



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202302003 中图分类号 X703 文献标识码 A

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 Wenjie, XU Kangkang, YANG Zhongqi, 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.]

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

韩文杰^{1,2}, 徐康康^{1,2}, 杨忠启^{1,2}, 周家中^{1,2}, 吴迪^{1,2,✉}, 高彦博³, 马潇然⁴

1. 青岛思普润水处理股份有限公司, 生物膜研究院, 青岛 266510; 2. 青岛思普润水处理股份有限公司, 青岛市绿色低碳生物膜与水环境恢复重点实验室, 青岛 266510; 3. 烟台市城市排水服务中心, 烟台 264001; 4. 北京市市政工程设计研究总院有限公司, 北京 100082

摘要 采用宏观运行、原位小试及微观群落组成相结合的方式, 探究了多级多段的纯膜 MBBR 工艺在工程应用中的脱氮效果及脱氮路径。结果表明, 纯膜 MBBR 耦合改良磁加载沉淀工艺的 HRT 相比传统活性污泥工艺可缩短 50%, 且脱氮稳定性强。建议纯膜 MBBR 采用两级 AO 设计, 并根据出水标准及进水波动情况, 前缺氧和主好氧区分别设置 2 级以上以及 2~4 级工艺。在实际运行面临水质冲击时, 通过生物膜传质梯度增加, 可以显著提升污染物去除负荷, 保证脱氮稳定性。在水质冲击幅度过大时, 可以通过临时投加外投碳源的方式保证出水氨氮稳定达标。纯膜 MBBR 优势硝化菌 *Nitrospira* 和 *Nitrosomonas*, 在主好氧区相对丰度分别达到 3.50%~6.91% 和 0.65%~2.28%。*Denitratisoma*、*Flavobacterium*、*Hyphomicrobium*、*Terrimonas* 和 *Rhodobacter* 等优势反硝化菌属的合计相对丰度 10.85%~16.52%。缺氧区和好氧区污染物最大去除负荷与功能菌相对丰度均呈正相关。纯膜 MBBR 在前缺氧区提高了 *Candidatus Brocadia* 型厌氧氨氧化菌富集效率, 相对丰度达到 1.21%~1.56%, 可为主流厌氧氨氧化的稳定实现提供参考。纯膜 MBBR 结合多级多段设计, 具备节地效果好, 抗冲击能力高等优势。

关键词 移动床生物膜反应器; 脱氮; 分级; 碳源类型; 功能菌

移动床生物膜反应器 (moving bed biofilm reactor, MBBR) 根据微生物相存在形式, 分为泥膜复合 MBBR 和纯膜 MBBR 工艺 2 种形式。在 21 世纪初期, 针对国内污水厂提标改造, 采用泥膜复合 MBBR 工艺一定程度上解决了污水厂提标改造面临的需新增占地及运行不稳定等难题, 从而得到了大范围应用。有研究^[1]表明, 泥膜复合 MBBR 系统中泥膜两相存在的泥膜竞争关系导致生物膜潜力无法充分发挥, 而纯膜 MBBR 不再富集活性污泥, 摆脱了泥膜竞争关系, 能够进一步提高生物膜处理能力。

纯膜 MBBR 处理效果与工艺流程密切相关, 采用分段 A/O 设置优势较为明显, 如前段 A/O 可利用原水碳源脱氮, 后段则利用外投碳源脱氮, 以破除传统 A²/O 工艺中总氮 (total nitrogen, TN) 去除受回流比限制的约束, 进而提高系统整体脱氮效率, 满足国内对于出水 TN 需进一步降低的需求。此外, 通过单一功能区的分级也使得每级生物系统都能获得互不干扰、功能相对独立的生境, 更利于发挥 MBBR 工艺定向培养、专性富集的特点, 分别培养特定功能的微生物种群, 可进一步提升 MBBR 系统处理效果^[2-3]。相关研究表明, 王雪欣等^[4]采用两点进水三段纯膜 A/O-MBBR 中试处理北方生活污水, 前 2 段 A/O 在缺氧和好氧均设置 2 级工艺, 且设置单独的进水点和硝化液回流, 第 3 段 A/O 在缺氧和好氧均设置单级工艺, 系统出水 SCOD、NH₄⁺-N 可优于类 IV 类水标准。周小琳等^[5]采用两段纯膜 A/O-MBBR 中试处理北方某城市污水,

收稿日期: 2023-02-01; 录用日期: 2023-07-11

基金项目: 泰山产业领军人才工程专项 (tscx202211036)

第一作者: 韩文杰 (1990—), 男, 硕士, 工程师, hanwenjie1003@163.com; ✉通信作者: 吴迪 (1985—), 男, 博士, 正高级工程师, hitwudi@126.com

第1段 A/O 中, 缺氧设置为两级, 采用原水碳源脱氮, 好氧设置为3级; 第2段 A/O 中, 缺氧设置为两级, 采用外投碳源脱氮, 好氧设置为一级, 系统出水 SCOD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 同样可优于类 IV 类水标准。刘婧邈^[6] 采用两段式 A/O-纯膜 MBBR 进行污水脱氮, 各功能区通过专性富集形成独特的菌群结构, 在污水处理过程中联合作用, 保证出水水质稳定达标。ZHOU 等^[7] 建立了一种有效容积为 10 m^3 的新型的两点进水三段 A/O 纯膜 MBBR 中试系统, 用于城市污水处理, 进水点分别设置于1段和2段 A/O 缺氧区, 第1和第2段 A/O 均设置自好氧向缺氧的硝化液回流, 且均为两级工艺, 三段 A/O 均为单级工艺, 在 HRT 仅为 10 h 的基础上, 系统中 TN 去除率高达 91.42%。可见, 纯膜 MBBR 工艺采用多段分级的设置, 确实可以达到较好的处理效果。但目前, 关于纯膜 MBBR 相关研究仍存在一定缺陷。首先, 纯膜 MBBR 技术的研究和尝试多局限于中试阶段, 缺乏大体量工程应用; 其次, 纯膜 MBBR 中试采用分段多级的布置形式, 但这种布置形式仍没有具体可靠的依据参考, 脱氮机理还有待研究; 最后, 目前虽已确定纯膜 MBBR 能进行功能菌群的专性富集, 但关于各级功能菌群的分布特征还缺乏针对性研究。因此, 本文以多级多段纯膜 MBBR 工艺处理国内北方某污水厂中高基质浓度市政污水的工程项目为研究对象, 通过工程宏观运行情况结合微观菌群结构, 分析了纯膜 MBBR 脱氮机理及分级合理性, 为后续纯膜 MBBR 工艺的多级多段设计及工程应用提供参考。

1 材料与方法

1.1 污水处理厂概况及水质

北方某污水处理厂设计处理量 $12 \times 10^4\text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, 主体采用基于活性污泥法的改良 A²/O 工艺, 为缓解长期满负荷运行压力, 于 2021 年采用 BFM(moving biofilm & magnetic separation, 悬浮载体生物膜-磁分离高效处理工艺) 技术^[8] 新建 $1 \times 10^4\text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 的污水处理设施, 对污水厂进水实现分流处理。BFM 生物段为纯膜 MBBR 工艺, 实现主要碳氮污染物的去除, 固液分离段为改良磁加载沉淀, 实现主要总磷 (total phosphorus, TP) 及悬浮固体 (suspended solids, SS) 的充分去除, 从而保证出水全指标达标。如图 1 所示, 新建项目总用地 $1\,417.25\text{ m}^2$, 核算吨水占地面积为 $0.14\text{ m}^2 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 仅为现有污水处理厂活性污泥法占地的 17.00%。新建项目设计进出水水质如表 1 所示, 设计水温 $10\text{ }^\circ\text{C}$, 出水 COD、TP 等指标需达到《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) V 类水标准, 氨氮满足冬季低于 $5\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 夏季低于 $3\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 需达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 一级 A 标准。

新建项目工艺流程如图 2 所示, 预处理段采用原污水厂初沉池及自清洗过滤器进行颗粒物去除, 后进入纯膜 MBBR 段, 纯膜 MBBR 采用两段 A/O 工艺流程, 其中前缺氧 (前 A) 分三级 (A1-A2-A3), 主好氧 (前 O) 分四级 (O1-O2-O3-O4), 后缺氧 (post anoxia, P-A) 和后好氧 (post aerobic, P-O) 均为单级工艺, 在 O4 与 A1 之间设有硝化液回流管路, 控制回流比 300%~400%。前缺氧利用原水碳源进行脱氮, 后缺氧设置

