

移动床膜生物反应器同步硝化反硝化特性

杨帅, 杨凤林*, 付志敏

(大连理工大学环境与生命学院, 工业生态与环境工程教育部重点实验室, 大连 116024)

摘要: 采用挂膜填料代替传统膜生物反应器(MBR)的活性污泥, 构建一种新型的移动床膜生物反应器(MBMBR), 考察其处理模拟生活污水的效果及同步硝化反硝化(SND)特性. 结果表明, 移动床膜生物反应器运行 67 d, 对模拟生活污水表现出良好的去除有机物及同步硝化反硝化能力. 进水 COD 浓度为 573.5 ~ 997.7 mg/L 时, 膜出水 COD 去除率为 88.3% ~ 99.2%. 进水氨氮浓度为 45.5 ~ 99.2 mg/L 时, 膜出水氨氮去除率为 72.1% ~ 99.8%, 总氮去除率为 62.0% ~ 96.3%. 批式实验结果表明, 生物膜去除总氮的最佳溶解氧浓度为 1 mg/L, 其中氨氮和总氮去除率分别为 100% 和 60%. 生物膜系统内可能存在好氧反硝化现象. DO 为 3 mg/L 且有机碳源充足时, 生物膜总氮去除率为 99.0%, SND 率达到 99.8%. 扫描电镜对生物膜的观察发现生物膜内部存在着明显的孔隙, 有利于溶解氧和有机基质从外界向生物膜内部传递.

关键词: 生物膜; 膜生物反应器; 溶解氧; 同步硝化反硝化; 好氧反硝化

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)03-0803-06

Characteristics of Simultaneous Nitrification and Denitrification in Moving Bed Membrane Bioreactor

YANG Shuai, YANG Feng-lin, FU Zhi-min

(Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering, Ministry of Education, School of Environmental & Biological Science & Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: To investigate the removal efficiency of synthetic wastewater and characteristics of simultaneous nitrification and denitrification (SND) performances, a new type of moving bed membrane bioreactor (MBMBR) had been developed by using carriers instead of activated sludge in membrane bioreactor (MBR). Results showed that good organics removal and SND performances was achieved during the 67 d experimental period. COD, ammonium and total nitrogen removal efficiencies of MBMBR remained 88.3%-99.2%, 72.1%-99.8% and 62.0%-96.3% respectively as influent COD were 573.5-997.7 mg/L and ammonium nitrogen were 45.5-99.2 mg/L. Moreover, batch experiments results showed the optimum DO for nitrogen removal was 1 mg/L, ammonium and total nitrogen removal efficiencies were 100% and 60.0%, respectively. Aerobic denitrification may occur in biofilm system. When DO concentration was 3 mg/L and the organic carbon source was abundant, 99.0% total nitrogen removal efficiency and 99.8% SND efficiency was achieved in batch experiment. The microstructure of biofilm was examined using SEM. Results showed that some cavities were present, which would be favorable to enhance substrate and oxygen to transfer from the bulk to the interior of biofilm.

Key words: biofilm; membrane bioreactor; dissolved oxygen (DO); simultaneous nitrification and denitrification; aerobic denitrification

膜生物反应器作为一种高效、紧凑的新型处理系统在污水处理和回用领域得到了广泛的研究和应用^[1,2],但在实践中好氧膜生物反应器脱氮除磷效果不佳是制约膜生物反应器发展的主要问题之一^[3].

与活性污泥相比,生物膜具有更高的微生物活性^[4]、微生物相多样化、耐冲击负荷能力强等^[5]特点,而且随着生物膜厚度的增加其传质阻力相应增加,沿传质方向逐渐形成外层为好氧层内层为缺/厌氧层的微环境.好氧层主要进行硝化反应,缺氧层主要进行反硝化反应,缺氧层的形成有利于加强生物反硝化能力,可在好氧反应器内同时进行硝化和反硝化过程,强化系统整体的脱氮能力.

