

吴磊, 殷建文, 魏强, 等. 污水处理厂泥膜复合 MBBR 工艺运行效果评价[J]. 净水技术, 2026, 45(2): 101-108.

Wu L, Yin J W, Wei Q, et al. Evaluation on the operation effect of hybrid-MBBR process in WWTP [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(2): 101-108.

## 污水处理厂泥膜复合 MBBR 工艺运行效果评价

吴磊<sup>1</sup>, 殷建文<sup>2,3</sup>, 魏强<sup>2,3</sup>, 张震芳<sup>2,3</sup>, 吴钰哲<sup>2,3</sup>, 杨忠启<sup>2,3,\*</sup>

(1. 葛洲坝集团生态环保有限公司, 湖北武汉 430030; 2. 青岛思普润水处理股份有限公司, 山东青岛 266510; 3. 青岛市绿色低碳生物膜与水环境恢复重点实验室, 山东青岛 266510)

**摘要** 【目的】为探究泥膜复合移动床生物膜反应器(MBBR)工艺在污水处理厂提标改造中的实际应用效果, 针对长三角某设计处理规模为 20 万 m<sup>3</sup>/d 污水处理厂的实际情况进行研究。【方法】本文分析了悬浮载体投加对于生化系统脱氮性能的改善效果, 研究了泥膜复合系统中泥膜两相硝化性能差异、MBBR 区分级和载体投加区域对于硝化性能的影响。【结果】在泥膜系统中, 生物膜硝化菌相对丰度最大可达 6.66%, 是同系统活性污泥的 6.34 倍, 保障了水力停留时间(HRT)缩短 46.5% 情况下的稳定达标; 悬浮载体投加区域与运行环境对生物膜硝化性能影响较大, 采用两级投加时, 受氨氮浓度的影响, 一级生物膜的硝化能力是二级的 1.2 倍; 投加于不同区域时, 受有机物浓度的影响, 好氧区前段生物膜的硝化能力降低 67.63%。【结论】泥膜复合 MBBR 工艺显著强化了系统的脱氮能力, 但受到投加区域、分级等多种因素的影响, 需进行合理的设计, 保障宏观效果的发挥。

**关键词** 移动床生物膜反应器(MBBR) 生物流化床 硝化菌 分级 投加区域

**中图分类号:** TU992 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-0177(2026)02-0101-08

**DOI:** 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.02.010

## Evaluation on the Operation Effect of Hybrid-MBBR Process in WWTP

Wu Lei<sup>1</sup>, Yin Jianwen<sup>2,3</sup>, Wei Qiang<sup>2,3</sup>, Zhang Zhenfang<sup>2,3</sup>, Wu Yuzhe<sup>2,3</sup>, Yang Zhongqi<sup>2,3,\*</sup>

(1. Gezhouba Group Eco-Environmental Protection Co., Ltd., Wuhan 430030, China;

2. Qingdao Spring Water Treatment Co., Ltd., Qingdao 266510, China;

3. Qingdao Key Laboratory of Green and Low Carbon Biofilm and Water Environment Restoration, Qingdao 266510, China)

**Abstract** [Objective] In order to explore the application effect of the hybrid-moving bed biofilm reactor (MBBR) process in the renovation of wastewater treatment plants (WWTPs), a study is conducted on the actual treatment effect of a WWTP in the Yangtze River Delta with a designed treatment capacity of 200 000 m<sup>3</sup>/d. [Methods] The paper analysed the differences in nitrification performance between sludge and biofilm, the impact of classification and suspension carrier dosing area on nitrification performance. [Results] In the hybrid-MBBR system, the relative abundance of biofilm nitrifying bacteria could reach up to 6.66%, which was 6.34 times that of activated sludge in the same system, ensuring stable compliance with hydraulic retention time(HRT) reduction of 46.5%. The dosing area and operating environment of suspended carriers had a significant impact on the nitrification performance of biofilm. When using two-stage dosing, the nitrification capacity of the first stage biofilm was 1.2 times that of the second stage due to the influence of ammonia nitrogen concentration. When dosed in different areas, the nitrification capacity of the biofilm in the front area of the aerobic zone was reduced by 67.63% due to organic compounds. [Conclusion] The hybrid MBBR significantly enhances the denitrification capacity of the system, but it is affected by various factors such as the carriers dosing area and partition, and requires reasonable design to ensure the effect is fully realized.

