

好氧颗粒污泥膜生物反应器中的混合液特性

吴海杰¹,高方述²

(1. 江苏省环境工程咨询中心,江苏 南京 210036)
(2. 南京师范大学地理科学学院,江苏 南京 210023)

[摘要] 通过引入驯化成熟的好氧颗粒污泥,研究膜生物反应器处理模拟生活污水过程中好氧颗粒污泥特性及好氧颗粒污泥微观结构. 研究表明:好氧颗粒污泥膜生物反应器中总污泥浓度随运行时间的延长而增加,而好氧颗粒污泥浓度却降低,絮状污泥浓度呈稳步增加趋势. 反应器内好氧颗粒污泥趋于小粒径化,由初始的 3 mm 降至 2 mm,颗粒污泥的沉降性能恶化. 污泥混合液中存在高浓度的胞外多聚物和溶解性有机物,且随反应器运行时间的延长而显著增加. 溶解性有机物浓度随时间的变化趋势与胞外多聚物相同. 通过电镜观察,好氧颗粒污泥外部为好氧区,内部为厌氧区,表面微生物以丝状菌为主,内部以长杆菌为主.

[关键词] 好氧颗粒污泥,运行特性,微观结构,膜生物反应器

[中图分类号]X703 [文献标志码]A [文章编号]1672-1292(2014)01-0087-06

Characteristics of Sludge Mixed Liquor in Aerobic Granular Sludge Membrane Bioreactor

Wu Haijie¹,Gao Fangshu²

(1. Jiangsu Environment Engineering Consulting Center,Nanjing 210036,China)
(2. School of Geography Science,Nanjing Normal University,Nanjing 210023,China)

Abstract:The purpose of this study was to discuss the characteristics of sludge mixed liquor,as well as microbial structure of aerobic granular sludge in MBR. It found that the total sludge concentration of aerobic granular sludge increased,but the concentration of aerobic granular sludge declined gradually in aerobic granular sludge MBR. However the floc sludge concentration showed increasing steadily gradually in aerobic granular sludge MBR. The mean diameter of aerobic granular sludge decreased from 3mm to 2mm,and its settlement performance deteriorated with time in aerobic granular sludge MBR. The large number of EPS and soluble products produced and their concentrations increased gradually in MBR. The soluble products concentration and ESP had the same trend. By the mean of electric microscope,The microstructure of aerobic granular sludge was divided into two areas,external aerobic zone and internal an aerobic zone,filamentous bacteria inhabited mainly on the surface of the aerobic granular sludge,and bacillus mainly existed inside of it.

Key words:aerobic granule sludge,characteristics,microstructure,MBR

膜生物反应器(Membrane BioReactor,MBR)技术是将膜技术与废水生物处理技术相结合的一种新兴的水处理工艺,具有处理效果好、出水水质好、活性污泥产量少、处理设施占地面积小等优点^[1]. 目前已有大量的研究发现,MBR 中污泥颗粒的尺寸与膜通量之间具有很好的对应关系,颗粒尺寸越小,向膜面的净迁移速度越大,颗粒越容易在膜面沉积,膜污染越严重^[2]. 混合液悬浮固体(Mixed Liquid Suspended Solids,MLSS)浓度一直被认为与膜污染直接有关. 反应器中污泥混合液的特性、游离丝状菌的数量以及反应器的运行条件是造成污泥的沉降性能恶化、污泥活性降低的主要原因^[3]. 从理论上来说,好氧颗粒污泥的粒径较大、形状规则,且具有良好的沉降性能和很高的污泥负荷,在废水生物处理中能迅速实现固液分离,将好氧颗粒污泥引入到普通 MBR 中,对减轻和控制膜污染应具有明显的优势. 为此,众多学者尝试着将好氧颗粒污泥引入膜生物反应器,并做了大量研究. 已有研究表明,好氧颗粒污泥的颗粒化程度与反应

器的运行条件有关,如流体的剪切力过大或过小都对污泥颗粒化产生不利的影响,会刺激胞外聚合物(Extracellular Polymer Substances,EPS)的释放和在曝气池中的积累,从而导致水力阻力、混合液粘度和传质阻力的增加^[4,5],对污泥的沉降性能产生一定的影响. EPS 浓度越大,越不利于污泥沉降,同时也影响其运行效果^[6,7]. 所以考察好氧颗粒污泥 MBR 运行特性具有重要的理论价值和现实意义.

