

Análise da recuperação de recursos em sistemas de lodo granular aeróbio: oportunidades e obstáculos dentro do tratamento de esgoto

Analysis of resource recovery in aerobic granular sludge systems: opportunities and obstacles within sewage treatment

- **Data de entrada:**
14/02/2023
- **Data de aprovação:**
25/08/2023

Amanda Nascimento de Barros¹ | Silvio Luis de Sousa Rollemberg¹ | André Bezerra dos Santos^{1*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.049>

ORCID ID

Barros NA  <https://orcid.org/0000-0001-8050-429X>

Rollemberg SLS  <https://orcid.org/0000-0002-3593-065X>

Santos AB  <https://orcid.org/0000-0002-3395-8878>

Resumo

O lodo granular aeróbio (LGA) é uma das tecnologias de tratamento biológico de esgoto mais estudadas na última década. Exemplos de recuperação de recursos em estações de tratamento de esgoto (ETEs) por meio dessa tecnologia em escala plena têm sido reportados recentemente, além de várias outras oportunidades que poderiam ser mais exploradas. Portanto, esta revisão apresenta o estado da arte dos principais produtos passíveis de recuperação do LGA, as possibilidades e os desafios. Na fase líquida, a água pode ser reutilizada para irrigação e reúso urbano, por exemplo. Na fase sólida, a aplicação de lodo na agricultura é uma possibilidade interessante, mas deve-se ter atenção à adsorção de poluentes no biossólido devido à alta concentração de substâncias poliméricas extracelulares (SPEs) que tendem a concentrar muitos poluentes. Na fase gasosa, há a possibilidade de gerar biogás através da digestão anaeróbia do excesso de lodo, mas existem dificuldades devido à baixa biodegradabilidade dos grânulos aeróbios. Assim, a recuperação de recursos em reatores LGA pode favorecer ainda mais a aplicação dessas tecnologias em ETEs, pois ajudaria na redução das despesas operacionais, consideradas elevadas, em relação a outras rotas tecnológicas praticadas no Brasil e em outros países em desenvolvimento, pelos sistemas de aeração, automatização, supervisão, entre outros.

Palavras-chave: Lodo granular aeróbio. Recuperação de recursos. Reúso de água. ETEs sustentáveis.

Abstract

Aerobic granular sludge (AGS) is one of the most studied biological sewage treatment technologies in the last decade. Examples of resource recovery in full-scale sewage treatment plants (STP) with this technology have been reported recently, in addition to several other opportunities that could be better explored. Therefore, this review presents the state of the art of the main products capable of recovering the AGS, the possibilities, and the challenges. In the liquid phase, the water may be reused for irrigation and urban reuse, for example. In the solid phase, the application of sludge in agriculture is an interesting possibility, but we must pay attention to the

¹ Universidade Federal do Ceará – Fortaleza – Ceará – Brasil.

* **Autor correspondente:** andre23@ufc.br

adsorption of pollutants in the biosolid due to the high concentration of extracellular polymeric substances (EPS) that tend to concentrate many pollutants. In the gaseous phase, generating biogas by the anaerobic digestion of excess sludge is possible, but there are difficulties due to the low biodegradability of the aerobic granules. Thus, recovering resources in AGS reactors may further favor the application of these technologies in STPs, since it would help reduce operational costs, considered high, in relation to other technological routes employed in Brazil and in other developing countries, by the aeration, automation, and supervisory systems, among others.

Keywords: Aerobic granular sludge. Resource recovery. Water reuse. Sustainable STPs.

1 INTRODUÇÃO

As plantas de tratamento de esgoto que utilizam digestão anaeróbia eram consideradas, até a década de 1990, uma das poucas vias de recuperação de recursos por meio dos ácidos carboxílicos, álcoois, hidrogênio e metano (Metcalf; Eddy, 2003; Verstraete; Vlaeminck, 2011). Entretanto, novas tecnologias surgiram e evoluíram, e com isso, diferentes possibilidades apareceram. Entre os processos emergentes, contemplando primeiramente o atendimento às normas e depois a recuperação de recursos, o lodo granular aeróbio (LGA) pode ser considerado uma opção viável (Metcalf; Eddy, 2003; Rollemberg *et al.*, 2020a; Verstraete; Vlaeminck, 2011).

Atualmente, mais de 100 plantas de tratamento de esgoto utilizam a tecnologia LGA (Royal Haskoning, 2023). Todavia, no tocante à recuperação de recursos em reatores LGA, as experiências em escala plena ainda não são amplamente aplicadas (van Loosdrecht; Brdjanovic, 2014), apesar de existirem várias pesquisas em escala de laboratório ou piloto (Nanchariaiah *et al.*, 2018). A Figura 1, em termos de fluxograma, apresenta uma das possibilidades de concepção de projetos, práticas comuns (por exemplo, aterro sanitário para o lodo de excesso) e sustentáveis para as diferentes correntes existentes nas estações de tratamento de esgoto (ETEs).

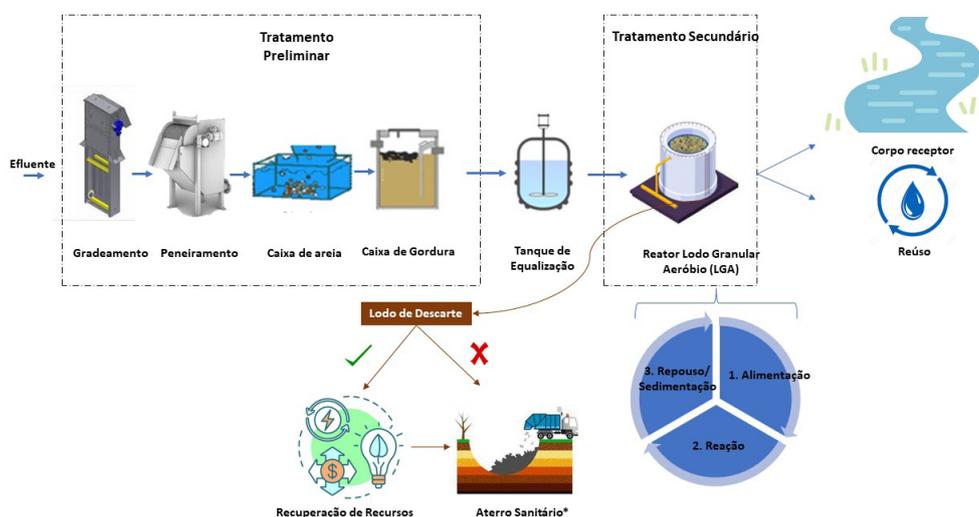


Figura 1 – Possível concepção de projetos com tecnologia LGA e fluxos das frações líquida e sólida.

* Aterro sanitário deve ser uma alternativa apenas após esgotar as outras possibilidades de reaproveitamento do lodo.

No começo, a recuperação de recursos no sistema LGA era restrita ao reúso de água (fase líquida) e ao uso do lodo em excesso (grânulos aeróbios) como inóculos para partida em novos reatores (Rollemborg *et al.*, 2018). Entretanto, avanços nas pesquisas tornaram factível a recuperação de novos subprodutos. Por exemplo, em 2007, foi avaliada nesse sistema a recuperação de fósforo aplicando a remoção biológica avançada de Fósforo (EBPR, *enhanced biological phosphorous removal*) (Yilmaz *et al.*, 2007); e, em 2008, Lin *et al.* apresentaram a possibilidade de extração de substâncias semelhantes ao alginato (*alginate-like exopolysaccharides*, ALE) do LGA em escala laboratorial, tratando esgoto doméstico sintético. Ressalta-se que os produtos de alto valor agregado, que estão sendo descobertos e estudados na última década, são extraídos principalmente das substâncias poliméricas extracelulares (SPE ou *extracellular polymeric substances*, EPS) presentes no grânulo aeróbio.

