalecer ainda mais a interação célula-a-célula, podendo ser a principal força desencadeante para iniciar a granulação de bactérias heterotróficas e nitrificantes.

4.2 Reatores em bateladas sequenciais e etapas envolvidas no tratamento com LGA

As características de operação de um RBS, como o regime de bateladas, o controle regulável do lodo de descarte e a uniformidade das forças hidráulicas cisalhantes, criam um ambiente ideal para a granulação aeróbia (FRANCA et al., 2017).

O processo de tratamento de um RBS consiste em um reator de mistura completa onde ocorrem todas as etapas do tratamento. Isso é obtido por meio do estabelecimento de ciclos de operação com durações definidas. A massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando dessa forma a necessidade de decantadores separados e das elevatórias de recirculação de lodo. Os ciclos normais de tratamento incluem a alimentação, aeração, sedimentação e retirada do efluente tratado. Em sistemas com vários tanques, uma etapa de repouso posterior ao des-

carte de efluente pode ser implementada para ajuste de ciclos e remoção de lodo excedente. Diversas modificações têm sido incorporadas ao processo a fim de atingir determinados objetivos no tratamento de esgoto. Essas modificações se referem tanto à forma de operação do sistema (alimentação contínua e esvaziamento descontínuo) como à sequência e duração dos ciclos associados a cada etapa do processo. Quando a remoção biológica de nutrientes é desejada, por exemplo, as etapas no ciclo são ajustadas para promover períodos anóxicos e/ou anaeróbios, e a duração usual dos ciclos pode ser alterada em função das variações da vazão afluente, das necessidades do tratamento e das características do esgoto e da biomassa no sistema. Para aplicações com vazão contínua, é necessário instalar pelo menos dois RBS, de maneira que um reator é preenchido, enquanto o outro está completando o seu ciclo de tratamento (SURAMPALLI et al., 1997; VON SPERLING, 2012). Introduzido no Brasil pela Nestlé, o RBS tem sido intensamente utilizado para o tratamento de esgotos sanitários, especialmente quando há grande variação de carga, como em cidades litorâneas. Por ser também um processo com características favoráveis para adaptar a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes, o interesse pelo RBS tem crescido paralelamente ao aumento da cobrança dos padrões legais de nitrogênio e fósforo nas águas naturais. Pode-se afirmar que o domínio dessa tecnologia no Brasil é pleno e o seu emprego tem sido expandido para diversas condições, seja em situações de grande ou pequeno portes (PIVELI, 2014).

Na granulação aeróbia, o RBS tem sido operado tanto sob volume variável, com o efluente tratado sendo descarregado numa porção intermediária da altura do reator, como sob volume constante. Na operação sob volume variável, é comum a aplicação de ciclos com quatro etapas principais na seguinte ordem: alimentação do reator com esgoto bruto, aeração, sedimenta-

ção e descarga do efluente tratado. A operação sob volume constante consiste na alimentação do reator sem aeração e sem mistura pelo fundo, com o efluente tratado sendo simultaneamente descarregado pelo topo. A operação de um RLGA deste último modo é a maneira convencional utilizada em ETEs em escala real (DERLON et al., 2016). Ciclos de curta duração têm sido aplicados, principalmente na faixa de 3 a 4 horas, resultando em condições favoráveis para o processo de granulação (LIU; TAY, 2007). Ciclos mais longos com duração total entre 6 e 12 horas têm sido propostos para garantir maior nível de nitrificação do esgoto (TOMAR; CHAKRABORTY, 2018), mas essa condição pode ser considerada dispensável, sobretudo nos lugares de temperatura elevada. A duração dos ciclos também pode ser ajustada pelas características do esgoto afluente, pelas reais taxas de metabolismo do lodo, pelas condições desejáveis do efluente e pelas pressões seletivas para o lodo granular (PRONK et al., 2015a).

A etapa de alimentação pode ser sob aeração, sob mistura ou sem nenhum desses recursos. Por exemplo, De Kreuk et al. (2005) propuseram um longo período de alimentação anaeróbia (enchimento do tipo *plug-flow*), anterior à etapa de reação aeróbia, para que fossem desenvolvidos os organismos acumuladores de fósforo. Rocktäschel et al. (2013) estudaram duas estratégias de alimentação anaeróbia: em uma delas, empregaram uma alimentação do tipo *plug-flow* e, em outra, usaram um rápido enchimento seguido de uma fase de mistura anaeróbia. Filali et al. (2012) estudaram a performance de dois reatores de lodo granular operados em alternância de condições anóxicas/aeróbias e anaeróbias/aeróbias para a remoção de nutrientes.

A alimentação do tipo *plug-flow* garante altas concentrações de substrato próximas à superfície do grânulo, permitindo sua difusão ao longo de todo o LGA e contribuindo para a formação

de uma biomassa granular estável, compacta e densa (PRONK et al., 2015a). Como uma possível vantagem sobre a estratégia de alimentação *plug-flow*, o método de mistura com alimentação anaeróbia proposto por Rocktäschel et al. (2013) permitiu que a matéria orgânica fosse uniformemente distribuída através do volume útil do reator, ao invés de criar um gradiente de substrato ao longo de sua altura. No caso da alimentação do tipo *plug-flow*, a eficiência da distribuição do substrato depende da geometria do reator, ou seja, reatores com uma baixa razão altura útil/diâmetro (H/D) tendem a desenvolver padrões de escoamento heterogêneos através da manta de lodo granular. Esse efeito leva a um tempo de contato curto entre a matéria orgânica e a biomassa, de modo que há uma incompleta assimilação de carbono orgânico na fase anaeróbia. Consequentemente, grande parte da demanda química de oxigênio (DQO) pode estar presente na forma solúvel no início da fase de aeração, resultando em uma granulação instável (FRANCA et al., 2017). Kong et al. (2009) propuseram H/D maior que 4. Essa proporção tem contribuído para a construção de reatores em escala de bancada ou piloto com altura relativamente grandes, visando à extrapolação para reatores em escala real com altura em torno de 6,0 m. Porém, os diâmetros são de dimensões reduzidas, originando unidades esbeltas. Isso, evidentemente, não é possível em unidades de grande porte e, para manter um tipo de escoamento semelhante, torna-se absolutamente necessária a boa distribuição do fluxo do esgoto a partir da região do fundo do reator, da mesma forma como se procede em reatores anaeróbios do tipo UASB, em que se considera um ponto de entrada a cada 2 m² de fundo de reator. Em escala real, portanto, o escoamento do esgoto se torna mais sujeito à dispersão longitudinal do que nas unidades em escala reduzida, podendo desfavorecer um pouco o fenômeno da granulação.

