



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202302116

中图分类号 X703

文献标识码 A

姚晓琰, 李凌云, 薛晓飞, 等. 污泥双回流-AOA 中试系统处理低 C/N 城镇污水的脱氮除磷性能[J]. 环境工程学报, 2023, 17(8): 2524-2533.  
[YAO Xiaoyan, LI Lingyun, XUE Xiaofei, et al. Nitrogen and phosphorus removal performance on pilot-scale Sludge Double Recirculation-AOA system in treating low C/N municipal wastewater[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(8): 2524-2533.]

## 污泥双回流-AOA 中试系统处理低 C/N 城镇污水的脱氮除磷性能

姚晓琰, 李凌云<sup>✉</sup>, 薛晓飞, 高放, 张建星, 刘伟航

北控水务(中国)投资有限公司, 北京 100102

**摘要** 为解决低 C/N 污水脱氮除磷难题, 建立了基于污泥双回流-AOA 新工艺的中试系统来处理低 C/N 城镇污水, 处理规模为  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , 考察了系统对 COD 和氮磷的处理效果, 并对比了无第二污泥回流时的 AOA 工艺处理效果, 分析了设置第二污泥回流的优点。结果表明, 污泥双回流-AOA 工艺污水处理效果显著优于无第二污泥回流时的 AOA 工艺, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、TP 平均去除率分别达 88.8%, 96.3%, 85.8%, 94.1%。内源反硝化批次实验表明, 内源脱氮负荷与污泥浓度呈正相关。设置第二污泥回流, 提高了缺氧区 MLSS, 缺氧段比反硝化速率和内碳源转化率均提升, 缺氧区脱氮负荷提高, 促进系统 TN 去除率提高; 系统第二污泥回流比 100% 时, 缺氧区脱氮负荷为  $0.086 \text{ kgN} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。此外, 设置第二污泥回流可有效避免系统在缺氧末和二沉池  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TP 质量浓度小幅回升。高通量测序结果表明, 属于反硝化聚糖菌(DGAOs)的 *Candidatus\_Competibacter* 为系统的优势菌属。本研究结果可为污泥双回流-AOA 新工艺实现高效脱氮除磷提供参考。

**关键词** 污泥双回流-AOA 工艺; 低 C/N; 内源反硝化; 脱氮除磷; 反硝化除磷

由于国内污水处理排放标准日益严格, 污水处理厂普遍面临氮磷达标的难题。目前, 国内大部分采用的  $\text{A}^2/\text{O}$  工艺及其为基础的前置反硝化工艺自身脱氮效果受硝化液回流比限制, 难以实现深度脱氮<sup>[1-3]</sup>。此外, 我国的污水普遍存在碳源不足的特点, 而脱氮除磷又存在碳源竞争, 导致了氮磷不易达标<sup>[4-5]</sup>。目前, 对于低 C/N 水质的污水, 常采用投加碳源、增设反硝化滤池、分段进水  $\text{A}^2/\text{O}$  工艺等<sup>[6-8]</sup> 来提高脱氮效率; 除磷方面, 则通过投加大量化学除磷药剂来满足日趋严格的出水标准。但这些方法大都存在处理流程长、运行成本高、控制复杂等问题。因此, 研发经济高效的脱氮除磷新工艺成为一大热点。

后置反硝化 AOA (厌氧/好氧/缺氧) 工艺因可利用内碳源来反硝化, 且工艺简单无需硝化液回流, 而被广泛研究。WINKLER 等<sup>[9]</sup> 和许德超等<sup>[10]</sup> 研究了后置缺氧序批式反应器(SBR)工艺, VOCKS 等<sup>[11]</sup> 研究了连续流后置缺氧膜生物反应器(MBR)工艺, ZHAO 等<sup>[12]</sup> 研究了连续流 AOA 工艺, 均取得了良好的脱氮除磷效果。这些研究表明, 原水中有有机物在厌氧段和好氧段被微生物消耗储存, 在缺氧段则利用胞内糖原或 PHA 来反硝化脱氮。但相比外碳源反硝化, 后置缺氧区的内源反硝化速率较低, 所需缺氧区停留时间往往较长<sup>[12-13]</sup>。ZHANG 等<sup>[14]</sup> 和 GAO 等<sup>[15]</sup> 报道了一种污

收稿日期: 2023-02-22; 录用日期: 2023-08-10

基金项目: 国家重点研发计划资助项目(2021YFC3200605);

第一作者: 姚晓琰(1989—), 女, 硕士, 工程师, [yaoxiaoyan@bewg.net.cn](mailto:yaoxiaoyan@bewg.net.cn); 通信作者: 李凌云(1980—), 男, 博士, 高级工程师, [lilingyun@bewg.net.cn](mailto:lilingyun@bewg.net.cn)

泥双回流-AOA (SDR-AOA) 新工艺, 该工艺通过设置二沉池到缺氧池的第二污泥回流, 提高缺氧区污泥质量浓度, 强化脱氮效果, 在小试规模的实验中, 该工艺处理低 C/N 污水, 无需外加碳源, TN 去除率可达 90% 以上。但是目前尚缺乏对该工艺中试以上放大规模的实验报道, 且除磷效果如何也缺乏研究报道。本研究建立了处理规模  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  的 SDR-AOA 中试系统, 在大规模中试条件下对工艺的脱氮除磷性能重点考察, 并对无第二污泥回流的 AOA 工艺和 SDR-AOA 工艺处理效果进行对比, 分析 SDR-AOA 工艺设置第二污泥回流的优点, 以期为该新工艺的推广应用提供参考。

## 1 材料与方

### 1.1 实验水质及接种污泥

本实验处理的污水来自海口某污水处理厂曝气沉砂池出水, 具体水质特征见表 1。污水平均 COD/TN 为 6.34, 据研究报道, COD/TN > 8 时, 脱氮效果较好<sup>[16]</sup>, 显然实验水质并不满足。污泥接种自该污水处理厂生化池。

