

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.01.002

# 运行模式及C/N对强化AGS短程硝化反硝化的影响

张冰, 邬莲, 黄书昌, 时文歆  
(重庆大学 环境与生态学院, 重庆 400045)

**摘要:** 为了强化好氧颗粒污泥(AGS)的短程硝化反硝化,对序批式反应器(SBR)的运行模式和进水C/N进行了优化。结果表明:R2(厌氧/好氧+厌氧/好氧)中的AGS培养至第56天时,丝状菌膨胀严重导致反应器暂停运行;而R1(厌氧/好氧)的污泥性能及污染物去除效果均优于R2。R1在C/N为6、7.5时短暂出现短程硝化反硝化现象,继续提高C/N至10,NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N出现明显积累,亚硝态氮积累率(NAR)达到100%,成功实现了强化AGS短程硝化反硝化脱氮的目的,系统对COD、TIN、TP的去除率分别达到95%、75%、70%以上。高通量测序结果表明,颗粒化后R1系统内的微生物群落结构与接种污泥差别较大。在属水平上,接种污泥中 *Candidatus\_Competibacter* (0.28%)、*Flavobacterium* (0.03%)的相对丰度较低,R1在实现污泥颗粒化后,多种反硝化细菌如 *Candidatus\_Competibacter* (13.53%)、*Thauera* (3.25%)等得到了明显富集,此外,*Flavobacterium* (13.66%)、*Comamonas* (2.23%)是优势积累的氨氧化细菌(AOB),推测这些细菌相互合作,共同实现了AGS系统的高效短程硝化反硝化脱氮。

**关键词:** 好氧颗粒污泥; 短程硝化反硝化; 运行模式; C/N; 微生物群落结构

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)01-0009-10

## Effect of Different Operational Modes and C/N Ratios on Enhanced Partial Nitrification and Denitrification of AGS

ZHANG Bing, WU Lian, HUANG Shu-chang, SHI Wen-xin

(College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400045, China)

**Abstract:** In order to enhance the partial nitrification and denitrification of aerobic granular sludge (AGS), the operational modes, including anaerobic/aerobic (R1) and anaerobic/aerobic+anaerobic/aerobic (R2), and the influent C/N ratios (6, 7.5, 10) of the sequencing batch reactor (SBR) were optimized. The results showed that when the AGS in R2 was cultured to day 56, the filamentous bacteria seriously bulked, leading to the suspension of the reactor. However, granules in R1 had better settling performance and pollutant removal efficiency compared to R2. When C/N ratio of R1 was 6 and 7.5, the partial nitrification and denitrification occurred briefly. When the C/N ratio was increased to 10, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N significantly accumulated, and NAR achieved 100%, the purpose of enhancing AGS partial nitrification and denitrification was successfully realized in R1, and the removal rates of COD, TIN and TP were above 95%, 75% and 70%, respectively. The results of high-throughput sequencing showed that the microbial community structure in R1 system after granulation was significantly different from that of inoculated sludge. At the genus level, the genera *Candidatus\_Competibacter* (0.28%) and *Flavobacterium* (0.03%) in

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51978098、52000014); 中国博士后科学基金特别资助项目(2021T140781)  
通信作者: 时文歆 E-mail: swx@hit.edu.cn

the inoculated sludge had relative lower abundance. After the implementation of sludge granulation in R1, a variety of denitrifying bacteria such as *Candidatus\_Competibacter* (13.53%) and *Thauera* (3.25%) were noticeably enriched. In addition, the genera *Flavobacterium* (13.66%) and *Comamonas* (2.23%) were the dominant ammonia oxidizing bacteria (AOB). It was speculated that these bacteria cooperated with each other to achieve efficient partial nitrification and denitrification in AGS system.

**Key words:** aerobic granular sludge; partial nitrification and denitrification; operational mode; C/N ratio; microbial community structure

众所周知,传统生物脱氮工艺存在一些缺点,包括曝气能耗高、碳源需求量大、脱氮效率低等<sup>[1]</sup>,而短程硝化反硝化脱氮工艺省却了 $\text{NO}_2^-$ -N转化为 $\text{NO}_3^-$ -N的过程,不仅可节约25%的能耗和40%的碳源,还可实现较高的反硝化速率和较低的污泥产量<sup>[2]</sup>。因此,短程硝化反硝化工艺引起了研究者的广泛关注。目前,已有大量关于活性污泥短程硝化反硝化的研究<sup>[3-4]</sup>,但是絮状活性污泥存在结构松散、沉降性能差、易发生污泥膨胀等弊端。好氧颗粒污泥(AGS)是在多种选择压的驱动作用下,由微生物相互黏附、凝聚形成的聚集体<sup>[5]</sup>。与絮状活性污泥相比,AGS具有明显的优势,如沉降性能优良、微生物种类丰富、抗污染物负荷能力强及可实现同步脱氮除磷等<sup>[6-8]</sup>,被认为是最具发展前景的污水生物处理技术之一,目前已在全球多地实现了工程化应用<sup>[9]</sup>。AGS的脱氮途径主要是通过同步硝化反硝化,如将AGS技术与短程硝化反硝化工艺相结合,在AGS系统内发挥短程硝化反硝化的优势,可进一步提高其应用价值。

已有研究表明,在AGS系统中维持长期稳定的短程硝化反硝化具有一定的可行性。Cui等<sup>[10]</sup>在高浓度氨氮(200~850 mg/L)下运行SBR,成功实现了AGS的短程硝化反硝化。Isanta等<sup>[11]</sup>在低温低氨氮浓度(70 mg/L)条件下实现了AGS的短程硝化反硝化,系统稳定运行了300 d。反应器运行模式是影响短程硝化反硝化的关键因素之一。高春娣等<sup>[12]</sup>对比了交替好氧/缺氧模式和好氧/缺氧模式启动短程硝化工艺的效果,结果表明前者的比氨氧化速率(SAOR)为后者的1.8~2倍,并且短程硝化过程长期稳定。王芳等<sup>[13]</sup>发现增加厌氧/好氧的交替次数有助于形成脱氮效果好、机械强度高的AGS。但目前的研究多集中于单一交替运行模式下对短程硝化过程进行强化,鲜见不同厌氧/好氧交替模式下启动

