



A/O 双污泥工艺脱氮性能

韦皓天^{1,2}, 岳学海², 谭浩², 刘鸿^{2,3}, 殷逢俊^{2,3}✉

1. 重庆交通大学河海学院, 重庆 400074; 2. 中国科学院重庆绿色智能技术研究院, 重庆 400714; 3. 中国科学院重庆学院, 重庆 400020

摘要 针对传统 A/O(anaerobic/oxic) 工艺中反硝化细菌对有机物的利用效率低、 A_2N (anaerobic/anoxic-nitrification) 工艺工序繁琐和出水氨氮浓度较高的问题, 提出了一种泥水分离反应器, 将双污泥体系与 A/O 工艺结合构建 A/O 双污泥工艺。对工艺运行过程的脱氮性能、微生物群落变化及氮素转化规律进行了研究, 根据研究结果评估泥水分离反应器和 A/O 双污泥工艺在实际应用中的开发潜力, 并总结工艺和反应器需要优化的问题, 提出解决问题的思路。结果表明: 在进水氮负荷为 $0.11 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 条件下, 工艺的氮去除负荷可以达到 $0.089 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率超过 95%、COD 去除率超过 90%、TN 去除率达到 80% 以上, 该工艺能够实现长期稳定运行。反硝化过程反应速率是提升 A/O 双污泥工艺脱氮效率的限速步骤, 强化有机物在缺氧池中的接触停留是有机物利用率提高的关键。因此, 需要对现有碳源的投加方式、污水的进水方式或工艺的反应器数量进行优化, 进一步提高工艺对碳源的利用效率。微生物群落结构表明陶厄氏菌 (*Thauera*)、硝化螺杆菌 (*Nitrospira*)、*Caldilineaceae* 等硝化反硝化功能菌属与主导异养硝化-好氧反硝化过程的副球菌 (*Paracoccus*) 共同协作是维持高 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率和 TN 去除率的原因之一。综上所述, A/O 双污泥工艺具有良好的脱氮性能, 具备实际应用价值, 同时该研究结果可为工艺及反应器存在的缺陷进行后续优化研究提供参考。

关键词 A/O 双污泥工艺; 泥水分离; 脱氮性能; 内循环

传统污水处理工艺如 A/O、CASS、氧化沟等采用单一污泥悬浮生长体系因其具有工艺简单、氮磷去除效果较好得到广泛应用, 但采用单污泥体系的污水处理工艺在培养硝化菌、反硝化菌进行脱氮除磷过程中存在有机负荷、泥龄以及碳源需求上的竞争与矛盾, 很难获得良好的污染物去除效果^[1-2]。因此, 在 20 世纪 80 年代 JONES 等^[3-4] 提出了构建双污泥体系工艺即 A_2N (厌氧/缺氧-硝化) 工艺的思路, 通过将硝化菌和反硝化菌分别独立培养, 从而提高生物脱氮工艺对污水中碳源的利用效率, 解决了硝化菌和反硝化菌泥龄矛盾等问题。

与单污泥体系的传统生物脱氮工艺相比, 双污泥体系生物脱氮工艺具有污泥产量低、不同功能菌分开培养、有效利用碳源等优点^[5], 但是也存在固有缺陷。目前双污泥体系生物脱氮工艺包含间歇式和连续式两种模式, 间歇式 A_2N 工艺采用 2 座 SBR(sequencing batch reactor) 分别培养硝化菌和反硝化菌, 工序较长, 且有效污水处理时长受到污泥沉降性等因素影响, 如果采用膜生物反应器, 膜污染问题也会增加运行成本。而连续式 A_2N 工艺由于处理设施较多, 工艺流程与一般单污泥体系生物脱氮工艺更长, 实际应用中建设成本和运行成本有所增加, 同时间歇式和连续式 A_2N 工艺均存在出水氨氮浓度较高的问题^[6]。

本研究利用自主设计的实验室规模泥水分离反应器替代 SBR, 在反应器内截留污泥, 富集培养功能微生物, 将双污泥体系与 A/O 工艺相结合, 构建缺氧和好氧污泥完全独立的双污泥生物脱氮工艺, 根据运行模式特点称为 A/O 双污泥工艺。通过连续稳定运行实验, 验证 A/O 双污泥工艺的脱氮性能, 根据批次实验研究了工艺运行过程的氮素转化规律, 并通过 16S rRNA 测序手段揭示了工艺运行过程中微生物群落结构对脱氮性能的影响方式。最后基于以上实验结果评估 A/O 双污泥工艺进一步开发研究的潜力, 总结工艺需要优化的问题点, 为工艺实际应用研究提供数据支撑。

收稿日期: 2023-12-06; 录用日期: 2024-02-26

基金项目: 国家自然科学基金面上项目 (52170059)

第一作者: 韦皓天 (1999—), 男, 硕士研究生, 601646231@qq.com; ✉通信作者: 殷逢俊 (1987—), 男, 博士, 副研究员, yinfengjun@cigit.ac.cn

1 材料与方法

1.1 实验用水与接种污泥

缺氧池和好氧池接种污泥分别取自运行一段时间的好氧 SBR 和缺氧 SBR。在第 1 阶段 (1~7 d) 开始前分别倒入缺氧池和好氧池启动 A/O 双污泥工艺, 工艺启动后污泥浓度 (MLSS) 大约为 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

