

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.13.010

# 两段式MBBR亚硝化-厌氧氨氧化处理污泥消化液

王娜<sup>1,2</sup>, 秦凯凯<sup>3</sup>, 姚雪薇<sup>3</sup>, 吕恺<sup>1,2</sup>, 彭党聪<sup>3</sup>, 韩芸<sup>2</sup>

(1. 宁夏大学 生态环境学院, 宁夏 银川 750021; 2. 西北退化生态系统恢复与重建教育部重点实验室, 宁夏 银川 750021; 3. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055)

**摘要:** 采用两段式MBBR亚硝化-厌氧氨氧化工艺处理含有高浓度氨氮的污泥热水解厌氧消化液。结果表明,当进水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度为 $(750.32\pm 32.21)$  mg/L时,亚硝化反应器的氮负荷可达到 $1.25\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ,平均出水 $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$ 值为 $1.18\pm 0.18$ ,满足厌氧氨氧化进水水质要求。厌氧氨氧化反应器的氮负荷可达到 $0.84\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ,TN平均去除率为76.05%。在进水COD为 $(932\pm 39)$  mg/L的条件下,亚硝化和厌氧氨氧化反应器出水COD浓度分别为 $(623\pm 43)$ 、 $(590\pm 45)$  mg/L,COD的降解主要在亚硝化段完成,其对COD的去除贡献可达87.16%。在处理污泥热水解厌氧消化液后,氨氧化菌(AOB)和厌氧氨氧化菌活性分别损失了21.17%和39.82%,表明污泥热水解厌氧消化液中的复杂有机物对脱氮微生物有抑制作用,尤其是对厌氧氨氧化菌。

**关键词:** 污泥热水解厌氧消化液; 亚硝化; 厌氧氨氧化; 移动床生物膜反应器

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)13-0061-07

## Two-stage MBBR of Partial Nitrification-ANAMMOX for Treatment of Thermal-hydrolysis Anaerobic Digester Effluent

WANG Na<sup>1,2</sup>, QIN Kai-kai<sup>3</sup>, YAO Xue-wei<sup>3</sup>, LÜ Kai<sup>1,2</sup>, PENG Dang-cong<sup>3</sup>,  
HAN Yun<sup>2</sup>

(1. School of Ecology and Environment, Ningxia University, Yinchuan 750021, China; 2. Key Lab. of Restoration and Reconstruction of Degraded Ecosystems in Northwestern China <Ministry of Education>, Ningxia University, Yinchuan 750021, China; 3. School of Municipal and Environmental Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

**Abstract:** A two-stage MBBR of partial nitrification-ANAMMOX process was employed for the treatment of thermal-hydrolysis anaerobic digester effluent with high ammonia nitrogen. When the influent  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  was  $(750.32\pm 32.21)$  mg/L, the partial nitrification reactor reached a nitrogen load of  $1.25\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ , with an average effluent  $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$  ratio of  $1.18\pm 0.18$ , meeting the influent quality requirement for ANAMMOX. The ANAMMOX reactor was capable of reaching a nitrogen load of  $0.84\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ , with an average TN removal rate of 76.05%. Under the condition of influent COD at  $(932\pm 39)$  mg/L, the effluent COD from the partial nitrification and ANAMMOX reactors were  $(623\pm 43)$  mg/L and  $(590\pm 45)$  mg/L,

基金项目: 陕西省重点研发计划项目(2019ZDLSF06-05); 国家自然科学基金资助面上项目(52070153)

通信作者: 吕恺 E-mail: lvkai@nxu.edu.cn

respectively. The degradation of COD was primarily achieved in the partial nitrification reactor, with its contribution to COD removal reaching 87.16%. After treating thermal-hydrolysis anaerobic digester effluent, the activities of ammonia oxidizing bacteria (AOB) and ANAMMOX bacteria decreased by 21.17% and 39.82%, respectively, indicating that the complex organic matter had an inhibitory effect on nitrogen removal microorganisms, particularly on ANAMMOX bacteria.

