

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.03.003

# 序批式运行Anammox颗粒污泥的有机碳源胁迫效应

靳翱玮<sup>1</sup>, 廖方新<sup>1</sup>, 孙远博<sup>1</sup>, 贺程璐<sup>1</sup>, 姜滢<sup>1</sup>, 郭萌蕾<sup>1</sup>,  
陈重军<sup>1,2,3</sup>

(1. 苏州科技大学 环境科学与工程学院, 江苏 苏州 215009; 2. 江苏水处理技术与材料  
协同创新中心, 江苏 苏州 215009; 3. 江苏省环境科学与工程重点实验室, 江苏 苏州  
215009)

**摘要:** 以厌氧氨氧化颗粒污泥为研究对象,采用序批式研究方法,考察了不同高浓度COD条件下,厌氧氨氧化颗粒污泥对碳、氮的去除规律,并探究了颗粒污泥物理性状的变化。研究发现,序批式运行可以降低有机碳源对厌氧氨氧化颗粒污泥的胁迫效应,在进水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 和 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 平均浓度分别为126.0 mg/L和173.2 mg/L的条件下,COD<900 mg/L时对系统脱氮除碳具有促进作用,而COD>900 mg/L时存在显著抑制作用。在COD为600 mg/L时, $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 和COD的去除率分别达到97.2%和87.7%,脱氮除碳效率最高。随着有机负荷的提高,厌氧氨氧化颗粒污泥从红色向黑褐色转变,粒径在1.2~2.0 mm的颗粒污泥逐渐占据主导,在COD为900 mg/L时占比达到70.0%,而后开始解体,颗粒污泥在COD为600 mg/L时沉降速度最佳,达到17.0 m/h。

**关键词:** 有机碳源; 厌氧氨氧化; 颗粒污泥; 脱氮除碳; 胁迫效应

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2022)03-0014-07

## Stress of High Concentration Organic Carbon Source on Anammox Granular Sludge under Sequencing Batch Operation

JIN Ao-wei<sup>1</sup>, LIAO Fang-xin<sup>1</sup>, SUN Yuan-bo<sup>1</sup>, HE Cheng-lu<sup>1</sup>, JIANG Ying<sup>1</sup>,  
GUO Meng-lei<sup>1</sup>, CHEN Chong-jun<sup>1,2,3</sup>

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Technology and Material of Water Treatment, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu Provincial Key Laboratory of Environmental Science and Engineering, Suzhou 215009, China)

**Abstract:** The sequencing batch operation was used to investigate the carbon and nitrogen removal and physical characters of anaerobic ammonia oxidation (Anammox) granular sludge under different high-concentration of COD. The results showed that the sequencing batch operation could reduce the stress of organic carbon source on Anammox granular sludge. Under the condition that the average concentration of influent  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  and  $\text{NO}_2^--\text{N}$  were 126.0 mg/L and 173.2 mg/L respectively,

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51508366); 中国博士后科学基金资助项目(2020M671400); 江苏省自然科学基金资助项目(SBK2020022850); 苏州市民生科技项目(ss2019022); 江苏水处理技术与材料协同创新中心预研项目(XTCXSZ2019-3); 江苏省环境科学与工程重点实验室开放基金资助项目(Zd1804)

通信作者: 陈重军 E-mail: chongjunchen@163.com

when COD was below 900 mg/L, it would promote the denitrification and carbon removal of the system. However, there was a significant inhibitory effect on Anammox when the COD concentration was increased to more than 900 mg/L. In addition, the  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and COD removal efficiency reached the highest at 97.2% and 87.7% when the COD concentration was 600 mg/L. The color of Anammox granular sludge changed from red to dark brown with the organic loading increasing. Also, the granular sludge was dominated gradually at a particle diameter of 1.2–2.0 mm, which accounted for 70.0% at 900 mg/L of COD. However, the Anammox granular sludge disintegrated when the COD concentration was increased to more than 900 mg/L. The sedimentation speed of granular sludge reached highest at 17.0 m/h when COD concentration was 600 mg/L.