本试验采用驯化成熟的好氧颗粒污泥作为接种污泥引入膜生物反应器,组成一体式膜好氧颗粒污泥生物反应器(Aerobic Granular Sludge MBR),研究好氧颗粒污泥 MBR 的运行特性,以期为进一步的研究提供一定的理论依据.

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行方式

图 1 所示为实验装置. MBR 曝气池的有效容积为 22 L,内置中空纤维膜组件 4 个. 膜组件为杭州浙大凯华膜技术有限公司生产的中空纤维微滤膜,膜材质为聚丙烯,孔径为 0.1 μm ,每个膜组件膜面积为 0.5 m^2 ,池体为有机玻璃制成,整个反应器为全自动控制. 操作方式是通过改变出水抽吸压力使膜通量维持在恒定值,采用间歇出水方式(出水 10 min,停 5 min).

1.2 实验用水^[8]

进水采用人工合成模拟生活废水. 预先配置成浓缩液,按需要进行稀释. 模拟生活废水组成见表 1.

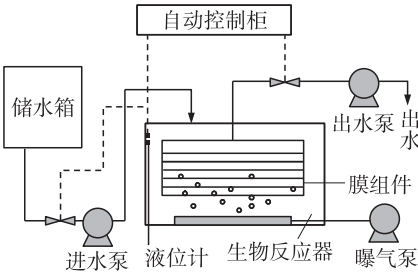


图 1 好氧颗粒污泥 MBR 实验装置

Fig. 1 Test apparatus of aerobic granule sludge MBR

表 1 人工配水组成

Table 1 The components of synthetic domestic wastewater

名称	含量/(mg/L)	名称	含量/(mg/L)
葡萄糖	360±10	FeSO ₄	0.3
酵母膏	80±2.5	CaCl ₂	18
KH ₂ PO ₄	14	NaHCO ₃	24
MgSO ₄ ·7H ₂ O	24	MnSO ₄ ·7H ₂ O	6
NH ₄ Cl	60±2		

1.3 好氧颗粒污泥

好氧颗粒污泥采用厌氧颗粒污泥进行驯化而得,驯化时间为 113 d,黑色的厌氧颗粒污泥逐渐变成橙黄色的好氧颗粒污泥. 驯化后的好氧颗粒污泥 COD 去除效果达到 90% 以上,并可维持稳定,其污泥沉降比(SV₃₀)为 16% ~ 23%,具有良好的沉降性.

1.4 实验分析项目和方法

总有机碳(Total Organic Carbon,TOC)、SV₃₀、MLSS 的测定参照标准方法[9]. 好氧颗粒污泥静水沉降速度和好氧颗粒污泥平均粒径的测定参照文献[10];EPS 的测定参照文献[11];溶解性微生物产物(Soluble Microbial Product,SMP)的测定参照文献[12];好氧颗粒污泥粒度分布的测定参照文献[13].

1.5 MGSBR 的运行条件

试验接种好氧颗粒污泥浓度为 9.7 g/L. 在试验过程中采用恒通量,变出水泵转速间歇抽吸(抽吸时间/停抽时间=10 min/5 min)的操作模式. 膜清洗方法参照文献[14]. 试验采用控制进水浓度、膜通量和水力停留时间恒定,具体操作条件如表 2 所示.

表 2 好氧颗粒污泥 MBR 的操作条件

Table 2 The operational condition of Aerobic Granular Sludge MBR

操作参数	操作条件	操作参数	操作条件
进水 COD	500 ~ 550 mg/L	初始 DO	4.3 mg/L
进水 NH ₄ ⁺ -N	45 ~ 55 mg/L	膜通量	5 m ³ /(h·m ²)
HRT(h)	4	pH	6.5 ~ 7.5

2 结果与分析

2.1 好氧颗粒污泥 MBR 的污泥混合液特性

2.1.1 污泥浓度的变化趋势

从图 2 可以看出,反应器中总污泥浓度增加趋势较快,由初始的 9.7 g/L 增加迅速至 28d 时的 15.2 g/L.

而后总污泥浓度增加缓慢,并略有下降,但变化幅度不大,基本维持在 13 ~ 14 g/L. 与此同时,反应器中絮状污泥从无到有,且其浓度随好氧颗粒污泥浓度持续降低呈稳步增加趋势,28 d 后与好氧颗粒污泥浓度达到平衡,此后絮状污泥逐渐成优势菌群,絮状污泥的浓度显著增加. 至运行终了时絮状污泥浓度增至 9.4 g/L,约占总污泥浓度的 70% 左右.

