

中低温下基于纯膜条件多段 A/O-MBBR 系统脱氮能力中试研究

姜自健¹, 臧海龙², 兰杰¹, 张建华¹, 毕学军^{1,*}

(1. 青岛理工大学 环境与市政工程学院, 青岛 266525; 2. 青岛水务集团环境能源有限公司, 青岛 266002)

摘要: 针对低温条件下活性污泥法生物硝化限制性瓶颈问题, 构建了三段式 A/O-MBBR 中试系统, 对其在中低温条件下的脱氮能力开展研究, 结合生物膜在静态实验条件下的硝化能力及形态变化, 分析了系统脱氮效果的影响因素。研究表明, 在反应温度为 10~16 °C、处理水量为 (23.6±5.4) m³/d、碳源投加量为 50~90 mg/L 条件下, 系统进水 SCOD、NH₄⁺-N 和 TIN 浓度分别为 (147±30)、(38.3±2.1) 和 (39.6±2.3) mg/L, 出水分别降至 (26±6)、(0.4±0.6) 和 (6.8±3.6) mg/L, 去除率分别达到 82.3%、99.0% 和 82.8%, 其中系统中第 2 段 A/O-MBBR 分系统表现出良好的硝化能力, 其硝化去除负荷可达 0.9 g/(m²·d), NH₄⁺-N 硝化贡献率可达 54%; 生物膜厚度是影响其硝化能力的重要因素。

关键词: 城市污水; 中低温; 多段式缺氧/好氧; MBBR; 中试系统

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4602(2024)03-0110-09

Study on the nitrogen removal capacity of multi-stage A/O-MBBR pilot scale system based on pure biofilm at medium-low temperature

JIANG Zijian¹, ZANG Hailong², LAN Jie¹, ZHANG Jianhua¹, BI Xuejun^{1,*}

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Qingdao University of Technology, Qingdao 266525, China;

2. Qingdao Water Group Environmental Energy Co. Ltd., Qingdao 266002, China)

Abstract: The bottleneck problem of biological nitrification always exists in the activated sludge process at low temperature. In this study, a pilot-scale three-stage anoxic/oxic (A/O) moving bed biofilm reactor (MBBR) was constructed to investigate the nitrogen removal performance. Based on the nitrification ability and morphological changes of biofilm under static experimental conditions, this study analyzed the influencing factors of nitrogen removal of the system. The results showed that when the reaction temperature was 10-16 °C, and the sewerage inflow was (23.6±5.4) m³/d, the concentration of external carbon source was 50~90 mg/L, the concentrations of SCOD, NH₄⁺-N and TIN in the influent were (147±30), (38.3±2.1) and (39.6±2.3) mg/L respectively, and those in the effluent were (26±6), (0.4±0.6) and (6.8±3.6) mg/L respectively. The average removal rates were 82.3%, 99.0% and 82.8%. The second A/O-MBBR sub-system showed a good nitrification

收稿日期: 2022-06-07

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

作者简介: 姜自健 (1998—), 男, 山东临沂人。硕士, 研究方向为污水处理与资源化。E-mail: 349944291@qq.com。

* 通信作者: 毕学军 (1969—), 男, 山东青岛人。博士, 教授, 主要从事污水处理与资源化方面的研究。E-mail: xuejunb@126.com。

capacity. Its nitrification removal load could reach $0.9 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ and NH_4^+-N nitrification contribution rate could reach 54%. The biofilm thickness was an important factor affecting the nitrification capacity of the biofilm.

Key words: municipal wastewater; medium-low temperature; multi-stage anoxic/oxic; MBBR; pilot scale

近年来,我国在水环境治理方面取得了显著成效,但仍然面临水资源短缺、水环境污染和水生态环境损害等问题。从保护水资源、防治水污染和修复水生态角度出发,持续推进污水处理提质增效对提高水资源利用率、改善水环境质量、提升国民生活质量、加快生态环境建设和打赢碧水保卫战具有重要意义。目前,在国家现有《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)基础上,各地方政府陆续对城镇污水处理厂处理出水水质提出了新的要求,尤其对有机物、氨氮和总氮等指标的要求更加严格。而以活性污泥法为代表的传统水处理技术存在低温下生物硝化限制性瓶颈等问题。大量研究表明,在低温条件下,活性污泥法的硝化性能会显著降低,同时还会出现污泥恶性膨胀、生物浮沫等现象^[1-4]。因此,突破低温瓶颈、实现稳定高效生物脱氮已然成为污水处理领域亟待解决的问题。移动床生物膜反应器(Moving Bed Biofilm Reactor, MBBR)技术已在全球数百个污水处理厂得到应用,由于反应器内生物膜附着生长状态及其持续更新能力,使其不仅具有较高的生物量,且保持了高活性^[5]。在北欧国家的应用结果亦表明其具有较活性污泥法更强的低温适应性^[6-7]。

为此,本研究针对我国城镇污水特点,利用 MBBR 与多段式缺氧/好氧(Anoxic/Oxic, A/O)工艺生物脱氮的优势,构建了三段式 A/O-MBBR 中试系统,考察系统在中低温条件下对有机物、氨氮及总无机氮的去除能力,分析了静态实验条件下生物膜的硝化能力与形态变化,为低温条件下实现城镇污水稳定高效脱氮及多段 A/O-MBBR 系统的构建与调控提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 中试系统试验装置与运行方式

构建的三段式 A/O-MBBR 中试系统工艺流程如图 1 所示。中试系统由三段式缺氧/好氧(A/O)组成,共分为 10 个反应区,第 1 段 A/O-MBBR 分系统由缺氧反应区(A₁、A₂)和好氧反应区(O₃、O₄)组成,第 2 段 A/O-MBBR 分系统由缺氧反应区(A₅、A₆)和好氧反应区(O₇、O₈)组成,第 3 段 A/O-MBBR 分系统由缺氧反应区(A₉)和好氧反应区(O₁₀)组成,上述各反应区有效容积均为 1.4 m^3 ($1 \text{ m} \times 1 \text{ m} \times 1.4 \text{ m}$),有效水深为 1.4 m。在各反应区段均投加悬浮生物载体(填料),其比表面积为 $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$,载体填充率均为 35%。其中缺氧反应区采用机械搅拌方式使填料保持流化状态,好氧反应区采用穿孔管曝气,控制溶解氧浓度为 $3 \sim 9 \text{ mg/L}$ 。