短程硝化工艺的报道。此外,进水C/N是影响短程硝化反硝化的另一个重要因素,通过调控进水C/N,有助于实现短程硝化反硝化。厉巍<sup>[14]</sup>在高氨氮负荷下通过逐步降低C/N以研究其对短程硝化反硝化的影响,结果表明,当C/N=2.5时平均亚硝酸盐转化率(NTR)达到(91.0±5.9)%,实现了短程硝化反硝化工艺的启动。徐恒娟<sup>[15]</sup>采用C/N为6的模拟生活污水成功实现了连续流前置A/O工艺的短程硝化反硝化。虽然有研究表明 $\text{NO}_2^-$ -N的积累会受到C/N的影响,但也有人认为C/N对短程硝化工艺中 $\text{NO}_2^-$ -N的积累影响不大<sup>[16]</sup>。目前,关于如何通过调控系统运行模式及进水C/N强化AGS短程硝化反硝化脱氮尚无报道。

基于此,采用厌氧/好氧(A/O)、厌氧/好氧+厌氧/好氧(A/O两段交替)两种运行模式来探究其对AGS脱氮过程的影响,旨在确定有利于AGS短程硝化反硝化的运行模式。同时,通过逐步降低进水氨氮浓度改变C/N,以确定AGS短程硝化的最佳C/N。此外,采用高通量测序技术对比分析颗粒化不同阶段微生物群落结构的变化规律,以探究AGS短程硝化反硝化的实现机理,从而为强化AGS工艺短程硝化反硝化脱氮以及AGS的工程应用提供理论支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置与运行模式

装置采用圆柱形SBR(见图1),内径为14 cm,有效高度为80 cm,有效体积为12.3 L。采用自动控制器控制SBR的运行周期,进水流量由蠕动泵控制,中部设有排水口,体积交换比为50%,曝气量由气体流量计控制为18 L/min,反应器在室温下运行。平行运行两组SBR,运行周期均为4 h,每个周期包括进水5 min、厌氧50 min、曝气169~183 min、沉淀1~15 min、排水1 min,其中R1采用厌氧/好氧(A/O)运行模式,R2采用厌氧/好氧+厌氧/好氧(A/O两段

交替)运行模式,R1和R2的运行参数见表1。

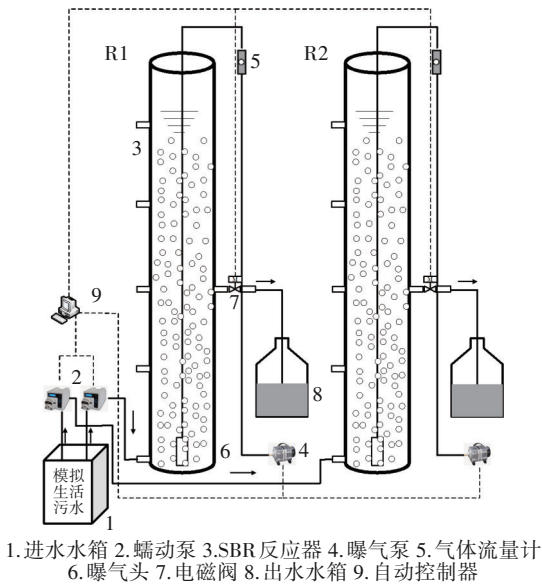


图1 SBR装置示意  
Fig.1 Schematic diagram of SBR

表1 反应器运行参数

Tab.1 Operational parameters of the reactor

反应器	进水	厌氧	好氧	厌氧	好氧	沉淀	排水
R1	5	50	169~183	—	—	1~15	1
R2	5	25	84.5~91.5	25	84.5~91.5	1~15	1

1.2 接种污泥与模拟污水

采用重庆市大九排水有限公司污水厂CASS工艺曝气池内的活性污泥作为接种污泥。接种污泥预曝气24 h后再接种到反应器中,R1中初始MLSS为1.4 g/L,污泥容积指数(SVI<sub>30</sub>)为48.75 mL/g;R2中初始MLSS为1.6 g/L,SVI<sub>30</sub>为42.72 mL/g。

采用模拟生活污水作为SBR的进水,以CH<sub>3</sub>COONa、NH<sub>4</sub>Cl和KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>/K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>分别作为碳源、氮源和磷源,污水组成见文献[17]。通过改变药剂投量来调节进水C/N,R1和R2的进水C/N见表2。

表2 模拟生活污水组成

Tab.2 Composition of synthetic domestic wastewater

时间/d	TP/(mg·L <sup>-1</sup> )	COD/NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	C/N
1~30	10	600:100	6
30~47	10	600:80	7.5
47~61	10	600:60	10
61~133	8	600:60	10

1.3 分析项目与测试方法

COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、TP、SVI、MLSS

等采用国家标准分析方法测定<sup>[18]</sup>,总无机氮(TIN)为NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N及NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N之和;利用数码相机、光学显微镜、扫描电子显微镜(SEM)观察污泥形态变化;污泥平均粒径利用软件Image J测定<sup>[19]</sup>;污泥颗粒化率采用标准筛湿筛分法测定;污泥的胞外聚合物(EPS)采用热提取法<sup>[20]</sup>提取,其中蛋白质(PN)和多糖(PS)含量分别采用BCA蛋白质试剂盒法和硫酸-苯酚法测定。

1.4 微生物群落分析

采用高通量测序技术分析污泥样品中微生物群落结构及多样性。将R1中接种污泥样品及颗粒化不同阶段的污泥样品采用超纯水清洗3遍后,冷藏运送至美吉生物有限公司进行高通量测序。采用E. Z. N. A. ® soil DNA kit抽提DNA,采用Nano-Drop2000测定DNA浓度和纯度后,进行PCR扩增。细菌16S rRNA序列引物为341F和805R。对PCR扩增产物进行质检后利用Illumina公司的NovaSeq PE250平台进行高通量测序,采用RDP Classifier方法对细菌种属进行注释分析。

2 结果与讨论

2.1 好氧颗粒污泥的理化特性

2.1.1 形态特征和粒径变化

接种污泥呈黑褐色,且结构松散(见图2)。当C/N=6时,R1、R2的平均粒径增长较为平缓(见图3),可能是因为过低的C/N不易使污泥颗粒化<sup>[21]</sup>。