Nas condições de alimentação anaeróbia, ocorre a digestão e incorporação parcial da matéria orgânica e o carbono orgânico facilmente biodegradável é convertido em polímeros de reserva pelos organismos acumuladores de glicogênio (GAO) e de fósforo (PAO) na manta de lodo granular. A seleção dos PAO demonstrou ser uma medida para melhorar a estabilidade do grânulo, particularmente sob baixa concentração de oxigênio (DE KREUK; HEIJNEN; VAN LOOSDRECHT, 2005). Guimaraes (2017) enfatizou que a seleção desses tipos de organismos promove múltiplos benefícios, desde a estabilização do lodo granular, remoção de fósforo e sua possível recuperação, até a captura de carbono com a valorização dos exopolímeros. A remoção de substratos facilmente biodegradáveis pelos PAO é acompanhada pela liberação de ortofosfato no meio líquido. Nessa etapa, ocorre a formação de ácidos voláteis pelos organismos heterotróficos e sua subsequente síntese como polihidroxialcanoatos (PHA) pelos organismos acumuladores de fósforo para posterior uso como fonte de energia na etapa aerada, em que ocorre grande incorporação de fósforo nos grânulos (DE KREUK; HEIJNEN; VAN LOOSDRECHT, 2005). Esses são os processos bioquímicos já conhecidos para a remoção biológica de fósforo. No entanto, dependendo do nível de restrição para o lançamento do esgoto tratado, o tratamento biológico avançado pode não ser suficiente, devendo-se recorrer à precipitação química. Nesse caso, coagulantes de sais metálicos, como o cloreto férrico, podem ser utilizados para complementar a remoção de fósforo (PRONK et al., 2015a). É importante destacar que a presença de lodo com os PAO ou formado sob efeito conjunto da adição de coagulantes químicos tende a aumentar a densidade e a reduzir o grau de mineralização do lodo misto.

No período de aeração, deve-se garantir a incorporação e digestão restante da matéria orgânica, as reações de nitrificação e desnitrificação e a incorporação do fósforo. Devido ao fato de

uma fração dos PAO poder acumular polifosfato em condições anóxicas, os PAO desnitrificantes podem ser desenvolvidos no grânulo para obter a mesma remoção de fósforo com a menor utilização de oxigênio (MEINHOLD et al., 1999; ZENG et al., 2003; MEYER et al., 2005; YILMAZ et al., 2008 apud COMA et al., 2012, p. 102). Assim como nos flocos de lodo ativado, a nitrificação e a desnitrificação simultânea (NDS) pode ocorrer devido à existência de zonas aeróbias nas camadas externas do grânulo e camadas anóxicas, ricas em substratos, nas zonas internas. Entretanto, por causa do tamanho e da estrutura dos grânulos e biofilmes, a NDS pode ser mantida e controlada mais facilmente do que no floco de lodo ativado (POCHANA; KELLER, 1999; SATOH et al., 2003 apud MOSQUERA-CORRAL et al., 2005, p. 2684). A nitrificação acontece nas camadas externas, com a amônia sendo convertida para nitrato ou nitrito, que subsequentemente se difundem para o interior do grânulo com pouco oxigênio. Nesta região, esses compostos são usados como receptor de elétrons para manutenção das células e seu crescimento por meio da oxidação de substratos orgânicos de reserva pela desnitrificação. Durante o processo de remoção de nitrogênio nos grânulos, a nitrificação é fácil de ser obtida quando a aeração é suficientemente fornecida, enquanto a desnitrificação é usualmente uma etapa de limitação devido à deficiência de condições anóxicas e/ou de provimento de fonte de carbono (CHEN et al., 2011).

A NDS depende da proporção da zona aeróbia para a anóxica, que é influenciada por alguns fatores, como tamanho e densidade do grânulo e concentração de oxigênio dissolvido (OD) no meio líquido (LIU; SHENG; YU, 2009 apud CHEN et al., 2011, p. 347). A concentração de OD aplicada em combinação com o tamanho do grânulo está intimamente relacionada com a extensão da zona anóxica: quanto menor a concentração de OD ou quanto maior o grânulo, maior é a zona anóxica e, portanto, maior é a capacidade de re-

moção de nitrogênio. Obviamente, o oxigênio necessário para a nitrificação limita a diminuição da concentração de OD (MOSQUERA-CORRAL et al., 2005). Como a remoção de nitrogênio depende das zonas aeróbias e anóxicas dos grânulos, geralmente é necessário que a concentração de OD no meio líquido seja precisamente controlada. Além disso, devido a algumas características nos grânulos serem praticamente incontroláveis e sujeitas a variações, por exemplo, o tamanho e a densidade, podem ser adotadas estratégias operacionais para melhorar a eficiência de remoção de nitrogênio, que incluem a alternância de condições anóxicas/aeradas pela intermitência na aeração e a alimentação escalonada (CHEN et al., 2011). A concentração de oxigênio é de grande importância para a demanda energética de aeração e, conseqüentemente, para a viabilidade econômica da tecnologia de lodo granular aeróbio (DE BRUIN et al., 2004). Alguns estudos de ETEs em escala real mostraram a utilização de concentrações moderadas de oxigênio, por exemplo, entre 1,8 e 2,5 mg.L⁻¹ (PRONK et al., 2015a) e 1,0 a 2,0 mg.L⁻¹ (VAN DIJK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2018). Esses valores são típicos de lodo ativado floculado, de modo que não se devem esperar gastos mais elevados relativos ao consumo de energia elétrica.

O período de sedimentação foi considerado importante desde a invenção do LGA, porque períodos curtos selecionam agregados de rápida sedimentação, enquanto os flocos de baixa sedimentabilidade são lavados do sistema. Para o desenvolvimento do lodo granular aeróbio, os RBS são tipicamente operados com tempos curtos de sedimentação, de 2 a 10 minutos (ADAV et al., 2008; NANCHARAI AH; REDDY, 2018). No entanto, baixos tempos de sedimentação associados a uma troca volumétrica (razão do volume de descarte/alimentação pelo volume útil do reator) relativamente alta para retenção de grande parte da biomassa, podem promover a excessiva perda de sólidos no efluente. Durante o *start-up*,

a reduzida eficiência na remoção de nutrientes é frequentemente relatada, o que se pressupõe que seja uma consequência de severas condições de lavagem de lodo do reator (WEISSBRODT et al., 2012 apud SZABÓ et al., 2016). Desse modo, uma das estratégias empregadas para estimular a formação e o crescimento dos grânulos é a imposição de intervalos de sedimentação progressivamente mais reduzidos durante a partida do sistema de tratamento (GUSMÃO et al., 2019; SANDOVAL, 2019; SZABÓ et al., 2016; TAVARES, 2017). A partir do início desse processo, observa-se o aumento do tamanho dos flocos até que comecem a assumir características de grânulos.

Vale destacar que a dinâmica da perda de sólidos com o efluente tratado é diferente em reatores operados sob volume variável e sob volume constante. Neste último caso, a perda de sólidos com o efluente também pode estar associada à velocidade ascensional de esgoto aplicada (DERLON et al., 2018) e à ascensão de partículas de lodo aderidas ao gás nitrogênio, promovida pela desnitrificação durante a alimentação (GUSMÃO et al., 2019; VAN DIJK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2018). Assim, a influência do tempo de sedimentação na granulação deve ser diferente entre as duas estratégias operacionais, sendo necessário seu maior conhecimento para a operação sob volume constante, ainda pouco empregado nas pesquisas.

Pronk et al. (2015a) estudaram a performance de uma ETE de lodo granular aeróbio em escala real. No período aerado, ocorria a remoção de amônia e fósforo, enquanto o nitrato era produzido. A remoção de nitrogênio era estabelecida pela NDS predominantemente, mas, para maximização dessa remoção, poderiam ser providenciados períodos anóxicos sem mistura com recirculação de efluente do topo para o fundo do reator. Como alternativa, uma estratégia de aeração intermitente poderia ser utilizada. Quando a amônia atingia seu *set-point* desejado durante a aeração, a concentração de OD era reduzida para maximizar

zar o potencial de desnitrificação. Uma vez que tanto o nitrogênio como o fósforo alcançassem a qualidade requerida para o efluente, o reator estava pronto para receber novo esgoto afluente. Os autores também relataram a utilização de sais metálicos para complementar a remoção de fósforo durante a época de chuvas intensas. Por outro lado, a remoção de fósforo foi sempre completamente biológica no período de chuvas normais e na estação seca.

