

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.17.003

温度对藻菌好氧颗粒污泥除污性能及附加产物的影响

韩佳言¹, 纪元², 柳文浩², 刘东方², 黄文力²

(1. 天津市华博水务有限公司, 天津 300040; 2. 南开大学 环境科学与工程学院, 天津 300350)

摘要: 研究了低温(12~15 ℃)和室温(20~25 ℃)条件对藻菌好氧颗粒污泥(ABGS)的形成、营养物质去除效果和附加产物的影响。在低温、光照条件下运行30 d,好氧颗粒污泥(AGS)中没有检测到叶绿素a(Chl-a),颗粒污泥的粒径(0.8~0.9 mm)没有明显变化,说明低温下AGS不能快速成长为ABGS。之后将温度升高到室温,第40天(即室温第10天)观察到绿色的藻菌颗粒,运行70 d后获得成熟的ABGS,Chl-a平均浓度为5.73 mg/gVSS。温度的升高和藻类的生长显著增大了ABGS粒径(0.9~2.3 mm)。与低温阶段相比,室温阶段ABGS对TIN的平均去除率从50%提高到了64%,ABGS中类藻酸盐(ALE)和油脂的含量分别提高了103.2%和95.6%。高通量测序结果表明,温度和微藻的生长影响了细菌群落结构的分布和丰度,ABGS中的优势藻为小球藻、索囊藻属和栅藻。

关键词: 藻菌好氧颗粒污泥; 微藻; 温度; 类藻酸盐; 油脂

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)17-0016-07

Influence of Temperature on Decontamination Efficiency and By-products Generation of Algal-Bacterial Granular Sludge

HAN Jia-yan¹, JI Yuan², LIU Wen-hao², LIU Dong-fang², HUANG Wen-li²

(1. Tianjin Huabo Water Co. Ltd., Tianjin 300040, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300350, China)

Abstract: This paper investigated the impacts of low temperature (12–15 ℃) and room temperature (20–25 ℃) on the formation, nutrient removal, and by-product generation of algal-bacterial granular sludge (ABGS). After 30 days of operation at low temperature and illumination, no chlorophyll-a (Chl-a) was detected in the aerobic granular sludge (AGS), and the particle size of the AGS remained relatively constant at 0.8–0.9 mm, indicating limited formation potential for ABGS under low temperature condition. After the temperature was increased to ambient levels, green algal-bacterial granules were observed on Day 40 (the 10th day at room temperature), and mature ABGS with an average Chl-a of 5.73 mg/gVSS were obtained after 70 days of operation. The rise in temperature and algae growth led to a significant increase in the particle size of ABGS (0.9–2.3 mm). In comparison with the low temperature stage, the TIN average removal rate of ABGS at room temperature increased from 50% to 64%. Moreover, the alginate-like exopolysaccharide (ALE) and lipid contents in ABGS increased by 103.2% and 95.6%, respectively. High-throughput sequencing results revealed that the distribution and abundance of

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52060005)

通信作者: 黄文力 E-mail: huangwenli@nankai.edu.cn

bacterial community composition were influenced by temperature and microalgae growth, with *Chlorella*, *Choricystis*, and *Scenedesmus* being the dominant algae in ABGS.

Key words: algal-bacterial granular sludge; microalgae; temperature; alginate-like exopolysaccharide; lipid

藻菌好氧颗粒污泥(ABGS)是在好氧颗粒污泥(AGS)技术基础上演变而来的新型污水处理与资源化技术,因具有效率高、能耗低、碳排放量少、附加值高等优点,得到了广泛关注和研究^[1-2]。我国地域辽阔,不同地区、季节的温度具有显著差异,这种温度差异对生物处理工艺的运行效能具有重要影响。但是,目前关于ABGS的研究主要在室温条件下进行,而低温条件对ABGS形成、除污性能和附加产物[油脂和类藻酸盐(ALE)]的影响研究较少。鉴于此,笔者在低温(12~15℃)与室温(20~25℃)条件下,考察ABGS的形成、营养物质(COD、N和P)的去除以及附加产物的生成情况,并利用高通量测序技术解析不同温度条件下微生物和微藻的群落结构特征,旨在为藻菌好氧颗粒污泥技术在低温地区的污水处理与资源化应用提供数据和技术支持。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验用序批式生物反应器(SBR)为亚克力材质,高为120 cm,内径为10 cm,有效容积为8 L,体积交换率为50%,底部安装曝气膜片,曝气量为3 L/min。AGS反应器(R0)为对照组,外部用黑色塑料包裹,避免光照。ABGS反应器(R1)外部安装LED灯带,内部的光照度为8 000 lx。