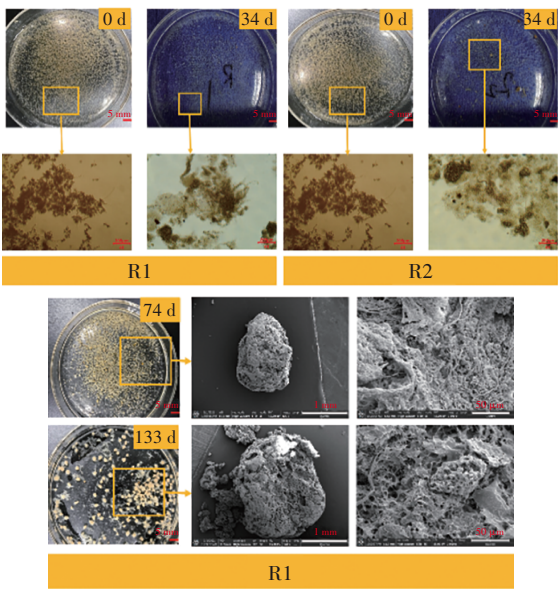


图2 污泥形态变化

Fig.2 Morphological change of sludge



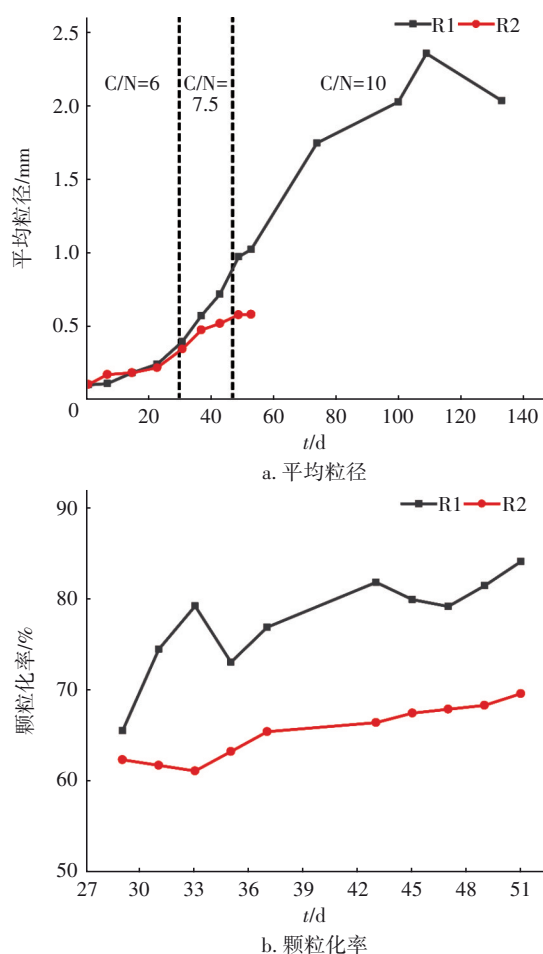


图3 系统内污泥平均粒径和颗粒化率的变化

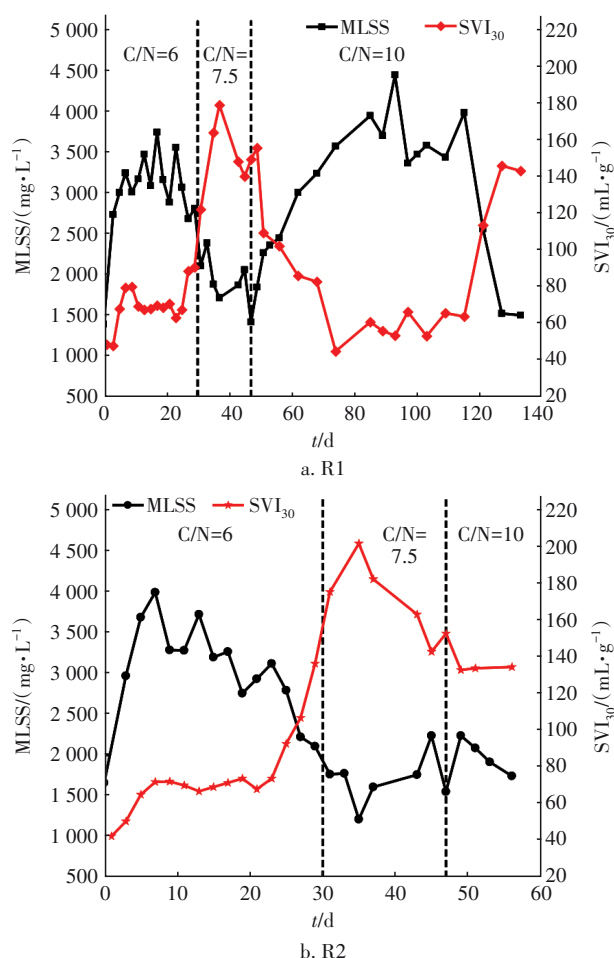
Fig.3 Change of the average particle size and granulation rate in the systems

随着C/N提高,R1、R2中污泥平均粒径增长率不断提升。SBR运行至第34天时(C/N=7.5),R1和R2中均有形状规则的AGS出现。此时,R1、R2中污泥的平均粒径分别达到0.401、0.349 mm,普遍认为污泥平均粒径 $>0.3$  mm即实现了完全颗粒化<sup>[5]</sup>,因此,认为此时R1、R2均已实现了污泥颗粒化。R1中的颗粒化率可达到80%以上,而R2的颗粒化率低于70%,这是因为R1连续曝气时间长,提供的剪切力更加集中,能够对污泥的颗粒化进程起到促进作用<sup>[22]</sup>。R1继续运行至第74天,系统内的AGS已经占主导地位,颗粒轮廓清晰且结构致密。第133天时,R1发生丝状菌膨胀导致颗粒结构瓦解,反应器发生崩溃。

### 2.1.2 生物量及沉降性能

当C/N=6时,R1的MLSS和 $SVI_{30}$ 逐渐上升后趋于平稳;而R2的MLSS呈现先上升后下降的变化趋

势,其 $SVI_{30}$ 逐渐上升后趋于平稳(见图4)。当C/N=7.5时,R1、R2内MLSS分别呈明显下降、保持稳定趋势,MLSS在1 500 mg/L左右,而 $SVI_{30}$ 逐渐升高至179.38 mL/g(R1)和202.55 mL/g(R2),这表明R1、R2均已发生污泥膨胀,但R2更严重。由于R1采用A/O模式加快了缺氧异养菌的生长速度,AGS核心成为该菌的栖息地,从而有利于AGS结构的稳定<sup>[23]</sup>。当C/N=10时,R2的MLSS仍不断下降,培养至第56天,丝状菌膨胀导致生物量大量流失,反应器崩溃。然而,R1的MLSS逐步上升(稳定在4 000 mg/L), $SVI_{30}$ 逐渐下降后稳定在60 mL/g, $SVI_{30}/SVI_5$ 的变化不大且稳定在0.95以上。当 $SVI_{30}$ 与 $SVI_5$ 的差别小于10%时,AGS的沉降性能和结构稳定性较好<sup>[24]</sup>。表明在此工况下,R1中的颗粒污泥沉降性能良好。

