



文章栏目：工程创新与行业动态

DOI 10.12030/j.cjee.202102078 中图分类号 X703 文献标识码 A

黄京, 张树军, 韩晓宇, 等. PN-ANA 技术处理热水解厌氧消化液工艺的启动及运行调试[J]. 环境工程学报, 2022, 16(6): 2080-2087.
[HUANG Jing, ZHANG Shujun, HAN Xiaoyu, et al. Startup and operation of PN-ANA technology for treating anaerobic digestion liqui d treated by thermal hydrolysis[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(6): 2080-2087.]

PN-ANA 技术处理热水解厌氧消化液工艺的启动及运行调试

黄京^{1,2}, 张树军^{1,2}, 韩晓宇^{1,2,✉}, 焦佳童^{1,2}, 王晓聪^{1,2}, 赵丹^{1,2}

1. 北京城市排水集团有限责任公司科技研发中心, 北京 100022; 2. 北京市污水资源化工程技术研究中心, 北京 100022

摘要 在北京某污水处理厂成功启动了短程硝化厌氧氨氧化 (PN-ANA) 技术处理热水解厌氧污泥消化液的工艺, 并评价了该旁侧技术对主流区的影响。该工艺运行结果表明: 在接种生物膜的填料填充比为 5%, 生物膜上 AnAOB 占比大于 10% 的情况下, 经过 6 个月调试运行之后, PN-ANA 工艺出水可达到设计指标; 总氮去除负荷为 $0.3 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 总氮去除率达到 78%。估算表明, 旁侧 PN-ANA 工艺可使日处理量为 $100 \times 10^4 \text{ t}$ 水厂的出水总氮降低约 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。另外, 通过分子生物学分析发现, 工程调试过程中氨氧化菌 (AOB) 和厌氧氨氧化菌 (AnAOB) 呈缓慢增长趋势, 与处理效果的提升趋势相一致。该工艺成功运用厌氧氨氧化处理热水解厌氧污泥消化液, 启动时间仅为半年, 可为该技术处理高氨氮废水的工程应用提供参考。

关键词 污水处理; 厌氧氨氧化; 脱氮; 热水解厌氧消化液

厌氧消化技术可有效处理污泥并产生绿色能源“沼气”, 已成为污泥处理的重要发展方向^[1]。在 2013 年“水环境治理三年行动方案”^[2]及产业升级政策的契机下, 北京市借鉴国际上大城市污泥处理经验, 采取“热水解+厌氧消化+板框压滤+土地利用”的技术路线^[3]处理中心城区的污泥, 开创了污泥处理处置新思路。热水解技术被广泛应用在厌氧消化预处理阶段, 随之产生的热水解厌氧污泥消化液是一种典型的高氨氮废水。此类废水主要指污泥经过热水解预处理及厌氧消化过程后排出的废水, 以污泥消化液为主。经过热水解预处理后的消化液具有比传统厌氧消化液更加复杂的水质特征, 其特点为低 CON/N。因此, 在其处理过程中, 高氨氮浓度、碱度严重不足, 以及难降解底物抑制等问题尤为突出^[4]。若采取传统硝化反硝化脱氮技术对其进行处理, 不仅处理费用高, 且出水水质难以保证。

厌氧氨氧化菌 (anaerobic ammonium oxidation bacteria, AnAOB) 可利用亚硝酸盐作为电子受体将污水中的氨氮氧化为氮气。该脱氮过程仅需将 50% 的氨氮氧化为亚硝酸盐氮, 可节省 50% 的曝气能耗、50% 的碱度消耗及 100% 的有机碳源, 且剩余污泥产量可降低约 90%, 温室气体排放量减少量大于 90%^[5-6]。目前, 国外已有将厌氧氨氧化成功应用于污泥消化液、养殖废水、垃圾渗滤液等高氨氮废水处理工程的案例^[7-12]。热水解厌氧消化液的氨氮高达 $2\ 000 \sim 3\ 000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, C/N 低于 1.5,

收稿日期: 2021-02-18; 录用日期: 2021-07-07

基金项目: 北京市科技计划项目 (Z181100005518003)

第一作者: 黄京 (1990—), 女, 硕士, 工程师, jinghuang1990@126.com; ✉通信作者: 韩晓宇 (1984—), 男, 博士, 高级工程师, hxy-hit@163.com

温度约为 30℃。这一水质特点使得其适合采用费用较低的厌氧氨氧化技术进行脱氮处理。然而,有学者通过小试实验发现热水解厌氧消化液中含有的可溶性有机物对氨氧化菌 (ammonium oxidation bacteria, AOB) 和厌氧氨氧化菌 (anaerobic ammonia-oxidizing bacteria, AnAOB) 具有较强的抑制作用,经过长期驯化也无法消除此抑制作用。另外,厌氧氨氧化技术应用于热水解厌氧消化液的处理难度更大^[13-15],尚无成功案例。