**Keywords** moving bed biofilm reactor (MBBR) biological fluidized bed nitrifying bacteria classification dosing area

[收稿日期] 2024-08-18

[基金项目] 青岛西海岸新区科技攻关“揭榜制”专项(2024-4); 2022 青岛市产业领军人才计划

[作者简介] 吴磊(1982—), 男, 高级工程师, 主要从事水环境治理和水处理相关工作, E-mail: 312001674@qq.com。

[通信作者] 杨忠启(1993—), 男, 正高级工程师, E-mail: yangzq20@126.com。

移动床生物膜反应器 (MBBR) 起源于 20 世纪 90 年代的北欧,因其脱氮效果好、抗冲击能力强、可嵌入式改造等优点,在我国污水处理厂进行新、改、扩建中得到广泛的应用,国内的应用体量超过  $2.6 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{d}$ ,成为污水处理主流工艺之一。2021 年,作为“应用广泛且运行可靠”的工艺被纳入《室外排水设计标准》(GB 50014—2021)中<sup>[1-3]</sup>。MBBR 工艺的核心是通过悬浮载体投加形成生物膜的方式,实现功能菌的定向培养和高效富集,在泥膜复合系统中,可以弥补活性污泥处理能力的不足,进而提升生化系统处理能力。吴迪等<sup>[4]</sup>的研究发现,改造后的悬浮载体生物膜中硝化菌的相对丰度是活性污泥系统的 10 倍以上,通过投加悬浮载体,系统的硝化负荷较改造前提升了 124.69%,显著强化了系统的硝化能力。MBBR 工艺的特点是悬浮载体在拦截筛网的作用下于特定区域内流化,区别于活性污泥系统,生物膜微生物构成与悬浮载体所处环境密切相关,直接影响了生物膜的处理效果。周正兴等<sup>[5]</sup>采用六级 MBBR 处理河道水,受基质影响,生物膜相对丰度逐级降低,由 2.86% 降低至 0.76%,硝化负荷同步也由  $31.7 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  降低至  $1.3 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。韩文杰等<sup>[6]</sup>的研究发现,悬浮载体系统主好氧区的硝化菌在不同分级内的相对丰度差异在 2 倍以上,具有不同的抗冲击负荷能力。可见,虽然 MBBR 工艺具有强化系统处理能力的特点,但是悬浮载体的投加位置、MBBR 区的分级等不同,导致最终的效果也具有显著的差异。现有研究中,多关注于 MBBR 工艺的设计与整体效果,鲜有对于 MBBR 区位置、分级等影响因素的研究分析,难以判断设计的合理性。

本文以运行 7 年的长三角某泥膜复合 MBBR 系统为例,分析了系统长期的运行效果,并探究了不同载体投加区域以及不同分级等对生物膜硝化性能的影响,以期为污水处理厂 MBBR 工艺的设计和运行控制提供参考和建议。

## 1 项目简介

长三角某污水处理厂分为三期建设,其中一期和二期分别于 2007 年和 2011 年通水运行,设计水量分别为  $10 \text{ 万 m}^3/\text{d}$  和  $5 \text{ 万 m}^3/\text{d}$ 。2017 年,该污水厂进行提标扩容,原一期、二期进行原池提标改造,达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 运行标准;新建三期规模

为  $5 \text{ 万 m}^3/\text{d}$ ,污水厂总处理规模达到  $20 \text{ 万 m}^3/\text{d}$ 。一、二、三期进水水质相同,但各自独立运行,互不影响,设计进出水水质如表 1 所示。新建三期采用厌氧-缺氧-好氧 (AAO) 工艺,生化段水力停留时间 (HRT) 为 17.5 h,而现有一、二期生化段 HRT 分别为 12.0、16.5 h,生化段有效 HRT 不足且难以通过优化运行的方式达到一级 A 标准,同时原厂内无预留扩建用地,需在原构筑物基础上提升处理能力。因此,采用较为成熟的 MBBR 工艺进行提标改造,针对一、二期实际的运行情况制定了不同的提标改造方案。一、二期均未改动池体结构以及功能区 HRT,均在好氧区投加悬浮载体,其中:一期悬浮载体投加于好氧区中段,采用两级投加、三线并列运行的方式;二期悬浮载体投加于好氧区的前段,采用单级投加的方式。改造后现状一、二、三期生化段平面如图 1 所示,各期设计参数如表 2 所示。一、二、三期深度处理均采用高效沉淀池,出水消毒后排入受纳水体。

表 1 设计进出水水质  
Tab. 1 Designed Influent and Effluent Quality

项目	COD	BOD <sub>5</sub>	TN	氨氮	TP
设计进水/(mg·L <sup>-1</sup> )	400	184	55	50	7.2
设计出水/(mg·L <sup>-1</sup> )	50	10	15	5(8)	0.5

注:括号内为温度低于 12℃ 执行标准,括号外为温度高于 12℃ 执行标准;COD 为化学需氧量,BOD<sub>5</sub> 为五日生化需氧量,TN 为总氮,TP 为总磷。

## 2 材料与方法

为探究 MBBR 改造后生化系统的实际运行效果,采用沿程断面法以及原位小试等方式对活性污泥及生物膜的性能进行了测定。

### 2.1 沿程数据测定

分别取一、二、三期沿程各功能区出水断面进行水质分析,取样点如图 1 所示,包括厌氧池出水,缺氧池出水,好氧池各污泥区、MBBR 区出水,进水取自初沉池出水,每间隔 2 h 取样 1 次,共取 3 次。所有样品在快速沉淀后取上清液,取回后及时进行过滤等预处理,将 3 次样品等量混合均匀后测定氨氮、硝氮 (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) 和溶解性 COD。