**Key words:** thermal-hydrolysis anaerobic digester effluent; partial nitrification; ANAMMOX; moving-bed biofilm reactor (MBBR)

厌氧消化是常用的污泥处理方法,而在厌氧消化过程中,由于细胞壁的破碎和溶解速率较慢,极大地限制了水解产甲烷这一过程<sup>[1]</sup>。为加速污泥水解速率,近年来提出了包括热水解、机械破碎、化学处理、超声波等预处理方法。其中,热水解由于处理效率高、残留量少、沼气产量大等特点而得到广泛使用<sup>[2]</sup>。然而,在污泥热水解厌氧消化液处理过程中,会产生大量含有高浓度氨氮(500~2 000 mg/L)的废水<sup>[3-4]</sup>,如何对该废水进行有效处理,减少和消除氨氮的排放,是目前亟待解决的问题。

厌氧氨氧化(ANAMMOX)是在缺氧条件下ANAMMOX菌利用 $\text{NO}_2^--\text{N}$ (电子受体)将 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ (电子供体)氧化为 $\text{N}_2$ 的反应过程<sup>[5]</sup>。相较于传统的硝化-反硝化脱氮工艺,ANAMMOX工艺具有曝气量少、不消耗有机物及污泥产量低等特点。将部分亚硝化与ANAMMOX结合可有效处理高浓度氨氮废水<sup>[6]</sup>,截至2014年,全球范围内已有100多座污水处理厂利用ANAMMOX技术处理高浓度氨氮废水,其中70%以上用于处理污泥水,且80%以上采用一段式亚硝化-ANAMMOX工艺<sup>[7]</sup>。在一段式亚硝化-厌氧氨氧化工艺中,氨氧化菌(AOB)和ANAMMOX菌处于同一反应器内,亚硝化和厌氧氨氧化反应难以在各自最适宜的条件下进行,系统的脱氮性能受到限制。鉴于此,Xu等<sup>[8]</sup>以活性污泥为接种污泥启动两段式亚硝化-厌氧氨氧化工艺,用于处理污泥热水解厌氧消化液,亚硝化和厌氧氨氧化反应器的氮负荷分别可达到2.34和1.25  $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。除了对各反应条件的考虑外,脱氮功能微生物的生物量也会影响系统的脱氮效果。污泥热水解厌氧消化液中的有机物使得异养菌大量繁殖,系统的排泥周期因此缩短,以活性污泥形式存在的自养脱氮微生物会随排泥而严重流失,系统的脱氮稳定性将受到影响。为提升系统对脱氮功能微生物的截留能力,笔

者提出采用两段式移动床生物膜反应器(MBBR)亚硝化-厌氧氨氧化工艺处理污泥热水解厌氧消化液,MBBR具有较强的生物截留能力,可为硝化菌等生长缓慢的微生物提供较长的污泥龄(SRT),系统的脱氮稳定性因此可得到保证。笔者通过测定微生物活性,并采用高通量测序等手段,对生物膜上的功能微生物进行了分析,以期对污泥热水解厌氧消化液的有效处理提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置与进水水质

实验装置如图1所示。亚硝化和厌氧氨氧化反应器均由有机玻璃制成,且内置推进器,采用水浴加热,温度控制在30~35℃,pH控制在7.5~8.1。反应器均以序批式模式运行,进、出水等均由自控系统控制。亚硝化反应器有效容积为4.5 L,填充率为33%,水力停留时间(HRT)为15~18 h,运行周期为240 min,包括进水10 min、反应220 min、出水10 min。厌氧氨氧化反应器有效容积为4.5 L,填充率为18%,HRT为18~21 h,运行周期为240 min,包括进水同步反应200 min、反应30 min、出水10 min。

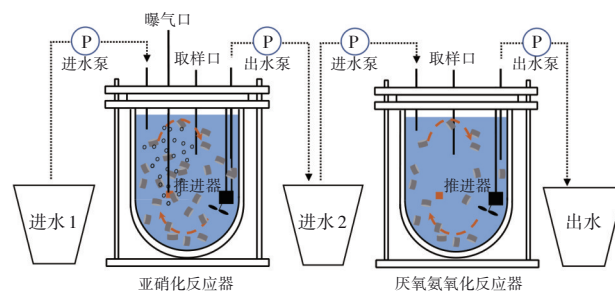


图1 实验装置示意

Fig.1 Schematics of experimental setup

实验进水为污泥热水解厌氧消化液,取自稳定运行的污泥热水解-厌氧消化反应器,具体水质如下:氨氮为 $(750 \pm 51)$  mg/L, COD为 $(950 \pm 58)$  mg/L, pH为 $8.03 \pm 0.34$ , SS为 $(877 \pm 49)$  mg/L。除此之外,

