



9555 - REATOR COM LODO GRANULAR AERÓBIO: SOLUÇÃO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL?

Andrei Rosental Buarque de Gusmão ⁽¹⁾

Mestrando no programa de pós-graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP e Engenheiro Ambiental pela Escola Politécnica da USP.

Natália Rodrigues Guimarães ⁽²⁾

Pós-doutoranda no Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP, Doutora pelo programa de pós-graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP. Mestre em Ciências pelo Instituto de Biociências da USP e Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

Fabio Campos ⁽³⁾

Doutor em Ciências pelo programa de pós-graduação da Faculdade de Saúde Pública da USP. Mestre em Engenharia Civil pelo programa de pós-graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP e técnico responsável pelo Laboratório de Saneamento Lucas de Nogueira Garcez, na Escola Politécnica da USP.

Fernanda Cunha Maia ⁽⁴⁾

Doutoranda no programa de pós-graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP, Mestre em Engenharia Civil pelo programa de pós-graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP. Engenheira Civil pela Universidade Federal do Ceará.

Roque Passos Piveli ⁽⁵⁾

Professor Titular no Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP. Doutor pelo programa de pós-graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP. Mestre e Engenheiro Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP).

Endereço⁽¹⁾: Av. Prof. Almeida Prado, 83 tv 2 – Cidade Universitária – São Paulo – SP. CEP 05508-900 - Brasil. - Tel.: +55 (11) 3091-5444 - e-mail: andreirbg@gmail.com

RESUMO

Desenvolvido na Holanda, o Reator com Lodo Granular Aeróbico (RLGA) possui funcionamento semelhante ao do lodo ativado em bateladas sequenciais, porém, percebeu-se que, dependendo das condições operacionais, o lodo pode granular e assumir propriedades bastante favoráveis para o tratamento de esgoto sanitário. Sendo que esta tecnologia teve por origem um país de clima frio e onde se produz esgoto com características diferentes, a transferência dessa tecnologia não pode ser feita diretamente. O objetivo deste trabalho é a discussão de aspectos relativos à composição do esgoto sanitário brasileiro, às condições operacionais das estações, à formação de lodo a ser tratado e descartado, bem como as exigências de qualidade do efluente final, que possam influenciar na difusão desta modalidade de tratamento no Brasil. Conclui-se, à luz do conhecimento dos fundamentos da ciência do tratamento e esgoto, das informações provenientes da literatura internacional e da experiência inicial no Brasil, que a potencialidade deste tipo de tratamento de esgoto é de grande interesse, tendo em vista o nível elevado de qualidade do efluente tratado e o alto grau de compacidade da estação, reunindo condições para solucionar inclusive as situações mais complexas. Mesmo com temperaturas mais elevadas no Brasil, característica favorável para os processos bioquímicos envolvidos no tratamento de esgoto, há dúvidas sobre os tempos de reação necessários para a remoção simultânea de matéria orgânica e de nutrientes. Há obstáculos também a respeito da estabilidade do processo de granulação. Algumas características do esgoto brasileiro podem afetar negativamente o processo, como a baixa concentração de fósforo e a elevada concentração de óleos e graxas. O elevado nível de automação requerido pelo processo deverá exigir maiores cuidados operacionais do que os verificados em nosso país e a solução para a elevada



produção de lodo não digerido deve ser levada em consideração nos estudos de alternativa para a implantação de estações de tratamento de esgoto.

PALAVRAS-CHAVE: Granulação do Lodo Aeróbio, Remoção de Nutrientes, Reator de Bateladas Sequenciais.

INTRODUÇÃO

Os processos de tratamento de esgoto sanitário podem ser agrupados em relação à imposição ou não de algum dispositivo de retenção de biomassa. Reter biomassa (ativa), significa permitir que os microrganismos responsáveis pelas reações bioquímicas permaneçam maior tempo no reator do que o esgoto sanitário. Ou seja, é necessário fazer com que o tempo médio de residência celular (também conhecido por tempo de retenção de sólidos ou idade do lodo) seja maior que o tempo de passagem do esgoto (ou tempo de detenção hidráulica). Os processos de tratamento que não possuem este recurso são incipientes e resultam em elevados volumes de tanques, como, por exemplo, as lagoas de estabilização.

Nos filtros biológicos, a retenção da biomassa é feita mediante a introdução de material suporte para propiciar o crescimento de biomassa aderida. No caso dos reatores com crescimento biológico em suspensão na massa líquida, como é o caso do processo de lodo ativado, a retenção de biomassa é feita por meio de retorno de lodo do decantador secundário para o tanque de aeração. Esta é uma característica do lodo ativado de fluxo contínuo. Já para a operação em bateladas sequenciais, não há a necessidade de um decantador secundário e a etapa de sedimentação ocorre no próprio reator biológico, permitindo, da mesma forma, a concentração da biomassa.

O reator de bateladas sequenciais (RBS) tem sido utilizado com grande intensidade para o tratamento de esgoto no Brasil, especialmente no Estado de São Paulo, visando sobretudo à obtenção de um efluente clarificado, que possa ser desinfetado eficientemente e assim garantir uma boa qualidade. Por isso o RBS, é um sistema muito implementado em zonas costeiras para garantir o bom nível de balneabilidade de praias. 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 efetiva 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. Recentemente, foi descoberto que, dependendo das condições operacionais do RBS, os flocos de lodos ativados podem ser convertidos em grânulos, os quais são partículas maiores e mais densas com características bastante favoráveis para o tratamento de esgoto sanitário. Trata-se do chamado reator com lodo granular aeróbio (RLGA), ainda pouco conhecido e utilizado no Brasil.

OBJETIVO

O objetivo deste trabalho é o reconhecimento e discussão das características do esgoto sanitário e das condições operacionais das estações de tratamento de esgoto no Brasil que possam exercer influência sobre a estabilidade e eficiência do reator com lodo granular aeróbio, uma moderna e promissora alternativa.

