

有机负荷对缺氧-好氧 MBR 系统的影响

高大文¹, 安瑞^{1,2}, 陶彧¹, 付源¹, 任南琪¹

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

2. 深圳市水务(集团)有限公司, 广东 深圳 518000, gaodw@hit.edu.cn)

摘要: 为了考察缺氧-好氧 MBR 系统深度处理生活污水的效能, 以实际生活污水为处理对象, 研究不同有机负荷(分别为 315.8、407.5、507.7 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, 以 COD 计)对缺氧-好氧 MBR 系统去除有机污染物和脱氮能力的影响, 并借助聚合酶链反应-变性梯度凝胶电泳(PCR-DGGE)和 16S rDNA 等分子生物学方法研究系统内微生物种群结构的变化。研究结果表明, 有机负荷的提高使整个系统对 COD 的去除率从 65.9% 提高到 85.95%, 总氮去除率从 18.5% 提高到 69.5%; 但是有机负荷对氨氮去除的影响不大。缺氧-好氧 MBR 系统在实现低有机碳源下总氮的去除和污泥减量化方面具有一定优势。此外, 进水有机负荷对系统内微生物种群结构有较大影响, 在中等有机负荷(400 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)下 MBR 的 Shannon 指数达到最大值(0.95), 此时脱氮菌成为优势菌种, 系统运行稳定且效能最高。

关键词: MBR; 有机负荷; 脱氮; 污泥减量化; 微生物种群结构

中图分类号: X172

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2010)06-0886-04

Impact of organic loading on anoxic tank-aerobic MBR system

GAO Da-wen¹, AN Rui^{1,2}, TAO Yu¹, FU Yuan¹, REN Nan-qi¹

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

2. Shenzhen Water (Group) Co., Ltd, Shenzhen 518000, gaodw@hit.edu.cn)

Abstract: To investigate the wastewater treatment efficiency of an anoxic tank-aerobic MBR system, COD, ammonia and total nitrogen (TN) removal rate were measured at different organic loadings (OL) of raw sewage (in COD, 315.8, 407.5 and 507.7 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$). PCR-DGGE and 16S rDNA were used to detect microbial community structures in the system. Results show that increasing OL can enhance the removal rate of COD from 65.9% to 85.95% and that of TN from 18.5% to 69.5%, but it has little impact on ammonia removal. The system has advantages on both low-organic-carbon-dependant TN removal and excess sludge control. Changes of OL obviously influence system's microbial community structures. The system is robust and highly efficient under moderate OL conditions, with the highest Shannon diversity index (0.95) of all the OL conditions.

Key words: MBR; organic loading; nitrogen removal; excess sludge control; microbial community structure

随着社会的不断发展和进步, 人们对水环境质量的要求越来越高, 同时经济的发展所带来的水资源日益短缺的现状也迫切要求开发合适的污水深度处理技术, 以缓解水资源的供需矛盾^[1]。在城市化进程不断加快的今天, 生活污水的资源

化利用和深度处理成为未来水处理的趋势之一。因此, 我国环境保护“十一五”规划对城市生活污水处理的普及和污水的深度处理提出了更高的要求。膜生物反应器(MBR)是一种膜分离单元与生物处理单元相结合的水处理技术, 它以膜组件取代二沉池, 与传统的生化水处理技术相比, 膜组件能将活性污泥完全截留在反应器内, 大大提高了反应速率, 增强了系统的耐冲击负荷的能力, 且污泥的产量也相应减少^[2]。膜生物反应器实现了 SRT 和 HRT 的分离, 有利于实现自动化控制和延

收稿日期: 2010-03-01.

基金项目: 高等学校全国优秀博士学位论文作者专项基金(200544); 黑龙江省杰出青年基金(JC200909); 国家自然科学基金重点项目(50638020).

作者简介: 高大文(1967—), 男, 教授, 博士生导师.

