

DOI:10.11705/j.issn.1672-643X.2021.06.05

# 曝气条件对侧流活性污泥水解工艺 脱氮性能和微生物的影响

胥鹏海<sup>1</sup>, 刘亮<sup>1</sup>, 刘晶<sup>1</sup>, 张喆<sup>2</sup>, 秦璐<sup>2</sup>, 李笑笑<sup>2</sup>, 郑兴<sup>2</sup>, 王东琦<sup>2</sup>

(1. 中圣环境科技发展有限公司, 陕西 西安 710054; 2. 西安理工大学 水利水电学院, 陕西 西安 710048)

**摘要:** 通过改变传统厌氧/缺氧/好氧(A<sup>2</sup>/O)反应器和侧流活性污泥水解(SSH)反应器的曝气强度和溶解氧(DO)浓度,考察了曝气条件对脱氮性能的影响,并对比研究了微生物群落结构的变化规律。结果表明:相较于高DO阶段,两组反应器在中低DO阶段有更好的脱氮效果。在相同进水条件下,SSH反应器的脱氮性能优于A<sup>2</sup>/O反应器,且出水满足一级A标准。高通量测序结果表明,中低DO浓度更有利于脱氮微生物的生长。相对于A<sup>2</sup>/O反应器,SSH反应器中反硝化微生物的相对丰度更高。因此,合理控制曝气条件维持中低DO浓度有利于SSH工艺达到良好的脱氮性能及脱氮微生物的生长。

**关键词:** 侧流活性污泥水解; 曝气条件; 微生物脱氮; 微生物群落结构

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2021)06-0035-06

## Effect of aeration condition on the nitrogen removal performance and microorganisms in side – stream activated sludge hydrolysis process

XU Penghai<sup>1</sup>, LIU Liang<sup>1</sup>, LIU Jing<sup>1</sup>, ZHANG Zhe<sup>2</sup>, QIN Lu<sup>2</sup>,  
LI Xiaoxiao<sup>2</sup>, ZHENG Xing<sup>2</sup>, WANG Dongqi<sup>2</sup>

(1. Zhongsheng Environmental Technology Development Co., Ltd., Xi'an 710054, China;

2. College of Water Resources and Hydropower, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China)

**Abstract:** The effects of aeration conditions on the nitrogen removal performance in conventional anaerobic – anoxic – oxic (A<sup>2</sup>/O) and side-stream activated sludge hydrolysis (SSH) reactors were investigated by changing the aeration intensity and dissolved oxygen (DO) concentration, and the changes in microbial community structures were also studied. The results showed that the nitrogen removal performance of the two reactors in low and medium DO concentrations was better than that in high DO concentration. Under the same influent condition, the nitrogen removal performance of SSH reactor was better than that of A<sup>2</sup>/O reactor, and its effluent concentration met the Class A standard. High-throughput sequencing results showed that low to medium DO concentrations were more beneficial for the growth of the microorganisms for nitrogen removal. A higher relative abundance of denitrifying microorganisms was observed in SSH reactor compared to A<sup>2</sup>/O reactor. Therefore, Maintaining low to medium DO concentrations of aeration conditions is conducive to the SSH process to achieve effective nitrogen removal performance and the growth of microorganisms for nitrogen removal.

**Key words:** side-stream activated sludge hydrolysis(SSH); aeration condition; microorganism nitrogen removal; microbial community structure

收稿日期:2021-03-29; 修回日期:2021-07-19

基金项目:国家自然科学基金项目(52070156); 陕西省自然科学基金基础研究计划项目(2020JM-460); 陕西省教育厅科研计划项目(17JS097)

作者简介:胥鹏海(1978-),男,陕西乾县人,硕士,高级工程师,研究方向为水环境污染控制。

通讯作者:王东琦(1983-),男,河南汝州人,博士,副教授,硕士生导师,研究方向为水环境污染控制。

## 1 研究背景

随着城市化的快速发展,水环境受污染的情况越来越严重。其中,因水体富营养化引发的藻类疯长、水生态系统破坏受到了广泛关注<sup>[1-2]</sup>。我国水体富营养化的主要原因为污水中含有的大量氮、磷营养元素<sup>[3-5]</sup>。为了解决此问题,国家和各个地区提出了日益严格的污染物排放标准<sup>[6-7]</sup>,这为常规生物脱氮除磷工艺带来了技术挑战。由于在生物脱氮除磷系统中,反硝化菌与聚磷菌争夺碳源,加之我国许多污水处理厂的进水碳源不足<sup>[8]</sup>,仅靠生物方法难以稳定达到排放标准,常常需要外加商业碳源或是化学试剂,这也使得生物法较化学法相比失去了原有的经济性和环境友好的优势<sup>[9]</sup>。近年来,侧流活性污泥水解工艺(side-stream activated sludge hydrolysis,以下简称SSH工艺)逐渐受到越来越多的关注<sup>[10-12]</sup>。SSH工艺将部分或者全部回流污泥引入侧流厌氧池,并对其进行水解发酵,产生的挥发性脂肪酸(volatile fatty acid, VFA)可促进微生物生长及提升脱氮除磷效果,充分挖掘工艺内部碳源<sup>[13]</sup>,在一定程度上缓解了进水碳源低和脱氮除磷功能微生物之间竞争的问题<sup>[10]</sup>。该工艺具有运行成本低、处理性能稳定的特点,且改造简单、运行灵活,适用于多种污水厂的现有流程<sup>[14-15]</sup>。

