



高硝化活性细菌富集及强化人工湿地脱氮

徐英铭^{1,2}, 黄杨瑞², 吉庆华^{2,✉}, 刘锐平², 刘会娟², 李艳红¹

1. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 桂林 541004; 2. 清华大学环境学院, 清华大学水质与水生态研究中心, 北京 100084

摘要 在污水处理中投加高硝化活性的污泥是脱氮工艺快速启动的重要方式之一, 同时也是生物脱氮技术响应应急脱氮处理的主要手段。该研究选用膜生物反应器 (MBR) 作为硝化菌的富集装置, 运用无机碳源与高浓度氨氮培养模式, 同时对 pH、DO、温度以及水力停留时间进行合理调控, 实现了硝化菌的快速富集。随后将富集得到的硝化菌投加到人工湿地中, 模拟人工湿地的快速启动流程, 最终实现了人工湿地的快速启动以及高效脱氮效果。结果表明, 在整个硝化菌富集实验中, 氨氮的去除率稳定在 90% 以上, 并同时有效避免了亚硝酸盐氮的累积问题, 实现了出水水质稳定。富集后污泥的硝化活性从最初的 $4.8 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (以 NH_4^+ 计) 显著提高至 $122 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$, 达到普通污泥的 27 倍。将富集后的高硝化活性污泥投加进中试人工湿地中, 能实现人工湿地系统在 35 d 的快速脱氮启动, 并对氨氮的去除率达到 93.8%, 即使长时间遭受具有竞争性外源菌的干扰, 该人工湿地也只需 10 d 即可恢复对氨氮的高效去除, 去除率可达到 98% 以上。由此可见, 投加这种高硝化活性的污泥, 不但能够提升人工湿地里硝化菌群落的丰富程度, 而且借助强化硝化能力, 可进一步增强人工湿地的脱氮效能。

关键词 硝化菌富集; 快速启动; 生物膜反应器; 人工湿地

在污水生化处理单元, 硝化细菌在生物脱氮中发挥着核心作用^[1], 并且在整体的污水脱氮处理流程中占据着重要的地位。因此, 硝化细菌的活性及其群落密度直接决定了污水处理脱氮效率的高低。然而, 硝化菌是一类具有硝化作用的自养化能细菌, 世代周期较长, 细胞产率较低, 对温度、pH、溶解氧 (dissolved oxygen, DO) 等环境因子敏感^[2], 因此在常见的污水处理系统中, 硝化菌含量较低, 不利于维持高脱氮速率^[3]。在垂直潜流人工湿地 (vertical subsurface flow constructed wetland, VSSF CW) 中反硝化过程较为彻底, 但硝化过程则相反^[4], 其主要限制因素是 DO 和硝化菌数量, 同时人工湿地在实际应用中还存在启动速度慢等问题。因此研究有效的方法富集培养硝化细菌, 以及探索提高人工湿地脱氮效能和启动速度的技术, 对于环境保护和可持续发展具有重要意义。

目前硝化菌的富集方式主要有纯菌扩大培养法、活性污泥富集法以及载体固定法^[5]。培养工艺上, 主要包括序批式活性污泥法 (sequencing batch reactor, SBR)^[6]、厌氧好氧法 (anaerobic - oxic process, A/O)^[7]、周期循环活性污泥法 (cyclic activated sludge system, CASS)^[8]、膜生物反应器 (membrane bio-reactor, MBR)^[9]。在培养方式上, 主要分为含有有机碳源的高氨氮培养和无机碳源的高氨氮培养。当前硝化菌的富集培养研究中表现较好的是活性污泥法配合无机碳源高氨氮培养模式, 孙金凤^[9]、李红岩等^[10]通过小试的 MBR 工艺采用无机碳源培养高硝化活性的污泥, 并对其进行鉴定和保存, 结果表明, MBR 工艺富集的硝化菌的硝化活性明显高于 SBR 和 CASS 工艺。目前在人工湿地启动过程中, 通常会在人工湿地中投加外源微生物, 以达到提升人工湿地在特定条件下的运行效果或者对某种污染物的去除效果, 减少人工湿地启动时间的目的。杨明辉等人^[11]在人工湿地中投加耐低温复合菌剂, 提升了人工湿地在低温条件下对污染物的去除效果; 林梓杨等人^[12]在人工湿地中投加电活性菌藻膜生物膜, 以微生物燃料电池的形式强化人工湿地, 明显的提升了人工湿地对污染物去除效果。在实验小试条件下, 徐丽娟等^[13]将回流污泥驯化后并用于小试人工湿地的启动, 实

