

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2026.08.002

AHLs 强化 SBR 应对高盐胁迫硝化过程的研究

王莹皞^{1,2}, 王进^{1,2}, 马丁^{1,2}, 江一凡¹, 翟辉¹, 岳正波^{1,2}

(1. 合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009; 2. 安徽省工业废水处理与资源化工程研究中心, 安徽 合肥 230009)

摘 要:文章通过在序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)中添加外源性 N-酰基-高丝氨酸内酯(AHLs)以促进体系内群体感应现象的发生,系统探究了不同碳链长度(C4-L-HSL、C6-L-HSL、C8-L-HSL)和不同取代基结构(C6-L-HSL、C6-DL-HSL、3-oxo-C6-HSL)的 AHLs 对 SBR 系统应对高盐度胁迫能力的影响及污泥性质变化。结果表明:相较于 2% 盐度,5%、8% 盐度胁迫的前 10 d, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的平均去除率分别下降了 6.06%、18.32%,且出水中有大量 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的积累;在所有组别中,添加 3-oxo-C6-HSL 的实验组在应对盐度胁迫上表现最佳,周期内 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累峰值在 5% 盐度、8% 盐度分别低于对照组 39.54%、58.09%, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率提升和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累改善最为明显。此外,对污泥胞外聚合物(extracellular polymeric substances, EPS)的提取分析发现,实验组的蛋白和多糖质量浓度分别提高了 14.4%~38.4% 和 26.0%~41.0%。EPS 的 UV_{254} 数据表明,实验组中大分子有机物及芳香族化合物质量浓度较高,说明其代谢途径更为丰富,产物也更为复杂。微生物群落分析表明变形杆菌门(Proteobacteria)是该系统中主要的优势菌门。

关键词:群体感应;N-酰基-高丝氨酸内酯(AHLs);硝化;盐度胁迫

中图分类号:X703.1

文献标志码:A

文章编号:1003-5060(2026)08-1015-07

Research on the augmentation of sequencing batch reactor with N-acyl-homoserine lactones to counteract nitrification process under high salinity

WANG Yinghao¹, WANG Jin^{1,2}, MA Ding^{1,2}, JIANG Yifan¹, ZHAI Hui¹, YUE Zhengbo^{1,2}

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China; 2. Anhui Engineering Research Center of Industrial Wastewater Treatment and Resource Recovery, Hefei 230009, China)

Abstract: In this paper, exogenous N-acyl-homoserine lactones(AHLs) were added to a sequencing batch reactor(SBR) to promote quorum sensing(QS). The effects of AHLs with different carbon chain lengths(C4-L-HSL, C6-L-HSL, and C8-L-HSL) and different substituent structures(C6-L-HSL, C6-DL-HSL, and 3-oxo-C6-HSL) on the SBR system's ability to cope with high salinity stress and the changes in sludge properties were systematically investigated. Experiments showed that under 5% and 8% salinity stress for the first ten days, compared to 2% salinity, the average $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ removal rate decreased by 6.06% and 18.32%, respectively, with significant $\text{NO}_2^- \text{-N}$ accumulation in the effluent. Among all groups, the group with added 3-oxo-C6-HSL best alleviated salinity stress, reducing the $\text{NO}_2^- \text{-N}$ accumulation peak by 39.54% and 58.09% under 5% and 8% salinity, respectively, and showed remarkable improvement in $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ removal and $\text{NO}_2^- \text{-N}$ accumulation. Moreover, the analysis of extracellular polymeric substances(EPS) showed that the protein and polysaccharide mass concentrations in the experimental group were increased by 14.4%-38.4% and 26.0%-41.0%, respectively. The UV_{254} data of EPS showed that the content of large molecular organic matter and aromatic compounds in the experimental group was higher, indicating that the metabolic pathways in the experimental group were more diverse and the products were more complex. Analysis of the microbial

收稿日期:2025-03-05; **修回日期:**2025-05-19

基金项目:安徽省自然科学基金青年科学基金资助项目(2308085QE187)

作者简介:王莹皞(2000—),男,安徽六安人,合肥工业大学硕士生;

王进(1978—),女,安徽淮南人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师;

岳正波(1980—),男,河南济源人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师,通信作者, E-mail: zbyue@hfut.edu.cn.

community indicated that Proteobacteria was the dominant phylum in the system.

