

郑婧婧, 张智明, 徐向阳, 朱亮. 污水处理好氧颗粒污泥生产运行中的结构与稳定性[J]. 应用与环境生物学报, 2021, 27 (6): 1672-1685

Zheng JJ, Zhang ZM, Xu XY, Zhu L. Structure and stability of aerobic granular sludge during operation in wastewater treatment [J]. Chin J Appl Environ Biol, 2021, 27 (6): 1672-1685

污水处理好氧颗粒污泥生产运行中的结构与稳定性

郑婧婧¹ 张智明^{1,2} 徐向阳^{1,2,3} 朱亮^{1,2,3}✉

¹浙江大学环境污染防治研究所 杭州 310058

²浙江省水体污染控制与环境安全技术重点实验室 杭州 310058

³水污染控制浙江省工程实验室 杭州 310058

摘要 在过去的20多年里,好氧颗粒污泥(AeGS)技术在污水生物处理领域得到广泛研究和实际应用。目前,国内外已在AeGS形成机制、工艺参数优化、功能菌群解析、微生物代谢分泌强化等方面取得了研究进展,尤其在揭示颗粒化机理和加速颗粒化过程上成果显著,基于AeGS形成过程的四步理论和三大假说,已实现AeGS在30 d甚至更短期内的快速培养。但是,实际生产运行中颗粒易失稳的问题始终未得到解决,成为AeGS工艺工程应用长期稳定运行的主要技术瓶颈。围绕AeGS生产运行过程中结构失稳及其影响因素进行了文献考察,从传质阻力、优势微生物结构和功能、EPS分泌与组成、颗粒内聚力等方面开展分析与讨论,总结了强化颗粒结构稳定的主控因子,包括颗粒粒径控制、功能菌群结构优化(通过慢速生长微生物富集、丝状菌及内核厌氧菌抑制)、EPS分泌特性调控、群体感应调控和颗粒内核外源强化(通过添加金属离子、成核剂,接种颗粒污泥或EPS),以期AeGS工艺实际生产应用的长期稳定运行提供有效的调控策略。未来有必要结合表位表征技术、先进的分子生物学工具以及新型生物化学和生物物理学方法,深入挖掘颗粒失稳诱因和机理,为维持AeGS长期结构稳定指明方向。(图3 表1 参154)

关键词 好氧颗粒污泥; 结构稳定; 影响因素; 调控策略

Structure and stability of aerobic granular sludge during operation in wastewater treatment

ZHENG Jingjing¹, ZHANG Zhiming^{1,2}, XU Xiangyang^{1,2,3} & ZHU Liang^{1,2,3}✉

¹ College of Environmental and Resource, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China

² Zhejiang Province Key Laboratory for Water Pollution Control and Environmental Safety, Hangzhou 310058, China

³ Zhejiang Provincial Engineering Laboratory of Water Pollution Control, Hangzhou 310058, China

Abstract Over the past two decades, aerobic granular sludge (AeGS) technology has been extensively studied and widely used in biological wastewater treatment. To date, many studies have been carried out globally in relation to AeGS formation mechanisms, parameter optimization, functional microbial analysis, and secretion enhancement of extracellular polymeric substances (EPS); indeed, remarkable achievements have been made in elucidating the mechanism of granulation and in particular, the acceleration of the granulation process. AeGS is known to be rapidly cultivated within 30 days, based on the previously described four-step theory and three hypotheses of AeGS formation process. However, an effective solution to AeGS instability during long-term operation does not exist, which greatly impedes its engineering applications. As such, this review focuses on AeGS instability and its related factors. The key factors influencing the structural stability of AeGS are summarized, including mass transfer resistance, structure and functions of dominant microorganisms, EPS secretion, and composition and cohesion of granules. The corresponding strategies to provide potential solutions to AeGS instability during long-term operation include particle size control; the optimization of functional microbial community structure, through the enrichment of slow-growing microbes and the inhibition of filamentous bacteria and anaerobic bacteria in the core; the regulation of EPS characteristics and quorum sensing; and the enhancement of particle core intensity by adding metal ions and nucleating agents, and inoculating granular sludge or EPS. Future research should use *in situ* techniques, advanced molecular biology tools, and new biochemical and biophysical approaches working in tandem, to explore the causes and mechanisms of granular instability, ultimately providing guidance for the

收稿日期 Received: 2020-07-13 接受日期 Accepted: 2020-09-05

国家自然科学基金项目(51961125101/51478416)和水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07201003)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (51961125101/51478416) and the Major Science and Technology Program for Water Pollution Control and Treatment (2017ZX07201003)

✉ 通讯作者 Corresponding author (E-mail: felix79cn@zju.edu.cn)

maintenance of AeGS structural stability in the long term.

Keywords aerobic granular sludge (AeGS); structure stability; influence factor; control strategy

好氧颗粒污泥 (aerobic granular sludge, AeGS) 是一类特殊的微生物聚集体, 与传统的活性污泥相比, 具有结构致密、沉降性能优异、代谢途径多样、抗冲击能力强等特点^[1-3]. 1991年, Mishima和Nakamura在升流式好氧污泥床反应器 (AUSB) 中首次培养出AeGS^[4], 1997年, Morgenroth创造性地在序批式反应器 (SBR) 中实现了好氧条件下的污泥颗粒化^[5], 随后AeGS工艺被逐步应用于各类污水的处理^[6]. 截至2019年底, 全球范围内已有运行或在建的Nereda®好氧颗粒污泥污水处理厂超过70个, 处理容量在4 630-430 000 p.e. (人口当量, 以BOD₅计, 60 g/d) 范围内. 国内外已在AeGS的形成机理、工艺参数优化、功能菌群解析、微生物代谢分泌强化等方面开展了大量的研究, 并在污水脱氮除磷以及有毒有机污染物去除方面得到初步应用^[6-9], 然而AeGS工艺的大规模推广应用仍然存在挑战, 其中启动时间难掌控、颗粒结构不稳定是两大关键问题. 目前, AeGS的培养和运行在间歇式和连续流反应器中均有报道, 前者能够较好地提供适宜AeGS生长的条件如饱食-饥饿循环、较短的沉降时间、较强的水力选择压、有效的污水分离机制、理想的推流环境等^[10]. 然而, 在长期运行过程中颗粒仍不可避免地发生失稳现象. 相比于间歇式反应器, 连续流运行模式下的AeGS更易失稳^[11], 与颗粒稳定性相关的许多关键参数如传质驱动、污泥选择机制、饥饿阶段等在连续流反应器中同时受到限制, 具体的失稳机制尚不明确, 由水力选择压和传质推动力过低导致的丝状菌过度生长被认为是造成连续流中AeGS不稳定的关键原因^[12-13]. 本文主要围绕间歇式反应器中AeGS失稳及其影响因素进行了调研, 总结了强化颗粒结构稳定的主控因子, 以期对AeGS长期运行过程的结构稳定提供可能的解决策略.

1 好氧颗粒污泥结构失稳的可能原因

已有研究表明, AeGS表面光滑, 是一类结构致密的微生物聚集体, 其形状规则, 平均粒径在0.2-9.0 mm范围内. 同时, AeGS具有优异的沉降性能, 污泥容积指数SVI₅与SVI₃₀基本相等, 约20-70 mL/g, 沉降速度通常高于10 m/h^[14]. 此外, 颗粒内部由于溶解氧 (DO) 传质阻力存在好氧、厌氧和缺氧梯级分区, 有利于各类功能微生物分区定殖. 然而, 颗粒形态、表面亲疏水性、微生物结构和多样性、胞外聚合物 (EPS) 组成分布等影响颗粒污泥特性, 进而反映在沉降性能、颗粒强度等理化性质上, 研究两者之间的关系具有重要意

义^[1, 8, 15].

AeGS的稳定性可定义为, 颗粒活性和粒度分布在长期运行过程中保持相对稳定. 当结构失稳时颗粒会发生崩解和冲刷, 颗粒粒径在短时间内急剧减小, 导致反应器出水中悬浮固体浓度高, 处理性能恶化. 此外, 通过污泥体积指数 (SVI)、沉降速度、颗粒完整性系数、形态分析等也可用于评估AeGS的稳定性^[9]. 微生物作为颗粒污泥的主要组成与活性组分, 其生长代谢与颗粒结构特性密切相关. 从微生物分布及其活性分析来看, 颗粒污泥结构失稳的主要原因包括功能菌群生长抑制和菌群结构紊乱失控, 具体失稳结构照片见图1. 其中, 功能菌群生长抑制主要与颗粒内部传质阻力有关, 传质阻力的增加势必导致内核微生物生存所需底物受限, 导致其活性降低、生长受抑^[15-16]; 菌群结构紊乱失控则通常由丝状菌过度增殖、厌氧菌生长所造成, 丝状菌过度增殖易加剧颗粒内部功能菌群的底物和空间竞争, 而厌氧菌生长产生的酸性产物、水解外切酶等会对优势菌群生长与颗粒结构产生不利影响^[17-19]. 此外, 研究发现, EPS可为微生物提供支撑骨架和生长环境, 其分泌物的组成极大程度地影响微生物聚集体的功能和特性, 产生不足、过量或组分骤变均会导致颗粒结构失稳^[2, 8, 20]; 其他因素如颗粒内核沉淀物过多易导致内聚力减弱、稳定性下降^[21]. 表1总结了AeGS结构失稳的主要原因及相关研究.

2 好氧颗粒污泥的主要失稳机制及相应维稳策略

针对AeGS结构不稳定的问题, 国内外研究者从传质阻力、优势菌群功能、EPS分泌与组成、颗粒内聚力等方面开展影响因素分析, 陆续提出了颗粒粒径控制、生物/水力选择压强化、EPS分泌特性调控、颗粒内核强化等调控策略.

2.1 污泥粒径控制

在生物反应器的运行过程中, 有机负荷 (OLR)、剪切应力、沉降时间、污泥停留时间 (SRT) 等参数变化对AeGS的微观结构及宏观性能产生直接影响, 并且直观地反映在颗粒尺寸的变化上^[1, 28-29]. 因此, 大量研究将颗粒尺寸作为AeGS结构变化的主要分析指标^[6, 30-31].

通常, 粒径小的AeGS沉降速率较低, 易被选择性地排出反应体系, 而大粒径的AeGS往往具有较高的传质阻力, 颗粒内部生物反应受限通常是导致其结构不稳定的关键原因^[30, 32]. 研究表明, 氧气在100-700 μm的颗粒表层被迅速消耗, 影响

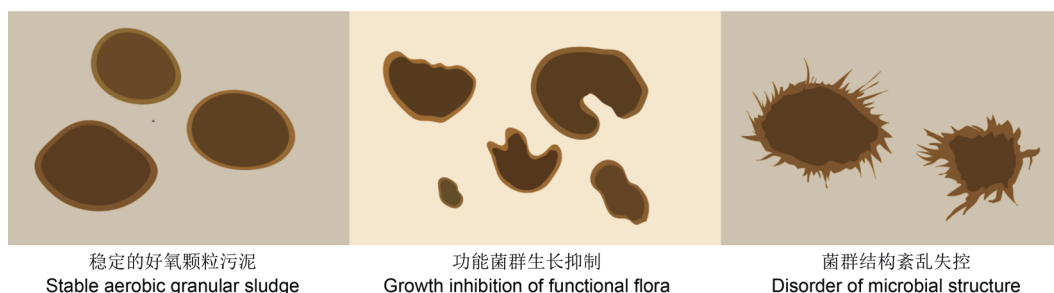


图1 典型颗粒污泥结构失稳图.

Fig. 1 The morphology of typical structure instability of aerobic granular sludge.

