

活性污泥系统中异养微生物浓度的测定

吴志超^{1*}, 周振¹, 王志伟¹, 唐书娟¹, 顾国维¹, 王荣生², 麦穗海² (1. 同济大学环境科学与工程学院, 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092; 2. 上海市城市排水市南运营有限公司, 上海 201203)

摘要: 异养微生物(X_H)是活性污泥系统稳态设计和动力学模型中的关键性指标,但目前该指标在模型模拟中通常取假定值,缺乏简单有效的测定方法.利用批次好氧消化法测定了污水处理厂厌氧/缺氧/好氧(AAO)工艺和小试装置厌氧/好氧(AO)工艺好氧池内的 X_H 浓度.结果表明,该方法具有较好的重现性,且与理论计算值基本吻合,这也证明了模型和试验方法的正确性.采用该方法测得泥龄 10d 的 AAO 工艺和泥龄 15d 的 AO 工艺好氧池内 X_H 分别约占挥发性悬浮固体的 27.5%和 23.2%.好氧消化法可同时测定 X_H 的衰减速率常数(b_H).与外加碳源的呼吸计量法相比,好氧消化法精密度和准确度更高,无需外加碳源,也不存在高泥龄下测定值偏离理论值的问题,更适于进水 COD 浓度较低的城市污水处理厂的测定.

关键词: 活性污泥; 异养微生物; 数学模型; 衰减速率

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2008)10-0910-05

Determination of heterotrophic active biomass concentrations in activated sludge systems. WU Zhi-chao^{1*}, ZHOU Zhen¹, WANG Zhi-wei¹, TANG Shu-juan¹, GU Guo-wei¹, WANG Rong-sheng², MAI Sui-hai² (1. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Shanghai South District Drainage Operation Limited, Shanghai 201203, China). *China Environmental Science*, 2008,28(10): 910~914

Abstract: The heterotrophic biomass (X_H) was a key parameter in current steady state design and kinetic models for activated sludge systems, however, the parameter usually remained hypothetically within the current simulation procedure due to the lack of suitable and simple measurement method. The batch aerobic digestion method was applied for the determination of X_H concentrations in mixed liquor from aerobic tanks of a full-scale wastewater treatment plant (WWTP) with anaerobic/anoxic/aerobic (AAO) process and a pilot-scale anaerobic/aerobic (AO) process. The measured X_H concentrations were good in repeatability and in close agreement with those theoretical values calculated by the steady state design model, indicating the correctness of models and the experimental method. The percentages of measured X_H in volatile suspended solids in aerobic tanks were about 27.5% and 23.2% for the AAO process with sludge age of 10 days and the AO process with sludge age of 15 days, respectively. Furthermore, the decay rate constants of X_H could also be determined by the aerobic digestion method. Compared with the respirometric method containing external carbon sources, the aerobic digestion method was provided with good precision and accuracy, not inhibited by carbon sources and sludge age, and suitable for the X_H determination of urban WWTPs fed by wastewater with low COD concentrations.

Key words: activated sludge; heterotrophic biomass; mathematical model; decay rate

在活性污泥系统的稳态设计理论和动力学模型^[1]中,污染物去除主要是通过异养微生物(X_H)、自养微生物(X_A)、聚磷菌(X_{PAO})等功能性菌群实现的^[1].然而,目前微生物只是作为设计流程和模型模拟中的假设组分存在^[2-3],这也成为设计理论和模型应用中的主要缺陷.由于缺乏简单有效的工程化测定方法,功能性菌群多采用混

合液挥发性悬浮固体(MLVSS)表征.由于 MLVSS 包括了 X_H 、 X_A 、 X_{PAO} 、微生物内源代谢产物(X_P)和惰性颗粒性有机物(X_I)等多个组分^[4-5],因此,以 MLVSS 表征微生物浓度难以满足稳态设计和计算机模拟的要求.

