

DOI:10.11918/202401035

厌/缺氧段 HRT 对平衡 EDPR 系统内 DPAOs 和 DGAOs 的影响

李冬¹, 张复旦¹, 张杰^{1,2}, 李帅¹, 柴晨旭¹

(1. 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室(北京工业大学), 北京 100124;
2. 城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学), 哈尔滨 150090)

摘要:为解决反硝化除磷技术中反硝化聚糖菌(DGAOs)和反硝化聚磷菌(DPAOs)竞争碳源造成除磷性能恶化的问题,试验设置3组同规格的SBR反应器,通过对比不同厌/缺氧段HRT下的运行情况,探究各系统内碳源转化、脱氮除磷性能及DPAOs和DGAOs丰度比的变化。结果表明:厌/缺氧段HRT为90 min/170 min时,DGAOs与DPAOs丰度之比为1.97,内碳源储量(182.81 mg/L)和释磷量(31.72 mg/L)最大,COD、TP和NO₂⁻-N去除率分别为94.69%、96.37%和90.40%;厌/缺氧段HRT为50 min/210 min时,厌氧时间过短导致微生物吸收碳源不充分,内碳源储量(141.59 mg/L)最低,同时,缺氧时间过长导致DGAOs因储存的糖原(Gly)被反硝化利用而影响生长,DGAOs与DPAOs丰度之比最低(0.49);厌/缺氧段HRT为130 min/130 min时,DGAOs与DPAOs丰度之比升至2.63,厌氧时间过长不利于DPAOs储存内碳源,出水TP大于0.5 mg/L,同时,缺氧时间过短不利于反硝化作用,NO₂⁻-N去除率降至81.05%;在50 min/210 min时,DPAOs占比较高更有利于PN分泌,促进成粒(平均粒径为517.6 μm),130 min/130 min时DGAOs占比更大促使PS分泌,不利于成粒(平均粒径为255.3 μm);厌/缺氧段HRT为90 min/170 min时,污泥平均粒径为480.1 μm,此时建立的DGAOs-DPAOs平衡,系统稳定性和污染物去除性能均为最佳。

关键词: 厌/缺氧段水力停留时间;反硝化聚磷菌;反硝化聚糖菌;内源反硝化除磷;高通量测序

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2025)05-0001-10

Effect of HRT in anaerobic/anoxic segment on balancing DPAOs and DGAOs within EDPR system

LI Dong¹, ZHANG Fudan¹, ZHANG Jie^{1,2}, LI Shuai¹, CHAI Chenxu¹

(1. Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering(Beijing University of Technology), Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment(Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China)

Abstract: In order to address the issue of deterioration of phosphorus removal performance caused by competition between denitrifying glycogen-accumulating organisms (DGAOs) and denitrifying phosphorus-accumulating organisms (DPAOs) for carbon source in denitrification and phosphorus removal technology, three groups of the same specification of SBR reactor were set up in the experiment. Changes in the conversion of internal carbon source, denitrification and phosphorus removal performance as well as the ratio of abundance of DGAOs to that of DPAOs were explored by comparing the operation under the different anaerobic/anaerobic sections with different HRTs. The results show that with an anaerobic/anoxic HRT of 90 min/170 min, the abundance ratio of DGAOs to DPAOs is 1.97, with the maximum internal carbon storage (182.81 mg/L) and phosphorus release (31.72 mg/L). The removal rates of COD, TP, and NO₂⁻-N are 94.69%, 96.37%, and 90.40%, respectively. Conversely, with an anaerobic/anoxic HRT of 50 min/210 min, the insufficient anaerobic time results in inadequate uptake of carbon by the microorganisms, with the lowest endogenous carbon storage (141.59 mg/L). Additionally, the prolonged anoxic time causes DGAOs to utilize stored glycogen (Gly) for denitrification, adversely affecting their growth and resulting in the lowest abundance ratio of DGAOs to DPAOs (0.49). When an anaerobic/anoxic HRT of 130 min/130 min, the abundance ratio of DGAOs to DPAOs increases to 2.63. However, the excessive anaerobic time detrimental to the storage of the internal carbon source of DPAOs, resulting in effluent TP levels exceeding 0.5 mg/L.

收稿日期: 2024-01-12; 录用日期: 2024-02-24; 网络首发日期: 2024-06-25

网络首发地址: <https://link.cnki.net/urlid/23.1235.T.20240625.1307.003>

基金项目: 北京高校卓越青年科学家计划(BJJWZYJH 01201910005019)

作者简介: 李冬(1976—),女,教授,博士生导师;张杰(1938—),男,教授,中国工程院院士

通信作者: 李冬, lidong2006@bjut.edu.cn

Additionally, the insufficient anoxic time negatively impacts denitrification, causing the removal rate of NO_2^- -N decrease to 81.05%. At an HRT of 50 min/210 min, a higher proportion of DPAOs is more conducive to PN secretion, promoting granulation with an average particle size of 517.6 μm . In contrast, the larger proportion of DGAOs at 130 min/130 min enhances PS secretion, which is not conducive to granulation, resulting in a smaller average particle size of 255.3 μm . At an anaerobic/anoxic HRT of 90 min/170 min, the average particle size of the sludge is 480.1 μm , establishing a balance between DGAOs and DPAOs, leading to optimal system stability and pollutant removal performance.

Keywords: anaerobic/anoxic segment HRT; denitrifying phosphorus-accumulating organisms (DPAOs); denitrifying glycogen-accumulating organisms (DGAOs); endogenous denitrification for phosphorus removal; high-throughput sequencing

中国城市生活污水普遍存在低碳高氮的特点,传统生物处理技术的出水水质难以达到日渐严格的排放标准^[1]。反硝化除磷(DPR)作为一种节能降耗的可持续处理技术,能最大程度地利用进水碳源,同时减少污泥产量,节约能源,在低碳氮质量比污水处理中表现出良好的应用前景^[2-4]。

DPR 虽然具有很大的应用潜力,但在实际运行过程中,往往伴随着反硝化聚糖菌(DGAOs)的生长,会与反硝化聚磷菌(DPAOs)竞争碳源,一旦 DGAOs 的代谢优于 DPAOs,势必会造成除磷效果恶化^[5],甚至导致整个运行系统失效^[6-9]。因此,以往的研究通常认为抑制 DGAOs 的生长和繁殖是增强 DPR 系统除磷性能的关键。Zhao 等^[10]的研究发现在 DPAOs 和 DGAOs 之间是存在平衡的。在内源反硝化(ED)与 DPR 的耦合工艺内源反硝化除磷(endogenous denitrification for phosphorus removal, EDPR)中,DGAOs 与 DPAOs 共存,二者在厌氧阶段储存原水中的碳源供缺氧阶段脱氮除磷使用。然而,DGAOs 仅能利用内碳源脱氮,DPAOs 则可以利用内碳源除磷,因此,在 EDPR 系统中,当其中一方被抑制时,都会对氮磷的高效去除产生影响。目前,已有学者通过调节 HRT^[10]、碳磷质量比^[11]、运行模式^[12-13]等因素实现了 DGAOs 与 DPAOs 的平衡生长。

