

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.17.002

光诱导菌藻好氧颗粒污泥系统构建及群落演替

俞楠¹, 朱子健¹, 张妮^{1,2}, 谢周云^{1,2}, 茅馨丹¹, 杨国靖^{1,2}

(1. 浙江万里学院 生物与环境学院, 浙江 宁波 315100; 2. 湖南大学 环境科学与工程
学院, 湖南 长沙 410082)

摘要: 以城镇污水处理厂剩余污泥为接种污泥,探究光诱导自发生藻构建菌藻好氧颗粒污泥(ABGS)系统的可行性及其菌群动态演替规律。结果表明,光诱导培养30 d后,微藻生物量显著增加,并与细菌黏附形成聚集体提供晶核,伴随着分泌更多高蛋白质含量的胞外聚合物(EPS),运行至第50天菌藻协同重组成功实现造粒。成熟期ABGS的沉降性能与生物量明显提高,且具有高效的污染物去除性能,对COD和TN的去除率分别达到 $(88.51\pm2.54)\%$ 、 $(81.28\pm2.29)\%$ 。群落演替分析显示,*Zoogloeaceae*、*Rhodocyclaceae*等EPS产生菌相对丰度在形成期高达12.76%,有效强化了ABGS的快速形成与颗粒稳定维持,而*Paracoccaceae*、*Xanthomonadaceae*等优势菌群和*Naviculaceae*、*Gomphonemataceae*等优势藻类的富集与协同共生保障了颗粒优异的除污性能。可见,剩余污泥在光诱导下能够实现菌藻重组,形成具有污染物高效降解性能的ABGS,这为ABGS的工程化应用提供了理论支持。

关键词: 剩余污泥; 光诱导; 菌藻好氧颗粒污泥; 胞外聚合物; 菌群结构

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)17-0011-09

Construction and Community Succession of Light-induced Self-assembled Algal-Bacterial Granular Sludge System

YU Nan¹, ZHU Zi-jian¹, ZHANG Ni^{1,2}, XIE Zhou-yun^{1,2}, MAO Xin-dan¹,
YANG Guo-jing^{1,2}

(1. College of Biological and Environmental Sciences, Zhejiang Wanli University, Ningbo 315100, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China)

Abstract: The feasibility of constructing an algal-bacterial granular sludge (ABGS) system using light-induced microalgae generation and the regularity of the succession of microflora was systematically investigated based on residual sludge from an urban wastewater treatment plant. Results showed that the microalgae biomass proliferated significantly after 30 days of light-induced cultivation, adhering to the bacteria to form aggregates that provided nuclei, which was accompanied by the secretion of more extracellular polymeric substances (EPS) with a high protein content. After 50 days, pelleting was successfully achieved through the synergistic recombination of bacteria and algae. The sedimentation performance and biomass of ABGS were significantly improved during the mature stage, achieving

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42477450); 宁波市科技计划项目(2022Z059、2024J149); 浙江省一流学科课题(CX2023021)

通信作者: 杨国靖 E-mail: guojing_yang@163.com

efficient pollutants removal performance of $(88.51 \pm 2.54)\%$ and $(81.28 \pm 2.29)\%$ for COD and TN, respectively. Community succession analysis revealed that the relative abundance of EPS-producing bacteria, such as *Zoogloeaceae* and *Rhodocyclaceae*, was as high as 12.76% during the formation period, which effectively strengthened the rapid formation of ABGS and the maintenance of particle stabilisation. Meanwhile, the dominant flora, such as *Paracoccaceae*, *Xanthomonadaceae*, and other advantageous algae, such as *Naviculaceae* and *Gomphonemataceae*, guaranteed the excellent pollutants removal performance of the particles through enrichment and synergistic symbiosis. It can be seen that residual sludge can achieve bacterial and algal recombination under light induction, forming ABGS with efficient pollutants degradation performance, which provides theoretical reference for the engineering application of ABGS systems.

Key words: residual sludge; light induction; algal-bacterial granular sludge; extracellular polymeric substances; microbial community structure

菌藻共生好氧颗粒污泥(ABGS)作为一种新兴的污水处理技术,相较于传统活性污泥(AS)工艺具有能耗低、生物量丰富、工程占地面积小、温室气体排放少等优势,且其在去除污染物的同时,可实现CO₂固定和生物质资源回收^[1]。有研究者分析指出,城市污水处理厂若采用ABGS工艺替代AS工艺,那么其年温室气体排放量可减少约77%^[2]。然而在实际应用过程中,ABGS仍存在启动慢、颗粒易解体等缺陷,因此,如何优化培养策略和明晰ABGS系统中菌藻的稳定构效关系将是推动ABGS工程化应用的关键。

目前,以好氧颗粒污泥(AGS)作为接种污泥是培养ABGS的主要途径之一^[1]。据报道,AGS与小球藻在低曝气条件下共接种可显著缩短ABGS颗粒化周期,且总氮和PO₄³⁻-P去除率分别高达89.4%与95.0%,然而现有技术无法以直接有效的方式获得成熟AGS,且培育过程的高成本限制了ABGS工艺的实际应用^[3]。剩余污泥是AS工艺运行过程中不可避免的副产物,在2023年其产量高达5 333.2×10⁴t,若能以其为接种源快速构建ABGS系统,则可为污水处理厂的废弃物资源化、处理高效化、运行低碳化提供经济环保的技术方案^[4]。然而以往研究显示,以AS为接种污泥虽然可以培养获得成熟的ABGS,但仍存在形成周期长、结构易松散、对光照强度要求较高等技术瓶颈^[5-6]。更值得关注的是,现有的研究对AS培养形成ABGS的菌-藻演替规律尚不明确,因此亟须深入探究。

