

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.19.003

低温条件下纯膜 MBBR 系统脱氮能力中试研究

刘婧邈¹, 毕学军¹, 杨新慈², 陈姗姗¹, 潘凯玲¹, 樊星¹,
周小琳¹

(1. 青岛理工大学环境与市政工程学院 城镇污水处理与资源化国家地方联合工程中心,
山东 青岛 266033; 2. 烟台市环卫管理中心, 山东 烟台 264000)

摘要: 针对传统活性污泥低温硝化限制性瓶颈问题,构建了两段式 A/O 耦合纯膜 MBBR 系统,开展了低温条件下纯膜 MBBR 系统生物脱氮能力中试研究,并利用分子生物学技术分析了纯膜 MBBR 系统内微生物群落结构变化对生物脱氮作用的影响机制。结果表明,在反应温度为 10~12 °C、生物膜载体在缺氧池和好氧池的填充率分别为 40% 和 50%、系统进水有机物与氨氮容积负荷(以 SCOD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 计)分别为 $(236.94\pm42.63) \text{ g}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 与 $(56.93\pm2.97) \text{ g}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 的条件下,系统对 SCOD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、总无机氮(TIN)的去除率分别为 $(71.20\pm4.64)\%$ 、 $(93.26\pm2.70)\%$ 、 $(62.30\pm2.41)\%$,出水浓度分别稳定在 (45.29 ± 4.42) 、 (2.56 ± 1.02) 、 $(14.92\pm1.20) \text{ mg/L}$;由于可利用碳源性质与结构的不同,导致前置与后置缺氧池在反硝化微生物群落结构方面存在显著差异;各好氧池形成明显的功能区分化及其与之相适应的生物膜结构,生物膜载体表面最大硝化能力(以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 计)在 $0.49\sim1.07 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 之间,各好氧池的硝化能力与自养活性生物量和硝化菌相对丰度呈正相关。

关键词: 移动床生物膜反应器; 低温; 脱氮; 活性生物量; 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)19-0019-08

Nitrogen Removal Performance of a Pilot-scale Pure Moving Bed Biofilm Reactor System at Low Temperature

LIU Jing-miao¹, BI Xue-jun¹, YANG Xin-ci², CHEN Shan-shan¹, PAN Kai-ling¹,
FAN Xing¹, ZHOU Xiao-lin¹

(1. State and Local Joint Engineering Research Center of Urban Wastewater Treatment and Reclamation, School of Environmental and Municipal Engineering, Qingdao University of Technology, Qingdao 266033, China; 2. Yantai Environmental Sanitation Management Center, Yantai 264000, China)

Abstract: This study constructed a pilot-scale two-stage A/O coupled with pure moving bed biofilm reactor (MBBR) system to investigate its biological nitrogen removal performance at low temperature, and analyzed the effect of microbial community structure change on the biological nitrogen removal through molecular biology techniques, so as to solve the bottleneck problem of nitrification of traditional activated sludge at low temperature. When the reaction temperature was 10~12 °C, the packing

基金项目: 山东省重点研发计划(山东省重大科技创新工程)项目(2020CXGC011202); 欧盟 ERASMUS+ 计划项目(619456-EPP-1-2020-1-NO-EPPKA2-CBHE-JP)

通信作者: 毕学军 E-mail: xuejunb@126.com

rates of the media in the anoxic and aerobic tanks were 40% and 50% respectively, and the volumetric loads of organic matter (SCOD) and ammonia nitrogen were $(236.94 \pm 42.63) \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ and $(56.93 \pm 2.97) \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, respectively, the removal rates of SCOD, NH_4^+-N and total inorganic nitrogen (TIN) were $(71.20 \pm 4.64)\%$, $(93.26 \pm 2.70)\%$ and $(62.30 \pm 2.41)\%$, and their concentrations in the effluent stabilized at $(45.29 \pm 4.42) \text{ mg/L}$, $(2.56 \pm 1.02) \text{ mg/L}$ and $(14.92 \pm 1.20) \text{ mg/L}$, respectively. The different properties and structures of available carbon sources led to significant differences in the denitrifying microbial community structure between the pre-anoxic reactor and post-anoxic reactor. Each of the aerobic reactors formed an obvious functional zone and corresponding biofilm structure. The maximum nitrification rate (measured by NH_4^+-N) on the surface of the packing media was $0.49\text{--}1.07 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, and the nitrification rate of each aerobic tank was positively correlated with the autotrophic active biomass and the relative abundance of nitrifying bacteria.

Key words: moving bed biofilm reactor; low temperature; nitrogen removal; active biomass; microbial community structure

近年来,我国大部分地方政府在国家现有《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的基础上,对城镇污水处理厂出水水质提出了新的要求,尤其对有机物与氨氮指标的要求更加严格。以活性污泥法为代表的传统城镇污水处理技术通常存在低温生物硝化限制性瓶颈问题。有研究表明,当反应温度 $<12^\circ\text{C}$ 时,活性污泥法的硝化功能会受到严重抑制^[1-2]。因此,如何突破污水处理低温限制瓶颈,实现高效生物脱氮已成为污水处理领域急需解决的问题。移动床生物膜反应器(MBBR)由于生物膜在载体表面附着生长,使硝化菌能够形成富集生长并在低温条件下维持较强的硝化能力^[3-4]。笔者结合纯膜MBBR生物硝化与两段式A/O生物脱氮的优势,构建了两段A/O-MBBR中试系统,考察了其在低温条件下对有机物、氨氮与总无机氮(TIN)的去除能力,分析了各反应池对主要污染物的去除效果,并通过静态试验评估了好氧池的硝化能力和缺氧池的反硝化能力,同时分析了各反应池活性生物量及功能微生物的差异,旨在建立宏观脱氮能力与微观微生物结构之间的联系,为多段A/O-MBBR系统的构建及其优化调控提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 中试系统装置

