



两级厌氧氨氧化工艺对厨余废水的脱氮性能研究

王思琦^{1,2,3}, 李 贇², 陈福明², 刘淑杰², 王 伟³

(1. 深圳清华大学研究院, 广东深圳 518057; 2. 清研环境科技股份有限公司, 广东深圳 518057; 3. 清华大学环境学院, 北京 100084)

[摘要] 厨余废水具有氨氮浓度高的特点, 常用的两级硝化反硝化脱氮工艺停留时间长、占地面积大, 难以广泛应用。厌氧氨氧化(Anammox)作为一种节能高效的脱氮方式, 可大幅缩短水力停留时间、减少占地。本研究提出采用 Anammox 处理厨余废水厌氧出水, 探究两级 Anammox 工艺处理厨余废水厌氧出水并实现高效脱氮的可行性和稳定性。结果表明, 两级 Anammox 工艺处理厨余废水厌氧出水实现了最高的总氮去除率(90.1%), 总氮去除效率达到 2 050 mg/(L·d) 以上。两级 Anammox 工艺对总氮的去除是通过 Anammox 和反硝化耦合作用实现的, 其中 Anammox 贡献了 87.7%, 反硝化贡献了 2.4%。微生物群落分析结果表明, Anammox 反应器中主要的厌氧氨氧化菌为 *Candidatus knausii*, 两级 Anammox 反应器相对于一级反应器具有较高的适应性, 可保持较高的 *Candidatus knausii* 相对丰度, 有助于实现高效稳定脱氮。该研究结果为厨余废水处理提供了高效省地的新工艺。

[关键词] 厨余废水; 厌氧氨氧化; 脱氮; 微生物

[中图分类号] X703.1 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2022)06-0092-08

Performance research on two-stage anaerobic ammonia oxidation (Anammox) process for removing nitrogen in kitchen wastewater

WANG Siqu^{1,2,3}, LI Yun², CHEN Fuming², LIU Shujie², WANG Wei³

(1. Research Institute of Tsinghua University in Shenzhen, Shenzhen 518057, China;

2. Qingyan Environmental Technology Co., Ltd., Shenzhen 518057, China;

3. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: Kitchen wastewater has high ammonia nitrogen concentration and was usually treated by two-stage nitrification and denitrification process. It needed long hydraulic retention time and a large area, so that it was difficult to be widely used. Anaerobic ammonia oxidation (Anammox) is an efficient nitrogen removal method, which greatly shorten the hydraulic retention time and reduce the area. Therefore, in this study, two-stage Anammox process was used to treat anaerobic effluent of kitchen wastewater and its feasibility and stability were further explored. The results showed that the two-stage Anammox process achieved the highest nitrogen removal rate of 90.1% and the total nitrogen removal efficiency reached 2 050 mg/(L·d). The total nitrogen removal by the two-stage Anammox process was achieved through the coupling of Anammox and denitrification, in which Anammox contributed 87.7%, denitrification contributed 2.4%. Microbial community analysis showed that the main Anammox bacteria in Anammox reactors was *Candidatus knausii*. The two-stage Anammox reactor had higher adaptability relative to the one-stage reactor and it could maintain a high relative abundance of *Candidatus knausii*, which was propitious to achieve efficient and stable nitrogen removal. The results of this study provided an efficient and land-saving new process for the treatment of kitchen wastewater.

Key words: kitchen wastewater; anaerobic ammonia oxidation; nitrogen removal; microorganisms

随着人民物质生活水平的不断提高以及垃圾分类政策的全面实施, 我国厨余垃圾产量大幅提升, 给

市政和环境造成巨大压力^[1]。目前, 厨余垃圾的处理主要以厌氧消化工艺和好氧发酵工艺为主。实际

工程应用中,厌氧消化工艺存在占地面积大、收运距离远、投资成本高且周期长、沼渣沼液出路困难等问题,项目完成和运行率低,经济效益不佳^[2-3]。相反,好氧发酵工艺由于停留时间短、占地面积小、设备集成化程度高、适用于分散型厨余垃圾处理等特点,已开始在大中型城市逐步推广^[4-5]。然而,厨余垃圾好氧发酵工艺在垃圾压缩和冲洗处置环节会产生高浓度的厨余废水^[6]。

厨余废水具有有机物浓度高、氨氮高、水量水质波动大等特点^[7],目前针对此类废水的处理方法主要有物理处理法、化学处理法、生物处理法、土地处理法和联合处理法等。物理处理法主要包括重力分离、离心分离、膜分离、过滤等,其中碟管式反渗透(DTRO)是一种目前常用的膜分离技术,杜宏伟等^[8]采用两级DTRO处理餐厨垃圾渗滤液,出水水质稳定且满足《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB 16889—2008)对渗滤液排放的要求,然而此方法运行成本较高,且运行维护复杂。化学处理法主要包括混凝沉淀法、化学氧化法、中和法等,其中混凝沉淀技术的优势在于价格低廉、工艺成熟、效果较佳,但存在药剂使用量大、占地面积大、浮渣不易去除的劣势。硝化反硝化脱氮的传统生物处理技术具有停留时间较长、占地面积大的特点,目前工程应用较广泛的是“预处理+UASB除碳+两级AO脱氮+MBR”组合工艺^[9],此工艺两级AO脱氮过程停留时间长,占地面积大,甚至超过了厨余垃圾好氧发酵的占地面积,难以大规模推广应用。