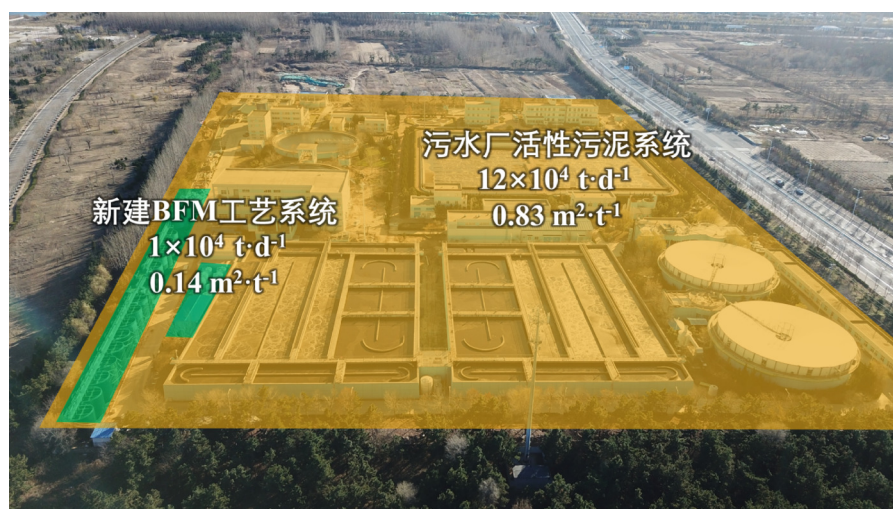


图 1 BFM 与污水厂活性污泥工艺占地对比

Fig. 1 Comparison of land occupation between BFM and activated sludge process of WWTP

碳源投加管路,按照去除 $8\sim 10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,以 $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为 6,投加乙酸钠 (25%有效 COD 含量) 实现 TN 的高标准去除。纯膜 MBBR 缺氧区悬浮载体填充率均为 50%,主好氧区悬浮载体填充率 60%,后好氧区悬浮载体填充率为 50%。纯膜 MBBR 出水进入改良磁加载沉淀段进行泥水分离,投加聚合氯化铝 (PAC, $8\% \text{ Al}_2\text{O}_3$ 有效成分) 及阴离子 PAM 进行化学除磷。系统总水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT) 10.6 h,其中纯膜 MBBR 段 HRT 为 10.35 h,纯膜 MBBR 前缺氧 3.45 h,主好氧 4.60 h,后缺氧和后好氧均为 1.15 h,改良磁加载沉淀池 HRT 为 0.25 h。

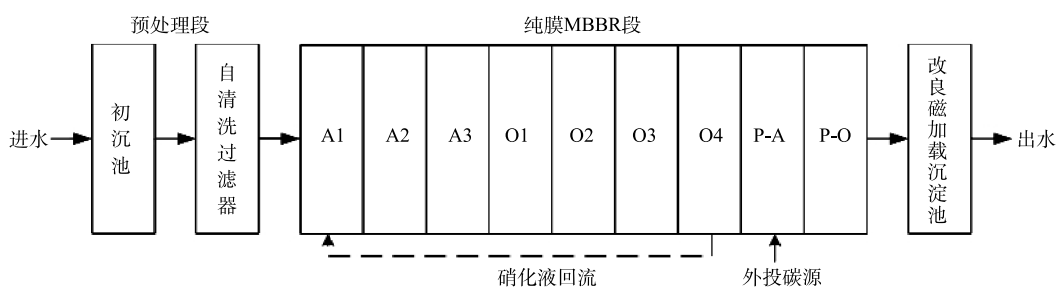


图2 新建项目工艺流程

Fig. 2 Process flow of new project

1.2 沿程水质及微生物群落组成分析

于 2022 年 9 月 19 日—2022 年 11 月 29 日对系统沿程各池体进行水质检测,取样点分别为纯膜 MBBR 段进水、纯膜 MBBR 段各级出水、改良磁加载沉淀段出水,取混合样按已有方法^[9]分别测定各样品 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、TN、TP、溶解性 COD (Soluble COD, SCOD) 等指标。污染物去除负荷按照式 (1) 计算。

$$N = \frac{24\Delta A}{1000t} \quad (1)$$

式中: N 为污染物去除负荷,即单位池容每天所能去除的污染物质量, $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$; ΔA 为污染物质量浓度变化量, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, t 为反应时间, h。

于研究结束时 (2022 年 11 月 29 日),采集纯膜 MBBR 段各级悬浮载体样品,进行基于 16S rDNA 的扩增子高通量测序,此时悬浮载体生物膜菌群组成更能代表研究期间情况,高通量测序选用试剂盒 (E.Z.N.A Mag-Bind Soil DNA Kit, OMEGA) 提取微生物基因组 DNA,通过 1% 琼脂糖凝胶电泳检测抽提基因组的完整性,利用 Qubit3.0 DNA 试剂盒测定基因组 DNA 质量浓度。PCR 扩增所用引物为 341F/805R。对 PCR 产物进行琼脂糖凝胶电泳,并通过 DNA 胶回收试剂盒 (SanPrep) 对 PCR 产物进行回收,利用 Qubit3.0 DNA 检测试剂盒对回收的 DNA 精确定量,按照 1:1 的等量混合后测序;通过 Illumina Miseq 测序平台完成对样品的高通量测序,测序序列已提交至 NCBI (BioProject ID: PRJNA955194)。测序结果中有关物种组成参考已有方法进行分析^[10-11]。FISH 实验采用表 2 所示序列及标记物合成荧光探针,对于

表2 FISH 探针序列组成

Table 2 Composition of FISH probe sequence

功能微生物	探针序列	标记物	标记物颜色
全细菌基因组	/	dapi	蓝色
亚硝化菌(AOB)	5'-TATTAGCACATCTTTCGAT-3'	CY5	浅红色
厌氧氨氧化菌(AnAOB)	5'-AAAACCCCTCTACTTAGTGCCC-3'	CY3	红色
亚硝酸盐氧化菌NOB	5'-GGAATTCGCGCTCCTCT-3'	FAM	绿色

缺氧区, 主要关注厌氧氨氧化菌, 对于好氧区, 则主要关注硝化菌。

1.3 硝化及反硝化小试

为验证各功能区悬浮载体在进水水质升高时的抗冲击负荷能力, 进行悬浮载体最大负荷验证小试实验。搭建有效容积为 16 L 的小试系统, 硝化小试采用纯膜 MBBR 主好氧段各级生物膜, 同步考虑进水 SCOD 影响, 设置 2 组实验, 一组采用纯膜 MBBR 系统 A3 出水模拟实际好氧区进水, 另一组采用纯膜 MBBR 系统 O1 出水, 以降低缺氧池出水所含 SCOD 影响, 2 组小试均通过投加氯化铵和碳酸氢钠补充氨氮及碱度至合适质量浓度后作为小试用水, 实验过程中控制小试系统水温和 DO 与实际纯膜 MBBR 系统一致。反硝化小试采用前缺氧各级生物膜和后缺氧生物膜, 同步考虑进水碳源类型影响, 设置两组实验, 一组实验采用原水和 O4 出水按照实际平均回流比混合之后作为小试用水。另一组采用 O4 出水, 以降低原水碳源影响, 且通过投加乙酸钠补充碳源至合适质量浓度后作为小试用水, 两种水质均通过投加硝酸钾补充硝氮至合适质量浓度, 实验过程中控制小试系统水温与实际纯膜 MBBR 系统一致。

2 结果与讨论

2.1 污染物去除效果

BFM 项目设计 HRT 为 10.6 h, 根据表 3 统计, 该项目 HRT 仅为相同地区类似水质采用活性污泥法污水处理厂的 43%~56%。在工艺流程上, BFM 仅通过两段工艺即可实现出水稳定达标, 无需传统活性污泥法所需的二沉池和深度处理, 工艺流程更短, 也减少了所需附属设备设施。综合 HRT 和附属设备构筑物, BFM 节地效果突出。

表 3 不同工艺污水处理项目 HRT 对比

Table 3 HRT comparison among different sewage treatment processes in real projects

所属城市	生化工艺	进水水质/(mg·L ⁻¹)		出水水质/(mg·L ⁻¹)		HRT/h	设计水温/℃	参考文献
		COD	TN	COD	TN			
山东烟台	纯膜MBBR-两级A/O	580	70	40	15	10.6	10	本项目
山东烟台	活性污泥-AA/O	580	65	50	15	20.8	10	[12]
山东青岛	活性污泥-AA/O	1 000	100	50	15	24.3	12	[13]
山东青岛	活性污泥-AA/O	650	75	50	15	19.0	12	[14]
山东青岛	活性污泥-AA/O	950	80	50	8(15)	21.0	12	[15]
山东威海	卡鲁塞尔氧化沟	550	65	50	15	23.22	-	[16]

项目启动成功后, 纯膜 MBBR 各池体悬浮载体挂膜情况如图 3 所示。在生物膜颜色上, 缺氧区载体生物膜颜色呈现棕黄色, 好氧区生物膜颜色呈现深棕色, 在生物膜厚度上, 好氧区生物膜厚度较缺氧区更厚, 前 AO 生物膜厚度相对后 AO 更厚, 单一功能区从前往后生物膜厚度逐渐变薄。