### 1.2 中试装置及运行条件

SDR-AOA 工艺中试系统如图 1 所示。中试装置由碳钢防腐的 AOA 生化池和二沉池 2 个主体反应器组成。AOA 生化池为长方形反应池, 总有效体积为  $45 \text{ m}^3$ , 反应器分 7 个格室, 依次划分为厌氧区、好氧区、缺氧区, 其中厌氧区体积  $11.25 \text{ m}^3$ , 好氧区体积  $11.25 \text{ m}^3$ , 缺氧区体积  $22.5 \text{ m}^3$ 。厌氧区第一格室填充有悬浮填料, 填充比约 12%, 缺氧区第一、二格室填充悬浮填料, 填充比约 12%。二沉池为竖流式, 澄清区体积为  $27 \text{ m}^3$ 。其工艺流程为: 潜污泵将污水处理厂曝气沉砂池出水抽到本中试系统, 依次流经生化池的厌氧段、好氧段、缺氧段, 生化池出水进入二沉池, 泥水分离后, 上清液排出, 沉淀污泥分两路回流到 AOA 生化池, 一路回流到厌氧池前端 (第一污泥回流), 一路回流到缺氧池前端 (第二污泥回流)。污水进水量和回流污泥量通过电磁调节阀控制。好氧段通过回转式风机曝气, 变频控制。本研究实验阶段反应器填料已挂膜 2 个月, 挂膜稳定, 中试运行条件见表 2。

表 1 进水水质特征

检测项目	范围	平均值
COD	143~216	164.5
$\text{NH}_4^+-\text{N}$	20.01~28.68	24.53
TN	20.38~30.4	26.18
TP	2.14~4.52	3.05

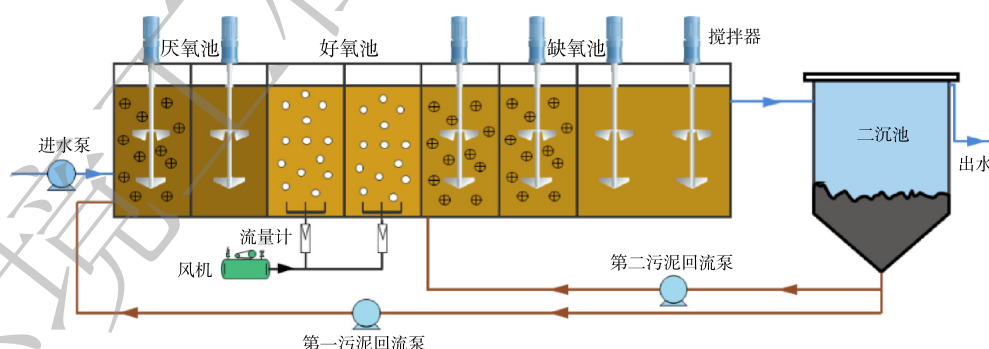


图 1 SDR-AOA 工艺中试系统

Fig. 1 Pilot system of SDR-AOA process

### 1.3 内源反硝化批次实验方法

取 SDR-AOA 中试系统好氧末端污泥, 用去离子水清洗 3 次, 确保泥水混合液中没有溶解态的有机物、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  和  $\text{NO}_2^--\text{N}$ 。然后分别取 300、500、700、900 mL 混合液分别加入 4 个有效容积为 1 L 的锥形瓶中, 用去离子水定容至 1 L 后, 在 DO 小于  $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  条件下, 加入  $\text{KNO}_3$ , 使混合液初始  $\text{NO}_3^--\text{N}$  质量浓度约为  $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在室温  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  的条件下, 采用封口膜隔绝外部空

气, 磁力搅拌器进行搅拌, 并定时取样测定  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 质量浓度。

#### 1.4 分析项目与方法

COD 采用美国哈希 (HACH) 快速测定仪法。TN、 $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N、TP、MLSS 根据国标法检测: TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法;  $\text{NH}_4^+$ -N 采用纳氏试剂分光光度法;  $\text{NO}_3^-$ -N 采用紫外分光光度法;  $\text{NO}_2^-$ -N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; TP 采用钼酸铵分光光度法; MLSS、MLVSS 采用重量法。DO、温度采用美国哈希在线监测仪监测。微生物多样性检测委托上海美吉生物医药科技有限公司进行高通量测序。

#### 1.5 相关指标计算方法

$$\text{COD}_{\text{intra}} = \left[ 1 - \frac{2.86(\text{NO}_{3,i}^- + \text{NO}_{3,e}^- R_1 - \text{NO}_{3,\text{an}}^- (1 + R_1)) + 1.71(\text{NO}_{2,i}^- + \text{NO}_{2,e}^- R_1 - \text{NO}_{2,\text{an}}^- (1 + R_1))}{\text{COD}_i + \text{COD}_e - \text{COD}_{\text{an}} (1 + R_1)} \right] \times 100 \quad (1)$$

式中:  $\text{COD}_{\text{intra}}$  为内碳源转化率, %;  $\text{COD}_i$ 、 $\text{COD}_e$  和  $\text{COD}_{\text{an}}$  分别为进水、回流污泥和厌氧末 COD,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; 2.86 和 1.71 为去除每  $\text{mg}$   $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 消耗 COD 量;  $\text{NO}_{3,i}^-$  和  $\text{NO}_{2,i}^-$  为进水  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 质量浓度,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{NO}_{3,e}^-$  和  $\text{NO}_{2,e}^-$  为回流污泥中  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 质量浓度,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{NO}_{3,\text{an}}^-$  和  $\text{NO}_{2,\text{an}}^-$  为厌氧末  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 质量浓度,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $R_1$  为回流到厌氧区的第一污泥回流比。

为量化 SDR-AOA 工艺各单元氮和磷的变化情况, 应用物料平衡分析方法, 对各单元氮磷的去除情况进行计算, 计算公式如下。

$$\Delta M_{\text{an}} = [S_i + S_e \times R_1 - S_{\text{an}} \times (R_1 + 1)] \times Q \quad (2)$$

$$\Delta M_o = [(S_{\text{an}} - S_o) \times (R_1 + 1)] \times Q \quad (3)$$

$$\Delta M_d = [S_o \times (R_1 + 1) + S_e \times R_2 - S_d \times (R_1 + R_2 + 1)] \times Q \quad (4)$$

$$\Delta M_s = [(S_d - S_e) \times (R_1 + R_2 + 1)] \times Q \quad (5)$$

式中:  $\Delta M_{\text{an}}$ 、 $\Delta M_o$ 、 $\Delta M_d$  和  $\Delta M_s$  为厌氧段、好氧段、缺氧段和二沉池物料变化,  $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ ;  $S_i$ 、 $S_e$ 、 $S_{\text{an}}$ 、 $S_o$  和  $S_d$  为进水、出水、厌氧末、好氧末、缺氧末氮磷质量浓度,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $Q$  为进水流量,  $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ;  $R_1$  为回流到厌氧区的第一污泥回流比;  $R_2$  为回流到缺氧区的第二污泥回流比。