Nos sistemas LGA, a operação é realizada na modalidade de bateladas sequenciais (RBS), o que *a priori* dispensa o uso do decantador secundário para o processo de separação sólido-líquido. A tecnologia LGA tem a capacidade de remover simultaneamente matéria orgânica e nutrientes no mesmo reator, assim como se pode alcançar em sistemas de lodo ativado com determinados ajustes operacionais, por exemplo, mas possuindo uma biomassa com melhor capacidade de sedimentação e maior concentração (Rollemborg *et al.*, 2020a). Devido a isso, há redução da pegada ecológica (-75%) e do consumo de energia (30-50%), se comparado ao lodo ativado em fluxo contínuo (Thwaites *et al.*, 2018). Adicionalmente, em comparação com MBR (*membrane bioreactor*), o consumo de energia é 35-70% menor (Bengtsson *et al.*, 2018). Por essas vantagens, as quais possibilitam um sistema de tratamento de águas residuárias mais sustentável, o LGA é considerado uma das tecnologias de tratamento biológico mais promissoras no século 21 (van Loosdrecht; Brdjanovic, 2014).

Nesse sentido, os possíveis produtos/recursos que podem ser recuperados em ETEs e que possuem a granulação aeróbia como rota tecnológica são: (I) reúso de água; (II) metano a partir da digestão anaeróbia do lodo em excesso; (III) fósforo; (iv) triptofano; (v) ALE; e (vi) polihidroxicanoatos (PHAs) (Leeuwen *et al.*, 2018; Lu *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2018). Assim, esse trabalho apresenta uma revisão geral sobre a recuperação desses produtos, bem como as vias de recuperação, possibilidades de aplicação e desafios, que estão relacionados à operação do sistema e extração dos recursos, conforme apresentado na Figura 2.

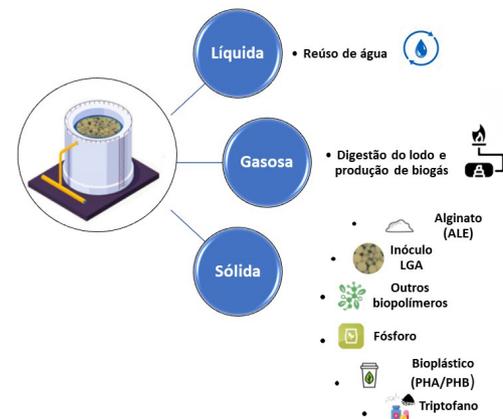


Figura 2 – Possibilidades de recuperação de recursos em sistemas LGA.

2 METODOLOGIA

Para a busca das referências, foi utilizada a plataforma Periódicos Capes, em que foi aplicado o filtro “Título contém *aerobic granular sludge* e qualquer campo contém *resource recovery*”. Adicionalmente, foi utilizado filtro contendo “*aerobic granular sludge + water reuse*”; “*aerobic granular sludge + alginate like*”; “*aerobic granular sludge + sludge discharge treatment*”, “*aerobic granular sludge + PHA*” e “*aerobic granular sludge + phosphorus recovery*”.

3 RECUPERAÇÃO DE RECURSOS NA FASE LÍQUIDA – REÚSO DO EFLUENTE TRATADO

Aplicar uma tecnologia que permita o reúso de água é o primeiro passo para a sustentabilidade

em uma ETE (Lema; Martinez, 2017). Nesse sentido, o LGA é uma opção interessante quando o objetivo é reutilizar o efluente tratado devido a: (I) alta remoção de matéria orgânica e nutrientes (Tabela 1), que ocorre devido ao mecanismo SNDPR (nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo simultâneas) (Nancharaiah *et al.*, 2018); (II) remoção de outros poluentes como metais, fármacos, hormônios, produtos de higiene pessoal etc., a qual pode ser elevada em reatores LGA devido à elevada concentração de EPS nos grânulos, permitindo a bioadsorção dos poluentes e posterior biotransformação ou remoção no lodo de excesso (Amorim *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2018).

Karakas *et al.* (2020), usando a tecnologia de LGA para tratar esgoto sanitário e aplicação na agricultura, obtiveram concentrações de metais abaixo da permitida pela legislação brasileira para lançamento de efluente (Conama nº 430/2011), o que é bom para o reúso agrícola. Por outro lado, a elevada remoção de nutrientes pode ser uma desvantagem para esse objetivo. Nesse sentido, a planta LGA da Nereda®, em Garmerwolde, na Holanda, apresentou concentração de $PO_4^{3-}-P$, dissolvido menor que 0,5 mg/L e Nitrogênio Total (NT) menor do que 7,0 mg/L (Pronk *et al.*, 2015).

Em relação à concentração de sólidos em suspensão no efluente, apesar de na legislação brasileira (Conama nº 430/2011) se estabelecer um limite em termos de eficiência mínima de remoção (20%) apenas para lançamento de esgoto sanitário por meio de emissário submarino, existem alguns estados que possuem na sua legislação limites para sólidos, considerando outras formas de disposição de efluente tratado (Moraes *et al.*, 2017). Assim, algumas experiências em reatores em escala plena apresentaram valores acima de 20 mg/L, algumas vezes maior do que 50 mg/L (Liu *et al.*, 2005; Rollemberg *et al.*, 2020b), o que não impede o atendimento aos limites estabelecidos por legislações mais restritivas, por exemplo a da Holanda, que é de 30 mg/L (Pronk *et al.*, 2015). O baixo tempo de sedi-

mentação, a flotação dos grânulos devido à gordura, a presença de microrganismos filamentosos com baixa velocidade de sedimentação e a liberação de gás devido à desnitrificação durante o período de alimentação são alguns dos motivos para a elevação da concentração de SS no efluente. O último fator é mais forte em reator em batelada sequencial (RBS) de descarte simultâneo (*simultaneous fill/draw SBR*), porque, além da ascensão do gás (desnitrificação), há a contribuição da velocidade de fluxo ascendente durante a alimentação (Franca *et al.*, 2018; Van Dijk *et al.*, 2018).

Para diminuir a concentração de SS no efluente, alguns autores propuseram o uso de membrana externa (microfiltração ou ultrafiltração) (Karakas *et al.*, 2020), filtro de areia (Rollemberg *et al.*, 2020b), ou defletor vertical no topo do LGA reator (Van Dijk *et al.*, 2018). Algumas pesquisas (Thwaites *et al.*, 2018; Van Dijk *et al.*, 2018) mostraram que o uso de defletores verticais reduziu a concentração de SS de 23 para 7 mg/L, permitindo o reaproveitamento após a desinfecção e sem o uso de membranas ou filtros.

As explicações para a alta capacidade de remoção de poluentes em sistemas LGA são: (I) elevada concentração de EPS, que atua como uma “cola biológica”, favorecendo a adsorção dos compostos; (II) elevado Tempo de Retenção de Sólidos (TRS) ou idade de lodo, que favorece microrganismos de crescimento lento relacionados à biodegradação/biotransformação desses compostos; (III) presença de grupos funcionais, incluindo amino, carboxil, fosfato, entre outros, na superfície do lodo granular, que podem atuar nas reações metabólicas envolvidas (Amorim *et al.*, 2016; Gao *et al.*, 2010).

A remoção de metais é outro aspecto importante a ser avaliado quando o objetivo é o reaproveitamento na irrigação. Por exemplo, Kong *et al.* (2015) observaram que o mecanismo de remoção no LGA estava relacionado à bioadsorção e à presença de EPS. Pesquisadores demonstraram que os grânulos

aeróbios têm uma superfície carregada negativamente, o que causa alta afinidade por cátions, formando uma camada externa com afinidade por ânions (Wang *et al.*, 2018). Portanto, o uso de biomassa granular aeróbia para a remoção/recuperação de metais (Nancharaiah; Reddy, 2018) pode ser considerado uma alternativa aos métodos tradicionais, como precipitação, coagulação, troca

iônica, processo eletroquímico e membranas (Gutnick; Bach, 2000). Ressalta-se que caso a tecnologia seja aplicada para tratamento de efluente proveniente de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias, e o objetivo seja aplicar o reuso para fertirrigação, deve-se atender aos critérios e procedimentos da Resolução Conama n° 503, de 14 de dezembro de 2021.