长水力停留时间,出水水质稳定,是中水回用的重要技术手段,同时也是污泥减量化研究的热点之一。与此同时,随着 MBR 在水污染控制中发挥着越来越重要的作用,研究者的目光越来越多地集中在通过厌氧(缺氧)-好氧 MBR 系统同时实现有机物和氮的脱除^[3-6]。本文以实际生活污水为处理对象,考察了在不同有机负荷条件下缺氧-好氧 MBR 系统去除 COD 和脱氮的效能,以及该系统在不同有机负荷下污泥产生的情况。此外,借助 PCR-DGGE 和 16S rDNA 方法研究了在不同有机负荷条件下系统内微生物种群结构的变化。

1 试 验

1.1 试验装置

整个工艺主要由配水箱、缺氧罐和内置式好氧 MBR 三部分组成(见图1),每部分均由厚 8 mm 有机玻璃制成。缺氧反应器的有效体积为 8 L,内设电磁搅拌器;好氧 MBR 的有效体积为 8 L,膜组件采用日本三菱公司生产的 PE 中空纤维膜,膜表面孔径为 0.4 μm 。试验用膜组件采用 0.11 m^2 的膜丝,MBR 理论膜通量为 30.38 $\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$ 。维持缺氧-好氧 MBR 系统温度为 $(23 \pm 2)^\circ\text{C}$ 。回流比设定为 2.5。缺氧罐和 MBR 的水力停留时间(HRT)均设定为 8 h。控制 MBR 的曝气量为 0.4 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (DO 含量为 5~6 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。

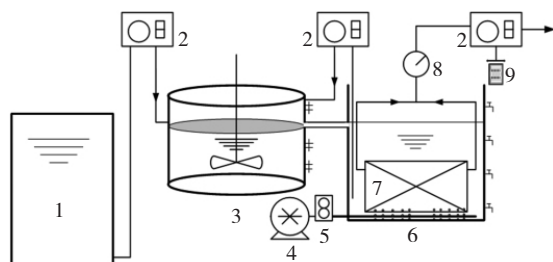
1.2 接种污泥与生活污水

用于接种缺氧-好氧 MBR 的污泥取自实验室用于处理生活污水的 A^2/O 工艺二沉池。本研究所用生活污水取自哈尔滨市某生活区,但首先经过了 1 个有效体积为 5.9 L 的升流式厌氧固定床反应器(UAFB)。经过 UAFB 预处理后的生活污水与原水相比悬浮固体(MLSS)和 COD 含量有所降低,且氨氮质量浓度提高 10% 左右。由于设定 UAFB 的 HRT 分别为 6、3、1 h,UAFB 出水 COD 的含量逐渐升高,因此,以不同 HRT 阶段的 UAFB 出水作为缺氧-好氧 MBR 系统的进水,在固定缺氧-好氧 MBR 系统的 HRT 为 8 h 的情况下,其有机负荷也逐渐增加,以 COD 计,有机负荷平均值分别为 315.8、407.5、507.7 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

1.3 常规水质分析项目与方法

试验中需要测定的污染性指标主要有 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度等,污泥指标有悬浮固体(MLSS)含量,其检测方法主要参照国家环保总局颁布的水和废水监测和分析方法^[7]。对 DO 含量、氧化还原电位(ORP)、pH、温度等运行参数的测定借助于 WTW (pH/

Oxi 340i) 手提式多参数测试仪,每天选择反应器在稳定、正常的运行状态时检测系统各单元的运行参数。



1—配水箱; 2—蠕动泵; 3—缺氧罐; 4—气泵; 5—空气流量计; 6—好氧 MBR; 7—膜组件; 8—真空压力表; 9—时间继电器。

图1 反应器装置图

1.4 分子生物学分析方法

聚合酶链反应-变性梯度凝胶电泳(PCR-DGGE)是近十几年来中应用于微生物生态学中的分子生物学分析方法,由于其具有可靠性强、重复性好、方便快捷等优点,已被广泛应用于环境生态学中微生物种群多样性、动态性分析及功能细菌的跟踪中^[8]。本文利用 PCR-DGGE 和 16S rDNA 方法分析好氧 MBR 中微生物种群结构的变化情况。基因组 DNA 的提取和扩增方法、变性梯度凝胶电泳(DGGE)分析、目的条带的克隆与测序、DGGE 图谱及多样性分析以及序列分析的详细方法参考文献[9]。