本研究团队在前期研究和实践中已将厌氧氨氧化高效脱氮技术成功应用于城市污水处理厂,并实现了产业化。本研究拟通过启动并调试利用短程硝化厌氧氨氧化 (partial nitrification-anammox, PN-ANA) 工艺进行热水解厌氧消化液的旁侧脱氮处理工程,深入考察 PN-ANA 工艺处理热水解厌氧消化液的工艺运行效果,拟评价该技术对城市污水处理厂主流区的影响,并对反应系统内的功能菌群进行定量分析,考察系统菌群的生长情况,以期为该工艺处理高氨氮废水的工程应用提供参考。

1 项目概况

本项目位于北京某污水处理厂泥区热水解厌氧消化液处理单元内,主体工艺采用连续流固定生物膜-活性污泥 (integrated fixed-film activated sludge systems, IFAS) 形式的 PN-ANA 技术。工艺流程为调节池→斜板沉淀池→生化池→二沉池 (见图 1)。主要反应池 (即生化池) 的有效容积为 7 500 m³,其设计处理水量 1 750 m³·d⁻¹。该项目进水氨氮为 (1 839±336) mg·L⁻¹,总氮为 (2 038±395) mg·L⁻¹,悬浮物质量浓度为 ≤1 000 mg·L⁻¹,溶解性 COD 为 (2 584±870) mg·L⁻¹。接种污泥为普通活性污泥加上 5% 填充比厌氧氨氧化挂膜填料。

板框机房将脱水滤液汇集于总管,再通过重力流方式进入调节池,在调节池内停留约 10 h 进行均质,然后利用提升泵提升至斜板沉淀池。斜板沉淀池设有混凝区和沉淀区,通过投加 PAM 和 PAC 去除消化液中悬浮物 (suspended solid, SS) 及部分 COD。斜板沉淀池出水通过重力流方式进入生化池。生化池设有混温区、缺氧区和好氧区。由于 AnAOB 对环境温度要求较高,为将生化池内水温控制在 30~34℃,在其一端引入来自热水解换热器和主流区二沉池的出水。缺氧区内的反硝化作用将进一步提升总氮的去除率,好氧区则是通过曝气,使 AOB 和 AnAOB 共同发挥作用,实现消化液中总氮的一次性去除。生化池内泥水混合物经重力流入二沉池后,通过重力沉降作用实现泥水分离。分离后的污泥再回流至生化池,出水则排入厂内退水管线。

工艺的启动与调试分为 3 个阶段进行 (分别编号 I、II、III),其中启动含 1 个阶段,调试含 2 个阶段。阶段 I 为活性污泥的短程硝化培养阶段 (共 15 d),即整个工程的启动阶段。阶段 II 进行厌氧氨氧化生物膜的填料接种,即开启系统的运行调试。该阶段主要完成 AnAOB 的驯化及增殖,为半系列 AnAOB 生物膜填料接种过程,即仅占用构筑物容积一半 (约 4 800 m³) 来进行,共持续 100 d。阶段 III 为全系列调试运行 (共 60 d),即将已驯化系统扩至容积为 7 500 m³ 的完整构筑物中进行。之后,逐渐将处理水量增至 2 000 m³·d⁻¹,超过单系列设计处理水量 1 750 m³·d⁻¹。至此,整个工程启动并调试完毕。

采用 WTW 在线仪表连续监测 pH、DO。定期取水样经 0.45 μm 滤膜过滤后,检测其氨氮、亚

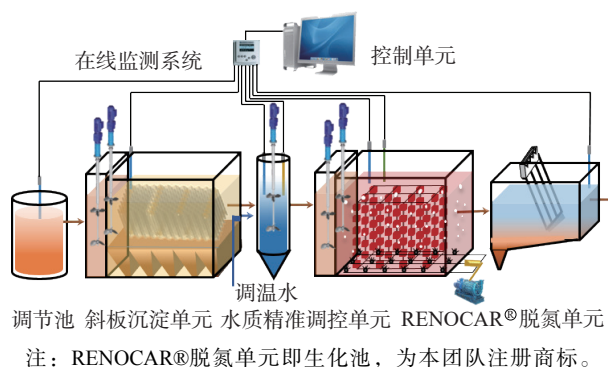


图 1 工艺流程图

Fig. 1 The process flow diagram of the full-scale project

硝酸盐氮、硝酸盐氮、溶解性 COD 等。定期取活性污泥和生物膜填料，并提取 DNA，进行荧光定量 PCR 分析。具体水质检测方法为：纳氏试剂分光光度法检测氨氮；离子色谱法检测亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的质量浓度；重铬酸钾法检测溶解性 COD；重量法检测污泥质量浓度；过硫酸钾氧化紫外分光光度法检测总氮。