表1 好氧颗粒污泥结构失稳相关研究汇总

Table 1 Summary of researches on the structure instability of aerobic granular sludge

好氧颗粒污泥失稳类型 Instability types of aerobic granular sludge	运行条件 Operation condition	失稳特性 Instability characteristics	原因分析 Cause	参考文献 Reference
传质特性改变 Changes of mass transfer properties	2.4 L SBR; 周期4 h, 其中曝气202-207 min; 表观气速2.0 cm/s; 进水碳源以乙酸盐为主, OLR (以COD计) 为6 kg m ⁻³ d ⁻¹ 2.4 L SBR; 4 h cycles; aeration time: 202-207 min; superficial gas velocity: 2.0 cm/s; influent carbon resource mainly contained acetate, OLR (counted as COD): 6 kg m ⁻³ d ⁻¹	随着颗粒粒径的增大, 颗粒强度、沉降性能均降低。与粒径<1 mm的颗粒相比, 粒径>4 mm的颗粒强度由99.22%降至89.51%, SVI由34.90升至66.02 mL/g。粒径超过4.0 mm后解体, 内核大量死细胞分布 With the increase of granular size, granular strength, surface hydrophobicity and SVI decreased; compared with the granules with size < 1 mm, the strength of granules with size > 4 mm decreased from 99.22% to 89.51%, and SVI increased from 34.90 to 66.02 mL/g. A large number of dead cells appeared in the core when the granular size exceeded 4.0 mm	颗粒粒径超过临界尺寸后, 内部传质阻力增加, 降低生物活性 When the granular size exceeded the critical size, the internal mass transfer resistance increased and the biological activity decreased	[15]
丝状菌过度增殖 Excessive growth of filamentous bacteria	1.2 L SBR; 周期6 h, 其中曝气317-352 min; 表观气速1.8 cm/s; 进水碳源以乙醇为主, COD为500 mg/L, C/N为10:1 1.2 L SBR; 6 h cycles; aeration time: 317-352 min; superficial gas velocity: 1.8 cm/s; influent carbon resource mainly contained ethanol, COD = 500 mg/L; C/N = 10:1 3 L SBR; 周期3 h, 其中曝气169 min; 氧饱和度40%; 进水碳源以乙酸盐为主, OLR (以COD计) 为1.6 kg m ⁻³ d ⁻¹ , C/N为8:3 3 L SBR; 3 h cycles; aeration time: 169 min; oxygen saturation: 40%; influent carbon resource mainly contained acetate; OLR (counted as COD): 1.6 kg m ⁻³ d ⁻¹ ; C/N = 8:3	运行131 d颗粒破碎, 166 d污泥表面丝状菌大量增殖, 絮体占主导, 平均粒径由1.5 mm降至0.2 mm, 污泥SVI高达200 mL/g The granules disintegrated after 131 d operation, and many filamentous bacteria were found on the surface of sludge after 166 d operation, flocs sludge dominated the reactor, the average granular size decreased from 1.5 to 0.2 mm, and the SVI reached 200 mL/g 稳定颗粒在氧饱和度40%条件下运行10 d, 颗粒表面出现丝状结构, 24 d后颗粒结构中空、解体, 生物量 (以VSS计) 由5降至3.5 g/L Filamentous structure appeared on the surface of the granules after 10 d operation at 40% oxygen saturation. After 24 d, the granules disintegrated with hollowcore, the biomass concentration decreased from 5 to 3.5 g VSS/L	低底物浓度导致丝状菌过度生长 Low substrate concentration led to excessive growth of filamentous bacteria 溶解氧浓度降低导致丝状菌过度生长 The decrease of dissolved oxygen concentration led to overgrowth of filamentous bacteria	[20] [22]
厌氧内核水解 Anaerobic core hydrolysis	4 L SBR; 周期4 h, 其中曝气220 min; 表观气速2.0 cm/s; HRT = 8 h; 溶解氧浓度5 mg/L; OLR (以COD计) 为6 kg m ⁻³ d ⁻¹ 4 L SBR; 4 h cycles; aeration time: 220 min; superficial gas velocity: 2.0 cm/s; HRT = 8 h; dissolved oxygen concentration: 5 mg/L; OLR (counted as COD): 6 kg m ⁻³ d ⁻¹ 5 L SBR; 周期8 h, 其中曝气315 min; HRT = 13.3 h; SRT = 15-20 h; 溶解氧3.0-3.5 mg/L; 进水为屠宰废水, OLR (以COD计) 为2.7 kg m ⁻³ d ⁻¹ 5 L SBR; 8 h cycles; aeration time: 15 min; HRT = 13.3 h; SRT = 15-20 h; dissolved oxygen concentration: 3.0-3.5 mg/L; influent was slaughter wastewater; OLR (counted as COD): 2.7 kg m ⁻³ d ⁻¹	运行30 d内形成平均粒径1 mm的颗粒, 85 d后颗粒平均粒径增至16 mm, 沉降性能恶化, 颗粒最终解体 Granular formed with an average size of 1 mm within 30 d operation. After 85 days, the average granular size increased to 16 mm, along with deterioration of the settleability, and the granules finally disintegrated 颗粒孔隙和通道堵塞, 内部存在氧传输限制, 氧气渗透深度在曝气阶段的前1 h为50 μm, 在曝气结束时为400 μm, 颗粒内核观察到死细胞 The pores and channels of the granules were blocked, oxygen transfer was limited in the interior, the oxygen penetration depth was 50 μm in the first hour of aeration and 400 μm at the end of aeration, and dead cells were observed in the inner core	由于传质限制, 厌氧菌生长导致内核水解 The overgrowth of anaerobic bacteria caused by mass transfer limitation led to hydrolysis of the core 颗粒孔隙和通道被废水中悬浮物、胶体物质、油脂等堵塞, 导致传质限制 The pores and channels of granules were blocked by suspended solids, colloidal substances and grease in wastewater, resulting in mass transfer limitation	[18] [8]
EPS分泌与组成改变 Changes of EPS secretion and composition	0.9 L SBR; 周期6 h, 其中曝气320 min; 进水碳源以苯酚为主 0.9 L SBR; 6 h cycles; aeration time: 320 min; influent carbon resource mainly contained phenol 1.1 L气升式反应器; 周期2.4 h, 其中曝气120 min; 表观气速1.2 cm/s; 进水COD浓度400 mg/L, C/N为4, 2和1 1.1 L airlift reactor; 2.4 h cycles; aeration time: 120 min; superficial gas velocity: 1.2 cm/s; influent COD concentration: 400 mg/L; C/N=4; 2; 1	稳定颗粒经β-淀粉酶水解后, 胞外多糖 (PS) 含量由62.0降至24.1 mg/g VSS, 颗粒破碎成10-80 μm碎片 The content of extracellular polysaccharide (PS) decreased from 62.0 to 24.1 mg/g VSS after β-amylase hydrolysis, the granules break into 10-80 μm fragments 当进水C/N比由4降至1时, 颗粒物理强度、颗粒大小和沉降性能恶化, EPS组分变化。平均粒径由889 μm降至250 μm, SVI由37增至79 mL/g, PS含量下降63%。此外, 颗粒中硝化功能菌丰度降低, 硝化性能下降, EPS中酪氨酸含量减少。 When the C/N ratio of influent water decreased from 4 to 1, the physical strength, granular size and settleability of granular sludge deteriorated. The average size decreased from 889 μm to 250 μm, the SVI increased from 37 to 79 mL/g, and the PS content decreased by 63%. Moreover, the abundance of nitrifying functional bacteria and nitrification rate decreased, the contents of tyrosine reduced	EPS中维持结构和机械强度的β-多糖被水解 The β-polysaccharides responsible for structural and mechanical strength of EPS was hydrolyzed EPS中胞外多糖和酪氨酸含量的减少, 主导了颗粒结构失稳 The decrease of PS and tyrosine in EPS led to the instability of granular structure	[23] [24]

续表1 Table 1 (continued)

好氧颗粒污泥失稳类型 Instability types of aerobic granular sludge	运行条件 Operation condition	失稳特性 Instability characteristics	原因分析 Cause	参考文献 Reference
EPS分泌与组成改变 Changes of EPS secretion and composition	3.5 L SBR; 周期3 h, 其中曝气160 min; HRT = 6 h; SRT = 30 d; 表面气速2.4 cm/s; 进水碳源以乙酸盐为主, OLR (以 COD计) 为3.6 kg m ⁻³ d ⁻¹ , C/N为10:1 3.5 L SBR; 3 h cycles; aeration time: 160 min; HRT = 6 h; SRT = 30 d; superficial gas velocity: 2.4 cm/ s; influent carbon resource mainly contained acetate, OLR (counted as COD): 3.6 kg m ⁻³ d ⁻¹ ; C/N = 10:1	从38 d到125 d, 胞外蛋白(PN)含量由131增至 324 g/gVSS, 运行40 d后颗粒出现解体, 248 d 时颗粒化率仅40% From 38 d to 125 d, the content of extracellular protein (PN) increased from 131 to 324 g/g VSS. The granules disintegrated after 40 d operation, the granulation rate was only 40% at 248 d	EPS过量分泌, 堵塞颗粒 孔隙, 增大传质阻力 The excessive secretion of EPS blocked the pores of granules and increased the mass transfer resistance	[25]
群体感应调控 Quorum sensing regulation	1 L SBR; 周期12 d, 容积交换率70%; 进水碳源以葡萄糖为主, COD浓度为 500 mg/L, COD/N/P为100:5:1 1 L SBR; 12 h cycles; volumetric exchange ratio of 70%; influent carbon resource mainly contained glucose; influent COD concentration: 500 mg/L; COD/N/P = 100:5:1	稳定颗粒经猪肾酰化酶处理后, PN含量由13.6 降至7.3 mg/g MLSS, PS含量由15.0降至9.7 mg/g MLSS, PN/PS由0.91降低至0.76, 颗粒强 度和微生物附着潜力降低 After treated with porcine kidney acylase, the content of PN and PS decreased from 13.6 to 7.3 mg/g MLSS, 15.0 to 9.7 mg/g MLSS, respectively. PN/PS decreased from 0.91 to 0.76, the granular strength and microbial adhesion potential decreased	酰化酶降低群体感应活 性, EPS中关键组分含 量下降、比例失调 Acylase decreased quorum sensing activity, the content of key components in EPS decreased and lost balance	[26]
颗粒内聚力降低 Reduction of core intensity	100 L SBR; 周期3 h, 其中曝气114 min; HRT = 5.4 h; 溶解氧浓度为6-8 mg/L; 进水COD浓度为400 mg/L, C/N为10:1 100 L SBR; 3 h cycles; aeration time: 114 min; HRT = 5.4 h; dissolved oxygen concentration: 6-8 mg/L; influent COD concentration: 400 mg/L; C/N = 10:1	运行190 d后, 体系VSS/TSS由约0.7降至0.55, 颗粒中P含量由32.6增至46.2 g/kg, 颗粒内核中 无机磷盐明显积聚 The VSS/TSS progressively decreased from 0.7 to 0.55, P content in granules increased from 32.6 to 46.2 g/kg, inorganic phosphate accumulated in the core of granules after 190 d operation	无机磷盐颗粒内核过度积 累, 导致颗粒结构不稳定 The excessive accumulation of inorganic phosphate in the core of granules led to the instability	[27]

微生物正常生长与代谢^[32-33]。Li和Liu的研究发现, AeGS内部的氧气限制发生在粒径超过0.5 mm的颗粒中, 这一限制取决于AeGS密度和生物量比活性^[34]。Liu等指出粒径大于0.7 mm时将会导致AeGS中底物传输受到阻碍。在传质受限的情况下, 颗粒内部形成的饥饿条件和厌氧环境将加剧微生物对底物和空间的竞争^[7]。同时, 微生物进行长期内源性呼吸作用以维持生存, 产生的代谢产物(如抑制剂, 水解性外切酶, 有毒物质等)无法扩散, 会积聚在颗粒内进一步影响微生物活性^[3]。当传质阻力不断增强时, 能够检测到活细胞分布在颗粒外围, 而死细胞集中于内部区域^[15, 32]。Tay等发现粒径小于0.6 mm的AeGS基本由活细胞构成, 而在大颗粒内部0.8-0.9 mm深处观察到积累了微生物死细胞的厌氧区^[35]。颗粒核心中微生物的致密化生长对于增加颗粒的强度和稳定性至关重要, 当颗粒内聚力弱化时, 很可能会发生崩解, 由颗粒核心微生物死亡形成的空腔, 将极大地降低颗粒污泥的结构强度^[9]。随着颗粒尺寸的增加, AeGS内部的死细胞不断积聚, 最终导致系统崩溃^[30]。因此, 控制颗粒的过度生长对于好氧颗粒污泥工艺运行稳定性具有重要意义。

许多学者就维持系统稳定的AeGS尺寸范围进行了探究。Zhang等指出, 粒径小于1 mm的颗粒具有高沉降性能和长期运行稳定性^[36]。Toh等认为基于生物活性考虑, 颗粒最佳粒径应小于1 mm。然而, 维持如此小的AeGS尺寸将显著增加能耗。综合考虑运行性能和经济效益, 作者最终建议将1-3 mm作为大规模SBR运行的最佳粒径范围^[15]。Wang等也支持将粒径控制在1-3 mm以维持系统的最佳性能^[20]。

鉴于此, 大量研究专注于AeGS颗粒尺寸的控制, 以期实现颗粒污泥结构稳定。Liu等提出最小沉降速度的概念, 建议通过适当调整反应器的沉降时间和交换比, 改善AeGS的粒