保持高质量的废水排放,同时降低运营成本一直是污水处理厂努力实现的目标。鼓风机作为污水厂最大的单一能耗来源<sup>[16]</sup>,占总能源成本的75%<sup>[17]</sup>,故优化曝气条件就成了不可忽视的一项工作。溶解氧(dissolved oxygen, DO)的浓度是影响生物池作用效率和性能的关键参数,因此是研究曝气条件中的关键部分。通常,曝气池的DO浓度必须高于2 mg/L,一般控制在2~3 mg/L<sup>[18]</sup>,但污水处理厂常常出现DO浓度过高(5~8 mg/L)的运行状况,这不仅浪费能源,还会对污泥结构产生影响<sup>[19]</sup>。过低的DO(小于0.5 mg/L)虽然可以节约能源,但也可能会使微丝菌大量增殖引发污泥膨胀<sup>[20]</sup>。然而,有关SSH工艺在不同曝气条件下的处理性能变化规律缺乏系统性研究。该工艺在不同曝气条件下微生物群落结构以及关键功能种群变化的研究也相对较少。因此,本研究通过构建SSH工艺和常规厌氧/缺氧/好氧(anaerobic anoxic-oxic, A<sup>2</sup>/O)工艺实验室小试反应器,比较在不同曝气条件下A<sup>2</sup>/O和SSH两组反应器的脱氮性能及其稳定性,并结合微生物的群落结构及相关功能微生物的分析,对

SSH工艺的微生物作用机理进行了研究,以期为该工艺在我国城镇污水处理中的工程应用提供一定的理论与技术支持。

## 2 材料与方法

### 2.1 试验装置

试验在如图1所示的两套反应器中进行,所采取的工艺分别为A<sup>2</sup>/O工艺和SSH工艺。反应器的材质主要为透明的有机玻璃。A<sup>2</sup>/O和SSH工艺的反应格室数量、大小完全相同,均有8个反应格室,除二沉池外,每个反应格室均设有搅拌装置。好氧池底部设有曝气泵,可以通过此设备来调节好氧池的曝气量和DO浓度。每套反应器的总有效容积为30 L,其中预缺氧池有效容积为2 L,其余反应池有效容积为4 L。与A<sup>2</sup>/O反应器相比,SSH反应器的进水位置不同,进水直接流至缺氧池。除此之外还增加了一路污泥回流,70%的回流污泥直接进入主流缺氧池,其余30%的污泥经侧流反应器水解发酵后再回流到主流。

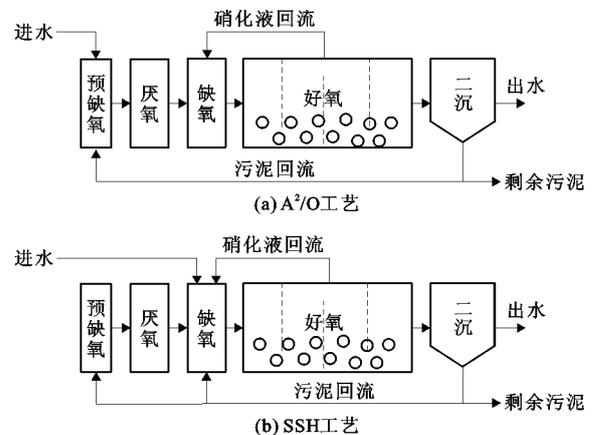


图1 试验采用的两种工艺反应器试验装置示意图

### 2.2 试验用水

两组反应器进水采用合成废水,进水的成分及浓度一致。碳源采用乙酸钠和丙酸钠(理论COD值均为200 mg/L,共计400 mg/L),氮源( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )浓度为40 mg/L,磷源( $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ )浓度为10 mg/L。此外,微量元素的组分及浓度详见文献[21]。

### 2.3 试验运行条件

两组反应器中活性污泥均采自西安市某污水处理厂回流段,起始浓度约为8.2 g/L。待污泥驯化结束,对碳、氮、磷等污染物均具有一定的去除效果后开始正式试验。试验分为3个阶段,每个阶段主要运行参数如表1所示。