由此说明,由于反应器中流体剪切力作用,将反应器中好氧颗粒污泥打碎,从而造成好氧颗粒污泥浓度降低和絮状污泥产生. 絮状污泥与颗粒污泥相比,具有比较大的比表面积,在利用反应器中充足的养分和氧进行生长时具有竞争优势,使单位重量污泥的生长速度超过颗粒污泥,这种竞争作用在一定程度上抑制了好氧颗粒污泥的增长. 另外,生物反应器内细胞外聚合物和溶解性有机物的大量产生,由于膜的截留而积累,引起混合液污泥粘度升高^[15],溶氧降低,氧的传质阻力增加,从而导致生物反应器中好氧颗粒污泥中部分微生物死亡. 这些因素的协同作用造成了好氧颗粒污泥浓度减少、活性降低、絮状污泥浓度增加.

2.1.2 好氧颗粒污泥的粒径变化趋势

从图 3 中可以看出,在反应器运行初期,好氧颗粒污泥粒度均匀,平均粒径为 3.0 mm. 随着反应器的运行,好氧颗粒污泥 MBR 中颗粒污泥平均粒径的变小,由初始的 3.0 mm 降至 2.0 mm. 33 天后污泥的粒径不再发生变化. 这说明在 MBR 中好氧颗粒污泥呈负增长趋势,与好氧颗粒污泥浓度降低趋势相一致. 试验结果说明,随运行时间的延长,反应器内好氧颗粒污泥的平均粒径呈减小的变化趋势.

2.1.3 好氧颗粒污泥的沉降性能

好氧颗粒污泥的沉降性能是其最显著的优点之一. 好氧颗粒污泥 MBR 中好氧颗粒污泥的沉降性能如图 4 和表 3 所示. 表 3 为 1 ~ 1.5、1.5 ~ 2.0 和 2.0 ~ 2.5 mm 3 种粒度范围的好氧颗粒污泥静水沉速.

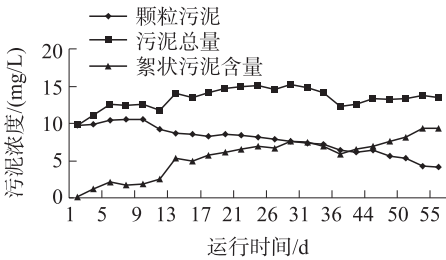


图2 好氧颗粒污泥 MBR 中污泥浓度的变化
Fig.2 Sludge concentration as a function of time in aerobic granular sludge MBR

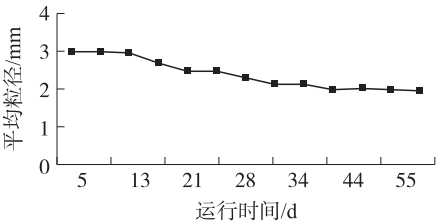


图3 好氧颗粒污泥平均粒径的变化

Fig.3 Mean diameter of aerobic granule sludge as a function of time in aerobic granular sludge MBR

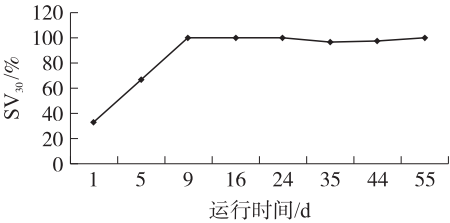


图4 好氧颗粒污泥 MBR 中好氧颗粒污泥 SV₃₀ 的变化

Fig.4 The variation of SV₃₀ of granular sludge with time in aerobic granular sludge MBR

表 3 不同粒径的颗粒污泥在清水中的平均静沉速度

Table 3 The mean settlement velocity of aerobic granular sludge in static water

运行时间/d	9			27			42		
粒径范围/mm	1.0 ~ 1.5	1.5 ~ 2.0	2.0 ~ 2.5	1.0 ~ 1.5	1.5 ~ 2.0	2.0 ~ 2.5	1.0 ~ 1.5	1.5 ~ 2.0	2.0 ~ 2.5
平均沉降时间/s	103.7	65.6	56.3	106.6	71.9	59.2	107.2	76.4	60.15
平均沉速/(mm/s)	0.96	1.52	1.78	0.94	1.39	1.69	0.93	1.31	1.64

