

论述与研究

DOI: 10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.09.001

A²/O回流污泥快速启动厌氧氨氧化及其动力学特征

王 刚^{1,2,3,4}, 袁林江^{1,2,3}, 王 茹^{1,2,3}, 陈 希^{2,3}, 袁林杰^{1,2,3},
有小龙^{1,2,3}

(1. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 陕西省环境工程重点实验室, 陕西 西安 710055; 3. 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 陕西 西安 710055; 4. 郑州市污水净化有限公司, 河南 郑州 450000)

摘 要: 在接种城市污水处理厂 A²/O 工艺回流污泥的上流式厌氧污泥床(UASB)反应器中, 采用逐渐提高进水基质浓度并缩短水力停留时间(HRT)的策略快速启动了厌氧氨氧化(Anammox), 对反应器的脱氮效果及启动前后的微生物群落结构差异进行了分析。结果表明, Anammox 启动成功仅耗时 40 d, 氨氮和亚硝态氮去除率均维持在 90% 以上, 最大总氮去除负荷为 0.99 kg/(m³·d), ΔNH₄⁺-N:ΔNO₂⁻-N:ΔNO₃⁻-N=1:1.28:0.26, 启动过程中反硝化作用对总氮去除的贡献由原来的 83% 逐渐降至 12%, 活性迟滞期末厌氧氨氧化菌的细胞产量达到了 (1.37~13.75)×10¹⁰ 个/d; 在启动成功初期, 厌氧氨氧化菌主要为 *Candidatus Brocadia* (25.14%) 和 *Candidatus Jettenia* (2.92%), 在长时间运行过程中, *Candidatus Jettenia* 的丰度逐渐增至 12.67% 并成为优势菌属。通过构建动力学模型发现, 改进的 Stover-Kincannon 基质去除模型 ($R^2=0.983\ 3$) 和 Grau 二级动力学模型 ($R^2=0.992\ 8$) 适合预测 Anammox 的脱氮性能和基质去除效率, 而 Monod 模型拟合的 R^2 仅为 0.820 6, 不适合描述不同 HRT 下 UASB-Anammox 的脱氮性能。

关键词: 厌氧氨氧化; 接种污泥; 快速启动; 微生物群落; 动力学特征

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)09-0001-09

Rapid Start-up of Anammox Seeded with A²/O Return Sludge and Its Kinetic Characteristics

WANG Gang^{1,2,3,4}, YUAN Lin-jiang^{1,2,3}, WANG Ru^{1,2,3}, CHEN Xi^{2,3},
YUAN Lin-jie^{1,2,3}, YOU Xiao-long^{1,2,3}

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Shaanxi Provincial Key Laboratory of Environmental Engineering, Xi'an 710055, China; 3. Northwest China Key Laboratory of Water Resources and Environmental Ecology, Xi'an 710055, China; 4. Zhengzhou Sewage Purification Co. Ltd., Zhengzhou 450000, China)

Abstract: In an upflow anaerobic sludge bed (UASB) reactor seeded with A²/O return sludge from a municipal sewage treatment plant, Anammox was rapidly started by gradually increasing influent

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51878538); 陕西省教育厅重点实验室研究项目(19JS040)

通信作者: 袁林江 E-mail: yuanlinjiang@xauat.edu.cn

substrate concentration and shortening hydraulic residence time (HRT). The nitrogen removal performance of the reactor and the difference of microbial community structure before and after start-up were analyzed. It took only 40 days to start the reactor successfully. The removal rates of ammonia nitrogen and nitrite nitrogen remained above 90%, the maximum total nitrogen removal load was 0.99 kg/(m³·d), and the ratio of $\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$, $\Delta\text{NO}_2^--\text{N}$ and $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}$ was 1:1.28:0.26. During the start-up process, the contribution of denitrification to the removal of total nitrogen gradually decreased from 83% to 12%, and the cell yield of Anammox bacteria reached $(1.37\text{--}13.75)\times 10^{10}$ cells/d at the end of the activity retardation period. At the start-up initial stage, the main Anammox bacteria were *Candidatus Brocadia* (25.14%) and *Candidatus Jettenia* (2.92%). During the long-term operation, the abundance of *Candidatus Jettenia* gradually increased to 12.67% and became the dominant bacteria. The modified Stover-Kincannon substrate removal model (R^2 of 0.983 3) and Grau second-order kinetic model (R^2 of 0.992 8) were suitable for predicting the nitrogen removal performance and substrate removal efficiency of Anammox reactor, while the R^2 fitted by Monod model was only 0.820 6, indicating that it was not suitable to describe the nitrogen removal performance of UASB-Anammox reactor under different HRTs.

Key words: Anammox; seed sludge; rapid start-up; microbial community; kinetic characteristics

厌氧氨氧化(Anammox)是目前具有广阔前景的热门脱氮工艺,其相较传统脱氮工艺可降低100%的有机碳消耗量和60%的曝气量^[1],极大节约了污水脱氮成本。但由于厌氧氨氧化菌(AnAOB)的世代时间较长(10~30 d),对环境条件要求苛刻,导致Anammox工艺启动缓慢^[2],一般情况下启动时间长达数月甚至几年^[3-4]。因此快速建立Anammox脱氮工艺一直是厌氧氨氧化领域的热点研究问题。