2 结果与讨论

2.1 缺氧-好氧 MBR 系统去除 COD 和脱氮效果

由于采用经预处理之后的实际生活污水作为缺氧-好氧 MBR 的进水,每日进水 COD 有一定波动,但是由于 UAFB 的出水 COD 含量在不同水力停留时间的试验阶段的平均值具有一定梯度(COD 含量的平均值分别为 105.3、135.8、169.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$),对应的缺氧-好氧 MBR 进水平均有机负荷分别为 315.8、407.5、507.7 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 。缺氧段出水 COD 含量始终在 55~60 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,与进水有机负荷关系不大,这可能与缺氧段污泥长期处于饥饿状态有关。MBR 出水 COD 含量相对稳定,在不同有机负荷条件下分别为 27、22、18 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,由此可知,缺氧-好氧 MBR 具有一定耐有机负荷冲击能力。MBR 出水 COD 含量可以保证在 50 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,可以达到再生水回用于景观水体的水质标准。试验发现随着有机负荷的增加,缺氧-好氧 MBR 系统对 COD 的去除能力逐渐上升(见表1)。

表 1 不同进水有机负荷条件下 COD 去除率及脱氮情况

进水有机负荷/ (g · m ⁻³ · d ⁻¹)	试验时间/ d	COD 去除 率/%	氨氮去除 率/%	总氮去除 率/%
315.8 ± 38.3	48	65.9 ± 10.3	95.4 ± 3.0	18.5 ± 8.1
407.5 ± 42.8	52	80.9 ± 8.3	98.4 ± 2.8	35.8 ± 11.6
507.7 ± 33.5	31	85.9 ± 5.5	95.8 ± 5.2	69.5 ± 16.2

实际生活污水中的 NH₄⁺ - N 进入缺氧 - 好氧 MBR 系统后在硝化菌和反硝化菌共同作用下完成硝化及反硝化过程,从而实现氮的去除. 缺氧 - 好氧 MBR 系统进水的 NH₄⁺ - N 含量在 30.1 ~ 52.7 mg · L⁻¹ 之间波动. 试验结果表明在不同有机负荷条件下 NH₄⁺ - N 得到了稳定而高效去除 (见表 2). 在 MBR 运行过程中,为了缓解膜污染,曝气量始终维持在较高水平 (DO 含量约为 5 ~ 6 mg · L⁻¹),因此在系统稳定运行的 111 d 中, NO₂⁻ - N 含量始终低于检出限,可以忽略不计. 试验发现系统对 NO₃⁻ - N 及总氮的去除率随有机负荷的增加而提高.

表 2 不同进水有机负荷下各单元的氨氮及硝酸氮的去除情况

进水有机负荷/ (g · m ⁻³ · d ⁻¹)	质量浓度/(mg · L ⁻¹)				
	进水 氨氮	缺氧出 水氨氮	MBR 出 水氨氮	缺氧出水 硝酸氮	MBR 出 水硝酸氮
315.8 ± 38.3	43.6 ± 3.7	16.5 ± 4.5	2.0 ± 1.3	24.2 ± 3.4	23.3 ± 5.7
407.5 ± 42.8	42.1 ± 3.3	10.8 ± 1.3	0.7 ± 1.2	33.5 ± 4.5	5.8 ± 2.9
507.7 ± 33.5	44.2 ± 4.0	12.2 ± 3.2	1.9 ± 2.4	14.2 ± 3.2	11.6 ± 4.1

一般说来,由于绝大多数硝化细菌是自养菌,有机物的存在会影响部分硝化细菌的活性,从而降低系统去除 NH₄⁺ - N 的效率. 但是本项研究发现在处理 COD 含量相对较低的生活污水时,有机物所致的抑制情况可以忽略,在保证 DO 含量充足的情况下,组合系统可以实现氨氮高效而稳定地去除. 与此相反,组合系统对总氮的去除率不如氨氮去除率高,且依赖于进水有机负荷.

有两方面因素限制了反硝化的进程:一方面从 MBR 回流到缺氧罐中的泥水混合液中 DO 含量较高,破坏了反硝化菌所需要的缺氧状态;另一方面是系统进水的有机碳源不足. 理论上讲^[10],脱除 1 g 总氮需要 3 ~ 5 g 有机物 (以 5 d 生化需氧量 BOD₅ 计). 按照实际生活污水可生化性 (BOD₅ 质量浓度 / COD 质量浓度) 为 0.4 换算,处理含量为 50 mg · L⁻¹ 的 NH₄⁺ - N 至少需要 COD 含量达到 375 mg · L⁻¹. 因此,如果要想实现缺氧 - 好氧 MBR 系统更高的脱氮除效率,必须通过改变氮素脱除途径来提高系统的脱氮能力,例如

基于 NO₂⁻ - N 积累的短程硝化反硝化^[11-12].