为此,拟采用剩余污泥为接种源,通过光诱导

自发生藻以构建ABGS系统,通过多维动态追踪揭示造粒过程中污泥性能变化特征、系统水质净化效果以及微生物群落动态演替过程,旨在为ABGS系统在实际污水处理中的应用提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 试验装置及运行模式

试验设置三个平行组,试验装置为有机玻璃制成的序批式光照反应器。反应器整体呈圆柱形,高度为950 mm,内径为90 mm,高径比约为10,有效容积为6 L。采用底端曝气方式,气量通过气体流量计控制在2.5 L/min,光暗周期与光照度分别为12 h:12 h与 $(4\ 000 \pm 500)$ lx。进水与出水时间由可编程控制器进行定时控制,室温条件下每天运行2个周期,其中进水时间为1 min,曝气时间为240 min,闲置时间为180 min,排水时间为2 min,换水率为50%~60%。

1.2 试验材料与原水组成

接种污泥为某污水处理厂二沉池的剩余污泥,外观呈褐色絮体状,MLSS与SVI分别为 $(5\ 571 \pm 158)$ mg/L和 (41 ± 2) mL/g,试验前在装置内空曝24 h以去除其中的残余污染物。微藻由人工光照诱导自发生成。试验用水以乙酸钠、NH₄Cl和KH₂PO₄分别作为碳源、氮源和磷源,COD为250~300 mg/L,NH₄⁺-N为25~30 mg/L,PO₄³⁻-P为8~10 mg/L;通过投加NaHCO₃(110 mg/L)调节反应器内pH在7.0~8.3之间,投加MgSO₄·7H₂O(40 mg/L)和CaCl₂(10 mg/L)以保证颗粒絮凝性与颗粒强度。每升配水投加1 mL微量元素液,微量元素液成分如下:MnCl₂·2H₂O

为 0.15 g/L, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为 1.70 g/L, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为 0.16 g/L, NiCl_2 为 0.10 g/L, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 0.05 g/L, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 为 0.04 g/L, KI 为 0.08 g/L, H_3BO_3 为 0.10 g/L, EDTA 为 0.08 g/L, $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 为 0.10 g/L。

1.3 常规指标检测方法

MLSS、MLVSS、SVI、COD、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 等指标按照《水和废水监测分析方法》(第4版)测定, TN 为 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 之和。污泥表观形态采用光学显微镜(OLYMPUS-CX31)拍照记录, 污泥微观形态采用扫描电子显微镜(SEM)观察, 粒径分布采用 Nano Measurer 软件分析。藻类物质如叶绿素 a(Chl-a)、叶绿素 b(Chl-b) 的浓度采用热乙醇法测定, 总叶绿素为 Chl-a 与 Chl-b 之和。胞外聚合物(EPS)采用改进的热提取法提取, EPS 中蛋白质(PN)含量采用改良型 BCA 试剂盒测定, 多糖(PS)含量采用苯酚-硫酸法测定, EPS 含量为 PN 和 PS 的含量之和。采用傅里叶红外光谱仪(FTIR)分析 ABGS 颗粒化过程中的官能团变化。通过上海美吉生物公司的 Illumina MiSeq 平台对试验结束后 ABGS 系统中的微生物进行宏基因组测序分析。利用 BLASTP 比对非冗余基因集序列与 NR 数据库, 获得 ABGS 在分类学水平上的物种注释信息, 进而分析细菌/真核微生物群落组成。

2 结果与讨论

2.1 菌藻颗粒化过程中 ABGS 理化特性

2.1.1 光诱导过程中颗粒形貌的变化

根据 ABGS 颗粒化过程的形态特征变化, 可将整个培养过程分为三个阶段: 污泥驯化期(0~20 d)、颗粒形成期(21~80 d)和颗粒成熟期(81~100 d)。初始接种污泥主要为色泽暗黄、结构较为松散的絮状污泥; 经过 25 d 的培养, 反应器内出现粒状晶核, 但未见藻类存在, 说明此时仍以絮状污泥为主; 当运行至第 50 天时, 反应器内出现大量黄绿色颗粒, 表明藻类在外源光照下不断生长并耦合游离絮状污泥形成颗粒, 上述颗粒在 75 d 时变得更加致密且表面更为光滑, 显示出良好的结构稳定性; 在第 100 天时, 反应器内的污泥已成熟, 大粒径颗粒更为密实, 呈现棕绿色米粒状, 同时伴随着小颗粒的生成(如图 1 所示), 说明经过长期运行的成熟颗粒依然能维持稳定结构, 此现象与 Wang 等的研究结果相

一致^[6]。

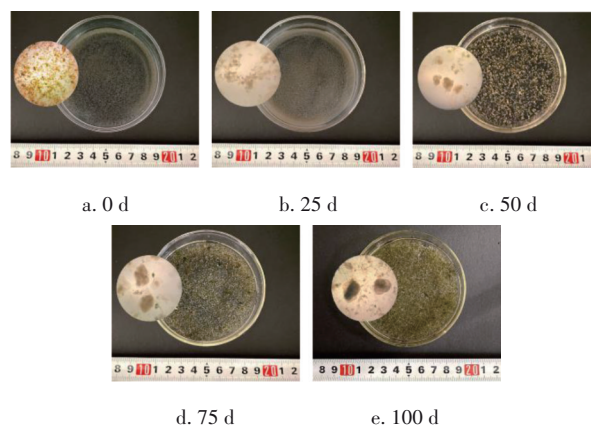


图1 ABGS造粒过程中污泥外观的变化

Fig.1 Change in appearance of ABGS during granulation process

据报道, 当颗粒粒径 $>200 \mu\text{m}$ 且颗粒占比高于 50% 时, 可认为污泥颗粒化已基本完成。也有研究表明, 成熟稳定的菌藻颗粒污泥粒径约为 $500 \sim 1700 \mu\text{m}$ ^[7]。在 50 d 时, ABGS 的平均粒径达到了 $517.84 \mu\text{m}$, 且粒径 $>200 \mu\text{m}$ 的颗粒占比远超 50%, 说明此时反应器内 ABGS 已基本实现完全颗粒化。在 75 d 与 100 d 时 ABGS 粒径分别稳定在 877.65 和 $1013.63 \mu\text{m}$ (见图 2), 这再一次印证了反应器长期运行中 ABGS 具有良好稳定性的结论。