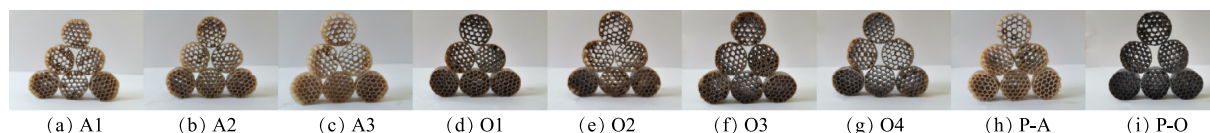


图 3 纯膜 MBBR 各池体悬浮载体挂膜情况

Fig. 3 Growth of biofilm of suspended carriers in pure MBBR tanks

近一年项目实际进水水量达到 $(9\ 148.59 \pm 591.55) \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, 核算系统总 HRT 为 $(11.60 \pm 0.76) \text{ h}$, 其中纯膜 MBBR 段 HRT 为 $(11.32 \pm 0.74) \text{ h}$, 接近设计值。项目水温变化幅度较大, 夏季可达 20 ℃ 以上, 冬季可至 10 ℃ 以下。新建项目实际进出水水质如图 4 所示, 进水 COD、NH₄⁺-N、TN、TP 及 SS 分别为 (487.60 ± 193.86) 、 (50.65 ± 13.80) 、 (58.59 ± 15.51) 、 (7.29 ± 3.13) 和 $(571.00 \pm 250.59) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 进水水质波动较大, 且存在明显高于设计进水水质标准的现象, 各污染物超标率 (超标天数/总运行天数) 分别达到 28.65%、56.43%、

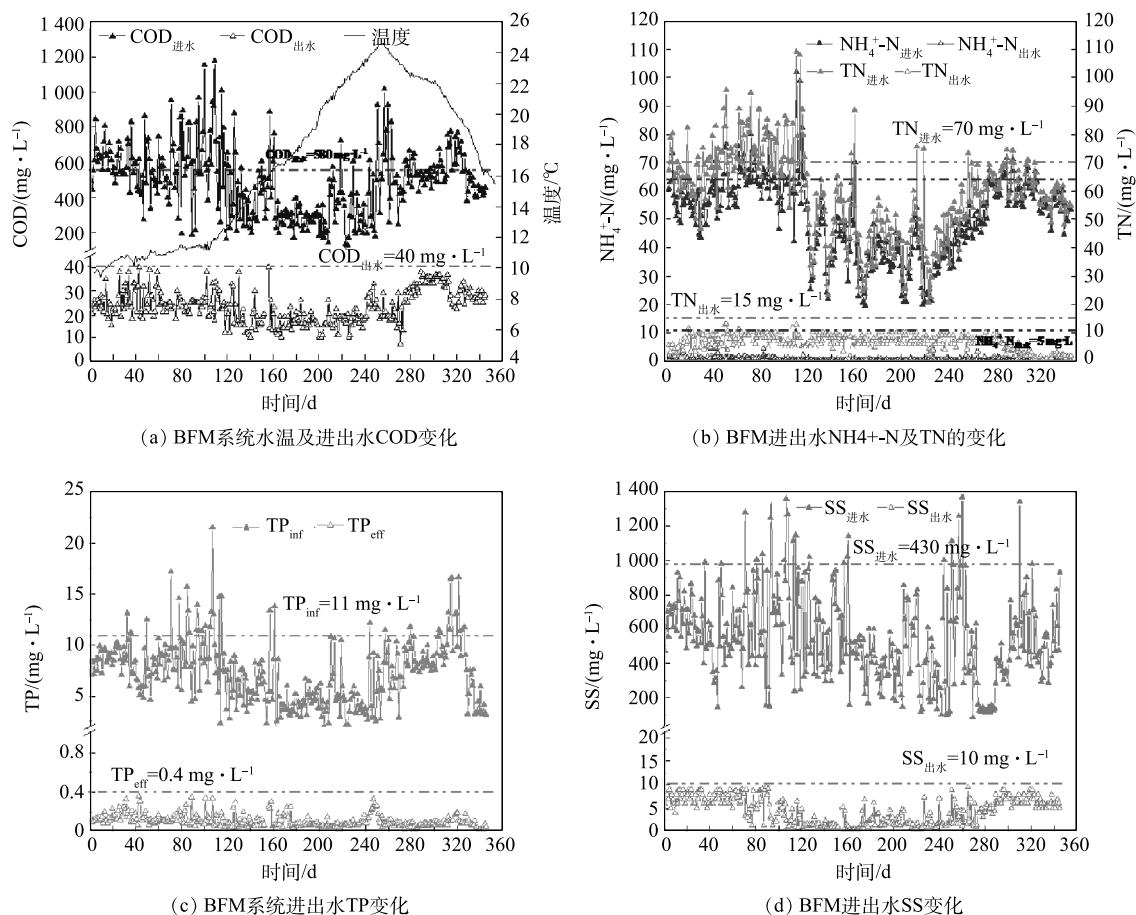


图4 纯膜 MBBR 耦合改良磁加载沉淀系统进出水水质

Fig. 4 Influent and effluent of pure MBBR coupling improved magnetic sedimentation system

21.64%、10.53% 和 69.59%，但经处理后，对应出水 COD、NH₄⁺-N、TN、TP 及 SS 依然能够降至 (23.15±7.05)、(0.54±0.67)、(6.59±2.77)、(0.11±0.06) 和 (4.46±2.76) mg·L⁻¹，稳定达到设计标准。且在后期 (2022 年 10 月 3 日-2022 年 11 月 29 日) 通过提高碳源投加量对纯膜 MBBR 段运行优化后，出水 TN 可进一步降至 (2.31±1.52) mg·L⁻¹，稳定低于 5 mg·L⁻¹，充分体现了系统强大的脱氮潜力。此外，随着温度的降低，以及进水水质的波动，出水水质始终保持在排放标准内，表明系统具有较强的抗低温能力，保障出水水质稳定达标。

纯膜 MBBR 可在 HRT 仅为活性污泥法约 50% 的基础上，实现稳定的处理效果，且对进水水质间歇超标具有较强的抗冲击能力。基于纯膜 MBBR 的 BFM 技术能够实现污水厂建设用地的大幅度节省，国内首座 BFM 项目于 2020 年在广东肇庆落地，该项目 BFM 占地仅为《城市污水处理工程建设标准》(建标〔2001〕77 号) 的最低要求的 4%。实际吨水占地约为常规污水处理厂的 10%~25%^[17]；北方首座 BFM 项目吨水占地指标为原厂活性污泥工艺的 26%^[18]；而本项目采用 BFM 吨水占地仅为原厂活性污泥系统的 17%。

2.2 沿程氮素去除路径

通过污染物沿程变化分析氮素去除路径。2022 年 9 月 19 日—2022 年 11 月 29 日，系统水温为 (19.80±2.34) °C。由于系统 HRT 短，对于不溶性物质的利用效率较低，因此，仅考虑可溶性物质的利用。沿程 SCOD 去除效果如图 5 所示，进水中 SCOD 和不溶性 COD(VSS-COD) 值分别为 (356.61±41.83) mg·L⁻¹ 和 (103.95±12.35) mg·L⁻¹，按照实际回流比核算前缺氧 A1 实际进水 SCOD 值为 (102.39±11.36) mg·L⁻¹，出水 SCOD 降至 (71.89±11.43) mg·L⁻¹，经 A2 和 A3 处理后，SCOD 值分别降至 (59.19±11.51) mg·L⁻¹ 和 (53.26±11.45) mg·L⁻¹。经过主好氧区后，SCOD 值进一步降至 (34.16±11.84) mg·L⁻¹，主好氧区 SCOD 去除主要依赖于 O1，O1 出水 SCOD 值已降至 (43.38±10.26) mg·L⁻¹，核算占好氧区 SCOD 去除的

(51.73±7.07)%。后缺氧外投乙酸钠进行反硝化脱氮, 核算 SCOD 投加值为 (43.49±13.34) mg·L⁻¹, 导致其出水 SCOD 值微升至 (42.11±4.77) mg·L⁻¹, 但经后好氧和改良磁加载沉淀深度处理后, SCOD 值进一步降至 (36.79±5.22) mg·L⁻¹ 和 (30.56±4.20) mg·L⁻¹, 稳定达到排放标准。