厌/缺氧时间是调控 EDPR 系统成功运行的一个重要参数,若厌氧时间过短,微生物吸收碳源不充分;若厌氧时间过长,不利于 DPAOs 储存内碳源,影响除磷效果;而缺氧时间过短时,会对反硝化不利;缺氧时间过长时,合成的 Gly 被大量用于反硝化,减少了 DGAOs 的 Gly 储存,从而降低了其在厌氧阶段对碳源的竞争力。以往对厌氧时间和缺氧时间也多有研究,然而无论是研究厌氧时间还是缺氧时间都是在保证缺氧时长或厌氧时长不变的基础上进行的,这造成厌氧和缺氧的总 HRT 一直是变动的。如 Wang 等^[14]在 SBR 反应器中通过控制缺氧段 HRT 一致,探究厌氧段 HRT 对颗粒反硝化除磷系统的影

响。潘芳等^[15]在 SBR 反应器中通过控制厌氧段 HRT 一致,探究缺氧段 HRT 对反硝化除磷系统的影响。但是在总 HRT 不变的情况下关于厌/缺氧时间分配对 DGAOs 和 DPAOs 平衡的影响研究较少。

综上,本实验采用 SBR 反应器,在保证厌氧段和缺氧段总 HRT 不变的前提下,探究厌/缺氧段 HRT 时间比在平衡 DGAOs 和 DPAOs 的相对生长关系,促进 EDPR 系统高效去除氮磷方面的影响。通过调整厌/缺氧段 HRT,实现 DGAOs 和 DPAOs 的平衡生长,以期优化工艺运行参数、提高脱氮除磷性能提供理论参考。

1 实验

1.1 实验装置与运行方法

本实验设置 3 组高度、直径完全一致的 SBR 反应器,反应器由有机玻璃制成,高 50 cm,内径 14 cm,有效容积为 6 L,换水比为 2:3,分别记为 R1、R2、R3。每组反应器上都配有机械搅拌装置和曝气装置,曝气强度由气体流量计控制,进水通过蠕动泵控制,反应器装置见图 1。

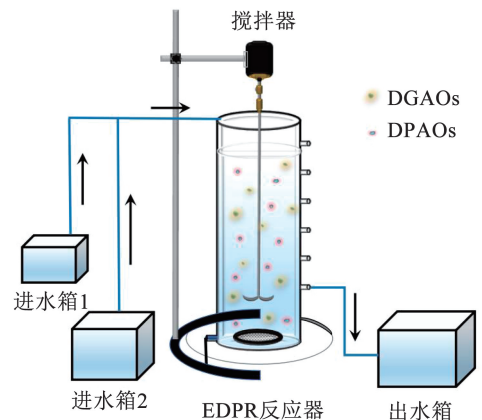


图 1 实验装置

Fig. 1 Diagram of the experimental setup

反应分为两个阶段。阶段 I 进行 PAOs 和 GAOs 的富集培养,反应器以厌氧/好氧的方式运行并逐步降低沉降时间,每天运行两个周期,曝气强度

为 1 L/min;阶段 II 增加缺氧阶段,以厌氧/缺氧/好氧的方式运行,并逐渐降低曝气强度至零,最终实现厌氧/缺氧的运行方式,该阶段每天运行 4 个周期。为了避免厌氧阶段有机物和 NO_2^- -N 同时存在,使得 EDPR 反应器内普通反硝化菌优先利用有机物进行反硝化,与 DGAOs 和 DPAOs 竞争碳源,反应器配有

两个进水箱,进水箱 2 负责在缺氧段开始前向 3 组反应器中添加 NO_2^- -N,主要目的是驯化以 NO_2^- -N 作为电子受体的 DPAOs 和 DGAOs,并增强二者的反硝化性能。进水箱 1 和 2 之间无特殊比例关系,旨在满足进水中各成分浓度需求。各阶段具体运行时长见表 1,其余时间静置。

表 1 各阶段运行时长

Tab. 1 Running time of each stage

阶段	运行时长/min						
	进水	厌氧	好氧	缺氧	沉淀	出水	厌/缺氧
I	10	240	360	—	20→4	5	—
II (R1)	10	50	—	210	4	5	0.24
II (R2)	10	90	—	170	4	5	0.53
II (R3)	10	130	—	130	4	5	1.00

1.2 接种污泥及进水水质

实验接种污泥为实验室运行规模下前期培养的具有内源反硝化脱氮除磷性能的絮状污泥,污泥质量浓度约为 2 500 mg/L。实验进水采用人工模拟的低碳氮质量比污水,由自来水、 $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COONa}$ 、 NH_4Cl 、 KH_2PO_4 、 NaHCO_3 、 CaCl_2 和 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 混合配制,以 NaHCO_3 模拟生活污水碱度并调节 pH 稳定,具体水质指标见表 2。

表 2 人工合成污水水质

Tab. 2 Synthetic wastewater quality

$\rho(\text{COD})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{NH}_4^+ \text{-N})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{PO}_4^{3-} \text{-P})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	pH	$\rho(\text{NO}_2^- \text{-N})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
200 ± 20	15 ± 3	8 ± 0.5	7.6 ± 0.5	$15 \rightarrow 20$

1.3 分析项目与检测方法

COD 和 TP 的测定采用连华科技 5B-6C 型多参数水质测定仪; NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 分别采用纳氏试剂光度法、麝香草酚紫外分光光度法以及 N-(1-萘基)-乙二胺光度法;颗粒粒径采用激光粒度仪 (Mastersize 2000) 测定;MLSS、MLVSS 和 SVI 等指标采用规定的标准测量方法^[16];EPS 中蛋白质 (PN) 测定采用 Lowry 法,多糖 (PS) 测定采用蒽酮硫酸法^[17]。

1.4 批次实验

为了计算 DPAOs 在 PAOs 中的代谢活性占比,采用 Liu 等^[18]的方法进行了好氧及缺氧吸磷实验。具体实验步骤如下:取各反应器稳定运行期间厌氧结束后的污泥 2 L,用去离子水洗涤和离心 3 次,去除可能残留的硝酸盐和亚硝酸盐。将污泥均分为两份并加入人工配制的含磷酸盐的溶液进行好氧和缺氧吸磷实验。在好氧组,使用微孔曝气将 DO 质量

浓度保持在 3 mg/L 左右;在缺氧组,加入亚硝酸盐并保持缺氧环境。实验期间采用机械搅拌装置,防止污泥下沉对实验结果造成影响。DPAOs 在 PAOs 中的代谢活性占比通过缺氧和好氧条件下摄取磷酸盐的速率来估算。

1.5 计算公式

1.5.1 内碳源储存计算

厌氧阶段细胞内碳源储存量 $\rho(\text{COD}_{\text{intra}})$ 及储存效率 $E_{\text{COD}_{\text{intra}}}$ (%) 计算公式如下:

$$\rho(\text{COD}_{\text{intra}}) = \Delta\rho(\text{COD}) -$$

$$1.71\Delta\rho(\text{NO}_2^- \text{-N}) - 2.86\Delta\rho(\text{NO}_3^- \text{-N}) \quad (1)$$

$$E_{\text{COD}_{\text{intra}}} = \frac{\rho(\text{COD}_{\text{intra}})}{\rho(\text{COD}_i)} \times 100\% \quad (2)$$

式中: $\Delta\rho(\text{COD})$ 、 $\Delta\rho(\text{NO}_2^- \text{-N})$ 、 $\Delta\rho(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 分别表示进出水中 COD、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 质量浓度之差,mg/L; $\rho(\text{COD}_i)$ 表示进水中 COD,mg/L;1.71 和 2.86 分别为单位 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 反硝化所消耗 COD 的理论值。