图4 两系统内MLSS及 $SVI_{30}$ 的变化Fig.4 Change of MLSS and  $SVI_{30}$  in two systems

### 2.1.3 EPS及PN/PS

EPS在形成颗粒污泥和维持颗粒结构稳定性方

面起着至关重要的作用<sup>[25]</sup>。在C/N=6的初期,两个系统中EPS含量显著增加,其中R2的EPS含量略高于R1(如图5所示)。第23天时R1、R2中的EPS含量急剧下降(分别为29.65、42.85 mg/gMLSS),这可能与SVI<sub>30</sub>升高导致MLSS下降有关。当C/N=7.5时,R1和R2中的EPS含量均呈逐渐上升的趋势,但R1中EPS含量的增加幅度高于R2,这可能是由于A/O运行模式刺激微生物产生更多的EPS以促进颗粒污泥的形成<sup>[26]</sup>。当C/N=10时,R1的EPS含量稳步上升(139.9 mg/gMLSS),同时PN/PS由0.72升至1.96。随着AGS的形成,PN的浓度始终大于PS,表明PN是形成AGS和保持AGS结构稳定性的重要因素。

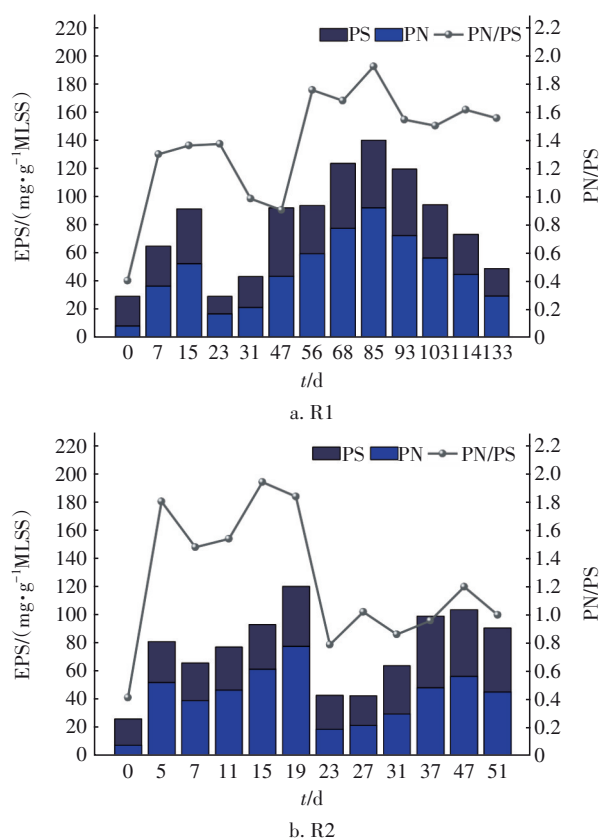


图5 两系统内污泥EPS含量及PN/PS变化

Fig.5 Change of EPS content and PN/PS ratio in two systems

## 2.2 污染物去除效能

### 2.2.1 COD的去除效能

当C/N=6时,R1和R2系统对COD的去除率最终均可以达到94%以上(如图6所示)。当C/N=7.5时,两个系统的COD去除率均出现了较大的波动,这是由于污泥膨胀导致系统内的生物量减少,从而

影响到系统对COD的去除效果。当提高C/N至10时,R1出水COD浓度降低至40 mg/L以下,COD去除率恢复并达到95%以上,说明R1系统具有较好的COD去除能力。

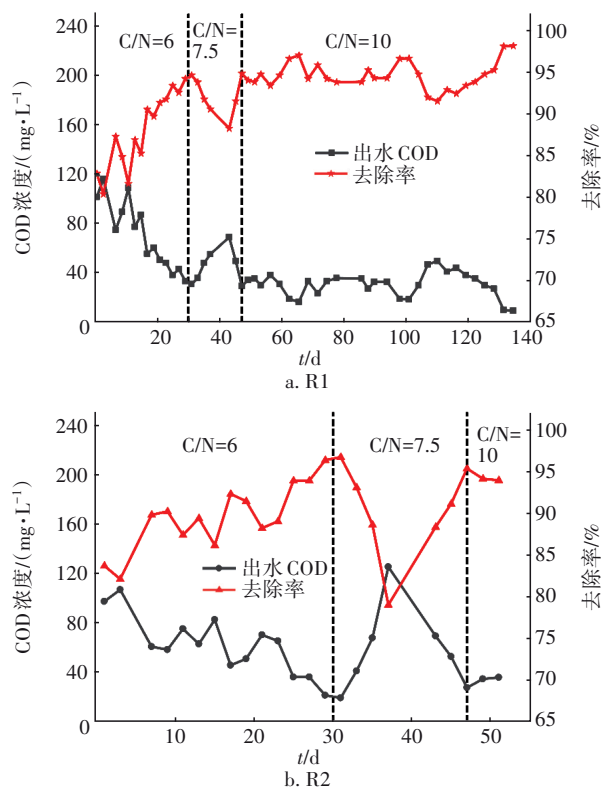
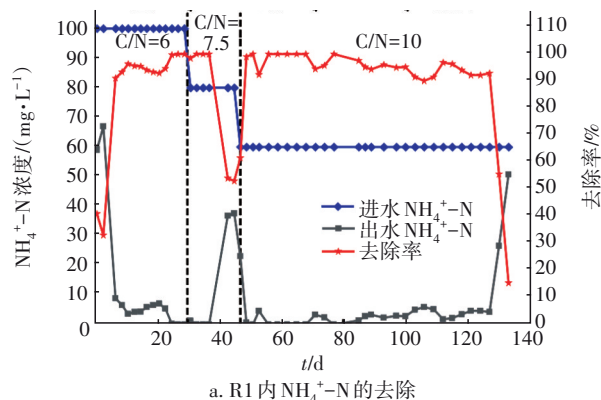