本研究构建了两段A/O-MBBR生物脱氮中试系统,其工艺流程如图1所示。中试系统由两段缺氧/好氧(A/O)组成,共划分为8个独立的反应单元,其中第1段A/O-MBBR系统由缺氧池 A_1 、 A_2 与好氧

池 O_3 、 O_4 、 O_5 组成,第2段A/O-MBBR系统由缺氧池 A_6 、 A_7 与好氧池 O_8 组成,上述各反应池的有效容积均为 0.7 m^3 ($\varnothing 0.8 \text{ m} \times 1.7 \text{ m}$),有效水深为 1.4 m 。各反应池内投加的生物膜载体比表面积均为 $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$,其在缺氧池内的填充率为40%、在好氧池内的填充率为50%。好氧池采用穿孔管曝气,控制DO浓度为 $6\text{--}8 \text{ mg/L}$,缺氧池采用机械搅拌以保证载体的流化。第1段A/O-MBBR系统的硝化液由 O_5 回流至 A_1 ,控制回流比为100%。为保证后置反硝化正常进行,在第2段A/O-MBBR系统的缺氧池 A_6 投加一定量的外源性碳源(乙酸钠),控制C/N值在7左右。控制中试系统进水流量为 $8.4 \text{ m}^3/\text{d}$,理论水力停留时间(HRT)为 16 h 。

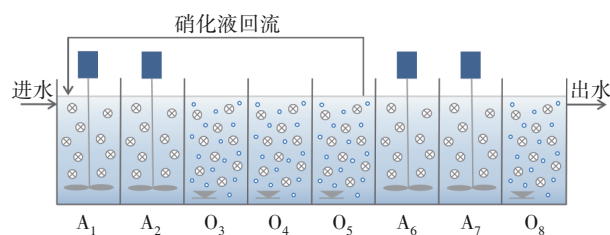


图1 两段A/O-MBBR系统工艺流程

Fig.1 Flow chart of two-stage A/O-MBBR system

1.2 进水水质特征

两段A/O-MBBR系统进水取自青岛某污水处理厂初沉池出水,其温度为 $10\text{--}12^\circ\text{C}$ 、COD为 $(244.05 \pm 22.88) \text{ mg/L}$ 、溶解性COD(SCOD)为 $(157.96 \pm 28.42) \text{ mg/L}$ 、 NH_4^+-N 为 $(37.96 \pm 1.98) \text{ mg/L}$ 、TIN(NH_4^+-N 、 NO_3^--N 与 NO_2^--N 之和)为 $(39.59 \pm$

2.16) mg/L、SS 为 (155 ± 20) mg/L、pH 为 7~9。

1.3 硝化和反硝化静态试验

静态试验采用 5 L 烧杯反应器,温度与中试系统保持一致,反应历时 2 h。硝化与反硝化静态试验均采用人工配水,好氧硝化试验以氯化铵为反应基质,生物膜载体取自中试系统各好氧池,控制静态反应器内填充率为 40%,好氧反应过程中 DO 浓度在 9~10 mg/L。缺氧反硝化试验以硝酸钾与乙酸钠为反应基质,控制 C/N 值为 6,生物膜载体取自中试系统各缺氧池,控制静态反应器内填充率为 30%,利用小型搅拌器保证载体在反应器内充分流化。

1.4 活性生物量测定方法

活性生物量采用 Wang 等^[5]提出的方法测定,取中试系统各反应池内的生物膜载体,采用水冲洗方式清除孔隙内的悬浮活性污泥,然后置于 5 L 密闭反应器内,通过曝气使反应器内溶解氧浓度接近饱和和状态后,停止曝气并开启搅拌,控制不同反应条件进行不同反应阶段生物膜耗氧呼吸速率的测定,同时结合 IWA 的 ASM 模型进行异养活性生物量和自养活性生物量的量化。

1.5 高通量测序方法

系统在低温条件下稳定运行 1 个月后,取各反应池内的生物膜样品,经预处理后采用 FastDNA® Spin Kit for Soil 试剂盒提取微生物基因组 DNA,利用 1% 琼脂糖凝胶电泳检测 DNA 完整性,通过 Qubit 3.0 DNA 试剂盒测定 DNA 浓度,PCR 扩增所用引物为 338F/806R。对 PCR 产物进行琼脂糖凝胶电泳,通过 SanPrep 试剂盒回收 PCR 产物,利用 Qubit3.0 DNA 试剂盒进行精确定量,按照 1:1 等量混合后通过 Illumina MiSeq 测序平台完成高通量测序^[6]。

1.6 水样检测方法

常规水质指标均采用国家标准方法检测。

2 结果与讨论

2.1 两段 A/O-MBBR 系统的处理能力

在 10~12 °C 反应温度条件下,两段 A/O-MBBR 系统进水有机物与氨氮容积负荷分别为 (236.94 ± 42.63) g/(m³·d) 和 (56.93 ± 2.97) g/(m³·d),系统进水 SCOD、NH₄⁺-N 与 TIN 浓度分别为 (157.96 ± 28.42) 、 (37.96 ± 1.98) 、 (39.59 ± 2.16) mg/L,出水浓度分别降至 (45.29 ± 4.42) 、 (2.56 ± 1.02) 、 (14.92 ± 1.20) mg/L,去除率分别达到 $(71.20 \pm 4.64)\%$ 、