Tabela 1 – ETE com tecnologia LGA e qualidade do efluente final.

Ref.	ETE	Tipo de efluente	Volume (m ³)	Ciclo	Diâmetro do Grânulo (mm)	Características do efluente	Eficiência de remoção	Qualidade do Efluente
Giesen <i>et al.</i> (2013)	Escala Plena	Municipal	-	-	> 0,5 mm	DQO: 1265 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 75 mg/L PT: 19 mg/L	DQO: 97% NH ₄ ⁺ -N > 98% PT: 82%	DQO: 40 mg/L SST: < 5 mg/L PT: 3,2 mg/L NH ₄ ⁺ -N: < 1 mg/L NT: < 10 mg/L
Li <i>et al.</i> (2014)	Escala Plena	30% (municipal) e 70% (industrial)	12.540	6 h	> 0,5 mm	DQO: 56000 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 39-93 mg/L	DQO: 85% NH ₄ ⁺ -N: 95,8% NT: 59,6%	NH ₄ ⁺ -N: 28,2 mg/L NT: 34,5 mg/L DBO ₅ : 85 mg/L
Pronk <i>et al.</i> (2015)	Escala Plena	Municipal	9.600	3-6:30 h	> 1,0 mm	DQO: 560 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 39 mg/L NT: 49,4 mg/L PO ₄ ³⁻ -P: 4,4 mg/L PT: 6,7 mg/L	NT: > 90% PT: > 90%	DQO: 64 mg/L SST: 20 mg/L PT: 0,9 mg/L NT: 6,9 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 1,1 mg/L DBO ₅ : 9,7 mg/L
Rolleberg <i>et al.</i> (2019)	Escala Piloto	Municipal	0,14	6 h	> 0,9 mm	DQO: 461 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 36,9 mg/L NT: 43,0 mg/L PO ₄ ³⁻ -P: 4,8 mg/L PT: 5,1 mg/L	DQO: 96% NT: 65,2% PT: 80%	DQO: < 20 mg/L SST: 11 mg/L PO ₄ ³⁻ : < 1 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 4 mg/L NO ₃ ⁻ -N: 2 mg/L NO ₂ ⁻ -N: 4 mg/L DBO ₅ : 4 mg/L

Barrios-Hernandez *et al.* (2020) avaliaram a remoção de patógenos no sistema LGA em comparação ao LA convencional. O estudo indica que, assim como no LA, uma etapa adicional de desinfecção é necessária para atingir os limites de lançamento (Thwaites *et al.*, 2018). Para tanto, a desinfecção convencional (cloração, UV, ozonização etc.) atende à demanda, não sendo preciso etapa de polimento (membrana, filtração etc.),

Em relação ao custo operacional, considerando apenas os processos biológicos, o reator LGA apresenta valores significativamente menores do que os sistemas aeróbios convencionais para reuso de água: Pronk *et al.* (2015) observaram 0,17 kWh/m³, e Rolleberg *et al.* (2020b), 0,25 kWh/m³, que é

aproximadamente 50% menor do que a média em LA convencional para produção de água de reuso com baixa concentração de matéria orgânica, nutrientes, SS e turbidez.

4 FASE GASOSA – DIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO DE EXCESSO

Outra possibilidade de recuperação de recursos em reatores LGA é a digestão anaeróbia ou codigestão do excesso de lodo para gerar biogás. Nesse sentido, alguns estudos mostraram que o excesso de lodo poderia ser enviado a um reator anaeróbio para metanização (Bernat *et al.*, 2017; Del Río *et al.*, 2013), a fração líquida do digestato voltaria ao tratamento, e o lodo estabilizado (fração sólida

do digestato) poderia ser aplicado na agricultura. No entanto, alguns estudos relataram problemas com a digestibilidade dos grânulos aeróbios. Bernat *et al.* (2017) demonstraram que a biodegradação é difícil de ocorrer devido à composição química dos grânulos. O teor de substâncias lignocelulósicas representam cerca de 54% dos materiais fibrosos, mostrando que o potencial de biogás dos grânulos era cerca de duas vezes menor que o do lodo ativado. Em termos de produção, os autores obtiveram valores entre 0,3 e 0,4 m³/kgST.

Del Rio *et al.* (2013) testaram o potencial de biogás do lodo granular aeróbio de um RBS piloto alimentado com a fração líquida do lodo suíno. Foi observada uma produção de 0,35 m³ de biogás/kgSSV alimentado, inferior à faixa de 0,5-0,75 m³/kgSSV relatada na literatura (Van de Velden *et al.*, 2008). O alto teor de proteína nos grânulos, que é essencial para a estabilidade de LGA (Rollemberg *et al.*, 2018), e o alto teor de fibra (mais de 18% de TS), especialmente lignina, que dificulta a biodegradação, contribuíram para os baixos rendimentos de metano nos testes de potencial bioquímico do metano (BMP) (Bernat *et al.*, 2017; Del Río *et al.*, 2013). No lodo ativado é possível encontrar até cerca de 20% de fibra, mas geralmente é composta por hemicelulose, que é mais fácil de degradar do que a lignina (Bernat *et al.*, 2017). Em todos esses trabalhos foi observado um teor de metano abaixo de 60%. Alguns estudos mostraram que, depois de triturados, os grânulos podem exibir uma maior cinética de biodegradação (Del Río *et al.*, 2013). No entanto, destruir mecanicamente a estrutura compacta do LGA não afeta significativamente o potencial de produção de biogás; ele apenas acelera a taxa de degradação de compostos orgânicos, uma vez que acelera a fração, a qual é mais lenta de degradar.

Guo *et al.* (2020) mostraram a ocorrência de duas biomassas diferentes em reatores LGA: os grânulos aeróbios maduros localizados no leito de

lodo (fundo) e a biomassa contendo grânulos de baixa sedimentabilidade e lodo filamentosos localizada na manta de lodo. Rollemberg *et al.* (2020b) avaliaram dois tipos de descarga de lodo no LGA: (I) o lodo que é removido a cada ciclo, denominado descarga seletiva de lodo (DS), de estrutura floculenta e taxa de sedimentação mais lenta do que os grânulos aeróbios – sua remoção culmina em uma pressão de seleção biológica aos grânulos de sedimentação mais rápida, que possuem um maior tempo de retenção (Ali *et al.*, 2019; Ahmad & Idris, 2014); (II) o excesso de lodo granular presente no leito do reator, que apresenta alto estado de maturidade, também é removido (GM) – ele tem um elevado TRS e é descartado para controlar a idade de lodo (θ_c) no reator LGA (descarga diária). Rollemberg *et al.* (2020b) observaram que a biomassa removida pela descarga seletiva do lodo (LGA-DS, método 1) apresentava características físicas semelhantes às do lodo ativado. O LGA-DS foi caracterizado por um elevado valor de BMP, próximo a 0,25 m³CH₄/kgSSV. Por outro lado, o valor de BMP dos grânulos maduros (LGA-GM, método 2) foi próximo a 0,20 m³CH₄/kgSSV.

Esses resultados indicaram que a biomassa removida de forma seletiva (método 1) teve mais viabilidade para digestão anaeróbia e geração de metano. Por outro lado, estudos mostram que vale a pena investigar se mudanças nos parâmetros operacionais do reator Nereda® podem afetar as características e a digestibilidade das diferentes frações de biomassa retiradas (Pronk *et al.*, 2015) Por exemplo, acredita-se que os reatores LGA com menor θ_c tenham um BMP muito maior (Ali *et al.*, 2019).