METODOLOGIA

Este trabalho é essencialmente teórico, sendo desenvolvido com base na literatura internacional sobre lodo granular aeróbio, na conceituação geral do tratamento de esgoto, principalmente pelo processo de lodo ativado e no conhecimento das condições operacionais que usualmente se verificam no Brasil.

RESULTADOS



Entende-se por resultados neste trabalho, a apresentação e discussão dos fundamentos teóricos sobre o processo com lodo granular que possam embasar a discussão sobre a sua aplicabilidade para o tratamento de esgoto em nosso meio.

Formação e Características do Lodo Granular Aeróbio

O lodo granular foi observado pela primeira vez em um reator anaeróbio no final da década de 70, culminando no desenvolvimento dos reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*), tendo por origem as investigações do professor Gatzke Lettinga (LETTINGA *et al.*, 1980), da Universidade de Wageningen, na Holanda. O desenvolvimento do lodo granular em reatores UASB para tratamento de esgoto sanitário levou em consideração, como condições importantes para a formação dos grânulos, a distribuição do fluxo ascendente ao longo da base do reator e a manutenção de velocidades ascensionais dentro de certos limites.

O lodo granular aeróbio foi reportado pela primeira vez por Mishima e Nakamura (MISHIMA e NAKAMURA, 1991) em um reator de fluxo contínuo e posteriormente em um reator em batelada por Morgenroth e colaboradores (MORGENROTH *et al.*, 1997). O processo de lodo granular aeróbio foi patenteado com o nome de Nereda® e é comercializado pela Royal-Haskoning DHV. Esta tecnologia foi primeiramente aplicada para efluentes industriais e posteriormente adaptada para efluente doméstico (WAGNER e DA COSTA, 2013). Nas últimas décadas, o processo vem sendo estudado de forma mais detalhada e existem 42 estações de tratamento de esgoto municipal em fase de projeto, implantação ou operação em diferentes países (Nereda website - <https://www.royalhaskoningdhv.com/en-gb/nereda/nereda-wastewater-treatment-plants>).

Coincidentemente, também foi observado no caso do RLGA, a importância da distribuição do fluxo ascendente a partir da base do reator, bem como a manutenção da velocidade adequada do fluxo de esgoto (DE KREUK *et al.*, 2005). No reator anaeróbio, associou-se à granulação do lodo ao envolvimento entre arqueas (*Archaea*) metanogênicas nas formas de cocus e de bastonetes. Já no caso do reator aeróbio, um dos fatores considerados favoráveis à granulação é a situação de *stress* hidrodinâmico na qual os microrganismos são expostos mediante aeração intensa. Muitas pesquisas afirmam que altas forças de cisalhamento hidrodinâmicas são necessárias para a formação do lodo granular aeróbio em RBS (STURM e IRVINE, 2008). Estas, por sua vez, são comumente expressas em termos da velocidade ascensional de ar (razão da vazão de ar pela área de base do reator). Alguns estudos apontam que abaixo de um determinado valor mínimo, da ordem de 1 cm.s^{-1} , ocorre o prejuízo nas propriedades físicas dos grânulos (tais como o índice volumétrico do lodo (IVL), densidade dos grânulos e esfericidade) e até mesmo a sua desintegração. Esta situação de maior aeração relaciona-se com a produção mais intensa de polímeros extracelulares, exopolímeros ou EPS que, por sua vez, associam-se à formação dos grânulos ativos (BEUN *et al.*, 1999).

A estratégia empregada para estimular a formação e o crescimento dos grânulos consiste na imposição de intervalos de sedimentação progressivamente mais reduzidos durante a partida do sistema de tratamento. Sabendo-se que flocos de lodo ativado são separados com tempos de sedimentação da ordem de 30 a 40 minutos, estes intervalos podem ser gradualmente reduzidos, de forma a promover a seleção das partículas com velocidades de sedimentação mais elevadas. A partir do início deste processo, observa-se o aumento do tamanho dos flocos até que comecem a assumir características de grânulos.

As primeiras propriedades a serem reconhecidas nos grânulos são a forma e o tamanho. Em 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 de forma homogênea uma coloração amarela. 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, floculento e granular (LIU, Y.-Q. e TAY, 2006; WAGNER e DA COSTA, 2013). Softwares como o ImageJ para auxiliar na interpretação dos resultados das determinações de grau de esfericidade (DEVLIN e OLESZKIEWICZ, 2018) e a análise de granulometria por espalhamento de luz laser de baixo ângulo (WAGNER *et al.*, 2015) têm sido utilizados. Na figura 1, mostra-se imagens do lodo amostrado do reator granular aeróbio 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.

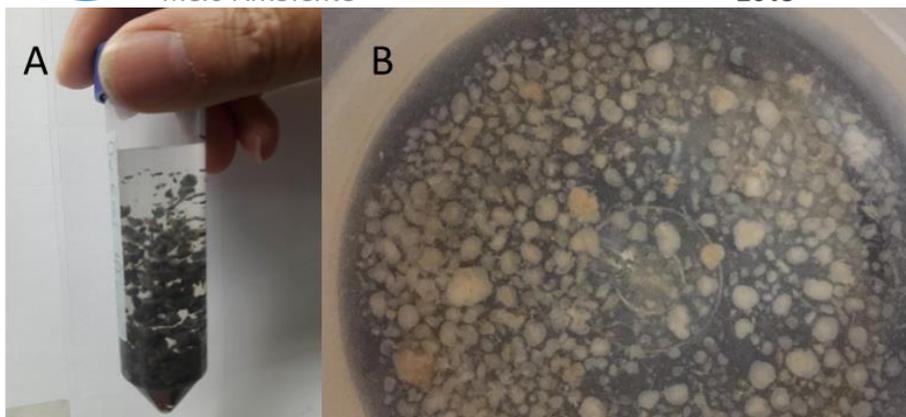


Figura 1: Imagens do lodo granular (A: reator piloto alimentado com esgoto doméstico e B: reator em escala de bancada alimentado com efluente sintético)

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. Os grânulos possuem densidade mais alta que a dos flocos, fato que influencia diretamente na velocidade de sedimentação. Os flocos se sedimentam com velocidades entre 8 e 10m.h⁻¹, enquanto que os grânulos atingem velocidade de sedimentação de até 30 a 40m.h⁻¹ (WINKLER *et al.*, 2017).

