

狄依超, 杨浩, 李彭, 等. 慢速生物降解有机碳对污水 AAO 处理工艺脱氮除磷性能的影响[J]. 净水技术, 2025, 44(6): 89-99, 181.

DI Y C, YANG H, LI P, et al. Effect of slow biodegradation of organic carbon on performance of denitrification and dephosphorization in AAO processes for wastewater treatment[J]. Water Purification Technology, 2025, 44(6): 89-99, 181.

慢速生物降解有机碳对污水 AAO 处理工艺脱氮除磷性能的影响

狄依超¹, 杨浩^{1,*}, 李彭², 马艳³, 黄晓俊⁴, 何义亮²

(1. 兰州交通大学环境与市政工程学院, 甘肃兰州 730070; 2. 上海交通大学环境科学与工程学院, 上海 200240; 3. 上海城市水资源开发利用国家工程中心有限公司, 上海 200082; 4. 上海城投污水处理有限公司, 上海 201203)

摘要 【目的】进水碳源类型直接影响聚磷菌的代谢途径和活性, 但进水有机碳类型对污水处理工艺的影响机制尚不清晰。【方法】以牛肉膏为颗粒态慢速转化有机物, 探究进水碳源的组成对厌氧/缺氧/好氧(AAO)系统出水水质、污泥沉降性能、微生物群落结构的影响。【结果】结果表明, 进水中含有 50 mg/L COD 的颗粒态慢速转化有机物时, 系统出水氨氮、TN、TP 为 7.15、10.41、4.88 mg/L, 污泥容积指数(SVI)由 115.48 mL/g 增加到 210.97 mL/g, 序批试验的厌氧释磷速率和好氧吸磷速率由 5.58、67.26 mg P/[(g VSS)·h] 变为 2.03、21.24 mg P/[(g VSS)·h]。微生物群落分析表明, 乳酸乳球菌属(*Lactococcus*)和产丙酸细胞菌属(*Propioniclava*)的富集是进水组分中慢速转化有机物增加导致的。【结论】进水的慢速生物转化有机物改变了活性污泥性状, 影响了 AAO 系统脱氮除磷性能。

关键词 挥发性脂肪酸(VFA) 污泥沉降 生物除磷 慢速生物降解有机碳 脱氮 微生物群落

中图分类号: TU992 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-0177(2025)06-0089-12

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.06.011

Effect of Slow Biodegradation of Organic Carbon on Performance of Denitrification and Dephosphorization in AAO Processes for Wastewater Treatment

DI Yichao¹, YANG Hao^{1,*}, LI Peng², MA Yan³, HUANG Xiaojun⁴, HE Yiliang²

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China;

2. School of Environmental Science and Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240, China;

3. Shanghai National Engineering Research Center of Urban Water Resources Co., Ltd., Shanghai 200082, China;

4. Shanghai city sewage treatment Co., Ltd., Shanghai 201203, China)

Abstract [Objective] The type of influent carbon source directly affects the metabolic pathways and activity of phosphorus accumulating bacteria. However, the mechanism by which the type of organic carbon in the influent affects the wastewater treatment process is unclear. [Methods] Using beef paste as slow biodegradation of organic carbon, this study investigates the influence of the composition of influent carbon sources on the effluent quality, sludge settling performance, and microbial community structure of the anoxic anaerobic/anoxic/oxic(AAO) system. [Results] The result showed that when the influent contained 50 mg/L COD of slow biodegradation of organic carbon, the ammonia nitrogen, TN, and TP in the effluent of the system were 7.15, 10.41, 4.88 mg/L, respectively. The sludge volume index(SVI) increased from 115.48 mL/g to 210.97 mL/g, and the anaerobic phosphorus release rate and aerobic phosphorus uptake rate in the sequential batch experiment increased from 5.58 mg P/[(g VSS)·h] and 67.26 mg P/[(g VSS)·h] to 2.03 mg P/[(g VSS)·h] and 21.24 mg P/[(g VSS)·h]. Microbial community analysis showed that the enrichment of *Lactococcus* and *Propioniclava* genera is caused by an increase in slow conversion of organic matter in the influent

[收稿日期] 2024-02-24

[基金项目] 上海城投水务(集团)有限公司科研项目(KY.WB.23.001)

[作者简介] 狄依超(1997—), 男, 硕士研究生, 研究方向为侧流磷回收的除磷性能和功能, E-mail: 1219276246@qq.com。

[通信作者] 杨浩(1980—), 男, 副教授, 研究方向为水源水体水质修复和水污染防治理论与技术, E-mail: yanghao7614236@163.com。

component. [Conclusion] The slow biological conversion of organic matter into influent alters the characteristics of activated sludge and affects the nitrogen and phosphorus removal performance of AAO systems.

Keywords volatile fatty acid (VFA) sludge settling biological phosphorus removal slow biodegradation of organic carbon denitification microbial community

在污水处理行业中,厌氧/缺氧/好氧(AAO)工艺具有技术设计简单、建造成本低、处理效果好等优势,是目前城市污水处理厂应用的主要工艺。AAO工艺的同时脱氮除磷过程较为复杂,包含有机物的分解、氮的氨化、硝化、反硝化、聚磷菌中聚羟基脂肪酸酯(polyhydroxyalkanoates, PHA)的合成和聚磷酸盐(poly-P)的分解等多个生化反应。生物除磷过程中,聚磷菌(phosphorus accumulating organisms, PAOs)在厌氧条件下,吸收外界有机物的水解产物乙酸苷等挥发性脂肪酸(VFAs)用于合成自身胞内PHA,并在好氧条件下分解自身的PHA并从胞外摄取 PO_4^{3-} 合成poly-P颗粒储存于细胞内。因此,进水VFAs的含量或在厌氧池分解有机物产生的VFAs含量直接影响PAOs的生物除磷效果^[1-2]。

Atasoy等^[3]研究了污泥结构、微生物多样性和反应器类型对于污水VFAs产率的影响,最大VFAs产率为 $0.94 \sim 0.97 \text{ g COD}/(\text{g SCOD})$ (SCOD为溶解态有机物),并且VFAs中的优势酸为乳酸和丙酸。郝建昭等^[4]的研究认为,当乙酸钠-COD质量浓度低于 200 mg/L 时,污泥厌氧释磷量随NaAC-COD浓度的升高而升高。因此,进水有机物经过厌氧条件后,所产生的VFAs量对于生物除磷重要意义。一般地,城市污水中的有机物按尺寸可以分为颗粒态、胶体态、SCOD。在厌氧条件下,VFAs的产生是由进水中SCOD被水解产酸菌分解

形成^[4-5]。对于整个AAO工艺而言,进水有机物在厌氧池内的VFAs产率对于除磷有重要影响。尺寸较大的颗粒态有机物通常需要更长时间被微生物利用,称为颗粒态慢速转化有机物(particulate slow chemical oxygen demand, PSCOD)。由于实际污水厂运行中,污水形态和组分差异显著,慢速生物降解有机物对生物脱氮除磷效果和微生物群落响应关系的研究有重要价值。目前涉及进水中存在较高比例慢速生物降解有机物时,对于形成活性污泥的释磷和吸磷动力学变化和胞外聚合物生成和微生物群落特性的研究较少,本次试验探讨慢速生物降解有机物对于生物除磷性能的影响,进而揭示进水中复杂碳源影响脱氮除磷系统内功能菌群的机理。

本研究利用牛肉膏模拟进水COD中PSCOD,研究进水中PSCOD增加时,AAO系统脱氮除磷性能的变化和微生物群落演化。

1 材料与方法

1.1 AAO工艺流程和装置

AAO工艺流程如图1所示。该系统包括3个主要环节:配水箱、生化反应池和沉淀槽,有效体积分别为64、180、46.1 L。生化反应池的厌氧段、缺氧段、曝气段体积分别为36、36、108 L。内、外回流比分别为150%和100%,每天排出外回流混合液500 mL。

