

膜生物反应器污水处理数学模型研究及其应用现状*

刘 壮¹ 彭永臻^{1#} 潼川哲夫² 宋燕杰¹ 吴莉娜¹

(1. 北京工业大学, 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124;

2. 前桥工科大学土木与环境工程系, 日本 前桥市 371-0816)

摘要 膜生物反应器(MBR)具有与传统工艺无法比拟的优势而成为污水处理中很有前景的工艺。由于MBR工艺本身固有的复杂性和不确定性,发展一种能够为该工艺提供整体性理解的模型是相当必要的。模型的建立可为MBR污水处理的优化设计和运行控制提供理论依据。给出了3类用于模拟MBR工艺的模型:生物动力学模型、膜污染模型和对MBR完整描述的综合模型。在此基础上,阐述了每个模型各自的机制和功能,分析讨论了模型研究与应用中存在的问题,并提出了MBR相关模型的发展前景。

关键词 MBR 数学模型 污水处理 模型应用

The research and application status of mathematical modeling in MBR system for wastewater treatment Liu Mu¹, Peng Yongzhen¹, Takigawa Akiyo², Song Yanjie¹, Wu Lina¹. (1. Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124; 2. Department of Civil and Environmental Engineering, Maebashi Institute of Technology, Maebashi Gunma 371-0816)

Abstract: Membrane bioreactor (MBR) has good development and applied prospects in wastewater treatment owing to the incomparable superiorities and characters compared to the traditional process. Building model is of great necessity for holistic understanding of MBR technology due to the intrinsic complexity and uncertainty of MBR processes. Theoretical foundation for the optimization design and operation control of MBR system can be provided by models. Models considered in this review are classified into three categories: biomass kinetic models, membrane fouling models and integrated models for complete describing MBR process. On these bases, the specific features, unique advantages and problems of each model are discussed and assessed. Also, the foreground of MBR modeling is suggested.

Keywords: MBR; mathematical model; wastewater treatment; modeling application

膜生物反应器(MBR)是一种由膜分离技术与生物处理技术有机结合的新型污水处理系统^[1,2]。它既可以作为小型的污水回用设备,又可以作为较大污水处理厂的处理单元,是目前污水处理领域研究的热点之一,具有广阔的应用前景^[3-5]。

根据膜组件和生物反应器的组合方式,可将MBR分为分置式和一体式2种基本类型^[6]。与其他生物反应器相比,MBR具有如下优点:由于膜的高效分离作用,分离效果远好于传统沉淀池,且处理装置容积负荷高,节省了占地面积^{[7]、[8]3350、[9]39-40};能维持高浓度的微生物量,通过降低有机物与微生物质量比(F/M)减少了剩余污泥产生量^[10,11];由于微生物被完全截留在MBR内,从而有利于增殖缓慢的微生物如硝化细菌的生长,系统硝化效率得以提高^{[9]40-41、[12]、[13]2223};由于增长了难降解有机物在系统的水力停留时间,提高了难降解有机物的降解率^{[13]2224}。

MBR虽有许多传统工艺无法比拟的优点,但是,在实际应用中也存在不足之处,如膜造价较高、能耗高、容易出现膜污染等^{[8]3350}。能否为特定任务选择和设计合理的MBR,主要取决于对处理系统中各种反应过程的认识程度和定量表达相关反应速率的能力。而数学模型是MBR工艺设计、运行科学化和合理化的重要依据,通过预测MBR的动态过程,使其设计和运行更加理论化和系统化,实现系统的高效率低能耗运行,以充分发挥MBR的优势。笔者分3大类型阐述了与MBR有关的动力学数学模型:生物动力学模型、膜污染模型及2者的综合模型。并分别阐述了每一类型的数学模型在MBR中的研究及其应用现状。

1 生物动力学模型

1.1 活性污泥系列模型(ASMs)

国际水协会于1987年首次推出活性污泥1号

第一作者:刘 壮,男,1986年生,硕士研究生,主要从事高氨氮废水生物处理及其过程控制研究。# 通讯作者。
* 国家“十一五”重大科技专项课题(No. 2008ZX07209-003);城市水资源与水环境国家重点实验室开放基金资助项目(No. QAK200802);北京高校人才强教计划高层次人才资助项目(No. PHR 20090502)。