接种污泥的性质和种类直接决定了Anammox反应器的启动时间,因此大量研究者将启动的焦点放在种泥的选择上。汪瑶琪等^[5]发现在接种污泥中添加大量成熟Anammox污泥可加快Anammox反应器的启动进程,这是因为AnAOB之间存在群体感应现象,只有当厌氧氨氧化细胞达到一定密度时其活性才会显现^[6],但污水处理厂运行规模较大,此种方式启动Anammox反应仍面临较大的局限性;邹路易^[7]接种厌氧颗粒污泥启动Anammox反应器,在86 d时总氮负荷(NLR)达到0.24 kg/(m³·d),但厌氧颗粒污泥培养缓慢,培养条件较为复杂,利用其启动Anammox的前提是污泥颗粒化培养。而污水处理厂絮状回流污泥为单相污泥且获取十分便捷,其在厌氧、好氧和缺氧池中功能不同,具备含有“土著”AnAOB的潜能,以其为种泥快速启动Anammox反应器在实际工程应用中可节约大量成本。另外,对反

应器启动过程建模是描述生物处理系统性能和预测其处理能力的有效途径,基于动力学模型可以对反应器的生物过程进行分析与控制,同时在反应器的优化设计等方面具有重要的指导意义^[8]。基于此,笔者采用上流式厌氧污泥床(UASB)反应器,以城市污水处理厂A²/O工艺絮状回流污泥为种泥,研究Anammox反应器的快速启动方法,并采用高通量测序技术对启动前后的微生物群落结构变化进行解析,同时基于动力学模型对反应器运行数据进行拟合分析,以期Anammox的快速启动、运行及调控提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验用水和接种污泥

实验用水由自来水配制而成,基质包括无机碳源、氮源、矿物质和微量元素,主要成分如下:500 mg/L KHCO₃, 30 mg/L KH₂PO₄, 180 mg/L CaCl₂·2H₂O, 300 mg/L MgSO₄·7H₂O, NH₄⁺-N和NO₂⁻-N以NH₄Cl和NaNO₂按1:1.32纯培养比例按需添加,1 mL/L微量元素I, 2 mL/L微量元素II。微量元素I的成分:EDTA和FeSO₄·7H₂O,两者均为5 g/L。微量元素II的成分:15 g/L EDTA, 0.43 g/L ZnSO₄·7H₂O, 0.24 g/L CoCl₂, 0.99 g/L MnCl₂·4H₂O, 0.25 g/L CuSO₄·5H₂O, 0.22 g/L Na₂MoO₄·2H₂O, 0.19 g/L NiCl₂·6H₂O, 0.21 g/L Na₂SeO₄·10H₂O, 0.014 g/L

H₃BO₄。

实验接种污泥为西安某污水处理厂A²/O工艺的絮状回流污泥,接种量为3.3 L,其MLSS为14.21 g/L、MLVSS为7.57 g/L,沉降比(SV)为97%。

1.2 实验装置及运行条件

实验装置如图1所示,反应器为有机玻璃制成,有效容积为5.6 L,外侧加装水浴保温层将温度控制为(32±2)℃,进水pH控制在7.30±0.2,回流比为5,在保温层外包裹铝箔纸以防止光照对AnAOB产生负面影响。污水经蠕动泵从底部进入反应器,经上部的三相分离器排出系统。

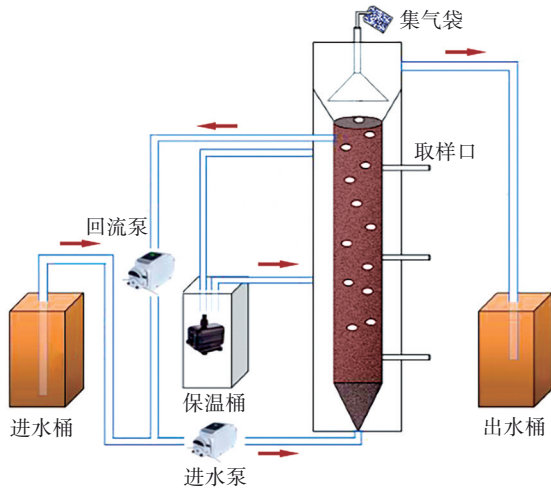


图1 UASB厌氧氨氧化反应器

Fig.1 Schematics of UASB-Anammox reactor

$$\text{容积TN去除速率} = \frac{(\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N} + \Delta\text{NO}_2^- - \text{N} - \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{出水}}) \times 24}{\text{HRT}} \quad (1)$$

$$\text{Anammox的容积NH}_4^+ - \text{N去除速率} = \frac{(\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{进水}} - \text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{出水}}) \times 24}{\text{HRT}} \quad (2)$$

$$\text{Anammox的容积NO}_2^- - \text{N去除速率} = \frac{(1.32\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N} - 0.26\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{出水}}) \times 24}{\text{HRT}} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} \text{反硝化的容积NO}_2^- - \text{N去除速率} = \\ \frac{(\Delta\text{NO}_2^- - \text{N} - 1.32\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N} + 0.26\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N} - \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{出水}}) \times 24}{\text{HRT}} \end{aligned} \quad (4)$$

式中: $\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}$ 分别为反应器进出水NH₄⁺-N浓度差和NO₂⁻-N浓度差。

1.4 动力学模型

改进的Stover-Kincannon基质去除模型(简称S-K模型)如下:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V}(S_0 - S_e) \quad (5)$$

其中, $\frac{dS}{dt}$ 也可表示为:

反应器首先以低基质浓度进水,随后逐渐提高进水基质浓度并缩短水力停留时间(HRT),其运行工况如表1所示。

表1 反应器的运行工况

Tab.1 Operation conditions of reactor

阶段	时间/d	HRT/h	NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	NLR/(kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)
I	1~13	22	60~80	80~100	0.14
II	13~26	18	60~80	80~100	0.19
III	26~43	18	60~80	80~100	0.19
IV	43~49	18	100	132	0.31
	49~57	18	200	264	0.62
	57~74	16	230	303	0.80
	74~84	14	230	303	0.91
	84~150	12	230	303	1.10

1.3 分析项目与方法

NH₄⁺-N用纳氏试剂分光光度法测定;NO₂⁻-N、NO₃⁻-N采用阴离子色谱法测定;pH采用pH计测定;DO采用便携式溶解氧仪测定;MLSS和MLVSS采用重量法测定;基于Illumina MiSeq测序平台的细菌16S rDNA高通量测序分析交由上海生工生物工程公司完成,测序污泥样品为接种污泥(S1)、反应器运行74 d污泥(S2)和150 d污泥(S3)。

容积TN去除速率,反硝化所致的容积NO₂⁻-N去除速率,Anammox所致的容积NH₄⁺-N、NO₂⁻-N去除速率计算方法如下:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{U_{\max}QS_0/V}{K_B + (QS_0/V)} \quad (6)$$

则有:

$$\left(\frac{dS}{dt}\right)^{-1} = \frac{V}{Q(S_0 - S_e)} = \frac{K_B}{U_{\max}} \frac{V}{QS_0} + \frac{1}{U_{\max}} \quad (7)$$

式中: dS/dt 为基质去除速率,g/(L·d); U_{\max} 为最大基质去除速率,g/(L·d); K_B 为饱和常数,g/(L·d); S_0 为进水基质浓度,g/L; S_e 为出水基质浓度,g/L; Q 为进水流量,L/d; V 为反应器体积,L; T 为水力停留

时间, h。

Grau 二级动力学模型如下:

$$-\frac{dS}{dt} = K_{2(s)}X \left(\frac{S_e}{S_0} \right)^2 \quad (8)$$

将式(8)积分后可得:

$$\frac{S_0 R}{S_0 - S_e} = R + \frac{S_0}{K_{2(s)}X} \quad (9)$$

将 $\frac{S_0}{K_{2(s)}X}$ 设为常数 a , $\frac{S_0 - S_e}{S_0}$ 表示基质去除率 E , 设 b 为常数, $K_{2(s)}$ 表示二级基质去除速率 (d^{-1}), X 表示反应器污泥平均浓度 (g/L), R 表示水力停留时间 T , 其他同上, 则式(9)可表示为:

$$\frac{T}{E} = a + bT \quad (10)$$

Monod 模型如下:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{kXS_e}{K_s + S_e} = \frac{Q}{V}(S_0 - S_e) \quad (11)$$

$$\frac{XV}{Q(S_0 - S_e)} = \frac{1}{k} + \frac{K_s}{k} \frac{1}{S_e} \quad (12)$$

式中: X 表示反应器生物物质浓度, g/L ; k 表示最大底物转化率, d^{-1} ; K_s 表示半饱和常数, g/L ; 其他同上。

2 结果与讨论

2.1 厌氧氨氧化启动过程

厌氧氨氧化启动过程中脱氮性能的变化如图2所示。阶段 I 为适应阶段, 反应器进水 NH_4^+-N 和 $NO_2^- - N$ 浓度分别控制在 $60 \sim 80$ 、 $80 \sim 100$ mg/L , $HRT = 22$ h, 自启动开始出水 NH_4^+-N 浓度就低于进水, NH_4^+-N 平均去除率为 9.6%, 推测原因为进水中的少量溶解氧使系统发生了微弱的硝化反应; $NO_2^- - N$ 去除率则呈上升趋势, 平均去除率为 31.58%。根据文献报道, 反硝化菌细胞产率为 0.32 $gVSS/gNO_2^- - N$ 和 0.45 $gVSS/gNO_3^- - N$, AnAOB 的细胞产率为 0.098 $gVSS/gNH_4^+-N$ ^[9]。经核算, 由反硝化所致的容积 $NO_2^- - N$ 平均去除速率为 27.68 $mg/(L \cdot d)$, 则反硝化菌的细胞产量为 50.07 $mgVSS/d$, 该阶段相应的平均容积 TN 去除速率为 33.37 $mg/(L \cdot d)$, 反硝化作用对 TN 去除的贡献率为 83%, 出水 $NO_3^- - N$ 在 0.50 mg/L 以下, 说明此阶段系统无 Anammox 活性或活性较弱, 仍以反硝化为主。这与李永正等^[10]先富集反硝化菌再培养 Anammox 的启动阶段亚硝态氮去除率明显高于氨氮去除率的结果类似, 但反硝

化培养增加了反应器的启动时间, 而本实验接种的回流污泥中存在异养反硝化菌, 利用污泥中残留的和其他微生物内源代谢产生的有机物进行反硝化作用将进水中的 $NO_2^- - N$ 去除。

