

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.03.002

厌氧氨氧化处理猪场厌氧消化液的工程应用研究

陈彦霖^{1,2,3}, 郑蕊⁴, 隋倩雯^{1,2}, 郁达伟^{1,2}, 任杰辉⁴, 程向前⁴,
陈梅雪^{1,2}, 魏源送^{1,2,3}

(1. 中国科学院生态环境研究中心 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院生态环境研究中心 水污染控制实验室, 北京 100085; 3. 中国科学院大学 资源与环境学院, 北京 100049; 4. 安平县弘嘉环保技术有限公司, 河北 安平 053600)

摘要: 针对厌氧氨氧化技术在工程应用中存在的工艺调控难、运行不稳定等问题,以某猪场厌氧消化液处理厂的A²/O工艺为例,通过在不同阶段调控关键参数,提高系统运行稳定性,增加厌氧氨氧化脱氮比例,进而提高污水生物脱氮效率。第1阶段,通过开启双风机,控制好氧区DO为0.3~0.5 mg/L,并逐步降低进水外加碳源量,A²/O系统对COD、氨氮、总氮的去除率分别为86%、89.9%和66.6%。第2阶段,通过开启单风机,控制好氧区DO<0.1 mg/L,进水停止投加碳源,A²/O系统对COD、氨氮、总氮的去除率分别为81.9%、91.95%和83.48%。脱氮能耗和废水处理能耗分别由第1阶段的4.18 kW·h/kg和1.93 kW·h/m³降至第2阶段的2.57 kW·h/kg和0.90 kW·h/m³,降幅分别为38.5%、53.4%。高通量测序结果表明,*Candidatus Brocadia*是A²/O系统中唯一的厌氧氨氧化菌,相对丰度由第1阶段的0.76%提高至第2阶段的1.85%。荧光定量PCR分析结果显示,与厌氧氨氧化相关的功能基因*hzo*、*hzsA*和*nirS*的相对丰度在第2阶段分别增加了1.78、42.25和2.05倍。

关键词: A²/O工艺; 厌氧消化液; 厌氧氨氧化; 工程应用

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2022)03-0007-07

Engineering Application of Anammox in Treatment of Anaerobic Digestion Liquor in Swine Farm

CHEN Yan-lin^{1,2,3}, ZHENG Rui⁴, SUI Qian-wen^{1,2}, YU Da-wei^{1,2}, Ren Jie-hui⁴,
CHENG Xiang-qian⁴, CHEN Mei-xue^{1,2}, WEI Yuan-song^{1,2,3}

(1. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. Laboratory of Water Pollution Control Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. Anping Hongjia Environmental Technology Co. Ltd., Anping 053600, China)

Abstract: Anaerobic ammonia oxidation (Anammox) technology has the problems such as difficult

基金项目: 中国农业科学院国际农业科学计划项目(CAAS-ZDRW202110); 中国科学院青年创新促进会项目(2021042); 广西重点研发计划项目(AB21196036)

通信作者: 魏源送 E-mail: yswei@cees.ac.cn

process control and unstable operation in engineering application. The key operational parameters at different stages of a full-scale A²/O process treating anaerobic digestion liquor in a swine farm of Hebei Province were optimized to improve the stability of the process, increase the percentage of Anammox denitrification, and improve the efficiency of biological denitrification. In the first stage, the dissolved oxygen (DO) in the aerobic zone was controlled to 0.3–0.5 mg/L by turning on the dual aerators, and the additional carbon source in the influent was reduced gradually. The removal efficiencies of COD, ammonia nitrogen and total nitrogen by the A²/O system were 86%, 89.9% and 66.6%, respectively. In the second stage, the DO in the aerobic zone was controlled below 0.1 mg/L by starting only one aerator, and the addition of external carbon source in the influent was stopped. The removal efficiencies of COD, ammonia nitrogen and total nitrogen by the system were 81.9%, 91.95% and 83.48%, respectively. The energy consumptions per unit nitrogen removal and wastewater treatment were decreased by 38.5% and 53.4%, respectively, which were from 4.18 kW·h/kg and 1.93 kW·h/m³ in the first stage to 2.57 kW·h/kg and 0.90 kW·h/m³ in the second stage. High-throughput sequencing results showed that *Candidatus Brocadia* was the only Anammox bacterium in the A²/O system, and its relative abundance increased from 0.76% in the first stage to 1.85% in the second stage. Fluorescence quantitative PCR analysis showed that the relative abundance of genes *hzo*, *hzsA* and *nirS* related to Anammox increased by 1.78, 42.25 and 2.05 times in the second stage, respectively.