收稿日期: 2008-03-17

* 责任作者, 教授, wuzhichao@mail.tongji.edu.cn

作为稳态设计和动力学模型中的关键性指标, X_H 在 COD 去除和反硝化过程中起着重要作用^[1]. X_H 的测定方法可分为 3 类: 微生物技术、间接法和直接法. 其中, 微生物技术(如原位荧光杂化技术^[5])无法完全与设计理论和动力学模型相结合, 且存在很大的不确定性, 同时还受实验设备和技术限制^[6-7]. 间接法则是通过污染物组分模拟值和实测值的对比确定 X_H , 无法直接测其浓度^[8]. 直接法包括外加碳源的呼吸计量法^[4, 7, 9-10](简称生长法)和好氧消化法^[9, 11](简称衰减法). 目前国外对生长法研究较多, 但通常需外加易生物降解 COD(S_S)含量较高的污水; 而国内城市污水厂进水 S_S 一般较低, 该方法的适用性尚有待检验, 且高泥龄下其实测值与理论值偏差较大^[6, 9]. 针对衰减法的研究则较少, 缺乏方法可靠性的验证, 且测定时由于未抑制硝化作用造成了计算过程复杂化^[9].

本研究以实际污水厂和小试活性污泥系统好氧池混合液为研究对象, 分别采用生长法和衰减法测定其中的 X_H 浓度, 并通过测定值与设计理论计算值的对比, 验证测定方法的可靠性.

1 材料与方法

1.1 活性污泥来源

活性污泥的来源之一是曲阳水质净化厂厌氧/缺氧/好氧(AAO)工艺的好氧池. 该污水厂日处理量约 75000m³/d, 总水力停留时间 11.4h, 泥龄约为 10d. 来源之二是白龙港水质净化厂厌氧/好氧(AO)小试装置的好氧池. 装置进水量约为 200L/d, 由选择池(3L)、厌氧池(30L)、好氧池(53L)和二沉池(60L)组成, 泥龄为 15d.

1.2 衰减法的试验方法和计算原理

从稳定运行的活性污泥系统中取一定量活性污泥, 用蒸馏水清洗 3 遍, 去除残余的可生物降解有机物. 将清洗后的污泥加入批式恒温好氧消化器中, 利用 20mg/L 烯丙基硫脲(ATU)抑制硝化作用, 连续曝气 5~7d, 定期测定反应器的 OUR 响应. 测定过程中 pH 值维持在 7.0~7.5.

根据 ASM1^[1], 处于内源呼吸阶段的 X_H 浓度变化速率可表述为:

$$\frac{dX_H}{dt} = -b_H X_H \quad (1)$$

式中: b_H 为 X_H 的衰减速率常数, d⁻¹. 由于 ATU 抑制硝化作用, 则反应器中只存在 X_H 的内源呼吸引起的耗氧速率(OUR), 即

$$\text{OUR} = (1 - f_p) b_H X_H \quad (2)$$

式中: f_p 为颗粒性衰减产物的比例, 取 0.08^[1]. 将式(1)积分代入式(2), 并对两边取对数得:

$$\ln(\text{OUR}) = \ln[(1 - f_p) b_H X_{H0}] - b_H t \quad (3)$$

由式(3)可见, 批式反应器中初始 X_H 浓度(X_{H0})可通过 $\ln(\text{OUR})-t$ 曲线线性拟合得到的直线斜率(k_1)与截距(b_1)求得

$$X_{H0} = e^{b_1} / [-k_1(1 - f_p)] \quad (4)$$

1.3 生长法的试验方法和计算原理

污泥预处理与衰减法相同, 只是反应器内 MLVSS 应控制在 200~300mg/L. 考虑到国内生活污水 S_S 含量较低, 且其中的慢速降解 COD 的水解会干扰计算, 因此本研究选用乙酸钠为外加碳源, 初始浓度控制 COD 为 100mg/L 左右. 连续曝气 10~12h, 定期测定反应器的 OUR 响应.

根据 ASM1^[1], 在 S_S 浓度较高且供氧充足的条件下, X_H 浓度变化速率可表示为:

$$\frac{dX_H}{dt} = (\hat{\mu}_H - b_H) X_H \quad (5)$$

式中: $\hat{\mu}_H$ 为最大比增长速率常数, d⁻¹.