工艺启动及运行阶段均采用模拟废水, 其主要组分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $400\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其他组分有 $0.8\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{K}_2\text{CO}_3$ 、 $1.5\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{Na}_2\text{HPO}_4$ 、 $1\ \text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 营养液 ($2.5\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.44\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{CaCl}_2$ 、 $0.19\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{MgCl}_2$ 、 $0.06\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{ZnCl}_2$ 、 $0.045\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{MnSO}_4\cdot\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.06\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{H}_3\text{BO}_3$ 、 $0.11\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{CoSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.06\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.04\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.034\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 钼酸铵^[7], 模拟废水碳源采用乙酸钠和蔗糖按 1:1 配制。

1.2 实验装置

反应器总有效体积为 $13.2\ \text{L}$, 缺氧池和好氧池有效体积均为 $6.6\ \text{L}$, 采用课题组设计的泥水分离反应器, 反应器结构如图 1(a) 所示。该反应器通过搅拌桨旋转提供的升力将沉降性能良好的活性污泥截留在图 1(a) 黄色区域和反应器底部, 废水在反应器下部完成泥水分离过程, 最后从外圈出水堰进入下一构筑物。

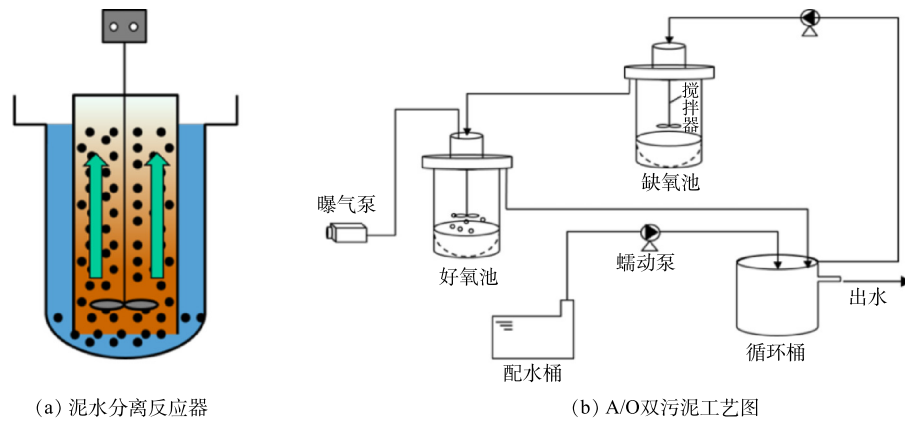


图 1 泥水分离反应器及 A/O 双污泥工艺流程图

Fig. 1 Schematic of sludge-water separation reactor and A/O process with two-sludge system

A/O 双污泥工艺流程如图 1(b) 所示。实验装置由有机玻璃制成, 每个运行周期通过蠕动泵 (Longer, BT101L, UK) 从配水桶抽水进入循环桶, 然后泵入缺氧池, 再利用高度差重力流作用从缺氧池出水堰流入好氧池, 最后在高度差重力流作用下返回循环桶, 完成一次废水在工艺的内循环过程。循环桶内每个周期均预留 $4\ \text{L}$ 水, 工艺启动及运行过程中进水体积与排水体积均为 $2\ \text{L}$ 。工艺运行采用时间继电器控制, 每个周期总时长为 $8\sim 12\ \text{h}$, 模拟废水进水时长固定为 $50\ \text{min}$, 排水时长固定为 $10\ \text{min}$, 在整个运行周期内一直保持废水在工艺不同构筑物之间连续循环流动的过程。

1.3 实验条件及运行工况

第 I 阶段 (1~7 d), 从 SBR 转移活性污泥至对应的泥水分离反应器, 然后启动工艺。第 II 阶段增大废水内循环速度, 提高工艺整体的脱氮效率。第 III 阶段缩短水力停留时间, 增加日进水负荷, 避免低负荷运行影响工艺功能菌活性, 加快污泥老化。在第 III 阶段结束后, 设置进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $200\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其他条件不变, 选择乙酸钠作为碳源, 在 4 种 C/N 比 (5、7、9、11) 条件进行批次实验, 研究工艺运行过程的氮素转化规律。本研究 A/O 双污泥工艺启动及运行阶段运行参数详见表 1。

表 1 不同阶段工艺运行条件

Table 1 Conditions of process operation at different stages

阶段	时间/d	运行周期/h	DO/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	内循环速度/($\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$)	C/N	氨氮负荷/($\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$)
I	1~7	12	2~4	31	4	0.073
II	8~44	12	2~4	78	4	0.073
III	45~80	8	2~4	78	5	0.11

1.4 分析方法

水质指标 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、COD 指标均采用国家规定的标准方法监测。包括纳氏试剂分光光度法 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、(1-萘基)-乙二胺分光光度法、($\text{NO}_2^-\text{-N}$) 和氨基磺酸紫外分光光度法 ($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、重铬酸钾法 (COD)。

1.5 16S rRNA 基因测序与微生物菌群分析

利用 16S rRNA 技术分析活性污泥微生物群落结构组成, 包括微生物丰度占比及微生物多样性变化 (上海美吉生物医药科技有限公司)。使用上游引物 338F (5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3') 和下游引物 806R (5'-GGACTACH VGGGTWCTAAT-3') 扩增细菌 16S rRNA 基因的 V3~V4 区域。扩增程序如下: 95 °C 预变性 3 min, 25 个循环 (95 °C 变性 30 s, 55 °C 退火 30 s, 72 °C 延伸 45 s), 然后 72 °C 稳定延伸 10 min, 最后在 10 °C 进行保存 (PCR 仪: ABI GeneAmp® 9700 型)。