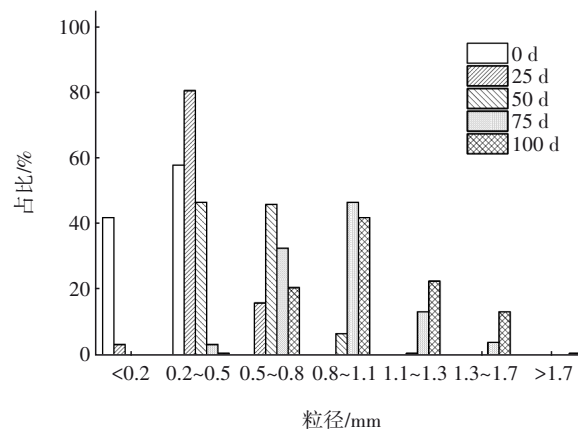


图2 ABGS的粒径分布

Fig.2 Particle size distribution of ABGS

采用扫描电子显微镜(SEM)分析 ABGS 造粒过程中污泥微观结构的变化, 结果显示, 在驯化期颗粒内部较为粗糙, 絮体松散, 主要包括球菌、杆菌及少量丝状菌。在颗粒形成期 ABGS 仍以杆菌与球状菌为主, 且大部分微生物被包裹在 EPS 中, 其中微生物分泌的 EPS 可通过氢键、离子键或配位键结合

细胞形成三维网状结构,进一步维持颗粒结构稳定性^[8]。在成熟期颗粒中存在大量的丝状菌与藻类,这可能是丝状菌作为颗粒污泥形成的重要桥梁为内部藻类生长提供了空间,从而形成了成熟的菌藻颗粒聚集体。此外,ABGS中存在着许多的孔隙,这是颗粒内外营养物质与氧气传递的通道,有助于丝状细菌、藻类生物以及其余微生物维持稳定共生关系。

2.1.2 光诱导过程中的生物量和沉降性能

ABGS基本特性变化情况如图3所示,误差棒来源于三个平行反应器的测量结果。

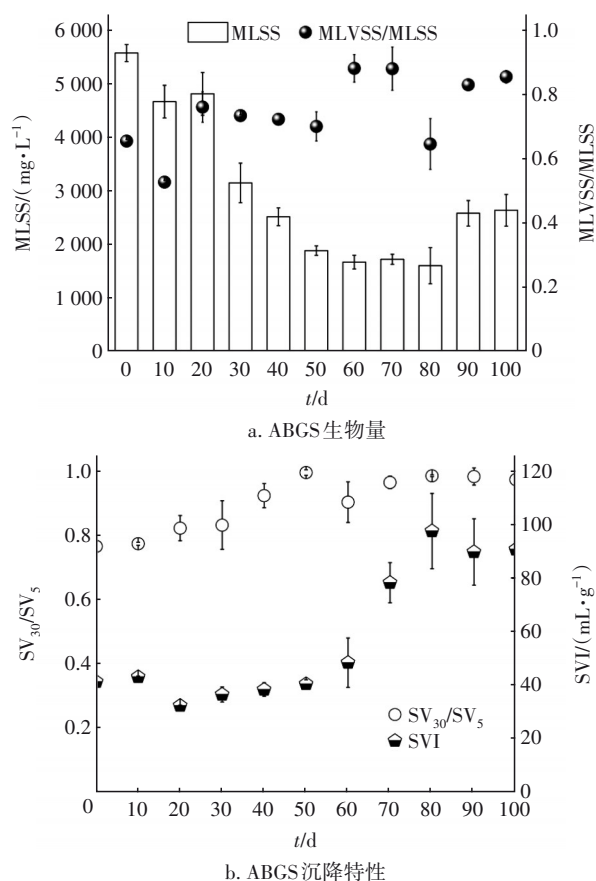


图3 ABGS造粒过程中生物量与沉降特性变化

Fig.3 Change in biomass and sedimentation characteristics during ABGS granulation process

接种污泥的 MLSS、MLVSS/MLSS 与 SV₃₀/SV₅ 分别为 (5 571±158) mg/L、(65.49±0.57)% 和 0.76±0.02,随着沉降时间的缩短,反应器中 MLSS 大幅减小,这是因为大量沉降性能较差的污泥被淘洗出反应器。在第 50 天时,污泥 SVI 维持在 50 mL/g 以下,且 SV₃₀/SV₅ 大于 0.9,证明三组反应器均已实现了完全颗粒化,但此时 MLSS 仅为 (1 886±88) mg/L,这可

能是因为微藻化感作用分泌抗菌物质并抑制细菌生长,进而导致污泥浓度下降^[9]。在形成期末 MLVSS/MLSS 上升至 (87.99±6.72)%,说明污泥中的有机质含量逐渐增加,颗粒污泥的稳定性也稳步提升。成熟期反应器内 MLSS 与 MLVSS/MLSS 分别稳定在 (2 640±297) mg/L 和 (85.49±1.93)%,但 SVI 升至 (90±12) mL/g,推测是反应器中污泥生长迅速,新生长的小颗粒内部细胞与 EPS 结合不紧密,具有流动性,进而表现为部分颗粒絮体体积增加但密度减小,ABGS 整体沉降特性下降^[10]。