**Key words:** organic carbon source; Anammox; granular sludge; nitrogen and carbon removal; stress

厌氧氨氧化(Anammox)是指在厌氧或缺氧条件下,Anammox 菌以亚硝态氮( $\text{NO}_2^-\text{-N}$ )为电子受体将氨氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )氧化为氮气的过程<sup>[1-2]</sup>。与传统脱氮工艺相比,厌氧氨氧化工艺具有无需曝气、不需有机碳源、节省能耗、产泥量低等特点<sup>[3-4]</sup>,因而成为高效低耗生物脱氮技术的研究热点<sup>[5]</sup>。Anammox 菌为自养细菌,生长缓慢,对环境变化十分敏感,而颗粒污泥自身结构紧凑,单位体积生物量高,抗冲击能力强,实现厌氧氨氧化污泥颗粒化,将对厌氧氨氧化技术的应用提供强有力的支撑<sup>[6-7]</sup>。

然而,实际废水中含较高浓度的有机碳源,会对厌氧氨氧化颗粒污泥造成影响。研究认为,厌氧氨氧化颗粒污泥的多层致密结构,为有机物的分布、降解和缓抑提供了场所,一定程度上保护了 Anammox 菌的活性<sup>[8-9]</sup>。适量有机物的存在可促进厌氧氨氧化颗粒污泥胞外聚合物(EPS)的分泌,为细胞絮凝和稳定颗粒化提供保障,使得异养菌与 Anammox 菌处于良性竞争并提高脱氮效率<sup>[10-11]</sup>。然而,过量的有机碳源会导致污泥解体,粒径减小,沉降性能明显变差,并抑制厌氧氨氧化菌的活性<sup>[12]</sup>。虽然已有学者开展了有机碳源对厌氧氨氧化颗粒污泥影响的研究,但多存在于连续流反应器,难以承受高浓度有机碳源的影响。与连续流反应不同,序批式反应在空间上完全混合,时间上完全推流,因而研究能否通过序批式反应器的运行,在高浓度有机碳源条件下降低有机碳源的胁迫效应显得非常必要。因此,拟采用序批式运行,考察高浓度有机碳源胁迫下厌氧氨氧化脱氮性能,并建立与颗粒污泥结构变化之间的联动关系,为厌氧氨

氧化颗粒污泥实现稳定脱氮除碳提供理论基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验方法与条件

试验污泥取自实验室膨胀颗粒污泥床(EGSB)反应器长期培养的成熟厌氧氨氧化颗粒污泥。取厌氧氨氧化颗粒污泥 80 mL(泥水混合比为 2:1),进水采用人工配水,以  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 $\text{NaNO}_2$  作为  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$  的来源,以葡萄糖为 COD 的来源,并按需添加微量元素溶液 I、II<sup>[13]</sup>。控制进水 pH 值在  $7.5 \pm 0.5$ 。在 300 mL 锥形瓶中添加  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ,平均浓度分别为 126.0、173.2 mg/L,共设置 6 个处理,分别加入 0、300、600、900、1 200、1 500 mg/L 的 COD,每个对照设置 2 个重复,各处理均充入纯度为 99.9% 的氮气 10 min 除氧,以黑布包裹瓶身,并用橡胶塞密封,放入恒温摇床箱中,在 26 °C、60 r/min 下培养。每隔 24 h 弃去上清液,新加入配水。每天取上清液测定水质指标,为保证系统的密闭性,取上清液时通过 50 mL 注射器进行抽取。

### 1.2 分析项目与方法

$\text{NH}_4^+\text{-N}$  采用纳氏试剂分光光度法测定; $\text{NO}_2^-\text{-N}$  采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定;COD 采用重铬酸钾消解分光光度法测定;颗粒污泥粒径采用 Nanomeasure 软件对照片进行分析;颗粒污泥流速采用高度为 410 mm 的量筒测定。

## 2 结果与分析

### 2.1 高浓度有机碳源对脱氮性能的影响

各处理的  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  去除率变化如图 1 所示。当不添加有机碳源时,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度变化相对稳定,平均去除率高于 98.0%;在 COD 浓度达到 300 mg/L

时,  $\text{NO}_2^-$ -N 去除率呈现先降低后升高的趋势, 在反应初始阶段  $\text{NO}_2^-$ -N 去除率仅有 78.3%, 反应 4 d 后  $\text{NO}_2^-$ -N 去除率不足 50.0%, 8 d 后稳定在 87.0% 左右; 而在 COD 浓度为 600 mg/L 和 1 200 mg/L 的处理中,  $\text{NO}_2^-$ -N 去除率呈现出相对稳定的趋势, 都明显高于 95.0%; 当 COD 浓度为 900 mg/L 和 1 500 mg/L 时,  $\text{NO}_2^-$ -N 去除率呈现出与 COD 浓度为 300 mg/L 时相仿的趋势, 并在 6 d 后趋于稳定, 去除率分别达到 87.2% 和 83.0%。研究表明,  $\text{NO}_2^-$ -N 去除率并未因 COD 的存在而受到显著影响。谭发等<sup>[14]</sup>研究发现, 当 COD 为 0~100 mg/L 时, 出水  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度总体维持在 1.0 mg/L 左右, COD 浓度的变化对出水  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度并没有造成明显的影响。

