

活性污泥和生物膜复合工艺模型研究进展

丁永伟¹ 王宝贞² 王琳³

(1 苏州市水务局苏州市排水管理处,苏州 215004;2 哈尔滨工业大学市政环境工程学院,哈尔滨 150090;
3 中国海洋大学环境科学与工程学院,青岛 266003)

摘要 以活性污泥、生物膜为原型的复合工艺具有超越二者的优异性能,建立其对底物去除和微生物增长的数学模型是深入了解和评价复合工艺性能的关键。综述了基于活性污泥的 Lawrence-McCarty 模式、ASM1 数学模型和底物在生物膜内的 Fickian 扩散理论的三种复合工艺数学模型的研究现状,并对其进行了评价。在同时描述碳氧化、硝化和反硝化过程时,基于 ASM1 的复合工艺经验数学模型具有明显优势,是未来的发展方向。

关键词 活性污泥 生物膜 复合工艺 数学模型

Advance in mathematical model for biofilm-activated sludge hybrid process

Ding Yongwei¹, Wang Baozhen², Wang Lin³

(1. Suzhou Sewage Administration Bureau, Suzhou Water Authority, Suzhou 215004, China;
2. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology,
Harbin 150090, China; 3. School of Environmental Science and Engineering,
Ocean University of China, Qingdao 266003, China)

Abstract: Biofilm-activated sludge hybrid process, developing from activated sludge process and/or biofilm process, has excellent advantage over the other two. Modeling hybrid process is the key to fully comprehend and evaluate its performance. This review summarizes the current status in the hybrid process mathematical models originating from Monod kinetics expressions, ASM1 (International Water Association complex activated sludge model 1) and Fickian's diffusion theory for substrate in biofilm, and evaluates their advantages and difficulties. For handling COD oxidation, nitrification and denitrification simultaneously, the empirical hybrid model originating from ASM1 has great advantages, and is the direction for future research.

Key words: Activated sludge; Biofilm; Hybrid process; Mathematical model

0 引言

众多研究表明,活性污泥和生物膜复合工艺作为一种新型的污水处理工艺,在提高现有污水处理系统的效能、改善污泥沉降性能、降低污泥产率、增强运行稳定性和节约占地等方面具有显著的优势^[1-3]。

和单纯的活性污泥或生物膜工艺相比,复合工艺的最大特点是微生物悬浮生长和附着生长共存的系统。在反应器中两种不同生长形态的微生物(生

物膜和活性污泥)对限制性底物的利用存在竞争^[4];同时二者之间存在物质的交换,如悬浮态污泥向载体表面的附着,脱落的生物膜会进入悬浮态污泥中等。

如何定量地描述上述这些过程之间的关系,是深入了解和评价复合工艺性能的关键。以活性污泥的 Lawrence-McCarty 模式、ASM1 数学模型和底物在生物膜内的 Fickian 扩散理论为基础,研究者主要提出了三种复合工艺的数学模型。

1 生物膜—活性污泥串联组合模型

Gebara 于 1999 年^[5]提出了将复合反应器看作是生物膜反应器(反应器 1)与活性污泥反应器(反应器 2)的串联系统,如图 1 所示,生物膜反应器的出水是后续的活性污泥反应器的进水(S_1),活性污泥反应器的污泥浓度和出水底物浓度即为复合反应器的悬浮态污泥浓度和最终出水的污染物浓度(S_e)。分别用经典的生物膜的反应-扩散动力学模型和活性污泥的 Lawrence-McCarty 模式来模拟两个反应器的状态。其具体求解过程可参考文献[5]。

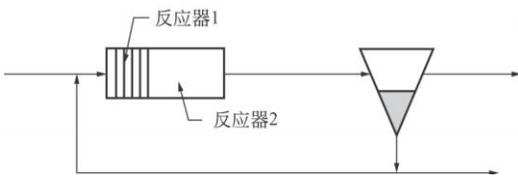


图 1 Gerara 假设的复合反应器模型^[5]

该串联组合模型思路清晰,计算简单。但是,该模型假设底物首先被生物膜利用,然后才被悬浮态污泥利用,这不符合反应器内的实际情况。实际上,在悬浮态微生物和附着态微生物共存的复合反应器中,两种生长状态微生物会同时竞争同一种限制性底物,并且由于底物和溶解氧在附着态微生物中的传质阻力较大,两种生长状态微生物对底物的竞争利用能力是不同的。另一方面,为了避开生物膜反应-扩散动力学模型所需的复杂积分运算,该串联模型生物膜部分的模型假设底物在生物膜内部是均一的,用 S_s 来表示,仅用扩散系数 D_f 来表示所有的扩散阻力,也是不合适的。

