

DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.201801014

限氧废水处理系统的再启动与 ANAMMOX 功能恢复

徐翩翩,孟 佳,汪 聪,李建政

(城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学),哈尔滨 150090)

摘 要:为解决低碳氮比有机废水生物脱氮的难题,经济高效的厌氧氨氧化(ANAMMOX)技术得到广泛研究,但 ANAMMOX 菌群对环境要求苛刻且富集困难,系统启动缓慢,限制了其工程应用.前期研究中,构建了用于处理高氨氮低碳氮比养猪废水的升流式限氧生物膜反应器(UOLBR),经 180 d 的启动运行实现了以 ANAMMOX 为主导的脱氮功能.将 UOLBR 闲置 2 个月,以 COD 与 TN 比为 0.6~1.0 的干清粪养猪废水为进水,在水力停留时间 10 h、25 ℃ 和出水回流比 25:1 的条件下再次启动,考察其处理效果和 ANAMMOX 功能的恢复情况.结果表明,经过溶解氧分别为 2.5~3.0 和 0.2~0.5 mg/L 两个阶段,共计 53 d 的连续运行,UOLBR 的处理效能得以恢复并达到稳定状态,对 COD、 NH_4^+-N 、TN 的平均去除率分别为 64.0%、96.5% 和 91.7%,出水质量浓度分别仅为 61、7.0 和 16.4 mg/L 左右.微生物群落结构和物料平衡分析表明,UOLBR 系统恢复了以 ANAMMOX 为主要脱氮途径的特征.该研究可为低碳氮比有机废水 ANAMMOX 处理系统的启动和运行管理提供指导.

关键词: 限氧;废水;低 COD 与 TN 比;生物脱氮;生物膜

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 0367-6234(2019)02-0032-07

Restart-up of an oxygen limitation wastewater treatment process for the recovery of ANAMMOX

XU Pianpian, MENG Jia, WANG Cong, LI Jianzheng

(State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment (Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China)

Abstract: Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) is known as the most effective process for nitrogen removal from organic wastewater with low ratio of carbon to nitrogen. But ANAMMOX population is difficult to enrich and sensitive to environment change, which results in a long start-up process. Thus, the tardy start-up of ANAMMOX process is a major issue for engineering application. In preliminary research, an upflow oxygen limitation biofilm reactor (UOLBR) was constructed to treat piggery wastewater with high ammonium (NH_4^+-N) and low C/N ratio. After the 180-day start-up process, an excellent synchronous removal of chemical oxygen demand (COD) and total nitrogen (TN) was achieved with ANAMMOX as the dominant nitrogen removal pathway. Idled for 2 months, the UOLBR was restarted at 25 ℃ with a hydraulic retention time of 10 h and an effluent reflux ratio of 25:1. Fed with manure-free piggery wastewater with the COD/TN ratio of 0.6–1.0, performance of the UOLBR during the restart-up process was evaluated. Operation process of the reactor was divided into 2 stages with a dissolved oxygen of 2.5–3.0 and 0.2–0.5 mg/L, respectively. The results showed that the UOLBR could recover from the idle state and a new steady state was reached within 53 days. Within the steady phase, the removal rates of COD, NH_4^+-N , and TN in the reactor averaged 63.96%, 96.5% and 91.7%, with residues of about 61, 7.0 and 16.4 mg/L in the effluent, respectively. Analysis of microbial community along with mass balance indicated that the recovered UOLBR was again characterized by ANAMMOX as the dominant approach for nitrogen removal from the wastewater. This work would be helpful for the start-up and management of ANAMMOX processes.

Keywords: oxygen limitation; wastewater; low COD/TN; biological nitrogen removal; biofilm

畜禽养殖废水和许多工业有机废水都具有高氨氮和低碳氮比的特点,城镇生活污水的碳氮比也呈现出下降趋势,给传统的生物脱氮处理技术带来了

严峻挑战^[1-3]. 在传统生物脱氮处理工艺基础上,增加铵(NH_4^+)的物化去除设施,或外加碳源以调升废水的碳氮比,是目前广为采用的以达到良好脱氮效果的措施,但也显著提高了废水处理成本^[2,4]. 厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)以亚硝酸盐(NO_2^-)和 NH_4^+ 分别作为电子受体和电子供体发生反应,生成 N_2 和少量硝酸盐(NO_3^-),被认为是最为经济高效的生物脱氮途径,适宜于高氨

收稿日期: 2018-01-08

基金项目: 中国博士后科学基金(2017M611376)

作者简介: 徐翩翩(1993—),女,硕士研究生;

李建政(1965—),男,教授,博士生导师

通信作者: 李建政, ljz6677@163.com

氮低碳氮比废水的脱氮处理^[5]. 然而, ANAMMOX 菌群的增殖缓慢, 在成分复杂的废水或污水生物处理系统中, 其生长代谢极易受到增殖较快的化能异养微生物的抑制, 如何实现有效富集并使之与其他功能菌群达到代谢上的平衡, 是 ANAMMOX 技术工程应用的关键^[6-9].