4.3 Fatores influentes na granulação aeróbia

Uma série de condições operacionais e ambientais deve ser estabelecida para a agregação celular em uma cultura biológica. Alguns dos fatores relatados que influenciam o processo de granulação em um RBS incluem a configuração do reator (KONG et al., 2009; ROCKTÄSCHEL et al., 2013), a estratégia de alimentação (DERLON et al., 2016; ROCKTÄSCHEL et al., 2013), a mudança do tempo de sedimentação (GAO et al., 2011b; MCSWAIN; IRVINE; WILDERER, 2004), a imposição de *stress* hidrodinâmico pela velocidade ascensional de ar (GAO et al., 2011b; LIU; TAY, 2002; STURM; IRVINE, 2008), o tempo de inanição (GAO et al., 2011b; LIU; TAY, 2008), o tempo de ciclo (LIU; TAY, 2007), o tempo de detenção hidráulica (MUDA et al., 2011), a composição do substrato (DEVLIN et al., 2017; PRONK et al., 2015b), a carga orgânica volumétrica (GAO et al., 2011b; WAGNER; DA COSTA, 2013), a relação alimento/microrganismo (A/M) (LI, A.; LI, X.; YU, 2011), a concentração de OD (MOSQUERA-CORRAL et al., 2005; STURM; IRVINE, 2008), a concentração de íons divalentes (REN et al., 2008) e as flutuações de pH e temperatura (DE KREUK et al., 2005). Os fatores dominantes permanecem desconhecidos e, portanto, uma “brecha” ótima de condições deve ser considerada para um desenvolvimento bem-sucedido e manutenção dos grânulos (WINKLER et al., 2018). Informações detalhadas desses fatores podem ser obtidos em artigos de

revisão, a exemplo dos estudos publicados por Winkler et al. (2018) e Franca et al. (2017).

Um dos fatores considerados favoráveis para a granulação estável é a criação de condições periódicas do regime *feast-famine* durante o ciclo operacional do RBS, induzido pela sequencial abundância e escassez de matéria orgânica solúvel (BEUN et al., 2000 apud FRANCA et al., 2017). A fase *feast* (abundância) é caracterizada pela disponibilidade de substrato externo para o crescimento bacteriano, que é exaurido até uma concentração mínima. Subsequentemente, ocorre a fase *famine* (inanição), no qual o alimento não está mais disponível e os organismos utilizam os substratos de reserva acumulados internamente (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004; WINKLER et al., 2018). A razão intrínseca por trás dessa observação está relacionada com a taxa de crescimento microbiano dos microrganismos que constituem o LGA. Uma estabilidade maior é relatada devido à seleção de bactérias com taxas de crescimento máximas mais baixas, selecionadas sob este regime (FRANCA et al., 2017). De acordo, pesquisas sobre a morfologia de biofilmes mostraram que organismos de crescimento lento influenciam a densidade e estabilidade de biofilmes positivamente. Para o decréscimo da taxa de crescimento dos organismos nos grânulos aeróbios, substratos facilmente degradáveis, como o acetato, devem ser convertidos em DQO lentamente degradável, como os polímeros de reserva microbianos (por exemplo, PHA). Conforme mencionado anteriormente, caso se utilize uma prolongada alimentação anaeróbia, haverá a possibilidade de seleção de organismos acumuladores de fósforo e/ou acumuladores de glicogênio, que executam essa etapa de conversão mais eficientemente (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004).

Em concordância com esse regime de alimentação, alguns estudos demonstraram a necessidade de maximizar a remoção de matéria orgânica durante as fases não aeradas que precedem

a etapa aerada para garantir a estabilidade do lodo. Portanto, indicam que uma adequada combinação das etapas anóxicas, anaeróbias e aeróbias deve ser selecionada de acordo com a razão entre a DQO, nitrogênio e fósforo contidos no esgoto afluente (FRANCA et al., 2017).

4.4 Start-up de um reator com lodo granular aeróbio

A inoculação de um RLGA pode ser feita de diferentes maneiras. Uma das alternativas é recorrer apenas à inoculação com os microrganismos presentes no próprio esgoto a ser tratado (DANTAS, 2018; DE JESUS, 2016). Essa solução tem sido empregada também quando se deseja cultivar apenas lodo ativado floculado e não se tem lodo de outra ETE disponível para usar como inóculo. Outra alternativa é a inoculação com lodo ativado floculado (NI et al., 2009; PRONK et al., 2015a; WAGNER, 2011), comumente empregado nas pesquisas. Também é possível usar na partida do RLGA, mistura de lodo ativado, que é aeróbio, com lodo de reator UASB, que geralmente se apresenta com a maioria da biomassa granulada (SANDOVAL, 2019). Caso se disponha de lodo granular aeróbio de um outro sistema para inocular o RLGA, a duração do *start-up* pode ser significativamente reduzida. Outra maneira de minimizar a fase de granulação e o *start-up* é iniciar o processo de granulação em um reator em paralelo com a construção e comissionamento da ETE (GIESEN et al., 2013).

A partida de um reator com lodo granular pode ser feita evoluindo-se a carga orgânica por meio de incrementos na vazão de esgoto afluente ao reator, de modo a manter valores adequados para a razão A/M. Ou seja, a vazão de esgoto é aumentada proporcionalmente ao aumento dos sólidos suspensos voláteis (SSV) no reator e tanto quanto a qualidade do efluente permite.

4.5 Idade do lodo do LGA

Dos inúmeros parâmetros operacionais que podem ser usados para o desenvolvimento de nichos ecológicos na biomassa, a idade do lodo, também denominada de tempo de retenção celular, é uma das mais poderosas. Esse parâmetro é tradicionalmente usado no projeto e operação de sistemas de remoção de nutrientes biológicos para controlar a presença ou ausência das populações microbianas desejadas, por exemplo, as nitrificantes. Na prática, isso é obtido removendo a biomassa em intervalos específicos e assumindo uma distribuição homogênea das populações bacterianas dentro do lodo. Essa suposição nem sempre é válida, como foi demonstrado em sistemas de biofilme e lodo granular, em que há estratificação das populações tanto na profundidade do biofilme como na altura do reator e do leito de lodo, o que resulta em uma distribuição não homogênea de biomassa (EKAMA, 2010; BASSIN et al., 2012; WINKLER et al., 2011 apud WINKLER et al., 2012, p. 4973 e 4974). Por exemplo, Winkler et al. (2011) observaram uma segregação da biomassa granulada no leito de lodo sedimentado, verificando-se que os PAO prevaleceram no fundo do reator, enquanto os GAO dominaram o topo do leito, o que possibilitou um tipo de descarte intencional de lodo que favorecesse os organismos acumuladores de fósforo. Winkler et al. (2012) usaram a reação em cadeia da polimerase (PCR), técnica da biologia molecular, para determinação dos tempos de retenção celular de grupos específicos de bactérias no lodo floculado e no lodo granular. Os autores observaram que a idade do lodo das populações encontradas no exterior dos grânulos era menor do que a das populações no interior e que a posição de ruptura do grânulo, superficialmente ou internamente, possuía diferentes influências na idade do lodo de distintos grupos microbianos.