2 工艺启动及调试过程

2.1 阶段 I ——短程硝化工艺启动

短程硝化工艺的控制因素有 DO、pH、游离氨 (free ammonia, FA)、温度、泥龄等^[16]。高氨氮废水中较易实现对 FA 的控制。亚硝酸盐氧化菌 (nitrite-oxidizing bacteria, NOB) 比 AOB 更容易受到 FA 抑制^[17]，FA 质量浓度在 $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上便会对 NOB 产生明显抑制，但对 AOB 产生明显抑制的质量浓度则要达到 $10\sim 150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。工艺启动期的培养策略为：先通过 FA 抑制以促进系统中亚硝酸盐的积累；当系统接种普通回流污泥后，保持高氨氮条件下 FA 的质量浓度大于 $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；7 d 后，出水亚硝酸盐氮质量浓度达到 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，而系统出水硝酸盐氮质量浓度仍高达 $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上；继续 FA 抑制 7 d 后，系统出水亚硝酸盐氮质量浓度达到约 $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，此时硝酸盐氮质量浓度持续降低至几乎为零，亚硝酸盐氮积累率达到 90% 以上，则表明系统顺利实现短程硝化启动。在启动过程中，短程硝化阶段氮素质量浓度及亚硝酸盐氮积累率见图 2。

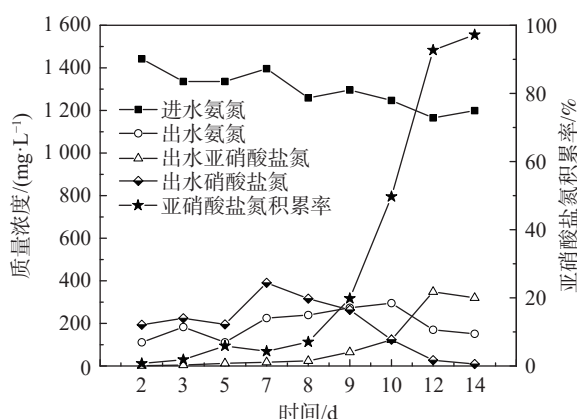


图 2 短程硝化阶段出水中氮素质量浓度变化情况
Fig. 2 Changes of nitrogen concentration in effluent during partial nitritation

2.2 阶段 II、III ——系统运行调试阶段

接种 AnAOB 生物膜填料主要来自于处理普通污泥消化液及垃圾渗滤液的厌氧氨氧化系统。由于水质差异明显，且 AnAOB 生长缓慢，在接种量低的情况下微生物体系的抗冲击能力弱，易导致启动失败。再加上本工程在启动时厌氧氨氧化菌的种类和数量均有限，为保证启动初期系统菌种的浓度，采取半系列启动方式。接种生物膜填料的填充率为 5%，生物膜中 AnAOB 占比高于 10%。

图 3 反映了调试过程中进水氨氮和出水三氮的变化。接种厌氧氨氧化生物膜的初期 (前 30 d)，系统出水氨氮及亚硝酸盐氮质量浓度均在较高水平。出水氨氮波动较大，最高点大于 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，均值为 $145 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；亚硝酸盐氮质量浓度最高值为 $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，均值为 $53 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。经过 1 个月的驯化，系统出水亚硝酸盐氮质量浓度有所降低，均值为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，但出水氨氮仍有小幅波动，出水均值为 $88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。接种厌氧氨氧化生物膜 2 个月后，系统出水三氮明显趋于稳定，且质量浓度维持在较低水平。出水氨氮均值为 $70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；出水亚硝酸盐氮质量浓度为 $23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；出水硝酸盐氮质量浓度为 $37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

在阶段 II 后期，尽管系统进水水量及处理负荷不断提高，但出水三氮质量浓度稳定且维持在较低状况 (见图 4)。在接种 AnAOB 生物膜填料后，经过 2 个月的调试运行，系统处理水

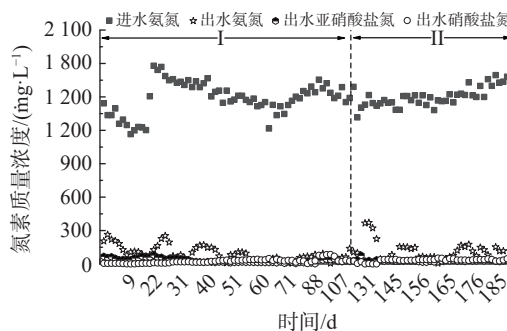


图 3 接种 AnAOB 后系统出水水质变化
Fig. 3 Changes of effluent water quality after AnAOB inoculation

