



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202112149 中图分类号 703.1 文献标识码 A

钱瑞波, 江海鑫, 刘世婷, 等. 基于曝气方式控制的碳捕获预处理黑水部分亚硝化工艺[J]. 环境工程学报, 2022, 16(4): 1353-1362. [QIAN Ruibo, JIANG Haixin, LIU Shiting, et al. Partial nitrification based on aeration control strategies for carbon-captured blackwater pretreatment[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(4): 1353-1362.]

基于曝气方式控制的碳捕获预处理黑水部分亚硝化工艺

钱瑞波¹, 江海鑫¹, 刘世婷², 文叶轩¹, 黄伟平¹, 唐贤春¹, 陈洪斌^{1,✉}

1. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092; 2. 四川省环保产业集团有限公司, 成都 610046

摘要 短程硝化是短程生物脱氮工艺的前提与难点, 通过曝气控制实现短程硝化具有操作灵活、成本低等优点。本文采用序批式活性污泥反应器, 对比分析了高氧持续曝气、间歇曝气和低氧持续曝气 3 种曝气方式实现碳捕获预处理黑水短程硝化的效果和微生物群落结构的差异。结果表明: 相对于高氧持续曝气和间歇曝气, 低氧持续曝气工况亚硝态氮累积率 (NAR) 更高, 出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 更接近厌氧氨氧化进水的的水质要求; 高氧持续曝气工况能逐步洗脱 *Nitrospira*, 同时提高 AOB 和 *Nitrobacter* 的相对丰度; 低氧持续曝气工况显著降低了 *Nitrobacter* 的相对丰度, 但低 DO 条件下 AOB 丰度降低并出现了 *Nitrospira*。以上研究结果表明, 针对碳捕获后的黑水, 采用高氧持续曝气与低氧持续曝气交替组合运行的控制策略有助于实现更好的短程硝化效果和运行稳定性。

关键词 短程硝化; 部分亚硝化; 序批式反应器; 低碳氮比; 碳捕获预处理黑水; 厕所革命; 粪便污水; 曝气控制

基于污水源分离技术, 生活污水按其来源和水质的不同可被分为灰水 (grey water) 和黑水 (black water), 灰水由厨房和卫生间的洗涤、洗浴水组成; 黑水包括大小便和冲厕水等, 约占生活污水总量的 30%, 化学需氧量 (chemical oxygen demand, COD)、总氮 (total nitrogen, TN)、悬浮固体 (suspended solid, SS)、总磷 (total phosphorus, TP) 等污染物质量浓度高, 处理难度大, 同时具备资源化条件^[1-3]。另外, 黑水的高效处理与资源化对“厕所革命”的推进、农村人居环境条件的改善等也至关重要^[4]。黑水经化学强化高负荷活性污泥法 (chemical enhance high-rate activated sludge, CEHRAS) 捕获碳源后, 虽然 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 质量浓度可达 $100\sim 300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 但各种氮回收技术仍不具有经济性^[5], 且碳氮比较低 ($\text{COD}/\text{NH}_4^+ \text{-N} < 3$)^[6], 传统硝化/反硝化工艺无法实现有效脱氮^[7]。近年来, 基于 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的高效低耗脱氮工艺如短程硝化-反硝化 (partial nitrification-denitrification, PN/D)、短程硝化-厌氧氨氧化 (partial nitrification-anammox, PN/A) 等新型脱氮技术受到了广泛关注^[8]。

长期稳定的短程硝化是实现 PN/A 等新型脱氮技术的前提与难点, 其关键在于富集并促进氨氧化菌 (ammonia-oxidizing bacteria, AOB) 的同时有效抑制和淘汰亚硝酸盐氧化菌 (nitrite-oxidizing

收稿日期: 2021-12-22; 录用日期: 2022-03-14

基金项目: 政府间国际科技创新合作重点专项中德国际合作课题 (2016YFE0123500); 国家重点研发计划重点专项项目 (2017YFC0403402)

第一作者: 钱瑞波 (1997—), 男, 硕士研究生, ldqrbjy@163.com; ✉通信作者: 陈洪斌 (1969—), 男, 博士, 教授, bhtxc@tongji.edu.cn

bacteria, NOB)。目前已报道的短程硝化控制策略包括游离氨 (free ammonia, FA)^[9]、游离亚硝酸 (free nitrous acid, FNA)^[10]、碳氮比 (C/N)^[11]、温度^[12]、进水氨氮负荷^[13]、溶解氧 (dissolved oxygen, DO)^[14]、间歇曝气^[15]、不同停曝比^[16]等。采用单一的控制手段难以实现稳定的短程硝化, 将多种控制策略组合应用能进一步提高短程硝化效果^[17]。XU等^[18]在移动床生物膜反应器 (moving bed biofilm reactor, MBBR) 中, 通过控制 DO、FA 和 FNA 的质量浓度, 实现了高效、稳定的短程硝化。WEN等^[19]利用序批式反应器 (sequential batch reactor, SBR), 通过实时控制进水温度、pH、DO、FA 等参数, 在反应器运行的第 16 个周期成功启动短程硝化, 并稳定运行了 32 d。

在实际应用中, 进水中的 FA、FNA、C/N 等参数难以实现灵活控制, 而曝气模式和 DO 值较容易控制^[20]。曝气控制相对于其它控制策略而言, 具有操作简单、成本低廉等优点, 有研究^[21]认为, 曝气控制是黑水实现短程硝化较为合适的策略。高氧持续曝气、间歇曝气和低氧持续曝气是 3 种常见的曝气方式, 当前国内外研究中, 有关 3 种曝气方式实现碳捕获预处理黑水部分亚硝化及其稳定性的文献报道较少。为此, 本文采用 SBR, 对比研究了高氧持续曝气、间歇曝气和低氧持续曝气 3 种曝气方式实现碳捕获预处理黑水短程硝化的效果差异, 剖析了不同曝气方式对微生物种群结构的影响, 提出了实现长期稳定短程硝化的调控策略, 以期为后续短程硝化与 Anammox 工艺的耦合奠定基础。