收稿日期: 2024-03-22 录用日期: 2024-05-13

基金项目: 国家重点研发计划资助项目 (2021YFC3200603); 国家自然科学基金创新研究群体项目 (52221004)

第一作者: 徐英铭 (1997—), 男, 硕士研究生, 研究方向为新污染物控制, 104918244@qq.com ✉通信作者: 吉庆华 (1984—), 男, 博士, 副研究员, 研究方向为生物-物化耦合水体修复, qhji@tsinghua.edu.cn

现了 20 d 成功挂膜, FU 等^[14] 采用人工湿地堵塞物进行湿地挂膜, 实现了比未添加堵塞物湿地更快启动和更高的污染物去除效果, 相对的全爽等^[15]、岳琛等^[16] 采用自然挂膜方法启动人工湿地启动时间均默认为 30 d, 但启动时间过后, 系统并未稳定。由此可以看出在人工湿地中投加外源微生物, 可以有效的减少启动时间, 并提升人工湿地在特定条件下的运行效果或者对某种污染物的去除效果。但迄今为止, 在 VFSSCW 中投加高硝化活性污泥, 提升 VFSSCW 的硝化能力并提升启动速率的研究尚未报道, 提升效果及机理尚不清晰。

本研究中, 我们采用 MBR 装置富集硝化菌, 并根据硝化菌的好氧自养特性采用纯无机碳源高氨氮培养富集, 以期在短时间内迅速提高活性污泥的硝化活性, 然后将高硝化活性污泥和异养锰氧化菌投加进中试人工湿地, 其中锰氧化菌为好氧异养型微生物, 并作为参与湿地内锰循环的功能菌加入人工湿地, 模拟人工湿地启动阶段多种且有竞争的功能菌加入的情况, 最后在人工湿地中单独加入锰氧化菌, 模拟人工湿地面对外界微生物冲击的不利条件, 研究人工湿的快速启动和脱氮能力的变化, 为实际人工湿地工程的快速启动和高效脱氮提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 实验装置

硝化菌富集采用 MBR 工艺, MBR 装置的有效容积为 250 L ($L=750\text{ cm}$, $W=620\text{ cm}$, $H=100\text{ cm}$), 亚克力材质, 内置中空纤维膜, 底部安装曝气装置 (图 1)。中空纤维膜面积为 30 m^2 (南昌拓延科技有限公司 HPR-MBR-1-30、改性聚偏氟乙烯、膜过滤孔径为 $0.1\text{ }\mu\text{m}$ 、膜通量为 $10\sim 20\text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 、跨膜压差为 $2\sim 5\text{ kPa}$)。曝气通过穿孔曝气管和曝气盘等设备, 以维持足够的 DO 浓度。MBR 装置主要由进水稀释、间歇式出水控制、培养池、曝气装置和 pH 控制 5 部分模块组成。通过空气泵对培养池进行充分曝气, 使反应器内 DO 的质量浓度大于 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[17]。以 pH 控制器作为 pH 的监测响应装置, 协同碱泵及时补充碳酸氢钠, 将培养池内的 pH 控制在 $7\sim 8$ 之间^[18]。以液位控制器作为监测响应装置, 控制出水泵将 MBR 装置中的水通过中空纤维膜排出, 以控制水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT), 并保持污泥留在培养池内。试验的活性污泥源自北京某污水处理厂 MBR 池污泥。

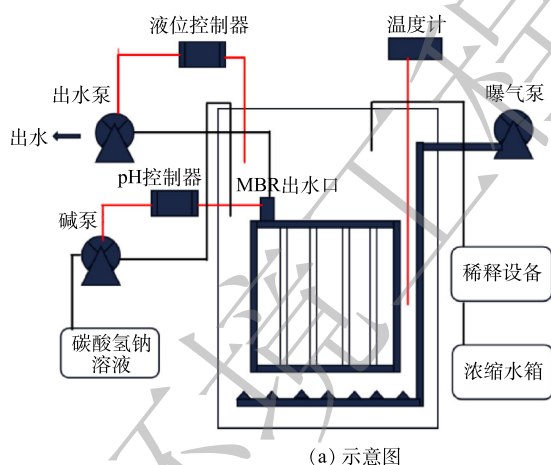


图 1 MBR 装置图

Fig. 1 MBR device diagram

1.2 实验方法

1) 装置运行工况控制。以连续式进水、间歇式出水、不排泥的培养方式对硝化菌进行快速富集培养。设置 HRT 为 20 h, DO 质量浓度大于 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, pH 控制在 $7\sim 8$ 。进水采用纯无机培养基, 不添加任何有机碳源; 通过提高进水中硫酸铵的浓度来提高系统氨氮负荷, 以达到刺激硝化菌生长, 获取高浓度硝化菌的目的^[19]。磷酸二氢钾用于提供硝化菌生长所必需的磷元素, 碳酸氢钠用于维持反应器 pH 和碳源补充, 同时为确保硝化菌富集生长的需要, 加入适当微量元素。实验整体分为 3 个阶段。第 1 阶段为适应阶段, 进水氨氮质量浓度从 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐提升到 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第 2 阶段为快速富集阶段, 进水氨氮质量浓度从 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