本试验设计一种新型的膜生物反应器——移动床膜生物反应器(moving bed membrane bioreactor,

MBMBR),即用挂膜填料代替传统膜生物反应器中的活性污泥,考察 MBMBR 对有机物和氮的去除效果,并结合批式实验研究生物膜在不同 DO 和碳源投加方式等条件下去除氨氮和总氮的能力,进一步探讨生物膜同步硝化反硝化的作用机制.

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验装置如图 1 所示,反应器有效容积为 30 L. 反应器中间有一带孔隔板,将反应器分为移动床区

收稿日期: 2008-04-04; 修订日期: 2008-07-06

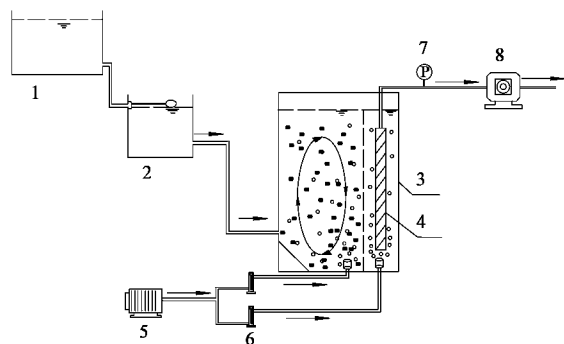
基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2003AA601050)

作者简介: 杨帅(1983~),女,博士研究生,主要研究方向为膜生物反应器在废水处理中的应用, E-mail: yangshuai1125@163.com

* 通讯联系人, E-mail: yangfl@dlut.edu.cn

和膜区两部分,其中移动床区占总体积的 3/4,膜区占 1/4.设置隔板的目的是为了防止填料停留堆积在膜组件附近,影响填料的移动.移动床区添加体积分数为 30% 的无纺布填料,作为微生物生长的载体.移动床区的下方一侧设 4 个曝气砂头,维持填料在反应器内的循环移动,并为微生物生长提高氧气,供气量由转子流量计控制.中空纤维膜组件浸没在膜区,膜区下方设 2 个曝气砂头,利用曝气吹脱减轻膜污染.采用蠕动泵抽吸出水,出水水量由蠕动泵调节控制,膜通量控制在 $6.25 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$,相应的水力停留时间为 12 h.在整个反应器运行期间不排泥.

本试验选用的微滤膜组件由杭州凯宏膜技术有限公司生产,膜材料为聚丙烯,膜孔径为 $0.1 \mu\text{m}$,膜面积为 $0.2 \text{ m}^2/\text{片} \times 2 \text{ 片}$.试验填料选用实验室内开发的一种新型无纺布填料,即在塑料支架的内侧附上一层聚酯无纺布,填料为圆柱体,外径为 2.0 cm ,内径为 1.8 cm ,高 1.8 cm .无纺布沾水以后湿密度接近水,挂膜后在水中易于循环流动.



1. 进水箱; 2. 平衡水箱; 3. 生物膜反应器; 4. 微滤膜;
5. 空气泵; 6. 气体流量计; 7. 压力表; 8. 蠕动泵

图 1 移动床膜生物反应器试验装置

Fig.1 Schematic diagram of moving bed membrane bioreactor

1.2 试验用水及载体挂膜

试验用水为模拟生活污水,用白砂糖和 NH_4Cl 作为碳源和氮源.配水主要成分为 (mg/L): COD , 400 ~ 800; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, 20 ~ 90; KH_2PO_4 , 4 ~ 8; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 25; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 20; CaCl_2 , 22; EDTA , 20.同时加入 NaHCO_3 ,控制进水 pH 值在 7.0 ~ 7.5 之间.

接种污泥取自大连市春柳河污水处理厂二沉池.污泥驯化后移入反应器中,定时向反应器内投加营养物质,连续曝气,2 d 后,菌胶团和少量的细菌开始在载体表面附着生长,随着时间的推移,微生物不断增长,从载体表面向外扩散,2 周后形成成熟的生物膜.生物膜呈棕黄色,通过电子显微镜观察,微生

物相丰富,存在大量的钟虫、变形虫和少量轮虫.