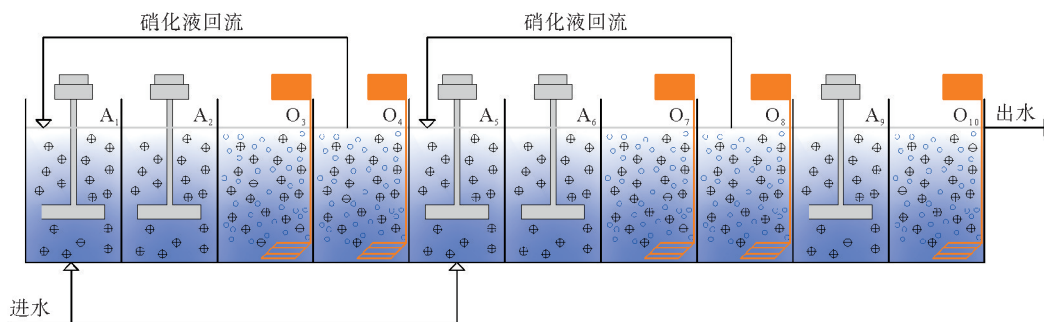


图 1 三段式 A/O-MBBR 中试系统示意

中试系统实际进水流量为 $(23.6 \pm 5.4) \text{ m}^3/\text{d}$,采用两点式进水,进水点设置在 A₁ 和 A₅ 反应区,进水比例为 1:1。中试系统共设置 2 套硝化液回流(O₄ 至 A₁, O₈ 至 A₅),回流比为 100%~200%(按各段进水量计)。为保证后置反硝化正常进行,在 A₉ 反应区投加 $50 \sim 90 \text{ mg/L}$ 乙酸钠(以 COD 计)作为外源性碳源。整体试验研究共分为 2 个阶段:阶段 I——常温($18 \sim 29 \text{ }^\circ\text{C}$);阶段 II——中低温($10 \sim 16 \text{ }^\circ\text{C}$)。

1.2 试验用水

中试试验在青岛市某城镇污水处理厂现场进行,试验用水取自该污水处理厂初沉池出水,经气浮强化预处理后进入中试系统。气浮强化预处理后污水水质条件如表1所示。

表1 气浮强化预处理后污水水质条件

温度/°C	SCOD/(mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)	TIN/(mg·L ⁻¹)	SS/(mg·L ⁻¹)	pH
9~30	143.0±32.0	37.3±6.4	38.3±6.5	31.0±6.0	7.0~9.0

注:总无机氮(Total Inorganic Nitrogen, TIN)为NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N的总和。

1.3 测试指标与方法

1.3.1 常规指标

SCOD、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、SS、MLSS 和 MLVSS 等常规指标测定采用《水和废水监测分析方法》^[8]中的标准方法;溶解氧、温度、pH 和 ORP 采用便携式溶解氧仪(HACH HQ40d)测定;生物膜厚度使用倒置荧光显微镜(Olympus, IX71)测定。

1.3.2 硝化静态实验

系统运行期间,定期取好氧区的填料测定静态反应条件下生物膜的硝化能力。取各好氧反应区的填料放入5L的反应器内,填充率与中试系统相同,均为35%,实试验用水为人工配置质量浓度为20~25 mg/L(以N计)的NH₄Cl溶液。在实验过程中,采用小型气泵曝气使填料保持流化状态,同时控制溶解氧为7~11 mg/L,测试时长为2h,取样间隔为30min,测定NH₄⁺-N浓度变化,计算静态反应条件下生物膜硝化能力。

2 结果与分析

2.1 三段式A/O-MBBR中试系统运行效果

三段式A/O-MBBR中试系统运行效果如图2所示。在常温试验阶段(阶段I),反应温度为18~29℃、处理水量为(23.6±5.4) m³/d、在第3段A/O-MBBR分系统缺氧区投加50 mg/L碳源(以COD计,下同)的条件下,系统进水SCOD、NH₄⁺-N和TIN浓度分别为(160±31)、(35.0±7.2)和(35.8±7.0) mg/L,处理出水分别为(27±8)、(0.6±0.5)和(2.7±2.2) mg/L,平均去除率分别达到83.1%、98.3%和92.5%;在中低温试验阶段(阶段II),反应温度为10~16℃、处理水量同样为(23.6±5.4) m³/d、在第3段A/O-MBBR分系统缺氧区投加50~90 mg/L碳源的条件下,系统进水SCOD、NH₄⁺-N和TIN浓度分别为(147±30)、(38.3±2.1)和(39.6±2.3) mg/L,出水分别为(26±6)、(0.4±0.6)和(6.8±3.6) mg/L,平均去除率分别达到82.3%、99.0%和82.8%。此外,在系统运行56~62d,当碳源投加量为50 mg/L时,在A₉反应区出现了明显的NO₂⁻-N积累,但当碳源投加量逐步提高到90 mg/L后,A₉反应区的NO₂⁻-N积累量逐渐消失,处理出水TIN浓度下降到合理水平。