厌氧氨氧化(Anammox)是迄今为止最节能高效的脱氮方式^[10-11],可以实现高负荷自养脱氮,具有节约碳源和供氧能耗、缩短水力停留时间(HRT)、减少占地面积、降低剩余污泥产量、减少温室气体排放等显著低碳特性,是污水处理领域的颠覆性技术。据文献报道,全球至今已有200余座厌氧氨氧化工艺的实际应用工程^[12]。近年来,Anammox工艺已逐步应用于污泥消化液^[13]、垃圾渗滤液^[14]、制药废水^[15]等高氨氮废水的处理,然而还没有研究报道利用Anammox工艺处理厨余废水。与污泥发酵液和垃圾渗滤液相比,厨余废水具有高碳氮比,且可生化性较强,但高浓度的有机物对厌氧氨氧化菌(AnAOB)具有抑制作用。因此,Anammox工艺需与厌氧消化除碳结合,通过“厌氧消化除碳+Anammox脱氮”的方式处理厨余废水。高浓度有机物的厌氧消化技术

已经成熟,而通过Anammox处理厨余废水厌氧出水的工艺还需进一步探究。

本研究针对厨余废水氨氮高、传统处理技术效率低、占地面积大等问题,提出通过两级Anammox工艺处理厨余废水厌氧出水的方案,探究了两级Anammox处理厨余废水厌氧出水的可行性和稳定性,并通过氮素的物料平衡计算分析了Anammox反应器的脱氮性能。同时,从两级反应器中采集泥样,通过16s rRNA扩增子基因测序技术分析了微生物群落的丰度。

1 材料与方法

1.1 实验用水和接种污泥

厨余废水取自深圳某厨余垃圾好氧发酵处理中心,取回实验室后进行厌氧消化,厌氧出水作为Anammox的进水,厌氧出水水质参数见表1。

表1 厨余废水厌氧出水水质

Table 1 Water quality of kitchen wastewater after anerobic digestion

项目	COD/ (mg·L ⁻¹)	NH ₃ -N/ (mg·L ⁻¹)	TN/ (mg·L ⁻¹)	TP/ (mg·L ⁻¹)	pH
数值	190~410	160~350	180~390	7~9	8.0~8.4

为满足Anammox的条件,实验按照 $c(\text{NH}_3\text{-N}):c(\text{NO}_2^-\text{-N})=1:1$ 的比例向厨余废水厌氧出水中配制 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 。实验所用的人工废水中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 以及无机碳源分别使用 NH_4Cl 、 NaNO_2 、 NaHCO_3 按需配制,同时加入570 mg/L KCl 、135.92 mg/L $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、300 mg/L $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、27.2 mg/L KH_2PO_4 ,以及1 mL/L微量元素I和1 mL/L微量元素II。微量元素I包括5 g/L $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 和5 g/L EDTA;微量元素II包括15 g/L EDTA、0.43 g/L $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、0.014 g/L H_3BO_3 、0.845 g/L $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 、0.19 g/L $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、0.22 g/L $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、0.25 g/L $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、0.16 g/L $\text{Na}_2\text{SeO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 、0.24 g/L $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ^[16]。接种污泥取自实验室培养的Anammox污泥,MLSS和MLVSS分别为9 563.2 mg/L和7 893.5 mg/L。

1.2 实验装置和方法

实验所用装置为两级上流式厌氧污泥床反应器(UASB),工艺流程见图1。

如图1所示,第一级和第二级UASB的结构和体积均相同,均由有机玻璃制成,单级UASB工作体积为1 L。两级UASB反应器内部温度通过反应器外

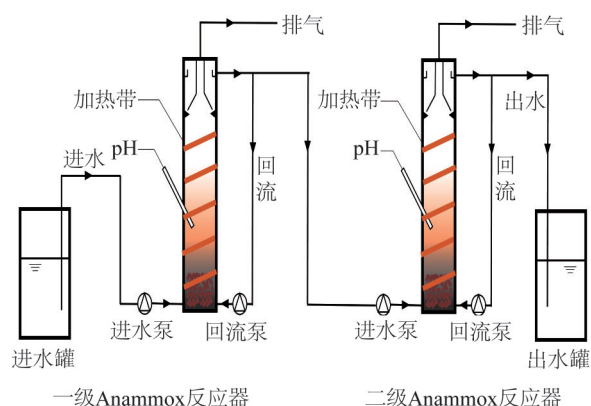


图1 两级厌氧氨氧化工艺流程

Fig. 1 Two-stage Anammox process

部加热带控制。两级反应器采用串联的形式,均由底部进水,上部溢流水,出水口分别设置回流管,回流液通过回流管从反应器底部进入反应器内,回流比(R)通过蠕动泵调节。

实验启动先采用一级 Anammox 反应器,接种 4 000 mg/L(以 MLSS 计)的 Anammox 污泥,控制 UASB 反应器温度为 $(35\pm 1)^{\circ}\text{C}$,向反应器中投加碳酸氢钠溶液(30 g/L)控制系统 pH 为 7.5~8.0。实验分为 3 个阶段:阶段 I(1~8 d),采用模拟废水作为反应器进水,考察反应器的脱氮性能,同时作为实际废水的对照实验;阶段 II(9~45 d),采用实际废水作为反应器进水,考察一级 Anammox 反应器处理厨余废水的脱氮效果;阶段 III(46~80 d),采用实际废水作为反应器进水,新增第二级 Anammox 反应器,考察两级 Anammox 反应器处理厨余废水的脱氮效果。每天上午 9 点取进出水水样检测水质变化,反应器 3 个阶段的运行参数如表 2 所示。

