

基于呼吸计量法的异养菌动力学参数优化估计

周 振^{1*}, 吴志超², 王志伟², 唐书娟², 顾国维² (1. 上海电力学院能源与环境工程学院, 上海 200090; 2. 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)

摘要: 利用双水解模型对活性污泥数学模型(ASM)进行改进, 并通过呼吸计量试验和非线性最优化算法建立了异养菌动力学参数的优化估计方案. 该方案在上海 2 个污水处理厂的测定结果表明, 经优化求解后, ASM 改进模型能够准确模拟批次试验的耗氧速率曲线. 26℃ 下, 曲阳厂和白龙港厂活性污泥的异养菌衰减系数分别为 0.58, 0.55 d⁻¹, 异养菌最大比增长速率常数(均约为 4 d⁻¹)和半饱和常数(2.00, 2.36 mg/L)较为接近. 白龙港厂进水中慢速可生物降解有机物的水解速率明显高于曲阳厂, 这是由于长距离管道输送显著降低水解组分的粒径所致.

关键词: 活性污泥; 异养菌; 数学模型; 参数; 优化估计

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 1000-6923(2010)03-0322-06

Optimization estimation of kinetic parameters for heterotrophic biomass based on batch respirometric method.

ZHOU Zhen^{1*}, WU Zhi-chao², WANG Zhi-wei², TANG Shu-juan², GU Guo-wei² (1. School of Energy and Environmental Engineering, Shanghai University of Electric Power, Shanghai 200090, China; 2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China). *China Environmental Science*, 2010, 30(3): 322~327

Abstract: Based on activated sludge models (ASM) modified by dual hydrolysis mechanism, kinetic parameters for heterotrophic biomass were estimated by nonlinear optimization algorithm in combination with batch respirometric tests. Parameter estimation results of two wastewater treatment plants (WWTP) in Shanghai showed that, the modified model after optimization provided the best model fit with the experimentally determined oxygen uptake rate profiles. At 26℃, the heterotrophic decay rates for activated sludge from Quyang WWTP and Bailonggang WWTP were respectively 0.58, 0.55 d⁻¹, and similar maximum specific growth rate (both about 4 d⁻¹) and half-saturation constant (2.00, 2.36 mg/L) were obtained. The hydrolysis rate of slowly biodegradable organics in wastewater from the Bailonggang WWTP was significantly higher than that of the Quyang WWTP, which was mainly attributed to its smaller particles after long-pipeline transportation.

Key words: activated sludge; heterotrophic biomass; mathematical model; parameter; optimal estimation

近年来,活性污泥数学模型(ASM)^[1]已逐渐成为污水处理领域中设计评估、运行优化和自动控制的重要工具,在污水处理厂中广泛应用.实践中,模拟效果很大程度上取决于进水组分划分和模型参数估计的准确性.目前的研究多偏重于模型组分划分^[2-6],参数估计则通常是模型线性简化后,单个动力学参数的试验测定^[6-8],而对模型参数整体优化估计的研究报道较少.

在 ASM 建模初期,模型参数大多是在一定的环境条件下,通过模型简化后试验测定直接或间接计算获取.ASM 的许多参数均可采用呼吸计量法测定,该法简单易行且比较成熟,在异养菌

(X_H)和自养菌相关参数的试验校正中应用十分普遍^[7,9].然而,该法通常局限于可利用线性回归等简单计算求取的参数,而且有些参数测定需外加碳源等,导致测定偏差^[8].为此,有研究者提出了基于各种参数估计准则的优化估计方法,在满足一定约束条件下求解目标函数最小或最大的优化问题^[9-10].作者拟根据 COD 组分划分的耗氧速率(OUR)数据,采用非线性优化技术计算 X_H 的动

收稿日期: 2009-08-10

基金项目: 上海市科委能力建设项目(08160512600);上海城投“十一五”项目;上海电力学院科研基金项目

* 责任作者, 讲师, zhouzhen09@yahoo.com.cn

力学参数,探讨不同 COD 组分的降解机理,并估计 2 种典型城市污水的 COD 降解动力学参数,为污水处理厂的工程设计和优化运行提供数据支持.