Key words: A²/O process; anaerobic digestion liquor; Anammox; engineering application

根据2020年发布的《第二次全国污染源普查公报》,畜禽养殖业已成为农业源水污染物的主要排放源。通常畜禽养殖废水多采用生物组合工艺处理^[1-2],但传统生物脱氮处理技术存在处理能耗高、占地面积大、污泥负荷低等问题^[3]。厌氧消化液具有高氨氮、高有机物、低碳氮比等特点,与传统生物脱氮技术相比,厌氧氨氧化技术具有无需额外投加碳源、污泥产量少、耗氧量低等优势^[4],更适合处理低碳氮比废水。但由于厌氧氨氧化菌倍增速度缓慢,易受基质浓度、溶解氧和有机碳源等因素影响,导致厌氧氨氧化工艺运行不稳定、处理效果差、工程应用难度较大^[5]。鉴于此,笔者以河北省某养猪场废水厌氧消化液处理厂的A²/O工艺为例,通过调控工艺关键参数,考察工艺运行的稳定性和脱氮效果,并评估厌氧氨氧化脱氮贡献比例,旨在为厌氧氨氧化的工程应用提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 试验装置

河北省某养猪场废水厌氧消化液处理流程见图1,采用A²/O工艺,厌氧区有效容积为189 m³;缺氧区分为缺氧1区和2区,有效容积均为472.5 m³;好氧区有效容积为4 972.5 m³。好氧区采用两台鼓

风机用于供氧和泥水混合,微孔曝气管交替排列布置,通过气提方式实现污泥回流和混合液回流。

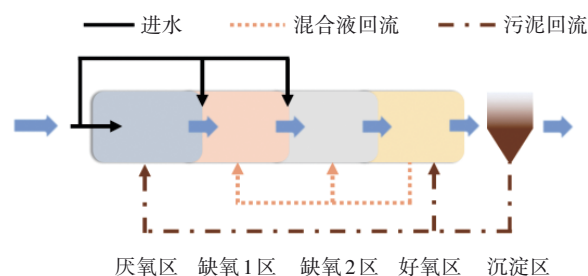


图1 A²/O工艺流程

Fig.1 Flow chart of A²/O process

厌氧消化液处理厂日处理水量为600~900 m³,进水水质见表1,采用分区进水策略,厌氧区、缺氧1区和缺氧2区的进水分分配比约为4:4:1,水力停留时间(HRT)为7~10 d,整个处理过程不排泥。

表1 进水水质

Tab.1 Influent quality

项 目	第1阶段	第2阶段
COD/(mg·L ⁻¹)	1 955±622	1 074±365
TN/(mg·L ⁻¹)	688±143	454±77
COD/TN	2.83±0.6	1.93±0.4
NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)	575±116	374±63

1.2 A²/O工艺运行调控试验设计

根据A²/O工艺中碳源投加和鼓风机启停情况,将试验过程分为两个阶段。

第1阶段(0~90 d):平均进水COD/TN值为 2.83 ± 0.6 ,通过在进水中投加碳源(工业碳源,COD为240~260 g/L)来提高脱氮效率。随着脱氮效率的提高,逐步降低碳源投加量。鼓风机1和2每天同时运行24 h,好氧区DO浓度保持在0.3~0.5 mg/L。

第2阶段(91~180 d):平均进水COD/TN值为 1.93 ± 0.4 ,停止外加碳源。鼓风机1每天仅运行1 h,鼓风机2每天运行24 h。当两个鼓风机同时运行时,好氧区DO浓度为0.3~0.5 mg/L;当鼓风机1停止工作后,好氧区DO浓度降到0.1 mg/L以下。

1.3 生物脱氮测试方法与计算

取缺氧1区混合液于100 mL血清瓶中,控制氨氮和亚硝态氮浓度分别为40、50 mg/L,氮吹除氧,将血清瓶置于摇床上,温度控制在 $(30 \pm 2)^\circ\text{C}$ 。每隔1 h取一次样,试验时长为7 h。之后用0.45 μm 滤膜过滤,测定 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 浓度。