Key words: quorum sensing(QS); N-acyl-homoserine lactones(AHLs); nitrification; salinity stress

0 引言

随着我国工业化的发展,高盐废水已成为工业废水处理领域的一大难题,其携带的高盐易引起微生物细菌质壁分离或丧失活性^[1],影响微生物群落的结构及活性^[2],从而对废水生物处理工艺的稳定性产生负面效应。虽然部分生物处理工艺已能够实现耐盐稳定运行^[3-4],但在很多盐度波动的工业废水生产单元中,盐度的骤然冲击变化会对生化工艺的稳定性运行构成极大威胁。盐度对生化系统的冲击主要体现在微生物生长代谢、群落相互作用以及微生物功能表达等多个层面^[5],而脱氮功能作为工业废水生化处理工艺的重要组成部分,易受盐度变化的影响。文献^[6]研究表明,高盐度对氮转化过程有较强的抑制作用。其中,硝化功能受到非常显著的抑制作用,硝化过程可分为氨氧化过程和亚硝酸盐氧化过程 2 个阶段,后者对盐度变化更敏感,更容易受到盐度变化的抑制^[7]。这种抑制作用会使得生化段 NO_2^- -N 积累趋势增加^[8],对生化工艺的脱氮功能造成严重影响。

群体感应(quorum sensing, QS)是微生物之间信息交流的关键机制,细菌通过合成小分子自诱导物(信号分子)实现胞间交流,从而调节种群密度与群体行为^[9]。文献^[10]研究表明, QS 在颗粒污泥生长和生物膜形成方面均具有一定的调控作用。对于菌群密集的群落结构,信号分子会显著促进其群落结构的形成和稳定^[11],有利于提升群落的抗逆能力。N-酰基-高丝氨酸内酯(AHLs)是革兰氏阴性细菌群体感应系统中一类典型的信号分子。文献^[12]采用外源 AHLs 强化生物电池系统,结果表明,盐度冲击后菌群存活率和活性相比对照组显著增加。此外,外源 AHLs 强化厌氧颗粒污泥系统可使其在有机负荷冲击后更快恢复结构与功能,并促进颗粒污泥生长^[13]。在厌氧氨氧化系统中, AHLs 可增强 NO_2^- 、 NH_4^+ 、 NAD^+ 的还原,并提升系统效率^[14]。文献^[15]研究表明, AHLs 可促进微生物群落中生物膜的形成,而生物膜对极端环境具有抵抗力,可在一定程度上缓解外界的胁迫。

综上,外源 AHLs 类信号分子可以增强微生物系统抗逆能力。为此,本研究以序批式反应器

(sequencing batch reactor, SBR)为研究对象,通过投加不同类型外源 AHLs 类信号分子对 SBR 系统进行强化,探究高盐度冲击与胁迫条件下不同系统的耐盐能力与恢复性能。

1 实验方法

1.1 实验装置与运行条件

采用亚克力材质圆柱形 SBR 反应器,内径为 5 cm,有效水深为 20.5 cm,有效容积为 400 mL。系统水力停留时间为 12 h,其中曝气阶段 9 h、缺氧阶段 3 h;曝气量为 170 mL/min,排水比为 50%。初始混合液悬浮固体质量浓度为 8 000 mg/L。

根据 AHLs 侧链长度与取代基的差异,设置 2 组实验:① 编组 A,包括对照组、C4-L-HSL、C6-L-HSL、C8-L-HSL;② 编组 B,包括对照组、C6-L-HSL、C6-DL-HSL、3-oxo-C6-HSL。每组设置 2 个平行样,分 4 个阶段运行:① 2%盐度驯化 10 d;② 5%盐度冲击 20 d;③ 提升至 8%盐度冲击 10 d;④ 恢复至 2%盐度稳定 10 d。

监测指标包括每日出水氮质量浓度与周期末污泥性质,分别在 5%和 8%盐度胁迫末期进行单位周期氮转化规律监测,并在实验结束后采集污泥样品进行微生物群落分析。

1.2 活性污泥来源与实验进水

活性污泥取自实验室颗粒污泥 SBR。该反应器污泥取自安徽省蚌埠市某工业园区污水处理厂好氧段,在 2%盐度的条件下已驯化 400 d。实验进水为模拟的高盐含氮废水,主要含有相应的盐度、100 mg/L NH_4^+ -N、1 000 mg/L 化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)、10 mg/L PO_4^{3-} -P、微量元素浓缩液,并通过 NaOH 或 HCl 溶液调节其 pH 值至 7.2 ± 0.1 。AHLs 溶于甲醇(色谱级)配制为 4 mmol/L 母液, -18°C 保存。配制模拟废水时加入 AHLs 母液,控制 AHLs 实际浓度为 0.25 $\mu\text{mol/L}$ 。

1.3 分析方法

1.3.1 水质指标测试

水质指标测定方法参照原国家环境保护总局发布的《水和废水监测分析方法》^[16]。

1.3.2 污泥性质测试

污泥的混合液悬浮固体(mixed liquor suspended solid, MLSS)和混合液挥发性悬浮固体(mixed

liquor volatile suspended solid, MLVSS) 采用重置法测定, 30 min 污泥沉降比 (SV_{30}) 采用标准测试方法。污泥的电子传递活性 (electron transportation system activity, ETSA) 采用还原比色法测定^[17]。胞外聚合物 (extracellular polymeric substances, EPS) 的提取及多糖和蛋白质量浓度的测定参照文献^[18], UV_{254} 吸光度测试采用紫外分光光度法。

