

李红岩, 杨敏, 张昱, 等. 2012. 失稳硝化膜生物反应器的性能恢复研究 [J]. 环境科学学报, 32(2): 276-281

Li H Y, Yang M, Zhang Y, et al. 2012. Study on the recovery of a failed nitrifying MBR system [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 32(2): 276-281

失稳硝化膜生物反应器的性能恢复研究

李红岩¹, 杨敏^{1,*}, 张昱¹, 高峰²

1. 中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室, 北京 100085

2. 中国建筑建筑设计研究院机电院给排水所, 北京 100044

收稿日期: 2011-07-07 修回日期: 2011-08-05 录用日期: 2011-08-12

摘要: 对高水力负荷条件下丧失硝化功能的膜生物反应器进行恢复实验, 将水力停留时间 (HRT) 从原来的 5 h 延长到正常条件下可以实现完全硝化的 10 h 后, 在进水 NH_4^+ -N 浓度为 $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下反应器可去除 99% 的 NH_4^+ -N, 但 NO_2^- -N 出现严重积累, 在 60 d 的实验过程中 NO_2^- -N 平均出水浓度为 $425 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 荧光原位杂交分析结果表明, 氨氧化菌 (AOBs) 在总菌中的比例与恢复实验前没有变化, 分别为 12.9% (恢复实验期) 和 9.75% (恢复实验前), 但氨氧化杆菌 (*Nitrosomonas*) 在 AOBs 中的比例从 80% 降低到 40%; 亚硝酸盐氧化细菌 (NOBs) 在总菌中的比例下降一半 (从 5.64% 下降至 2.84%), 并以慢生型的 *Nitrospira* 为主. 高 NO_2^- 含量和高胞外物浓度 ($497.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 可能是导致亚硝酸盐氧化功能难以恢复的主要原因.

关键词: 膜生物反应器; 硝化性能; 系统恢复; 水力停留时间; 种群结构

文章编号: 0253-2468(2012)02-276-06 中图分类号: X703.1 文献标识码: A

Study on the recovery of a failed nitrifying MBR system

LI Hongyan¹, YANG Min^{1,*}, ZHANG Yu¹, GAO Feng²

1. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085

2. China Architecture Design & Research Group, Mechanical Electrical Plumbing Design & Research Institute Plumbing Design Department, Beijing 100044

Received 7 July 2011 received in revised form 5 August 2011; accepted 12 August 2011

Abstract: In this study, we investigated the recovery process of a nitrifying membrane bio-reactor (MBR) system, which failed to achieve complete nitrification under the stress of high hydraulic loading (HRT) (5 h). When the HRT was increased from 5 h to 10 h (the condition permitting complete nitrification previously) at an influent NH_4^+ -N concentration of $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, an NH_4^+ -N removal of 99% was achieved. However, serious NO_2^- -N accumulation occurred, and the average NO_2^- -N concentration in the effluent was $425 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ during the experimental period (60 days). Fluorescence in situ hybridization (FISH) analysis showed that while the percentage of ammonia-oxidizing bacteria (AOBs) in total bacteria did not change (12.9% in this study compared to 9.75% at the HRT of 5 h in previous study), the percentage of fast-growing *Nitrosomonas* sp. in AOBs decreased from 80% to 40%. The percentage of nitrite-oxidizing bacteria (NOBs) was only half of that at 5 h HRT (from 5.64% to 2.84%), and the slow-growing *Nitrospira* sp. remained as the dominant nitrite oxidizing population. It is possibly the high NO_2^- and extracellular ($497.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) concentrations in the reactor that made the nitrate oxidizing function difficult to recover.