径分布, 实现颗粒稳定性的调控^[7]。课题组Zhu等从反应器的不同位置选择性排泥以分别控制絮体和颗粒污泥的SRT, 最终反应器内颗粒率达到80%, 平均粒径稳定在2.3 mm^[37]。在SRT不变的情况下, 从反应器底部定期排放成熟老化颗粒, 能够使新旧颗粒混合良好, 同样起到粒径维持的作用^[38]。除了调控运行参数外, 也可以通过增设装置等控制颗粒大小。Wang等通过粒径分选机实现颗粒的筛选^[20]。课题组Zhou等在反应器中增设漏斗型网筛, 以限制粒径大于2.5 mm的颗粒的生成, 将反应器中68.3%的颗粒粒径控制在700-1 900 μm范围内, 实现颗粒的结构稳定性^[39]。Long等通过人工筛分提高了反应器中尺寸范围为2-3 mm的颗粒比例, 系统稳定性明显提升^[40]。

Verawaty等发现初始大小不同的颗粒最终都向着600-800 μm的粒径平衡, 由此提出稳态运行的颗粒尺寸可能分布于某一临界粒径附近^[41]。将颗粒大小维持在临界粒径附近, 对AeGS系统的稳定运行具有重要意义。通过控制沉降时间可以淘汰粒径过小的污泥。然而, 当体系中颗粒粒径普遍低于临界粒径时, 采用缩短沉降时间的方法可能会导致生物量的流失, 可以通过污泥回流或者延长SRT的方法保持反应器中的生物量浓度。对于大颗粒的去除, 主要在沉降或曝气阶段进行污泥的选择性排放, 也可以通过改变水力学参数或加置内部构件如挡板、搅拌器等抑制颗粒过度生长。流体动力条件包括流场和剪切力, 在微生物的聚集过程中提供重要的水力选择压力。流场分布决定着物质间的碰撞效率, 流场的高效循环有利于增强污泥间的有效碰撞和附着。剪切力在AeGS反应器中主要通过液相湍流作用实现, 能够为反应体系提供一定的能量, 从而克服污泥间的排斥能垒^[42]。无论是流体动力剪切力还是机械剪切力, 都有助于颗粒形成更密实的稳定结构。在颗粒存

在孔隙的情况下,外部剪切力也会影响颗粒内部的流场分布,从而有效改善颗粒沉降性能和物质渗透能力。Tay等提出形成AeGS的最小曝气量不低于1.2 cm/s^[28]。Chen等启动了4个表面风速分别为0.8、1.6、2.4和3.2 cm/s的SBR反应器,发现表面风速为2.4和3.2 cm/s的颗粒反应器表现出长期稳定性^[43]。通过流场优化和剪切力控制,能够为AeGS的稳定运行提供合适的流体动力条件。

2.2 优势菌群调控

与传统的活性污泥相比,AeGS的分层结构提供了更多样的微生态环境,利于多种功能微生物的生长与定殖,为系统性能稳定提供重要前提^[7,29]。

2.2.1 慢速生长微生物富集 众多研究表明,生物膜结构与微生物生长速率密切相关,其中硝化菌、聚磷菌(PAOs)、聚糖菌(GAOs)等生长速率较慢的微生物对生物膜的结构具有积极作用^[6,44-46]。在AeGS中,高生长速率微生物的富集使得颗粒尺寸迅速增加,但这类微生物细胞表面的负电荷水平较高,导致细胞疏水性下降、颗粒内部结构松散、生物密度降低^[47,48]。相反,慢速生长的微生物利于颗粒结构致密化,形成的颗粒粒径较小,在比重、沉降性能和细胞疏水性方面表现出相对较高的稳定性^[46]。由于基质和氧气的扩散限制,颗粒内部存在微生物分层结构,外层硝化菌群的富集是造成AeGS生长速率低的主要原因^[47],内核反硝化菌群则利于颗粒结构稳定。Zhong等发现具有反硝化活性的AeGS,可在机械搅拌的强剪切力下维持50 d以上系统稳定^[49]。

底物的周期性短缺能够营造饱食和饥饿交替条件,可用于不同生长速率的微生物生长控制。研究表明,饥饿条件下慢速生长的微生物更具竞争优势,厌氧慢饲有利于PAOs及GAOs的生长^[1,46]。通常,进水中溶解性易降解有机物利于异养菌的快速生长,从而导致颗粒污泥结构恶化^[1,44]。通过设置进水厌氧段,有利于PAOs、GAOs在此阶段将底物快速转化为聚羟基链烷酸酯(PHA)、糖原等内碳源,抑制其他异养菌和丝状微生物的过度生长^[38,46]。Liu等和de Kreuk等通过控制底物C/N比在较低的水平,选择性富集了生长缓慢的硝化细菌,使得形成的颗粒在比重、SVI和细胞疏水性方面表现出高稳定性^[44,47]。Zhang等将交替供氧条件与低C/N比、P/COD比、OLR相结合,成功培养出富含慢速生长微生物的AeGS^[36]。反硝化作用取决于溶解氧渗透程度,由AeGS尺寸的变化引起颗粒内部缺氧体积变化,会影响微生物群落结构的分布与硝化反硝化活性^[6]。de Kreuk等通过延长厌氧进料时间促进PAOs和GAOs生长,实现反硝化聚糖菌(DPAOs)和反硝化聚磷菌(DGAOs)在颗粒核心的富集,形成的颗粒结构致密稳定^[46]。Wan和Sperandio在DO为2 mg/L时,提供硝酸盐或亚硝酸盐作为电子受体促进内部反硝化作用,提高了颗粒的稳定性^[50]。Wang等通过提高进水中NH₄-N浓度,在AeGS中富集了大量硝化细菌,整个系统稳定运行长达283 d^[20]。生物膜的结构依赖于剪切力、微生物的实际生长率和基质在生物膜中的扩散。选择慢速生长的微生物,能够降低体系对DO浓度和水力剪切力的需求,有利于产生光滑、致密且稳定的颗粒^[44],可通过控制进料C/N/P比、COD浓度、底物类型、饱食-饥饿周期、DO浓度等实现。

2.2.2 丝状菌生长控制 通常,丝状菌(包括真菌)具有较高的表面积和体积比,且能够朝单一方向优先增长,因此在较低底物浓度下显示出高比生长速率,其在AeGS表面的过度生长容易导致颗粒结构和沉降性能的恶化^[17]。目前,在低DO、

低OLR或进水中富含缓慢生物降解底物的条件下,都出现了丝状菌过度生长和颗粒强度下降的情况^[17,36,51]。Figueroa等的研究表明,低pH、低DO环境促进丝状菌(例如*Chloroflexi*, *Sphaerotilus*和*Thiothrix*)生长,导致AeGS结构不稳定^[52]。此外,丝状菌*Janthinobacterium*和*Auxenochlorella*的过度生长导致AeGS膨胀,*Chitinophaga*的几丁质降解活性可有效抑制*Auxenochlorella*生长,恢复污泥颗粒化^[51]。Martins等对丝状菌的生长条件、动力学机制等进行了详细阐述,指出可通过去除复杂基质、提高底物和氧气浓度、厌氧好氧分段等应对污泥膨胀问题,这些方法同样适用于AeGS中丝状菌的生长控制^[53]。Liu和Liu也提出了抑制丝状菌过度生长的策略,包括控制SRT(< 10 d)、保证供氧和基质充足、采用间歇进料模式喂养等^[17]。此外,缓慢生长微生物的富集也有助于控制丝状菌生长。

2.2.3 内核厌氧菌抑制 大颗粒的传质限制容易刺激AeGS内核厌氧菌生长,这类微生物产生的酸性发酵产物积聚会降低内核pH,使得颗粒外壳和骨架基质被破坏^[18,54]。Adav等证实颗粒内核分布的蛋白水解菌*Pseudomonas*、*Raoultella*、*Acinetobacter*、*Pandoraea*、*Klebsiella*会导致颗粒的崩解^[19]。选择生长缓慢的细菌作为厌氧核心能够有效抑制厌氧菌的活性,可通过厌氧进料、提供不易降解的底物(如硝酸盐或亚硝酸盐)等实现。此外,控制颗粒尺寸或添加适当浓度的有毒物质(例如苯酚),可最大程度地减少核心厌氧菌带来的不利影响^[9,31]。目前,已采用高通量测序、高级显微、交叉组学等方法对微生物基本信息进行了探究,但对于不同微生物在AeGS中的空间分布及其在AeGS形成和稳定中发挥的功能,依然知之甚少。

2.3 胞外多聚物(EPS)合成分泌

胞外聚合物(EPS)是微生物在特定环境条件下分泌的有机大分子或聚合物,通常由多糖、蛋白质、腐殖酸、核酸、脂质、eDNA等组成(图2)^[23,55-56]。在生物膜中,EPS不仅提供细胞生长的结构基质,并在微生物聚集和黏附中起到关键作用,亦能帮助细胞抵御环境不利条件;在极端情况下,EPS还可作为营养和能量来源为细胞所利用。AeGS作为一种特殊形式的生物膜,其表面电荷、黏附性、疏水性、絮凝能力、脱水能力等性质和功能,很大程度上受到EPS的影响^[55]。对颗粒中EPS的特性分析及调控研究有助于实现AeGS的结构稳定。

目前,研究最多的EPS组分为胞外蛋白(PN)和胞外多糖(PS)。作为EPS的主要成分,PN和PS含有大量的带电基团和官能团,极大程度地影响污泥理化特性^[31,58-59],但关于PN和PS在AeGS结构稳定中的贡献尚未达成共识。有研究指出,多糖是维持AeGS机械稳定性的关键因素;Adav等提出,由β-多糖组成的网络状外层结构作为蛋白质、脂质、α-多糖和细胞包埋的骨架,选择性水解β-多糖后观察到颗粒破碎^[23]。Lin等和Seviour等鉴定出两种结构性EPS,分别为类藻酸盐(ALE)和Granulan,两者主要成分均为多糖,可促进凝胶形成、增强颗粒机械强度^[60-61]。然而,也有学者认为PN是AeGS的核心组成与结构^[58,62-63]。McSwain等观察到AeGS中细胞和多糖多分布在颗粒外缘,而颗粒核心基本由蛋白质组成^[63]。富含PN的颗粒能在高OLR条件下(以COD计,最高为39 kg m⁻³ d⁻¹)维持216 d的结构稳定性^[64]。Zhang等分析了AeGS形成和失稳过程中的EPS组成变化,发现颗粒化过程中污泥PN含量显著增加,同时伴随着细胞表面疏水性的增强和电负性的降低,而颗粒的解体则归因于PN减少和PS增加^[62]。更多研究肯

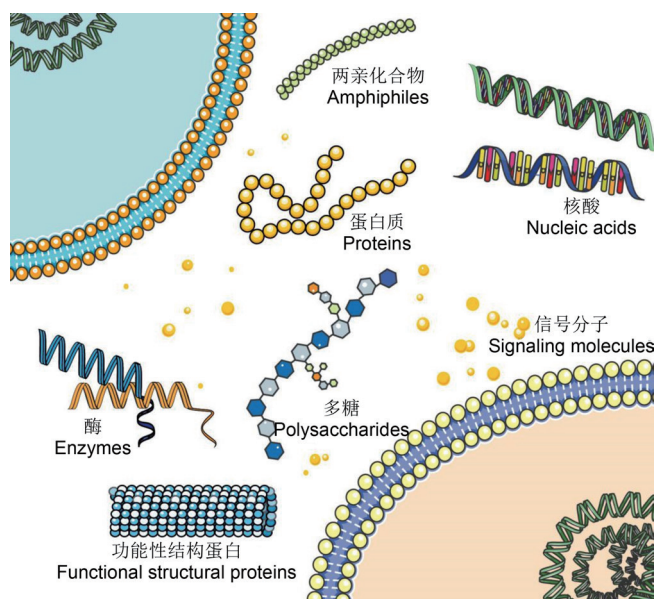


图2 生物膜中的胞外多聚物种类与结构。

Fig. 2 Types and structures of extracellular polymer substances in biofilm.