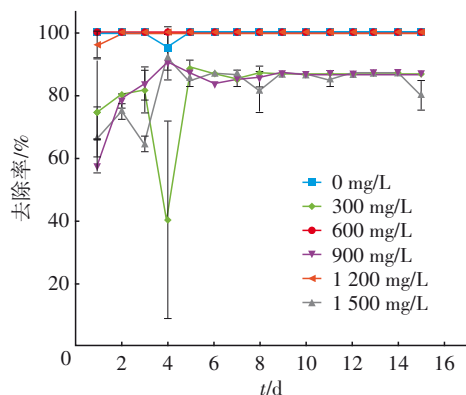


图1 有机碳源存在条件下  $\text{NO}_2^-$ -N 去除率变化

Fig.1 Change of nitrite removal efficiency under different organic matter concentrations

各处理的  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率变化如图 2 所示。不添加 COD 的对照组对  $\text{NH}_4^+$ -N 的平均去除率高于 96.0%; 在 COD 为 300 mg/L 时,  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率基本稳定, 保持在 85.0% 左右; 而当 COD 为 600 mg/L 时, 系统仍具有较高的  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率, 稳定在约 97.2%; 在 COD 浓度为 900 mg/L 时,  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率呈先降低后升高的趋势, 反应 6 d 后趋于稳定, 达到 86.2%; 当 COD 为 1 200 mg/L 时, 除了第 2 天, 在前期  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率稳定在 95.0% 左右, 而 8 d 后去除率波动较大, 在 72.0%~97.0% 之间变化; 而当 COD 为 1 500 mg/L 时, 初始阶段的去除率仅能达到 68.4%, 之后  $\text{NH}_4^+$ -N 去除能力逐步提高, 反应 6 d 后去除率波动较大, 最低时仅有 39.2%, 推测是因为 Anammox 菌与异养反硝化菌的竞争所致<sup>[15]</sup>。管勇杰等<sup>[16]</sup>采用 ASBR 反应器, 发现当 COD 为 200 mg/L 时, 系统对  $\text{NH}_4^+$ -N 的去除率从约 100% 降低到

58.5%。陈重军等<sup>[17]</sup>采用连续流 UASB 反应器的运行结果表明, 当 COD 为 20 mg/L 时, TN 去除率稳定在 88.5%; 而当 COD 为 60 mg/L 和 80 mg/L 时, 系统脱氮性能受到不同程度的抑制。同样有研究表明<sup>[18]</sup>, 在维持 EGSB 反应器进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度在 172.8 mg/L 左右条件下, 当 COD 为 350 mg/L 和 550 mg/L 时,  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率分别为 14.3% 和 23.7%。说明有机物的存在抑制了 Anammox 菌的活性, 导致  $\text{NH}_4^+$ -N 的去除率下降<sup>[19]</sup>。本研究中对厌氧氨氧化颗粒污泥的  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率产生抑制的 COD 浓度较高, 主要是运行方式的差异, 由于反应器采用序批式运行, 停留时间达到 24 h, 显著削弱了有机碳源的抑制效应。

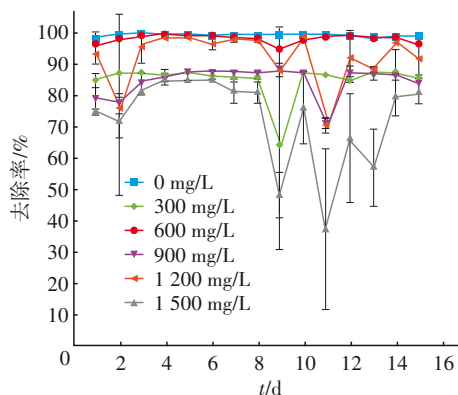


图2 有机碳源存在条件下  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率变化

Fig.2 Change of ammonium removal efficiency under different organic matter concentrations