基于已知的实际生活污水进水有机负荷进行脱氮能力的理论计算. 结果表明 3 个有机负荷条件下最多可脱除总氮分别为 8 ~ 13 mg · L⁻¹、12 ~ 20 mg · L⁻¹ 和 16 ~ 27 mg · L⁻¹,对应的总氮去除率分别为 18% ~ 31%、28% ~ 48% 和 36% ~ 60%. 对比表 1 中所示总氮去除率可以发现,在较低有机负荷 (315.8 g · m⁻³ · d⁻¹) 时总氮去除率为理论最小值;在中等有机负荷 (407.5 g · m⁻³ · d⁻¹) 时总氮的去除率介于理论最大值与最小值之间;而当进水有机负荷达到较高水平 (507.7 g · m⁻³ · d⁻¹) 时总氮的去除率高于理论最大去除率. 事实上,总氮去除率 y 与进水有机负荷 x 有较好的相关性,即 $y = 0.2669x - 68.231$, $R^2 = 0.9752$. 对于该组合系统而言,当有机负荷达到 630 g · m⁻³ · d⁻¹,即进水 COD 含量达到 210 mg · L⁻¹ 时,即可实现总氮的全部去除. 这一数值比单纯的理论计算值小 45%,这意味着缺氧 - 好氧 MBR 系统可能具有节省有机碳源的优势.

2.2 MBR 中污泥含量的变化

MBR 试验从启动到结束时间为 111 d,尽管缺氧 - 好氧 MBR 系统的进水有机负荷发生了变化,但是对污泥含量的影响不大,从启动后 20 d 开始,MBR 中污泥含量稳定在 1 500 ~ 2 000 mg · L⁻¹ 的水平 (见图 2). 这主要是因为一方面进水固体含量较低,另一方面系统中有机物含量较低使微生物长期处于饥饿或半饥饿状态,内源呼吸作用明显. 从反应器运行效果来看,系统实现了污泥减量化,且较低的污泥含量可有效缓解膜污染. 在整个试验期间,MBR 没有出现严重的膜污染现象.

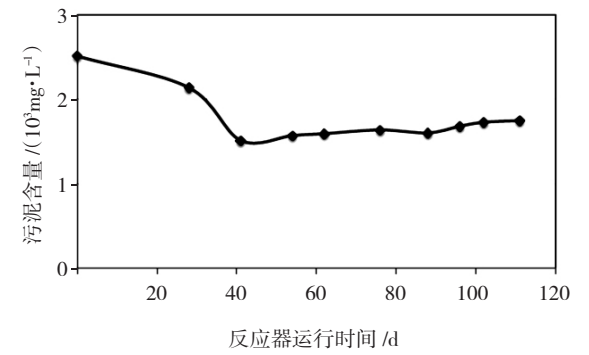


图 2 MBR 中污泥含量的变化趋势图

MBR 成为处理生活污水的有力工艺的一个重要原因是 MBR 相比于传统的活性污泥法可以在一定程度上实现污泥减量化. 一般理论认为 MBR 利用膜过滤实现了泥水混合物的分离,同时也实现了水力停留时间和污泥停留时间的分离,因此污泥停

留时间理论上可以无限长.因此能够捕食细菌的原生动物和微型后生动物数量明显增加,有效地减小了污泥增长速度.本文中,系统内污泥增长缓慢除了得益于较长的污泥停留时间外,还因为缺氧-好氧 MBR 进水的 COD 含量较低,异养菌长期处于内源呼吸期,同时为了缓解膜污染,MBR 中曝气充分,DO 含量处于较高水平,微生物在这样低碳源高溶解氧的条件下能够维持一定的自我消耗速率,有效的减小了污泥的增长速率,实现了污泥减量化.

2.3 MBR 中微生物种群结构变化

进水中不同有机物含量会引起反应器中微生物种群结构的变化.图 3 反映了 MBR 在不同有机负荷条件下运行时微生物种群结构的变化情况(图中 A 泳道为 Marker、B、C、D 泳道分别表示有机负荷为 315.8、407.5、507.7 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 条件).结果表明不同有机负荷条件下的主要微生物种群结构存在较大差别,尤其是优势种群变化较大.