1.5.2 PAOs 和 GAOs 贡献比例

PAOs 和 GAOs 对厌氧段 $\text{COD}_{\text{intra}}$ 贡献的比例计算公式如下:

$$0.5P_{\text{PAOs}}(\%) = \rho(\text{PRA})/\rho(\text{COD}_{\text{intra}}) \quad (3)$$

$$P_{\text{GAOs}}(\%) = 1 - P_{\text{PAOs}} \quad (4)$$

式中: $\rho(\text{PRA})$ 为厌氧阶段 PO_4^{3-} -P 释放量,mg/L;0.5 为 PAOs 在厌氧条件下每储存单位质量 COD 所释放 PO_4^{3-} -P 的模型值。

1.6 微生物群落分析

在本研究中,取 3 组反应器运行至第 70 天的污泥样品委托生工生物工程(上海)股份有限公司进行细菌群落高通量测序。

2 结果与讨论

2.1 系统脱氮除磷性能分析

2.1.1 COD 去除性能分析

在整个运行期间,对 3 组反应器的 COD 变化及去除率进行了分析,如图 2 所示。在污泥接种初期(第 7~15 天),为了实现污泥的快速颗粒化,通过逐步缩短沉降时间排出沉降性能较差的污泥^[19]。该阶段沉降时间以每天缩短 2 min 的形式进行,8 d 时间内,沉降时间从 20 min 降至 4 min,此时,SRT 约为 10 d。由于污泥的大量流失,COD 处理效果急剧下降,3 组反应器的 COD 去除率分别降低了 7.67%、7.59% 和 11.31%。尽管如此,R1、R2 和 R3 的出水 COD 均可保持在 50 mg/L 以下。其中,厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min 时,出水 COD 最差为 45.15 mg/L,依然达到了 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》的一级 A 标准^[20]。3 组反应器在第 15 天时,SRT 调整至 15 d,运行模式由 A/O 转为 A/A/O,并逐步缩减曝气量至零,第 27 天完全实现 A/O 到 A/A 的转变。此阶段,COD 处理效果稳步上升,厌/缺氧段 HRT 为 50 min/210 min 的 R1 和厌/缺氧段 HRT 为 90 min/170 min 的 R2 在第 45 天时 COD 去除率大致稳定,稳定后的去除率分别为 90.89% 和 94.69%。而厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min 的 R3 在第 50 天时,COD 去除性能逐渐趋于稳定,稳定后的 COD 去除率高达 94.41%。3 组反应器的 COD 去除性能与接种初期相比均有提高,说明对厌/缺氧段的 HRT 进行调控有利于 COD 的去除,但不同厌/缺氧段 HRT 之间对 COD 的去除影响不大,这和王琪等^[21]的研究结果一致。

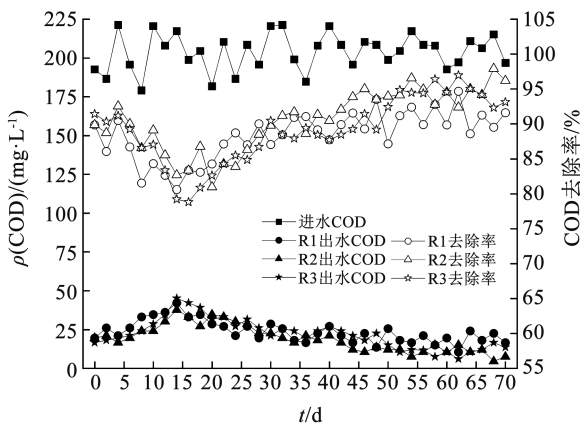


图 2 运行过程中 COD 变化

Fig. 2 Variation of COD concentration during operation

2.1.2 TP 去除性能分析

对 3 组反应器运行期间的 TP 质量浓度进行了

分析,如图 3 所示。在反应器运行初期(第 0~15 天),3 组反应器的除磷性能均呈下降趋势,这是由于快速缩短沉降时间的过程中造成了生物量的流失,一部分 PAOs 被排出反应器。此外,在第 15~27 天的运行过程中,由于曝气量的减少,3 组反应器的除磷能力均有一定程度的降低。其中,R1 除磷能力受影响程度最高,TP 去除率由接种初期的 83% 左右降至不足 70%,说明在曝气量逐步减少的过程中,以 O_2 为电子受体的 DPAOs 吸磷性能受到抑制,造成出水中的 TP 质量浓度升高,除磷性能恶化。然而,在去除性能恶化期间 TP 去除率依旧较高,可能原因是从 A/O 转为 A/A 的过程是通过逐步降低曝气实现的, O_2 型 DPAOs 和 NO_2^- -N 型 DPAOs 具有了一定的环境适应性。随着反应进行,当完全实现 A/A 模式运行时,以 O_2 为电子受体的 PAOs 活性受到抑制,底物充足的 NO_2^- -N 型 DPAOs 逐渐成为优势菌种,3 组反应器的除磷性能迅速恢复,这一点可以通过图 4 中缺氧段 NO_2^- -N 质量浓度的快速降低得到印证。第 55 天左右时,R1 和 R2 出水 TP 质量浓度渐趋稳定,TP 去除率分别为 94.54% 和 96.37%。在整个过程中,尽管 R3 在第 48 天左右除磷效果便达到稳定且 TP 去除率为 89.95%,但出水 TP 质量浓度大于 0.5 mg/L,未能达到 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》中规定的一级 A 标准。结合图 2 中的 R3 反应器 COD 去除率较高猜测,厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min 的 R3 反应器中 DGAOs 的丰度占比可能较高,对内碳源储存更具竞争力,致使 R3 中用于 DPAOs 除磷的内碳源不及 R1 和 R2,影响除磷效果。

