

膜生物反应器中污泥特性对膜污染的影响研究

张树国, 顾国维, 吴志超

(同济大学污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

[摘要] 膜生物反应器(MBR)是膜技术与污水生物技术的组合工艺,与传统污水处理工艺相比具有许多优点,但膜污染目前仍是限制 MBR 广泛应用的突出问题。有效的膜污染防治技术,可以增加膜通量,增强系统稳定性,减少系统维护和运行费用。在膜过滤过程中,污泥混合液的特性对于膜污染具有重要作用。近年来围绕污泥特性对膜污染的防治问题取得了许多研究成果,膜污染的数学模型研究也得到了很大发展。

[关键词] 膜生物反应器; 污水处理; 膜污染; 污泥特性; 膜污染控制

[中图分类号] TQ085 **[文献标识码]** B **[文章编号]** 1005-829X(2003)12-0008-05

Advances in membrane fouling control affected by the sludge properties in membrane bioreactor

Zhang Shuguo, Gu guowei, Wu Zhichao

(State Key Laboratory of Pollution Control and Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: Membrane bioreactor (MBR) is a kind of process in which membranes coupled with the biological wastewater treatment technology. It provides many advantages over the conventional treatment processes. However, membrane fouling in MBRs is the most important problem to restrict their widespread application. Effective membrane fouling control techniques can increase the flux and the system stability, and reduce the maintenance and operational cost. In membrane filtration process, the sludge characteristics have significant affects on membrane fouling. Many research results have been achieved in membrane fouling control affected by the sludge properties in recent years. The research on mathematical models of membrane fouling have also been greatly developed.

Key words: membrane bioreactor; wastewater treatment; membrane fouling; sludge properties; membrane fouling control

膜生物反应器(MBR)是膜与生物技术的组合工艺,与传统废水处理技术相比,具有出水水质好、占地小、污泥浓度高、便于自控等优点。目前 MBR 工艺已在城市污水处理、难降解废水处理和污水回用等方面得到了应用。但膜污染严重仍是限制 MBR 发展的突出问题,要使 MBR 获得长期稳定的运行效果,就必须研究膜污染机理及防治方法。有效的膜污染防治可以增加膜通量,降低能耗,增强系统稳定性,延长膜的寿命,降低运行费用。影响膜污染的因素很多,如膜材料、工艺流程、错流速率、曝气量及曝气方式、水力停留时间、污泥停留时间等,但是污泥特性对于膜污染的影响最为重要。

1 膜污染的形式及分类

膜污染是由膜和活性污泥混合液中污染物质共同作用的结果。污泥混合液的组成包括营养基质、微生物细胞、细胞碎片以及微生物代谢产物如胞外聚合物(EPS)等。这些污染物由固体大颗粒、小颗粒、胶体、有机大分子、小分子和溶解性物质等组成,成分复杂多变,特别是其中的微生物具有生物活性,存在复杂的生物化学过程。目前膜污染机理尚不完全清楚。通常膜污染采用污染阻力来表征:

$$J = \frac{\Delta P}{\mu R} = \frac{\Delta P}{\mu(R_m + R_{cp} + R_b + R_c)} \quad (1)$$

式中: J ——膜通量, $L/(m^2 \cdot h)$;

ΔP ——膜两侧的压力差, Pa;

μ ——透过液粘度, $\text{Pa}\cdot\text{s}$;

R ——过滤总阻力, m^{-1} 。过滤总阻力 R 包括膜本身的固有阻力 R_m 、过滤过程中的浓差极化阻力 R_{cp} 、膜孔堵塞和吸附阻力 R_b 、泥饼层阻力 R_c 。

在实际研究中, 由于所选用的膜和所过滤的料液特征不同, 以及为了建立相应的模型, 不同的研究者对膜固有阻力外的污染阻力有不同的理解和划分。如根据污染部位分为内部污染和外部污染, 根据水力清洗的效果分为可逆污染和不可逆污染等。但广义来讲, 膜污染即除了膜固有阻力外所有引起膜通量衰减的因素总称。

2 污泥特性对膜污染的影响

活性污泥混合液中的组分随着进水性质和操作条件的变化而变化, 不但含有废水中的各种污染物, 还含有各种微生物及其代谢产物。其中的各种成分, 从溶解性物质无机物、胞外聚合物(EPS), 到胶体、颗粒性物质和生物体, 都会造成膜污染。针对不同料液、操作方式和膜组件形式, 占主导地位的优势污染物也往往不同。