Keywords: MBR; nitrification; performance recovery; HRT; microbial community structure

1 引言 (Introduction)

在生物水处理工艺的长期运行过程中, 系统内活性污泥所处的环境并非一成不变, 有时会发生来自进水负荷、毒物、温度和 pH 值等因素引起的冲

击, 导致系统内细菌活性受到抑制甚至发生菌体大量死亡. 这不仅会影响到工艺的稳定运行, 对于那些生长速率缓慢、对环境因素敏感的微生物, 例如硝化细菌, 一旦发生系统崩溃, 系统需要很长时间才能恢复正常运行 (Satoh *et al.*, 2006; Siripong

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (No. 2007AA06A414); 国家自然科学基金项目 (No. 50808171)

Supported by the National High Technology Research and Development Program of China (No. 2007AA06A414) and the National Natural Science Foundation of China (No. 50808171)

作者简介: 李红岩 (1976—), 女, E-mail: hyl@rcees.ac.cn; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: yangmin@rcees.ac.cn

Biography: LI Hongyan (1976—), female, E-mail: hyl@rcees.ac.cn; * **Corresponding author**, E-mail: yangmin@rcees.ac.cn

et al., 2007). 针对这些冲击,保持反应器内高浓度的生物体成为最有效的手段之一(郑平等, 2004; Chudoba *et al.*, 1998; Verdenbreg *et al.*, 1997).

膜生物反应器(MBR)由于膜组件的高效截留作用可使系统内保持高生物量,与传统活性污泥系统相比,具有更高的稳定性和耐负荷性(Muller *et al.*, 1995; Delgado *et al.*, 2002; Halil *et al.*, 2004). 但是,在长期无排泥运行及较高水力负荷条件下,MBR 污泥活性始终处于较低水平,即使在无机配水的情况下硝化细菌亦不能维持其主导地位,导致系统无法稳定运行(Li *et al.*, 2006).

在前期实验基础上,针对硝化 MBR 系统处理 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ NH}_4^+ \text{-N}$ 无机配水时从 7 h 水力停留时间(HRT)的条件下出现性能恶化的现象(Li *et al.*, 2005; 2006),本研究调查了硝化 MBR 的恢复过程. 系统的水力停留时间从前期实验的最短 5 h 被调至最佳 10 h,使 MBR 的负荷从 5 h HRT 的 $2.4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 恢复到 $1.2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$,并利用分子生物学手段(荧光原位杂交方法)跟踪硝化污泥的种群结构变化.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 实验装置与材料

膜生物反应器的实验装置如图 1 所示. 系统采用间歇抽吸出水(4 min 开, 1 min 关),膜下用穿孔管鼓风机曝气以增加膜丝扰动减少膜污染. 本研究中 MBR 系统运行了 60 d, 试验用水采用无机氮配水,包括 NH_4HCO_3 , NaHCO_3 及其他微量元素. 其中 NH_4HCO_3 为 $2.8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, NaHCO_3 为 $3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 微量元素包括 K_2HPO_4 $2.1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $1.4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $276 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

$400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 自动加药泵维持 pH 值为 7.5 ~ 8.0, 整个实验在 $20 \text{ }^\circ\text{C}$ 下进行. 启动时反应器内污泥浓度为 $8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. MBR 系统运行正常状态下 10 h HRT 阶段为 MBR-I, 高水力负荷阶段(5 h HRT)为 MBR(HRT = 5h), 恢复实验阶段(10 h HRT)为 MBR-II.

2.2 分析方法

$\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_x^- \text{-N}$, MLSS 等均按照《水和废水监测分析方法》(2002)中的水杨酸比色法和离子色谱法每 2 d 测定 1 次;反应器中的污泥浓度按照称量法每 5 d 测定 1 次;比硝化速率每周测定 1 次(Li *et al.*, 2006);进行种群结构解析的污泥样品在运行达到恒定状态后采样(2 次).