从沿程 SCOD 去除效果看, 前缺氧存在 SCOD 未完全利用的现象, 致使好氧区一级发生了较为明显的脱碳效果, 但经过好氧一级之后, SCOD 去除效果明显下降, 此后降低的 SCOD 可认为是较难降解的有机物。由于后缺氧主要依靠外投碳源进行脱氮, 因此, 认为原水所携带 SCOD 经前 A/O 已消耗殆尽, 核算 A1~A3 及前 O 的原水 SCOD 去除贡献率均值分别为 44.70%、18.61%、8.69%、27.99%, 后缺氧区通过外投碳源, 在实现 TN 去除的前提下, 也存在少量的 SCOD 未利用现象, 而后好氧区的设置, 可针对未利用的 SCOD 进行针对性去除。改良磁加载沉淀通过投加絮凝和混凝药剂, 可进一步去除 (6.23±2.29) mg·L⁻¹ 的 SCOD。周小琳等^[5] 利用两段式 A/O—MBBR 工艺生物脱氮中试处理青岛某污水厂一级处理出水, 前 A 设置两级工艺, 合计 HRT 为 2.8 h, SCOD 去除贡献率达到 64.60%。本研究在前缺氧 A1-A2 合计 HRT 为 2.3h, SCOD 去除贡献率达到 63.61%, 与其差异不大。

系统沿程氮素去除效果如图 6 所示, 进水 NH₄⁺-N 和 TIN 质量浓度分别为 (59.00±5.62)、(61.37±5.82) mg·L⁻¹, 按照实际回流比核算前缺氧区进水 NH₄⁺-N 和 NO_x⁻-N(硝态氮, 取 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 加和) 质量浓度分别为 (12.42±1.04)、(9.58±0.64) mg·L⁻¹, 经 A1~A3 处理后, 出水 NO_x⁻-N 质量浓度分别降至 (3.98±0.77)、(1.84±0.52) 和 (0.64±0.47) mg·L⁻¹, 前缺氧区出现了一定程度的 NH₄⁺-N 下降及 NO₂⁻-N 积累现象, 至 A3 出水, NH₄⁺-N 质量浓度略降至 (11.16±0.99) mg·L⁻¹, 结合回流比, 核算前缺氧区共去除了 (4.20±1.03) mg·L⁻¹ 的 NH₄⁺-N。至 A1~A3 出水, 系统中 NO₂⁻-N 质量浓度分别达到 (1.01±0.31)、(0.66±0.18)、(0.38±0.08) mg·L⁻¹。好氧区主要发生硝化反应, 经过 O1~O4 后, NH₄⁺-N 质量浓度分别降至 (9.13±1.08)、(5.25±1.03)、(1.41±0.62)、(0.51±0.37) mg·L⁻¹。伴随着 NH₄⁺-N 的硝化, NO_x⁻-N 随之上升, 至 O4 出水, NO_x⁻-N 质量浓度升至 (11.46±0.88) mg·L⁻¹, 好氧区 NO₂⁻-N 积累量明显降低, O1 出水 NO₂⁻-N 质量浓度为 (0.22±0.45) mg·L⁻¹, 至 O4 出水, NO₂⁻-N 质量浓度降至 (0.09±0.10) mg·L⁻¹。后缺氧通过外投碳源的方式, 将 NO_x⁻-N 质量浓度进一步降至 (3.06±2.30) mg·L⁻¹, 至后缺氧结束至改良磁加载沉淀出水, 系统氮素变化不再明显, 最终出水 NH₄⁺-N 和 NO_x⁻-N 质量浓度分别为 (0.40±0.38) mg·L⁻¹ 和 (2.94±2.31) mg·L⁻¹。

从沿程 TIN 去除效果看, 前缺氧 A1~A3 脱氮负荷分别为 (0.53±0.09)、(0.20±0.07)、(0.10±0.03) kg·(m³·d)⁻¹, 脱氮贡献率均值分别为 52.27%、19.96% 和 11.20%。脱氮效率降低的原因一方面与 NO₃⁻-N 质量浓度随推流下降, 生物膜传质梯度弱化有关, 另一方面也与碳源可生化性下降有关。但该项目前缺氧合计脱氮贡献率达到 83.43%, 较周小琳研究结果 (48.2%) 提高近 1 倍。原因一方面可能与本项目进水 COD 更高, 提供的原水碳源更多有关, 另一方面也与本项目前缺氧设置三级工艺并使 HRT 进一步延长有关。结合沿程 SCOD 变化, 核算 A1~A3 的 ΔSCOD/ΔNO_x⁻-N 分别为 5.15±0.36、5.23±0.11 和 5.57±0.28, 脱氮所需

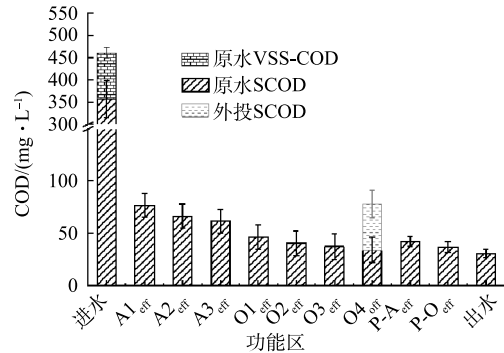


图 5 纯膜 MBBR 耦合改良磁加载沉淀系统沿程 SCOD 去除情况

Fig. 5 SCOD removal along the process of pure MBBR coupled with improved magnetic coagulation sedimentation system

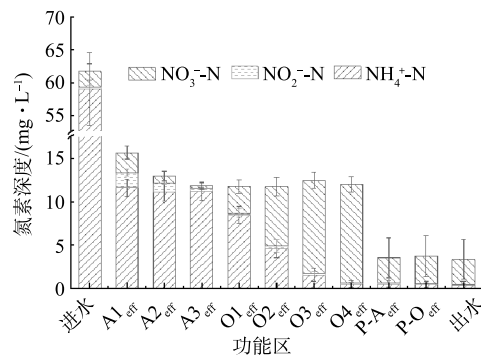


图 6 纯膜 MBBR 耦合改良磁加载沉淀系统沿程 TIN 去除情况

Fig. 6 TIN removal along the process of pure MBBR coupled with improved magnetic coagulation sedimentation system

C/N 逐渐升高, 意味着易生物降解的高质量碳源逐渐减少。后缺氧区脱氮负荷 $0.16 \pm 0.05 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, $\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x^- \text{-N}$ 为 4.04 ± 1.55 , 脱氮贡献率均值为 16.57%。相比前缺氧区, 采用外投碳源进行反硝化的后缺氧区具有更高的脱氮效率, 但由于碳源投加量较低, 限制了其负荷的发挥, 这也为应对进水冲击时, 出水 TN 稳定达标奠定了基础。至于前缺氧区 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 下降及 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累的原因猜测为发生了厌氧氨氧化现象。根据 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 来源的 2 种可能, 一种可能是前缺氧区产生了短程反硝化现象, 将 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- \text{-N}$, 另一种则是由于硝化液回流携带溶解氧, 导致在缺氧区产生了短程硝化, 将 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 。本研究采用蒸馏水作为小试实验进水, 以排除有机物影响, 以氯化铵和硝酸钾补充 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 至 BFM 前缺氧区实际进水质量浓度一致, 以 BFM 前缺氧区 A1 悬浮载体进行反硝化小试, 通过缺氧搅拌控制系统 DO 与 BFM 缺氧区 A1 一致, 实验过程中未发现明显的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 氧化及 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累现象, 因此, 确定系统中的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 主要来源于短程反硝化过程。主好氧 O1~O4 硝化负荷分别为 (0.23 ± 0.04) 、 (0.40 ± 0.10) 、 (0.39 ± 0.09) 、 $(0.11 \pm 0.08) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 硝化贡献率均值分别为 23.04%、33.11% 和 25.94%、8.79%, O1 和 O4 分别受前缺氧 COD 剩余和基质过低影响, 导致硝化负荷偏低。后好氧区硝化贡献率仅为 0.03%, 与硝化效果相关性不大。根据周小琳等实验结果^[5], 纯膜 MBBR 系统主好氧区氨氮去除负荷随进水 SCOD 的升高而呈明显下降趋势, 因此, 为保证主好氧区硝化效果, 前缺氧 A3 的设置仍然起到一定的有益效果, 可降低直接进入主好氧气区的 SCOD 值。

综上所述, 在脱氮方面, 纯膜 MBBR 脱氮的主要承担者在于前缺氧 A1~A2, 两者合计脱氮贡献率超过 75%。A3 的设置则可进一步降低进入主好氧区的 SCOD 值, 虽然该工况下仍然存在部分 SCOD 未完全利用, 但由于出水硝氮已经降至 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, 而继续上调回流比会导致回流液所含 DO 过多影响原水碳源利用, 因此, 并无延长 HRT 及设置四级的必要。从硝化的角度, 主要承担者在于主好氧区 O1~O3, 三者合计硝化贡献率超过 80%。O3 出水氨氮已降至设计出水标准之下, 若要达到更严格的出水标准, 则可考虑增设四级工艺。P-A 可以通过外投碳源的方式, 弥补原水碳源不足缺陷, 实现 TN 的进一步去除。而 P-O 的设置则主要针对 P-A 过量的外投碳源, 保证出水 COD 的稳定达标, 不具备硝化效果。