还向进水中加入了1~4 g/L的 $\text{KHCO}_3$ 、100 mg/L的 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、180 mg/L的 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、50 mg/L的 $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 以及1 mL/L的微量元素。本实验所用反应器为启动成功的两段式生物膜法亚硝化-厌氧氨氧化反应器,亚硝化和厌氧氨氧化反应器的氮负荷分别可达到1.2 kg/( $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ )和0.99 kg/( $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ ),AOB和ANAMMOX菌的活性(以 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 计,下同)分别为6 588.12和6 578.78 mg/( $\text{m}^2 \cdot \text{d}$ )。

## 1.2 水质指标的测定

$\text{NH}_4^+-\text{N}$ 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, $\text{NO}_3^--\text{N}$ 采用紫外分光光度法测定,COD采用重铬酸钾法测定,pH采用在线式pH计测定,溶解氧(DO)采用在线溶氧仪测定。

## 1.3 微生物活性的测定

AOB和NOB活性的测定方法:取出若干填料,用纯水淘洗2~3次后,置于600 mL的反应瓶中,分别加入30 mg/L的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、40 mg/L的 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 及微量元素,然后曝入空气,控制DO浓度在5 mg/L以上。在测定过程中,温度控制在30~35℃,定期从反应瓶中取水样,通过分析水样中 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 和 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 浓度的变化以确定AOB和NOB的基质消耗速率,从而计算出硝化活性。

ANAMMOX菌活性的测定方法:取出若干填料,用无氧水淘洗2~3次后,置于600 mL的反应瓶中,同时加入30 mg/L的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、40 mg/L的 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 及微量元素,然后通入氮气5 min,使DO降至0.05 mg/L以下,最后加入 $\text{KHCO}_3$ (0.5 g/L)。在测定过程中,反应瓶置于恒温摇床上以保证基质混合均匀,温度设定为30~35℃,定期从反应瓶中取水样,通过分析水样中 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 和 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 浓度的变化来计算ANAMMOX菌活性。

本实验中,微生物活性的变化通过表面活性来表征,计算方法见式(1)。

$$\text{SAA} = \frac{L}{\varphi} \quad (1)$$

式中:SAA为表面活性(以N计),mg/( $\text{m}^2 \cdot \text{d}$ );L为基质(以N计)消耗速率,mg/( $\text{L} \cdot \text{d}$ ); $\varphi$ 为反应瓶填料面积与体积之比, $\text{m}^2/\text{L}$ 。

## 1.4 高通量测序

从生物填料上取下一定数量的生物膜,经去离子水淘洗离心后,按照试剂盒E. Z. N. A.® soil DNA

Kit(Omega Bio-tek, Norcross GA, U. S.)规定的方法提取DNA。以提取的DNA为PCR模板,采用V3-V4引物(338F: 5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3', 806R: 5'-GGACTACHVGGGTWTATAAT-3'),在ABI Gene Amp® 9700 PCR thermo-cycler(ABI, CA, USA)上进行PCR反应。所获数据均在上海美吉生物云在线平台进行分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 氮去除效果

污泥热水解厌氧消化液含有复杂难降解的有机物及高浓度氨氮,若直接用两段式MBBR亚硝化-厌氧氨氧化工艺进行处理,极易对AOB和ANAMMOX菌产生不利影响,为此,反应器进水的污泥热水解厌氧消化液比例依次设置为30%、65%和100%,通过补充氯化铵维持原有 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度,各阶段进水水质参数见表1。

表1 进水水质参数

Tab.1 Influent quality parameters

| 阶段  | 运行时间/d | 消化液比例/% | $\text{NH}_4^+-\text{N}$ /( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | COD/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | SS/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) |
|-----|--------|---------|---|---|--|
| I   | 1~10   | 30      | 750.54±1.68   | 323±18                                  | 273.23±20.34                           |
| II  | 11~20  | 65      | 750.43±5.35   | 650±22                                  | 580.09±24.45                           |
| III | 21~80  | 100     | 750.32±32.21  | 932±39                                  | 954.54±53.34                           |

亚硝化反应器对氮的去除效果如图2(a)所示。当进水中污泥热水解厌氧消化液比例为30%时,出水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 和 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 浓度分别稳定在(325.99±16.75)、(379.74±25.64)、(2.35±2.18) mg/L,出水 $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$ 值为1.17±0.12,满足厌氧氨氧化反应的需求。此阶段出水水质和未加污泥热水解厌氧消化液时相同,表明30%的污泥热水解厌氧消化液不会影响亚硝化反应的进行。