2.2 菌藻颗粒化过程中 ABGS 的叶绿素变化

在 ABGS 系统中,常用叶绿素/MLVSS 值来表征微藻的相对生物量,结果如图 4 所示。整个运行过程中,Chl-b 浓度呈现上升趋势但始终保持在较低水平。有研究表明,Chl-b 具有光能捕获功能,其分子结构中的电子在吸收特定波长的光子能量后发生能级跃迁,将激发态电子转移至 Chl-a 分子并最终传递至原初电子受体,基于这一能量传递机制,通常将 Chl-a 含量作为衡量藻类光合生理活性的重要指标。运行前 30 d,三个反应器内几乎未检测到叶绿素的存在,这可能是因为培养初期大量微藻悬浮生长^[11],未能与污泥耦合的微藻会随沉降性能较差的污泥一起排出反应器。

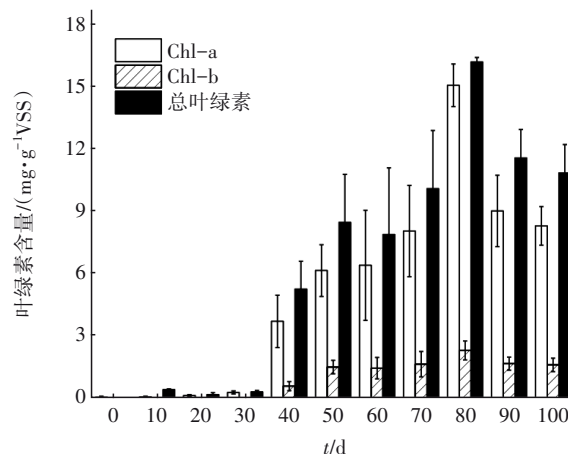


图4 ABGS造粒过程中叶绿素含量变化

Fig.4 Change in chlorophyll during ABGS granulation process

ABGS 完全颗粒化后 (50 d),三个平行反应器内的 Chl-a 与总叶绿素浓度分别增加到 (6.14±1.24) 和 (8.47±2.30) mg/gVSS,说明微藻在形成期大量积累,至形成期末 Chl-a 与总叶绿素含量达到峰值 (15.06±1.03) 和 (16.18±0.22) mg/gVSS。但在成熟

期叶绿素浓度呈现先下降后稳定趋势,推测是系统内污泥遮荫效果增强,内部藻类因光照不足难以维持自养代谢而凋亡,但ABGS系统内大部分细菌与微藻能够稳定共生。

2.3 菌藻颗粒化过程中EPS特性分析

微生物在基质降解过程中,会分泌EPS这类大分子物质包裹菌体表面或是填充种群间隙,其组成与分布直接影响着微生物聚集体的表面特性及其生态功能的发挥^[12]。与接种污泥相比,造粒过程中EPS含量明显增加,形成期末(第80天)EPS含量由(180.09±7.65) mg/gVSS递增至(513.26±121.93) mg/gVSS,其中蛋白质含量提升了2.7倍(见图5)。值得注意的是,当反应器运行至第90天时,EPS分泌量达到峰值(737.78±82.43) mg/gVSS,颗粒表面厚而致密的EPS层会导致污泥透光率降低,影响微藻光合作用,这与成熟期的叶绿素浓度变化相吻合。EPS含量在成熟期末(第100天)降至(455.51±52.43) mg/gVSS,由于污泥细胞遮蔽,此时微藻的趋光性会与EPS的黏滞力对抗,自身趋光特性促使其远离细菌,进而削弱菌藻间相互作用并减少EPS分泌,此现象与Cheng等的研究结果相一致^[13]。此外,颗粒化期间PS含量保持相对稳定,呈现稳中有升趋势,而PN始终在EPS中占据主导地位,具有显著疏水特性的PN含量的增加促进了颗粒表面吉布斯自由能的降低,这进一步增强了微生物间的聚集效应并显著提升了自凝聚ABGS系统的运行稳定性。

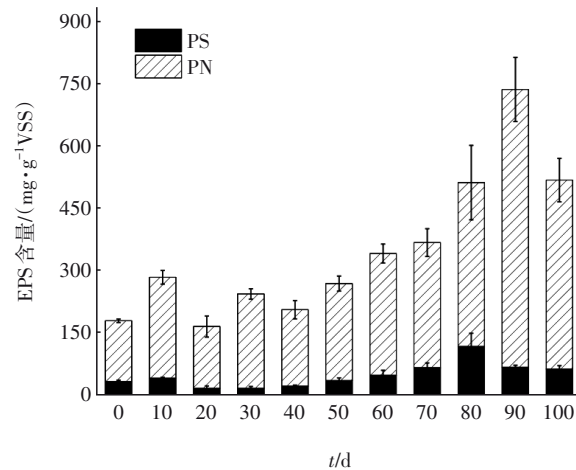


图5 ABGS造粒过程中EPS含量的变化

Fig.5 Change in EPS content of sludge during ABGS granulation process

采用FTIR对ABGS不同颗粒化阶段的有机官

能团进行分析。结果表明,在三个阶段污泥样品的图谱差异不大,说明造粒过程中污泥主要官能团没有发生明显变化,污泥性质较为稳定。在3430 cm⁻¹附近三个样品均存在明显的多糖O—H伸缩振动峰^[14],其中形成期峰值最高。各样品在1050 cm⁻¹附近的特征峰来自于多糖的C=O伸缩振动,而1640和1380 cm⁻¹处吸收峰分别对应酰胺类C=O伸缩振动和C=O对称伸缩振动,在形成期这两个峰值明显高于其他阶段,说明此时PN含量最高。上述现象证实了颗粒化过程中外源光照下微藻的生长会改变微生物亲水与疏水官能团的分泌。