表2 厌氧氨氧化反应器 3 个阶段的运行参数

Table 2 Operating parameters of three stages of Anammox reactor

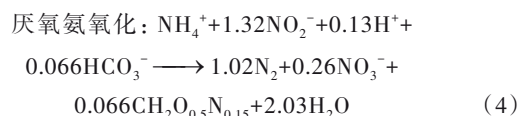
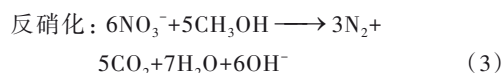
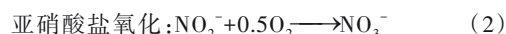
阶段	运行天数/d	进水 $\text{NH}_3\text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	进水 $\text{NO}_2\text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	HRT/h	回流比	进水 总氮负荷/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)
I	1~8	300	300	6	1	2 400
	9~11	300	300	6	1	2 400
II	12~26	200	200	12	2	800
	27~38	200	200	17	2	560
	39~45	200	100	17	2	420
	46~49	200	150	16	2	530
III	50~58	200	150	12	1	700
	59~62	200	200	12	1	800
	63~72	200	200	8	1	1 200
	73~80	300	300	8	1	1 800

1.3 分析方法

进出水的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、TN,以及污泥的 MLSS 和 MLVSS 采用国标法测定^[17];COD 使用快速测定仪(连华 5B-3C,连华科技)测定;pH 使用梅特勒 pH 计(FE20K,梅特勒-托利多国际贸易有限公司)测定;样品采用恒温高速离心机(Sigma2-16KL,德国希格玛公司)离心。

1.4 氮平衡计算

为确定反应器中氮素的转化规律,对运行稳定后的两级 Anammox 反应器的进出水氮素指标进行氮素转化的物料衡算,氮素物料衡算主要考虑氮的氨氧化、亚硝酸盐氧化、反硝化和厌氧氨氧化。依据式(1)~式(4)进行氮素衡算。



1.5 微生物群落测定

采集反应器不同阶段的污泥,离心去除上清液,将剩余固体放置于 50 mL 离心管中送往上海美吉生物医药科技有限公司进行微生物分析。微生物首先进行 DNA 的提取,然后采用 PCR 仪对 16S rRNA 基因 V3~V4 可变区进行 PCR 扩增,将扩增产物采用 2%(质量分数)琼脂糖凝胶回收,并用 Quantus™ Fluorometer 对回收产物进行检测定量,最后通过 Miseq PE300 平台测序^[18]。

2 结果与讨论

2.1 反应器的脱氮性能

反应器的进出水氮素质量浓度变化见图 2,总氮(TN)和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率、总氮负荷(NLR)和总氮去除效率(NRR)的变化见图 3。

第 I 阶段,在采用模拟废水作为进水的条件下,出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 均达到 50 mg/L 以下,启动 1 d 后 TN 保持在 100 mg/L 以下(图 2);TN 去除率稳定达到了 80% 以上,NRR 稳定在 1 900 $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$ 左右(图 3)。在进水为模拟配水的条件,Anammox 系统实现了稳定的脱氮效果。