各处理的 COD 去除率变化如图 3 所示。随着有机碳源浓度的增加, COD 的去除率波动幅度较大, 在 COD 为 300 mg/L 时, 反应器内 Anammox 菌脱碳能力明显增强, 表现为 COD 去除量明显提高, 其平均去除率达到 78.3%。当 COD 达到 600 mg/L 时, 在启动阶段 COD 去除率不足 60.0%, 之后波动较大, 在第 5 天达到第一个峰值, 为 84.1%, 之后两个峰值依次出现在第 10 天和第 14 天, 分别达到 91.6% 和 87.7%。当 COD 为 900 mg/L 时, COD 去除率呈现出与 COD 为 600 mg/L 时相似的变化趋势, 在启动阶段仅有 55.7%, 之后在第 5 天、第 10 天和第 13 天出现三个峰值, 分别为 86.2%、94.0% 和 85.5%。而在 COD 为 1 200 mg/L 和 1 500 mg/L 时, 系统对 COD 的去除能力处于较低水平, 平均去除率仅有 71.6% 和 68.2%。COD 在反应器中存在多种去除途径, 包括硝酸盐型反硝化、亚硝酸盐型反硝化、厌氧发酵以

及微生物本身生长对碳源的利用等。有研究发现<sup>[20]</sup>,当进水 COD 为 620 mg/L 时,COD 去除率基本维持在 55.0%~60.0% 之间,脱碳能力仍较为稳定。Kang 等<sup>[18]</sup>研究发现,当进水 COD 分别为 200、350、550 mg/L 时,去除率分别为 85.0%、65.7% 和 60.0%,即进水 COD 浓度越高,去除率越低。

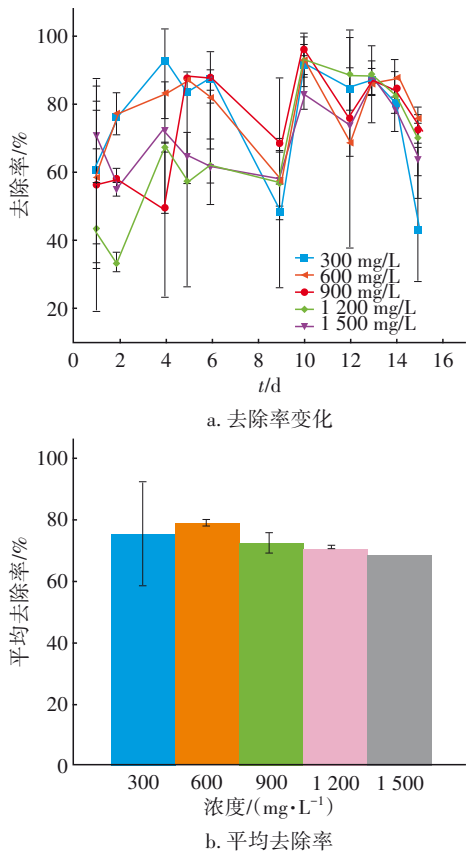


图3 不同有机碳源浓度下COD去除率的变化

Fig.3 Change of COD removal efficiency under different organic matter concentrations

有研究表明<sup>[21-22]</sup>,在有机碳源存在的条件下,反硝化菌生长较快,并与 Anammox 菌竞争,当有机碳源浓度较低时,Anammox 菌占主导地位,而随着有机碳源浓度的提高,异养反硝化菌增殖速率逐渐提高,因此在高浓度 COD 条件下反应器内 Anammox 菌活性会被部分抑制或完全抑制。同时也存在一种观点:有机物存在下,Anammox 菌与反硝化菌竞争并优先利用有机碳源,代谢途径表现多样化<sup>[23]</sup>,Anammox 菌不仅能自养代谢,还具有反硝化的异养代谢能力<sup>[24]</sup>,故添加有机碳源能够提高反硝化速率。COD 浓度对厌氧氨氧化影响的报道如表 1 所示,在不同运行方式下,有机物对厌氧氨氧化的抑

制效应存在较大差异。然而,本研究中的进水 COD 浓度远高于文献报道的 COD 抑制浓度,在高浓度有机碳源条件下,反应器内 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的去除率几乎不受影响,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除率也没有大幅降低,TN 去除率较高。造成该结果可能有以下原因:①采用序批式运行,虽然进水 COD 浓度较高,但通过与污泥和剩余水的混合,降低了直接面对厌氧氨氧化颗粒污泥的 COD 浓度;②装置停留时间较长,厌氧氨氧化颗粒污泥功能微生物有充足的反应时间,减缓了高浓度 COD 对颗粒污泥的抑制效应;③反应器中颗粒污泥的生物量比絮状污泥多,且颗粒污泥具有较好的耐冲击负荷能力。