从图 4 中可以看出,第 1 天,好氧颗粒污泥的沉降性能良好,其 SV₃₀ 为 33%. 当反应器运行至第 5 天时,颗粒污泥沉降性能变差,其 SV₃₀ 增至 82%. 第 8 天时,好氧颗粒污泥 MBR 中好氧颗粒污泥成悬浮态,其 SV₃₀ 为 100%,在此后过程中好氧颗粒污泥几乎均保持这种状态. 从表 3 中可以看出,1 ~ 1.5、1.5 ~ 2.0 和 2.0 ~ 2.5 mm 3 种粒度范围的好氧颗粒污泥静水沉速均随着反应器运行时间的延长而呈降低趋势,且静水沉速随粒径增加而增加.

试验结果表明,在好氧颗粒污泥 MBR 中,随运行时间的延长,反应器中好氧颗粒污泥的沉降性能恶化. 分析认为,好氧颗粒污泥只有在氧充分的条件下,才能进行正常的新陈代谢. 反应器中 EPS 含量的增加导致污泥混合液的粘度增加,从而使反应器中的溶解氧降低^[14-16]. 好氧颗粒污泥表面的丝状菌为获得

充足的氧而伸长菌丝;且较低的溶氧也使好氧颗粒污泥表面的好氧菌因缺氧而消亡,从而造成颗粒污泥表面疏松,其在静水中的沉降阻力增加,沉降速率降低. 反应器中污泥混合液的特性变化是好氧颗粒污泥 MBR 中沉降性能恶化的主要原因之一.

2.1.4 好氧颗粒污泥微观结构

(1)好氧颗粒污泥微观结构

从图 5 中可以看出,好氧颗粒污泥 MBR 中,好氧颗粒污泥外观为黄色、橙黄色或金黄色,从外部形态来看发育不完全,结构比较蓬松,从内到外可分为两个区域,即外部的好氧区和内部的厌氧区,在好氧区和厌氧区之间有一个明显的间隔区,其厚度为 146.1 μm ,占好氧颗粒污泥粒径的 7.16%. 在间隔区的外部为好氧区,其厚度占此好氧颗粒污泥粒径的 25.8%. 一部分好氧区紧实浓厚,形成好氧颗粒污泥的骨架. 最外面的好氧区较为疏松,其厚度占好氧颗粒污泥粒径的 15.37%.

(2)好氧颗粒污泥微生物相^[8]

图 6(a)为好氧颗粒污泥的表面微生物结构. 好氧颗粒污泥的表面微生物以丝状菌为主,这些丝状菌相互粘结在一起,形成好氧颗粒污泥的骨架,并在颗粒污泥外围大量生长. 好氧颗粒污泥表面无原生动物,部分菌丝上可清晰地看到有粘附大量的固体和粘液状物质,估计是细胞外多聚物. 部分丝状菌的菌丝表面光滑,无杆菌粘附在菌丝上.

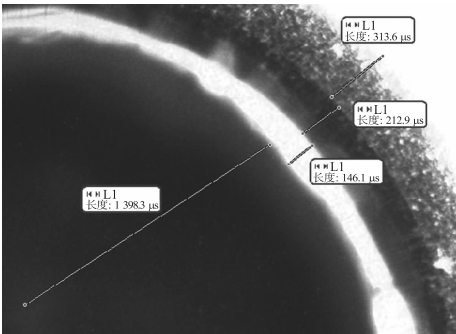
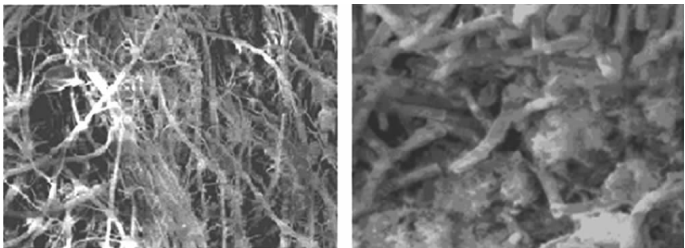


图 5 好氧颗粒污泥 MBR 中好氧颗粒污泥的外观结构
Fig.5 The outer structure of granular sludge in aerobic granular sludge MBR



(a) × 1 600, 颗粒污泥的表面 (b) × 5 000, 颗粒污泥的剖面

图 6 好氧颗粒污泥 MBR 中好氧颗粒污泥的电镜照片
Fig.6 Microscopy image of the aerobic granular sludge in aerobic granular sludge MBR

从图 6(b)可以看出,好氧颗粒污泥内部以长杆菌为主,这些杆菌无规则分布在好氧颗粒污泥内部. 好氧颗粒污泥内部除杆菌外,还存在大量的非微生物的物质,这些可能是微生物的代谢产物和一些无机物质. 在颗粒污泥的内部仍有“空洞”存在,但无原生动物.