1 材料与amp;方法

1.1 基本模型的改进

参数估计方案对应的工艺模型如表 1 所示,该工艺模型是 ASM 中 COD 降解的改进模型.由于试验采用烯丙基硫脲抑制硝化过程,因此该模型只考虑表 1 中的 4 个 COD 组分(易生物降解有机物 S_S 、快速水解有机物 S_H 、慢速水解有机物 X_{SH} 和异养菌 X_H)和 2 个惰性组分(溶解性惰性有

机物 S_I 和颗粒性惰性有机物 X_I).考虑到溶解性 COD(SCOD)中包括慢速生物降解 COD(X_S)^[1,6],在本方案的工艺模型中将 X_S 划分为溶解性的快速水解 COD(S_H)和颗粒性的慢速水解 COD(X_{SH})2 部分. X_{SH} 水解采用表面限制模型描述其吸附和水解过程; S_H 水解则采用二级动力学描述,这一简化是因为 S_H 水解无需表面反应阶段^[3,10],而一级水解常数实际上受 X_H 浓度的影响^[7].当然,在批式 OUR 试验中 X_H 并没有显著性增长,所以 S_H 的二级水解在同一试验中可简化为一级动力学求解.ASM 的死亡-再生机理应采用内源呼吸模型^[3,7]替代,如表 1 所示.

表 1 参数估计方案的基础模型、工艺动力学和化学计量学的矩阵表述
Table 1 Matrix of the basic model, process kinetics and stoichiometry for the parameter estimation protocol

反应过程	模型组分					过程速率
	S_S	S_H	X_{SH}	S_O	X_H	
X_H 的好氧生长	$-1/Y_H$			$(1-Y_H)/Y_H$	1	$\mu_H \frac{S_S}{K_S + S_S} X_H$
快速水解	1	-1				$k'_{SH} S_H X_H$
慢速水解	1		-1			$k_{XSH} \frac{X_{SH}/X_H}{K_{XSH} + X_{SH}/X_H} X_H$
X_H 的衰减				$1-f_p$	-1	$b_H X_H$

注: Y_H 为 X_H 的产率系数,取0.67g细胞COD/gCOD; μ_H 为 X_H 的最大比增长速率常数,d⁻¹; K_S 为半饱和常数,mg/L; k'_{SH} 为 S_H 的二级水解常数,L/[(mgCOD)·d]; k_{SH} 为 S_H 的一级水解常数, $k_{SH}=k'_{SH}X_H$,d⁻¹; k_{XSH} 为 X_{SH} 的最大比水解速率,d⁻¹; K_{XSH} 为 X_{SH} 水解的半饱和常数,g COD/g 细胞COD; f_p 为颗粒性衰减产物的比例,取0.08; b_H 为 X_H 的衰减速率常数,d⁻¹

全部批式 OUR 试验均保持溶解氧 $S_O>2.0\text{mg/L}$,因此所有动力学过程均不受 S_O 的限制.根据表 1,模型中 4 个组分浓度变化的基本动力学方程如下所示:

$$\frac{dS_S}{dt} = -\frac{\mu_H}{Y_H} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_H + k'_{SH} S_H X_H + k_{XSH} \frac{X_{SH}/X_H}{K_{XSH} + X_{SH}/X_H} X_H$$

$$\frac{dS_H}{dt} = -k'_{SH} S_H X_H$$

$$\frac{dX_{SH}}{dt} = -k_{XSH} \frac{X_{SH}/X_H}{K_{XSH} + X_{SH}/X_H} X_H$$

$$\frac{dX_H}{dt} = \mu_H \frac{S_S}{K_S + S_S} X_H - b_H X_H$$

1.2 污泥和污水来源

试验用活性污泥分别来自上海市曲阳水质净化

厂厌氧/缺氧/好氧(AAO)工艺的好氧池以及白龙港水质净化厂厌氧/好氧(AO)小试装置的好氧池.系统运行参数如表2所示.曲阳厂进水为典型的城市污水;白龙港厂进水则是由长距离管道(超过 40km)输送的生活污水和工业废水的合流制污水.试验用水分别为曲阳厂和白龙港厂的晴天进水水样,分别采样 4 次和 5 次,水样的采样条件和水质参数如表 2 所示.