1.3.3 微生物群落分析

污泥样品经处理后, 送至上海派森诺生物科技有限公司进行高通量测序。

2 结果与讨论

2.1 不同碳链长度 AHLs 的强化效果

2.1.1 盐度冲击下的运行工况

本文比较不同碳链长的 AHLs (实验编组 A) 对 SBR 系统的强化效果, 结果如图 1 所示。

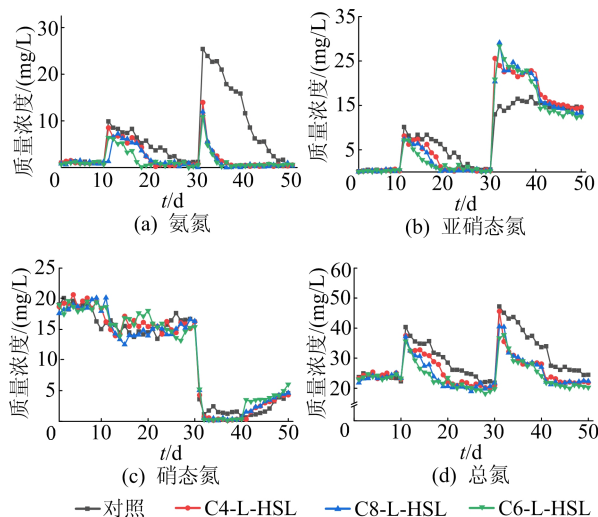


图1 不同碳链长度 AHLs 强化系统盐度冲击下的出水氮工况

由图 1 可知: 2% 盐度下驯化 1~10 d 时, 实验组和对照组未表现出显著差异, 总氮去除率为 $(53 \pm 4)\%$, 出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的质量浓度较低, 但缺氧时间较短, 反硝化不完全, NO_3^--N 积累量为 (18 ± 3) mg/L; 第 11 天将盐度提升至 5%, 反应器均出现大量 NH_4^+-N 和 NO_2^--N , 而实验组较好地适应了盐度的冲击, 其中添加 C6-L-HSL 组在冲击第 9 天实现 NH_4^+-N 99.5% 以上的去除, 且 NO_2^--N 积累量小于 0.6 mg/L, 而对照组则在冲击第 18 天才达到相近水平; 第 31 天将盐度提升到 8%, 经 10 d 胁迫后, 对照组出水中积累大量 NH_4^+-N (8.56 mg/L) 和 NO_2^--N (15.57 mg/L), 实验组出水 NH_4^+-N 质量浓度

很低, 但积累大量 NO_2^--N (>14.29 mg/L)。这表明盐度对氨氧化和亚硝酸盐氧化过程的影响并不相同, 高盐条件下亚硝酸盐氧化菌比氨氧化菌更易受到盐度的抑制^[19]。

由图 1 可知, 在 41 d 将盐度恢复为 2%, 10 d 后各系统中 NH_4^+-N 去除率均达到 99% 以上, 但 NO_2^--N 仍大量积累 (>12.55 mg/L)。总体而言, 外源 AHLs 可缓解盐度冲击对 SBR 系统的抑制作用, 主要表现为强化氨氧化过程, 而对亚硝酸盐氧化保护作用有限, 不同碳链长的 AHLs 强化作用相仿, 而 C6-L-HSL 的强化效果相对较好。

2.1.2 冲击末端最终日单位周期氮转化情况

为探究不同碳链长的 AHLs 强化 SBR 系统应对盐度冲击时周期内氮转化的影响, 本文对 5% 盐度冲击和 8% 盐度冲击的最终日进行了单位周期内氮测定, 结果如图 2 所示。