模型(ASM1)^[14]。该模型被扩展和改进后相继推出了活性污泥2号模型(ASM2)^[15]、2d号模型(ASM2d)^[16]和3号模型(ASM3)^[17]。虽然ASM_s最初是用来描述传统活性污泥工艺的,但这些模型也被用来模拟MBR工艺^{[18] 2038-2040; [19] 451-457; [20] 55-65; [21]}。因为MBR是由活性污泥工艺中的二沉池被膜分离取代形成的,故用ASM_s来描述具有可行性^[22]。

WINTGENS等^{[20] 56-64}用ASM3模型模拟了MBR污水处理厂稳态下COD、氨氮、硝酸盐和亚硝酸盐的去除情况,模拟数据与实测数据具有较好的一致性。SPÉRANDIO等^[23]研究表明,在污泥龄小于50 d时,ASM1对于MBR中污泥浓度和污泥产率有较好的预测性,而当污泥龄为110 d时,估计值要大于实际值,主要是因为一部分在传统的污泥龄范围内的惰性有机物在长污泥龄的MBR中成为可降解的有机物。而ASM3在长污泥龄时预测能力要好于ASM1,但是在较低的污泥龄(10~30 d)时预测值明显偏低。据此,有研究者建议引入惰性水解动力学以改进,并提出了一套新的与原有ASM1和ASM3值不同的硝化参数值。MBR中的高污泥浓度能够为同步硝化反硝化(SND)创造有利条件,HE等^[24]基于ASM_s对MBR中的SND建立了新模型,并根据该模型解释了高污泥浓度对传质阻力的影响。

ASM_s的一个优势是采用矩阵形式描述各组分在反应过程中的变化规律和相互关系,这有助于理解生物处理过程和调试最优运行参数。另一优势是有许多模拟程序能够简化ASM_s的实际应用。但是将ASM_s应用于MBR中的可行性,仍需要大规模的实验加以验证。此外,鉴于MBR工艺长污泥龄和高污泥浓度等特点,有必要将现有的ASM_s进行反应过程的增加或简化,扩大ASM_s应用的灵活性。

1.2 溶解性微生物产物(SMP)模型

在降解污染物的同时,微生物通过细胞裂解、细胞膜扩散、合成代谢损失等方式向周围环境中释放出的溶解性物质称为SMP^{[8] 3350-3351; [25]}。研究表明,SMP是生物处理出水中溶解性有机物的一部分,混入的SMP对MBR的处理效果有较大影响^[26, 27]。活性污泥中SMP的积累是否会抑制微生物的新陈代谢尚未定论^[28, 29],但研究一致认为,SMP的积累会降低膜的渗透性^[30]。此外,SMP可以导致三氯甲烷和其他消毒副产物的形成并促进布水系统中细菌的生长^{[31] 493-502}。因此,在污水生物处理工艺的建模中引入SMP是非常必要的。

FURUMAI等^{[31] 493-502}提出了一个描述生物处理工艺中异养菌与硝化菌相互关系的模型。该模型解释了异养菌和硝化菌为争夺溶解氧而形成SMP的情况,2种菌都可将无机碳转为细胞组分和SMP形式的有机碳,这为异养菌生长提供了可用的有机基质。模型将SMP分为2组:(1)基质利用相关型产物(UAP),由基质代谢和微生物增长的副产物组成;(2)生物量相关型产物(BAP),由微生物在内源呼吸期间细胞解体而产生。URBAIN等^[32]、DE SILVA等^[33]根据MBR的特性对该模型进行了改进。由于MBR中膜的截留作用,忽略出水微生物产物以及一部分大分子形态的BAP。另外,模型中增加了反硝化反应方程,并修正了2种SMP的生物降解速率。通过将一中试MBR所测得的需氧量、营养物质去除量和污泥产量的数据与模型预测值进行对比,结果发现虽然该模型没有做专门的校正,但实验值和模型预测值之间存在较好的一致性。该SMP模型在稳态和暂态下都具有较好的预测能力,但难以应对运行和污水水质突变的情况且不包括生物除磷。

1.3 ASM1-SMP混合模型

LU等^{[18] 2042-2043}将SMP的形成和降解引入ASM1形成ASM1-SMP混合模型。在该模型中,自养菌和异养菌的新陈代谢释放UAP,而异养菌的生长可以利用UAP。惰性物质、溶解性基质和微生物衰减过程产生的BAP均可被异养菌的生长再利用。由微生物衰减产生的颗粒性组分(X_p)被BAP和UAP取代,增加了在好氧和缺氧条件下异养菌消耗SMP生长速率的概念。另外,2种微生物的衰减速率被分成产生颗粒与形成BAP 2个过程。