### 2.2 硝化性能测定

采用生化池缺氧区出水经沉淀后的上清液,分别测定一、二、三期不同生物相的硝化性能,同批试验分别设置纯膜、纯泥、泥膜复合系统。纯膜系统仅

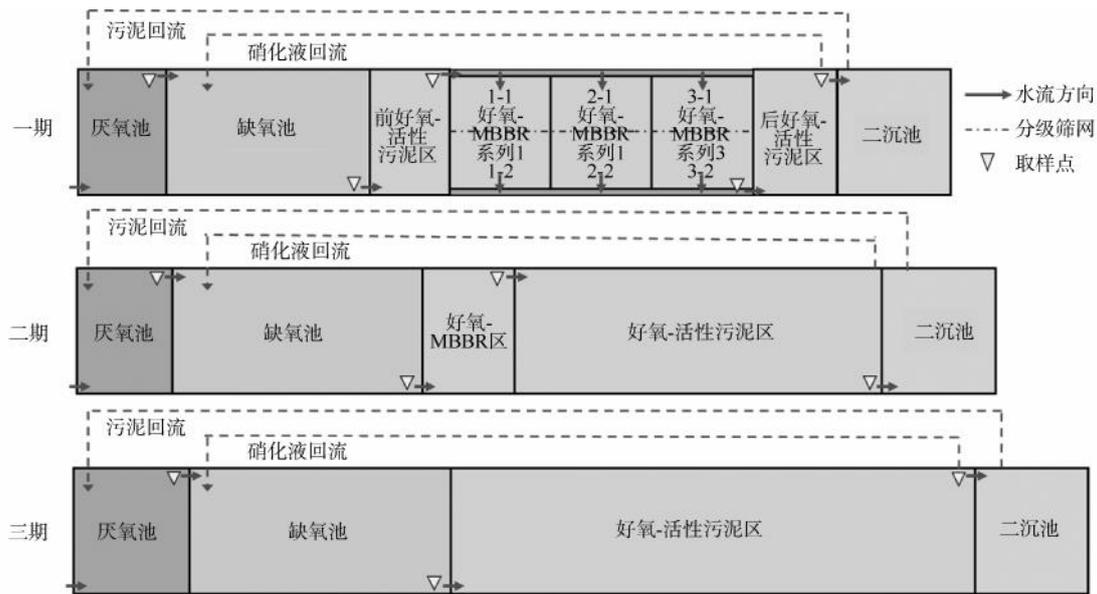


图1 一、二、三期生化段工艺流程

Fig. 1 Process Flow of I, II, and III Phases of Biochemical Section

表2 长三角某污水厂一、二、三期的运行参数

Tab. 2 Operation Parameters of I, II, and III Phase of a WWTP in the Yangtze River Delta

项目	处理规模/(m <sup>3</sup> ·d <sup>-1</sup> )	工艺	总 HRT/h	填充率	混合液悬浮固体 (MLSS)/(g·L <sup>-1</sup> )	内回流比	外回流比
一期	10 万	AAO-MBBR	12.0	56%	5.2	100%	100%
二期	5 万	AAO-MBBR	16.5	40%	5.6		
三期	5 万	AAO-活性污泥	17.5	—	5.7		

投加悬浮载体,悬浮载体分别取自一、二期各投加区域;纯泥系统仅投加活性污泥,活性污泥分别取自各期好氧区末端;泥膜复合系统同时投加悬浮载体和活性污泥。小试系统有效容积为 25 L,污泥浓度、悬浮载体填充率均与实际运行保持一致。试验期间,温度为 18~21 ℃,溶解氧质量浓度为 6.0~7.5 mg/L,定时取样测定氨氮与 NO<sub>3</sub>-N,分析活性污泥、悬浮载体与泥膜复合系统的容积负荷,泥膜复合系统中悬浮载体硝化贡献率计算如式(1)<sup>[7]</sup>。

$$\phi = \frac{A_{\text{泥}} - A_{\text{S}}}{A_{\text{泥}}} \quad (1)$$

其中: $\phi$ ——悬浮载体硝化贡献率;

$A_{\text{泥}}$ ——MBBR 泥膜复合系统容积负荷, kg 氨氮/(m<sup>3</sup>·d);

$A_{\text{S}}$ ——活性污泥容积负荷, kg 氨氮/(m<sup>3</sup>·d)。

### 2.3 生物膜厚度与生物量测定

利用奥斯微光学仪器测定生物膜厚度;生物量

采用重量法进行测定。

### 2.4 微生物群落结构分析

本项目以基于 16S rDNA 扩增子高通量测序测定悬浮载体和活性污泥中的微生物群落。其中:活性污泥样品为一、二、三期生化池的过滤污泥,悬浮载体生物膜样品则分别刮取自一期 MBBR 区一级和二级中的悬浮载体,以及二期 MBBR 区悬浮载体。高通量的具体测定方法与韩文杰等<sup>[8]</sup>的报道相一致。

### 3 项目运行效果

本项目自 2022 年 1 月 1 日—2023 年 1 月 1 日实际进出水情况如表 3 所示,项目进水主要由收纳范围内的市政污水和工业废水组成,实际进水水质浓度略低于设计进水,一、二、三期出水水质均稳定优于设计排放标准。在脱碳方面,三期项目对于 COD 的去除效果最为理想,出水 COD 平均质量浓度仅为(18.97±0.53) mg/L,但一、二、三期项目出水 BOD<sub>5</sub> 浓度基本保持一致,说明在生物池 HRT 相差较大的情况下,各期系统对于易降解有机物的利

用效率相同,但由于三期项目 HRT 最长,其对于难降解有机物的去除效果更好。在脱氮方面,一、二、三期出水氨氮浓度基本相同,稳定优于一级 A 标准。根据硝化情况进行核算,一、二、三期好氧区硝化容积负荷分别为 0.111、0.082、0.076 kg 氨氮/(m<sup>3</sup>·d),一期和二期的实际硝化能力分别是三期的 1.3 倍和 1.1 倍,悬浮载体的投加极大地提升了硝化性能,二期提升效果不明显主要在于二期原