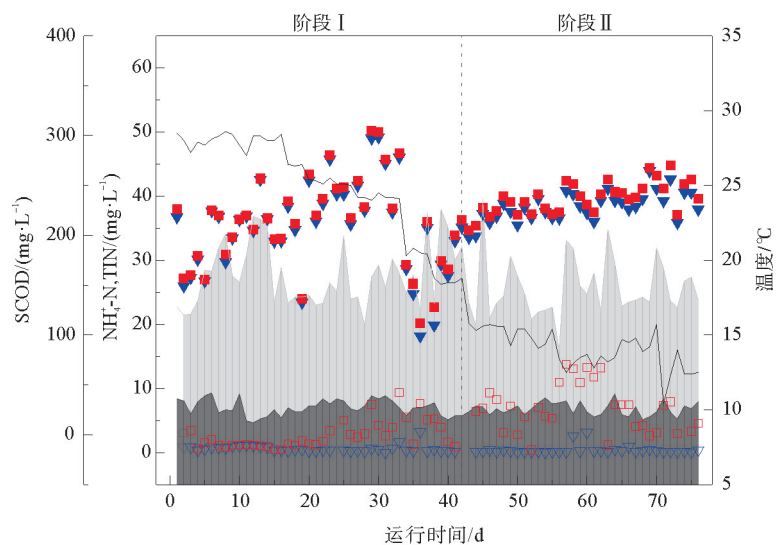


图2 三段式A/O-MBBR中试系统运行效果

— 温度; 进水SCOD; ▼ 进水NH₄⁺-N; ■ 进水TIN;
 ■ 出水SCOD; ▽ 出水NH₄⁺-N; □ 出水TIN

2.2 不同反应温度条件下各好氧反应区生物膜硝化能力变化

为从整体角度评估三段式 A/O-MBBR 系统硝化能力变化,分析了不同反应温度下各好氧反应区的 NH_4^+-N 硝化贡献率及生物膜的硝化能力,结果分别如图 3 和图 4 所示。

由图 3 可知,在三段式 A/O-MBBR 系统内,由于系统采用两点进水,故第 1 段 A/O-MBBR 分系统的 O_3 、 O_4 反应区与第 2 段 A/O-MBBR 分系统的 O_7 、 O_8 反应区承担了系统总的硝化负荷。在常温和中低温条件下,2 个分系统的 NH_4^+-N 硝化贡献率分别为 43.1%、49.6%与 33.8%、54.0%。由此可以看出,在中低温条件下第 2 段分系统的 NH_4^+-N 硝化贡献率较第 1 段分系统高出 20.2%。