研究表明, 在溶解氧(DO)为0.3~1.0 mg/L 的微氧(亦称限氧)条件下, 好氧、厌氧和兼性细菌可共存于同一污泥相中, 在单一反应器中即可实现碳氮的同步去除, 具有工程投资省、剩余污泥少、耗能低等优点^[10-12]. 针对干清粪养猪废水高氨氮低碳氮比的特点, 前期设计并启动运行了升流式限氧生物膜反应器(upflow oxygen limitation biofilm reactor, UOLBR), 并成功富集了 ANAMMOX 功能菌群, 在水力停留时间(HRT)8 h、27℃和DO为0.40 mg/L 的条件下, 对化学需氧量(COD)、铵态氮(NH₄⁺-N)和总氮(TN)的去除负荷分别平均高达0.60、0.94和0.91 kg/(m³·d), 实现了碳氮的高效同步去除, 但启动进程缓慢, 达180 d以上^[13]. 在实际应用中, 污水和废水生物处理系统还会因季节性生产、年度维护及设备故障等原因而中断运行数天乃至数月. 重新启动运行时, 系统往往需要一定的恢复期以达到良好的处理效能^[14-15]. 因此, 实现生物处理系统闲置后的快速恢复对实际工程应用具有重要意义. 本文在前期启动运行并实现以 ANAMMOX 为主导的脱氮途径后, 将 UOLBR 闲置2个月, 在 HRT 10 h、25℃和出水回流比25:1 的条件下再次启动, 考察其处理效果和 ANAMMOX 功能的恢复情况, 并对系统的微生物群落结构和脱氮途径进行分析, 以期为限氧生物处理系统的启动和运行管理提供指导.

1 实验

1.1 实验装置

图1为UOLBR养猪废水处理系统的装置示意. 其中, UOLBR 由有机玻璃制成, 反应区域容积4.9 L, 反应柱高0.5 m, 内径0.1 m, 顶部设有固-液-气三相分离器, 底部为锥形, 与进水管和出水回流管连接. 在反应器内的中上部, 装填有规格为Φ16×10 mm 的PVC 填料, 填料床高200 mm, 自然堆积孔隙率在95%左右. UOLBR 进水由蠕动泵泵入, 顶部出水排入容积为10 L 蓄水箱. 蓄水箱一分为二, 其一用于缓存排放出水, 另一部分用于存储出水并曝气, 由蠕动泵回流以维持 UOLBR 内的限氧环境. UOLBR 配有在线溶解氧监测仪对回流水的曝气量进行控制, 将反应系统的DO 维持在设定值. UOLBR 外壁缠有电热丝, 由温控仪将反应器内的温

度控制在(25±1)℃.

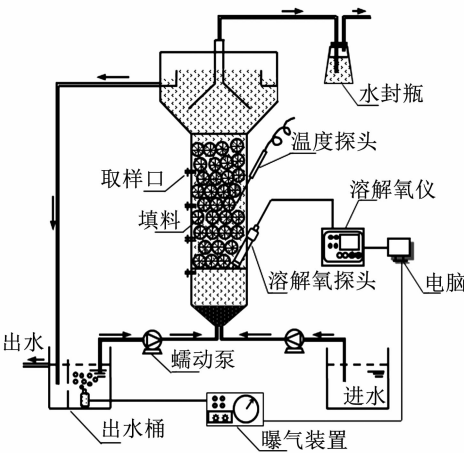


图1 UOLBR 系统装置示意

Fig.1 Schematic diagram of the UOLBR system

1.2 实验用水

实验用水为取自哈尔滨市某养猪场的干清粪养猪废水, 其 COD、NH₄⁺-N 和 TN 质量浓度分别为217~1 410、104.3~471.6 和 104.9~472.5 mg/L, COD 与 TN 比在0.7~4.3 内波动, 是典型的高氨氮低碳氮比有机废水. 基于前期研究, 利用序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)对养猪废水进行预处理, 通过 COD 的去除, 将 UOLBR 进水的 COD 与 TN 比控制在0.6~1.0 内^[13,16-17]. 在重新启动运行过程中, UOLBR 进水的 COD、NH₄⁺-N 和 TN 质量浓度分别为114~263、171.4~281.7 和 171.6~281.1 mg/L.

1.3 UOLBR 前期和重新启动的控制参数

UOLBR 在前期已成功启动并连续运行^[13]. 在 HRT 10 h、25℃、出水回流比25:1, 以及进水 COD、NH₄⁺-N、TN 和 pH 分别为(193±35), (251.2±31.1), (251.9±31.0) mg/L 和(8.2±0.2) 的条件下, UOLBR 在稳定运行状态下对 COD、NH₄⁺-N 和 TN 的平均去除率分别为62.3%、95.3%和88.3%, 此时反应器内悬浮污泥的混合液悬浮固体(MLSS)和挥发性悬浮固体(MLVSS) 总量分别为5.18和3.60 g/L, 生物膜的分别为8.47和2.81 g/L. 在满水状态下, 反应器停止运行2个月, 之后重新启动并连续运行, HRT、温度和出水回流比等控制参数与停运前相同. 依据系统内的 DO 水平, UOLBR 的重新启动运行过程分为两个阶段: 前30 d 为第1阶段, 将 DO 控制在2.5~3.0 mg/L 的较高水平, 以富集硝化菌群; 自第31天以后的运行为第2阶段, 将 DO 调控为0.2~0.5 mg/L, 使系统处于限氧状态并持续运行. UOLBR 在这两个阶段的控制参数和水质如表1所示.