聚合酶链式反应 (PCR) 扩增产物利用 Illumina MiSeq 测序仪 (中国上海美吉生物医药科技有限公司所有) 进行测序, 将高通量测序结果得到的有效序列进行聚类分析, 利用 Uparse 平台 (版本 7.1) 按照 97% 相似性对非重复序列进行 OUT (operational taxonomic units) 聚类, 然后利用 Silva 数据库对不同的 OTU 代表性序列进行标注和评价。

2 结果与讨论

2.1 反应器运行效果分析

图 2 反映了工艺运行过程中泥水分离反应器的运行效果。在理想状态下, 污水从进水管流入内筒与污泥混合, 在泥水混合液向外筒扩散过程中, 搅拌桨旋转提供向上升力将大部分污泥截留在内筒, 最后在到达外筒底部时, 剩余污泥在自身重量作用下被截留在底部半球形区域运动, 仅有极少量衰亡或活性变差的污泥与水一起流入出水堰到达下一反应器。由图 2(b) 中所示的反应器实际运行效果来看, 大部分污泥能够被截留在内筒进行培养, 经过取样检测, 缺氧池出水 SS 保持在 $44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 好氧池出水 SS 保持在 $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 大幅减少了混合回流液中污泥的含量。以上结果证明实际运行效果基本符合理想状态下设计该反应器的运行目标, 但出水 SS 与一级出水 A 标准仍有一定差距, 后续反应器需要进一步优化, 降低出水 SS。

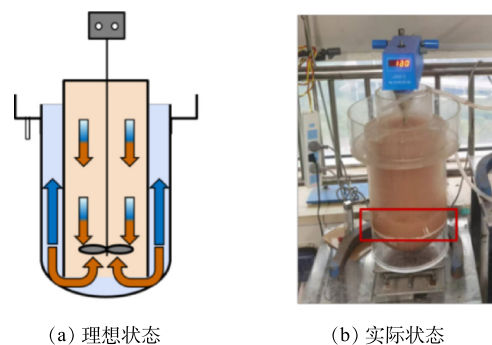


图 2 反应器运行效果

Fig. 2 The operating effect of reactor

2.2 A/O 双污泥工艺的脱氮性能

图 3 反映了 A/O 双污泥工艺在不同运行阶段各项水质指标变化过程, 不同阶段运行参数如表 1 所示。阶段 I (0~7 d) 是在进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、C/N 为 4 条件下启动工艺, 在工艺启动前分别对好氧池和缺氧池污泥进行一段时间的驯化恢复操作, 因此, 阶段 I (0~7 d) 工艺的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 出水浓度和出水 COD 快速下降, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 COD 去除率达到 80% 以上, TN 去除率达到 60%, 这说明工艺已具有一定污染物去除能力。阶段 II (8~44 d) 将内循环速度提高至 $78 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, TN 出水浓度由超过 $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 COD 值从 $68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 由于进水采用模拟废水, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 出水浓度整体较低, 因此, TN 出水浓度主要与缺氧池的反硝化脱氮效率有关, 与传统 A/O 工艺相比, 本研究采用泥水分离反应器可以减少好氧池出水混合液回流时含有的污泥量, 从而降低回流液携带的溶解氧, 因此, 单座反应器的水力停留时间可以从 3.55 h 缩短至 1.41 h, 回流比提高至 4 以上, 让缺氧池单位时间内流入的 TN 浓度、COD 值更高, 从而提升缺氧池反硝化细菌的有机物利用效率。阶段 III (45~80 d) 将 C/N 从 4 提高至 5, 运行周期从 12 h 缩短至 8 h, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和 COD 值与阶段 II 基本一致, 有机负荷和氨氮负荷提高并未对反应器内功能菌活性造成冲击。这表明泥水分离反应器可以通过截留污泥保持污泥浓度, 为功能菌生长提供稳定的环境, 保证工艺对负荷提高产生的冲击具有良好的耐受性。同时工艺的运行模式对高氨氮进水能够产生一定稀释作用, 能够降低高氨氮废水中游离氨的浓度, 减轻游离氨对好氧池硝化细菌脱氮效率的抑制作

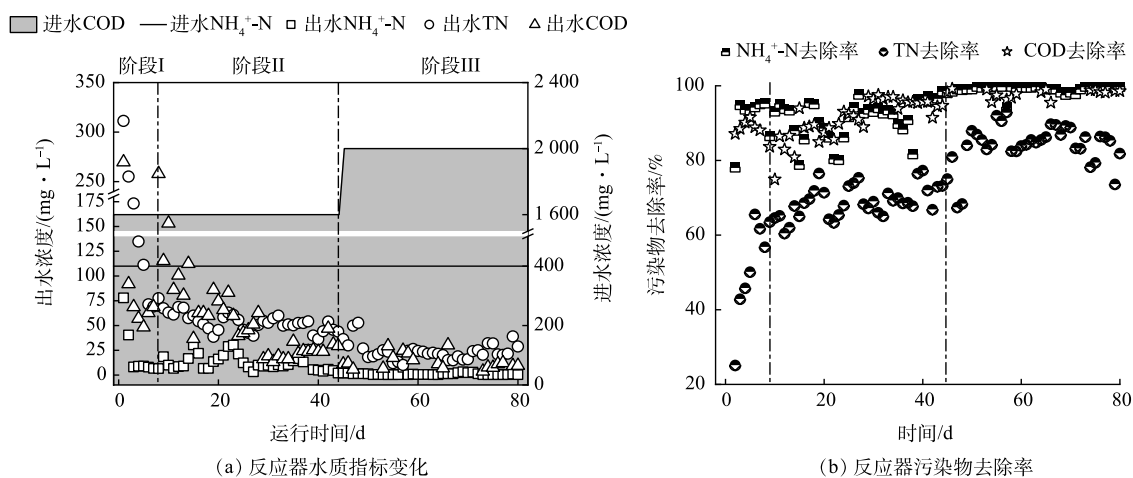


图3 A/O双污泥工艺不同阶段脱氮效能

Fig. 3 Nitrogen removal performance of A/O process with two-sludge system at different stages