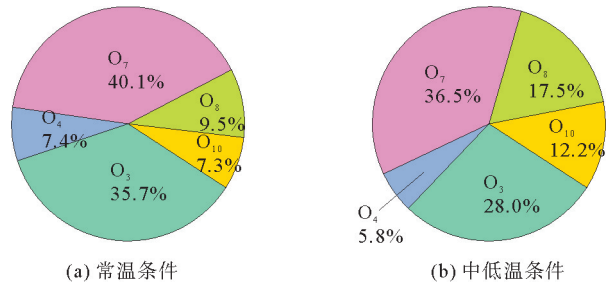


图 3 不同反应温度条件下三段式 A/O-MBBR 系统各好氧反应区的 NH_4^+-N 硝化贡献率

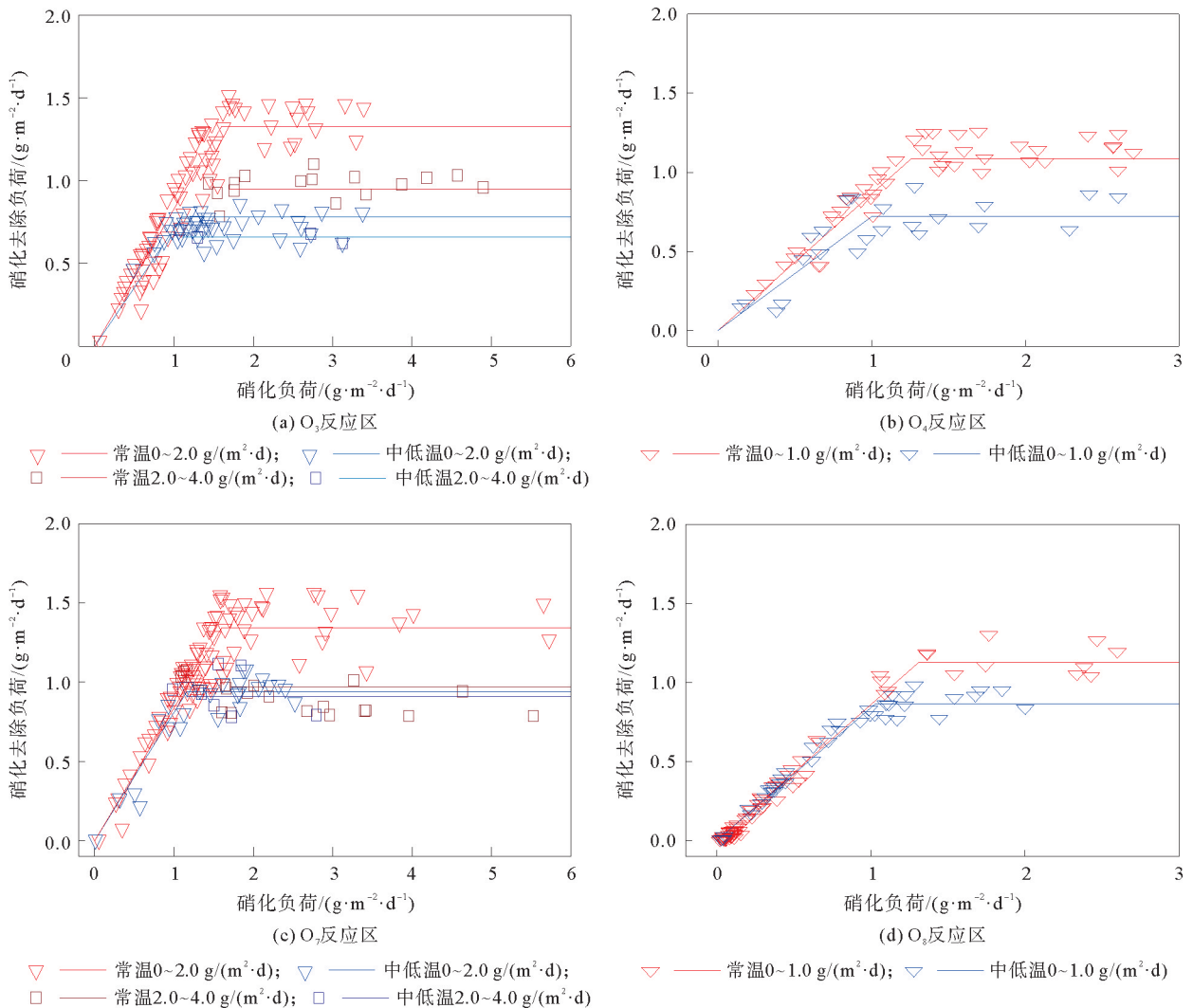


图 4 不同反应温度条件下第 1、2 段 A/O-MBBR 分系统各好氧反应区的硝化去除负荷及拟合曲线

由图 4(a)(c)可以看出,对于常温下 O_3 和 O_7 好氧反应区生物膜而言,其为三段 A/O-MBBR 系统中以有机物降解兼硝化功能的主反应区。当生物膜载体表面 SCOD 去除负荷(简称“SCOD 去除负荷”,以 COD 计)小于 $2.0 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 、生物膜载体表面硝化负荷(简称“硝化负荷”,以 N 计)小于 $1.6 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,生物膜载体表面硝化去除负荷(简称“硝化去除负荷”,以 N 计)与硝化负荷均呈一级反应线性关系,斜

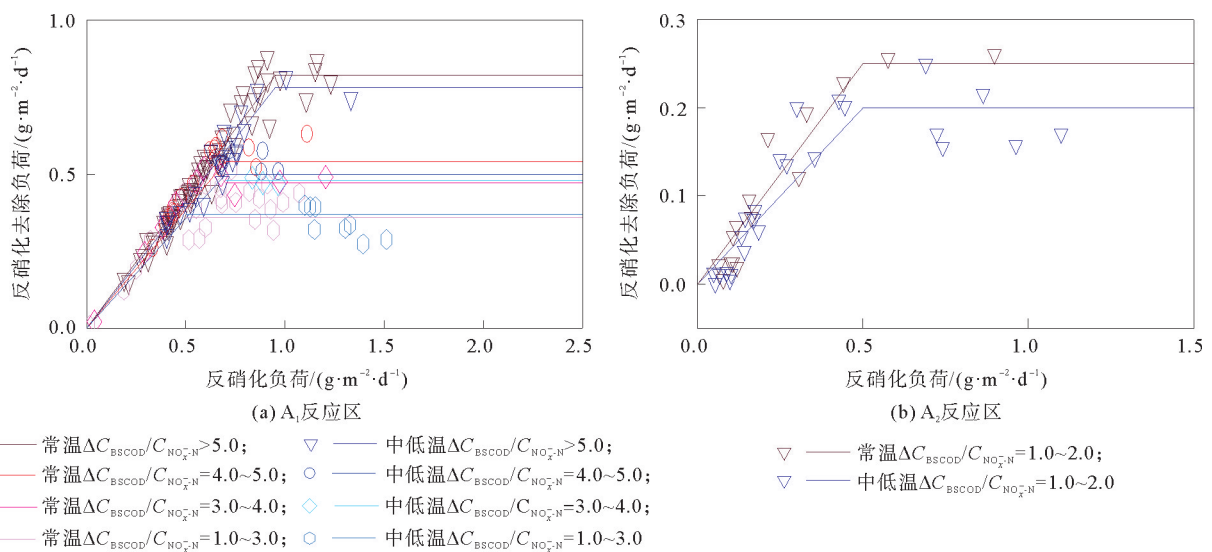
率分别为 0.83 和 0.84;当硝化负荷升高到 $1.6\sim 6.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,硝化去除负荷与硝化负荷均呈零级反应关系,对应平均硝化去除负荷分别为 1.31 和 $1.34\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$;在 SCOD 去除负荷为 $2.0\sim 4.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 、硝化负荷在 $1.6\sim 6.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,尽管硝化去除负荷与硝化负荷呈零级反应关系不变,但对应平均硝化去除负荷分别下降至 0.95 和 $0.97\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 。对于中低温下 O_3 和 O_7 好氧反应区生物膜而言,当 SCOD 去除负荷小于 $2.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 、硝化负荷小于 $1.1\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,硝化去除负荷与硝化负荷线性斜率分别下降至 0.71 和 0.81 ;当硝化负荷升高到 $1.1\sim 6.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,对应平均硝化去除负荷分别下降至 0.78 和 $0.94\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,与常温条件相比分别下降 40.4% 和 29.8% ;当 SCOD 去除负荷升高至 $2.0\sim 4.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,对应平均硝化去除负荷分别下降至 0.66 和 $0.91\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,与常温条件相比分别下降 30.5% 和 6.2% 。 O_3 反应区生物膜的硝化能力与 HEM 等^[9]在相应条件下的研究结果具有一致性,但值得注意的是在中低温条件下,与 O_3 反应区生物膜相比, O_7 反应区生物膜表现出较强的硝化能力。

由图 4(b)(d)可以看出,对于常温下 O_4 和 O_8 好氧反应区生物膜而言,其为三段 A/O-MBBR 系统中以补充硝化功能为主的反应区。当 SCOD 去除负荷小于 $1.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 、硝化负荷小于 $1.3\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,硝化去除负荷与硝化负荷均呈一级反应线性关系,斜率分别为 0.86 和 0.88 ;当硝化负荷升高到 $1.3\sim 3.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,硝化去除负荷与硝化负荷均呈零级反应关系,对应平均硝化去除负荷分别为 1.11 和 $1.13\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 。而在中低温条件下,当 SCOD 去除负荷小于 $1.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 、硝化负荷小于 $1.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,硝化去除负荷与硝化负荷线性斜率分别下降至 0.72 和 0.84 ;当硝化负荷升高至 $1.0\sim 3.0\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,对应平均硝化去除负荷分别为 0.72 和 $0.86\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,较常温条件相比分别下降 35.1% 和 23.9% 。