2.3 水质冲击影响验证

硝化小试结果如图 7 所示, 以 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 下降速率明显降低的时间点认为硝化效果受基质限制, 硝化负荷以初始 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和基质受限之前的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 质量浓度变化进行核算。当采用 O1 出水作为小试进水时, 主好氧区各级硝化负荷依次为 0.28、0.47、0.44 和 $0.25 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 对比 BFM 工程中主好氧区各级实际硝化负荷均值分别为 0.23、0.40、0.39、 $0.11 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 各级小试硝化负荷分别提升至工程的 1.22、1.17、1.13、2.27 倍。而采用 A3 出水时, 各好氧功能区负荷分别为 0.25、0.42、0.41 和 $0.23 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 各级小试硝化负荷分别提升至工程的 1.09、1.05、1.05、2.09 倍, 略低于采用 O1 出水时的小试负荷。

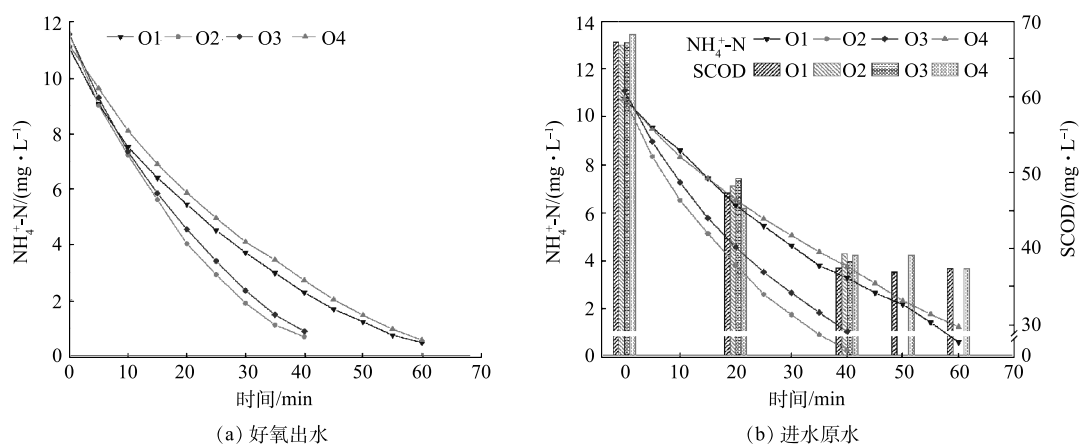


图 7 纯膜 MBBR 系统各好氧功能区悬浮载体小试氨氮变化情况

Fig. 7 Change in ammonia nitrogen of aerobic zone in a small-scale test of pure MBBR system

小试中基质的升高会提升其他好氧各级硝化效果, 且工程中的硝化负荷越小, 高基质下的负荷提升效果越明显。瞬时的基质提升能够快速提高负荷, 说明悬浮载体生物膜中存在一定基数的功能菌群, 在正常条件

下,生物膜仅表层功能菌发挥作用,当受进水基质冲击时,生物膜传质梯度升高时,内层生物膜上富集的功能菌可以发挥处理潜力,提高处理效率,这也是纯膜 MBBR 系统具有较强抗冲击能力,保持出水氨氮稳定达标的主要原因。前缺氧区由于存在部分未降解完全的 SCOD,导致实际运行中 O1 硝化效果不佳,而采用 A3 出水进行小试时发现瞬时的 SCOD 升高会对各级悬浮载体硝化负荷均造成抑制,抑制率(由于 SCOD 升高导致的硝化负荷下降比例)在 6.80%~10.64%。所以在实际运行时,应注意在前缺氧区尽可能充分利用原水碳源,防止过多 SCOD 进入好氧区抑制硝化效果。对于本项目, O1 的设置去除了绝大部分进入主好氧区的可生化 SCOD,保证了 O2~O4 的硝化环境。另外,从小试 SCOD 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的变化趋势可以看出,纯膜 MBBR 系统 SCOD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 同步去除,不同于活性污泥法先降 COD 再降 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的分步去除^[18],表明纯膜 MBBR 能够一定程度上减弱 COD 的硝化抑制程度。

反硝化小试结果如图 8 所示,以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 下降速率明显降低的时间点认为脱氮效果受基质限制,脱氮负荷以初始 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和基质受限之前的质量浓度变化进行核算。当采用原水碳源时, A1~A3 及 P-A 脱氮负荷依次分别为 0.62、0.32、0.18 和 0.14 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,消耗的 C/N 分别为 5.17、5.59、5.73 和 5.61,对比纯膜 MBBR 工程各缺氧区实际脱氮负荷均值分别为 0.53、0.20、0.10、0.16 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,前缺氧区各级小试脱氮负荷分别提升至系统实际运行负荷的 1.17、1.60、1.80 倍。而在原水碳源下, P-A 小试负荷出现降低,为系统实际运行负荷的 0.88 倍。采用外投碳源时,各缺氧区对应脱氮负荷分别升至 1.27、0.55、0.31 和 0.29 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,达到实际运行的 2.40、2.75、3.10、1.81 倍,是采用原水碳源的 2.05、1.72、1.72、2.07 倍,脱氮消耗的 C/N 分别降至 4.56、4.66、5.13 和 4.56。

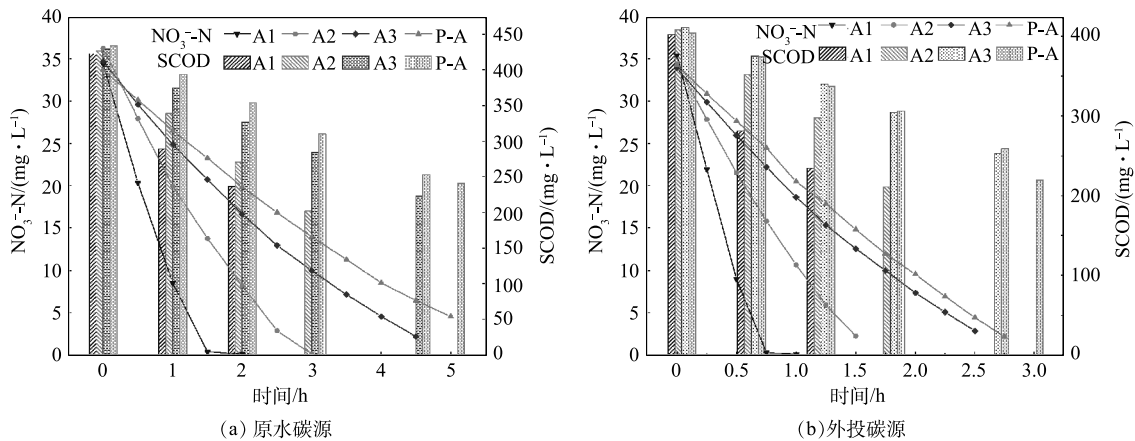


图 8 纯膜 MBBR 系统各缺氧功能区悬浮载体小试硝氮变化情况

Fig. 8 Change in nitrate nitrogen of aerobic zone in a small-scale test of pure MBBR system

当采用原水碳源时,在碳源与硝氮基质充足时,前缺氧各级悬浮载体脱氮负荷均较系统实际运行得到提升,且与硝化一致,工程中脱氮负荷越小,高基质下的负荷提升效果越明显。原因也与生物膜传质梯度有关,基质的升高使生物膜处理潜力进一步得到释放。而 P-A 由于在实际运行时采用外投碳源的方式,小试采用原水碳源出现负荷降低的原因主要与原水碳源利用效率更低有关。采用外投碳源时,由于含有更多易生物降解的优质碳源,较小试原水碳源具有更强的可利用性,有利于促进反硝化速率,致使缺氧各级悬浮载体脱氮负荷均出现更大幅度提升,且提升效果远高于原水碳源,说明当进水 TN 负荷超标或原水碳源不足时,临时通过外投碳源的方式可以显著提升系统脱氮负荷,提高系统抗冲击性,保证出水氨氮稳定达标。而 P-A 在外投碳源条件下小试负荷高于工程实际运行的原因则主要与硝氮和碳源质量浓度更高有关,强化了生物膜传质效果,进而增强了脱氮效率。

纯膜 MBBR 系统在进水冲击时可以显著提升污染物去除负荷,但受限于各级 HRT 较短,在冲击时仍存在基质在不同分级之间穿透的情况,从而使系统中各级悬浮载体生物膜都富集一定基数的功能菌,当实际运行面临进水冲击时,生物膜传质梯度增加,可以使前期富集的功能菌得到利用,进一步释放生物膜处理潜力,提高系统抗冲击性,保证出水稳定达标。为保证硝化效果,应在实际运行时尽可能在前缺氧区将原水碳

