

生物处理动力学参数测定研究*

黄勇 杨铨大

(苏州城市建设环境保护学院, 苏州 215008)

王宝贞 聂梅生

(哈尔滨建筑大学水处理研究室, 哈尔滨 150006) (建设部科学技术司, 北京 100835)

文 摘 结构化的废水生物处理过程模型引入了较多的模型参数。参数估值是关系到模型实用性的重要课题。本文介绍了利用批量反应器试验技术测定模型参数 Y_H 、 b_H 、 μ_{max} 和 k_{ds} 的原理、方法以及对城市污水处理厂活性污泥的测定结果。采用所设计的试验程序, 通过对 OUR 或 DO 动态变化的测定、分析和计算, 即可得到有关的参数值, 方法简便易行。

关键词 活性污泥法, 动力学, 数学模型, 参数估值。

为了适应环境保护目标对废水处理系统的工艺设计和运行控制日益严格的要求, 近年来, 国际环境工程领域对废水处理过程动力学的研究有了迅速的进展。以 IAWPRC(国际水污染研究与控制协会)课题组 1987 年发表的“活性污泥法模型 No. 1”⁽¹⁾ 为标志, 新一代的结构化生物反应过程动力学在理论和应用方面都得到了广泛和深入的研究, 已形成了可以描述有机物降解、硝化和反硝化过程动态的较为完善的数学模型。模型应用于设计和运行控制的关键之一, 是获得应用条件下的模型参数值。这已成为活性污泥法过程模型化研究的重点领域。

IAWPRC 模型对悬浮生长系统的组分和生物反应过程进行了结构化的划分, 因而引入了较多的模型参数, 包括表示生化反应过程速率的动力学参数和描述组分间转化过程守恒关系的计量参数等。近年来, 已有不少有关模型参数测定或估值方法研究的成果发表, 如 Ekama⁽²⁾、Sollfrank⁽³⁾、Kapeller⁽⁴⁾ 等人的工作。本文将围绕笔者在 IAWPRC 模型基础上改进的有机物降解动力学模型, 介绍对部分动力学参数和计量参数估值方法的研究结果。

1 参数估值的几个基本问题

改进模型用矩阵表示法给出(见表 1)。模型将生物反应系统分为 9 种组分, 它们之间通过 4 个基本反应过程相互转化。模型中有 5 个动力学参数: 微生物最大比增长速率 μ_{max} , 半饱和常数 K_s , 微生物衰减速率常数 b_H , 缓慢降解的非溶解底物和死亡细胞的水解速率常数 k_{hs} 和 k_{hd} ; 4 个计量参数: 微生物产率系数 Y_H , 惰性溶解和非溶解残余物的生成系数 f_{sp} 和 f_{xp} , 存活(即有增值能力的)细胞在总的活性微生物量中的比例系数 f_v 。

由于反映过程动态特性的需要, 模型的结构变得更为复杂, 参数估值的难度也更大。目前研究的参数估计方法有试验测定、模型拟合试验数据和系统辨识。因为机理模型的参数都有明确的物理意义, 只要根据具体情况设计试验程序, 多数参数可用试验方法直接测得。根据文献报道^(1~4), 试验测定的精度能够满足工程应用的要求。为使参数估值有合理的精度, 我们通过分析

收稿日期: 1995-03-03

* 国家教委优秀青年教师基金资助项目

参数值的误差(不确定性)对预测结果的影响,选择了对待测参数的变化较为敏感的变量作为该参数试验估值的测定量。

2 试验装置和分析方法

试验采用批量反应器。溶解氧 DO 采用 TH-2 型溶氧仪测定; COD 按标准法测定;耗氧速率 OUR 根据需要分别在反应器停曝封闭条件下直

接测定或应用笔者提出的在运行条件下间接测定的方法⁽⁵⁾。过滤水样为经中速定量滤纸过滤后的滤液。为了避免硝化作用影响有机物耗氧速率,试验时在反应器中投加 4~10mg/L 烯丙基硫脲(ATU)。采用水浴将温度控制在 20℃。试验用废水为初沉后城市污水,污泥取自城市污水处理厂,并在试验室连续流系统中进行培养。

表 1 活性污泥法动力学和计量关系

项 目	组分 i(kgCOD/m ³)									过程速率 (kg/m ³ ·d) ρ _i
	易溶 降解 底物 S _s	惰有 性机 溶物 S _i	惰代 性谢 溶产 解物 S _p	缓不 慢溶 降底 解物 X _s	活微 性生 物 X _B	死 亡 细 胞 X _D	惰代 性谢 不产 溶物 X _P	惰有 性机 不物 溶 X _I	溶 解 氧 S _O	
过 程 j	生长与底物利用	$-\frac{1}{Y_H}$			f_Y				$-\frac{1-f_Y Y_H}{Y_H}$	$\mu_{max} \frac{S_s}{K_S+S_s} X_B$
	非溶解底物水解	1		$-f_i$						$k_{hs} X_s$
	活性微生物衰亡				$-f_{xp}$	$1-f_{xp}$	f_{xp}			$b_H X_B$
	死亡细胞水解	$1-f_{sp}$		f_{sp}		-1				$k_{hd} X_B$
表观转化速率 (kg/m ³ ·d)					$r_i = \sum_j V_{ij} \cdot \rho_j$					