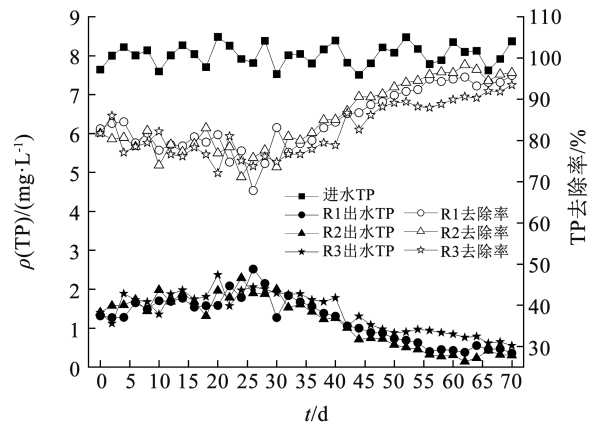


图 3 运行过程中 TP 变化

Fig. 3 Variation of TP concentration during operation

2.1.3 缺氧段 NO_2^- -N 去除变化

为了驯化出以 NO_2^- -N 为电子受体的 DPAOs 和 DGAOs,在缺氧段开始前向反应器中投加了一定质

量浓度的 NO_2^- -N, 缺氧段 NO_2^- -N 的去 除变化如图 4 所示。

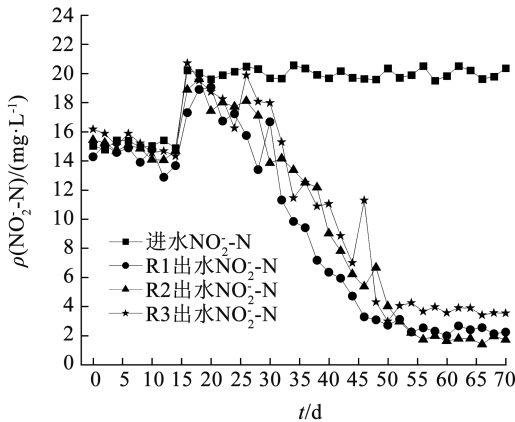


图 4 运行过程中 NO_2^- -N 变化

Fig. 4 Variation of NO_2^- -N concentration during operation

在第 0 ~ 15 天, 投加的 NO_2^- -N 质量浓度为 15 mg/L, 不难看出, 该阶段 NO_2^- -N 的消耗量不大, 说明 A/O 模式下, 反应器中绝大多数是以 O_2 为电子受体, NO_2^- -N 型 DPAOs 和 DGAOs 占比很少。在第 16 ~ 27 天减少曝气量, 伴随着 A/O 模式向 A/A 模式转换, 将投加的 NO_2^- -N 质量浓度提高至 20 mg/L, 为 DGAOs 和 DPAOs 的驯化提供充足的电子受体。可以看出, 在曝气量减少的阶段, NO_2^- -N 质量浓度下降幅度较之前有所增大, 而在反应器完全以 A/A 模式运行时, 出水 NO_2^- -N 质量浓度迅速下降, 第 50 天时基本达到稳定。从以上分析可以看出, 第 26 ~ 50 天是 NO_2^- -N 型 DPAOs 和 DGAOs 快速淘洗掉 O_2 型 DPAOs 和 DGAOs 的阶段, 第 50 天以后, DPAOs 和 DGAOs 已基本实现了 O_2 型向 NO_2^- -N

型的转化。反应器达到稳定以后, R1、R2 和 R3 的缺氧段 NO_2^- -N 去除率达到 88.40%、90.40% 和 81.05%, 平均出水 NO_2^- -N 质量浓度为 2.32、1.92、3.79 mg/L。

2.2 典型周期内 C、N、P 去除

为了进一步明晰反应器的脱氮除磷机制, 选取每个反应器第 68 天的一个典型周期, 探究其污染物去除随厌/缺氧段 HRT 的变化情况, 结果如图 5 所示。可以看出, 不同的厌/缺氧段 HRT 对污染物的去除影响不同。厌氧阶段, 由于 R1 厌氧时间为 50 min, 时长较短, 厌氧反应结束时, 反应器内仍有 47.06 mg/L 的 COD 未被吸收储存, 虽然达到了一级 A 出水标准(出水 COD 小于 50 mg/L), 但是相比出水 COD 为 21.07 mg/L 依然有较大差距。R2、R3 的 COD 在厌氧段开始前的 75 min 迅速降解, 约有 94.5% 的 COD 被去除, 此后基本保持稳定。在 DPAOs 和 DGAOs 储存 COD 的过程中, DPAOs 也同步进行释磷过程, 在厌/缺氧段 HRT 分别为 50 min/210 min (R1)、90 min/170 min (R2)、130 min/130 min (R3) 的系统中, 厌氧阶段的释磷量分别为 28.15、30.70、17.45 mg/L。可以看出, 不同的厌/缺氧段 HRT 对磷的释放有较大影响, 厌/缺氧段 HRT 为 90 min/170 min 时, 对释磷最有利。在厌/缺氧段 HRT 为 50 min/210 min 的 R1 中 DPAOs 的占比较大, 但释磷量却不如 90 min/170 min 的 R2, 表明厌氧时间为 50 min 时, 微生物吸收碳源不充分, 限制了释磷。伴随着 COD 降解, 厌氧段还发生了外源反硝化, 上一阶段残留的 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 在前 30 min 降解, 说明反硝化菌优先利用碳源进行反硝化, 从而降低了 DGAOs 和 DPAOs 的可用量。

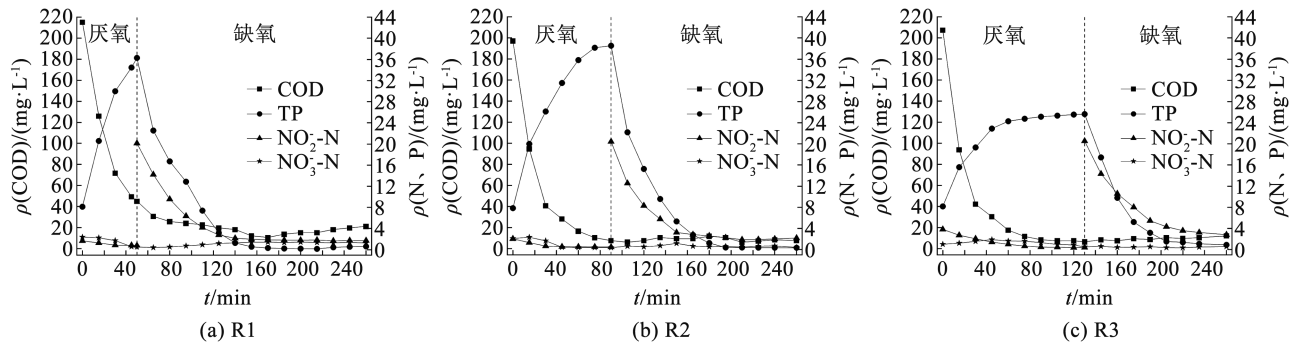


图 5 典型周期内 C、N、P 变化

Fig. 5 Variation of C, N and P during a typical cycle

在进入缺氧阶段后, TP 质量浓度快速下降, 其中, R1、R2 在缺氧开始后的前 100 min 左右基本去除, 而 R3 在前 80 min 左右就已基本去除, 造成这一差异的原因可能是 R3 中的 DGAOs 丰度所占比例

较大, 将一部分 NO_3^- -N 还原成了 NO_2^- -N, 为 DPAOs 又提供了少量电子受体^[22]。在缺氧段后期, 吸磷工作已基本完成, 然而, 厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min (R3) 时, 由于 DGAOs 丰度占比较 50 min/

210 min (R1) 和 90 min/170 min (R2) 时大, 由 NO_3^- -N 还原所得的 NO_2^- -N 也多于 R1 和 R2, 但不能被完全利用, 造成出水 NO_2^- -N 质量浓度略高于 R1 和 R2。而 R1 缺氧段后期 40 min 左右发生了轻微的 PO_4^{3-} -P 升高现象, 主要是由于缺氧时间过长, 能量供给出现问题, 合成的 Poly-P 被分解。这部分磷释放属于无效磷释放, 是 DPAOs 对极端生存环境的响应, 而无效磷释放会导致厌氧段 Poly-P 水解产生的能量减少, 限制磷的释放量, 影响 TP 去除效率^[23], 这也是厌/缺氧段 HRT 为 50 min/210 min 的 R1 中 DPAOs 丰度占比高于 90 min/170 min (R2), 但除磷效果略差的原因。此外, 进入缺氧段以后, 除 R1 外, R2、R3 中的 COD 几乎不变, 说明微生物利用了厌氧阶段储存的胞内碳源进行内源反硝化和吸磷, 而厌/缺氧段 HRT 为 50 min/210 min (R1) 的系统中 COD 继续降低。在缺氧段后期, 由于缺氧时间过长, 微生物发生了微弱的内源呼吸作用, 出水 COD 为 21.07 mg/L, 相比 R2 和 R3 略有上升。