表 1 UOLBR 重新启动过程的阶段和控制参数

Tab.1 Stages and control parameters within the restart-up process of the UOLBR

阶段	控制参数			进水			
	DO/(mg·L ⁻¹)	水力停留时间/h	回流比	COD/(mg·L ⁻¹)	ρ(NH ₄ ⁺ -N)/(mg·L ⁻¹)	ρ(TN)/(mg·L ⁻¹)	COD 与 TN 比(平均值)
1	2.68 ± 0.11	10	25:1	160 ± 30	236.5 ± 17.4	236.9 ± 17.3	0.67
2	0.42 ± 0.12	10	25:1	178 ± 38	218.5 ± 34.1	219.6 ± 33.9	0.81

1.4 分析方法

在 UOLBR 的启动运行过程中,每天定时采集进水和出水样品进行水质分析. COD、NH₄⁺、NO₂⁻ 和 NO₃⁻ 分别采用重铬酸钾法、纳式试剂光度法、N-(1-萘基)-乙二胺光度法和紫外分光光度法^[18]. pH 采用 pH 计 (Switzerland Mettler Toledo, DELTA 320)检测, DO 采用溶解氧在线检测仪(台湾衡欣, AZ8403)测定. 水样中的 TN 以 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 及 NO₃⁻-N 之和计.

1.5 生物量与微生物群落结构分析

在 UOLBR 重新启动运行的第 68 天,从填料床随机采集填料 3 个,利用涡漩振荡器 (Kylin-bell, VORTEX-5)将填料上的生物膜剥离,烘干;从反应器侧面最下端取样口(图 1)采集泥水混合液 100 mL,烘干. 将以上生物膜和悬浮污泥恒重,并计算系统内的 MLSS 和 MLVSS^[18].

借助于细菌 16S rRNA 基因的高通量测序,分别对悬浮污泥和生物膜污泥进行微生物群落结构分析. 其中,样品的总 DNA 利用 Power soil DNA 试剂盒(美国,MOBIO)提取,细菌 16S rRNA 基因的 V3~V4 区扩增引物为 341F(5'-CCTACGGGAGGCAGCAG-3')和 805R(5'-GACTACHVGGGTATCTAATCC-3'), PCR 产物的高通量测序仪器为 Illumina Miseq PE300(美国, Illumina)^[16]. 依据高通量测序提供的信息,进行微生物群落多样性和构成分析^[19].

2 结果与讨论

2.1 COD 的去除

如图 2 所示, UOLBR 系统在重新启动运行的第 1 天,其 COD 去除率为 59.2%. 随着运行的延续,系统对 COD 的去除率逐渐上升,并在第 1 阶段的最后 10 d(第 19~第 30 天)维持在 62.1%左右. 自第 31 天进入第 2 运行阶段后,尽管系统中的 DO 由第 1 阶段的 2.68 mg/L 降低到 0.42 mg/L 左右,但 UOLBR 对 COD 的去除率并未受到显著影响. 在运行的最后 16 d(第 53~第 68 天), UOLBR 的 COD 去除率平均为 64.0%,出水 COD 平均只有 61 mg/L. 经过 68 d 的恢复运行, UOLBR 系统悬浮污泥的 MLSS 和 MLVSS 分别为 6.38 和 4.09 g/L,生物膜的

分别为 9.27 和 2.95 g/L,表征污泥活性的 MLVSS 与 MLSS 比分别为 0.64 和 0.32,与反应器在 2 个月前停运时的 0.70 和 0.33 相近. 以上结果表明,尽管 UOLBR 闲置长达 2 个月之久,但其中的微生物仍然保持着良好的活性,对 COD 的去除能力可得到迅速恢复.

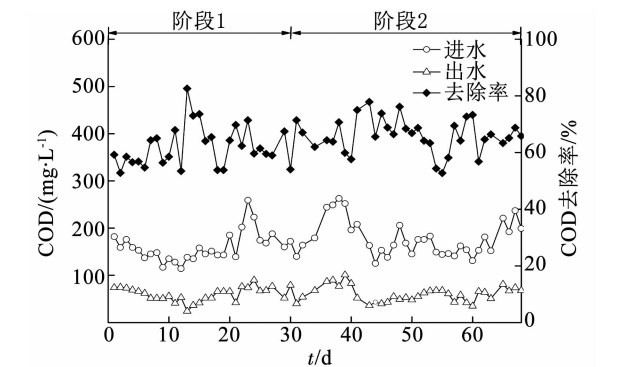


图 2 UOLBR 在重新启动过程的 COD 去除

Fig.2 COD removal in the UOLBR during the restart-up process

2.2 NH₄⁺-N 和 TN 的去除

干清粪养猪废水是典型的高氨氮低碳氮比有机废水,有效脱氮是其处理的核心和难点^[13,16-17]. 由于干清粪养猪废水的 TN 主要由 NH₄⁺-N 贡献(表 1),欲使 UOLBR 达到良好的脱氮效能,首先必须使氨氧化菌群(AOB)得到富集,将 NH₄⁺-N 氧化为 NO₂⁻-N. 为此,在 UOLBR 重新启动运行的第 1 阶段,将系统内的 DO 控制在了 2.68 mg/L 这一较高的水平(表 1). 如图 3 (a)所示, UOLBR 在重新启动运行的第 1 天,由于反应器内混合液对进水的稀释作用,其 NH₄⁺-N 去除率高达 97.1%,但随着运行的延续,系统表现出 NH₄⁺-N 去除率持续下降,至第 1 阶段在第 30 天结束时,只有 57.9%. 尽管 NH₄⁺-N 去除率不断下降,出水中的 NO₃⁻-N 呈现出持续增加趋势(图 3 (b)),在第 30 天达到了 52.2 mg/L,表明包括 AOB 和亚硝酸盐氧化菌群(NO₂-N)在内的硝化菌群得到了富集和活性恢复. 由于较高的 DO 水平会严重抑制包括反硝化和 ANAMMOX 等脱氮功能菌群的活性^[20],在 DO 为 2.68 mg/L左右的第 1 运行阶段, UOLBR 并未呈现出显著的脱氮效应,所呈现出的 TN 去除率逐步下