HRT 也达到了 16.5 h,而本项目属于原池改造项目,未改动实际 HRT。在良好硝化的基础上,一、二、三期均获得了良好的脱氮效果,TN 去除率均达到 70% 以上,系统脱氮负荷分别为 0.118、0.082、0.075 kg TN/(m<sup>3</sup>·d),在缺氧停留时间最短的一期,也能够满足脱氮的需求,说明系统原水碳源充足,满足脱氮需求,也验证了一二期改造时未改动缺氧区的初衷。

表 3 该项目实际进出水

Tab. 3 Actual Influent and Effluent of Water in the Project

项目	COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	BOD <sub>5</sub> /(mg·L <sup>-1</sup> )	TN/(mg·L <sup>-1</sup> )	氨氮/(mg·L <sup>-1</sup> )	TP/(mg·L <sup>-1</sup> )
项目进水	338.11±92.95	132.36±32.80	33.15±5.97	28.01±6.26	4.97±1.78
一期出水	22.03±6.40	5.81±0.96	9.50±1.70	0.80±0.62	0.16±0.12
二期出水	21.55±7.25	5.93±1.11	9.24±1.82	0.75±0.79	0.17±0.15
三期出水	18.97±4.53	5.19±0.93	9.71±1.36	0.77±0.71	0.16±0.13

## 4 讨论与分析

### 4.1 悬浮载体投加强化硝化效果比较

为进一步研究悬浮载体投加后对于生化系统的影响,分别以小试的方式,测定了一、二期泥膜复合系统以及一、二、三期活性污泥系统的硝化性能,其中一期悬浮载体取自 1-1 区域,测定结果如图 2 所示。

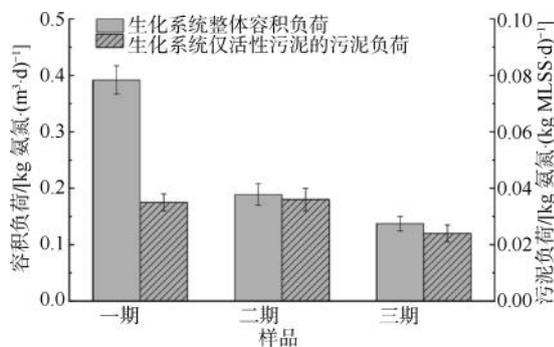


图 2 一二期泥膜复合系统以及一、二、三期活性污泥系统硝化性能

Fig. 2 Nitrification Performance of the Phase I and II Hybrid MBBR Systems and Phase I, II and III Activated Sludge Systems

由图 2 可知,一、二期泥膜复合系统容积负荷均值分别为 0.392、0.189 kg 氨氮/(m<sup>3</sup>·d),显著高于三期活性污泥系统的 0.137 kg 氨氮/(m<sup>3</sup>·d),分别提升了 186.13%、37.96%。而 MBBR 工艺通过向生化池内投加悬浮载体,实现了专性培养,尤其强化自养型硝化菌群的富集,富集能力远远优于活性污泥系统,进而实现硝化性能的原位提升<sup>[9]</sup>。此外,研究<sup>[10]</sup>

表明,合理范围内延长 HRT 更有利于硝化菌的富集。而本项目一期 HRT 显著低于二期和三期,但从硝化试验结果来看,一期和二期污泥负荷均值基本持平,分别为 0.035 和 0.036 kg 氨氮/(kg MLSS·d),高于三期的 0.024 kg 氨氮/(kg MLSS·d)。MBBR 工艺在运行中存在生物膜的动态更新,脱落生物膜进入活性污泥中能够实现对活性污泥的强化,进行“再接种”。因此,在 HRT 缩短 46.5% 的情况下,泥膜复合系统中的活性污泥硝化效果也依然高于纯活性污泥系统。这与孙晓等<sup>[11]</sup>的研究类似,在泥膜复合系统 HRT 仅为活性污泥系统的 70% 时,MBBR 区活性污泥的硝化能力仍显著高于活性污泥系统,硝化性能提升 63%,印证了脱落生物膜可作为接种物从而显著促进泥膜复合系统中活性污泥的硝化性能。

### 4.2 MBBR 区不同分级硝化性能比较

本项目一期好氧 MBBR 区采用 3 个系列并联,每个系列两级投加的方式,为探究不同分级悬浮载体生物膜的硝化性能,分别取每个系列的一级和二级悬浮载体通过小试测定硝化性能,各级悬浮载体生物膜硝化性能、厚度和生物量如图 3 和表 4 所示。

在相同的试验条件下,一级生物膜的容积负荷均值分别为 0.21、0.22、0.25 kg 氨氮/(m<sup>3</sup>·d),均略高于二级生物膜的 0.17、0.19、0.20 kg 氨氮/(m<sup>3</sup>·d),约 1.2 倍。沿程断面测定结果显示:进入好氧 MBBR 区一级的氨氮质量浓度可达 (24.11 ± 3.11) mg/L,经处理后进入二级 MBBR 的氨氮质量