2.3 污泥特性分析

2.3.1 污泥粒径分布、形态特征和 SVI 变化

初始接种污泥、第 26 天及第 68 天时污泥的粒径分布、形态特征及运行过程中 SVI 值的变化如

图 6 和图 7 所示。本实验接种的初始污泥粒径为 91.1 μm , 污泥呈絮体状。第 26 天时, R1、R2、R3 的污泥平均粒径分别为 202.8、211.0、206.7 μm , 粒径分布较接种污泥有明显变化。以 R2 为例, 虽然颗粒表面光滑度略差, 但颗粒形态较为明显, 有研究表明^[24], 当污泥粒径达到 200 μm 时, 即可认为造粒成功, 这说明 3 组反应器均实现了成功造粒。第 68 天时, 3 组反应器的污泥平均粒径分别达 517.6、480.1、255.3 μm , R1 和 R2 成粒效果较好, 颗粒表面较为光滑、形状较为规整, R3 成粒效果较差, 虽然有明显的颗粒形状, 但结构较为松散, 密实程度不及 R1 和 R2。在厌/缺氧段 HRT 为 50 min/210 min 的 R1 中, 由于缺氧段 HRT 较长, 缺氧段末期形成的饥饿条件加速了微生物之间的聚集和黏附, 有利于污泥的颗粒化^[25-26], 因此, R1 的粒径略大于 R2。此外, 结合 SVI 变化可以看出, 在第 0~15 天, 因 3 组反应器运行条件一致, SVI 差别较小。第 7~15 天, 由于沉降时间的缩短, SVI 迅速降低。至第 27 天起, 3 组反应器以不同的厌/缺氧段 HRT 运行时, SVI 逐渐显现出不同, 第 70 天时, R1 和 R2 的 SVI 值分别为 41.49、44.17 mL/g, 沉降性能较好, 而 R3 的 SVI 值为 57.76 mL/g, 沉降性能不及 R1、R2。

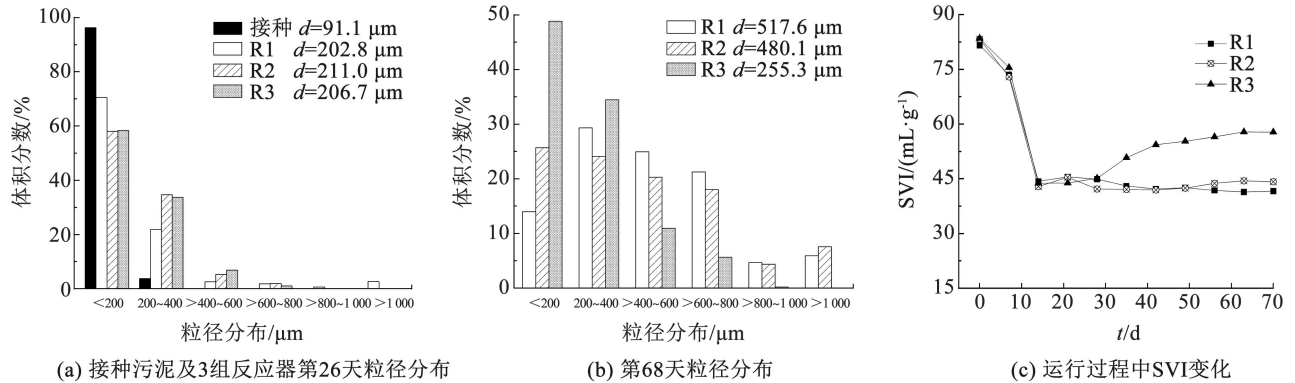


图 6 运行期间污泥粒径分布及 SVI 变化

Fig. 6 Sludge particle size distribution and SVI variation during operation

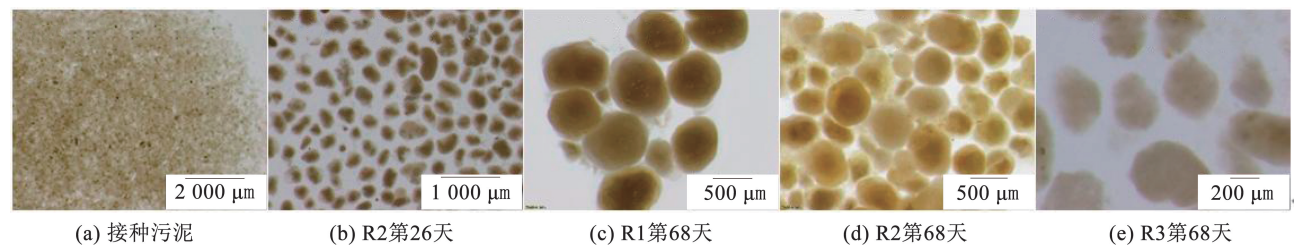


图 7 运行过程中污泥形态变化

Fig. 7 Sludge morphological changes during operation

2.3.2 胞外聚合物分析

颗粒污泥中的 EPS 不仅可用于细胞之间的黏附, 还可以作为保护剂, 减少环境变化带来的冲击和

影响。3 组反应器内不同阶段的 EPS 分泌质量分数如图 8 所示。经不同厌/缺氧段 HRT 调控后, 3 组反应器的 EPS 总量均有增加, 第 70 天时, R1、R2 单

位 VSS 的 PN 分泌量分别为 63.19、65.17 mg/g, 明显高于 R3 的 45.34 mg/g, 而 R3 的 PS 分泌量为 33.54 mg/g, 优于 R1、R2 的 16.72、21.57 mg/g。颗粒污泥的形成和稳定更依赖于 PN^[24], 最新研究中 PN 对絮凝能力的贡献是 PS 的 6.8 倍^[25], 这也是导致 R3 造粒效果不如 R1、R2 的根本原因。相比 R1、

R2 的厌/缺氧段 HRT 为 50 min/210 min、90 min/170 min, R3 的 130 min/130 min 似乎更有利于分泌具有亲水性的 PS, 所以, R3 中的污泥自凝能力较差, 这也解释了 2.3.1 节中, 厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min 的 R3 中颗粒粒径不如 50 min/210 min 的 R1 和 90 min/170 min 的 R2 的原因。

