

有机物冲击对颗粒污泥/填料厌氧氨氧化反应器的影响

安雪迪, 彭永臻, 李自强, 邱珊

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

摘要: 厌氧氨氧化颗粒污泥与生物膜均有助于污泥的持留,为研究实际废水中存在的有机物冲击对两种状态厌氧氨氧化污泥的影响差异,将颗粒污泥与聚氨酯海绵填料置于同一反应器内,进行厌氧氨氧化污泥的挂膜,以及高氨氮废水的长期培养驯化。经过120 d的运行,颗粒/填料复合反应器表现出良好的适应性和氮去除率,进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度从30 mg/L提高至420 mg/L,容积去除负荷从 $0.08 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 提升至 $3.39 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,系统内厌氧氨氧化活性良好。通过平行批次试验,对颗粒污泥和生物膜在不同浓度有机物冲击下的去除效果进行对比,在初始 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为125 mg/L左右、 $\text{COD} \leq 200 \text{ mg/L}$ 时,两种体系中厌氧氨氧化反应均没有受到抑制,且一定程度得到了促进;而COD在300 mg/L时产生了明显的抑制作用。相比于生物膜,等质量的颗粒污泥表现出了更好的抵抗有机物冲击的能力。

关键词: 生物膜; 颗粒污泥; 聚氨酯填料; 厌氧氨氧化; 有机物冲击

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)15-0017-07

Effect of Organic Matter Shock on Granular Sludge/Carriers Anaerobic Ammonium Oxidation Reactor

AN Xue-di, PENG Yong-zhen, LI Zi-qiang, QIU Shan

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

Abstract: Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) granular sludge and biofilm both contribute to the retention of sludge. In order to investigate the impact of organic matter on the two kinds of ANAMMOX sludge, the granular sludge and polyurethane sponge carriers were filled in the same reactor to form ANAMMOX biofilm for the long-term cultivation and domestication of high ammonia nitrogen. After the operation of 120 days, granule-carrier composite reactor showed good adaptability and nitrogen removal rate. The concentration of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ increased from 30 mg/L to 420 mg/L, and nitrogen removal rate (NRR) of UASB reactor increased from $0.08 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ to $3.39 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. The ANAMMOX sludge kept a high level of total nitrogen removal rate in the system. Batch experiments were conducted to investigate the shock effect of different concentration of organic matter on the granule and biofilm systems. The results indicated that under the initial nitrite concentration of 125 mg/L and COD below or equal to 200 mg/L, two systems of ANAMMOX activity was not inhibited, but was promoted.

However, when COD was more than 300 mg/L, the reaction was significantly inhibited. Compared with carriers, the same quality of granular sludge showed better resistance to organic matter shock.

Key words: biofilm; granular sludge; polyurethane carrier; anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX); organic matter shock

厌氧氨氧化(ANAMMOX)是一种新颖、可持续的脱氮工艺,具有广阔的应用前景^[1]。曝气成本显著降低、外源电子供体节约、剩余污泥量少、不需外加碳源、占地面积小等优点,使得该工艺在技术和经济上比常规生物处理技术更可行^[2,3],但厌氧氨氧化菌是自养菌,生长缓慢(倍增时间约11 d),细胞产率低,极易流失^[4,5],使得该工艺的性能不稳定^[6]。

在污水处理中,厌氧氨氧化菌的持留有利于其高负荷下连续运行,通过更高的细胞密度获得足够的降解速率,使反应器内固、液相高效分离,操作方便简单^[7]。截留污泥和确保厌氧氨氧化菌的生物量成为开发ANAMMOX技术的主要挑战之一^[8]。颗粒污泥由于生物体间结构紧凑,可以增加污泥的沉降性,同时还减少污泥流失,提高反应器中的生物持留率^[9]。生物质载体(填料)的使用可以使厌氧氨氧化菌固定在其表面形成生物膜,从而延长污泥停留时间,有利于污泥的截留^[10,11]。Zhang等人^[10]在上流式厌氧固定床反应器(UFBR)中研究发现,与无纺布、丙烯酸纤维等填料相比,海绵填料的高生物量保持能力使其具有更高的氮转化率。然而,工业废水、垃圾渗滤液等实际废水中均含有不同浓度的有机物,限制了厌氧氨氧化的应用^[12]。Ni等^[13]发现与絮体污泥相比,厌氧氨氧化颗粒污泥表现出更高的耐受性,即使在COD:N为3:1的情况下也能够实现80%的氮去除率。但是目前对于在有机物冲击下,颗粒与生物膜两种状态的厌氧氨氧化污泥的影响差异研究报道较少。