## 2 结果与讨论

### 2.1 系统对污染物的去除效果

1) 对 COD 的去除效果。中试实验阶段对 COD 的去除效果见图 2。由图可知, phase2 增设第二污泥回流后, COD 去除率较 phase1 有所提升。phase1 进水 COD 平均为  $177.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 出水 COD 平均为  $33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 平均去除率 81.4%; phase2 进水 COD 平均为  $156.36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 出水 COD 平均为  $17.54 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 平均去除率 88.8%。

2) 对  $\text{NH}_4^+$ -N 和 TN 的去除效果。中试实验阶段对  $\text{NH}_4^+$ -N 和 TN 去除效果见图 3。由

表 2 中试运行条件

Table 2 Operational conditions of the pilot scale test

参数	phase1	phase2
时间/d	1~13	14~30
第一污泥回流比 $R_1$ /%	100	100
第二污泥回流比 $R_2$ /%	0	100
进水量 $Q/(\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1})$	100	100
HRT/h	10.8	10.8
好氧池末端 DO/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	2	2
好氧区 MLSS/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	4 707±768	4 787±446
温度/ $^{\circ}\text{C}$	26~30	26~30

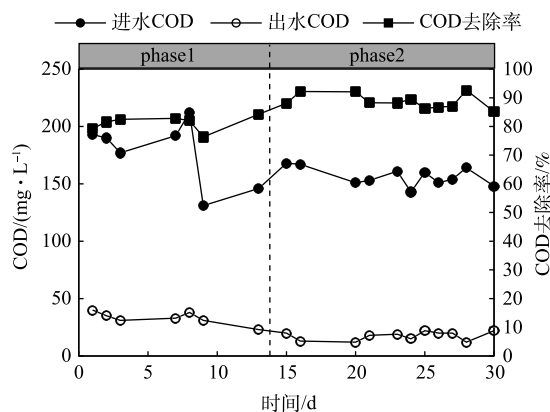


图 2 对 COD 的去除效果

Fig. 2 Removal effect of COD

图 3 可见，无第二污泥回流时 (phase1) 出水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度高于设置第二污泥回流时 (phase2)；phase1 出水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度平均值为  $1.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均去除率为 94.0%；phase2 出水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度平均值为  $0.86 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均去除率为 96.3%。phase1 出水 TN 质量浓度平均值为  $5.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，TN 平均去除率为 82.3%，最低值至 78.0%；phase2 设置第二污泥回流后，TN 去除率上升且保持平稳，TN 平均去除率达 85.8%，出水 TN 稳定小于  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均值仅为  $3.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。可见，SDR-AOA 工艺较 AOA 工艺强化了脱氮效果。

3) 对 TP 的去除效果。中试实验阶段对 TP 的去除效果见图 4，由图可见，增加了第二污泥回流后 (phase2)，TP 去除率逐渐提升。无第二污泥回流时 (phase1)，平均出水 TP 质量浓度  $0.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，TP 平均去除率只有 78.4%；而 phase2 出水 TP 质量浓度平均降低至  $0.17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，可稳定满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 一级 A 标准，TP 平均去除率高达 94.1%。这说明 SDR-AOA 工艺除磷方面也有良好的效果。

### 2.2 系统脱氮除磷过程分析

实验分析了 phase1 和 phase2 有代表性的 2 天 (第 8 d 和第 28 d) 的 COD、N 和 P 质量浓度的沿程变化，见图 5。

1) 系统脱氮过程分析。由图 5 可知，phase1 和 phase2，AOA 工艺在厌氧初因回流污泥稀释作用，TN 下降到进水的 1/2 左右，且在厌氧区主要以氨氮形式存在，说明回流污泥中的硝酸盐氮在

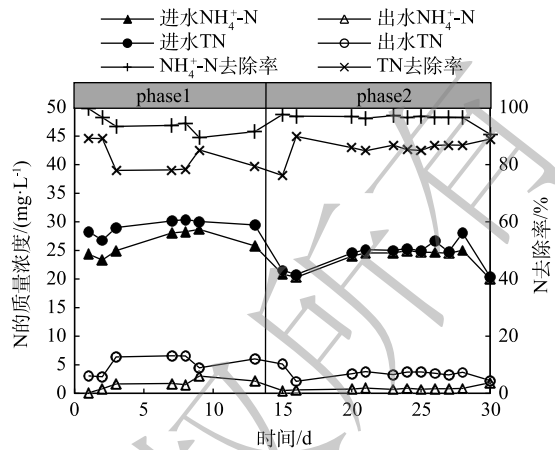


图 3 对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TN 的去除效果

Fig. 3 Removal effect of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and TN