由上述分析可以看出,在中低温下,各反应区生物膜硝化去除负荷与硝化负荷变化关系的拐点较常温均有所提前,该现象与 SAFWAT^[10]的研究结果较为一致。从整体上来看,虽然中低温导致系统内各好氧区生物膜硝化能力整体呈下降趋势,但第 2 段 A/O-MBBR 分系统的 O_7 反应区生物膜的硝化能力较 O_3 反应区提高了 $20.5\%\sim 37.9\%$, O_8 反应区生物膜的硝化能力较 O_4 反应区提高了 19.4% 左右,由此表明三段式 A/O-MBBR 系统内第 2 段反应区的设置有利于提高系统整体硝化能力。

2.3 不同反应温度条件下各缺氧反应区生物膜反硝化能力变化

为从整体角度评估三段式 A/O-MBBR 系统反硝化能力变化,本研究分析了不同反应温度下各缺氧反应区生物膜的反硝化能力,结果如图 5 所示。



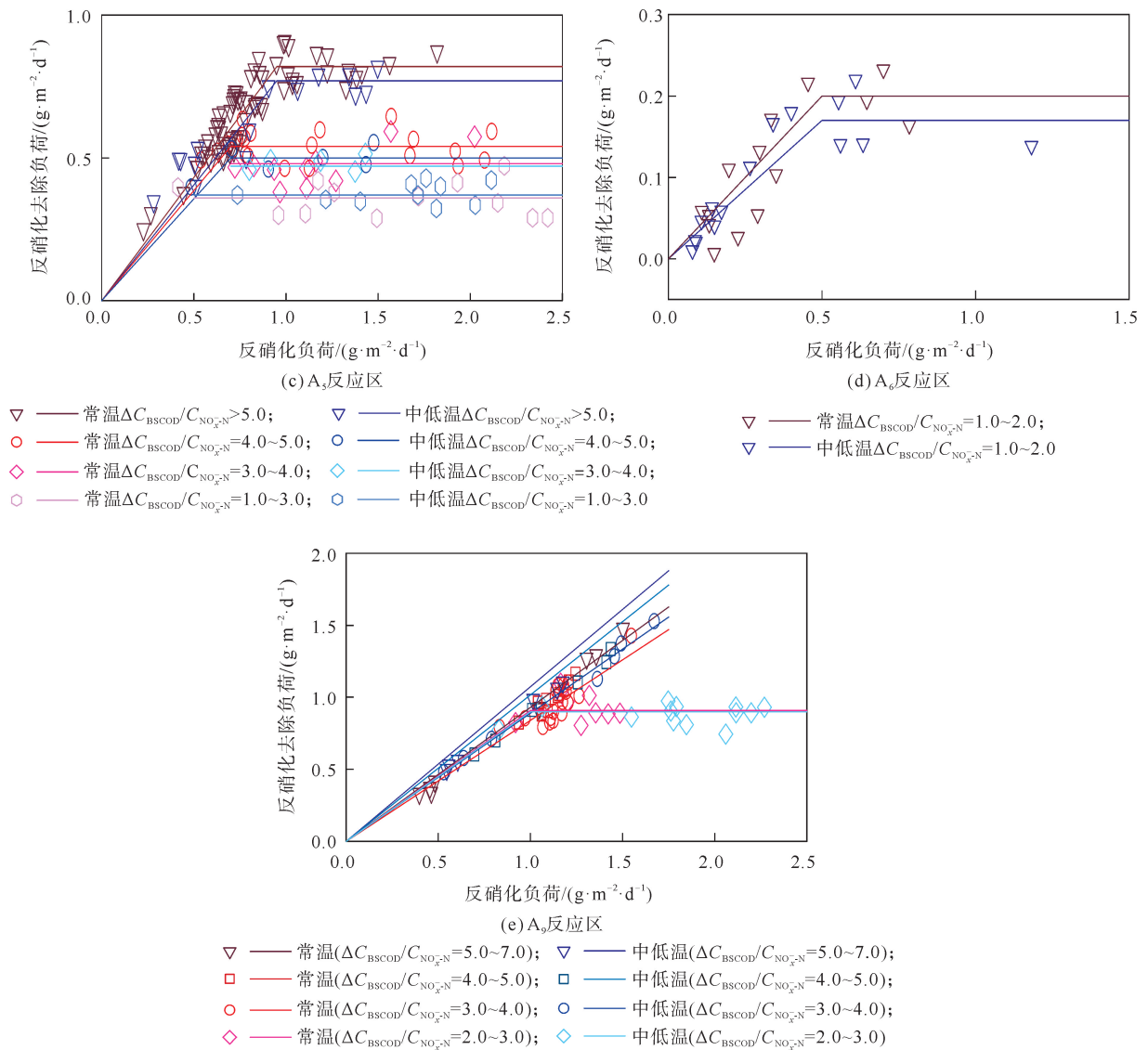


图 5 不同反应温度条件下三段式 A/O-MBBR 系统各缺氧反应区的反硝化去除负荷

由图 5(a)(c)可以看出,对于 A₁ 和 A₅ 缺氧反应区而言,其为三段式 A/O-MBBR 系统中以原水碳源为基质的主反硝化区。在常温和中低温条件下,当对应缺氧反硝化碳氮比($\Delta C_{BSCOD}/C_{NO_3^-N}$)大于 5.0、生物膜载体表面反硝化负荷(简称“反硝化负荷”,以 NO_3^-N 计)小于 $0.95 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,生物膜载体表面反硝化去除负荷(简称“反硝化去除负荷”,以 NO_3^-N 计)与反硝化负荷呈一级反应线性关系,斜率分别为 0.87、0.88 和 0.82、0.84;当反硝化负荷升高至 $0.95 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 以上时,反硝化去除负荷与反硝化负荷呈零级反应关系,对应平均反硝化去除负荷分别为 0.82 、 $0.82 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 0.78 、 $0.77 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。随着 $\Delta C_{BSCOD}/C_{NO_3^-N}$ 的降低,其反硝化去除负荷与反硝化负荷关系的拐点发生前移,在低负荷条件下的线性斜率呈下降趋势,同时,高负荷条件下的平均硝化去除负荷也呈下降趋势。该结果表明,对于 A₁、A₅ 反应区以原水碳源为基质的生物膜反硝化而言,碳氮比是决定反硝化功能的主要因素,且在试验水质条件下 A₁、A₅ 缺氧反应区的理想碳氮比应大于 5。

由图 5(b)(d)可以看出,对于 A₂ 和 A₆ 缺氧反应区而言,由于 A₁、A₅ 缺氧反应区去除并消耗了原污水中的碳源与回流所携带的大部分硝酸盐,导致 A₂ 和 A₆ 缺氧反应区长期处于基质缺乏的低负荷状态,故在常温和中低温条件下,当 $\Delta C_{BSCOD}/C_{NO_3^-N}$ 在 $1.0 \sim 2.0$ 、反硝化负荷小于 $0.50 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,反硝化去除负荷与反硝化负荷的线性斜率分别仅为 0.51、0.40 和 0.47、0.37;且当反硝化负荷升高至 $0.50 \sim$

1.50 g/(m²·d)时,对应平均反硝化去除负荷仅分别为0.25、0.20和0.20、0.17 g/(m²·d)。但本研究的静态实验结果表明,在碳源与硝酸盐基质充足条件下,A₂和A₆缺氧反应区生物膜的反硝化去除负荷分别可达(0.66±0.14)和(0.68±0.11) g/(m²·d)。该结果反映出A₂和A₆缺氧反应区生物膜实际具有较强的反硝化能力,在本中试系统内其反硝化能力受限于碳源与硝酸盐基质的缺乏。