1 材料与方法

1.1 实验装置

如图 1 所示, 实验所用的 SBR 由反应器主体、进水泵、曝气泵与曝气盘、排泥泵、排水泵、搅拌器、加热棒以及控制系统组成。反应器主体为圆柱形, 有机玻璃材质, 内径为 160 mm, 有效体积为 8 L。控制系统由 DO 传感器 (Oxymax COS22D, Endress + Hauser)、pH/氧化还原电位 (oxidation-reduction potential, ORP) 复合传感器 (Memosens CPS16D, Endress + Hauser)、变送器 (Liquidline CM44, Endress + Hauser) 和可编程逻辑控制器 (programmable logic controller, PLC, 7-200 Smart CPU, Siemens) 等模块组成。通过编程, PLC 可灵活控制各设备的工作状态。SBR 周期可分为进水、反应、排泥、沉淀、排水和闲置 6 个阶段。

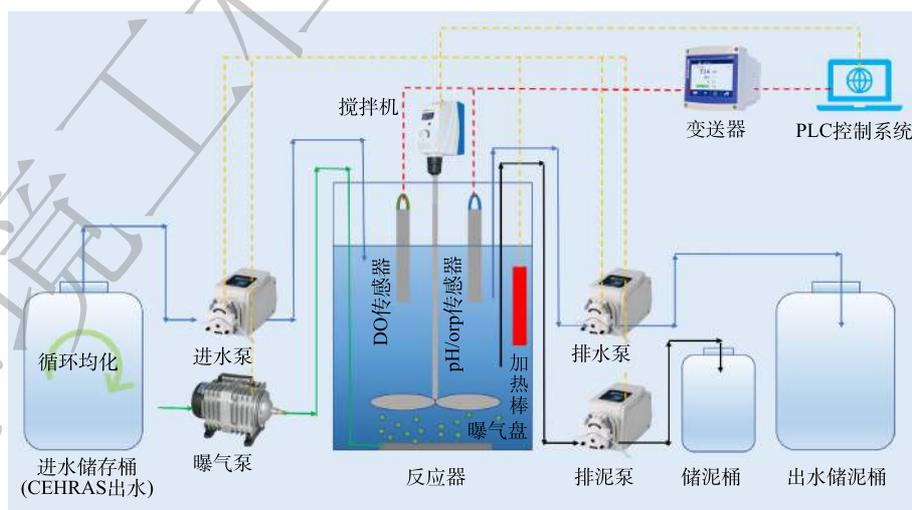


图 1 实验装置图

Fig. 1 Schematic of experimental setup

1.2 实验用污水及接种污泥

实验所用污水为 CEHRAS 小试装置的出水，该碳源捕获装置以黑水作为进水，所用黑水为校园图书馆及教学楼的厕所污水。SBR 装置各工况的进水水质特征如表 1 所示。实验所用接种污泥来自于上海某生活污水处理厂(厌氧-缺氧-好氧工艺)的内回流活性污泥。

表 1 各工况的进水水质特征
Table 1 Wastewater quality characteristics of influent at different phases

工况	pH	质量浓度/(mg·L ⁻¹)				
		COD	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	碱度(以CaCO ₃ 计)
I	8.2±0.1	352±129	194±38	<0.5	0.9±0.6	792±173
II	8.0±0.2	162±118	146±49	ND	1.1±0.9	550±270
III	8.1±0.1	213±90	187±48	ND	0.3±0.2	628±192

注：ND表示未检出。

1.3 运行工况条件

工况 I、II、III 分别采用高氧持续曝气、间歇曝气和低氧持续曝气的曝气方式。3 种曝气方式的控制策略如下：高氧持续曝气工况期间，固定曝气量和曝气时间，DO 未控制，DO 值可达 2~7 mg·L⁻¹；间歇曝气工况采用曝气 20 min，停止曝气 10 min 交替进行的曝气策略，当反应器内 pH<6.2 时停止曝气(在预实验和前期研究^[21]的基础上选择了 pH<6.2 作为控制点)，DO 未控制，曝气阶段反应器的 DO 值可达到 4~6 mg·L⁻¹，反应阶段反应器内 DO 均值为 (0.8±0.6) mg·L⁻¹；低氧持续曝气工况则控制 DO 为 0.3 mg·L⁻¹，持续曝气，当反应器内 pH<6.2 时停止曝气。各工况运行期间温度控制在 25~30 ℃，具体运行条件如表 2 所示。

表 2 3 种曝气控制策略的具体工况条件
Table 2 Specific operational conditions of three aeration control strategies

工况	SRT/d	SBR程序	曝气策略
I	10	总周期12 h；VER=50%；进水15 min；反应600 min；排泥5 min；沉淀60 min；排水15 min；闲置25 min	DO=2~7 mg·L ⁻¹ 曝气时长固定
II	40	总周期12 h；VER=50%；进水15 min；反应600 min；排泥5 min；沉淀60 min；排水15 min；闲置25 min	交替曝气20 min/不曝气10 min pH<6.2停止曝气
III	40	总周期12 h；VER=50%；进水15 min；反应600 min；排泥5 min；沉淀60 min；排水15 min；闲置25 min	DO=0.3 mg·L ⁻¹ pH<6.2停止曝气

注：VER表示SBR体积交换比(volume exchange rate)；尽管高氧持续曝气未采用pH实时判别曝气终点，但由于污泥龄(sludge retention time, SRT)短、生物量低，在固定曝气时长反应末期(600 min)pH接近6.2，与间歇曝气和低氧持续曝气终点pH判定功能相差不大。