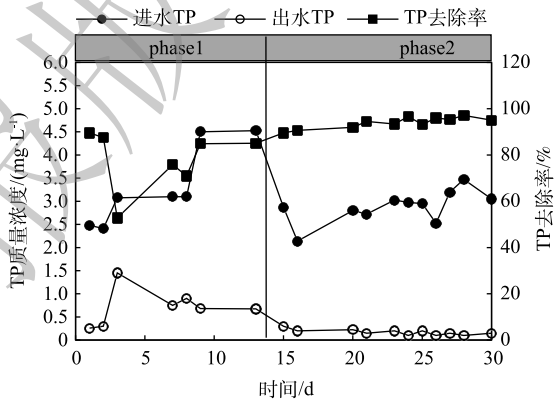


图 4 对 TP 的去除效果

Fig. 4 Removal effect of TP

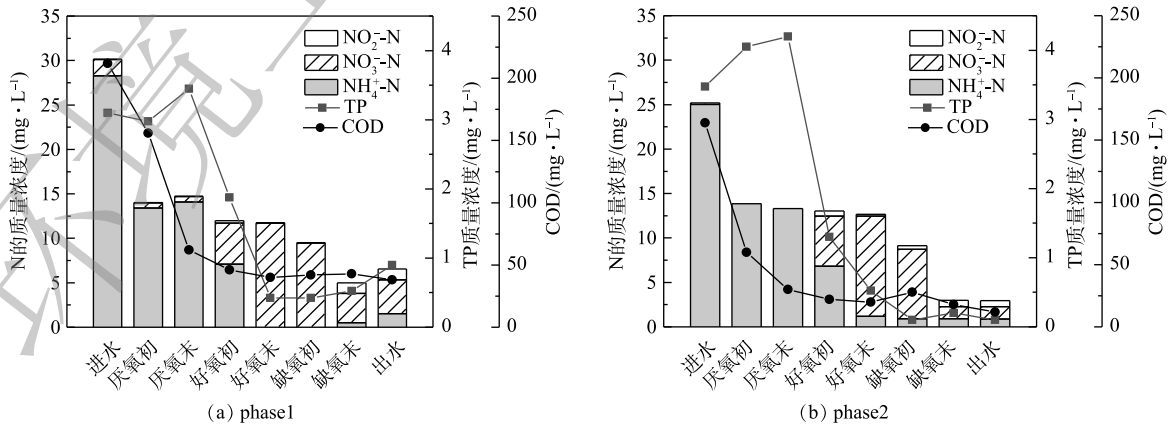


图 5 phase1 和 phase2 COD、N 和 P 质量浓度的沿程变化

Fig. 5 Variations of COD、N and P concentrations along the process in phase1 and phase2

厌氧初迅速被反硝化去除；在好氧段，氨氮逐渐被氧化成硝酸盐，好氧末几乎全部转化成硝酸盐氮，亚硝酸盐氮含量较低，可见在本系统中主要以全程硝化反应为主。这点不同于 ZHANG 等<sup>[14]</sup>和 GAO 等<sup>[15]</sup>对 SDR-AOA 工艺的小试研究结果，其在好氧段实现了稳定的短程硝化反应。这主要是因为短程硝化影响因素较多且不易控制，在大规模工程应用中难以稳定实现<sup>[17]</sup>。实验系统在缺氧段，因硝态氮被反硝化，TN 有明显去除，但 phase1 和 phase2 硝态氮的去除效果有明显不同。phase1， $\text{NO}_3^-$ -N 质量浓度由好氧末  $11.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  到缺氧末下降到  $3.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (图 5(a))；phase2， $\text{NO}_3^-$ -N 质量浓度由好氧末  $11.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  到缺氧末下降到  $1.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (图 5(b))。可见，设置第二污泥回流后系统在缺氧段的反硝化效果显著提升，这主要是与缺氧区污泥浓度增大有关。值得注意的是，phase1 在缺氧末的亚硝酸盐积累质量浓度较 phase2 要高，主要是因为 phase1 碳源的缺乏造成缺氧末短程内源反硝化比例增大。由图 5 中 COD 的沿程变化可见，COD 的去除主要发生在厌氧区和好氧区，且以厌氧区去除为主；经计算，phase1 和 phase2 好氧末到出水 COD 分别去除  $0.4 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$  和  $1.6 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ ，而 phase1 和 phase2 从好氧末到出水用于反硝化的 COD 理论需求量分别为  $4.1 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$  和  $5.5 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ ，可见外源 COD 的减少远远不足以提供反硝化 COD 需求量，说明反硝化利用的碳源主要来自于污泥内碳源。

另外，phase1 和 phase2 在 TN 变化趋势上不同的一点是，phase1 在二沉池 TN 有小幅地回升，由图 5(a) 可知主要是因为  $\text{NH}_4^+$ -N 质量浓度的回升所致。phase1， $\text{NH}_4^+$ -N 质量浓度由缺氧初  $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  到缺氧末提升到  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，到二沉池出水提升到  $1.52 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；而在 phase2， $\text{NH}_4^+$ -N 质量浓度在缺氧段和二沉池保持平稳。可能的原因为取消第二污泥回流时，缺氧区污泥浓度低，可利用的内碳源少，污泥处在饥饿状态，且污泥在缺氧池和二沉池的缺氧环境停留时间较长，加之中试所在地海水温较高，容易发生污泥自身水解，释出  $\text{NH}_4^+$ -N<sup>[18-19]</sup>。而设置第二污泥回流后，加速了污泥的循环，可避免污泥因长期处于底物匮乏的厌氧状态而发生水解，保证了  $\text{NH}_4^+$ -N 和 TN 良好的出水效果。

根据物料平衡计算公式，可计算出厌氧段、缺氧段、好氧段、二沉池去除 TN 量，进一步可计算出各阶段 TN 去除量占进水 TN 的比例，因好氧段和二沉池对 TN 去除影响较小，故将两者合并，结果见图 6。从各单元对 TN 去除的贡献率可见，缺氧段对 TN 去除贡献率最大，厌氧段其次。phase2 缺氧段去除 TN 贡献率较 phase1 大幅提升，缺氧段 TN 去除量占进水 TN 的比例由 44.7% (phase1) 提升到 73.9% (phase2)，提高了 65.18%。可见，SDR-AOA 工艺强化缺氧内源反硝化效果显著，这也是 TN 去除率提升的主要原因。