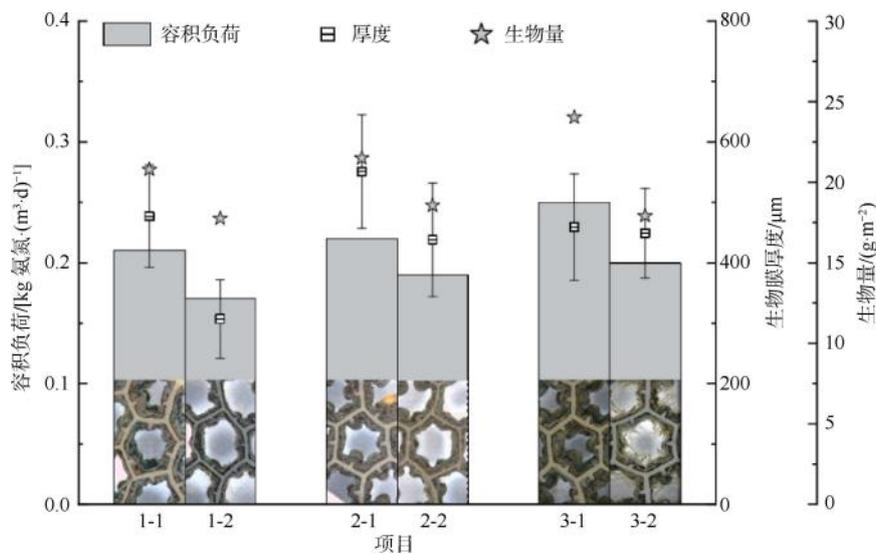


图3 一期各级悬浮载体生物膜负荷、厚度和生物量

Fig. 3 Load, Thickness, and Biomass of Biofilms on Suspended Carriers at Different Areas in Phase I

表4 一期 MBBR 区各级悬浮载体生物膜负荷、厚度与生物量

Tab. 4 Volume Load of Filling Materials at All Levels in Phase I MBBR Area

指标	MBBR 区 1-1	MBBR 区 1-2	MBBR 区 2-1	MBBR 区 2-2	MBBR 区 3-1	MBBR 区 3-2
容积负荷/[kg 氨氮·(m <sup>3</sup> ·d) <sup>-1</sup> ]	0.21±0.03	0.17±0.02	0.22±0.04	0.19±0.03	0.25±0.02	0.20±0.02
厚度/μm	477±135	307±115	551±94	438±94	459±208	449±74
生物量/(g·m <sup>-2</sup> )	20.79	17.75	21.49	18.55	24.03	17.92

浓度仅为  $(9.39 \pm 2.12)$  mg/L, 氨氮去除比例约 60% : 40%。好氧 MBBR 一级所承担的进水氨氮负荷更高, 生物膜始终处于相对高氨氮的环境, 而二级 MBBR 进水氨氮浓度较低, 生物膜始终处于相对低氨氮的环境, 因此, 生物膜的硝化性能低于一级。MBBR 系列一的一、二级生物膜厚度分别为  $(477 \pm 135)$ 、 $(307 \pm 115)$  μm; MBBR 系列二的一、二级生物膜厚度分别为  $(551 \pm 94)$ 、 $(438 \pm 94)$  μm; MBBR 系列三的一、二级生物膜厚度分别为  $(459 \pm 208)$ 、 $(429 \pm 74)$  μm。各系列一级的生物膜厚度均明显高于二级。从生物量来看, MBBR 系列一的一、二级生物量分别为 20.79、17.75 g/m<sup>2</sup>; MBBR 系列二的一、二级生物量为 21.49、18.55 g/m<sup>2</sup>; MBBR 系列三的一、二级生物量为 24.03、17.92 g/m<sup>2</sup>。硝化性能、生物量与生物膜厚度的结果一致, 均是一级高于二级。说明在同一 MBBR 系列的不同分级内, 一级的进水基质更充足, 有助于生物膜生长, 而二级进水负荷较低导致生物量也较低。基于 MBBR 区分级的运行效果, 在实际运行中可以对 MBBR 区进行分级曝气调控, 当进水负荷较低时可以适当降低 MBBR 区一

级的曝气量, 释放部分基质进入二级处理, 保障二级生物膜生长且降低运行能耗; 而进水负荷升高或冬季低温致使硝化负荷降低时, 可提高一级的曝气量, 利用“一级负荷削减+二级保障达标”的控制方法实现稳定达标。通过功能区分级和曝气量调控, 同时满足达标与降耗的需求。

#### 4.3 悬浮载体投加区域对硝化性能的影响

本项目中一期和二期项目同样采用 MBBR 工艺进行原池改造, 但 MBBR 区所处的位置有所不同, 因此, 为确定悬浮载体投加位置对生物膜硝化性能的影响, 分别对一、二期项目的功能区出水进行测定, 以确定 MBBR 区实际发挥的效果, 结果如图 4 所示。

在一期项目中, 悬浮载体投加于好氧区中段, 氨氮的去除基本发生于好氧 MBBR 区(溶解氧质量浓度约 2 mg/L), 核算 MBBR 区的池容为总好氧区的 60%, 但氨氮去除占比却达到 94%, 发挥了主要的硝化作用, 后好氧活性污泥区(溶解氧质量浓度约 4 mg/L)仅起到保障的作用。而在二期项目中, 悬浮载体投加于好氧区前段, MBBR 区(溶解氧质量浓度约 2 mg/L)无明显的氨氮去除, 氨氮去除率仅为