Os valores esperados para o Índice Volumétrico de Lodo, IVL₃₀, de um lodo granular aeróbio são da ordem de apenas 40 mL/g, enquanto que valores da ordem de 100 mL/g são indicativos de boas condições de sedimentabilidade para lodos apenas floculados (BASSIN, 2018; DERLON *et al.*, 2016). Além disso, o lodo granular aeróbio apresenta elevada razão IVL₃₀/IVL₅ ou IVL₃₀/IVL₁₀, comprovando a alta velocidade de sedimentação e a maior facilidade na separação em relação ao lodo apenas floculado (FRANCA *et al.*, 2017). Adicionalmente, a obtenção dos coeficientes da tradicional equação de Vesilind, velocidade inicial V₀, e coeficiente de compressibilidade k, também constitui ferramenta útil para avaliar o grau de adensamento do lodo granular aeróbio, normalmente maior do que o do lodo apenas floculado. Na Figura 2, mostra-se o desenvolvimento de um ensaio de sedimentabilidade de lodo no Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da USP.

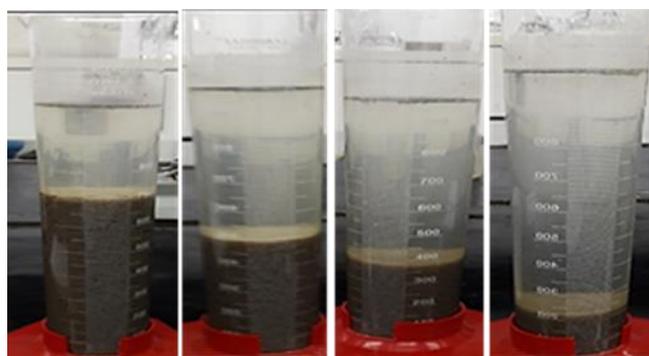


Figura 2: Ilustração de um ensaio de sedimentabilidade com lodo granular aeróbio

A atividade bioquímica em partículas de lodo granular é elevada, o que as difere de outras partículas com características físicas semelhantes. Com o reator operando com idade do lodo relativamente baixa, a fração volátil SSV/SST resulta da ordem de 0,8 kgSSV/SST.

Algumas comunidades microbianas são consideradas como as principais formadoras da biomassa do lodo granular, como os microrganismos heterotróficos ordinários, os quais constituem maior parte da biomassa, incluindo os organismos desnitrificantes, as bactérias oxidadoras de amônia e de nitrito e os organismos acumuladores de fósforo. No RLGA, espera-se a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS), pois, mesmo com residuais de oxigênio dissolvido relativamente altos no tanque, ocorre a formação de zonas anóxicas na parte mais interna dos grânulos, onde o nitrato formado na parte mais externa penetra em direção ao seu interior, por ser mais solúvel que o oxigênio (WINKLER *et al.*, 2017). O RLGA possibilita



recorrer ao carregamento com o esgoto sem acionar dispositivos de aeração ou de mistura, ainda que este último possa ser utilizado. O objetivo é a formação de ácidos voláteis pelos organismos heterotróficos e a subsequente síntese como poli-hidroxi-alcanoatos pelos organismos acumuladores de fósforo, para posterior uso como fonte de energia na etapa aerada em que ocorre grande incorporação de fósforo nos grânulos.

Estes são os processos bioquímicos já conhecidos para a remoção biológica de fósforo. No entanto, dependendo do nível de restrição em relação ao fósforo para o lançamento do esgoto tratado, o tratamento biológico avançado pode não ser suficiente, devendo-se recorrer à precipitação química. Neste caso, coagulantes de sais metálicos como o Cloreto Férrico é adicionado nas bateladas durante os períodos de aeração, concomitantemente ao processo biológico. A presença de lodo com organismos acumuladores de fósforo ou formado sob efeito conjunto da adição de coagulantes químicos, tende a aumentar a densidade e reduzir o grau de mineralização do lodo misto. Porém, em função da baixa idade do lodo, normalmente aplicada ao RLGA, a fração volátil resultante ainda é elevada. Os recursos de biologia molecular têm sido aplicados para localizar e quantificar as comunidades microbiológicas presentes no lodo, mas a efetiva observação da atividade do lodo granular deve ser confirmada por meio de respirometria, com a qual é possível determinar a concentração de sólidos suspensos voláteis ativos (SSVA) no reator.

Condições para a Formação e Estabilidade do Lodo Granular Aeróbio

A partida do 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. Esta 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. É o procedimento mais lento, podendo levar cerca de seis meses para a obtenção de um lodo granular estável. Inoculando o reator com lodo ativado floculado, a granulação pode se estabilizar em um período na ordem de um a dois meses (DE KREUK e VAN LOOSDRECHT, 2006). Porém, outros autores relatam tempos maiores para obtenção dos grânulos (DERLON *et al.*, 2016).

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. Caso se disponha de lodo granular aeróbio de um outro sistema para inocular o RLGA, dependendo da quantidade transferida, a partida poderá ser praticamente imediata (WINKLER *et al.*, 2011). Cabe lembrar que tanto em um reator com lodo granular ou floculado, a partida deve ser feita evoluindo-se a carga orgânica por meio de incrementos na vazão de esgoto afluente ao reator, de modo a se manter valores adequados para a razão alimento/microrganismos, ou seja, a vazão de esgoto é aumentada proporcionalmente ao crescimento da massa de SSV no reator.