降的趋势,主要也是由反应器内原有混合液对进水的稀释作用引起的(图3(c)).

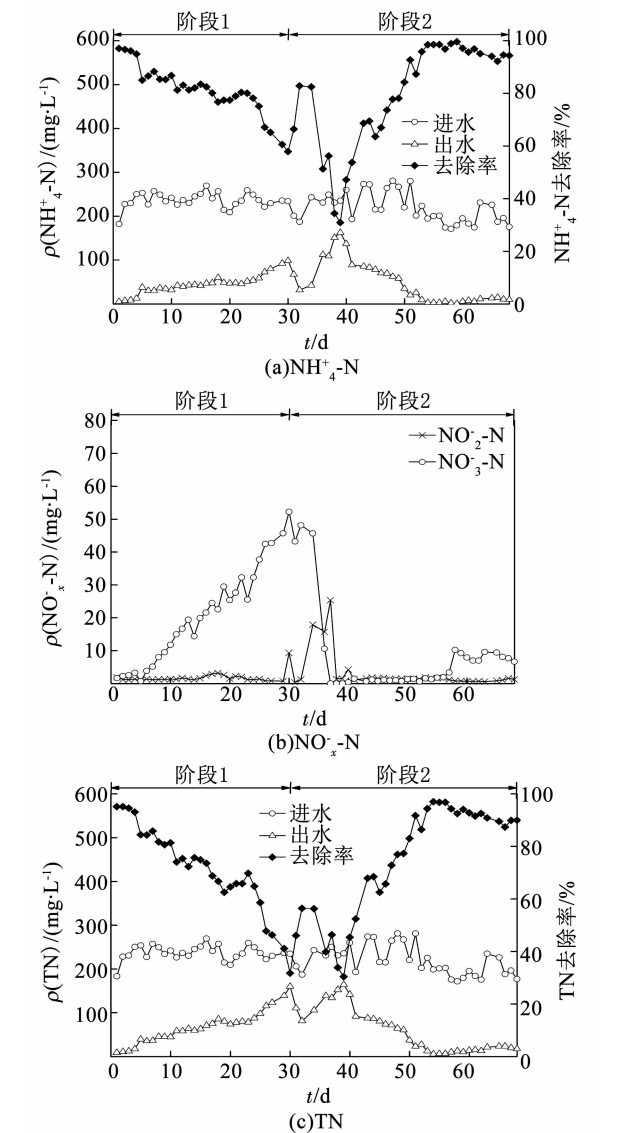


图3 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 和 TN 在 UOLBR 重新启动过程中的变化

Fig. 3 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_x^- - \text{N}$, and TN in the UOLBR during the restart-up process

自第31天将UOLBR内的DO下调到0.42 mg/L左右后(表1),系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除虽有明显波

动,但仍表现为继续下降趋势,直到第39天达到最低值30.9%(图3a)。同一时期,TN去除率则表现出了恢复趋势,但在第39天也只有30.4%(图3(c))。在第31~第39天的运行中,由于DO的显著降低,硝化作用受到了显著影响,出水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 迅速下降,同时出现了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的短期积累(图3(b))。第39天以后,UOLBR的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TN去除率均呈现出了快速增加趋势,并在最后的16 d(第53~第68天)保持了相对稳定,分别平均高达96.5%和91.7%,出水平均质量浓度分别只有7.0和16.4 mg/L,说明系统的生物脱氮功能得到了有效恢复。值得注意的是,在最后16 d的稳定运行期,UOLBR系统中出现了一定量的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 积累,出水质量浓度平均为8.2 mg/L,而 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度则保持在1.0 mg/L左右的低水平。这一结果暗示,ANAMMOX在系统生物脱氮功能中发挥了重要作用^[5,10]。

2.3 UOLBR 系统的微生物群落结构分析

为了解UOLBR恢复后的脱氮机制,在最后的稳定运行期分别采集悬浮污泥和生物膜,借助于细菌16S rRNA基因的高通量测序技术,对其微生物群落结构进行了分析。

如表2所示,从UOLBR悬浮污泥和生物膜样品中分别获得47 446和47 922条基因序列,以及1 725和1 916个操作分类单元(operational taxonomic units,OTUs),2个样品的基因文库覆盖率均达到了99%,说明测序结果能够反映样本的真实情况。Alpha多样性可以反映微生物群落的丰度和多样性,其中Chao1和ACE指数表征的是群落丰度,Shannon-Wiener和Simpson指数表征的是群落多样性^[21]。比较分析发现(表2),在UOLBR系统中,悬浮污泥与生物膜微生物群落的物种丰富度都很高,但生物膜中的物种丰度和多样性均高于悬浮污泥,说明填料的布设更利于复杂微生物群落的构建,具有提升系统生物量和污染物降解途径的显著功效。