图6 R1和R2系统对COD的去除效果

Fig.6 COD removal performance in R1 and R2 systems

### 2.2.2 氮的去除效能

当C/N=6时,R1和R2对NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的去除效果差别不大,去除率保持在95%~100%;R1和R2出水NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度分别保持在55、51 mg/L左右(见图7)。当C/N=7.5时,两个系统的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率均急剧下降,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度也呈下降趋势,该阶段污泥流失影响了系统的脱氮效果。



a. R1内NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的去除

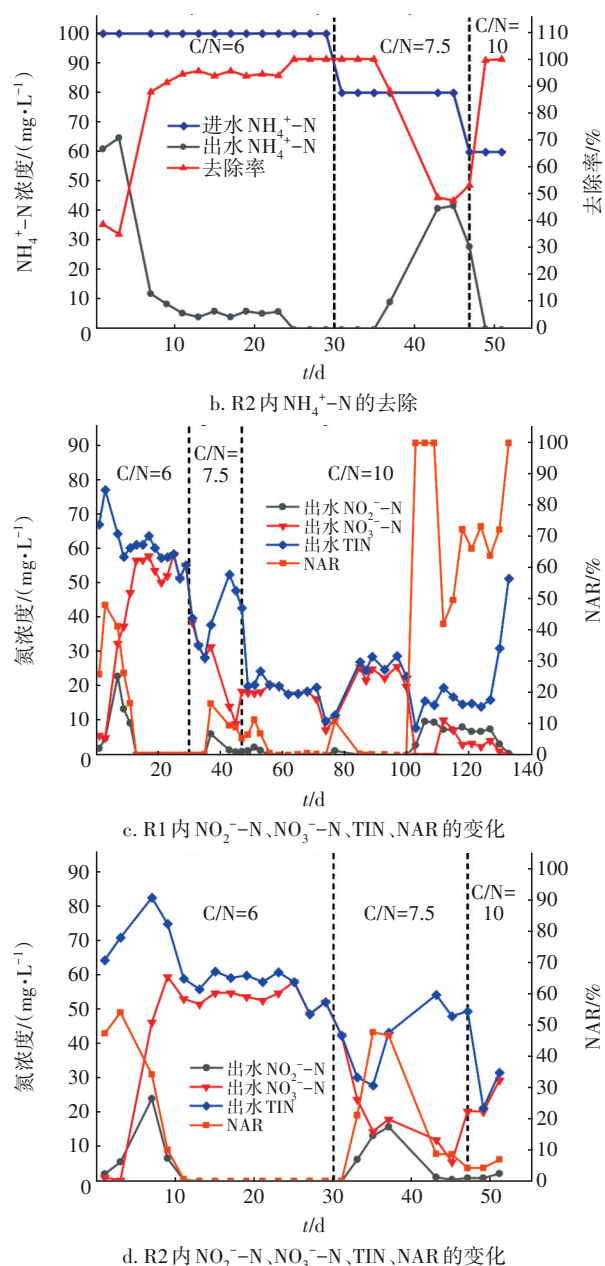


图7 R1和R2系统对氮的去除效果

Fig.7 Nitrogen removal performance in R1 and R2 systems

当C/N为6和7.5时,观察到R1、R2在初期短暂出现 $\text{NO}_2^-$ -N的积累,这是由于在环境条件突变时亚硝酸盐氧化菌(NO<sub>B</sub>)比氨氧化菌(AOB)敏感度更高<sup>[27]</sup>。此外,R2的亚硝态氮积累率(NAR=47%)显著高于R1(16.5%),但其短程硝化反硝化持续时间较短,推测原因是虽然颗粒内部存在缺氧区有利于短程硝化反硝化,但没有针对性的驯化机制(如接种相关细菌等),不能达到长期稳定的强化目的<sup>[22]</sup>。当C/N=10时,R1和R2对 $\text{NH}_4^+$ -N的去除率逐步恢

复至90%以上。自第103天开始,R1中 $\text{NO}_3^-$ -N浓度呈下降趋势(0~10 mg/L),出现大量的 $\text{NO}_2^-$ -N积累,NAR达到100%,远高于短程硝化反硝化工艺对NAR的标准(50%),表明在该工况下AGS成功实现了短程硝化反硝化。同时,R1对TIN的去除效果明显提升,去除率维持在60%~75%。

### 2.2.3 TP的去除效能

当C/N=6时,R2中TP平均去除率(56%)高于R1(51%)(见图8),这可能是因为厌氧/好氧交替次数的增加有助于系统对TP的去除。当进水C/N为7.5时,由于R2中污泥性能恶化导致生物量大幅减少,使得其对TP的平均去除率(38%)略低于R1(43%)。当C/N=10时,R1对于TP的去除率上升并最终保持在70%~75%。其原因一方面是由于提高了C/N,有助于磷的去除<sup>[21]</sup>;另一方面可能是AGS成熟后富集了大量反硝化聚磷菌,这些细菌能够合成还原性产物 $\text{NADH}_2$ ,在一定程度上会抑制磷的释放<sup>[28]</sup>。

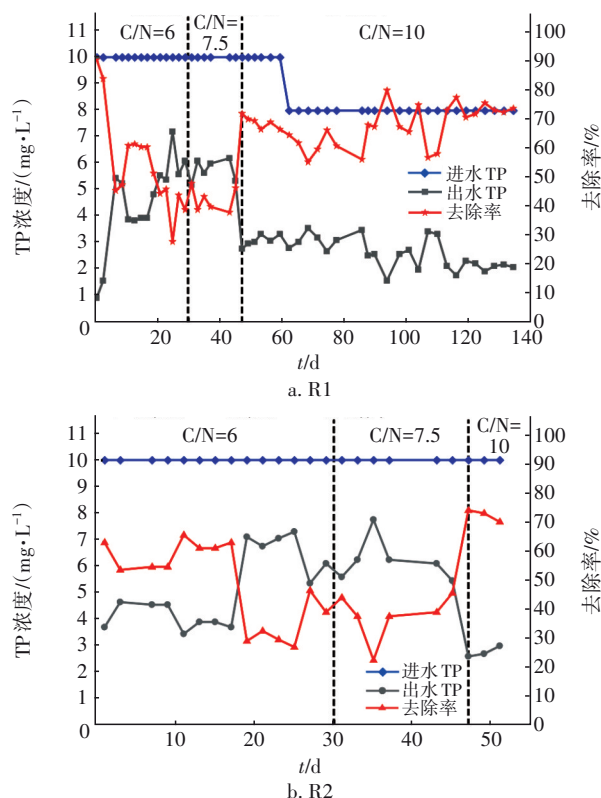


图8 R1和R2系统对TP的去除效果

Fig.8 TP removal performance in R1 and R2 systems

### 2.3 典型周期内污染物的变化规律

图9显示了R1在出现短程硝化反硝化后典型周期内污染物的变化规律(第112天)。系统呈现典

型的“厌氧释磷、好氧吸磷”现象,最终出水TP低至2.5 mg/L。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TIN的下降趋势相近,周期末 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TIN浓度分别为3.3、14.8 mg/L。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度在厌氧段逐渐下降,进入好氧段后 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度趋于稳定(0 mg/L), $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度上升至9.3 mg/L,NAR达到96%以上,出现了短程硝化反硝化现象。