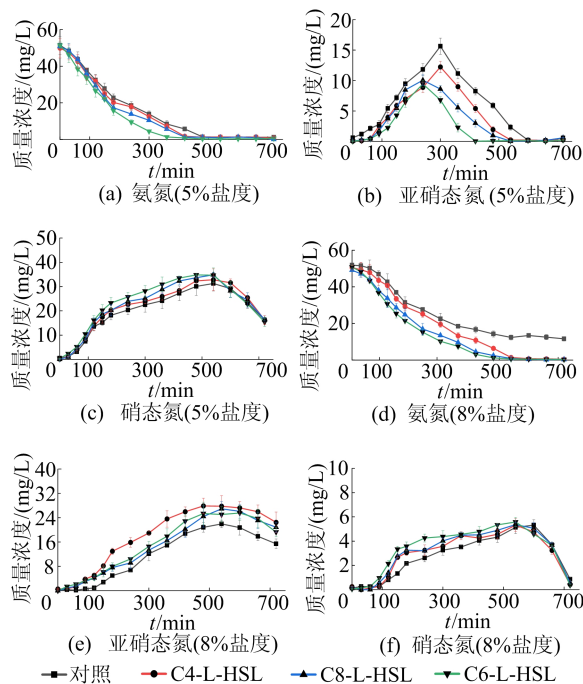


图2 AHLs 强化系统在 5% 和 8% 盐度胁迫下氮转化情况

由图 2a~图 2c 可知, 5% 盐度冲击下, 各体系结束时 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 质量浓度差异很小, 但过程存在显著差异。实验周期内 NH_4^+-N 转化较快, C6-L-HSL、C8-L-HSL、C4-L-HSL 组分别在 360、420、420 min 完成氨氧化过程, 而对照组在 480 min 完成。此外, 实验组周期内 NO_2^--N 积累峰值时长和峰值均更低, 对照组约 300 min 积累到峰值, 积累达到 15.63 mg/L, 而 C6-L-HSL、C8-L-HSL、C4-L-HSL 组分别在 240、240、300 min 达到峰值, 分别为 9.45、10.07、

12.23 mg/L, 最大积累量分别低于对照组 39.54%、35.57%、21.75%, 而缺氧反硝化阶段, 各组未出现明显差异。

从图 2d~图 2f 可以看出, 8% 盐度冲击末期周期内对硝化过程抑制显著。对照组的 NH_4^+-N 去除率仅为 78.65%, 而实验组均在 540 min 时实现 97.08% 以上的去除率, 其中 C6-L-HSL 组去除速率最快。此外, 好氧阶段有 NO_2^--N 积累, 而 NO_3^--N 积累较慢。在缺氧阶段, NO_3^--N 均通过反硝化过程基本被去除。在 8% 盐度冲击下, C6-L-HSL 组仍实现了较快 NH_4^+-N 去除和较少 NO_2^--N 积累。因此, 对盐度胁迫的缓解效果从优到劣依次为 C6-L-HSL 组、C8-L-HSL 组、C4-L-HSL 组、对照组。

2.2 不同取代基结构 AHLs 强化效果

2.2.1 盐度冲击下的运行工况

在选取 C6 为较优碳链长的基础上, 本文比较不同取代基 AHLs (实验编组 B) 对 SBR 系统的强化效果, 结果如图 3 所示。从图 3 可以看出, 在 1~10 d 的稳定期, 实验组和对照组未表现出明显差异, 运行工况与编组 A 相仿; 在经过 5%、8% 盐度冲击后, 添加 AHLs 的实验组表现出更稳定的脱氮能力, 总氮去除率的恢复相较于对照组更快, 但各反应体系在盐度冲击时依旧造成大量的 NO_2^--N ; 根据冲击后出水氮的情况, 添加 3-oxo-C6-HSL 的实验组在 NH_4^+-N 去除速率及 NO_2^--N 的积累上表现相对较好。

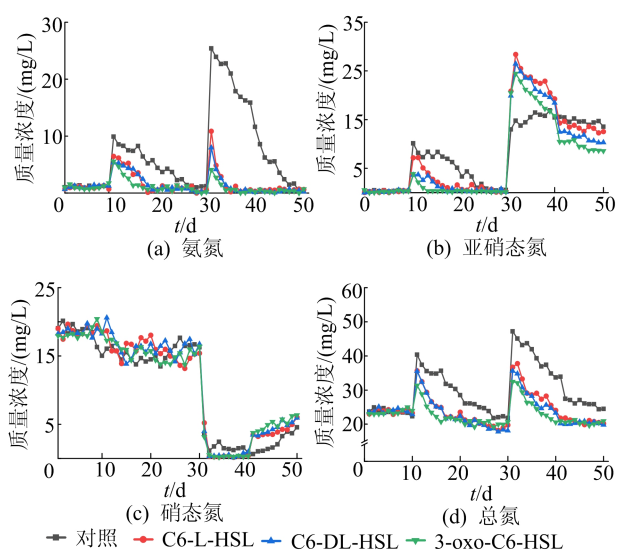


图 3 不同取代基结构 AHLs 强化系统盐度冲击下的出水氮工况

2.2.2 盐度冲击最终日单位周期氮转化情况

为探究不同取代基结构 AHLs 强化 SBR 的

效果, 分别在 5%、8% 盐度冲击的最终日进行周期内氮的测定, 结果如图 4 所示。

由图 4 可知, 在 5% 盐度的冲击下, 实验组在周期内 NH_4^+-N 的去除速率显著提升。具体而言, 3-oxo-C6-HSL、C6-DL-HSL、C6-L-HSL 实验组分别在 360、420、420 min 基本完成氨氧化过程, 而对照组约在 480 min 完成, 氨氧化时间分别缩短约 120、60、60 min。此外, 上述实验组分别在 180、240、240 min 达到 NO_2^--N 积累峰值, 峰值分别为 6.55、8.45、9.46 mg/L, 相较于对照组的 15.63 mg/L, 3 个实验组的 NO_2^--N 峰值积累量分别降低了 58.09%、45.94%、39.48%。