表1 各阶段试验反应器主要运行参数

运行参数	反应器	阶段 I	阶段 II	阶段 III
运行时间/d		1 ~ 15	16 ~ 27	28 ~ 45
好氧池 DO/(mg · L <sup>-1</sup> )	A <sup>2</sup> /O	4.76 ± 0.90	1.22 ± 0.71	2.63 ± 1.29
	SSH	5.02 ± 0.45	1.36 ± 0.87	3.28 ± 0.84
进水流量/(L · d <sup>-1</sup> )		40	40	40
水力停留时间/h	A <sup>2</sup> /O	15.6	15.6	15.6
	SSH *	12.0 (24.0)	12.0 (24.0)	12.0 (24.0)
进水 COD/(mg · L <sup>-1</sup> )		405.86 ± 29.41	391.12 ± 23.37	391.63 ± 15.82
进水 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> —N/(mg · L <sup>-1</sup> )		40.03 ± 6.24	39.34 ± 5.68	32.38 ± 4.99
运行温度/℃		20 ± 5	20 ± 5	20 ± 5
pH 值		7.0 ~ 8.5	7.0 ~ 8.5	7.0 ~ 8.5
污泥停留时间/d		10	10	10
污泥浓度/(mg · L <sup>-1</sup> )		2800 ~ 3200	2800 ~ 3200	2800 ~ 3200
污泥回流比/%		50	50	50

注:表中括号内数据为侧流反应器的水力停留时间。

## 2.4 微生物群落结构分析方法

在 A<sup>2</sup>/O 和 SSH 的不同运行阶段,从第 4 个好氧池采集活性污泥混合液,混合液经过离心沉淀后低温保存,最后将保存样品送至派森诺基因测序公司(上海)委托测序,之后对获得的群落结构数据进行分析。

## 2.5 污水各指标测定方法

COD(chemical oxygen demand)由重铬酸盐法测定<sup>[22]</sup>;采用环境标准测定方法对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N(HJ 535—2009)和总氮(total nitrogen, TN)(HJ 636—2012)进行测定<sup>[22]</sup>;采用重量法测定污泥浓度<sup>[22]</sup>。好氧池每日的 DO 浓度由溶解氧仪(上海雷磁, 958-BF型)测定。

# 3 结果与分析

## 3.1 COD 处理性能比较

图2为不同 DO 浓度条件下 A<sup>2</sup>/O 和 SSH 工艺两组反应器对 COD 的去除效果。由图2可知, A<sup>2</sup>/O 反应器在 3 个阶段的 COD 出水浓度分别为(27.1 ± 9.4)、(27.8 ± 9.8)和(41.8 ± 11.1) mg/L, 平均去除率分别为 93%、93% 和 89%。SSH 反应器在 3 个阶段的 COD 出水浓度分别为(25.0 ± 10.1)、(22.4 ± 7.8)和(32.1 ± 11.3) mg/L, 平均去除率分别为 94%、94% 和 92%。结果表明, 两组反应器均对进水中的易降解有机物有稳定而高效的处理能力, COD 去除效果在 3 个阶段基本一致, 95% 以上的出水符合《城镇污水处理厂污染物排放标准》

(GB 18918—2002)一级 A 标准。与 A<sup>2</sup>/O 反应器相比, SSH 反应器的出水 COD 浓度更低, 43% 的 A<sup>2</sup>/O 反应器出水和 63% 的 SSH 反应器出水达到了地表水 IV 类排放标准(GB 3838—2002)。

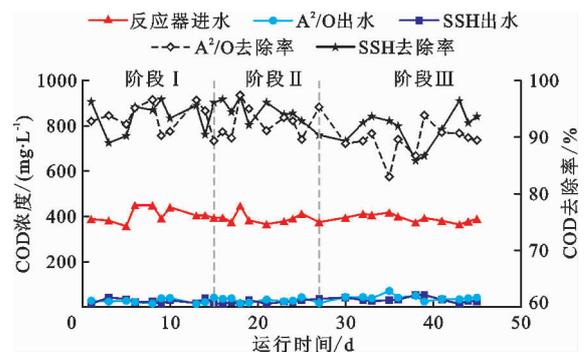


图2 A<sup>2</sup>/O 和 SSH 工艺的两组反应器对 COD 的去除效果

## 3.2 脱氮性能比较

图3为不同 DO 浓度条件下 A<sup>2</sup>/O 和 SSH 工艺两组反应器对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N 和 TN 的去除效果。