2.1 悬浮物与溶解性物质

MLSS 浓度一直被认为与膜污染直接有关。K. Yamamoto 等人研究认为在浸没式系统中, MLSS 质量浓度超过 40 000 mg/L 时, 膜通量就会急剧下降^[1]。

I. S. Chang 等人研究认为饼层阻力可表示为^[2]:

$$R_c = \alpha \cdot V \cdot S \quad (2)$$

式中: R_c ——饼层阻力, m^{-1} ;

α ——饼层比阻, m/kg ;

V ——单位面积膜通量, m^3/m^2 ;

S ——混合液悬浮固体质量浓度, kg/m^3 。

好氧 MBR 的 MLSS 一般在 3 000 ~ 31 000 mg/L 之间^[3]。污泥浓度很高时, 粘度和溶解性物质就成为导致膜通量下降的主要因素。T. Ueda 发现粘度的增加导致抽吸压力的急剧上升, 最终可以导致 MBR 系统运行停止^[4]。

溶解性物质对于膜内部和外部污染均有贡献, 外部污染主要以浓差极化的形式出现。K. Ishiguro 等人对于超滤膜处理污水的试验研究发现膜通量 J 与溶解性有机碳之间存在下面关系^[5]:

$$J = a + b \log(c) \quad (3)$$

式中: a, b ——经验常数;

c ——溶解有机碳质量浓度, mg/L 。

H. Harada 等人对厌氧超滤膜 MBR 处理高浓度有机废水的研究表明, 膜通量降低的原因不仅是由于

MLSS 的增加, 更重要的是由于溶解性物质的积累^[6]。而在好氧 MBR 中, EPS 和代谢产物是引起膜污染的重要原因。K. H. Choo 等在厌氧消化液组分对膜透过性的影响研究中发现, 与消化液中其他组分相比, 上清液中微小胶体尽管数量相对少, 但对沉积层阻力贡献最大, 而另一项研究表明由于错流过滤中泵的剪切作用使微生物絮体被打碎, 从而产生更多的微小颗粒, 这些微小颗粒在过滤中由于其反向传递速度低而很容易到达膜表面, 并形成比阻更高的致密层^[7,8]。膜的外部污染还与膜面菌群的移动及无机物在膜面的沉积密切相关。在厌氧系统中, 有机物的厌氧分解产生铵离子和磷酸盐, 无机污染物的主要组成为 $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 。这些物质和微生物细菌一并沉积并吸附在膜表面, 形成粘附性很强、限制膜通量的凝胶层。

T. Sato 等人采用超滤膜处理粪便污水, 得出下面经验过滤阻力公式^[9]:

$$R = 842.7 PS^{0.926} D^{1.368} \eta^{0.326} \quad (4)$$

式中: η ——粘度, $\text{Pa}\cdot\text{s}$;

R ——过滤阻力, m^{-1} ;

P ——压力, Pa ;

D ——化学需氧量, mg/L 。

(4) 式表明 COD 在过滤阻力中起主要作用, 其次是 MLSS 和粘度的影响。

Y. Shimizu 等人对一体式 MBR 处理生活污水的研究得出稳态膜通量与其相关因素的关系式为^[10]:

$$J = K' \Phi u^{1.0} S^{-0.5} \quad (5)$$

式中: K' ——过滤常数;

J ——稳态膜通量, m/s ;

Φ ——膜组件的几何阻力系数;

u ——曝气时产生的表观气体流速, m/s 。

(5) 式表明曝气速度和 MLSS 对于膜通量具有重要作用。

许多研究者研究了污泥中不同组分对于膜污染的贡献。L. Defrance 等人研究认为悬浮固体(SS)、胶体、溶解性物质对于膜过滤阻力的贡献分别为 65%, 30%, 5%^[11]。E. H. Bouhabila 等人研究认为三者的贡献分别为 24%, 50%, 26%^[12]。I. S. Chang 等人认为 EPS 是膜阻力的主要贡献者, 并且后两个研究都认为每一种组分引起的膜阻力的代数和大于所测得的总阻力值, 说明各种组分引起的膜阻力不是简单的加和关系^[13]。C. Wisniewsk 等人把活性污泥悬浮液分离为三部分: 可沉降颗粒 (颗粒粒径 > 100

μm)、胶体部分(颗粒粒径介于 $0.05 \sim 100 \mu\text{m}$)和溶解性物质(采用 $0.05 \mu\text{m}$ 的膜进行过滤所得),发现总阻力的 52%是由溶解性物质引起的^[14]。