稳态条件下,模型对于溶解性COD和溶解性氮浓度的模拟结果显示出很好的一致性,而在循环条件下活性污泥浓度的估计值明显偏低。尽管该混合模型还有待改进,但在ASM1模型中引入SMP模型的确发挥了2个模型各自的部分优势。

2 膜污染模型

2.1 经验流体动力学模型

LIU等^[34]采用内循环气升式反应器考察了MBR中水力条件对混合液错流速率(U_{sr} , m/s)和膜污染速率(K , m/s)的影响。在不同的SS质量浓度(X , 2~20 g/L)、膜通量(J , 4.5~27.0 L/(m²·h))和曝气强度(U_{Gr} , 10~100 m³/(m²·h))下进行了10组实验,并监测了每组混合液错流速率和跨膜压

力(ΔP , Pa)。采用式(1)计算过滤阻力(R , m^{-1})。

$$R = 3.6 \times 10^9 \frac{\Delta P}{\eta \nu} \quad (1)$$

式中: η 为渗透粘度, 近似用自来水的粘度值, $mPa \cdot s$ 。

将实验数据进行函数拟合后, 推导得到水力条件对混合液错流速率和膜污染速率影响的关系式。曝气强度、反应器结构和流体粘度是影响混合液错流速率的主要因素, 混合液错流速率方程为:

$$U_{sr} = f_1 U_{Lr}^a \mu^b \quad (2)$$

式中: U_{Lr} 为自来水错流速率, m/s , 通过测量反应器内自来水升流速率得出, 该参数反映了曝气强度和反应器结构对流体粘度的联合影响; μ 为混合液粘度, $mPa \cdot s$; f_1 、 a 和 b 为常量。而 μ 和 SS 建立了如下方程:

$$\mu = 1.61e^{0.07X} \quad (3)$$

将式(3)带入式(2)中得到经验流体动力学模型方程:

$$U_{sr} = 1.311 U_{Lr}^{1.226} e^{-0.0105X} \quad (4)$$

而决定膜污染速率的关键因素有曝气强度、膜通量和 SS 浓度, 这些参数构成了膜污染速率方程:

$$K = f_2 U_{Lr}^c J^d X^e \quad (5)$$

式中: f_2 、 c 、 d 和 e 为常量。

式(4)和式(5)为描述 MBR 膜污染特性提供了量化工具。经验流体动力学模型方程清楚地显示了水力条件与膜污染速率、混合液错流速率之间的相关性。水力条件能影响污泥在膜表面的积累速率, 进而影响膜污染速率, 而混合液错流速率方程能直观表述这一过程。虽然该模型使用方便, 但难以解释复杂的水力条件和操作因素的影响。因此, 该模型在阐述水力条件对膜污染的影响方面有较强的说服力, 但并不适合应用于操作和设计。

2.2 分形渗透模型

MENG 等^[35]为描述活性污泥膜孔过滤形成的滤饼层的渗透性而建立了一个分形渗透模型(基于分形理论和达西定律)。在一个分形模型的基础上, 引入滤饼层膜孔面积分形维数(D_s):

$$B(\geq a) = S_c - A = C_0(a)^{2-D_s} \quad (6)$$

式中: a 为膜孔面积临界值, m^2 ; B 为滤饼层总面积(S_c , m^2)与膜孔总面积(A , m^2)的差值, m^2 ; C_0 为常量。使用图形分析仪来估算膜孔总面积, 并由式(6)计算 B , 最终由 $\ln B$ 和 $\ln a$ 的直线斜率计算出 D_s 。

分形渗透模型则通过修正有关膜孔流速的 Hager Poiseuille 方程^[36]而得出。方程改写了膜孔面积临界值 a , 并假定滤饼层都为直孔, 采用微积分

手段并加以简化后, 得出通过滤饼层的流速(Q , m/s)的表达式:

$$Q = \frac{G}{g^2} \frac{\Delta P}{L_0} \frac{1}{\mu} C_0 \frac{2-D_s}{3-D_s} a_{max}^{3-D_s} \quad (7)$$