由图3(a)可知, A<sup>2</sup>/O 与 SSH 反应器的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N 去除效果在阶段 I 较低且不稳定, 出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N 浓度分别为(9.5 ± 3.1)和(7.8 ± 3.9) mg/L, 平均去除率分别为 76% 和 80%。这可能是 DO 浓度过高和曝气强度过大对活性污泥产生抑制造成的。有文献指出, 曝气强度过大会对活性污泥产生一定的剪切作用, 活性污泥中的微生物种群在这种强曝气条件下发生了变化, 其中的氨氧化菌( ammonia-oxidizing bacteria, AOB)和亚硝酸盐氧化菌( nitrite-oxidi-

zing bacteria, NOB) 的相对丰度减少<sup>[23]</sup>。在阶段 II, 随着好氧池曝气强度的降低, A<sup>2</sup>/O 与 SSH 反应器的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除性能均有提升, A<sup>2</sup>/O 的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 出水浓度为 (4.7 ± 2.8) mg/L, SSH 为 (4.5 ± 3.2) mg/L, 平均去除率分别为 87% 和 88%, 两组反应器中均有 50% 以上的出水达到一级 A 标准。在阶段 III, 随着好氧池 DO 浓度升高到 2.5 ~ 3.5 mg/L, A<sup>2</sup>/O 与 SSH 反应器的出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度进一步降低, 分别为 (3.6 ± 1.8) 和 (3.0 ± 3.1) mg/L, 平均去除率 A<sup>2</sup>/O 为 89%, SSH 为 91%, 两组反应器出水有 73% 达到一级 A 标准。一般认为, 为保证足够的电子受体, 硝化反应器内混合液的 DO 值应为 2.0 mg/L 左右<sup>[24]</sup>。而本研究发现, 两组反应器即使在较低 DO 值 (0.5 ~ 2.0 mg/L) 情况下也有较好的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除效果。巩有奎等<sup>[25]</sup>、陈燕等<sup>[26]</sup> 的研究也发现类似现象, 在低 DO 条件下的群落变化属于细菌菌群的正常动态变化, 对系统的功能稳定性没有造成太大的影响。

由图 3(b) 可知, A<sup>2</sup>/O 与 SSH 反应器在阶段 I 的 TN 去除效果一般, 出水 TN 浓度分别为 (19.6 ± 4.7) 和 (13.3 ± 3.7) mg/L, 平均去除率分别为 54%

和 69%, 这与两组反应器的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除效果不佳有一定关系。除此之外, 由于好氧池曝气强度增加, DO 浓度过高, 硝化液的回流导致大量氧进入缺氧池, 大量氧气的涌入消耗了部分 COD<sup>[27]</sup>。Plósz 等<sup>[28]</sup> 的试验结果也证实, 当曝气强度增加时, 反硝化速率明显降低。另一方面, 曝气强度增大, 反应系统中的电子供体同时被氧和硝酸盐抢夺, 使得硝酸盐还原酶的合成及活性被抑制<sup>[29]</sup>。与 A<sup>2</sup>/O 反应器相比, SSH 反应器缺氧池的反硝化菌可同时获得进水碳源和来自侧流反应器的污泥发酵液, 而微生物利用碳源的过程可以消耗 DO, 因此在一定程度上抵消了硝化液高 DO 含量对反硝化性能的影响。在阶段 II, 随着 DO 浓度的降低和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除效果的提高, A<sup>2</sup>/O 与 SSH 反应器的 TN 去除性能均有明显提升, 出水 TN 浓度分别为 (10.0 ± 2.0) 和 (8.5 ± 3.2) mg/L, 平均去除率分别达到 76% 和 80%。在阶段 III, A<sup>2</sup>/O 与 SSH 反应器的 TN 去除效果变化不大, 出水 TN 浓度分别为 (10.3 ± 3.4) 和 (10.1 ± 4.8) mg/L, 平均去除率分别为 74% 和 75%, 两组反应器中均有 75% 以上的出水达到一级 A 标准。

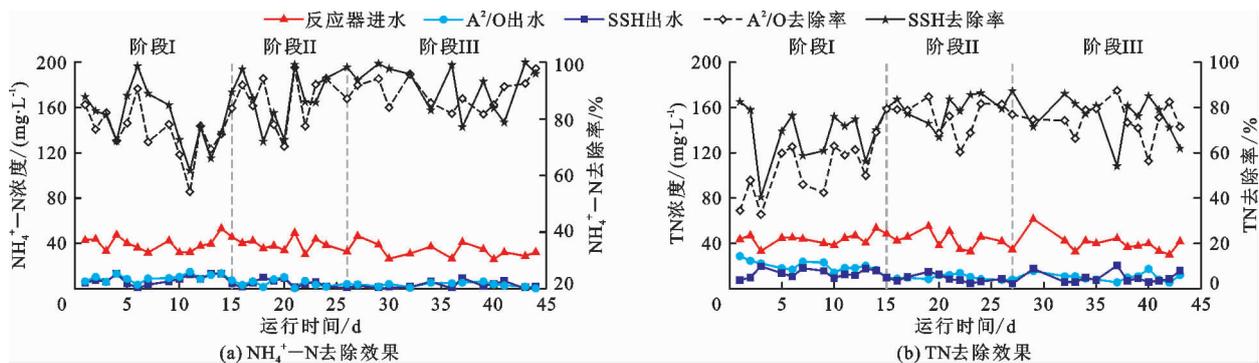


图 3 A<sup>2</sup>/O 和 SSH 工艺的两组反应器对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TN 的去除效果