由图5(e)可以看出,对于A₉缺氧反应区而言,其承担了三段式A/O-MBBR系统前2段分系统流出的所有硝酸盐的反硝化负荷,且以外加的乙酸钠作为反硝化碳源。在常温和中低温条件下,当 $\Delta C_{\text{BSCOD}}/C_{\text{NO}_3^--\text{N}}$ 大于5、反硝化负荷小于2.5 g/(m²·d)时,反硝化去除负荷与反硝化负荷均呈一级反应线性关系,斜率分别为0.93和0.94。但随着 $\Delta C_{\text{BSCOD}}/C_{\text{NO}_3^--\text{N}}$ 的降低,反硝化去除负荷与反硝化负荷关系的线性斜率呈下降趋势。该结果同样表明,对于A₉反应区以外源性碳源为基质的生物膜反硝化而言,碳氮比亦是决定反硝化功能的主要因素,反硝化碳氮比需求为大于3,同时反应温度变化对其反硝化功能的影响相对较小。

2.4 静态实验条件下各好氧反应区生物膜硝化能力及形态特征

静态实验条件下各好氧反应区生物膜硝化能力如图6所示。由图6可以看出,在常温下O₃、O₄、O₇和O₈好氧反应区生物膜硝化能力分别为(1.37±0.21)、(1.23±0.15)、(1.40±0.20)和(1.25±0.13) g/(m²·d);而在中低温下对应各好氧反应区生物膜硝化能力分别为(1.07±0.01)、(1.00±0.04)、(1.08±0.09)和(1.03±0.05) g/(m²·d),较常温分别下降21.9%、18.7%、22.9%和17.6%。该静态实验结果与中试系统实测值的变化趋势一致,同时可以看出在静态实验条件下测得的各好氧区生物硝化能力在一定程度上高于中试系统的实际值,分析其原因在于静态实验过程中采用单氨基基质及近饱和的高溶解氧条件,导致生物膜硝化能力处于较高水平。常温下三段式A/O-MBBR系统中O₃、O₄、O₇和O₈反应区的实际硝化能力分别为静态实验下最大硝化能力的95.6%、90.2%、95.7%和90.4%;而在中低温下O₃、O₄、O₇和O₈反应区的实际硝化能力分别下降至72.9%、72.0%、87.0%和84.5%。

进一步分析表明,在常温下O₃、O₄、O₇和O₈好氧反应区生物膜的比氨氧化速率(单位质量MLVSS的硝化速率,以N计)分别为(0.062±0.0095)、(0.059±0.0072)、(0.060±0.0086)和(0.060±0.0063) g/(g·d)。在中低温下O₃和O₄好氧反应区生物膜的比氨氧化速率仅分别为(0.046±0.0004)和(0.041±0.0016) g/(g·d),较常温分别下降25.8%和30.5%;而O₇和O₈好氧反应区生物膜的比氨氧化速率分别为(0.062±0.0051)和(0.060±0.0029) g/(g·d),与常温条件相比,O₈反应区生物膜的氨氧化能力不变,而O₇好氧反应区生

物膜的氨氧化能力甚至提高了3.3%,该结果较好地证明了中低温条件下中试系统中第2段反应区生物膜具有较好的硝化能力及第2段分系统对系统整体硝化贡献的合理性。

对第1、2段A/O-MBBR分系统各好氧反应区生物膜形态的观测结果如图7所示。在常温下O₃、O₄、O₇和O₈好氧反应区生物膜厚度分别为(217.6±54.6)、(175.7±38.7)、(168.1±38.2)和(152.4±37.8) μm。在中低温下O₃和O₄反应区生物膜厚度分别为(289.4±59.9)和(285.3±61.9) μm,较常温下生物膜厚度增幅分别达33.0%和62.4%;而O₇和O₈反应区生物膜厚度分别为(173.1±40.2)和