源利用殆尽, 为保证脱氮效果, 在面临大幅度进水冲击时, 可以通过临时投加外投碳源的方式, 使系统脱氮效率显著提升, 以保证出水达标。

2.4 微生物群落结构分析

对纯膜 MBBR 系统不同分级的脱氮功能菌组成进行分析, 对于好氧区, 各级生物膜优势硝化菌组成相同, 但相对丰度存在差异。如图 9 所示, 优势硝化菌属包括 *Nitrosomonas* (亚硝化单胞菌) 和 *Nitrospira* (硝化螺旋菌)。其中, *Nitrosomonas* 为亚硝化菌 (ammonia oxidizing bacteria, AOB), 能够将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 在 O1~O3 及 P-O 中相对丰度分别为 1.73%、1.69%、3.27%、3.11% 和 1.65%。*Nitrospira* 为 NOB(亚硝酸盐氧化菌), 将 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 部分菌属也具备直接将氨氮氧化为硝酸盐氮的能力^[19-20], 其在 O1~O4 及 P-O 中的相对丰度分别为 5.50%、11.44%、10.96%、5.65% 和 1.91%, 因此, 纯膜 MBBR 系统 O1~O3 及 P-O 中硝化菌合计相对丰度分别可

达 7.23%、13.13%、14.23%、8.76%、3.56%。ZHOU 等^[21] 通过研究两级 AO 纯膜 MBBR 工艺生物膜微生物多样性时发现, 生物膜中硝化菌主要菌属 *Nitrosomonas* 和 *Nitrospira* 在前好氧 2 级中相对丰度同样高于一级, 可能也与前缺氧区出水存在部分未利用的有机物导致对好氧一级硝化效果造成了一定抑制导致。

高晨晨等^[22] 研究表明, 在长三角和华北地区 9 座城市污水处理厂中, 活性污泥中硝化菌同样为 *Nitrosomonas* 和 *Nitrospira*, 但两者相对丰度均值合计仅为 3.27%。有研究^[23] 表明, 在与本项目距离及水质相近的青岛某污水厂活性污泥系统中, AOB 与 NOB 相对丰度合计仅为 1.58%。而同样位于青岛的某污水厂活性污泥系统中, AOB 与 NOB 在半年内合计相对丰度仅为 0.33%~0.96%^[7]。可见对于活性污泥法, 不同项目受具体水质及运行条件影响, 硝化菌相对丰度并不相同, 纯膜 MBBR 工艺中硝化菌类型与活性污泥法较为相似, 但主要硝化区硝化菌相对丰度显著高于活性污泥法。

通过伯杰细菌鉴定手册^[24] 及相关文献描述的具有普遍脱氮属性的菌属作为脱氮菌。缺氧区脱氮菌组成如图 10 所示。其中优势脱氮菌属主要包括 *Denitratisoma*、*Flavobacterium*、*Hyphomicrobium*、*Terrimonas*、*Rhodobacter* 等, DNB_others 为相对丰度低于 1% 的脱氮菌相对丰度加和。*Denitratisoma* 为革兰氏阴性反硝化菌, 能够利用不同类型的碳源进行反硝化, 根据生长环境差异, 其反硝化产物包括 N_2O 、 N_2 等多种形式。该菌属在 A1~A3 及 P-A 中相对丰度逐渐由 6.14% 降至 1.69%, 分析原因主要有两点, 首先, 其相对丰度下降与基质质量浓度逐渐降低有关; 其次, 前后缺氧虽然碳源类型不同, 但该菌属在 P-A 中基质充足的基础上仍维持在较低丰度, 表明其或许更适合利用原水大分子有机碳源进行脱氮。*Flavobacterium* 为常见异养反硝化菌, 属于拟杆菌门, 能降解羟基丁酸戊酸共聚酯 (PHBV)。在低氧或无氧条件下, 能利用 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 或 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 作为最终电子受体进行无氧呼吸, 同时具备将多种大分子有机物转化为小分子有机物的能力^[25-26], 该菌属在不同缺氧区相对丰度维持在 1.43%~2.60%, 无明显变化, 其对不同碳源的利用能力可能相似。*Hyphomicrobium* 属于变形菌门, 可利用有毒难降解有机物进行反硝化脱氮, 如二氯甲烷、甲胺磷、二甲基硫醚和甲醇等, 还可参与多环芳烃 (polycyclic aromatic

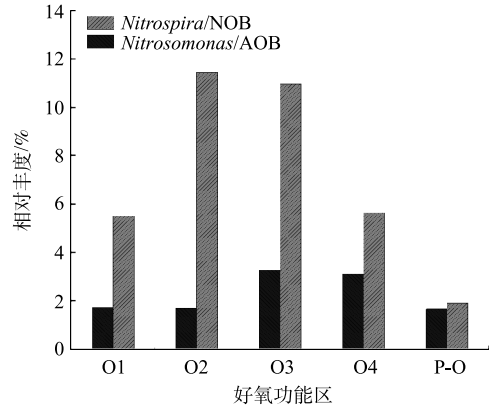


图 9 纯膜 MBBR 系统好氧段硝化菌组成

Fig. 9 Composition of nitrifying bacteria in aerobic zone of pure MBBR system

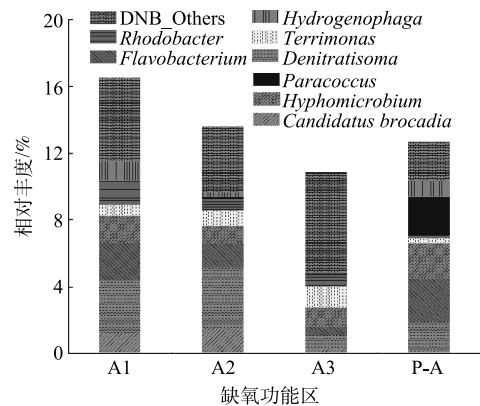


图 10 纯膜 MBBR 系统缺氧段反硝化菌组成

Fig. 10 Composition of denitrifying bacteria in aerobic zone of pure MBBR system

hydrocarbons, PAHs) 污染水体中菲的降解^[27-28]。该菌属在前缺氧区中相对丰度逐渐由 4.62% 降至 2.13%，在后缺氧区中则升至 3.12%，其相对丰度与脱氮负荷呈明显正相关，该菌属的出现及较高的相对丰度或许说明了进水中含有部分难降解有毒物质。*Terrimonas* 属于拟杆菌门，部分菌种属于严格好氧化能异养菌，不仅能够进行好氧反硝化，还可以参与萘类物质，包括苯并芘和布洛芬的降解^[29-30]。该菌属在前缺氧区中的相对丰度逐渐由 3.67% 降至 1.31%，而在 P-A 中则升至 5.29%，说明该菌属更容易利用乙酸钠等小分子有机碳源进行反硝化脱氮，但同时也能进行原水中大分子有机物的降解。*Rhodobacter* 为兼性厌氧菌，属于变形菌门，在污水处理系统中较为常见，多可通过光合作用进行获得能量，进行自养或异养生长，具有较为显著的代谢多样性。该菌属在 A1~A3 及 P-A 中相对丰度维持在 2.71%~5.68%，但无明显变化规律。综合来看，脱氮菌在 A1~A3 及 P-A 中合计相对丰度分别达到 16.52%、13.61%、10.85%、12.65%，与脱氮效果具有一定正相关性，保障了出水氮素的稳定达标。此外，缺氧区还存在 *Candidatus Brocadia* 类型厌氧氨氧化菌，在 A1 和 A2 中的相对丰度分别达到 1.25% 和 1.53%，该菌属能够在缺氧条件下利用 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 反应生成 N_2 ，实现自养脱氮^[31]，一方面能够强化系统 TN 去除，另一方面能够弥补进水碳源的不足，减少外投碳源量。厌氧氨氧化菌的存在也也为前缺氧氨氮去除提供了微观支撑。该项目中发现的厌氧氨氧化菌属与西安第四污水处理厂缺氧区悬浮载体生物膜中发现的主要厌氧氨氧化菌类型一致，但相对丰度较之 (0.043%) 提高了 30 倍以上^[32]，NEJIDAT 等^[33]研究了城市污水处理厂高碳氮比下不同隔间内的厌氧氨氧化菌的丰度和多样性，结果表明，高碳氮比的主流城市污水处理厂中，厌氧氨氧化菌优势菌属同样为 *Candidatus Brocadia*，说明其相比其他厌氧氨氧化菌属更能适应城市污水高碳氮比水质环境。至于厌氧氨氧化菌所需基质 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的来源，则可能是在较低的进水 C/N 下，结合纯膜 MBBR 较低的 HRT^[34]，为短程反硝化的发生提供了条件，也为厌氧氨氧化脱氮提供了基质。

纯膜 MBBR 系统 FISH 检测结果如图 11 所示，对于缺氧区，在 A1 和 A2 中同样检测出厌氧氨氧化菌 (红色部分) 的存在，而在 A3 和 P-A 中则含量很少。对于好氧区，O1~O3 中硝化菌 (绿色+浅红色) 含量较高，而 O4 中硝化菌含量明显降低。另外，同高通量测序结果类似，系统中硝化菌主要为 NOB，而 AOB 含