Com relação ao biogás produzido, ele pode ser reaproveitado na forma de calor, energia ou cocção. Dentre os sistemas existentes, destacam-se os sistemas combinados de calor e energia (*combined heat and power*, CHP), que utilizam o biogás produzido a partir da digestão anaeróbia para gerar calor e eletricidade no local (Abiogas,

2020). A eletricidade produzida por sistemas CHP é confiável e consistente. No entanto, a instalação requer custos de capital relativamente altos (cerca de US\$ 2.000/kW para um motor de combustão interna, US\$ 7.500/kW para uma célula de combustível e US\$ 4.500/kW para microturbina). Assim, a concepção do tratamento de efluentes em termos de nível de centralização será um fator determinante para a recuperação do biogás do lodo digerido nas ETEs de LGA.

5 FASE SÓLIDA – RECUPERAÇÃO DE SUBPRODUTOS

Atualmente, existem várias possibilidades de reaproveitamento de produtos de valor agregado a partir do lodo de excesso dos sistemas granulares aeróbios. Inicialmente, cita-se que nos sistemas LGA, o coeficiente de produção celular é inferior ao dos sistemas convencionais de lodo ativado. Rolleberg *et al.* (2019) observaram que, enquanto os flocos de lodo ativado apresentaram taxa de produção celular de 0,60 gSSV/gDQO_{rem}, a biomassa granular aeróbia apresentou valor médio de 0,35 gSSV/gDQO_{rem}, mostrando seu menor potencial de geração de lodo. Esse excesso de lodo do LGA pode ser aproveitado de diferentes formas, entre as quais a utilização em uma ETE de lodo ativado existente, que muitas vezes opera em paralelo, visando aumentar a capacidade na remoção de carbono e nutrientes, via mecanismo SND (*simultaneous nitrification and denitrification*), ou melhoria da capacidade de sedimentação da biomassa a ser removida em decantadores secundários. Além dessa possibilidade, é possível obter fósforo de diversas formas, tendo em vista que a biomassa granular aeróbia pode ser cultivada para maximização de organismos acumuladores de fósforo (Poly-P). Além do fósforo, vários projetos de LGA têm mostrado a viabilidade de recuperação de PHAs, ALE, triptofano e biomateriais à base de polissacarídeo (Leeuwen *et al.*, 2018; Lu *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2018).

5.1 Recuperação como inóculo ou catalisador da granulação

Estudos mostraram que a granulação pode ser alcançada rapidamente (<1 mês) em esgoto sintético, principalmente usando acetato e propionato como substrato (Liu *et al.*, 2010). No entanto, pode-se demorar meses com águas residuárias domésticas/municipais reais, pelo tipo de substrato e a sua usual baixa concentração de matéria orgânica. Li *et al.* (2014) obtiveram a granulação completa de seu sistema após 337 dias de operação em uma ETE de tratamento de esgoto municipal. Portanto, é possível utilizar o excesso de lodo do LGA como inóculo para iniciar um novo sistema ou, quando necessário, aumentar a biomassa granular aeróbia em um outro reator. Esta abordagem é feita em plantas Nereda® (Nereda, 2021), por exemplo.

Outras estratégias podem ser usadas para acelerar a granulação, como o uso de EPS de biomassa aeróbia triturada como catalisador de processo (Pijuan *et al.*, 2011). Outra possibilidade é a inoculação utilizando grânulos aeróbios maduros diretamente no reator (Long *et al.*, 2014). A primeira estratégia (grânulos triturados) consiste em desidratar e triturar os grânulos para formar o pó. Li *et al.* (2015) usaram essa última estratégia e conseguiram reduzir em duas semanas o tempo para granulação.

Alguns estudos avaliaram o uso do excesso de lodo e os métodos que viabilizam essa prática. Zhu & Wilderer (2003) relataram que um longo tempo de armazenamento em ambiente úmido pode favorecer as bactérias redutoras de sulfato (BRS), que utilizam matéria orgânica dentro do grânulo na respiração endógena, danificando os grânulos armazenados. Por outro lado, Wan *et al.* (2014) constataram que o ambiente hostil com alta agitação e a presença de oxigênio dissolvido (OD) estimula a secreção celular de várias substâncias benéficas para a manutenção dos grânulos por longos períodos, permitindo sua reutilização

como inóculo. Embora o armazenamento de lodo granular não seja adequado, alguns estudos mostraram que ele pode ser restaurado em algumas semanas – geralmente duas semanas – após a aeração (Yuan *et al.*, 2012). O ideal é manter o lodo armazenado corretamente para manter a biomassa ativa e estável para ser usada como inóculo.

Os resultados indicam que o LGA é um importante recurso biológico ao contribuir na redução do tempo de partida do reator. Nesse sentido, a Figura 3 mostra as possibilidades de reaproveitamento de LGA em novas plantas. Além disso, alguns autores mencionaram que o LGA poderia ser usado como um inóculo para lodo ativado convencional (Peeters; Lu, 2013) ou como reposição periódica.

Vários estudos mostraram que esta prática pode melhorar: (I) sedimentabilidade da biomassa em ETEs do tipo LA; (II) possibilidade de tratar águas residuárias com maior COV devido ao aumento da concentração de SSV no tanque de aeração; (III) melhoria na remoção de nutrientes devido ao aumento da presença de bactérias nitrificantes e desnitrificantes e PAOs (Peeters; Lu, 2013). Nesse sentido, Świątczak & Cydzik-Kwiatkowska (2018) estudaram uma planta de LA convencional após cultivo com LGA. Na pesquisa, foram verificados aumentos da remoção de DQO de 75% para 92%, de nitrogênio total de 78% para 87% e de fósforo total de 87% para 95%. Após a adição de LGA, a concentração de biomassa no tanque de aeração aumentou de 5,2 gSSV/L para 9,2 gSSV/L.

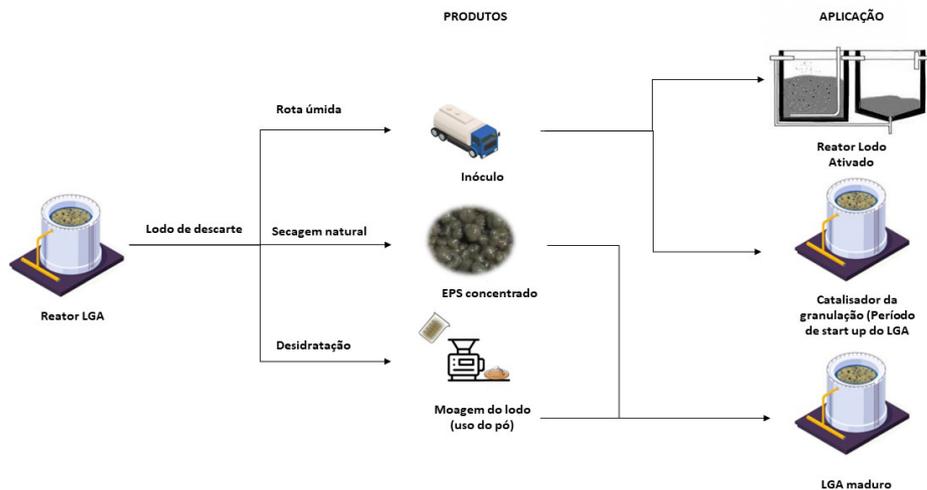


Figura 3 – Reuso do LGA em excesso em ETE.

5.2 Recuperação de fósforo

Diferentes estudos comprovaram o alto potencial dos grânulos aeróbios em acumular fósforo. Li *et al.* (2014) obtiveram um grânulo aeróbio rico em P durante o tratamento de águas residuárias, indicando que o LGA pode ser usado para recuperação de P no lodo em excesso. He *et al.* (2020) observaram que os grânulos aeróbios podem acumular mais de 90% da carga de P de esgoto afluente. Em outro estudo, Pronk *et al.* (2015) operaram um

LGA em escala real e obtiveram remoção de fósforo em torno de 87%. Com relação ao acúmulo de fósforo em flocos de lodo ativado (FLA) e grânulos aeróbios (LGA), Rollemberg *et al.* (2019) obtiveram valores próximos a 0,05 e 1,4 mg P/mg SSV para FLA e LGA, respectivamente, indicando que os grânulos aeróbios tinham quase 30 vezes mais fósforo.