总体来看, 在相同进水和工艺条件下, SSH 反应器表现出比 A<sup>2</sup>/O 反应器更好的脱氮性能。出水 TN 浓度的中位数为 9.7 mg/L, 均值为 (10.8 ± 4.5) mg/L, 明显低于 A<sup>2</sup>/O 反应器出水 (中位数为 11.9 mg/L, 均值为 (13.7 ± 5.9) mg/L), 这可能和 SSH 反应器特殊的工艺构型有关。在 A<sup>2</sup>/O 工艺中, 由于大部分有机物在厌氧池被利用, 进入缺氧池的有机物少, 不利于反硝化作用。SSH 工艺侧流厌氧反应器的设置实现了对部分回流污泥的水解发酵, 产生的额外内碳源可解决进水碳源不足问题, 并缓解聚磷菌和反硝化菌之间的竞争作用, 促进同步脱氮除磷能力的提高<sup>[10]</sup>。另外, 侧流反应器延长的厌氧

停留时间可能会改变活性污泥中微生物的群落结构, 并通过筛选驯化形成特定的功能微生物种群, 这也可能是 SSH 工艺具有高效脱氮性能的原因之一。

### 3.3 微生物群落结构分析

3.3.1 多样性分析 不同阶段两组反应器中微生物的 OTU (operational taxonomic unit) 数及 α 多样性指数结果列于表 2。由表 2 中 OTUs 数量、Chao1 和 ACE 指数结果表明, 两组反应器的微生物群落丰富度在阶段 II 均明显降低, 部分微生物可能因无法适应较低的 DO 浓度水平而被淘汰。在阶段 III 的正常 DO 浓度水平下, A<sup>2</sup>/O 反应器的群落丰富度持续降低, 而 SSH 反应器的微生物群落丰富度基本稳定。除此之外,

SSH 反应器中微生物的群落多样性在 3 个阶段始终高于 A<sup>2</sup>/O 反应器,这有利于保证反应器对曝气强度和 DO 浓度变化等冲击的耐受能力。

表 2 不同阶段两组反应器中微生物的 OTU 数及 α 多样性指数

反应阶段	反应器	OTUs 数量	Chao1	ACE	Shannon	Simpson
阶段 I	A <sup>2</sup> /O	6368	1537	1614	7.61	0.9800
	SSH	7329	1900	1979	8.85	0.9945
阶段 II	A <sup>2</sup> /O	5346	1482	1449	6.23	0.8984
	SSH	5231	1320	1377	7.25	0.9739
阶段 III	A <sup>2</sup> /O	4992	1201	1275	5.26	0.8305
	SSH	5253	1319	1410	6.71	0.9581

3.3.2 群落结构组成 图 4 为利用 MiSeq 高通量测序平台对两组反应器不同阶段污泥样品的群落结构分析结果。

由图 4(a)可以看出, *Proteobacteria* 为反应器污泥样品中的主要优势类群,其次为 *Bacteroidetes* 和

*Chloroflexi*。其中,许多脱氮功能微生物以及几乎所有类型的 AOB 均属于 *Proteobacteria* [30-32], *Bacteroidetes* 和 *Chloroflexi* 也被认为是反硝化过程中的主要参与微生物[32-33]。由图 4(b)可以发现,对于不同阶段的两组反应器,其属水平上的微生物群落结构发生明显改变。在阶段 I, A<sup>2</sup>/O 和 SSH 反应器中主要优势菌属包括 *Cloacibacterium* (相对丰度分别为 9.3% 和 3.1%)、*Comamonas* (相对丰度分别为 7.3% 和 3.3%)、*Aeromonas* (相对丰度分别为 6.9% 和 2.3%) 和 *Ca. Competibacter* (相对丰度分别为 4.8% 和 9.1%)。在阶段 II, A<sup>2</sup>/O 反应器的主要优势菌属为 *Lelliottia* (32.3%) 和 *Ca. Competibacter* (9.5%), SSH 反应器的主要优势菌属为 *Thiothrix* (11.2%) 和 *Azospira* (7.9%)。在阶段 III, A<sup>2</sup>/O 和 SSH 反应器中主要优势菌属包括 *Lelliottia* (相对丰度分别为 41.6% 和 14.1%) 和 *Thiothrix* (相对丰度分别为 8.7% 和 5.6%)。结果表明,曝气条件和反应器工艺构型改变导致了微生物群落结构发生明显改变。