1.3 分析项目及方法

化学需氧量(COD)采用快速重铬酸钾滴定法测定,氨氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)采用纳氏试剂分光光度法测定,亚硝酸氮($\text{NO}_2^- - \text{N}$)采用 N -(1-萘基)-乙二胺光度法测定,硝酸氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)采用紫外分光光度法测定,混合液悬浮固体浓度(MLVSS)、混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)根据标准方法测量^[6].总氮(TN)通过氨氮、硝酸氮和亚硝酸氮求和的方式得到.溶解氧(DO)采用溶解氧仪测定(YSI, Model55 溶解氧仪, USA),pH 值采用精密 pH 计(PHS-3C)测定.污泥结构与生物相的观察选用扫描电镜(JEOL JSM-5600LV, 日本)和光学显微镜(2XC-D, 上海).

1.4 同步硝化反硝化特性实验方法

设计一系列批实验考察生物膜同步硝化反硝化特性,实验方法如下.

从反应器中取一定量挂膜填料,去离子水冲洗剥落全部生物膜,得到的生物膜混合液 3 500 r/min 离心 10 min 并去除上清液,剩余的生物膜浓缩物转移至 500 mL 烧杯中,加入 400 mL 模拟废水,其中 $\text{COD} = 400 \text{ mg/L}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N} = 40 \text{ mg/L}$, $\text{P} = 8 \text{ mg/L}$, $\text{pH} = 7.0$,水浴加热控制烧杯内恒温 25°C ,烧杯中加入曝气头均匀曝气,保持恒定的溶解氧浓度.每隔 60 min 取 10 mL 混合液样品,滤纸过滤,测定样品中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 COD 含量.

根据氨氮消失的速率计算比硝化速率:

$$\text{SNR} = \frac{[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_0 - [\text{NH}_4^+ - \text{N}]_t}{M \times \text{MLVSS} \times t} \times 1440 \quad (1)$$

式中,SNR 为比硝化速率, $\text{mmol} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$; $[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_0$ 、 $[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_t$ 分别为初始时刻与第 t (min) 时测得的氨氮浓度, mg/L ; M 为氨氮分子量; MLVSS 为污泥浓度, g/L ; t 为反应时间, min.

根据总氮消失的速率计算比总氮去除速率:

$$\text{STNR} = \frac{[\text{TN}]_0 - [\text{TN}]_t}{M \times \text{MLVSS} \times t} \times 1440 \quad (2)$$

式中,STNR 为比总氮去除速率, $\text{mmol} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$; $[\text{TN}]_0$ 、 $[\text{TN}]_t$ 分别为初始时刻与第 t (min) 时测得的总氮浓度, mg/L ; M 为总氮分子量; MLVSS 为污泥浓度, g/L ; t 为反应时间, min.

1.5 SND 率的计算方法

对 Katie 等^[7]提出的 SND 率的计算方法进行了简化,忽略反应过程中微生物同化作用和细胞衰亡对氨氮浓度的影响,简化的计算公式如下:

$$SND = \left(1 - \frac{[NO_x^- - N]_{\text{remained}}}{[NH_4^+ - N]_{\text{removal}}} \right) \times 100\% \quad (3)$$
$$[NO_x^- - N]_{\text{remained}} = [NO_2^- - N]_{\text{eff}} + [NO_3^- - N]_{\text{eff}} \quad (4)$$
$$[NH_4^+ - N]_{\text{removal}} = [NH_4^+ - N]_{\text{inf}} - [NH_4^+ - N]_{\text{eff}} \quad (5)$$

式中, $[NO_x^- - N]_{\text{remained}}$ 为反应后剩余的亚硝酸氮和硝酸氮总量, mg/L; $[NH_4^+ - N]_{\text{removal}}$ 为反应中去除的氨氮, mg/L; $[NO_2^- - N]_{\text{eff}}$ 为出水亚硝酸氮含量, mg/L; $[NO_3^- - N]_{\text{eff}}$ 为出水硝酸氮含量, mg/L; $[NH_4^+ - N]_{\text{inf}}$ 为进水氨氮含量, mg/L; $[NH_4^+ - N]_{\text{eff}}$ 为出水氨氮含量, mg/L.