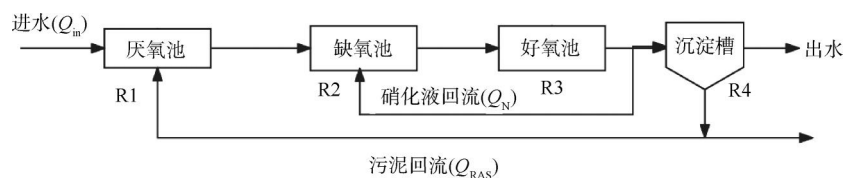


图1 试验装置流程

Fig. 1 Test Set-Up Process

活性污泥取自上海市某污水处理厂,悬浮固体质量浓度(MLSS)= $3\ 066 \sim 4\ 006 \text{ mg/L}$ 。设计流量为 15 L/h ,进水为人工配水,废水配方为牛肉膏、蛋白胨、葡萄糖、氯化铵和磷酸二氢钾。配水水质参数如表1所示。

AAO工艺流程如图1所示。该系统包括3个主要组成部分:配水箱、生化反应池和沉淀槽,有效体积分别为64、180、46.1 L。生化反应池的厌氧段、缺氧段、曝气段体积分别为36、36、108 L。内、外回流比分别为150%、100%,每天排出外回流混合液500 mL。

表 1 AAO 系统进水水质
Tab. 1 Influent Quality for AAO System

指标	数值
COD/(mg·L ⁻¹)	281.50~296.41
氨氮/(mg·L ⁻¹)	22.83~26.01
TN/(mg·L ⁻¹)	27.40~30.55
TP/(mg·L ⁻¹)	6.10~8.35
NO ₃ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	0~2.08
NO ₂ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	0~0.32

本试验探究 PSCOD 与 SCOD 作为进水碳源对 AAO 反应系统脱氮除磷性能的影响,建立 3 个运行阶段,不同运行阶段所使用的碳源种类不同,如表 2 所示。

表 2 不同阶段碳源种类
Tab. 2 Types of Carbon Sources at Different Stages

项目	阶段 1	阶段 2	阶段 3
碳源种类	调试阶段	牛肉膏、蛋白胨、葡萄糖	蛋白胨、葡萄糖
进水 COD/(mg·L ⁻¹)		280~300	280~300

1.2 批次生物除磷试验方法

图 2 为批次生物除磷试验装置。取洁净的玻璃瓶,其工作体积为 1 000 mL。取 AAO 反应装置内的 500 mL 剩余污泥,加入批次试验装置。并向其中加入 200 mL 磷使用液(PO₄³⁻ 质量浓度=50 mg/L)、50 mL 氨氮使用液(氨氮质量浓度=400 mg/L)和 250 mL 的乙酸钠使用液(COD 质量浓度=1 200 mg/L)。

试验条件为厌氧 2 h+曝气 6 h,每 60 min 从装置中取混合液,0.45 μm 滤膜过滤,所得水样测定氨氮、TP、VFAs,所得泥样测定污泥含磷率。每次试验之前测定所使用的活性污泥胞外聚合物(EPS)。

1.3 测定与分析方法

试验中所有水样均经过 0.45 μm 滤膜过滤后测定,COD 采用重铬酸盐法测定;TN、氨氮、NO₃⁻-N 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法、水杨酸法、紫外分光光度法测定;TP 采用钼酸铵分光光度法;MLSS、挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)采用滤纸称重法测定;EPS 的测定组分为蛋白质(PN)和多糖(PS)^[6],PN 测定采用 Lowry 法,PS 测定采用蒽酮硫酸法。

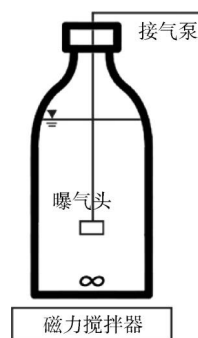


图 2 批次试验装置

Fig. 2 Batch Test Equipment

污泥含磷率的测定方法:称取 0.010 0 g 干污泥,置于消解管,加水稀释后采取钼酸铵分光光度法测定其中磷含量^[7]。VFAs 采用气相色谱测定^[8]。

微生物群落样品取自系统回流污泥,离心后在 -80 ℃ 温度下保存,后期统一交由上海美吉生物公司进行细菌微生物多样性分析。测序流程为:经污泥样品的脱氧核糖核酸(DNA)抽提,进行聚合酶链式反应(PCR)扩增、产物纯化、定量与均一化,之后采取 Illumina 测序平台进行高通量测序。

1.4 计算方法

计算方法如式(1)~式(3)。

$$V_n = \frac{C_{an3} - C_{an4}}{C_{MLVSS} T_o} \quad (1)$$

$$V_{dn} = \frac{C_{nn1} - C_{nn2}}{C_{MLVSS} T_a} \quad (2)$$

$$V_{ap} = \frac{C_{p3} - C_{p4}}{C_{MLVSS} T_o} \quad (3)$$

其中: V_n ——硝化速率,mg 氨氮/[(g VSS)·h];

V_{dn} ——反硝化速率,mg NO₃⁻-N/[(g VSS)·h];

V_{ap} ——好氧吸磷速率,mg P/[(g VSS)·h];

C_{an3} 、 C_{an4} ——曝气池进、出水氨氮质量浓度,mg/L;

C_{nn1} 、 C_{nn2} ——缺氧池进、出水 NO₃⁻-N 质量浓度,mg/L;

C_{p3} 、 C_{p4} ——曝气池进、出水 TP 质量浓度,mg/L;

C_{MLVSS} ——反应池中挥发性悬浮固体质量浓度,g/L;

T_a 、 T_o ——缺氧池、曝气池的水力停留时间,h。

2 结果与讨论

2.1 不同运行阶段 AAO 系统对主要污染物的去除效果

(1) COD 去除效果

不同阶段内 AAO 系统对主要污染物去除效果如图 3 所示。3 个阶段的进水 COD 值均为 280~300 mg/L,不同的是阶段 1 和阶段 2 中 PSCOD 与 SCOD

的占比分别为 45% 和 55%,而阶段 3 中 SCOD 的占比为 100%。不同阶段的效果显示,进水中的 COD 有 89.8%~91.2% 在厌氧池通过水解酸化、内源吸附等方式被微生物细胞吸收或吸附,剩余 COD 大多在缺氧池被消耗。这符合一般的 AAO 系统对有机物的去除规律,厌氧池出水的 COD 值由阶段 2 的 (52.22 ± 6.97) mg/L 变为阶段 3 的 (46.92 ± 20.50)