阶段 II 采用实际厨余废水厌氧出水按照 $c(\text{NH}_3\text{-N})$

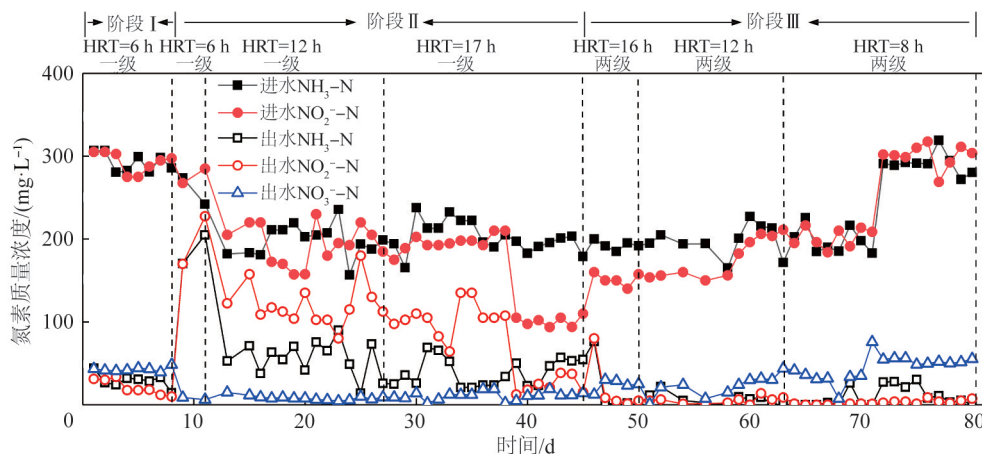


图2 反应器进出水氮素质量浓度的变化

Fig. 2 Variation of influent and effluent nitrogen compounds for reactor

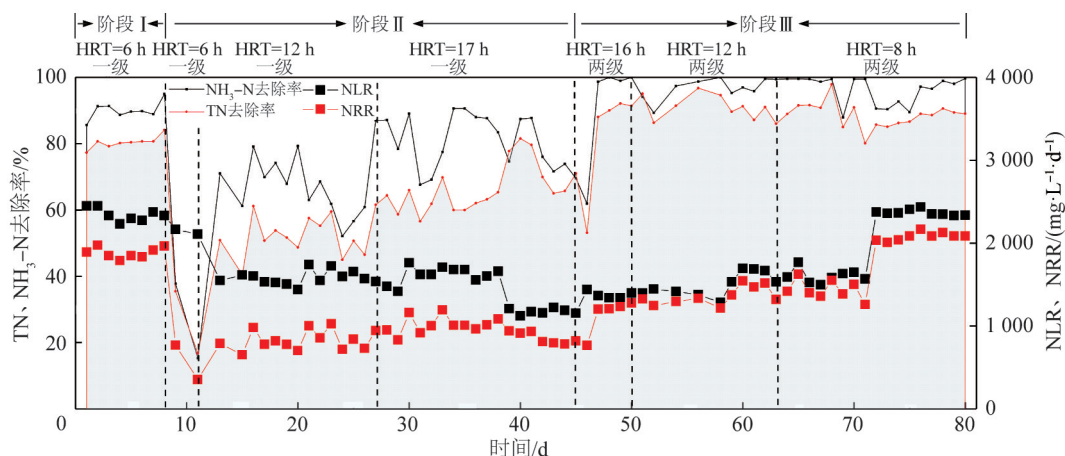


图3 总氮、氨氮去除率,总氮负荷和总氮去除效率的变化

Fig. 3 Variation of total nitrogen and ammonia nitrogen removal rate, nitrogen load rate and nitrogen removal rate

N): $c(\text{NO}_2^--\text{N})=1:1$ 的比例加配一定量的 NO_2^--N 作为Anammox反应器进水。在厨余废水进水 NH_3-N 和 NO_2^--N 与模拟废水相当,且运行条件相同的条件下,出水水质迅速变差,TN去除率下降至20%以下(HRT=6 h)。这可能是由于改变进水为实际厨余废水后,水质环境由原来单一的氮素污染物变成复杂污染物(如难降解有机污染物、各类盐等),AnAOB很难在短时间适应环境的剧烈变化,导致其脱氮活性下降^[19]。将HRT延长至12 h,同时降低进水 NH_3-N 和 NO_2^--N 至200 mg/L,以降低NLR并提高AnAOB的适应性。运行15 d期间,出水水质波动较大,尤其是平均出水 NO_2^--N 达到100 mg/L以上;继续延长HRT至17 h,出水水质略有好转,TN去除率提升至60%以上,但出水 NO_2^--N 依然较高。为进一步提高AnAOB对实际进水的适应性,将进水 NO_2^--N 调低至100 mg/L,出水水质明显变好,

TN去除率提升至70%以上,此阶段NRR基本保持在800 mg/(L·d)左右。

为进一步提高出水水质和反应器的脱氮效率,在阶段Ⅲ,调整一级Anammox反应器为两级Anammox反应器,同时调整两级反应器HRT分别为8 h,总HRT为16 h;进水 NO_2^--N 也逐步从100 mg/L提高到150 mg/L以满足反应器中逐步稳定的厌氧氨氧化的需求。运行稳定后, NH_3-N 的去除率可以达到95%以上,TN去除率达到85%以上。随后,缩短HRT至12 h和8 h,同时调整进水 NO_2^--N 为200 mg/L, NH_3-N 的去除率保持在95%以上,TN去除率保持在85%以上,NRR达到1 400 mg/(L·d)以上。70 d后将进水 NH_3-N 和 NO_2^--N 均提高至300 mg/L,出水 NO_2^--N 可稳定达到10 mg/L以下,出水 NH_3-N 可稳定达到30 mg/L以下, NH_3-N 的去除率达到92%以上,TN去除率达到85%

以上, NRR 稳定在 2 050 mg/(L·d) 以上。这充分说明相对于一级 Anammox 反应器, 两级 Anammox 反应器可以有效缓解实际厨余废水对 AnAOB 脱氮性能的冲击, 实现较高的 TN 去除效果。

图4为 Anammox 反应器脱氮过程中 NO_2^- -N 去除量(以 ΔNO_2^- -N 表示, 下同)与 NH_3 -N 去除量(以 ΔNH_3 -N 表示, 下同)的比例变化和 NO_3^- -N 产生量(以 ΔNO_3^- -N 表示, 下同)与 ΔNH_3 -N 的比例变化。