1.3 呼吸计量试验

X_H 动力学参数估计的基础数据可通过 COD 组分划分中的 2 组 OUR 试验^[6-7]获取:第 1 组外加原污水和活性污泥,测定颗粒性组分;第 2 组外加混凝过滤处理的污水和活性污泥,测定溶解性组分.其中,SCOD 采用硫酸锌混凝后,0.45μm 聚醚砜滤膜过滤的方法获取,第 2 组 OUR 试验的具体步骤与文献[6]相同.试验温度和 pH 值分别控制为(26.0±0.3)℃和 7.0~7.5.

表 2 试验用活性污泥和污水
Table 2 Wastewater and activated sludge for the test

污水处理厂	污泥				污水			
	处理工艺	泥龄(d)	HRT (h)	规模(m ³ /d)	水温 (°C)	pH 值	COD(mg/L)	SCOD(mg/L)
曲阳厂	AAO	10	11.4	75,000	27.1~28.3	7.8~7.9	299.7~395.1	84.5~118.4
白龙港厂	AO	15	17.5	小试(0.2)	26.4~27.6	7.7~8.0	176.2~219.9	63.8~71.3

2 结果与讨论

2.1 参数估计方案

本方案分析的目标是能够利用 COD 组分划分的 OUR 曲线计算求取参数组.式(1)~式(4)可在试验的不同阶段根据 OUR-时间曲线通过模型简化后求解.

第 2 组 OUR 试验测定所得 OUR 曲线可划分为 3 阶段^[6],时间节点 t_{S1} 和 t_{S2} 分别代表 S_S 和 S_H 耗尽的时刻.由于 S_S 能够快速消耗,且在 COD 中的比例较低,因此在大多数情况下 $t_{S1}<t_{S2}$.第 1 组 OUR 曲线同样可分为 3 阶段,时间节点 t_{R1} 和 t_{R2} 分别代表 S_S 和 X_{SH} 耗尽的时刻,而 S_H 和 X_{SH} 的耗尽则没有明显的区分标志.

根据式(1)~式(4),OUR 可表示为

$$\text{OUR} = -\frac{dS_O}{dt} = (1 - f_p) \frac{dX_H}{dt} + (1 - Y_H) \left(\frac{dS_S}{dt} + \frac{dS_H}{dt} + \frac{dX_{SH}}{dt} \right) \tag{5}$$

在参数估计前,采用好氧消化法^[8]测定 X_H 、 b_H 及内源呼吸 OUR(OUR_{ER}),这是估计其他动力学参数的前提.

首先,根据混凝过滤后污水的 OUR 曲线进行逆时间倒推计算.当 $t_{S1}<t<t_{S2}$ 时,反应器中存在的外源底物只有 S_H , k_{SH} 可采用文献[6]的方法线性回归求解,该参数除以 X_H 即可求得二级动力学常数 k'_{SH} .因此,与 S_H 相应的 OUR 可计算为

$$\text{OUR}_{SH} = (1 - Y_H) k'_{SH} S_H X_H \tag{6}$$

当 $0<t<t_{S1}$ 时,反应器中的外源底物由 S_H 和 S_S 组成,由 S_S 降解引起的 OUR_{SS} 为

$$\text{OUR}_{SS,E} = \text{OUR}_{S1} - \text{OUR}_{SH} - \text{OUR}_{ER} \tag{7}$$

如果根据理论计算, OUR_{SS} 还可表示为

$$\text{OUR}_{SS,M} = (1 - Y_H) \frac{\mu_H}{Y_H} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_H \tag{8}$$

由式(8)知, S_S 好氧降解为非线性过程,其动力学参数 μ_H 和 K_S 只能采用基于最小二乘法的非线性最优化方法求解.优化求解的目标函数(E)为

$$E_{S_S} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left[\text{OUR}_{SS,M}(t_i) - \text{OUR}_{SS,E}(t_i) \right]^2 \tag{9}$$

式中:下标 E 和 M 分别表示实测值和模拟值.优化算法步骤如下:首先根据式(7)求取 $\text{OUR}_{SS,E}$;然后以 ASM 默认值($\mu_H=6.0\text{d}^{-1}$, $K_S=20\text{mg/L}$)为初始值,在 $(0,S_{S0})$ 的边界条件下,由四阶 Runge-Kutta 算法对式(8)数值积分求取 $\text{OUR}_{SS,M}$;目标函数(9)的最小化则采用 Nelder-Mead 无约束非线性最优化算法^[11]实现.