逐渐提升到 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。第3阶段为稳定阶段。进水氨氮质量浓度维持在 $500 \sim 600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。培养液进水配置：硫酸铵质量浓度 $236 \sim 7550 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，磷酸二氢钾质量浓度 $87.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，二水氯化钙质量浓度 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，六水氯化铁质量浓度 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，硼酸质量浓度 $0.072 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，硫酸铜质量浓度 $0.025 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，七水硫酸锌质量浓度 $0.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，钼酸质量浓度 $0.0037 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

2) 硝化活性测试实验。硝化活性的测量采用氨氮的降解速率 (Ammonia - Utilization Rate, AUR) 来表示, 根据式 (1) 进行计算。取培养池中的泥水混合体 2 L , 通过抽滤将泥水分离, 将分离的污泥倒入 5 L 量杯中, 加入 2 L 的蒸馏水混合均匀, 在水浴加热中控制水温维持在 $20 \sim 25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 。然后, 对混匀泥水进行曝气 15 min , 充分消耗污泥内残留的氨氮, 并控制 DO 在 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上。随后加入硫酸铵控制氨氮质量浓度在 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 以及磷酸二氢钾和微量元素。曝气 $2 \sim 3 \text{ min}$ 后, 开始每隔 30 min 的采样和测试氨氮浓度。实验期间, 实时监测 pH , 并加入碳酸氢钠维持 pH 在 $7 \sim 8$ 。

$$R = \frac{C_1 - C_2}{t_1 - t_2} \quad (1)$$

式中: R 为单位时间内氨氮的去除量 (AUR), $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (以 NH_4^+ 计); C_1 和 C_2 分别为反应时间内氨氮进、出水的质量浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; t_1 和 t_2 分别为反应起始和结束时间, min 。

1.3 人工湿地氨氮去除效率测试实验

本研究搭建了2组垂直潜流人工湿地系统, 长宽高分别为 50 、 50 和 80 cm , HRT 设置为 2 d 。两组人工湿地系统从上到下分别为以下3层: 1) 植物生长层, 种植植物为芦苇, 填充火山岩和水厂熟料 (无烟煤或石英沙), 粒径分别为 $0.5 \sim 1 \text{ cm}$ 和 $0.2 \sim 0.4 \text{ cm}$, 填充高度 10 cm ; 2) 功能填料层, 分别为火山岩 (火山岩-CW) 和铁锰矿石 (矿石-CW), 粒径为 $1 \sim 2 \text{ cm}$, 高度为 50 cm ; 3) 衬底层高度为 10 cm , 填充 $2 \sim 3 \text{ cm}$ 的砾石 (图2)。人工湿地进水是模拟污水处理厂一级B标准水质的配置污水。湿地正常运行后进行功能菌接种, 包含本研究富集培养的高硝化活性硝化菌, 以及异养微生物锰氧化菌; 接种方式为直接添加硝化污泥的泥水混合液 300 mL 以及含锰氧化菌的培养液 200 mL , 每 3 d 接种1次。人工湿地进水水质: COD 质量浓度 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 氨氮质量浓度 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 硝酸盐氮质量浓度 $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 总磷 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.4 微生物组成分析

为研究富集后污泥和人工湿地内接种后的微生物种群结构组成以及硝化菌的种类, 取经过沉降后活性污泥样品以及实验结束后人工湿地上层功能填料的样品, 保存在 $-80 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 的冰箱里中, 高通量测序委托上海美吉生物科技公司完成。

1.5 水质检测方法

根据相关国家标准和行业标准对常规水质指标进行测定, 进出水氨氮浓度采用纳氏试剂分光光度法 (HJ535-2009) 进行检测; 出水亚硝酸盐氮浓度采用 $\text{N}-1$ -萘基-乙二胺分光光度法 (GB7493-87) 进行检测; 硝酸盐氮采用紫外分光光度法检测 (HJ/T346-2007) 进行检测; pH 采用米科 pH 在线控制器进行监测; 温度采用电子温度数显计测定; DO 采用 ODEON 便携式水质分析进行检测。