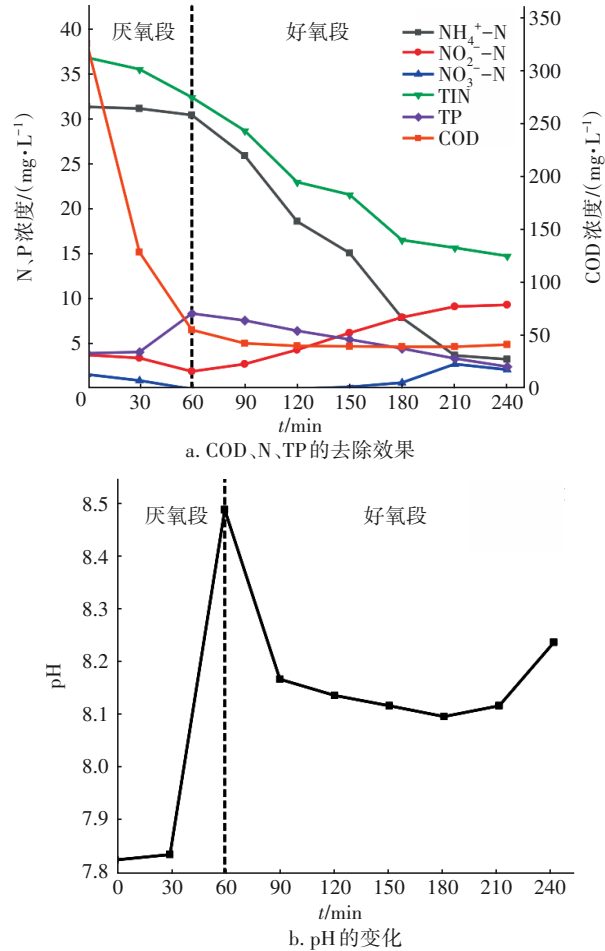


图9 R1内典型周期内污染物及pH的变化  
Fig.9 Variation of pollutants and pH in a typical cycle of R1

在厌氧段COD浓度已降至较低水平(55.9 mg/L),在好氧段一直处于饥饿期。在好氧段硝化细菌与异养菌会竞争营养物质,异养菌的活性因缺少碳源而受到抑制,因此, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 大量转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ,而仅部分转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ,导致系统内 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 大量积累。此外,pH呈先上升后下降的趋势,周期末pH为8.24,而pH在7.0~8.5范围内更适合AOB的生长,有利于实现短程硝化反硝化<sup>[29]</sup>。研究表明,低DO条件会抑制NOB的活性并启动亚硝酸盐氧化酶

及电子传递体系,造成NOB的数量和生物活性下降<sup>[30]</sup>。本实验的DO浓度较高(7~8 mg/L),NAR却在96%以上,说明还存在其他因素使NOB受到抑制作用,这需要进行进一步探究。

2.4 微生物群落结构分析

2.4.1 微生物群落的丰富度与多样性

与AGS相比,接种污泥的Simpson指数更低,Shannon指数更高(见表3),说明AGS形成后,物种多样性降低。此外,接种污泥的ACE指数和Chao指数更高,说明接种污泥中微生物种群更加丰富。这是因为在培养过程中系统受到外部环境变化的压力,微生物发生动态演替,只有适应能力强的细菌可以存活下来,某些优势菌群得以富集,以维持系统稳态,抵抗外界环境的干扰。

表3 细菌群落丰度指数统计

Tab.3 Richness index of bacterial community

样品	Shannon	Simpson	ACE	Chao	Coverage
种泥	6.07	0.005	1 307.01	1 300.13	0.99
110 d	4.40	0.030	691.61	690.02	0.99
130 d	4.52	0.020	669.16	666.08	0.99
末期	4.12	0.040	628.72	622.01	0.99

2.4.2 微生物群落结构分析

与接种污泥相比,R1系统中处于不同阶段的AGS的微生物群落结构发生了显著变化(见图10)。在纲水平上,接种污泥中*Anaerolineae*的相对丰度为11.95%,而在AGS中仅占1.11%~1.73%。在接种污泥中,*Saccharimonadia*、*Planctomycetes*、*Blastocatellia*的相对丰度分别为5.16%、4.20%、4.35%,而AGS中却几乎不存在这些细菌。此外,在污泥颗粒化后*Gammaproteobacteria*、*Bacteroidia*、*Alphaproteobacteria*的相对丰度显著增加。*Gammaproteobacteria*具有很强的EPS产生能力,有利于细胞之间的黏附和聚集,且其主要是由AOB构成,在脱氮方面具有重要作用<sup>[31]</sup>。由实验结果可知,R1出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度较低, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 出现大量积累,可能是这类细菌(AOB)的富集将大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ,成功实现短程硝化反硝化。此外,*Bacteroidia*是另一种优势菌纲,它对COD的降解具有重要作用<sup>[32]</sup>。

由图10(b)可知,在属水平上,接种污泥中几乎没有*Candidatus\_Competibacter*(0.28%)、*Flavobacterium*(0.03%)。但是,*Candidatus\_Competibacter*在AGS样品中是最具优势的菌属,相对丰度分别为



14.31%(110 d)、13.53%(130 d)、8.99%(末期)。该菌是一种反硝化聚糖菌,在厌氧段以硝酸盐和亚硝酸盐作为电子受体还原PHA<sup>[33]</sup>。此外,AGS中*Flavobacterium*和*Thauera*的相对丰度逐渐增加,在实验末期分别达到13.66%和3.25%。*Flavobacterium*是一种EPS分泌菌,具有较强的自凝聚能力,且属于AOB<sup>[34]</sup>,该菌的存在有利于系统脱氮及稳定运行。*Thauera*是一种兼性厌氧反硝化细菌,Du等<sup>[16]</sup>推测*Thauera*可能是一类只能将NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N还原为NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N的细菌,这类细菌内缺乏亚硝酸盐还原酶,易导致NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N的积累。实验末期,*Comamonas*的相对丰度上升至2.23%,*Comamonas*是一种典型的AOB,是系统实现短程硝化反硝化的重要菌属<sup>[27]</sup>。同时,R1系统中*Zoogloea*的相对丰度明显增加(12.49%),有研究表明,当此类细菌过量生长时会发生污泥膨胀<sup>[35]</sup>。因此,实验末期*Zoogloea*的大量生长是导致AGS结构稳定性降低、反应器崩溃的主要原因。本研究中,R1具有高NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率、高NAR和低NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度是以上细菌共同作用的结果。