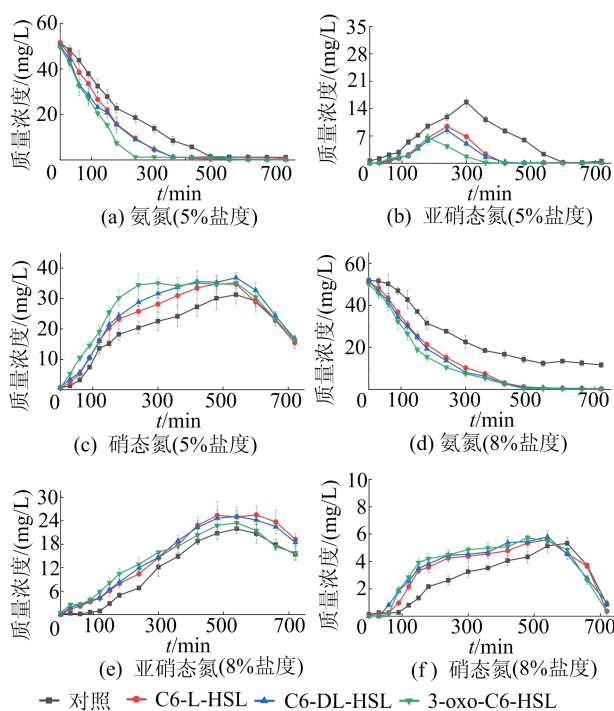


图 4 不同取代基 AHLs 强化系统在盐度胁迫下氮转化情况

8% 盐度下, 对照组的 NH_4^+-N 去除率仅为 78.65%, 远低于 5% 盐度下的 97.65%, 说明盐度提高对该体系有显著抑制作用; 而投加 3-oxo-C6-HSL 组相较于其他实验组, 实现了更快速的 NH_4^+-N 去除及更少的 NO_2^--N 积累。综上, 不同取代基结构的 AHLs 对盐度胁迫的缓解效果从优到劣依次为 3-oxo-C6-HSL 组、C6-DL-HSL 组、C6-L-HSL 组、对照组。

2.3 AHLs 强化后污泥与 EPS 性质变化

2.3.1 污泥性质变化

对体系反应前、后污泥性质进行测定, 结果如图 5 所示。图 5 中: 组别 1~组别 6 分别表示对照组、C4-L-HSL、C8-L-HSL、C6-L-HSL、C6-DL-HSL、3-oxo-C6-HSL, 下同。通过测试 SV_{30} 发

现,实验组污泥沉降性显著下降,SV₃₀相对增加了 50.00%~70.83%。根据文献[15]推测可能是由于添加的外源 AHLs 促进了系统中 EPS 的分泌,EPS 带负电,而高质量浓度的 EPS 会增加微生物的表面电荷,导致细胞间的排斥力增加,降低了污泥的沉降性能^[20]。此外,本实验测试了污

泥系统的 ETSA 数据,结果显示 AHLs 的添加显著提高了 SBR 体系中的电子传递活性,相对提高 28.43%~48.04%,电子传递活性的提升有利于强化菌群的物质转换过程。MLSS、MLVSS 可以评判系统污泥含量的变化,结果表明,外源 AHLs 对污泥中微生物的生长有明显的促进作用。