厌氧氨氧化脱氮比例(A_n)的计算方法:

$$A_n = \frac{2.06 \times (\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{进}} - \text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{出}})}{\text{TN}_{\text{进}} - \text{TN}_{\text{出}}} \times 100\% \quad (1)$$

反硝化脱氮比例(D_e)的计算方法:

$$D_e = 1 - A_n \quad (2)$$

1.4 污水处理能耗计算方法

单位体积污水处理能耗(ES_q)计算方法:

$$ES_q = \frac{E}{Q} \quad (3)$$

式中: E 为处理污水所消耗的电量, $\text{kW} \cdot \text{h}$; Q 为污水处理量, m^3 。

单位质量污染物去除能耗(ES_N)计算方法:

$$ES_N = \frac{E}{Q(C_{\text{进}} - C_{\text{出}})} \quad (4)$$

式中: $C_{\text{进}}$ 、 $C_{\text{出}}$ 分别为污染物的进水浓度和出水浓度, mg/L 。

1.5 常规水质指标测定方法

常规水质指标,如COD、TN、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 等,均采用国家标准方法进行测定;MLSS采用过滤称重法进行测定;氧化还原电位(ORP)、pH值和DO浓度采用HACH在线电极进行测定。

1.6 DNA提取和高通量测序

分别在第1阶段(第90天)和第2阶段(第166天)的各反应区域(厌氧区、缺氧1区、缺氧2区和好氧区)采集污泥混合液样品。样品混合均匀后取1~5 mL,10 000 r/min离心10 min,弃上清液,使用试剂盒Fast DNA Spin Kit for Soil提取DNA。然后采用Illumina MiSeq平台测序分析^[1]。优化测序数据,样品经均一化后均含有40 875条序列,有效序列采用Ribosomal Database Project (RDP)进行物种分类。

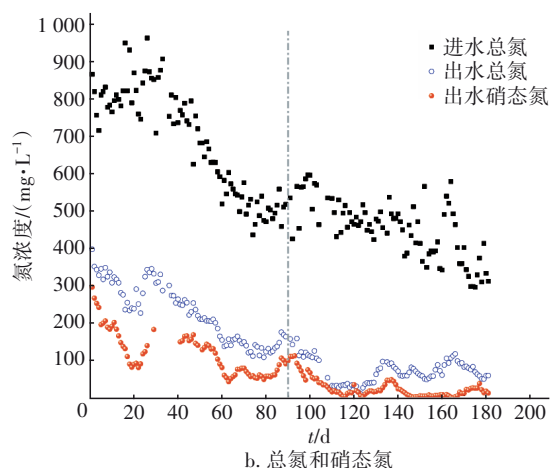
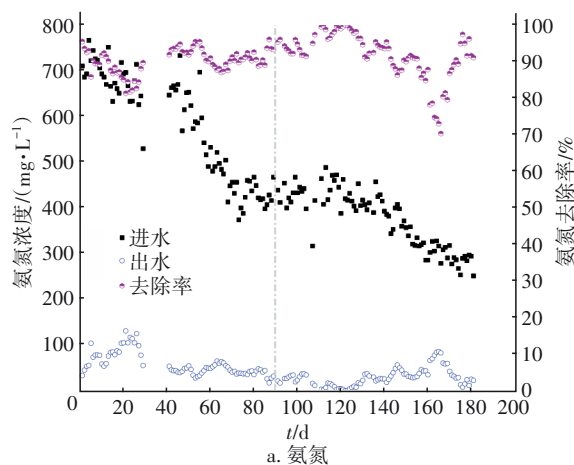
1.7 荧光定量PCR(qPCR)分析