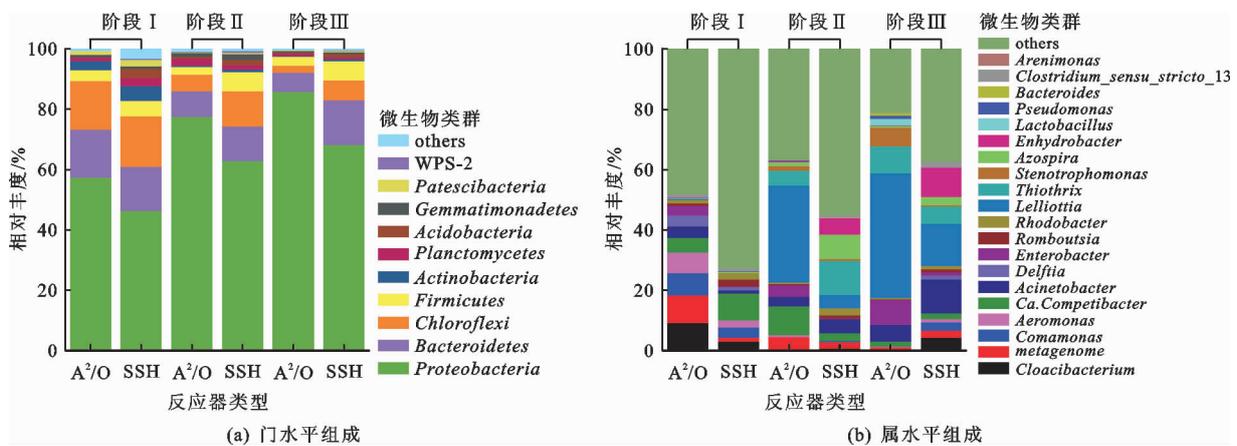


图 4 A<sup>2</sup>/O 和 SSH 工艺反应器不同阶段污泥样品微生物群落组成

利用 MiDAS 数据库[34] 筛选高通量测序数据中与脱氮有关的功能微生物信息,两组反应器不同阶段的脱氮功能微生物组成如图 5 所示。由图 5 可知,在阶段 I,除 SSH 反应器含有少量硝化细菌 *Nitrospira* (1.5%) 外,两组反应器中的脱氮功能微生物的相对丰度均低于 1%,表明较高的 DO 浓度和曝气强度不利于脱氮功能微生物的富集。在阶段 II 和 III, A<sup>2</sup>/O 和 SSH 反应器的主要脱氮功能微生物为反硝化菌 *Azospira* (相对丰度分别为 0.6% ~ 1.2% 和 2.7% ~ 7.9%) 和 *Thiothrix* (相对丰度分别为 4.8% ~ 8.7% 和 5.6% ~ 11.2%),表明较低或正常的 DO 浓度更有利于脱氮微生物的生长。另外,

SSH 反应器的反硝化菌相对丰度较高,是反应器脱氮效果良好的重要原因。

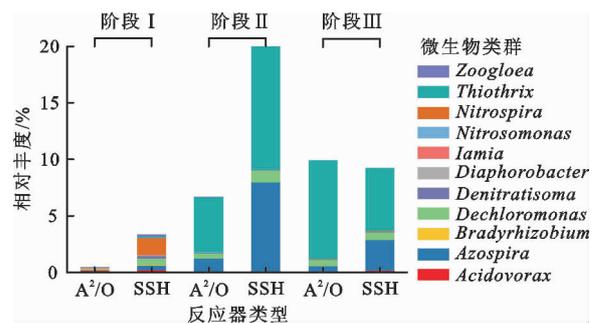


图 5 A<sup>2</sup>/O 和 SSH 工艺反应器不同阶段脱氮功能微生物组成

## 4 结 论

(1) DO 浓度和曝气浓度的改变对 A<sup>2</sup>/O 与 SSH 工艺 COD 处理性能的影响较小。

(2) 在高 DO 浓度和曝气强度条件下, A<sup>2</sup>/O 和 SSH 工艺对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TN 的去除效果一般, 中低 DO 浓度提高了组反应器的脱氮效果。在相同的进水条件和运行工况下, SSH 反应器的脱氮性能均优于 A<sup>2</sup>/O 反应器, 出水可稳定达到一级 A 标准。

(3) 曝气条件和反应器工艺构型的改变导致微生物群落结构发生了明显变化。中低 DO 条件更有利于脱氮功能微生物的生长。与 A<sup>2</sup>/O 反应器相比, SSH 反应器中活性污泥微生物群落的多样性更高, 且含有更多的反硝化功能微生物, 是反应器脱氮效果良好的原因之一。

### 参考文献:

[1] 许忠凤, 戴海平, 孙磊, 等. 多级 A/O-MBR 工艺对生活污水脱氮除磷的工艺研究[J]. 水处理技术, 2019, 45(11): 117-121+126.