酰胺I区(1700~1600 cm⁻¹)通常用于量化蛋白质和肽的二级结构组成,利用Peakfit v4软件进行二阶导数拟合,各拟合峰的占比情况如表1所示。蛋白质二级结构的特征谱带可划分为:反平行β-折叠(1695~1680 cm⁻¹)、β-转角(1680~1660 cm⁻¹)、α-螺旋(1660~1650 cm⁻¹)、无规卷曲(1650~1640 cm⁻¹)、β-折叠(1640~1630 cm⁻¹)以及聚合链(1625~1610 cm⁻¹)。研究表明,β-转角、α-螺旋等对细胞吸附、聚集及生物膜形成具有促进作用,而无规卷曲则呈现抑制作用^[15],形成期α-螺旋、β-转角和无规卷曲的相对含量占比分别为22.10%、13.93%和25.55%,而驯化期与成熟期三者相对占比分别为19.30%、11.32%、25.91%与20.06%、10.94%、27.31%,这和ABGS污泥特性相吻合。α-螺旋/(β-折叠+无规卷曲)值可用于表征蛋白质结构的致密程度,该比值越高表明蛋白质结构越紧密,污泥沉降性能越优^[16],颗粒化期间该比值由0.387提升至0.478,证实形成期的蛋白质结构较初始污泥更为致密,但在成熟期降至0.389,这验证了后期部分微藻死亡导致颗粒污泥沉降性变差的结论。

表1 颗粒化过程中蛋白质二级结构占比的变化

Tab.1 Change in proportion of protein secondary structure during granulation process %

项目	聚集链	反平行β-折叠	β-折叠	α-螺旋	β-转角	无规卷曲
驯化期	14.01	5.47	23.99	19.30	11.32	25.91
形成期	10.64	6.87	20.91	22.10	13.93	25.55
成熟期	13.46	3.98	24.25	20.06	10.94	27.31

2.4 菌藻颗粒化过程中系统除污性能

2.4.1 有机物去除效果

图6显示了反应器中COD的去除情况。在驯化

期COD去除率呈下降趋势,在形成期去除效果回升,平均去除率最高达96.99%。形成期末微藻增长较快导致反应器内微生物种群间对碳源的竞争变大,从而使得出水COD浓度略微升高,为 (41.19 ± 2.75) mg/L(80 d),但仍能达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级A标准。在成熟期细菌与微藻间的良好共生关系增强了反应器内的气体交换效率与氧气利用水平,进而促进了COD的降解,平均去除率可达 $(88.51 \pm 2.54)\%$ 。从代谢特征来看,藻类细胞主要呈现三种营养模式:光合自养型、光合异养型与混合营养型。以小球藻为例,其在光照条件下可有效同化乙酸钠等有机碳源,这种代谢多样性特征对强化系统去除COD具有重要作用。

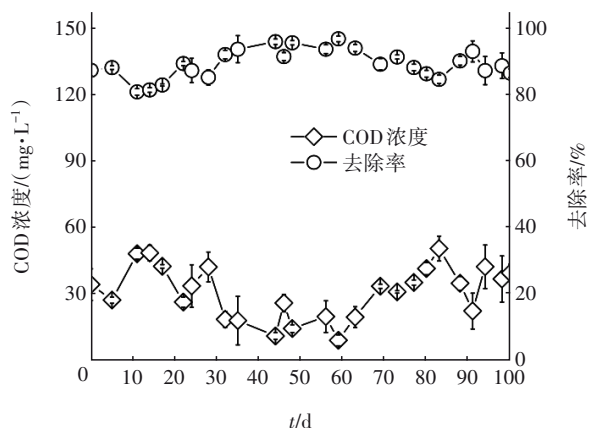


图6 ABGS造粒过程中出水COD浓度及其去除率的变化
Fig.6 Change in COD concentration and removal rate during ABGS granulation process

2.4.2 颗粒化过程中氮素去除效果

在运行过程中反应器对 NH_4^+-N 的去除效果良好,去除率基本稳定在 $(99.38 \pm 1.50)\%$,出水浓度满足一级A标准。驯化期TN平均去除率基本维持在70%以上,但出水TN浓度在30 d时明显升高,峰值为17.74 mg/L(见图7)。结合污泥基本特性分析可知,此时污泥粒径尚小,颗粒内部缺氧区与厌氧区尚未形成,使得同步硝化反硝化和反硝化作用对TN去除的贡献度相对较低。在形成期伴随着微藻增殖,反应器内呈现较强的光合活性,这可能抑制了闲置阶段的反硝化作用,导致出水TN浓度有所增加^[13]。在颗粒成熟阶段随着颗粒粒径的增大,污泥内部氧传质阻力显著增加,其内部缺氧环境更有利于反硝化菌生长繁殖,且细菌与微藻稳定共生,微

藻也可同化硝酸盐为铵盐并吸收利用合成藻体蛋白质等活性物质,因此ABGS脱氮效率基本维持在 $(81.28 \pm 2.29)\%$ 。此外,反应器运行过程中 NO_2^--N 积累不超过0.6 mg/L,几乎可以忽略不计,因此出水TN都来自于 NO_3^--N 。