定了胞外蛋白和多糖的共同作用,两者的比例在AeGS颗粒化和稳定过程中起着至关重要的作用^[3, 58]。颗粒外层高PN/PS比和内部低PN/PS比的分布有利于颗粒稳定^[64]。课题组研究发现,PN/PS比在2.3-4.5时,AeGS结构稳定,去除污染物性能优异^[58, 65-67]。

EPS的产生作为微生物抵御外部威胁的有效生存策略,受到进水特性、运行参数和外源物质等环境条件的影响。进水特性包括底物类型、底物浓度、C/N比等,高浓度含氮底物有利于PN含量的增加。食物与微生物比率(F/M比)在一定范围内增加会促进EPS产生,这是由于EPS产量与微生物生长相关,并且与底物利用率成正比。环境因素如pH、温度和DO的适度变化也会影响EPS含量,通常在较低DO水平下观察到EPS组分含量的增加。运行参数如高水力剪切力、短污泥沉降时间、周期性的饱食—饥饿周期等选择压,能够刺激微生物分泌更多的EPS,利于颗粒污泥结构稳定^[3, 55]。AeGS中PS含量随着曝气强度的增加而增加,对颗粒中微生物的聚集具有促进作用^[28]。McSwain等发现高剪切条件下,仅在沉降时间较短的反应器中形成了AeGS,颗粒中PN含量明显升高^[68]。沉降时间为5 min时,有利于功能菌株的富集和EPS的分泌^[29]。此外,较短的好氧饥饿期能够快速富集EPS、加速颗粒形成,但过量EPS易会导致颗粒孔隙和通道堵塞^[8, 25]。因此,可以通过优化环境条件或创造有利于微生物生长的条件实现对EPS代谢的调控。

由于微生物EPS的代谢分泌途径及其具体成分极其复杂,有关EPS各组分的性质、功能和调控机制在纯菌研究、医学领域的认识尚且不足,其表征大多局限于蛋白质、多糖的提取和鉴定。为此,正确识别微生物EPS成分及其功能很有必要,了解特定环境条件与EPS的关系以及EPS不同组分间的相互作用对理解颗粒污泥结构稳定具有重要意义。

2.4 微生物群体感应调控

群体感应(QS)是由信号分子介导的细胞间通讯机制,在生物膜形成、细菌毒力、生物发光、质粒结合转移等方面具有重要作用^[59, 69-70]。微生物通过感知释放到环境中的QS信号分子浓度以激活特定基因的表达,从而调控群体行为(图

3)^[71-72]。目前,已鉴定出不同类型的信号分子,如N-酰基高丝氨酸内酯(AHLs)、自诱导分子-2(AI-2)等,前者是革兰氏阴性菌QS通路中的典型信号分子,后者主要介导种内和种间通讯,在多种革兰氏阳性菌和革兰氏阴性菌中均有检出^[71]。研究表明,在活性污泥、膜生物反应器(MBR)、颗粒污泥等生物污水处理系统中普遍存在群体感应现象^[59, 73-74],QS通过调节微生物群落结构来影响EPS合成和分泌,具体表现为细胞黏附性、污泥疏水性、沉降性能等颗粒性质的变化^[59]。

越来越多的证据表明,群体感应与AeGS的形成和结构稳定密切相关。Tan等在颗粒形成过程中检测到特定AHL浓度增加近100倍,通过人为添加4种外源AHLs(3OC12-HSL, 3OC8-HSL, 3OC6-HSL和未取代的C6-HSL)可促进絮体污泥PS和PN含量显著增加,最终PN/PS比与成熟颗粒中的一致^[70]。Li等发现,在反应器启动初期外源添加3OC6-HSL和C6-HSL能够促进微生物活性和生长速率,C10-HSL、C12-HSL和3OC6-HSL作为关键AHL调控AeGS形成过程中的TB-EPS富集^[26]。Sun等发现在交替OLR条件下,AeGS体系中AI-2含量大幅增加,触发大分子EPS的产生^[75]。

为进一步印证QS信号分子在AeGS系统中的作用,一些信号分子干扰物被外源投加到反应器中。研究发现,AHLs-酰基转移酶的存在会使得AHLs失活,导致细胞附着力降低、EPS分泌受抑、颗粒结构恶化^[26]。Lü等外源添加香草醛和蛋白酶K作为QS抑制剂,发现AHLs和PN含量显著降低,证明AHLs介导的QS可通过调节PN含量以参与AeGS的形成和稳定^[69]。

由于微生物的生理行为与能量代谢密切相关,一些研究从能量代谢角度探究群体感应对AeGS稳定性的影响机制。Jiang和Liu通过投加化学解偶联剂验证了ATP和QS的相关性,发现ATP的抑制严重影响了AI-2和AHLs的合成水平,造成用于EPS生产的能量减少,影响颗粒结构的稳定^[76]。Zhang等发现,当ATP合成被干扰时,EPS产量受限,基于AHLs的QS通过增强微生物中ATP的合成来促进颗粒稳定性^[77]。

可见,刺激QS关键信号分子的合成是加速AeGS形成和增强颗粒长期稳定性的潜在途径,由此,一些信号分子和QS相关酶被选择性地用作外源添加剂^[78]。也有研究提出,可直接向体系内投加产生信号分子的菌株,但需要考虑外源性细菌的竞争作用以及污泥产率等问题^[79-80]。Zhang等提出了一种经济可行的调节策略,从具有高AHLs生产能力的菌株中提取上清液来增强QS调控,最终得到性能良好、颗粒完整的AeGS^[81]。

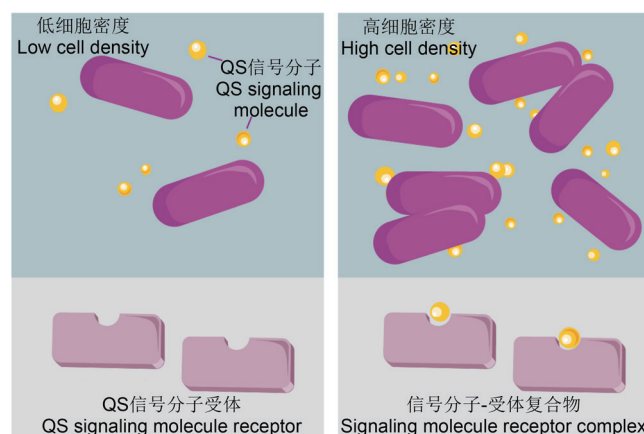


图3 信号分子参与的群体感应示意图。

Fig. 3 Schematic diagram of signaling molecules-based quorum sensing.

课题组研究发现,控制反应器SRT为6 d时,有利于富集与AHLs和EPS生产相关的功能微生物,AHLs尤其是含C8侧链的AHLs,能促进PN的分泌^[82];当颗粒解体时,C8-HSL、3OHC8-HSL和3OHC12-HSL含量显著减少,EPS含量和PN/PS比也同时降低。

值得注意的是,实际污水处理系统中的环境更加复杂,存在介导群体淬灭的细菌,导致群体感应活性下降或消失,主要通过产生猝灭酶包括AHL内酯酶、AHL酰基转移酶、AHL氧化还原酶、脱羧酶、脱氢酶和对氧磷酶等途径实现^[84]。Li等从AeGS中分离出87株与AHL相关的菌种,其中9株可产生AHL,其余均为AHL淬灭菌株^[26]。纯培养条件下的QS信号分子浓度通常是混合体系中的5-200倍^[85]。由于混合培养体系中微生物组成和其他变量的动态变化较为复杂,特定菌群、AeGS特性与信号分子间的相关性尚不明确。此外,对于不同条件下QS信号分子及群体淬灭酶的合成触发机制、时空分布以及相关基因表达调节方面的作用机理了解甚少。对群体感应和淬灭相关信号分子进行基础研究,揭示两者与反应器参数、AeGS表型变化的相关性,有望推进AeGS结构稳定与实际应用。

2.5 颗粒内核外源强化

2.5.1 添加金属离子 研究表明,污水中存在的低浓度金属离子能够刺激微生物生长,部分离子在适宜浓度下甚至可以促进细胞黏附和微生物聚集体形成^[86]。Jiang等发现100 mg/L Ca^{2+} 可显著缩短颗粒的形成时间,形成的AeGS具有优异的沉降性能及稳定的物理结构^[87]。除 Ca^{2+} 外, Mg^{2+} (10 mg/L)对提高颗粒强度也有促进作用^[88]。Hao等研究了不同金属离子对微生物附着过程的影响,发现适宜浓度的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^{+} 均能提高AeGS中的微生物黏附能力,而低浓度的 Cu^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Zn^{2+} 对于活性污泥和AeGS中的微生物附着过程具有不同影响^[86]。

多价阳离子如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 等主要通过以下3种作用参与微生物聚集体的自固定化:(1)根据DLVO理论,金属离子能够中和细胞表面负电荷,降低细胞间斥能势垒,从而促进微生物聚集和附着^[86];(2)金属离子可与EPS中聚合物或官能团结合形成离子桥,如 Ca^{2+} 可以交联EPS中的海藻酸钠等阴离子多糖,形成离子交联水凝胶,从而增强微生物聚集体的物理强度^[87,89]。课题组Zhang等利用循环空气中的高浓度 CO_2 捕获 Ca^{2+} ,促进了 Ca^{2+} 与ALE中聚 α -古罗糖醛酸(GG)的结合,使得颗粒疏水性和凝胶形成性能得到提高^[90];(3)金属离子与污水中共存的其他物质,如 CO_3^{2-} 、 OH^{-} 等阴离子反应后形成沉淀,可充当微生物附着生长的内核;有研究表明,颗粒内核积累碳酸钙、碳酸镁、氢氧化铁后,具有更优的沉降特性和结构强度^[9];AeGS能够在高浓度铵盐污水中维持稳定性,主要归因于颗粒内核大量钙铁磷酸盐和氢氧化物沉淀的积累^[91];向反应器中补充 MgCO_3 能显著提高AeGS强度,而不影响颗粒形态、微生物群落和生物活性^[92]。

值得注意的是,内核中过量的沉淀也会对颗粒结构稳定性产生负面影响。随着颗粒尺寸和灰分含量的提高,内部传质限制不断增加,最终可能导致结垢和微生物失活^[93]。Isanta等发现,成熟AeGS的长期稳定性因颗粒核心磷盐(可能是磷灰石)的积累而受损^[27]。此外,污水中的 PO_4^{3-} 、氨基酸、多肽、有机酸等离子螯合剂的存在,可能会与金属离子结合而降低其有效性。

2.5.2 添加成核剂 基于颗粒污泥形成的晶核假说,添加混凝剂或惰性载体作为诱导核,如聚合氯化铝(PAC)、鸟

粪石、磁性物质、生物炭、活性炭等,可通过增强颗粒结构和影响细菌代谢促进AeGS的颗粒化^[94-96]。Liu等将500 mg/L的PAC投加到SBR中,7 d后即得到平均粒径为3.2 mm的AeGS,颗粒污泥EPS分泌增强、沉降性能优异^[97]。在反应器中加入生物炭也能显著刺激EPS产生,形成的污泥具有良好的沉降性能、较高的生物量持留和良好的降解能力^[98]。课题组Zhou等探究了不同粒径GAC对AeGS形成的影响,发现粒径为0.2 mm的GAC具有与活性污泥相似的速度场,可作为促进微生物聚集和颗粒形成的有效成核剂^[99]。

2.5.3 接种颗粒污泥或EPS 目前,用于培养AeGS的接种物主要有活性污泥、AeGS、厌氧颗粒污泥(AnGS)等。不同来源的接种污泥,其优势菌群、理化性质等有所差异,直接影响AeGS的形成进程^[6,100]。相比于活性污泥,接种颗粒污泥能在一定程度上缩短污泥的颗粒化时间,这是因为颗粒污泥能够起到晶核的作用,为微生物的聚集提供可附着的载体。Muda等将AnGS作为接种污泥培养AeGS,接种初期AnGS解体生成的碎片,为随后新AeGS的形成提供了基础^[101]。成熟或破碎AeGS的投加也能充当微生物附着的核心和生长的支撑基质^[102-103]。此外,长期储存的颗粒污泥能够保持良好特性并迅速恢复代谢能力,可作为接种物促进污泥颗粒化及其结构稳定^[104]。Liu等将剩余污泥自然干化后送返反应器,在维持颗粒稳定性的同时,降低了运行能耗和污泥产量^[105]。除接种污泥外,Xu等采用活性污泥中提取的EPS作为基质培养AeGS,得到的颗粒具有启动时间短、生物持留量大等优点,为AeGS的快速形成和稳定培养提供了新思路^[106]。

3 影响好氧颗粒污泥结构稳定性的其他因素

AeGS的生产运行是一个涉及众多参数的复杂过程。反应器的运行方式,如进料模式、有机负荷、饱食-饥饿周期、沉降时间、剪切条件、底物类型、多价阳离子等,不仅会影响AeGS的表观特性,即粒径、形态、沉降和处理性能,还作用于内部微生物的结构及代谢活性。此外,反应器构型、环境因素(DO、pH值、温度)、颗粒类型、处理对象对AeGS稳定性也有不同程度的影响。

3.1 反应器构型

反应器构型直接影响着内部液相流态和微生物聚集形态^[107]。尽管AeGS最先在UASB反应器中被发现,但目前AeGS的培养和运行依然主要集中于序批式AeGS反应器(AGSBR)中,序批式间歇反应器(SBR)及序批式气提反应器(SBAR)是AGSBR的两种常见形式。在这类柱型反应器中,上升的空气或液体会沿反应器轴线产生相对均匀的流场,为微生物的聚集提供稳定的水力剪切力,有利于生成具有最小表面自由能的规则颗粒。增加反应器高径比(H/D)能够确保更长的流体轨道,并最大化水力剪切力,更有助于结构致密的颗粒形成^[108]。