2 基于 Lawrence-McCarty 模式与反应-扩散模型的复合模型

为了更好地评价复合反应器中两种不同生长形态微生物对同一限制性底物的竞争以及脱落的生物膜对悬浮态污泥的贡献, Lee 和 Fouad 等先后给出了基于活性污泥 Lawrence-McCarty 模式和生物膜反应-扩散模型的复合模型^[6,7]。

该复合模型的假定条件为: 在限制性底物浓度条件下,微生物和底物处于稳定状态; 底物在悬浮态污泥和附着态生物膜内的降解具有相同的动力学特性; 底物只要传递到生物膜内部,即被消耗掉,也就是说底物的扩散是限制性速率步骤。

图 2 是典型的复合好氧工艺的原理。稳态条件下的复合工艺底物平衡可由式(1)和式(2)来表示:

$$V X \frac{K S}{K_s + S} = Q R (S_0 - S) \quad (1)$$

$$a V J = Q (1 - R) (S_0 - S) \quad (2)$$

式中 K ——底物的最大比降解速率;
 K_s ——底物的半饱和常数;
 V ——反应器有效容积;
 X ——反应器的 MLSS 浓度;
 Q ——反应器进水流量;
 S_0 ——进水底物浓度;
 S ——出水底物浓度;
 R ——被悬浮态污泥利用的底物比例(这是该模型的一个关键参数);
 a ——以反应器容积为基础的生物膜比表面积;
 J ——基质在生物膜内的通量。

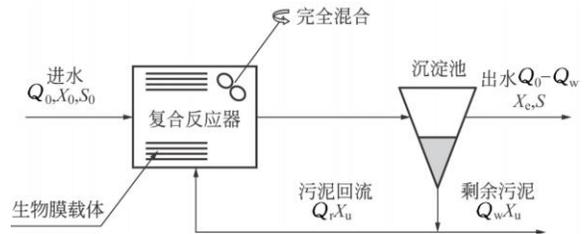


图 2 典型的复合好氧工艺原理^[6,7]

在 Lee 的文献^[8]中,他提出在描述悬浮态污泥的生物量平衡时,必须考虑脱落的生物膜。Rittman 用系数 b 来表示生物膜内总的生物量损失速率,它是生物膜的比剪切损失速率 b_s 及比衰减速率 b_d (假设 $b_d = K_d$) 之和^[9]。根据 Rittmann 等的文献^[9],稳态条件下整个生物膜的损失速率等于生物膜的生长速率 $Y a J V$,因此,生物膜的剪切损失速率为 $Y a J V b_s / b$,即为复合工艺中脱落的生物膜进入悬浮态污泥的速率。

因此,稳态条件下的复合工艺中悬浮态污泥的生物量平衡可以由式(3)来表示:

$$V X \left[\frac{Y K S}{K_s + S} - K_d \right] = (Q_w X_u + Q_e X_e) - Y a V J \frac{b_s}{b} \quad (3)$$

式中 $Q_w X_u$ ——剩余污泥排放量;
 $Q_e X_e$ ——出水中携带的生物量;
 b_s ——生物膜的比剪切损失速率;

- b ——生物膜内总的生物量损失速率。
- Y ——微生物产率系数；
- k_d ——微生物衰减速率。

污泥龄是污水生物处理设计和运行的一个重要参数,在复合工艺中,根据上述的式(1)和式(3),有以下四种污泥龄概念。根据污泥龄的物理意义,即反应器内总的生物量与每日排出系统的污泥量的比值,结合式(3)可以得出复合工艺的平均污泥龄(c_M),见式(4)。

$$c_M = \frac{VX + aJYV/b}{XV \left(\frac{YKS}{K_S + S} - K_d \right) + aJYV \frac{b_s}{b}} \quad (4)$$

根据悬浮态污泥 SRT 的定义,即反应器中总的悬浮态污泥量与每日排出系统的污泥量之比,由式(3)可以得出悬浮态污泥的污泥龄(c),见式(5)。

$$c = \frac{VX}{Q_w X_u + Q_e X_e} = \frac{VX}{XV \left(\frac{YKS}{K_S + S} - K_d \right) + aJYV \frac{b_s}{b}} \quad (5)$$