量翻倍达到 $600 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ，3 个月后处理水量持续翻倍达到 $1200 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 。调试运行 4 个月后处理水量达到 $1600 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ，总氮去除负荷达到 $0.25 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 以上。

在阶段 III，系统已呈现较好的短程硝化厌氧氨氧化效果，于是进行半系列到全系列运行的扩容工作，即将生化池容积从 4800 m^3 扩容至 7500 m^3 。扩容方式为将已培养好的厌氧氨氧化生物膜填料直接接种到另外半个系列中。扩容 2 个月系统稳定后，将处理水量增至 $2000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ，超过单系列设计处理水量 $1750 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 。此时的总氮去除负荷为 $0.3 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。

3 系统运行效果分析

3.1 厌氧氨氧化脱氮效果分析

由于 AnAOB 世代时间长 (约 11 d)，对生存环境非常敏感^[18]，实现厌氧氨氧化系统的快速启动成为该技术工程化应用中的难题之一^[19]。世界上首个生产性规模的两段式厌氧氨氧化装置以消化污泥为种泥，历经 3 年半启动成功^[20]。不同的反应器类型和不同的接种污泥类型亦会影响系统启动时间^[21]。本项目在 IFAS 工艺中接种成熟厌氧氨氧化生物膜 (生物膜上 AnAOB 占比高于 10%)，在池容 5% 填充比条件下进行分级培养，并在 6 个月内成功启动系统，具有重要的参考意义。

系统调试期间总氮和氨氮去除率及去除负荷见图 5。氨氮和总氮去除负荷均稳步提升，调试 6 个月后达到 $0.3 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 以上。尽管氨氮和总氮的去除率略有波动，但氨氮平均去除率达到 86%，总氮去除率达到 78%。这表明本项目已实现了 PN-ANA 技术处理热水解厌氧消化液，进行总氮去除的目标。后期将通过自控系统的改进来改善处理效果波动的问题。

本项目为旁侧处理，处理后二沉池的出水排入厂内退水管线，进入水厂主流区 (日处理量 $100 \times 10^4 \text{ t}$) 进一步处理 (见图 6)。图 6 左侧为旁侧 PN-ANA 正常运行期间 (日处理消化液 1600 m^3)，主流区 8 个平行运行的二沉池出水总氮变化情况。其中，这 8 个二沉池运行近 1 个月的平均出水总氮为 $15.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。右侧为旁侧 PN-ANA 项目施工停运期间热水解厌氧消化液直接排入厂区退水管线后，进入主流区的

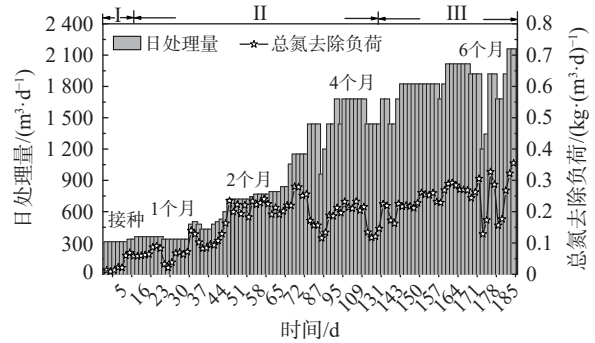


图 4 启动期水量与总氮去除负荷变化趋势图

Fig. 4 Trend chart of water quantity and total nitrogen removal load during startup period

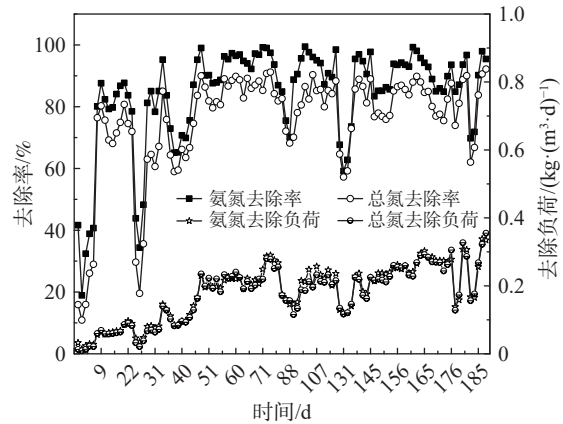
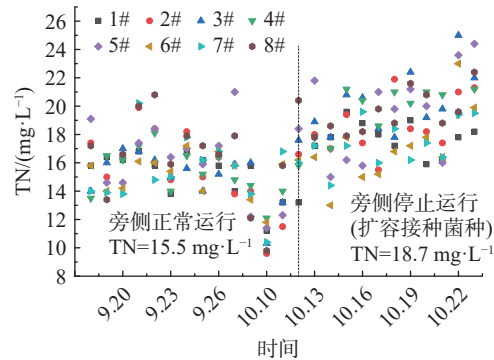