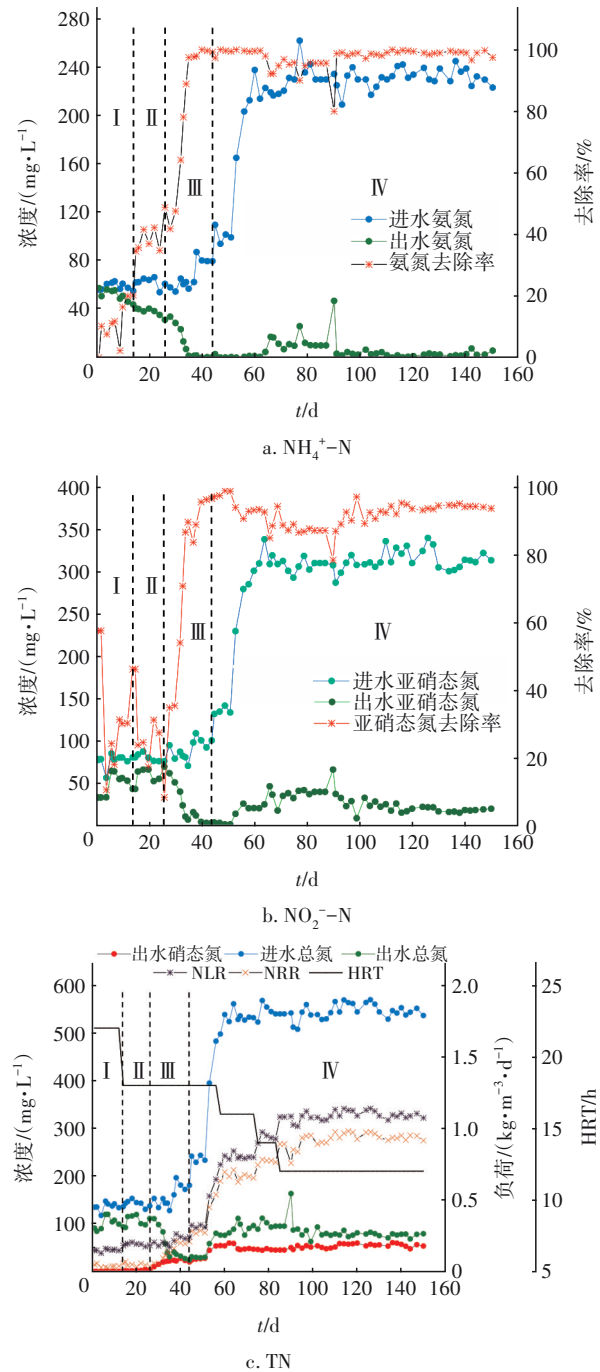


图2 厌氧氨氧化启动阶段脱氮性能的变化

Fig.2 Change of nitrogen removal performance during start-up of Anammox

阶段 II 为活性迟滞期, 保持进水 NH_4^+-N 和 $NO_2^- - N$ 浓度不变, 将系统的 HRT 缩短为 18 h, 出水

NH_4^+-N 由48 mg/L降至35 mg/L, NH_4^+-N 平均去除率为37%, NO_2^--N 平均去除率为25%。根据 NH_4^+-N 消耗量核算可得 Anammox 所致的容积 NH_4^+-N 去除速率和容积 NO_2^--N 去除速率分别为14.91~25.06、19.68~33.08 mg/(L·d),反硝化所致的容积 NO_2^--N 去除速率从32.75 mg/(L·d)逐渐下降至7.29 mg/(L·d);第26天系统的容积TN去除速率为59.16 mg/(L·d),反硝化作用对TN去除的贡献率仅为12%左右,系统内的反硝化活动减弱;经核算活性迟滞期末反硝化菌和 AnAOB 的细胞产量分别为13.19、13.75 mgVSS/d,单个细菌质量约为 10^{-10} ~ 10^{-9} mg,由此估算 AnAOB 的细胞产量为 $(1.37\sim13.75)\times10^{10}$ 个/d,而当 AnAOB 的细胞浓度达到 10^{10} ~ 10^{11} cell/mL 时 Anammox 活性才能显现,系统在第14天检测到有0.90 mg/L的 NO_3^--N 产生,最大产量为3.88 mg/L,表明系统内的 Anammox 活性开始显现。

阶段Ⅲ为活性提高期,反应器对 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的去除率呈同步上升趋势,出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度分别在第40天和第42天下降至0和3.5 mg/L,出水 NO_3^--N 平均浓度为20.04 mg/L,这说明 Anammox 活性逐渐增强。有研究表明, NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的去除率稳定在90%以上即可以作为 Anammox 工艺成功启动的判断标准^[11]。在本研究中,自第40天起反应器对 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的去除率均在90%以上,TN去除率稳定在80%左右,TN去除负荷(NRR)为0.23 kg/(m³·d),据此判定 Anammox 系统启动成功。

阶段Ⅳ为活性稳定期,为了在反应器内富集更多的 AnAOB,提高反应器的脱氮效率,将反应器的HRT由18 h逐渐缩短为12 h,同时以梯度方式逐渐增加进水基质浓度,自第60天起进水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度分别稳定在230、303 mg/L左右,进水TN负荷逐渐升至1.10 kg/(m³·d),反应器对TN的去除率保持在85%左右,经物料核算, $\Delta\text{NO}_2^--\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$ 和 $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$ 化学计量比分别为1.28和0.26,基本接近理论值,Anammox 所致的容积 NH_4^+-N 去除速率与容积 NO_2^--N 去除速率分别为460.46 mg/(L·d)和584.92 mg/(L·d),AnAOB已经成为系统优势菌种。储昭瑞^[12]采用长HRT(48 h)和低负荷法富集 AnAOB,在进水TN负荷为0.06 kg/(m³·d)条件下运行127 d,反应器对TN的去除率达到65%。而本实验以逐步增加进水基质负荷同时