1.4 分析方法

采用 HACH-COD 试剂盒测定 COD；采用纳氏试剂分光光度法测定氨氮；采用 N-1-(奈基)-乙二胺光度法测定亚硝态氮；采用紫外分光光度法测定硝态氮；采用 HACH HQ40d 测定仪测定 DO 和 pH；采用重量法测定混合液悬浮固体浓度 (mixed liquor suspended solids, MLSS) 和混合液挥发性悬浮固体浓度 (mixed liquor volatile suspended solids, MLVSS)；采用电位滴定法测定碱度；每个工况运行结束后，提取反应器内的污泥样品，由上海美吉生物测序分析微生物群落组成。

1.5 亚硝态氮累积率的计算

亚硝态氮累积率 (nitrite accumulation ratio, NAR) 按式 (1) 进行计算。

$$\text{NAR} = \frac{C_{\text{NO}_2^--\text{N}}}{C_{\text{NO}_2^--\text{N}} + C_{\text{NO}_3^--\text{N}}} \times 100\% \quad (1)$$

式中：NAR为亚硝态氮累积率； $C_{\text{NO}_2^--\text{N}}$ 和 $C_{\text{NO}_3^--\text{N}}$ 分别为出水 NO_2^--N 和 NO_3^--N 的质量浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

2 结果与讨论

2.1 SBR短程硝化反应器进水、出水氮素质量浓度

图2为3种工况的进出水氮素质量浓度随运行时间的变化。对于工况I，0~4 d内反应器处于启动阶段， NH_4^+-N 去除率(ammonium removal efficiency, ARE)仅为12.4%，出水 NO_2^--N 和 NO_3^--N 质量浓度较低；第5~29天，进水 NH_4^+-N 质量浓度为 $(193\pm 33)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，出水 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 质量浓度均维持在较稳定的水平，分别为 (97.7 ± 10.6) 、 (103 ± 11) 和 $(9.9\pm 4.4)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；第30天，在进水 NH_4^+-N 质量浓度变化不大的情况下，出水 NO_2^--N 质量浓度急剧下降，由 $110\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到 $25.3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，出水 NO_3^--N 质量浓度由 $13.2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $63.9\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。结果表明，在运行的第5~29天，反应阶段反应器内积累了较高质量浓度的 NO_2^--N ，同时DO维持在较高值，这些环境因素有利于NOB表现出较高活性。然而，由于在SBR每个运行周期中都存在进水过程、沉淀过程等缺氧阶段，且每个周期进水后反应器内的 NO_2^--N 质量浓度会大幅下降，从而使得NOB不能一直保持较高的活性。第30~37天出水 NO_2^--N 质量浓度较第5~29天有所下降，且呈现波动性变化，而出水 NO_3^--N 质量浓度呈现交错式的波动变化。故高氧持续曝气虽然能在反应器成功启动后的一定时间段内维持较好的短程硝化效果，但NOB的活性得不到有效抑制，进而影响了短程硝化的稳定性。

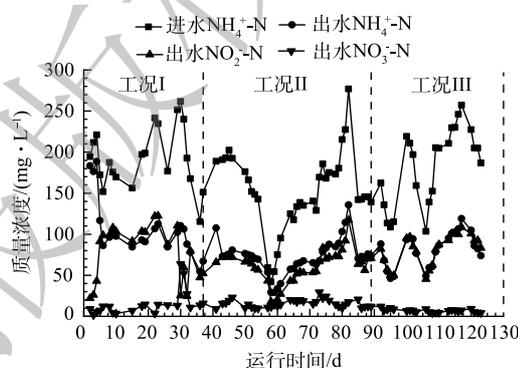


图2 不同工况下氮素质量浓度

Fig. 2 Nitrogen mass concentration under different operating conditions

在工况II，除第57~60天，由于进水 NH_4^+-N 质量浓度过低而导致出水氮素质量浓度变化失常(4 d的总氮去除率均值为负值，这与SBR的体积交换比为50%有关)，该工况其余运行时间内，虽然进水 NH_4^+-N 质量浓度波动较大，但出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 质量浓度随进水 NH_4^+-N 质量浓度同步稳定变化，分别为 $(77.0\pm 18.0)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(65.7\pm 15.8)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，出水 NO_3^--N 质量浓度为 $(16.1\pm 5.0)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。该工况反应器内的溶解氧环境在缺氧和好氧之间交替变化，这在一定程度上可抑制NOB的活性，从而未出现工况I中出水 NO_2^--N 质量浓度急剧下降的情况。

在低氧持续曝气阶段(工况III)，在整个运行期间(92~123 d)，出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 质量浓度随进水 NH_4^+-N 浓度稳定变化，分别为 $(81.6\pm 21.5)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(81.6\pm 19.9)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，且相对于前2个工况，出水 NO_3^--N 质量浓度稳定维持在较低水平，为 $(6.7\pm 1.9)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

2.2 ARE、NAR及出水 $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$

3种工况的ARE、NAR及出水 $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$ 随运行时间的变化情况如图3所示。对于高氧持续曝气工况，从装置成功启动直至该工况结束，ARE一直维持在较稳定的水平，为 $(47.1\pm 12.6)\%$ ；对于NAR和出水 $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$ ，在短程硝化反应器启动后的一定时间段内能维持较稳定的水平，但随着运行时间的增加，NOB逐渐适应了反应器内的环境并表现出较高的活性，使得NAR和出水 $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$ 急剧下降，并进一步影响后续运行效果，短程硝化效果不稳定。

在间歇曝气阶段，由于在57~60 d内反应器进出水氮素质量浓度变化失常而导致ARE大幅度下降，该工况其余运行时间的ARE、NAR及出水 $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$ 分别为 $(53.0\pm 4.6)\%$ 、 $(79.9\pm 6.5)\%$