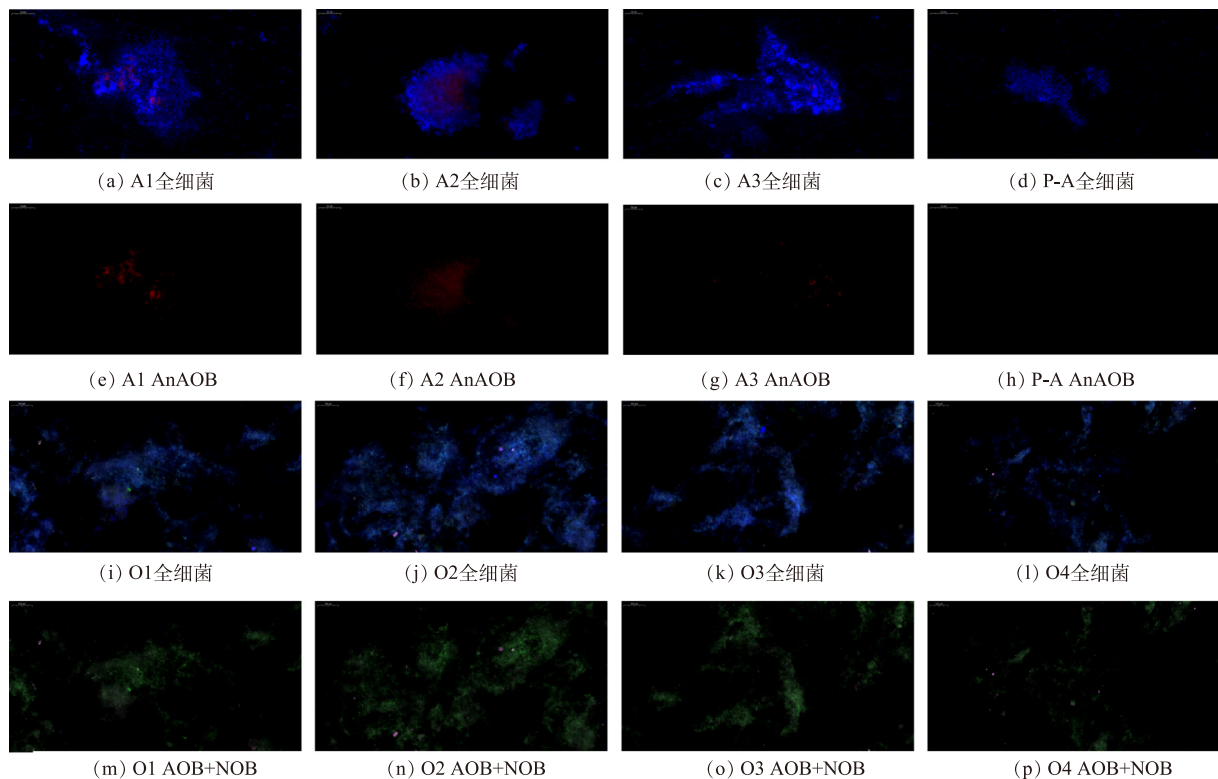


图 11 纯膜 MBBR 系统 FISH 检测结果

Fig. 11 FISH detection results of pure MBBR system

量很少。整体上, FISH检测结果与高通量测序结果较为一致。

纯膜 MBBR 各主要功能区悬浮载体功能菌相对丰度及最大污染物去除负荷如表 4 所示, 对于好氧区, 功能菌相对丰度指硝化菌相对丰度 (图 9), 对于缺氧区, 功能菌相对丰度指脱氮菌相对丰度 (图 10)。最大污染物去除负荷指在基质充足条件下且最能反映实际运行效果的小试负荷, 对于硝化, 则以 O1 作为进水的小试结果, 对于脱氮, 则以原水碳源下 A1~A3 小试负荷及外投碳源下 P-A 负荷进行表征。整体上, 功能菌相对丰度与最大污染物去除负荷呈现正相关关系。另外, 在工程运行中污染物去除效果不明显的 A3 与 O4, 既有污染物去除负荷也有一定的功能菌相对丰度, 验证了实际运行时, 存在水质基质穿透从而为功能菌的富集提供了条件。

TORRESI 等^[35]通过三级纯膜 MBBR 反硝化研究, 观察到几种药物的去除率与相关反硝化基因的丰度呈正相关, 但与生物多样性无关。本研究对缺氧区和好氧区污染物最大去除负荷与功能菌相对丰度之间进行线性拟合, 结果如图 12 所示。缺氧区和好氧区污染物最大去除负荷与功能菌相对丰度之间呈显著正相关。可见, 纯膜 MBBR 高效处理效果的前提为功能菌群的强化富集, 通过线性拟合方程结合高通量测序结果, 可以近似得到各功能区最佳污染物去除负荷, 从而为工程中系统的抗冲击负荷能力提供数据参考。

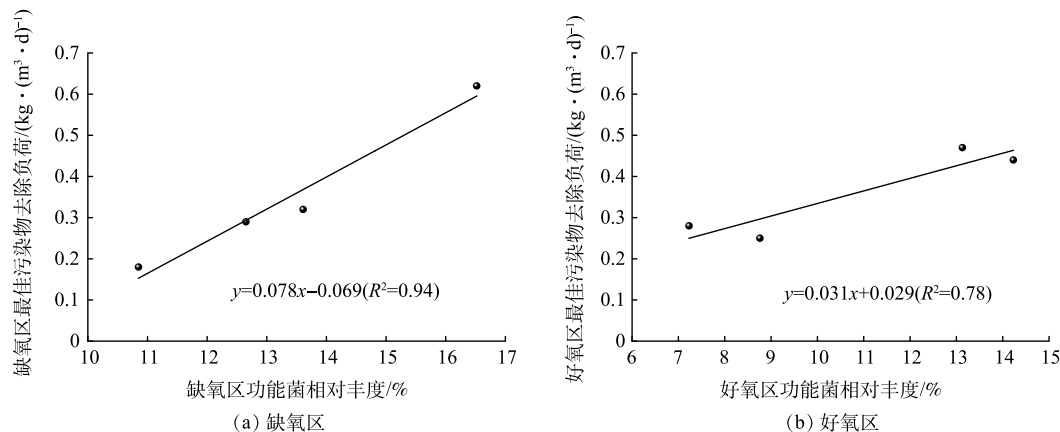


图 12 功能菌相对丰度与最大污染物去除负荷之间的关系

Fig. 12 Relationship between the relative abundance of functional bacteria and the optimal pollutant removal load

3 结论

1) 纯膜 MBBR 耦合改良磁加载沉淀工艺具有更高的污染物去除负荷, HRT 可节省约 50%, 基于纯膜 MBBR 的 BFM 工艺在进水水质间歇超标的前提下仍能实现稳定的处理效果, 抗冲击负荷能力强。

2) 采用前缺氧 3 级、主好氧 4 级、后缺氧和后好氧均为单级的多段分级 A/O 设置, 纯膜 MBBR 系统氨氮去除率超过 80% 发生在 O1~O3, 系统 TN 去除率超过 75% 发生在前缺氧 A1~A2, O4 和 A3 的设计提高了系统的抗冲击负荷能力。

3) 纯膜 MBBR 优势硝化菌为 *Nitospira* 和 *Nitrosomonas*, 在主好氧区相对丰度分别达到 3.50%~6.91% 和 0.65%~2.28%, 优势反硝化菌属 (*Denitratisoma*、*Flavobacterium*、*Hyphomicrobium*、*Terrimonas* 和 *Rhodobacter* 等) 的合计相对丰度 10.85%~16.52%。纯膜 MBBR 在前缺氧区提高了 *Candidatus Brocadia*

表 4 纯膜 MBBR 各功能区功能菌相对丰度与最大污染物去除负荷

Table 4 Relative abundance of functional bacteria in each zone of pure MBBR and the optimal pollutant removal load

功能区	功能菌相对丰度/%	最大污染物去除负荷/(kg·(m³·d)⁻¹)
A1	16.52	0.62
A2	13.61	0.32
A3	10.85	0.18
P-A	12.65	0.29
O1	7.23	0.28
O2	13.13	0.47
O3	14.23	0.44
O4	8.76	0.25

型厌氧氨氧化菌富集效率,相对丰度达到1.21%~1.56%,为厌氧氨氧化的稳定实现提供依据。

4) 纯膜 MBBR 缺氧区与好氧区不同分级之间,最大污染物去除负荷与功能菌相对丰度均呈现正相关性,并分别满足 $y=0.078x-0.069(R^2=0.94)$ 和 $y=0.031x+0.029(R^2=0.78)$ 。纯膜 MBBR 通过多级多段设计,优化脱氮路径,充分发挥 MBBR 处理优势,具备节地效果好,抗冲击能力高等优势。