式中: G 为流体通过空隙的几何系数; g 为 $a = g\lambda^2$ (λ 为孔径, m) 中的形态系数; L_0 为膜孔长度, m ; μ 为动态粘滞系数; a_{max} 为最大膜孔面积临界值, m^2 。根据达西定律定义 κ 为滤饼层渗透系数:

$$\kappa = \frac{2-D_s}{3-D_s} a_{max}^{3-D_s} \quad (8)$$

分形渗透模型为确定膜表面积累的滤饼层的渗透性提供了量化方法。该模型所含参数较少且容易监测, 计算也相对简单, 然而模型未能描述系统运行参数如何对滤饼层阻力产生影响, 而主要依赖分形维数来模拟 MBR 的性能。因此, 需要进一步考察系统运行参数与滤饼层膜孔面积分形维数的相关性以确定它们对滤饼层阻力的影响。

2.3 分区阻力模型

在一体式 MBR 系统中, 曝气产生的气泡对膜表面具有很强的清洗作用^[37], 而曝气产生的剪切力分布不均导致膜表面产生的污染也不均匀。LI 等^[38]在确定总过滤阻力时应用分区方法解释不均匀滤饼层的形成过程。将膜表面均分成极小的面积单元, 并分别计算每部分各自的总阻力(R , m^{-1})。 R 包括膜固有的阻力(R_m , m^{-1})、膜孔堵塞阻力(R_p , m^{-1})、动态污泥层阻力(R_{sf} , m^{-1})和稳态污泥层阻力(R_{sc} , m^{-1}), 计算式为:

$$R = R_m + R_p + R_{sf} + R_{sc} \quad (9)$$

R_{sf} 为动态污泥层产生的具体阻力系数与动态污泥层的污泥总量之积; R_{sc} 为膜面滤饼层具体阻力系数与膜表面的累积生物量之积; 膜孔堵塞阻力 R_p 表达式如下:

$$R_p = r_p \sum J \theta \quad (10)$$

式中: r_p 为膜孔堵塞阻力系数, m/L ; θ 为过滤期, h 。

分区阻力模型使用部分分析法得出, 用来描述 MBR 中因曝气产生的剪切力对膜污染特性的影响。该模型把膜划分为不同部分并单独考虑各部分的阻力, 阐述了由于沿着膜表面分布剪切力的不均而导致的非匀态滤饼层的形成过程。采用实验室规模的一体化 MBR 在不同的污泥浓度、膜通量、曝气强度下进行测试, 结果显示该模型能较好反映总体趋势, 但不适合应用于对膜污染现象的精确建模。

3 综合模型

3.1 ASM1-SMP 混合和串联阻力模型的综合

LEE 等^{[19]452-455}在 ASM1 模型中引入 SMP 组分并增加描述 SMP 转化情况的速率方程, 形成了一个综合的 MBR 模型, 并采用串联阻力模型来说明生物量对膜污染的影响。与 LU 等^{[18]2038-2040}提出的 ASM1-SMP 模型相似, 该模型在 ASM1 加入了 4 个速率表达式:

(1) 与 S_{SMP} 相关的好氧生长速率: μ_{SMP}

$$\frac{S_{\text{O}_2}}{K_{\text{O}_2} + S_{\text{O}_2}} \frac{S_{\text{SMP}}}{K_{\text{SMP}} + S_{\text{SMP}}} \frac{S_{\text{NH}_4^+}}{K_{\text{NH}_4^+} + S_{\text{NH}_4^+}} \frac{S_{\text{ALK}}}{K_{\text{ALK}} + S_{\text{ALK}}} X_{\text{H}},$$

其中: μ_{SMP} 为异养溶解性微生物产物最大比增长速率, h^{-1} ; S_{O_2} 为溶解氧质量浓度, mg/L ; S_{SMP} 为溶解性微生物产物质量浓度, mg/L ; $S_{\text{NH}_4^+}$ 为氨氮质量浓度, mg/L ; S_{ALK} 为碱度, mg/L ; X_{H} 为异养菌质量浓度, mg/L ; K_{O_2} 为溶解氧半饱和常数, mg/L ; K_{SMP} 为溶解性微生物产物半饱和常数, mg/L ; $K_{\text{NH}_4^+}$ 为氨氮半饱和常数, mg/L ; K_{ALK} 为碱度半饱和常数, mg/L 。

(2) 与 S_{SMP} 相关的缺氧生长速率: $\mu_{\text{SMP}} \eta_{\text{NO}_3^-}$

$$\frac{S_{\text{SMP}}}{K_{\text{SMP}} + S_{\text{SMP}}} \frac{K_{\text{O}_2}}{K_{\text{O}_2} + S_{\text{O}_2}} \frac{K_{\text{NO}_3^-}}{K_{\text{NO}_3^-} + S_{\text{NO}_3^-}} \frac{S_{\text{NH}_4^+}}{K_{\text{NH}_4^+} + S_{\text{NH}_4^+}}$$