A recuperação do fósforo do lodo granular ocorre principalmente de 4 (quatro) formas: (I) cristalização seguida de precipitação química (Lu *et al.*, 2016);

(II) aplicação direta no solo (Nanchariaiah; Reddy, 2018); (III) recuperação de fósforo por meio de biossorvente usando polímeros naturais (Dall'agnol

et al., 2020); (IV) incineração e recuperação de fósforo das cinzas do lodo (Adam *et al.*, 2009), conforme mostrado na Figura 4.

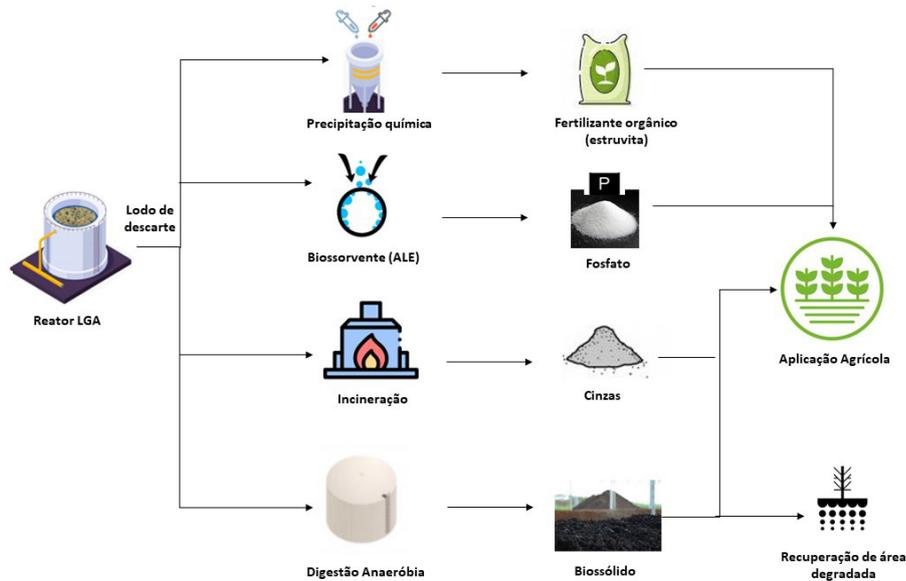


Figura 4 – Diferentes formas de recuperar fósforo em reatores LGA.

Um estudo realizado por de Kreuk & van Loosdrecht (2006) com grânulos aeróbios mostrou que cerca de 46% da remoção de P ocorre por precipitação, enquanto a outra parte (54%) é devido ao acúmulo de polifosfato. Nesse sentido, de Kreuk *et al.* (2005) utilizaram técnicas de extração e verificaram que até 5,0% da massa do lodo era devido a precipitados (P/SSV). Esses valores mostram que o lodo em excesso, além de possuir considerável concentração de fósforo acumulado intracelularmente, também continha este nutriente na forma precipitada. Portanto, a aplicação do excesso de lodo como biossólido pode se consolidar como uma importante forma de reaproveitamento da fase sólida, apesar da preocupação com a concentração de poluentes adsorvidos/acumulados no EPS.

Alguns estudos apontaram que uma porção do fósforo acumulado nos grânulos precipita no lodo como fósforo mineral, funcionando como núcleo da biomassa aeróbia (Daumer *et al.*, 2008).

Outras pesquisas mostraram que várias espécies de fósforo inorgânico estavam presentes em grânulos aeróbios, como hidroxiapatita, estruvita ou fosfato de Ca-Mg. Dessa forma, esses minerais já estariam prontamente disponíveis no lodo para aplicação, não havendo necessidade de utilização do processo de cristalização (Angela *et al.*, 2011).

Além do alto teor de nutrientes, o EPS presente nos grânulos aeróbios pode auxiliar na aplicação de biomassa como fertilizante. Por outro lado, alguns autores têm destacado o problema do teor de metais na biomassa, dado o alto potencial dos grânulos em adsorver esses materiais (Nanchariaiah; Reddy, 2018). Portanto, embora os grânulos aeróbios contenham mais fósforo do que os FLA, a concentração de metais no LGA pode ser um problema para o solo, para a cultura e para o consumidor final (Raheem *et al.*, 2018). Contudo, a concentração de metais é normalmente baixa em esgotos sanitários, requerendo assim estudos

de caracterização da biomassa granular no lodo de excesso, após estabilização (quando realizada), desidratação e higienização, para uma melhor compreensão do risco ou atingimento das concentrações definidas na legislação.

Para aplicação direta no solo, é necessário atender aos critérios e aos procedimentos estabelecidos na Resolução Conama nº 498/2020. O produto do tratamento do lodo que atende aos critérios microbiológicos e químicos estabelecidos na referida Resolução e apto a ser aplicado em solos é chamado de biossólido.

O uso do excesso de lodo da biomassa granular como biossólido torna-se ainda mais interessante porque parte fósforo (P) já se precipitou dentro dos grânulos (Daumer *et al.*, 2008), local que as bactérias que acumulam fosfato também podem estar (Lemaire, 2007). Portanto, a liberação de fosfato pode causar precipitação de fósforo dentro do núcleo dos microrganismos, dificultando a subsequente cristalização. Esse processo no LGA foi mostrado por outros autores (de Kreuk *et al.*, 2005; Yilmaz *et al.*, 2007).

5.3 Recuperação de triptofano

O triptofano é um aminoácido hidrofóbico considerado um componente essencial da dieta humana, uma vez que não pode ser sintetizado no corpo humano. Além disso, é o precursor da serotonina e da melatonina (Liu *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2014). Substâncias semelhantes ao triptofano provavelmente se acumulam no EPS (fração proteica) sob alto estresse de cisalhamento e pressão de seleção, contribuindo para aumentar a capacidade de adesão da biomassa, granulação do lodo e manutenção de sua estrutura granular. Além de ter papel fundamental na granulação, o triptofano também possui diversas aplicações na indústria química, agricultura e, principalmente, na indústria farmacêutica (Zhang *et al.*, 2018). Rollemberg *et al.* (2020c) observaram que a relação C/N influenciava a concentração de TRY,

ou seja, quanto maior a concentração de N, maior a quantidade de TRY. Além disso, grânulos com diâmetro entre 0,5 e 1,0 mm tiveram mais TRY. Outro fator que pode influenciar o rendimento de triptofano em LGA é a idade de lodo (θ_c). De acordo com Zhang *et al.* (2019), θ_c em torno de 6 dias é ideal para produção de TRY. Nesse sentido, parâmetros operacionais podem favorecer a produção desse produto: (I) relação DQO/N = 5; (II) período de formação de grânulos; (III) θ_c próxima a seis dias (Carvalho *et al.*, 2021).

Em termos de taxas de produção, Rollemberg *et al.* (2020c) observaram, em um sistema LGA alimentado com acetato, valores de 58 mgTRY/gSSV. Por outro lado, Rollemberg *et al.* (2020b) obtiveram 48 mgTRY/gSSV quando o sistema LGA era alimentado com esgoto municipal, indicando o efeito do substrato na concentração de TRY no grânulo. Alguns autores acreditam que mais efluentes fermentáveis, por exemplo, águas residuárias de laticínios e similares, poderiam aumentar o TRY nos grânulos (Roager; Licht, 2018). A recuperação do triptofano do LGA é normalmente considerada desvantajosa devido à sua baixa concentração no EPS, assim como devido ao processo de extração e purificação que ainda não é bem consolidado.

5.4 Recuperação de alginato

Os alginatos são polímeros naturais que consistem em copolímeros lineares (não ramificados) e não repetitivos de ácido β -D-manurônicos e α -L-gulurônicos, que existem amplamente nas algas marrons. As substâncias semelhantes ao alginato (ALE) se configuram como um polímero estrutural importante, responsável por aproximadamente 15-25% da fração orgânica no LGA (Bahgat *et al.*, 2023; Felz *et al.*, 2016). Representam um bioproduto que pode ser extraído do LGA excedente e pode ser matéria-prima para aplicações em setores como indústrias químicas, de papel e têxteis.