OUR 与 X_H 生长动力学的关系为:

$$\text{OUR} = \frac{1 - Y_H}{Y_H} \frac{dX_H}{dt} \quad (6)$$

式中: Y_H 为 X_H 产率系数, 取 0.67^[1].

将式(5)积分代入式(6), 取对数得:

$$\ln(\text{OUR}) = at + \ln\left(\frac{1 - Y_H}{Y_H} a X_{H0}\right) \quad (7)$$

式中: $a = \hat{\mu}_H - b_H$.

X_{H0} 可通过对式(7)拟合得到的直线斜率(k_2)与截距(b_2)求出

$$X_{H0} = Y_H e^{b_2} / [k_2(1 - Y_H)] \quad (8)$$

1.4 指标分析

COD、MLSS 和 MLVSS 按国家标准方法^[12]测定; DO 和 pH 值分别采用 YSI-58 型溶解氧仪

和 PHB-1 型便携式 pH 计测定;进水中的 X_I 和溶解性惰性 COD(S_I)按照文献[13]的方法测定.

2 结果与讨论

2.1 X_H 理论值的计算

活性污泥系统中 X_H 的理论值($X_{H,theo}$)可采用 WRC 推荐的稳态设计方程^[6,14]计算. MLVSS 中 X_H 所占比例(f_{hab})可计算为:

$$\frac{1}{f_{hab}} = 1 + f_E b_{H,T} \theta + \frac{f_{X_{I,i}} (1 + b_{H,T} \theta)}{Y_H (1 - f_{X_{I,i}} - f_{S_{I,i}})} \quad (9)$$

其中: f_E 为 X_H 形成惰性残留物的比例,取 0.20^[1,8];

θ 为活性污泥系统的泥龄,d; $f_{X_{I,i}}$ 和 $f_{S_{I,i}}$ 分别为进水中 S_I 和 X_I 与 COD 的比例; $b_{H,T}$ 为温度 $T(^{\circ}C)$ 时的 b_H ,可计算为^[7]:

$$b_{H,T} = b_{H,20} \times 1.029^{(T-20)} \quad (10)$$

利用工艺参数和实测的进水组分(表 1)即可根据式(9)求得 f_{hab} ,如表 1 所示.若已知反应器中 MLVSS 的浓度, $X_{H,theo}$ 可计算如下:

$$X_{H,theo} = MLVSS \times f_{hab} \times f_{CV} \quad (11)$$

式中: f_{CV} 为 MLVSS 与 COD 的转换系数,取默认值 1.48mg(COD)/mg(VSS)^[14].

表 1 X_H 理论值计算所需的参数值

Table 1 Parameters required for the calculation of theoretical X_H value

样品批次	样品来源	$T(^{\circ}C)$	θ (d)	$f_{S_{I,i}}$	$f_{X_{I,i}}$	$b_{H,T}(d^{-1})^*$	f_{hab}
A	曲阳 AAO 工艺好氧池	16	10	0.084	0.283	0.232	0.271
B	曲阳 AAO 工艺好氧池	20	10			0.242	0.265
C	白龙港小试 AO 工艺好氧池	14	15	0.099	0.232	0.273	0.224

注:* 该值为根据衰减法试验测定的 $b_{H,20}$ 与运行温度 T 按照式(10)计算得到的值

2.2 不同污泥浓度下衰减法的测定结果

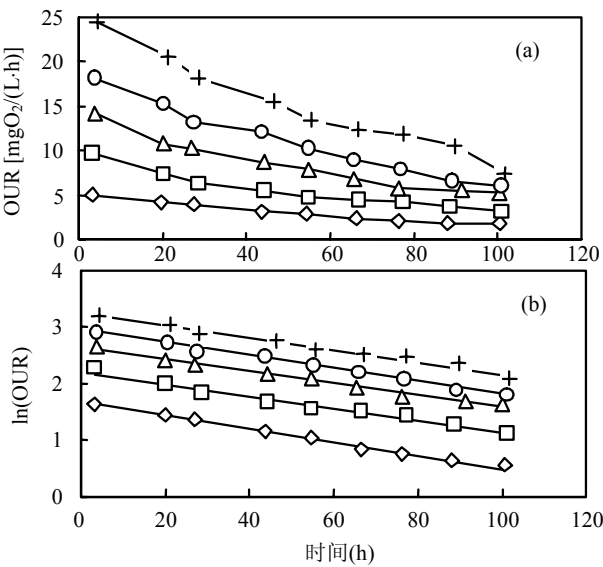


图 1 衰减法试验中不同浓度下的 OUR- t 响应曲线
Fig.1 OUR-time response for aerobic digestion test under different MLVSS concentrations