当进水中污泥热水解厌氧消化液的比例增至65%时,亚硝化反应器出水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度先升高后降低,这主要是由于进水中有机物的增加,导致异养菌优先利用溶解氧对有机物进行降解,硝化能力因此被削弱;随着有机物被降解掉,硝化能力逐渐恢复。此阶段中,出水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 和 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 浓度最终分别稳定在(361.68±17.55)、(362.66±4.71)、(10.25±1.45) mg/L,出水 $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$ 值为1.00±0.06,与阶段I相比,亚硝化能力有所降低,但仍满足后续厌氧氨氧化反应条件。

当进水为100%的污泥热水解厌氧消化液时,



受进水有机物增加的影响,亚硝化反应器出水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度持续升高,从 383.52 mg/L 增至 454.34 mg/L,游离氨(FA)浓度增至 59.38 mg/L,为避免 FA 对 AOB 产生抑制,采取延长 HRT(第 33 天)和降低进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度(第 43 天)的方法以恢复亚硝化能力。运行至第 63 天时,亚硝化能力恢复,反应器恢复原有运行模式,氮负荷达到  $(1.25 \pm 0.03) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  积累率稳定在 87.93%,之后出水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$  和  $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度分别稳定在  $(338.20 \pm 28.03)$ 、 $(393.83 \pm 34.16)$ 、 $(31.83 \pm 6.32) \text{ mg/L}$ ,出水  $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$  值为  $1.18 \pm 0.18$ ,表明亚硝化反应器可稳定处理 100% 的污泥热水解厌氧消化液。

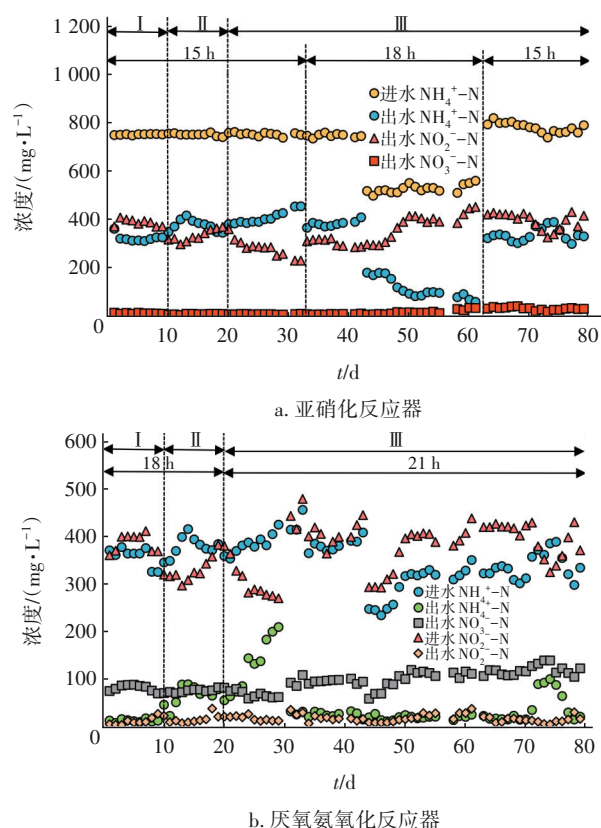


图2 氮去除效果

Fig.2 Performance of nitrogen removal

图2(b)为厌氧氨氧化反应器对氮的去除效果。在阶段 I 和 II 中,由于亚硝化反应器出水水质大体满足厌氧氨氧化反应需求,在  $0.97 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  的氮负荷下实现了  $(81.31 \pm 4.62)\%$  的 TN 去除率。在阶段 III 中,受亚硝化反应器出水不稳定的影响,厌氧氨氧化反应器进水水质发生波动。在 20~29 d 期间,由于亚硝化反应器出水  $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$  值逐渐下降,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  在反应器中积累,出水浓度最高达到

210.45 mg/L,为了避免 FA 浓度过高对 ANAMMOX 菌产生抑制,向进水中补充一定量的  $\text{NO}_2^--\text{N}$  (31~43 d)。在 44~61 d 期间,考虑到亚硝化反应器出水  $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$  值从 1.72 增至 7.54,为了避免  $\text{NO}_2^--\text{N}$  积累和游离亚硝酸(FNA)对 ANAMMOX 菌产生抑制,在进水中补充了一定的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 。至第 63 天,亚硝化反应器达到稳定运行,厌氧氨氧化反应器恢复原有运行模式,之后出水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$  和  $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度分别为  $(41.34 \pm 33.35)$ 、 $(14.13 \pm 6.08)$ 、 $(120.13 \pm 10.64) \text{ mg/L}$ ,在  $0.84 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  的氮负荷下可实现  $(76.05 \pm 5.46)\%$  的 TN 去除率。综上所述,经亚硝化段处理的污泥热水解厌氧消化液对厌氧氨氧化反应器的运行并未产生明显的影响,表明两段式工艺可有效缓解污泥热水解厌氧消化液对 ANAMMOX 菌的抑制,有助于总氮的去除和反应器的稳定运行。