图 5 氨氮和总氮去除效果的变化

Fig. 5 Changes of removal efficiencies of ammonia nitrogen and total nitrogen at startup stage



注：图中编号为二沉池编号。

图 6 消化液旁侧 PN-ANA 脱氮对主流区二沉出水 TN 的影响

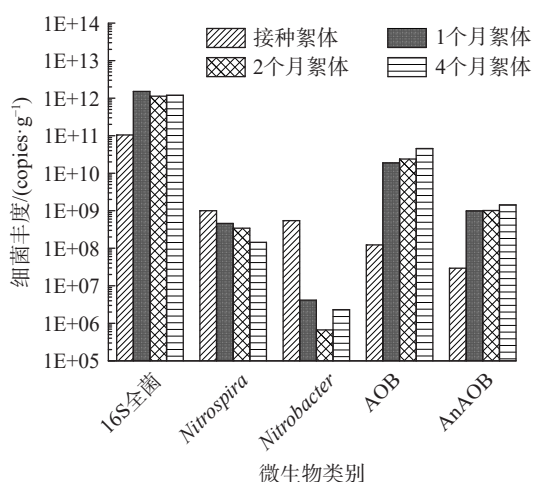
Fig. 6 Effect of PN-ANA denitrification on TN of secondary effluent in mainstream

情况下,主流区8个平行运行二沉池的出水总氮变化。其中,这8个二沉池平均出水总氮为 $18.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这表明日处理热水解厌氧消化液 $1\ 600\text{ m}^3$ 的旁侧PN-ANA工艺可降低主流区二沉池出水总氮约 $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,并有效减轻主流区的总氮去除压力。

3.2 微生物的种类和定量分析

本项目接种污泥为主流区回流污泥,共 $2\ 700\text{ m}^3$ 。2种不同材质(海绵和塑料)的空白填料在阶段I被安装至生化池内部。在整个启动和调试的6个月中,将生化池内絮体污泥及生物膜填料定期取样保存,并进行定量PCR分子生物学分析,用数据直观反映系统内脱氮功能菌群的数量变化,以表征系统内功能菌群的培养效果。污泥样品分别为:接种污泥,即污水处理厂回流污泥;分别在项目调试1个月、2个月和4个月时取的污泥絮体;在项目调试4个月时分别在海绵和塑料填料中取样。自调试开始后,絮体污泥中总细菌数及各脱氮微生物数量的关系如图7所示。系统内全菌在活性污泥接种1个月后基本保持不变,维持在 10^{12} 数量级。这表明系统在不排泥的运行模式下微生物总量趋于稳定。NOB的2个属(*Nitrospira*和*Nitrobacter*)数量降低明显,其中*Nitrobacter*在系统中明显低于其他几种微生物,且一直保持较低水平。这与系统长期保持低DO($<0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)运行条件有关^[2]。*Nitrospira*在接种的活性污泥中数量虽略高于AOB一个数量级,但在高氨氮系统FA持续抑制作用下数量不断降低。而随着AOB的不断增长,调试后高于*Nitrospira*2个数量级。这表明经过4个多月的调试后,该系统的短程硝化效果良好,可为AnAOB提供大量亚硝酸盐基质。而对于AnAOB,其絮体污泥增长明显,但是绝对数值与AOB仍有2个数量级的差距。

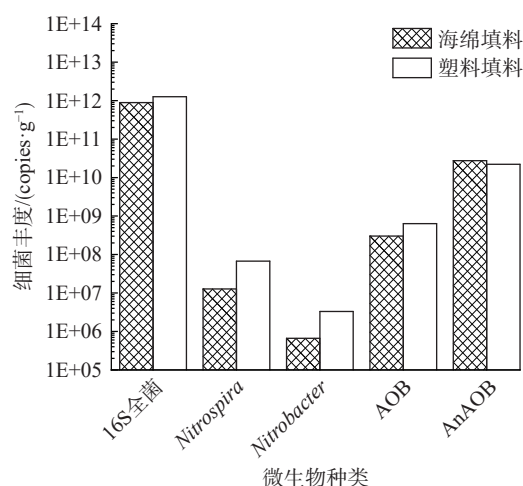
经过4个月调试运行,填料上挂膜微生物数量如图8所示。2种NOB(*Nitrospira*和*Nitrobacter*)数量均处于较低水平。而AOB数量略高,达到 10^8 数量级以上,AnAOB更是高于 10^{10} 数量级以上。因此,AOB及*Nitrospira*2种好氧菌更倾向于生长在溶解氧及基质较为充足的悬浮絮体中,而厌氧的AnAOB更多分布在溶解氧传播受限的生物膜填料上,如*Nitrobacter*在本项目中数量很低,几乎可忽略其作用。这亦表明系统内的微生物已适应了环境条件,并基于自身特性及基质获取的难易程度,选择了适宜的生存位置,由此形成了自然选择的系统微生物空间分布^[23]。