2 结果与讨论

2.1 MBMBR 污染物去除效果

MBMBR 反应器运行 67 d, 有机物、氨氮、总氮的去除效果分别如图 2 ~ 图 4 所示. 由图 2 可见, 进水 COD 浓度为 573.5 ~ 997.7 mg/L 时, 膜出水 COD 平均浓度为 41.0 mg/L, 去除率为 88.3% ~ 99.2%. MBMBR 既具有良好的有机物去除能力外, 还具有很好的硝化能力. 如图 3 所示, 进水氨氮浓度为 45.5 ~ 99.2 mg/L 时, 膜出水氨氮平均浓度为 8.9 mg/L, 氨氮去除率为 72.1% ~ 99.8%. 生物膜系统在取得良好的硝化效果的同时也取得了相对稳定的总氮去除效果. 如图 4, 进水总氮浓度为 45.5 ~ 99.2 mg/L, 膜出水总氮去除率为 62.0% ~ 96.3%. 另外, 生物膜系统抗冲击负荷的能力很强, 在实验运行第 25 d, 进水氨氮浓度从 63.1 mg/L 提高到 89.6 mg/L, 生物膜系统依然保持稳定的氨氮和总氮去除效果.

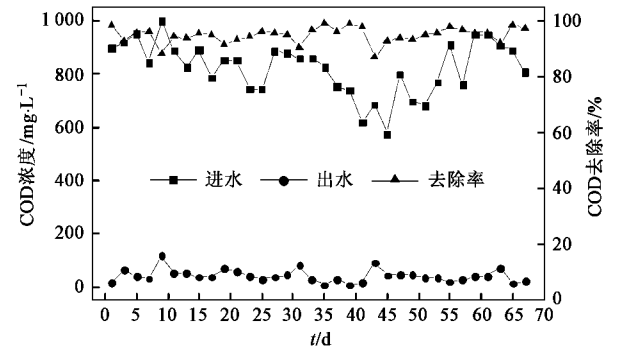


图 2 MBMBR 有机物去除能力

Fig. 2 Organics removal performances of MBMBR

2.2 生物膜在不同 DO 条件下的 SND 能力

在不同 DO 条件下(实验 D1: DO = 0.5 mg/L; 实验 D2: DO = 1 mg/L; 实验 D3: DO = 3 mg/L) 进行同步硝化反硝化批式实验. 实验在 500 mL 的烧杯内进行, 以实现溶解氧的控制和均匀分布, 排除由于曝气

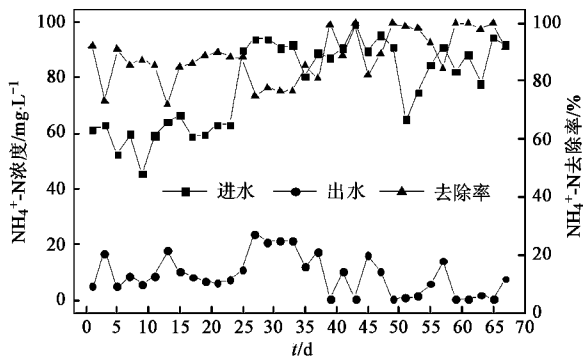


图 3 MBMBR 氨氮去除能力

Fig. 3 Ammonia nitrogen removal performances of MBMBR

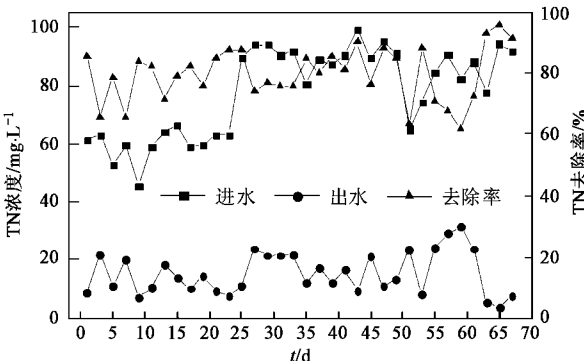


图 4 MBMBR 总氮去除能力

Fig. 4 Total nitrogen removal performances of MBMBR

不均引起的反应器内局部厌氧反硝化的影响.