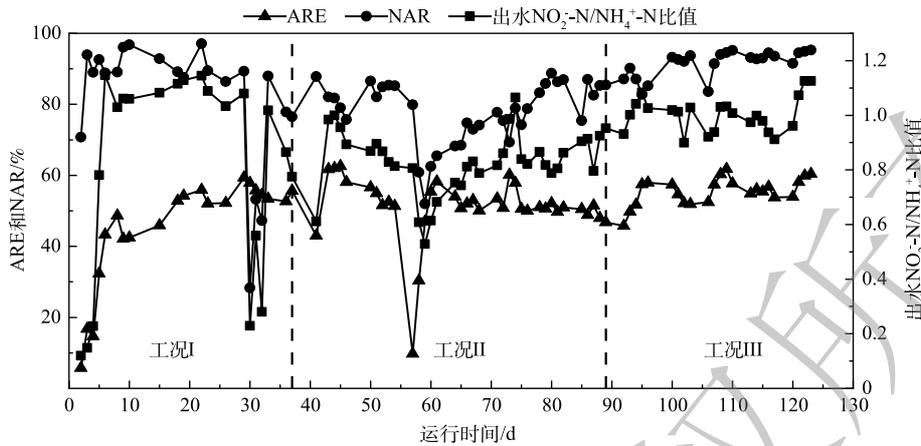


图3 不同工况下的短程硝化效果

Fig. 3 Partial nitritation effects under different operating conditions

和(0.90±0.09), 维持在较稳定的水平。对于低氧持续曝气工况, 尽管运行期间进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度波动较大, 但该工况的 ARE、NAR 以及出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 均较为稳定, 分别为(56.3±3.0)%、(91.8±3.8)% 和(1.01±0.06)。

ARE 主要受进水碱度/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 以及好氧水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT) 的影响。3 种曝气策略均可保证足够长的好氧 HRT, 因此, ARE 主要受进水碱度/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的影响。3 种工况中, 进水碱度/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别为(4.19±0.19)、(3.55±0.20) 和(3.71±0.22), 其中间歇曝气工况去除了 57~60 d 的数据。有研究^[21]表明, 当碱度小于 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时氨氮氧化停止, 3 种工况出水的碱度分别为(26.6±4.5)、(24.0±9.3) 和(23.1±4.9) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水碱度几乎被消耗殆尽。由于氧化 1 g 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 需要消耗碱度 7.14 g, 假定碱度完全消耗时停止硝化反应, 且不存在其它碱度产生与消耗过程, 理论上 3 种工况的 ARE 分别为 58.7%、49.8% 和 52.1%。间歇曝气和低氧持续曝气工况的实际 ARE 略高于理论值。这可能是因为在 2 种工况下反应器内存在同步反硝化过程, 从而补充了部分碱度。高氧持续曝气工况的实际运行 ARE 均值低于理论值。这是由于 SBR 处于启动阶段时, AOB 丰度和活性较低, ARE 维持在较低水平, 同时, AOB 和 NOB 的繁殖也会消耗部分碱度^[23]; 当反应器进入稳定运行阶段后, 实际运行的 ARE 与理论值相近。

NAR 主要受 AOB 和 NOB 活性的影响, AOB 与 NOB 的活性比值越大, NAR 值越大。故在 3 种曝气策略中, 低氧持续曝气工况中 AOB 与 NOB 的活性比值最大。高氧持续曝气的 NAR 出现大幅度波动, 难以实现稳定短程硝化。间歇曝气是一种抑制 NOB 活性的有效手段, 这是因为在经过缺氧阶段后当反应器重新开始曝气时, NOB 活性恢复比 AOB 慢^[24-25]。但是, 如果重新开始曝气时反应器内 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 质量浓度较高, NOB 活性恢复速度将加快, 从而导致短程硝化效果不佳^[25]。在间歇曝气工况的曝气阶段, 反应器内积累了较高浓度的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 由于反应器进水碳氮比较低 ($\text{COD}/\text{NH}_4^+\text{-N}<2$), 反硝化菌无法获得足够的电子供体, 在停曝阶段 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 并不会被大量还原, 重新开始曝气时反应器内具有较高质量浓度的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, NOB 活性恢复较快, 故间歇曝气并未获得比高氧持续曝气更高的 NAR。出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 ARE 和 NAR 共同决定, 低氧持续曝气工况的出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 最高, 但 3 种工况的出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 均低于 Anammox 过程的化学计量学比。

2.3 微生物群落分析

表 3 为接种污泥和不同工况污泥中 AOB 和 NOB 菌群的相对丰度, 各工况污泥样品在菌门水平上的微生物组成结构如图 4 所示。AOB 属于变形菌门 (Proteobacteria), 分为 *Nitrosomonas*、*Nitrosospira*、*Nitrosovibrio*、*Nitrosolobus* 和 *Nitrosococcus* 5 个属。污水处理厂中以 *Nitrosomonas* 最为

常见^[26]。*Nitrospira* 和 *Nitrobacter* 是污水处理厂污泥中 2 种常见的 NOB，前者属于硝化螺旋菌门 (Nitrospirae)，后者属于变形菌门^[26]。接种污泥中检测到的 AOB 只有 *Nitrosomonas*，NOB 有 *Nitrospira* 和 *Nitrobacter* 2 个属，*Nitrosomonas* 和 *Nitrospira* 分别是占主导地位的 AOB 和 NOB。