表2 UOLBR 悬浮污泥和生物膜的 Alpha 多样性分析

Tab. 2 Alpha diversity of the sampled suspended sludge and biofilm in the UOLBR

样品	原始序列	筛选序列	OUTs	Chao1 指数	ACE 指数	Shannon 指数	Simpson 指数	样品覆盖率/%
悬浮污泥	49 235	47 446	1 725	2 117.45	2 084.2	5.22	0.02	99
生物膜	59 652	47 922	1 916	2 291.66	2 257.3	5.55	0.01	99

基于分类到属的OTUs分析发现,功能恢复后的UOLBR系统,其悬浮污泥中存在大量与生物脱氮相关的功能菌群,如硝化菌群、反硝化菌群和ANAMMOX菌群等(图4(a))。其中,硝化菌群相对

丰度为0.41%(包括0.29%的AOB和0.12%的NOB),AOB主要有*Nitrosomonas*^[22],*Prostheco*^[23]和*Sphingomonas*^[24],NOB主要有*Nitrobacter*^[25]和*Nitrospira*^[26];反硝化菌群的相对丰

度为 14.87%，主要包括 *Limnobacter*^[27]、*Azospira*^[28]、*Methyloversatilis*^[29]、*Azohydromonas*^[30]、*Lautropia*^[31] 和 *Longilinea*^[32]，相对丰度分别为 4.06%，2.66%，1.48%，1.13%，1.09% 和 1.05%；ANAMMOX 菌群的相对丰度为 0.78%，主要是 *Candidatus brocadia*、*C. kuenenia* 和 *C. anammoxoglobus*^[33]，相对丰度分别为 0.58%，0.20% 和 0.002%。

如图 4(b) 所示，硝化菌群，包括 *Nitrosomonas*、*Prostheco bacter* 和 *Sphingomonas* 在内的 AOB，以及包括 *Nitrobacter* 和 *Nitrospira* 在内的 NOB，同样大量存在于 UOLBR 的生物膜中，但其总体相对丰度均比悬浮污泥中的高，分别达到了 0.56% 和 0.18%。生物膜中的反硝化菌群结构与悬浮污泥的有显著差异，优势菌属主要是 *Azospira*^[28]、*Thermogutta*^[34]、*Thauera*^[28]、*Comamonas*^[35]、*Limnobacter*^[27]、*Rhodobacter*^[28] 和 *Methyloversatilis*^[29]，其相对丰度分别为 3.07%，2.76%，1.83%，1.21%，1.18%，

1.11% 和 1.1%，总体丰度达到了 18.41%，显著高于悬浮污泥的 14.87%。与悬浮污泥相比，生物膜中的 ANAMMOX 菌属相对丰度较低，为 0.46%，主要包括 *C. kuenenia* (0.28%) 和 *C. brocadia* (0.18%)。

比较发现^[36]，在停止运行的 UOLBR 中，其 AOB、NOB、反硝化菌群和 ANAMMOX 菌群的相对丰度范围分别为 0.25% ~ 4.10%，0.10% ~ 0.34%，11.43% ~ 19.17% 和 0.08% ~ 0.93%。而在重新启动并达到稳定运行状态后，UOLBR 中的 AOB、NOB、反硝化细菌和 ANAMMOX 的相对丰度均达到或超过了停止运行前的水平。

以上结果表明，悬浮污泥和生物膜的共存，不仅可以使 AOB、NOB、硝酸盐还原菌群、亚硝酸盐还原菌群和 ANAMMOX 菌群等共栖于 UOLBR 限氧生物处理系统中，而且增加了生物脱氮功能菌群的多样性，为全程硝化反硝化脱氮、短程硝化反硝化脱氮和 ANAMMOX 脱氮奠定了生物学基础。