$\frac{S_{\text{ALK}}}{K_{\text{ALK}} + S_{\text{ALK}}} X_{\text{H}}$, 其中: $S_{\text{NO}_3^-}$ 为硝态氮质量浓度, mg/L ; $K_{\text{NO}_3^-}$ 为硝态氮半饱和常数, mg/L ; $\eta_{\text{NO}_3^-}$ 为硝酸盐反硝化相关系数。

(3) 与 S_{SMP} 相关的异养菌的溶解速率: $b_{\text{H,SMP}} X_{\text{H}}$, 其中: $b_{\text{H,SMP}}$ 表示产生 SMP 异养菌的溶解系数, h^{-1} 。

(4) 产生 S_{SMP} 的自养菌的溶解速率: $b_{\text{A,SMP}} X_{\text{A}}$, 其中: X_{A} 为自养菌质量浓度, mg/L ; $b_{\text{A,SMP}}$ 表示产生 SMP 自养菌的溶解系数, h^{-1} 。

针对膜污染过程, 模型提供了如下表达式以计算总阻力 R :

$$R = R_{\text{m}} + m\alpha \quad (11)$$

其中 m 为:

$$m = k_{\text{m}} \frac{J X_{\text{TSS}}}{A} \quad (12)$$

式中: α 为具体的阻力系数; k_{m} 为反映错流过滤影响的系数, $\text{m}^3 \cdot \text{h}/\text{mg}$; X_{TSS} 为反应器内总悬浮固体 (TSS) 质量浓度, mg/L 。

鉴于与 TSS 浓度相比 SMP 基本上可以忽略, 模型中假定 SMP 对膜阻力没有影响。该模型与之前预测膜表面总阻力的模型相比精简了个别参数, 且参数值容易确定, 总阻力的计算也比较简单, 然而

该模型的有效性和可行性还有待验证。

3.2 ASM3 和串联阻力模型

WINTGENS 等^{[20]56-64}在研究中引入一个模型来说明一体式 MBR 系统中毛细中空纤维膜的过滤性能并在该模型中联合 ASM3 模拟生物处理过程。模型中膜通量 ($F(t)$, $\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$) 表达式如下:

$$F(t) = \frac{\Delta p_{\text{TM}}}{\eta_{\text{P}}(R_{\text{m}} + R_{\text{C}} + R_{\text{F}})} \quad (13)$$

$$\Delta p_{\text{TM}} = p_{\text{hydro}} + p_{\text{pump}} - \Delta p_{\text{a}} \quad (14)$$

式中: Δp_{TM} 为有效跨膜压力差, Pa ; p_{hydro} 为流体静液压, Pa ; p_{pump} 为吸水压, Pa ; η_{P} 为液体粘度系数, $\text{Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}/\text{L}$; Δp_{a} 为中空纤维膜的渗透压力损失, Pa 。总阻力为 R_{m} 、滤饼层阻力 (R_{C} , m^{-1}) 和膜垢阻力 (R_{F} , m^{-1}) 之和。

滤饼层阻力表达式为:

$$R_{\text{C}} = k_{\text{C}} C_{\text{M}} \quad (15)$$

式中: k_{C} 为滤饼层模型参数, m/mg ; C_{M} 为膜表面质量浓度 (mg/m^2), 其表达式为:

$$C_{\text{M}} = c_{\text{b}} e^{F(t)/k_{\text{P}}} \quad (16)$$

式中: c_{b} 为溶液质量浓度, mg/L ; k_{P} 为局部转移系数。

膜垢阻力表达式为:

$$R_{\text{F}} = S_{\text{F}} \left(1 - e^{-k_{\text{F}} \int_0^t F(t) dt} \right) \quad (17)$$

式中: S_{F} 和 k_{F} 分别为污垢饱和参数和累积参数, $\int_0^t F(t) dt$ 表示 2 次化学清洗的时间间隔内单位膜面积的总渗透量。膜通量的最终表达式为:

$$F(t) = \frac{p_{\text{hydro}} + p_{\text{pump}} + \Delta p_{\text{a}}}{\eta_{\text{P}}(R_{\text{m}} + k_{\text{C}} c_{\text{b}} e^{F(t)/k_{\text{P}}} + S_{\text{F}}(1 - e^{-k_{\text{F}} \int_0^t F(t) dt})} \quad (18)$$