缩短HRT的方式富集 AnAOB,最大TN去除负荷可以达到0.99 kg/(m³·d),更有利于获得较高的脱氮效能。

2.2 厌氧氨氧化污泥形态特征变化

在不同运行阶段的污泥形态变化及其SEM照片如图3所示。

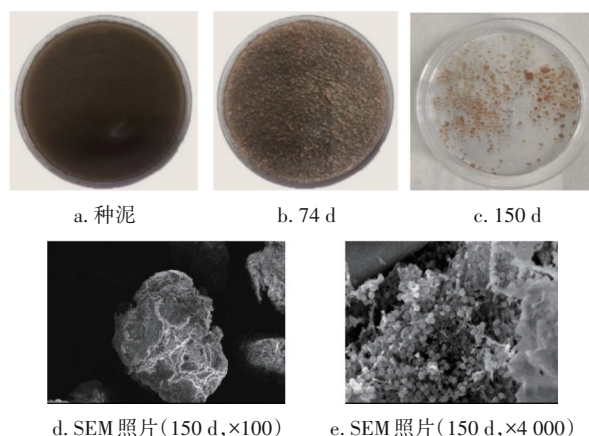


图3 不同阶段污泥形态特征变化

Fig.3 Change of sludge morphological characteristics at different stages

种泥呈深棕色,运行至活性稳定期(74 d)污泥中出现大量红棕色颗粒,这是由于在活性提高期末,污泥中的 AnAOB 已经达到一定数量,AnAOB 体内含有大量血色素可使污泥呈现红色;进水基质中的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等离子可促进絮状污泥颗粒化,反应器采取逐渐缩短HRT的培养方式,在水力剪切力的作用下污泥逐渐颗粒化;在活性稳定期末(150 d),污泥已经出现清晰的颗粒化并呈现淡红色。

AnAOB易于聚集且形态多样,主要为球形和卵形,直径介于0.8~1.1 μm之间,对反应器内的颗粒污泥进行SEM观察,发现 Anammox 颗粒污泥呈包菜状,污泥中出现大量排列整齐的球菌且密集生长,这与成熟期典型的 AnAOB 形态相似^[13]。

2.3 厌氧氨氧化启动前后微生物群落结构变化

不同阶段污泥的 Alpha 多样性相关指数如表2所示。测序样品的 Coverage 指数均在94%以上,表明本次结果可以真实反映反应器内的微生物群落结构状况。Shannon、Simpson 指数和 Chao、ACE 指数分别表征样品的群落多样性和丰度,随着运行时间的推移,反应器内的微生物群落多样性和丰度均低于接种时期。厌氧氨氧化反应器的启动,就是不断富集功能菌的过程,由于外部条件和进水基质的

改变,大量非功能菌不断被淘汰,这造成了系统内微生物群落多样性和丰度的下降,但同时根据属水

平分析结果可知,适应系统条件的AnAOB丰度在不断增加。

表2 Alpha多样性指数

Tab.2 Alpha Diversity Index

项 目	序列数	OTU 数	Chao 指数	ACE 指数	Shannon 指数	Simpson 指数	Coverage
S1	29 258	4 747	19 597.08	33 933.27	6.67	0.004	0.96
S2	35 697	2 798	15 835.59	29 672.12	4.47	0.080	0.94
S3	42 039	2 360	13 034.90	26 469.66	3.27	0.210	0.96

不同污泥样品中微生物群落在门水平上的分布情况如图4所示。

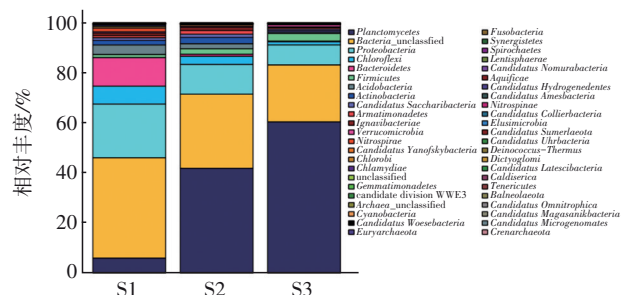


图4 不同污泥样品门水平上的微生物群落结构分布

Fig.4 Distribution of microbial community structure at phylum level in different sludge samples

S1样品中主要菌门有浮霉菌门 *Planctomycetes* (5.92%)、变形菌门 *Proteobacteria* (21.46%)、绿弯菌门 *Chloroflexi* (7.18%)、拟杆菌门 *Bacteroidetes* (11.43%)、酸杆菌门 *Acidobacteria* (3.82%)、放线菌门 *Actinobacteria* (1.78%)、暂定螺旋体门 *Candidatus Saccharibacteria* (1.09%)、*Ignavibacteriae* (1.02%)、厚壁菌门 *Firmicutes* (1.25%)、硝化螺旋菌门 *Nitrospirae* (1.48%)、绿菌门 *Chlorobi* (0.69%)。其中,与脱氮相关的菌门有变形菌门、浮霉菌门和硝化螺旋菌门,变形菌门一直是污水处理系统的主要菌门,其在S1中的丰度最高,在S2和S3中丰度分别降至13.65%和10.48%,随着Anammox启动成功,S2和S3中浮霉菌门的丰度分别增至41.89%和60.43%,超过变形菌门而成为优势菌门;绿弯菌门和绿菌门为兼性厌氧光合菌,在S3中的丰度分别降至1.28%和0.02%,这和反应器进行避光处理有关;拟杆菌门和厚壁菌门在反应器运行后期丰度分别降至0.32%和0.48%,硝化螺旋菌门在S2和S3中的丰度分别降至0.01%和0.02%,这表明反应器内的异养菌和硝化螺旋菌门逐渐被淘汰。