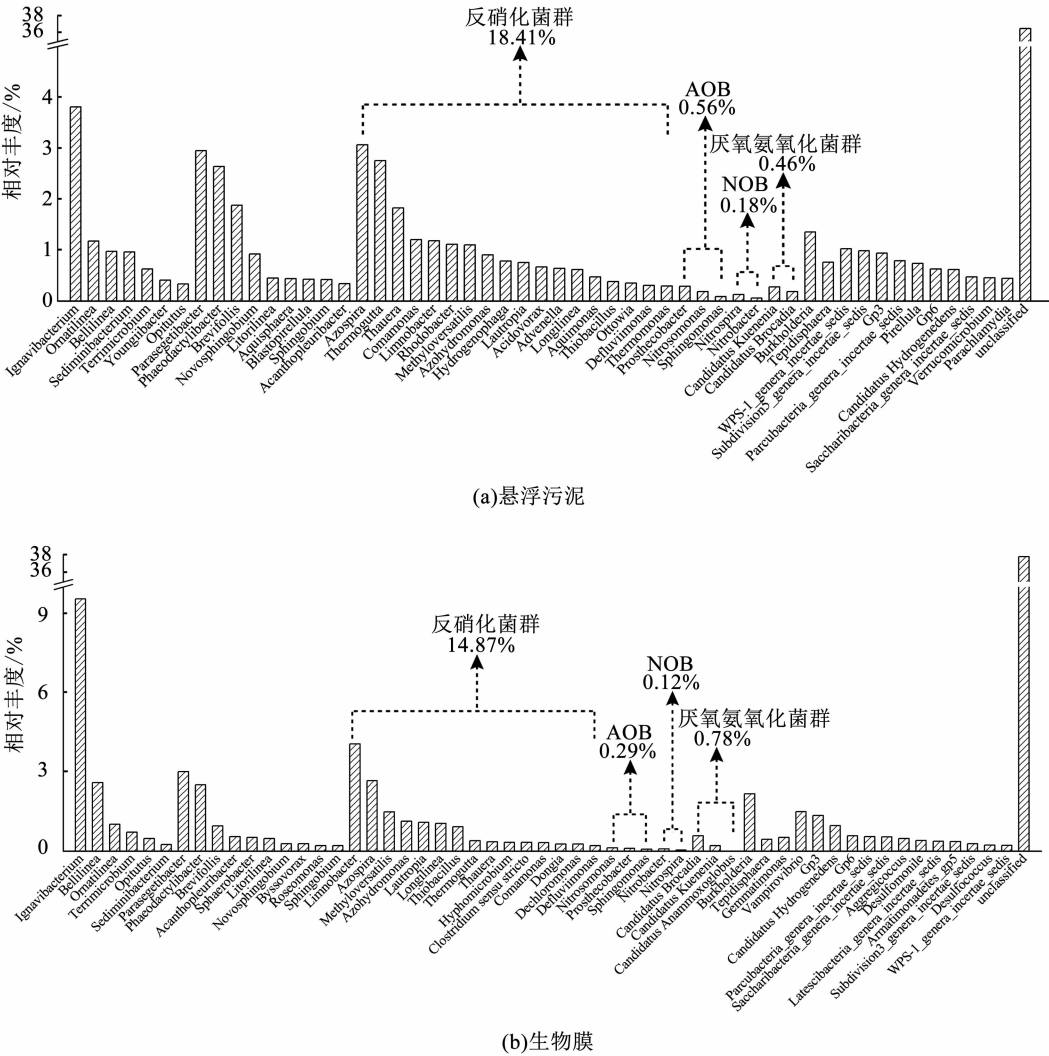
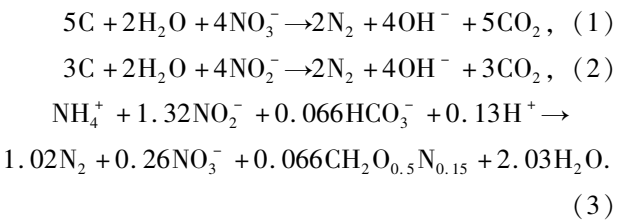


图 4 UOLBR 悬浮污泥和生物膜的菌属相对丰度

Fig. 4 Relative abundance of genus in suspended sludge and biofilm of the UOLBR

2.4 UOLBR 系统的脱氮途径分析

除了细胞合成外,废水生物脱氮途径有三,即全程硝化反硝化、短程硝化反硝化和 ANAMMOX^[19,20]. 图 4 所示的微生物群落结构表明,在 UOLBR 系统中,共栖着 AOB、NOB、硝酸盐还原菌、亚硝酸盐还原菌和 ANAMMOX 菌等生物脱氮功能菌群,全程硝化反硝化、短程硝化反硝化和 ANAMMOX 均有发生的可能. 如式(1)和式(2)所示, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的反硝化脱氮均需有机碳源作为电子供体,而 ANAMMOX 的脱氮过程(式(3))无需有机碳源^[5,37].



由式(1)、(2)可知,通过反硝化作用,将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原为 N_2 所需的 $\text{COD}_{\text{去除}}$ 与 $\text{TN}_{\text{去除}}$ 比为 2.86,还原 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 所需要的 $\text{COD}_{\text{去除}}$ 与 $\text{TN}_{\text{去除}}$ 比也要达到 1.71. 如图 2 和图 3(c) 所示,UOLBR 在第 53 ~ 第 68 天的相对稳定运行阶段,其 COD 和 TN 去除率分别平均为 64.0% 和 91.7%, $\text{COD}_{\text{去除}}$ 与 $\text{TN}_{\text{去除}}$ 比平均为 0.61,且没有明显的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累(图 3(b)). 假设系统去除的 COD 全部被用于 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 或 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的还原,全程硝化反硝化和短程硝化反硝化对系统 TN 去除率的最大贡献分别也只有 21.33% 和 35.67%. 因此,在处于稳定运行时期的 UOLBR 系统中,至少有 64.33% 的 TN 是由 ANAMMOX 途径贡献的. 可见,恢复后的 UOLBR 系统保持了生物脱氮途径的多样性,而 ANAMMOX 仍是其最主要的生物脱氮途径^[13].

3 结 论

- 1) 闲置 2 个月之久的 UOLBR,可直接重新启动,并在 53 d 内达到稳定运行. 在 HRT 10 h、25 ℃ 和出水回流比 25:1 的条件下,其 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 去除率分别维持在 64.0%、96.5% 和 91.7% 的较高水平.
- 2) 生物脱氮功能菌群在 UOLBR 悬浮污泥和生物膜中的分布存在显著差异. 其中,生物膜富集了更多的硝化菌群和反硝化菌群,而悬浮污泥中的 ANAMMOX 更为丰富.
- 3) 功能恢复后的 UOLBR 系统,保留了全程硝化反硝化、短程硝化反硝化以及 ANAMMOX 等多种脱氮功能菌群及脱氮途径共存的特征,其中

ANAMMOX 依然是系统的主要脱氮途径.