Conforme registros na literatura, a ocorrência da granulação do lodo aeróbio relaciona-se com as dinâmicas dos escoamentos de esgoto e de ar no reator. A primeira característica de interesse é a razão (H/D) entre a altura útil do reator e seu diâmetro. Kong e colaboradores (KONG *et al.*, 2009) propõe $H/D > 4$. Esta proporção tem levado a construção de reatores em escala de bancada ou piloto com altura relativamente grandes, visando a extrapolação para reatores em escala real com altura em torno de 6,0 m. Porém, os diâmetros são de dimensões reduzidas, originando unidades esbeltas. Isto, 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 torna-se mais sujeito à dispersão longitudinal do que nas unidades em escala reduzida, podendo desfavorecer um pouco o fenômeno da granulação.

A intensidade da aeração, com reflexo sobre a concentração de oxigênio dissolvido no lodo granular aeróbio, é citada de forma recorrente na literatura como condição que exerce influência significativa sobre a granulação. (TAY *et al.*, 2001). A intensidade da aeração, com reflexo sobre a concentração de oxigênio dissolvido no lodo granular aeróbio, é citada de forma recorrente na literatura como condição que exerce influência significativa sobre a granulação (TAY *et al.*, 2001). Alguns autores mostram que a relação entre o OD e a cinética de remoção da matéria orgânica são mais importantes para a formação do lodo granular e sua manutenção do que as forças de cisalhamento hidrodinâmicas; em períodos de maior vazão de ar observa-se, no início da fase aeróbia, baixos valores de OD e rápida biodegradação da matéria orgânica, em quanto para uma menor vazão de ar, a biodegradação da matéria orgânica ocorreu de forma mais lenta e a concentração de OD se manteve porém mais estáveis no início da fase aeróbia (STURM e IRVINE, 2008).



Liu e Tay (2006) exploraram a possibilidade de diminuir a vazão de ar durante o regime a fase *famine* (inanição: fase onde o alimento é escasso) para a redução da demanda energética. Os resultados demonstraram que esta redução (a uma velocidade ascensional de ar de $0,55 \text{ cm.s}^{-1}$) durante o regime *famine* colaborou para manter a estabilidade do lodo. Os autores também concluíram que as diferenças na fisiologia das células do lodo granular e a cinética metabólica entre os regimes *feast* (período de abundância de alimento no reator) e *famine* no ciclo operacional de um SBR resultam em diferentes demandas de oxigênio e de forças de cisalhamento para assegurar a estabilidade do lodo granular. Portanto, de acordo com os autores, a redução da aeração durante o período de inanição pode ser usada como uma estratégia para reduzir efetivamente o consumo de energia sem comprometer a estabilidade. No entanto, Franca e colaboradores (FRANCA *et al.*, 2017) ressaltam que falta uma quantificação adequada das demandas de oxigênio e forças de cisalhamento nos regimes *feast* e *famine* para estabilidade do lodo granular. Alguns estudos relacionados à sedimentabilidade e estabilidade do lodo granular aeróbio sugeriram que a deficiência de oxigênio, ou seja, uma baixa concentração de OD, favoreceram o crescimento de bactérias filamentosas e resultaram na ruptura do lodo granular (Liu e Liu, 2006).

De Kreuk e van Loosdrecht (2004) mostraram que grânulos aeróbios formados podem ser mantidos com concentrações de OD menores; 20% e 40% de saturação no reator (DE KREUK e VAN LOOSDRECHT, 2004) ou concentrações de OD de 0,7 a 1,0 mg/L (DANGCONG *et al.*, 1999). No entanto, os autores afirmam que para obtenção dos grânulos o RLGA deverá operar com concentração de oxigênio dissolvido superior a 2,0 mg/L.

Esta faixa de concentração é típica de lodo ativado floculado, de forma que não se deve esperar gastos mais elevados relativos ao consumo de energia elétrica para a aeração, ao contrário, com lodo granular deverá ocorrer nitrificação e desnitrificação simultânea nesta faixa de concentração de OD, devido ao maior tamanho dos grânulos em relação aos flocos.

Cabe ressaltar que é de grande interesse neste processo com grau elevado de automação para que a concentração de OD no RLGA para garantir o controle total na concentração de OD no tanque, seja qual for a escolha operacional para este parâmetro. No RLGA, a composição das bateladas e a duração de cada etapa do ciclo devem ser ajustadas para atender aos objetivos do tratamento. Normalmente, o RLGA é projetado para remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Quanto à remoção deste último nutriente, há a necessidade de uma etapa anaeróbia de acidificação, o que é atendido mediante a alimentação do reator com o esgoto sem aeração. Para que fossem desenvolvidos os organismos acumuladores de fósforo, De Kreuk e van Loosdrecht (2004) propuseram um longo período de alimentação anaeróbia com baixa vazão, anterior à etapa de reação aeróbia (enchimento do tipo *plug-flow*). Alguns estudos relativos à problemas de estabilidade do lodo granular pela presença de substratos lentamente biodegradáveis em águas residuárias (como coloides, polímeros e substratos particulados), sugeriram uma etapa de hidrólise anaeróbia anterior à alimentação no RBS. Isto para evitar o crescimento de bactérias filamentosas na superfície do lodo. Como uma alternativa à lenta alimentação anaeróbia, Rocktäschel e colaboradores (ROCKTÄSCHEL *et al.*, 2013) utilizaram um rápido enchimento seguido por um estágio de mistura anaeróbia, obtendo êxito no desenvolvimento de um lodo granular estável. Como uma possível vantagem sobre a estratégia de alimentação *plug-flow*, este método de mistura com alimentação anaeróbia 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 H/D tendem a desenvolver padrões de escoamento heterogêneos através da manta de lodo granular. Este 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 DQO pode estar presente na forma solúvel ao início da fase de aeração, resultando em uma granulação instável. Outros 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. Também 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). 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, Yong-Qiang e 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 e CHAKRABORTY, 2018), mas esta condição pode ser considerada dispensável, sobretudo nos lugares de temperatura elevada.