Li, Liu e Xu (2008) estudaram o papel da idade do lodo na granulação aeróbia. Os resultados mos-

traram que a faixa utilizada, de 3 a 40 dias, não induziu significativa mudança na hidrofobicidade celular e que seus baixos valores podem explicar parcialmente o insucesso na granulação dos RBS estudados. Os autores concluíram que, ao contrário de um processo de lodo ativado convencional, a granulação aeróbia em um RBS é improvavelmente dependente da idade do lodo. No entanto, algumas pesquisas mostraram que a remoção intencional de biomassa pode favorecer a granulação em termos de estabilidade e processo seletivo de microrganismos (FRANCA et al., 2017). Desse modo, pode-se realizar algum tipo de descarte intencional que não esteja atrelado a um número fixo de idade do lodo (GUSMÃO et al., 2019).

4.6 Características do efluente do RLGA

A tecnologia de LGA já foi empregada com êxito para atender a condições desafiadoras de requisitos de efluente, como nitrogênio total menor que 5 mg.L^{-1} e fósforo total menor que $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (GIESEN et al., 2013). Alguns dados de sistemas em escala piloto e real mostraram alta capacidade do RLGA para remoção de matéria orgânica e nutrientes. Concentrações baixas, por exemplo, DBO_5 de até 10 mg.L^{-1} e amônia e fósforo total até 1 mg.L^{-1} , foram reportadas, (DERLON et al., 2016; GIESEN et al., 2013; PRONK et al., 2015a), o que evidencia a potencialidade de tratamento dessa nova tecnologia até mesmo para condições de lançamento mais restritivas.

Em relação à concentração de sólidos suspensos no efluente, há relatos de valores médios entre 5 e 20 mg.L^{-1} , maiores do que as concentrações normalmente verificadas para processos convencionais de lodo ativado, que podem ser consideravelmente menores do que 10 mg.L^{-1} (PARKER et al., 2001 apud VAN DIJK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2018). No entanto, algumas medidas podem ser adotadas para reduzir essas perdas, que incluem a instalação de defletores para re-

tenção de material flotado e o *stripping* do gás nitrogênio anteriormente à etapa de alimentação (VAN DIJK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2018).

Os resultados experimentais de alguns RLGA em escala piloto evidenciaram satisfatória remoção de matéria orgânica e baixas concentrações de amônia no efluente. No entanto, o acúmulo de nitrito ou nitrato em reatores tratando esgoto doméstico é um problema que já vem sendo bastante reportado na literatura nacional e internacional (DANTAS, 2018; DERLON et al., 2016; GUIMARÃES, 2017; LIU et al., 2010; MAIA et al., 2019). Muitos desses pesquisadores têm associado a não ocorrência da NDS ao fato do OD no meio líquido não ser baixo o suficiente para criar zonas anóxicas nos pequenos grânulos formados, devido ao esgoto aplicado ser de baixa carga (DANTAS, 2018). Alguns estudos mostraram a utilização de elevadas concentrações de OD, até próximas da saturação, na ordem de 8 mg.L^{-1} ou mais (DANTAS, 2018; GUIMARÃES, 2017; MAIA et al., 2019). Os arranjos experimentais e as estratégias de aeração dessas pesquisas podem ter sido muito diferentes dos utilizados em reatores em escala real, nos quais a automatização do controle do OD tem importante influência no processo de tratamento. Mesmo assim, também há relatos de dificuldade da ocorrência da NDS em concentrações moderadas de OD (DERLON et al., 2016).

Algumas pesquisas mostraram a remoção parcial de fósforo (DANTAS, 2018; GUSMÃO et al., 2019; SANDOVAL, 2019; WAGNER, 2011), porém com concentrações no efluente ainda elevadas para condições de lançamento mais restritivas, até 1 mg.L^{-1} , por exemplo. As condições operacionais das pesquisas podem ser aprimoradas para o melhor desenvolvimento dos PAO e, conseqüentemente, maior remoção biológica de fósforo. Entretanto, mesmo com seu desenvolvimento satisfatório, pode ser necessária a adição de cloreto férrico, o que também tem sido reali-

zado em ETEs em escala real sob determinadas condições, conforme destacado anteriormente (PRONK et al., 2015a).

4.7 Análise comparativa entre o RBS com lodo granular e com lodo floculado

Uma das vantagens do reator com lodo granular em relação ao RBS com lodo floculado (RLF) é a menor ocupação de área. Um dos fatores responsáveis pelo reduzido volume do RLGA é a maior concentração de sólidos no reator. Concentrações de lodo maiores do que 10 a 15 kgSST.m⁻³ são alcançáveis, mas o valor de 8 kgSST.m⁻³ é tipicamente adotado por motivos de projeto em aplicações municipais (GIESEN et al., 2013). Considerando esse valor, é possível manter o dobro da concentração de sólidos no tanque de aeração em relação ao RLF, o que faz com que o volume útil necessário de tanques seja a metade para uma mesma relação A/M e carga orgânica aplicadas. Outro fator que contribui para a diminuição do volume do reator são as maiores taxas de carregamento volumétrico que podem ser utilizadas. Isso se deve aos maiores valores das taxas de conversão volumétrica de nutrientes, que são resultado da maior concentração de biomassa e da ocorrência paralela de conversões que podem ser alcançadas nas ETEs com lodo granular (PRONK et al., 2015a). Portanto, ao se decidir pelo emprego dessa moderna tecnologia, não se deve considerar que, no caso de uma granulação instável do lodo, ainda se tem um RLF, pois estes demandam volumes de reatores maiores. Por outro lado, a adaptação de um sistema com reatores em bateladas para serem transformados em RLGA é uma opção promissora, pois os reatores existentes podem ter volume suficiente para atender vazões de esgoto superiores a serem recebidas em etapas futuras, dispensando a implantação de novos tanques.

Outro aspecto importante para a comparação entre os diferentes sistemas de tratamento é o gerenciamento do lodo descartado em excesso. Alguns dados da literatura mostraram que o lodo do RLGA não é digerido, devendo passar por digestão anaeróbia, sendo também possível realizar a co-digestão com outros tipos de lodo ativado ou lodo primário (BERNAT et al., 2017; DE BRUIN et al., 2004; VAL DEL RIO et al., 2014). Esse tipo de tratamento promove a produção de biogás, que possibilita, conseqüentemente, a recuperação energética na planta de tratamento. No entanto, há pouca informação sobre o potencial da produção de biogás do LGA (BERNAT et al., 2017). Bernat et al. (2017) estudaram esse potencial com lodo granular, lodo ativado convencional e suas misturas com lodo primário. Os autores constataram que a composição do LGA, especificamente o conteúdo de substâncias ligno-celulósicas, determinaram o potencial de biogás, que foi 1,8 vezes menor do que o lodo ativado convencional. Também demonstraram que a melhora do potencial e composição do biogás em termos de conteúdo de metano pode ser obtida pela co-digestão de lodo granular e lodo ativado com lodo primário. Por outro lado, Val del Rio et al. (2014) pesquisaram a viabilidade da digestão anaeróbia do LGA e concluíram que esta possui performance similar às reportadas para o lodo ativado convencional, o que indica que a agregação da biomassa em grânulos não parece limitar o processo anaeróbio. Os autores também relataram que, para minimizar os custos do gerenciamento de lodo, tecnologias capazes de reduzir sua produção necessitam ser desenvolvidas, como os sistemas de grânulos aeróbios.