参考文献

[1] OTHMAN I, ANUAR A N, UJANG Z, et al. Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge[J]. Bioresource Technology, 2013, 133: 630. DOI:10.1016/j.biortech.2013.01.149

[2] KUMAR M, LEE P Y, FUKUSHIMA T, et al. Effect of supplementary carbon addition in the treatment of low C/N high-technology industrial wastewater by MBR[J]. Bioresource Technology, 2012, 113: 148. DOI:10.1016/j.biortech.2011.12.102

[3] DU Rui, CAO Shenbin, WANG Shuying, et al. Performance of partial denitrification (PD)-ANAMMOX process in simultaneously treating nitrate and low C/N domestic wastewater at low temperature [J]. Bioresource Technology, 2016, 219: 420. DOI:10.1016/j.biortech.2016.07.101

[4] HUANG Haiming, CHEN Yongqiang, JIANG Yang, et al. Treatment of swine wastewater combined with MgO-saponification wastewater by struvite precipitation technology [J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 254: 418. DOI:10.1016/j.cej.2014.05.054

[5] VAN D U, JETTEN M, VAN L M. The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater[J]. Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2001, 44(1): 153

[6] 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. DOI:10.1007/s002530051340

[7] LING Jian, CHEN Shulin. Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters [J]. Aquacultural Engineering, 2005, 33(2): 150. DOI:10.1016/j.aquaeng.2004.12.002

[8] NI Shouqing, NI Jianyuan, HU Deliang, et al. Effect of organic matter on the performance of granular anammox process [J]. Bioresource Technology, 2012, 110: 701. DOI:10.1016/j.biortech.2012.01.066

[9] CHU Zhaorui, WANG Ke, LI Xiangkun, 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. DOI:10.1016/j.cej.2014.09.067

[10] WANG Jianlong, YANG Ning. Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions[J]. Process Biochemistry, 2004, 39(10): 1223. DOI:10.1016/S0032-9592(3)00249-8

[11] ZHENG Shaokui, LI Huijun, CUI Cancan. An upflow microaerobic sludge blanket reactor operating at high organic loading and low dissolved oxygen levels[J]. Biotechnology Letters, 2011, 33(4): 693. DOI:10.1007/s10529-010-0505-4

[12] NIU Tianhao, ZHOU Zhen, SHEN Xuelian, et al. Effects of dissolved oxygen on performance and microbial community structure in a micro-aerobic hydrolysis sludge in situ reduction process[J]. Water Research, 2016, 90: 369. DOI:10.1016/j.watres.2015.12.050

[13] 王成, 孟佳, 李玖龄, 等. 升流式微氧生物膜反应器处理高氨氮低碳氮比养猪废水的效能[J]. 化工学报, 2016, 67(9): 3895

WANG Cheng, MENG Jia, LI Jiuling, et al. Pollutant removal efficiency in upflow microaerobic biofilm reactor treating manure-free