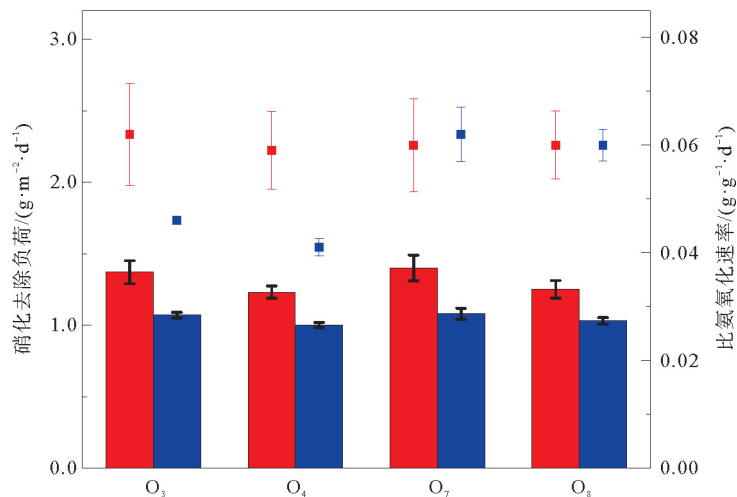


图6 静态实验条件下第1、2段A/O-MBBR分系统各好氧反应区生物膜硝化能力

■ 比氨氧化速率(常温); ■ 硝化去除负荷(常温);
■ 比氨氧化速率(中低温); ■ 硝化去除负荷(中低温)

(178.3 ± 31.2) μm ,较常温下仅分别增加 3.0%和 17.0%。有研究表明,较薄的生物膜具有更强的氨氧化能力^[11-12],这与本研究实验结果较为一致。分析其原因在于,生物膜中硝化菌垂直分布于生物膜的分层结构中,生物膜过厚会导致基质传质效率及底物亲和度的降低^[12-15]。且在中低温条件下,中试系统中各好氧区溶解氧浓度远低于静态实验反应器(相差 3.0~5.0 mg/L),特别对于生物膜较厚的 O₃、O₄ 反应区生物膜而言,由于在生物膜中氧传质能力的降低,导致其实际硝化能力的下降(仅为静态条件下测得的最大硝化能力的 70%左右)。因此,对于纯膜 MBBR 而言,需通过强化剪切强度提高生物膜的更新,合理控制生物膜厚度以维持生物膜硝化能力。

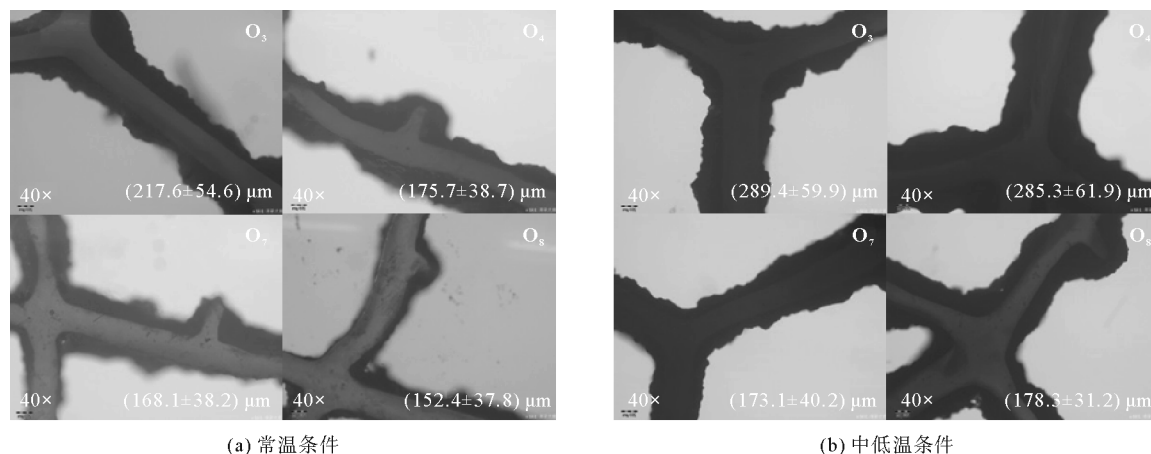


图7 不同反应温度条件下第1、2段 A/O-MBBR 分系统各好氧反应区生物膜形态

3 结论

1) 三段式 A/O-MBBR 中试系统在反应温度为 10~16 °C(中低温)、处理水量为 (23.6 ± 5.4) m^3/d 、在第3段 A/O-MBBR 分系统缺氧区投加 50~90 mg/L 碳源(以 COD 计)的条件下,系统出水 SCOD、 NH_4^+-N 和 TIN 浓度分别为 (26 ± 6)、(0.4 ± 0.6) 和 (6.8 ± 3.6) mg/L,平均去除率分别达到 82.3%、99.0%和 82.8%。

2) 在中低温条件下,由于第1段与第2段 A/O-MBBR 分系统好氧反应区生物膜存在差异,由此形成了2段分系统生物膜硝化能力的差异,特别对于第1段 A/O-MBBR 分系统而言,由于生物膜增厚导致其硝化能力降低。为维持生物膜硝化能力,需合理控制生物膜厚度。

3) 三段式 A/O-MBBR 中试系统中,反应温度变化对反硝化功能的影响相对较小,在不同反应温度下以原水为碳源的反硝化碳氮比需大于 5,以外加乙酸钠为碳源的反硝化碳氮比需大于 3。

参考文献(References):