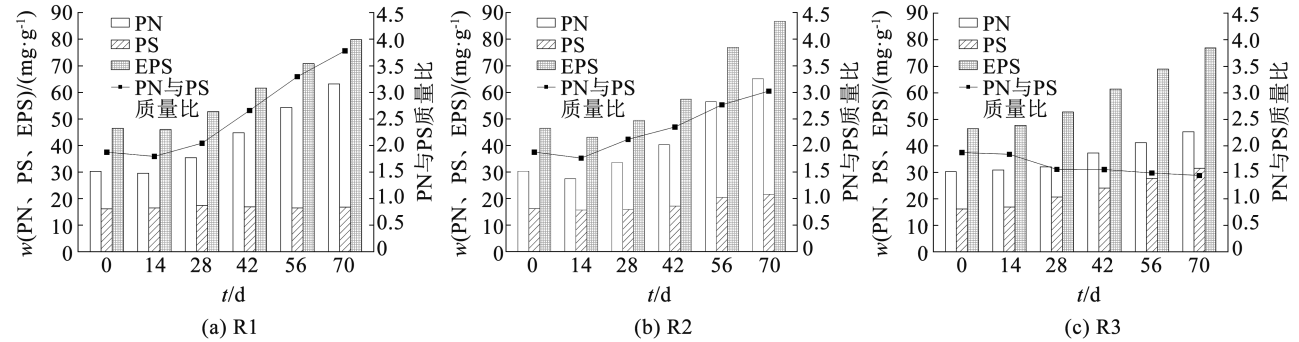


图8 不同厌/缺氧段 HRT 下 EPS 质量分数变化

Fig.8 Variation of EPS content under different anaerobic/anoxic HRTs

2.4 不同厌/缺氧段 HRT 下 DPAOs 和 DGAOs 的内碳源储量及释磷量变化

为分析不同厌/缺氧段 HRT 对 PAOs-GAOs 共生系统内两者之间竞争关系的影响, 根据 3 组反应器内 COD_{intra} 及 PRA 变化特性, 确定不同厌/缺氧段 HRT 下各菌群的性能, 如图 9 所示。可以看出, 3 组反应器 COD_{intra} 分别为 141.59、182.81、170.69 mg/L, 内碳源转化能力均较高, 其中, R2 > R3 > R1。Chen 等^[26]的研究表明, 消耗相同的 COD 时, GAOs 能比 PAOs 储存更多的内碳源, 由此猜测 R2 中 GAOs 丰度最高。再者, 厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min (R3) 时, 释磷量为 17.70 mg/L, 明显少于 50 min/210 min (R1) 时的 29.81 mg/L, 加之 130 min/130 min (R3) 的内碳源储量多于 50 min/210 min (R1), 推测厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min 时, 部分 DPAOs 的活性受到抑制或被淘洗出反应器, 造成 GAOs 与 PAOs 的丰度之差变大。此外, R1、R2、R3 的内碳源储存过程中, PAOs 和 GAOs 的贡献比例不尽相同, 在厌/缺氧段 HRT 为 50 min/210 min (R1)、90 min/170 min (R2)、130 min/130 min (R3) 的反应器中, P_{PAOs} 和 P_{GAOs} 分别为 42.10% 和 57.90%、34.69% 和 65.31%、20.73% 和 79.27%。从不同的贡献比值可以猜测, 3 组反应器中 GAOs 与 PAOs 丰度比应为 R3 > R2 > R1。以上分析表明, 调节厌/缺氧段 HRT 可以调控系统内 GAOs 和 PAOs 的相对生长关系, 而 PAOs 和 GAOs 的生长比例直接造成了 3 组反应器之间的脱氮除磷性能出现差异。

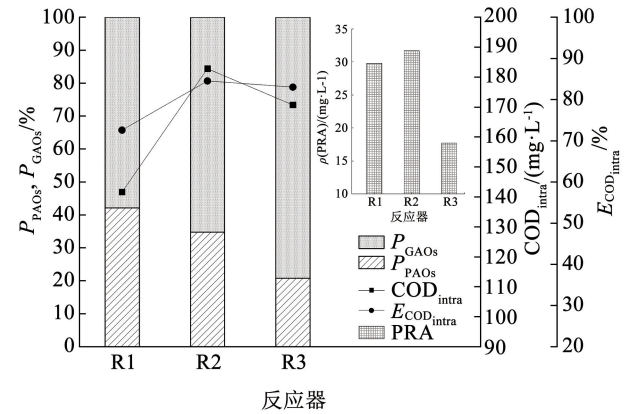


图9 不同厌/缺氧段 HRT 下内碳源储存及释磷量变化

Fig.9 Variation in endocarbon source storage and phosphorus release under different anaerobic/anoxic HRTs

2.5 不同厌/缺氧段 HRT 下除磷动力学研究

为估算 DPAOs 对除磷的贡献, 对不同厌/缺氧段 HRT 下的颗粒污泥进行了批次实验, 结果如表 3 所示。可以看出, 不同厌/缺氧段 HRT 对 COD 吸收速率和厌氧释磷速率有较大影响。厌/缺氧段 HRT 从 50 min/210 min 到 90 min/170 min 再到 130 min/130 min 的过程中, 厌氧释磷速率逐渐降低, 厌氧 P 与 COD 质量比的变化趋势与厌氧释磷速率一致, 微生物内碳源储量却略有增加。这一现象说明颗粒污泥中的 GAOs 和 DGAOs 等竞争菌数量相对增加, 因为它们们在竞争碳源的过程中并不释磷^[27]。此外, 根据好氧吸磷速率可知, R1 中的 PAOs 活性最强, 在 3 组反应器中均存在缺氧吸磷现象, 说明通过外加 NO₂⁻-N 的方式驯化出了一定数量的 DPAOs。然而

R3 的好氧吸磷速率和缺氧吸磷速率最小,表明 R3 中 PAOs 菌属低于 R1 和 R2,这与上文分析一致。缺氧吸磷速率与好氧吸磷速率的比值可以表征反应

器中的 DPAOs 占比^[28],因此,由表 3 数据可以得到 3 组反应器中 DPAOs 占 PAOs 的比例分别为 37.51%、54.86% 和 49.77%。

表 3 不同厌/缺氧段 HRT 下除磷动力学

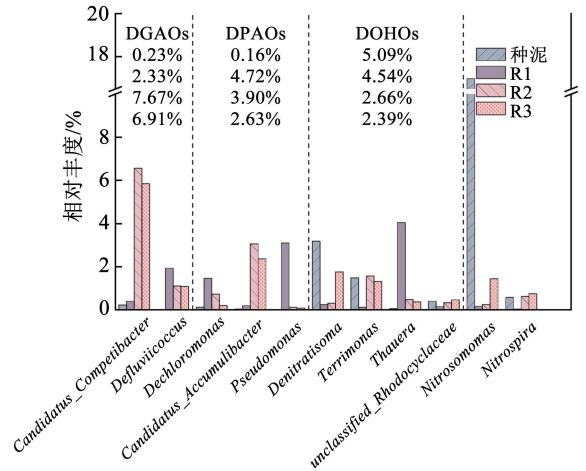
Tab. 3 Phosphorus removal kinetics under different anaerobic/anoxic HRTs

反应器	不同厌氧段 HRT			吸磷批次实验		
	COD 吸收速率/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	厌氧释磷速率/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	厌氧 P 与 COD 质量比	好氧吸磷速率/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	缺氧吸磷速率/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	缺/好氧吸磷 速率/%
R1	184.36	41.65	0.22	16.29	6.11	37.51
R2	190.24	38.03	0.20	13.47	7.39	54.86
R3	188.47	22.70	0.12	11.09	5.52	49.77