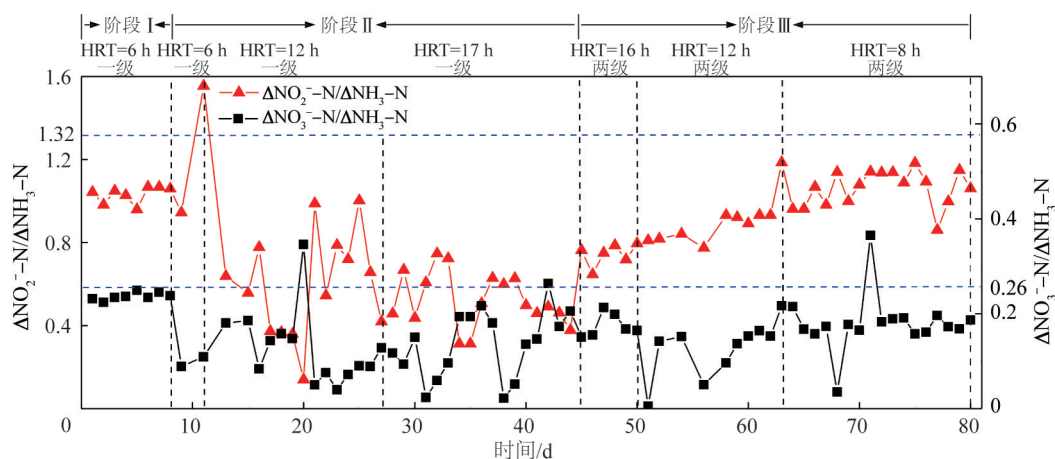


图4 ΔNO_2^- -N/ ΔNH_3 -N 和 ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N 的变化

Fig. 4 Variation of ΔNO_2^- -N/ ΔNH_3 -N and ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N

从图4可以明显看出, 在第I阶段, ΔNO_2^- -N/ ΔNH_3 -N 保持在 1.1 左右, ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N 保持在 0.24 左右。从厌氧氨氧化理论反应方程可推算 ΔNO_2^- -N/ ΔNH_3 -N 和 ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N 的理论值分别为 1.32 和 0.26^[20-21], 第I阶段的 ΔNO_2^- -N/ ΔNH_3 -N 和 ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N 的值低于理论值。这可能是由于模拟废水中含有一定量溶解氧, 反应器内可能会发生亚硝化和硝化作用, 部分 NH_3 -N 转化为 NO_2^- -N 或 NO_3^- -N, 因此 ΔNH_3 -N 较大, 从而导致 ΔNO_2^- -N/ ΔNH_3 -N 和 ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N 的值低于理论值; 另外, 菌群在富集过程中可能会释放氧化剂(如超氧化物或羟基自由基), 导致反应器中 NH_3 -N 的消耗量增高^[22]。阶段II, ΔNO_2^- -N/ ΔNH_3 -N 和 ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N 波动较大, 相对于理论值更低, 这主要是由于 AnAOB 在进水为实际厨余废水的条件下活性受到影响, 且部分硝化菌可以利用进水中的溶解氢氧化 NH_3 -N, 部分亚硝化单胞杆菌可以在低氧条件下以 1:1 的物质的量比缓慢利用 NH_3 -N 和 NO_2^- -N^[23]。到阶段III, ΔNO_2^- -N/ ΔNH_3 -N 和 ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N 的比例逐步回升, 接近于阶段I的比例, 说明 AnAOB 的活性逐步恢复, 在系统中占主要优势。阶段III的 ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N 的值约为 0.20, 相对于阶段I较低, 这主要是由于实际厨余废水含有

可生物降解有机物, 反应器发生了反硝化作用, ΔNO_3^- -N 较低, 此结果与 Fangzhai ZHANG 等^[24]的研究结果一致。相对于阶段II, 阶段III的 ΔNO_2^- -N/ ΔNH_3 -N 和 ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N 的比例更接近于阶段I, 说明两级 Anammox 反应器可以有效缓解实际厨余废水对 AnAOB 脱氮性能的冲击, 实现较高的 TN 去除率。

2.2 Anammox 反应器对 COD 的去除效果

图5为 Anammox 反应器脱氮过程中进出水 COD 的变化。

由图5可知, 阶段I进水为模拟配水, 没有配制有机物, 因此在进出水中没有检测到 COD。阶段II和阶段III出水 COD 随着进水 COD 的波动而波动, COD 去除率基本在 5%~20%, COD 的去除主要是由于反应器处于厌氧缺氧环境, 存在一定程度的反硝化作用, 这也可以解释 2.1 章节中阶段III的 ΔNO_3^- -N 较低导致 ΔNO_3^- -N/ ΔNH_3 -N 低于理论值 0.26 的原因。Yingmu WANG 等^[19]研究了在 SBR 反应器中利用 Anammox 工艺处理垃圾渗滤液, 结果表明, 反硝化强化了反应器 TN 的去除, TN 去除率从 74.2% 提高到了 82.4%, 同时 COD 的去除率达到了 70%。类似地, Fangzhai ZHANG 等^[24]研究了 Anammox 和反硝化耦合工艺处理垃圾渗滤液, 质量平衡结果表明