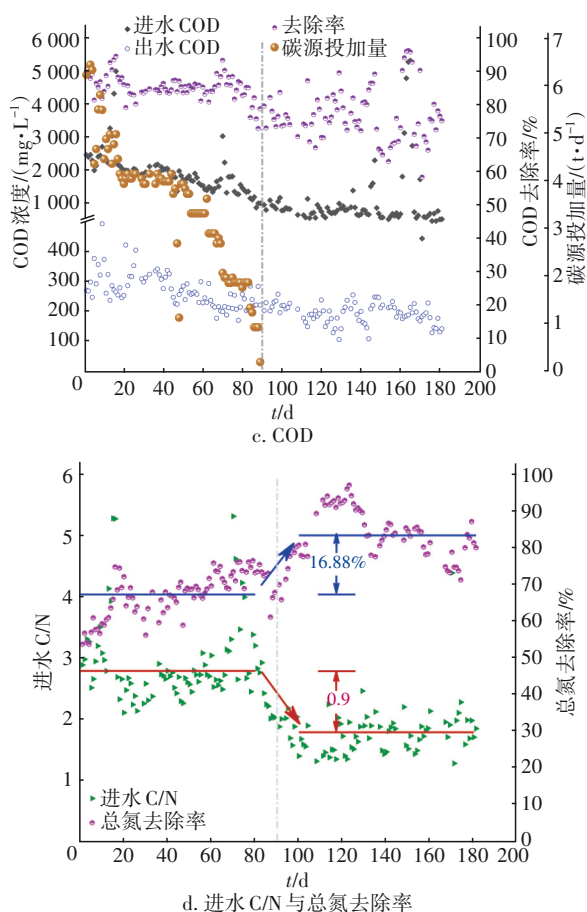
对提取的DNA样品,采用qPCR法测定其中的细菌总量和氮转化功能基因,所测定的氮转化功能基因主要是硝化、反硝化和厌氧氨氧化过程涉及的相关功能基因,包括 $amoA$ 、 hao 、 $nxrB$ 、 $narG$ 、 $nirS$ 、 $norB$ 、 $nosZ$ 、 hzo 、 $hzsA$ 。本研究通过溶解曲线和琼脂糖凝胶电泳分析确保qPCR法的准确性^[1]。

2 结果与讨论

2.1 A²/O工艺的处理效果

A²/O工艺对厌氧消化液的处理效果见图2。



图2 A²/O工艺对养猪场厌氧消化液的处理效果Fig.2 Treatment effect of A²/O process on anaerobic digestion liquor in swine farm

在第1阶段,为保证TN去除率,在进水中投加工业碳源,进水COD平均浓度由1 393 mg/L提升至1 955 mg/L,出水平均浓度为273 mg/L,去除率为86%;TN的进水和出水平均浓度分别为688、230 mg/L,去除率为66.6%;氨氮的进水和出水平均浓度分别为575、58.8 mg/L,去除率为89.9%。在第2阶段,随着TN去除效果的提升,进水停止投加碳源,COD的进水、出水平均浓度分别为1 074、194 mg/L,与第1阶段相比,其出水COD浓度波动较大,导致去除率不稳定,平均去除率降为81.9%;进水TN平均浓度降至454 mg/L,出水平均浓度降至75 mg/L,平均去除率升至83.48%;氨氮的进水和出水平均浓度分别为373、30 mg/L,虽然氨氮去除率波动较大,但是整体平均去除率维持在91.95%。与第1阶段相比,虽然第2阶段的出水COD、氨氮和TN浓度并不稳定,但是由于其进水浓度下降,导致A²/O系统整体的进水负荷也呈现降低趋势,在相同的处

理条件下,A²/O系统在第2阶段的污泥负荷低于第1阶段,所以第2阶段对污染物的去除效率高于第1阶段。

在第1阶段,由于好氧区混合液回流和污泥回流的关系,导致高浓度硝态氮[见图2(b)]进入到厌氧区和缺氧区。通过投加外碳源,进水C/N值提高至2.83,强化了硝态氮的去除。由于投加的外碳源属于可生物易降解类碳源,因此,第1阶段厌氧区和缺氧区以反硝化脱氮为主。但在此区域发现有氨氮的去除,说明存在自养型脱氮。第2阶段,随着总氮去除率的提高,进水停止投加碳源,进水C/N值由2.83降至1.93,但相比第1阶段,总氮平均去除率提高了16.88%,说明自养型生物脱氮对总氮去除贡献的占比得到了提高。