进一步对反应器中与脱氮相关的微生物进行

属水平上的分析,结果如图5所示。3个污泥样品中均检出了浮霉菌门中的AnAOB属,其中 *Candidatus Brocadia* 在接种污泥S1中的丰度为0.01%,随着Anammox启动成功,其在S2中的丰度增至25.14%,同时检测出丰度为2.92%的 *Candidatus Jettenia*,这两种AnAOB属在S3中的丰度分别为2.11%和12.67%。目前针对 *Candidatus Jettenia* 的研究还不明确,但有研究指出该菌属对NO₂⁻-N的耐受程度优于其他AnAOB属^[14],这可能是其在活性稳定期成为丰度最高的AnAOB属的原因。

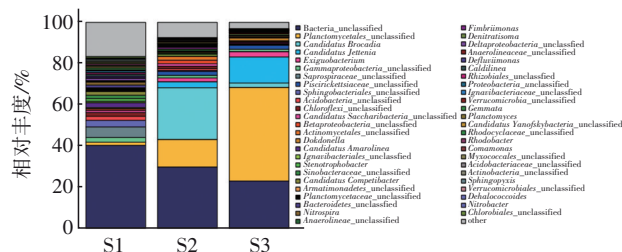


图5 不同污泥样品属水平上的微生物群落结构分布

Fig.5 Distribution of microbial community structure at genus level in different sludge samples

另外,在3个污泥样品中检测到的硝化菌属主要包括 *Nitrospira* (1.47%)、*Nitrobacter* (0.25%)、*Nitrosomonadaceae_unclassified* (0.26%)、*Nitrosomonas* (0.12%),它们在活性稳定期的丰度均保持在0.15%以下,说明成熟的厌氧氨氧化体系内始终存在微量的氨氧化菌。在接种污泥S1检测到的反硝化菌属中, *Rhodobacter*、*Terrimonas*、*Aquimonas* 为全程反硝化菌^[15], *Mesorhizobium*、*Hyphomicrobium*、*Thauera*^[16]为异养反硝化菌,它们在活性稳定期的丰度均在0.1%以下,原因是厌氧氨氧化反应器长期在无机条件下运行。

2.4 动力学特征分析

2.4.1 改进的Stover-Kincannon 基质去除模型

Stover-Kincannon 基质去除模型是连续操作反

反应器中应用最广的模型之一^[17],常被用来预测Anammox生物膜反应器的脱氮性能^[18]。

本研究中,反应器进入活性稳定期后脱氮效果稳定,取此阶段的数据用S-K模型进行拟合,以 T/S_0 (自变量)为横坐标、 $T/(S_0 - S_e)$ (因变量)为纵坐标作图,如图6所示,由方程式可得反应器的 U_{\max} 为 $9.1 \text{ g}/(\text{L}\cdot\text{d})$, K_b 为 $10.13 \text{ g}/(\text{L}\cdot\text{d})$,相关系数 $R^2=0.9833$,而反应器实际最大TN去除负荷为 $0.99 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,仅为理论值的11%,说明厌氧UASB反应器还有很大的脱氮潜力,真实情况有待反应器继续运行加以考证。为了验证模型的正确性,将数据代入式(7)得到式(13),以运行后期15 d的数据进行验证, $T=12 \text{ h}$,代入式(13)可得式(14),其结果见表3。将由预测公式得出的出水理论值与反应器实测值进行比较,平均相对误差为9.1%,S-K模型对实验数据的模拟具有较高的精确度,可以较好地预测反应器基质出水浓度。

$$S_e = S_0 - \frac{1}{1.115/S_0 + 0.11/T} \quad (13)$$

$$S_e = S_0 - \frac{1}{1.115/S_0 + 0.22} \quad (14)$$

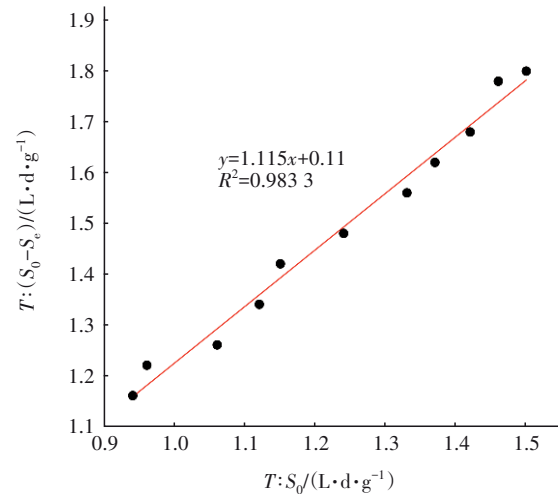


图6 改进型Stover-Kincannon模型的拟合曲线

Fig.6 Fitting curve of improved Stover-Kincannon model

表3 不同动力学模型的预测数据

Tab.3 Forecast data of different kinetic models

$S_0/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	实际 $S_e/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	理论 $S_e/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	实际 $E/\%$	理论 $E/\%$	相对误差/ $\%$	
					S-K模型	二级动力学模型
563	98.12	108.51	82.57	81.58	10.59	1.20
561	96.31	108.01	82.83	81.58	12.13	1.51
544	95.52	103.40	82.44	81.58	8.25	1.04
563	98.14	108.50	82.57	81.58	10.56	1.20
569	99.40	110.12	82.53	81.58	10.78	1.15
560	96.51	107.73	82.77	81.58	11.63	1.44
543	98.02	103.11	81.95	81.58	5.19	0.45
528	96.40	99.10	81.70	81.58	2.80	0.15
546	93.91	103.92	82.80	81.58	10.66	1.47
541	95.23	102.54	82.40	81.58	7.68	0.99
552	96.04	105.52	82.60	81.58	9.87	1.22
537	93.31	101.50	82.62	81.58	8.78	1.26
543	94.21	103.11	82.65	81.58	9.45	1.29
551	95.92	105.22	82.59	81.58	9.70	1.22
536	94.01	101.21	82.46	81.58	7.66	1.06