—◇— MLVSS=1178mg/L —□— MLVSS=2356mg/L
—△— MLVSS=3534mg/L —○— MLVSS=4712mg/L
—+— MLVSS=5890mg/L

20 $^{\circ}C$ 下,向5个体积为1L的批式反应器中投加不同体积的活性污泥(批次 A)以确定污泥浓度对

X_H 测定的影响,结果如图 1 所示, X_H 与 $b_{H,20}$ 的测定结果如表 2 所示.由图 1 可见,在衰减法的试验过程中,OUR 随着时间的延长而逐渐降低,而 $\ln(OUR)-t$ 曲线则接近直线.由表 2 知,对 $\ln(OUR)-t$ 响应曲线进行线性拟合的可决系数(R^2)均高于 0.96,这表明衰减法的计算原理具有较高的可信度.在 1000~6000mg/L 的范围内,MLVSS 对 X_H 测定的影响不大.不同浓度下测得的 $f_{hab,m}$ 平均值为 0.276 ± 0.011 ,其相对标准偏差很低(σ 为 4.0%),表明衰减法具有很好的精密度.

表 2 不同污泥浓度下衰减法试验的测定结果

Table 2 Results of aerobic digestion test under different MLVSS concentrations

参 数	试 验 序 号				
	1	2	3	4	5
MLVSS(mg/L)	1178	2356	3534	4712	5890
R^2	0.9673	0.9942	0.9847	0.9710	0.9913
$b_{H,20} (d^{-1})$	0.28	0.26	0.25	0.27	0.26
X_H (mg/L)	494	930	1446	1823	2537
$f_{hab,m}^*$	0.284	0.267	0.276	0.261	0.292

注:* $f_{hab,m}$ 为实测的 f_{hab} 值,下同

2.3 生长法的测定结果

采用生长法和衰减法测定批次 B 混合液中的 X_H 浓度.生长法所得的典型 OUR 及 $\ln(OUR)$ 时间响应曲线如图 2 所示.所有测定均进行 5 次平行试验,衰减法的 MLVSS 浓度范围为 1000~6000mg/L.表 3 为生长法和衰减法的测定结果.

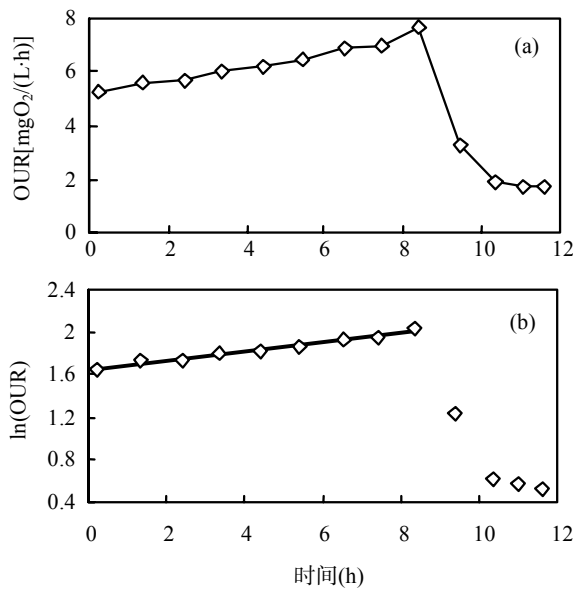


图 2 生长法试验测定的典型 OUR- t 响应曲线
Fig.2 A typical OUR-time response curve for growth batch test

表 3 2 种 X_H 测定方法的结果比较

Table 3 Comparison of measured X_H values by two different methods

测定方法	参数	1	2	3	4	5
衰减法	R^2	0.9673	0.9942	0.9847	0.9710	0.9913
	$b_{H,20} (d^{-1})$	0.27	0.22	0.23	0.22	0.27
	$f_{hab,m}$	0.295	0.260	0.245	0.288	0.278
生长法	R^2	0.9804	0.9871	0.9839	0.9605	0.9755
	$f_{hab,m}$	0.561	0.276	0.796	0.586	0.354