与分区阻力模型相似, 该模型解释了清洗周期内随时间变化而产生的不同膜污染情况。GEISSLER 等^[39]将该模型用于中试 MBR 模拟, 除实验最后阶段预测的膜通量随时间的变化情况与中试实验数据有较大的偏差外, 其他阶段吻合很好, 这主要是因为该模型没有考虑有机负荷率的变化, 而在实验的最后阶段进水有机负荷率有较大幅度的下降。此外, 微生物产生的胞外多聚物 (EPS) 是膜污染的主要物质之一^[40], 但是该模型没有将 EPS 组分引入到 ASM3 中。

4 结 语

在描述 MBR 的生物动力学模型中, ASM3 系列模型应用广泛, 其发展也相对成熟, 往往成为其他生物模型的基础, 其矩阵式的表达方式有助于理解生物处理过程和调试最优运行参数。SMP 模型在模

拟生物特性方面有较高的准确性,虽然包括的组分和方程较少,但仍能模拟出系统所需关键信息。ASM I-SMP 混合模型是修改 ASM_s 模型以适应 MBR 的第一步尝试,在 ASM1 模型中引入 SMP 模型获得了 2 个模型各自的部分优势。就描述膜污染现象来说,经验流体动力学模型过于简单,分区阻力模型缺乏准确性。分形渗透模型和串联阻力模型显示出较好的模拟能力,但是否适合广泛推广使用仍需要具体的实验证实。对 MBR 进行整体性描述的综合模型是将生物模型和物理模型进行综合以模拟 MBR 性能而进行的首次尝试,但是模型的内部组分以及各影响因素之间还有待进一步融合。

MBR 相关模型都需要通过大规模的实验验证其准确性和应用价值,其共同的应用难点在于水质的分析和测定、模型的简化以及参数的校正。只有对 MBR 机制进行深入研究,充分理解 SMP、长污泥龄和高污泥浓度等与 MBR 有关的特性,才能更好地建立和完善 MBR 相关模型。基于计算机技术的飞速发展,引入人工智能和专家系统能降低 MBR 相关模型的参数辨识与模型校正的复杂程度。MBR 的相关模型将朝着复杂化、综合化、精细化的方向发展,而不同学科的交叉与不同研究手段的相互协作将成为其发展的重要支撑。随着 MBR 相关模型的不断修正与改进,其在污水处理厂设计、运行管理以及科学研究中的作用将日益突出。

参考文献:

- [1] SATYAWALI Y, BALAKRISHNAN M. Performance enhancement with powdered activated carbon (PAC) addition in a membrane bioreactor (MBR) treating distillery effluent[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 170(1): 457-465.
- [2] PRADO N, OCHOA J, AMRANE A. Zero nuisance piggeries: long term performance of MBR (membrane bioreactor) for dilute swine wastewater treatment using submerged membrane bioreactor in semi industrial scale[J]. Water Research, 2009, 43(6): 1549-1558.
- [3] FU Zhimin, YANG Fenglin, AN Yingyu, et al. Simultaneous nitrification and denitrification coupled with phosphorus removal in an modified anoxic/oxic membrane bioreactor (A/O-MBR) [J]. Biochemical Engineering Journal, 2009, 43(2): 191-196.
- [4] RADJENOVIC J, PETROVIC M, BARCELÓ D. Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment[J]. Water Research, 2009, 43(3): 831-841.
- [5] SATYAWALI Y, BALAKRISHNAN M. Effect of PAC addition on sludge properties in an MBR treating high strength wastewater[J]. Water Research, 2009, 43(6): 1577-1588.
- [6] WANG Zhiwei, WU Zhichao, MAI Suihai, et al. Research and

applications of membrane bioreactors in China: progress and prospect[J]. Separation and Purification Technology, 2008, 62(2): 249-263.