Além disso, o bioproduto ALE pode ser aplicado na agricultura como matriz para a produção de

fertilizantes; como condicionador de solo para melhorar a retenção de água em ambientes semiáridos (Wang *et al.*, 2018); na indústria da construção para melhorar as características dos materiais de construção (por exemplo, resistência ao fogo), ou como um espessante para tintas. Algumas das possibilidades de recuperação de ALE em ETEs e possíveis aplicações na indústria química, petroquímica, construção civil etc., são apresentadas na Figura 5.

A recuperação de ALE de sistemas LGA é uma tendência. Como é sabido, os alginatos são produzidos a partir de algas marinhas, e a disponibilidade e os custos destas estão começando a ser uma preocupação dos produtores. Custos mais altos foram impulsionados por maior uso de energia, produtos químicos e algas marinhas, refletindo a escassez de algas (Bixler; Porse, 2011).

Rolleberg *et al.* (2020) e Schambeck *et al.* (2020), avaliando a presença de ALE em reatores piloto tratando esgoto municipal, obtiveram produção de ALE de 219 mgALE/gSSV e 236 mgALE/gSSV, respectivamente. Em um teste de campo em Zutphen, na Holanda, foi demonstrado que 18 kg

de bio-ALE podem ser produzidos a partir de 80 kg de lodo granular de Nereda®, ou seja, 22,5% de recuperação de bio-ALE (van Leeuwen *et al.*, 2018). Este resultado embasa o valor de 23% de recuperação de bio-ALE obtido em um RBS cultivando LGA em escala piloto ao tratar de águas residuárias municipais (Rolleberg *et al.*, 2020).

Em dezembro de 2020, uma segunda fábrica iniciou a operação em Epe, na Holanda. Ambas as fábricas podem produzir até 500 toneladas de Kaumera anualmente. O termo “Kaumera” também é usado para representar os diferentes biopolímeros (incluindo ALE) que podem ser extraídos do LGA originado do processo de tratamento de águas residuárias de Nereda®. Assim, dependendo das características do grânulo e do EPS, um biopolímero diferente para uma aplicação comercial específica pode ser muito mais interessante de ser produzido (Royal HaskoningDHV, 2023). A produção holandesa total é estimada em 85.000 ton/ano a partir de 2030. O preço de mercado depende da qualidade e da aplicação subsequente. Atualmente, o valor total no mercado holandês é estimado em € 170 milhões por ano a partir de 2030 (Leeuwen *et al.*, 2018).

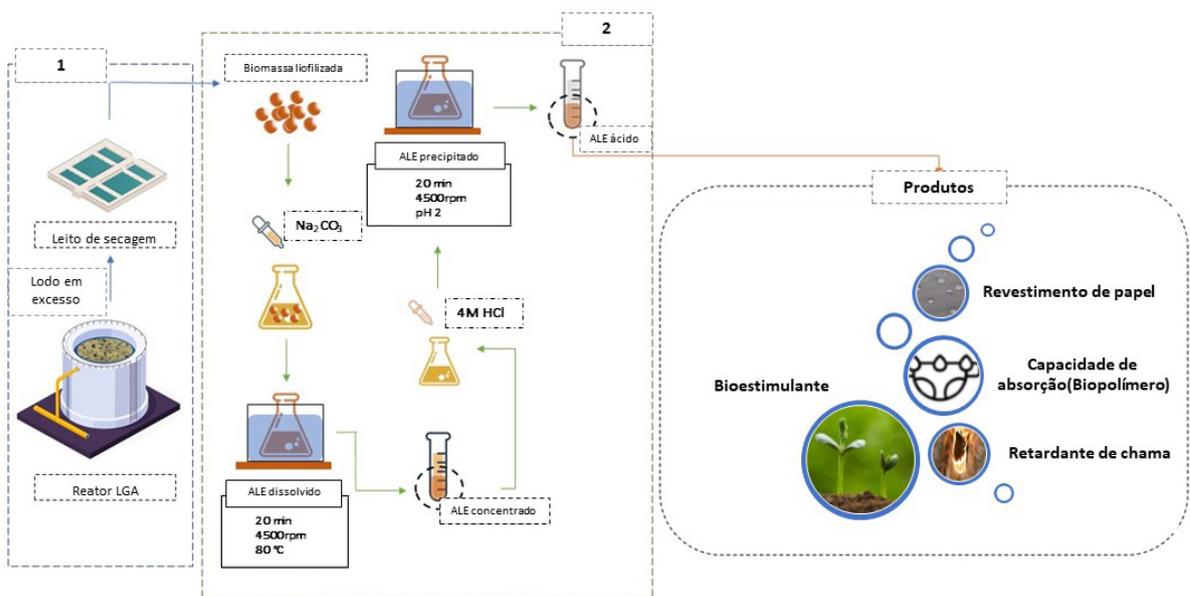


Figura 5 – Possibilidades de recuperação de ALE em ETEs e possíveis aplicações.

5.5 Recuperação de PHA

O plástico verde ou bioplástico vem ganhando interesse comercial devido à sua produção a partir de fontes renováveis e propriedades de biodegradabilidade e biocompatibilidade (Fernandez-Dacosta *et al.*, 2015). Dentre eles, os polihidroxicanoatos (PHAs) formam um grupo de biopoliésteres com propriedades mecânicas semelhantes aos termoplásticos, como o polietileno e o polipropileno.

O PHA pode atingir 40-70% do peso celular seco (PCS) nos grânulos, em gPHA/gSSV, mostrando a alta capacidade da biomassa granular aeróbia de armazenar esse componente (Wang *et al.*, 2017a). Em termos de rendimento volumétrico, a quantidade de PHA produzida no LGA, devido à alta densidade, é maior do que o lodo ativado. Por exemplo, Waller *et al.* (2012) obtiveram 0,22 gPHA/gSSV em lodo ativado, com rendimento de 39% de PCS. Por outro lado, Gobi e Vadivelu (2015) obtiveram 0,66 gPHA/gSSV e um rendimento de 68% de PCS em lodo granular aeróbio.

A produção de PHA pode ser associada a uma ETE projetada para remover matéria orgânica e nutrientes. Por exemplo, Morgan-Sagastume *et al.* (2015), em um RBS em escala piloto, integraram uma etapa de enriquecimento para a produção de PHA por meio da aplicação de alimentação dinâmica aeróbia com esgoto municipal. O reator foi alimentado com afluente filtrado por fluxo de pistão (afluente: 290-570 mgDQO/L, 35-60 mgN/L e 4,3-7,6 mgP/L) operado sob condição *feast-famine* aeróbia com alta carga orgânica (COVs = $3,0 \pm 0,8$ gDQO/L dia) e tempo de retenção hidráulica (TDH) curto (~ 3 h). O ciclo consistiu em alimentação (aeração e mistura: 10 min), reação (aeração e mistura: 15 min), sedimentação (25 min) e descarga de efluente (10 min), e posterior reação (aeração e mistura: 45 min). O sistema obteve eficiência de remoção de 70% de DQO, 24% de nitrogênio e 46% de fós-

foro. Além disso, os grânulos tiveram em média 0,14 gPHA/gSSV.

Nesse processo de recuperação de PHA, destaca-se o projeto PHARIO, na Holanda, cujo objetivo é produzir o PHA a partir do esgoto. É um processo que adapta as ETES existentes para recuperação do PHA no lodo ativado. Ele assume que a maior parte das plantas são capazes de produzir biomassa com alto potencial de acúmulo de PHA e funciona da seguinte forma: o fermentador, que já contém ácidos graxos voláteis (AGVs) como fonte de carbono e energia, é alimentado com lodo primário da ETE; o reator de acúmulo é alimentado com excesso de lodo ativado, produzindo uma biomassa rica em PHA; a biomassa é acidificada e depois seca; o PHA é extraído utilizando solventes como butanol; o solvente é reutilizado e o material residual incinerado. Esse estudo analisou 15 plantas na Holanda, apontando um potencial de 25.000 tonPHA/ano, sendo o limite de 0,4 gPHA/gSSV para viabilidade econômica (Carvalho *et al.*, 2021; PHARIO, 2020).