注:细菌丰度指单位质量MLSS中的微生物数量。

图7 絮体污泥中微生物数量

Fig. 7 Number of microorganisms in floc sludge



注:细菌丰度指单位质量MLSS中的微生物数量。

图8 填料上各微生物数量分布图

Fig. 8 The distribution diagram of the quantity of each microorganism on the filler

硝化菌群由AOB和NOB(主要是*Nitrospira*及*Nitrobacter*)组成。本项目采用的PN-ANA工艺是利用AOB将部分氨氮氧化成亚硝酸盐氮,再在AnAOB作用下将剩余氨氮和亚硝酸盐氮直接还原

为氮气，从而实现污水中的脱氮处理。因此，应尽量抑制 NOB 在该系统中的活性及其增长，从而促进 AOB 和 AnAOB 的活性及增长。本项目调试阶段的 4 个样品中各种硝化菌占硝化菌群总数的比例见图 9。

接种的絮体污泥中 NOB(*Nitrobacter* 和 *Nitrospira*) 占比较大，接近 90%。AOB 只占硝化菌群约 10%，这符合城市污水处理厂普通活性污泥中硝化细菌的特征。但是，经过 1 个月的短程硝化培养，AOB 所占比例迅速升至 95% 以上，并随着调试的进行比例不断提高；而以 *Nitrospira* 为代表的 NOB 菌群占比显著降低。这表明该系统内 NOB 的增殖得到了有效抑制，实现了效果较好的短程硝化，亦与系统进出水水质数据相吻合。

絮体污泥中各脱氮微生物占细菌总数比例见图 10。NOB(包括 *Nitrospira* 和 *Nitrobacter*) 的比例均显著降低。而 AOB 和 AnAOB 这 2 种在 PN-ANA 过程中发挥主要作用的微生物比例逐步提高。

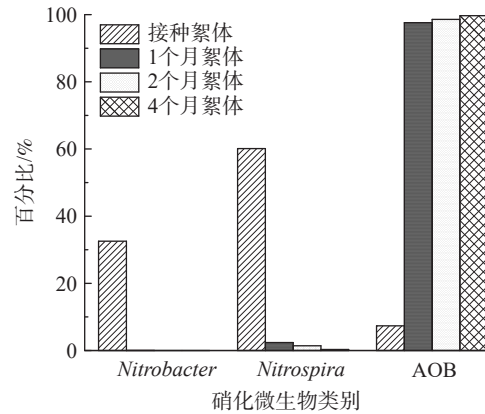


图 9 3 种菌各自占硝化菌群总数的比例

Fig. 9 The proportion of three kinds of bacteria in the total nitrifying bacteria