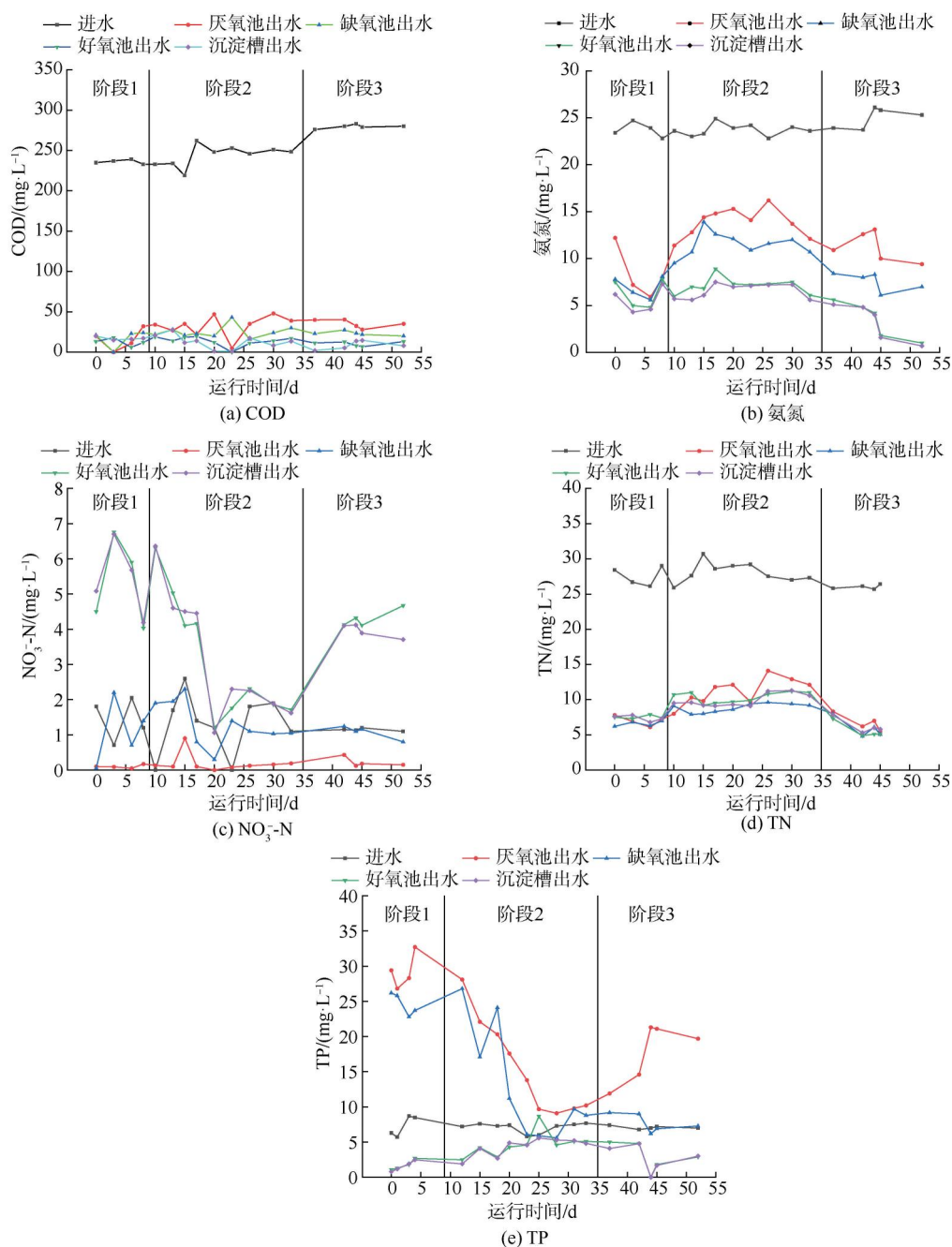


图 3 不同运行阶段 AAO 系统各单元对主要污染物的去除效果

Fig. 3 Removal Efficiency of Main Pollutants by Each Unit of AAO System at Different Operation Stages

mg/L,基本没有变化,而进水碳源组成的不同说明了整个系统在阶段2表现出更强的碳源捕获或吸附作用,而并没有将这部分碳源用于反硝化作用和释磷作用^[9]。进水中的一部分PSCOD由于生物絮凝作用,被微生物吸附在细胞膜或细胞壁表面,在厌氧段和缺氧段不参与生物脱氮除磷作用,而是以PS荚膜或高蛋白的形态一直存在于系统混合液中,进入曝气池后这部分水解不完全的有机物在高溶解氧(DO)的条件下逐渐消耗殆尽。这一点从氮、磷的变化规律上也有相应的对应。

(2) 氨氮、TN、NO₃⁻-N 去除效果

系统经过调试阶段后,在阶段2中,氨氮的去除率逐渐降低,出水质量浓度由1.28 mg/L升高至6.06 mg/L,同时出水NO₃⁻-N质量浓度由5.01 mg/L降低至0.87 mg/L,并且同时期出水的NO₂⁻-N质量浓度均<1 mg/L,说明系统中的硝化细菌活性逐渐降低,导致进入曝气池中的氨氮不能被氨氧化菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NO_B)氧化^[10]。这个现象说明了PSCOD在厌氧段并没有被水解酸化,而是以大分子形式被吸附捕获,被吸附捕获的PSCOD在曝气段中的分解作用消耗了系统中的DO,导致好氧段的DO下降,从而抑制了硝化作用^[11]。研究^[12]表明,在梯度曝气生物系统中低氧池DO为0.72 mg/L,好氧池DO质量浓度为1.27 mg/L时,出水氨氮质量浓度由1.3 mg/L升高到4.0 mg/L。因此,本系统中DO的降低导致硝化反应下降,进而整个系统的氨氮去除率在阶段2逐渐降低。而阶段3在保持进水COD不变的前提下,在进水碳源组成中取消了PSCOD,取而代之的是等量COD值的SCOD,氨氮去除率恢复至接种调试阶段水平。这表明,碳源的生物利用难易程度对水解酸化的影响,会进一步作用于好氧段的硝化作用,碳源的可生化性越高,对氨氮去除的干扰越小。

阶段1的曝气池出水产生(5.43±0.95) mg/L的NO₃⁻-N,并且回流至缺氧池后,缺氧池出水NO₃⁻-N的质量浓度持续<1.98 mg/L,在装置启动初期,缺氧池内的反硝化速率大约为5.667 mg NO₃⁻-N/[(g VSS) ·h]。阶段2期间(第20 d以后),因曝气池硝化反应不足,导致回流至缺氧池的NO₃⁻-N含量不足,但回流至缺氧池的NO₃⁻-N依然能以3.987 mg NO₃⁻-N/[(g VSS) ·h]的反硝化速率被去除,期间内

缺氧池出水NO₃⁻-N质量浓度最高为2.51 mg/L,在PSCOD的作用下,缺氧池出水的低NO₃⁻-N浓度说明碳源种类对NO₃⁻-N的去除效果影响并不明显。研究^[13]表明,在不同碳源的分子构成和氧化还原电位的差异,系统内的硝化和反硝化功能菌群对它们的利用程度不同,从而在不同碳源条件下(丁二酸钠、柠檬酸钠、乙酸钠),脱氮的主体功能菌(反硝化聚磷菌如*Thaurea* sp. SND5、厌氧产碱菌如*Alcaligenes faecalis* C16、好氧反硝化菌如*Paracoccus pantotrophus*)不同,但表现出大致相同的脱氮性能。此时,系统内反硝化速率受限的原因为硝化液回流所携带的NO₃⁻-N底物不足,而非碳源影响。阶段3的反硝化速率为6.597 mg NO₃⁻-N/[(g VSS) ·h],在硝化反应完全且进水有机物浓度不变的情况下,反硝化速率的升高也说明了阶段2反硝化速率降低的原因是因为系统内回流所提供的硝态氮含量降低。

出水TN在阶段1和阶段2内呈现上升趋势,最大达到11.73 mg/L,在阶段3逐渐恢复至接种污泥水平。结合氨氮与NO₃⁻-N的变化曲线,系统总体的脱氮性能波动的原因是阶段2内的PSCOD水解酸化速率降低,进而以颗粒态的形式存在于好氧段,降低反应器内DO浓度,最终影响氨氮去除性能。

(3) TP 去除效果

TP的去除效果变化体现在厌氧池上清液的磷酸盐浓度变化上,在阶段1运行期间,厌氧池上清液的磷酸盐质量浓度浓缩至(27.80±1.91) mg/L,经历一段时间以后,阶段2内其值逐渐降低为(10.53±4.58) mg/L。这是在进水的有机物在厌氧阶段中,PSCOD需要进一步水解发酵才能被PAO利用,导致PAO在与其他细菌对有机物的竞争中处于劣势,污泥的释磷量较低^[13]。

在微生物群落竞争关系中,因为受到碳源条件的限制,PAOs在与兼性厌氧菌争夺碳源的过程中处于劣势,使PAOs在整个菌群中的占比逐渐降低,因此活性污泥的厌氧磷浓缩效果变差^[14]。另一方面,出水TP由阶段1的1.08 mg/L升高至阶段2的5.43 mg/L,而出水COD为7.51~28.83 mg/L,这也说明系统中进水COD并没有被用于生物除磷作用。总之,进水COD被去除,而进水磷酸盐却没有产生相应的去除效果,这表示PAOs的活性降低,原因是厌氧段PAOs胞内贮存PHA不足影响了生物除磷效果。