6 CONCLUSÃO

Este artigo analisou a possibilidade de utilizar uma ETE de tecnologia LGA como biorrefinaria por meio da recuperação de recursos como água, nutrientes e bioprodutos, também analisando aspectos de engenharia e viabilidade econômica. Levando em consideração os fatores citados, além do conhecimento na aplicação e tecnologias existentes, deve-se priorizar o reúso do efluente tratado, seguido dos nutrientes, energia e por fim os biomateriais. Adicionalmente, o reaproveitamento de recursos evita o uso de matérias-primas em escassez, reduz o uso das existentes, além de contribuir para reduzir os custos de operação (OPEX) das ETES. Por fim, estudos de viabilidade permitem combinar a recuperação de diversos recursos de modo a se obter o melhor custo-benefício.

7 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) no âmbito do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto (INCT ETEs Sustentáveis, processo 400324/2022-9), da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e da Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap, processo PS1-0186-00304.01.00/21).

8 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização e Redação: Barros AN, Rollemberg SLS; **Orientação e Redação:** Santos AB

9 REFERÊNCIAS

- AHMAD, A. *et al.* Preparation and characterization of activated carbons derived from bio-solid: a review. **Desalination and Water Treatment**, Abingdon, v. 52, n. 25-27, p. 4848-4862, 2014 <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.808797>
- ALI, M. *et al.* Importance of species sorting and immigration on the bacterial assembly of different-sized aggregates in a full-scale aerobic granular sludge plant. **Environmental Science & Technology**, Washington DC, v. 53, n. 14, p. 8291-8301, 2019 <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07303>
- AMORIM, C. L. *et al.* Treatment of a simulated wastewater amended with a chiral pharmaceutical mixture by an aerobic granular sludge sequencing batch reactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Amsterdam, v. 115, p. 277-285, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.09.009>
- ANGELA, M. *et al.* Biologically induced phosphorus precipitation in aerobic granular sludge process. **Water research**, Amsterdam, v. 45, n. 12, p. 3776-3786, 2011 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.031>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE BIOGÁS. **O potencial brasileiro de biogás**. Brasil, 2020, p. 28. Disponível em: https://abiogas.org.br/wp-content/uploads/2020/11/NOTA-TECNICA_POTENCIAL_ABIOGAS.pdf. Acesso em: 28 dez. 2021
- ADAM, C. *et al.* Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery. **Waste management**, Amsterdam, v. 29, n.3, p. 1122-1128, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.011>
- BAHGAT, N. T. *et al.* Integrated resource recovery from aerobic granular sludge plants. **Water Research**, Amsterdam, v. 234, 119819, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119819>
- BARRIOS-HERNÁNDEZ, M. L. *et al.* Removal of bacterial and viral indicator organisms in full-scale aerobic granular sludge and conventional activated sludge systems. **Water Research X**, Amsterdam, v. 6, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100040>
- BENGTSSON, S. *et al.* Treatment of municipal wastewater with aerobic granular sludge. **Critical Reviews In Environmental Science And Technology**, Abingdon, v. 48, n. 2, p. 119-166, 2018. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1439653>
- BERNAT, K. *et al.* Physicochemical properties and biogas productivity of aerobic granular sludge and activated sludge. **Biochemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 117, p. 43-51, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.11.002>
- BIXLER, H. J.; PORSE, H. A decade of change in the seaweed hydrocolloids industry. **Journal of applied Phycology**, New York, v. 23, n. 3, p. 321-335, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10811-010-9529-3>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Disponível em: conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627. Acesso em: 11 out. 2021.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Define Critérios e Procedimentos Para Produção e Aplicação de Biossólido em Solos, e Dá Outras Providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>. Acesso em: 11 out. 2021.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 503, de 14 de dezembro de 2021. Define critérios e procedimentos para reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. **Diário Oficial da União**, Brasília, Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-conama-n-503-de-14-de-dezembro-de-2021-367783680>. Acesso em: 28 dez. 2021.
- CARVALHO, C. A. *et al.* Resource recovery in aerobic granular sludge systems: is it feasible or still a long way to go? **Chemosphere**, Amsterdam, v. 274, 129881, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129881>

- DALL'AGNOL, P. *et al.* A comparative study of phosphorus removal using biopolymer from aerobic granular sludge: A factorial experimental evaluation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 8, n. 2, 103541 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103541>
- DAUMER, M. L. *et al.* Relevance of a perchloric acid extraction scheme to determine mineral and organic phosphorus in swine slurry. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 99, n. 5, p. 1319-1324. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.02.040>
- DE KREUK, M. K.. **Aerobic granular sludge**. London: IWA Publishing, 2005.
- DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage. **Journal of Environmental Engineering**, [s.l.], v. 132, n. 6, p. 694-697, 2006. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2006\)132:6\(694\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:6(694))
- DEL RIO, A. V. *et al.* Anaerobic digestion of aerobic granular biomass: effects of thermal pre-treatment and addition of primary sludge. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, Hoboken, v. 89, n. 5, p. 690-697, 2013 <https://doi.org/10.1002/jctb.4171>
- FELZ, S. *et al.* Extraction of structural extracellular polymeric substances from aerobic granular sludge. **Journal of Visualized Experiments**, [s.l.] v. 115, 54534, 2016. <https://doi.org/10.3791%2F54534>
- FERNÁNDEZ-DACOSTA, C. *et al.* Microbial community-based polyhydroxyalkanoates (PHAs) production from wastewater: Techno-economic analysis and ex-ante environmental assessment. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 185, p. 368-377, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.025>
- FRANCA, R. D. G. *et al.* Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. **Biotechnology Advances**, Amsterdam, v. 36, n. 1, p. 228-246, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.11.005>
- GAO, J. *et al.* Biosorption of acid yellow 17 from aqueous solution by non-living aerobic granular sludge. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 174, n. 1-3, p. 215-225, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.039>
- GIESEN, A.; *et al.* Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. **Water Practice & Technology**, London, v. 8, n. 1, p. 47-54, 2013 <https://doi.org/10.2166/wpt.2013.007>
- GOBI, K.; VADIVELU, V. M. Dynamics of polyhydroxyalkanoate accumulation in aerobic granules during the growth-disintegration cycle. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 196, p. 731-735, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.083>
- GUO, H. *et al.* Digestibility of waste aerobic granular sludge from a full-scale municipal wastewater treatment system. **Water research**, Amsterdam, v. 173, 115617, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115617>
- GUTNICK, D. L.; BACH, H. Engineering bacterial biopolymers for the biosorption of heavy metals; new products and novel formulations. **Applied Microbiology and Biotechnology**, New York, v. 54, n. 4, p. 451-460, 2000. <https://doi.org/10.1007/s002530000438>
- HE, Q. *et al.* Enhanced simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal through mixed carbon source by aerobic granular sludge. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 382, 121043, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121043>
- KARAKAS, I. *et al.* Resource recovery from an aerobic granular sludge process treating domestic wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, Amsterdam, v. 34, 101148, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101148>
- KONG, Q. *et al.* Characterization of the extracellular polymeric substances and microbial community of aerobic granulation sludge exposed to cefalexin. **International Biodeterioration Biodegradation**, Amsterdam, v. 102, p. 375-382, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.04.020>
- LEEUWEN, K. Van *et al.* The Energy & Raw Materials Factory: Role and Potential Contribution to the Circular Economy of the Netherlands. **Environmental Management**, New York, v. 61, n. 5, p. 786-795, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-0995-8>
- LEMA, J. M., SUAREZ, S. **Innovative wastewater treatment & resource recovery technologies: impacts on energy, economy, and environment**. London: IWA publishing, 2017. <https://doi.org/10.2166/9781780407876>
- LEMAIRE, R. **Development and fundamental investigations of innovative technologies for biological nutrient removal from abattoir wastewater**. Thesis (PhD in Engineering) – University of Queensland, Brisbane, Australia, 2007.
- LI, J. *et al.* Aerobic sludge granulation in a full-scale sequencing batch reactor. **BioMed Research International**, [s.l.], v. 2014, p. 1-12, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/268789>
- LI, J. *et al.* Accelerating aerobic sludge granulation by adding dry sewage sludge micropowder in sequencing batch reactors. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 12, p. 10056-10065, 2015. <https://doi.org/10.3390/ijerph120810056>
- LIN, Y. M. *et al.* Bacterial alginate role in aerobic granular bio-particles formation and settleability improvement. **Separation Science and Technology**, Abingdon, v. 43, n. 7, p. 1642-1652, 2008. <https://doi.org/10.1080/01496390801973805>
- LIU, Y. *et al.* A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. **Biotechnology Advance**,