如图 4 所示，在高氧持续曝气工况后，污泥中排名前 5 的菌门为变形菌门 (36.2%)、拟杆菌门 (17.5%)、放线菌门 (16.2%)、浮霉状菌门 (11.6%) 和 骸骨细菌门 (8.2%)。相对于接种污泥，*Nitrospira* 属被洗脱出系统，*Nitrobacter* 成为唯一的 NOB。AOB 和 *Nitrobacter* 的相对丰度均有所提高，*Nitrosomonas* 的相对丰度由 0.089% 显著增加至 1.99%，同时 *Nitrobacter* 的相对丰度由 0.15% 增至 1.02%。间歇曝气工况后，污泥中排名前 5 的微生物菌门为变形菌门 (40.1%)、绿屈绕菌门 (14.6%)、拟杆菌门 (14.1%)、浮霉状菌门 (12.2%) 和 厚壁菌门 (6.9%)。除变形菌门保持丰度最高位置，第 2~5 名顺序均发生变化。*Nitrosomonas* 相对丰度降至 1.02%，*Nitrobacter* 则增至 2.42%，同时 AOB/NOB 相对丰度比降至 0.42。切换至低氧持续曝气工况并运行 30 d 后，排名前 5 的微生物菌门变为拟杆菌门 (66.8%)、变形菌门 (21.6%)、绿屈绕菌门 (3.8%)、厚壁菌门 (3.1%) 和 芽单胞菌门 (2.5%)。微生物群落结构变化较大，拟杆菌门替代变形菌门成为相对丰度最高的微生物菌门。变形菌门的相对丰度降低了约 50%，这归属于该菌门的 *Nitrosomonas* 和 *Nitrobacter* 相对丰度分别降至 0.38% 和 0.07%，*Nitrobacter* 得到了有效抑制并正在逐渐洗脱出系统。虽然在低氧条件下 AOB 的相对丰度也有所下降，但 AOB/NOB 丰度比显著增至 4.75。同时，值得注意的是，反应器中出现了对氧亲和能力更高的 *Nitrospira*，但相对丰度仅为 0.01%。

Nitrospira 的生存方式为 *K*-选择型，即比生长速率低而底物亲和能力强，而 *Nitrobacter* 与之相反，属于 *r*-选择型^[28]。在城市污水处理厂生化池内，氨氮质量浓度低且碱度充足，不容易发生 NO_2^- -N 的积累， NO_2^- -N 质量浓度较低，主导型 NOB 为 *Nitrospira*。重力式污水源分离收集系统中的黑水中 NH_4^+ -N 质量浓度在 $100\sim 300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，显著高于市政污水的 $25\sim 75\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[29]。在本研究中，高氧持续曝气、间歇曝气和低氧持续曝气 3 个工况稳定运行时的 NO_2^- -N 出水质量浓度分别为 (79.8 ± 32.9) 、 (59.5 ± 21.4) 和 $(81.6\pm 19.9)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，远高于市政污水生化池中的 NO_2^- -N 质量浓度。因此，不同于接种污泥，3 种工况中主导 NOB 均为 *Nitrobacter*。

基于高通量测序结果，对不同工况污泥样品绘制的物种 Venn 图如图 5 所示。高氧持续曝气和间歇曝气污泥样品的操作分类单元 (operational taxonomic units, OTU) 数量基本一致，而低氧持续曝气污泥样品的 OTU 数量低于前两者。高氧持续曝气、间歇曝气和低氧持续曝气工况中污泥所特有

表 3 接种污泥和不同工况污泥中 AOB 和 NOB 的相对丰度

Table 3 Relative abundances of AOB and NOB in inoculum sludge and sludge at different phases

污泥样品来源	AOB/%		NOB/%		AOB/NOB 相对丰度比
	<i>Nitrosomonas</i>	<i>Nitrospira</i>	<i>Nitrobacter</i>		
接种污泥 ^[27]	0.089	0.39	0.15		0.16
工况 I	1.99	—	1.02		1.95
工况 II	1.02	—	2.42		0.42
工况 III	0.38	0.01	0.07		4.75

注：“—”表示无法检出或相对丰度低于 0.01%。

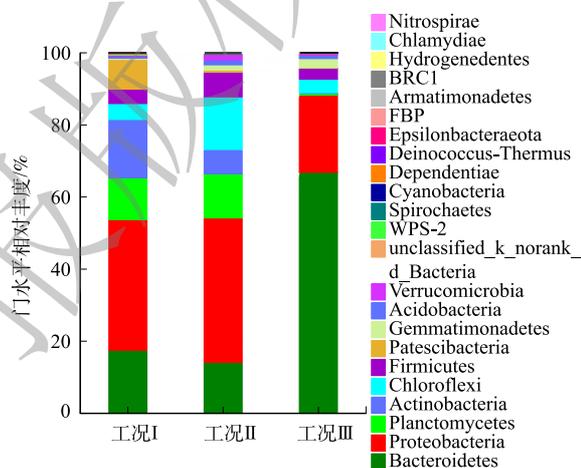


图 4 各工况污泥中微生物群落在门水平的相对丰度

Fig. 4 Relative abundance of microbial community at Phylum level in sludge at different operation stages

的 OTU 数量占比分别为 15.0%、10.6% 和 7.1%，呈现逐渐下降的趋势，这表明不同曝气策略对微生物菌落结构的改变有一定的影响。为了进一步比较不同工况污泥中物种组成差异，使用热图进行物种组成分析。使用平均丰度前 50 位属的丰度数据绘制聚类热图。由图 6 可见，红色区域代表该样品中相对丰度较高的物种，3 个样品中红色区域分布差异明显。这表明在不同的曝气策略下，富集到的微生物菌落在种类和相对丰度上存在一定的差异。