图 2(a)中的 OUR- t 响应曲线呈反转的 S 形,是典型的底物饱和和动力学曲线.整条曲线可分为 2 个阶段:在 8.4h 之前,OUR 的变化表明 X_H 呈指数增长;8.4h 后,由于 S_S 消耗殆尽,OUR 迅速降低至较低水平.生长法求取 X_H 就是利用式(7)对第 1 阶段进行线性拟合,如图 2(b)所示.表 3 中生长法线性拟合的 R^2 均高于 0.96,这表明生长法的计算原理同样具有较高的可信度.

由表 3 可见,2 种方法的 R^2 均高于 0.96,但 X_H 值却有明显差距,衰减法和生长法测定的 $f_{hab,m}$ 分别为 (0.273 ± 0.019) 和 (0.514 ± 0.184) .衰减法测定值的相对标准偏差(σ 为 6.8%)远低于生长法(σ 为 35.8%),这说明采用外加乙酸钠的生长法重现性较差.

2.4 X_H 测定值与理论值的对比

由图 3 可见,生长法的测定值与理论值偏离较大,这可能是由于单一碳源只能激发部分 X_H 菌群的活性^[15],造成 X_H 不均衡增长所致.衰减法测得的 2 批样品(泥龄为 10d)的 X_H 测定值与理论值则较为吻合,2 次测定的相对误差限分别为 -3.5%~7.7%和 -7.7%~11.4%.

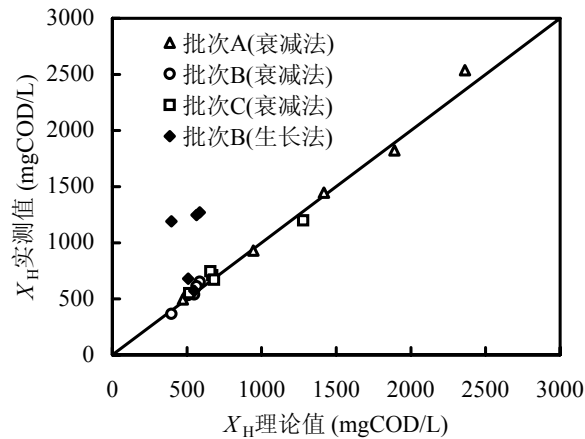


图 3 活性污泥系统中 X_H 测定值与理论值的比较
Fig.3 Comparison of measured and theoretical X_H in mixed liquors from two activated sludge processes

对于高泥龄的活性污泥,生长法测定的 X_H 值会远远偏离理论值^[4],这可能是由于不同的 X_H 群落对碳源的竞争造成的^[9].为进一步验证衰减法的可靠性,测定了泥龄为 15d 的 AO 小试装置活性污泥(批次 C)中的 X_H 含量,测定值与理论值的比较如图 3 所示.由于试验是基于 X_H 的内源代谢而不是生长过程,不存在碳源竞争的问题,较高泥龄下测定值与理论值的相对误差限为 -6.3%~13.5%.实测值与理论值的一致性也证明了活性污泥数学模型与本试验方法的正确性^[4-7,9].

2.5 b_H 值的测定结果

由表 2,表 3 可见,泥龄为 10d 的曲阳水质净

化厂好氧池活性污泥的 $b_{H,20}$ 为 $0.24\sim 0.26d^{-1}$,接近于 WRC 的默认值 $0.24d^{-1}$ [8,15];而泥龄为 15d 的 AO 小试装置好氧池活性污泥的 $b_{H,20}$ 则为 $0.32d^{-1}$.3 组样品的 $b_{H,20}$ 测定值均有较好的精密度(σ 分别为 3.9%、9.6%和 6.0%),且在文献报道范围($0.22\sim 0.76d^{-1}$)[8-9,16]内.但本研究测定值均远低于 ASM1[1]在 $20^{\circ}C$ 下的推荐值 $0.62d^{-1}$,这可能是由于 ASM1 的推荐值过高,Lavallée 等[16]的酶活性分析证明了这一推断.因此,衰减法在测定 X_H 的同时,对 $b_{H,20}$ 的测定也具有较高的精密度和准确度.