Nos reatores em bateladas sequenciais, usados já a algum tempo, é comum a aplicação de ciclos com 4 etapas principais: a alimentação do reator com o esgoto, que pode ser sob aeração, sob mistura ou sem nenhum desses recursos; a etapa de reação, que corresponde à aeração posterior ao preenchimento do reator e que ocorre sem recebimento de esgoto; a sedimentação e a descarga do esgoto tratado. Com o advento do RLG, passou-se a usar ciclos com apenas três etapas principais: alimentação do reator sem aeração e sem mistura, ao mesmo tempo em que ocorre a descarga do esgoto tratado, o período de reação (aeração sem alimentação) e a sedimentação. O período de alimentação deve garantir o tempo necessário para a formação de ácidos voláteis e não devem ser impostas vazões de esgoto muito elevadas que causem a ressuspensão do lodo sedimentado a ponto de atingir a região de saída do reator em que ocorre a descarga simultânea do esgoto tratado. Em um ciclo de três horas de duração total, um período típico de alimentação é de 45 minutos. Alguns autores propõem a divisão da alimentação do reator em dois ou três pulsos (MCSWAIN *et al.*, 2004). No período de aeração, deve-se garantir a incorporação e digestão parcial da matéria orgânica solúvel, as reações de nitrificação e desnitrificação e a incorporação do fósforo nos grânulos. Não é conveniente que o período de aeração seja muito reduzido, sendo assim, normalmente, ocupa cerca de 2/3 da duração total do ciclo. Em um arranjo de três horas, por exemplo, costuma-se disponibilizar duas horas para a aeração. Já o período de sedimentação, no início do funcionamento do processo é mantido em cerca de 30 minutos, sendo reduzido progressivamente para funcionar como seletor de grânulos e flocos de alta velocidade de sedimentação. Os processos com RLG têm se estabilizado com intervalos de sedimentação de 5 a 15 minutos (QIN *et al.*, 2004)

Conforme mencionado, o nível elevado de compactidade do RLG resulta da admissão de elevadas razões alimento/microrganismos (A/M), que atingem valores da ordem de 1,8 a 2,0 kgDQO.kgSSV.d⁻¹, quando o processo se encontra estabilizado. Esta condição implica em um fator de troca volumétrica, que é a razão entre o volume de esgoto que carrega o reator em uma batelada e o volume útil total do reator, em torno de 50%. Evidentemente, este valor é variável em função da DQO do esgoto afluente ao reator, sendo necessária maior porcentagem caso a concentração de matéria orgânica seja baixa. Este carregamento é típico de processo de lodo ativado de alta taxa, projetado para a obtenção de oxidação de matéria orgânica apenas, sendo que no caso do RLG espera-se também a nitrificação e a desnitrificação do esgoto, benefícios adicionais de grande relevância. Como há correspondência inversa entre a razão alimento/microrganismos e a idade do lodo, são aplicados valores relativamente baixos desta última.

Considerando-se o mesmo desafio enfrentado pelo processo de lodo ativado com lodo floculado, em que valores elevados são necessários para a nitrificação e a remoção biológica de fósforo exige valores baixos, pode-se recomendar a aplicação sobre o lodo granular de idades do lodo na faixa de 5 a 15 dias em lugares como no Brasil, onde as temperaturas são elevadas ao longo de praticamente todo o ano.

Para o controle da idade do lodo, é possível proceder-se a retirada do lodo em excesso sob mistura, próximo ao final do período de aeração. Assim, em caso de perda de sólidos arrastados com o esgoto tratado que possa ser considerada desprezível, a fração volumétrica de lodo a ser removido diariamente do tanque corresponde ao inverso da idade do lodo. Por exemplo, para a manutenção de idade do lodo de dez dias, deve-se retirar do reator o volume de lodo correspondente a 1/10 de seu volume útil. Porém, deve-se estar atento ao fato de que a aplicação de vazões de esgoto relativamente altas e períodos de sedimentação relativamente baixos contribuem para a perda de sólidos com o efluente. Desse modo, podem ocorrer episódios mais desfavoráveis, sobretudo anteriormente à ocorrência da plena granulação do lodo, em que esta parcela de perda se torna expressiva, levando a reduções drásticas na quantidade de lodo a ser removida intencionalmente do reator.

O aumento na concentração de sólidos no efluente tratado também pode ser consequência da ruptura do lodo granular. Além do fenômeno indesejável da perda de sólidos, esta situação acarreta na diminuição da idade do lodo. Isto, associado às variações de tamanho do lodo granular, afeta significativamente a presença de populações específicas de microrganismos, como as bactérias nitrificantes e desnitrificantes, comprometendo a eficiência do tratamento. Para superar este problema, Val del Río e colaboradores (VAL DEL RÍO *et al.*, 2013) sugeriram a utilização de uma retirada seletiva de biomassa quando o lodo granular atingisse determinado tamanho máximo, anterior ao ponto de desintegração. Zhu e colaboradores (ZHU *et al.*, 2013), por outro lado, tendo em vista a melhoria na estabilidade a longo prazo, otimizaram o controle da idade do lodo por meio de uma técnica de descarte seletivo que se consistia na descarga de lodo granular envelhecido e retenção de uma quantidade de flocos recém formados. Neste caso, tanto a idade do lodo relativa aos flocos quanto à associada aos grânulos, foram simultaneamente controladas pelo ajuste da sedimentação do lodo, com o floculado sendo descartado pelo topo do reator e pela descarga de um certo volume de lodo granular envelhecido pelo fundo. Esta estratégia permitiu a retenção de flocos e de lodo granular recém-formado, enriquecendo a biomassa com grânulos de tamanho ótimo (2,3 mm) e favorecendo a desnitrificação. A remoção seletiva de lodo também já foi utilizada para promover o crescimento dos organismos acumuladores



de fósforo em detrimento dos acumuladores de glicogênio. Winkler e colaboradores (WINKLER *et al.*, 2011) selecionaram eficientemente estes primeiros pela descarga de biomassa da superfície da manta de lodo após a sedimentação, uma vez que acumuladores de fósforo tendem a permanecer no fundo do reator devido à maior densidade ocasionada pela presença de sais inorgânicos de fósforo (FRANCA *et al.*, 2017).