参考文献

- [1] 赫俊国,江伟勋,何卓义,等. IFAS工艺处理南方低碳源污水的泥膜微生物互作规律分析[J]. 环境科学, 2022, 43(9): 4736-4747.
- [2] 美国水环境联合会. 生物膜反应器设计与运行手册[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2013.
- [3] 刘智晓. 后置生物膜三级反硝化工艺特性及其应用[J]. 中国给水排水, 2014, 30(20): 46-50.
- [4] 王雪欣,毕学军,麻弛张,等. 两点进水三段A/O-MBBR生物脱氮中试研究[J]. 中国给水排水, 2021, 37(17): 62-68.
- [5] 周小琳,樊星,毕学军,等. 两段式A/O-MBBR工艺生物脱氮中试与系统优化[J]. 中国给水排水, 2021, 37(19): 72-77.
- [6] 刘婧逸. 多段式A/O-纯膜MBBR系统脱氮能力与微生物结构关系研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2022.
- [7] ZHOU X, JIANG Z, GU J, et al. Performance characteristics and bacterial community analysis of a novel two-step-feed three-stage A/O-MBBR system for nitrogen removal in municipal wastewater[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2023, 52: 103513.
- [8] 陈祥瑞,杜强强,韩文杰,等. 基于纯膜MBBR的紧凑型污水处理BFM中试基质转化特性[J]. 环境工程学报, 2021, 15(11): 3741-3756.
- [9] 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [10] 韩文杰,周家中,刘妍,等. 纯膜MBBR工艺处理微污染水的工程启动研究[J]. 中国给水排水, 2022, 38(7): 19-27.
- [11] 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微生物多样性分析[J]. 环境科学, 2020, 41(11): 5037-5049.
- [12] 秦桂海. 烟台辛安河污水处理厂工程的升级改造[J]. 中国给水排水, 2018, 34(12): 95-97.
- [13] 韩萍,许斌,宋美芹,等. 团岛污水厂MBBR工艺的升级改造及运行效果[J]. 中国给水排水, 2014, 30(12): 110-114.
- [14] 韩锡友,黄子进,方金强,等. MBBR应用于污水厂提量改造及其能耗药耗分析[J]. 净水技术, 2021, 40(12): 69-77.
- [15] 段存礼,顾瑞环,程俊涛,等. 青岛李村河污水厂升级改造工程设计及运行[J]. 中国给水排水, 2011, 27(12): 66-70.
- [16] 苏鹏,路晖,杨永刚,等. MBBR在卡鲁塞尔氧化沟提标改造中的应用[J]. 中国给水排水, 2020, 36(6): 112-117.
- [17] 彭明,周家中,韩文杰,等. 基于纯膜MBBR的BioFIMag工艺用于新建污水处理厂[J]. 中国给水排水, 2021, 37(6): 71-75.
- [18] 周家中,韩文杰,宋平周,等. 华北某集约型污水厂BFM工艺设计与运行分析[J]. 中国给水排水: 1-10[2023-02-01]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/12.1073.TU.20220409.1928.002.html>
- [19] DAIMS H, LEBEDEVA E V, PJEVAC P, et al. Complete nitrification by *Nitrospira bacteria*[J]. *Nature*, 2015, 528: 583-584.
- [20] 史国帅,白莉,周立光,等. 岸边带生态系统中全程氨氧化细菌以及化螺菌属群落结构的研究[J]. 环境科学学报, 2019, 39: 1-9.
- [21] ZHOU X, ZHANG Y, LI Z, et al. A novel two-stage anoxic/oxic-moving bed biofilm reactor process for biological nitrogen removal in a full-scale municipal WWTP: Performance and bacterial community analysis[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 50: 103224.
- [22] 高晨晨,郑兴灿,游佳,等. 城市污水脱氮除磷系统的活性污泥菌群结构特征[J]. 中国给水排水, 2015, 31(23): 37-42.
- [23] 周小琳. 复合铁酶促活性污泥系统低温脱氮机理研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2014.
- [24] R. E. 布坎南. 伯杰细菌鉴定手册[M]. 北京: 科学出版社, 1984.
- [25] JIA S, HAN H, ZHUANG H, et al. The pollutants removal and bacterial community dynamics relationship within a full-scale British Gas/Lurgi coal gasification wastewater treatment using a novel system[J]. *Bioresour Technol*, 2016, 200: 103-110.
- [26] CAO S, DU R, LI B K, et al. High-throughput profiling of microbial community structures in an ANAMMOX-UASB reactor treating high-strength wastewater[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100: 6457-6467.
- [27] 李勇. 改良型卡鲁塞尔氧化沟脱氮效能提升及其生物微环境的研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2016.
- [28] 王莉,凌琪,伍昌年,等. *Hyphomicrobium sp.* MAP-1 菌株修复甲胺磷乙酰甲胺磷和水胺硫磷污染土壤的实验研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(1): 81-87.
- [29] POSSELT M, MECHELKE J, RUTERE C, et al. Bacterial diversity controls transformation of wastewater-derived organic contaminants in river-simulating flumes[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(9): 5467-5479.
- [30] HUANG S, ZHU Y, ZHANG G, et al. Effects of low-intensity ultrasound on nitrite accumulation and microbial characteristics during partial nitrification[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 705: 135985.
- [31] DU R, CAO S, ZHANG H, et al. Flexible nitrite supply alternative for mainstream anammox: advances in enhancing process stability[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(10): 6353-6364.
- [32] LI J W, PENG Y Z, ZHANG L, et al. Quantify the contribution of anammox for enhanced nitrogen removal through metagenomic analysis and mass balance in an anoxic moving bed biofilm reactor[J]. *Water Research*, 2019, 160: 178-187.
- [33] ALI N, DAMIANA D R, NEDAL M, et al. Abundance and diversity of anammox bacteria in a mainstream municipal wastewater treatment plant[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2018, 102: 1-11.
- [34] 操沈彬. 基于短程反硝化的厌氧氨氧化脱氮工艺与菌群特性[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018.
- [35] TORRESI E, GÜLAY A, POLESEL F, et al. Reactor staging influences microbial community composition and diversity of denitrifying MBBRs-implications on pharmaceutical removal[J]. *Water Research*, 2018, 138: 333-345.

(责任编辑:曲娜)

Analysis of denitrification stability and microbial structure in multi-stage pure MBBR process

HAN Wenjie^{1,2}, XU Kangkang^{1,2}, YANG Zhongqi^{1,2}, ZHOU Jiazhong^{1,2}, WU Di^{1,2,*}, GAO Yanbo³, MA Xiaoran⁴

1. Biofilm Research Institute, Qingdao SPRING Water Treatment Co. Ltd., Qingdao 266510, China; 2. Qingdao Key Laboratory of Green and Low Carbon Biofilm and Water Environment Restoration, Qingdao SPRING Water Treatment Co. Ltd., Qingdao 266510, China; 3. Yantai Urban Drainage Service Center, Yantai 264001, China; 4. Beijing General Municipal Engineering Design & Research Institute Co. Ltd., Beijing 100082, China

*Corresponding author, E-mail: hitwudi@126.com

Abstract The performance and path of denitrification in a full-scale engineering of the multi-stage pure moving bed biofilm reactor (MBBR) were explored by the combined approaches of macro-scale operation, in situ small-scale test and micro-observation of microbial community composition. The results showed that compared with that of the traditional activated sludge process, the HRT of pure MBBR coupled with improved magnetic loading sedimentation process was reduced by 50%, and it had strong nitrogen removal stability. It was recommended that the pure MBBR could adopt two-stage AO design. According to the effluent standard and influent fluctuation, the front anoxic zone and the main aerobic zone should be designed with two or more stages and 2~4 stages, respectively. When facing with water quality impact during the actual operation, the pollutant removal load could be raised significantly to guarantee the nitrogen removal stability by increasing the mass transfer gradient of biofilm. When the impact of influent quality is too strong, the nitrogen in the effluent can be guaranteed to meet the standard by temporarily adding external carbon sources. The relative abundances of the dominant nitrifying bacteria *Nitrospira* and *Nitrosomonas* in the pure MBBR reached 3.50%~6.91% and 0.65%~2.28% in the main aerobic zone, respectively. The dominant denitrifying bacteria were *Denitratisoma*, *Flavobacterium*, *Hyphomicrobium*, *Terrimonas* and *Rhodobacter*, with a total relative abundance of 10.85%~16.52%. There was a positive correlation between the maximum pollutant removal load and the relative abundance of functional bacteria in anoxic and aerobic zones. Pure MBBR improved the enrichment efficiency of *Candidatus* Brocadia type anammox in the pre-anoxic zone with the relative abundance of 1.21%~1.56%, which can provide a reference for the stable realization of mainstream ANAMMOX. Multi-stage pure MBBR can fully present the advantages of MBBR treatment involving land saving and high impact resistance.

Keywords moving bed biofilm reactor; denitrification; staged; carbon source type; functional bacteria