表1 COD 浓度对厌氧氨氧化影响的报道

Tab.1 Effect of COD concentration on Anammox process

COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N、NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N/(mg·L <sup>-1</sup> )	氨氮去除率及抑制	运行方式	HRT/h
200 <sup>[16]</sup>	80/120	17.0%,受到抑制	连续流	8
80 <sup>[17]</sup>	114/150	50.0%,受到抑制	连续流	8
200 <sup>[25]</sup>	70/70	73.4%,有所降低	序批式	—
577.8 <sup>[26]</sup>	136.4/141.3	82.1%,维持主导	连续流	12
800 <sup>[27]</sup>	350/430	5.0%~20.0%,受到抑制	序批式	—

## 2.2 厌氧氨氧化颗粒污泥的物理特性

在试验中污泥的性状也发生了变化,见图 4。不添加有机碳源的反应器运行 15 d 后,厌氧氨氧化颗粒污泥从赤红色变为红褐色,系统对 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 仍保持较高的去除率;当 COD 为 300 mg/L 时,反应器运行 15 d 后颗粒污泥变为赤褐色,系统对 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的去除能力几乎没有受到影响;继续增加有机碳源浓度时,反应器内颗粒污泥向黑褐色转变。结合试验结果,可能是反应器内 Anammox 菌数量减少,反硝化菌开始占优势。

厌氧氨氧化菌混培物活性与血红素 c 含量有直接相关性,无外界干扰时厌氧氨氧化菌混培物颜色可直观反映其活性和血红素 c 含量,而有机物胁迫影响了厌氧氨氧化菌的活性,导致污泥颜色逐渐向棕黑色转变。同样有研究表明,在有机物胁迫过程中,颗粒污泥中厌氧氨氧化菌的生物密度逐渐降低,反硝化菌的生物密度逐渐增加,导致污泥颜色发生变化<sup>[25]</sup>。



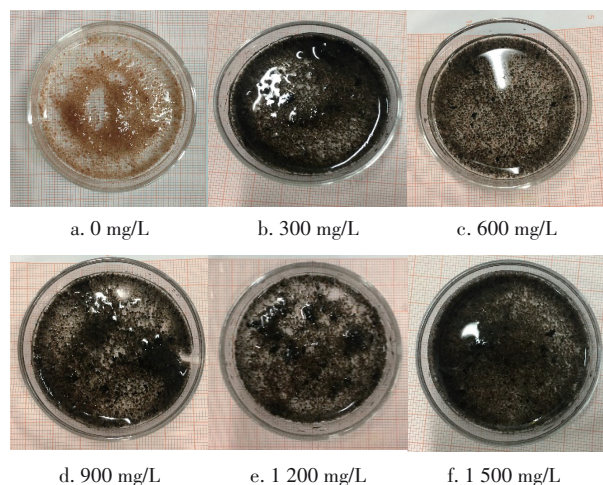


图4 受到有机碳源胁迫后厌氧氨氧化颗粒污泥颜色变化  
Fig.4 Colour change of Anammox granular sludge after reaction under different organic matter concentrations