## 2.2 COD去除效果

反应器在各阶段对 COD 的去除效果见图 3。

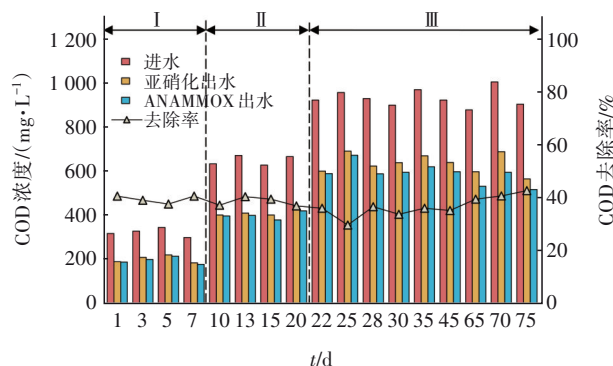


图3 COD去除效果

Fig.3 Performance of COD removal

在阶段 I,进水 COD 浓度为  $(323 \pm 18) \text{ mg/L}$ ,亚硝化和厌氧氨氧化反应器出水 COD 浓度分别为  $(201 \pm 16)$ 、 $(195 \pm 15) \text{ mg/L}$ ,平均去除率为  $(39.53 \pm 1.45)\%$ 。在阶段 II,进水 COD 浓度为  $(650 \pm 22) \text{ mg/L}$ ,亚硝化和厌氧氨氧化反应器出水 COD 浓度分别为  $(411 \pm 13)$ 、 $(399 \pm 16) \text{ mg/L}$ ,平均去除率为  $(38.51 \pm 1.72)\%$ 。在阶段 III,进水 COD 浓度为  $(932 \pm 39) \text{ mg/L}$ ,亚硝化和厌氧氨氧化反应器出水 COD 浓度分别为  $(623 \pm 43)$ 、 $(590 \pm 45) \text{ mg/L}$ ,平均去除率为  $(36.71 \pm 3.88)\%$ 。从以上结果可以看出,易降解 COD 的去除主要在亚硝化段完成,对 COD 去除的贡献可达 87.16%,避免了有机物进入厌氧氨氧化段,为后续厌氧氨氧化反应器的稳定运行创造了条件。

## 2.3 功能微生物活性的变化

图4为功能微生物活性的变化情况。在阶段Ⅰ和Ⅱ中,亚硝化和厌氧氨氧化反应器中FA和FNA浓度与未加污泥热水解厌氧消化液时大致处于同一水平,但AOB和ANAMMOX菌活性分别从6 578.78和6 588.12 mg/(m<sup>2</sup>·d)降至5 272.00和5 760.25 mg/(m<sup>2</sup>·d),活性损失分别为19.86%和12.57%,这主要是因为受到污泥热水解厌氧消化液的抑制。在阶段Ⅲ中,AOB活性在前期表现出降低趋势,从4 476.96 mg/(m<sup>2</sup>·d)降至3 500.64 mg/(m<sup>2</sup>·d),这主要是反应器内FA浓度升高所致。为恢复AOB活性,采取降低进水负荷的方法来降低FA浓度,AOB活性逐步恢复,最终稳定在5 185.78 mg/(m<sup>2</sup>·d),相比AOB初始活性,活性损失为21.17%。在厌氧氨氧化反应器中,由于维持进水NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N值在一定范围内,FA和FNA浓度始终维持在较低水平,ANAMMOX菌活性未受到明显影响,稳定在3 964.77 mg/(m<sup>2</sup>·d)左右,相比于ANAMMOX菌初始活性,活性损失为39.82%。