在完成 μ_H 和 K_S 的求取后,参数估计转入原污水的 OUR 曲线求解 X_{SH} 的动力学参数.在该 OUR 曲线中,当 $t_{R1}<t<t_{R2}$ 时,与外源底物 X_{SH} 对应的 OUR 为

$$\text{OUR}_{XSH,E} = \text{OUR}_{X1} - \text{OUR}_{SH} - \text{OUR}_{ER} \tag{10}$$

根据理论计算,这部分 OUR 决定于 X_{SH} 的水解速率,可表示为

$$\text{OUR}_{XSH,M} = (1 - Y_H) k_{XSH} \frac{X_H \cdot X_{SH} / X_H}{K_{XSH} + X_{SH} / X_H} \tag{11}$$

式(11)同样是一个非线性方程, k_{XSH} 与 K_{XSH} 的求取与 S_S 降解动力学参数类似:设定一个与式(9)相似的目标函数,以 Runge-Kutta 算法对式(11)进行数值积分,最后采用 Nelder-Mead 算法优化计算.

根据上述步骤即可完成与 COD 好氧降解相关的 5 个动力学参数 k'_{SH} 、 μ_H 、 K_S 、 k_{XSH} 与 K_{XSH} 的优化估计,具体的求解算法利用 Matlab 7.0 实现.对应优化求解的参数集和相应的初始条件,表 1 的数学模型可采用 Runge-Kutta 算法数值积分,并利用 OUR 模拟值 OUR_M 与试验值 OUR_E 求解平均模拟误差(E)评估优化效果:

$$E = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [\text{OUR}_M(t_i) - \text{OUR}_E(t_i)]^2 \quad (12)$$

活性污泥 1 号模型(ASM1)及其默认参数将作为对比模型。

2.2 参数估计在曲阳厂和白龙港厂的应用

对 2 个污水处理厂分别取好氧池混合液进行 3 次好氧消化试验^[8]以测定 X_H 和 b_H , 试验测得的 $\ln(\text{OUR})$ 随时间的变化如图 1 所示。 $\ln(\text{OUR})-t$ 曲线线性回归的 R^2 均高于 0.98, 这说明试验具有较高的可信度。由图 1 知, 曲阳厂和白龙港厂污泥样品的 b_H 值分别为 0.58, 0.55 d⁻¹, 若 Arrhenius 系数 θ 取默认值 0.0695, 则 20℃ 下的 b_H 值分别为 0.38, 0.36 d⁻¹, 均在报道范围(0.22~0.76 d⁻¹)^[12-14]内。根据文献[8]的方法计算, 白龙港厂和曲阳厂每 gVSS 污泥样品中 X_H 含量分别为 533.6, 543.6 mg/L, 据此可计算 OUR 试验时批式反应器中的 X_H 浓度。

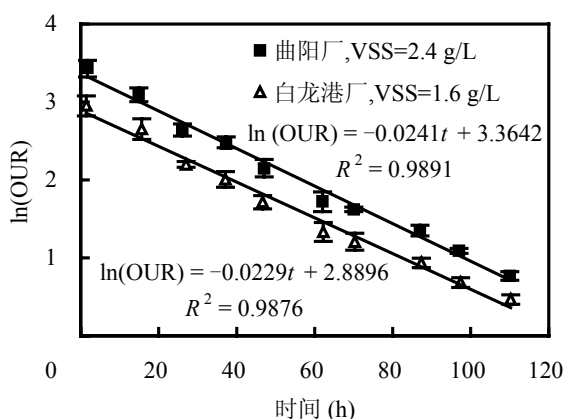


图 1 b_H 和 X_H 测定的 $\ln(\text{OUR})-t$ 曲线

Fig.1 $\ln(\text{OUR})-t$ curve to estimate b_H and X_H at 26℃

分别采用 ASM1 默认值和参数优化后的改进模型模拟曲阳厂和白龙港厂污水的 OUR 曲线, 如图 2 和图 3 所示。由图 2 和图 3 可知, ASM1 模拟曲线严重偏离实测值, 经过模型结构调整和参数优化后模型的模拟精度得以大幅度提高。经计算, 采用 ASM1 默认值模拟时, 9 个水样的平均误差 E 高达 30.7, 而改进模型参数优化后的 E 值为 6.5。这同时也说明双水解组分模型更能反映污水的实际构成。利用 Nelder-Mead 算法计算后改进模型的参数值如表 3 所示。