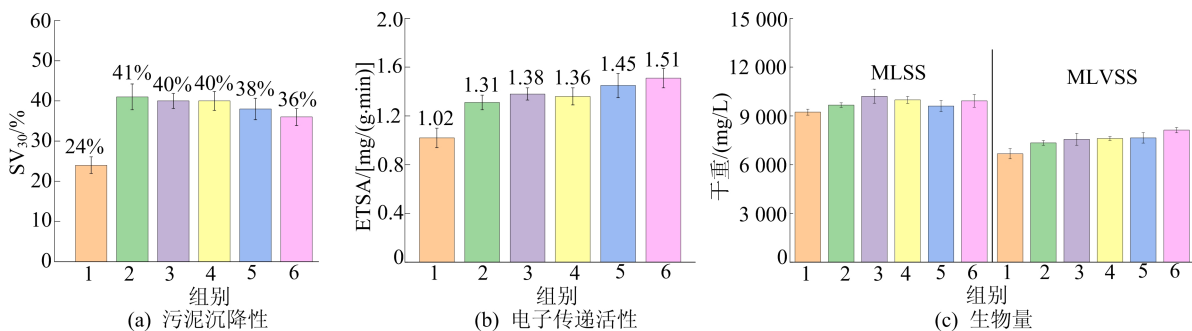


图5 不同 AHLs 强化体系反应前、后污泥性质变化

2.3.2 盐度冲击后污泥 EPS 的差异

对体系反应前后 EPS 质量浓度和物质组成进行测定,结果如图 6 所示。

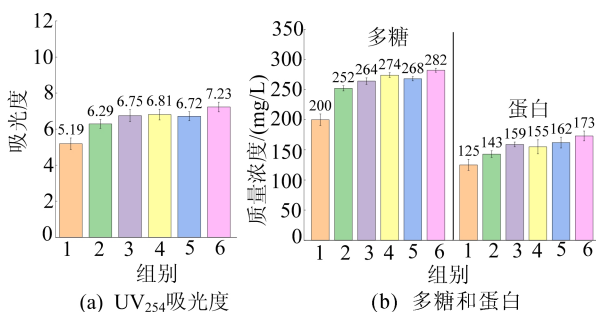


图6 不同 AHLs 强化体系反应前、后 EPS 质量浓度和物质组成

从图 6 可以看出,投加 AHLs 后,污泥 EPS 的 UV₂₅₄ 吸光度增加了 21.19%~39.31%,而 EPS 本身由于具有众多的官能团和吸附位点,使

其对各种污染物有不同程度的吸附作用,增强了对污染物处理效果^[21]。UV₂₅₄ 吸光度数值越高,表明 EPS 中腐殖质类大分子及含 C=C 双键和 C=O 双键的芳香族化合物增多^[22],说明实验组代谢途径更多,EPS 产物种类更复杂。此外实验组蛋白和多糖质量浓度分别提高 14.40%~38.40%和 26.00%~41.00%,说明 AHLs 对与多糖和蛋白分泌的相关酶或基因有更好地保护和促进作用,这些蛋白和多糖在维持污泥系统结构、污泥功能方面具有重要作用^[23]。

2.3.3 微生物群落分析

反应器运行结束后,取初始污泥(组别 7)、实验组结束的污泥(依次为对照组、C4-L-HSL、C8-L-HSL、C6-L-HSL、C6-DL-HSL、3-oxo-C6-HSL)共 7 组,采用高通量测序技术进行分析,结果如图 7 所示。

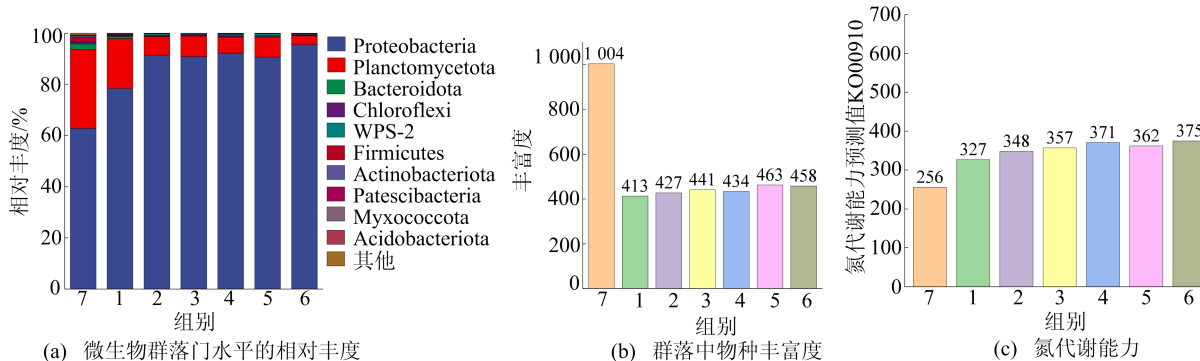


图7 微生物群落门水平相对丰度、物种丰富度及氮代谢能力预测

从图 7a 可以看出,由微生物群落门水平上的分析可知,变形杆菌门(Proteobacteria)和浮

霉菌门(Planctomycetota)为主要优势菌门,而变形杆菌门中的许多菌属与氮的硝化过程有

着密切的关系^[24-25],甚至具有好氧反硝化的功能^[26]。此外,AHLs作为革兰氏阴性细菌群体感应系统中典型的信号分子,可以介导变形杆菌门内诸多细菌的基因表达与调控。而浮霉菌门中许多菌种与 Anammox 系统关系密切^[27-28],表明在本体系中可能有厌氧氨氧化作用的发生。但由于其不是革兰氏阴性菌,且体系中积累的 NO_2^- -N 抑制而浮霉菌门生长过程^[29],其相对丰度会大幅度降低。

由图 7b 可知,相较于初始污泥,经盐度的冲击,对照组与实验组中的物种丰富度均显著下降,说明在高盐度环境下,众多细菌因耐盐性不高而被淘汰,而实验组中被淘汰的种数量更少,表明 AHLs 对微生物群落具有保护作用。