Um outro aspecto da comparação entre os tipos de reatores é o nível de automação necessário. Uma das desvantagens do reator em bateladas é o maior grau de automação e manutenção comparado com os sistemas convencionais, associado aos controles mais sofisticados e interruptores e válvulas automatizadas (MAHVI, 2008).

A operação do RLF requer automação para a abertura e fechamento de comportas, liga e desliga de bombas e de equipamentos de aeração, descarga de lodo em excesso, etc. O RLGA, por sua vez, pode exigir um nível de automação mais elevado, pois, além dos sensores habituais de nível de água, oxigênio dissolvido, turbidez, pH, potencial Redox e temperatura, também estão presentes no reator, sondas para nitrato e equipamentos de coleta e análise de amônia e fosfato, medidos de forma contínua ou semicontínua (PRONK et al., 2015a; VAN DIJK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2018). As informações enviadas pelos sensores são de grande importância para a operação do RLGA, uma vez que atuam na otimização dos ciclos das bateladas. A operação automatizada, apesar de possibilitar a redução de operadores de nível básico, exige a presença de profissionais especializados, e os eletrodos de íon seletivo também são onerosos e demandam serviços frequentes de manutenção, constituindo importante custo operacional. No entanto, apesar do maior nível de sofisticação, o número de etapas dos ciclos de bateladas é mais reduzido. Os ciclos operacionais para remoção combinada de carbono, nitrogênio e fósforo de um RLF incluem as etapas de alimentação sem mistura, alimentação com mistura, aeração, sedimentação, descarte de efluente e repouso, podendo ainda ser incluídas etapas de reação anaeróbia e reação anóxica antes e após a aeração, respectivamente (SURAMPALLI, 1997; VON SPERLING, 2012). Em um RLGA, esse conjunto de etapas é simplificado devido à ocorrência de etapas e reações bioquímicas simultâneas, a exemplo da alimentação e o descarte de efluente tratado e a NDS durante a aeração.

Por outro lado, se a perda de floculação é o problema mais significativo do processo com RLF, a perda da granulação representa uma preocupação ainda maior para o RLGA pelo desconhecimento ainda grande por parte das companhias de saneamento brasileiras sobre essa nova tecnologia.

Outra consideração se refere ao tratamento a montante dos reatores. Não se devem usar tratamentos biológicos além do preliminar a montante do RLGA, nem permitir tempos de retenção muito elevados no tanque de equalização de esgoto. Os proponentes da tecnologia com RLGA têm considerado a necessidade de tratamento preliminar de alta qualidade, envolvendo o emprego de grade mecanizada ou peneira de tambor rotativo com abertura de malha da ordem de 6 mm, caixa de retenção de areia mecanizada e caixa de retenção de gordura com injeção de ar. A presença de altas concentrações de óleos e graxas no esgoto afluente é temerária, pois, no caso do emprego de RLGA, pode ocasionar grandes arrastes de espuma para a superfície do reator, trazendo SSV aderidos e constituindo importante demanda operacional. Também pode provocar problemas de inibição dos processos biológicos envolvidos, sobretudo para a nitrificação, podendo levar à desestruturação do grânulo. Apesar dessas considerações, entende-se que não apenas o RLGA, mas também os diversos outros processos de tratamento biológicos são favorecidos por uma remoção eficiente de óleos e graxas a montante, de modo que esse fato não deve ser contabilizado como desvantagem.

4.8 Relação entre o esgoto sanitário produzido no Brasil e o LGA

Uma preocupação relevante para aplicação do LGA no Brasil é a baixa concentração de fósforo. Conforme mencionado anteriormente, alguns pesquisadores têm observado o papel importante dos PAO no processo de granulação do lodo aeróbio. Enquanto o esgoto sanitário em países que desenvolvem tecnologias de processos de tratamento de águas residuárias possui concentração típica de fósforo total da ordem de 15 mg.L⁻¹, no Brasil são encontrados resultados médios da ordem de apenas 5 mg.L⁻¹. Neste país, além do uso de detergentes sintéticos ser mais li-

mitado do que em países do hemisfério norte por maiores restrições econômicas da população, a substituição dos detergentes superfosfatados tem aumentado progressivamente. Isso porque os polifosfatos são coadjuvantes adicionados aos surfactantes para atenuar o efeito de dureza da água, característica atípica dos mananciais superficiais brasileiros (PIVELI; KATO, 2006). Entretanto, estudos realizados no Brasil com esgoto sanitário demonstraram que a granulação do lodo aeróbio é possível, tendo ocorrido em reatores em diferentes escalas a despeito da baixa concentração de fósforo. Por exemplo, Dantas (2018) obteve a granulação em um RBS com uma concentração média de fósforo total de 4,2 mg.L⁻¹.

Com relação ao nitrogênio, pode-se afirmar que a razão DQO/N do esgoto produzido no Brasil é tal que todo nitrato produzido na nitrificação contará com quantidade equivalente de carbono orgânico para satisfazer a desnitrificação. Exceções podem ocorrer em ETEs que recebem grandes quantidades de lixiviado de aterro sanitário, prática corrente no país.

O recebimento de outros tipos de efluentes não domésticos (ENDs), por exemplo, os industriais, lodo de fossa séptica e resíduos de caixas de gordura e banheiros químicos, também pode ser um empecilho para a aplicação do lodo granular aeróbio. Tais efluentes estão muito presentes no esgoto do Brasil por causa do uso intensivo de aterros sanitários e da ausência de rede coletora de esgoto, principalmente em bairros periféricos. Os ENDs abrangem águas residuárias com características indesejáveis, que incluem a presença de compostos recalcitrantes, elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, óleos e graxas e/ou matéria orgânica, componentes tóxicos e perigosos. Essas características podem trazer problemas de diversas naturezas tanto no sistema de coleta e transporte de esgoto como nas ETEs, podendo ocasionar, inclusive, a inibição do processo de tratamento. Ainda que o LGA tenha

resistência à toxicidade, aplicação para efluentes industriais e utilização em altas cargas orgânicas, o recebimento dos ENDs é temerário devido ao uso ainda pouco difundido dessa tecnologia.

Os esgotos sanitários municipais produzidos no Brasil possuem concentrações relativamente elevadas de óleos e graxas, o que ocorre acentuadamente em centros de lojas ou outros estabelecimentos com grandes áreas de restaurantes ou refeitórios. Como foi discutido, a maior resistência à degradação biológica dos lipídios conduz à inibição do crescimento de certos grupos de microrganismos, podendo trazer problemas para a granulação do lodo. Entretanto, as concentrações de óleos e graxas podem ser atenuadas pela instalação de um tratamento preliminar eficiente.