由图 5 可知, 不同溶解氧条件下, 反应 5 h 后有机物去除率均在 90% 以上, DO 为 0.5 mg/L 时, COD 在 2 h 内降低到 150 mg/L 左右并逐渐趋于稳定. DO 分别为 1 mg/L 和 3 mg/L 时, COD 在 1 h 内迅速降低到 100 mg/L 左右并逐渐趋于稳定.

DO 为 0.5、1 和 3 mg/L 时, $NH_4^+ - N$ 去除率分别为 51.7%、100% 和 96.3%, 可见溶解氧浓度是控制硝化反应进行和反应速率快慢的一个重要因素^[8]. 从实验结果看, 对于生物膜系统, 溶解氧大于 1 mg/L, 硝化反应能够迅速发生. 从总氮的去除效果看, DO 为 0.5、1 和 3 mg/L, 反应 5 h 后 TN 的去除率分别为 50.5%、60.0% 和 54.9%. 计算得出生物膜比总氮消耗速率分别是 0.37、0.47 和 0.34 mmol·(g·d)⁻¹. 生物膜去除总氮的最佳溶解氧浓度在 1 mg/L 左右, 这与传统膜生物反应器达到最佳同步硝化反硝化效果的溶解氧浓度相近^[8].

从微环境理论的角度分析, 由于 DO 扩散的限制, 在生物膜内产生 DO 梯度从而导致微环境的同

步硝化反硝化. DO 为 0.5 mg/L 时,溶解氧很低,因此氧的穿透能力很弱,大多数生物膜的内部都能形成缺氧区,所以反硝化能力很强,几乎没有硝酸盐氮和亚硝酸盐氮的剩余[图 5(a)].但低溶解氧浓度抑制硝化反应的发生^[8],导致总氮的去除率较低,为 50.5%. DO 为 1 mg/L 时,溶解氧充足,硝化反应迅速发生,5 h 氨氮的转化率达到 100%,生成的硝酸盐氮和亚硝酸盐氮传递到生物膜内部缺氧区发生反硝化反应,总氮的去除率达到 60.0%[图 5(b)].

而 DO 为 3 mg/L 时,总氮的去除率为 54.9%[图 5(c)]. Robertson 等^[9]研究表明,当 DO 约为水中饱和溶解氧的 25% 时,系统是完全好氧的,溶解氧能完全穿透生物膜或者活性污泥絮体.水温为 25℃ 时,水中饱和溶解氧浓度为 8.24 mg/L,相应的 25% 值为 2.06 mg/L,实验中 DO 为 3 mg/L,所以可以认为系统是完全好氧的,DO 可以穿透生物膜絮体,缺氧或厌氧微环境不易存在,系统中发生缺氧反硝化反应的可能性降低.由此可以推测,DO 为 3 mg/L 时,生物膜系统中可能存在好氧反硝化.