$(93.26 \pm 2.70)\%$ 、 $(62.30 \pm 2.41)\%$,并且可以通过增加 O₈ 至 A₆ 反应池的硝化液回流同时调节碳源投加量实现出水 TIN 浓度的进一步降低。

两段 A/O-MBBR 系统中各缺氧池污染物负荷与去除负荷的关系如图 2 所示。由图 2(a)可知,对于第 1 段 A/O-MBBR 系统缺氧池中有机物的去除而言,A₁、A₂ 反应池内生物膜载体表面 SCOD 负荷分别为 (11.49 ± 1.31) 、 (8.07 ± 1.06) g/(m²·d),对应载体表面 SCOD 去除负荷分别为 (3.42 ± 0.95) 、 (0.55 ± 0.28) g/(m²·d)。由图 2(b)可知,对于前置反硝化脱氮而言,A₁、A₂ 反应池内生物膜载体表面 NO_x⁻-N (NO_x⁻-N=NO₃⁻-N+NO₂⁻-N+0.35DO) 负荷分别为 (0.91 ± 0.13) 、 (0.31 ± 0.08) g/(m²·d),对应载体表面 NO_x⁻-N 去除负荷分别为 (0.60 ± 0.10) 、 (0.12 ± 0.06) g/(m²·d),A₂ 反应池出水 NO_x⁻-N 浓度低于 1.5 mg/L。结合图 2(c)可以看出,以原水中溶解性有机物为碳源的前置反硝化过程主要发生在 A₁ 反应池内,其在进水 SCOD/NO_x⁻-N 为 12.63 的条件下,实际反硝化的 $\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x^- - \text{N}$ 为 5.70;而在 A₂ 反应池内,其在 SCOD/NO_x⁻-N 为 26.03 的条件下,实际反硝化的 $\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x^- - \text{N}$ 为 4.58。分析原因在于,原水中绝大部分可快速降解有机物在 A₁ 反应池内用于反硝化脱氮,并形成较高的反硝化能力;在 A₂ 反应池内,由于可用于反硝化的可快速降解有机物与硝态氮基质浓度降低,其反硝化能力显著下降。从有机物可利用与反硝化 C/N 值需求角度核算,确定本试验原水中用于反硝化的可快速降解有机物占总 SCOD 的比例约为 25%~34%;同时前置反硝化脱氮的 C/N($\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x^- - \text{N}$)需求约为 5.51,该结果与 Rusten 等^[7]的研究结果相近。

对于第 2 段 A/O-MBBR 系统的缺氧池而言,在外加碳源条件下,A₆、A₇ 反应池内生物膜载体表面 SCOD 负荷分别为 (7.68 ± 0.83) 、 (3.43 ± 0.39) g/(m²·d),对应载体表面 SCOD 去除负荷分别为 (4.25 ± 0.65) 、 (0.33 ± 0.21) g/(m²·d);A₆、A₇ 反应池内生物膜载体表面 NO_x⁻-N 负荷分别为 (1.07 ± 0.13) 、 (0.31 ± 0.15) g/(m²·d),对应载体表面 NO_x⁻-N 去除负荷分别为 (0.76 ± 0.19) 、 (0.09 ± 0.04) g/(m²·d),A₇ 反应池出水 NO_x⁻-N 浓度低于 4.0 mg/L。由此可以看出,投加外源性碳源的后置反硝化过程主要发生在 A₆ 反应池内,其在 SCOD/NO_x⁻-N 为 7.18 的条件下,实际反硝化的 $\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x^- - \text{N}$ 为 5.59;而在 A₇

反应池内,其在 $\text{SCOD}/\text{NO}_x^- - \text{N}$ 为11.06的条件下,实际反硝化的 $\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x^- - \text{N}$ 为3.67。分析原因在于,投加的外源性碳源主要在 A_6 反应池内用于反硝化脱氮,形成较高的反硝化能力;而在 A_7 反应池内,

反硝化微生物利用残留外源性碳源的反硝化能力显著下降。从后置反硝化 C/N 值需求角度出发,核算确定其反硝化 C/N ($\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x^- - \text{N}$)需求约为5.39,与前述前置反硝化 C/N 需求较为接近。

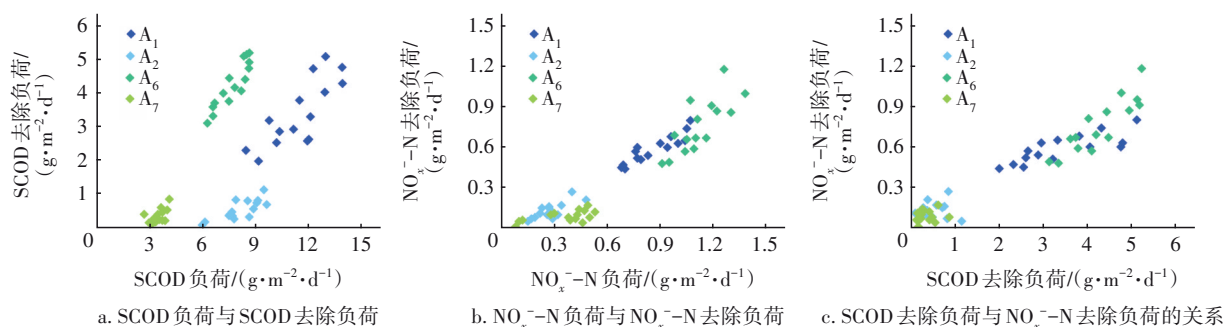


图2 两段A/O-MBBR系统各缺氧池中污染物负荷与去除负荷的关系

Fig.2 Relationship between pollutants load and removal load in anoxic tank of two-stage A/O-MBBR system