1.2 实验方法

接种污泥取自实验室的AGS中试反应器,其在低温环境下运行,所培养的AGS粒径约为0.8 mm。R0和R1反应器中初始污泥浓度(MLSS)均为2.8 g/L。反应器每周期运行4 h,包括进水(14 min)、非曝气(40 min)、曝气(178 min)、沉淀(5 min)、排水(3 min)5个阶段。实验时间为冬季,共运行95 d,其中前30 d实验室空调处于关闭状态,温度在12~15℃之间;之后打开空调,使实验室温度维持在20~25℃之间。

实验进水采用人工模拟污水,COD(由葡萄糖和CH₃COONa提供)为600 mg/L,NH₄⁺-N(由NH₄Cl提供)为40 mg/L,PO₄³⁻-P(由KH₂PO₄提供)为5 mg/L,

Ca²⁺(由CaCl₂提供)为10 mg/L,Mg²⁺(由MgSO₄提供)为10 mg/L,Fe²⁺(由FeCl₂提供)为10 mg/L。

1.3 分析项目及方法

COD、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、PO₄³⁻-P、MLSS和MLVSS等指标均采用国家标准方法测定;叶绿素(Chl-a)含量采用丙酮法测定;胞外聚合物(EPS)采用甲醛-氢氧化钠法提取,其中蛋白质(PN)和多糖(PS)分别采用考马斯亮蓝G250法和苯酚-硫酸法测定;ALE采用Meng等的方法进行提取和测定^[2];油脂采用氯仿-甲醇混合溶液(体积比为2:1)从污泥中提取,并采用重量法测定^[2];污泥粒径采用激光衍射粒度分析仪测定。

1.4 基于Illumina平台的高通量测序

在反应器运行的第80天,对R0和R1中的污泥进行采样,将其和第1天的接种污泥样品送往百迈客生物科技有限公司,在Illumina NovaSeq测序平台进行测序。

2 结果与讨论

2.1 污泥特性

两组反应器中污泥的浓度(MLSS)、Chl-a含量和粒径的变化见图1。由图1(a)可知,低温阶段R0和R1的MLSS从2.8 g/L分别升高到4.4和4.3 g/L;实验室内的温度从第31天开始升高到室温,但是两个反应器的MLSS都出现了短暂的下降,这可能与培养温度升高导致反应器内优势微生物种群更替有关;在第40~65天,R0和R1的MLSS迅速上升,这表明颗粒污泥已经成功适应了室温环境;从第65天起,R0和R1的MLSS基本保持稳定,平均浓度都保持在6.1 g/L左右。图1(b)显示,R0由于未施加光源,在运行期间污泥中始终没有Chl-a检出;低温阶段R1污泥中的Chl-a含量低于0.005 mg/gVSS,说明低温不利于微藻在污泥中的增殖和藻菌颗粒的形成;当温度升高到室温后,R1污泥中的Chl-a含量逐渐升高,在第40天时观察到了少量的绿色藻菌颗粒污泥,在第70~95天期间Chl-a含量稳定在5.73 mg/gVSS,获得了成熟的藻菌颗粒污泥。如图1(c)

所示,R0和R1中颗粒污泥的粒径在低温阶段变化较小,而在室温阶段迅速增加,至第95天分别达到了2.0和2.3 mm。低温环境下,微生物活性低、增殖慢、分泌的EPS少,进而导致颗粒污泥粒径增长较慢,室温条件更有利于微生物的新陈代谢,有助于颗粒粒径的快速提升,而微藻的生长又进一步增加了藻菌颗粒的粒径^[3]。