用, 让 A/O 双污泥工艺在 80 d 运行过程中始终保持较高的氨氮去除效率。这表明 A/O 双污泥工艺运行模式在高氨氮废水处理方面具有一定应用潜力。

经过 80 d 的稳定运行, A/O 双污泥工艺在进水氨氮负荷为 $0.11 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 、C/N 比为 5、内循环速度为 $78 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 条件下, COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率均达到 90% 以上, TN 去除率超过 80%, 因此, 上述运行参数可以认为是保持工艺高去除效率的适宜条件。

A/O 双污泥工艺脱氮性能对比如表 2 所示。与表中文献报道的 A^2/O (anaerobic/anoxic/oxic)、A/O 等工艺相比, A/O 双污泥工艺的氨氮负荷和氮去除负荷更高, 无需二沉池, 没有污泥回流路径, 同时采用泥水分离反应器构建独立培养功能菌的双污泥体系, 极大减少了污水循环流动过程中混合的污泥量, 降低了污水快速流动过程中污泥携带溶解氧对缺氧区环境的影响。与采用 SBR 的双污泥体系工艺 (A_2NSBR 工艺) 相比, A/O 双污泥工艺采用泥水分离反应器精简了 SBR 的控制流程, 提高了工艺处理污水的有效时间, 在 C/N 更低的条件下达到更高的处理负荷。在高浓度氨氮废水处理应用方面, 总计 80 d 的水质指标表明工艺具有一定应用价值, 但与已有研究相比, 还应进一步研究反应器结构优化及调控运行参数, 在工艺最优运行参数下, 通过提升进水负荷来判断工艺能够达到的处理负荷上限从而准确评估在高浓度氨氮废水处理实际应用的潜力。综上所述, 表 2 脱氮性能数据对比说明采用泥水分离反应器搭建的 A/O 双污泥工艺在生活污水处理方面

表 2 泥水分离反应器脱氮性能对比

Table 2 Comparing the nitrogen removal performance of sludge-water separating reactors

工艺	进水水质	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进水/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TN进水/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	C/N	氮容积负荷/ ($\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$)	氮去除负荷/ ($\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$)	来源
A/O双污泥	合成废水	400	400	5	0.11	0.089	本研究
A/O	合成废水	60	83	9	0.083	0.071	[8]
A_2NSBR	生活污水	35.31	37.28	6~7	0.074	0.061	[9]
MBBR	合成废水	50	100	10	0.2	0.16	[10]
MBR	生活污水	85~115	—	6~10	0.11~0.15	0.0847~0.12 (仅氨氮)	[11]
A^2/O	合成废水	31	31	>10	0.124	0.074	[12]
A/O	合成废水	45	45	6~7	0.12	0.1056	[13]
UMSR	猪场废水	393	394	0.93	0.179	0.164	[14]
A^2/O	猪场废水	(575±116)	(688±143)	(2.83±0.67)	(0.057±0.012)	(0.037±0.003)	[15]

具有进一步开发的价值和潜力。

2.3 A/O 双污泥工艺氮素转化规律分析

图4为以乙酸钠为碳源时, A/O 双污泥工艺在不同 C/N 条件下脱氮过程的指标变化。图4(a)~(f)反映了不同反应器 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度变化, 在4种 C/N 条件下, 循环桶出水区、缺氧池 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化无显著差异, 好氧池在 C/N 为 9、11 时出现 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 短暂积累。这说明 C/N 较高时对好氧池脱氮功能菌产生抑制作用, 因为乙酸钠结构简单, 通过三羧酸循环即可参与细胞代谢^[6], 碳源过量时无法在缺氧池被完全分解利用流入了好氧池, 造成异养菌能够利用碳源迅速增殖与脱氮功能菌竞争溶解氧^[7], 导致水中溶解氧浓度不足, 在好氧池出现 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度短暂积累的现象。