由图 7c 可知,在基于 PICRUSt2 预测中的氮代谢能力 KO00910,实验组氮代谢能力相较于对照组提高 2.00%~14.68%,说明 AHLs 在促进群落微生物氮代谢中起到了一定程度的作用。

3 结 论

1) 5%、8%盐度下显著抑制微生物硝化过程,亚硝酸盐氧化菌受抑制程度强于氨氧化菌,引发 NO_2^- -N 大量积累,其中 3-oxo-C6-HSL 调控效果最优,可使 5%、8%盐度下 NO_2^- -N 积累峰值较对照组分别降低 39.54%、58.09%。

2) 0.25 $\mu\text{mol/L}$ 外源 AHLs 可显著提升 5%、8%盐度冲击下 SBR 系统硝化过程的稳定性能与恢复性能,结合周期氮转化特征与污泥性质变化情况,AHLs 对 SBR 系统盐度胁迫的缓解效果从优到劣依次为: 3-oxo-C6-HSL 组、C6-DL-HSL 组、C6-L-HSL 组、C8-L-HSL 组、C4-L-HSL 组。

3) 外源 AHLs 可促进系统微生物增殖,提升 EPS 中蛋白质和多糖合成水平,增幅分别为 14.40%~38.40%、26.00%~41.00%,同时,调控微生物代谢通路,经长期协同驯化,变形杆菌门(Proteobacteria)成为系统核心优势菌门。

[参 考 文 献]

[1] Chen Y, Wang L, Del Cerro M, et al. Dialysis opens a new pathway for high-salinity organic wastewater treatment[J]. Nature Water, 2025, 3(1): 49-58.

[2] Song Q, Chen X, Hua Y, et al. Biological treatment processes for saline organic wastewater and related inhibition mechanisms and facilitation techniques: a comprehensive re-

view[J]. Environmental Research, 2023, 239: 117404.

[3] Chen L, Xiang H, Zhou L T, et al. Low-voltage stimulated denitrification performance of high-salinity wastewater using halotolerant microorganisms[J]. Bioresource Technology, 2024, 401: 130688.

[4] Ke X, Wu Z D, Zhang X Y, et al. Nitrogen removal characteristics and salt tolerance mechanisms of the novel bacterium *Halomonas* sp. W07 in saline wastewater treatment[J]. Bioresource Technology, 2025, 426: 132338.

[5] Cui F, Yao X, Xu H, et al. Negative microbial interactions enhance network complexity and stability under increasing salinity stress in electroplating wastewater treatment systems[J]. Journal of Water Process Engineering, 2025, 74: 107764.

[6] Zhang M, Jiao T, Chen S, et al. A review of microbial nitrogen transformations and microbiome engineering for biological nitrogen removal under salinity stress [J]. Chemosphere, 2023, 341: 139949.

[7] Chen Y, He H, Liu H, et al. Effect of salinity on removal performance and activated sludge characteristics in sequencing batch reactors[J]. Bioresource Technology, 2018, 249: 890-899.

[8] Jiang S, Chen S, Song J, et al. Impact of salinity on nitrogen removal pathways and microbial community dynamics in a coupled partial nitrification-short-cut sulfur autotrophic denitrification system[J]. Journal of Water Process Engineering, 2025, 72: 107355.

[9] Papenfort K, Bassler B L. Quorum sensing signal-response systems in Gram-negative bacteria[J]. Nature Reviews Microbiology, 2016, 14(9): 576-588.

[10] 卢之琪,唐俊,李洪静. 污水生物处理领域“群体效应”应用研究进展[J]. 复旦学报(自然科学版), 2024, 63(3): 306-319.

[11] Abisado R G, Benomar S, Klaus J R, et al. Bacterial quorum sensing and microbial community interactions[J]. Mbio, 2018, 9(3): 1110-1128.

[12] Zhou S F, An W W, Zhao K X, et al. Protection of electroactive biofilms against hypersaline shock by quorum sensing[J]. Water Research, 2023, 233: 119823.

[13] Tan C H, Koh K S, Xie C, et al. The role of quorum sensing signalling in EPS production and the assembly of a sludge community into aerobic granules[J]. ISME Journal, 2014, 8(6): 1186-1197.

[14] Tang X, Guo Y, Wu S, et al. Metabolomics uncovers the regulatory pathway of acyl-homoserine lactones based quorum sensing in anammox consortia[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(4): 2206-2216.

[15] Li C, Li W, Li H, et al. The effect of quorum sensing on performance of salt-tolerance aerobic granular sludge; linking extracellular polymeric substances and microbial community[J]. Biodegradation, 2019, 30(5): 447-456.