式中 c ——悬浮态污泥的 SRT。

事实上,由于脱落的生物膜($aJYV/b_s$)会以悬浮态污泥的形式进入剩余污泥($Q_w X_u + Q_e X_e$),因此,用式(5)并不能表示悬浮态污泥的真正污泥龄(c),其应当由式(6)来表示。

$$c = \frac{VX}{Q_w X_u + Q_e X_e - aJYV \frac{b_s}{b}} = \frac{VX}{XV \left(\frac{YKS}{K_S + S} - K_d \right)} \quad (6)$$

附着态生物膜的污泥龄(c_a)可以用式(7)来表示,从中可以看出,其仅与生物膜的比剪切损失速率(b_s)有关。

$$c_a = \frac{aVL_f X_f}{aJYV \frac{b_s}{b}} = \frac{aJYV/b}{aJYV \frac{b_s}{b}} = \frac{1}{b_s} \quad (7)$$

在上述四个污泥龄中,悬浮态污泥的污泥龄(c)是设计和运行中控制的主要参数之一,它的调整直接影响到反应器中两相微生物数量的比例及系统的效能。

式(1)~式(7)有两个边界条件状态:

(1) 没有附着态生物膜,也就是说 $J = a = 0$,复合反应器将转化为活性污泥工艺,此时上述公式转

化为活性污泥的 Lawrence-McCarty 模式。

(2) 没有悬浮态污泥,也就是说 $X = c = 0$,复合反应器将转化为生物膜(微生物附着生长)工艺,此时上述公式将转化为 Rittmann 等给出的生物膜动力学模式^[9]。

在求解上式的过程中,基质在生物膜内的通量 J 是个必须确定的参数。但是,在生物膜反应器或复合反应器中,出水水质(完全混合反应器内底物浓度) S 和通量 J 是一对互相依赖的参数,需采用试算的方法进行计算,但过程繁琐费时,不能有效地指导实践。在 Fouad 的研究中^[7],采用无量纲化的方法,借助分析和图解的手段给出了 S 和 J 的关系及该组合模型的求解方法。

该复合模型以活性污泥工艺的 Lawrence-McCarty 模式和生物膜工艺的反应-扩散模型为基础,对两种不同生长形态的微生物竞争同一种限制性底物的过程,以及脱落生物膜对悬浮态污泥的贡献进行了分析和描述,得出了四种污泥龄概念,这对人们从理论层次上了解复合系统的特性有很大的帮助。

但是,同时也应当看到,由于活性污泥工艺的 Lawrence-McCarty 模式和生物膜反应-扩散模型自身的诸多限制,使该复合模型在应用中还存在参数众多、不易确定;只能对单一限制性基质的去除进行模拟;不能描述复合系统中有机负荷对两种不同生长形态微生物硝化过程的影响等诸多问题。

3 基于 ASM1 模型的复合模型

ASM 系列模型是针对微生物悬浮生长系统(活性污泥工艺)的碳氧化、硝化、反硝化、化学和生物除磷的综合模型,其与 Lawrence-McCarty 等数学模型的最大区别是能够同时描述多种限制性基质的去除过程,更能适应现代污水处理技术的需要。

对于复合工艺在城市污水处理中的应用,投加载体的目的主要是为了提高好氧区的微生物量,降低污泥负荷,以提高对有机物的去除及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 硝化效果。

因此,在稳态条件下,载体上的生物膜是参与 COD 去除和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 硝化的。但是,和单纯的微生物悬浮生长系统相比,生物膜参与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 硝化

工艺过程的程度和硝化速率不但受到电子供体 ($\text{NH}_3\text{-N}$) 和受体 (O_2) 的限制,而且还受到液相主体中溶解性有机物的制约,这是因为载体的面积有限,异养微生物和自养微生物之间存在竞争载体有限表面积的过程,这种竞争有点类似污泥龄变化对活性污泥系统硝化过程的影响。