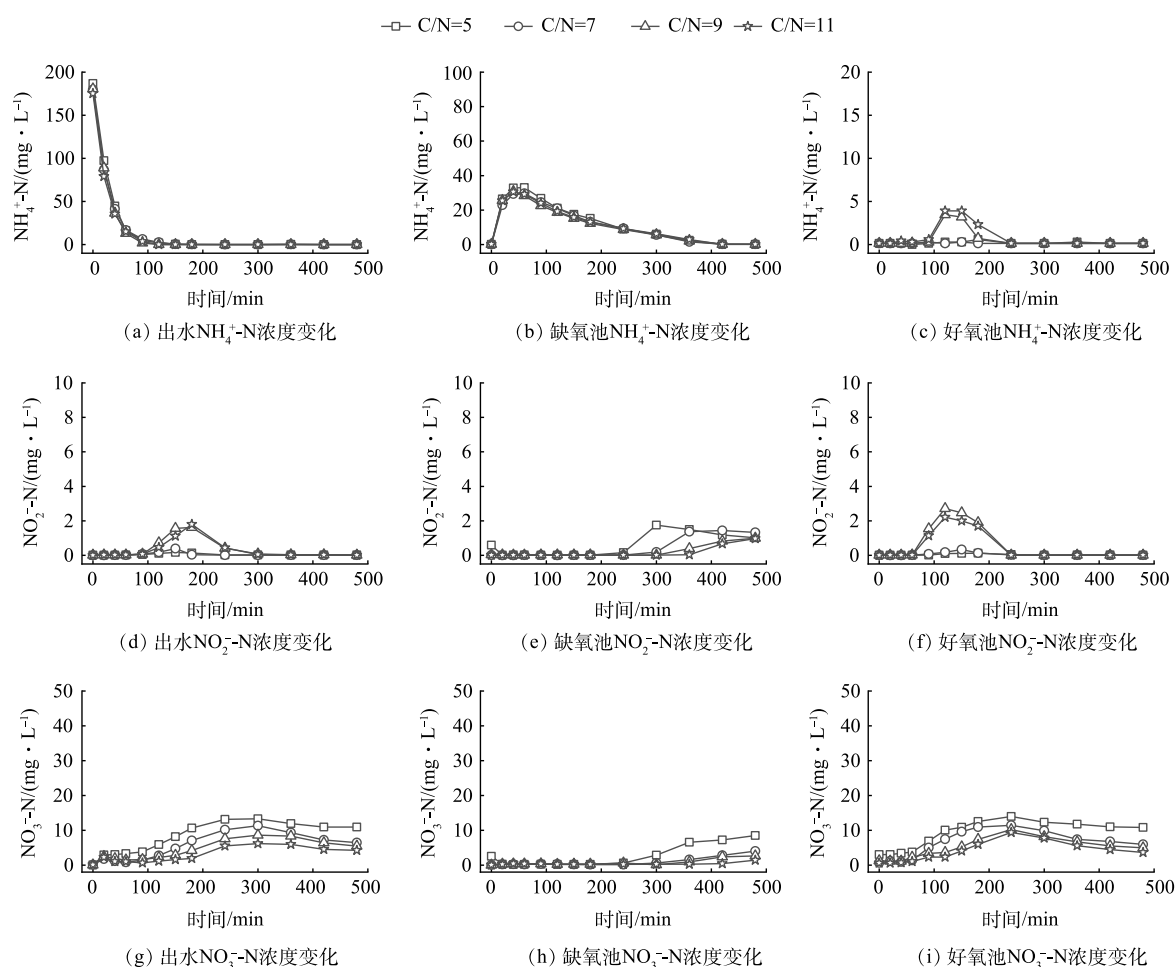


图4 乙酸钠为碳源条件下不同构筑物污染物浓度变化

Fig. 4 Variations of contaminant concentration in different reactors with sodium acetate as carbon source

图4(g)~(i)反映了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随时间在不同反应器的变化过程。从最终产物浓度在不同反应器的分布情况来看, 反硝化过程是限制工艺体系脱氮效率提高的关键因素。随着 C/N 升高, 出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度下降幅度逐渐减小, 说明过多有机物加入超出了反硝化菌的代谢能力, 过量碳源被其他代谢途径消耗, 无法参与反硝化过程; 而在 C/N 较低条件下, 有机物在 C/N 比为 5、7、9 时, 仅需 4 h 即在缺氧池降至较低水平, 无法平均分配到整个工艺运行过程, 导致运行周期后半段有机物不足, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度升高。因此, 优化碳源投加方式是提高缺氧池反硝化菌对有机物利用效率的有效途径之一。A/O 双污泥工艺在运行过程中采用乙酸钠加蔗糖的复合碳源组合, 利用高分子有机物分解代谢时间较长的特点, 让每个周期运行后半段仍有一定比例的碳源能被反硝化细菌利用。但在实际应用时面对水质有机物组成复杂, C/N 低的条件, 还应考虑其他优

化方式,例如,延长碳源投加时间,避免一次性投加过量,保证碳源投加过程中主要在缺氧池被反硝化功能菌快速利用去除 NO_3^- -N,避免单位时间投加碳源量超出功能菌承受能力,导致碳源被其他代谢途径消耗。

2.4 微生物群落结构变化分析

图 5 为工艺缺氧池和好氧池取样得到不同阶段的微生物群落指标。由图 5(a) 表示的门水平微生物群落结构可知,变形菌门 (*Proteobacteria*) 在所有样品中均保持优势,是传统污水处理厂最常见、丰度最高的细菌之一^[18],对有机物和氮元素具有良好的去除效果。绿弯菌门 (*Chloroflexi*)、拟杆菌门 (*Bacteroidota*) 和放线菌门 (*Actinobacterota*) 的细菌可以将难降解有机物进行降解^[19-22],分解成易于微生物利用的简单有机物,放线菌门 (*Actinobacterota*) 除了可以分解有机物,门下某些细菌也会参与到反硝化脱氮过程中^[23]。在好氧池的硝化螺旋杆菌门 (*Nitrospirota*) 则是硝化反应常见的硝化菌种,在运行阶段丰度减少可能与变形菌门包含的好氧脱氮菌竞争有关。与其他研究^[24-25] 相比,变形菌门 (*Proteobacteria*) 在工艺体系下没有大幅度高于其它菌门的原因可能是,投加碳源为乙酸钠加蔗糖的复合碳源,蔗糖分解需要其他微生物参与,而工艺采用的泥水分离反应器为截留富集不同种类微生物提供了有利条件,因此,产生了多种菌门相对丰度与主要脱氮菌种变形菌门 (*Proteobacteria*) 丰度比较接近的现象。