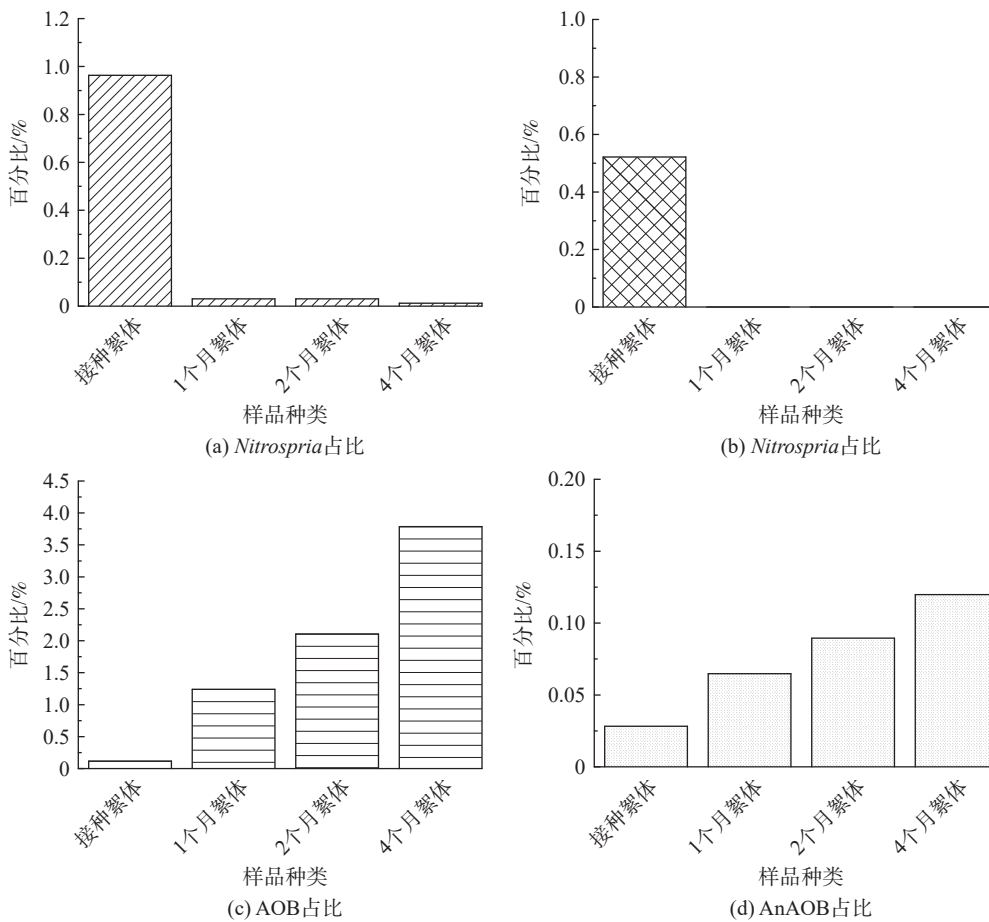


图 10 絮体中各脱氮微生物占细菌总数比例图

Fig. 10 The proportion of denitrifying microorganisms to total bacteria in flocs

这表明项目经过4个多月的调试,已经很好实现了NOB的抑制、AOB和AnAOB的富集。

4 结论

1) 三段式启动和调试步骤保证了本项目循序渐进实现成功运行:在短程硝化阶段采取的FA抑制策略有效促进系统中亚硝酸盐的积累,提供了脱氮功能菌的生存环境,以实现系统启动;在随后两步调试运行阶段,系统通过半系列运行实现了微生物驯化及有效富集,并在全系列运行中逐步达到设计处理水量及稳定运行。

2) 工程项目调试运行结果表明:可应用短程硝化-厌氧氨氧化(PN-ANA)工艺实现热水解厌氧消化液总氮去除。在接种生物膜填充比5%,生物膜上AnAOB占比高于10%条件下可在6个月内达到设计处理水量。应用PN-ANA技术进行消化液旁侧处理,可有效减轻主流区的总氮去除压力。

3) 项目自调试以来,脱氮功能菌AOB和AnAOB在绝对数量和相对比例上均有较为显著的增加,NOB绝对数量和相对比例均有不同程度的降低,这从微生物角度表明该项目的调试取得了成功。定量PCR数据显示,一体化PN-ANA系统内AOB和AnAOB呈现不同的空间分布特点,AOB主要分布在絮体污泥中,而AnAOB更多分布在生物膜填料上。

参考文献

- [1] 齐力格娃,李伟,高金华,等.污泥高含固厌氧消化研究进展[J].中国给水排水,2021,37(18):14-19.
- [2] 北京市人民政府.关于印发北京市加快污水处理和再生水利用设施建设三年行动方案(2013-2015年)的通知[EB/OL][2013-04-23].http://www.beijing.gov.cn/zhengce/zfwj/zfwj/szfwj/201905/t20190523_72662.html.
- [3] 张强.热水解消化污泥产成品土地利用研究与分析[D].北京:北京建筑大学,2020.
- [4] GU Z L, LI Y, YANG Y F, et al. Inhibition of anammox by sludge thermal hydrolysis and metagenomic insights[J]. *Bioresour Technol*, 2018, 270: 46-54.
- [5] STROUS M, FUERST J A, KRAMER E H, et al. Missing lithotroph identified as new planctomycete[J]. *Nature*, 1999, 400: 446-449.
- [6] HENZE M, VAN LOOSDRECHT M, EKAMA G, et al. *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*[M]. London: IWA Publishing, 2008: 139-154.
- [7] FUX C, BOEHLER M, HUBER P, et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant[J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, 99: 295-306.
- [8] WETT B. Development and implementation of a robust deammonification process[J]. *Water Science and Technology*, 2007, 56: 81-88.
- [9] VAN DER STAR W, ABMA W R, BLOMMERS D, et al. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam[J]. *Water Research*, 2007, 41: 4149-4163.
- [10] JOSS A, SALZGEBER D, EUGSTER J, et al. Full-scale nitrogen removal from digester liquid with partial nitrification and anammox in one SBR[J]. *Environment Science and Technology*, 2009, 43: 5301-5306.
- [11] GANIGUE R, VOLCKE E I, PUIG S, et al. Systematic model development for partial nitrification of landfill leachate in a SBR[J]. *Water Science and Technology*, 2010, 61: 2199-2210.
- [12] JENNI S, VLAEMINCK S E, MORGENTROTH E, et al. Successful application of nitrification/anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios[J]. *Water Research*, 2014, 49: 316-326.
- [13] FIGDOR B, WETT B, HELL M, et al. Treatment of dewatering sidestream from a thermal hydrolysis-mesophilic anaerobic digestion process with a single-sludge deammonification process[C]//Water Environment Federation. Annual Water Environment Federation technical exhibition and conference. Los Angeles, 2011: 249-264.
- [14] ZHANG Q, CLIPPELEIR H D, SU CH Y, et al. Deammonification for digester supernatant pretreated with thermal hydrolysis: overcoming inhibition through process optimization[J]. *Environmental Biotechnology*, 2016, 100: 5595-5606.
- [15] ZHANG Q, VLAEMINCK S E, CHRISTINE D, et al. Supernatant organics from anaerobic digestion after thermal hydrolysis cause direct and/or diffusional activity loss for nitrification and anammox[J]. *Water Research*, 2018, 143: 270-281.
- [16] 李柏林,杨丹丹,黄馨,等.基于DO和游离氨联合控制的短程硝化快速启动及稳定运行研究[J].环境污染与防治,2018,40(11):1219-1223.
- [17] PARK S, BAE W, RITTMANN B. Operational boundaries for nitrite accumulation in nitrification based on minimum/maximum substrate concentrations that include effects of oxygen limitation, pH, and free ammonia and free nitrous acid inhibition[J]. *Environmental Science and*