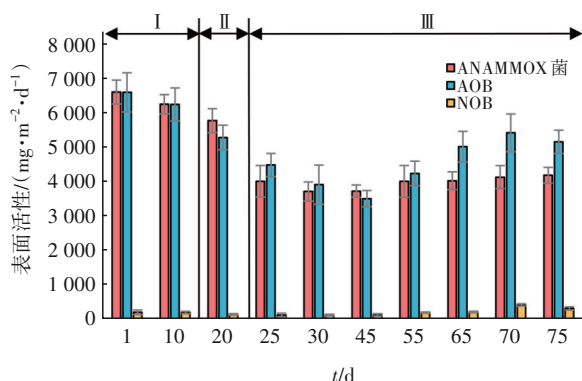


图4 功能微生物活性变化

Fig.4 Variation of functional microbial activity

不同于污泥水消化液,污泥热水解厌氧消化液中含有更多单环或多环结构的有机化合物,如苯、吡啶、噻吩及其衍生物等,这些物质为热水解过程中的裂解产物,且会对系统内的脱氮微生物产生抑制<sup>[9]</sup>。Gu等<sup>[10]</sup>研究发现,以1:20稀释的污泥热水解厌氧消化液使ANAMMOX菌活性降低了28%。因此,厌氧氨氧化技术成功用于处理污泥热水解厌氧消化液的前提条件是减弱有机物对功能微生物的抑制,而将污泥热水解厌氧消化液进行稀释是目前最有效的办法。除热水解生成的裂解产物影响外,FA和FNA也会直接影响系统的脱氮稳定性。研究

显示,FA和FNA对AOB的抑制阈值范围分别为10~150 mg/L<sup>[11]</sup>和0.42~1.72 mg/L<sup>[12]</sup>,对ANAMMOX菌的抑制阈值范围分别为13~187 mg/L<sup>[13-15]</sup>和0.011~0.07 mg/L<sup>[16-17]</sup>,对NOB的抑制阈值范围分别为0.1~5 mg/L<sup>[11,18]</sup>和0.011~0.023 mg/L<sup>[11-12,19]</sup>。由此可看出,AOB和ANAMMOX菌的FA抑制阈值处于同一水平且明显高于NOB,而ANAMMOX菌和NOB的FNA抑制阈值处于同一水平且显著低于AOB。因此,在亚硝化-厌氧氨氧化工艺中采取FA抑制措施可在抑制NOB的同时避免AOB和ANAMMOX菌受到影响,保证了系统的脱氮稳定性。在本实验中,阶段Ⅰ和Ⅱ的FA和FNA浓度分别(15.75±5.71)、(0.06±0.03) mg/L,此浓度均高于NOB的抑制阈值,NOB被有效抑制。对AOB而言,FA浓度虽处于抑制阈值下限,但AOB活性并未受到明显的影响,说明本实验中的AOB对FA具有更强的耐受力。在阶段Ⅲ的21~43 d期间,由于NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度明显升高,平均浓度达到(40.62±10.19) mg/L,AOB在该浓度条件下受到抑制,相较于此阶段初期AOB活性损失达到21.80%;在降低进水负荷以减小FA浓度后,AOB活性得到恢复。综上所述,为了保证两段式MBBR亚硝化-厌氧氨氧化工艺的稳定运行,除通过稀释污泥热水解厌氧消化液以降低复杂有机物对系统微生物的影响外,还需考虑反应体系内的FA和FNA浓度过高对脱氮微生物产生的影响。

## 2.4 微生物群落结构变化

为鉴定反应器处理污泥热水解厌氧消化液前后微生物群落结构的变化情况,分别对亚硝化和厌氧氨氧化反应器中的生物膜进行高通量测序,结果见图5。由图5(a)可知,在门水平上,亚硝化反应器处理污泥热水解厌氧消化液前后,优势菌门均为*Chloroflexi*、*Proteobacteria*和*Bacteroidetes*,只是占比发生了变化。*Chloroflexi*中包含水解细菌和发酵细菌<sup>[20]</sup>,其占比从18.02%增至35.06%,这主要是由于前端厌氧消化反应器出水中的*Chloroflexi*进入亚硝化反应器并发生积累。此外,污泥热水解厌氧消化液中有有机物在亚硝化反应器中的降解会伴随有异养菌的增殖,而部分异养菌隶属于*Chloroflexi*,这也是引起*Chloroflexi*占比增加的原因之一。*Proteobacteria*作为亚硝化反应器中的优势菌门,其包含了部分AOB<sup>[21]</sup>,占比从47.71%降至31.20%。*Bacteroidetes*占比变化不大,从19.71%降至

14.47%。厌氧氨氧化反应器处理污泥热水解消化液前后,优势菌门均为 *Chloroflexi*、*Proteobacteria* 和 *Planctomycetes*,其中 *Chloroflexi* 占比从 25.11% 增至 34.72%,而 *Proteobacteria* 和 *Planctomycetes* 占比分别从 39.82% 和 14.26% 降至 33.58% 和 7.55%。在处理污泥热水解厌氧消化液前后,两个反应器中优势菌门占比的变化趋势类似,但是包含功能微生物的 *Proteobacteria* 和 *Planctomycetes* 占比始终维持在一定水平,表明 *Proteobacteria* 和 *Planctomycetes* 对污泥热水解厌氧消化液有一定的耐受力。