整体来看,两段A/O-MBBR系统在10~12℃反应温度条件下,前置反硝化与后置反硝化具有相近的 C/N 需求与反硝化能力,其反硝化能力高于大部分MBBR系统,如Rusten等^[8]研究表明,在反应温度

为11.4~12.7℃、 C/N 需求为3.9~7.4时,生物膜载体表面 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 去除负荷低于0.60 g/(m²·d)。

两段A/O-MBBR系统中各好氧池污染物负荷与去除负荷的关系如图3所示。

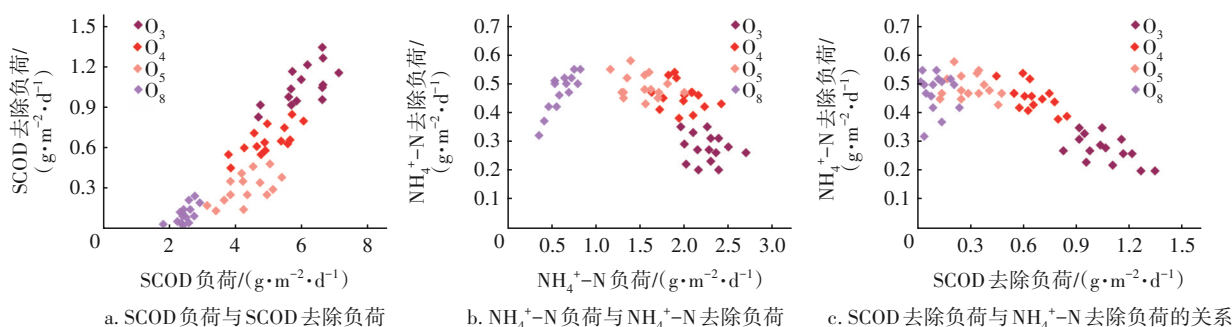


图3 两段A/O-MBBR系统各好氧池中污染物负荷与去除负荷的关系

Fig.3 Relationship between pollutants load and removal load in aerobic tank of two-stage A/O-MBBR system

由图3(a)可知,对于第1段A/O-MBBR系统好氧池中有机物的去除而言, O_3 、 O_4 与 O_5 反应池生物膜载体表面SCOD负荷分别为(6.03±0.69)、(4.96±0.66)、(4.31±0.64) g/(m²·d),对应载体表面SCOD去除负荷分别为(1.07±0.14)、(0.65±0.10)、(0.30±0.11) g/(m²·d)。 O_3 、 O_4 与 O_5 反应池表现出不同的有机物降解去除能力,且呈显著下降趋势。分析原因在于,在前置反硝化对可快速降解有机物消耗利用的基础上,进入 O_3 、 O_4 与 O_5 反应池的SCOD主要为慢速或难降解有机物,受基质供给能力的影响与限制,以及不同好氧池生物膜微生物结构的差异,导致了其对有机物降解去除能力的变化。其中 O_5 反应池出水中约45 mg/L的SCOD基本为不可生物降解有机物,表明原水中存在相应数量的溶解性

不可生物降解有机物。由图3(b)可知,对于前置硝化而言, O_3 、 O_4 与 O_5 反应池生物膜载体表面 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 负荷分别为(2.26±0.19)、(1.98±0.20)、(1.53±0.22) g/(m²·d),对应载体表面 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除负荷分别为(0.28±0.05)、(0.45±0.05)、(0.49±0.04) g/(m²·d), O_5 反应池出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 浓度分别为(12.79±2.59)、(16.62±2.11) mg/L,由此反映出各好氧池硝化能力的差异,特别是 O_3 反应池的硝化能力远低于 O_4 、 O_5 反应池。结合图3(c)分析原因在于, O_3 反应池承担了原水中经前置反硝化消耗利用后剩余的有机物,处于较高的有机物负荷状态,因此形成了以有机物降解为主的生物膜结构,导致 O_3 反应池的硝化能力处于相对较低的水平;而 O_4 、 O_5 反应池处于较低的有机物负荷状态,其好氧反应以

氨氮硝化为主,同时溶解氧供给主要满足好氧硝化对氧的需求,特别是其生物膜功能由以异养降解有机物为主转变为以自养硝化为主,因此 O_4 、 O_5 反应池的硝化能力显著提高。从整体来看,在 $10\sim 12\text{ }^{\circ}\text{C}$ 反应温度条件下,第1段A/O-MBBR系统好氧池的硝化能力与大部分试验结果一致,如Hem等^[9]在反应温度为 $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、溶解氧浓度为 $6\sim 8\text{ mg/L}$ 、有机物负荷为 $5\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 的条件下,测得生物膜载体表面的 NH_4^+-N 去除负荷低于 $0.50\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 。