Análise Comparativa entre o RLGA e o RBS

O RLGA desponta como alternativa mais eficiente, sendo que os proponentes consideram que a área necessária para a implantação do sistema é 4 vezes menor em relação ao RBS (DE BRUIN *et al.*, 2004 apud BASSIN, 2011). Portanto, ao se decidir pelo emprego desta moderna tecnologia, não se deve considerar que, no caso de uma granulação instável do lodo, tem-se, ainda um RBS, pois estes demandam volumes de reatores bem maiores. Por outro lado, fazendo-se a mesma avaliação para a adaptação de sistemas com RBS existentes a serem transformados em RLGA, de forma bastante positiva conclui-se que o volume de reatores existentes possuirá capacidade para atender a vazões de esgoto superiores a serem produzidas em etapas futuras, dispensando a implantação de novos tanques reatores.

O fato de o RLGA demandar cerca de $\frac{1}{4}$ do volume necessário de um RBS para tratar a mesma vazão de esgoto, deve-se à superposição de duas condições. Em primeiro lugar, o RLGA opera com concentração mais elevada de Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV) e, conseqüentemente, de Sólidos em Suspensão Voláteis Ativos (SSVA) no tanque de aeração. Considerando-se, por hipótese, que as frações ativas do lodo granular e do lodo floculado são as mesmas, enquanto que o RBS normalmente opera com cerca de 4 kgSSV.m^{-3} , no máximo, no caso do RLGA, há registros de concentrações da ordem de 16 kgSSV.m^{-3} (DE KREUK *et al.*, 2005). Porém, reconhece-se que concentrações muito elevadas de sólidos em reatores aerados levam a reduções significativas na taxa de transferência de oxigênio e o aumento do consumo de energia elétrica inviabiliza este recurso, sendo mais econômico trabalhar com volumes maiores de tanques de aeração. É a mesma limitação que ocorre com o lodo ativado de membrana que, em termos de processo, admitiria a manutenção de concentrações mais elevadas de sólidos no reator biológico que, no entanto, pouco passa de 8 kgSSV.m^{-3} . Considerando-se esse valor como referência para o RLGA também, pode-se afirmar que é possível manter o dobro da concentração de SSV no tanque de aeração em relação ao RBS, o que faz com que o volume útil necessário de tanques seja a metade.

Em segundo lugar, o RBS e o RLGA operam em faixas diferentes de carregamento. O RBS normalmente é operado no Brasil na faixa de lodo ativado com aeração prolongada, aplicando-se razões alimento/microrganismos de $0,05$ a $0,15 \text{ kgDBO.kgSSV.d}^{-1}$, equivalente a cerca de $0,1$ a $0,3 \text{ kgDQO.kgSSV.d}^{-1}$ enquanto que o RLGA tem sido proposto para operar com valores da ordem de $0,8$ a $1,0 \text{ kgDBO.kgSSV.d}^{-1}$, equivalente a cerca de $1,8$ a $2,0 \text{ kgDQO.kgSSV.d}^{-1}$. (DE KREUK *et al.*, 2005). Estes valores são substancialmente mais elevados, com consequência direta sobre o volume necessário de reatores biológicos. No entanto, é muito importante esclarecer que nestas condições operacionais, equivalentes às de um lodo ativado com alta taxa, a produção de lodo em excesso é maior do que a que ocorre em um RBS. Além disso, o lodo do RLGA não é digerido, devendo passar por digestão aeróbia complementar ou estabilização química com cal. O emprego de digestores anaeróbios não é aconselhável para lodo ativado em excesso apenas, isto é, em estações em que não são usados decantadores primários. Assim sendo, em um estudo de comparação técnica e econômica entre as duas alternativas, a demanda de volumes de reatores substancialmente menores deverá ser contabilizada como uma vantagem importante para o RLGA. Por outro lado, a quantidade de lodo produzida é consideravelmente maior e deve ser levado em consideração o menor grau de mineralização do lodo.

É dedutível que alguma ação adicional precisará ser exercida sobre o lodo do RLGA, no sentido de se evitar inclusive a proliferação de maus odores desde a sua remoção do sistema, tratamento e transporte até a disposição final.

Um outro aspecto a ser mencionado na comparação entre o RBS e o RLGA é o nível de automação necessário. A operação do RBS requer automação para a abertura/fechamento de comportas, liga-desliga de bombas e de equipamentos de aeração, descarga de lodo em excesso, etc. No entanto, o RLGA pode exigir um nível de automação mais elevado, incluindo a instalação de sensores de amônia, nitrato e fosfatos para que, conjuntamente com os sensores habituais de oxigênio dissolvido, turbidez, pH, potencial Redox e temperatura,



possam permitir a racionalização das bateladas, principalmente na atuação sobre o sistema de aeração, em que os sensores enviam sinais para a abertura ou fechamento das válvulas dos sopradores de ar. Os tempos de duração de cada etapa dos ciclos das bateladas também podem ser otimizados mediante as informações enviadas pelos sensores. A operação automatizada, apesar de possibilitar a redução de operadores de nível básico, exige a presença de profissionais especializados. Os eletrodos de íon seletivo também são onerosos e demandam serviços frequentes de manutenção, constituindo importante custo operacional.