3 试验方法和结果

3.1 产率系数 Y_H 的测定

处于内源呼吸阶段的微生物,耗氧速率在短时间内可认为是恒定的。将其置于密闭容器中测定溶解氧随时间的变化,得到一条直线,如图 1 直线中所示。若在此过程中加入一定量的底物,耗氧速率就会突然加快;然后随着底物的逐渐降解而减小,直至恢复原来的趋势,如图 1 中试验点所示。由此而造成的溶解氧消耗量的增加,是外源底物被氧化所致。如果加入的底物量已知,则可计算出 Y_H。

在单位体积混合液中,下列关系成立:

去除的底物量=加入的底物量
=耗氧量+细胞合成量 (1)

设反应器中污泥的体积为 V, 加入废水的体积为 V_w, 其可生物降解的 COD 浓度为 S_D, 试验中耗氧量的增加量为 OC, 则可以得到计算产率系数 Y_H 的数学表达式:

$$Y_H = 1 - \frac{OC}{S_D} \cdot \frac{V + V_w}{V_w} \quad (2)$$

根据上述原理,对城市污水厂活性污泥进行了 11 次测定。图 2 是其中两次测定情况。总的测定结果为 Y_H=0.65±0.047。

此项测定的初始 DO 应尽可能达到饱和值,内源呼吸 OUR 控制在 3~6mg/L·h 左右。最好加过滤水样,优点是可生物降解的 COD 浓度测定较方便,试验中耗氧迅速、明显,恢复快。

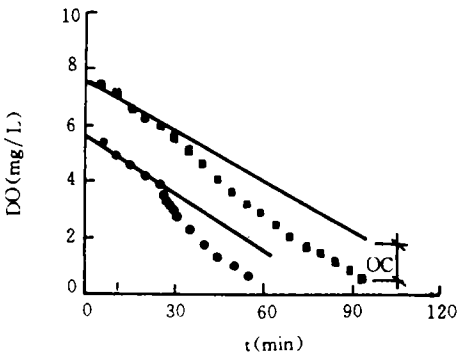


图 1 产率系数 Y_H 的测定结果

3.2 衰减常数 b_H 的测定

根据传统的两组分模型,当外源底物耗尽,反应器壁上附着生长。微生物进入内源呼吸阶段后,有:

$$dX/dt = -K_d X \quad (3)$$

式中, X 为活性微生物浓度; K_d 为一级衰减速率常数。

内源代谢阶段,只有生物体自身氧化引起氧的消耗,耗氧速率可表示为: $OUR = f_{vc} K_d X$ (4) 式中, f_{vc} 为氧化单位重量污泥 VSS 的消耗的氧量。所以下式成立:

$$\ln(OUR) = \ln(f_{vc} K_d X_0) - K_d t \quad (5)$$

这表明以耗氧速率的对数与时间作图,得到一条直线,其斜率即为 K_d 。

在改进的结构化模型中,衰减常数 b_H 在含义和数值上都与传统模型的衰减常数 K_d 有所区别。然而在相同的条件下,这两种方法对生物体的质量损失和耗氧量模拟的最终结果应该是相同的。在批量反应器中进行污泥好氧消化时,若假定无死亡细胞的积累,由结构化模型可以推导出下述方程:

$$dX_B/dt = -b_H [1 - Y_H(1 - f_{xp})(1 - f_{sp})] X_B \quad (6)$$

不难看出,式(3)与式(6)是完全等价的。因而, b_H 和 K_d 两个衰减系数间存在如下关系:

$$b_H = \frac{K_d}{1 - Y_H(1 - f_{xp})(1 - f_{sp})} \quad (7)$$

在已知 Y_H 、 f_{sp} 和 f_{xp} ,测得 K_d 后,即可按式(7)得 b_H 。

K_d 测定在污泥好氧消化条件下进行。从被研究的活性污泥系统中取浓缩污泥置入批量反应器中,连续曝气 10~20 天,定期测定污泥耗氧速率;将 OUR 随时间的变化在半对数坐标上作图,用线性回归方法进行数据处理。图 2 是对用化粪池生活污水加葡萄糖组成的混合水样培养的活性污泥(I[#])和取自城市污水处理厂的污泥(II[#]、III[#])进行测定的几组试验结果。根据试验数据的回归方程, b_H 的计算结果为:

$$\text{I}^{\#} \text{ 样} \quad b_H = 0.55 d^{-1}$$

$$\text{II}^{\#}、\text{III}^{\#} \text{ 样} \quad \text{平均 } b_H = 0.61 d^{-1}$$

试验时应将 pH 值控制在 7.0 左右,经常用

蒸馏水补充蒸发的损失,并应注意避免微生物在

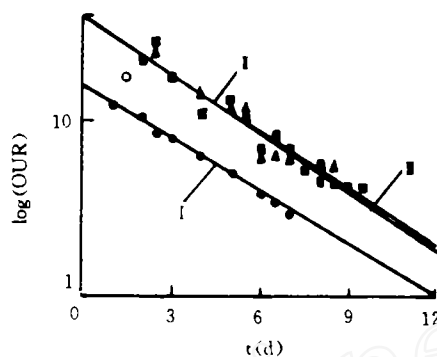


图 2 微生物衰减速率常数 b_H 的测定结果

3.3 最大比增长速率 μ_{max}

Henze⁽⁶⁾引用 McCarty⁽⁷⁾的研究结果指出, 20℃时,微生物间的电子转移速率为 1g 当量电子/gVSS·d。如果代谢反应中所有底物都用于产能过程而被氧化,就相当于 8gO₂/gVSS·d。考虑到一部分底物将作为碳源在合成代谢中被转化为细胞原生质,并不参与产能过程的电子转移,我们得出估算 μ_{max} 的关系式:

$$\mu_{max} = 8Y_H/f_{vc} \quad (8)$$

当 $Y_H = 0.65$, $f_{vc} = 1.48 \text{gCOD/gVSS}$ 时,计算得 μ_{max} 的值为 3.5/d。

3.4 非溶解底物的水解速率常数 k_{hs} 的测定

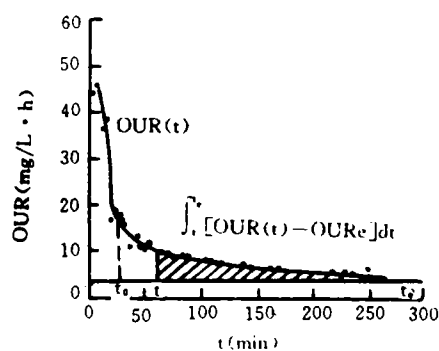
文献中提出的水解动力学测定方法是用模型拟合常负荷下的动态试验数据^(1,2)。在改进模型中,外源的非溶解性底物与死亡细胞的水解是两个不同的过程。这样就可能利用试验方法直接测定计算速率常数 k_{hs} 。

缓慢降解非溶解底物的水解由一级反应关系表示:

$$dX_s/dt = -K_{hs} X_s \quad (9)$$

X_s 的变化过程无法直接测得,用 OUR 测定技术进行间接的计算。

图 3 为批量反应试验的 OUR 动态变化典型测定结果。试验初期(t_0 之前),反应中的耗氧

图3 反应器中剩余 X_s 浓度的计算方法

量由污水中的易降解底物 S_s 和缓慢降解底物 X_s 的氧化以及污泥内源呼吸共同构成。图中耗氧速率 OUR 的迅速下降表明外源 S_s 已耗尽。自 t_0 后, OUR 测定曲线与内源呼吸耗氧速率 OUR_e 线所包围的面积为剩余 X_s 所耗氧量。因而, t_0 后任意时刻反应器中剩余的非溶解底物的浓度为:

$$X_s(t) = \frac{1}{1 - Y_H} \int_{t_0}^t [OUR(t) - OUR_e] dt \quad (10)$$

以耗氧速率表示水解速率的关系式为:

$$\frac{dX_s}{dt} = \frac{1}{1 - Y_H} [OUR(t) - OUR_e] \quad (11)$$

式中, t 为 t_0 后的任意时间; t_0 为溶解氧恢复到加水样前的稳定值的时间; $OUR(t)$ 为实测的随时间变化的耗氧速率; OUR_e 为内源呼吸所产生的耗氧速率。

以式(10)和(11)计算的数据分别为 X 和 Y

坐标作图, 便能得到非溶解底物降解速率与其剩余浓度之间的关系, 由此求得水解速率方程的动力学常数 k_{hs} 。

图4是几组试验测定的计算结果(其中 $\bullet$ 为图3试验的计算值), 其相关系数 r 均在 0.99 以上。试验测定的 $k_{hs} = 18 \pm 3 d^{-1}$ 。