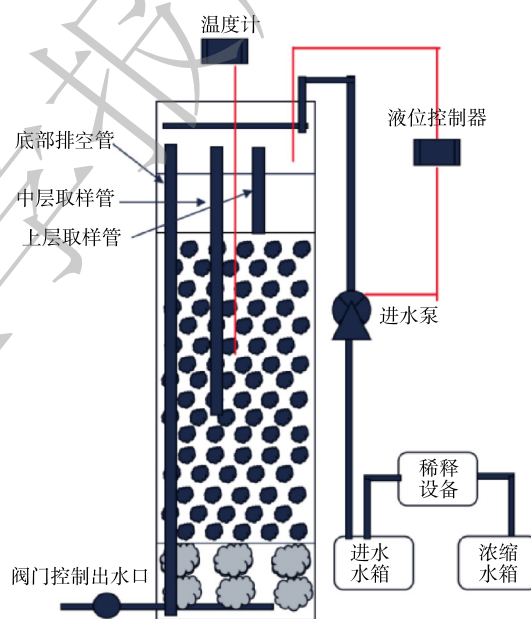


图2 人工湿地装置示意图

Fig. 2 Schematic diagram of the constructed wetland device.

2 结果与讨论

2.1 MBR 装置性能

不同阶段 MBR 装置的进出水氨氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮的浓度、水温以及 DO 的变化情况如图 3 所示。在装置的整个运行期间，氨氮去除率稳定在 90% 以上，出水基本不存在亚硝酸盐氮积累问题。第 2 阶段进水氨氮质量浓度由 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 提升到 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，DO 质量浓度从初期的 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右逐渐下降到 $1 \sim 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，表明硝化菌快速富集加速了对 DO 的利用。在 DO 质量浓度下降到 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下时，出水的硝酸盐氮和亚硝酸盐氮均出现了波动。通过调整曝气参数，使 DO 质量浓度维持在 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右。相比之下，尹子华^[19]采用小试 MBR 装置富集硝化菌，进水中含有一定浓度的有机碳源以及较短的 HRT (4 h)，出现出水氨氮不稳定以及亚硝酸盐氮波动等问题。DO 的下降反映出该培养池内污泥对 DO 的需求变化，结合进出水氨氮和亚硝酸盐氮的指标分析，培养池内的 DO 降低反映出硝化菌在培养池内的浓度逐渐增加。