胞外分泌物(Extra-cellular polymers, ECP)提取和测定方法见文献(Bo Frolund *et al.*, 1996; Dubois *et al.*, 1956);. 荧光原位杂交(FISH)方法:取反应器中 5 mL 污泥样品 PBS 缓冲溶液(NaCl $8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, Na_2HPO_4 $2.9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, KCl $0.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, KH_2PO_4 $0.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$)洗涤 2 次后离心去除上清液,加入多聚甲醛溶液至 5 mL 完全混合,在 $0 \sim 4 \text{ }^\circ\text{C}$ 的条件下固定 3 h,之后参考文献(Amann *et al.*, 1995)进行杂交,杂交所需探针包括 EUB338、NSO190、NSO1225、Nsv443、NEU、NIT3 和 Ntspa662,杂交条件详见文献(Li *et al.*, 2006). 探针 EUB338 用于指示活菌(Amann *et al.*, 1990; Wallner *et al.*, 1993), 探针 NSO190 和 NSO1225 用于指示变形菌纲(Proteobacteria) β 亚纲中的氨氧化细菌,主要涵盖 *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus mobilis*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio* 和 *Nitrosolobus* (Mobarry *et al.*, 1996), 探针 NEU 用于指示氨氧化杆菌 *Nitrosomonas* sp. (Wagner *et al.*, 1995; Luxmy *et al.*, 2000), 探针 Nsv443 用于指示氨氧化螺菌 *Nitrosospira* sp. (Mobarry *et al.*, 1996), 探针 Ntspa662 和 NIT3 分别用于指示亚硝酸盐氧化细菌 *Nitrospira* sp. 和 *Nitrobacter* sp. (Daims *et al.*, 2000; Wagner *et al.*, 1996). 所有探针均由 Sigma Genosys Co. (日本)合成,并在探针的 5'端用 FAM/ TRITC 标记. 杂交后的细胞用荧光显微镜(Axioskop2 mot plus, Zeiss 公司, 德国)进行检测,显微镜上安装有冷 CCD (AxioCam MRm, Zeiss 公司, 德国)进行图像采集. 所有图像采集和处理过程均按照蔡斯公司标准软件包(Axio Vision 4.1)进行. 对于每个样品及每个探针都采集 20 个不同区域,每个区域中的细胞个数都要超过

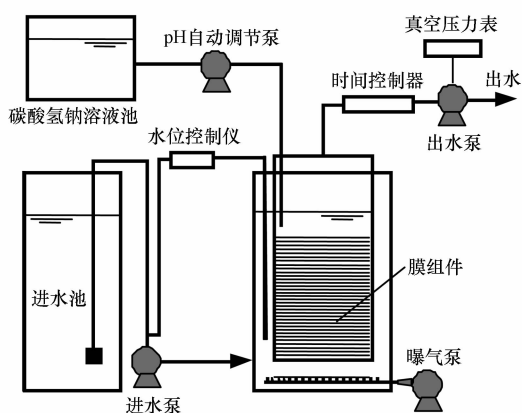


图 1 MBR 工艺流程图

Fig. 1 The schematic diagram of the MBR system

1000 个,然后进行平均以获得每个探针对于每个样品的杂交结果.

3 结果与讨论(Results and discussion)

3.1 系统硝化性能恢复状况

在前期实验中(Li *et al.*, 2006),当 HRT 从 30 h 缩短至 10 h 时,MBR 可以维持 99% 以上的氨氮转化率,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 平均含量分别在 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $6.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下.但进一步缩短 HRT 至 7 h 后,系统出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 出现显著累积,这一现象随着 HRT 缩短到 5 h 而进一步恶化.

恢复实验开始后,系统于第 17 天达到恒定状态(系统出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 浓度波动幅度很小),图 2 表示系统达到恒定状态后的平均进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度.可以看出,MBR 系统的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化效率达到 99% 以上,平均出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为 $3.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,然而,亚硝酸盐氧化能力受到严重抑制,出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 出现了明显的积累,平均浓度达到 $425 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.上述结果表明,延长 HRT、降低容积负荷的措施改善了系统的氨氧化能力,其亚硝酸氧化能力仍较低.