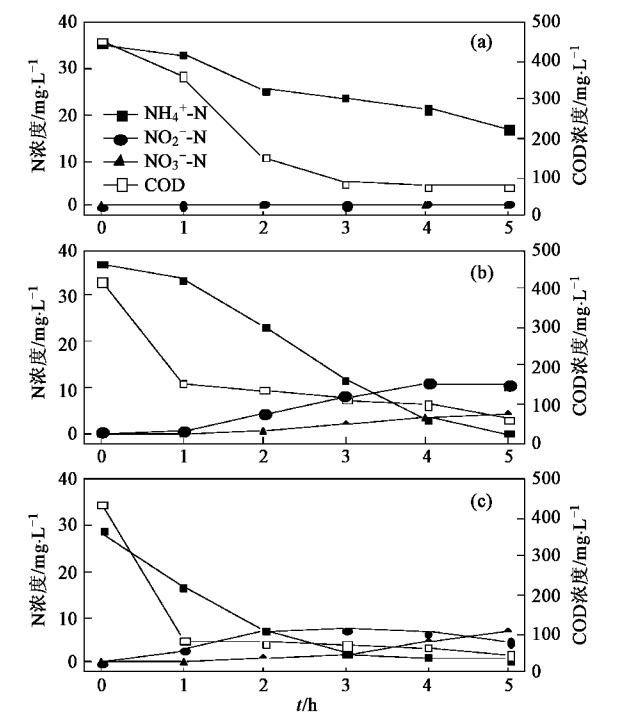


图 5 DO 对同步硝化反硝化能力的影响

Fig.5 Effect of DO on simultaneous nitrification and denitrification

2.3 碳源投加方式对 SND 的影响

在完全好氧的条件下(DO 为 3 mg/L),采用不同碳源投加方式进行同步硝化反硝化批式实验.

实验 T1: 一次性投加碳源方式,初始 COD 浓度

为 400 mg/L;实验 T2: 分批投加碳源方式,初始 COD 浓度 200 mg/L 以后每小时投加 COD 200 mg/L;实验 T3: 分批投加碳源方式,初始 COD 浓度 100 mg/L 以后每小时投加 COD 100 mg/L.

图 6 给出不同碳源投加方式下, SND 批式实验中 NH_4^+ -N 浓度变化. 反应 5 h 后 T1、T2 和 T3 的 NH_4^+ -N 去除率分别为 100%、99.2% 和 98.1%. TN 去除率分别为 59.9%、99.0% 和 47.5%. 计算得出比总氮消耗速率分别是 0.47、0.63 和 0.39 $\text{mmol} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$,说明适当的溶解氧条件下,有机物浓度是影响好氧反硝化反应的重要因素. 有机物作为反硝化菌的碳源和能源,在有氧的条件下,必然要同时为氧和硝酸盐或亚硝酸盐提供电子,因而充足的有机物含量有利于反硝化反应的发生,前人的研究也证实了这一点. 李丛娜等^[10]利用 SBR 反应器进行脱氮研究时发现,在溶解氧高达 8 mg/L, COD/N 为 7.9, MLSS 较低的情况下,经过 5 h 曝气,总氮去除率可达到 45.3%. Bang 等^[11]以聚乙醇作为唯一碳源,在恒化器实验中, COD/N 分别为 1.8 和 3.6 时, TN 去除率为 45% 和 84%. 但是进水中有机物浓度过高则有可能强化碳化作用,削弱反硝化, Robertson 等^[12]在对 *Thiosphaera pantotropha* 的研究中指出, COD/N 与反硝化速率的正相关处于某一最佳范围内. Huang 等^[13]认为对于好氧反硝化菌 *Citrobacter diversus*, COD/N 的最佳值是 4~5.

实验 T1 采用一次性投加碳源方式,反应初期有机物充足,可以满足微生物生长和反硝化反应的需要. 但是有机物降解速度很快,反应进行 1 h 后, COD 浓度下降到 83.6 mg/L,反硝化反应由于缺乏碳源而受到阻碍,只能依靠微生物体内储存的内源有机物维持,所以反硝化反应速率减慢^[14, 15],反应 5 h 后, TN 去除率为 59.9%[图 6(a)]. 实验 T2 采用分批投加碳源的方式,反应过程中 COD 浓度一直维持在 150 mg/L 左右. 这既解决了由于采用易降解的白砂糖作为碳源造成的反应后期有机碳源不足,总氮去除效果不理想的问题,又保证了有机碳源每次投加量能够满足微生物生长和利用的需要,从而保证了在整个反应进行过程中碳源充足,硝化、反硝化过程能很好地同步进行. 反应 5 h 后, TN 去除率达到 99.0%[图 6(b)], SND 率达到 99.8% (表 1). 实验 T3 同样采用分批投加碳源的方式,但是由于初始碳源和每次投加量不足,反应过程中平均 COD 浓度在 100 mg/L 以下,由于碳源不足,反硝化过程受到抑制,总氮的去除效果不理想. 反应 5 h 后, TN 去除率