As altas temperaturas que se registram no Brasil contribuem de maneira significativa para todos os processos bioquímicos envolvidos. Desse modo, resultados obtidos em pesquisas no hemisfério norte não podem ser repassados diretamente para as condições brasileiras, principalmente no que diz respeito à cinética do crescimento biológico, associado à idade do lodo, cujo valor costuma ser bem menor para que sejam conseguidos os mesmos objetivos. Por isso, é importante a produção de resultados locais com a operação de reatores em escala real ou piloto em longo prazo, para que seja possível observar a estabilidade dos grânulos. Caso se confirme problema dessa natureza, a inserção do RLGA no rol das opções para o tratamento de esgoto no Brasil deverá ser revisada.

4.9 Desafios e perspectivas

Apesar de existirem alguns estudos em escala piloto usando águas residuárias reais, a maioria das pesquisas de LGA tem sido desenvolvida em RBS em escala de laboratório sob altas cargas orgânicas (maiores que 2,5 kgDQO.m⁻³.d⁻¹) com efluen-

te sintético composto por substratos definidos e condições operacionais bem controladas (ADAV et al., 2008; SARMA et al., 2017 apud NANCHARAIH; REDDY, 2018; WAGNER; DA COSTA, 2013). Tais efluentes não são representativos das águas residuárias municipais, que geralmente contêm concentrações orgânicas de substrato muito inferiores (entre 250 e 430 mg.L⁻¹) com uma fração significativa na forma particulada (DERLON et al., 2016). A natureza complexa das águas residuárias reais e as diferentes taxas de degradação de substratos provavelmente afetam a estrutura dos grânulos aeróbios e sua capacidade de remover DQO e/ou nutrientes. Isso se deve a uma alteração nas comunidades microbianas, afetando tanto o tipo de EPS produzido como a transferência de massa do substrato dentro do grânulo (SCHWARZENBECK et al., 2005 apud LEMAIRE; WEBB; YUAN, 2008). De fato, somente poucos estudos relataram a formação bem-sucedida de grânulos usando efluentes complexos, como as águas residuárias municipais. Diferentes observações podem ser extraídas desses estudos. Uma delas são os períodos de *start-up* muito longos necessários para atingir a granulação completa (DERLON et al., 2016; NANCHARAIH; REDDY, 2018). Por exemplo, Ni et al. (2009) relataram que, após um período de 300 dias, 85% dos sólidos suspensos no reator foram constituídos de grânulos aeróbios. Liu et al. (2010) reportaram que demorou cerca de 400 dias para que o lodo ativado se transformasse no LGA de maneira dominante. Entretanto, um período maior de *start-up* para o crescimento da biomassa granular não significa necessariamente que demore mais para a obtenção de uma suficiente capacidade de tratamento (GIESEN et al., 2013). Uma boa qualidade do efluente pode ser obtida antes da completa granulação (PRONK et al., 2015a).

Outra observação é sobre a performance de remoção de nitrogênio e fósforo, cujos resultados não são devidamente relatados. As informações sobre a desnitrificação ou a remoção de

fósforo não são reportadas frequentemente e a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea não é claramente estabelecida com base nos dados relatados da literatura (GIESEN et al., 2013; VAN DER ROEST et al., 2011 apud DERLON et al., 2016; NANCHARAIH; REDDY, 2018). Além disso, alguns estudos apontaram determinados problemas a serem superados em relação à qualidade do efluente, que incluem a excessiva perda de sólidos e o acúmulo de nitrato ou nitrito (DANTAS, 2018; MAIA et al., 2019; GUSMÃO et al., 2019).

Apesar dos relevantes avanços em relação ao processo de formação do lodo granular, sua instabilidade durante a operação em longo prazo é um dos maiores obstáculos para uma ampla aplicação prática dessa tecnologia. O conceito de estabilidade do LGA é considerado uma variação nula na atividade e na distribuição do tamanho dos grânulos, assim como a não ocorrência de sua ruptura e a lavagem do reator em operações em longo prazo. Um grande número de estudos reportou esse fenômeno, promovendo a alta concentração de sólidos suspensos no efluente, deterioração na performance do tratamento e, eventualmente, a falha total do sistema (LEE et al., 2010; WAN et al., 2013 apud FRANCA et al., 2017, p. 5). Até os dias atuais, os mecanismos relativos à perda da estabilidade do LGA ainda não foram completamente elucidados. No entanto, algumas condições operacionais que promovem a desintegração do LGA foram descritas, incluindo altas cargas orgânicas, substratos particulados no esgoto afluente, componentes tóxicos, alimentação aeróbia e períodos de inanição muito curtos. Entre todos os aspectos associados com a granulação, a seleção de uma população microbiana com uma baixa taxa de crescimento máxima é, sem dúvida, o principal fator para estabilização do LGA. Nesse sentido, algumas soluções práticas para melhorar a estabilidade do grânulo numa operação em longo prazo têm sido propostas, como a promoção de gradientes de

concentração de substratos mínimos e controle da taxa de crescimento microbiano no interior do grânulo, abrangendo a alimentação anaeróbia do tipo *plug-flow* e estratégias específicas de remoção do lodo. Considerando o alcance do LGA em escala comercial, as pesquisas devem focar ainda mais nos princípios básicos do desenvolvimento e estabilidade granular (FRANCA et al., 2017).

Outra área que precisa de mais pesquisas é o gerenciamento do lodo descartado. Diversos autores destacaram que os problemas decorrentes da geração de lodo requerem soluções tão ou mais complexas do que o próprio tratamento de esgoto. Além disso, podem representar um aumento substancial dos custos totais, cerca de 50%, se considerados os gastos até a disposição final do lodo (RULKENS, 2004; FERNANDES; SOUZA, 2001; SOBRINHO, 2001 apud BATISTA, 2015, p. 2). Diferentes alternativas podem ser contempladas e incluem: (i) desidratação e uso como adubo, (ii) digestão anaeróbia em plantas de biogás, (iii) uso como adsorvente barato e (iv) produção e recuperação de biopolímeros, como o polihidroxibutirato (PHB) e o exopolímero do tipo alginato (ALE). A desidratação e a digestão do LGA são consideradas lacunas de conhecimento do lodo granular que necessitam ser abordadas para explorar todo o potencial dessa tecnologia. Como os sistemas de lodo granular já possuem aplicação em ETEs em escala real, é desejável otimizar as condições e instalações necessárias para tais etapas de tratamento (NANCHARAIH; REDDY, 2018).

Outra tendência na pesquisa e desenvolvimento de processos aeróbios granulares é a recuperação de produtos valiosos, a exemplo de plásticos renováveis dos grânulos cultivados e o reúso de grânulos descartados como adsorventes (ZHANG; HU; LI, 2016). Devido à presença de uma quantidade abundante de EPS e alta capacidade de adsorção, o lodo granular foi estudado para remover vários contaminantes por meio de pro-

cessos de adsorção, incluindo o azul de metileno, o estrôncio e o amônio. Esses estudos mostraram que o LGA não é apenas capaz de remover contaminantes com alta capacidade de adsorção, mas também pode ser utilizado como adsorvente em uma ampla faixa de pH e temperatura. Além disso, o LGA carregado com metais ou corantes pode ser facilmente separado da água devido à sua excelente capacidade de sedimentação. O uso como adsorvente requer modificações na superfície para aumentar a capacidade de adsorção. Em particular, tratamentos simples com ferro têm se mostrado viáveis na conversão de grânulos brutos em eficientes adsorventes com custos acessíveis para remoção de contaminantes da água e águas residuárias. No entanto, ainda há a necessidade de mais estudos em relação aos pós-tratamento da biomassa granular descartada para seu potencial reúso (NANCHARAIH; REDDY, 2018; ZHANG; HU; LI, 2016).