笔者在上流式厌氧污泥床反应器(UASB)中构建颗粒/填料复合厌氧氨氧化反应器,进行厌氧氨氧化的高负荷培养驯化及填料的挂膜,并通过批次试验,从氨氧化速率和氮去除率角度探讨了不同浓度的有机物对颗粒、填料厌氧氨氧化污泥的影响,以期厌氧氨氧化工艺的实际应用提供参考和依据。

1 试验材料与方法

1.1 复合反应器长期驯化和挂膜培养方法

试验用污泥取自某低基质浓度培养的具有稳定

厌氧氨氧化活性的SBR反应器;填料为聚氨酯海绵(见图1),其孔隙率高、比表面积大、密度低,且具有良好的进水分布和排水性能,可显著提高系统的生物量和处理效能,已在多种有机废水处理中得到应用^[14,15]。填料密度小于1 g/cm³,尺寸为2.5 cm × 2.5 cm × 1 cm。

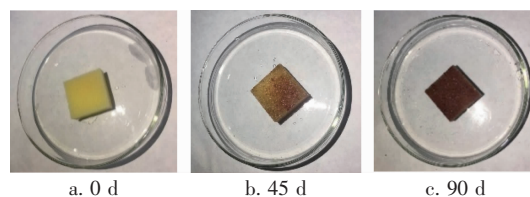


图1 填料在不同阶段的挂膜效果

Fig. 1 Biofilm formation effect of carrier at different stages

将聚氨酯填料和污泥均匀投加至有效容积为2 L的UASB反应器中构建颗粒/填料复合反应器,UASB反应器材质为有机玻璃,外包黑色保温材料以避光,控制温度为(30 ± 2) °C,保持填料与颗粒污泥处于同等温度、水力、基质等环境中。反应器内颗粒污泥浓度为7 660 mg/L,填料的填充比为40%,初始HRT为2 d。对反应器进行中长期的厌氧氨氧化挂膜培养驯化,进水采用配水,并逐渐提高氮浓度,分四阶段进行: NH₄Cl浓度分别为0.11 ~ 0.38、0.38 ~ 0.68、0.80 ~ 1.15、1.24 ~ 1.54 g/L, NaNO₂浓度分别为0.15 ~ 0.49、0.49 ~ 0.89、1.04 ~ 1.48、1.60 ~ 1.93 g/L, MgSO₄ · 7H₂O、KHCO₃、KH₂PO₄、CaCl₂分别为0.30、0.50、0.027、0.18 g/L,营养液I、II均为1 mL/L。其中,营养液I包括EDTA(5 g/L)和FeSO₄ · 7H₂O(5 g/L);营养液II由EDTA、H₃BO₄、ZnSO₄ · 7H₂O、CoCl₂ · 6H₂O、MnCl₂ · 4H₂O、CuSO₄ · 5H₂O、NaMoO₄ · 2H₂O、NaWO₄ · 2H₂O配制,浓度分别为15、0.014、0.43、0.24、0.99、0.25、0.22、1.21 g/L。每天检测进出水氮浓度,考察填料挂膜效果和脱氮性能。

1.2 批次试验装置

批次试验装置见图2,厌氧瓶的有效容积为300 mL,瓶口橡胶塞上开有3个小孔,分别用于取样、集气、插温度计探头。为保证系统的密闭性,采用注射

器进行取样,反应装置放在具有温度控制的磁力搅拌器中,保持转速为 150 r/min,温度设置为 35 ℃,每次试验前均曝氮气 5 min,以排除氧气对厌氧氨氧化反应的影响,每次取样前 3 min 停止搅拌。考察不同浓度的有机物对颗粒污泥与生物膜厌氧氨氧化反应的影响时,初始 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别为 100 和 125 mg/L,其他营养基质则保持与 UASB 反应器相同,厌氧瓶内颗粒和填料所挂污泥量均为 0.404 g。其中,A1 为空白对照,不投加乙酸钠,A2 ~ A5 分别投加 50、100、200 和 300 mg/L 乙酸钠,平行进行 5 组试验,所有试验均重复 3 次,结果为 3 次试验的平均值。