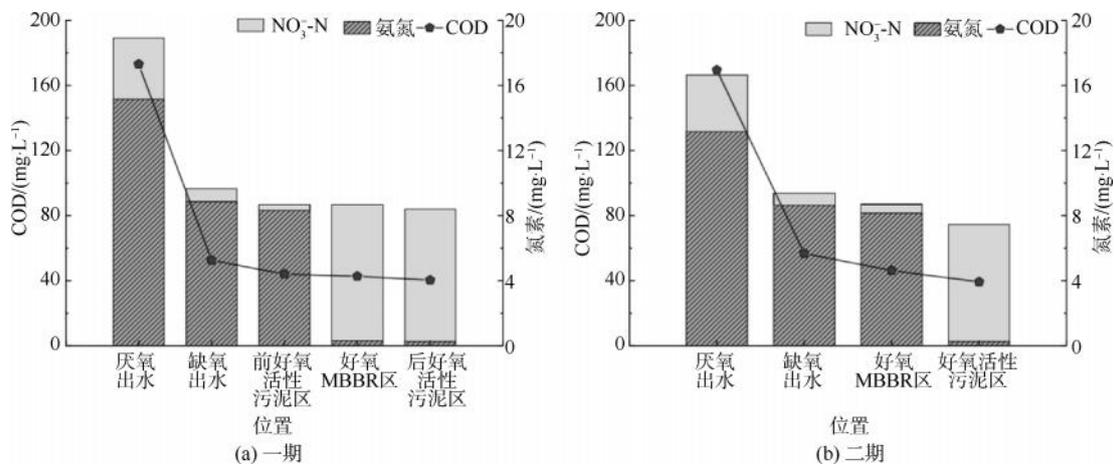


图 4 一期、二期沿程污染物去除

Fig. 4 Pollutants Removal along Process of Phase I and Phase II

5.78%,硝化过程主要发生于好氧活性污泥区(溶解氧质量浓度约 2 mg/L),承担了 94.03%的氨氮去除。造成此现象的原因可能与 MBBR 区进水有机物浓度较高有关。沿程断面监测显示:缺氧区的出水 COD 质量浓度仍有 56.77 mg/L。进入好氧区后,异养菌与自养菌相比对于溶解氧的竞争能力更强,因此,优先发生脱碳反应<sup>[10]</sup>。由图 4 可知,一期的前好氧活性污泥区和二期的 MBBR 区均有约 10 mg/L 的 COD 去除。因此,对一期 MBBR 区而言,有机物影响已基本消除,并未对生物膜硝化造成影响;而二期 MBBR 直接承接缺氧区出水,受有机物影响较大,无良好的硝化环境,因此,生物膜硝化性能较弱。同时,硝化小试结果显示:一期 MBBR 生物膜硝化负荷为 0.207 kg 氨氮/(m<sup>3</sup>·d),而二期 MBBR 生物膜硝化负荷仅为 0.067 kg 氨氮/(m<sup>3</sup>·d),较一期下降约 67.63%,和系统宏观的硝化效果相对应。因此,针对 MBBR 强化活性污泥生化性能,如选择部分区域投加,建议优先投加于好氧区中段,以避免进水有机物对于微生物硝化性能的抑制。而对于低碳氮比(C/N)污水或缺氧区有机物得到充分利用的情况,好氧 MBBR 区也可直接应用于前段。

#### 4.4 悬浮载体投加对于硝化功能菌群的影响

为进一步确认悬浮载体投加对于硝化功能菌群的影响,对本项目一、二、三期项目的活性污泥和各区域悬浮载体生物膜进行了基于 16S rDNA 扩增子高通量测序。不同期和不同生物相下微生物在属水平上的相对丰度如图 5 所示。

由图 5 可知,各系统优势硝化菌属均为硝化螺

旋菌(*Nitrospira*),*Nitrospira* 是污水厂常见的硝化菌属,其可将亚硝酸盐氮氧化为 NO<sub>3</sub>-N,部分菌属也具备直接将氨氮氧化为 NO<sub>3</sub>-N 的能力。由高通量结果可知,一期 1-1 生物膜上 *Nitrospira* 相对丰度最高(6.66%),达到同系统活性污泥(1.05%)的 6.34 倍,实现了对于长泥龄硝化菌群的高效富集。二期生物膜上 *Nitrospira* 相对丰度为 1.86%,较一期生物膜明显降低,说明受有机物影响,硝化菌富集能力受限与一、二期 MBBR 区宏观的硝化效果相对应。进一步可以看出,一期活性污泥中 *Nitrospira* 相对丰度为 1.05%,高于二期的 0.89%和三期的 0.85%,验证了悬浮载体脱落生物膜对于活性污泥系统的“再接种”效果。二期生物膜 *Nitrospira* 相对丰度较低也间接影响了二期活性污泥的 *Nitrospira* 相对丰度,未能实现优良的“再接种”过程。同时,一期 MBBR 区 1-1 和 1-2 生物膜中 *Nitrospira* 相对丰度分别为 6.66%和 5.27%,在基质更充足的情况下 MBBR 区 1-1 生物膜的硝化菌富集效果更高,与硝化小试结果相对应,MBBR 区 1-2 生物膜上的硝化菌相对丰度同样远高于活性污泥,在项目进水冲击情况下保障系统出水的稳定达标。此外,*norank\_f\_JG30-KF-CM45* 在不同期不同生物相中都有较高的相对丰度,其在一期生物膜(1-1、1-2)、二期生物膜、一期污泥、二期污泥和三期污泥中的相对丰度分别为 10.36%、11.25%、7.17%、2.86%、2.73%和 3.37%。研究<sup>[12]</sup>表明,*norank\_f\_JG30-KF-CM45* 具有硝化或者反硝化的能力,但目前对于该菌属尚无明确的结论。本项目中的高效富集效果可能与进水水质中存