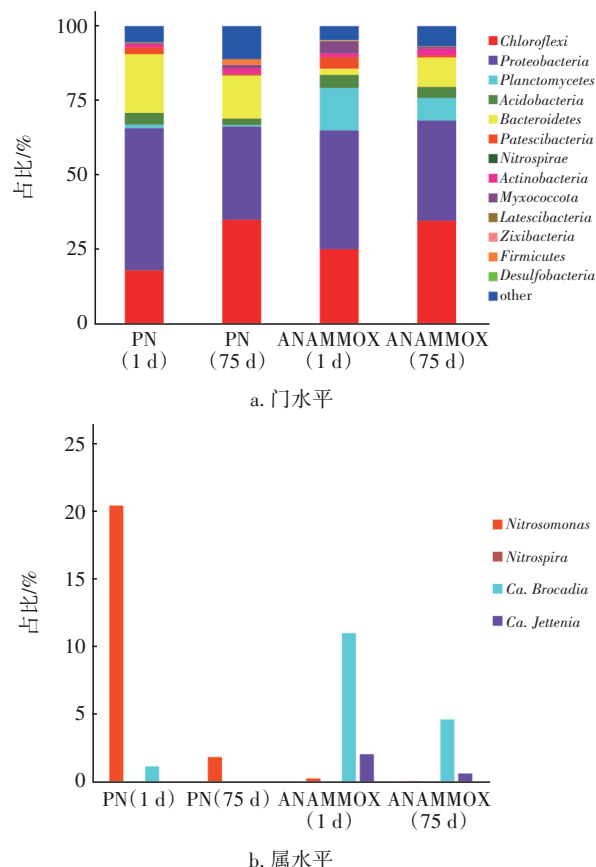


图5 微生物群落结构变化

Fig.5 Variation of bacterial community in biofilm

图5(b)为两反应器处理污泥热水解厌氧消化液前后属水平上微生物群落结构的变化。亚硝化反应器中探明的 AOB 主要为隶属于 *Proteobacteria* 门的 *Nitrosomonas* 属,占比从 20.42% 降至 1.86%。对属于 NOB 的 *Nitrospira* 而言,高通量测序结果显示未检出,表明 NOB 持续受到抑制且未增殖,避免了亚硝态氮被进一步氧化为硝态氮,为后续厌氧氨氧化反应的进行创造了条件。在厌氧氨氧化反应器中,探明的 ANAMMOX 菌为隶属于 *Planctomycetes* 门

的 *Ca. Brocadia* 属和 *Ca. Jettenia* 属,其占比分别从 11.00% 和 2.07% 降至 4.64% 和 0.64%,这主要由异养菌在生物膜上的增殖所致。

### 3 结论

① 两段式 MBBR 亚硝化-厌氧氨氧化工艺可对污泥热水解厌氧消化液进行稳定脱氮,亚硝化反应器的氮负荷可达到  $1.25 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,平均出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$  值为 1.18;厌氧氨氧化反应器的氮负荷可达到  $0.84 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,平均 TN 去除率为 76.05%。

② 当进水 COD 浓度为  $(932 \pm 39) \text{ mg/L}$  时,亚硝化和厌氧氨氧化反应器出水 COD 浓度分别为  $(623 \pm 43)$ 、 $(590 \pm 45) \text{ mg/L}$ ,COD 的降解主要在亚硝化阶段完成,其对 COD 的去除贡献达到 87.16%。

③ 在处理污泥热水解厌氧消化液后,AOB 和 ANAMMOX 菌活性分别稳定在  $5185.78 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  和  $3964.77 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ,活性分别损失了 21.17% 和 39.82%,表明消化液中的复杂有机物对脱氮微生物有抑制作用,尤其对 ANAMMOX 菌。

④ 两段式 MBBR 亚硝化-厌氧氨氧化工艺对污泥热水解厌氧消化液进行长期处理后,出水水质和各功能微生物活性均能维持稳定,验证了该工艺处理污泥热水解厌氧消化液的可行性。

### 参考文献:

- [1] APPELS L, BAEYENS J, DEGRÈVE J, et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge [J]. Progress in Energy and Combustion Science, 2008, 34(6): 755-781.
- [2] ZHOU Y, TAKAOKA M, WANG W, et al. Effect of thermal hydrolysis pre-treatment on anaerobic digestion of municipal biowaste: a pilot scale study in China [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2013, 116(1): 101-105.
- [3] 李婷. 一体式厌氧氨氧化处理污泥热水解厌氧消化液的实验研究 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2020. LI Ting. Studies on One-stage Partial Nitritation and Anammox for Digested Liquid from Anaerobic Digestion with Thermal Hydrolysis Pretreatment [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2020 (in Chinese).
- [4] 许恩惠. 两段式厌氧氨氧化工艺处理污泥沼液的中试研究 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2020.