第2段A/O-MBBR系统的 O_8 反应池主要承担外加碳源条件下后置反硝化残留有机物与氨氮的去除,其生物膜载体表面SCOD负荷与 NH_4^+-N 负荷分别为 $(2.47\pm 0.25)\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 和 $(0.60\pm 0.13)\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,载体表面SCOD去除负荷与 NH_4^+-N 去除负荷分别为 $(0.11\pm 0.07)\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 和 $(0.47\pm 0.06)\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,出水 NH_4^+-N 低于 3.0 mg/L ,表明 O_8 反应池具有较高的硝化能力。这是因为,投加的外源性可快速降解有机物在 A_6 、 A_7 反应池内被高效利用, O_8 反应池中的有机物以慢速或难降解为主且负荷较低,同时其具有一定的氨氮负荷,故生物膜功能以自养硝化为主,可以起到保证两段A/O-MBBR系统最终出水水质的作用。

2.2 各反应池硝化与反硝化能力评估

两段A/O-MBBR系统各反应池生物膜的硝化与反硝化能力测试结果如图4所示。由图4(a)可知,在初始生物膜载体表面 NH_4^+-N 负荷均为 $(1.44\pm 0.03)\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 条件下,静态试验各好氧池载体表面 NH_4^+-N 去除负荷与中试系统内实际载体表面 NH_4^+-N 去除负荷变化趋势一致,但一定程度上高于中试系统实际值。分析原因在于,静态试验是在载体表面有机物去除负荷几乎为零的非限制单氨氮基质条件下进行的,且在此过程中反应器始终处于接近饱和的高溶解氧浓度状态,其客观反映了各好氧池生物膜载体具有的最大硝化能力,同时也反映出在实际污水处理系统内各种形态的有机物及溶解氧水平对生物膜实际硝化能力的影响。

由图4(b)可知,在初始生物膜载体表面 NO_x^--N 负荷均为 $(1.92\pm 0.04)\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 条件下,静态试验各缺氧池载体表面 NO_x^--N 去除负荷与中试系统内实际载体表面 NO_x^--N 去除负荷变化趋势一致,同时 A_1 、 A_2 、 A_6 和 A_7 反应池的 NO_x^--N 去除能力分别较中试系统实际值提高了83%、350%、54%和711%。分

析原因在于,静态试验是在碳源与 NO_x^--N 基质充足的非限制性基质与溶解氧近乎为零的相对理想条件下进行的,其客观反映了各缺氧池生物膜载体具有的最大反硝化能力,同时也反映出实际污水处理系统内污水水质与运行条件对生物膜实际反硝化能力的影响,尤其对于 A_2 、 A_7 反应池而言,在实际处理系统内无法获得充足的碳源与 NO_x^--N 基质,一定程度上限制了其生物膜生长,但反硝化活性仍处于较高水平,若系统受到较大 NO_x^--N 负荷冲击情况下为其提供足够的碳源,可为系统实现高效生物脱氮提供有力保障。

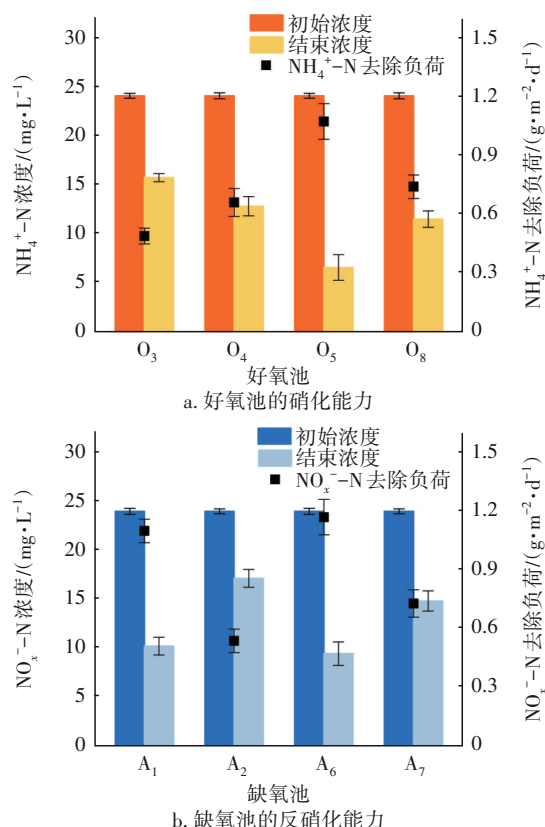


图4 静态反应条件下各反应池的硝化与反硝化能力评估

Fig.4 Evaluation of nitrification and denitrification capabilities of each reactor under static reaction condition

2.3 各反应池活性生物量分析

两段A/O-MBBR系统各反应池内生物膜载体表面生长的异养与自养活性生物量测定结果如图5所示。由图5(a)可知,在第1段A/O-MBBR系统中各好氧池生物膜活性生物总量处在同一水平,但异养活性生物量随有机物负荷的降低而呈逐渐下降趋势,自养活性生物量在各好氧池中的绝对量与相对量变化均较大,其中 O_3 、 O_4 与 O_5 反应池中自养活