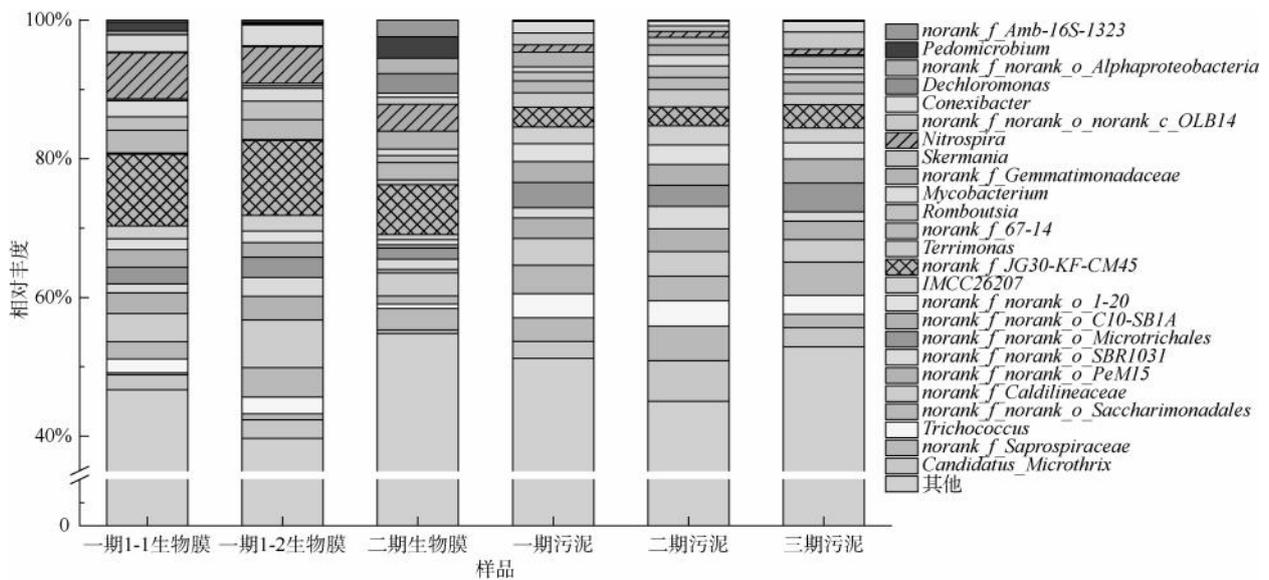


图5 不同期和不同生物相下微生物属水平相对丰度

Fig. 5 Relative Abundance of Microbial Genera Levels at Different Phases and Biofacies

在特异性物质有关。各系统优势反硝化菌是 *Terrimonas*, 其在 一期生物膜 (1-1、1-2)、二期生物膜、一期污泥、二期污泥和三期污泥中的相对丰度分别为 0.19%、0.13%、0.73%、2.08%、2.48% 和 1.56%。此外, *Dechloromonas* 也是一种典型的全程反硝化菌, 但其主要在二期生物膜中富集, 相对丰度达到 2.81%。研究<sup>[13]</sup>表明, 该菌属的丰度与污水中有机物的降解密切相关, 其含量与 COD 去除率呈显著正相关关系, 这也与二期 MBBR 区承接了缺氧未完全利用的 COD 相吻合。

## 5 结论

(1) 长三角某污水厂采用 MBBR 工艺进行提标改造, 在不新增用地的基础上, 仅依靠原位“镶嵌”生物膜的方式实现了原位强化脱氮的效果, 出水稳定优于设计排放标准, 已实现稳定运行超过 7 年。小试结果显示, 泥膜复合系统容积负荷较同厂活性污泥系统提升 186.13%, 改造具备合理性。

(2) MBBR 改造实现了有效功能菌群富集能力的提升, 优势硝化菌属 *Nitrospira* 在生物膜上的相对丰度是同系统活性污泥中的 6.34 倍, 保障了系统稳定的处理效果和耐受冲击能力, 脱落生物膜对同系统活性污泥进行“再接种”, 提高了污泥中的硝化菌的相对丰度。

(3) MBBR 区可采用分级布置方式, 一级削减污染物负荷, 二级保障出水稳定达标, 实际运行可根

据进水污染物负荷进行曝气量的调整, 低进水负荷下降低一级曝气控制能耗且保障二级生物膜生长, 高进水负荷下提升曝气保障系统达标, 同时满足达标与节能需求。同时, 好氧 MBBR 区的设置应充分考虑缺氧出水 COD 的影响, 在缺氧区 COD 利用不充分时可将 MBBR 区适当后移, 避免 COD 影响生物膜硝化效果发挥。