2.4 实现长期稳定短程硝化的曝气策略分析
高氨氮质量浓度 (500~1 500 mg·L⁻¹) 废水实

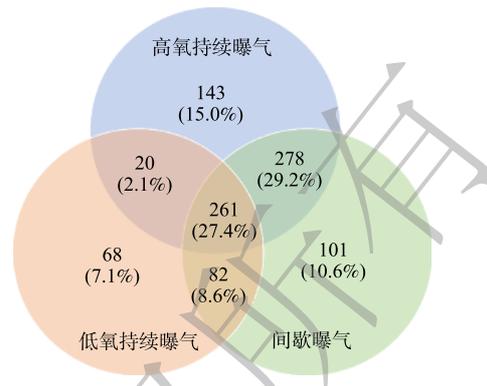


图 5 不同阶段污泥样品 OTU 相似性的韦恩图

Fig. 5 Venn diagram of the OTU similarity for sludge samples at different operation stages

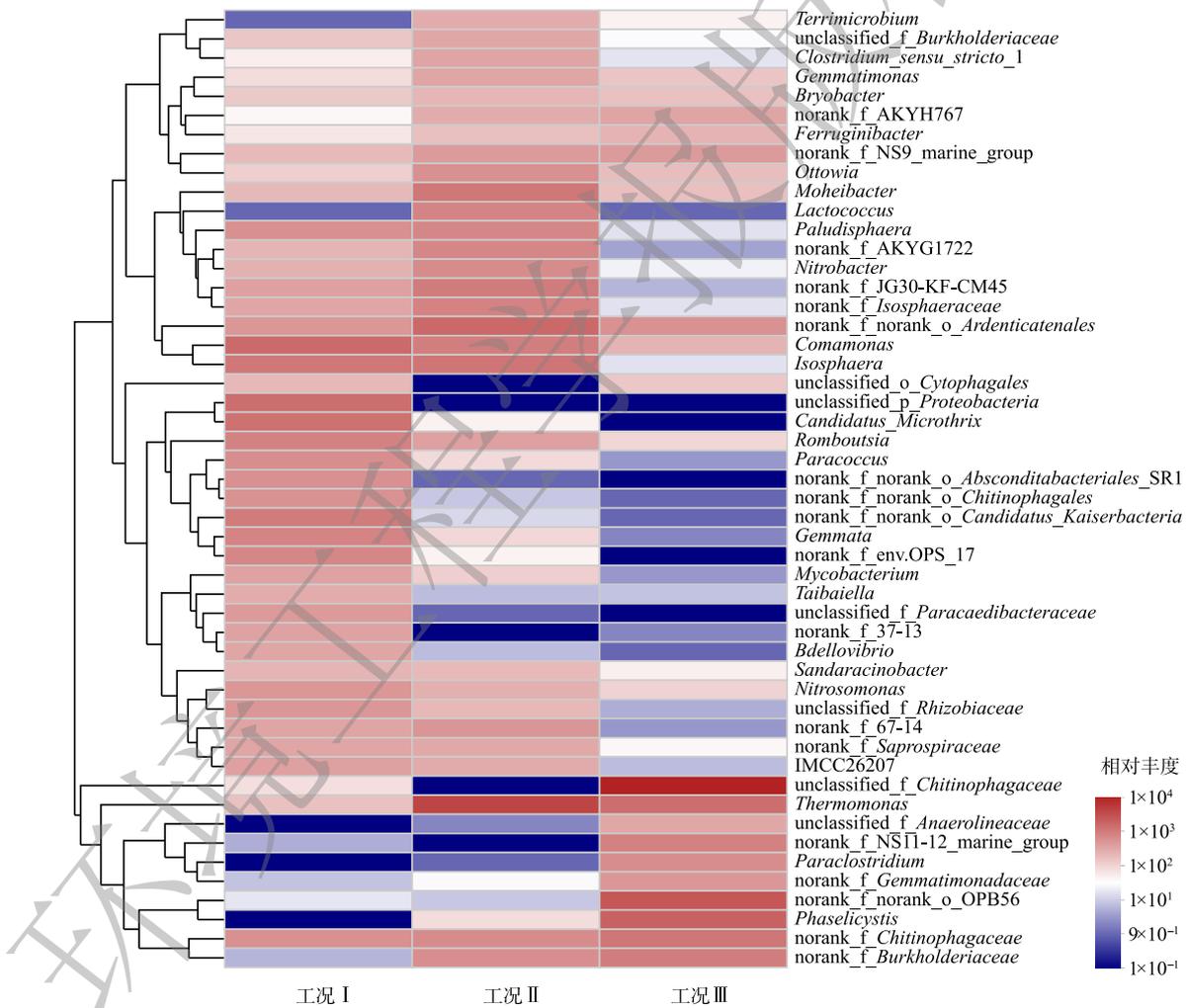


图 6 不同工况污泥中物种在属水平的聚类分析

Fig. 6 Genus-level clustering of sludge obtained from different stages

现短程硝化较为容易，通常采用低氧曝气策略^[30]。对于碳源捕获后黑水的短程硝化，低氧持续曝气的优势在于短程硝化效果更好，而高氧持续曝气的优势在于 HRT 更短；间歇曝气控制策略虽然

能在一定程度上抑制 NOB 的活性，但并未表现出明显优势。工况 III 的结果表明，碳捕获预处理黑水若长时间采用低氧持续曝气，可能导致 *Nitrospira* 丰度增加，进而影响短程硝化效果。因此，可考虑运行一段时间低氧持续曝气后切换为高氧持续曝气，抑制和洗脱 *Nitrospira*，然后再切换回低氧持续曝气。