不同浓度COD胁迫下颗粒污泥粒径的变化见图5。在不添加COD的反应器中,颗粒污泥粒径多分布在0.6~1.2 mm,占比达89.5%;当COD为300 mg/L时,颗粒污泥粒径增大,多分布在0.6~1.2 mm和1.2~2.0 mm之间,占比均为45.0%;而在COD为600 mg/L和900 mg/L时,粒径在1.2~2.0 mm的污泥占据主导,占比分别为68.2%和70.0%;当COD达到1200 mg/L时,粒径分布在0.6~1.2 mm和1.2~2.0 mm,分别占45.5%和54.5%;而当有机碳源浓度为1500 mg/L时,颗粒污泥开始分解,整体粒径变小,0.6~1.2 mm之间的颗粒最多,占89.7%。随着COD浓度的增加,0.6~1.2 mm的颗粒比例呈现先降低再升高的趋势,COD从0 mg/L升至900 mg/L,占比从89.5%降至20.0%,再逐渐升高至1500 mg/L时的89.7%。而1.2~2.0 mm的颗粒刚好相反,COD从0 mg/L升至900 mg/L再到1500 mg/L,占比先升高再下降,从5.3%升至70.0%,再降至10.3%。在活性污泥系统中,进水COD的变化,将会导致厌氧氨氧化颗粒污泥粒径的变化。李冬等<sup>[28]</sup>认为有机碳源浓度超过230 mg/L会使污泥解体,粒径减小,沉降性能明显变差。本研究发现,随着有机负荷的提高,到900 mg/L时,颗粒污泥粒径逐渐增大,绝大多数分布在1.2~2.0 mm;而当COD>1200 mg/L后,颗粒污泥又逐渐分解,粒径多分布在0.6~1.2 mm。也就是说,不同COD浓度胁迫下,会造成厌氧氨氧化颗粒污泥粒径的转变,特别是高浓度有机碳源环境下颗粒污泥极

易解体。

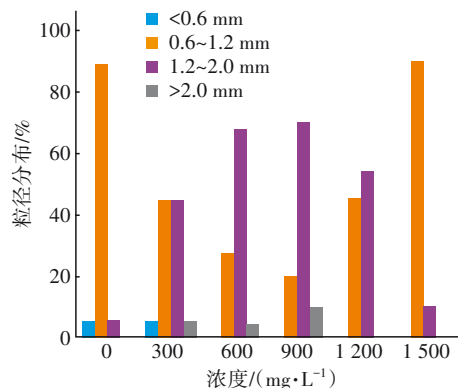


图5 不同有机碳源浓度下厌氧氨氧化颗粒污泥粒径分布  
Fig.5 Particle size distribution of Anammox granular sludge under different organic matter concentrations

在启动阶段,厌氧氨氧化颗粒污泥沉降速度平均为19.1 m/h,在COD分别为0、300、900、1200、1500 mg/L胁迫后,颗粒污泥平均沉降速度分别为10.3、12.0、11.7、8.0、7.0 m/h,均低于试验初始的颗粒污泥平均沉降速度。而当有机碳源浓度为600 mg/L时污泥平均沉降速度达到17.0 m/h。郑照明等<sup>[29]</sup>研究发现,在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 平均浓度为45 mg/L,且未添加碳源时,粒径为1.5~2.5 mm的厌氧氨氧化颗粒污泥沉降速度达到64.0 m/h,而Tang等人测得的粒径分布在1.33~2.50 mm之间的厌氧氨氧化颗粒污泥的沉降速度为64.2 m/h<sup>[30]</sup>,均远高于本研究结果。分析原因,郑照明和Tang等人的研究控制HRT为0.83~1 h,反应器水力剪切力大,颗粒污泥密实,因而颗粒污泥沉降速度快。

### 3 结论

序批式运行可以显著降低高浓度有机碳源对厌氧氨氧化颗粒污泥的抑制效应,在COD为600 mg/L时,厌氧氨氧化颗粒污泥对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和COD去除率最高达到97.2%和87.7%。随着有机负荷的提高,厌氧氨氧化颗粒污泥从红色向黑褐色转变,粒径在1.2~2.0 mm的颗粒污泥逐渐占据主导,在COD为900 mg/L时占比达到70.0%,而后开始逐渐解体。颗粒污泥在COD为600 mg/L时沉降速度最佳,达到17.0 m/h。