[2] 彭永臻. 应尽快遏制城市污水处理排放标准盲目提高至地表水质Ⅳ类或Ⅲ类的趋势——在《水污染防治法》实施情况专家评估座谈会上的发言摘要[J]. 中国给水排水, 2019, 35(8): 12-14.

[3] 袁林江, 刘传波, 罗大成, 等. 同步化学除磷对污水处理系统及 A<sup>2</sup>/O 单元的影响研究[J]. 安全与环境学报, 2017, 17(6): 2353-2359.

[4] 郝晓地, 吴宇涵, 李季. 黑臭水治理程序辨析[J]. 中国给水排水, 2016, 32(14): 1-4.

[5] 中华人民共和国生态环境部. 2018 年中国生态环境状况公报[R]. 北京: 中华人民共和国生态环境部, 2019.

[6] 蒋松竹, 郭黎卿, 尹训飞, 等. 美国污水处理厂深度除磷技术分析[J]. 环境污染与防治, 2015, 37(3): 102-106+110.

[7] 北京市环境保护局, 北京市质量技术监督局. DB11/890-2012[S/OL]. [2012-07-01]. <https://wenku.baidu.com/view/1e264a470812a21614791711cc7931b765cea.html>.

[8] CAO Yesi, VAN LOOSDRECHT M C M, DAIGGER G. The bottlenecks and causes, and potential solutions for municipal sewage treatment in China[J]. Water Practice and Technology, 2020, 15(1): 160-169.

[9] GU A Z, SAUNDERS A, NEETHLING J B, et al. Functionally relevant microorganisms to enhanced biological phosphorus removal performance at full-scale wastewater treatment plants in the United States[J]. Water Environment Research, 2008, 80(8): 688-698.

[10] WANG Dongqi, TOOKER N B, SRINIVASAN V, et al. Side-stream enhanced biological phosphorus removal

(S2EBPR) process improves system performance—A full-scale comparative study[J]. Water Research, 2019, 167: 115109.

[11] BARNARD J L, DUNLAP P, STEICHEN M. Rethinking the mechanisms of biological phosphorus removal[J]. Water Environment Research, 2017, 89(11): 2043-2054.

[12] 刘智晓. 生物除磷理论及实践新突破—从主流 EBPR 到侧流 EBPR[J]. 中国给水排水, 2018, 34(24): 19-25.

[13] 曲久辉, 王凯军, 王洪臣, 等. 建设面向未来的中国污水处理概念厂[N]. 中国环境报, 2014-01-07(10).

[14] 刘智晓, GERT P, 张伟, 等. 低碳源条件下利用侧流活性污泥水解技术强化生物脱氮除磷[J]. 给水排水, 2013, 39(1): 53-57.

[15] TOOKER N B, LI Guangyu, BOTT C, et al. Rethinking and reforming enhanced biological phosphorus removal (EBPR) strategy—Concepts and mechanisms of side-stream EBPR[J]. Proceedings of the Water Environment Federation, 2017(10): 2547-2564.

[16] AMAND L, OLSSON G, CARLSSON B. Aeration control—a review[J]. Water Science & Technology, 2013, 67(11): 2374-2398.

[17] ROSOO D, LARSON L E, STEMSTROM M K. Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: State of the art[J]. Water Science and Technology, 2008, 57(7): 973-978.

[18] 杨蕊春, 俞小军, 赵元添, 等. 溶解氧对 EBPR 主流除磷及侧流磷回收性能的影响[J]. 环境工程学报, 2020, 14(2): 387-394.

[19] 王珍宝, 施春红, 黄晓龙, 等. 低溶解氧条件下分段进水对 SBR 工艺脱氮除磷效果的影响研究[J]. 安全与环境工程, 2018, 25(2): 95-100.

[20] 李松亚, 费学宁, 焦秀梅. 污泥膨胀关键菌—微丝菌的研究进展[J]. 水处理技术, 2018, 44(3): 11-16.

[21] SMOLDERS G J F, MEIJ J V D, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: Stoichiometry and pH influence[J]. Biotechnology and Bioengineering, 1994, 43(6): 461-470.

[22] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第4版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[23] MA Jinxing, WANG Zhiwei, YANG Yang, et al. Correlating microbial community structure and composition with aeration intensity in submerged membrane bioreactors by 454 high-throughput pyrosequencing[J]. Water Research, 2013, 47(2): 859-869.