2.2 进水有机物类型对污泥 EPS 和沉降性的影响

EPS 是用于评价污泥性能的一个参数。批次试验所使用的活性污泥 EPS 如表 3 所示。经过 20 d 的培养,在阶段 2 中污泥胞外聚合物产量有所上升,这是因为一些 EPS 产量较大的细菌(Firmicutes、Patescibacteri 等)在活性污泥中逐渐富集^[15],这一类细菌的丰度上升,产生了更多的 EPS,整体污泥量提升,物质和能量代谢增强,但 PN/PS 大幅下降,直接反映为污泥沉降性能变差,这一点从污泥容积指数(SVI)上也可以看出^[16]。阶段 3 中 PN 与 PS 的含量均有所上升,但没有恢复至阶段 1 的水平,并且 PN/PS 值和 SVI 值表示了污泥沉降性能的提升。因此,碳源组成中 PSCOD 占比越多,这一类微生物越容易利用厌氧发酵生长,通过基质水平磷酸化生成三磷酸腺苷(ATP)维持自身生长,导致系统中整体生物量增加,但生物除磷功能菌群在生物除磷进程中需求的碳源一般为 VFAs^[17],阶段 2 中进水碳源并不能产生足够的 VFAs,因此 PAOs 在竞争中处于劣势,系统生物除磷性能变差^[18]。

表 3 批次试验活性污泥 EPS

Tab. 3 EPS of Activated Sludge for Batch Test

指标	阶段 1	阶段 2	阶段 3
LB 型 PN/[mg·(g VSS) ⁻¹]	1.73	3.60	1.38
TB 型 PN/[mg·(g VSS) ⁻¹]	1.62	3.21	2.51
LB 型 PS/[mg·(g VSS) ⁻¹]	0.44	2.22	0.80
LB 型 PS/[mg·(g VSS) ⁻¹]	0.76	2.4	1.58
PN/PS	2.791	1.47	1.63
SVI/(mL·g ⁻¹)	115.48	210.97	154.67

2.3 不同阶段活性污泥的释磷吸磷性能

释磷吸磷能力及污泥含磷率变化如图 4 所示。阶段 1 的序批试验中,活性污泥在厌氧段的释磷量为 54.64 mg/L,在同类型研究中属于偏高水平^[19],表明 AAO 系统启动初期,活性污泥中的 PAOs 具有较强的生物除磷能力。阶段 2 的序批试验中,厌氧段的释磷量为 26.30 mg/L,生物除磷效果明显衰减。这说明了活性污泥中 PAOs 在厌氧环境中,分解体内 poly-P 的效率降低,或是 VFAs 不足导致系统中 PAOs 数量减少,从而导致在相同环境下,阶段 2 的活性污泥的厌氧释磷效果降低。阶段 3 的序批试验中,厌氧段的释磷量为 34.8 mg/L,将进水中 PSCOD 替换为等

量 COD 的 SCOD,使活性污泥中,PAO 重新富集,缓慢回归至接种污泥的水平。同时序批试验的总出水 TP 质量浓度分别为 2.25、7.06、4.01 mg/L,表明 PAOs 在曝气段的好氧吸磷能力也随之变动。曝气段末期污泥含磷率的测定结果分别为 6.39%、2.14%、6.76%,证实了活性污泥对于磷酸盐的利用情况,除了用于合成细胞基质的磷以外,导致曝气段 TP 降低的主要原因是 PAOs 的生物除磷作用。

另一方面,这一结果在 AAO 系统中也有所体现,接种污泥、阶段 2、阶段 3 的好氧吸磷速率分别为 67.26、21.24、20.00 mg P/[(g VSS)·h],而影响好氧吸磷速率的因素主要是 PAOs 的活性,其原因为 PAOs 丰度减少。而阶段 2 的好氧吸磷速率降低原因是进水碳源组成中 PSCOD 占比为 45%,这部分碳源在微生物作用下的水解速率较慢,所产生的 VFA 数量较低。研究^[19]表明,某污水厂初沉污泥、剩余污泥、絮凝污泥在一定条件下水解产酸,从第 5 d 开始,产甲烷菌开始起作用,消耗大量的 VFA,且污泥的产酸速率低于水解速率,导致 3 种污泥的 VFA/SCOD 比值均大幅下降。在本试验中,接种污泥经过 PSCOD 的培养,污泥在厌氧段的产酸速率逐渐降低,导致水力停留时间不变的情况下,VFA 产量随运行天数降低。而在 PAOs 的 poly-P 合成过程中,VFA 是重要的能源物质,由于外界能量物质不足的影响,使厌氧段的 PAO 代谢类型逐渐向聚糖代谢模式(GAM)转变,随推流进入好氧环境下,胞内聚-β-羟基丁酸脂不足是好氧生物吸磷受阻的原因^[20],进而表现为整体系统的好氧吸磷速率下降。在这一阶段,PAO 的代谢类型的转变,导致菌群中 PAO 活性降低。在阶段 3 中,进水组分的碳源全部为 SCOD,此时的进水碳源组分主要是 SCOD,此时影响系统生物除磷效果的因素由碳源的生物利用难易程度变为产甲烷菌的活性提升^[21]。污泥的厌氧消化一般分为溶解、水解、产酸、产甲烷 4 个阶段,研究^[22-23]表明,活性污泥在水解酸化阶段内,产酸菌利用底物产生短链脂肪酸(SCFAs)的同时产甲烷菌消耗 SCFAs,这 2 种生物生命活动同时进行,混合液的 pH 成为了一个关键因素。当 pH 值<9 时,有机物的溶解受阻,产酸菌的底物不足并且产甲烷菌的活性有所提升。因此,厌氧段保持碱性条件可以促进污泥对有机物的利用产生有机酸类并抑制产甲烷菌的活性,有助于胞内 PHA 的合成,进而保证在后

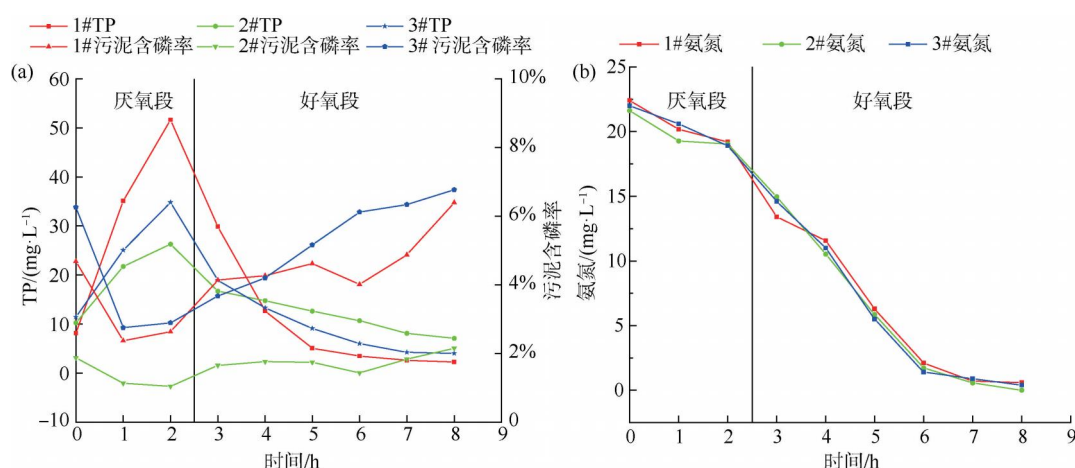


图4 批次试验 TP、污泥含磷率、氨氮变化

Fig. 4 Variations of TP, Sludge Phosphorus Content, Ammonia Nitrogen in Batch Test