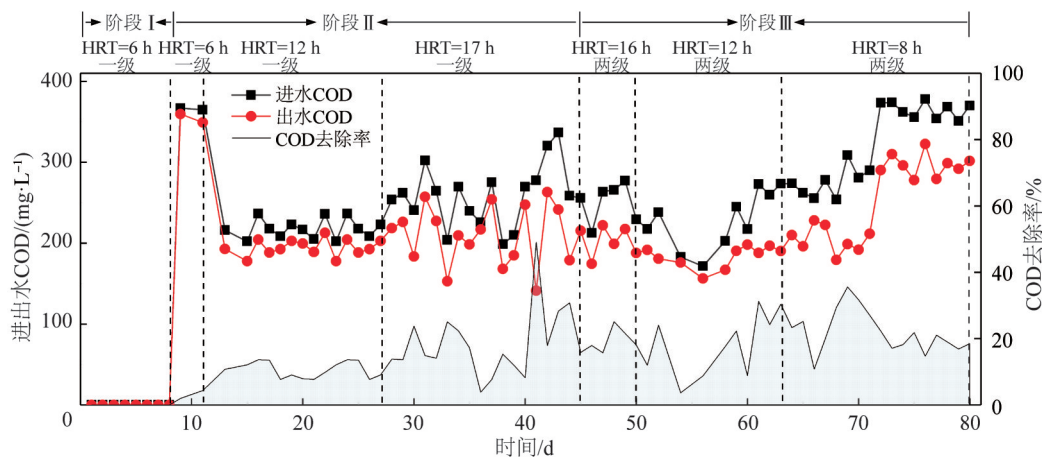


图5 进出水COD和COD去除率

Fig. 5 COD of influent and effluent and COD removal rate

Anammox对TN的去除贡献了69.3%,反硝化贡献了15.7%,同时在反硝化过程COD的去除率达到了10%~15%。这些结果与本研究结果相似,反硝化过程在强化了TN去除的同时实现了部分COD的去除。

2.3 Anammox反应器的氮素转化衡算

为进一步解析两级Anammox反应器中氮素转化的规律,对运行稳定后的两级Anammox反应器的进出水氮素指标进行氮素转化的物料衡算,结果如图6所示。

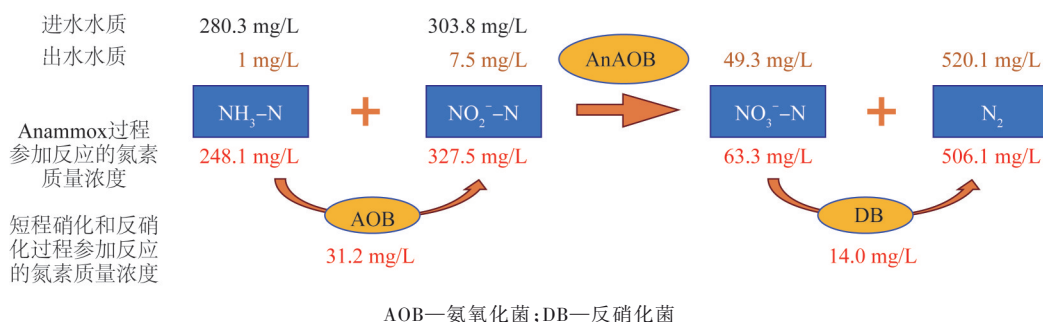


图6 两级反应器氮素转化物料衡算

Fig. 6 Nitrogen conversion and material balance for two-stage reactor

由图6可知,在进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 分别为280.3 mg/L和303.8 mg/L的条件下, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率达到了99.9%,其中,88.5%的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 通过Anammox去除,11.1%的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在氨氧化菌(AOB)的作用下转化为 $\text{NO}_2\text{-N}$ 。 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的去除率达到了97.5%,TN去除率达到了90.1%,其中,87.7%的TN通过Anammox去除,2.4%的TN通过反硝化菌(DB)去除。这些结果说明,Anammox反应器通过AOB、AnAOB和DB的协同作用实现了TN的高效去除,这与前人的研究结果一致^[25]。此结果也表明,进水中存在一定的COD有助于系统TN的去除^[26],阶段Ⅲ的TN去除率相对于阶段Ⅰ提高约为10%(图2)。

2.4 两级Anammox反应器微生物群落相对丰度变化

为了进一步解析3个阶段的运行条件对反应器中微生物菌群丰度的影响,在每个阶段运行后期取微生物样进行高通量测序,在属水平上的细菌种群相对丰度如图7所示。

由图7可知,两级反应器中主要的菌属为OLB13、*Candidatus kuenenia*、*Limnobacter*和SBR1031。其中OLB13是一种在Chloroflexi门中具有反硝化能力的属^[27],*Limnobacter*和SBR1031是在厌氧发酵过程降解有机物的菌属^[28-29]。*Candidatus kuenenia*是AnAOB,其在阶段Ⅰ、阶段Ⅱ、阶段Ⅲ-第一级和阶段Ⅲ-第二级的相对丰度分别为9.99%、6.32%、8.56%和10.32%。

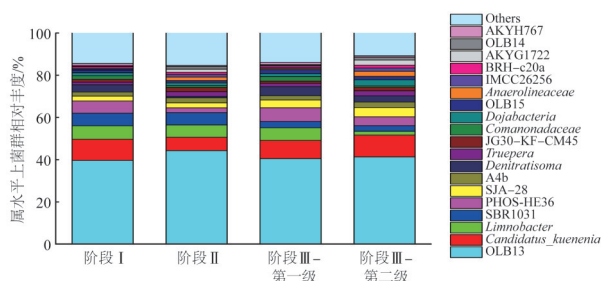


图7 不同阶段微生物群落在属水平上的相对丰度

Fig. 7 Relative abundance of microbial community on genus level during different stage