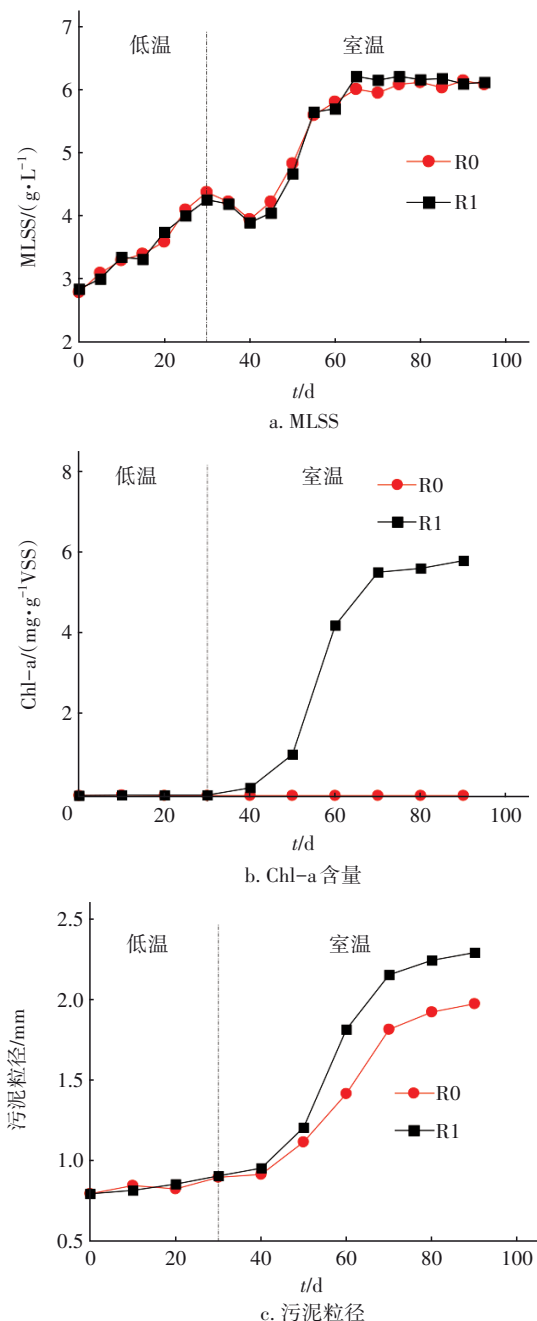


图1 污泥的浓度(MLSS)、Chl-a含量和粒径的变化
Fig.1 Variation of MLSS, Chl-a content and granular diameter of sludge

2.2 除污性能

2.2.1 COD去除效果

两个反应器对COD的去除效果如图2所示。低温和室温阶段两个反应器的COD去除率都在90%以上。低温阶段,颗粒污泥中微生物活性较低,但是由于颗粒粒径小,氧气、有机物和其他物质扩散到好氧生物区的传质阻力更小,从而在一定程度上弥补了生物活性下降的问题,使两个反应器在低温条件下依然能保持较高的COD去除率^[4]。与低温阶段相比,室温阶段的COD去除率略有升高,在运行后期R0和R1的COD去除率均超过了95%。这主要有两方面原因:一方面,升高温度可以提高微生物的新陈代谢及各种酶的活性,从而有利于COD的去除;另一方面,相较于低温阶段,室温阶段的颗粒污泥浓度有了显著提升,高浓度的颗粒污泥可以提高反应器对COD的去除能力。此外,在第60~95天,R0和R1的出水COD平均浓度分别为25.1和20.4 mg/L。考虑到这两个反应器中的颗粒污泥浓度基本相同,因此推断微藻的生长在一定程度上提高了藻菌颗粒对COD的去除能力。