2.2 污泥混合液特性的变化趋势

EPS 和 SMP 在膜污染中发挥了重要作用,其中 SMP 引起的膜污染几乎构成了 50% 的膜过滤阻力^[16]. EPS 的成分及数量影响着污泥沉降性能、混合液粘度和膜的过滤性能,EPS 是污泥沉降性的主要影响因素^[17]. Nagaoka 等^[18]研究发现,生物细胞产生的 EPS 和 SMP 既在曝气池积累,也在膜上积累,从而引起混合液粘度和过滤阻力的增加.

试验研究发现,反应器运行至 26 d 后,污泥混合液的过滤性能变差,污泥混合液的粘度增加,DO 降低. 增加膜清洗的频率,对污染膜进行反吹和水力清洗均无法恢复膜通量. 如图 7 所示,反应器中 EPS 的初始浓度很低,13 d 后迅速增加,至 28 d 时,其浓度高达 264.2 mg/gVSS 以上,此后开始下降,50d 后再次回升至 256.3 mg/gVSS 以上.

如图 8 所示,反应器中 SMP 的浓度随时间的变化趋势与 EPS 相同,26 d 时浓度高达 487 mg/L. 28 d 后,略有所下降. 这说明上清液的 SMP 的浓度与反应器中 EPS 的含量密切相关. 反应器中微生物代谢产生的 EPS 不仅存在于微生物细胞的外表面,也存在于污泥混合液中,从而增加了反应器中 SMP 的浓度,使污泥混合液的粘度增加,降低了过滤性能.

EPS 和 SMP 浓度的下降,原因可能是由于反应器中絮状污泥迅速增加并呈优势菌群,由于絮状污泥具有较大的比表面积,从而使反应器中污泥的比表面积增加,利用营养成分的速率加快,但由于受到进水

负荷的限制,使反应器中的一部分分子量较小的 EPS 和 SMP 水解,被微生物作为营养物质而利用,导致反应器中 EPS 和 SMP 浓度降低.但当反应器中絮状污泥占绝对优势时,又导致 EPS 和 SMP 含量迅速增加.这也在一定程度上说明,EPS 和 SMP 是被微生物作为有机碳源而利用,其具有生物降解性,可以被微生物降解,而并非生物性物质^[19].

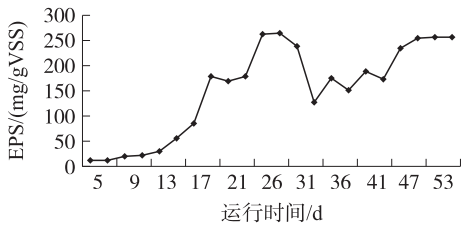


图 7 好氧颗粒污泥 MBR 中 EPS 浓度的变化
Fig. 7 EPS as a function of time in aerobic granular sludge MBR

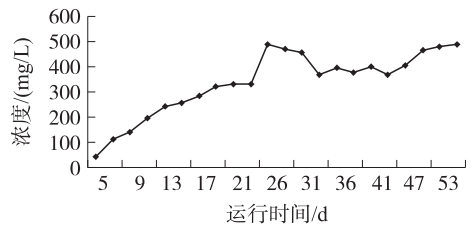


图 8 好氧颗粒污泥 MBR 中溶解性有机物浓度的变化
Fig. 8 Soluble products as a function of time in aerobic granular sludge MBR

3 结语

- (1)总污泥浓度随运行时间延长而增加,而好氧颗粒污泥浓度却随之降低,絮状污泥浓度从无到有,并呈稳步增加趋势.反应器内好氧颗粒污泥趋于小粒径化,并逐渐趋于稳定.
- (2)在好氧颗粒污泥 MBR 运行过程中,有大量的 EPS 和溶解性有机物产生,显著影响了反应器中好氧颗粒污泥的沉降性能,增加了膜污染.好氧颗粒污泥 MBR 中好氧颗粒污泥沉降性能恶化.
- (3)好氧颗粒污泥 MBR 中好氧颗粒污泥表面微生物以杆菌和丝状菌为主,内部以长杆菌为主,也存在一定数量的丝状菌和一些非微生物的物质,无原生动物.