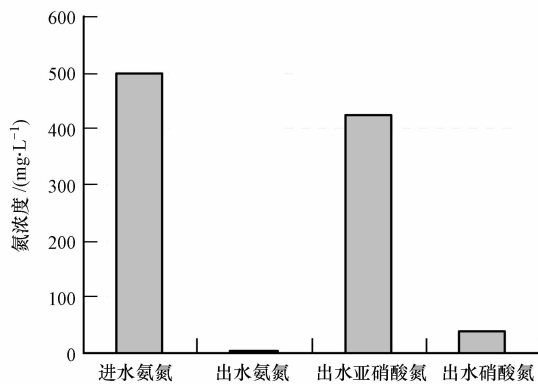


图 2 恢复阶段 MBR 系统的平均硝化性能

Fig. 2 Nitrification performance of the MBR system during the recovery period

3.2 MBR 系统在恢复过程中硝化活性的比较

图 3 显示 MBR 系统阶段 I、5h HRT(系统恢复实验的最后一个运行阶段)和阶段 II 时硝化活性的比较.比较 3 个阶段的氨氧化活性(SAOR)发现,恢复实验的 SAOR 为 $0.17 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,与其在阶段 I 和 5 h HRT 的 $0.13 \sim 0.15 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 水平相当(Li *et al.*, 2006),都呈现较低的氨氧化活性.但是,由此计算 MBR 可以承受的负荷为 $1.31 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$,超过了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ $1.2 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 进水容积负荷,所以,

MBR 可以将进水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 完全氧化.

然而,尽管延长了系统的 HRT 并将反应器内污泥浓度从 5 h HRT 的 $12 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 人为排泥至 $8 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,系统 SNFR 仍呈现了连续下降的趋势,从正常时的 $0.39 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (Li *et al.*, 2006)降低至 5 h HRT 的 $0.08 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 后,并在恢复阶段下降至 $0.045 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$.按此时 SNFR 计算的系统亚硝酸盐氧化能力仅为 $0.35 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$,远低于系统承受的亚硝酸盐氮负荷,造成 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的大量积累.

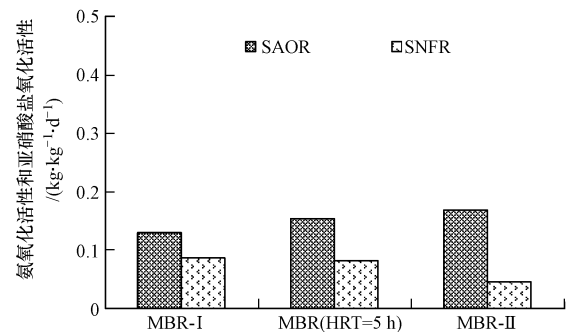


图 3 MBR 系统在不同阶段内硝化活性的比较

Fig. 3 Changes of specific nitrification rates in MBR at different phases

3.3 MBR 系统在恢复阶段胞外多聚物的变化

图 4 为 MBR 中胞外多聚物(EPS)的含量.此阶段反应器内蛋白浓度为 $467.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,多糖浓度为 $29.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,蛋白/多糖的比例为 15.83, EPS 的质量含量是 $63.6 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$.相对于正常状态下(MBR-I)的 EPS 产生情况(蛋白 $487 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,多糖 $27.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,蛋白/多糖比例 17.5, EPS 含量 $51.5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$),虽然 EPS 含量相差不大,但恢复阶段(MBR-II)的含量明显高于阶段 I.这是因为在前期的长期运行中污泥絮体已经包裹了大量的多聚物,膜生物反应器中积累了大量惰性物质.本团队