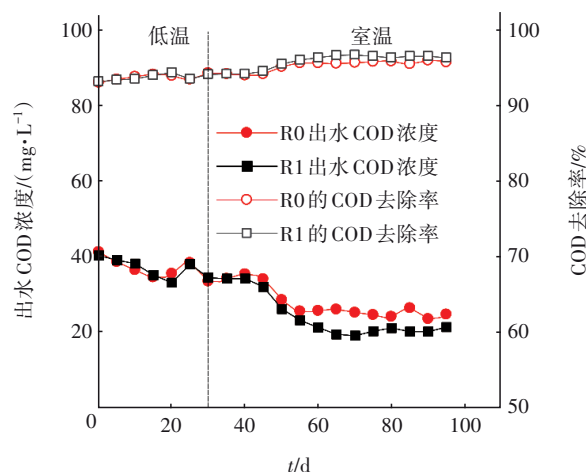


图2 出水COD浓度及其去除率的变化

Fig.2 Change in effluent concentration and removal rate of COD

2.2.2 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除效果

两个反应器出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度及去除率的变化见图3。可知,在低温和室温阶段,R0和R1对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除率都在80%以上,而且 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率随运行时间的延长而缓慢升高,说明颗粒污泥在低温和室温下都可以有效去除污水中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$,温度的影响不显著, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率逐渐升高则可能与

污泥浓度和污泥龄的变化有关。值得注意的是,在第70~95天,R0和R1出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均浓度分别为1.2和1.0 mg/L, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均去除率分别为87.8%和90.2%,这说明微藻的生长略微提高了藻菌颗粒污泥对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除能力,这与Wang等^[5]的研究结果一致。有研究发现,AGS和ABGS中磷的含量和生物可利用性较高,其中ABGS中的磷具有更高的资源循环利用潜力^[6]。

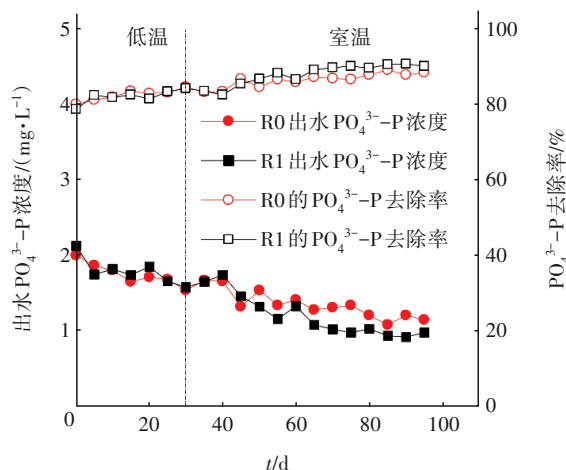


图3 出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度及其去除率的变化

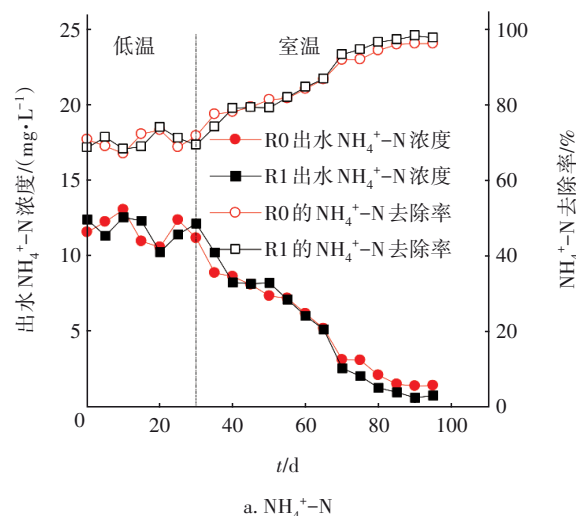
Fig.3 Change in effluent concentration and removal rate of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$