- [Technology](#), 2010, 44: 335-342.
- [18] 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 Biotechnology](#), 1998, 50(5): 589-596.
- [19] WANG T, LIU Y M, GUO J B, et al. Rapid start up anammox process through a new strategy with inoculating perchlorate reduction sludge and a small amount of anammox sludge[J]. [Biochemical Engineering Journal](#), 2020, 164: 1-10.
- [20] 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.
- [21] 张星星, 王昕竹, 印雯, 等. 厌氧氨氧化工艺快速启动策略研究进展[J]. [水处理技术](#), 2020, 46(11): 16-23.
- [22] HUANG ZH H, GEDALANGA P B, ASVAPATHANAGUL P, et al. Influence of physicochemical and operational parameters on Nitrobacter and Nitrospira communities in an aerobic activated sludge bioreactor[J]. [Water Research](#), 2010, 44(15): 4351-4358.
- [23] VEUILLET F, LACROIX S, BAUSSERON A, et al. Integrated fixed-film activated sludge ANITA™ Mox process—a new perspective for advanced nitrogen removal[J]. [Water Science and Technology](#), 2014, 69(5): 915-922.
- (责任编辑: 靳炜)

Startup and operation of PN-ANA technology for treating anaerobic digestion liqui d treated by thermal hydrolysis

HUANG Jing^{1,2}, ZHANG Shujun^{1,2}, HAN Xiaoyu^{1,2,*}, JIAO Jiatong^{1,2}, WANG Xiaocong^{1,2}, ZHAO Dan^{1,2}

1. Research and Development of Beijing Drainage Group Co. Ltd. (BDG), Beijing 100022, China; 2. Beijing Wastewater Recycling Engineering Technology Research Center, Beijing 100022, China

*Corresponding author, E-mail: hxy-hit@163.com

Abstract A practical project of a sewage treatment plant in Beijing was taken as an example to investigate the effect of partial nitrification-anammox (PN-ANA) process on the dewatering liquid of anaerobic digestion pretreated with thermal hydrolysis (THP-AD), and the influence of sidestream PN-ANA technique on the mainstream was evaluated. The operation results showed that when the inoculation amount of biofilm was 5% and the proportion of anaerobic ammonia-oxidizing bacteria (AnAOB) on biofilm was more than 10%, after 6 months of commissioning and operation, the effluent of PN-ANA process reached the design index. The total nitrogen removal load was $0.3 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ and the total nitrogen removal rate reached 78%. It was estimated that the sidestream PN-ANA technique could reduce the total nitrogen by about $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in the effluent of a water plant with a day capacity of $100 \times 10^4 \text{ t}$. Meanwhile, the ammonia oxidizing bacteria (AOB) and anaerobic ammonia-oxidizing bacteria (AnAOB) showed a trend of slow growth during engineering commissioning by molecular biology detection, which was consistent with the improvement trend of the project treatment effect. In this project, anaerobic ammonium oxidation was successfully used to treat thermal hydrolysis anaerobic sludge digestion liquid, and the start-up time was only half a year, which can provide reference for the engineering application of this technology to treat high ammonia nitrogen wastewater.

Keywords sewage treatment; anammox; nitrogen removal; anaerobic digestion liquid treated by thermal hydrolysis