### 参考文献:

- [1] 徐翩翩,孟佳,汪聪,等. 限氧废水处理系统的再启动与ANAMMOX功能恢复[J]. 哈尔滨工业大学学报,

- 2019, 51(2): 32–38.
- XU Pianpian, MENG Jia, WANG Cong, *et al.* Restart-up of an oxygen limitation wastewater treatment process for the recovery of ANAMMOX [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2019, 51 (2) : 32–38 (in Chinese).
- [ 2 ] 王建西. PTA<sup>2</sup>O 工艺用于养猪废水处理及其 Anammox 现象分析[J]. 中国给水排水, 2020, 36(8): 56–62.
- WANG Jianxi. Application of PTA<sup>2</sup>O process in swine wastewater treatment and its Anammox phenomenon analysis [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(8): 56–62 (in Chinese).
- [ 3 ] 黄孝肖, 陈重军, 张蕊, 等. 厌氧氨氧化与反硝化耦合反应研究进展[J]. 应用生态学报, 2012, 23(3): 849–856.
- HUANG Xiaoxiao, CHEN Chongjun, ZHANG Rui, *et al.* Research progress in anammox–denitrification coupling process[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(3): 849–856(in Chinese).
- [ 4 ] 姜滢, 郭萌蕾, 谢军祥, 等. 不同培养条件厌氧氨氧化颗粒污泥性质及微生物群落结构差异[J]. 环境科学, 2020, 41(5): 2358–2366.
- JIANG Ying, GUO Menglei, XIE Junxiang, *et al.* Characteristics of ANAMMOX granular sludge and differences in microbial community structure under different culture conditions[J]. Environmental Science, 2020, 41(5): 2358–2366(in Chinese).
- [ 5 ] CHU Z R, WANG K, LI X K, *et al.* Microbial characterization of aggregates within a one-stage nitrification–anammox system using high-throughput amplicon sequencing [J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 262: 41–48.
- [ 6 ] 陈重军, 王建芳, 张海芹, 等. 厌氧氨氧化污水处理工艺及其实际应用研究进展[J]. 生态环境学报, 2014, 23(3): 521–527.
- CHEN Chongjun, WANG Jianfang, ZHANG Haiqin, *et al.* Research progress in anammox wastewater treatment system and its actual application [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23 (3) : 521–527 (in Chinese).
- [ 7 ] LI X J, HE Z. Effects of external recirculation on a two-stage mainstream anaerobic–anammox treatment system [J]. Water Environment Research, 2019, 91 (2): 87–92.
- [ 8 ] LI Y, HUANG Z, RUAN W, *et al.* ANAMMOX performance, granulation, and microbial response under COD disturbance [J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2015, 90(1): 139–148.
- [ 9 ] ZHENG P, WANG Z. Predicting settling performance of ANAMMOX granular sludge based on fractal dimensions [J]. Water Research, 2017, 120: 222–228.
- [ 10 ] MOLINUEVO B, GARCIA M C, KARAKASHEV D, *et al.* Anammox for ammonia removal from pig manure effluents: effect of organic matter content on process performance [J]. Bioresource Technology, 2008, 100 (7): 2171–2175.
- [ 11 ] ADAV S S, LEE D J, TAY J H. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule [J]. Water Research, 2008, 42(6/7): 1644–1650.
- [ 12 ] SUNG S, NI S Q, HU D L, *et al.* Effect of organic matter on the performance of granular anammox process [J]. Bioresource Technology, 2012, 110 (1) : 701–705.
- [ 13 ] VAN DE GRAAF A A, DE BRUIJN P, ROBERTSON L A, *et al.* Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor[J]. Microbiology, 1996, 142(8): 2187–2196.
- [ 14 ] 谭发, 王敦球, 金樾, 等. 有机碳源对一体化厌氧氨氧化反应器脱氮性能的影响[J]. 安全与环境工程, 2016, 23(4): 44–50.
- TAN Fa, WANG Dunqiu, JIN Yue, *et al.* Effect of organic carbon source on nitrogen removal performance of one-stage anammox reactor [J]. Safety and Environmental Engineering, 2016, 23 (4) : 44–50 (in Chinese).
- [ 15 ] ZHENG P, TANG C J, WANG C H, *et al.* Suppression of anaerobic ammonium oxidizers under high organic content in high-rate Anammox UASB reactor [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(6): 1762–1768.
- [ 16 ] 管勇杰, 于德爽, 李津, 等. 有机碳源作用下厌氧氨氧化系统的脱氮效能[J]. 环境科学, 2017, 38(2): 654–664.
- GUAN Yongjie, YU Deshuang, LI Jin, *et al.* Nitrogen removal performance of ANAMMOX with different organic carbon sources [J]. Environmental Science, 2017, 38(2): 654–664(in Chinese).
- [ 17 ] 陈重军, 汪瑶琪, 姜滢, 等. 有机物对连续流 Anammox 脱氮及微生物群落影响[J]. 中国环境科学, 2019, 39 (12): 5049–5055.
- CHEN Chongjun, WANG Yaoqi, JIANG Ying, *et al.* Effects of organic matter on nitrogen removal and microbial community in Anammox reactor [J]. China