考虑到间歇式反应器处理规模有限,部分研究转向连续流形式下的AeGS运行。连续流AeGS反应器(CFAGR)还具有运营成本低、操作维护简便、灵活性和设备利用率高等优点^[109]。以不同污泥筛选机制为依据,CFAGR可分为以下4类^[110-111]:(1)重力沉降分离型:一部分反应器外置独立的二沉池并附加污泥回流功能,而连续流完全混合反应器(CSTR)内部设置沉降区或污泥排放管,无污泥回流功能,主要通过

维持较短的HRT保证AeGS的形成和稳定；(2)三相分离型：利用三相分离器实现气、液、固分离，是目前主流的CFAGR形式。由气液密度差形成的内循环流场能够为AeGS的形成提供水力剪切力。然而，反应器内气流扰动剧烈，排泥机制尚不明确，对三相分离器的要求较高；(3)过滤分离型：利用筛网进行污泥选择，将合适粒径的颗粒保留在反应器中。这类反应器选择效率较高，但在实际运行中筛网易堵塞且操作较为烦琐，应用规模有限；(4)膜分离型：AeGS的颗粒状结构以及大粒径、高密度的特点可以有效减少生物膜反应器(MBR)中的膜污染，AeGS生物膜反应器(AGMBR)利用这一优势，采用膜组件代替分离器进行泥水分离。Juang等将低铵、低磷酸盐浓度下培养的AeGS接种至MBR后3 d内即失去结构稳定性，而利用含高铵、高磷酸盐基质培养出的AeGS能够在AGMBR中稳定运行216 d^[112]。然而，AGMBR中缺乏饥饿条件，容易导致丝状菌过度生长^[25]。此外，膜组件的高截留能力使得AGMBR中污泥停留时间(SRT)很长，运行过程缺乏污泥筛选机制，老化污泥长期滞留在反应器中可能会影响系统稳定性。目前，已通过加设泥水分离装置、控制沉降时间、饱食—饥饿周期、构建推流式反应器等提高连续流反应器中的选择压力^[113-115]。实现AeGS的连续流运行应基于间歇式反应器中已取得的研究成果和经验，两者在AeGS颗粒化机理和稳定性上具有共通点，在明确两类反应器的差异后，可在AGSBR反应器构型的基础上进行变形或创新以提供良好的运行环境。

3.2 环境因素

影响细菌的代谢过程和微生物生长速率的环境因素主要包括DO、pH和温度。

3.2.1 DO浓度 AeGS形成的DO浓度范围较为宽松，从0.7-1.0 mg/L到2-7 mg/L均能实现AeGS的培养^[107, 116]。然而，低DO浓度有利于丝状菌的过度生长和核心厌氧菌的活性，会对颗粒稳定性产生负面影响^[17, 53]。Mosquera-Corral等探究了降低DO浓度对AeGS反应器性能的长期影响。在高DO条件下稳定运行150 d后，将反应器氧饱和度降至40%，仅运行10 d即观察到丝状菌在颗粒表面生长，随后导致颗粒崩解^[22]。de Kreuk和van Loosdrecht也得出了相似的结论，氧饱和度低于40%时颗粒失稳，生物量流失^[46]。为了尽可能降低运行过程中的曝气能耗，并确保缺氧和厌氧菌的活性，一些研究致力于寻求在低氧浓度下获得稳定AeGS的解决方案。基于SBR运行周期内各阶段微生物生理和代谢动力学的差异，Liu和Tay提出在饥饿阶段降低曝气量(表面气速为0.55 cm/s)不影响AeGS稳定性^[117]。通过控制好氧和厌氧段交替运行，富集生长缓慢的细菌，能够将稳定运行时的DO浓度降低到20%^[46]。目前，尚未明确可维持AeGS运行的最小DO浓度，应当综合反应器中生物量浓度、颗粒大小、基质类型、有机负荷和微生物群落结构等进行设定^[9]。

3.2.2 pH pH主要通过改变细胞表面电荷影响AeGS中的微生物聚集，对于微生物种群的选择也起着重要作用^[79]。研究显示，酸性条件有利于真菌生长，较低的pH值而非碳源类型是AeGS中丝状菌生长的主要原因^[118-119]。Yang等在pH为4和8时，分别培养出以真菌和细菌为优势菌种的AeGS。与细菌颗粒相比，真菌颗粒形成速度快，但结构强度低，易受到破坏和侵蚀^[119]。此外，pH还会影响颗粒中功能微生物的活性和竞争。硝化作用对环境酸碱度的要求十分严格，pH过高或过低将分别导致游离氨和游离亚硝酸浓度增加，从而使得硝化细菌的活性受到抑制。Jiang研究了AeGS系统对于pH变化的

响应和恢复情况，结果表明颗粒能够在酸性和中性环境下保持其结构和沉降性，其中中性条件下硝化作用最为活跃，反硝化效率在酸性条件下较高，而碱性环境对AeGS的稳定性有负面影响^[120]。在一定范围内提高pH值，通常能够使得PAOs优于GAOs生长，从而保证生物除磷效率^[121]。在AeGS运行过程中，通常将pH控制在7.0-8.0，以保证颗粒中各类功能菌的正常功能^[121]。根据实际情况，可以通过调节进料碱度和反应器内pH对AeGS中微生物进行选择，以维持颗粒的稳定运行。

3.2.3 温度 与pH类似，温度对颗粒内各类微生物的代谢过程和生长速率具有不同影响。低温(8℃)下形成的AeGS形状不规则，并且伴随丝状菌过度增殖，导致生物量流失、系统失稳^[122]。硝化作用通常随温度下降而降低，在低于5℃时甚至停止^[123]。GAOs和PAOs之间的竞争也取决于温度。在较高温度(20-30℃)下，GAOs生长条件优于PAOs，使得生物除磷性能受到影响^[124]。大多数研究将反应器温度控制在20-25℃左右，以保持AeGS的稳定培养与维持^[107]。de Kreuk等在低温条件下(8-20℃)研究了AeGS的形成、稳定和转化过程。在低温下直接启动形成的颗粒不稳定，而在20℃时启动反应器，再逐步下调运行温度则不影响颗粒稳定性^[125]。因此，新系统的启动应在较高温度下进行，当运行过程温度变化时，可以通过调节DO浓度来稳定颗粒性能。

3.3 应用对象

以颗粒形式存在的微生物结构紧凑而致密，对底物的扩散阻力较高，因此对毒性和冲击负荷的耐受能力较强。此外，较高的生物质持留量和EPS含量也能够提供保护性屏障，有利于颗粒抵抗有毒有害物质的侵害。基于以上优点，可应用AeGS工艺的污水废水种类较为广泛，主要包括高浓度有机废水、含有毒有害物质废水、含重金属废水及生活污水。

3.3.1 高浓度有机废水的处理 AeGS具有较高的生物质保留量，具有承受高强度有机废水及其冲击的能力^[122, 126]，AeGS可承受的最大有机负荷(OLR，以COD计)高达22.5 kg m⁻³ d⁻¹^[127]。然而，进水有机负荷过高会影响反应器的稳定运行。Adav等采用乙酸盐作为唯一碳源培养的AeGS，在OLR(以COD计)为21.3 kg m⁻³ d⁻¹时解体，这是由于高OLR条件下，微生物间的聚集趋势下降、分泌的PN量减少^[54]。Long等研究表明，AeGS在OLR(以COD计)逐渐增加至18.0 kg m⁻³ d⁻¹时出现裂解，OLR过高对微生物体内各类酶活性产生影响^[74]。OLR过高且曝气量不足的情况下，易导致丝状菌大量生长^[54, 128]。通过维持较高的水力剪切力能够提高AeGS对OLR的承受能力^[128]。底物类型也会影响AeGS处理高OLR的能力，以葡萄糖为碳源喂养的AeGS能够在最高OLR(以COD计)为15.0 kg m⁻³ d⁻¹时保持运行稳定，而醋酸盐喂养的颗粒则在OLR(以COD计)为9.0 kg m⁻³ d⁻¹时崩解^[126]。

3.3.2 含有毒有害物质废水处理 AeGS技术已应用于许多含有毒有害难降解污染物(如苯酚类、苯胺类、染料、吡啶等)的废水处理^[129-131]。Ramos等在AeGS升流式反应器中实现对含有芳香族化合物(对硝基苯酚、邻甲酚和苯酚)废水的完全生物降解，整个体系在200 d内保持稳定运行^[132]。然而，颗粒在某些有毒废水中的稳定性显著下降。当苯酚负荷(以COD计)超过2.0 kg L⁻³ d⁻¹时，会导致AeGS结构松散、沉降性差^[129]。Zhu等采用逐步增加负荷的策略培养出的AeGS可降解负荷(以COD计)为800 mg L⁻³ d⁻¹的氯苯胺，当负荷进一步提升到1.0 kg L⁻³ d⁻¹时，颗粒中丝状微生物过量生长并开始分解^[133]。研究表明，采用葡萄糖、乙酸盐等作为共底物，能够促

进颗粒中微生物生长,从而更有效地降解目标污染物^[134-135]。Zhuang等采用水力和微生物选择压力,逐步缩短运行时间并逐步提高叔丁醇(TBA)负荷,形成的颗粒具有优良的沉降性能和稳定的TBA生物降解率^[136]。

3.3.3 含重金属废水的处理 重金属在纺织、皮革、电镀、染料、冶金等各类工业废水中含量很高^[137]。AeGS具有较大的比表面积和多孔结构,细胞和EPS表面的官能团丰富且沉降性能高,因而可作为良好的生物吸附剂^[138]。目前AeGS已用来处理含 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cr^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Ni^{2+} 等重金属离子的废水^[138-140]。重金属的去除主要涉及吸附、化学沉淀、金属络合物形成和离子交换4种机理^[139]。Liu等发现AeGS对 Cd^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Cu^{2+} 的最大生物吸附容量分别为625、204和52.9 mg/g,远高于与其他生物吸附剂^[140]。重金属对微生物的生长和代谢抑制作用取决于重金属离子的种类和数量。高浓度的重金属会抑制有机物的降解和硝化作用。Wang等研究了 Cu^{2+} 和 Ni^{2+} 对AeGS性质的长期影响,结果显示 Cu^{2+} 浓度增加使得AeGS物化性质和处理性能恶化,而AeGS对 Ni^{2+} 的耐受性较高,并且一定程度上促进了颗粒中生物量产量和活性^[141]。

3.3.4 生活污水的处理 由于AeGS的结构特点和DO传质限制,颗粒由外到内分布着好氧-缺氧-厌氧微环境,使得颗粒中具有去碳脱氮除磷功能的微生物可以共存,有利于高效去除污水中的营养物质。不同于世界范围内典型城市污水的C/N(10.5-12.5),我国城市污水中COD含量通常小于200 mg/L,表现出C/N(<4)较低的特点^[142-143]。进水C/N对微生物群落结构的影响较为明显,过高的C/N(>20)会导致丝状菌过度生长使得颗粒沉降性能恶化;而相对低的C/N(<8)有利于富集慢速生长的硝化菌^[144]。然而,C/N过低的污水中游离氨浓度较高,会一定程度抑制硝化细菌的生长和活性。当C/N<4时会对于颗粒中微生物群落产生负面影响,造成污泥失稳解体。COD不足也会影响异养反硝化过程,使得总氮去除效率低^[145]。

目前,针对AeGS系统处理低C/N污水的研究已有报道。Liu等将高C/N合成废水中培养出的AeGS,成功用于在中高温条件下稳定处理低强度生活污水(平均C/N为4)^[146]。袁强军等在不同C/N条件下研究AeGS系统性能和稳定性。与C/N为2的系统相比,C/N为4的系统具有更好的处理效果,抗冲击负荷能力强,更有利于长期稳定运行^[144]。Ni等在中试规模SBR中利用低强度市政污水(COD<200 mg/L)中培养出了较为稳定的AeGS。在运行300 d内,颗粒始终具有良好的沉降性能和碳、氮去除能力。体积交换比和沉降时间被认为是在此类污水中实现颗粒化的两个关键因素^[143]。Kang等利用高COD条件下(1400 mg/L)培养的AeGS处理COD为400 mg/L的低强度污水,发现由负荷降低导致的F/M下降会导致颗粒崩解,但当F/M恢复后可重新制粒,且低有机负荷有利于形成更致密颗粒^[147]。因此,处理低强度污水时可以通过平衡F/M来缩短启动时间,并维持后续稳定。

3.4 颗粒类型

3.4.1 菌藻共生颗粒 从废水处理的角度看,微藻具有吸收营养物质和二氧化碳的能力,可以为微生物的生长代谢提供氧气,微藻和细菌的结合有助于提高处理效率并降低能源需求。藻类为菌藻共生颗粒的形成提供核或骨架,而细菌产生的EPS介导两者间聚集^[149-150]。Quijano等对菌藻共生颗粒形成和稳定的影响因素进行了总结,包括反应器的操作参数(HRT、SRT、曝气强度等)、光强度、二价阳离子、进料中无机/有机碳浓度等^[148]。高光照强度可能会阻碍微藻产生EPS,