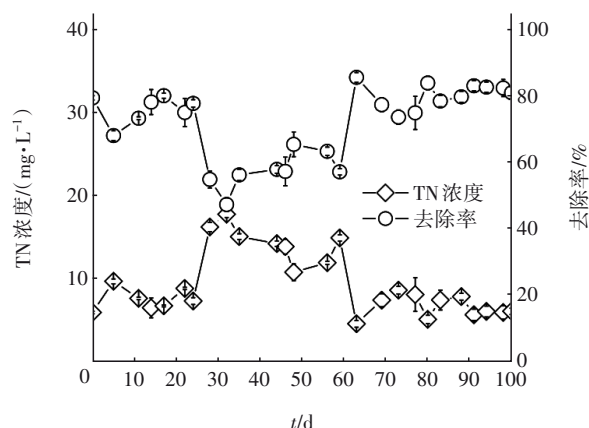


图7 ABGS造粒过程中出水TN浓度及其去除率的变化
Fig.7 Change in TN concentration and removal rate during ABGS granulation process

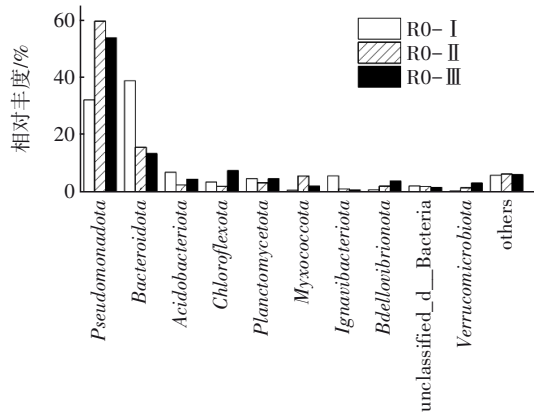
进一步考察氨氮去除过程中两类关键功能微生物(氨氧化细菌与硝化细菌)的活性变化,结果表明,在污泥驯化期 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 氧化速率分别为 (10.14 ± 0.56) 和 (3.93 ± 0.26) mg/(gVSS·h)。随着颗粒化过程的进行,两者呈现上升趋势,在颗粒形成期分别达到了 (23.76 ± 0.41) 和 (9.41 ± 0.21) mg/(gVSS·h),说明微藻的生长有助于提高AOB与NOB的活性,提升污泥氨氧化速率与硝化速率。而在成熟期 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 氧化速率分别降低至 (23.54 ± 1.18) 和 (4.93 ± 0.77) mg/(gVSS·h),该现象和张冰^[8]的研究结果相一致。

2.5 菌藻颗粒化过程中群落结构分析

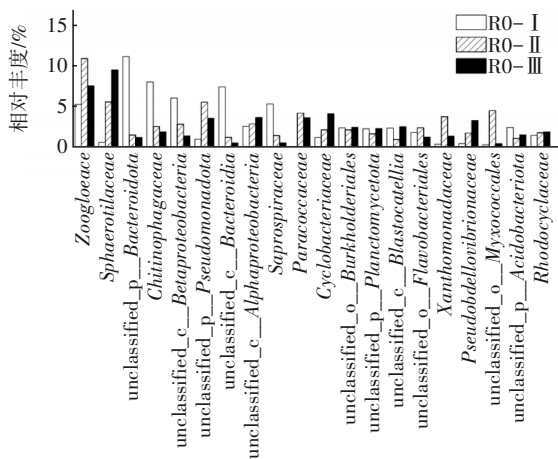
2.5.1 细菌群落多样性及结构分析

选取平行组中的一个反应器考察颗粒化期间微生物群落结构的变化。图8显示了接种污泥(I)、形成期(II)和成熟期(III)ABGS中细菌结构的演替。可知,初始污泥中优势菌门为假单胞菌门(*Pseudomonadota*)、拟杆菌门(*Bacteroidota*)、酸杆菌门(*Acidobacteriota*)和浮霉菌门(*Planctomycetota*),相对丰度分别为31.95%、38.63%、6.76%和4.57%。在形成期与成熟期ABGS中*Bacteroidota*相对丰度大幅降至15.48%与13.29%,但*Pseudomonadota*相对丰度分别增加至59.32%与53.61%。据报道,

Bacteroidota 和 *Pseudomonadota* 主要与脱氮及有机物降解相关^[17],其相对丰度的变化说明成熟 ABGS 中 *Pseudomonadota* 是主要的脱氮除碳菌门,这与 ABGS 具有较高的 TN 和 COD 去除率一致。此外,具有硝化和反硝化功能的酸杆菌门(*Acidobacteriota*)相对丰度在形成期低至 2.38%,随后在成熟期恢复至 4.36%,这解释了 TN 去除效果先恶化后回升的现象^[18]。绿湾菌门(*Chloroflexota*)能够编码胞外多糖的合成^[17],而黏菌门(*Myxococcota*)的富集有助于促进 EPS 分泌与微生物黏附^[19],两者的相对丰度之和由初始的 3.92% 分别增加至 7.36% 与 9.30%。疣微菌门(*Verrucomicrobiota*)具有较强的碳水化合物降解与固氮能力,其相对丰度的增加验证了 ABGS 的环境适应性^[20]。



a. 门水平细菌微生物组成



b. 科水平细菌微生物组成

图8 颗粒化过程中细菌微生物群落的变化

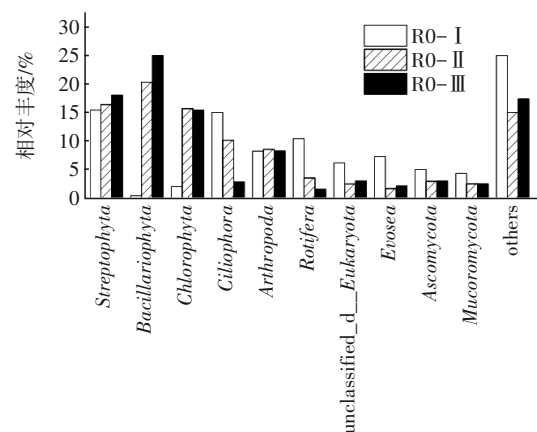
Fig.8 Change in bacterial communities during granulation process