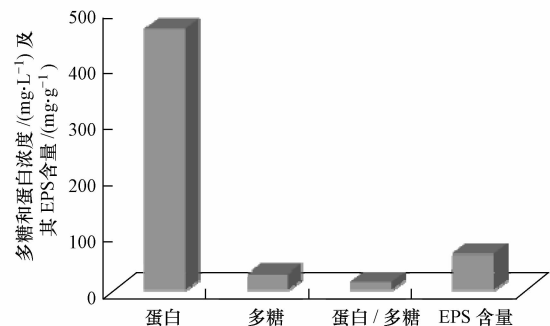


图 4 恢复阶段胞外分泌物的平均含量

Fig. 4 Average concentrations of extra-cellular polymers during recovery period

在前期研究中已表明,过多的胞外分泌物可抑制硝化细菌活性(李红岩等,2004),本实验中大量的EPS可能也是膜生物反应器在恢复阶段Ⅱ硝化能力继续降低的原因之一。

恢复实验中发现尽管曝气量维持不变,反应器中的水力循环明显减弱,停止曝气后反应器中的泥水就会形成凝胶状。凝胶的形成可能与EPS中高蛋白含量有关。已有文献表明EPS中高蛋白比例是因为系统的长期低负荷运行或者低溶解氧状态导致(Delia *et al.*, 2002),本实验维持反应器内 $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的溶解氧,分析原因可能是过多的EPS增加溶解氧的传递阻力。

3.4 荧光原位杂交分析硝化细菌种群动态

表1表示MBR系统在不同阶段各种功能细菌的比例变化。可以看出,尽管MBR-Ⅱ与MBR-I的

运行条件相当,膜生物反应器中活菌所占的比例(EUB/DAPI)只是从5 h HRT的17%略微上升至20%,相对于阶段Ⅰ中的32%而言,可以说MBR中污泥的生理活动状态没有得到明显的改善。这是因为经过长期低负荷(不足以维持生物生长所需的额外能量的 $0.15 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 低负荷运行)运行的污泥可能大多处于静止状态或者说低增长状态,而且系统长期运行积累的大量惰性物质不适宜作为非硝化细菌生长的代谢底物。然而,比较硝化细菌在总菌中的比例(Nitrifiers/DAPI)可以看出,HRT延长后,硝化细菌在总菌中的比例有所回升,从5 h HRT的9.7%上升到15.7%,与阶段Ⅰ的17%相当,但系统在阶段Ⅱ的硝化性能并未恢复,因此有必要进一步分析硝化细菌的种群结构。

表1 MBR系统在不同阶段的功能细菌比例

Table 1 Ratios of different probe positive cells at different phases

MBR系统	EUB/DAPI	Nitrifiers/DAPI	AOB/DAPI	NEU/AOB	Ntspa662	NIT3	NIT3 + Ntspa662
MBR-I (HRT = 10 h)	32.15%	17.02%	11.37%	91.10%	3.55%	2.09%	5.64%
MBR (HRT = 5 h)	17.74%	9.75%	4.10%	80.63%	4.96%	0.69%	5.64%
MBR-Ⅱ (HRT = 10h)	20.14%	15.75%	12.9%	41.14%	2.51%	0.32%	2.84%

MBR系统的氨氧化细菌用探针NSO190和NSO1225来表示。如表1所示,在阶段Ⅱ氨氧化细菌在总菌中的含量也从HRT = 5 h的4%上升到12%,与阶段Ⅰ的11%含量相当。比较图3可以看出,尽管在这3个阶段氨氧化细菌在总菌中的比例有所变化,氨氧化活性却都维持在 $0.13 \sim 0.17 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。前期实验结果认为:硝化MBR系统的SAOR的逐渐降低是由AOB/DAPI的减少引起,容积负荷的不断上升有利于*Nitrosomonas*的生长,在前期实验运行的后期,系统中稳定的SAOR主要是由于*Nitrosomonas*这种快生型细菌的增量引起(Li *et al.*, 2006)。

快生型细菌是指从代谢和生长动力学的角度而言,其对基质的亲和力较弱(K_s 较大),能生长在基质浓度较高的环境中,生长速率和代谢活性相对较高,例如*Nitrosomonas*和*Nitrobacter*;慢生型细菌对基质(氨)的亲和力较强(K_s 较小),能够生长在基质浓度较低的环境中,但生长速率和代谢活性相对较低,例如*Nitrospira*和*Nitrospira* (Suwa *et al.*, 1997; Both *et al.*, 1991; 郑平等, 2004; Wang *et al.*, 2010)。

本实验在对氨氧化细菌的进一步解析发现,用

探针NEU表示的氨氧化杆菌(*Nitrosomonas*)在阶段Ⅱ却显著降低,从5 h HRT的80%降低到40%,表明此时慢生型的氨氧化细菌在膜生物反应器中占据了主要地位,这类细菌的增加并未引起污泥氨氧化活性的上升。但是用NSV443探针没有监测到氨氧化螺细菌(*Nitrospira*)这类慢生型细菌,表明反应器中可能存在其它的氨氧化细菌。今后需要合成更详尽的探针对系统进行解析。