- [7] HASAR H, UNSAL S A, IPEK U, et al. Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 171(1/2/3): 309-317.
- [8] MALAMIS S, ANDREADAKIS A. Fractionation of proteins and carbohydrates of extracellular polymeric substances in a membrane bioreactor system [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(13).
- [9] RAVINDRAN V, TSAI H H, WILLIAMS M D, et al. Hybrid membrane bioreactor technology for small water treatment utilities: process evaluation and primordial considerations [J]. Journal of Membrane Science, 2009, 344(1/2).
- [10] JAMAL KHAN S, VISVANATHAN C, JEGATHEESAN V. Prediction of membrane fouling in MBR systems using empirically estimated specific cake resistance [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(23): 6133-6136.
- [11] ZHANG Bin, SUN Baosheng, JI Min, et al. Population dynamic succession and quantification of ammonia oxidizing bacteria in a membrane bioreactor treating municipal wastewater[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 165(1/2/3): 796-803.
- [12] WANG Tao, ZHANG Hanmin, YANG Fenglin, et al. Start up of the anammox process from the conventional activated sludge in a membrane bioreactor[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(9): 2501-2506.
- [13] WANG Qinghong, FENG Chuanping, ZHAO Yingxin, et al. Denitrification of nitrate contaminated groundwater with a fiber based biofilm reactor[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(7).
- [14] SUN P D, SONG Y Q. Study on Fully Coupled Activated Sludge Model No. 1 (FCASM1) for wastewater treatment biological processes[J]. International Journal of Environment and Pollution, 2009, 38(1/2): 88-99.
- [15] GUJER W, HENZE M, MINO T, et al. The activated sludge model No. 2: biological phosphorus removal[J]. Water Science and Technology, 1995, 31(2): 1-11.
- [16] HENZE M, GUJER W, MINO T, et al. Activated sludge model No. 2d, ASM2d[J]. Water Science and Technology, 1999, 39(1): 165-182.
- [17] ILENIA I, VALENTINA I, STEFANO M L, et al. A modified Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) with two step nitrification denitrification[J]. Environmental Modelling and Software, 2007, 22(6): 847-861.
- [18] LU S G, IMAI T, UKITA M, et al. A model for membrane bioreactor process based on the concept of formation and degradation of soluble microbial products [J]. Water Research, 2001, 35(8).
- [19] LEE Y, CHO J, SEO Y, et al. Modeling of submerged membrane bioreactor process for wastewater treatment [J]. Desalination, 2002, 146(1/2/3).
- [20] WINTGENS T, ROSEN J, MELIN T, et al. Modelling of a membrane bioreactor system for municipal wastewater treatment [J]. Journal of Membrane Science, 2003, 216(1/2).
- [21] BAEK S H, JEON S K, PAGILLA K. Mathematical modeling of aerobic membrane bioreactor (MBR) using activated sludge model No. 1 (ASM1) [J]. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 2009, 15(6): 835-840.

- [22] LU BELLO C, CAFFAZ S, GORI R, et al. A modified activated sludge model to estimate solids production at low and high solids retention time[J]. *Water Research*, 2009, 43(18): 4539-4548.
- [23] SPÉRANDIO M, ESPINOSA M C. Modelling an aerobic submerged membrane bioreactor with ASM models on a large range of sludge retention time[J]. *Desalination*, 2008, 231(1/2/3): 82-90.
- [24] HE Shengbing, XUE Gang, WANG Baozhen. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 168(2/3): 704-710.
- [25] JARU SUTTHIRAK C, AMY G. Understanding soluble microbial products (SMP) as a component of effluent organic matter (EfOM) [J]. *Water Research*, 2007, 41(12): 2787-2793.
- [26] JANGA N, REN Xianghao, KIM G, et al. Characteristics of soluble microbial products and extracellular polymeric substances in the membrane bioreactor for water reuse[J]. *Desalination*, 2007, 202(1/2/3): 90-98.
- [27] DONG Bin, JIANG Shuangying. Characteristics and behaviors of soluble microbial products in sequencing batch membrane bioreactors at various sludge retention times[J]. *Desalination*, 2009, 243(1/2/3): 240-250.
- [28] HUANG Xia, LIU Rui, QIAN Yi. Behavior of soluble microbial products in a membrane bioreactor[J]. *Process Biochemistry*, 2000, 36(5): 401-406.
- [29] SHIN H S, KANG S T. Characteristics and fates of soluble microbial products in ceramic membrane bioreactor at various sludge retention times[J]. *Water Research*, 2003, 37(1): 121-127.
- [30] CHUANG S H, CHANG W C, CHANG M C, et al. The effects of soluble organic matters on membrane fouling index [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(5): 1875-1877.
- [31] FURUMAI H, RITTMANN B E. Advanced modeling of mixed populations of heterotrophs and nitrifiers considering the formation and exchange of soluble microbial products[J]. *Water Science and Technology*, 1992, 26(3/4): 1-10.
- [32] URBAIN V, MOBARRY B, DESILVA V, et al. Integration of performance, molecular biology and modeling to describe the activated sludge process[J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(4/5): 223-229.
- [33] DE SILVA D G V, URBAIN V, ABEYSINGHE D H, et al. Advanced analysis of membrane bioreactor performance with aerobic anoxic cycling[J]. *Water Science and Technology*, 1998, 38(4/5): 505-512.
- [34] LIU Rui, HUANG Xia, SUN Youfeng, et al. Hydrodynamic effect on sludge accumulation over membrane surfaces in a submerged membrane bioreactor[J]. *Process Biochemistry*, 2003, 39(2): 157-163.
- [35] MENG Fangang, ZHANG Hanming, LI Yansong, et al. Application of fractal permeation model to investigate membrane fouling in membrane bioreactor[J]. *Journal of Membrane Science*, 2005, 262(1/2): 107-116.
- [36] YU Boming, LIU Wei. Fractal analysis of permeabilities for porous media[J]. *American Institute of Chemical Engineers Journal*, 2004, 50(1): 46-57.
- [37] MENG Fangang, CHAE S R, DREWS A, et al. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): membrane fouling and membrane material[J]. *Water Research*, 2009, 43(6): 1489-1512.
- [38] LI X, WANG X. Modelling of membrane fouling in a submerged membrane bioreactor[J]. *Journal of Membrane Science*, 2006, 278(1/2): 151-161.
- [39] GEISSLER S, WINTGENS T, MELIN T, et al. Modelling approaches for filtration processes with novel submerged capillary modules in membrane bioreactors for wastewater treatment[J]. *Desalination*, 2005, 178(1/2/3): 125-134.
- [40] ZHANG Bin, SUN Baosheng, JIN Min, et al. Extraction and analysis of extracellular polymeric substances in membrane fouling in submerged MBR[J]. *Desalination*, 2008, 227(1/2/3): 286-294.