由图 8(b)可以看出,接种污泥中 *unclassified_p_Bacteroidota* 与 *Chitinophagaceae* 是主要的优势菌

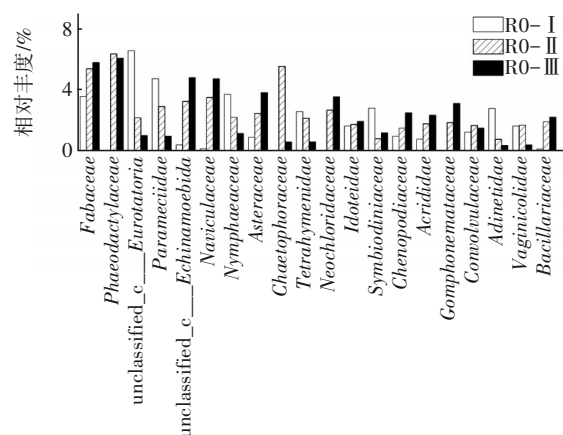
科,但是在成熟期这两类菌群的相对丰度分别下降到 1.21% 和 1.90%。已有研究证实,黄单胞菌科(*Xanthomonadaceae*)可通过分解有机物、促进 EPS 分泌以及增强内聚力和机械强度来维持 ABGS 系统的完整性^[21]。相较于接种污泥的 0.36%,在形成期和成熟期 *Xanthomonadaceae* 的相对丰度能够分别提高到 3.77% 和 1.36%,这与颗粒化期间 EPS 的分泌趋势相吻合,而 *Zoogloeaceae* 与 *Rhodocyclaceae* 相对丰度的递增也证实了这一现象^[22],两者丰度总和依次为 6.77%、12.76% 与 9.50%。此外,多数属于 *Paracoccaceae* 的细菌在氮循环中起重要作用^[23],其相对丰度的增加解释了后期 TN 去除率稳定在 80% 以上的原因。

2.5.2 真核群落多样性及结构分析

在门水平上,光照诱导下反应器内逐渐形成以链形植物门(*Streptophyta*)、硅藻门(*Bacillariophyta*)与绿藻门(*Chlorophyta*)为优势藻门的共生污泥体系,成熟期相对丰度分别为 18.05%、24.91% 与 15.43% (见图 9)。有研究表明,*Bacillariophyta* 与 *Chlorophyta* 这两个藻门具有高效同化氮素的能力,例如属于 *Bacillariophyta* 的 *Chaetoceros curvisetus* 和 *Chaetoceros simplex* 对 NO_3^- -N 的去除率可分别达到 97.86% 和 91.62%^[24],而属于 *Chlorophyta* 的微藻被证实可与天然细菌形成共生关系并促进污泥造粒。从科分类水平上来看,属于 *Bacillariophyta* 的舟形藻科(*Naviculaceae*)、异极藻科(*Gomphonemataceae*)和杆状藻科(*Bacillariaceae*),在成熟期的相对丰度分别增至 4.75%、3.13% 和 2.22%,说明系统中的细菌促进了这些藻类的生长繁殖,换言之,这三类藻科与系统中富集的细菌之间的共生关系更为稳定。



a. 门水平真核微生物组成



b. 科水平真核微生物组成

图9 颗粒化过程中真核微生物的变化

Fig.9 Change in eukaryotes communities during granulation process

3 结论

① 菌藻相互作用显著促进了聚集体的形成,污泥在50 d内实现快速颗粒化,其中SVI稳定在50 mL/g以下,且 SV_{30}/SV_5 值大于0.9。成熟期ABGS生物量明显提高,MLSS与MLVSS/MLSS分别稳定在 $(2\,640\pm297)$ mg/L和 $(85.49\pm1.93)\%$ 。

② 初始污泥中Chl-a基本为0,且EPS主要由细菌提供,而光诱导生藻过程中微藻与EPS增势良好,形成末期Chl-a与EPS含量分别达到 (15.06 ± 1.03) 和 (513.26 ± 121.93) mg/gVSS,PN起到重要的架桥和黏附作用。

③ ABGS系统表现出优异的污染物去除效能,成熟期对COD、 NH_4^+-N 和TN的去除率分别达到 $(88.51\pm2.54)\%$ 、 $(99.38\pm1.50)\%$ 和 $(81.28\pm2.29)\%$ 。微生物活性的提高,尤其是藻细胞对碳源、氮源等关键营养元素的同化作用增强,以及具有高效底物降解特性的优势菌群(例如Xanthomonadaceae、Paracoccaceae等)与藻类(例如Gomphonemataceae、Naviculaceae等)的选择性富集,共同解释了ABGS系统污染物降解效能提升的原因。

参考文献:

- [1] YANG R S, LIU Z, LIU Y J, *et al.* High-throughput community and metagenomic elucidate systematic performance variation and functional transition mechanisms during morphological evolution of aerobic sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2025, 429: 132550.
- [2] ZHANG M, JI B, LIU Y. Microalgal-bacterial granular

sludge process: a game changer of future municipal wastewater treatment? [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 752: 141957.