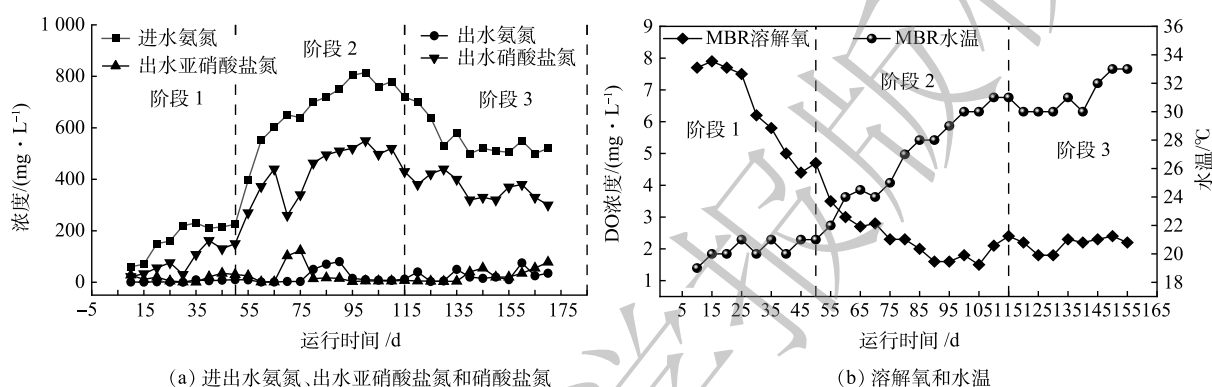


图 3 MBR 装置性能

Fig. 3 Performance of MBR system

2.2 MBR 装置硝化活性监测

MBR 装置中硝化污泥的硝化活性如图 4 所示。接种后培养第 20 d，硝化活性为 $28 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (以 NH_4^+ 计)。随着进水氨氮浓度的增加，硝化活性也逐渐增加。进入快速富集阶段后，进水氨氮浓度接近 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时，硝化活性显著提高到最大值，为 $122 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (以 NH_4^+ 计)，达到普通活性污泥的 27 倍，之后装置运行进入稳定阶段，硝化活性逐渐稳定在 $85 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (以 NH_4^+ 计)。崔灿灿^[20]的中试 MBR 装置富集培养硝化菌的过程中采用实际细格栅水质与培养液混合为进水，硝化菌最高硝化活性达到 $98.41 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (以 NH_4^+ 计) 左右，稳定的硝化活性在 $72.39 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (以 NH_4^+ 计)。尹子华^[19]使用小试 MBR 装置富集硝化菌，采用有机碳源的高氨氮模式培养硝化菌，进水氨氮质量浓度最高达到 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右，HRT 为 4 h，硝化活性最高为 $108 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (以 NH_4^+ 计)。相比之下，本研究进水氨氮质量浓度增至约 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，HRT 相应的增加到 20 h，进一步提升了水体中硝化菌的浓度，使得本研究富集的污泥的硝化活性相比于尹子华的结果提升近 20% 左右。这表明采用无机碳源的高氨氮培养模式，对于提升硝化菌的硝化活性具有极为重要的意义。

2.3 高硝化活性污泥微生物鉴定

高硝化活性污泥中的不同种类的硝化菌含量如图 5 所示。污泥的鉴定结果表明，污泥中主要是 *Nitrosomonas* 属的氨氧化菌 (ammonia - oxidizing bacteria, AOB)，鉴定出的细菌种为 *Nitrosomonas*

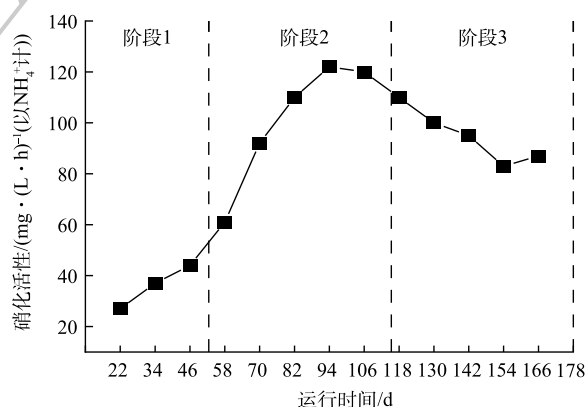


图 4 MBR 装置硝化活性变化图

Fig. 4 Variation of nitrification activity in MBR reactor

nitrosa、*Nitrosomonas* sp. LT-4 和 *Nitrosomonas* sp. ENI-11, 其在 *Nitrosomonas* 属的硝化菌中的占比分别为 39.9%、31.2% 和 28.9%。有研究^[21]发现, AOB 的主要菌属 *Nitrosomonas* 是属于 r-策略细菌, 具有增长迅速、生长周期长、耐变性高和竞争性强的特点。而亚硝酸盐氧化菌 (nitrite - oxidizing bacteria, NOB) 的主要菌属 *Nitrospira* 是属于 k-策略细菌, 具有增长慢、生长周期长、耐变性低和竞争性弱的特点。此外, 有研究^[21]表明, *Nitrosomonas* 有着相对较高的基质半饱和常数以及较弱的基质亲和力, 同时其拥有较高的氧亲和力, 因此, *Nitrosomonas* 更容易成为富集系统内优势 AOB。

2.4 硝化污泥强化人工湿地

人工湿地微生物接种分为 3 个阶段: 第 1 阶段为高硝化活性硝化菌和锰氧化菌共同接种阶段, 模拟人工湿地启动过程中投加多种且相互存在竞争的功能菌群的情况; 第 2 阶段为锰氧化菌强化接种阶段, 模拟人工湿地功能菌接种完成后, 面对外界具有竞争性的微生物冲击情况; 第 3 阶段为稳定运行阶段。2 组人工湿地从接种到运行稳定进出水氨氮浓度变化情况如图 6 所示。可见, 2 组不同填料的人工湿地均表现出对氨氮的高效去除能力。第 1 阶段接种了高硝化活性硝化菌和锰氧化菌后 35 d, 出水平均氨氮浓度达到 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 氨氮去除率达到 93.8%。在第 2 阶段, 硝化菌停止接种, 继续接种锰氧化菌, 接种 45 d, 增大锰氧化菌与湿地内好氧菌群之间的氧气竞争, 在此阶段出水氨氮出现明显提高, 平均氨氮质量浓度从 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到最高 $2.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。但此时氨氮去除率最低仍然在 67.5% 以上, 在此阶段火山岩-CW 具有 67.5%-79.5% 的氨氮去除率, 矿石-CW 的氨氮去除率持续降低到 49.2%。火山岩-CW 相比于矿石-CW 在第二阶段表现出更低的出水氨氮浓度, 在第 2 阶段末期, 火山岩-CW 的出水氨氮质量浓度从 $2.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低到 $1.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而矿石-CW 出水氨氮质量浓度则持续升高, 最高达到了 $3.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。进入第 3 阶段, 硝化菌的高硝化活性影响逐渐凸显, 人工湿地在 10 d 内明显恢复了对氨氮的去除效率。稳定阶段后出水氨氮迅速降低, 出水氨氮平均去除率从 68.8% 增加到 98% 以上。邹铭等^[22]在含有铁锰矿石填料的小试人工湿地中接种了二沉池污泥, HRT 为 1 d, 对于低污染水质氨氮的去除率只有 67.1%。于越等^[23]在不同填料的人工湿地处理污水处理厂尾水的小试实验中, 水力负荷 $0.4 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$, 采用自然接种微生物的方法, 人工湿地系统在曝气的情况下氨氮的去除率最高达到 80%。由此可见, 相比于未接种高硝化活性硝化菌的人工湿地, 接种了高硝化活性硝化菌的人工湿地能实现脱氮的快速启动, 实现对氨氮的高效去除, 并具有一定的抗冲击的能力。