O ALE é um importante polímero estrutural e conta com aproximadamente 15 a 25% da fração orgânica do LGA (FELZ et al., 2016). Apesar de ser utilizado principalmente na indústria de alimentos, farmacêutica, médica e odontológica, novas aplicações foram e ainda serão descobertas para o uso de ALE originado do esgoto. Por exemplo, o alginato pode ser usado como um condicionador do solo para melhorar a retenção de água em ambientes semiáridos. Além disso, a combinação de sua extração com os processos de tratamento de lodo existentes nas ETEs também poderia melhorar a eficiência do tratamento de lodo, uma vez que a extração de alginato reduz o volume de lodo e o restante, não extraído, tem uma maior capacidade de digestão e melhor desidratação (GUIMARÃES, 2017; NANCHARAIH; REDDY, 2018). O potencial de aproveitamento de ALE em lodo granular ainda está sendo avaliado, e a questão que se levanta é se o excesso de lodo residual pode ser utilizado de forma rentável para extração desse produto, permitindo sua reutilização sustentável (GUIMARÃES, 2017).

Embora seja claro que o EPS estrutural é fundamental no desenvolvimento dos grânulos aeróbios, ainda estão ausentes métodos adequados para seu isolamento, quantificação e caracterização. Isso dificulta a compreensão aprofundada dos mecanismos de formação e estabilidade dos grânulos. Para o aproveitamento de biopolímeros, também é necessária uma melhor caracterização dos EPS e controle sobre sua produção (FRANCA et al., 2017). Trabalhos adicionais sobre como os sistemas de sinalização intracelular regulam a formação de EPS, como ALE e similares, devem ser realizados para melhorar o entendimento dos mecanismos de granulação e sugerir meios de acelerar o *start-up* dos processos de LGA (ZHANG; HU; LI, 2016).

5 CONCLUSÕES

A tecnologia de lodo granular aeróbio é uma promissora opção para o tratamento de esgoto sanitário visando à remoção conjunta de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Isso se deve aos resultados positivos de aplicação em escala real, aos benefícios da morfologia e microbiologia do lodo granular, a algumas vantagens em relação a um RLF e à possibilidade de recuperação de recursos. Algumas questões necessitam de maior desenvolvimento para a implementação dessa nova tecnologia, que incluem a estabilidade do LGA, o período de *start-up*, o gerenciamento do lodo em excesso, o conhecimento dos EPS produzidos e as condições operacionais que potencializem a remoção de nitrogênio e fósforo. Para sua aplicação no Brasil, é preciso, em primeiro lugar, identificar experimentalmente a influência da temperatura sobre a velocidade dos processos bioquímicos e as estratégias operacionais ideais a ser empregadas. Os efeitos de determinadas características do esgoto, como a concentração de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, compostos recalcitrantes e óleos e graxas, de-

vem ser avaliados antecipadamente à implantação de unidades em escala real. Também devem ser consideradas as condições operacionais das ETEs no Brasil, onde não se tem disponibilizados os recursos materiais e humanos à altura das necessidades práticas. Um tratamento de operação automatizada, como o RLGA, não deve ser recomendado antes de a companhia de saneamento responsável pela estação assumir compromisso de maior investimento.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

- ADAV, S. S. et al. Aerobic granular sludge: recent advances. **Bio-technology Advances**, v. 26, n. 5, p. 411-423, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002>
- BASSIN, J. P. Aerobic Granular Sludge Technology. In: DEZOTTI, M.; LIPPEL, G.; BASSIN, J. P. (Org.). **Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment: Emerging, Consolidated Technologies and Introduction to Molecular Techniques**. Switzerland: Springer International Publishing, 2018. p. 75-142. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58835-3_4
- BATISTA, L. F. **Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no distrito federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final**. Brasília, DF, 2015. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. <http://dx.doi.org/10.26512/2015.03.D.18139>
- BERNAT, K. et al. Physicochemical properties and biogas productivity of aerobic granular sludge and activated sludge. **Biochemical Engineering Journal**, v. 117, p. 43-51, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.11.002>
- CHEN, F. Y. et al. Operational strategies for nitrogen removal in granular sequencing batch reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 189, n. 1-2, p. 342-348, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.02.041>
- COMA, M. et al. Enhancing aerobic granulation for biological nutrient removal from domestic wastewater. **Bioresour Technol**, v. 103, n. 1, p. 101-108, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.014>
- DANTAS, B. K. S. F. **Formação de lodo granular aeróbio em reatores em bateladas sequenciais para o tratamento de esgoto**

- doméstico de baixa carga visando à remoção de nutrientes.** Recife, 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.
- DE BRUIN, L. M. M. et al. Aerobic granular sludge technology: alternative for activated sludge technology? **Water Science Technology**, v. 49, n. 11–12, p. 1–7, 2004. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0790>
- DE JESUS, M. **Granulação aeróbia natural em um reator em bateladas sequenciais para tratamento de esgoto sanitário.** Florianópolis, 2016. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina.
- DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 11–12, p. 9–17, 2004. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0792>
- DE KREUK, M. K.; HEIJNEN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 90, n. 6, p. 761–769, 2005. <https://doi.org/10.1002/bit.20470>
- DE KREUK, M. K.; KISHIDA, N.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Aerobic granular sludge – state of the art. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 8–9, p. 75–81, 2007. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>
- DE KREUK, M. K. et al. 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>
- DERLON, N. et al. Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume. **Water Research**, v. 105, p. 341–350, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.09.007>
- DEVLIN, T. R. et al. Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 229–235, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.005>
- FELZ, S. et al. Extraction of structural extracellular polymeric substances from aerobic granular sludge. **Journal of Visualized Experiments**, (115), e54534, 2016. <https://doi.org/10.3791/54534>
- FILALI, A. et al. Stability and performance of two GSBR operated in alternating anoxic/aerobic or anaerobic/aerobic conditions for nutrient removal. **Biochemical Engineering Journal**, v. 67, p. 10–19, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2012.05.001>
- FRANCA, R. D. et al. Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 1, p. 228–246, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.11.005>
- GAO, D. et al. Aerobic granular sludge: characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 31, n. 2, p. 137–152, 2011a. <https://doi.org/10.3109/07388551.2010.497961>
- GAO, D. et al. Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 1, p. 320–327, 2011b. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.006>
- GIESEN, A. et al. Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. **Water Practice and Technology**, v. 8, n. 1, p. 47–54, 2013. <https://doi.org/10.2166/wpt.2013.007>
- GUIMARÃES, L. B. **Caracterização microbiológica do lodo granular na remoção de nutrientes e potencial de recuperação de exopolímeros de efluentes em reatores em bateladas sequenciais.** Florianópolis, 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.
- GUSMÃO, A. R. B. et al. Análise da granulação aeróbia e da eficiência de tratamento de um reator de bateladas sequenciais operado sob volume constante. In: Seminário Nacional sobre Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto: Recuperação de Recursos em ETEs e Produção de Água para Reúso, II, 2019, Fortaleza. **Anais... Fortaleza**, 2019.
- KAMIYAMA, H.; TSUTIYA, M. T. Lodo ativado por batelada: um processo econômico para o tratamento de esgotos em estações de grande porte. **Revista DAE**, n. 165, 1992.
- KONG, Y. et al. Aerobic granulation in sequencing batch reactors with different reactor height/diameter ratios. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 45, n. 5, p. 379–383, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2009.06.014>
- LEMAIRE, R.; WEBB, R. I.; YUAN, Z. Micro-scale observations of the structure of aerobic microbial granules used for the treatment of nutrient-rich industrial wastewater. **The ISME journal**, v. 2, p. 528–541, 2008. <https://doi.org/10.1038/ismej.2008.12>
- LI, A. J.; LI, X. Y.; YU, H. Q. Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. **Process Biochemistry**, v. 46, n. 12, p. 2269–2276, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.09.007>
- LI, Y.; LIU, Y.; XU, H. Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR? **Bioresource Technology**, v. 99, n. 16, p. 7672–7677, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.073>
- LI, X. M. et al. Simultaneous phosphorus and nitrogen removal by aerobic granular sludge in single SBR system. In: BATHE, S.; DE KREUK, M. K.; MCSWAIN, B.; SCHWARZENBECK, N. (Org.). **Aerobic Granular Sludge. Water and Environmental Management Series.** London: IWA Publishing, 2005. p. 71–78.