- [3] ZHANG B, SHI J, SHI W, *et al.* Effect of different inocula on the granulation process, reactor performance and biodiesel production of algal-bacterial granular sludge (ABGS) under low aeration conditions [J]. *Chemosphere*, 2023, 345: 140391.
- [4] 王弘宇,王溶榕,胡晓玲,等. 藻-菌颗粒污泥——低碳污水处理新技术[J]. *中国给水排水*, 2024, 40(22): 13-21.
WANG Hongyu, WANG Rongrong, HU Xiaoling, *et al.* Algal-bacterial granular sludge: a new low-carbon sewage treatment technology [J]. *China Water & Wastewater*, 2024, 40(22): 13-21 (in Chinese).
- [5] ZHANG B, LENS P N L, SHI W X, *et al.* The attachment potential and N-acyl-homoserine lactone-based quorum sensing in aerobic granular sludge and algal-bacterial granular sludge[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2018, 102: 5343-5353.
- [6] WANG Z H, LIU X H, SU X Y, *et al.* Nitrogen and phosphorus removal and interactions between algae and bacteria during algal-bacterial granular sludge formation and stabilization [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 67: 106188.
- [7] PHAM M D T, BUI X T, VO T K Q, *et al.* Microalgae-bacteria based wastewater treatment systems: granulation, influence factors and pollutants removal [J]. *Bioresource Technology*, 2025, 418: 131973.
- [8] 张冰. 菌藻共生好氧颗粒污泥的形成机理及基于QS的强化机制[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2020.
ZHANG Bing. The Formation and Enhancement Mechanisms of Algal-Bacterial Symbiotic Granular Sludge Based on Quorum Sensing[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2020 (in Chinese).
- [9] LIU Q X, FENG X, SHENG Z Y, *et al.* Enhanced wastewater treatment performance by understanding the interaction between algae and bacteria based on quorum sensing[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 354: 127161.
- [10] 李冬,王樱桥,张杰,等. 高径比对生活污水好氧颗粒污泥系统的影响[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(1): 141-148.
LI Dong, WANG Yingqiao, ZHANG Jie, *et al.* The impact of height/diameter ratio on aerobic granular sludge (AGS) system in domestic sewage [J]. *China Environmental Science*, 2019, 39(1): 141-148 (in

- Chinese).
- [11] 马浩. 菌藻共生好氧颗粒污泥系统构建及强化脱氮机制研究[D]. 西安: 西安理工大学, 2023.
- MA Hao. Construction of an Algae and Bacteria Granular Sludge System and Study on Its Enhanced Denitrification Mechanism[D]. Xi'an: Xi'an University of Technology, 2023 (in Chinese).
- [12] MA Y F, LI P, ZHANG Y B, *et al.* Characteristics and performance of algal-bacterial granular sludge in photo-sequencing batch reactors under various substrate loading rates [J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 368: 122216.
- [13] CHENG R, HUANG D, XU X C, *et al.* Optimal algae species inoculation strategy for algal-bacterial granular sludge: sludge characteristics, performance and microbial community [J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 370: 123011.
- [14] ZAHRA S A, PURBA L D A, ABDULLAH N, *et al.* Characteristics of algal-bacterial aerobic granular sludge treating real wastewater: effects of algal inoculation and alginate-like exopolymers recovery [J]. *Chemosphere*, 2023, 329: 138595.
- [15] CHENG L, WEI M Y, HU Q X, *et al.* Aerobic granular sludge formation and stability in enhanced biological phosphorus removal system under antibiotics pressure: performance, granulation mechanism, and microbial successions [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 454: 131472.
- [16] CHENG L, WEI M Y, GUO G, *et al.* Effects of feeding mode on the formation and stability of aerobic granular sludge under combined antibiotic stress [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, 475: 145996.
- [17] CAO T T, LI X M, YANG Y, *et al.* Significantly accelerated aerobic granulation using $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ hydrothermally pretreating sludge [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 65: 105858.
- [18] JIANG Z Q, DENG M X, QIU S, *et al.* Indicative impacts of sludge properties and biological metabolic characteristics on high-rate contact stabilization process performance [J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 370: 122569.
- [19] WEI L N, HU Y S, XUE Y M, *et al.* Granular sludge characterization and microbial response in a hydroxyapatite (HAP)-anammox coupled process at different nitrogen loading rates [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 64: 105582.
- [20] LI X Y, ZHAO X, LI Y B, *et al.* Microelectricity enhances aerobic granular sludge granulation and sulfamethazine degradation: performance, mechanism, antibiotic resistance genes and microbial community [J]. *Journal of Environmental Management*, 2025, 373: 123889.
- [21] DUAN J Y, KITAMURA K, TSUKAMOTO H, *et al.* Enhanced granulation of activated sludge in an airlift reactor for organic carbon removal and ammonia retention from industrial fermentation wastewater: a comparative study [J]. *Water Research*, 2024, 251: 121091.
- [22] MIN K J, LEE E, LEE A H, *et al.* Effect of settling time and organic loading rates on aerobic granulation processes treating high strength wastewater [J]. *Heliyon*, 2024, 10: 36018.
- [23] XIAO Y, SHEN Y, JI B. Cultivation of microalgal-bacterial granular sludge from activated sludge via granule inoculation: performance and microbial community [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 380: 134875.
- [24] KARTHIKEYAN P, MANIMARAN K, SAMPATHKUMAR P, *et al.* Growth and nutrient removal properties of the diatoms, *Chaetoceros curvisetus* and *C. simplex* under different nitrogen sources [J]. *Applied Water Science*, 2013, 3: 49-55.

作者简介:俞楠(2000-),女,浙江绍兴人,硕士研究生,主要从事污水处理及资源化研究。

E-mail:yunan9633@163.com

收稿日期:2025-06-16

修回日期:2025-07-11

(编辑:李德强)