降低悬浮液的浓度可以减缓膜污染的进程,但会降低微生物的处理能力。采用反应器内增加填料的方法,使填料表面附着生长大量微生物,可以保持反应器内高污泥浓度,同时使混合液浓度大大降低。桂萍等人进行了膜-复合式 MBR 的研究,认为附着污泥可以使膜表面污泥沉积维持在较低水平,总阻力降低,系统的膜通量得到提高,同时系统的脱氮效率也得以大大提高^[15]。白晓慧等人在一体式复合 MBR 的试验中也得到类似的结果^[16]。而 Jungmin Lee 等人在活性污泥法 MBR 和复合填料 MBR 的对比试验中发现,增加填料后系统的膜污染速率是活性污泥法 MBR 的 7 倍,认为原因是二者形成的泥饼层不同,后者形成的泥饼层较为粗糙,比阻较小的缘故^[17]。

2.2 污泥颗粒分布

许多学者认为泥饼层阻力和颗粒尺寸存在重要关系。R. J. Baker 等人将 Kozeny-Carman 方程应用于常规过滤得到下式^[18]:

$$a = 180(1-\varepsilon) / (\rho \cdot d_p^2 \cdot \varepsilon^3) \quad (6)$$

式中: a ——比阻, m/kg ;

ε ——泥饼层孔隙率, %;

ρ ——颗粒密度, kg/m^3 ;

d_p ——颗粒直径, m 。

代入(2)可得

$$R_c = 180(1-\varepsilon) \cdot V \cdot S / (\rho \cdot d_p^2 \cdot \varepsilon^3) \quad (7)$$

由(7)式可以看出,膜阻力与 d_p 关系很大,颗粒越小,阻力越大。在 MBR 工艺中活性污泥被剪切为细小的颗粒,根据 C. Wisniewski 等人的研究,膜通量下降主要是由于 $2 \mu\text{m}$ 左右的颗粒引起的,而这种颗粒在 MBR 污泥中占主要部分^[19]。N. Cicek 等人研究发现,外置式 MBR 中的污泥平均粒径为 $3.5 \mu\text{m}$,并且 95%的污泥颗粒直径小于 $10 \mu\text{m}$ ^[20]。而活性污泥工艺中的污泥粒径范围为 $20 \sim 120 \mu\text{m}$ 。颗粒大小不同导致的二种污泥比阻分别为 $2.4 \times 10^{15} \text{ m/kg}$ 和 $2.1 \times 10^{12} \text{ m/kg}$ 。另外 B. Zhang 等人研究认为,外置式 MBR 中剪切力较大,污泥颗粒直径范围为 $7 \sim 8 \mu\text{m}$,浸没式 MBR 中剪切力较小,污泥颗粒直径范围为 $20 \sim 40 \mu\text{m}$ ^[21]。污染物颗粒尺寸越小,则向膜面的净迁移速率越大,颗粒也就越易在膜面沉积。S. Sethi 等人在剪切力诱导扩散模型和矢量颗粒传输理论基础上,将布朗扩散和惯性提升的颗粒传输理论进行

综合推导,得到多级颗粒错流膜过滤的瞬态通量模型,使之适用于大分子、胶体、细微颗粒和大颗粒^[22]。这一复合理论认为 $0.4 \mu\text{m}$ 左右的颗粒是最不利粒径尺寸,其布朗扩散、剪切力诱导扩散和惯性提升引起的净反向传输最小,在膜表面这种颗粒的沉积速率最快。Lahoussine-Turcaud 等人通过试验认为 $0.2 \mu\text{m}$ 的颗粒引起的膜污染速度最快^[23]。

一系列研究表明,MBR 中颗粒直径被剪切得越小,混合液中的 EPS 浓度就越高,造成的膜污染就越严重^[21,24,25]。同时污泥受剪切作用的影响,生物活性下降,生物种群发生变化,沉降性能变差。

针对污泥的颗粒特性,采用适当的预处理方法可以明显改善污泥的性状,缓解膜污染的进程。例如在活性污泥中投加活性炭、化学絮凝等。有研究认为采用絮凝预处理可以增加膜通量,同时还提高了有机物的去除率^[26]。罗虹等人在 MBR 处理生活污水的研究试验中投加粉末活性炭(PAC),取得了更优的水质,减少了膜阻力,提高了膜通量^[27]。投加粉末活性炭可以增加泥饼层的刚性,改善泥饼层的水力特性,使料液的可滤性变好^[28]。