- LIM, S. J.; KIM, T. H. Applicability and trends of anaerobic granular sludge treatment processes. **Biomass and Bioenergy**, v. 60, p. 189–202, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.11.011>
- LIU, Y. Q.; TAY, J. H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. **Water Research**, v. 36, n. 7, p. 1653–1665, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00379-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7)
- 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.; TAY, J. H. Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge. **Journal of Biotechnology**, v. 124, n. 2, p. 338–346, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2005.12.037>
- LIU, Y. Q.; TAY, J. H. Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 41, n. 4, p. 516–522, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.04.005>
- LIU, Y. Q.; TAY, J. H. Influence of starvation time on formation and stability of aerobic granules in sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 5, p. 980–985, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.03.011>
- LIU, Y. et al. The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules. **Current Microbiology**, v. 46, n. 4, p. 270–274, 2003. <https://doi.org/10.1007/s00284-002-3878-3>
- LIU, Y. et al. Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 67, n. 1, p. 26–32, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1820-2>
- LIU, Y. Q. et al. Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 46, n. 6, p. 520–525, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2010.02.001>
- MAHVI, A. H. Sequencing batch reactor: a promising technology in wastewater treatment. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 5, n. 2, p. 79–90, 2008.
- MAIA, F. C. et al. Nitrificação e desnitrificação ao longo dos ciclos de um reator em bateladas com lodo granular aeróbio. In: Seminário Nacional sobre Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto: Recuperação de Recursos Em ETEs e Produção de Água para Reúso, II, 2019, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2019.
- MASZENAN, A. M.; LIU, Y.; NG, W. J. Bioremediation of wastewaters with recalcitrant organic compounds and metals by aerobic granules. **Biotechnology Advances**, v. 29, n. 1, p. 111–123, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.09.004>
- MCSWAIN, B. S.; IRVINE, R. L.; WILDERER, P. A. The influence of settling time on the formation of aerobic granules. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 10, p. 195–202, 2004. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0643>
- METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.
- MOSQUERRA-CORRAL, A. et al. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. **Water Research**, v. 39, n. 12, p. 2676–2686, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>
- MUDA, K. et al. The effect of hydraulic retention time on granular sludge biomass in treating textile wastewater. **Water Research**, v. 45, p. 16, p. 4711–4721, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.012>
- NANCHARAIAH, Y. V.; REDDY, G. K. K. 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>
- NI, B. J. et al. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. **Water Research**, v. 43, n. 3, p. 751–761, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006. 285 p.
- PIVELI, R. P. **Tratamento de esgoto sanitário**. São Paulo, 2014. Apostila da disciplina “Tratamento de Águas Residuárias”, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 131 p.
- PRONK, M. et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, v. 84, p. 207–217, 2015a. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- PRONK, M. et al. Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 12, p. 5257–5268, 2015b. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6358-3>
- REN, T. T et al. Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure, strength and bioactivity. **Water Research**, v. 42, n. 13, p. 3343–3352, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.015>
- ROCKTÄSCHEL, T. et al. Comparison of two different anaerobic feeding strategies to establish a stable aerobic granulated sludge bed. **Water Research**, v. 47, n. 17, p. 6423–6431, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.014>
- ROYAL HASKONINGDHV, Nereda® plants. Disponível em: <<https://www.royalhaskoningdhv.com/en-gb/nereda/nereda-wastewater-treatment-plants>>. Acesso em: 1 nov. 2019.
- SANDOVAL, M. Z. **Partida de reator em bateladas sequenciais visando à identificação das condições operacionais necessárias para a formação de lodo granular aeróbio**. São

- Paulo, 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade de São Paulo. <https://doi.org/10.11606/D.3.2019.tde-19072019-101714>
- STURM, B. S.; IRVINE, R. L. Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 4, p. 781-787, 2008. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- SURAMPALLI, R. Y. et al. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 61, n. 2, p. 151-157, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00034-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00034-5)
- SZABÓ, E. et al. Effects of wash-out dynamics on nitrifying bacteria in aerobic granular sludge during start-up at gradually decreased settling time. **Water**, v. 8, n. 5, p. 1-11, 2016. <https://doi.org/10.3390/w8050172>
- TAVARES, D. C. **Formação de biomassa granular visando a remoção combinada de matéria orgânica e nutrientes em altas temperaturas**. Rio de Janeiro, 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- TAY, J. H.; LIU, Q. S.; LIU, Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 57, n. 1-2, p. 227-233, 2001. <https://doi.org/10.1007/s002530100766>
- TOMAR, S. K.; CHAKRABORTY, S. Characteristics of aerobic granules treating phenol and ammonium at different cycle time and up flow liquid velocity. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 127, p. 113-123, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.11.024>
- VAL DEL RIO, A. et al. Anaerobic digestion of aerobic granular biomass: effects of thermal pre-treatment and addition of primary sludge. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 89, n. 5, p. 690-697, 2014. <https://doi.org/10.1002/jctb.4171>
- 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>
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos ativados**. v. 4, 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2012. 428 p.
- WAGNER, J. **Desenvolvimento de grânulos aeróbios e tratamento de esgoto doméstico em um reator em bateladas sequenciais (RBS) sob diferentes condições operacionais**. Florianópolis, 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.
- WAGNER, J; DA COSTA, R. H. R. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor using real domestic wastewater. **Journal of Environmental Engineering**, v. 139, n. 11, p. 1391-1396, 2013. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000760](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000760)
- WANG, F. et al. Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, n. 2-3, p. 1223-1227, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.034>
- WINKLER, M. K. H. et al. Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO-GAO competition at high temperatures. **Water Research**, v. 45, n. 11, p. 3291-3299, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.024>
- WINKLER, M. K. H. et al. Evaluating the solid retention time of bacteria in flocculent and granular sludge. **Water Research**, v. 46, p. 4973-4980, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.06.027>
- WINKLER, M. K. H. et al. An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 336, p. 489-502, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.026>
- ZHANG, Q.; HU, J.; LEE, D. J. Aerobic granular processes: current research trends. **Bioresource Technology**, v. 210, p. 74-80, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.098>