- XU Enhui. Pilot Study on the Treatment of Sludge Biogas Slurry by Two-stage Anaerobic Ammonia Oxidation Process [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2020 (in Chinese).
- [5] BAGCHI S, BISWAS R, NANDY T. Autotrophic ammonia removal processes: ecology to technology [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2012, 42(13): 1353-1418.
- [6] TERADA A, ZHOU S, HOSOMI M. Presence and detection of anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria and appraisal of anammox process for high-strength nitrogenous wastewater treatment: a review [J]. Clean Technologies and Environmental Policy, 2011, 13(6): 759-781.
- [7] LACKNER S, GILBERT E M, VLAEMINCK S E, *et al.* Full-scale partial nitrification/anammox experiences—an application survey [J]. Water Research, 2014, 55: 292-303.
- [8] XU Y, XU Y, LI T, *et al.* Two-step partial nitrification-anammox process for treating thermal-hydrolysis anaerobic digester effluent: start-up and microbial characterisation [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 252: 119784.
- [9] DAN L, SUN F, ZHOU Y. Insights into anaerobic transformation of key dissolved organic matters produced by thermal hydrolysis sludge pretreatment [J]. Bioresource Technology, 2018, 266: 60-67.
- [10] GU Z L, LI Y, YANG Y F, *et al.* Inhibition of anammox by sludge thermal hydrolysis and metagenomic insights [J]. Bioresource Technology, 2018, 270: 46-54.
- [11] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T B, *et al.* Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. Journal - Water Pollution Control Federation, 1976, 48(5): 835-852.
- [12] SINHA B, ANNACHATRE A P. Partial nitrification—operational parameters and microorganisms involved [J]. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2007, 6: 285-313.
- [13] FERNANDEZ I, DOSTA J, FAJARDO C, *et al.* Short- and long-term effects of ammonium and nitrite on the Anammox process [J]. Journal of Environmental Management, 2012, 95: 170-174.
- [14] PEREZ J, LOTTI T, KLEEREBEZEM R, *et al.* Outcompeting nitrite-oxidizing bacteria in single-stage nitrogen removal in sewage treatment plants: a model-based study [J]. Water Research, 2014, 66: 208-218.
- [15] TANG C J, ZHENG P, MAHMOOD Q. Effect of substrate concentration on stability of anammox biofilm reactors [J]. Journal of Central South University of Technology, 2010, 17(1): 79-84.
- [16] ISAKA K, SUMINO T, TSUNEDA S. High nitrogen removal performance at moderately low temperature utilizing anaerobic ammonium oxidation reactions [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2007, 103(5): 486-490.
- [17] TANG C J, ZHENG P, HU B L, *et al.* Influence of substrates on nitrogen removal performance and microbiology of anaerobic ammonium oxidation by operating two UASB reactors fed with different substrate levels [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 181: 19-26.
- [18] ABELING U, SEYFRIED C F. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater—nitrogen removal via nitrite [J]. Water Science and Technology, 1992, 26: 1007-1015.
- [19] VADIVELU V M, YUAN Z G, FUX C, *et al.* The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture [J]. Environmental Science and Technology, 2006, 40(14): 4442-4448.
- [20] CHEN W J, DAI X H, CAO D W, *et al.* Performance and microbial ecology of a nitrification sequencing batch reactor treating high-strength ammonia wastewater [J]. Scientific Reports, 2016, 6: 35693.
- [21] GONZALEZ-MARTINEZ A, OSORIO F, MORILLO J A, *et al.* Comparison of bacterial diversity in full scale anammox bioreactors operated under different conditions [J]. Biotechnology Progress, 2015, 31(6): 1464-1472.
- 
- 作者简介:王娜(2001- ),女,宁夏吴忠人,硕士研究生,主要研究方向为污水生物处理。  
E-mail:2876722416@qq.com  
收稿日期:2022-09-20  
修回日期:2023-01-15

(编辑:刘贵春)