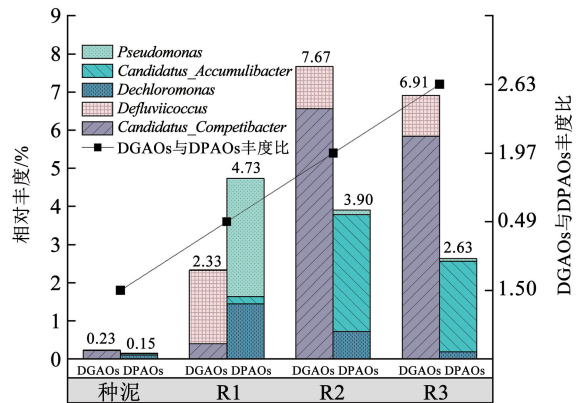
2.6 微生物群落分析

接种污泥和 3 组 SBR 运行到第 70 天时功能微生物在属水平的相对丰度如图 10 所示。由图 10(a)可以看出,经不同厌/缺氧段 HRT 调控后, DGAOs 丰度由接种时的 0.23% 分别增加到 2.33%、7.67% 和 6.91%, DPAOs 丰度由接种时的 0.16% 分别增加到 4.72%、3.90% 和 2.63%, DOHOs 丰度由接种时的 5.09% 分别下降到 4.54%、2.66% 和 2.39%,表明通过调控厌/缺氧段 HRT 可以平衡系统中 DGAOs 和 DPAOs 的活性。然而,调控厌/缺氧段 HRT 虽然实现了 DGAOs 与 DPAOs 丰度比的增大,但 DGAOs 生长快于 DPAOs。再者,虽然厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min (R3) 时 DGAOs 与 DPAOs 丰度比较 90 min/170 min (R2) 时高,但 DGAOs 丰度低,可能厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min 时,对两者的生长初现不利。系统中检出了两种典型的 DPAOs (*Dechloromonas* 和 *Candidatus_Accumulibacter*),以往研究中报道, *Dechloromonas* 是一类以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 或 O_2 为电子受体的 DPAOs^[29],而 *Candidatus_Accumulibacter* 以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为电子受体^[30]。由图 10(b)可以看出,90 min/170 min (R2)、130 min/130 min (R3) 的 *Dechloromonas* 丰度不及 *Candidatus_Accumulibacter*,可能是厌/缺氧段 HRT 为 90 min/170 min、130 min/130 min 时 DGAOs 多于 50 min/210 min (R1),与 *Dechloromonas* 竞争 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 处于优势地位,同时还原成的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 被 *Candidatus_Accumulibacter* 利用,促进了 *Candidatus_Accumulibacter* 生长。此外, Zhang 等^[31]的研究发现,较长的缺氧 HRT 更有利于 *Dechloromonas* 的积累,这与本文的结论一致。在本研究中, R2 中 DPAOs 总丰度为 3.90%,不及 R1 的 4.73%,但去除率高于 R1,推测是因为 R2 中的 TB-EPS 较高,部分磷储存在 TB-EPS 中^[32],使 R2 的去除率高于 R1。除上述 DGAOs 和 DPAOs 外,还检测到其他与反硝

化细菌相关的属,它们可能利用正常底物代谢或生物质衰变产生的复杂化合物在反应器中生长^[33-34]。



(a) 主要功能菌在属水平上的丰度变化



(b) DGAOs和DPAOs丰度比的变化

图 10 功能微生物在属水平上的丰度变化

Fig. 10 Abundance variation of functional microorganisms at the genus level

3 结论

1) 从处理性能看,不同厌/缺氧段 HRT 对 COD 去除影响不大,平均去除率均在 90% 以上;厌/缺氧段 HRT 为 90 min/170 min 时,除磷效果最好,出水

TP 质量浓度小于 0.5 mg/L, 去除率高达 96.37%, 厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min 时, TP 去除率下降至 89.95%, 出水 TP 质量浓度大于 0.5 mg/L。

2) 从成粒效果看, 厌/缺氧段 HRT 为 50 min/210 min 和 90 min/170 min 时对 PN 的促进作用更大, 污泥成粒效果好, 平均粒径分别为 517.6, 480.1 μm ; 厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min 时, 更有利于 PS 分泌, 污泥自凝能力变差, 平均粒径仅为 255.3 μm , 成粒效果较差。

3) 从内碳源利用看, 厌/缺氧段 HRT 为 50 min/210 min, 90 min/170 min 和 130 min/130 min 时, PAOs 对内碳源储存的贡献比例从 42.10% 降至 34.69% 再降至 20.73%, GAOs 则从 57.90% 升至 65.31% 再升至 79.27%。厌/缺氧段 HRT 为 90 min/170 min 时, PAOs 和 GAOs 对内碳源的贡献比例较为均衡, 系统脱氮除磷性能最佳。

4) 从微生物属水平看, 厌/缺氧段 HRT 为 90 min/170 min 时, DGAOs 和 DPAOs 丰度最高, 分别为 7.67% 和 3.90%, 丰度比为 1.97, DGAOs 和 DPAOs 生长较为平衡; 厌/缺氧段 HRT 为 50 min/210 min 时, DGAOs 与 DPAOs 丰度比为 0.49, DGAOs 占比较低; 厌/缺氧段 HRT 为 130 min/130 min 时, 丰度比增长至 2.63, DPAOs 占比较低, 系统除磷性能较差。

参考文献

[1] 冯琪瑞, 唐玉朝, 伍昌年, 等. 反硝化除磷工艺进展及影响因素[J]. 环境监测管理与技术, 2023, 35(4): 7
FENG Qirui, TANG Yuchao, WU Changnian, et al. Progress and influencing factors of denitrifying phosphorus removal process[J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2023, 35(4): 7. DOI: 10.19501/j.cnki.1006-2009.2023.04.014

[2] ZHANG Congcong, GUIASOLA A, BAEZA J A. A review on the integration of mainstream P-recovery strategies with enhanced biological phosphorus removal[J]. Water Research, 2022, 212: 118102. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118102

[3] ZHANG Miao, ZHU Chenjie, PAN Ting, et al. Nutrient metabolism, mass balance, and microbial structure community in a novel denitrifying phosphorus removal system based on the utilizing rules of acetate and propionate[J]. Chemosphere, 2020, 257: 127076. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127076

[4] HE Qiulai, WANG Hongyu, CHEN Li, et al. Elevated salinity deteriorated enhanced biological phosphorus removal in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 390: 121782. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121782

[5] SUN Yawen, PENG Yongzhen, ZHANG Jianhua, et al. Effect of endogenous metabolisms on survival and activities of denitrifying phosphorus removal sludge under various starvation conditions[J].

Bioresource Technology, 2020, 315: 123839. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.123839

[6] WANG Xiaoxia, WANG Shuying, XUE Tonglai, et al. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage[J]. Water Research, 2015, 77: 191. DOI: 10.1016/j.watres.2015.03.019

[7] ZAMAN M, KIM M, NAKHLA G. Simultaneous partial nitrification and denitrifying phosphorus removal (PNDPR) in a sequencing batch reactor process operated at low DO and high SRT for carbon and energy reduction[J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 425: 131881. DOI: 10.1016/j.cej.2021.131881

[8] YUAN Chuansheng, WANG Bo, PENG Yongzhen, et al. Enhanced nutrient removal of simultaneous partial nitrification, denitrification and phosphorus removal (SPNDPR) in a single-stage anaerobic/micro-aerobic sequencing batch reactor for treating real sewage with low carbon/nitrogen[J]. Chemosphere, 2020, 257: 127097. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127097

[9] LI Dongyue, GUO Wei, LIANG Dongbo, et al. Rapid start-up and advanced nutrient removal of simultaneous nitrification, endogenous denitrification and phosphorus removal aerobic granular sequence batch reactor for treating low C/N domestic wastewater[J]. Environmental Research, 2022, 212: 113464. DOI: 10.1016/j.envres.2022.113464