阶段Ⅱ *Candidatus kueneniade* 的相对丰度相对于阶段Ⅰ下降了36.7%,因为在实际厨余废水的冲击下,部分AnAOB失活,导致AnAOB的相对丰度下降,此结果可以解释阶段Ⅱ总氮去除率下降的原因。阶段Ⅲ的第一级反应器 *Candidatus kuenenia* 的丰度从阶段Ⅱ的6.32%回升到8.56%,提高了35.4%,说明经过一段时间的培养,AnAOB逐步适应了实际进水水质。阶段Ⅲ的第二级反应器是新增反应器,接种的菌种与阶段Ⅰ相同,进水为第一级反应器的出水,浓度较低,因此反应器内菌属的相对丰度与阶段Ⅰ差异不大。两级Anammox反应器中AnAOB的相对丰度比阶段Ⅱ高,因此表现出较好的TN去除率,也充分说明两级Anammox相对于一级Anammox反应器具有更佳的效果和稳定性。OLB13在3个阶段的相对丰度均达到40%左右,说明OLB13和 *Candidatus kuenenia* 具有较好的共生关系,已有研究表明,脱氮系统中OLB13菌属的存在有利于 *Candidatus kuenenia* 活性的表达^[30],此结果同时也解释了2.2章节中4.9%的TN是通过反硝化作用去除的原因。

3 结论

(1)通过两级Anammox工艺处理厨余废水厌氧出水,TN去除率达到90.1%,NRR稳定达到2 050 mg/(L·d)以上。

(2)两级Anammox工艺对TN的去除是通过Anammox和反硝化耦合作用实现的,其中Anammox贡献了87.7%,反硝化贡献了2.4%。

(3)两级Anammox脱氮系统中主导Anammox的AnAOB为 *Candaditue kuenenia*,两级Anammox反应器相对于一级反应器具有较高的适应性,可保持较高的 *Candaditue kuenenia* 相对丰度,有助于实现高效稳定脱氮。

(4)该研究结果为厨余废水处理提供了节能高

效省地的新工艺。

参考文献

- [1] 刘郡.城市厨余垃圾资源化回收利用现状分析与研究[J].资源节约与环保,2021(10):146-148.
LIU Jun. Analysis and research on the status quo of urban kitchen waste recycling and utilization[J]. Resource Conservation and Environmental Protection, 2021(10): 146-148.
- [2] 毕少杰,洪秀杰,韩晓亮,等.餐厨垃圾处理现状及资源化利用进展[J].中国沼气,2016,34(2):58-61.
BI Shaojie, HONG Xiuje, HAN Xiaoliang, et al. Status and development of resource processing technologies of food waste[J]. China Biogas, 2016, 34(2): 58-61.
- [3] 周挺进.高温好氧发酵系统在餐厨垃圾就地处理中的应用[J].广东化工,2021,48(8):225-226.
ZHOU Tingjin. Application of high temperature aerobic fermentation system in on-site treatment of food waste[J]. Guangdong Chemical Industry, 2021, 48(8): 225-226.
- [4] 蒋加鹏.餐厨垃圾好氧发酵产物的品质评价及其在鲫鱼饲料中的应用[D].武汉:武汉轻工大学,2019.
JIANG Jiapeng. Quality evaluation of aerobic fermentation products of kitchen waste and its application in the diet for *Carassius auratus*[D]. Wuhan: Wuhan Polytechnic University, 2019.
- [5] 张瑞青,杜鹏,梁恒,等.餐厨垃圾厌氧发酵+好氧发酵处理技术工程应用[J].环境卫生工程,2018,26(4):90-93.
ZHANG Ruiqing, DU Peng, LIANG Heng, et al. Application of anaerobic digestion and aerobic fermentation in kitchen waste treatment technology project[J]. Environmental Sanitation Engineering, 2018, 26(4): 90-93.
- [6] 姜晓刚.餐厨废水的处理技术与设备及油脂回收方法研究[D].天津:天津大学,2014.
JIANG Xiaogang. Processes and equipments of restaurant wastewater treatment and oil grease recovery[D]. Tianjin: Tianjin University, 2014.
- [7] 肖小兰.厌氧膜生物反应器处理含油餐厨废水的效能及其微观机制研究[D].无锡:江南大学,2018.
XIAO Xiaolan. The performance and micromechanism of the anaerobic membrane reactor for treating high lipids kitchen waste slurry[D]. Wuxi: Jiangnan University, 2018.
- [8] 杜宏伟,刘延芳.两级DTRO工艺处理建制镇垃圾渗滤液工程实例[J].价值工程,2017,36(6):110-112.
DU Hongwei, LIU Yanfang. Project example of two-stage DTRO process for treating landfill leachate in organic town[J]. Value Engineering, 2017, 36(6): 110-112.
- [9] 朱霞,李鹤超,任洪强. UASB-A²/O-MBR组合工艺处理餐厨废水工程[J].水处理技术,2019,45(2):124-128.
ZHU Xia, LI Hechao, REN Hongqiang. Treatment of restaurant wastewater by UASB-A²/O-MBR combined process[J]. Technology of Water Treatment, 2019, 45(2): 124-128.
- [10] LI Xiang, LU Mingyu, HUANG Yong, et al. Influence of seasonal