为了同时描述复合工艺中两相微生物对 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除,Sriwiryarat 等以 ASM1 模型为基础,通过试验得出特定复合系统中生物膜碳氧化和硝化的经验公式,将这些经验公式融入到 ASM1 模型中,得出了基于 ASM1 模型的复合系统的数学模型^[10, 11]。该复合模型仅考虑好氧区载体上生物膜的碳氧化和硝化过程,不考虑生物膜中可能发生的反硝化和过量生物除磷过程 (EBPR),以及存在的生物膜的生长和脱落。依据 ASM1 模型中工艺过程速率的表达形式,载体上生物膜的有机物去除速率和硝化速率可以分别用式 (8) 和式 (9) 来表示。

$$q_{\text{COD,sp}} = q_{\text{m,COD,sp}} A \left[\frac{\text{SCOD}_{\text{bio}}}{K_{\text{SH,BF}} + \text{SCOD}_{\text{bio}}} \right] \left[\frac{\text{O}_2}{K_{\text{O,HET,BF}} + \text{O}_2} \right] \quad (8)$$

$$q_{\text{nitr,sp}} = q_{\text{m,nitr,sp}} A \left[\frac{\text{NH}_3\text{-N}}{K_{\text{NH,BF}} + \text{NH}_3\text{-N}} \right] \left[\frac{\text{O}_2}{K_{\text{O,AUT,BF}} + \text{O}_2} \right] \quad (9)$$

式中 $q_{\text{COD,sp}}$ ——载体上生物膜对 COD 的降解速率, g/d;

$q_{\text{nitr,sp}}$ ——载体上生物膜的硝化速率, g/d;

$q_{\text{m,COD,sp}}$ ——载体上生物膜对 COD 的最大降解速率, g/($\text{m}^2 \cdot \text{d}$);

$q_{\text{m,nitr,sp}}$ ——载体上生物膜最大硝化速率, g/($\text{m}^2 \cdot \text{d}$);

A ——载体表面积, m^2 ;

SCOD_{bio} ——液相中溶解性可生物降解 COD, mgCOD/L;

$K_{\text{SH,BF}}$ ——生物膜中异养菌生长的半饱和和常数, mgCOD/L;

$K_{\text{NH,BF}}$ ——生物膜中自养菌生长的半饱和和常数, mgN/L;

$K_{\text{O,HET,BF}}$ ——生物膜中异养菌的氧半饱和系数, mgO_2/L ;

$K_{\text{O,AUT,BF}}$ ——生物膜中自养菌的氧半饱和系数, mgO_2/L 。

在构造形式上,式 (8)、式 (9) 和 ASM1 模型中活性污泥的速率表达形式相同,但是最大不同且最为关键的是确定其中的 $q_{\text{m,COD,sp}}$ 和 $q_{\text{m,nitr,sp}}$,这两个参数类似 ASM1 中的异养菌最大比增长速率 (ρ_{H}) 和自养菌最大比增长速率 (ρ_{A})。

正如本小节开头所述,由于生物膜的特性, $q_{\text{m,COD,sp}}$ 和 $q_{\text{m,nitr,sp}}$ 是和载体特性、工艺的特定状态密切相关的,不能像 ASM1 模型中那样可以直接取 ρ_{H} 和 ρ_{A} 的典型值 (因为存在很多的试验资料和数据),需要通过试验确定,具体方法和求解过程可参考文献 [10, 11]。

该基于 ASM1 模型的复合工艺模型的计算思路清晰,避开了前述两个数学模式中生物膜反应-扩散模型对生物膜过程的复杂描述,提高了模型在工艺设计和运行控制中的实用性。但是,必须注意,其对生物膜特性描述的经验公式是基于特定系统 (UCT 工艺) 中的特定载体类型 (海绵状多孔载体) 得出的,在使用过程中,针对于不同的载体、工艺形式及运行状态 (如 SRT 等),需对该经验公式中的主要参数 $q_{\text{m,nitr,sp}}$ 和 $q_{\text{m,COD,sp}}$ 进行校正。

4 复合工艺数学模型研究展望

针对特定的生物膜载体,结合基于 ASM1 的复合工艺经验数学模式,对复合工艺的性能进行数值模拟是未来研究的方向;随 ASM 系列模型的发展,逐步将载体上生物膜对生物除磷及同步硝化反硝化过程的影响融入其中,实现复合工艺应用的定量化和精确化。

参考文献

- 1 丁永伟,王琳,王宝贞. 活性污泥和生物膜复合/联合工艺在污水处理厂技术改造中的应用. 给水排水, 2005, 31(12): 41~45
- 2 丁永伟,王琳,王宝贞. 悬浮态污泥 SRT 对复合式 A²/O 工艺性能的影响. 环境科学学报, 2005, 12(12): 1608~1614
- 3 丁永伟,王琳,王宝贞. 用复合式工艺提高活性污泥和生物膜工艺的效率. 中国给水排水, 2006, 22(11): 104~108
- 4 Lee C Y, Lan Y W. Competitiveness evaluation for individual growth in hybrid processes. Journal of Environmental Engineering, 1999, 125(2): 146~152
- 5 Gebara F. Activated sludge biofilm wastewater treatment system. Wat Res, 1999, 33(1): 230~238