3.5 其它参数

限于篇幅, 对 f_{sp} 的试验测定将另文讨论。据文献介绍^(1,2), f_{sp} 受废水特性和环境条件影响极小, 可看作常数。灵敏度分析表明 k_{hd} 和 K_s 是不甚敏感的参数, 可用模型拟合有关变量实测值的方法估值。 f_{ve} 是活性污泥 COD 当量, 确定的方法比较直观。在工程实践中, 常用微生物细胞假定化学式 $C_5H_7NO_2$, 由此得到 f_{ve} 为 $1.42 gO_2/g$ 细胞 VSS。Ekama 报道⁽²⁾ 对城市污水厂活性污泥实测的结果为 $1.46 gO_2/g$ 污泥 VSS。

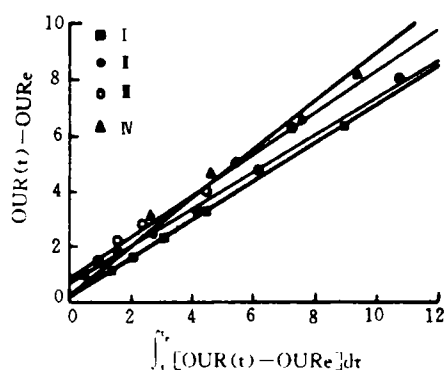
图4 批量反应试验测定 k_{hs} 的计算结果

表2 文献报道的动力学参数和计量参数值

参数	IAWPRC ⁽¹⁾	Ekama ⁽²⁾	Artan ⁽³⁾	Solfrank ⁽⁴⁾	Kappeler ⁽⁵⁾	本研究
动力学参数						
μ_{max} (1/d)	6.0	2.4~5	3.0	1.5	1~2	3.5
K_s (gCOD/m ³)	20	5.0	20	5	4	
b_H (1/d)	0.62	0.62	0.62			0.61
k_{hs} (1/d)			50	25*	4	18
k_{hd} (1/d)				2.5**		
计量参数						
Y_H	0.67	0.67		0.64		0.65
f_{sp}			0.1	≈0		0.06
f_{sd}	0.08	0.08	0.08	0.20		

注: * 溶解底物的快速水解过程

** 非溶解底物的缓慢水解过程

表 2 列出了部分文献报道的活性污泥生物反应过程动力学参数和计量参数典型值。

4 结语

模型参数估值关系到结构化的数学模型能否方便顺利地推广应用,也是验证结构化模型对活性污泥工艺系统的动态特性描述的准确和可靠程度的一种途径。以上讨论表明,通过对批量反应器中 DO 或 OUR 动态变化过程的测定,经适当的数据处理,可以实现对 $\mu_{\max}$ 、 b_H 、 k_{hs} 、 Y_H 等参数的试验测定和估值。测定在动态条件下完成,符合结构化模型描述工艺动态的特征。测定结果与文献报道吻合较好。试验的设计建立在模型基本理论的基础之上,概念明确,方法简便。

参考文献

1 Henze M, et al. Activated Sludge Model No. 1. London:

IAWPRC,1987

2 Ekama G A, et al. Water Science & Technology. 1986, 18:91

3 Solfrank U, Gujer W. Water Science & Technology, 1991,23:1057

4 Keppeler J, et al. Water Science & Technology,1992,25: 125

5 黄勇. 苏州城市建设环境保护学院学报. 1993, (2):14

6 Henze M. Water Science & Technology, 1986,18:115

7 McCarty P L. Water Pollution Microbiology. London: Wiley—interscience,1972

8 Artan N, et al. Water Research, 1990,24(10):1259

作者简介

黄 勇 男,1958 年 5 月生。工学博士。现任苏州城建环学院院长助理兼教务处长、副教授。主要从事水污染控制工程领域的教学和科研工作。主要研究方向为废水生物处理的理论与技术,生物处理过程模型化。曾主持江苏省科委科研项目“味精废水厌氧—好氧生物处理及综合利用研究”及国家教委优秀青年教师基金资助项目“活性污泥法过程模型化与优化控制研究”等科研项目。发表论文 19 篇。

Knetic parameters estimation for biological treatment process modeling

Huang Yong¹, Wang Baozhen², Nie Meisheng³and Yang Quandai¹

1. Suzhou Institute of Urban Construction & Environmental Protection, Suzhou 215008

2. Harbin University of Architecture and Engineering, Harbin 150006

3. Department of Science and technology, Ministry of Construction, Beijing 100835

Abstract—It is a critical issue to estimate model parameters for practical application of the structured activated sludge process model. The principle and experimental methods of batch-test technique are proposed in this paper for determination of four parameters, i. e. yield coefficient Y_H , decay constant b_H , maximum specific growth rate $\mu_{\max}$ and hydrolysis rate constant k_{hs} . The results of parameter determination with settled sewage and activated sludge from a municipal sewage treatment plant are presented. The proposed determination procedures are simple and easy to conduct. The study indicates that the above parameters can be estimated by simply measuring the dynamic variation of OUR or DO concentration in the different type of batch-tests, and using corresponding data analysis method.

Key words: activated sludge process, dynamic modeling, parametes estimation.