而适当降低曝气量可以促进藻类生长并减弱水力剪切力,有助于藻类与污泥之间的相互作用,这在很大程度上提高了菌藻共生颗粒的稳定性^[150-151]。Ahmad等在连续流反应器内部安装分离器,同时实现了生物质的快速生长和颗粒的有效保留,在120 d运行中保持了菌藻AeGS的性能和结构稳定性^[152]。在菌藻共生体系的长期运行中,还应关注原生动物和小型后生动物的种类及丰度的变化^[149]。

3.4.2 菌丝颗粒 丝状菌的过度生长通常导致污泥沉降性能恶化,但适度生长的丝状菌可作为颗粒骨架,提高AeGS结构稳定性,丝状菌相互缠绕是AeGS形成的关键条件^[17]。de Graaff等以乙酸盐和硫代硫酸盐为碳源,培养出性能良好且稳定的菌丝共生颗粒,其中丝状菌*Thiothrix*占总生物量的 $51.4 \pm 8.3\%$ ^[153]。考虑到丝状菌生长速度快,对底物和氧气传输限制小,在酸性环境中丝状颗粒比细菌颗粒具有更高的COD利用能力,可用于处理部分酸性工业废水^[118]。Li等发现丝状微生物可以在基质中含有5%氯化钠的情况下以紧凑的颗粒状结构生长。这种菌丝共生颗粒显示出低孔隙率和快速沉降速度,甚至比细菌颗粒更为致密,后期pH升高可能是丝状颗粒致密生长的可能原因^[154]。菌丝颗粒的稳定性取决于对于丝状菌生长的控制程度,与底物类型、有机负荷、SRT、F/M比、水力剪切力、温度、pH等众多因素相关^[17]。

4 讨论与展望

AeGS技术凭借其节能、处理高效、占地面积小的优点,在污水生物处理领域得到广泛研究和实际应用,是一项极具应用前景的污水生物处理升级技术,但长期运行中颗粒易失稳的难题始终未得到解决。本文综述了AeGS丧失稳定性的主要原因,包括颗粒过度生长,丝状菌和核心厌氧菌等异养微生物快速繁殖,EPS组成和含量变化以及颗粒内聚力不足等问题。针对以上失稳机制,从减小传质阻力、优化菌群结构、强化聚集力3个角度延伸,提出维持颗粒长期稳定性的解决策略,即颗粒粒径控制、微生物选择(富集慢速生长微生物,抑制丝状菌及内核厌氧菌)、EPS分泌特性调控、群体感应调控和颗粒内核外源强化(在体系内添加金属离子、成核剂,接种颗粒污泥或EPS)。本文还从实际应用层面出发,讨论了不同处理水体类型、反应器构型和颗粒组成对AeGS运行过程稳定性的影响。实现连续流中的稳定运行对于AeGS工艺的规模化应用意义重大,但目前对于这一形式下颗粒失稳机理的认识尚不明确。未来将借鉴间歇式反应器中AeGS培养和维稳的探索历程,加强对连续流反应器的优化和创新,摸索出有利于连续流稳定运行的条件。当前,AeGS的工厂化应用基本集中于市政污水的处理,随着技术的成熟,处理范围将拓宽到工业废水。根据不同的进水水质特性,需要在颗粒中选择性富集不同的功能微生物,以维持运行过程的稳定性。

关于AeGS生产运行中的结构与稳定性的研究尚存在技术争论与不足,建议从以下几方面开展进一步研究:(1)将原位表征方法与宏基因组学、代谢组学等分析手段相结合,揭示AeGS中微生物的生长分布和代谢机制,厘清功能菌群在AeGS稳定中发挥的作用;(2)优化完善EPS提取和鉴定方法,精确识别EPS各组分,解析各组分的合成途径、功能和调控机理;(3)加强对实际处理过程群体感应和淬灭现象的研究,探明细胞间通讯的影响因素及其与颗粒污泥特征指标的相关性。

参考文献 [References]

- 1 Beun JJ, Hendriks A, van Loosdrecht MCM, Morgenroth E, Wilderer PA, Heijnen JJ. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. *Water Res*, 1999, **33**: 2283-2290
- 2 Liu YQ, Liu Y, Tay JH. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2004, **65** (2): 143-148
- 3 Liu Y, Tay JH. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment [J]. *Biotechnol Adv*, 2004, **22** (7): 533-563
- 4 Mishima K, Nakamura M. Self-immobilization of aerobic activated sludge-a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment [J]. *Water Sci Technol*, 1991, **23**: 981-990
- 5 Morgenroth E, Sherden T, van Loosdrecht, Heijnen, Wilderer PA. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor [J]. *Water Res*, 1997, **31** (12): 3193-3194
- 6 de Kreuk MK, van Loosdrecht MCM. Formation of aerobic granules with domestic sewage [J]. *J Environ Eng*, 2006, **132**: 694-697
- 7 Liu Y, Wang ZW, Qin L, Liu YQ, Tay JH. Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2005, **67** (1): 26-32
- 8 Lemaire R, Webb RI, Yuan ZG. Micro-scale observations of the structure of aerobic microbial granules used for the treatment of nutrient-rich industrial wastewater [J]. *ISME J*, 2008, **2** (5): 528-541
- 9 Franca RDG, Pinheiro HM, van Loosdrecht MCM, Lourenço ND. Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation [J]. *Biotechnol Adv*, 2018, **36** (1): 228-246
- 10 Pronk M, Abbas B, Al-zuhairy SHK, Kraan R, Kleerebezem R, van Loosdrecht MCM. Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2015, **99** (12): 5257-5268
- 11 Chen YC, Lin CJ, Chen HL, Fu SY, Zhan HY. Cultivation of biogranules in a continuous flow reactor at low dissolved oxygen [J]. *Water Air Soil Pollut*, 2009, **9** (3-4): 213-221
- 12 Corsino SF, Capodici M, Torregrossa M, Viviani G. Study of aerobic granular sludge stability in a continuous-flow membrane bioreactor [J]. *Bioresour Technol*, 2016, **200**: 1055-1059
- 13 Chen CQ, Bin LY, Tang B, Huang SS, Fu F, L Chen QY, Wu LY, Wu CM. Cultivating granular sludge directly in a continuous-flow membrane bioreactor with internal circulation [J]. *Chem Eng J*, 2017, **309**: 108-117
- 14 Nancharaiyah YV, Kiran Kumar Reddy G. Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications [J]. *Bioresour Technol*, 2018, **247**: 1128-1143
- 15 Toh SK, Tay JH, Moy BYP, Ivanov V, Tay STL. Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2003, **60** (6): 687-695
- 16 Long B, Yang CZ, Pu WH, Yang JK, Liu FB, Zhang L, Zhang J, Cheng K. Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor [J]. *Bioresour Technol*, 2015, **182**: 314-322
- 17 Liu Y, Liu QS. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. *Biotechnol Adv*, 2006, **24** (1): 115-127
- 18 Zheng YM, Yu HQ, Liu SJ, Liu XZ. Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions [J]. *Chemosphere*, 2006, **63** (10): 1791-1800
- 19 Adav SS, Lee DJ, Lai JY. Functional consortium from aerobic granules under high organic loading rates [J]. *Bioresour Technol*, 2009, **100** (14): 3465-3470
- 20 Wang XH, Zhang HM, Yang FL, Xia LP, Gao MM. Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure [J]. *Enzyme Microb Technol*, 2007, **41** (3): 205-211
- 21 Ren TT, Liu L, Sheng GP, Liu XW, Yu HQ, Zhang MC, Zhu JR. Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure, strength and bioactivity [J]. *Water Res*, 2008, **42** (13): 3343-3352
- 22 Mosquera-Corral A, de Kreuk MK, Heijnen JJ, van Loosdrecht MCM. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor [J]. *Water Res*, 2005, **39** (12): 2676-2686
- 23 Adav SS, Lee DJ, Tay JH. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule [J]. *Water Res*, 2008, **42** (6-7): 1644-1650
- 24 Luo JH, Hao TW, Wei L, Mackey HR, Lin ZQ, Chen GH. Impact of influent COD/N ratio on disintegration of aerobic granular sludge [J]. *Water Res*, 2014, **62**: 127-135
- 25 Corsino SF, Capodici M, Torregrossa M, Viviani G. Fate of aerobic granular sludge in the long-term: the role of EPSs on the clogging of granular sludge porosity [J]. *J Environ Manage*, 2016, **183**: 541-550
- 26 Li YC, Hao W, Lv JP, Wang YQ, Zhong C, Zhu JR. The role of N-acyl homoserine lactones in maintaining the stability of aerobic granules [J]. *Bioresour Technol*, 2014, **159**: 305-310
- 27 Isanta E, Suárez-Ojeda ME, Val Del Río Á, Morales N, Pérez J, Carrera J. Long term operation of a granular sequencing batch reactor at pilot scale treating a low-strength wastewater [J]. *Chem Eng J*, 2012, **198-199**: 163-170
- 28 Tay JH, Liu QS, Liu Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2001, **57** (1-2): 227-233
- 29 Adav SS, Lee DJ, Lai JY. Aerobic granulation in sequencing batch reactors at different settling times [J]. *Bioresour Technol*, 2009, **100** (21): 5359-5361
- 30 Long B, Yang CZ, Pu WH, Yang JK, Liu FB, Zhang L, Zhang J, Cheng K. Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor [J]. *Bioresour Technol*, 2015, **182**: 314-322
- 31 Lee DJ, Chen YY, Show KY, Whiteley CG, Tay JH. Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation [J]. *Biotechnol Adv*, 2010, **28** (6): 919-934
- 32 Liu L, Li WW, Sheng GP, Liu ZF, Zeng RJ, Liu JX, Yu HQ, Lee DJ. Microscale hydrodynamic analysis of aerobic granules in the mass transfer process [J]. *Environ Sci Technol*, 2010, **44** (19): 7555-7560
- 33 Chiu ZC, Chen MY, Lee DJ, Tay STL, Tay JH, Show KY. Diffusivity