- piggery wastewater with low COD/TN ratio and high $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ [J]. CIESC Journal, 2016, 67(9): 3895
- [14] ELAWWAD A, SANDNER H, KAPPELMEYER U, et al. Long term starvation and subsequent recovery of nitrifiers in aerated submerged fixed bed biofilm reactors [J]. Environmental Technology, 2013, 34(8): 945. DOI:10.1080/09593330.2012.722758
- [15] YILMAZ G, LEMAIRER R, KELLER J, et al. Effectiveness of an alternating aerobic, anoxic/anaerobic strategy for maintaining biomass activity of BNR sludge during long-term starvation [J]. Water Research, 2007, 41(12): 2590. DOI:10.1016/j.watres.2007.02.011
- [16] LI Jianzheng, MENG Jia, LI Jiuling, et al. The effect and biological mechanism of COD/TN ratio on nitrogen removal in a novel upflow microaerobic sludge reactor treating manure-free piggery wastewater [J]. Bioresource Technology, 2016, 209: 360. DOI:10.1016/j.biortech.2016.03.008
- [17] 何佳敏, 孟佳, 张永, 等. 温度降低对 UMSR 处理高氨氮低碳氮比养猪废水效能的影响 [J]. 化工学报, 2017, 68(5): 2074
- HE Jiamin, MENG Jia, ZHANG Yong, et al. Effect of lower temperature on performance of upflow microaerobic sludge reactor treating manure-free piggery wastewater with high $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and low COD/TN ratio [J]. CIESC Journal, 2017, 68(5): 2074
- [18] 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, 2006
- Ministry of Environmental Protection. Detection and analysis method of water and wastewater [M]. 4th ed. Beijing: China Environment Science Press, 2006
- [19] MENG Jia, LI Jiuling, LI Jianzheng, et al. Effect of reflux ratio on nitrogen removal in a novel upflow microaerobic sludge reactor treating piggery wastewater with high ammonium and low COD/TN ratio: Efficiency and quantitative molecular mechanism [J]. Bioresource Technology, 2017, 243: 922. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.07.052
- [20] MENG Jia, LI Jiuling, LI Jianzheng, et al. Nitrogen removal from low COD/TN ratio manure-free piggery wastewater within an upflow microaerobic sludge reactor [J]. Bioresource Technology, 2015, 198: 884. DOI:10.1016/j.biortech.2015.09.023
- [21] 汪瑶琪, 张敏, 姜滢, 等. 厌氧氨氧化启动过程及微生物群落结构特征 [J]. 环境科学, 2017, 38(12): 5184
- WANG Yaoqi, ZHANG Min, JIANG Ying, et al. Start-up and characteristics of microbial community structure of ANAMMOX [J]. Environmental Science, 2017, 38(12): 5184
- [22] IGARASHI N, MORIYAMA H, FUJIWARA T, et al. The 2.8 angstrom structure of hydroxylamine oxidoreductase from a nitrifying chemoautotrophic bacterium, *Nitrosomonas europaea* [J]. Nature Structural and Molecular Biology, 1997, 4(4): 276. DOI:10.1038/nsb0497-276
- [23] GONZALEZ M A, RODRIGUEZ S A, GARCIA R M J, et al. Performance and bacterial community dynamics of a CANON bioreactor acclimated from high to low operational temperatures [J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 287: 557. DOI:10.1016/j.cej.2015.11.081
- [24] ZHENG Xuesong, YANG Hong, LI Daotang. Change of microbial populations in a suspended-sludge reactor performing completely autotrophic N-removal [J]. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 2005, 21(6/7): 843. DOI:10.1007/s11274-004-5956-0
- [25] BOON B, LAUDELOUT H. Kinetics of nitrite oxidation by *Nitrobacter winogradskyi* [J]. Biochemical Journal, 1962, 85(3): 440. DOI: 10.1042/bj0850440
- [26] DAIMS H, NIELSEN P, NIELSEN J, et al. Novel Nitrospira-like bacteria as dominant nitrite-oxidizers in biofilms from wastewater treatment plants: Diversity and in situ physiology [J]. Water Science and Technology, 2000, 41(4/5): 85
- [27] SONG B, KERKHOF L J, HAGGBIOM M M. Characterization of bacterial consortia capable of degrading 4-chlorobenzoate and 4-bromobenzoate under denitrifying conditions [J]. FEMS Microbiology Letters, 2002, 213(2): 183. DOI:10.1016/S0378-1097(2)00804-2
- [28] ROSSI F, MOTTA O, MATRELLA S, et al. Nitrate removal from wastewater through biological denitrification with OGA 24 in a batch reactor [J]. Water, 2015, 7(1): 51. DOI:10.3390/w7010051
- [29] LI Enchao, WANG Rongchang, JIN Xuewen, et al. Investigation into the nitrate removal efficiency and microbial communities in a sequencing batch reactor treating reverse osmosis concentrate produced by a coking wastewater treatment plant [J]. Environmental Technology, 2017, 1. DOI: 10.1080/09593330.2017.1352036
- [30] TUAN M N, KIM J. *Azohydromonas riparia* sp. nov. and *Azohydromonas ureilytica* sp. nov. isolated from a riverside soil in South Korea [J]. Journal of Microbiology, 2017, 55(5): 330. DOI:10.1007/s12275-017-6519-z
- [31] SAMPAIO D S, BARBOZA A J R, DE JESUS H E, et al. Distribution of anaerobic hydrocarbon-degrading bacteria in soils from King George Island, Maritime Antarctica [J]. Microbial Ecology, 2017, 74(4): 810. DOI:10.1007/s00248-017-0973-3
- [32] ZHANG Lili, ZHANG Chao, HU Chengzhi, et al. Sulfur-based mixotrophic denitrification corresponding to different electron donors and microbial profiling in anoxic fluidized-bed membrane bioreactors [J]. Water Research, 2015, 85: 422. DOI:10.1016/j.watres.2015.08.055
- [33] GUO Jianhua, PENG Yongzhen, FAN Lu, et al. Metagenomic analysis of anammox communities in three different microbial aggregates [J]. Environmental Microbiology, 2016, 18(9): 2979. DOI:10.1111/1462-2920.13132
- [34] SLOBODKINA G B, KOVALEVA O L, MIROSHNICHENKO M L, et al. *Thermogutta terrifontis* gen. nov., sp. nov. and *Thermogutta hypogea* sp. nov., thermophilic anaerobic representatives of the phylum *Planctomycetes* [J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2015, 65: 760. DOI:10.1099/ij.s.0.000009
- [35] DONG Qian, LIU Yanchen, SHI Hanchang, et al. Effects of graphite nanoparticles on nitrification in an activated sludge system [J]. Chemosphere, 2017, 182: 231. DOI:10.1016/j.chemosphere.2017.04.144
- [36] MENG Jia, LI Jiuling, LI Jianzheng, et al. Enhanced nitrogen removal from piggery wastewater with high NH_4^+ and low COD/TN ratio in a novel upflow microaerobic biofilm reactor [J]. Bioresource Technology, 2018, 249: 935
- [37] 邓凯文, 李建政, 赵博玮. WFSI 处理低碳氮比养猪废水的效果及脱氮机制 [J]. 中国环境科学, 2016, 36(1): 87
- DENG Kaiwen, LI Jianzheng, ZHAO Bowei. Efficiency and denitrification mechanism in a wood-chip-framework soil infiltrator treating piggery wastewater with low C/N ratio [J]. China Environmental Science, 2016, 36(1): 87