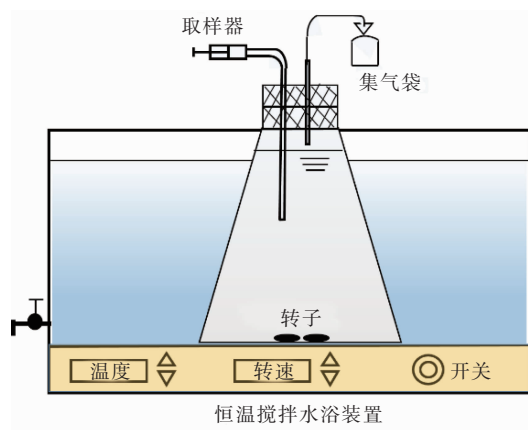


图2 批次试验装置

Fig. 2 Schematic diagram of batch test equipment

1.3 氮平均去除速率的确定

反应开始后每隔 1 h 取 1 个样,一共取 11 次样,分别根据 11 个样的氨氮和亚硝态氮浓度拟合出浓度-时间曲线,斜率即为氮平均去除速率。

1.4 分析项目与方法

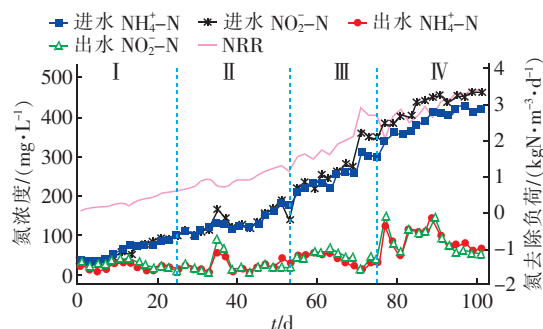
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$: 纳氏试剂分光光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$: (1-萘基)-乙二胺分光光度法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$: 紫外分光光度法; COD: 5B-3C 型快速测定仪; MLSS: 滤纸称重法; MLVSS: 灼烧重量法。

2 结果与讨论

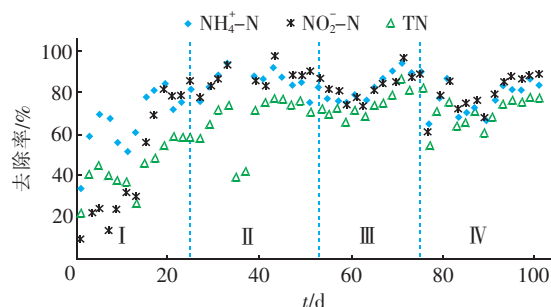
2.1 氮去除效果及厌氧氨氧化活性

颗粒/填料复合反应器对氮的去除效果如图 3 所示。1 ~ 12 d 为活性恢复期,HRT 保持在 2 d,进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度为 (45.0 ± 10.0) mg/L,反应器对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率较低,且出水浓度有较大波动。自 13 d 起,厌氧氨氧化菌活性逐渐恢复,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度趋于稳

定,进水氮容积负荷从最初的 $0.36 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 提升至 $1.58 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,厌氧氨氧化稳定性明显增强,肉眼可见反应器内颗粒污泥由棕色转为红色,且具有良好的沉降性能。



a. 进、出水氮浓度及总氮去除负荷



b. 氮去除率

图3 颗粒/填料复合反应器的脱氮效能

Fig. 3 Nitrogen removal efficiency of granule-carrier composite reactor

25 ~ 52 d, HRT 降至 1.25 d, 随进水流量增加, 反应器的氮容积负荷逐渐增大。第 35 天由于加热棒损坏, 反应器温度降至室温 (20 ℃), 低温抑制了厌氧氨氧化菌的活性, 导致去除率迅速降低, 2 d 后恢复正常。从 53 d 起, 由于进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度较高, 仅通过增加进水氮浓度来提高反应器对较高浓度氨氮和亚硝态氮的适应性, HRT 保持在 20 h, 总氮去除率在第 72 天达到最大值 (85.46%), 此时进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别为 309.9 和 363.1 mg/L。该结果与杨瑞丽等^[16]在 UASB 中对厌氧氨氧化进行高氨氮冲击试验得出的 TN 在 700 mg/L 时去除率达到最高相近。而 72 d 后, 随着进水负荷持续增加, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除率波动较剧烈, 可能是由于此时厌氧氨氧化颗粒污泥内核部分的厌氧氨氧化菌无法获取足够的养分, 而外部的菌体又因含量过高出现基质自抑制情况, 导致去除率下降^[17]。反应器的容积氮去除负荷在