如图 7 所示，在高氧持续曝气工况下，AOB 和 *Nitrobacter* 属 NOB 相对丰度增加。采用较短的污泥龄 (本研究中采用 10 d) 有利于将 *Nitrospira* 属 NOB 从系统中洗脱，然而 *Nitrobacter* 相对丰度的增加会逐渐影响短程硝化效果。当反应器的 NAR 下降至 85% 左右时，将曝气模式切换至低氧持续曝气。低氧持续曝气工况下，由于 DO 的限制作用，AOB 的相对丰度有所下降，同时 *Nitrobacter* 的比增长速率 μ 变小，即使采用较长的污泥龄 (本研究中的 40 d) 也能将其从反应器中逐渐洗脱；而 *Nitrospira* 属对氧亲和能力更高，其相对丰度可能会逐渐增加并影响系统的短程硝化效果。当反应器的 NAR 下降至 85% 左右时，将曝气方式切换为高氧持续曝气，对 *Nitrospira* 进行抑制和洗脱的同时提高 AOB 的相对丰度。如此交替运行 2 种曝气策略，分别实现对 *Nitrospira* 和 *Nitrobacter* 的抑制和洗脱，有助于形成长期稳定的短程硝化效果。

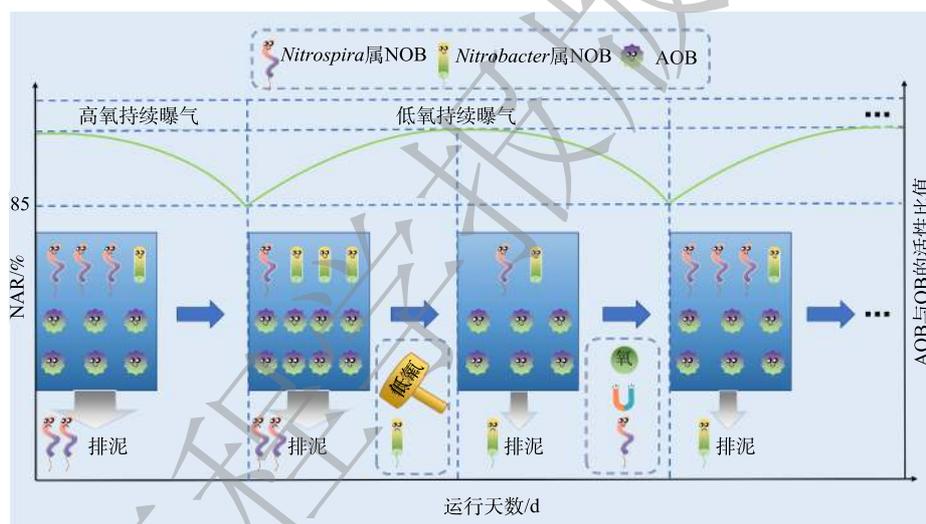


图 7 高氧持续曝气-低氧持续曝气交替组合运行抑制和洗脱 NOB 示意图

Fig. 7 Schematic diagram of inhibition and elution of NOB by alternating combination of high oxygen continuous aeration and low oxygen continuous aeration

3 结论

1) 3 种曝气控制策略均能实现碳捕获预处理黑水的部分亚硝化。相对于高氧持续曝气和间歇曝气工况，低氧持续曝气工况的 NAR 更高，出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 更接近厌氧氨氧化进水的水质要求。

2) 3 种曝气控制策略中 AOB 优势菌属均为 *Nitrosomonas*，NOB 优势菌属均为 *Nitrobacter*。高氧持续曝气工况能逐步洗脱 *Nitrospira*，同时提高 AOB 和 *Nitrobacter* 的相对丰度；低氧持续曝气工况能显著降低 *Nitrobacter* 的相对丰度，但低 DO 条件下 AOB 相对丰度降低并出现了氧亲和能力更高的 *Nitrospira*。

3) 经碳源回收后的黑水，建议使用高氧持续曝气与低氧持续曝气交替组合运行的控制策略，分别实现对 *Nitrospira* 和 *Nitrobacter* 的抑制和洗脱，从而有利于实现较好稳定的短程硝化效果。