2.3 胞外聚合物(EPS)

活性污泥是由多种微生物组成的絮凝体。胞外聚合物是微生物细胞分泌的粘性物质,作为含水凝聚基质将微生物粘结在一起,对于污泥絮体的形成具有重要作用。胞外聚合物成分复杂,包括多糖、蛋白质、核酸、类脂体等高分子化合物。

近年来,许多研究认为 EPS 是膜污染众多因素中最重要的生物因素。I. S. Chang 等人研究认为 EPS 浓度与膜污染程度之间存在线性关系,通过试验确定减少 EPS 40%,可以减少相应程度的泥饼层水力阻力^[13]。H. Nagaoka 等人经过研究建立了曝气池中水力阻力与 EPS 之间的关系,包括 EPS 产率与降解率的经验参数,并采用模型来预测膜污染以及负荷率、膜通量、剪切力对于生物反应器的影响^[29,30]。X. Huang 等人发现生物反应器中高分子溶解性有机物会产生积累。它们主要是微生物的代谢产物,并对于膜通量具有负面作用:TOC 每增加 50 mg/L ,膜通量就减少 70%^[31]。不同种类的 EPS 对于膜污染的贡献程度也不同。T. Mukai 等人发现 EPS 中蛋白质和糖类的比例不同,超滤的膜通量也不同,膜通量随着蛋白质比例的增加而减少^[32]。T. S. Kim 等人通过投加粉末活性炭对膜污染的影响进行了研究,发现 MBR 中单位 VSS 的溶解性 EPS 投加 PAC 后,从

121~196 mg/g 减少到了 90~127 mg/g,膜通量也同时得到了增加^[28]。Jung-Goo Choi 等人研究发现,当发生污泥膨胀时,膜的污染更为严重,认为其原因是丝状细菌比菌胶团细菌产生更多的 EPS,并且丝状细菌如诺卡氏菌属(*Nocardia*)比正常污泥含有较多的类脂类物质^[33]。I. S. Chang 等人的研究发现,污泥产生时泡沫对膜的污染能力比正常污泥高 100 倍,认为是泡沫污泥憎水性强以及泡沫污泥表面的脂质层所致^[13]。

2.4 HRT 和负荷

MBR 中采用较短的 HRT 会为微生物提供较多的营养物质,因而污泥增长速率较高,MLSS 浓度升高快。MLSS 浓度直接受到污泥负荷率的影响。Hideke Harada 等人证明,过短的水力停留时间会导致溶解性有机物的积累,吸附在膜面上而影响膜通量^[34]。因此要控制水力停留时间,以维持溶解性有机物的平衡。

C. Visvanathan 等人研究了浸没式中空纤维膜 MBR 中 HRT 对于膜污染的关系,发现较高的 HRT 时膜污染减轻,压力也没有升高^[35]。而在较短的 HRT 下,膜表面会迅速形成致密的泥饼层。

2.5 污泥停留时间(SRT)和泥龄

污泥停留时间直接影响剩余污泥的产量、组成、生物特性和浓度,例如在批处理系统中,微生物处于内源呼吸期时,大量微生物死亡,上清液中可溶物代谢产物积累,会比对数生长期产生更多的细胞碎片和胞外聚合物,从而加剧膜的生物污染^[13,36]。SRT 延长无疑会增加 MLSS 浓度。C. H. Xing 等人发现 SRT 从 5 d 增加到 30 d 时,MLSS 从 2.5 g/L 增加到 15 g/L^[37]。很长的 SRT 会使 EPS 浓度略有减少,污泥颗粒尺寸略有增加^[13,31]。有研究表明当 SRT 从 5 d 增加到 20 d 时,MLSS 从 3 g/L 增加到 7.5 g/L,较长的 SRT 使膜污染减轻^[38]。但是也有报道高 MLSS 浓度会导致高的污泥粘度,从而加重膜污染,所以应定期排泥以保持较低的粘度^[4]。

MBR 的污泥浓度一般高于传统活性污泥法数倍以上,较长的 SRT 会使 MBR 具有一定的污泥好氧消化的作用,剩余污泥量大大减少,甚至可以达到无剩余污泥排放。但随 SRT 延长,污泥浓度增加而营养物质相对贫乏,内源呼吸导致水中胶体物质增加而加大了膜的负担,因此应对污泥停留时间进行控制。