2.4.2 Grau二级动力学模型

Grau二级动力学模型是厌氧氨氧化反应器确定动力学常数的常见模型^[19],适合描述不同水力停留时间(T)下厌氧氨氧化反应器的基质去除效率,因此将反应器进入活性稳定期后不同水力停留时间下的基质去除数据进行拟合,以 T 为横坐标(自变量)、 T/E 为纵坐标(因变量)作图,如图7所示,根据

拟合曲线可得 $a=1.99$ 、 $b=1.06$,将数据代入式(10),可得式(15),相关系数 $R^2=0.9928$,二级动力学模型的拟合效果很好,可用于预测反应器基质去除效率,将表3中的数据代入模型进行验证,可得预测平均相对误差为1.11%,相较于Stover-Kincannon模型,Grau二级动力学模型的预测精度更高。

$$T/E = 1.99 + 1.06T \quad (15)$$

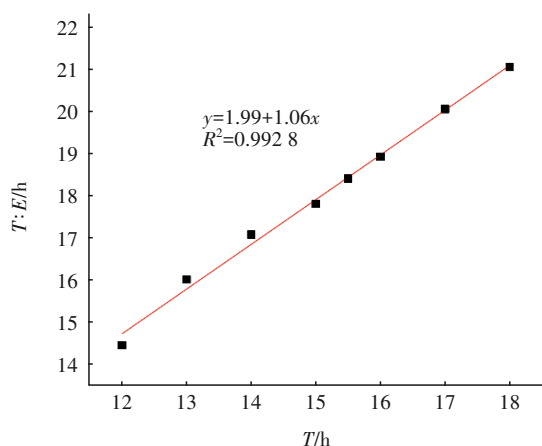


图7 Grau二级动力学模型的拟合曲线

Fig.7 Fitting curve of Grau second-order kinetic model

2.4.3 Monod模型

Monod模型被广泛应用于需氧和厌氧反应器中,以解释底物浓度对底物消耗速率的影响^[20]。根据Monod模型可获得最大底物转化率(k)及半饱和常数(K_s),将反应器进入活性稳定期的数据代入进行拟合,如图8所示,可得到 $k=0.52\text{ d}^{-1}$ 、 $K_s=0.41\text{ g/L}$ 、 $R^2=0.8206$,相比改进的Stover-Kincannon基质去除模型和Grau二级动力学模型,Monod模型拟合的相关性较差,不适合描述不同HRT下UASB-Anammox反应器的基质去除情况。

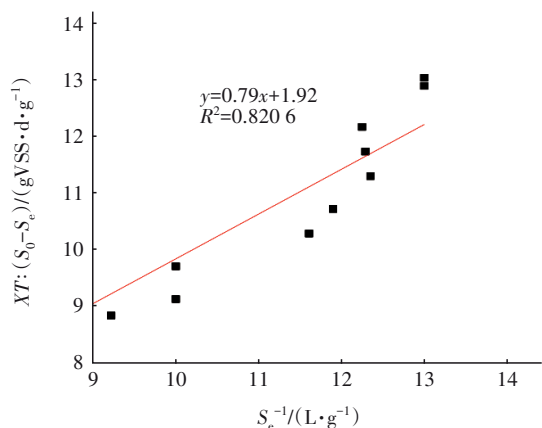


图8 Monod模型的拟合曲线

Fig.8 Fitting curve of Monod model

3 结论

① 以城市污水处理厂絮状回流污泥为接种污泥,采用先低基质浓度进水、然后提高进水基质浓度并逐渐缩短水力停留时间的方式,可在40 d内快速启动厌氧氨氧化,反应器进水TN负荷维持在 $1.10\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,最大TN去除负荷为 $0.99\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 。

d), $\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}:\Delta\text{NO}_2^--\text{N}:\Delta\text{NO}_3^--\text{N}=1:1.28:0.26$ 。

② Anammox系统启动过程中,反硝化作用对TN去除的贡献率由83%逐渐降至12%,活性迟滞期末的AnAOB细胞产量为 $(1.37\sim13.75)\times10^{10}$ 个/d。

③ 改进的Stover-Kincannon基质去除模型和Grau二级动力学模型均能对反应器运行效能进行较好的模拟,其中,Grau二级动力学模型建立的预测方程对反应器基质去除效率的预测相对误差为1.11%,预测精度较高;Monod模型拟合的相关性较差,不适合描述不同HRT下UASB-Anammox反应器的基质去除情况。

④ 经高通量测序分析,反应器内富集到两种AnAOB属,分别为*Candidatus Brocadia* (25.14%)和*Candidatus Jettenia* (2.92%),反应器长时间稳定运行后,*Candidatus Jettenia*的丰度增至12.67%并占据主要地位。