高 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 时产生了明显波动,随着对水质的适应后趋于稳定,进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度达到了 420 mg/L 时,容积氮去除负荷仍在升高,说明颗粒/填料反应器的容积氮去除速率仍有较大上升空间,此时氨氮平均去除率保持在 83.27% , $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均去除率保持在 87.28% ,容积氮去除负荷达到了 $3.39 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,可见颗粒/填料复合反应器对高氨氮的适应性较好,具有良好的氮去除效果。

反应器内平均亚硝态氮去除量/氨氮去除量与平均硝态氮产生量/氨氮去除量见图4。在阶段 I, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 波动较大,平均值分别为 0.64 和 0.38 ,这可能与反应器内存在硝化细菌及进水中含有一定溶解氧有关。当反应器进入阶段 II 后, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的稳定性增强,但仍旧有小范围波动。阶段 III ~ IV, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 均趋于稳定, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均值为 1.14 ,低于文献报道^[18]的理论值(1.32),可能是系统中存在的 AOB 氧化了部分 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,或是由于进水中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 不足, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 相对过量,反应器对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除量增加,导致 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 偏小。 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 均值为 0.22 ,也低于文献报道^[19]的理论值(0.26),可能是由于系统内存在自养反硝化菌。随着进水负荷逐渐提升,虽然高进水负荷对厌氧氨氧化菌活性造成了短暂抑制,但厌氧氨氧化反应的比值逐渐趋于理论值,说明厌氧氨氧化菌逐渐趋于稳定。

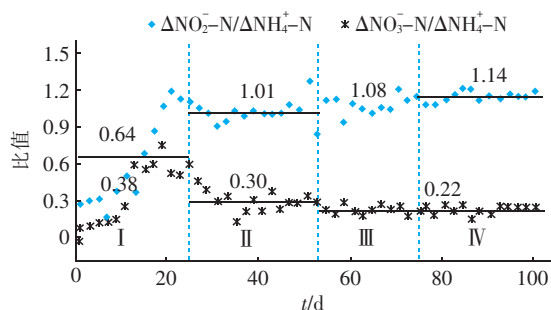


图4 颗粒/填料复合反应器内厌氧氨氧化化学计量关系

Fig.4 Stoichiometric ratio of nitrogen removal process in granule-carrier composite reactor

2.2 COD 浓度对厌氧氨氧化反应的影响

图5 为不同乙酸钠浓度体系中颗粒污泥与生物膜厌氧氨氧化污泥对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除