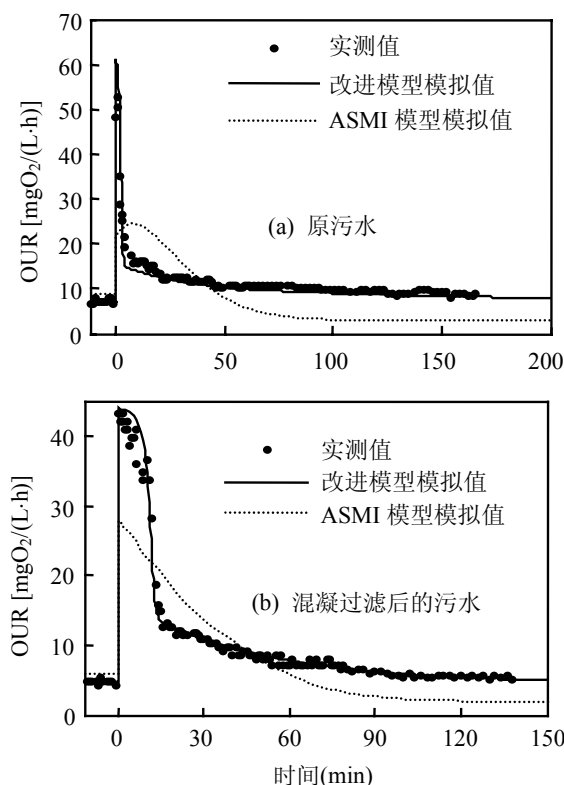


图 2 曲阳厂污水典型 OUR 曲线的模拟

Fig.2 Simulation of typical OUR curves of the wastewater from Quyang WWTP

根据表 3 的数据, 20℃ 下曲阳厂和白龙港厂 μ_H 计算值分别 2.70, 2.62 d⁻¹, 均在文献报道范围(1.9~3.5 d⁻¹)^[3,10]内。与曲阳厂相比, 白龙港厂 μ_H 值略低, 而 K_S 略高, 这说明其 S_S 降解速率略低。优化算法在 2 个污水厂估计的 K_S 值均远低于 ASM1 默认值(20 mgCOD/L), 但在文献报道的批式 OUR 试验测定值范围内(0.22~4 mgCOD/L)^[3,7,10]。OUR 试验测定值远低于实际污水厂模拟时的默认值可能是由于实际反应器中存在不完全混合所致^[1,10]。

由图 2 和图 3 可知, 考虑双水解机理的改进模型能够更好的模拟试验测定的 OUR 曲线。对于改进模型中纳入的 S_H , 白龙港厂进水的 k'_{SH} 要明显高于曲阳厂。在同一 OUR 试验中, S_H 水解可由二级动力学简化为一级动力学, 2 个污水厂的 OUR 数据线性回归后, R^2 均大于 0.87, Dixon 检验的结果表明 R^2 均达到了 1% 显著水平($\alpha < 0.001$), 这也说明了同一试验中模型简化的可靠性。曲阳厂和白龙港厂的 k_{SH} 分别为 28.0~39.8, 25.1~29.5 d⁻¹^[6], 略高于 Ginestet 等^[4]在 20℃ 下测得的 10.1~22.8 d⁻¹, 这可能是由于水温及污水水质差异造成的。