[参考文献](References)

- [1] Visvanathan Claim R B, Parameshwaran K. Membrane separation bioreactor for wastewater treatment[J]. Critical Reviews in Environ Sci and Technol, 2000, 30(1): 1-48.
- [2] Kwang Ho Choo, Lee C H. Membrane fouling mechanisms in the membrane-coupled anaerobic bioreactor[J]. Wat Res, 1996, 30(8): 1 771-1 780.
- [3] Sezgin M, Jenkins D, Parker D S. A unified theory of filamentous activated sludge bulking[J]. JWPCF, 1978, 50(9): 362-381.
- [4] Belén Arrojo, Anuska Mosquera-Corral, Juan M. Garrido. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors[J]. Water Research, 2004, 38: 3 389-3 399.
- [5] Nagaoka H, Yamanishi S Miya. A modeling of biofouling by extracellular polymers in a membrane separation activates sludge system[J]. Wat Sci Tech, 1998, 38(4/5): 902-908.
- [6] Magara Y, Numbu S, Uotosawa K. Biochemical and physical properties of an actived sludge on settling characteristics[J]. Wat Res, 1986, 10(1): 71-77.
- [7] Forster C F, Dallas Newton J. Actived sludge on settlement some suppositions and suggestion[J]. Wat Pollut Control, 1980, 79(3): 338-351.
- [8] 高方述, 彭松, 李秀芬. 膜生物反应器中好氧颗粒污泥特性的变化[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(9): 13-15.
Gao Fangsu, Peng Song, Li Xiufeng. Probing into aerobic granular sludge in MGSBR [J]. Environmental Science and Technology, 2006, 29(9): 13-15. (in Chinese)
- [9] 美国公共卫生协会、美国自来水厂协会、水污染控制联合会. 水和废水标准分析方法[M]. 15 版. 宋仁元, 张亚杰, 译. 北京: 中国建筑工业出版社, 1985.
APHA, AWWA, The Water Polution Control Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater[M]. 15th ed. Song Renyuan, Zhang Yajie, translated. Beijing: China Architecture and Building Press, 1985. (in Chinese)
- [10] 王妍春, 左剑恶, 肖晶华. EGSB 反应器内厌氧颗粒污泥性质的研究[J]. 中国沼气, 2002, 20(4): 3-7.
Wang Yanchun, Zuo Jiane, Xiao Jinghua. A study on characteristics of anaerobic granular study in an EGSB reactor[J]. China

- Biogas,2002,20(4):3-7. (in Chinese)
- [11] Brown M J,Laser J N. Composition of bacterial extracellular polymers extraction methods[J]. Appl Environ Microbiol,1980,40(2):179-185.
- [12] Xia Huang,Rui Liu,Yi Qian. Behaviour of soluble microbial products in a membrane bioreactor[J]. Process Biochemistry,2000,36:401-406.
- [13] Pochana K,Keller J. Study of factors effecting simultaneous nitrification and de-nitrification(SND)[J]. Wat Sci Tech,1999,36(6):61-68.
- [14] Wisniewski C,Grasmick A. Floc size distribution in a membrane bioreactor and consequences for membrane fouling[J]. Physical Chemical and Engineering Aspects,1998,138:403-411.
- [15] Laure Defrance,Michel Jaffrin,Bharat Gupta. Contribution of various constituents of activated sludge to membrane bioreactor fouling[J]. Bioresource Technology,2000,73:105-112.
- [16] Wisnie W C,Grasmik A. Floc size distribution in a membrane bioreactor and consequence used for membrane fouling[J]. Colloids and Surfaces,1998,138:403-411.
- [17] 顾国维,何义亮. 膜生物反应器-在污水处理中的研究与应用[M]. 北京:化学工业出版社,2002.
Gu Guowei,He Yiliang. Membrane Bioreactor-Research and Application in Wastewater Treatment[M]. Beijing: Chemical Industry Press,2002. (in Chinese)
- [18] Nagaoka H,Ueda S,Miya A. Influence of bacterial extracellular polymers on the membrane separation activated sludge process[J]. Wat Sci Tech,1996,34(9):165-172.
- [19] Xiaoqi Zhang,Paul L Bishop,Margaret J Kupferle. Measurment of polys accharides and proteins in biofilm extracellular polymers[J]. Wat Sci Tech,1998,37(4/5):345-348.

[责任编辑:严海琳]