在不同有机负荷条件下,能够一直稳定存在的菌群有条带 12、13、15,随着有机负荷的增加逐渐失去优势地位甚至消亡的种群有条带 3、4、5、11,而随着有机负荷的增加逐渐出现并成为优势种群的有条带 1、2、8、10、14、15,这说明有机负荷的增加可以增加系统中微生物的丰富度,另外在有机负荷为 407.5 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 条件下运行时 MBR 中所特有的菌种为条带 6、7、9.

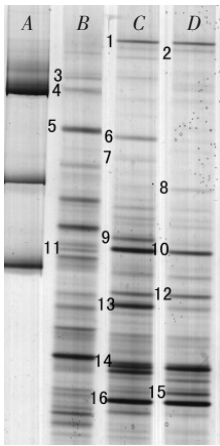


图 3 MBR 中微生物种结构的变化

通过对图 3 中 DGGE 结果的某些关键条带进行 16S rDNA 分析发现,在中等有机负荷条件下,MBR 中所特有的微生物种群为硝化功能菌群,因此该条件下氨氮和总氮的去除情况相对较好.此外,MBR 中的主要微生物类群分布在不同的纲、属之中,它们多是变形菌纲及拟杆菌纲的某些属,比较适应 MBR 长期运行中底物缺乏且基质不足的不良环境,能够在一定程度上长期保持内源呼

吸状态.

在 MBR 中优势地位最为明显的条带 10 为假单胞菌属,属化能异养菌,严格好氧,呼吸代谢产能,对环境的适应能力较强,最适应 MBR 内的生存条件.条带 1 *Dechloromonas*;条带 3 *Nitrospira*;条带 8 *Chlorobi*;条带 9 *Nitrososvibrio*;条带 16 *Betaproteobacteria* 等都与脱氮有关,反映了系统具有较强的脱氮水平和潜力.其他功能菌群,如与脱硫除磷有关的菌群,虽然不处于优势地位但也从侧面反映了系统对于主要污染物的去除具有一定功效.

通过对图 3 中各条带的强度作进一步分析,当有机负荷较低时,MBR 没有明显的优势种群,而且生物种群结构比较简单,生物种类较少;随着有机负荷的增加,MBR 中微生物种类增加,种群结构明显复杂,出现较明显的优势菌种,可以形成更为稳定的生态系统;当有机负荷进一步增加时,MBR 中的微生物种类有所减少,一些菌种被淘汰,但是出现了明显的优势种(条带 14 *Dechloromonas*;条带 15 *Azospira*;条带 16 *Betaproteobacteria*).不同有机负荷条件下 MBR 中微生物群落的 Shannon 指数分别为 0.67、0.95、0.76,这说明系统在中等有机负荷下达到相对稳定的状态,一些功能菌群大量繁殖成为优势种群(如条带 1 *Dechloromonas*;条带 6 *Niabella*;条带 10 *Variovorax*;条带 13 *Saprospiraceae*;条带 14 *Dechloromonas*;条带 16 *Betaproteobacteria*),且大多与脱氮有关.随着这些功能菌群的大量出现并成为优势菌,MBR 此时的处理效率最好,污泥活性也较高.这说明在中等有机负荷(407.5 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)条件下系统的运行效能最高.

3 结 论

1)随着进水有机负荷的提高,缺氧-好氧 MBR 系统对 COD 的去除以及对总氮的去除能力逐渐增强,分别从 65.9% 提高到 85.9%,从 18.5% 提高到 69.5%,但是进水有机负荷对氨氮的去除影响不大.

2)较长的 SRT 和充分曝气使得好氧 MBR 内的微生物长期处于内源呼吸期,污泥增长速率得到有效减少,MBR 内污泥含量在 111 d 的运行中稳定在 1 500 ~ 2 000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,实现了系统的污泥减量化.

3)不同进水有机负荷条件下好氧 MBR 的微生物种群结构存在较大差别,优势种群变化较大.系统在中等有机负荷(407.5 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)时微

(下转第 903 页)

当污泥含量为 3 000 mg/L,含油污水中油质量浓度大于 50 mg/L 时,污泥对于油的吸附趋于饱和,饱和吸附量约为 13.3 ~ 16.7 mg/g。出水中由于含有难降解的烯烃和芳香烃而导致出水 COD 和油质量浓度(石油类)超出国家污水综合排放标准,此时应使用其他手段辅助 SBR 工艺联合除油。

参考文献:

[1] 王志强,武强,邹祖光 等. 地下水石油污染曝气治理技术研究[J]. 环境科学,2007,28(4): 754-760.
[2] 方曦,杨文. 海洋石油污染研究现状及防治[J]. 环境科学与管理,2007,32(9): 78-80.
[3] 谢关体,路少鸣. 石油类污染源水的应急处理工艺研究[J]. 工业用水与废水,2008,39(5): 19-20.
[4] 彭永臻. SBR 法的五大优点[J]. 中国给水排水,1993,9(2): 29-31.
[5] WU C Y, CHEN Z Q, LIU X H, *et al.* Nitrification-denitrification via nitrite in SBR using real-time control strategy when treating domestic wastewater[J]. Biochem Eng J, 2007, 36: 87-92.

[6] WANG B, LI J, WANG L, *et al.* Mechanism of phosphorus removal by SBR submerged biofilm system[J]. Water Res, 1998, 7(32): 2633-2638.
[7] KEIDING K, NIELSEN P H. Desorption of organic macromolecules from activated sludge: effect of ionic composition[J]. Water Res, 1997, 31(7): 1665-1672.
[8] JULIAN C, IRENE J Y. Kinetic models for nitrification inhibition by ammonium and nitrite in a suspended and an immobilized biomass systems[J]. Proc Biochemi, 2003, 50(6): 747-753.
[9] PAK D, CHANG W. Simultaneous removal of nitrogen and phosphorus in a two-biofilter system[J]. Water Science Technology, 2000, 41(12): 101-106.
[10] 吕昕,张晓健,瞿福平,等. 生物处理过程中活性污泥对氯代芳香化合物吸附性能的研究[J]. 环境化学,1998,17(1): 34-37.
[11] 夏北成. 环境污染物生物降解[M]. 北京: 化学工业出版社,2002.

(编辑 魏希柱)

(上接第 889 页)

生物群落的 Shannon 指数达到最大值(0.95),以脱氮为主的功能菌群成为优势菌种,系统达到相对稳定的状态,因此运行效能最高。

参考文献:

[1] SHANNON M A, BOHN P W, ELIMELECH M, *et al.* Science and technology for water purification in the coming decades[J]. Nature, 2008, 452: 301-310.
[2] GAO D W, FU Y, TAO Y, *et al.* Current research and development of controlling membrane fouling of MBR[J]. African Journal of Biotechnology, 2009, 8(13): 2993-2998.
[3] AN Y Y, YANG F L, BUCCIALI B, *et al.* Municipal wastewater treatment using a UASB coupled with cross-flow membrane filtration[J]. J Environ Eng-Asce, 2009, 135(2): 86-91.
[4] AN Y Y, YANG F L, CHUA H C, *et al.* The integration of methanogenesis with shortcut nitrification and denitrification in a combined UASB with MBR[J]. Bioresource Technology, 2008, 99: 3714-3720.
[5] AHN Y T, KANG S T, CHAE S R, *et al.* Simultaneous high-strength organic and nitrogen removal with combined anaerobic upflow bed filter and aerobic membrane bioreactor[J]. Desalination, 2007, 202: 114-121.
[6] 王琳,任南琪,吴忆宁,等. 一体式 UASB-MBR 反应

器处理高浓有机废水[J]. 中国给水排水,2006,22(15): 33-36.
[7] 国家环保总局. 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.
[8] OVREAS L, FOMEY L, DAAE F L, *et al.* Distribution of bacterioplankton in meromictic lake Saelevannet, as determined by denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified gene fragments coding for 16S rRNA[J]. Applied Environmental Microbiology, 1997, 63(8): 3367-3373.
[9] 高大文,李昕芯,安瑞,等. 不同 DO 下 MBR 内微生物群落结构与运行效果关系解析[J]. 中国环境科学,2010,30(1): 1181-1185.
[10] 张自杰. 排水工程下册[M]. 2 版. 北京: 中国建筑工业出版社,2000: 308-315.
[11] GAO D W, PENG Y Z, LI B K, *et al.* Shortcut nitrification-denitrification by real-time control strategies[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(7): 2298-2300.
[12] SUN S P, NACHER C P I, MERKEY B, *et al.* Effective biological nitrogen removal treatment processes for domestic wastewaters with low C/N ratios: a review[J]. Environmental Engineering Science, 2010, 27(2): 111-126.

(编辑 魏希柱)