2.5 人工湿地中硝化菌微生物群落分析

根据接种了高硝化活性污泥的人工湿地中上层填料的微生物测序, 测序结果中硝化菌含量如图 7 所示。检测出与硝化菌有关的菌属有两类, 分别为与 AOB 有关的 *Nitrosomonas* 属和与 NOB 有关的 *Nitrospira* 菌属。这两类菌属在火山岩-CW 中的占比分别为 5.5% 和 2.5%, 在矿石-CW 中的占比分别为 2.1% 和 1.4%。对比而言, NOB 在人工湿地系统中的含量低于 AOB, 与接种的活性污泥相比, NOB 在人工湿地中上层填料中的含量占比有所提升。*Nitrospira* 作为一种常见的 k-策略菌, 有着较强的基质亲和力和较低的基质半饱和常数, 同时有着较强的 DO 亲和力, 因此对低浓度 NO_2^- 和 DO 都有着较强的适应^[22]。根据人工湿地中硝化

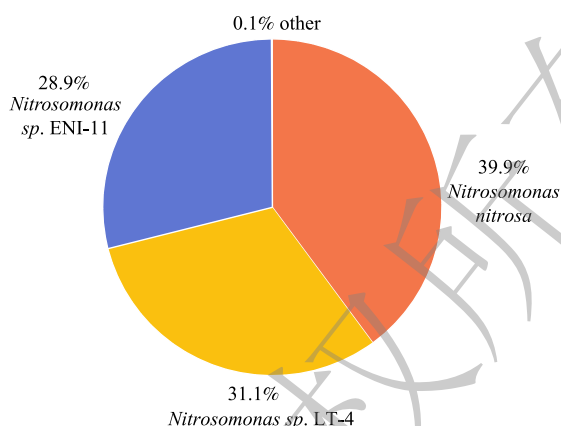


图 5 不同种类硝化菌在硝化菌中的占比

Fig. 5 Proportion of different types of nitrifying bacteria in the nitrifying bacterial community

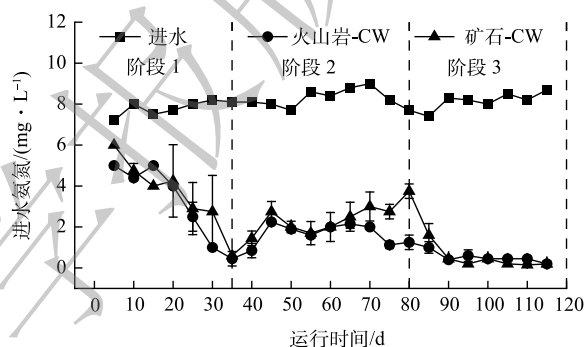


图 6 人工湿地进出水氨氮浓度变化图

Fig. 6 Changes in ammonia nitrogen concentration of influent and effluent of the constructed wetland

菌群的占比发现,在火山岩-CW 中硝化菌群占微生物总群落的 8.1%,在矿石-CW 中硝化菌群占微生物总群落的 3.5%。沈宝进^[24]采用自然挂膜的方法为人工湿地挂膜,在不同填料的湿地中硝化菌群落丰度最高为 2.1%;李超予^[25]采用稀释的厌氧污泥为人工湿地挂膜,在不同功能填料的人工湿地中硝化菌群落丰度最高为 2.2%。相比于沈宝进、李超予的人工湿地实验,本研究在人工湿地中接种高硝化活性污泥,湿地中的硝化菌群落丰度有明显增加,从提升硝化菌在湿地中群落丰度的途径进一步提升了人工湿地的硝化能力。