- of oxygen in aerobic granules [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2006, **94** (3): 505-513
- 34 Li Y, Liu Y. Diffusion of substrate and oxygen in aerobic granule [J]. *Biochem Eng J*, 2005, **27** (1): 45-52
 - 35 Tay JH, Liu QS, Liu Y. Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors [J]. *Environ Technol*, 2002, **23** (8): 931-936
 - 36 Zhang HM, Dong F, Jiang T, Wei Y, Wang T, Yang FL. Aerobic granulation with low strength wastewater at low aeration rate in A/O/A SBR reactor [J]. *Enzyme Microbiol Technol*, 2011, **49** (2): 215-222
 - 37 Zhu L, Yu YW, Dai X, Xu XY, Qi HY. Optimization of selective sludge discharge mode for enhancing the stability of aerobic granular sludge process [J]. *Chem Eng J*, 2013, **217**: 442-446
 - 38 Iorhemen OT, Zaghloul MS, Hamza RA, Tay JH. Long-term aerobic granular sludge stability through anaerobic slow feeding, fixed feast-famine period ratio, and fixed SRT [J]. *J Environ Chem Eng*, 2020, **8** (2): 103681
 - 39 Zhou JH, Zhang ZM, Zhao H, Yu HT, Alvarez PJJ, Xu XY, Zhu L. Optimizing granules size distribution for aerobic granular sludge stability: effect of a novel funnel-shaped internals on hydraulic shear stress [J]. *Bioresour Technol*, 2016, **216**: 562-570
 - 40 Long B, Xuan XP, Yang CZ, Zhang LN, Cheng YY, Wang JQ. Stability of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor enhanced by granular particle size control [J]. *Chemosphere*, 2019, **225**: 460-469
 - 41 Verawaty M, Tait S, Pijuan M, Yuan ZG, Bond PL. Breakage and growth towards a stable aerobic granule size during the treatment of wastewater [J]. *Water Res*, 2013, **47** (14): 5338-5349
 - 42 潘凯. 好氧颗粒污泥的水动力学及结构稳定性研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2016 [Hydrodynamics and structural stability of aerobic granular sludge [D]. Heifei: Heifei University of Technology, 2016]
 - 43 Chen Y, Jiang W, Liang DT, Tay JH. Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2007, **76** (5): 1199-1208
 - 44 Liu Y, Yang SF, Tay JH. Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria [J]. *J Biotechnol*, 2004, **108** (2): 161-169
 - 45 van Loosdrecht MCM, Pot MA, Heijnen JJ. Importance of bacterial storage polymers in bioprocesses [J]. *Water Sci Technol*, 1997, **1** (35): 41-47
 - 46 de Kreuk MK, van Loosdrecht MCM. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability [J]. *Water Sci Technol*, 2004, **49** (11-12): 9-17
 - 47 de Kreuk MK, Kishida N, Tsuneda S, van Loosdrecht MCM. Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system [J]. *Water Res*, 2010, **44** (20): 5929-5938
 - 48 Liao BQ, Allen DG, Droppo IG, Leppard GG, Liss SN. Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability [J]. *Water Res*, 2001, **35** (2): 339-350
 - 49 Zhong C, Wang YQ, Li YC, Lv JP, Hao W, Zhu JR. The characteristic and comparison of denitrification potential in granular sequence batch reactor under different mixing conditions [J]. *Chem Eng J*, 2014, **240**: 589-594
 - 50 Wan JF, Sperandio M. Possible role of denitrification on aerobic granular sludge formation in sequencing batch reactor [J]. *Chemosphere*, 2009, **75** (2): 220-227
 - 51 Aqeel H, Basuvaraj M, Hall M, Neufeld JD, Liss SN. Microbial dynamics and properties of aerobic granules developed in a laboratory-scale sequencing batch reactor with an intermediate filamentous bulking stage [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2016, **100** (1): 447-460
 - 52 Figueroa M, Val Del Río A, Campos JL, Méndez R, Mosquera-Corral A. Filamentous bacteria existence in aerobic granular reactors [J]. *Bioproc Biosyst Eng*, 2015, **38** (5): 841-851
 - 53 Martins AMP, Pagilla K, Heijnen JJ, van Loosdrecht MCM. Filamentous bulking sludge—a critical review [J]. *Water Res*, 2004, **38** (4): 793-817
 - 54 Adav SS, Lee DJ, Lai JY. Potential cause of aerobic granular sludge breakdown at high organic loading rates [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2010, **85** (5): 1601-1610
 - 55 Sheng GP, Yu HQ, Li XY. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a review [J]. *Biotechnol Adv*, 2010, **28** (6): 882-894
 - 56 Adav SS, Lee DJ. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure [J]. *J Hazard Mater*, 2008, **154** (1-3): 1120-1126
 - 57 Seviour T, Derlon N, Dueholm MS, Flemming H, Girbal-Neuhausser E, Horn H, Kjelleberg S, van Loosdrecht MCM, Lotti T, Malpei MF, Nerenberg R, Neu TR, Paul E, Yu H, Lin Y. Extracellular polymeric substances of biofilms: suffering from an identity crisis [J]. *Water Res*, 2019, **151**: 1-7
 - 58 Zhu L, Lü ML, Dai X, Yu YW, Qi HY, Xu XY. Role and significance of extracellular polymeric substances on the property of aerobic granule [J]. *Bioresour Technol*, 2012, **107**: 46-54
 - 59 Chen H, Li A, Cui CW, Ma F, Cui D, Zhao HP, Wang QL, Ni BJ, Yang JX. AHL-mediated quorum sensing regulates the variations of microbial community and sludge properties of aerobic granular sludge under low organic loading [J]. *Environ Int*, 2019, **130**: 104946
 - 60 Lin YM, de Kreuk MK, van Loosdrecht MCM, Adin A. Characterization of alginate-like exopolysaccharides isolated from aerobic granular sludge in pilot-plant [J]. *Water Res*, 2010, **44** (11): 3355-3364
 - 61 Seviour T, Lambert LK, Pijuan M, Yuan ZG. Structural determination of a key exopolysaccharide in mixed culture aerobic sludge granules using NMR spectroscopy [J]. *Environ Sci Technol*, 2010, **44** (23): 8964-8970
 - 62 Zhang LL, Feng XX, Zhu NW, Chen JM. Role of extracellular protein in the formation and stability of aerobic granules [J]. *Enzyme Microbiol Technol*, 2007, **41** (5): 551-557
 - 63 McSwain BS, Irvine RL, Hausner M, Wilderer PA. Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2005, **71** (2): 1051-1057
 - 64 Chen H, Zhou SG, Li TH. Impact of extracellular polymeric substances on the settlement ability of aerobic granular sludge [J]. *Environ Technol*, 2010, **31** (14): 1601-1612
 - 65 Wu D, Zhang ZM, Yu ZD, Zhu L. Optimization of F/M ratio for

- stability of aerobic granular process via quantitative sludge discharge [J]. *Bioresour Technol*, 2018, **252**: 150-156
- 66 Zhang ZM, Qiu JX, Xiang RH, Yu HT, Xu XY, Zhu L. Organic loading rate (OLR) regulation for enhancement of aerobic sludge granulation: role of key microorganism and their function [J]. *Sci Total Environ*, 2019, **653**: 630-637
- 67 Zhang ZM, Yu ZD, Zhu L, Yu HT, Dai X, Xu XY, Alvarez PJJ. Gradient reduced aeration in an enhanced aerobic granular sludge process optimizes the dominant microbial community and its function [J]. *Environ Sci-Water Res Technol*, 2018, **4** (5): 680-688
- 68 McSwain BS, Irvine RL, Wilderer PA. The influence of settling time on the formation of aerobic granules [J]. *Water Sci Technol*, 2004, **50** (10): 195-202
- 69 Lv Y, Wan CL, Lee DJ, Liu X, Tay JH. Microbial communities of aerobic granules: granulation mechanisms [J]. *Bioresour Technol*, 2014, **169**: 344-351
- 70 Tan CH, Koh KS, Xie C, Tay M, Zhou Y, Williams R, Ng WJ, Rice SA, Kjelleberg S. The role of quorum sensing signalling in EPS production and the assembly of a sludge community into aerobic granules [J]. *ISME J*, 2014, **8** (6): 1186-1197
- 71 Galloway WR, Hodgkinson JT, Bowden SD, Welch M, Spring DR. Quorum sensing in gram-negative bacteria: small-molecule modulation of AHL and AI-2 quorum sensing pathways [J]. *Chem Rev*, 2011, **111** (1): 28-67
- 72 Feng HJ, Ding YC, Wang MZ, Zhou GL, Zheng X, He HZ, Zhang XQ, Shen DS, Shentu JL. Where are signal molecules likely to be located in anaerobic granular sludge? [J]. *Water Res*, 2014, **50**: 1-9
- 73 Gao J, Duan Y, Liu Y, Zhuang XL, Liu YC, Bai ZH, Ma WL, Zhuang GQ. Long- and short-chain AHLs affect AOA and AOB microbial community composition and ammonia oxidation rate in activated sludge [J]. *J Environ Sci*, 2019, **78**: 53-62
- 74 Lin HJ, Zhang MJ, Wang FY, Meng FG, Liao BQ, Hong HC, Chen JR, Gao WJ. A critical review of extracellular polymeric substances (EPSs) in membrane bioreactors: characteristics, roles in membrane fouling and control strategies [J]. *J membr Sci*, 2014, **460**: 110-125
- 75 Sun S, Liu X, Ma B, Wan C, Lee DJ. The role of autoinducer-2 in aerobic granulation using alternating feed loadings strategy [J]. *Bioresour Technol*, 2016, **201**: 58-64
- 76 Jiang B, Liu Y. Dependence of structure stability and integrity of aerobic granules on ATP and cell communication [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2013, **97** (11): 5105-5112
- 77 Zhang ZM, Cao RJ, Jin LN, Zhu WT, Ji YT, Xu XY, Zhu L. The regulation of N-acyl-homoserine lactones (AHLs)-based quorum sensing on EPS secretion via ATP synthetic for the stability of aerobic granular sludge [J]. *Sci Total Environ*, 2019, **673**: 83-91
- 78 Ding YC, Feng HJ, Huang WK, Shen DS, Wang MZ. A sustainable method for effective regulation of anaerobic granular sludge: artificially increasing the concentration of signal molecules by cultivating a secreting strain [J]. *Bioresour Technol*, 2015, **196**: 273-278
- 79 Gao M, Liu YJ, Liu Z, Li HT, Zhang AN. Strengthening of aerobic sludge granulation by the endogenous acylated homoserine lactones-secreting strain *Aeromonas* sp. A-L3 [J]. *Biochem Eng J*, 2019, **151**: 107329
- 80 Li YS, Pan XR, Cao JS, Song XN, Fang F, Tong ZH, Li WW, Yu HQ. Augmentation of acyl homoserine lactones-producing and -quenching bacterium into activated sludge for its granulation [J]. *Water Res*, 2017, **125**: 309-317
- 81 Zhang B, Li W, Guo Y, Zhang ZQ, Shi WX, Cui FY, Lens PNL, Tay JH. A sustainable strategy for effective regulation of aerobic granulation: augmentation of the signaling molecule content by cultivating AHL-producing strains [J]. *Water Res*, 2020, **169**: 115193
- 82 Zhang ZM, Yu ZD, Wang ZH, Ma K, Xu XY, Alvarezc PJJ, Zhu L. Understanding of aerobic sludge granulation enhanced by sludge retention time in the aspect of quorum sensing [J]. *Bioresour Technol*, 2019, **272**: 226-234
- 83 Huang JH, Yi KX, Zeng GM, Shi YH, Gu YL, Shi LX, Yu HB. The role of quorum sensing in granular sludge: impact and future application: a review [J]. *Chemosphere*, 2019, **236**: 124310
- 84 Czajkowski R, Jafra S. Quenching of acyl-homoserine lactone-dependent quorum sensing by enzymatic disruption of signal molecules [J]. *Acta Biochim Pol*, 2009, **56** (1): 1-16
- 85 Burton EO, Read HW, Pellitteri MC, Hickey WJ. Identification of Acyl-homoserine lactone signal molecules produced by *Nitrosomonas europaea* strain schmidt [J]. *Appl Environ Microbiol*, 2005, **71**: 4906-4909
- 86 Hao W, Li YC, Lü JP, Chen LS, Zhu JR. The biological effect of metal ions on the granulation of aerobic granular activated sludge [J]. *J Environ Sci*, 2016, **44**: 252-259
- 87 Jiang HL, Tay JH, Liu Y, Tay ST. Ca²⁺ augmentation for enhancement of aerobically grown microbial granules in sludge blanket reactors [J]. *Biotechnol Lett*, 2003, **25** (2): 95-99
- 88 Li XM, Liu QQ, Yang Q, Guo L, Zeng GM, Hu JM, Zheng W. Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg²⁺ augmentation [J]. *Bioresour Technol*, 2009, **100** (1): 64-67
- 89 Seviour T, Yuan ZG, van Loosdrecht MCM, Lin YM. Aerobic sludge granulation: a tale of two polysaccharides? [J]. *Water Res*, 2012, **46** (15): 4803-4813
- 90 Zhang ZM, Ji YT, Cao RJ, Yu ZD, Xu XY, Zhu L. A novel mode of air recycling favored stable operation of the aerobic granular sludge process via calcium accumulation [J]. *Chem Eng J*, 2019, **371**: 600-608
- 91 Juang YC, Adav SS, Lee DJ, Tay JH. Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: precipitating calcium and iron salts in granular interiors [J]. *Bioresour Technol*, 2010, **101** (21): 8051-8057
- 92 Lee DJ, Chen YY. Magnesium carbonate precipitate strengthened aerobic granules [J]. *Bioresour Technol*, 2015, **183**: 136-140
- 93 Ren TT, Liu L, Sheng GP, Liu XW, Yu HQ, Zhang MC, Zhu JR. Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure, strength and bioactivity [J]. *Water Res*, 2008, **42** (13): 3343-3352
- 94 Lettinga G, Velsen VAFM, Hobma SW, Zeeuw DWJ, Klapwijk A. Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1980, **22** (4): 699-734
- 95 Wang GW, WangD, Xu X C, Yang FL. Partial nitrifying granule