HRT 和 SRT 并非直接引起膜污染的因素,只是二者的变化会引起反应器中污泥特性的变化,相应导

致膜污染状况的改变。在 MBR 中,MLSS、颗粒分布、EPS 浓度、错流速率是直接影响膜污染的主要因素。

3 结论

在膜过滤过程中膜污染的发生不可避免,膜污染与料液特性有着极其重要的关系。由于活性污泥的复杂性,尤其是微生物的生物活性,使膜污染过程难以定量预测和控制。EPS 具有很高的污染倾向,但不同成分的 EPS 对于不同的膜在不同的操作条件下污染膜的能力也不同。膜污染还受到污染物颗粒尺寸及粒径分布的影响,直径较小的颗粒污染能力较强。MLSS 与膜污染有直接的关系,许多试验总结了二者之间存在的线性规律。延长 SRT 或者增加有机负荷会增加 MLSS 浓度,进而影响料液中 EPS 浓度,促进膜污染的发生。高混合液浓度可以减少污泥产量、减少占地面积,但是过高的污泥浓度也会降低污泥活性,增加料液粘度,使反应器中传质发生困难。增加混合液的紊流程度有利于减轻膜污染,如在浸没式 MBR 中增加曝气量或者在外置式 MBR 中增加错流速率等。选择适宜的过滤策略,如适宜的压力、膜通量、MLSS 等可以使膜过程污染减轻、产水量增大。

MBR 中污泥特性特别是污泥颗粒分布和污泥浓度是影响膜污染的根本因素。研究污泥特性对于膜污染的影响可以使我们进一步弄清膜污染的发生机理和规律,有助于寻求膜工艺运行的最佳条件,更好地指导工程设计和系统的运行维护。

[参考文献]

- [1] Yamamoto K, Hissa M, Mahmood T, *et al.* Direct solid liquid separation using hollow fiber membrane in an activated sludge aeration tank[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1989, 21(4):43-54
- [2] Chang I S, Bag S O, lee C H. Effects of membrane fouling on solute rejection during membrane filtration of activated sludge[J]. *Process Biochem.*, 2001, 36(8~9):855-860
- [3] Brindle K, Stephenson T. The application of membrane biological reactors for the treatment of wastewaters [J]. *Biotech. Bioeng.*, 1996, 49(6):601-610
- [4] Ueda T, Hata K, Kikuoka Y. Treatment of domestic sewage from rural settlements by a membrane bioreactor[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1996, 34 (9):189-196
- [5] Ishiguro K, Imai K, Sawada S. Effects of biological treatment conditions on permeate flux of UF membrane in a membrane/activated sludge wastewater treatment system[J]. *Desalination*, 1994, 98(1~3):119-126
- [6] Harada H, Momonoi K, *et al.* Application of anaerobic UF membrane reactor for treatment of a wastewater containing high strength particulate organics[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1994, 30(12):307-319