Justifica-se esta preocupação com maiores demandas operacionais do processo com RLGA, tendo em vista que, se por um lado a perda de floculação é o problema mais significativo do processo com RBS, a perda da granulação representa uma preocupação ainda maior com o RLGA, pelo desconhecimento ainda grande por parte das companhias de saneamento brasileiras sobre o processo do RLGA.

Outra consideração a ser feita se refere ao tratamento a montante dos reatores biológicos. Os proponentes da tecnologia com RLGA tem 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 afluyente é temerária pois, no caso do emprego de RLGA, pode ocasionar grandes arrastes de espuma para a superfície do reator, trazendo SSV aderidos. Também pode provocar problemas de inibição dos processos biológicos envolvidos, sobretudo para a nitrificação, podendo levar à desestruturação do grânulo. Apesar destas considerações, entende-se que o tratamento preliminar de alta qualidade é também desejável para o RBS, embora neste caso a preocupação seja menor neste momento, de forma que este fato não deve ser contabilizado como desvantagem. Outro fator é o estabelecimento de estratégias operacionais diferentes para a alimentação dos reatores: no caso do RLGA, há a necessidade de instalação de um tanque de equalização de esgoto a montante, fato que exerce influência significativa na composição econômica do sistema.



Características do Esgoto Sanitário Produzido no Brasil e o RLGA

Com relação às características do esgoto produzido no Brasil, uma preocupação relevante em relação à aplicação do RLGA se deve à baixa concentração de fósforo. Diversos pesquisadores têm observado o papel importante dos organismos acumuladores de fósforo no processo de granulação do lodo aeróbio, com base no fato de que o lodo rico em fósforo é mais denso que o lodo heterotrófico normal, em função da maior fração de inorgânicos que formam precipitados no interior das partículas de lodo, sobretudo sais do próprio fósforo acumulado e de cálcio (DE KREUK et al., 2005). A evidência do reconhecimento prático desta constatação é justamente a incorporação da etapa anaeróbia de acidificação no ciclo da batelada, conforme mencionado anteriormente. Disponibilizando-se os mecanismos necessários para o desenvolvimento dos organismos acumuladores de fósforo no reator, além do aumento da eficiência na remoção deste nutriente, oferece-se também partículas com características bastante favoráveis ao processo de granulação. Apesar disso, 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 na alimentação (WAGNER e DA COSTA, 2013). Enquanto que 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 mgP.L⁻¹, no Brasil são encontrados resultados médios da ordem de apenas 5 mgP.L⁻¹. No Brasil, além de o uso de detergentes sintéticos ser mais limitado do que em países do hemisfério norte, por maiores restrições econômicas da população, tem aumentado progressivamente a substituição dos detergentes superfosfatados. Isto porque, os polifosfatos são coadjuvantes adicionados aos surfactantes para atenuar o efeito de dureza da água, característica atípica de nossos mananciais superficiais.

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 estações de tratamento de esgoto que recebem grandes quantidades de lixiviado de aterro sanitário, prática corrente no Brasil. Não se deve usar tratamentos biológicos além do preliminar a montante do RLGA, nem permitir tempos de retenção muito elevados no tanque de equalização de esgoto.

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. 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. Além disso, a formação de espuma acumulada na superfície do RLGA, importante demanda operacional, pode ser atenuada pela instalação de um tratamento preliminar eficiente, com peneira ou grade mecanizada de pequena abertura, caixa de retenção de areia mecanizada e caixa de retenção de gordura com injeção de ar. Pode-se afirmar 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.

As altas temperaturas que se registram no Brasil, praticamente o ano todo e em toda sua extensão, contribuem de maneira significativa para todos os processos bioquímicos envolvidos. Assim sendo, 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, culminando com a definição da idade do lodo, cujo valor costuma ser bem menor para que sejam conseguidos os mesmos objetivos. Daí a importância da produção de resultados locais e este fato remete à necessidade de uma operação mais a longo prazo de reatores em escala real ou piloto, para que seja possível observar a estabilidade dos grânulos. Caso se confirme problema desta natureza, a inserção do RLGA no rol das opções para o tratamento de esgoto no Brasil deverá ser revisada. Na Figura 3, mostra-se a imagem do RLGA instalado no CTH/PHA/EPUSP.



Figura 3: Imagem do RLGA em escala piloto operado no Centro de Tecnologia Hidráulica, POLI-USP.

Características do Efluente do RLGA

O efluente de um RLGA possui características excepcionas, como DBO_5 entre 6 e 10 mg/L, concentrações de amônia, nitrito e nitrato praticamente nulas e concentração de fósforo total da ordem de 0,1 mg/L de fósforo com o emprego simultâneo de Cloreto Férrico. O efluente possui concentração de sólidos em suspensão da ordem de apenas 10 mg/L. Isto se deve às excelentes propriedades de sedimentação do lodo granular, tornando o resultado do processo comparável aos que recorrem à filtração final. Conclusivamente, o RLGA possui condições de produzir um efluente com as características que se espera de um processo biológico otimizado para a remoção de nutrientes.

CONCLUSÃO

O reator com lodo granular aeróbio constitui excelente opção para tratamento de esgoto sanitário visando à remoção conjunta de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. No entanto, para sua aplicação no Brasil é preciso, primeiramente, identificar experimentalmente a influência da temperatura sobre a velocidade dos processos bioquímicos e a idade do lodo ideal a ser empregada. Também há preocupação com a estabilidade dos grânulos, de forma que os estudos a serem desenvolvidos aqui devem ser caracterizados por uma longevidade que garanta resultados representativos abrangendo todas as variações sazonais. Os efeitos de determinadas características do esgoto, como concentração de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e óleos e graxas devem ser avaliados antecipadamente à implantação de unidades em escala real. Também devem ser consideradas as condições operacionais das estações de tratamento de esgotos 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.