效果随反应时间的变化。可知,颗粒污泥体系中各时间段的降解速率较均匀,线性关系更显著,而生物膜体系各时间段的降解速率存在差异。

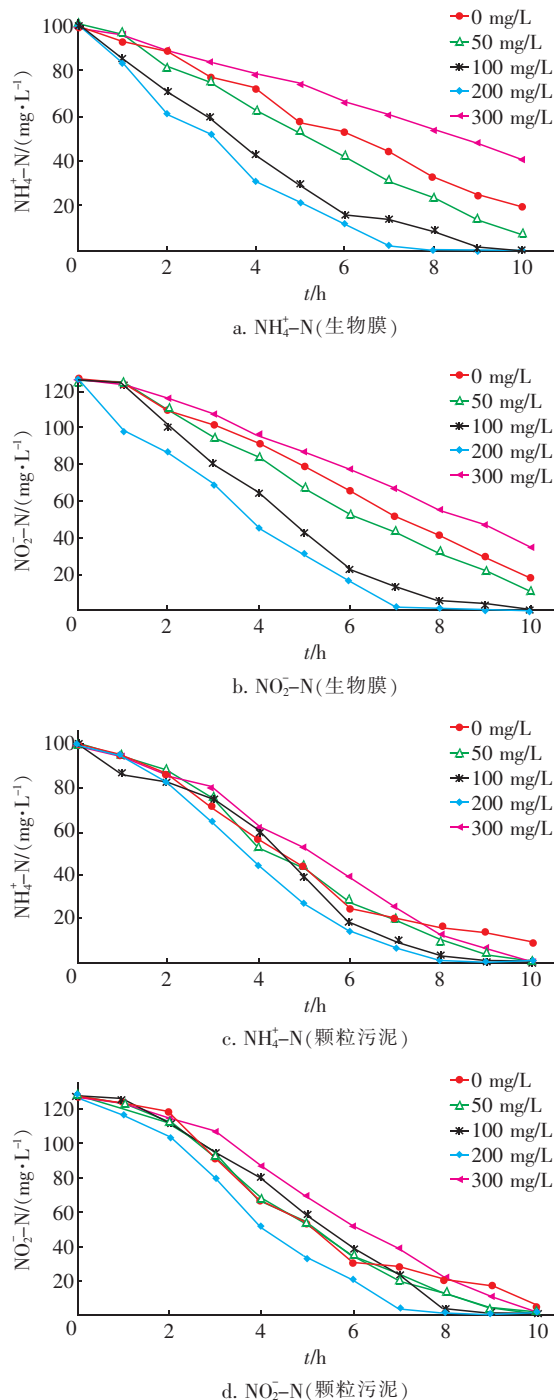


图5 不同 COD 浓度下 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的变化

Fig.5 Variation of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{NO}_2^- - \text{N}$ with different COD concentrations

当体系中 COD 浓度 $< 200 \text{ mg/L}$ 时,有机物冲击并未对厌氧氨氧化产生抑制,反而促进了体系

内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除,且浓度越高,促进作用越显著。然而,当 COD 浓度达到 300 mg/L 时,有机物对厌氧氨氧化产生了明显的抑制作用。本试验中,在 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 初始浓度为 125 mg/L、COD 为 200 mg/L 时,对厌氧氨氧化反应的促进作用达到了最大,颗粒与填料体系均得到了相同的结论。

根据拟合线性方程得出的各 COD 浓度水平下 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的平均去除速率可知,当 COD ≤ 200 mg/L 时,颗粒污泥 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均值为 1.27,生物膜的平均值为 1.28,均远大于复合反应器的 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 值,也大于厌氧氨氧化反应理论值。有研究表明乙酸盐是可被 AN-AMMOX 菌利用的有机物^[20],可引发 ANAMMOX 菌与反硝化菌之间的互生促进作用,说明在一定范围内,厌氧氨氧化菌与反硝化菌能较好地共存,协同利用 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,但前者仍为反应体系内的优势菌群。

苗蕾等^[21]采用两级 SBR 反应器处理垃圾渗滤液,当进水中的可降解有机物浓度 > 150 mg/L 时,系统趋于崩溃,NRR 降至 0.19 kgN/(m³ · d)。管勇杰等^[22]采用 ASBR 厌氧氨氧化反应器研究有机碳源作用下系统的脱氮效能,乙酸钠浓度低于 120 mg/L 时会在一定程度上促进厌氧氨氧化反应的进行。有机物对厌氧氨氧化的抑制作用是可逆的,可以通过提高亚硝酸盐的浓度来消除。本试验中产生抑制的有机物浓度比其他试验的结果更高,可能是由于初始 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度更高,一定程度减轻了反硝化菌对厌氧氨氧化菌产生的竞争性抑制,使得厌氧氨氧化菌仍旧有着良好的活性。

2.3 生物膜与颗粒污泥对 COD 冲击的差异分析

尽管在不同浓度的 COD 影响下,生物膜与颗粒污泥均表现出了一致的促进和抑制趋势,但二者在相同 COD 浓度下的氮去除速率存在明显的差异(见图 6)。在不添加有机物时,同等质量颗粒污泥的氮降解速率大于生物膜,可能是由于颗粒污泥粒径处于 0.5 ~ 1.5 mm,属于微直径颗粒,单位容积的颗粒污泥具有比填料更大的比表面积,具有更好的传质效率,所以厌氧氨氧化脱氮效率更高。