探针Ntspa662和NIT3用来表示膜生物反应器中亚硝酸盐氧化细菌在MBR-I、HRT = 5 h和MBR-Ⅱ的变化。从表1可以看出,同前期实验结果类似(Li *et al.*, 2006),MBR-Ⅱ中探针Ntspa662指示的硝酸螺细菌(*Nitrospira*)仍是膜生物反应器中的主要亚硝酸盐氧化细菌,探针NIT3的特异菌株*Nitrobacter*在各阶段总菌中所占有的比例都很低,在MBR-Ⅱ阶段仅占0.3%。这表明即使在高负荷状态下慢生型的*Nitrospira*仍占据膜生物反应器的主导地位,并未因运行条件的改变而发生明显的种群结构变化。已有文献表明长SRT可能会选择出能够更好地适应饥饿状态的硝化菌种(郝晓地等, 2009),与本研究长期无排泥运行MBR中慢生型硝化细菌占据主导地位的结果一致。

探针 Ntspa662 和 NIT3 指示的亚硝酸盐氧化细菌在总菌中的比例反而降至 MBR-I 和 HRT = 5 h 的一半, 仅为 2.8%。而 MBR-II 的 SNFR ($0.045 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) 也是其在阶段 I 和 HRT = 5 h 的一半 ($0.08 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) 左右。这说明此时膜生物反应器中硝酸细菌生长的抑制是系统亚硝酸盐活性降低的重要原因。已有报道表明, NO_2^- -N 是硝酸细菌的生长基质, 但在高浓度下它同时也会抑制硝化细菌生长。在实验室培养的大多数硝酸细菌的适宜 NO_2^- -N 浓度为 $30 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下 (郑平等, 2004), 而此时膜生物反应器中的平均出水 NO_2^- -N 浓度为 $425 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ($30 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$), 从而推断亚硝酸盐是此时抑制硝酸细菌生长的一个重要原因。亚硝酸盐的主要抑制方式有 (Yarborough *et al.*, 1980): ①抑制氧吸收、氧化磷酸化和主动运输, 从而影响能量保存; ②作为解耦联剂, 引起跨膜质子梯度的瓦解; ③抑制某些酶的活性。但我们也不能排除膜生物反应器中胞外分泌物积累的影响, 过多的胞外分泌物不仅抑制硝化细菌活性 (李红岩等, 2004), 也会增加基质和溶解氧的传递阻力。Laanbroek (1994) 等从代谢动力学的角度分析表明氨氧化细菌对氧的亲合力 ($K_s(\text{O}_2)$, $0.2 \sim 0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和耗氧速率均高于硝酸细菌 ($K_s(\text{O}_2)$, $1.2 \sim 1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 表明氨氧化细菌对氧的争夺性强于亚硝酸盐细菌。在反应器中累积大量 EPS 增加溶解氧传递阻力的情况下 (Nogueira *et al.*, 2002), 亚硝酸盐细菌无法取得足够的溶解氧进行代谢也是系统亚硝酸盐活性降低的原因。

4 结论 (Conclusions)

1) 延长 HRT、降低容积负荷的措施可以恢复 AOB 在总菌中的比例, 改善 MBR 系统的氨氧化性能, 但前期实验中占主导地位的氨氧化杆菌 (*Nitrosomonas*) 的比例却显著降低, 慢生型氨氧化细菌的增加并未引起污泥氨氧化活性的上升; NOB 所占比例继续降低, 慢生型的 *Nitrospira* 仍占据膜生物反应器的主导地位, MBR 系统的亚硝酸盐氧化活性并未得到改善。