2.2.3 氮去除效果

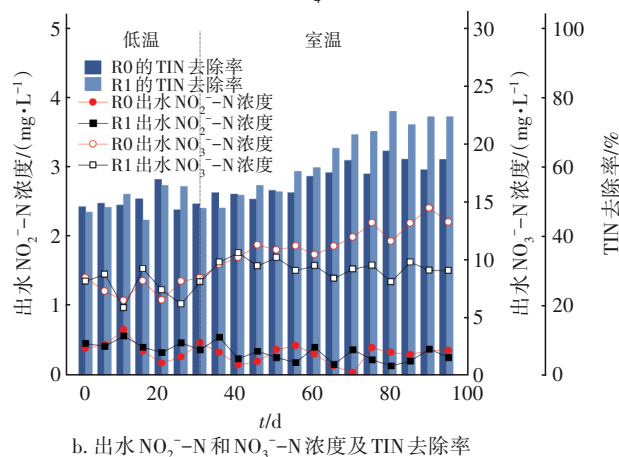
图4显示了两个反应器出水中不同形态氮的浓度及其去除率的变化情况。低温阶段R0和R1的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率较低,只有70%左右。在室温阶段, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率逐渐升高,在第80~95天,两个反应器对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率均可以达到95%以上,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均低于2.0 mg/L。显然低温在一定程度上抑制了两个反应器中硝化细菌的生长和活性,不利于硝化反应的进行,导致低温阶段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率较低。有研究也证明,污泥的硝化能力通常随温度的下降而逐渐降低,在温度 $<5\text{ }^\circ\text{C}$ 时,硝化作用会完全停止^[4]。反应器运行期间未出现 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的累积现象,出水中的氮主要以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 形态存在。低温阶段R0和R1出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度保持在7.7 mg/L左右,室温阶段分别升高到11.8和9.4 mg/L。图4(b)显示,低温阶段R0和R1对TIN的平均去除率只有50%,在室温阶段则分别升高到了57%和64%,显然温度的升高有助于提高硝化菌和反硝化菌的活性,进而提高TIN去除率。另外,室

温阶段R1对TIN的去除率比R0要高,原因可能是:

①R1中藻菌颗粒污泥的粒径更大,导致其内部具有更大的缺氧和厌氧区,有利于反硝化的进行;②微藻可以直接利用硝酸盐进行合成代谢,这进一步提高了R1中藻菌颗粒污泥的脱氮能力^[7]。



a. $\text{NH}_4^+\text{-N}$



b. 出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度及TIN去除率

图4 出水氮浓度及其去除率的变化

Fig.4 Change in effluent concentration and removal rate of nitrogen

2.3 EPS含量

EPS是维持好氧颗粒污泥稳定性的关键物质,其主要成分是PN和PS。低温和室温阶段颗粒污泥的EPS含量以及PN/PS值的变化情况如图5所示。低温阶段R0和R1中颗粒污泥的EPS含量基本保持稳定,PN/PS值在2.4~2.8之间。第31~40天,两个反应器中颗粒污泥的EPS含量有一定程度的下降,且PN含量下降得较为显著,PN/PS值降到了2.2,这与MLSS浓度的变化趋势相一致,说明温度变化不仅影响了污泥浓度,还影响了EPS的积累。在第40

天,R0和R1中颗粒污泥的EPS含量分别为107.9和110.7 mg/gVSS。在第40~90天,R0和R1中颗粒污泥的EPS含量逐渐升高,至第90天时分别达到了142.7和160.4 mg/gVSS,比低温阶段分别提高了20.2%和36.4%,这说明温度的升高和微藻的生长均有利于颗粒污泥产生并积累更多的EPS。从第40天开始,两个反应器中颗粒污泥的PN/PS值都逐渐升高,至第90天时R0和R1中颗粒污泥的PN/PS值分别达到2.6和3.0。有研究表明,PN/PS值与颗粒污泥的疏水性有关,PN/PS值越大则颗粒污泥的疏水性越好,颗粒污泥越稳定^[8]。因此,相较于低温环境,室温环境以及微藻的生长均可提高颗粒污泥的稳定性。