- Environmental Science, 2019, 39(12): 5049–5055 (in Chinese).
- [18] KANG J, WANG J L. Influence of chemical oxygen demand concentrations on anaerobic ammonium oxidation by granular sludge from EGSB reactor [J]. Biomedical and Environmental Science, 2006, 19(3): 192–196.
- [19] CHAMCHOI N, NITISORAVUT S, SCHMIDT J E. Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(9): 3331–3336.
- [20] 陈重军, 朱为静, 黄孝肖, 等. 有机碳源下废水厌氧氨氧化同步脱氮除碳[J]. 生物工程学报, 2014, 30(12): 1835–1844.
- CHEN Chongjun, ZHU Weijing, HUANG Xiaoxiao, *et al.* Simultaneous removal of carbon and nitrogen from organic-rich wastewater with Anammox [J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2014, 30(12): 1835–1844 (in Chinese).
- [21] 杨洋, 左剑恶, 沈平, 等. 温度、pH值和有机物对厌氧氨氧化污泥活性的影响[J]. 环境科学, 2006, 27(4): 691–695.
- YANG Yang, ZUO Jian'e, SHEN Ping, *et al.* Influence of temperature, pH value and organic substance on activity of ANAMMOX sludge [J]. Environmental Science, 2006, 27(4): 691–695 (in Chinese).
- [22] 朱静平, 胡勇有, 闫佳. 有机碳源条件下厌氧氨氧化 ASBR 反应器中的主要反应[J]. 环境科学, 2006, 27(7): 1353–1357.
- ZHU Jingping, HU Yongyou, YAN Jia. Main reactions in anaerobic ammonium oxidation reactor under organic carbon condition [J]. Environmental Science, 2006, 27(7): 1353–1357 (in Chinese).
- [23] RATTRAY J, VAN DE VOSSBERG J, SCHOUTEN S, *et al.* *Candidatus* "Anammoxoglobus propionicus" a new propionate oxidizing species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria [J]. Systematic and Applied Microbiology, 2007, 30(1): 39–49.
- [24] 张少辉, 李聪. 有机碳源条件下的厌氧氨氧化研究[J]. 武汉理工大学学报, 2011, 33(3): 130–135.
- ZHANG Shaohui, LI Cong. Anammox process in the presence of organic carbon source [J]. Journal of Wuhan University of Technology, 2011, 33(3): 130–135 (in Chinese).
- [25] 杨京月, 郑照明, 李军, 等. 厌氧氨氧化耦合反硝化底物竞争抑制特性[J]. 中国环境科学, 2018, 38(8): 2947–2953.
- YANG Jingyue, ZHENG Zhaoming, LI Jun, *et al.* The inhibitive characteristics by substrate competition of the anammox coupling denitrification process [J]. China Environmental Science, 2018, 38(8): 2947–2953 (in Chinese).
- [26] CHEN C J, HUANG X X, LEI C X, *et al.* Effect of organic matter strength on anammox for modified greenhouse turtle breeding wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 2013, 148: 172–179.
- [27] TANG C J, ZHENG P, CHAI L Y, *et al.* Thermodynamic and kinetic investigation of anaerobic bioprocesses on ANAMMOX under high organic conditions [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 230: 149–157.
- [28] 李冬, 王艳菊, 吕育锋, 等. 有机碳源对厌氧氨氧化污泥颗粒化的影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2018, 50(9): 116–122.
- LI Dong, WANG Yanju, LÜ Yufeng, *et al.* Effect of organic carbon source on granulation of anaerobic ammonia oxidation sludge [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2018, 50(9): 116–122 (in Chinese).
- [29] 郑照明, 刘常敬, 郑林雪, 等. 不同粒径的厌氧氨氧化颗粒污泥脱氮性能研究[J]. 中国环境科学, 2014, 34(12): 3078–3085.
- ZHENG Zhaoming, LIU Changjing, ZHENG Linxue, *et al.* The nitrogen removal performance of anammox granules of different sizes [J]. China Environmental Science, 2014, 34(12): 3078–3085 (in Chinese).
- [30] TANG C J, ZHENG P, ZHANG L, *et al.* Enrichment features of anammox consortia from methanogenic granules loaded with high organic and methanol contents [J]. Chemosphere, 2010, 79(6): 613–619.

作者简介: 靳翱玮(1998–), 男, 贵州贵阳人, 本科, 主要从事废水生物处理技术与机制研究。

E-mail: jinaowei98@163.com

收稿日期: 2020-06-10

修回日期: 2020-07-03

(编辑: 李德强)