参考文献:

- [1] MA W J, LI G F, HUANG B C, et al. Advances and challenges of mainstream nitrogen removal from municipal wastewater with anammox-based processes [J]. Water Environment Research, 2020, 92 (11): 1899-1909.
- [2] WEN R L, JIN Y, ZHANG W J. Application of the Anammox in China—a review [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020, 17 (3): 1090.
- [3] 张泽文, 李冬, 张杰, 等. 接种单一/混合污泥对厌氧氨氧化反应器快速启动的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(12): 5215-5221.
ZHANG Zewen, LI Dong, ZHANG Jie, et al. Effect of seeding single/mixed sludge on rapid start-up of an ANAMMOX reactor [J]. Environmental Science, 2017, 38(12): 5215-5221 (in Chinese).
- [4] TRIGO C, CAMPOS J L, GARRIDO J M, et al. Start-up of the Anammox process in a membrane bioreactor [J]. Journal of Biotechnology, 2006, 126 (4): 475-487.
- [5] 汪瑶琪, 张敏, 姜滢, 等. 厌氧氨氧化启动过程及微生物群落结构特征[J]. 环境科学, 2017, 38(12): 5184-5191.
WANG Yaoqi, ZHANG Min, JIANG Ying, et al. Start-up and characteristics of the microbial community structure of ANAMMOX [J]. Environmental Science,

- 2017, 38(12): 5184–5191 (in Chinese).
- [6] 丁爽, 郑平, 张萌, 等. 厌氧氨氧化菌群体感应系统研究[J]. 生态学报, 2012, 32(8): 2581–2587.
DING Shuang, ZHENG Ping, ZHANG Meng, *et al.* Quorum sensing in anaerobic ammonium oxidation bacteria [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32 (8) : 2581–2587 (in Chinese).
- [7] 邹路易. 厌氧氨氧化反应器中微生物种群结构分析[J]. 安全与环境学报, 2011, 11(3): 57–61.
ZOU Luyi. Analysis of microbial community structure in anammox membrane bioreactor [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2011, 11(3): 57–61 (in Chinese).
- [8] JIN R C, ZHENG P. Kinetics of nitrogen removal in high rate anammox upflow filter [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 170(2): 652–656.
- [9] STROUS M, HEIJNEN J J, KUENEN J G, *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, 50(5): 589–596.
- [10] 李永正, 袁林江, 孔海霞. 利用普通反硝化活性污泥快速启动厌氧氨氧化试验[J]. 安全与环境学报, 2014, 14(3): 224–228.
LI Yongzheng, YUAN Linjiang, KONG Haixia. A method of quick startup an Anammox reactor by seeding the sludge of high denitrifying activity [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2014, 14 (3) : 224–228 (in Chinese).
- [11] LI H S, ZHOU S Q, MA W H, *et al.* Fast start-up of ANAMMOX reactor: operational strategy and some characteristics as indicators of reactor performance [J]. *Desalination*, 2012, 286: 436–441.
- [12] 储昭瑞. 厌氧氨氧化反应器启动及微生物群落结构解析[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2012.
CHU Zhaorui. Study on the Start-up of ANAMMOX Reactor and Microbial Community Analysis [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2012 (in Chinese).
- [13] 王朝朝, 张凯, 闫立娜, 等. 膜生物反应器 Anammox 的快速启动及其抑制动力学[J]. 中国给水排水, 2017, 33(17): 19–25.
WANG Zhaozhao, ZHANG Kai, YAN Lina, *et al.* Rapid start-up and inhibition kinetic characteristics of Anammox in a membrane bioreactor[J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(17): 19–25 (in Chinese).
- [14] QUAN Z X, RHEE S K, ZUO J E, *et al.* Diversity of ammonium-oxidizing bacteria in a granular sludge anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) reactor [J]. *Environmental Microbiology*, 2008, 10 (11) : 3130–3139.
- [15] WANG D, LI T, HUANG K, *et al.* Roles and correlations of functional bacteria and genes in the start-up of simultaneous anammox and denitrification system for enhanced nitrogen removal[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 655: 1355–1363.
- [16] LIU C, ZHAO D, YAN L, *et al.* Elemental sulfur formation and nitrogen removal from wastewaters by autotrophic deitrifiers and anammox bacteria [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 191: 332–336.
- [17] NI S Q, LEE P H, SUNG S. The kinetics of nitrogen removal and biogas production in an anammox non-woven membrane reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(15): 5767–5773.
- [18] 金仁村, 郑平, 唐崇俭. 厌氧氨氧化固定床反应器脱氮性能和过程动力学特性[J]. 化工学报, 2008, 59 (10): 2518–2525.
JIN Rencun, ZHENG Ping, TANG Chongjian. Performance and process kinetics characteristics of ANAMMOX fixed-bed reactor [J]. *CIESC Journal*, 2008, 59(10): 2518–2525 (in Chinese).
- [19] CHEN T, ZHENG P, SHEN L, *et al.* Kinetic characteristics and microbial community of Anammox–EGSB reactor [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 190 (1/3): 28–35.
- [20] SONG Y X, LIAO Q, YU C, *et al.* Physicochemical and microbial properties of settled and floating anammox granules in upflow reactor[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2017, 123: 75–85.

作者简介:王刚(1994–),男,河南新乡人,硕士,研究方向为城市生活污水处理技术。

E-mail:wanggang729722@163.com

收稿日期:2020-12-07

修回日期:2021-01-27

(编辑:刘贵春)