续好氧环境下的 PAO 吸磷作用能量所需。阶段 3 内的 SCOD 由产酸菌的酸化作用产生 VFA 后,降低了环境内的 pH,使更多的 VFA 用于产气,导致污泥整体的 PHA 合成受阻^[24]。在经过阶段 2 的 PSCOD 的培养,厌氧段的 PHA 合成速率降低,在阶段 3 的 SCOD 碳源条件下,由于 pH 这一内在因素,用于合成 PHA 的脂肪酸并没有回归到接种污泥的水平,因此菌群内的生物除磷性能仍与阶段 2 相近。

在厌氧段的与其他兼性厌氧菌争夺碳源的过程中处于劣势,导致合成胞内聚-β-羟基丁酸酯不足,菌群随推流进入曝气段时,胞内没有足够的 PHA 用于摄取外界磷酸盐,进而表现为好氧吸磷速率下降。

序批运行试验的氨氮变化如图 5 所示。阶段 1 与阶段 2 的氨氮变化规律基本一致,且出水氨氮分别达到 0.40 mg/L 和 0.34 mg/L,对应日期的 AAO 反应器的出水氨氮质量浓度为 3.91 mg/L 和 6.91 mg/L,这是因为在序批试验中,混合液中氨氮与 AOB 和 NOB 的碰撞几率大于 AAO 系统环境,从而序批装置的氨氮去除率大于 AAO 装置。从时间上讲,经过阶段 1 的培养,AAO 装置的曝气池的硝化速率由第 1 d 的 79.47 mg 氨氮/[(g VSS) · h] 变为阶段 2 的 28.69 mg 氨氮/[(g VSS) · h],同时由于系统外回流的存在,使系统内氨氮逐渐增加,而 AOB 和 NOB 受制于种群竞争关系,并没有随着系统氨氮的增多而增加,因此表现为 AAO 系统阶段 2 的出水氨氮升高,脱氮效果变差。

2.4 有机碳转化对厌氧释磷的影响

序批运行试验的 VFAs 含量变化如图 5 所示。

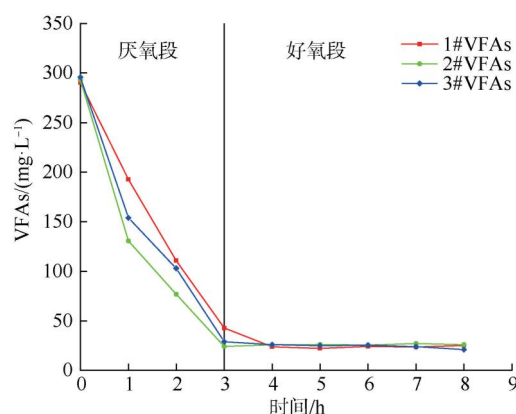


图5 批次试验 VFAs 变化

Fig. 5 VFAs Changes in Batch Tests

2#的试验组中,厌氧段水相的 VFAs 含量消耗速率明显快于 1#和 3#,并且结合水样的磷酸盐含量变化,这种现象说明了阶段 2 的碳源组成含有 PSCOD,导致了活性污泥中水解发酵功能菌[如绿弯菌门(Chloroflexi)等]的数量增加,而具有生物除磷功能的 PAOs 数量减少。

另外,PAOs 一般是通过聚磷的合成与分解完成细胞的代谢,这种模式称为聚磷代谢模式,而聚磷受限时,PAOs 是利用糖原酵解而非分解胞内磷酸盐提供能量用于 VFAs 的吸收及 PHA 合成,此时为 GAM^[17]。厌氧阶段的 $P_{\text{释放}}/VFAs_{\text{吸收}}$ 作为一项判断 PAOs 代谢类型的参数。一般地,认为 $P_{\text{释放}}/VFAs_{\text{吸收}}$ 值为 0.50~0.87 的代谢类型为典型聚磷代谢模式,0~0.08 为典型 GAM。本试验中,3 组批次试验的厌氧 $P_{\text{释放}}/VFAs_{\text{吸收}}$ 值分别为 0.24、0.08、0.12,分别对应的代谢类型为富含聚磷、典型 GAM、

聚磷消耗。阶段 2 的活性污泥中的 PAOs 在批次试验中的代谢类型已经变为 GAM,在这种代谢模式下,PAOs 不能长期与聚糖菌竞争,代谢模式的转变只能帮助 PAOs 在短期内生存,这是通过降低系统除磷效率,作为 PAOs 面对碳源复合冲击时的生存手段^[25-28]。

2.5 微生物群落分析

(1) 细菌群落丰富度及多样性

表 4 不同阶段的污泥微生物多样性评价

Tab. 4 Evaluation of Microbial Diversity in Sludge at Different Stages

样本	Sobs	Shannon	Simpson	Ace	Chao	Coverage
阶段 2	388	4.144	0.048	392.610	390.228	0.999
阶段 3	313	3.367	0.093	325.706	322.677	0.999

Sobs 指数反应了样本的物种丰富程度,表示检测到的操作分类单元 (OUTs) 个数,Chao 指数和 Ace 指数表示预测到的 OUTs 个数。通过对比 2 个样本的 Sobs、Chao、Ace 指数,阶段 3 的物种丰富程度较阶段 2 有所下降。Shannon 和 Simpson 指数常被用于评估样本的微生物多样性,Shannon 指数表示了物种的丰富度和相对丰度,Simpson 指数表示微生物群落中的优势度指数,Stage2 的 Shannon 指数更高,说明其具有更高的物种多样性,但其群落中物种分布较为均衡,优势菌属并不突出。2 个样本的 Coverage 指数均为 0.999,说明样本文库数据基本达到覆盖,样本的序列基本被测出,测序结果可信度高。

(2) 门水平优势微生物分析

2 个阶段的活性污泥微生物样品中,共鉴定出 7 门,如图 6(a) 和图 6(b) 所示。Chloroflexi、放线菌门 (Actinobacteriota)、厚壁菌门 (Firmicutes)、变形菌门 (Proteobacteria) 是 2 个样本的主要细菌。Chloroflexi 内的部分基因组有几个共同的代谢特征:厌氧代谢、发酵途径和编码水解酶,研究^[31-32]表明,Chloroflexi 在厌氧氨氧化中起到一定作用。Actinobacteriota 和 Firmicutes 可以分别降解聚合 PS 和 PN^[33-34]。Proteobacteria 的功能是参与水解产生短链脂肪酸 (SCFAs) 和厌氧氨氧化^[35],它们在污水处理中广泛存在。随运行阶段进行,Chloroflexi 和 Actinobacteriota 呈上升趋势,分别由 16.66%、6.93% 增加至 28.34%、22.05%,Firmicutes 和 Proteobacteria 呈下降趋势,分别由 20.11%、14.11% 降低至 8.24%、8.71%。

活性污泥内微生物群落是影响反应器性能的主要因素。由于进水碳源种类的变化,系统内微生物发生了一定程度的改变。在系统运行阶段 2 和阶段 3 从 AAO 系统中取剩余污泥,离心,送检。经过 16S rRNA 高通量测序,2 个污泥样本的 Alpha 多样性 (Sobs、Shannon、Simpson、Ace、Chao 指数和 Coverage 指数)^[29-30],以评估微生物群落的内部复杂性,如表 4 所示。

阶段 2 的优势菌门主要为 Chloroflexi、Firmicutes 和 Actinobacteriota,阶段 3 的优势菌门为 Chloroflexi 和 Actinobacteriota。由此猜测,牛肉膏这类需要水解发酵的 PSCOD 的存在会促进 Firmicutes、Actinobacteriota 和 Patescibacteria 的生长。其中 Actinobacteriota 能分泌降解复杂 PS 的胞外酶,这类细菌在面对复杂碳源时发挥重要作用。Ao 等^[36]在序批式活性污泥法 (SBR) 反应器的运行中,以缺氧/好氧为运行方式,碳源由乙酸钠变为淀粉后,发现 Patescibacteria 这类嗜酸菌的占比增加,这与本试验结果一致。阶段 3 的 Chloroflexi 和 Actinobacteriota 丰度升高是由于进水碳源由复杂变为单一的过程中微生物多样性降低。Sharf 等^[37]以乙酸钠为单一碳源培养好氧颗粒污泥,系统的优势菌群为 Proteobacteria,与本研究结果存在差异,可见微生物结构可能受碳源复杂程度和运行维护方面等多因素的影响。