3 结论

3.1 利用衰减法和生长法分别测定了 2 套活性污泥系统好氧池中的 X_H 浓度.测定结果表明,生长法的重现性和准确性较差;而衰减法则具有较好的重现性,且与理论计算值较为吻合,这也直接证明了模型和试验方法的正确性.采用衰减法测得泥龄为 10d 的 AAO 工艺和泥龄为 15d 的 AO 工艺好氧池内挥发性悬浮固体中 X_H 的比例分别约为 27.5%和 23.2%.

3.2 衰减法测得泥龄为 10d 和 15d 的活性污泥的 $b_{H,20}$ 分别为 $0.24\sim 0.26d^{-1}$ 和 $0.32d^{-1}$,该测定值在文献报道的范围内.

3.3 与生长法相比,衰减法无需外加碳源,也不存在高泥龄下测定值偏离理论值的问题,更适于进水 COD 浓度较低的城市污水处理厂的测定.

参考文献:

- [1] Henze M, Gujer W, Mino T, et al. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3 [R]. London: IAW Publishing, 2000.
- [2] Copp J B. The COST simulation benchmark: description and simulator manual [M]. Luxembourg: Office for Official Publication of the European Community, 2002.
- [3] 张代钧,李振亮,卢培利,等.活性污泥过程反应池与二沉池耦合模型与模拟 [J]. 中国环境科学, 2007,27(2):155-159.
- [4] Wentzel M C, Ubisi M F, Ekama G A. Heterotrophic active biomass components of activated sludge mixed liquor [J]. Water Sci. Technol., 1998,37(4/5):79-87.
- [5] Ismail A, Wentzel M C, Bux F. Using respirometric techniques and fluorescent in situ hybridization to evaluate the heterotrophic active biomass in activated sludge [J]. Biotechnol. Bioeng., 2007,98(3):561-568.
- [6] Cronje G L, Beeharry A O, Wentzel M C, et al. Active biomass in activated sludge mixed liquor [J]. Water Res., 2002,36(6): 439-444.
- [7] Ubisi M F, Jood T W, Wentzel M C, et al. Activated sludge mixed liquor heterotrophic active biomass [J]. Water S A, 1997,23(3): 239-248.
- [8] Dold P L, Ekama G A, Marais G v R. A general model for the activated sludge process [J]. Prog. Water Technol., 1980,12(6): 47-77.
- [9] Lee B J, Wentzel M C, Ekama G A. Measurement and modeling of ordinary heterotrophic organism active biomass concentration in anoxic/aerobic activated sludge mixed liquor [J]. Water Sci. Technol., 2006,54(1):1-10.
- [10] Tsai Y P, Wu W M. Estimating biomass of heterotrophic and autotrophic bacteria by OUR batch tests [J]. Environ. Technol., 2005,26(6):601-613.
- [11] Marais G V R, Ekama G A. The activated sludge process: Part I - steady state behaviour [J]. Water S A, 1976,2(4):164-200.
- [12] 国家环境保护总局《水和废水分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M].4 版.北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [13] Dogruel S, Genceli E A, Babuna F G, et al. An investigation on the optimal location of ozonation within biological treatment for a tannery wastewater [J]. J. Chem. Tech. Biotechnol., 2006,81(12): 1877-1885.
- [14] Water Research Commission (WRC). Theory, design and operation of nutrient removal activated sludge processes [R]. South Africa: Water Research Commission, 1984.
- [15] Kristensen G H, Jørgensen P E, Henze M. Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR [J]. Water Sci. Technol., 1992,25(6):43-57.
- [16] Lavallée B, Lessard P, Besser C. Decay rate variability of active heterotrophic biomass [J]. Water Sci. Technol., 2002,46(1/2): 423-430.

作者简介: 吴志超(1966-),男,上海人,教授,博士,主要从事水污染控制方面的研究.发表论文 80 余篇.