2) MBR 反应器中仍存在大量惰性物质, 不仅抑制硝化活性, 增加溶解氧传递阻力导致硝化菌, 尤其是亚硝酸盐氧化细菌代谢能力降低; 高 NO_2^- 含量和高胞外物浓度是阻碍反应器亚硝酸盐氧化功能恢复的主因。

3) 膜生物反应器用于硝化过程时, 尽管其耐负荷冲击能力强, 但其系统环境更利于慢生型硝化细菌的生长, 导致系统一旦破坏其性能恢复缓慢。

责任作者简介: 杨敏 (1964—), 男, 博士, 研究员、博士生导师、中国科学院“百人计划”入选者、国家杰出青年基金获得者、并入选“新世纪百千万人才工程”。主要围绕饮用水、城市污水和工业废水中有害污染物的识别、风险评价与高效控制技术开展研究。

参考文献 (References):

- Amann R I, Krumholz L, Stahl D A. 1990. Fluorescent oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic and environmental studies in Microbiology [J]. *Journal of Bacteriology*, 172: 762-770
- Amann R I, Ludwig W, Schleifer K H. 1995. Phylogenetic identification and *in situ* detection of individual microbial cells without cultivation [J]. *Microbiology Review*, 59: 143-169
- Bo Frolund, Palmgren R, Kerding K, *et al.* 1996. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin [J]. *Water Research*, 30(8): 1749-1758
- Both G J, Laanbroek H J. 1991. The effect of the incubation period on the result of MPN enumerations of nitrite-oxidizing bacteria: theoretical considerations [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 85: 335-344
- Chudoba P, Pannier M, Truc A, *et al.* 1998. A new fixed-film mobile bed bioreactor for nitrification of wastewaters [J]. *Water Science & Technology*, 38(8/9): 233-240
- Daims H, Nielsen P, Nielsen J L, *et al.* 2000. Novel *Nitrospira*-like bacteria as dominant nitrite-oxidizers in biofilms from wastewater treatment plants: diversity and *in situ* physiology [J]. *Water Science & Technology*, 41(4/5): 85-90
- Delgado S, Diaz F, Villarroel R, *et al.* 2002. Nitrification in a hollow-fibre membrane bioreactor [J]. *Desalination*, 146: 445-449
- Delia T S. 2002. Extracellular polymer substances and physicochemical properties of flocs in steady- and unsteady-state activated sludge systems [J]. *Process Biochemistry*, 37: 983-998
- Dubois M, Gilles K A, Hamilton J K, *et al.* 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances [J]. *Analytical Chemistry*, 28 (3): 350-356
- 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 2002. 水和废水监测分析方法 (第4版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社
- Environmental Protection Bureau. 2002. The Standard Methods of Water and Wastewater Monitoring of China (fourth edition) [M]. Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese)
- 郝晓地, 朱景义, 曹秀芹, 等. 2009. 利用分子生物等技术确定活性污泥硝化细菌的衰减特征 [J]. *环境科学学报*, 29 (10): 2033-2040
- Hao X D, Zhu J Y, Cao X Q, *et al.* 2009. Determining the decay characteristics of nitrifying bacteria in activated sludge using molecular biological techniques [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*,