- Amsterdam, v. 23, p. 335-344, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.04.001>
- LIU, Y. *et al.* Cell hydrophobicity is a triggering force of biogranelation. **Enzyme and Microbial Technology**, Amsterdam, v. 34, n. 5, p. 371-379, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2003.12.009>
- LIU, Y. Q. *et al.* The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. **Applied Microbiology Biotechnology**, New York, v. 5, p. 143-148, 2004. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- 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**, Amsterdam, v. 46, n. 6, p. 520-525, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2010.02.001>
- LONG, B. *et al.* Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 166, p. 57-63, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.039>
- LU, H.; WAN, J.; LI, J.; SHAO, H.; WU, Y. Periphytic biofilm: A buffer for phosphorus precipitation and release between sediments and water. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 144, p. 2058-2064, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.129>
- METCALF, L. **Wastewater engineering: treatment and reuse** New York: Metcalf & Eddy, 2003.
- MORAES, N. W. S.; SANTOS, A. B.; Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 215, p. 40-55, 2017.
- MORGAN-SAGASTUME, F. *et al.* Integrated production of polyhydroxyalkanoates (PHAs) with municipal wastewater and sludge treatment at pilot scale. **Bioresource technology**, Amsterdam, v. 181, p. 78-89, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.046>
- NANCHARIAH, Y. V. *et al.* Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource technology**, Amsterdam, v. 247, p. 1128-1143, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- PEETERS, T. W. T.; LU, B. **Hybrid wastewater treatment**. Depositante: HaskoningDHV Nederland BV EP2834198A1. Depósito: 03 abril 2013. Concessão: 11 jan. 2017.
- PHARIO, 2020. Disponível em: <http://phario.eu/concept/>. Acesso em 10 fevereiro de 2023.
- PIJUAN, M. *et al.* Reducing the startup time of aerobic granular sludge reactors through seeding floccular sludge with crushed aerobic granules. **Water Research**, Amsterdam, v. 45, n. 16, p. 5075-5083, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.07.009>
- PRONK, M. *et al.* Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, Amsterdam, v. 84, p. 207-217, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- RAHEEM, A. *et al.* Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: a review. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 337, p. 616-641, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.149>
- ROAGER, H. M.; LICHT, T. R. Microbial tryptophan catabolites in health and disease. **Nature communications**, New York, v. 9, n. 1, p. 1-10, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05470-4>
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 270, p. 678-688, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity, and biodiversity of the aerobic granule sludge. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 278, p. 195-204, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.071>
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 25, p. 439-449, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020190302>
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Pilot-scale aerobic granular sludge in the treatment of municipal wastewater: optimizations in the start-up, methodology of sludge discharge, and evaluation of resource recovery. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 311, 123467, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123467>
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Evaluation of the production of alginate-like exopolysaccharides (ALE) and tryptophan in aerobic granular sludge systems. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, New York, v. 44, n. 2, p. 259-270, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00449-020-02439-w>
- SCHAMBECK, C. M. *et al.* Biopolymers recovery: dynamics and characterization of alginate-like exopolymers in an aerobic granular sludge system treating municipal wastewater without sludge inoculum. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 263, 110394, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110394>
- ŚWIĄT CZAK, P.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A. Performance and microbial characteristics of biomass in a full-scale aerobic granular sludge wastewater treatment plant. **Environmental Science and Pollution Research**, New York, v. 25, n. 2, p. 1655-1669, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0615-9>

- THWAITES, B. J. *et al.* Comparing the performance of aerobic granular sludge versus conventional activated sludge for microbial log removal and effluent quality: Implications for water reuse. **Water Research**, Amsterdam, v. 145, p. 442–452, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.038>
- VAN DIJK, E. J. H. *et al.* Controlling effluent suspended solids in the aerobic granular sludge process. **Water Research**, Amsterdam, v. 147, p. 50–59, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.052>
- VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; BRDJANOVIC, D. Anticipating the next century of wastewater treatment. **Science**, Washington DC, v. 80, n. 344, p. 1452–1453, 2014. <https://doi.org/10.1126/science.1255183>
- VAN DE VELDEN, M. V. *et al.* The distribution of heavy metals during fluidized bed combustion of sludge (FBSC). **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 151, p. 96–102, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.05.056>
- VERSTRAETE, W.; VLAEMINCK, S. E. ZeroWasteWater: short cycling of wastewater resources for sustainable cities of the future. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, Abingdon, v. 18, n. 3, p. 253–264, 2011. <https://doi.org/10.1080/13504509.2011.570804>
- WALLER, J. L. *et al.* Mixed culture polyhydroxyalkanoate production from olive oil mill pomace. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 120, p. 285–289, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.024>
- WAN, C. L. *et al.* Saline storage of aerobic granules and subsequent reactivation. **Bioresources Technology**, Amsterdam, v. 172, p. 418–422, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.103>
- WANG, J. *et al.* Cultivation of aerobic granules for polyhydroxybutyrate production from wastewater. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 159, p. 442–445, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.029>
- WANG, L. L. *et al.* Synergy of N-(3-oxohexanoyl)-L-homoserine lactone and tryptophan-like outer extracellular substances in granular sludge dominated by aerobic ammonia-oxidizing bacteria. **Applied Microbiology and Biotechnology**, New York, v. 102, n. 24, p. 10779–10789, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9437-z>
- WANG, R. *et al.* Understanding the role of extracellular polymeric substances in an enhanced biological phosphorus removal granular sludge system. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 169, p. 307–312, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.040>
- WANG, S. *et al.* Adsorption of phosphorus by calcium-flour biochar: Isotherm, kinetic and transformation studies. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 195, p. 666–672, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.101>
- WANG, X. *et al.* The link of feast-phase dissolved oxygen (DO) with substrate competition and microbial selection in PHA production. **Water Research**, Amsterdam, v. 112, p. 269–278, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.064>
- YILMAZ, G. *et al.* Effectiveness of an alternating aerobic, anoxic/anaerobic strategy for maintaining biomass activity of BNR sludge during long-term starvation. **Water research**, Amsterdam, v. 41, n. 12, p. 2590–2598, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.02.011>
- YUAN, X. J. *et al.* Reactivation characteristics of stored aerobic granular sludge using different operational strategies. **Applied Microbiology and Biotechnology**, New York, v. 94, p. 1365–1374, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3660-1>
- ZHANG, Z. *et al.* Understanding of aerobic sludge granulation enhanced by sludge retention time in the aspect of quorum sensing. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 272, p. 226–234, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.027>
- ZHANG, Z. *et al.* Stability of aerobic granular sludge under condition of low influent C/N ratio: Correlation of sludge property and functional microorganism. **Bioresource technology**, Amsterdam, v. 270, p. 391–399, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.045>
- ZHU, J. R. *et al.* Effect of extended idle conditions on structure and activity of granular activated sludge. **Water Research**, Amsterdam, v. 37, p. 2013–2018, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00585-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00585-7)