表 1 不同条件下生物膜同步硝化反硝化能力

Table 1 SND characteristics of different conditions in MBMR

指标	D1	D2	D3(T1)	T2	T3
比硝化速率/ $\text{mmol}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$	0.38	0.77	0.57	0.63	0.79
比总氮去除速率/ $\text{mmol}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$	0.37	0.47	0.34	0.63	0.39
氨氮去除率/%	51.7	100	96.3	99.2	98.1
总氮去除率/%	50.5	60.0	54.9	99.0	47.5
SND 率/%	97.2	59.9	56.9	99.8	48.3

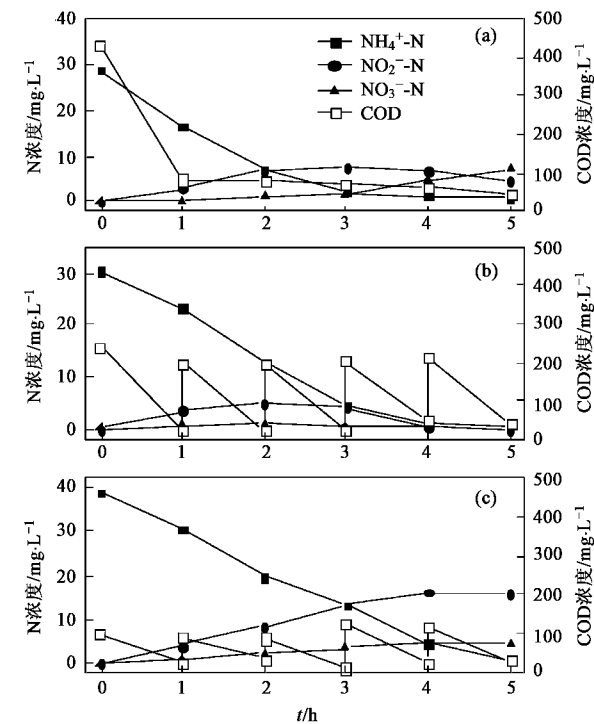


图 6 碳源对同步硝化反硝化能力的影响

Fig.6 Effect of carbon source on simultaneous nitrification and denitrification

为 47.5%[图 6(c)].

2.4 生物膜絮体结构特征

图 7(a)为生物膜絮体整体外观状态,生物膜絮体是由大量菌胶团和丝状菌缠绕在一起连接而成,由于丝状菌的大量存在,生物膜絮体的粒径较大且不易沉降,SV₃₀达 100%.图 7(b)为生物膜絮体内部,以大量的球菌和短杆菌为主,菌体之间存在着明显的孔洞和孔隙.这为外界的溶解氧和有机基质向生物膜内部传递提供了必要的通道,有利于硝化反应和反硝化反应的同步进行.

3 结论

(1) MBMR 反应器运行 67 d,实现了有机物、氨氮、总氮的同步去除.进水 COD 浓度为 573.5 ~ 997.7 mg/L,膜出水 COD 去除率 88.3% ~ 99.2%.进

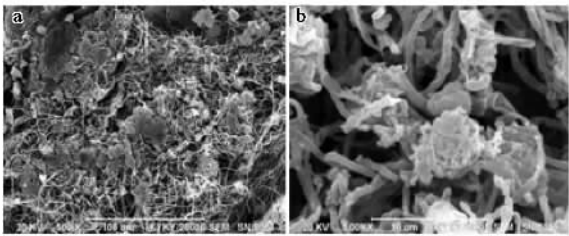


图 7 生物膜扫描电镜照片

Fig.7 SEM photos of biofilm in MBMR

水氨氮浓度为 45.5 ~ 99.2 mg/L时,氨氮去除率为 72.1% ~ 99.8 %.总氮去除率为 62.0% ~ 96.3%.另外,生物膜系统抗冲击负荷的能力也很好.