性生物量在总活性生物量中占比分别达到6.57%、9.59%与19.18%,且均在 O_5 反应池中达到最高,该结果与静态反应条件下硝化能力测试结果一致。由此表明,在第1段A/O-MBBR系统中 O_5 反应池的生物膜处于优势生长状态,但其中试系统内的实际氨氮去除能力尚未得到充分发挥,可考虑通过系统优化运行进一步提高 O_5 反应池的氨氮去除负荷。同时亦表明,两段A/O-MBBR系统中各好氧池形成了与基质条件相适应的功能化生物膜结构。结合静态反应条件下生物膜的硝化能力测试结果,确定两段A/O-MBBR系统 O_3 、 O_4 、 O_5 与 O_8 反应池单位活性生物量的最大硝化能力分别为0.17、0.24、0.37与0.27 $\text{gNH}_4^+-\text{N}/(\text{gCOD}\cdot\text{d})$ 。

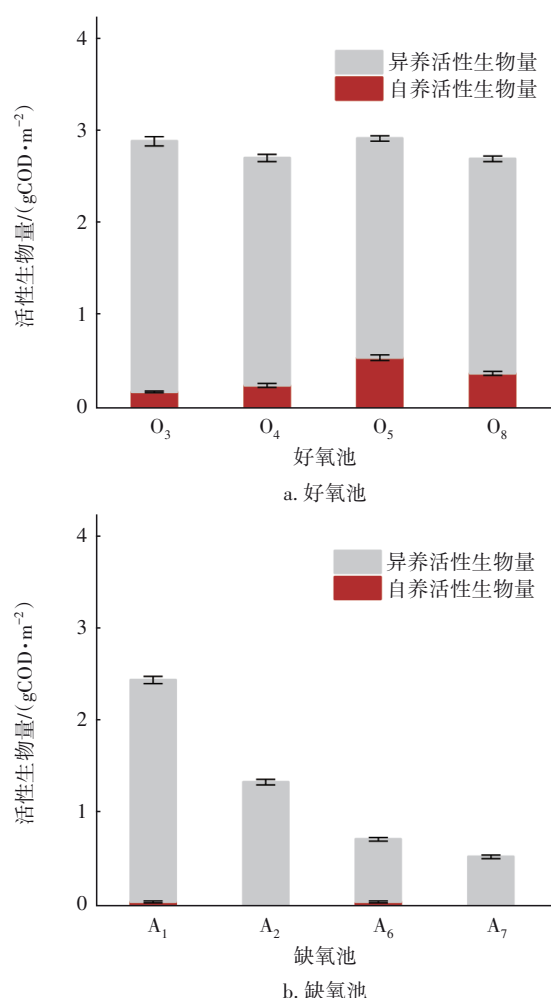


图5 两段A/O-MBBR系统各反应池生物膜活性生物量
Fig.5 Biofilm active biomass in each reactor of two-stage A/O-MBBR system

由图5(b)可知,在两段A/O-MBBR系统的 A_1 与 A_6 反应池中自养活性生物量均为 (0.05 ± 0.01)

gCOD/m^2 ,分析原因在于硝化液携带的大量溶解氧为自养微生物生长创造了条件,同时表明在高负荷低氧条件下可形成自养生物量的积累。此外 A_6 反应池的异养活性生物量远低于 A_1 反应池,但由静态反应条件下的反硝化能力测试结果可知, A_6 反应池的反硝化能力略高于 A_1 反应池,由此反映出 A_6 与 A_1 反应池内可能存在微生物群落结构的差异。结合静态反应条件下生物膜的反硝化能力测试结果,确定两段A/O-MBBR系统 A_1 、 A_2 、 A_6 与 A_7 反应池单位活性生物量的最大反硝化能力分别为0.45、0.40、1.60、1.35 $\text{gNO}_x^--\text{N}/(\text{gCOD}\cdot\text{d})$ 。

2.4 微生物群落结构分析

两段A/O-MBBR系统各反应池中门水平上的微生物群落分布如图6所示。其中,好氧池的优势菌门为 *Proteobacteria* (变形菌门)、*Chloroflexi* (绿弯菌门)、*Actinobacteriota* (放线菌门)与 *Firmicutes* (厚壁菌门),相对丰度分别为27.73%~31.06%、16.09%~28.01%、15.58%~17.79%与12.44%~17.35%。缺氧池的优势菌门为 *Proteobacteria* (变形菌门)和 *Bacteroidota* (拟杆菌门),相对丰度分别为31.32%~53.25%和15.38%~24.89%;此外, A_1 、 A_2 反应池中存在较多的 *Firmicutes* (厚壁菌门)与 *Desulfobacterota* (脱硫菌门), A_6 、 A_7 反应池中存在较多的 *Chloroflexi* (绿弯菌门)。

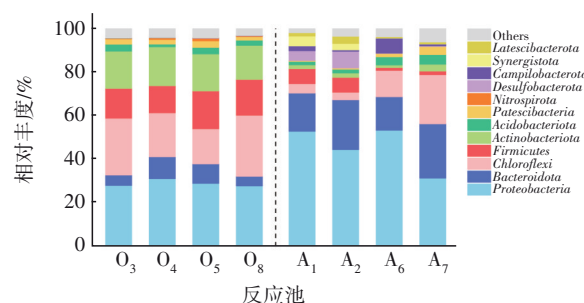
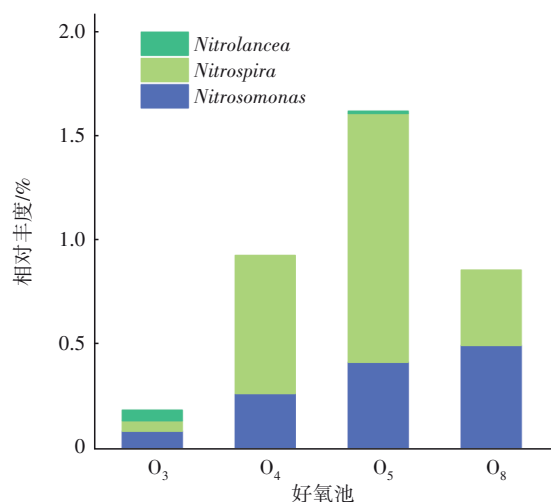