在不同浓度 COD 冲击作用下,颗粒污泥与生物膜平均 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除速率的差值分别为 1.83、1.55、1.50、-0.12、5.27 mg/(L · h),平均 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除速率差值分别为 2.09、1.82、2.74、-0.05、4.32 mg/(L · h)。表明在一定范围内(200 mg/L

以下),随着 COD 浓度的增大,有机物对生物膜和颗粒污泥的促进作用差异逐渐变小。在 200 mg/L 时,有机物对生物膜产生的促进作用超过了颗粒污泥。而当有机物对厌氧氨氧化产生抑制后,颗粒污泥表现出了比生物膜更强的抵抗有机物抑制的能力。因此,生物膜在有机物的冲击作用下波动更明显。

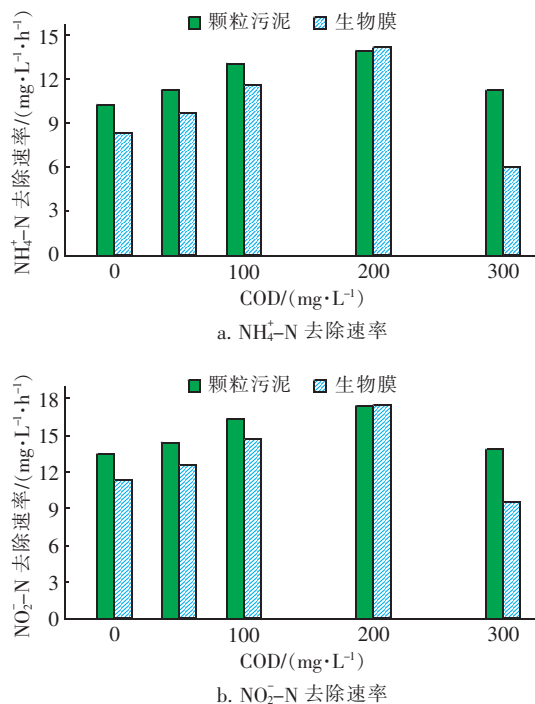


图 6 不同 COD 浓度下颗粒污泥与生物膜的平均氮去除速率对比

Fig. 6 Comparison of nitrogen removal rate under different COD concentrations

批次试验中,尽管填料所挂污泥量与颗粒污泥相近,但在复合反应器中驯化时,由于没有进行反冲洗,填料表面会负载一定量的异养菌,在没有受到有机物冲击时,由于填料表面存在一定的反硝化菌累积,传质阻力增大,使得厌氧氨氧化菌的活性降低,而在一定 COD 浓度作用下,反硝化菌与厌氧氨氧化菌的协同作用显著,当 COD 浓度超过一定范围后,促进了表面反硝化菌的繁殖,反硝化菌争夺了更多的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,导致厌氧氨氧化菌可利用的底物浓度降低,反应受到抑制。而颗粒污泥中微生物按照基质的浓度梯度沿纵向呈层次分布,颗粒污泥的这种结构能很好地保护内层微生物,所以更能抵抗有机物的冲击。

3 结论

① 颗粒/填料复合反应器在提高负荷过程中

表现出了良好的适应性和去除率,在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 420 mg/L 时,容积氮去除负荷达到 $3.39 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,系统 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 值与理论值接近并趋于稳定,系统整体的厌氧氨氧化活性良好。

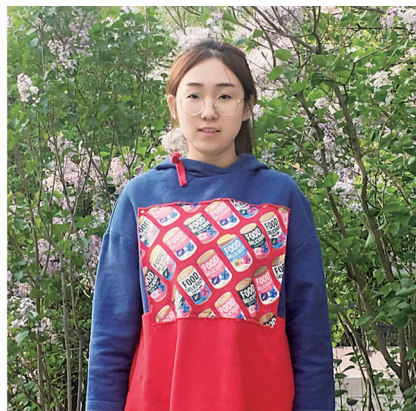
② 通过长期高 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度配水驯化的厌氧氨氧化颗粒污泥与生物膜,在初始 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为 125 mg/L 、乙酸钠提供的 COD 为 $0 \sim 200 \text{ mg/L}$ 时不会对厌氧氨氧化活性产生抑制,并且氮去除速率与 COD 浓度呈现正相关,而 COD 为 300 mg/L 时则产生了抑制现象。