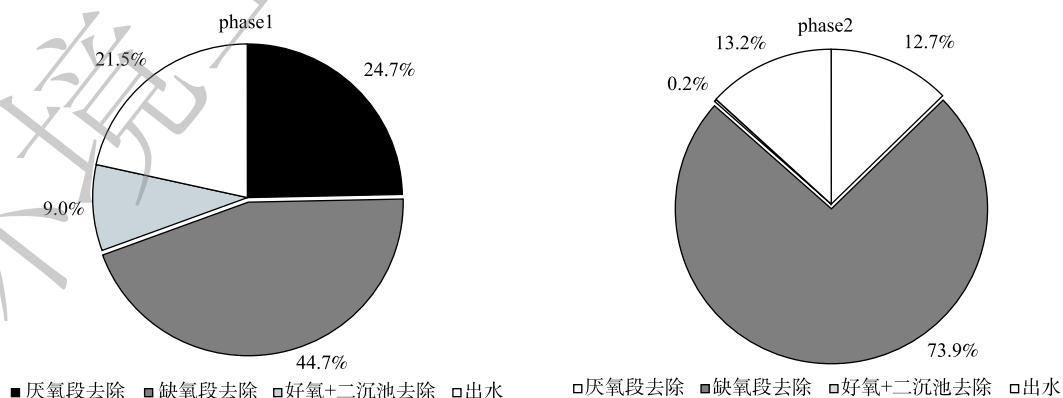


图 6 phase1 和 phase2 TN 在各反应段去除分布

Fig. 6 Distribution of TN loss in different zones in phase1 and phase2

2) 缺氧区脱氮负荷、比反硝化速率和内碳源转化率。缺氧区  $\text{NO}_x\text{-N}$  去除容积负荷 (以下简称脱氮负荷) 可直接反映缺氧区脱氮效果, 脱氮负荷与比内源反硝化速率直接相关, 而内碳源转化率是比反硝化速率的重要因素之一<sup>[15]</sup>。因此, 对 phase1 和 phase2 缺氧区脱氮负荷、比反硝化速率和内碳源转化率进行测算, 结果见表 3。由表 3 可知, phase2 设置第二污泥回流后比反硝化速率有所上升, 是 phase1 的 1.07 倍; 而另一方面, 设置第二污泥回流后缺氧区的污泥浓度提高, MLSS 均值是 phase1 的 1.17 倍, 则 phase2 缺氧区反硝化菌群的数量较 phase1 更多; 比反硝化速率和反硝化菌群数量的提高使得系统的脱氮负荷升高。由表 3 可知, phase2 的脱氮负荷明显高于 phase1, phase1 缺氧区的脱氮负荷平均值为  $0.070 \text{ kgN}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1})$ , phase2 的脱氮负荷平均值提升至  $0.086 \text{ kgN}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1})$ , 较 phase1 提升了 22.8%。GAO 等<sup>[15]</sup>的研究结果表明, 以  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  为电子受体的脱氮负荷是以  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  为电子受体时的 2.2 倍, 其实验过程短程硝化亚硝酸盐氮积累率 94% 左右时, 脱氮负荷达  $0.17 \text{ kgN}/(\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1})$ 。约是本研究中脱氮负荷的 2 倍, 而本研究则主要是以  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  为电子受体, 与其研究结果相符。

为进一步探究污泥浓度对内源反硝化的影响, 开展了批次实验, 结果见图 7。在起始硝酸盐质量浓度相同时, 随着 MLSS 的升高, 比反硝化速率也逐渐升高, 当 MLSS 由  $3634 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  升高到  $10521 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 比反硝化速率由  $0.0167 \text{ kgN}\cdot(\text{kg}^{-1}\text{VSS}\cdot\text{d}^{-1})$  升高到  $0.0204 \text{ kgN}\cdot(\text{kg}^{-1}\text{VSS}\cdot\text{d}^{-1})$ , 即提升至 1.22 倍, 这与王少坡等的研究结果相似<sup>[20]</sup>。而系统的脱氮负荷计算是比反硝化速率与 MLVSS 的乘积, 因此, 当 MLSS 由  $3634 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  升高到  $10521 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 脱氮负荷提升至 3.67 倍。经线性拟合, 脱氮负荷与污泥浓度呈正相关 ( $R^2=0.9881$ )。

根据 ZHANG 等<sup>[14]</sup>的研究结果, SDR-AOA 系统二沉池污泥有高含量的 PHA 和 Gly。因此, 二沉池回流到缺氧池的污泥既增加了缺氧池反硝化菌数量, 也补充了更多的内碳源, 两者共同作用, 使脱氮负荷提升。

另外, 缺氧区内碳源的另一主要来源为厌氧区内碳源的储存量, 内碳源转化率体现了微生物在厌氧区内碳源储存量的多少。由表 3 可见, 内碳源转化率在 phase2 高于 phase1, 平均值由 90% 提升到 94%。内碳源转化率与厌氧区 COD 的总利用量和用于反硝化的 COD 相关。在进水稳定、厌氧区停留时间和污泥浓度稳定的情况下, 厌氧区 COD 的总利用量相对稳定, 则用于反硝化的 COD 决定了内碳源转化率。phase2 设置第二污泥回流后, 脱氮负荷提升, 出水硝态氮质量浓度降低, 在厌氧区因还原污泥回流液携带的硝态氮而被利用的外碳源也随之减少, 进而促进了有机物转化为内碳源。由图 5 可知, phase1 出水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  质量浓度  $3.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  质量浓度  $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 而 phase2 出水硝态氮质量浓度降低,  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  质量浓度仅为  $1.38 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  质量浓度  $0.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 会使得 phase2 在厌氧区因反硝化消耗的 COD 减少。虽然 phase2 进水的  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  质量

表 3 phase1 和 phase2 缺氧段脱氮负荷、比反硝化速率、内碳源转化率和 MLSS

Table 3 Nitrogen removal load, specific denitrification rate, intracellular carbon storage efficiency and MLSS

参数	phase1 (均值)	phase2 (均值)
脱氮负荷/ $\text{kgN}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1})$	$0.070\pm 0.006$	$0.086\pm 0.010$
比反硝化速率/ $\text{kgN}\cdot(\text{kg}^{-1}\text{VSS}\cdot\text{d}^{-1})$	$0.030\pm 0.002$	$0.032\pm 0.005$
$\text{COD}_{\text{intra}}/\%$	$90\%\pm 2\%$	$94\%\pm 3\%$
$\text{MLSS}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$4707\pm 798$	$5516\pm 732$

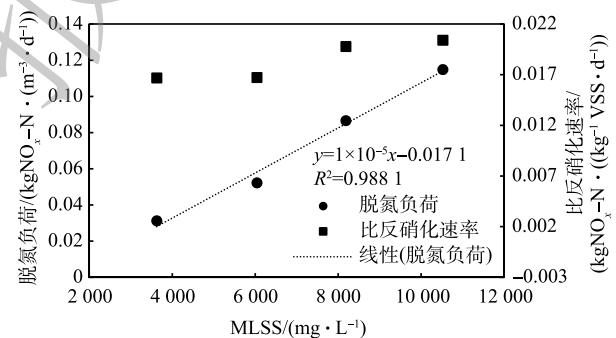


图 7 MLSS 对脱氮负荷和比反硝化速率的影响

Fig. 7 Effect of MLSS on Nitrogen removal load and specific denitrification rate

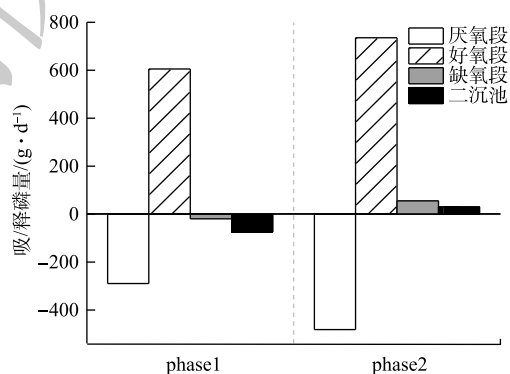
浓度较 phase1 低  $1.67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，因进水差异在厌氧区会较 phase1 少消耗一部分 COD，但显然 phase2 由于出水硝态氮质量浓度降低而引起的 COD 消耗减少作用更大。可见，设置第二污泥回流促进了内碳源转化率提升。而内碳源转化率的提升会进一步提升缺氧段的脱氮负荷。内碳源转化率和内源脱氮负荷两者相互促进，系统形成良性循环。