- [1] JOHNSTON J, LAPARA T, BEHRENS S. Composition and dynamics of the activated sludge microbiome during seasonal nitrification failure[J]. Scientific Reports, 2019, 9(1):1-15.
- [2] LIU Y Q, YUAN L L, HUANG S, et al. Integrated design of monitoring, analysis and maintenance for filamentous sludge bulking in wastewater treatment[J]. Measurement, 2020, 155: 107548.
- [3] 任南琪, 刘娇, 王秀衢. 低温时污泥膨胀对 MBR 中膜污染的影响[J]. 环境科学, 2009, 30(1): 155-159.
REN Nanqi, LIU Jiao, WANG Xiuheng. Effect of sludge bulking on membrane fouling of MBR under low temperature[J]. Environmental Science, 2009, 30(1): 155-159.
- [4] LUO Y S, YAO J Q, WANG X Y, et al. Efficient municipal wastewater treatment by oxidation ditch process at low temperature: Bacterial community structure in activated sludge[J]. Science of the Total Environment, 2020, 703: 135031.
- [5] REGMI P, THOMAS W, SCHAFFRAN G, et al. Nitrogen removal assessment through nitrification rates and media biofilm accumulation in an IFAS process demonstration study[J]. Water Research, 2011, 45(20): 6699-6708.
- [6] WELANDER U, HENRYSSON T, WELANDER T. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology[J].

- Water Research, 1997, 31(9): 2351-2355.
- [7] ØDEGAARD H, RUSTEN B, WESTRUM T. A new moving bed biofilm reactor-applications and results[J]. Water Science Technology, 1994, 29(10/11): 157.
- [8] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
State Environmental Protection Administration. Water and wastewater monitoring and analysis methods[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [9] HEM L J, RUSTEN B, ØDEGAARD H. Nitrification in a moving bed biofilm reactor[J]. Water Research, 1994, 28(6): 1425-1433.
- [10] SAFWAT M. Moving bed biofilm reactors for wastewater treatment: A review of basic concepts[J]. International Journal of Research, 2019, 6(10): 85-90.
- [11] PICULELL M, WELANDER P, JÖNSSON K, et al. Evaluating the effect of biofilm thickness on nitrification in moving bed biofilm reactors[J]. Environmental Technology, 2016, 37(6): 732-743.
- [12] TORRESI E, FOWLER S J, POLESEL F, et al. Biofilm thickness influences biodiversity in nitrifying MBBRs implications on micropollutant removal[J]. Environmental Science Pollution Research, 2016, 50(17): 9279-9288.
- [13] ZHANG M, YU M, WANG Y X, et al. Operational optimization of a three-stage nitrification moving bed biofilm reactor (NMBBR) by obtaining enriched nitrifying bacteria; Nitrifying performance, microbial community, and kinetic parameters[J]. Science of the Total Environment, 2019, 697: 134101.
- [14] SANCHEZ-HUERTA C, FORTUNATO L, LEIKNES T, et al. Influence of biofilm thickness on the removal of thirteen different organic micropollutants via a membrane aerated biofilm reactor (MABR)[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 432: 128698.
- [15] ARABGOL R, VANROLLEGHEM P A, DELATOLLA R. Influence of MBBR carrier geometrical properties and biofilm thickness restraint on biofilm properties, effluent particle size distribution, settling velocity distribution, and settling behaviour[J]. Journal of Environmental Sciences, 2022, 122: 138-149.

(责任编辑 赵金环; 英文校审 程文华)

(上接第 109 页)

- [17] 姜德彬, 余静, 叶芝祥, 等. 磁性纳米复合物对水中亚甲基蓝的吸附及其机理[J]. 中国环境科学, 2016, 36(6): 1763-1772.
JIANG Debin, YU Jing, YE Zhixiang, et al. Adsorption and mechanism of methylene blue from water by magnetic nanocomposites[J]. China Environmental Science, 2016, 36(6): 1763-1772.
- [18] 郝旗. 磁性非均相类 Fenton 反应催化降解亚甲基蓝和氧氟沙星[D]. 成都: 成都信息工程大学, 2018.
HAO Qi. Magnetic heterogeneous Fenton reaction catalytic degradation of methylene blue and ofloxacin[D]. Chengdu: Chengdu University of Information Science and Technology, 2018.
- [19] 曹惜霜, 信欣, 杨豪, 等. CTS@Fe₃O₄-COOH 对低 pH 值 *Chlorella vulgaris* 采收性能及机理研究[J]. 中国环境科学, 2022, 42(5): 2169-2178.
CAO Xishuang, XIN Xin, YANG Hao, et al. The harvesting performance and mechanism of CTS@Fe₃O₄-COOH on low pH *Chlorella vulgaris*[J]. China Environmental Science, 2022, 42(5): 2169-2178.
- [20] 周晓馨. 铁锰氧化物/介孔氧化硅复合材料对水中砷的吸附性能及机理研究[D]. 浙江: 浙江大学, 2018.
ZHOU Xiaoxin. Adsorption behavior and mechanism of arsenic on mesoporous silica modified by iron-manganese binary oxide (FeMnO_x/SBA-15) from aqueous systems[D]. Zhejiang: Zhejiang University, 2018.
- [21] 吴雅静, 王华伟, 孙英杰, 等. 原位形成生物铁锰氧化物对砷(Ⅲ/Ⅴ)的去除效果与机制[J]. 环境科学学报, 2021, 41(2): 526-535.
WU Yajing, WANG Huawei, SUN Yingjie, et al. Removal efficiency and mechanism of arsenic (Ⅲ/Ⅴ) by in-situ generated biogenic Fe-Mn oxides[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, 41(2): 526-535.
- [22] 温子宁, 谢春生, 谢莹莹, 等. 锰氧化物负载施氏矿物去除酸性矿山废水中 As(Ⅲ)的性能及机理[J]. 环境科学学报, 2021, 41(12): 4783-4792.
WEN Zining, XIE Chunsheng, XIE Yingying, et al. Removal performance and mechanism of As(Ⅲ) by manganese oxide coated schwertmannite from acid mine drainage[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, 41(12): 4783-4792.

(责任编辑 赵金环; 英文校审 程文华)