图6 两段A/O-MBBR系统各反应池中微生物在门水平上的分布

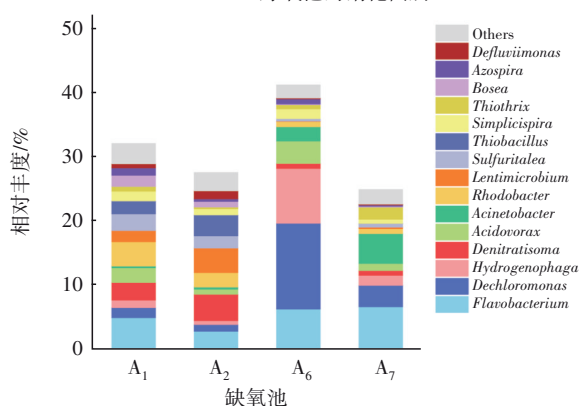
Fig.6 Distribution of microorganisms at phylum level in each reactor of two-stage A/O-MBBR system

两段A/O-MBBR系统各好氧池生物膜中硝化菌属的分布情况如图7(a)所示。可以看出,硝化菌属主要为氨氧化菌 *Nitrosomonas* (亚硝化单胞菌属)和亚硝酸盐氧化菌 *Nitrospira* (硝化螺旋菌属),两者在 O_3 、 O_4 、 O_5 与 O_8 反应池中的相对丰度分别为0.09%、0.27%、0.42%、0.50%和0.05%、0.66%、

1.19%、0.36%,其中 *Nitrospira* 对氨氮基质的亲和力较强,在低氨氮浓度环境中更具优势^[10]。在第 1 段 A/O-MBBR 系统好氧池生物膜中氨氧化菌与亚硝酸盐氧化菌的相对丰度呈上升趋势,且在 O_5 反应池达到最高,这与静态反应条件下硝化能力与自养活性生物量测试结果一致,表明各好氧池的硝化能力变化与自养活性生物量和功能微生物菌群结构直接相关,同时各好氧池的有机物负荷与氨氮负荷变化对硝化菌生长及其菌群结构产生直接影响^[11]。



a. 好氧池的硝化菌属



b. 缺氧池的反硝化菌属

图 7 两段 A/O-MBBR 系统各反应池中功能微生物在属水平上的分布

Fig.7 Distribution of functional microorganisms at genus level in each reactor of two-stage A/O-MBBR system

两段 A/O-MBBR 系统各缺氧池生物膜反硝化菌属的分布情况如图 7(b)所示。可以看出, A_1 、 A_2 、 A_6 与 A_7 反应池中反硝化菌属的相对丰度分别为 32.16%、27.65%、41.28% 与 25.00%, 且 A_6 反应池中的反硝化菌属相对丰度明显高于其他三个反应池, 由此表明 A_6 反应池在低活性生物量条件下具有

较高反硝化能力的原因所在; 同时 A_1 和 A_6 反应池的反硝化菌属相对丰度分别高于 A_2 和 A_7 反应池, 这是因为 A_1 和 A_6 反应池的碳源与硝态氮基质条件均优于 A_2 、 A_7 反应池。从组成来看, 前置缺氧 A_1 、 A_2 反应池的反硝化菌属组成相似, 主要为 *Flavobacterium* (黄杆菌属)、*Denitratisoma*、*Rhodobacter* (红杆菌属)、*Lentimicrobium*、*Sulfuritalea* 与 *Thiobacillus* (硫杆菌属), 其中 *Sulfuritalea* 和 *Thiobacillus* 为硫自养反硝化菌, 可利用硫化物为电子供体进行硝酸盐或亚硝酸盐还原^[12-13], 分析其大量存在的原因可能是中试系统进水含有一定浓度的硫化物, 有利于硫自养反硝化菌的生长。后置缺氧 A_6 、 A_7 反应池中的优势菌属组成相似但相对丰度存在差异, A_6 反应池中主要为 *Dechloromonas* (脱氯单胞菌属)、*Hydrogenophaga* (氢噬胞菌属) 与 *Acidovorax* (食酸菌属), A_7 反应池中主要为 *Flavobacterium* 与 *Acinetobacter* (不动杆菌属), 其中 *Dechloromonas*、*Acidovorax* 和 *Acinetobacter* 为反硝化除磷菌^[14-16], 反硝化除磷菌在两段 A/O-MBBR 系统中存在的机制有待进一步研究。

3 结论

① 两段 A/O-MBBR 系统在反应温度为 10~12 °C、水力停留时间为 16 h、进水有机物与氨氮容积负荷分别为 $(236.94 \pm 42.63) \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 与 $(56.93 \pm 2.97) \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的条件下, 对 SCOD、 NH_4^+-N 与 TIN 去除率分别达到 $(71.20 \pm 4.64)\%$ 、 $(93.26 \pm 2.70)\%$ 与 $(62.30 \pm 2.41)\%$, 出水浓度分别稳定在 (45.29 ± 4.42) 、 (2.56 ± 1.02) 与 $(14.92 \pm 1.20) \text{ mg/L}$ 。