- temperature change on autotrophic nitrogen removal for mature landfill leachate treatment with high-ammonia by partial nitrification-Anammox process[J]. Journal of Environmental Sciences, 2021, 102: 291-300.
- [11] CHEN Guanghui, LI Jun, DENG Hailiang, et al. S47 study on anaerobic ammoniumoxidation (ANAMMOX) sludge immobilized in different gel carriers and its nitrogen removal performance [J]. Journal of Residuals Science & Technology, 2015, 12: S47-S54.
- [12] CAO Yeshi, VAN LOOSDRECHT M C M, DAIGGER G T. Mainstream partial nitrification-anammox in municipal wastewater treatment: Status, bottlenecks, and further studies[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017, 101(4): 1365-1383.
- [13] 杨延栋, 黄京, 韩晓宇, 等. 一体式厌氧氨氧化工艺处理高氨氮污泥消化液的启动[J]. 中国环境科学, 2015, 35(4): 1082-1087.
- YANG Yandong, HUANG Jing, HAN Xiaoyu, et al. Start-up of one-stage partial nitrification/anammox process treating ammonium-rich reject water[J]. China Environmental Science, 2015, 35(4): 1082-1087.
- [14] 吴莉娜, 徐莹莹, 史泉, 等. 短程硝化-厌氧氨氧化组合工艺深度处理垃圾渗滤液[J]. 环境科学研究, 2016, 29(4): 587-593.
- WU Lina, XU Yingying, SHI Xiao, et al. Advanced treatment of landfill leachate by combined process of partial nitrification and anaerobic ammonium oxidation [J]. Research of Environmental Sciences, 2016, 29(4): 587-593.
- [15] 王钰楷. 一体式厌氧氨氧化工艺处理金霉素制药废水的研究[D]. 北京: 北京交通大学, 2014.
- WANG Yukai. Study on chlortetracycline pharmaceutical wastewater treatment by integrated anammox process [D]. Beijing: Beijing Jiaotong University, 2014.
- [16] ZHANG Yanlong, HE Shilong, NIU Qigui, et al. Characterization of three types of inhibition and their recovery processes in an anammox UASB reactor [J]. Biochemical Engineering Journal, 2016, 109: 212-221.
- [17] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 254-284.
- State Environmental Protection Administration. Water and wastewater monitoring and analysis methods[M]. 4th Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 254-284.
- [18] 王思琦, 李贇, 陈福明, 等. 低接种量条件下实现厌氧氨氧化快速启动的策略[J]. 环境工程学报, 2022, 16(3): 999-1007.
- WANG Siqi, LI Yun, CHEN Fuming, et al. Strategies for rapid start-up of anammox under low inoculum conditions [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(3): 999-1007.
- [19] WANG Yingmu, GONG Benzhou, LIN Ziyuan, et al. Robustness and microbial consortia succession of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process for mature landfill leachate treatment under low temperature [J]. Biochemical Engineering Journal, 2018, 132: 112-121.
- [20] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999, 65(7): 3248-3250.
- [21] 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.
- [22] ZHANG Z, LIU S. Insight into the overconsumption of ammonium by anammox consortia under anaerobic conditions [J]. Journal of Applied Microbiology, 2014, 117(6): 1830-1838.
- [23] BOCK E, SCHMIDT I, STÜVEN R, et al. Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor [J]. Archives of Microbiology, 1995, 163(1): 16-20.
- [24] ZHANG Fangzhai, PENG Yongzhen, WANG Shuying, et al. Efficient step-feed partial nitrification, simultaneous anammox and denitrification (SPNAD) equipped with real-time control parameters treating raw mature landfill leachate [J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 364: 163-172.
- [25] WU Lina, LIANG Dawei, XU Yingying, et al. A robust and cost-effective integrated process for nitrogen and bio-refractory organics removal from landfill leachate via short-cut nitrification, anaerobic ammonium oxidation in tandem with electrochemical oxidation [J]. Bioresource Technology, 2016, 212: 296-301.
- [26] YE Jiongjiong, LIU Jianyong, YE Min, et al. Towards advanced nitrogen removal and optimal energy recovery from leachate: A critical review of anammox-based processes [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2019, 50(6): 612-653.
- [27] ZHANG Li, HAO Shiwei, WANG Yueping, et al. Rapid start-up strategy of partial denitrification and microbially driven mechanism of nitrite accumulation mediated by dissolved organic matter [J]. Bioresource Technology, 2021, 340(9): 125663.
- [28] CHEN Ying, FENG Xiaoyuan, HE Ying, et al. Genome analysis of a *Limnobacter* sp. identified in an anaerobic methane-consuming cell consortium [J]. Frontiers in Marine Science, 2016, 3: 257.
- [29] HUA Dongliang, FAN Qingwen, ZHAO Yuxiao, et al. Comparison of methanogenic potential of wood vinegar with gradient loads in batch and continuous anaerobic digestion and microbial community analysis [J]. Science of the Total Environment, 2020, 739: 139943.
- [30] WANG Tao, ZHANG Hanmin, YANG Fenglin, et al. Start-up of the anammox process from the conventional activated sludge in a membrane bioreactor [J]. Bioresource Technology, 2009, 100: 2501-2506.

[作者简介] 王思琦 (1992—), 博士, 工程师。电话: 13020028182, E-mail: wsq921029@163.com。

[收稿日期] 2022-03-02(修改稿)