(2) 生物膜同步硝化反硝化批式实验结果表明,生物膜同步硝化反硝化最佳 DO 为 1 mg/L左右. DO 为 3 mg/L生物膜同样具有同步硝化反硝化能力,推测生物膜内可能存在好氧反硝化现象. DO 为 3 mg/L时,采用逐步补加碳源的方式进行同步硝化反硝化批式实验,SND 率达到 99.8%.

(3) 扫描电镜结果表明,生物膜内菌体之间存在着明显的孔隙,为外界的溶解氧和有机基质向生物膜内部传递提供了必要的通道.

参考文献:

[1] Holakoo L, Nakhla G, Bassi A S, *et al.* Long term performance of MBR for biological nitrogen removal from synthetic municipal wastewater[J]. *Chemosphere*, 2007, **66**(5): 849-857.

[2] Chae S R, Shin S H. Characteristics of simultaneous organic and nutrient removal in a pilot-scale vertical submerged membrane bioreactor (VSMBR) treating municipal wastewater at various temperatures[J]. *Process Biochem*, 2007, **42**(2): 193-198.

[3] Zhang H, Xiao J, Cheng Y, *et al.* Comparison between a sequencing batch membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor[J]. *Process Biochem*, 2006, **41**(1): 87-95.

[4] Lee H S, Park S J, Yoon T I. Wastewater treatment in a hybrid biological reactor using powdered minerals: effects of organic loading rates on COD removal and nitrification[J]. *Process Biochem*, 2002, **38**(1): 81-88.

[5] Wang J, Shi H, Qian Y. Wastewater treatment in a hybrid biological reactor (HBR): effect of organic loading rates[J]. *Process Biochem*,

- 2000, **36**(3): 297-303.
- [6] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. (第三版). 北京: 中国环境科学出版社, 1989. 106-110.
- [7] Third K A, Burnett N, Ruwisch R C. Simultaneous nitrification and denitrification using stored substrate (PHB) as the electron doner in an SBR[J]. Biotechnol Bioeng, 2003, **83**(6): 706-720.
- [8] 邹联沛, 刘旭东, 王宝贞, 等. MBR 中影响同步硝化反硝化的生态因子[J]. 环境科学, 2001, **22**(4): 51-55.
- [9] Robertson L A, Niel E W, Torremans R M, *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat culture of *Thiosphaera patotropha* [J]. Appl Environ Microbiol, 1988, **54**(11): 2812-2818.
- [10] 李丛娜, 吕锡武, 稻森悠平. 同步硝化反硝化研究[J]. 给水排水, 2001, **27**(1): 22-24.
- [11] Bang D Y, Watanabe Y, Noike T. An experiment study on aerobic denitrification with polyvinyl alcohol as a carbon source in biofilms [J]. Water Sci Technol, 1996, **32**(8): 235-242.
- [12] Robertson L A, Kuenen J G. *Thiosphaera pantotropha* gen. nov. sp. nov., a facultative autotrophic sulphur bacterium [J]. J Gen Microbiol, 1983, **129**(8): 2847-2855.
- [13] Huang H, Tseng S K. Nitrate reduction by *Citrobacter diversus* under aerobic environment[J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2001, **55**(1): 90-94.
- [14] 王景峰, 王暄, 季民, 等. 聚糖菌颗粒污泥基于胞内储存物质的同步硝化反硝化[J]. 环境科学, 2006, **27**(3): 473-477.
- [15] Loosdrecht M C, Pot M A, Heijnen J J. Importance of bacterial storage polymers in bioprocesses[J]. Water Sci Technol, 1997, **35**(1): 41-47.