GIS 与盲数理论下吸附态非点源污染负荷模拟研究

吴磊¹ 龙天渝¹ 刘腊美¹ 李继承¹ 蒙国湖¹ 李崇明²

(1 重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室,重庆 400045;2 重庆市环境科学研究院,重庆 400020)

摘要 根据流域降雨、土壤、地形、植被、水土保持等因素具有未确知性的特点,结合 GIS 空间分析技术,运用数学语言盲数来处理通用土壤流失方程 RUSLE 中各因子的不确定性,进而运用盲数理论、运算法则及均值计算公式计算小江流域多年平均土壤侵蚀量和输沙量;再用盲数均值计算公式,计算得到流域多年平均土壤侵蚀量;最后结合土壤中氮磷含量资料,计算出流域出口 1997~2007 年吸附态氮磷流失量,以期对小江流域吸附态非点源污染的控制与治理提供科学的理论依据。

关键词 未确知性信息 通用土壤流失方程 盲数 土壤侵蚀量 吸附态氮磷 地理信息系统

三峡库区小江流域水体富营养化趋势严重,水华现象频发。由土壤侵蚀过程所带来的吸附态氮、磷非点源污染已经成为小江水体污染的一个重要来源。

目前,对于土壤侵蚀量,现有文献基本上都是从确定性角度进行分析计算的,依据通用土壤流失方程 USLE(Universal Soil Loss Equation),从土壤降雨侵蚀因子、可蚀性因子、地形因子、植被覆盖因子、水土保持因子等具有的客观随机性和主观不确定性(主要是灰性、未确知性^[1])角度出发,运用盲数理论^[2]将这些影响因素定义为盲因子。

在此基础上,建立流域土壤侵蚀量计算模型,分

别计算了多年平均流域土壤侵蚀量、各年流域土壤侵蚀量和氮、磷污染流失量,取得了较好的研究结果,对科学地制定流域水污染控制规划与治理决策意义重大。

1 研究区域概况

小江是位于三峡库区北岸流域面积最大的一级支流,距三峡大坝 300 余 km,小江流域的地理位置在东经 107°42'~108°54',北纬 30°41'~31°42',处于亚热带季风气候区,同时又处于华西秋雨期,具有冬暖夏热,春季较早,夏季多雨、伏旱等气候特点。流域气候温和湿润,多年平均气温 18.6℃。流域呈东西长、南北短的扇形,小江发源于重庆市开县白泉乡钟鼓村,经云阳县城以西 24.7 km 处的双江镇汇入长江,东河为正源,主要支流有南河、浦里河、桃溪河,主河长约 182.4 km,河道平均

中国科学院西部行动计划“三峡库区水土输出与面源污染控制试验示范”(KZCX2-XB2-07);重庆市科委基金项目(8091)。

6 Lee C Y. Model for biological reactor having suspended and attached growth. *Journal of Environmental Engineering*, 1992, 118(6): 982~987

7 Fouad M, Bhargava R. Mathematical model for the biofilm activated sludge reactor. *Journal of Environmental Engineering*, 2005, 131(4): 557~562

8 Rittmann B E. The effect of shear stress on biofilm loss rate. *Biotech and Bioeng*, 1982, 24(2): 501~506

9 Rittmann B E, McCarty P L. Model of steady-state biofilm kinetics. *Biotech and Bioeng*, 1980, 22(11): 2243~2357

10 Sriwinyarat T, Randall C W, Sen D. Computer program development for the design of integrate fixed film activated sludge wastewater treatment processes. *Journal of Environmental*

Engineering, 2005, 131(11): 1540~1549

11 Sen D. COD removal, nitrification and denitrification kinetics and mathematical modeling of an integrated fixed film activated sludge (IFAS) system. PhD Thesis Dept of Civil and Environmental Engineering, Virginia Tech, Blacksburg, Va, 1995

& 通讯处:215004 江苏省苏州市金阊区桐泾南路 908 号
 苏州市排水管理处

E-mail: dyw01331@126.com

收稿日期:2007-07-02

修回日期:2008-04-21