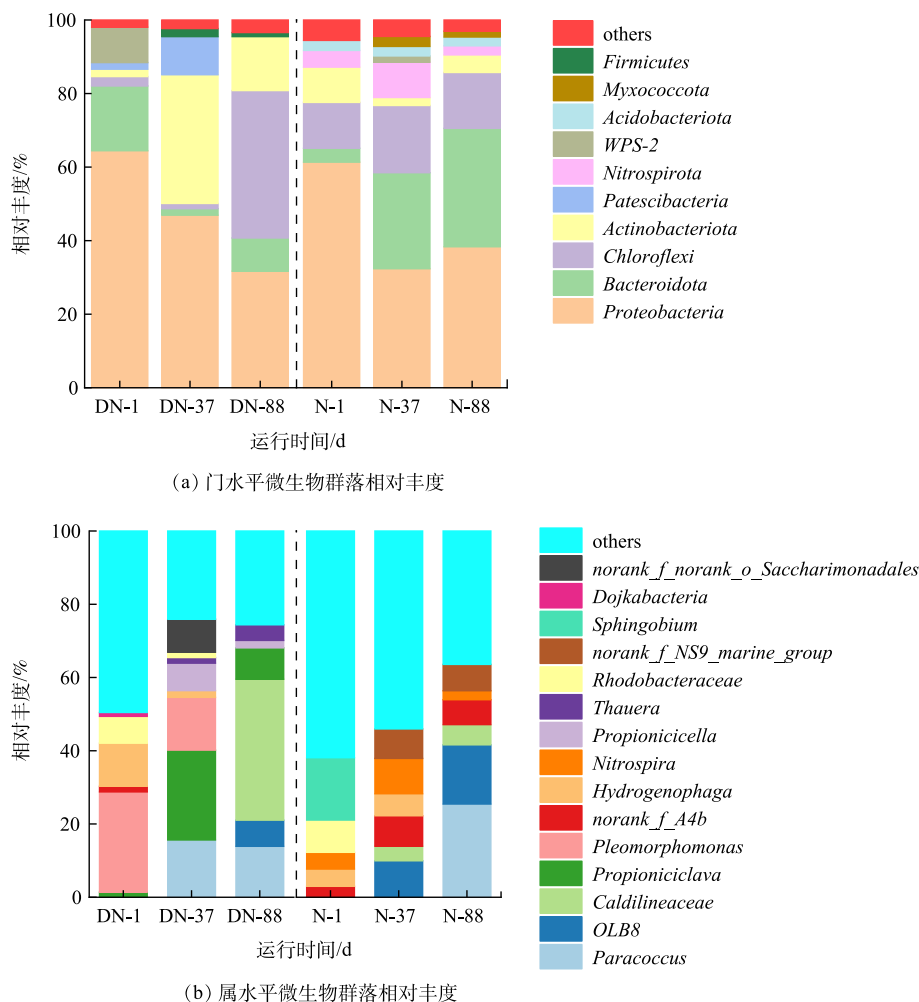


图 5 不同阶段微生物群落分析

Fig. 5 Analysis of microbial community structure at different stages

从属水平分析,经过 88 d 的运行,缺氧池具有反硝化功能或反硝化潜力的菌属包括副球菌 (*Paracoccus*)、陶厄氏菌 (*Thauera*) 以及 *Caldilineaceae* 菌^[26-28] 在缺氧池的相对丰度升高,其中

Caldilineaceae 菌属相对丰度达到了 38.47%，这可能是由于其属于具有分解有机物能力的绿弯菌门 (*Chloroflexi*)，对蔗糖类高分子碳源适应性更强，在竞争中逐渐占据优势。在好氧池中与硝化相关的菌属有硝化螺菌 (*Nitrospira*) 和副球菌 (*Paracoccus*)，目前，副球菌 (*Paracoccus*) 已有关于异养硝化-好氧反硝化菌种被报道，ZHENG 等、MEDHI 等^[29-30] 研究中利用副球菌 (*Paracoccus*) 细菌实现了同步硝化反硝化过程，减少了脱氮所需碳源。本研究利用泥水分离反应器有效富集了全程硝化功能菌硝化螺菌 (*Nitrospira*)^[31-32] 和实现异养硝化-好氧反硝化过程的副球菌 (*Paracoccus*)，这可能是工艺能够实现氨氮去除率达到 90% 以上的重要原因。因此，通过设计新型反应器，调整运行工况培养富集脱氮所需功能菌群是 A/O 双污泥工艺实现较低 C/N 比条件下高效处理高氨氮废水， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、COD 去除率超过 90%、TN 去除率超过 80% 的原因之一。

2.5 工艺的不足及展望

经过 80 d 的运行实验，A/O 双污泥工艺在较低 C/N 条件下表现出良好的脱氮性能，与传统脱氮工艺相比，具有一定实际应用的潜力，但在实际中试前也存在以下需要改进的问题。首先是现有反应器结构存在有效体积在总体积占比不足的问题，反应器总体积为 11 L，有效体积只有 6.6 L；其次，反应器出水 SS 浓度与一级出水 A 标准还有一定差距，上述 2 个问题需要研究其它方法来解决，比如筛选合适的填料、利用 CFD 软件进行模拟实验来优化结构等；同时在“双碳”背景下，急需开发节能降耗的污水处理工艺，面对污水 C/N 比低的处理难题，还应该将泥水分离反应器与新型脱氮技术相结合，如短程硝化、短程反硝化及厌氧氨氧化等，进一步降低脱氮所需碳源，同时保持高效的脱氮效率以及氮去除负荷。