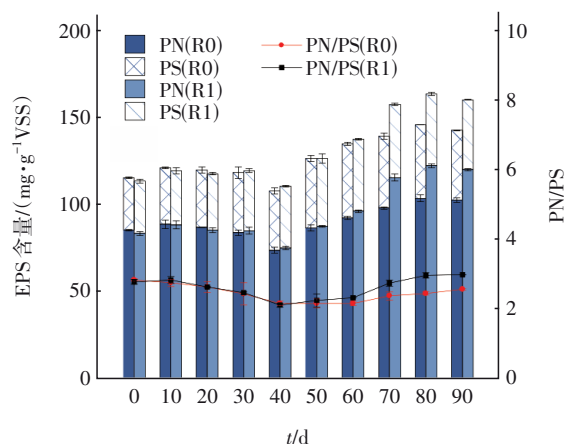


图5 EPS含量的变化

Fig.5 Change in EPS content

2.4 ALE含量

图6为两反应器颗粒污泥中ALE含量的变化。低温阶段R0和R1中颗粒污泥的ALE含量基本保持稳定。在室温阶段,两个反应器中颗粒污泥的ALE含量缓慢升高,且R1的增量更多,第90天时R0和R1中颗粒污泥的ALE含量分别为32.1和36.8 mg/gVSS,相比第30天分别提高了73.2%和103.2%,一方面说明低温不利于ALE的积累,适当升高温度有利于ALE的分泌与积累;另一方面说明微藻的生长可以提高ABGS中ALE的含量,Chen等在研究中同样发现,在相同有机负荷条件下ABGS的ALE含量约为AGS的1.64倍^[9]。

ALE是由甘露糖醛酸(M)及古洛糖醛酸(G)组成的共聚物,它们以不同比例的GG、MG和MM排列成不规则的构型,GG构型的颗粒有利于形成致密的凝胶结构,MG构型可以增加类藻酸盐分子的柔

韧性^[10]。图6显示了AGS和ABGS中ALE的构型分布。低温阶段,R1中未形成藻菌颗粒,因此两个反应器中颗粒污泥的ALE构型分布相近,其中MG构型占比最高,GG构型次之。在室温阶段,两反应器中GG和MG构型的含量均逐渐上升,但R1中颗粒污泥的GG和MG构型含量升高得更快,至第90天时,R1中颗粒污泥的这两种构型含量比R0分别高出约25.6%和24.2%。由此可见,微藻的生长可提升ABGS的成胶性能和柔韧性。

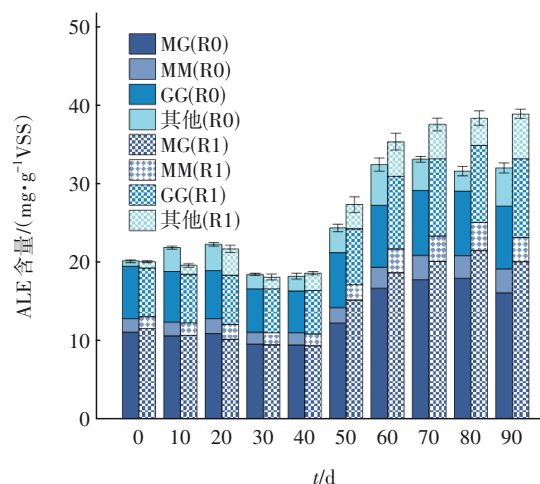


图6 ALE含量的变化

Fig.6 Change in ALE content

2.5 油脂含量

图7显示了R0和R1中颗粒污泥的油脂含量变化情况。

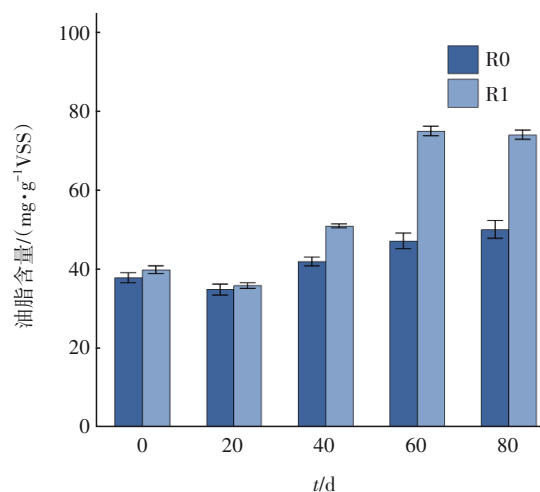


图7 油脂含量的变化

Fig.7 Change in lipid content

低温阶段,R0和R1中颗粒污泥的油脂含量趋于一致,保持在35~40 mg/gVSS之间。室温阶段,R0

和R1中颗粒污泥的油脂含量逐渐升高,第80天时分别达到50.3和74.3 mg/gVSS,比低温阶段的平均含量分别提高了37.7%和95.6%。第80天,ABGS中油脂的含量是AGS的1.5倍左右,说明室温阶段藻类的生长显著提高了颗粒污泥中的油脂含量,进而提高了藻菌颗粒污泥的资源化利用潜力。