参考文献

- [1] 左斯琪, 李子富. 黑水无害化及资源化处理技术进展[J]. 环境卫生工程, 2020, 28(4): 37-44.
- [2] 张静, 唐贤春, 陈洪斌. 倒置AAO-MBR处理黑水[J]. 环境工程学报, 2016, 10(7): 3657-3663.
- [3] 贺艺, 刘华林, 江海鑫, 等. 基于污水源分离的分散式处理系统应用探讨[J]. 水处理技术, 2019, 45(2): 1-6.
- [4] 汪浩, 王俊能, 陈尧, 等. 我国农村化粪池污染物去除效果及影响因素分析[J]. 环境工程学报, 2021, 15(2): 727-736.
- [5] 郝晓地, 李季, 李爽, 等. 从污水中技术回收氮不具经济性[J]. 中国给水排水, 2017, 33(20): 28-33.
- [6] JIANG H, TANG X, WEN Y, et al. Carbon capture for blackwater: chemical enhanced high-rate activated sludge process[J]. *Water Science and Technology*, 2019, 80(8): 1494-1504.
- [7] 罗胜南, 尚润东, 靳永胜. 我国微生物法去除氨氮研究进展[J]. 生物技术进展, 2017, 7(2): 155-160.
- [8] XU H, LI J, LUO F, et al. Effect of different C/N ratios on partial nitrification of low ammonia nitrogen wastewater[J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(11): 24-27,35.
- [9] JIANG H, YANG P, WANG Z, et al. Novel insights into overcoming nitrite oxidation bacteria acclimatization problem in treatment of high-ammonia wastewater through partial nitrification[J]. *Bioresource Technology*, 2021: 336.
- [10] GAO C, ZHAO N, AN R, et al. Effect of FNA on microorganism community structures of partial nitrification sludge[J]. *China Environmental Science*, 2019, 39(5): 1977-1984.
- [11] DING F, LIANG D, WU Y, et al. Effect of C/N on partial nitrification in an MBBR at low temperature[J]. *Environmental Science-Water Research & Technology*, 2020, 6(12): 3391-3399.
- [12] WANG Q, ZHANG S, ZHANG W, et al. Effect of temperature on partial nitrification in biofilm reactor under high dissolved oxygen[J]. *Technology of Water Treatment*, 2020, 46(12): 104-108.
- [13] YUAN H, ZHAO X, WANG H, et al. Effect of change in ammonia nitrogen loading rate on partial nitrification and rapid construction of partial nitrification[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(8): 2748-2758.
- [14] YANG Q, YANG Y, YANG Z, et al. Effect of dissolved oxygen on the stability and functional microbial communities of the partial nitrification[J]. *China Environmental Science*, 2018, 38(9): 3328-3334.
- [15] WANG F, XU S, LIU L, et al. One-stage partial nitrification and anammox process in a sequencing batch biofilm reactor: Start-up, nitrogen removal performance and bacterial community dynamics in response to temperature[J]. *Science of the Total Environment*, 2021: 772.
- [16] ZHANG J, LAO H-M, LI D, et al. Effect of different ratios of anaerobic time and aeration time on the operation of a continuous-flow reactor with partial nitrification granules[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(11): 5097-5105.
- [17] 徐贵达, 李冬, 刘志诚, 等. 高频间歇梯度曝气启动短程硝化反硝化除磷颗粒污泥[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(11): 5125-5132.
- [18] XU X, WANG G, ZHOU L, et al. Start-up of a full-scale SNAD-MBBR process for treating sludge digester liquor[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 343: 477-483.
- [19] WEN J, CHENG H, LI Z, et al. Study on quick start-up regulation of partial nitrification[J]. *Technology of Water Treatment*, 2019, 45(8): 125-129,132.
- [20] YAO L, LIANG Y, CHEN M, et al. Effects of aeration rates on the performance and microbial characteristics of partial nitrification under high dissolved oxygen condition[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, 41(8): 3258-3267.
- [21] JIANG H, WEN Y, WANG Q, et al. Partial nitritation with aerobic duration control of carbon-captured blackwater: Process operation and model-based evaluation[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020: 401.
- [22] 张肖静, 李冬, 周利军, 等. 碱度对常低温处理生活污水亚硝化的影响[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2013, 45(4): 38-43.
- [23] 郑春华, 耿安锋, 李金国. 碱度对生物脱氮工艺的影响及其调控[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(10): 34-36.
- [24] BOURNAZOU M N C, HOOSHIAR K, ARELLANO-GARCIA H, et al. Model based optimization of the intermittent aeration profile for SBRs under partial nitrification[J]. *Water Research*, 2013, 47(10): 3399-3410.
- [25] KORNAROS M, DOKIANAKIS S N, LYBERATOS G. Partial nitrification/denitrification can be attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(19): 7245-7253.
- [26] WHANG L-M, CHIEN I C, YUAN S-L, et al. Nitrifying community structures and nitrification performance of full-scale municipal and swine wastewater treatment plants[J]. *Chemosphere*, 2009, 75(2): 234-242.
- [27] LIU W, YANG D. Evaluating the feasibility of ratio control strategy for achieving partial nitritation in a continuous floccular sludge reactor: Experimental demonstration[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 224: 94-100.
- [28] CAO Y, KWOK B H, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. The

- influence of dissolved oxygen on partial nitrification/anammox performance and microbial community of the 200,000 m³/d activated sludge process at the Changi water reclamation plant (2011 to 2016)[J]. *Water Science and Technology*, 2018, 78(3): 634-643.
- [29] 唐贤春, 贺艺, 宋鹏, 等. 半集中式分质供排水和资源化系统的集成应用[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(7): 1612-1622.
- [30] PEDROUSO A, DEL RIO A V, MORALES N, et al. Nitrite oxidizing bacteria suppression based on in-situ free nitrous acid production at mainstream conditions[J]. *Separation and Purification Technology*, 2017, 186: 55-62.
- [责任编辑: 曲娜]

Partial nitrification based on aeration control strategies for carbon-captured blackwater pretreatment

QIAN Ruibo¹, JIANG Haixin¹, LIU Shiting², WEN Yexuan¹, HUANG Weiping¹, TANG Xianchun¹, CHEN Hongbin^{1,*}

1. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Sichuan Environmental Protection Industry Group Co. Ltd, Chengdu 610046, China

*Corresponding author, E-mail: bhctxc@tongji.edu.cn

Abstract Nitritation is the precondition and difficulty of biological nitrogen removal process via nitrite pathway, meanwhile, its occurrence through aeration control has the advantages of flexible operation, lower cost and so on. Therefore, a sequencing batch activated sludge reactor (SBR) was used in this study, the partial nitritation effects and bacterial communities of three aeration control strategies for carbon-captured blackwater pretreatment were compared and analyzed, including high oxygen continuous aeration, intermittent aeration and low oxygen continuous aeration. The results show that, compared with high oxygen continuous aeration and intermittent aeration, the nitrite accumulation rate (NAR) for the working condition of low oxygen continuous aeration was higher, and the NO₂⁻-N/NH₄⁺-N ratio of effluent could better meet the influent quality of anammox. High oxygen continuous aeration could gradually elute *Nitrospira* and increase the relative abundance of AOB and *Nitrobacter*. Under low oxygen continuous aeration condition, the relative abundance of *Nitrobacter* decreased significantly, but under low DO condition, the abundance of AOB decreased and *Nitrospira* appeared. The results show that for the carbon-captured blackwater, the control strategy of alternating combination of high oxygen continuous aeration and low oxygen continuous aeration is helpful to achieve better nitritation and operation stability.

Keywords short-cut nitrification; partial nitritation; sequencing batch reactor; low C/N ratio; carbon-captured blackwater pretreatment; toilet revolution; fecal sewage; aeration control strategy