AGRADECIMENTOS

O grupo de pesquisa agradece a Agência de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP – e a SABESP pela bolsa de Auxílio Pesquisa (2013/50434-7) e a Bolsa de Pós-doutorado (2017-04417-4).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BASSIN, João Paulo. **Aerobic Granular Sludge Technology**. Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 75–142. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-58835-3_4>. Acesso em: 2 feb. 2018.
- BEUN, J.J *et al.* **Aerobic granulation in a sequencing batch reactor**. Water Research, v. 33, n. 10, p. 2283–2290, 1 Jul. 1999. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135498004631>>. Acesso em: 4 apr. 2018.
- DANGCONG, P. *et al.* **Aerobic granular sludge—a case report**. Water Research, v. 33, n. 3, p. 890–893, 1 Feb. 1999. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135498004436?via%3Dihub>>. Acesso em: 24 jul. 2018.
- DE KREUK, M.K. e HEIJNEN, J.J. e VAN LOOSDRECHT, M.C.M. **Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge**. Biotechnology and Bioengineering, v. 90, n. 6, p. 761–769, 20 Jun. 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/bit.20470>>. Acesso em: 20 feb. 2018.
- DE KREUK, M.K. e VAN LOOSDRECHT, M.C.M. **Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage**. Journal of Environmental Engineering, v. 132, n. 6, p. 694–697, 2006.
- DE KREUK, M.K e VAN LOOSDRECHT, M.C.M. **Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability.pdf**. Water Science & Technology, v. 49, n. 11–12, p. 9–17, 2004.
- DERLON, Nicolas *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, 15 Nov. 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135416306832>>. Acesso em: 3 apr. 2018.
- DEVLIN, Tanner R. e OLESZKIEWICZ, Jan A. **Cultivation of aerobic granular sludge in continuous flow under various selective pressure**. Bioresource Technology, Jan. 2018. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852418300695>>. Acesso em: 16 jan. 2018.
- FRANCA, Rita D.G. *et al.* **Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation**. Biotechnology Advances, n. September, p. 0–1, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.11.005>>.
- KONG, Yunhua *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.
- LETTINGA, G. *et al.* **Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment**. Biotechnology and Bioengineering, v. 22, n. 4, p. 699–734, Apr. 1980. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/bit.260220402>>. Acesso em: 23 jul. 2018.
- LIU, Y.-Q. e TAY, J.-H. **Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge**. Journal of Biotechnology, v. 124, n. 2, p. 338–346, 13 Jul. 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168165606000873>>. Acesso em: 23 jul. 2018.
- LIU, Yong-Qiang e TAY, Joo-Hwa. **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, 3 Sep. 2007. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141022907001342?via%3Dihub>>. Acesso em: 8 may 2018.
- MCSWAIN, B.S. e IRVINE, R.L. e WILDERER, P.A. **The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure**. Water Science and Technology, v. 49, n. 11–12, 2004.



MISHIMA, K. e NAKAMURA, M. **Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment.** *Water Science and Technology*, v. 23, n. 4–6, p. 981–990, 1 Feb. 1991. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/23/4-6/981-990/26803>>. Acesso em: 23 jul. 2018.

MORGENROTH, E. *et al.* **Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor.** *Water Research*, v. 31, n. 12, p. 3191–3194, 1 Dec. 1997. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135497002169>>. Acesso em: 4 apr. 2018.

QIN, Lei e LIU, Yu e TAY, Joo-Hwa. **Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor.** *Biochemical Engineering Journal*, v. 21, n. 1, p. 47–52, 1 Sep. 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1369703X04001251>>. Acesso em: 4 apr. 2018.

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, 1 Nov. 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135413006544>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

STURM, B. S. McSwain e IRVINE, R. L. **Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation.** *Water Science & Technology*, v. 58, n. 4, p. 781, 1 Sep. 2008. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/58/4/781-787/14718>>. Acesso em: 23 jul. 2018.

TAY, J.-H. e LIU, Q.-S. e 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, 1 Oct. 2001. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s002530100766>>. Acesso em: 8 may 2018.

TOMAR, Sachin Kumar e CHAKRABORTY, Saswati. **Characteristics of aerobic granules treating phenol and ammonium at different cycle time and up flow liquid velocity.** *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 127, n. July 2017, p. 113–123, 2018. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0964830517312775>>.

VAL DEL RÍO, A. *et al.* **Stability of aerobic granular biomass treating the effluent from a seafood industry.** *International Journal of Environmental Research*, v. 7, n. 2, p. 265–276, 2013.

WAGNER, J. *et al.* **Aerobic granular sludge technology and nitrogen removal for domestic wastewater treatment.** *Water Science & Technology*, v. 71, n. 7, p. 1040, 1 Apr. 2015. Disponível em: <<http://wst.iwaponline.com/cgi/doi/10.2166/wst.2015.064>>. Acesso em: 2 feb. 2018.

WAGNER, J. e DA COSTA, R.H.R. **Aerobic Granulation in a Sequencing Batch Reactor Using Real Domestic Wastewater.** *Journal of Environmental Engineering*, v. 139, n. 11, p. 1391–1396, Nov. 2013. Disponível em: <<http://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0000760>>. Acesso em: 4 apr. 2018.

WINKLER, M.-K.H. *et al.* **An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater.** *Chemical Engineering Journal*, v. 336, n. July 2017, p. 489–502, 2017. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894717321381>>.

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, May 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135411001357>>. Acesso em: 7 may 2018.

ZHU, Liang *et al.* **Optimization of selective sludge discharge mode for enhancing the stability of aerobic granular sludge process.** *Chemical Engineering Journal*, v. 217, p. 442–446, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2012.11.132>>.