3) 系统除磷过程分析。由图 5 可知，phase1 和 phase2 的除磷过程主要发生在好氧段。由图 5(a) 可知，phase1 进水 TP 质量浓度  $3.10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，厌氧段释磷后 TP 质量浓度升至  $3.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，好氧段吸磷后 TP 质量浓度下降至  $0.43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，在缺氧末端和二沉池 TP 质量浓度却有小幅回升，升至  $0.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由图 5(b) 可知，phase2 进水 TP 质量浓度  $3.48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，厌氧段释磷后 TP 质量浓度升至  $4.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，好氧段吸磷后 TP 质量浓度下降至  $0.52 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，在缺氧段 TP 质量浓度继续下降至  $0.10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。phase2 在缺氧段发生了吸磷现象，说明系统中反硝化聚磷菌 (DPAOs) 发挥了作用<sup>[21]</sup>。研究表明，富磷污泥的释磷机制主要有 2 种：一种是聚磷菌利用体内聚磷释放时的能量吸收有机物合成 PHA 的生物释磷机制；另一种是污泥水解或细菌解体释磷机制。通常这两种情况都存在<sup>[22]</sup>。但推测 phase1 的释磷应以污泥水解或细菌解体释磷机制为主，因为 phase1 中缺氧末和二沉池中的硝酸盐会抑制生物释磷，且缺乏可直接利用的碳源。phase1，无第二污泥回流时，缺氧区内碳源量较少，且在缺氧区和二沉池实际停留时间较长。若细菌处于底物匮乏的时间较长，内碳源消耗完后易导致聚磷菌的过分衰减引起 Poly-P 释放或污泥自身水解、死亡解体等<sup>[19,23]</sup>。phase2，第二污泥回流的设置，加快了系统的循环且补充了缺氧区内碳源，避免了缺氧区释磷，使得 DPAOs 有效发挥作用。

根据物料平衡计算公式，可计算出各单元磷的变化量，结果见图 8。虽然两者进水 TP 质量浓度相差不大 ( $3.10$  和  $3.48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )，但 phase2 厌氧段释磷量显著高于 phase1，是 phase1 释磷量的 1.7 倍。这是因为 phase2 脱氮效果更佳，回流到厌氧池的  $\text{NO}_3^-$ -N 较少，厌氧段脱氮与除磷对碳源竞争较弱，PAOs 可以吸收更多碳源并释磷，从而提供更足的除磷动力。phase2 在好氧段的吸磷量也高于 phase1。值得关注的是，phase2 反硝化吸磷量占总吸磷量的比例达 10.4%，在 phase2 实现好氧吸磷和缺氧反硝化吸磷协同作用，强化了系统除磷效果。

### 2.3 微生物多样性分析

通过高通量测序技术对 phase2 运行后期系统的活性污泥进行微生物多样性分析，属水平上主要功能菌的相对丰度如图 9 所示。*Candidatus\_Cometibacter* 和 *Dechloromonas* 已被证明是可利用内碳源的反硝化聚糖菌 (DGAOs)<sup>[24]</sup>，两者相对丰度分别为 3.42% 和 0.51%，其中 *Candidatus\_Cometibacter* 菌属的丰度显著高于系统中的其他菌属成为优势菌。系统中聚磷菌 (PAOs) 有 *Tetrasphaera*、*Dechloromonas* 和 *Candidatus\_Accumulibacter*，其中 *Tetrasphaera* 丰度最高为 0.5%。*Tetrasphaera* 可以通过降解大分子有机物进行发酵除磷，具有更加稳定高效的除磷性能<sup>[25]</sup>。*Dechloromonas* 和 *Candidatus\_Accumulibacter* 被证明具有反硝化除磷功能<sup>[26-27]</sup>，两者的存在是系统缺氧区除磷的原因。系统中还存在 *Ottowia*、*Rhodoplanes*、*Haliangium* 等多种普通反硝化菌 (DNB)<sup>[13,28-29]</sup>，辅助内源反硝化菌共同脱氮。*Nitrospira* 为亚硝酸氧化菌 (NOB)<sup>[28]</sup>，其丰度为 0.23%，氨氧化菌 (AOB) 检出两个菌



注：正值为吸磷，负值为释磷。

图 8 phase1 和 phase2 在各反应段去除分布  
Fig. 8 Distribution of TP loss in different zones in phase1 and phase2