- stimulated by struvite carrier in treating pharmaceutical wastewater [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2013, **97** (19): 8757-8765
- 96 Ren XM, Guo L, Chen Y, She ZL, Gao MC, Zhao YG, Shao MY. Effect of magnet powder (Fe_3O_4) on Aerobic Granular Sludge (AGS) formation and microbial community structure characteristics [J]. *ACS Sustain Chem Eng*, 2018, **6** (8): 9707-9715
- 97 Liu Z, Liu YJ, Zhang AN, Zhang C, Wang XC. Study on the process of aerobic granule sludge rapid formation by using the poly aluminum chloride (PAC) [J]. *Chem Eng J*, 2014, **250**: 319-325
- 98 Zhang DJ, Li W, Hou C, Shen JY, Jiang XB, Sun XY, Li JS, Han WQ, Wang LJ, Liu XD. Aerobic granulation accelerated by biochar for the treatment of refractory wastewater [J]. *Chem Eng J*, 2017, **314**: 88-97
- 99 Zhou JH, Zhao H, Hu M, Yu HT, Xu XY, Vidonish J, Alvarez PJJ, Zhu L. Granular activated carbon as nucleating agent for aerobic sludge granulation: effect of GAC size on velocity field differences (GAC versus flocs) and aggregation behavior [J]. *Bioresour Technol*, 2015, **198**: 358-363
- 100 Song ZW, Pan YJ, Zhang K, Ren NQ, Wang AJ. Effect of seed sludge on characteristics and microbial community of aerobic granular sludge [J]. *J Environ Sci-Chin*, 2010, **22** (9): 1312-1318
- 101 Muda K, Aris A, Salim MR, Ibrahim Z, Yahya A, van Loosdrecht MCM, Ahmad A, Nawahwi MZ. Development of granular sludge for textile wastewater treatment [J]. *Water Res*, 2010, **44** (15): 4341-4350
- 102 Pijuan M, Werner U, Yuan ZG. Reducing the startup time of aerobic granular sludge reactors through seeding floccular sludge with crushed aerobic granules [J]. *Water Res*, 2011, **45** (16): 5075-5083
- 103 Long B, Yang CZ, Pu WH, Yang JK, Jiang GS, Dan JF, Li CY, Liu FB. Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor [J]. *Bioresour Technol*, 2014, **166**: 57-63
- 104 Wang XH, Zhang HM, Yang FL, Wang YF, Gao MM. Long-term storage and subsequent reactivation of aerobic granules [J]. *Bioresour Technol*, 2008, **99**: 8304-8309
- 105 Liu J, Li J, Xu D, Sellamuthu B. Improving aerobic sludge granulation in sequential batch reactor by natural drying: effluent sludge recovery and feeding back into reactor [J]. *Chemosphere*, 2020, **242**: 125159
- 106 Xu HC, He PJ, Wang GZ, Shao LM. Effects of activated sludge flocs and pellets seeds on aerobic granule properties [J]. *J Environ Sci*, 2011, **23** (4): 537-544
- 107 Winkler MH, Meunier C, Henriot O, Mahillon J, Suárez-Ojeda ME, Del Moro G, De Sanctis M, Di Iaconi C, Weissbrodt DG. An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater [J]. *Chem Eng J*, 2018, **336**: 489-502
- 108 湛含辉, 钟乐. 二次流场促进颗粒污泥成型的研究[J]. 环境工程, 2009, **27**: 205-208 [Zhan HH, Zhong L. Research of secondary flow promoting sludge granulation in SSBR [J]. *Environ Eng*, 2009, **27**: 205-208]
- 109 Juang Y, Adav SS, Lee DJ, Tay JH. Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: precipitating calcium and iron salts in granular interiors [J]. *Bioresour Technol*, 2010, **101** (21): 8051-8057
- 110 闻香兰, 但昭和. 好氧颗粒污泥的连续化研究进展[J]. 化工进展, 2015, **11**: 4059-4064 [Wen XL, Dan ZH. Advances in continuity of aerobic granular sludge [J]. *Chem Ind Eng Prog*, 2015, **11**: 4059-4064]
- 111 黄全江, 王三反, 吴楠, 贺辉, 于文统, 丛林. 连续流态下好氧颗粒污泥技术的研究进展[J]. 化学与生物工程, 2016, **33** (9): 12-14+22 [Huang QJ, Wang SF, Wu N, He H, Yu WT, Cong L. Research progress on aerobic granular sludge technology under continuous-flow condition [J]. *Chem Bioeng*, 2016, **33** (9): 12-14+22]
- 112 Juang YC, Adav SS, Lee DJ, Tay JH. Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: precipitating calcium and iron salts in granular interiors [J]. *Bioresour Technol*, 2010, **101** (21): 8051-8057
- 113 Li S, Li D, Wang YQ, Zeng HP, Yuan YX, Zhang J. Startup and stable operation of advanced continuous flow reactor and the changes of microbial communities in aerobic granular sludge [J]. *Chemosphere*, 2020, **243**: 125434
- 114 Zou JT, Tao YQ, Li J, Wu SY, Ni YJ. Cultivating aerobic granular sludge in a developed continuous-flow reactor with two-zone sedimentation tank treating real and low-strength wastewater [J]. *Bioresour Technol*, 2018, **247**: 776-783
- 115 Li J, Cai A, Ding LB, Sellamuthu B, Perreault J. Aerobic sludge granulation in a Reverse Flow Baffled Reactor (RFBR) operated in continuous-flow mode for wastewater treatment [J]. *Sep Purif Technol*, 2015, **149**: 437-444
- 116 Dangcong P, Bernet N, Delgenes JP, Moletta R. Aerobic granular sludge—a case report [J]. *Water Res*, 1999, **33** (3): 890-893
- 117 Liu YQ, Tay JH. Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge [J]. *J Biotechnol*, 2006, **124** (2): 338-346
- 118 Wan CL, Yang X, Lee DJ, Zhang QL, Li JN, Liu X. Formation of filamentous aerobic granules: role of pH and mechanism [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2014, **98** (19): 8389-8397
- 119 Yang SF, Li XY, Yu HQ. Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions [J]. *Proc Biochem*, 2008, **43** (1): 8-14
- 120 Jiang Y, Yang K, Shang Y, Zhang HN, Wei L, Wang HY. Response and recovery of aerobic granular sludge to pH shock for simultaneous removal of aniline and nitrogen [J]. *Chemosphere*, 2019, **221**: 366-374
- 121 Oehmen A, Teresa Vives M, Lu HB, Yuan ZG, Keller J. The effect of pH on the competition between polyphosphate-accumulating organisms and glycogen-accumulating organisms [J]. *Water Res*, 2005, **39** (15): 3727-3737
- 122 Adav SS, Lee DJ, Show KY, Tay JH. Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. *Biotechnol Adv*, 2008, **26** (5): 411-423
- 123 Henze M. Wastewater treatment: biological and chemical processes [J]. *Prog Colloid Polym Sci*, 2002, **49** (6): 747-752
- 124 Lopez-Vazquez CM, Hooijmans CM, Brdjanovic D, Gijzen HJ, van Loosdrecht MCM. Temperature effects on glycogen accumulating

- organisms [J]. *Water Res*, 2009, **43** (11): 2852-2864
- 125 de Kreuk MK, Pronk M, van Loosdrecht MCM. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures [J]. *Water Res*, 2005, **39** (18): 4476-4484
- 126 Moy BY, Tay JH, Toh SK, Liu Y, Tay ST. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules [J]. *Let Appl Microbiol*, 2002, **34** (6): 407-412
- 127 Lopez-Palau S, Dosta J, Mata-Alvarez J. Start-up of an aerobic granular sequencing batch reactor for the treatment of winery wastewater [J]. *Water Sci Technol*, 2009, **60** (4): 1049-1054
- 128 Chen Y, Jiang W, Liang DT, Tay JH. Aerobic granulation under the combined hydraulic and loading selection pressures [J]. *Bioresour Technol*, 2008, **99** (16): 7444-7449
- 129 Jiang HL, Tay JH, Tay STL. Changes in structure, activity and metabolism of aerobic granules as a microbial response to high phenol loading [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2004, **63** (5): 602-608
- 130 Dai YJ, Jiang YX, Su HJ. Influence of an aniline supplement on the stability of aerobic granular sludge [J]. *J Environ Manage*, 2015, **162**: 115-122
- 131 Sun XF, Wang SG, Liu XW, Gong WX, Bao N, Gao BY, Zhang HY. Biosorption of Malachite Green from aqueous solutions onto aerobic granules: kinetic and equilibrium studies [J]. *Bioresour Technol*, 2008, **99** (9): 3475-3483
- 132 Ramos C, Suárez-Ojeda ME, Carrera J. Long-term performance and stability of a continuous granular airlift reactor treating a high-strength wastewater containing a mixture of aromatic compounds [J]. *J Hazard Mater*, 2016, **303**: 154-161
- 133 Zhu L, Xu XY, Luo WG, Cao DF, Yang YN. Formation and microbial community analysis of chloroanilines-degrading aerobic granules in the sequencing airlift bioreactor [J]. *J Appl Microbiol*, 2008, **104** (1): 152-160
- 134 Carucci A, Milia S, De Gioannis G, Piredda M. Acetate-fed aerobic granular sludge for the degradation of 4-chlorophenol [J]. *J Hazard Mater*, 2009, **166** (1): 483-490
- 135 Yi S, Zhuang WQ, Wu B, Tay ST, Tay JH. Biodegradation of *p*-nitrophenol by aerobic granules in a sequencing batch reactor [J]. *Environ Sci Technol*, 2006, **40** (7): 2396-2401
- 136 Zhuang W, Tay J, Yi S, Tay ST. Microbial adaptation to biodegradation of tert-butyl alcohol in a sequencing batch reactor [J]. *J Biotechnol*, 2005, **118** (1): 45-53
- 137 Maszenan AM, Liu Y, Ng WJ. Bioremediation of wastewaters with recalcitrant organic compounds and metals by aerobic granules [J]. *Biotechnol Adv*, 2011, **29** (1): 111-123
- 138 王硕, 于水利, 徐巧, 付强, 李激. 好氧颗粒污泥特性、应用及形成机理研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2014, **20** (4): 732-742 [Wang S, Yu SL, Xu Q, Fu Q, Li J. Characteristics, application and formation mechanisms of aerobic granular sludge: recent advances [J]. *Chin J Appl Environ Biol*, 2014, **20** (4): 732-742]
- 139 Yao L, Ye ZF, Tong MP, Lai P, Ni JR. Removal of Cr³⁺ from aqueous solution by biosorption with aerobic granules [J]. *J Hazard Mater*, 2009, **165** (1-3): 250-255
- 140 Liu Y, Xu H, Yang SF, Tay JH. A general model for biosorption of Cd²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺ by aerobic granules [J]. *J Biotechnol*, 2003, **102** (3): 233-239
- 141 Wang XH, Gai LH, Sun XF, Xie HJ, Gao MM, Wang SG Effects of long-term addition of Cu (II) and Ni (II) on the biochemical properties of aerobic granules in sequencing batch reactors [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2010, **86** (6): 1967-1975
- 142 Zhang ZM, Yu ZD, Dong JJ, Wang ZH, Ma K, Xu XY, Alvarezc P JJ, Zhu L. Stability of aerobic granular sludge under condition of low influent C/N ratio: correlation of sludge property and functional microorganism [J]. *Bioresour Technol*, 2018, **270**: 391-399
- 143 Ni BJ, Xie WM, Liu SG, Yu HQ, Wang YZ, Wang G, Dai XL. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater [J]. *Water Res*, 2009, **43** (3): 751-761
- 144 袁强军, 张宏星, 陈芳媛. 不同低碳氮比废水中好氧颗粒污泥的长期运行稳定性[J]. 环境科学, 2020, **41** (10): 4661-4668 [Yuan QJ, Zhang HX, Chen FY. Long-term stability of aerobic granular sludge under low carbon to nitrogen ratio [J]. *Environ Sci*, 2020, **41** (10): 4661-4668]
- 145 Luo J, Hao T, Wei L, Mackey HR, Lin Z, Chen G. Impact of influent COD/N ratio on disintegration of aerobic granular sludge [J]. *Water Res*, 2014, **62**: 127-135
- 146 Liu YQ, Moy BY, Tay JH. COD removal and nitrification of low-strength domestic wastewater in aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. *Enzyme Microbiol Technol*, 2007, **42** (1): 23-28
- 147 Kang AJ, Yuan QY. Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads [J]. *Bioresour Technol*, 2017, **234**: 336-342
- 148 Quijano G, Arcila J S, Buitrón G. Microalgal-bacterial aggregates: applications and perspectives for wastewater treatment [J]. *Biotechnol Adv*, 2017, **35** (6): 772-781
- 149 De Schryver P, Crab R, Defoirdt T, Boon N, Verstraete W. The basics of bio-flocs technology: the added value for aquaculture [J]. *Aquaculture*, 2008, **277** (3-4): 125-137
- 150 Arcila JS, Buitrón G. Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment [J]. *Algal Res*, 2017, **27**: 190-197
- 151 Tang CC, Zuo W, Tian Y, Sun N, Wang ZW, Zhang J. Effect of aeration rate on performance and stability of algal-bacterial symbiosis system to treat domestic wastewater in sequencing batch reactors [J]. *Bioresour Technol*, 2016, **222**: 156-164
- 152 Ahmad JSM, Cai W, Zhao ZW, Zhang ZY, Shimizu K, Lei ZF, Lee DJ. Stability of algal-bacterial granules in continuous-flow reactors to treat varying strength domestic wastewater [J]. *Bioresour Technol*, 2017, **244**: 225-233
- 153 de Graaff DR, van Loosdrecht MCM, Pronk M. Stable granulation of seawater-adapted aerobic granular sludge with filamentous *Thiothrix* bacteria [J]. *Water Res*, 2020, **175**: 115683
- 154 Li ZH, Zhang T, Li N, Wang XC. Granulation of filamentous microorganisms in a sequencing batch reactor with saline wastewater [J]. *J Environ Sci*, 2010, **22** (1): 62-67