编辑: 陈泽军 (修改稿收到日期: 2009-12-11)

(上接第 77 页)

- [47] BEAULAC M N, RECKHOW K M. An examination of land use nutrient export relationships[J]. *Water Resources Bulletin*, 1982, 18(6): 1013-1024.
- [48] JOHNES P J. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modeling approach [J]. *Journal of Hydrology*, 1996, 183(3/4): 323-349.
- [49] 蔡明, 李怀恩, 庄咏涛, 等. 改进的输出系数法在流域非点源污染负荷估算中的应用[J]. *水利学报*, 2004(7): 1-8.
- [50] YONG L, CHAO W, HONG L T. Research advance in nutrient runoff on sloping land in watersheds[J]. *Aquatic Ecosystem Health and Management Logical Applications*, 2006, 9(1): 27-32.
- [51] LIU Q Q, SINGH V P. Effect of microtopography, slope length and gradient and vegetative cover on overland flow through simulation [J]. *Journal of Hydrologic Engineering*, 2004, 9(5): 375-382.
- [52] 沈珍瑶, 刘瑞民, 叶阔, 等. 长江上游非点源污染特征及其变化规律[M]. 北京: 科学出版社, 2008.
- [53] 李怀恩, 庄咏涛. 预测非点源营养负荷的输出系数法研究进展与应用[J]. *西安理工大学学报*, 2003, 19(4): 1-5.
- [54] MATTIKALLI N M, RICHARDS K S. Estimation of surface water quality changes in response to land use change: application of the export coefficient model using remote sensing and geographical information system[J]. *Journal of Environmental Management*, 1996, 48(3): 263-282.
- [55] WINTER J G, DUTHIE H C. Export coefficient modeling to assess phosphorus loading in an urban watershed[J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 2000, 36(5): 1053-1061.
- [56] 王波, 张天柱. 辽河流域非点源污染负荷估算[J]. *重庆环境科学*, 2003, 25(12): 132-133.
- [57] 龙天渝, 梁常德, 李继承, 等. 基于 SLURP 模型和输出系数法的三峡库区非点源氮磷负荷预测[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(3): 574-581.
- [58] 丁晓雯, 沈珍瑶, 刘瑞民. 长江上游非点源氮素负荷时空变化特征研究[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(3): 836-841.
- [59] 刘瑞民, 沈珍瑶, 丁晓雯, 等. 应用输出系数模型估算长江上游非点源污染负荷[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(2): 677-682.

编辑: 陈泽军 (修改稿收到日期: 2009-12-21)