- 29(10):2033-2040(in Chinese)
- Hasar H, Kinaci C. 2004. Comparison of a sMBR and a CASP system for wastewater reclamation and reuse [J]. *Filtration and Separation*, 41(1):35-40
- Laanbroek H J, Bodelier P L E, Gerards S. 1994. Oxygen consumption kinetics of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter hamburgensis* grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentration [J]. *Arch Microbiology*, 161: 156-162
- 李红岩, 高孟春, 杨敏, 等. 2002. 组合式膜生物反应器处理高浓度氨氮废水[J]. *环境科学*, 23(5): 62-66
- Li H Y, Gao M C, Yang M, *et al.* 2002. Nitrification of high concentration NH_4^+ -N in member bioreactor [J]. *Environmental Science*, 23(5): 62-66(in Chinese)
- 李红岩, 高孟春, 杨清香, 等. 2004. 无排泥运行下膜生物反应器的硝化代谢产物及细菌活性研究[J]. *环境科学*, 25(4):94-97
- Li H Y, Gao M C, Yang Q X, *et al.* 2004. Activity of nitrifiers and metabolized products in a membrane bioreactor MBR under the condition of no sludge discharge [J]. *Environmental Science*, 25(4):94-97(in Chinese)
- 李红岩, 杨敏, 吴成强. 2005. 无排泥条件下 HRT 对膜生物反应器硝化性能的影响及其生物群落结构分析[J]. *环境科学学报*, 25(1):109-112
- Li H Y, Yang M, Wu C Q. 2005. The influence of HRT on nitrification performance and microbial community changes of MBR under the condition of no sludge discharge [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 25(1):109-112(in Chinese)
- Li H Y, Yang M, Zhang Y, *et al.* 2006. Bioreactor performance and community dynamics in a submerged membrane bioreactor with complete sludge retention [J]. *Journal of Biotechnology*, 123(1): 60-70
- Lowry O H, Rosebrough N H, Farr A L, *et al.* 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent [J]. *Journal of Biological Chemistry*, 193: 265-275
- Luxmy B S, Nakajima F, Yamamoto K. 2000. Analysis of bacterial community in membrane-separation bioreactors by fluorescent in situ hybridization (FISH) and denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) techniques [J]. *Water Science & Technology*, 41(10/11): 259-268
- Mobarry B K, Wagner M, Urbain V, *et al.* 1996. Phylogenetic probes for analyzing abundance and spatial organization of nitrifying bacteria [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(6): 2156-2162
- Muller E B, Stouthamer A H, Verseveld H W, *et al.* 1995. Aerobic domestic waste water treatment in a pilot plant with complete sludge retention by cross-flow filtration [J]. *Water Research*, 29: 1179-1189
- Nogueira R, Luis F M, Purkhold U, *et al.* 2002. Nitrification and heterotrophic population dynamics in biofilm reactors: effects of hydraulic retention time and the presence of organic carbon [J]. *Water Research*, 36:469-481
- Satoh H, Yamakawa T, Kindaichi T, *et al.* 2006. Community structures and activities of nitrifying and denitrifying bacteria in industrial wastewater-treating biofilms [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 94(4): 762-772
- Siripong S, Rittmann B E. 2007. Diversity study of nitrifying bacteria in full-scale municipal wastewater treatment plants [J]. *Water Research*, 41(5): 1110-1120
- Suwa Y, Sumino T, Noto K. 1997. Phylogenetic relationships of activated sludge isolates of ammonia oxidizers with different sensitivities to ammonium sulfate [J]. *Journal of General and Applied Microbiology*, 43: 373-379
- Verdenbreg L H J, Nielsen K, Potma A A, *et al.* 1997. Fluid bed biological nitrification and denitrification in high salinity wastewater [J]. *Water Science & Technology*, 36(1): 93-100
- Wagner M, Rath G, Amann R, *et al.* 1995. In situ identification of ammonia - oxidizing bacteria [J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 18: 251-264
- Wagner M, Rath G, Koops H P, *et al.* 1996. In situ analysis of nitrifying bacteria in sewage treatment plants [J]. *Water Science & Technology*, 34: 237-244
- Wallner G, Amann R I, Beisker W. 1993. Optimizing fluorescent in situ hybridization with rRNA-targeted oligonucleotide probes for flow cytometric identification of microorganisms [J]. *Cytometry*, 14: 136-143
- Wang X, Wen X, Griddle C, *et al.* 2010. Community analysis of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of eight wastewater treatment systems [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 22(4): 627-634
- Yarbrough J M, Rake J B, Eagon R G. 1980. Bacterial inhibition effects of nitrite: inhibition of active transport, but not of group translocation, and of intracellular enzymes [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 39(4): 831-834
- 郑平, 徐向阳, 胡宝兰. 2004. 新型生物脱氮理论与技术 [M]. 北京: 科学出版社
- Zheng P, Xu X Y, Hu B L. 2004. New Theory and Technology of Biological Nitrogen Removal [M]. Beijing: Science Press (in Chinese)