② 两段 A/O-MBBR 系统的前置缺氧段利用原水中的有机物进行反硝化, 实现原水中碳源的高效利用, 后置缺氧段采用外加碳源提高系统的脱氮效果。 A_1 与 A_6 反应池生物膜载体表面最大反硝化能力 (以 NO_3^--N 计) 分别为 1.10、1.17 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 进水水质不同导致前置缺氧段与后置缺氧段的活性生物量与反硝化微生物群落结构存在显著差异。

③ 两段 A/O-MBBR 系统好氧段 O_3 反应池主要用于原水中经前置反硝化利用后剩余有机物的降解, O_4 、 O_5 反应池主要发挥硝化作用, O_8 反应池用于去除后置反硝化残留的有机物与氨氮。低温条件下各好氧池生物膜载体表面最大硝化能力 (以 NH_4^+-N 计) 在 0.49~1.07 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 之间, 各好氧池形成了与基质条件相适应的功能化生物膜结构。

参考文献:

- [1] HEAD M A, OLESZKIEWICZ J A. Bioaugmentation for nitrification at cold temperatures [J]. *Water Research*, 2004, 38(3): 523-530.
- [2] 胡友彪, 张文涛, 黄周满. 温度对 MBBR 和 A/O 工艺中污染物去除效果比较 [J]. *环境科学与技术*, 2012, 35(2): 178-181.
HU Youbiao, ZHANG Wentao, HUANG Zhouman. Comparison of effect of temperature on MBBR and A/O process for sewage treatment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 35(2): 178-181 (in Chinese).
- [3] YOUNG B, DELATOLLA R, KENNEDY K, *et al.* Low temperature MBBR nitrification: microbiome analysis [J]. *Water Research*, 2017, 111: 224-233.
- [4] 刘妍, 滕一杰, 周家中, 等. 纯膜 MBBR 用于南方某大型水质净化厂改造效果分析 [J]. *中国给水排水*, 2022, 38(1): 1-8.
LIU Yan, TENG Yijie, ZHOU Jiazhong, *et al.* Operation effect of pure MBBR process used in a large-scale water purification plant in South China [J]. *China Water & Wastewater*, 2022, 38(1): 1-8 (in Chinese).
- [5] WANG X, BI X, HEM L, *et al.* Microbial community composition of a multi-stage moving bed biofilm reactor and its interaction with kinetic model parameters estimation [J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 218: 340-347.
- [6] KLINDWORTH A, PRUESSE E, SCHWEER T, *et al.* Evaluation of general 16S ribosomal RNA gene PCR primers for classical and next-generation sequencing-based diversity studies [J]. *Nucleic Acids Research*, 2013, 41(1): e1.
- [7] RUSTEN B, HELLSTRÖM B G, HELLSTRÖM F, *et al.* Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at the FREVAR wastewater treatment plant [J]. *Water Science and Technology*, 2000, 41(4/5): 13-20.
- [8] RUSTEN B, ØDEGAARD H. Design and operation of nutrient removal plants for very low effluent concentrations [J]. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2007(2): 1307-1331.
- [9] HEM L J, RUSTEN B, ØDEGAARD H. Nitrification in a moving bed biofilm reactor [J]. *Water Research*, 1994, 28(6): 1425-1433.
- [10] 郭昌梓, 张凤燕, 刘富宇, 等. 单级和多级 A/O 工艺中氮的去除效果及 N_2O 的产生特性 [J]. *环境科学*, 2017, 38(2): 647-653.
GUO Changzi, ZHANG Fengyan, LIU Fuyu, *et al.* Nitrogen removal effect and conversion characteristics of nitrous oxide in single-stage and multi-stage A/O processes [J]. *Environmental Science*, 2017, 38(2): 647-653 (in Chinese).
- [11] KUMAR M, LEE P, FUKUSIHMA T, *et al.* Effect of supplementary carbon addition in the treatment of low C/N high-technology industrial wastewater by MBR [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 113: 148-153.
- [12] XIA Z, WANG Q, SHE Z, *et al.* Nitrogen removal pathway and dynamics of microbial community with the increase of salinity in simultaneous nitrification and denitrification process [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 697: 134047.
- [13] MA J, WU H, QIU G, *et al.* Material inter-recycling for advanced nitrogen and residual COD removal from bio-treated coking wastewater through autotrophic denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 289: 121616.
- [14] WANG S, ZHI L, SHAN W, *et al.* Correlation of extracellular polymeric substances and microbial community structure in denitrification biofilm exposed to adverse conditions [J]. *Microbial Biotechnology*, 2020, 13(6): 1889-1903.
- [15] HUANG X, LI W, ZHANG D, *et al.* Ammonium removal by a novel oligotrophic *Acinetobacter* sp. Y16 capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification at low temperature [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 146(10): 44-50.
- [16] ZHANG L, FU G, ZHANG Z. High-efficiency salt, sulfate and nitrogen removal and microbial community in biocathode microbial desalination cell for mustard tuber wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 289: 121630.

作者简介: 刘婧邈(1996-), 女, 山东青岛人, 硕士, 研究方向为城镇水污染控制与资源化。

E-mail: 1771343032@qq.com

收稿日期: 2022-01-06

修回日期: 2022-03-02

(编辑: 刘贵春)