生猪养殖废水经过厌氧处理后可以回收其中的能源,但产生的厌氧消化液由于氨氮浓度高、有机物浓度高、碳氮比值较低等特点,导致传统生物脱氮工艺需要额外补充碳源、碱等药剂,运行费用颇高。对于厌氧氨氧化自养型脱氮工艺而言,经厌氧处理后的畜禽养殖废水可生物降解性已大幅降低,其存在的少量可生化降解有机物不会对厌氧氨氧化菌产生明显抑制^[6]。另一方面,由于低浓度可生化降解有机物导致异养反硝化菌的活性降低,从而降低了其与厌氧氨氧化菌对底物亚硝酸盐基质的竞争能力^[7]。因此,在本研究的第1阶段,为了维持总氮去除率,投加外碳源以促进反硝化脱氮。随着厌氧氨氧化脱氮比例的逐步提高,从第1阶段的39%提升至第2阶段的78%,第1阶段逐步减少外加碳源投量,直至第2阶段不再投加碳源,促进了厌氧氨氧化菌的活性,使其成为第2阶段的主要生物脱氮方式。

过高的溶解氧对厌氧氨氧化菌有明显的抑制作用。因此,本研究通过调节风机频率,减少曝气量,维持好氧区的溶解氧浓度在0.1~0.5 mg/L之间。有研究表明^[8],当溶解氧浓度控制在0.3 mg/L以下时,可防止由多余亚硝态氮累积转化为硝态氮。本研究通过严格控制好氧区溶解氧浓度,使氨氧化菌(AOB)消耗溶解氧为厌氧氨氧化菌提供亚硝酸盐基质,而低溶解氧的环境也使得厌氧氨氧化菌在好氧区进行自养脱氮成为可能。

2.2 工艺调控节能效果

不同阶段的生物脱氮所需电量分析结果表明,

在第1阶段,随着总氮去除率的稳定提高,外加碳源量逐步降低;在第2阶段,由于减少了鼓风机的开启时间,单位处理能耗由第1阶段的 $1.93 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$ 降至第2阶段的 $0.90 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$,单位脱氮能耗由 $4.18 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{kg}$ 降至 $2.57 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{kg}$,降幅分别达到53.4%和38.5%。在第1阶段转向第2阶段的过程中, A^2/O 工艺脱氮途径由以全程反硝化脱氮为主转为以自养型生物脱氮为主,大幅降低了生物脱氮对碳源的需求和氨氮硝化所需的供氧量。

2.3 氮素转化功能微生物的演替特征

A^2/O 工艺中微生物在属水平上的群落结构如图3所示。

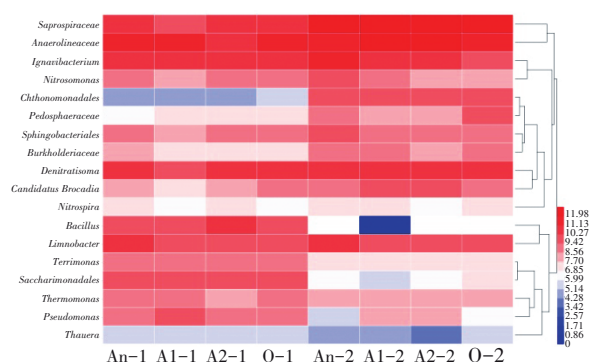


图3 A^2/O 工艺中微生物在属水平上的群落结构

Fig.3 Microbial community structure at genus level in A^2/O process

在 A^2/O 工艺中检测到的唯一厌氧氨氧化菌为*Candidatus Brocadia*,第1阶段,其在厌氧区、缺氧1区、缺氧2区和好氧区的相对丰度分别为0.83%、0.50%、0.74%和0.98%;在第2阶段,*Candidatus Brocadia*的相对丰度比第1阶段有所增长,在上述各功能区的相对丰度分别为1.53%、3.02%、1.87%和0.98%,其整体的相对丰度从第1阶段的0.76%提高至第2阶段的1.85%。有研究表明^[9],在有机物存在的条件下,*Candidatus Brocadia*比其他厌氧氨氧化菌更具有竞争优势,因此,人们常在污水处理厂发现此菌种。在本研究中,由于第1阶段投加可生物降解型有机碳源,这极大地促进了厌氧区和缺氧区微生物的全程反硝化脱氮作用,同时抑制了自养菌*Candidatus Brocadia*的活性,导致其在与反硝化菌竞争亚硝酸盐底物时处于劣势。随着第2阶段停止外加碳源,进水中可以用于反硝化的碳源减少,使得异养微生物的反硝化脱氮作用减弱,而厌氧氨氧化菌则可以利用反硝化过程中产生的亚硝