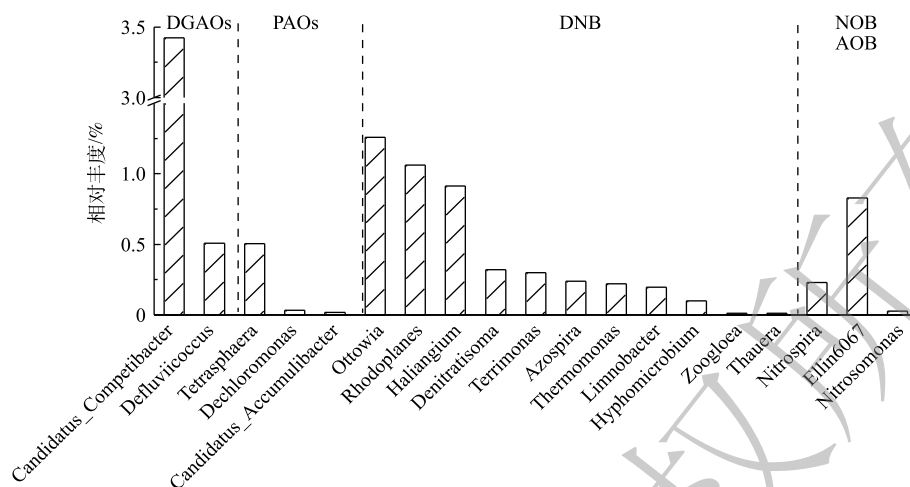


图 9 phase2 活性污泥中主要功能菌属相对丰度

Fig. 9 Relative abundance of functional bacteria in phase2 activated sludge

属，分别为 *Ellin6067* 和 *Nitrosomonas*<sup>[28]</sup>，其丰度分别为 0.83% 和 0.03%。

#### 2.4 SDR-AOA 工艺评价

本研究的 SDR-AOA 工艺通过设置二沉池到缺氧区的第二污泥回流强化脱氮除磷效果，在百吨级中试中 TN、TP 平均去除率分别达 85.8% 和 94.1%。与 GAO 等<sup>[15]</sup>在 SDR-AOA 小试研究中 97.7% 的 TN 去除率相比有所降低，这主要是因为在本文的放大中试中未实现稳定、高水平亚硝酸盐积累率的短程硝化现象。众所周知，短程硝化影响因素复杂，在大规模市政污水处理工程中难以稳定实现，但是，本研究的 SDR-AOA 工艺在全程硝化反硝化为主的情况下依然实现了高效的脱氮除磷效果。本文中试所在水厂采用 A<sup>2</sup>/O 工艺，与本研究相同进水条件下二级生物处理工艺 TN、TP 平均去除率为 61.2% 和 85.2%，可见本研究 SDR-AOA 工艺脱氮除磷效果优于 A<sup>2</sup>/O 工艺。对于 A<sup>2</sup>/O 类前置反硝化工艺若要达到与 SDR-AOA 中试相同的 TN 去除率，理论上需要内外总回流比达到 600%。而总回流比为 400% 时，再增加回流比，对脱氮效果的提高不大。总回流比过大，会使系统由推流式趋于完全混合式，导致污泥性状变差；在进水质量浓度较低时，会使缺氧区/池氧化还原电位 ORP 升高，导致反硝化速率降低。因此，SDR-AOA 工艺可实现前置反硝化类工艺难以实现的深度脱氮效果。此外，中试 SDR-AOA 工艺好氧停留时间仅为 2.7 h，较所在地污水处理厂 A<sup>2</sup>/O 工艺 (6.7 h) 大幅缩短，SDR-AOA 工艺占地与对照水厂 A<sup>2</sup>/O 工艺占地降低约 25%。中试 SDR-AOA 工艺平均吨水曝气电耗为 0.062 kW·h，约是对照水厂 A<sup>2</sup>/O 工艺吨水曝气电耗的 80%。较常规 A<sup>2</sup>/O 工艺，SDR-AOA 工艺无大比例的硝化液回流，无外碳源投加，即可保障出水 TN 小于 8.0 mg·L<sup>-1</sup>。该工艺具有高效脱氮除磷和节能降耗的优势，在处理低 C/N 污水或深度脱氮要求的应用场景十分具有推广价值。

### 3 结论

1) 建立了处理规模为 100 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup> 的 SDR-AOA 中试系统考察工艺处理效果，并对比了无第二污泥回流时的 AOA 工艺处理效果。结果表明，工艺设置第二污泥回流时，处理效果显著优于无第二污泥回流时，COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TN、TP 平均去除率分别达 88.8%，96.3%，85.8%，94.1%，说明 SDR-AOA 工艺通过设置第二污泥回流有效地强化了脱氮除磷效果，具有推广应用价值。

2) 内源脱氮负荷与污泥浓度呈正相关，第二污泥回流提高了缺氧区 MLSS，进而提升比反硝化速率和内碳源转化率；其中，无第二污泥回流时，系统缺氧区脱氮负荷为 0.070 kgN·(m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>)，第二污泥回流比 100% 时，提升至 0.086 kgN·(m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>)，表明污泥双回流的设计可有效促进生化系统



脱氮效率。

3) SDR-AOA 工艺设置第二污泥回流可有效避免系统在缺氧末和二沉池的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TP 质量浓度小幅回升, 保证系统高效脱氮除磷。