(3) 属水平优势微生物分析

不同阶段内微生物属水平结果如图 6(c) 和图 6(d) 所示。因进水碳源的改变,系统内属水平微生物发生了较多改变。在阶段 2 时,系统内微生物主要以乳酸乳球菌 (*Lactococcus*, 17.85%)、丝状菌 (*Kouleothrix*, 2.96%)、产丙酸细胞菌属 (*Propioniciclava*, 1.34%) 和一些未分类的水解酸化菌 Saccharimonadales 目下的菌属。在阶段 3 时,*Kouleothrix* 和 *Propioniciclava* 的相对丰度均有所增加 (20.15%、19.14%),而 *Lactococcus* 的相对丰度降低至 7.68%,这说明进水碳源组成由复杂向单一的转变,*Lactococcus* 等水解酸化大分子有机物的菌属

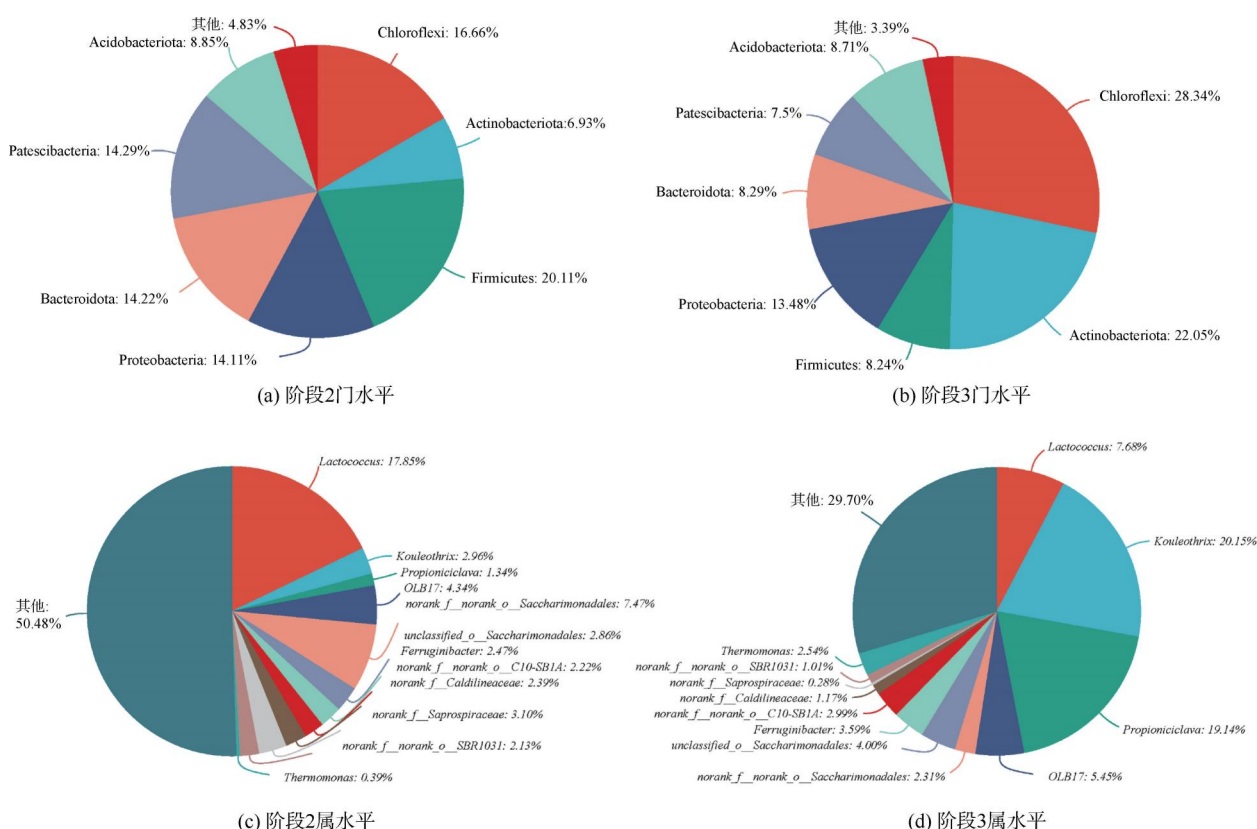


图6 不同阶段群落门水平、属水平相对丰度

Fig. 6 Relative Abundance of Community Levels at Different Stages

失去原有的优势地位,而易于利用 SCOD 产有机酸的 *Kouleothrix* 和 *Propioniciclava* 随进水碳源分子量的降低而丰度增加^[38-41]。水解酸化菌 (*Ferruginibacter*) 对有机物有较强的水解作用,由 2.47% 提升至 3.59%,这一点与污泥 EPS 的测定结果相符。另外系统中主要的反硝化菌属(反硝化除磷菌如 *Thermomonas*、*Cloacibacterium*) 由 0.39%、1.59% 变为 2.54%、0.12%,意味着阶段 2 的大分子碳源限制了反硝化细菌的增殖代谢,而阶段 3 更改了碳源种类后,相当于间接提升反硝化能利用的碳源数量,*Thermomonas* 的产氮气代谢活动活性增加,更有利于系统内从而实现反硝化细菌增殖^[39]。*Cloacibacterium* 是一类在污泥厌氧消化起到还原 N_2O 的菌属,它的减少可能是因为系统碳源生化性提升而导致的厌氧段水解反应减弱,因而 pH 升高使得产甲烷菌活性降低,引发的 *Cloacibacterium* 的生存环境被破坏。

厌氧氨氧化菌属 (*Candidatus*) 的相对丰度由 1.09% 变为 0.39%,碳源由 PSCOD 转变为 SCOD 的

过程中,AOB 和 NOB 的生存环境逐渐恢复至 $DO > 2$ mg/L 的水平,系统内氨氮的去除基本回归至好氧硝化的过程,而非随硝化液回流后在厌氧/缺氧环境下进行,该菌属的反应底物逐渐降低而导致的活性下降。*Tetrasphaera* 的相对丰度由 1.09% 变为 2.54%,研究^[42-45]认为,*Tetrasphaera* 作为一种具有生物除磷能力的 PAOs,但它的除磷能力很低,并且阶段 2 的大分子碳源需要经过充分的水解酸化才能被利用,因此推测 *Tetrasphaera* 是一类利用水解产物作为能源物质进行生物除磷的发酵型 PAOs,它在阶段 3 的丰度上升说明阶段 3 内系统内碳源更易被利用,*Tetrasphaera* 获取到更多的 VFAs 用于生物除磷进程。

3 结论

(1) PSCOD 在厌氧和缺氧单元停留时间较短时,难以有效转化为小分子有机物,进而影响 AAO 系统的脱氮除磷效果。PSCOD 在厌氧和缺氧单元停留时间较短时,难以有效转化为小分子有机物,进而影响 AAO 系统的脱氮除磷效果。

(2) 进水有机物以易降解有机物为主时, 出水 COD 质量浓度为 4.00~16.27 mg/L, 氨氮质量浓度为 4.54~8.01 mg/L, TN 质量浓度为 5.78~10.46 mg/L, TP 质量浓度为 0~2.04 mg/L, 厌氧释磷质量浓度为 20.43 mg/L, 污泥含磷率为 6.72%。