态氮和进水中的氨氮进行脱氮,提高其在厌氧区和缺氧区的活性。在此基础上,通过在好氧区调整鼓风机的启停,使该区域处于间歇曝气低溶解氧环境,这可以增强AOB的活性,抑制亚硝酸盐氧化菌(NO_B)的活性,产生的底物亚硝酸盐氮可以迅速被厌氧氨氧化菌所利用,进而促进该区域的厌氧氨氧化脱氮作用。

其他涉及氮转化的典型微生物,如*Nitrosomonas*(AOB)、*Nitrospira*(NOB)和反硝化菌,在 A^2/O 工艺中的相对丰度均比较高。在好氧区,*Nitrosomonas*和*Nitrospira*的相对丰度分别从1.43%和1.98%降到了1.19%和0.26%,但*Nitrosomonas/Nitrospira*的相对丰度比例却从0.72升到了4.50,这表明尽管低溶解氧和间歇曝气的策略同时降低了*Nitrosomonas*和*Nitrospira*的相对丰度,但*Nitrospira*受到的影响更大。反硝化菌如*Proteobacteria*门的*Thermomonas*、*Pseudomonas*和*Thauera*等菌属在厌氧区和缺氧区的相对丰度均有所降低。据报道,该类反硝化菌属易将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,并且只要存在 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,便不会进一步还原 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ^[10]。

在 A^2/O 中,*Anaerolineaceae*和*Ignavibacterium*的相对丰度均较高。在该 A^2/O 工艺前设有水解酸化池作为进水的前处理工艺,*Anaerolineaceae*属于水解酸化菌^[11],可降解溶解性有机物,随着进水一起进入 A^2/O 系统。有研究发现^[12],*Ignavibacterium*作为*Chlorobi*门中唯一的非光合营养性菌属,可以在好氧或者缺氧环境中存活,并且在厌氧氨氧化脱氮过程中发挥着比较关键的作用。值得注意的是,一般认为*Saprospiraceae*菌属可水解大分子有机物进而为反硝化菌提供更合适的碳源^[13],其在 A^2/O 中的相对丰度从第1阶段到第2阶段大幅增加,而与内碳源聚羟基脂肪酸酯(PHA)产生有关的*Bacillus*^[14]的相对丰度在第2阶段几乎为0。

2.4 氮素转化功能基因变化

通过qPCR法测定 A^2/O 系统各反应区域中氮转化相关基因的相对丰度,结果如图4所示。可以看出,好氧区中第2阶段的硝化基因*amoA*、*hao*和*nxrB*的相对丰度略低于第1阶段,这是因为长期低溶解氧条件可能会抑制AOB和NOB的活性。此外,间歇曝气策略可以有效抑制NOB的生长^[15],也会减少好氧区中*amoA*和*hao*的相对丰度,尤其是降低*nxrB*的相对丰度。有研究表明^[16],低溶解氧浓度更有利于

实现污水处理系统中的短程硝化过程。此外,在好氧区悬浮污泥中与厌氧氨氧化有关的 *hzo*、*hzsA* 和 *nirS* 等功能基因的相对丰度在第2阶段得到了提高。与第1阶段相比,第2阶段 *hzo*、*hzsA* 和 *nirS* 的相对丰度分别增加了 1.78、42.25 和 2.05 倍。可以推测,好氧区中厌氧氨氧化菌可利用短程硝化途径产生的亚硝酸盐进行自养型脱氮,提高其活性,这也间接解释了好氧区中自养型脱氮比例大幅提高的原因。