③ 同一 COD 浓度下,颗粒污泥表现出比生物膜更强的抗冲击能力。实际处理中,可以利用生物膜比颗粒污泥在适宜 COD 浓度下更容易受到促进这一特性在前置工艺中调整适合的氮浓度,从而保持厌氧氨氧化工艺最佳处理效果。

参考文献:

- [1] Pynaert K, Smets B F, Beheydt D, *et al.* Start-up of autotrophic nitrogen removal reactors via sequential biocatalyst addition [J]. *Environ Sci Technol*, 2004, 38 (4): 1228 – 1235.
- [2] Chen H, Hu H, Chen Q, *et al.* Successful start-up of the anammox process: Influence of the seeding strategy on performance and granule properties [J]. *Bioresour Technol*, 2016, 211: 594 – 602.
- [3] Daverey A, Chen Y, Dutta K, *et al.* Start-up of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in sequencing batch biofilm reactor using novel biomass carriers [J]. *Bioresour Technol*, 2015, 190: 480 – 486.
- [4] Strous M, Fuerst J A, Kramer E M, *et al.* Missing lithotroph identified as new planctomycete [J]. *Nature*, 1999, 400 (6743): 446 – 449.
- [5] Hyokwan B, Kyungsoon P, Yunchul C, *et al.* Distribution of anammox bacteria in domestic WWTPs and their enrichments evaluated by real-time quantitative PCR [J]. *Process Biochem*, 2010, 45: 323 – 334.
- [6] Wang Z, Shan X, Li W, *et al.* Robustness of ANAMMOX granule sludge bed reactor: Effect and mechanism of organic matter interference [J]. *Ecol Eng*, 2016, 91: 131 – 138.
- [7] Sánchez Guillén J A, Cuéllar Guardado P R, Lopez Vazquez C M, *et al.* Anammox cultivation in a closed sponge-bed trickling filter [J]. *Bioresour Technol*, 2015, 186: 252 – 260.
- [8] Chen G, Li J, Tabassum S, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) sludge immobilized by water-borne polyurethane and its nitrogen removal performance—a lab scale study [J]. *RSC Advances*, 2015, 5 (32): 25372 – 25381.
- [9] Dapena-Mora A, Campos J L, Mosquera-Corral A, *et al.* Stability of the ANAMMOX process in a gas-lift reactor and a SBR [J]. *J Biotechnol*, 2004, 110: 159 – 170.
- [10] Zhang L, Yang J, Ma Y, *et al.* Treatment capability of an up-flow anammox column reactor using polyethylene sponge strips as biomass carrier [J]. *J Biosci Bioeng*, 2010, 110 (1): 72 – 78.
- [11] 高梦佳, 王淑莹, 王衫允, 等. 不同填料的厌氧氨氧化污泥挂膜性能比较 [J]. *化工学报*, 2016, 67 (10): 4422 – 4430.
Gao Mengjia, Wang Shuying, Wang Shanyun, *et al.* Comparison of different carriers about ANAMMOX biofilm formation performance [J]. *CIESC Journal*, 2016, 67 (10): 4422 – 4430 (in Chinese).
- [12] Tomar S, Gupta S K, Mishra B K. A novel strategy for simultaneous removal of nitrogen and organic matter using anaerobic granular sludge in anammox hybrid reactor [J]. *Bioresour Technol*, 2015, 197: 171 – 177.
- [13] Ni S, Ni J, Hu D, *et al.* Effect of organic matter on the performance of granular anammox process [J]. *Bioresour Technol*, 2012, 110: 701 – 705.
- [14] 谭冲, 邱珊, 马放, 等. 聚氨酯生物膜反应器的厌氧氨氧化研究 [J]. *中国给水排水*, 2014, 30 (13): 19 – 22.
Tan Chong, Qiu Shan, Ma Fang, *et al.* Study on anaerobic ammonia oxidation in polyurethane biofilm reactor [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, 30 (13): 19 – 22 (in Chinese).
- [15] Jun B H, Miyana K, Tanji Y, *et al.* Removal of nitrogenous and carbonaceous substances by a porous carrier – membrane hybrid process for wastewater treatment [J]. *Biochem Eng J*, 2003, 14 (1): 37 – 44.
- [16] 杨瑞丽, 王晓君, 郭焱, 等. 高浓度基质冲击后厌氧氨氧化菌活性恢复研究 [J]. *环境科学学报*, 2018, 38 (1): 1 – 10.
Yang Ruili, Wang Xiaojun, Guo Yan, *et al.* Study on the activity recovery of ANAMMOX bacteria influenced by the high concentration matrix [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38 (1): 1 – 10 (in Chinese).
- [17] 于鹏飞, 周明俊, 孙明, 等. 氮负荷对厌氧氨氧化污泥