## 参考文献

- [1] 作晓辉, 刘真, 侯海明, 等. 西部高原某污水处理厂的 MBBR 改造效果分析 [J]. 净水技术, 2023, 42 (11): 166-172, 190.  
Wu X H, Liu Z, Hou H M, et al. Performance analysis of MBBR process reconstruction for a western plateau WWTP [J]. Water Purification Technology, 2023, 42 (11): 166-172, 190.
- [2] 周家中, 吴迪, 郑临奥. 纯膜 MBBR 工艺在国内外的工程应用 [J]. 中国给水排水, 2020, 36(22): 37-47.  
Zhou J Z, Wu D, Zheng L A. Engineering application of pure MBBR process at home and abroad [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(22): 37-47.
- [3] 陈达钊, 彭一佳, 叶定豪, 等. BFM 生物集效工艺的设计与应用 [J]. 净水技术, 2024, 43(9): 165-172.  
Chen D Z, Peng Y J, Ye D H, et al. Design and application of intensive and efficient BFM Process [J]. Water Purification Technology, 2024, 43(9): 165-172.
- [4] 吴迪, 陈黎明, 杨忠启, 等. MBBR 用于西南某污水厂准 IV

- 提标改造冬季脱氮性能研究[J]. 环境工程学报, 2024, 18(12): 3652-3662.
- Wu D, Chen L M, Yang Z Q, et al. Research on the denitrification performance in winter of MBBR used for the standard IV upgrading and renovation of a WWTP in Southwest China [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2024, 18(12): 3652-3662.
- [ 5 ] 周正兴, 孙晓阳, 吴迪, 等. MBBR 处理某水厂微污染水硝化性能研究[J]. 水处理技术, 2020, 46(8): 121-125.
- Zhou Z X, Sun X Y, Wu D, et al. Study on nitrification performance of MBBR process in treatment of micro polluted water[J]. Technology of Water Treatment, 2020, 46(8): 121-125.
- [ 6 ] 韩文杰, 吴迪, 周家中, 等. 长三角地区 MBBR 泥膜复合污水厂低温季节生物多样性分析[J]. 环境科学, 2020, 41(11): 5037-5049.
- Han W J, Wu D, Zhou J Z, et al. Microbial diversity analysis of WWTPs based on hybrid-MBBR process in a low temperature season in the Yangtze River Delta [J]. Environmental Science, 2020, 41(11): 5037-5049.
- [ 7 ] 周家中, 韩文杰, 吴迪, 等. MBBR 泥膜复合系统泥膜竞争关系的影响因素[J]. 中国环境科学, 2020, 40(11): 4735-4743.
- Zhou J Z, Han W J, Wu D, et al. Factors influencing the competition between activated sludge and biofilm in hybrid MBBR nitrification system [J]. China Environmental Science, 2020, 40(11): 4735-4743.
- [ 8 ] 韩文杰, 徐康康, 杨忠启, 等. 多级多段纯膜 MBBR 工艺的脱氮稳定性与微生物菌落结构分析 [J]. 环境工程学报, 2023, 17(9): 3066-3078.
- Han W J, Xu K K, Yang Z Q, et al. Analysis of denitrification stability and microbial structure in multi-stage pure MBBR process [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(9): 3066-3078.
- [ 9 ] 宋海东, 魏琦, 蒋伟国, 等. 四级 A/O 镶嵌 MBBR 工艺在高原污水厂的设计应用[J]. 工业水处理, 2023, 43(4): 170-177.
- Song H D, Wei Q, Jiang W G, et al. Design and application of four-stage A/O and MBBR process in plateau wastewater treatment plant [J]. Industrial Water Treatment, 2023, 43(4): 170-177.
- [ 10 ] 王帆, 李军, 艾胜书, 等. HRT 对多级 A/O 耦合流离生化工艺代温脱氮的影响[J]. 中国给水排水, 2022, 38(17): 74-80.
- Wang F, Li J, Ai S S, et al. Effect of hydraulic retention time on multistage A/O coupled with flow-separated biochemical process for nitrogen removal from waste water at low temperature [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(17): 74-80.
- [ 11 ] 孙晓, 江婕, 王强, 等. 大型污水厂中填料对 A<sup>2</sup>O 系统微生物种群的影响[J]. 中国给水排水, 2022, 38(7): 63-68.
- Sun X, Jiang J, Wang Q, et al. Effect of suspended carrier on microbial community in A<sup>2</sup>O system in a full-scale wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(7): 63-68.
- [ 12 ] 蒋严波, 凌威, 韦纯忠, 等. 复合固体碳源强化农村生活污水厂处理工艺脱氮性能及其功能性菌群研究[J]. 环境工程, 2022, 40(10): 62-70.
- Jiang Y B, Ling W, Wei C Z, et al. Enhancement of composite solid carbon sources on nitrogen removal performance of a rural domestic sewage treatment process and functional bacterial community [J]. Environmental Engineering, 2022, 40(10): 62-70.
- [ 13 ] 金京华, 沈丹丹, 程言君, 等. 光合反应生物酶系统启动下厌氧-缺氧-好氧工艺活性污泥微生物群落结构响应[J]. 生物工程学报, 2020, 36(12): 2824-2837.
- Jin J H, Shen D D, Cheng Y J, et al. Effect of microbial community structure of activated sludge in an Anaerobic-anoxic-oxic process with actinic reaction enzyme system start-up [J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2020, 36(12): 2824-2837.