2.6 微生物群落结构

为了更好地比较低温和室温阶段AGS与ABGS中微生物组成的差异,基于高通量测序技术,对反应器中的污泥进行了微生物群落分析,R样品是第1天低温接种的好氧颗粒污泥,R0和R1样品分别为反应器运行至第80天时采集的污泥样品。图8为各污泥样品中微生物在属水平上的相对丰度。

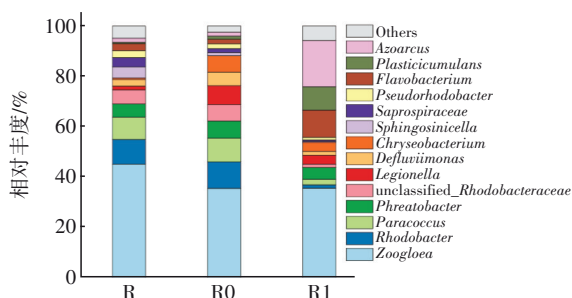


图8 颗粒污泥在属水平上的微生物群落结构

Fig.8 Bacterial community structure of granular sludge at genus level

R、R0和R1颗粒污泥中最主要的优势菌属均为动胶菌属(*Zoogloea*),相对丰度分别为45.06%、35.34%和35.50%,*Zoogloea*在脱氮和EPS分泌方面具有重要作用^[11]。低温阶段,R颗粒污泥中的其他优势菌属有红细菌属(*Rhodobacter*)、副球菌属(*Paracoccus*)、井杆菌属(*Phreatobacter*)、红杆菌属(*unclassified_Rhodobacteraceae*)和*Sphingosinicella*,相对丰度分别为9.78%、9.00%、5.18%、5.66%和4.59%。室温阶段,R0颗粒污泥中的优势菌属除了*Zoogloea*(35.34%)、*Rhodobacter*(10.62%)、*Paracoccus*(9.34%)、*Phreatobacter*(6.97%)、*unclassified_Rhodobacteraceae*(6.42%)之外,还包括军团菌属(*Legionella*)、金黄杆菌属(*Chryseobacterium*)和脱氮污物球菌(*Defluviimonas*),相对丰度分别为7.48%、6.48%和5.48%。*Chryseobacterium*是常见的反硝化菌属,能够分泌大量EPS,有利于提高AGS的脱氮性能和颗粒稳定性^[12]。除了*Zoogloea*,R1颗粒污泥中的优势菌属还有固氮弧菌属(*Azoarcus*)、黄杆菌属

(*Flavobacterium*)、*Plasticicumulans*和*Phreatobacter*,相对丰度分别为18.37%、10.87%、9.27%和4.59%,其中*Azoarcus*、*Flavobacterium*和*Plasticicumulans*的相对丰度变化较为明显,相比接种污泥分别高了16.81%、8.04%和8.72%,比R0颗粒污泥分别高了16.71%、9.11%和8.03%。*Azoarcus*是反硝化脱氮和去除有机物的重要功能菌^[13],*Flavobacterium*在活性污泥中可以合成聚羟基脂肪酸酯(PHA),其在生物反硝化和生物除磷过程中可以作为碳源^[14],因此*Azoarcus*和*Flavobacterium*功能菌的富集有利于强化ABGS的脱氮除磷性能。由此可知,温度和微藻的生长都会影响颗粒污泥中微生物的群落结构分布,进而影响颗粒污泥的物化和生物特性。

室温阶段,第80天R1颗粒污泥中检出的藻类分别是小球藻(*Chlorella*)、索囊藻属(*Choricystis*)和栅藻(*Scenedesmus*),相对丰度分别为56.20%、26.50%和17.30%。小球藻和栅藻被广泛应用于污水处理中,它们能够从污水中吸收营养物质用于自身的生长和油脂的合成。

3 结论

低温启动的好氧颗粒污泥系统,随着培养温度的升高和微藻的生长,对COD、 NH_4^+-N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的去除率逐渐升高,最终可以达到96.44%、98.13%和90.2%。低温阶段,AGS无法快速形成藻菌颗粒,在室温(20~25℃)条件下,系统运行40 d就可以形成成熟的ABGS,且室温阶段ABGS的ALE和油脂含量分别可达到36.8和74.3 mg/gVSS,比低温阶段分别提高了103.2%和95.6%。