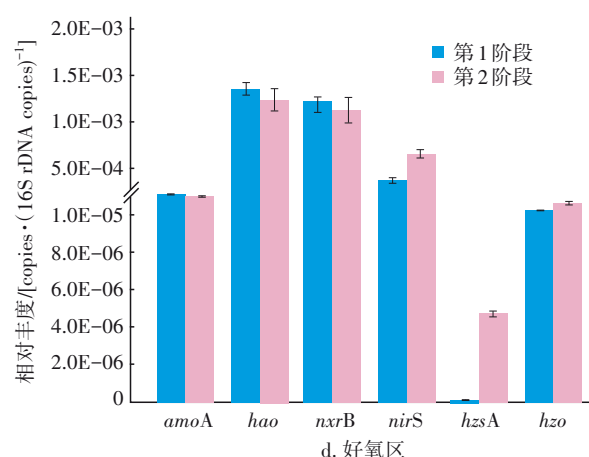
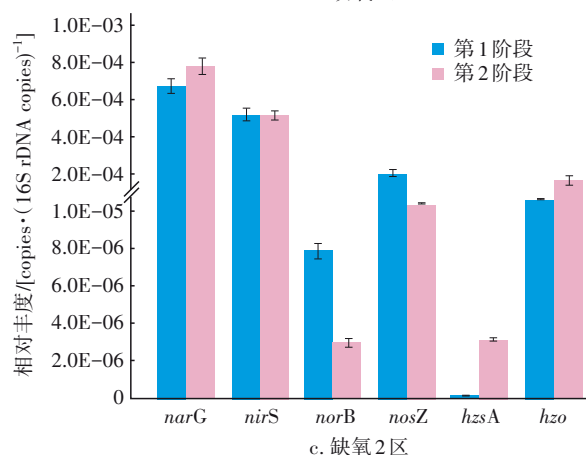
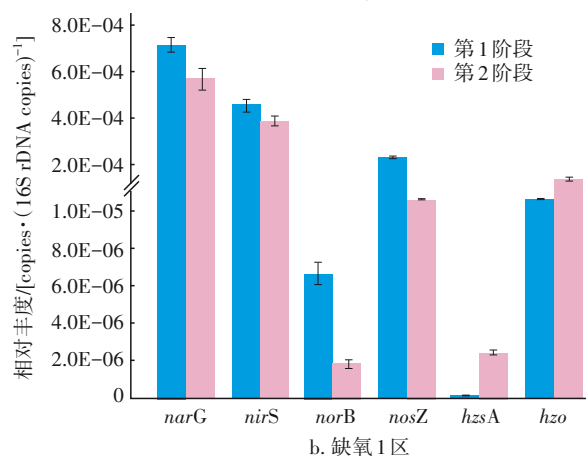
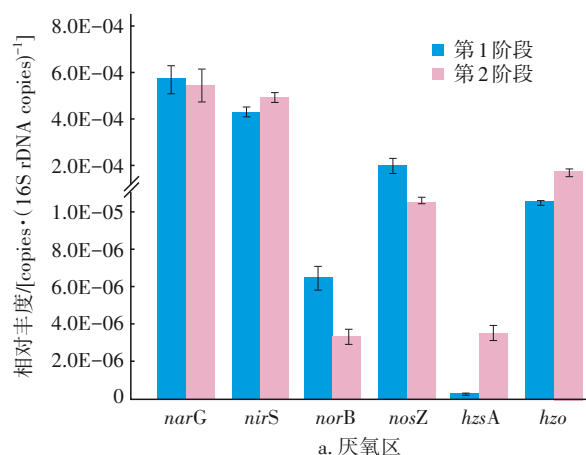


图4 A²/O系统中不同区域的氮转化基因相对丰度

Fig.4 Relative abundance of nitrogen conversion genes at different regions in A²/O system

相比第1阶段,第2阶段编码硝酸盐还原的 *narG* 基因在厌氧区和缺氧1区的相对丰度都有所降低,而在缺氧2区的相对丰度略有提升,这是由于在第2阶段停止外加碳源,导致进水碳源减少,进而影响反硝化脱氮,而与之相关的反硝化编码基因相对丰度也随之降低。由于第2阶段的厌氧氨氧化菌活性提高,其脱氮比例逐步上升,与之相关的编码基因 *hzsA* 和 *hzo* 的相对丰度也随之提高。

通过对 A²/O 工艺进行不同的运行操作,以及厌氧区和缺氧区中氮转化相关基因的相对丰度变化证明,较低的有机物浓度可以提高与编码厌氧氨氧化相关基因的相对丰度,而高浓度的有机物则抑制厌氧氨氧化菌活性。本研究中,由于在第2阶段停止向进水投加外碳源,引起进水碳源不足无法完成全程反硝化脱氮,降低了反硝化菌活性,其与厌氧氨氧化菌竞争亚硝酸盐的能力也随之降低,进而间接提高了厌氧氨氧化菌活性及与之相关的编码基因相对丰度。