3 结论

1) 结合双污泥体系的 A/O 双污泥工艺与传统 A/O、A²/O 等工艺相比，可以在更低的 C/N 比下保持良好的 TN 去除率，与采用 SBR 的 A₂N 工艺相比，采用泥水分离反应器的 A/O 双污泥工艺精简了处理工序，简化了操作流程，取消了污泥回流过程，具有进一步开发优化的潜力。

2) 根据工艺运行过程的氮素转化规律表明，A/O 双污泥工艺脱氮效能主要受反硝化过程脱氮效率限制，应考虑改变碳源投加方式或进水方式提高有机物在缺氧池的停留时间，优化工艺体系利用有机物的效率。

3) 微生物群落结构分析结果表明，A/O 双污泥工艺的主要功能菌包括变形菌门、绿弯弧菌门、拟杆菌门在门水平上相对丰度占比较高，在属水平上缺氧池反硝化相关菌属相对丰度较高，好氧池既存在硝化相关菌属，还存在主导异养硝化-好氧反硝化过程的副球菌 (*Paracoccus*)，这种异养硝化-好氧反硝化过程可能是工艺维持较高 TN 去除率的原因之一。

4) 泥水分离反应器和 A/O 双污泥工艺还存在较大优化空间，在后续研究中应结合流场模拟技术、新型脱氮技术等手段向节能降耗、智能化调控的方向继续发展。

参考文献

- [1] 张杰, 臧景红, 杨宏, 等. A²O 工艺的固有缺欠和对策研究[J]. 给水排水, 2003, 29(3): 22-26.
- [2] FIGDORE B A, DAVID STENSEL H, WINKLER M-K H. Bioaugmentation of sidestream nitrifying-denitrifying phosphorus-accumulating granules in a low-SRT activated sludge system at low temperature[J]. Water Research, 2018, 135: 241-50.
- [3] JONES W L, SCHROEDER E D, WILDERER P A. Denitrification in a batch wastewater treatment system using sequestered organic substances[J]. Research Journal of the Water Pollution Control Federation, 1990, 62(3): 259-67.
- [4] WANNER J, ČECH J S, KOS M. New process design for biological nutrient removal[J]. Water Science and Technology, 1992, 25(4/5): 445-8.
- [5] LI X K, HUANG R X, BAO L L, et al. Simultaneous phosphorus and nitrogen removal in a continuous-flow two-sludge system[J]. Journal of Environmental Sciences, 2006, 18: 52-7.
- [6] 刘莹, 彭永臻, 王淑莹. A₂N 工艺的固有弊端分析及其对策研究[J]. 工业用水与废水, 2010, 41(6): 1-5.
- [7] WANG Q, DUAN H, WEI W, et al. Achieving Stable Mainstream Nitrogen Removal via the Nitrite Pathway by Sludge Treatment Using Free Ammonia[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(17): 9800-7.
- [8] JI B, ZHANG H, ZHOU L, et al. Effect of the rapid increase of salinity on anoxic-oxic biofilm reactor for treatment of high-salt and high-ammonia-nitrogen wastewater[J]. Bioresource Technology, 2021, 337: 125363.
- [9] 王亚宜, 彭永臻, 殷芳芳, 等. 双污泥 SBR 工艺反硝化除磷脱氮特性及影响因素[J]. 环境科学, 2008, 29(6): 1526-32.
- [10] BIAN X, WU Y, LI J, et al. Effect of dissolved oxygen on high C/N wastewater treatment in moving bed biofilm reactors based on heterotrophic nitrification and aerobic denitrification: Nitrogen removal performance and potential mechanisms[J]. Bioresource Technology, 2022, 365: 128147.
- [11] 张西旺, 金奇庭. 一体式 MBR 处理高氨氮小区生活污水中试研究[J]. 环境工程, 2003, 21(1): 23-26.
- [12] BAEZA J A, GABRIEL D, LAFUENTE J. Effect of internal recycle on the nitrogen removal efficiency of an anaerobic/anoxic/oxic (A²/O) wastewater