[10] ZHAO Ji, WANG Xiaoxia, LI Xiyao, et al. Improvement of partial nitrification endogenous denitrification and phosphorus removal system: balancing competition between phosphorus and glycogen accumulating organisms to enhance nitrogen removal without initiating phosphorus removal deterioration[J]. Bioresource Technology, 2019, 281: 382. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.02.109

[11] LIN Yangang, SUN Yawen, ZHANG Liyuan, et al. Balancing denitrifying phosphorus-accumulating organisms and denitrifying glycogen-accumulating organisms for advanced nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater[J]. Bioresource Technology, 2023, 369: 128444. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.128444

[12] LI Siqi, GUO Yu, ZHANG Xuan, et al. Advanced nitrogen and phosphorus removal by the symbiosis of PAOs, DPAOs and DGAOs in a pilot-scale A²O/A + MBR process with a low C/N ratio of influent[J]. Water Research, 2023, 229: 119459. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119459

[13] CHEN Jieyu, WANG Jie, WANG Xiaoning, et al. Strengthening anoxic glycogen consumption in SNEDPR-CW as a strategy to control PAO-GAO competition under carbon limited condition[J]. Chemosphere, 2022, 288: 132617. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132617

[14] WANG Yayi, GUO Gang, WANG Hong, et al. Long-term impact of anaerobic reaction time on the performance and granular characteristics of granular denitrifying biological phosphorus removal systems[J]. Water Research, 2013, 47(14): 5326. DOI: 10.1016/j.watres.2013.06.013

[15] 潘芳, 郭刚, 王鸿, 等. 缺氧反应时间对反硝化除磷系统脱氮除磷效果的影响[J]. 四川环境, 2014, 33(1): 36
PAN Fang, GUO Gang, WANG Hong, et al. Impact of anoxic

- reaction time on denitrifying phosphorus removal performance[J]. *Sichuan Environment*, 2014, 33(1): 36. DOI: 10.14034/j.cnki.schj.2014.01.012
- [16] XU Ronghua, FU Yue, XU Yubo, et al. Comparing biotransformation of extracellular polymeric substances (EPS) under aerobic and anoxic conditions: reactivities, components, and bacterial responses[J]. *Chemosphere*, 2022, 296: 133996. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.133996
- [17] LIU Hong, FANG H H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges[J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, 95(3): 249. DOI: 10.1016/S0168-1656(2)00025-1
- [18] LIN Ziyuan, WANG Yingmu, HUANG Wei, et al. Single-stage denitrifying phosphorus removal biofilter utilizing intracellular carbon source for advanced nutrient removal and phosphorus recovery[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 277: 27. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.01.025
- [19] HAN Xushen, JIN Yan, YU Jianguo. Rapid formation of aerobic granular sludge by bioaugmentation technology: a review [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 437: 134971. DOI: 10.1016/j.cej.2022.134971
- [20] 中华人民共和国国家环境保护总局. 城镇污水处理厂污染物排放标准: GB 18918—2002[S]. 北京: 北京市环境保护科学研究院, 2002
- State Environmental Protection Administration of the People's Republic of China. Discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plant: GB 18918—2002[S]. Beijing: Beijing Academy of Environmental Protection Sciences, 2002
- [21] 王琪, 李冬, 李鹏垚, 等. 厌/缺氧时间对好氧颗粒污泥同步硝化内源反硝化和除磷的影响[J]. *中国环境科学*, 2022, 42(9): 4199
- WANG Qi, LI Dong, LI Pengyao, et al. Effect of anaerobic/anoxic time on simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal from aerobic granular sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 42(9): 4199. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20220412.004
- [22] WU Hu, WANG Jie, CHEN Jieyu, et al. Advanced nitrogen and phosphorus removal by combining endogenous denitrification and denitrifying dephosphatation in constructed wetlands[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 294: 112967. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112967
- [23] HOU Baolin, PENG Sining, DENG Renjian, et al. Biological nutrients removal performance under starvation stress: efficacy deterioration and recovery [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 351: 126977. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.126977
- [24] 汤皓婷, 隆静, 蒋宛胜, 等. 好氧颗粒污泥失稳机理及改善策略之研究进展[J]. *环境工程*, 2023, 41(9): 96
- TANG Haoting, LONG Jing, JIANG Kuansheng, et al. Research progress on instability mechanisms and improvement strategies of aerobic granular sludge [J]. *Environmental Engineering*, 2023, 41(9): 96. DOI:10.13205/j.hjgc.202309012
- [25] PENG Ting, WANG Yaying, WANG Jiaqin, et al. Effect of different forms and components of EPS on sludge aggregation during granulation process of aerobic granular sludge [J]. *Chemosphere*, 2022, 303: 135116. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135116
- [26] CHEN Jieyu, WANG Jie, WANG Xiaoning, et al. Strengthening anoxic glycogen consumption in SNEDPR-CW as a strategy to control PAO-GAO competition under carbon limited condition [J]. *Chemosphere*, 2022, 288. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132617
- [27] 张玉君, 李冬, 王歆鑫, 等. 间歇梯度曝气下首段延时厌氧强化好氧颗粒污泥脱氮除磷[J]. *环境科学*, 2021, 42(7): 3405
- ZHANG Yujun, LI Dong, WANG Xinxin, et al. First extended anaerobic phase enhanced nitrogen and phosphorus removal by aerobic granular sludge under intermittent gradient aeration [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(7): 3405. DOI: 10.13227/j.hjcx.202011124
- [28] WACHTMEISTER A, KUBA T, VANLOOSDRECHT M C M, et al. A sludge characterization assay for aerobic and denitrifying phosphorus removing sludge[J]. *Water Research*, 1997, 31(3): 471. DOI: 10.1016/S0043-1354(96)00281-3
- [29] PETRIGLIERI F, SINGLETON C, PECES M, et al. "Candidatus Dechloromonas phosphoritropha" and "Ca. D. phosphorivorans", novel polyphosphate accumulating organisms abundant in wastewater treatment systems[J]. *The ISME Journal*, 2021, 15(12): 3605
- [30] KIM J M, LEE H J, LEE D S, et al. Characterization of the denitrification-associated phosphorus uptake properties of "Candidatus accumulibacter phosphatis" clades in sludge subjected to enhanced biological phosphorus removal [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2013, 79(6): 1969
- [31] ZHANG Miao, ZHU Chenjie, PAN Ting, et al. Nutrient metabolism, mass balance, and microbial structure community in a novel denitrifying phosphorus removal system based on the utilizing rules of acetate and propionate[J]. *Chemosphere*, 2020, 24: 257. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127076
- [32] LONG Xiangyu, TANG Ran, FANG Zhendong, et al. The roles of loosely-bound and tightly-bound extracellular polymer substances in enhanced biological phosphorus removal[J]. *Chemosphere*, 2017, 189: 679. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.09.067
- [33] JI Jiantao, PENG Yongzhen, WANG Bo, et al. A novel SNPR process for advanced nitrogen and phosphorus removal from mainstream wastewater based on anammox, endogenous partial-denitrification and denitrifying dephosphatation [J]. *Water Research*, 2020, 170(1): 115363. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115363
- [34] DING Jing, GAO Xinjie, PENG Yi, et al. Anaerobic duration optimization improves endogenous denitrification efficiency by glycogen accumulating organisms enhancement [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 348: 126730. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.126730

(编辑 刘 彤)