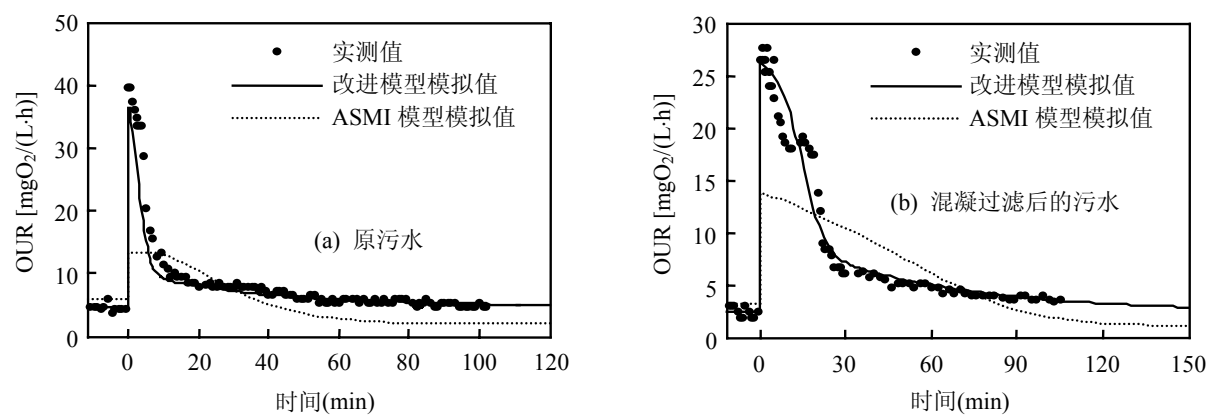


图 3 白龙港厂污水典型 OUR 曲线的模拟

Fig.3 Simulation of typical OUR curves of the wastewater from Bailonggang WWTP

表 3 Nelder-Mead 优化算法得出的 ASM 改进模型动力学参数

Table 3 Kinetic parameters obtained by Nelder-Mead algorithm for modified ASM

处理厂	μ_H (d^{-1})	K_S (mgCOD/L)	k'_{SH} [L/(mgCOD·d)]	k_{XSH} (d^{-1})	K_{XSH} (gCOD/g 细胞 COD)	b_H (d^{-1})
曲阳厂	4.08 (0.58)	2.00 (1.43)	0.063 (0.005)	0.90 (0.34)	0.058 (0.000)	0.58
白龙港厂	3.97 (1.22)	2.36 (1.34)	0.076 (0.005)	1.83 (0.64)	0.058 (0.000)	0.55

注:括号中为标准偏差

白龙港厂的 k_{XSH} 接近文献报道值^[15],大约 2 倍于曲阳厂测定值,而 2 个污水厂的 K_{XSH} 均为 0.058 gCOD/g 细胞 COD.因此,白龙港厂进水 X_{SH} 的水解速率要远高于曲阳厂,这可能是由于白龙港厂进水经长距离管道输送后颗粒粒径降低,从而增加了水解的比表面积所致^[2,16].经长距离管道输送后,污水颗粒物粒径降低可归结为两方面的原因^[2,16-18]:较大的颗粒物在管道系统中重力沉降或者被生物膜吸附,导致污水中细小颗粒物比例增加;管道系统中的水解作用和厌氧发酵反应导致颗粒物破碎,将较大的颗粒物转化为小颗粒及溶解性物质.

3 结论

3.1 利用双水解模型改进 ASM,并通过呼吸计量试验和非线性最优化算法建立了异养菌动力学参数的优化估计方案.经优化求解后,改进模型能够准确模拟批式试验的耗氧速率曲线.

3.2 好氧消化法测得 26℃ 下曲阳厂和白龙港厂活性污泥的 b_H 值分别为 0.58,0.55 d^{-1} .

3.3 对 2 个污水处理厂的对比发现,曲阳厂和白

龙港厂异养菌的 μ_H (均约为 4 d^{-1})和 K_S (2.00, 2.36mgCOD/L)较为接近,但白龙港厂进水慢速可生物降解有机物的水解速率要明显高于曲阳厂,这主要是由于长距离管道输送明显降低水解组分的粒径所致.

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] Orhon D, Çokgör E U. COD fractionation in wastewater characterization: The state of the art [J]. J. Chem. Technol. Biotechnol., 1997,68(3):283-293.

[3] Mathieu S, Etienne P. Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various So/Xo ratios [J]. Water Res., 2000,34(4):1233-1246.

[4] Ginestet P, Maisonnier A, Spérandio M. Wastewater COD characterization: biodegradability of physico-chemical fractions [J]. Water Sci. Technol., 2002,45(6):89-97.

[5] 曹海彬,张代钧,卢培利.活性污泥模型进水 COD 组分的测定方法 [J]. 重庆大学学报(自然科学版), 2005,28(9):83-87.