[16] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

(下转第 1088 页)

- [7] 刘路路. 玄武岩纤维束混凝土力学性能试验研究与数值模拟[D]. 郑州: 郑州大学, 2020: 9-64.
- [8] Branton J, Das S, Kenno S Y, et al. Mechanical behaviour of basalt fibre reinforced concrete[J]. Construction and Building Materials, 2016, 124: 878-886.
- [9] Chen Z, Wang X, Ding L, et al. Effects of macro basalt fibers on the tensile behavior of ultra-high performance concrete[J]. Journal of Building Engineering, 2024, 89: 109277.
- [10] 赵顺波, 钱晓军, 陈记豪, 等. 粗骨料对钢纤维混凝土性能影响的试验研究[J]. 混凝土与水泥制品, 2006(5): 45-48.
- [11] Yao X, Lu M, Guan J, et al. Development of a design method for the fracture performance of steel fiber-reinforced concrete by considering steel fiber characteristics and aggregate gradation[J]. Theoretical and Applied Fracture Mechanics, 2022, 121: 103486.
- [12] 张晓飞, 王帅臻, 庞耀立, 等. 骨料粒径与纤维长度对玄武岩纤维混凝土力学性能影响研究[J]. 水电能源科学, 2023, 41(11): 160-164.
- [13] GB/T 50081—2019 混凝土物理力学性能试验方法标准[S].
- [14] DL/T 5332—2005 水工混凝土断裂试验规程[S].
- [15] 徐世烺. 混凝土断裂力学[M]. 北京: 科学出版社, 2011.
- [16] 李靖, 丁晓唐, 丁力栋, 等. 基于双 K 断裂模型的海水对混凝土断裂性能的影响研究[J]. 河北工程大学学报, 2018, 35(3): 6-10, 16.
- [17] 马银华, 马海啸, 官馨, 等. 纤维混凝土断裂性能试验研究与数值模拟[J]. 公路交通科技, 2019, 36(12): 37-46.
- [18] Jiao H, Chen X, Yang Y, et al. Mechanical properties and meso-structure of concrete under the interaction between basalt fiber and polymer[J]. Construction and Building Materials, 2023, 404: 133223.

(责任编辑 吴 亮)

(上接第 1020 页)

- [17] 刘莹. 硝酸盐/Fe(II)复合污染地下水的微生物修复与机理研究[D]. 北京: 中国地质大学, 2018: 61.
- [18] 李友臣, 王进, 钟成, 等. 添加铁氧化物对水稻土产甲烷微生物 EPS 性能的影响[J]. 合肥工业大学学报(自然科学版), 2021, 44(3): 400-406.
- [19] 王旭, 王福浩, 吴澜, 等. 超高盐度对耐盐活性污泥脱氮、微生物活性和群落结构的影响[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2021, 51(增刊 1): 50-59.
- [20] Sheng G P, Yu H Q, Li X Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a review[J]. Biotechnology Advances, 2010, 28(6): 882-894.
- [21] Yu H Q. Molecular insights into extracellular polymeric substances in activated sludge[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(13): 7742-7750.
- [22] 林星杰, 杨慧芬, 宋存义. UV₂₅₄ 在水质监测中应用的研究[J]. 能源与环境, 2006(1): 22-24.
- [23] Chen Y, Li L, Guo W, et al. Salinity stress and recovery of the algal-bacterial granular sludge (ABGS) system under the influence of different N-acyl-homoserine lactones (AHLs)[J]. Bioresource Technology, 2025, 419: 132003.
- [24] Shu H, Sun H, Huang W, et al. Nitrogen removal characteristics and potential application of the heterotrophic nitrifying-aerobic denitrifying bacteria *Pseudomonas mendocina* S16 and *Enterobacter cloacae* DS'5 isolated from aquaculture wastewater ponds[J]. Bioresource Technology, 2022, 345: 126541.
- [25] Gao J, Zhu T, Liu C, et al. Ammonium removal characteristics of heterotrophic nitrifying bacterium *Pseudomonas stutzeri* GEP-01 with potential for treatment of ammonium-rich wastewater[J]. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2020, 43(6): 959-969.
- [26] Deng M, Zhao X, Senbati Y, et al. Nitrogen removal by heterotrophic nitrifying and aerobic denitrifying bacterium *Pseudomonas* sp. DM02: removal performance, mechanism and immobilized application for real aquaculture wastewater treatment[J]. Bioresource Technology, 2021, 322: 124555.
- [27] Bai M, Wang B, Zhao W, et al. Novel anammox-enhanced A-B wastewater treatment process based on carbon capture concept[J]. Bioresource Technology, 2025, 427: 132431.
- [28] Kao C, Zhang Q, Li J, et al. Rapid start-up and metabolic evolution of partial denitrification/anammox process by hydroxylamine stimulation: nitrogen removal performance, biofilm characteristics and microbial community[J]. Bioresource Technology, 2025, 418: 131959.
- [29] Zheng R K, Wang C, Liu R, et al. Physiological and metabolic insights into the first cultured anaerobic representative of deep-sea Planctomycetes bacteria[J]. eLife, 2024, 12: RP89874.

(责任编辑 吴 亮)