(3) PSCOD 作为碳源时, 有利于污泥产生更多的 EPS, 而且 PS 的产量增长大于 PN, 导致 PN/PS 下降, 污泥沉降性变差。

(4) 随着投加碳源类型由 PSCOD 向 SCOD 的转变, 系统内功能菌群的相对丰度发生了一定转变。在门水平上, Chloroflexi 和 Actinobacteriota 的丰度增加, Firmicutes 和 Proteobacteria 的丰度下降。在属水平上, 进水 SCOD 占比增加有利于 *Kouleothrix* 和 *Propionici clava* 这两类水解产酸菌增殖, 并且促进了反硝化菌属 (*Thermomonas*、*Cloacibacterium*) 增殖。

参考文献

- [1] 李璐, 张玥, 邵鸿渝, 等. 侧流与主流磷回收工艺对比及调控因子分析[J]. 中国环境科学, 2024, 44(1): 103-113.
LI L, ZHANG Y, SHAO H Y, et al. Comparison of sidestream and mainstream phosphorus recovery processes and analysis of regulatory factors[J]. China Environmental Science, 2024, 44(1): 103-113.
- [2] 刘敏, 房阔, 王凯军. AAO+流态化生物载体工艺的菌群结构分析[J]. 中国给水排水, 2023, 39(19): 11-18.
LIU M, FANG K, WANG K J. Analysis on microbial community composition of AAO+FBC/MBBR system[J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(19): 11-18.
- [3] ATASOY M, EVICE O, CETECIOGLU Z. A comprehensive study of volatile fatty acids production from batch reactor to anaerobic sequencing batch reactor by using cheese processing wastewater[J]. Bioresource Technology, 2020, 311: 123529. DOI:10.1016/j.biortech.2020.123529.
- [4] 郝建昭, 郭振茂, 穆德源, 等. 污泥中挥发性脂肪酸对聚磷菌厌氧释磷的作用及其产量的影响因素[J]. 广东化工, 2023, 50(10): 18-20, 17.
HAO J Z, GUO Z M, MU D Y, et al. Effect of volatile fatty acids on anaerobic phosphorus release from sludge and its influencing factors[J]. Guangdong Chemical Industry, 2023, 50(10): 18-20, 17.
- [5] XIONG H, LIU L, SONG B, et al. Mesophilic and thermophilic fermentation of activated sludge for volatile fatty acids production: Focusing on anaerobic degradation of carbohydrate and protein[J]. Environmental technology, 2024, 45(26): 5745-5757.
- [6] 陈希, 胡彬, 张瑞峰, 等. 复杂碳源条件下表观气速对生物除磷污泥颗粒化性能及代谢特征的影响[J]. 中国环境科

学, 2024, 44(2): 686-698.

- CHEN X, HU B, ZHANG R F. Effect of superficial gas velocity on the granulation and metabolic characteristics of phosphorus removal sludge[J]. China Environmental Science, 44(2): 686-698.
- [7] 贺赞, 李魁晓, 姜大伟, 等. 热水解污泥酸化液碳氮磷浓度对生物合成 PHA 的影响[J]. 中国环境科学, 2023, 43(10): 5281-5287.
HE Y, LI K X, JIANG D W, et al. Effects of carbon, nitrogen and phosphorus in fermented thermal-hydrolyzed sludge on polyhydroxyalkanoates production[J]. China Environmental Science, 2023, 43(10): 5281-5287.
- [8] YUAN C, WANG B, PENG Y, 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] 李军, 李嘉睿, 李东岳, 等. 同步硝化内源反硝化除磷好氧颗粒污泥的储存与恢复研究[J]. 中国环境科学, 2024, 44(4): 2023-2031.
LI J, LI J R, LI D Y, et al. Storage and recovery of simultaneous nitrification and endogenous denitrification of phosphorus removal aerobic granular sludge[J]. China Environmental Science, 2024, 44(4): 2023-2031.
- [10] YINONG Z, YONGZHEN P, XINJIE G, et al. A novel process for anammox pretreatment of municipal wastewater: Semi-partial nitrification, biological phosphorus removal and recovery[J]. Bioresource technology, 2022, 360: 127585-127585. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.127585.
- [11] 周铨凯, 暴瑞玲, 阮爱东, 等. COD 对连续流厌氧氨氧化混菌体系氮素转化和菌群结构的影响[J]. 当代化工, 2023, 52(12): 2895-2900.
ZHOU X K, BAO R L, RUAN A D, et al. Effect of COD on nitrogen conversion and microbial community structure in a continuous flow anaerobic ammonia oxidation mixed bacterial system[J]. Contemporary Chemical Industry, 2023, 52(12): 2895-2900.
- [12] 谭丰佚, 刘新颖, 党岩, 等. 有机碳源对异养硝化-好氧反硝化生物脱氮的影响及其优化[J]. 环境工程学报, 2024, 18(4): 1183-1191.
TAN F Y, LIU X Y, DANG Y, et al. Effect of organic carbon on the biological nitrogen removal through heterotrophic nitrification-aerobic denitrification and its optimization[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2024, 18(4): 1183-1191.
- [13] 陈希, 袁乙卜, 张建民, 等. 大分子有机物对除磷颗粒污泥特性及菌群结构的影响[J]. 环境科学学报, 2021, 41(4): 1309-1322.
CHEN X, YUAN Y B, ZHANG J M, et al. Effects of