[6] 周 振,吴志超,王志伟,等.基于批式呼吸计量法的溶解性 COD 组分划分 [J]. 环境科学, 2009,30(1):75-79.

[7] Kappeler J, Gujer W. Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and

- characterization of wastewater for activated sludge modelling [J]. Water Sci. Technol., 1992,25(6):125-139.
- [8] 吴志超,周 振,王志伟,等.活性污泥系统中异养微生物浓度的测定 [J]. 中国环境科学, 2008,28(10):910-914.
- [9] Brouwer H, Klapwijk A, Keesman K J. Identification of activated sludge and wastewater characteristics using respirometric batch-experiments [J]. Water Res., 1998,32(4):1240-1254.
- [10] Lagarde F, Tusseau-Vuillemin M, Lessard P, et al. Variability estimation of urban wastewater biodegradable fractions by respirometry [J]. Water Res., 2005,39(19):4768-4778.
- [11] Lagarias J C, Reeds J A, Wright M H, et al. Convergence properties of the Nelder-Mead simplex method in low dimensions [J]. SIAM J. Optimiz., 1998,9(1):112-147.
- [12] Dold P L, Ekama G A, Marais Gv R. A general model for the activated sludge process [J]. Prog. in Water Technol., 1980,12(6):47-77.
- [13] 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.
- [14] Lavallée B, Lessard P, Besser C. Decay rate variability of active heterotrophic biomass [J]. Water Sci. Technol., 2002,46(1/2):423-430.
- [15] Okutman D, Övez S, Orhon D. Hydrolysis of settleable substrate in domestic sewage [J]. Biotechnol. Lett., 2001,23(23):1907-1914.
- [16] Dimocka R, Morgenroth E. The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge [J]. Water Res., 2006,40(10):2064-2074.
- [17] Warith M A, Kennedy K, Reitsma R. Use of sanitary sewers as wastewater pre-treatment systems [J]. Waste Manage, 1998,18(4):235-247.
- [18] Dixon A, Butler D, Fewkes A, et al. Measurement and modeling of quality changes in stored untreated grey water [J]. Urban Water, 1999,1(4):293-306.
- 作者简介: 周 振(1981-),男,山东临沂人,讲师,博士,主要从事水污染控制方面的研究.发表论文 20 余篇.

氮氧化物对臭氧层的威胁

臭氧层一直以来保护着地球及地球上生物不受紫外线辐射的危害.根据国家海洋大气局的报告,氮氧化物是目前对地球臭氧层破坏最为严重的一种污染物.

大气中的 N_2O 化学性质已经得到较好的确定:它一般稳定分布于大气层的最底层(对流层),在这里 N_2O 在作为一种温室气体可以存在约 100 年.当 N_2O 迁移到平流层时,它转换为 NO 与臭氧发生反应,产生 NO_2 和 O_2 . NO_2 又重新与 O 反应生成 NO.

最新的方法就是利用 N_2O 的化学性质计算 N_2O 的“臭氧消耗率”,这主要是通过比较单位质量的 N_2O 和单位质量的 CFC_{13} 所消耗的臭氧量所得.

结果表明, N_2O 对臭氧的消耗相当于好几个氟氯烃,根据《蒙特利尔议定书》, N_2O 将于 2030 年之前被禁止用于工业用途.

当国家海洋大气局根据气体的臭氧消耗率来评估对大气的危害时,他们发现 N_2O 成为消耗大气中臭氧的最大元凶.

英国 Leeds 大学大气学教授 Martyn Chipperfield 说,在臭氧被损耗的过去 10 年中,人们关注的焦点都只是氯化物和溴化物.这份报告准确的表明了氮氧化物才是对臭氧层威胁最大的化学物质.讽刺的是 N_2O 会随着氯化物浓度的降低而减少,因此,大气中的氯化物可以相应的减少 N_2O 对臭氧的消耗作用.

国家海洋大气局的负责人 A.R.Ravishankara 说,大气中的氮氧化物来源于大自然以及人类活动.大约 1/3 的 N_2O 来自于人类活动,尤其是农业.科学家们估计,由人类活动产生的 N_2O 正以每年 1%的增长速度不断增长.

俞 璐 译自《Chemical and Engineering News》, August, 31:8(2009)