3 结论

1) 本研究采用 MBR 装置,通过无机碳源以及逐级提高氨氮浓度实现了高活性硝化菌的快速富集。进水氨氮浓度为 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, HRT=20 h 时,能有效去除氨氮和亚硝酸盐氮。在 DO 降低的限制下,最高硝化活性仍然能达到 $122 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (以 NH_4^+ 计),是普通活性污泥的 27 倍,稳定期污泥的硝化活性能达到 $85 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (以 NH_4^+ 计) 左右,证明无机碳源高氨氮培养模式在提高硝化菌的硝化活性方面具有重要意义。

2) 对硝化污泥的菌种鉴定结果可知,在硝化污泥里,优势种群是与 AOB 存在关联且属于 *Nitrosomonas* 属的硝化细菌,其中 *Nitrosomonas nitros* 占比 39.9%, *Nitrosomonas sp. LT-4* 占比 31.15%, *Nitrosomonas sp. ENI-11* 占比 28.87%。

3) 在人工湿地启动阶段接种高硝化活性的硝化菌和其他具有竞争性的功能微生物,短期 (35 d) 就能够实现出水氨氮质量浓度降低到 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,氨氮去除率达到 93.8%,在面对不良条件冲击结束后,10 d 内两组人工湿地均恢复了对氨氮的高效去除,去除效率达到 98% 以上。硝化菌在火山岩填料和矿石填料中的占比分别为 8.1% 和 3.5%,在人工湿地的启动阶段,投加具有高硝化活性的污泥,有助于提升系统内部硝化菌群落的丰度,强化系统对氨氮的去除以及整体的脱氮能力,特别是在遭遇外界冲击时,能够迅速恢复脱氮功能。

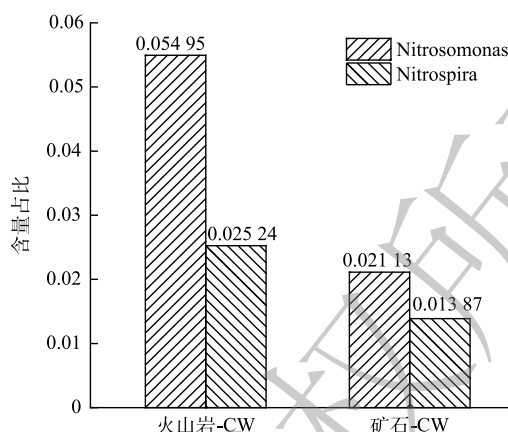


图 7 不同人工湿地中不同硝化菌含量

Fig. 7 Content of different nitrifying bacteria in two constructed wetlands

参考文献

- [1] 秦川, 权海荣, 王宝山. 硝化作用特性分析及讨论[J]. 绿色科技, 2016(14): 68-70.
- [2] DUCEY F T, VANOTTI B M, SHRINER D A, et al. Characterization of a microbial community capable of nitrification at cold temperature[J]. Bioresource Technology, 2009, 101(2): 491-500.
- [3] 屈计宁, 金志刚, 何群彪等. 高效硝化细菌的富集技术研究[J]. 同济大学学报 (自然科学版), 1999(3): 351-354.
- [4] 王晓娟, 张荣社. 人工湿地微生物硝化和反硝化强度对比研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(2): 225-229.
- [5] 崔灿灿. 硝化菌富集技术及其应用的研究进展[J]. 轻工科技, 2017, 33(7): 92-93.
- [6] 徐昊, 魏洲, 赵玛丽, 等. 提高城市污水处理系统硝化作用的生物强化技术[J]. 山东化工, 2023, 52(15): 227-230.
- [7] 万琼, 彭党聪, 贺亮. 假连续流 O/A 工艺处理污泥水和富集硝化菌[J]. 中国给水排水, 2012, 28(13): 29-33.
- [8] 彭嘉锐, 李赞, 刘旭. 污水处理领域中硝化菌剂研究进展[C]//中国环境科学学会 (Chinese Society for Environmental Sciences). 中国天津. 中国环境科学学会 2021 年科学技术年论文集 (二). 清研环境科技股份有限公司, 2021: 13.038746.
- [9] 孙金凤. 硝化菌的筛选与扩增培养技术研究[D]. 上海: 上海师范大学, 2012.
- [10] 李红岩, 高孟春, 杨清香, 等. 无排泥运行下膜生物反应器的硝化代谢产物及细菌活性[J]. 环境科学, 2004, 25(6): 89-91.
- [11] 杨明辉, 袁雅姝, 刘瑞. 耐低温复合菌剂制备及在寒区人工湿地应用[J]. 辽宁化工, 2021, 50(5): 605-609.
- [12] 林梓杨, 匡彬, 倪智力, 等. 电话性菌藻生物膜强化人工湿地处理水产养殖废水的小试研究[J]. 水处理技术, 2023, 49(2): 122-127.
- [13] 徐丽娟, 赵婧. 人工湿地高效处理氨磷废水的探究[J]. 水处理技术, 2024, 50(2): 125-129.
- [14] Fu G, GUO Z, ZHANG J, et al. Organic matter transplant improved purification performance of newly built constructed wetlands[J]. Ecological Engineering, 2015, 83338-342.
- [15] 全爽, 刘健, 张鹏飞, 等. 三种组合基质垂直潜流人工湿地对微污染河水的净化效果[J/OL]. 环境化学, [2024-05-02].
- [16] 岳琛. 人工湿地系统对养殖尾水中抗生素和氮磷的去除及机制研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2023.
- [17] 杨红艳, 龙秀娟, 李清华. 硝化细菌富集培养及处理富营养化水体应用研究[J]. 环境保护科学, 2007(6): 50-52.