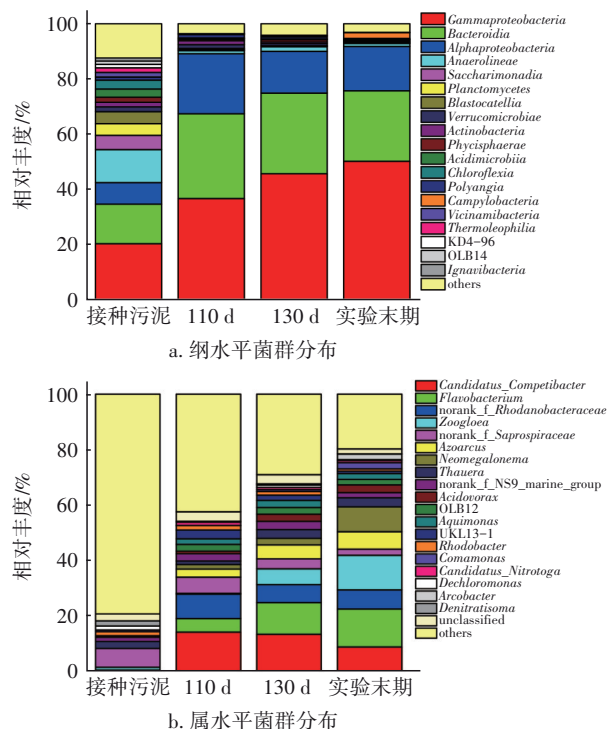


图10 不同样品中群落结构分布情况

Fig.10 Distribution of bacterial community structure in different samples

### 3 结论

① SBR分别在A/O(R1)和A/O两段交替(R2)

两种模式下运行,同时进水C/N由6提高至10,当C/N=10时R1系统中污泥的理化特性和污染物去除效果均优于R2。R2在第56天时污泥性能恶化,反应器因污泥大量流失而停止运行。R1运行至第103天时NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N产生积累,NAR达到100%,成功实现了短程硝化反硝化。因此,采用A/O运行模式且进水C/N比为10的条件更有利于强化AGS的短程硝化反硝化性能。

② 污泥颗粒化过程中,R1系统内微生物群落结构发生了显著改变,说明运行模式及进水C/N对微生物菌群结构的影响较大。系统中检测出多种氨氧化细菌(*Flavobacterium*、*Comamonas*)和反硝化细菌(*Candidatus\_Competibacter*、*Thauera*等),这些细菌的共同作用,使得R1实现了高效的短程硝化反硝化脱氮。

### 参考文献:

- [1] PELAZ L, GOMEZ A, LETONA A, et al. Nitrogen removal in domestic wastewater. Effect of nitrate recycling and COD/N ratio [J]. Chemosphere, 2018, 212:8-14.
- [2] 田夏迪,茹临锋,吕心涛,等. 短程反硝化工艺的研究进展与展望[J]. 中国给水排水, 2020,36(2):7-15.  
TIAN Xiadi, RU Linfeng, LÜ Xintao, et al. Research progress and prospect of partial denitrification process [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(2):7-15 (in Chinese).
- [3] 刘宏,彭永臻,牛立飞,等. 交替缺氧/好氧法短程硝化及AOB和NOB活性特征[J]. 中国给水排水, 2017, 33(7):23-27.  
LIU Hong, PENG Yongzhen, NIU Lifei, et al. Alternate anoxic/aerobic partial nitrification and the activity characteristics of AOB and NOB [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(7):23-27 (in Chinese).
- [4] 王桃,邵兆伟,刘安迪,等. 交替曝气对短程硝化启动及脱氮特性的影响[J]. 环境工程学报, 2020, 14(12):3399-3407.  
WANG Tao, SHAO Zhaowei, LIU Andi, et al. Effects of alternating aeration on start-up and denitrification characteristics of partial nitrification [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(12):3399-3407(in Chinese).
- [5] NANCHARAI Y V, KIRAN KUMAR REDDY G.



- Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 247: 1128–1143.
- [6] PRONK M, BASSIN J P, DE KREUK M K, *et al.* Evaluating the main and side effects of high salinity on aerobic granular sludge [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2014, 98(3): 1339–1348.
- [7] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor [J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2001, 91: 168–175.
- [8] DE SOUSA ROLLEMBERG S L, MENDES BARROS A R, MILEN FIRMINO P I, *et al.* Aerobic granular sludge: cultivation parameters and removal mechanisms [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 270: 678–688.
- [9] FRANCA R D G, PINHEIRO H M, VAN LOOSDRECHT M C M, *et al.* Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation [J]. *Biotechnology Advances*, 2018, 36(1): 228–246.
- [10] CUI F, PARK S, MO K, *et al.* Experimentation and mathematical models for partial nitrification in aerobic granular sludge process [J]. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 2017, 21(1): 127–133.
- [11] ISANTA E, REINO C, CARRERA J, *et al.* Stable partial nitrification for low-strength wastewater at low temperature in an aerobic granular reactor [J]. *Water Research*, 2015, 80: 149–158.
- [12] 高春娣, 李浩, 焦二龙, 等. 交替好氧缺氧短程硝化及其特性 [J]. *北京工业大学学报*, 2015, 41(1): 116–122.
- GAO Chundi, LI Hao, JIAO Erlong, *et al.* Alternate aerobic and anoxic partial nitrification and its characteristics [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2015, 41(1): 116–122 (in Chinese).
- [13] 王芳, 葛桂波. SBR不同运行模式对好氧颗粒污泥性能的影响 [J]. *苏州科技学院学报(工程技术版)*, 2015, 28(4): 18–23.
- WANG Fang, GE Guibo. Effect of different operating modes of SBR on the performance of aerobic granular sludge [J]. *Journal of Suzhou University of Science and Technology (Engineering Technology Edition)*, 2015, 28(4): 18–23 (in Chinese).
- [14] 厉巍. 高效短程反硝化耦合厌氧氨氧化工艺研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2017.
- LI Wei. Research on High-efficiency Partial Denitrification Coupled with Anammox Process [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2017 (in Chinese).
- [15] 徐恒娟. 连续流前置A/O工艺短程硝化反硝化的实现及稳定性研究 [D]. 杭州: 浙江工商大学, 2014.
- XU Hengjuan. Study on the Realization and Stability of Partial Nitrification and Denitrification by Continuous Flow Pre-A/O Process [D]. Hangzhou: Zhejiang Gongshang University, 2014 (in Chinese).
- [16] DU R, PENG Y, CAO S, *et al.* Mechanisms and microbial structure of partial denitrification with high nitrite accumulation [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100(4): 2011–2021.
- [17] ZHANG B, LI W, GUO Y, *et al.* A sustainable strategy for effective regulation of aerobic granulation: augmentation of the signaling molecule content by cultivating AHL-producing strains [J]. *Water Research*, 2020, 169: 115193.
- [18] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法 [M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 246–280.
- National Environmental Protection Bureau. Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 246–280 (in Chinese).
- [19] SCHNEIDER C A, RASBAND W S, ELICEIRI K W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis [J]. *Nature Methods*, 2012, 9(7): 671–675.
- [20] 冯骁驰. 应用代谢解偶联剂TCS控制MBR膜污染及机制研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018.
- FENG Xiaochi. Application of Metabolic Uncoupling Agent TCS to Control MBR Membrane Fouling and Its Mechanism [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2018 (in Chinese).
- [21] 王晓林, 庄晓辉. C/N对颗粒污泥快速培养及性能的影响 [J]. *工业安全与环保*, 2018, 44(2): 61–63.
- WANG Xiaolin, ZHUANG Xiaohui. Effect of C/N on the rapid culture and performance of granular sludge [J]. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 2018, 44(2): 61–63 (in Chinese).
- [22] 王文琪, 李冬, 高鑫, 等. 短程硝化反硝化除磷颗粒污泥的同步驯化 [J]. *环境科学*, 2021, 42(6): 1–8.
- WANG Wenqi, LI Dong, GAO Xin, *et al.* Nitrification and denitrification of phosphorus removal by granular sludge [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(6): 1–8 (in Chinese).
- [23] 张杰, 劳会妹, 李冬, 等. 高频曝停下停曝时间对亚硝化颗粒污泥性能的影响 [J]. *环境科学*, 2020, 41(1): 360–367.

- ZHANG Jie, LAO Huimei, LI Dong, *et al.* Effect of high speed and stop time on the performance of nitrite granular sludge [J]. *Environmental Science*, 2020, 41 (1): 360–367(in Chinese).
- [24] 郝桂珍, 范宇成, 徐利, 等. 低温下好氧颗粒污泥强化造粒研究[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(19): 32–38.
- HAO Guizhen, FAN Yucheng, XU Li, *et al.* Enhancement of granulation by aerobic granular sludge at low temperature [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(19): 32–38(in Chinese).
- [25] SHI Y, LIU Y. Evolution of extracellular polymeric substances (EPS) in aerobic sludge granulation: composition, adherence and viscoelastic properties [J]. *Chemosphere*, 2021, 262: 128033.
- [26] 李冬, 郭跃洲, 曹美忠, 等. 曝气时间比对亚硝化颗粒污泥形成的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(5): 2289–2295.
- LI Dong, GUO Yuezhou, CAO Meizhong, *et al.* Effect of stop-aeration time ratio on formation of nitrite granular sludge [J]. *Environmental Science*, 2018, 39 (5) : 2289–2295(in Chinese).
- [27] 张立楠, 黄思浓, 兰鑫, 等. 自养硝化颗粒污泥的干式储存及恢复[J]. *中国给水排水*, 2021, 37(5): 1–9.
- ZHANG Linan, HUANG Sinong, LAN Xin, *et al.* Dry storage and recovery of autotrophic nitrifying granular sludge [J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(5): 1–9(in Chinese).
- [28] 邱春生, 聂海伦, 孙力平, 等. 不同碳源条件下聚磷菌代谢特性[J]. *环境工程学报*, 2014, 8(6): 2191–2197.
- QIU Chunsheng, NIE Hailun, SUN Liping, *et al.* Metabolic characteristics of phosphorus accumulating bacteria under different carbon source conditions [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, 8 (6): 2191–2197(in Chinese).
- [29] 李捷, 徐浩, 罗凡, 等. 城市生活污水短程硝化的两个关键控制因素研究[J]. *给水排水*, 2018, 44(6): 29–32.
- LI Jie, XU Hao, LUO Fan, *et al.* Research on two key controlling factors of partial nitrification of urban domestic wastewater [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2018, 44(6): 29–32(in Chinese).
- [30] 梅翔, 占晶, 谢玥, 等. 运行方式对曝气生物滤池实现短程硝化的影响[J]. *中国给水排水*, 2011, 27 (19): 96–99.
- MEI Xiang, ZHAN Jing, XIE Yue, *et al.* Effect of operation mode on partial nitrification in biological aerated filter [J]. *China Water & Wastewater*, 2011, 27 (19): 96–99(in Chinese).
- [31] LIM Y W, LEE S A, KIM S B, *et al.* Diversity of denitrifying bacteria isolated from Daejeon Sewage Treatment Plant [J]. *Journal of Microbiology*, 2005, 43 (5): 383–390.
- [32] HILL V R, KAHLER A M, JOTHIKUMAR N, *et al.* Multistate evaluation of an ultrafiltration-based procedure for simultaneous recovery of enteric microbes in 100-liter tap water samples [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2007, 73 (13) : 4218–4225.
- [33] RUBIO RINCON F J, LOPEZ VAZQUEZ C M, WELLES L, *et al.* Cooperation between *Candidatus Competibacter* and *Candidatus Accumulibacter* clade I , in denitrification and phosphate removal processes [J]. *Water Research*, 2017, 120: 156–164.
- [34] LIU H, ZHU L, TIAN X, *et al.* Seasonal variation of bacterial community in biological aerated filter for ammonia removal in drinking water treatment [J]. *Water Research*, 2017, 123: 668–677.
- [35] ZHANG H, SONG S, JIA Y, *et al.* Stress-responses of activated sludge and anaerobic sulfate-reducing bacteria sludge under long-term ciprofloxacin exposure [J]. *Water Research*, 2019, 164: 114964.

作者简介: 张冰(1988–), 女, 黑龙江哈尔滨人, 博士, 助理研究员, 主要研究方向为好氧颗粒污泥技术。

E-mail: zhangbing@cqu.edu.cn

收稿日期: 2021-03-12

修回日期: 2021-05-10

(编辑: 李德强)