- [7] Choo K H, Lee C H. Membrane fouling mechanisms in the membrane coupled anaerobic bioreactor[J]. Wat. Res., 1996, 30(8): 1 771-1 780
- [8] Choo K H, Lee C H. Hydrodynamic behaviour of anaerobic biosolids during crossflow filtration in the membrane anaerobic bioreactor[J]. Wat. Res., 1998, 32(11):3 387-3 397
- [9] Sato T, Ishii Y. Effects of activated sludge properties on water flux of ultrafiltration membrane used for human excrement treatment[J]. Wat. Sci. Tech., 1991, 23(7~9):1 601-1 608
- [10] Shimizu Y, *et al.* Filtration characteristics of hollow fiber micro-filtration membranes used in membrane bioreactor for domestic wastewater treatment[J]. Wat. Res., 1996, 30(10):2 385-2 392
- [11] Defrance L, Jaffrin M Y, *et al.* Contribution of various constituents of activated sludge to membrane bioreactor fouling[J]. Bioresource Tech., 2000, 73(2):105-112
- [12] Bouhabila E H, *et al.* Fouling characterisation in membrane bioreactors[J]. Sep. Purif. Tech., 2001, 22~23:123-132
- [13] Chang I S, Lee C H. Membrane filtration characteristics in membrane coupled activated sludge system - the effect of physiological states of activated sludge on membrane fouling[J]. Desalination, 1998, 120(3):221-233
- [14] Wisniewski C, Grasmick A. Floc size distribution in a membrane bioreactor and consequences for membrane fouling[J]. Colloids Surf. A, 1998, 138(2~3):403-411
- [15] 桂萍, 黄霞, 汪诚文, 等. 膜-复合式生物反应器组合系统操作条件及稳定运行特性[J]. 环境科学研究, 1998, 19(2):35-38
- [16] 白晓慧, 等. 一体式-复合生物反应器处理生活污水的试验研究[J]. 哈尔滨建筑大学学报, 1999, 32(4):65-68
- [17] Lee Jungmin, *et al.* Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor[J]. Wat. Res., 2001, 35(10):2 435-2 445
- [18] Baker R J, *et al.* Factors affecting flux in crossflow filtration[J]. Desalination, 1985, 53:81-93
- [19] Wisniewski C, Grasmick A, Cruz A L. Critical particle size in membrane bioreactors case of a denitrifying bacterial suspension[J]. J. Membr. Sci., 2000, 178(1~2):141-150
- [20] Cicek N, *et al.* Characterization and comparison of a membrane bioreactor and a conventional activated sludge system in the treatment of wastewater containing high molecular weight compounds[J]. Wat. Environ. Res., 1999, 71(1):64-70
- [21] Zhang B, Yamamoto K, *et al.* N. Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small scale wastewater treatment/reclamation[J]. Wat. Sci. Tech., 1997, 35(6):37-44
- [22] Sethi Sandeep, Wiesner Mark R. Modeling of transient permeate flux in cross-flow membrane filtration incorporating multiple particle transport mechanisms[J]. J. Membr. Sci., 1997, 136(1~2): 191-205
- [23] Véronique Lahoussine-Turcaud, *et al.* Fouling in tangential-flow ultrafiltration: The effect of colloid size and coagulation pretreatment[J]. J. Membr. Sci., 1990, 52(2):173-190
- [24] Brockmann M, Seyfried C F. Sludge activity and cross-flow microfiltration - A nonbeneficial relationship[J]. Wat. Sci. Tech., 1996, 34(9):205-213
- [25] Ghyyot W, Vandaele S, Verstraete W. Nitrogen removal from sludge reject water with a membrane assisted bioreactor[J]. Wat. Res., 1999, 33(1):23-32
- [26] Abdessemed D, *et al.* Coupling flocculation with micro-ultrafiltration for wastewater treatment and reuse[J]. Desalination, 1998, 118(1~3):323
- [27] 罗虹, 等. 应用投加粉末活性炭的膜生物反应器处理生活污水的研究[J]. 重庆环境科学, 2002, 24(3):28-31
- [28] Kim J S, Lee C H, Chun H D. Comparison of ultrafiltration characteristics between activated sludge and BAC sludge[J]. Wat. Res., 1998, 32(11):3 443-3 451
- [29] 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
- [30] Nagaoka H, Yamanishi S, Miya A. Modeling of biofouling by extracellular polymers in a membrane separation activated sludge[J]. Wat. Sci. Tech., 1998, 38(4~5):497-504
- [31] Huang X, Liu R, Qian Y. Behaviour of soluble microbial products in a membrane bioreactor[J]. Process Biochem., 2001, 36(5):401-406
- [32] Mukai T, *et al.* Ultrafiltration behaviour of extracellular and metabolic products in activated sludge system with UF separation process[J]. Wat. Res., 2000, 34(3):902-908
- [33] Choi Jung-Goo, *et al.* The behavior of membrane fouling initiation on the crossflow membrane bioreactor system[J]. J. Membr. Sci., 2002, 203(1~2):103-113
- [34] Hideke Harada, *et al.* Application of anaerobic-UF membrane reactor for treatment of a wastewater containing high strength particulate organics[J]. Wat. Sci. Tech., 1996, 30(12):307-319
- [35] Visvanathan C, Yang B S, Muttamara S, *et al.* R. Application of air backflushing technique in membrane bioreactor[J]. Wat. Sci. Tech., 1997, 36(12):259-266
- [36] 邹联沛, 等. SRT 对膜生物反应器出水水质的影响研究[J]. 中国给水排水, 2000, 16(7):16-18
- [37] Xing C H, Tardieu E, Qian Y, *et al.* Ultrafiltration membrane bioreactor for urban wastewater reclamation[J]. J. Membr. Sci., 2000, 177(1~2):73-82
- [38] Fan X J, Urvain V, Qian Y, *et al.* Nitrification and mass balance with a membrane bioreactor for municipal wastewater treatment[J]. Wat. Sci. Tech., 1996, 34(1~2):129-136

【作者简介】张树国(1965—), 华北电力大学, 高级工程师, 现为同济大学在读博士生。电话: 021-65987044, 13916930210。E-mail: tjzhangshuoguo@sohu.com。

【收稿日期】2003-05-21