- [18] 盛晓琳, 崔灿灿, 王家德, 等. 硝化污泥富集及其强化高氨氮冲击的中试研究[J]. 环境科学, 2018, 39(4): 1697-1703.
- [19] 尹子华. 高活性硝化污泥的高效富集和生物强化效果研究[D]. 上海: 上海师范大学, 2016.
- [20] 崔灿灿. 高活性硝化污泥的富集及硝化强化中试[D]. 杭州: 浙江工业大学, 2017.
- [21] MICHAEL W, ALEXANDER L, REGINA N, et al. Microbial community composition and function in wastewater treatment plants. [J]. Antonie van Leeuwenhoek, 2002, 81(1-4): 665-80.
- [22] 邹铭, 宋新山, 王逸飞, 等. 添加含锰和含铁填料的人工湿地对低污染水净化效果的实验研究[J]. 湿地科学, 2022, 20(5): 694-703.
- [23] 于越, 陈启璵, 朱泓帆, 等. 垂直潜流湿地对低污染污水厂尾水的净化效果[J]. 环境工程, 2023, 41(S1): 230-234.
- [24] 沈宝进. 人工湿地填料复配对再生水中氮磷去除影响的研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2020.
- [25] 李超予. 铁/锰矿石垂直潜流人工湿地处理含抗生素废水的效果及机制研究[D]. 济南: 山东大学, 2021.

(责任编辑: 曲娜)

Enrichment of high activity nitrifying bacteria and its application for enhanced nitrogen removal in constructed wetlands

XU Yingming^{1,2}, HUANG Yangrui², JI Qinghua^{2*}, Liu Ruiping², Liu Huijuan², LI Yanhong¹

1. School of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 2. Center for Water and Ecology, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

*Corresponding author, E-mail: qhji@tsinghua.edu.cn

Abstract The addition of sludge with high nitrification activity in wastewater treatment is one of the important ways to quickly start nitrogen removal process, and it is also the main method for biological nitrogen removal technology to respond to emergency nitrogen removal treatment. A membrane bioreactor (MBR) was applied for the enrichment of nitrifying bacteria in this study. The nitrifying bacteria were cultivated with inorganic carbon sources and high concentration ammonia nitrogen, pH, DO, temperature and hydraulic retention time were appropriately adjusted, then the rapid enrichment of nitrifying bacteria was achieved. The enriched nitrifying bacteria were added to the artificial wetland for the simulation of its rapid start-up process, finally, the rapid start-up and highly efficient nitrogen removal were achieved for artificial wetland. This results showed that in the nitrifying bacteria enrichment experiment, the removal efficiency of ammonia nitrogen was stable at over 90% and the accumulation of nitrite nitrogen was effectively avoided, the stable effluent water quality occurred. The nitrification performance of the enriched sludge significantly increased from the initial value of $4.8 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (calculated as NH_4^+) to $122 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ (calculated as NH_4^+), which is 27 times that of conventional nitrifying sludge. Adding the enriched nitrifying sludge with high activity into the pilot-scale wetland could achieve a rapid start-up of nitrogen removal by the artificial wetland system within 35 days, and ammonia nitrogen removal rate reached 93.8%. Even at the interference of long-term competitive external bacteria, the highly efficient ammonia nitrogen removal could be restored within 10 days for the artificial wetland, and the ammonia nitrogen removal rate was over 98%. Therefore, the addition of sludge with high nitrifying activity not only enhances the abundance of the nitrifying community in artificial wetland, but also further improves the nitrogen removal capability of artificial wetland by means of the strengthened nitrification capacity.

Keywords nitrifying bacteria enrichment; rapid start-up; membrane biofilm reactor; constructed wetland