3 结论

① 通过对 A²/O 系统进行溶解氧控制与底物调整,使得氨氮、总氮去除率分别由第1阶段的 89.9% 和 66.6% 提高至第2阶段的 91.95% 和 83.48%,并且厌氧氨氧化脱氮比例由第1阶段的 39% 提高到第2阶段的 78%。

② 在 A²/O 系统中, *Candidatus Brocadia* 是检测到的唯一厌氧氨氧化菌,其整体相对丰度由第1阶段的 0.76% 提高至第2阶段的 1.85%。与第1阶段相比,第2阶段的功能基因 *hzo*、*hzsA* 和 *nirS* 的相

对丰度分别增加了1.78、42.25和2.05倍。

③ A²/O系统180 d的连续稳定运行表明,通过降低进水碳氮比和间歇曝气调控策略,可有效提高系统中厌氧氨氧化脱氮比例和总氮去除效率,降低污水处理成本。

参考文献:

- [1] SUI Q, CHEN Y, YU D, *et al.* Fates of intracellular and extracellular antibiotic resistance genes and microbial community structures in typical swine wastewater treatment processes [J]. *Environment International*, 2019, 133(Part B):105183.
- [2] CHEN J, XU Y, LI Y, *et al.* Effective removal of nitrate by denitrification re-enforced with a two-stage anoxic/oxic (A/O) process from a digested piggery wastewater with a low C/N ratio [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 240:19–26.
- [3] PAN Z, DAI R, LIAO J, *et al.* Spontaneous formation and mechanism of anaerobic ammonium oxidation (anammox) bacteria in swine wastewater treatment system [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2020, 154:105058.
- [4] ZHANG M, WANG S, JI B, *et al.* Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 692: 393–401.
- [5] 沈明玉, 吴莉娜, 李志, 等. 厌氧氨氧化在废水处理中的研究及应用进展[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(6):16–21.
SHEN Mingyu, WU Lina, LI Zhi, *et al.* Research and application progress of anaerobic ammonium oxidation in wastewater treatment [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(6):16–21 (in Chinese).
- [6] SHENG L, LEI Z, DZAKPASU M, *et al.* Application of the anammox-based process for nitrogen removal from anaerobic digestion effluent: a review of treatment performance, biochemical reactions, and impact factors [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 38: 101595.
- [7] KUMAR M, LIN J G. Co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal—strategies and issues[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 178(1/3):1–9.
- [8] WETT B. Development and implementation of a robust deammonification process [J]. *Water Science Technology*, 2007, 56(7):81–88.
- [9] WINKLER M K H, KLEEREBEZEM R, VAN LOOSDRECHT M C M. Integration of anammox into the aerobic granular sludge process for main stream wastewater treatment at ambient temperatures[J]. *Water Research*, 2012, 46(1):136–144.
- [10] DU R, CAO S, LI B, *et al.* Performance and microbial community analysis of a novel DEAMOX based on partial-denitrification and anammox treating ammonia and nitrate wastewaters [J]. *Water Research*, 2017, 108: 46–56.
- [11] ZHANG L, XU K, PENG Y. Composition characterization and transformation mechanism of refractory dissolved organic matter from an ANAMMOX reactor fed with mature landfill leachate[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 250:413–421.
- [12] WANG Y, HU X, JIANG B, *et al.* Symbiotic relationship analysis of predominant bacteria in a lab-scale anammox UASB bioreactor[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2016, 23(8): 7615–7626.
- [13] MCILROY S J, NIELSEN P H. The Family *Saprospiraceae*[M]. Berlin:Springer,2014.
- [14] MOHAPATRA S, MAITY S, DASH H R, *et al.* *Bacillus* and biopolymer: prospects and challenges[J]. *Biochemistry and Biophysics Reports*, 2017, 12: 206–213.
- [15] ZHANG F Z, PENG Y, MIAO L, *et al.* A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-effective nitrogen removal from mature landfill leachate [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 313:619–628.
- [16] MA Y, PENG Y, WANG S, *et al.* Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant[J]. *Water Research*, 2009, 43(3):563–572.

作者简介:陈彦霖(1992–),男,四川泸州人,博士研究生,研究方向为污水生物脱氮技术。

E-mail:ylchen_st@rcees.ac.cn

收稿日期:2020-09-24

修回日期:2020-10-28

(编辑:刘贵春)