(下转第 48 页)

- [10] 王鑫, 吴际, 刘超, 等. 基于 LSTM 循环神经网络的故障时间序列预测[J]. 北京航空航天大学学报, 2018, 44(4): 772-784.
- [11] WANG Yuanyuan, ZHOU Jian, CHEN Kejia, et al. Water quality prediction method based on LSTM neural network[C]// 2017 12th International Conference on Intelligent Systems and Knowledge Engineering (ISKE). New York: IEEE, 2017.
- [12] 王新民, 张超超. 基于深度学习的旧金山湾水质预测[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2021, 51(1): 222-230.
- [13] YU Zhenyu, YANG Kun, LUO Yi, et al. Spatial-temporal process simulation and prediction of chlorophyll - a concentration in Dianchi Lake based on wavelet analysis and long-short term memory network[J]. Journal of Hydrology, 2020, 582(C): 124488.
- [14] 王军, 高梓勋, 朱永明. 基于 CNN-LSTM 模型的黄河水质预测研究[J]. 人民黄河, 2021, 43(5): 96-99+109.
- [15] 许佳辉, 王敬昌, 陈岭, 等. 基于图神经网络的地表水水质预测模型[J]. 浙江大学学报(工学版), 2021, 55(4): 601-607.
- [16] 孙涛, 王雷, 付文博, 等. 深度学习在水利行业上的应用综述[J]. 中国农村水利水电, 2018(12): 90-93+100.
- [17] 吴慧英, 杨日剑, 张颖, 等. 基于 PCA-SVR 的池塘 DO 预测模型[J]. 安徽大学学报(自然科学版), 2016, 40(6): 103-108.
- [18] 刘洋, 龙华, 赵继东, 等. 基于 GABP 技术的 PCA 弥苴河水质预测[J]. 云南大学学报(自然科学版), 2017, 39(1): 39-44.
- [19] BREIMAN L. Random forests[J]. Machine Learning, 2001, 45(1): 5-32.
- [20] 郭昱辰, 杨亮, 刘春红, 等. 基于 RF-LSTM 的鸡舍恶臭气体预测研究[J]. 中国环境科学, 2020, 40(07): 2850-2857.
- [21] 姚登举, 杨静, 詹晓娟. 基于随机森林的特征选择算法[J]. 吉林大学学报(工学版), 2014, 44(1): 137-141.
- [22] 杨丽, 吴雨茜, 王俊丽, 等. 循环神经网络研究综述[J]. 计算机应用, 2018, 38(S2): 1-6+26.
- [23] HOCHREITER S, SCHMIDHUBER J, et al. Long short-term memory[J]. Neural Computation, 1997, 9(8): 1735-1780.
- [24] 盛虎, 郭怀成, 刘慧, 等. 滇池外海蓝藻水华爆发反演及规律探讨[J]. 生态学报, 2012, 32(1): 56-63.
- [25] 张贻婷, 李天宏. 基于长短时记忆神经网络的河流水质预测研究[J]. 环境科学与技术, 2021, 44(8): 163-169.
- [26] ZHOU Jian, WANG Yuanyuan, XIAO Fu, et al. Water quality prediction method based on IGRA and LSTM[J]. Water, 2018, 10(9): 1148.

(上接第 40 页)

- [24] PARK H D, NOGUERA D R. Evaluating the effect of dissolved oxygen on ammonia-oxidizing bacterial communities in activated sludge[J]. Water Research, 2004, 38(14-15): 3275-3286.
- [25] 巩有奎, 彭永臻. 运行方式对 SBBR 亚硝酸型同步脱氮及  $N_2O$  释放的影响[J]. 化工学报, 2019, 70(6): 2289-2297.
- [26] 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.
- [27] 杨敏, 孙永利, 郑兴灿, 等. 内回流混合液溶解氧对工艺脱氮影响及其工程控制措施[J]. 给水排水, 2015, 41(9): 134-136.
- [28] PLÓSZ B G, JOBBÁGY A, GRADY C P L. Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface[J]. Water Research, 2003, 37(4): 853-863.
- [29] 王佳伟, 周军, 甘一萍, 等. 溶解氧对  $A^2/O$  工艺脱氮除磷效果的影响及解决方法[J]. 给水排水, 2009, 45(1): 35-37.
- [30] HEYLEN K, VANPARYS B, WITTEBOLLE L, et al. Cultivation of denitrifying bacteria: Optimization of isolation conditions and diversity study[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2006, 72(4): 2637-2643.
- [31] 郑林雪, 李军, 胡家玮, 等. 同步硝化反硝化系统中反硝化细菌多样性研究[J]. 中国环境科学, 2015, 33(1): 116-121.
- [32] NIELSEN P H, MIELCZAREK A T, KRAGELUND C, et al. A conceptual ecosystem model of microbial communities in enhanced biological phosphorus removal plants[J]. Water Research, 2010, 44(17): 5070-5088.
- [33] 赵远哲, 杨永哲, 王海燕, 等. 新型填料 A/O 生物滤池处理低碳氮比农村污水脱氮[J]. 环境科学, 2020, 41(5): 2329-2338.
- [34] NIERYCHLO M, ANDERSEN K S, XU Yijuan, et al. Species-level microbiome composition of activated sludge—introducing MiDAS 3 ecosystem-specific reference database and taxonomy[J]. BioRxiv, 2019, 181: 842393.