参考文献:

- [1] 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.
- [2] MENG F S, HUANG W L, LIU D F, et al. Application of aerobic granules-continuous flow reactor for saline wastewater treatment: granular stability, lipid production and symbiotic relationship between bacteria and algae [J]. Bioresource Technology, 2020, 295: 122291.
- [3] LIU L, ZENG Z C, BEE M Y, et al. Characteristics and performance of aerobic algae-bacteria granular consortia in a photo-sequencing batch reactor [J].

- Journal of Hazardous Materials, 2018, 349: 135-142.
- [4] DE KREUK M K, PRONK M, VAN LOOSDRECHT M C M. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures [J]. Water Research, 2005, 39(18): 4476-4484.
- [5] WANG J X, LEI Z F, TIAN C X, *et al.* Ionic response of algal-bacterial granular sludge system during biological phosphorus removal from wastewater [J]. Chemosphere, 2021, 264: 128534.
- [6] CHEN X Y, WANG J X, WANG Q, *et al.* Simultaneous recovery of phosphorus and alginate-like exopolysaccharides from two types of aerobic granular sludge [J]. Bioresource Technology, 2022, 346: 126411.
- [7] MENG F S, XI L M, LIU D F, *et al.* Effects of light intensity on oxygen distribution, lipid production and biological community of algal-bacterial granules in photo-sequencing batch reactors [J]. Bioresource Technology, 2019, 272: 473-481.
- [8] 张凡, 张宝军, 辛瑞瑞. 曝气方式对好氧颗粒污泥处理城市低C/N废水的探究 [J]. 水处理技术, 2021, 47(6): 49-53.
- ZHANG Fan, ZHANG Baojun, XIN Ruirui. Study on the treatment of urban low C/N wastewater with aerobic granular sludge by aeration mode [J]. Technology of Water Treatment, 2021, 47(6): 49-53 (in Chinese)
- [9] CHEN X Y, WANG J X, WANG Q, *et al.* A comparative study on simultaneous recovery of phosphorus and alginate-like exopolymers from bacterial and algal-bacterial aerobic granular sludges: effects of organic loading rate [J]. Bioresource Technology, 2022, 357: 127343.
- [10] LIN Y M, SHARMA P K, VAN LOOSDRECHT M C M. The chemical and mechanical differences between alginate-like exopolysaccharides isolated from aerobic flocculent sludge and aerobic granular sludge [J]. Water Research, 2013, 47(1): 57-65.
- [11] SEVIOUR T, YUAN Z G, VAN LOOSDRECHT M C M, *et al.* Aerobic sludge granulation: a tale of two polysaccharides? [J]. Water Research, 2012, 46(15): 4803-4813.
- [12] 彭咏雪. 自聚集菌株 *Pseudomonas stutzeri* strain XL-2 促进好氧颗粒污泥形成的机制研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2020.
- PENG Yongxue. Mechanism of Aerobic Granulation Promoted by an Auto-aggregation Bacterium *Pseudomonas stutzeri* Strain XL-2 [D]. Chongqing: Chongqing University, 2020(in Chinese).
- [13] 刘彬彬. 高效废水处理生物反应器中优势功能菌的分子识别与鉴定 [D]. 上海: 上海交通大学, 2006.
- LIU Binbin. Identification of Domiant Functional Members in Efficient Wastewater Treatment Bioreactors [D]. Shanghai: Shanghai Jiao Tong University, 2006 (in Chinese).
- [14] 刘丽娟. 胞外多糖对好氧颗粒污泥稳定性的影响研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2021.
- LIU Lijuan. Study on the Effects of Extracellular Polysaccharides on the Stability of Aerobic Granular Sludge [D]. Chongqing: Chongqing University, 2021 (in Chinese).

作者简介: 韩佳言(1993-), 男, 天津人, 本科, 工程师, 研究方向为环境科学与资源利用。

E-mail: 15122965004@163.com

收稿日期: 2023-03-01

修回日期: 2023-06-05

(编辑: 刘贵春)