- macromolecular organic matters on the characteristics and bacterial community structure of the phosphorus removal granular sludge [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 41(4): 1309–1322.
- [14] 俞小军, 李杰, 周猛, 等. 长期侧流提取对 EBPR 系统除磷及其磷回收性能的影响 [J]. *环境科学*, 2018, 39(9): 4274–4280.
- YU X J, LI J, ZHOU M, et al. The effect of long-term side flow extraction on phosphorus removal and phosphorus recovery performance of EBPR system [J]. *Environmental Science*, 2018, 39(9): 4274–4280.
- [15] FENGYUAN Y, MENGGE T, JIAMIN Z, et al. Benzethonium chloride affects short chain fatty acids produced from anaerobic fermentation of waste activated sludge: Performance, biodegradation and mechanisms [J]. *Water Research*, 2024, 250: 121024. DOI:10.1016/j.watres.2023.121024.
- [16] 郝晓地, 李季, 赵梓丞, 等. 侧流磷回收强化主流脱氮除磷微观现象评价 [J]. *环境工程学报*, 2021, 15(11): 3677–3685.
- HAO X D, LI J, ZHAO Z C, et al. Evaluation of microcosmic phenomena on enhancing main-stream biological nutrient removal by side-stream phosphate recovery [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(11): 3677–3685.
- [17] 李璐, 邵鸿渝, 黄继会, 等. 聚磷菌发生代谢迁移的环境因子及机理分析 [J]. *中国环境科学*, 2024, 44(5): 2642–2651.
- LI L, SHAO H Y, HUANG J H, et al. Environmental factors and mechanism analysis of metabolic migration in polyphosphate accumulating bacteria [J]. *China Environmental Science*, 2024, 44(5): 2642–2651.
- [18] 周旭红, 袁林江, 陈希, 等. 两种生物除磷系统活性污泥中除磷菌的甄别——淀粉-缺氧/好氧交替与乙酸盐-厌氧/好氧交替系统 [J]. *中国环境科学*, 2022, 42(9): 4166–4173.
- ZHOU X H, YUAN L J, CHEN X, et al. Screening of phosphorus removing bacteria from activated sludge for biological phosphorus removal: Starch-anoxic/aerobic alternation and acetate-anaerobic/aerobic alternation system [J]. *China Environmental Science*, 2022, 42(9): 4166–4173.
- [19] 刘绍根, 徐锐, 胡星梅. 污泥性质对污泥水解酸化效果的影响 [J]. *环境工程学报*, 2015, 9(2): 572–578.
- LIU S G, XU R, HU X M. Effect of sludge property on sludge hydrolysis and acidification process [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2015, 9(2): 572–578.
- [20] 李冬, 高鑫, 杨杰, 等. 长/短 HRT 联合低/高曝气实现短程硝化反硝化脱氮除磷 [J]. *化工进展*, 2022, 41(11): 6111–6119.
- LI D, GAO X, YANG J, et al. Achieving shortcut nitrification and denitrification phosphorus removal relies on long/short HRT combined with a low/high aeration strategy [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2022, 41(11): 6111–6119.
- [21] 武奇, 范建伟. 碳磷比对生物除磷效率及污泥特征的影响探究 [J]. *水处理技术*, 2022, 48(12): 130–134.
- WU Q, FAN J W. Effects of carbon phosphorus ratio on biological phosphorus removal efficiency and sludge characteristics [J]. *Technology of Water Treatment*, 2022, 48(12): 130–134.
- [22] KUN L, YA P, QI Y, et al. A critical review of volatile fatty acids produced from waste activated sludge: Enhanced strategies and its applications [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2019, 26(14): 13984–13998.
- [23] PHILIP S, KESHAVERZ T, ROY I. Polyhydroxyalkanoates: Biodegradable polymers with a range of applications [J]. *Journal of Chemical Technology Biotechnology*, 2007, 82(3): 233–247.
- [24] 王英, 姚宏. 水解液强化污水生物除磷性能及机制探究 [J]. *水处理技术*, 2023, 49(2): 98–101, 106.
- WANG Y, YAO H. Study on the performance and mechanism of hydrolysate enhanced biological phosphorus removal from wastewater [J]. *Technology of Water Treatment*, 2023, 49(2): 98–101, 106.
- [25] ACEVEDO B, OEHMEN A, CARVALHO G, et al. Metabolic shift of polyphosphate-accumulating organisms with different levels of polyphosphate storage [J]. *Water Research*, 2012, 46(6): 1889–1900.
- [26] ZENG R J, LOOSDRECHT M C M, YUAN Z G, et al. Metabolic model for glycogen-accumulating organisms in anaerobic/aerobic activated sludge systems [J]. *Biotechnology and bioengineering*, 2003, 81(1): 92–105.
- [27] WELLES L, TIAN W, SAAD S, et al. Accumulibacter clades Type I and II performing kinetically different glycogen-accumulating organisms metabolisms for anaerobic substrate uptake [J]. *Water Research*, 2015, 83: 354–366. DOI: 10.1016/j.watres.2015.06.045.
- [28] WELLES L, LOPEZ-VAZQUEZ M C, HOOIJMANS M C, et al. Prevalence of ‘Candidatus Accumulibacter phosphatis’ type II under phosphate limiting conditions [J]. *AMB Express*, 2016, 6(1): 44.
- [29] 刘月, 杨树青, 张万锋, 等. 磷石膏和碱蓬对盐渍化土壤水盐及细菌群落结构的影响 [J]. *环境科学*, 2023, 44(4): 2325–2337.
- LIU Y, YANG S Q, ZHANG W F, et al. Effect of organic carbon on the biological nitrogen removal through heterotrophic nitrification-aerobic denitrification and its optimization [J]. *Environmental Science*, 2023, 44(4): 2325–2337.
- [30] THUKRAL K A. A review on measurement of Alpha diversity in biology [J]. *Agricultural Research Journal*, 2017, 54(1): 1–10.

- treatment processes: Formation potential and integrated toxicity [J]. Journal of Environmental Sciences, 2017, 58: 322–330. DOI: 10.1016/j.jes.2017.03.028.
- [12] 闫晓涛, 李杰, 冯淑琪, 等. 响应面法优化混凝处理黄河兰州段低温低浊水[J]. 水环境与水工程学报, 2018, 29(6): 68–74.
- (上接第 99 页)
- [31] PATRICIA B, D L G, LEONARDO E, et al. Genome-centric metagenomic insights into the role of *Chloroflexi* in anammox, activated sludge and methanogenic reactors [J]. BMC Microbiology, 2023, 23(1): 45–45.
- [32] SPIECK E, SPOHN M, WENDT K, et al. Extremophilic nitrite-oxidizing *Chloroflexi* from Yellowstone hot springs[J]. The ISME Journal, 2020, 14(2): 364–379.
- [33] YOU F Y, TANG M G, ZHANG J M, et al. Benzethonium chloride affects short chain fatty acids produced from anaerobic fermentation of waste activated sludge: Performance, biodegradation and mechanisms [J]. Water Research, 2024, 250: 121024. DOI:10.1016/j.watres.2023.121024.
- [34] XU Y, GENG H, CHEN R J, et al. Enhancing methanogenic fermentation of waste activated sludge via isoelectric-point pretreatment: Insights from interfacial thermodynamics, electron transfer and microbial community [J]. Water Research, 2021, 197: 117072. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117072.
- [35] MUIASE J, ITOH K, KANA M, et al. Molecular analysis of β -proteobacterial ammonia oxidizer populations in surface layers of a submerged paddy soil microcosm [J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2003, 49(6): 909–913.
- [36] AO X, ZHANG X, SUN W J, et al. What is the role of nitrate/nitrite in trace organic contaminants degradation and transformation during UV-based advanced oxidation processes? [J]. Water research, 2024, 253: 121259. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121259.
- [37] SHARF T, O'GUINN M L, KEANEOA, et al. Biologics and the timing of operative management of pediatric inflammatory bowel disease[J]. Journal of Pediatric Surgery Open, 2023, 4: 100084. DOI: 10.1016/j.yjps.2023.100084.
- [38] NITTAMI T, SHOJI T, KOSHIBA Y, et al. Investigation of prospective factors that control *Kouleothrix* (type 1851) filamentous bacterial abundance and their correlation with sludge settleability in full-scale wastewater treatment plants[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2019, 124: 137–142. DOI: 10.1016/j.psep.2019.02.003.
- [39] TADASHI N, RISA K, TOSHIMASA K, et al. Exploring the operating factors controlling *Kouleothrix* (type 1851), the dominant filamentous bacterial population, in a full-scale A2O plant[J]. Scientific reports, 2020, 10(1): 6809.
- [40] 周晓雅, 王润锴. 沸石粉基聚氨酯海绵在序批式生物膜反应器中去除氨氮废水性能探究[J]. 生物过程, 2022, 12(3): 155–169.
- ZHOU X Y, WANG R K. Performance of zeolite powder-based polyurethane sponges for the removal of ammonia nitrogen from wastewater in a sequencing batch biofilm reactor[J]. Bioprocess, 2022, 12(3): 155–169.
- [41] CAO Q, LI X Z, XIE Z J, et al. Compartmentation of microbial communities in structure and function for methane oxidation coupled to nitrification-denitrification [J]. Bioresource Technology, 2021, 341: 125761. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125761.
- [42] JIAYU Z, WEI Z, QINGAN M, et al. Denitrifying phosphorus removal (DPR) performance and metabolic mechanisms of *Tetrasphaera* at long-term nitrite exposure [J]. Chemical Engineering Journal, 2023, 475: 146249. DOI: 10.1016/j.cej.2023.146249.
- [43] CHAO H, HAIZHEN W, GENGRUI W, et al. Simultaneous decarbonization and phosphorus removal by *Tetrasphaera elongata* with glucose as carbon source under aerobic conditions [J]. Bioresource Technology, 2023, 393: 130048. DOI: 10.1016/j.biortech.2023.130048.
- [44] 潘婷, 张淼, 范亚骏, 等. 基于碳源优化的反硝化除磷及微生物特性[J]. 中国环境科学, 2020, 40(7): 2901–2908.
- PAN T, ZHANG M, FAN Y J, et al. Denitrifying phosphorus removal and microbial characteristics based on the optimization of carbon sources [J]. China Environmental Science, 2020, 40(7): 2901–2908.
- [45] WANG D, ZHENG W, LIAO D, et al. Effect of initial pH control on biological phosphorus removal induced by the aerobic/extended-idle regime[J]. Chemosphere, 2013, 90(8): 2279–2287.