- 颗粒化的影响[J]. 水处理技术,2016,42(7):25-29.
- Yu Pengfei,Zhou Mingjun,Sun Ming,*et al.* Effect of nitrogen loading on granulation of ANAMMOX sludge[J]. Technology of Water Treatment,2016,42(7):25-29 (in Chinese).
- [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]. Appl Microbiol Biotechnol,1998,50(5):589-596.
- [19] Daverey A,Su S,Huang Y,*et al.* Partial nitrification and anammox process: A method for high strength optoelectronic industrial wastewater treatment[J]. Water Res,2013,47(9):2929-2937.
- [20] Du R,Peng Y,Cao S,*et al.* Advanced nitrogen removal with simultaneous Anammox and denitrification in sequencing batch reactor[J]. Bioresour Technol,2014,162:316-322.
- [21] 苗蕾,王凯,王淑莹,等. 垃圾渗滤液中有有机物对其厌氧氨氧化的影响[J]. 东南大学学报:自然科学版,2014,44(5):999-1004.
- Miao Lei,Wang Kai,Wang Shuying,*et al.* Effect of organics on Anammox process for treatment of landfill leachate[J]. Journal of Southeast University:Natural Science Edition,2014,44(5):999-1004 (in Chinese).
- [22] 管勇杰,于德爽,李津,等. 有机碳源作用下厌氧氨氧化系统的脱氮效能[J]. 环境科学,2017,38(2):654-664.
- Guan Yongjie,Yu Deshuang,Li Jin,*et al.* Nitrogen removal performance of ANAMMOX with different organic carbon sources [J]. Environmental Science,2017,38(2):654-664 (in Chinese).



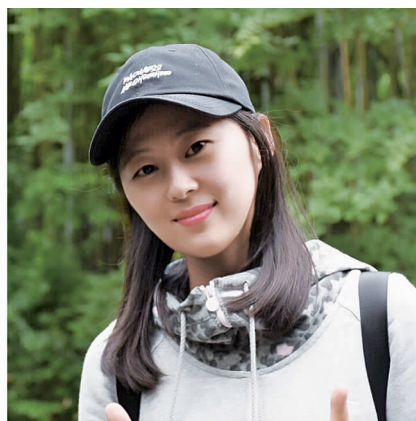
作者简介:安雪迪(1994-),女,黑龙江哈尔滨人,硕士研究生,主要从事厌氧氨氧化生物自养脱氮研究。

E-mail:459802005@qq.com

收稿日期:2018-04-03

(上接第16页)

- crobial communities through transient disturbances enhances the functional resilience of nitrifying gas-biofilters to future disturbances[J]. Environ Sci Technol,2015,50:338-348.
- [11] 朱哲,李涛,王东升,等. Ca(II)在活性污泥生物絮凝中的作用研究[J]. 环境工程学报,2009,3(4):612-616.
- Zhu Zhe,Li Tao,Wang Dongsheng,*et al.* Role of Ca(II) in bioflocculation of activated sludge[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering,2009,3(4):612-616 (in Chinese).
- [12] 周健,柴宏祥,龙腾锐. 活性污泥胞外聚合物EPS的影响因素研究[J]. 给水排水,2005,31(8):19-23.
- Zhou Jian,Chai Hongxiang,Long Tengrui. Study on influence factors of extra-cellular polymers in activated sludge[J]. Water & Wastewater Engineering,2005,31(8):19-23 (in Chinese).



作者简介:张晶(1991-),女,陕西西安人,硕士研究生,研究方向为废水生物处理理论与技术。

E-mail:980528502@qq.com

收稿日期:2018-03-05