- treatment plant (WWTP)[J]. *Process Biochemistry*, 2004, 39(11): 1615-24.
- [13] 陈燕, 刘国华, 范强, 等. 不同溶解氧条件下 A/O 系统的除碳脱氮效果和细菌群落结构变化[J]. *环境科学*, 2015, 36(7): 2610-2616.
- [14] TIAN Y, LI J, FAN Y, et al. Performance and nitrogen removal mechanism in a novel aerobic-microaerobic combined process treating manure-free piggyery wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 345: 126494.
- [15] CHEN Y, ZHENG R, SUI Q, et al. Coupling anammox with denitrification in a full-scale combined biological nitrogen removal process for swine wastewater treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 329: 124906.
- [16] GE S, PENG Y, WANG S, et al. Nitrite accumulation under constant temperature in anoxic denitrification process: The effects of carbon sources and COD/NO₃-N[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 114: 137-43.
- [17] 郑冰玉, 张树军, 张亮, 等. 一体化厌氧氨氧化工艺处理垃圾渗滤液的性能研究[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(7): 1728-1733.
- [18] ZHOU A, LIU W, VARRONE C, et al. Evaluation of surfactants on waste activated sludge fermentation by pyrosequencing analysis[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 192: 835-40.
- [19] ZHANG Y-T, WEI W, HUANG Q-S, et al. Insights into the microbial response of anaerobic granular sludge during long-term exposure to polyethylene terephthalate microplastics[J]. *Water Research*, 2020, 179: 115898.
- [20] XIAO Y, ZENG G-M, YANG Z-H, et al. Changes in the actinomycetal communities during continuous thermophilic composting as revealed by denaturing gradient gel electrophoresis and quantitative PCR[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102: 1383-8.
- [21] JIA W, CHEN Y, ZHANG J, et al. Response of greenhouse gas emissions and microbial community dynamics to temperature variation during partial nitrification[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 261: 19-27.
- [22] LIU Y, LI X, KANG X, et al. Effect of extracellular polymeric substances disintegration by ultrasonic pretreatment on waste activated sludge acidification[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2015, 102: 131-6.
- [23] 杨浩, 张国珍, 杨晓妮, 等. 16S rRNA 高通量测序研究集雨管水中微生物群落结构及多样性[J]. *环境科学*, 2017, 38(4): 1704-1716.
- [24] LONG Y, MA Y, WAN J, et al. Denitrification efficiency, microbial communities and metabolic mechanisms of corn cob hydrolysate as denitrifying carbon source[J]. *Environmental Research*, 2023, 221: 115315.
- [25] JIANG F, QI Y, SHI X. Effect of liquid carbon sources on nitrate removal, characteristics of soluble microbial products and microbial community in denitrification biofilters[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 339: 130776.
- [26] MAO Y, XIA Y, ZHANG T. Characterization of Thauera-dominated hydrogen-oxidizing autotrophic denitrifying microbial communities by using high-throughput sequencing[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 128: 703-10.
- [27] BLASZCZYK M. Effect of Medium Composition on the denitrification of nitrate by paracoccus denitrificans[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1993, 59(11): 3951-3.
- [28] LIU H, DONG W, ZHAO Z, et al. Advanced nitrogen removal from low carbon nitrogen ratio domestic sewage via continuous plug-flow anaerobic/oxic/anoxic system: Enhanced by endogenous denitrification[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 378: 128987.
- [29] ZHENG L, DONG Y, LI B, et al. Simultaneous removal of high concentrations of ammonia nitrogen and calcium by the novel strain Paracoccus denitrificans AC-3 with good environmental adaptability[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 359: 127457.
- [30] MEDHI K, SINGHAL A, CHAUHAN D K, et al. Investigating the nitrification and denitrification kinetics under aerobic and anaerobic conditions by Paracoccus denitrificans ISTOD1[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 242: 334-343.
- [31] 李强, 沈逸豪, 陈传奎, 等. 同步硝化反硝化中试装置脱氮及微生物特性研究[J]. *给水排水*, 2023, 59(S1): 111-118.
- [32] VAN KESSEL M A H J, SPETH D R, ALBERTSEN M, et al. Complete nitrification by a single microorganism[J]. *Nature*, 2015, 528(7583): 555-559.

(责任编辑: 曲娜)

Nitrogen removal performance of A/O process with two-sludge system

WEI Haotian^{1,2}, YUE Xuehai², TAN Hao², LIU Hong^{2,3}, YIN Fengjun^{2,3,*}

1. The College of River and Ocean Engineering, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China; 2. Chongqing Institute of Green and Intelligent Technology, Chinese Academy of Sciences, Chongqing 400714, China; 3. Chongqing School, University of Chinese Academy Sciences, Chongqing 400020, China

*Corresponding author, E-mail: yinfengjun@cigit.ac.cn

Abstract To address the low utilization efficiency of organic matter by denitrifying bacteria in traditional A/O processes, the complexity of A₂N(anaerobic/anoxic-nitrification) process steps, and the high concentration of effluent ammonia nitrogen, a sludge-water separation reactor was proposed. The two-sludge system and A/O process were combined to build the A/O two-sludge process to tackle these challenges. The denitrification performance, variations in microbial communities, and nitrogen transformation patterns during the process operation were studied, the development potential of the sludge-water separation reactor and the A/O two-sludge process based on the research results were evaluated. Additionally, the issues that require optimization in both the process and reactors were summarized and the strategies to address these challenges were raised. The result showed that at an influent nitrogen loading of $0.11 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, the nitrogen removal load of the process could reach $0.089 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. The NH_4^+ -N removal efficiency exceeded 95%, COD removal rate surpassed 90%, and TN removal rate exceeded 80%, which could ensure the long-term stable operation of systems. Analysis of the nitrogen transformation patterns indicates that the reaction rate of the denitrification process was the limiting factor in improving the denitrification efficiency of A/O two-sludge process. Increasing the contact time of organic matter in the anoxic tank was crucial for improving the organic matter utilization rates. Therefore, it is necessary to optimize the current carbon source addition method, influent mode, or the number of reactors in the process for further increasing the process efficiency in utilizing carbon sources. The microbial community structure suggests that the cooperative action of denitrifying bacteria, such as *Thauera*, *Nitrospira*, *Caldilineaceae*, along with the predominant heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium *Paracoccus*, was the key factor in maintaining high removal efficiencies of NH_4^+ -N and TN. In conclusion, the A/O two-sludge process had an excellent denitrification performance and a practical application value. The results of this study can provide a reference for subsequent optimization research to address existing deficiencies in both the process and reactors.

Keywords A/O two-sludge process; sludge-water separation; nitrogen removal efficiency; internal circulation