4) 高通量测序结果表明, 属于 DGAOs 的 *Candidatus\_Cometibacter* 为系统的优势菌属。

## 参 考 文 献

- [1] 马宁, 汪浩, 刘操, 等. 污水厂提标改造中A<sup>2</sup>O工艺研究与应用趋势[J]. 中国给水排水, 2016, 32(20): 29-33.
- [2] 孙永利, 李鹏峰, 隋克俭, 等. 内回流混合液DO对缺氧池脱氮的影响及控制方法[J]. 中国给水排水, 2015, 31(21): 81-84.
- [3] 韦琦, 罗方周, 徐相龙, 等. A<sup>2</sup>O工艺处理低温低碳氮比生活污水的脱氮效率及反应动力学[J]. 环境工程学报, 2021, 15(4): 1367-1376.
- [4] 郭泓利, 李鑫玮, 任钦毅, 等. 全国典型城市污水处理厂进水水质特征分析[J]. 给水排水, 2018, 54(6): 12-15.
- [5] 邓玮玮, 王晓昌. 低碳氮比废水脱氮研究进展[J]. 工业水处理, 2015, 35(2): 15-18.
- [6] MOKHAYERI Y, NICHOLS A, MURTHY S, et al. Examining the influence of substrates and temperature on maximum specific growth rate of denitrifiers[J]. Water Science & Technology. 2006, 54(8): 155-162.
- [7] 王国亮, 刘劫, 孙红芳, 等. 西安市第十污水处理厂准IV类水提标改造方案的工艺比选及实施建议[J]. 环境工程学报, 2021, 15(10): 3428-3436.
- [8] 朱云鹏, 彭永臻, 王继苗, 等. 改良A<sup>2</sup>O分段进水工艺用于污水厂升级改造[J]. 中国给水排水, 2012, 28(7): 22-31, 32-34.
- [9] WINKLER M, COATS E R, BRINKMAN C K. Advancing post-anoxic denitrification for biological nutrient removal[J]. Water Research, 2011, 45(18): 6119-6130.
- [10] 许德超, 陈洪波, 李小明, 等. 静置/好氧/缺氧序批式反应器(SBR)脱氮除磷效果研究[J]. 环境科学学报, 2014, 34(1): 152-159.
- [11] VOCKS M, ADAMA C, LESJEAN B, et al. Enhanced post denitrification without addition of an external carbon source in membrane bioreactors[J]. Water Research, 2005, 39: 3360-3368.
- [12] ZHAO W H, HUANG, Y, WANG M X, et al. Post-endogenous denitrification and phosphorus removal in an alternating anaerobic/oxic/anoxic (AOA) system treating low carbon/nitrogen (C/N) domestic wastewater[J]. Chemical Engineering Journal 2018, 339: 450-458.
- [13] DING J, GAO X J, PENG Y, et al. Anaerobic duration optimization improves endogenous denitrification efficiency by glycogen accumulating organisms enhancement[J]. Bioresource Technology 2022, 348: 126730.
- [14] ZHANG T, WANG B, LI X Y, et al. Achieving partial nitrification in a continuous post-denitrification reactor treating low C/N sewage[J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 335: 330-337.
- [15] GAO X J, ZHANG T, WANG B, et al. Advanced nitrogen removal of low C/N ratio sewage in an anaerobic/aerobic/anoxic process through enhanced post-endogenous denitrification[J]. Chemosphere, 2020, 252: 126624.
- [16] CARUCCI A, CHIAVOLA A, MAJONE M, et al. Treatment of tannery wastewater in a sequencing batch reactor[J]. Water Science & Technology, 1999, 40(1): 253-259.
- [17] 付昆明, 廖敏辉, 任奕, 等. 污水短程硝化影响因素的对比分析[J]. 中国给水排水, 2019, 35(4): 24-29.
- [18] 刘爽, 袁林江, 王振. 污泥水解酸化过程中污染物的释出及其影响因素研究[J]. 环境工程学报, 2009, 3(7): 1316-1320.
- [19] 郝晓地, 朱景义, 曹亚莉, 等. 污水生物处理系统中内源过程的研究进展[J]. 环境科学学报, 2009, 29(2): 231-242.
- [20] 王少坡, 彭永臻, 王淑莹, 等. 温度和污泥浓度对短程内源反硝化脱氮的影响[J]. 环境科学与技术, 2005, 28(4): 85-86.
- [21] SEVIOUR R J, MINO T, ONUKI M. The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems[J]. FEMS Microbiology Reviews, 2003, 27(1): 99-127.
- [22] 毕东苏, 郭小品, 陆烽. 剩余污泥厌氧消化过程中的水解与生物释磷机制[J]. 环境科学学报, 2010, 30(12): 2445-2449.
- [23] LOPEZ C, PONS M N, MORGENROTH E. Endogenous processes during long-term starvation in activated sludge performing enhanced biological phosphorus removal[J]. Water Research, 2006, 40(8): 1519-1530.
- [24] DU S M, YU D S, ZHAO J, et al. Achieving deep-level nutrient removal via combined denitrifying phosphorus removal and simultaneous partial nitrification-endogenous denitrification process in a single-sludge sequencing batch reactor[J]. Bioresource Technology, 2019, 289: 121690.
- [25] LIU R B, HAO X D, CHEN Q, et al. Research advances of Tetrasphaera in enhanced biological phosphorus removal: A review[J]. Water Research, 2019, 166: 115003.
- [26] Xu X C, Qiu L Y, Wang C, et al. Achieving mainstream nitrogen and phosphorus removal through Simultaneous partial Nitrification, Anammox, Denitrification, and Denitrifying Phosphorus Removal (SNADPR) process in a single-tank integrative reactor[J]. Bioresource Technology, 2019, 284: 80-89.

- [27] 栾志翔, 吴迪, 韩文杰, 等. 北方某污水厂MBBR工艺升级改造后的高效脱氮除磷效果[J]. 环境工程学报, 2020, 14(2): 333-341.
- [28] QIU S J, LIU J J, ZHANG L, et al. Sludge fermentation liquid addition attained advanced nitrogen removal in low C/N ratio municipal wastewater through short-cut nitrification-denitrification and partial anammox[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2020, 15(2): 6457-6467.
- [29] 王清华, 赵亚琦, 黄磊, 等. 间歇曝气生物炭湿地中污染物的去除特征及微生物种群结构[J]. 环境工程学报, 2021, 15(6): 2118-2125.
- (责任编辑: 金曙光)

## Nitrogen and phosphorus removal performance on pilot-scale Sludge Double Recirculation-AOA system in treating low C/N municipal wastewater

YAO Xiaoyan, LI Lingyun\*, XUE Xiaofei, GAO Fang, ZHANG Jianxing, LIU Weihang

Beijing Enterprises Water Group (China) Investment Limited, Beijing 100102, China

\*Corresponding author, E-mail: lilingyun@bewg.net.cn

**Abstract** To address the challenging issue of nitrogen and phosphorus removal from low C/N sewage, a pilot system of the innovative Sludge Double Recirculation-AOA (SDR-AOA) process was established to treat low C/N municipal wastewater at a treatment scale of  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ . The study investigated the removal effect of COD, nitrogen, and phosphorus, and compared the treatment effect of the AOA process without the second sludge recirculation to analyze the advantages of setting up the second sludge recirculation in the SDR-AOA process. The results indicated that the SDR-AOA process was significantly more effective than the AOA process without the second sludge recirculation, with average removal rates of COD,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , TN, and TP at 88.8%, 96.3%, 85.8%, and 94.1%, respectively. The experiment on endogenous denitrification rate demonstrated a positive correlation between the endogenous denitrification rate and the sludge concentration. The second sludge recirculation improved the MLSS in the anoxic zone, resulting in an increase in both the specific denitrification rate and intracellular carbon storage efficiency, which increased the nitrogen removal load of the anoxic zone to promote TN removal of the system. When the ratio of the second sludge recirculation was 100%, the nitrogen removal load of the anoxic zone was  $0.086 \text{ kgN} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$ . Additionally, the second sludge recirculation effectively prevented the slight rise of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and TP mass concentration at the end of the anoxic zone and secondary sedimentation tank. High-throughput sequencing revealed that *Candidatus\_Cometibacter*, belonging to denitrifying glycogen accumulating organisms (DGAOs), was the dominant genus in the system. The results of this study can provide a reference for efficient nitrogen and phosphorus removal by a novel SDR-AOA process.

**Keywords** sludge double recirculation-AOA process; low C/N; endogenous denitrification; nitrogen and phosphorus removal; denitrifying phosphorus removal