

# MBR 污水处理工艺中活性污泥动力学参数测定

薛涛<sup>1,2</sup>, 俞开昌<sup>1,2</sup>, 关晶<sup>2</sup>, 黄霞<sup>1\*</sup>, 文湘华<sup>1</sup>, 苗雪娜<sup>2</sup>, 崔志广<sup>1,2</sup>

(1. 清华大学环境科学与工程系, 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084; 2. 清华大学环境科学与工程系-北京碧水源科技股份有限公司环境膜技术研发中心, 北京 100084)

**摘要:** 缺乏可靠的污泥动力学设计参数是膜-生物反应器(membrane bioreactor, MBR)工艺在实际应用中遇到的主要问题之一。以某座处理城市污水的实际规模 MBR 工程的好氧活性污泥为对象, 采用耗氧速率表征方法, 测定计算得到以下动力学参数值: 异养菌产率系数  $Y_H = 0.693$ 、自养菌产率系数  $Y_A = 0.263$ 、异养菌衰减系数  $K_{dH} = 0.108 \text{ d}^{-1}$ 、自养菌衰减系数  $K_{dA} = 0.089 \text{ d}^{-1}$ 、COD 最大比去除速率  $v_{mS} = 1.94 \text{ mg} \cdot (\text{mg} \cdot \text{d})^{-1}$ 、COD 去除半饱和常数  $K_S = 34.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、氨氮最大比去除速率  $v_{mN} = 0.18 \text{ mg} \cdot (\text{mg} \cdot \text{d})^{-1}$ 、氨氮去除半饱和常数  $K_N = 1.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。以上结果与传统活性污泥法工艺(CAS)中污泥的文献报道值相比,  $Y_H$  和  $K_{dH}$  较高, 而  $v_{mS}$  和  $v_{mN}$  较低。MBR 的高污泥浓度条件可能是导致上述差异出现的主要原因。

**关键词:** 膜-生物反应器; 污水; 动力学参数; 活性污泥; 耗氧速率

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)04-1027-07

## Determination of Kinetic Parameters of Activated Sludge in an MBR Wastewater Treatment Plant

XUE Tao<sup>1,2</sup>, YU Kai-chang<sup>1,2</sup>, GUAN Jing<sup>2</sup>, HUANG Xia<sup>1</sup>, WEN Xiang-hua<sup>1</sup>, MIAO Xue-na<sup>2</sup>, CUI Zhi-guang<sup>1,2</sup>

(1. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Research Center of Environmental Membrane Technology, Department of Environmental Science and Engineering of Tsinghua University-Beijing Origin Water Technology Co. Ltd., Beijing 100084, China)

**Abstract:** One of the main problems in application of MBR technology is lack of reliable kinetic parameters for process design. The activated sludge in the aerobic tank of an MBR municipal wastewater treatment plant was investigated therefore. Using oxygen utilization rate method, following kinetic parameters were measured: heterotrophic yield coefficient  $Y_H = 0.693$ , autotrophic yield coefficient  $Y_A = 0.263$ , heterotrophic decay coefficient  $K_{dH} = 0.108 \text{ d}^{-1}$ , autotrophic yield coefficient  $K_{dA} = 0.089 \text{ d}^{-1}$ , specific maximum COD removal rate  $v_{mS} = 1.94 \text{ mg} \cdot (\text{mg} \cdot \text{d})^{-1}$ , half saturation constant for COD removal  $K_S = 34.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , specific maximum ammonia removal rate  $v_{mN} = 0.18 \text{ mg} \cdot (\text{mg} \cdot \text{d})^{-1}$ , half saturation constant for ammonia removal  $K_N = 1.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . Compared with the normal reported data of conventional activated sludge process (CAS),  $Y_H$ ,  $K_{dH}$  obtained are higher and  $v_{mS}$ ,  $v_{mN}$  are lower. The high sludge concentration condition of MBR process may account for those differences.

**Key words:** membrane bioreactor (MBR); wastewater; kinetic parameter; activated sludge; oxygen utilization rate

在污水处理工艺设计中, 污泥产率系数  $Y$ 、衰减系数  $K_d$ 、最大基质比去除速率  $v_{max}$  及半饱和常数  $K_S$  是关键的动力学参数, 合理地选值有利于提高工艺处理能力及降低建设费用。目前针对传统活性污泥法(conventional activated sludge process, CAS)工艺的活性污泥动力学参数的研究较多, 已获得基本一致的结果<sup>[1,2]</sup>, 其有效性也在工程实践中得到了验证。膜-生物反应器(membrane bioreactor, MBR)工艺作为一种新兴的污水处理技术, 工程应用较晚, 污泥动力学参数方面的报道较少, 且主要为小试研究<sup>[3~8]</sup>和中试研究<sup>[9,10]</sup>, 对于实际规模 MBR 工程中污泥动力学参数的研究非常缺乏。目前 MBR 工程的设计仍主要凭经验或套用 CAS 工艺的参数, 影响了 MBR 技术的发展和推广。

本研究选取了北京某座运行稳定的 MBR 城市

污水处理厂, 以好氧池的活性污泥为对象, 采用耗氧速率表征方法, 分别测定了针对 COD 降解的异养菌动力学参数和针对氨氮降解的自养菌动力学参数, 以期为促进 MBR 工艺的优化设计提供一些参考。

### 1 材料与方法

#### 1.1 试验污泥及污水

北京某城市污水处理厂采用 MBR 工艺, 设计处理规模为  $3.5 \text{ 万 m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , 进水 F/M 比( $\text{BOD}_5/\text{VSS}$ )

收稿日期: 2010-04-19; 修订日期: 2010-08-31

基金项目: 国家水体污染防治与治理科技重大专项(2008ZX07313-004); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2009AA062901)

作者简介: 薛涛(1977~), 男, 博士, 主要研究方向为污水处理及资源化技术, E-mail: xuetao@tsinghua.edu.cn

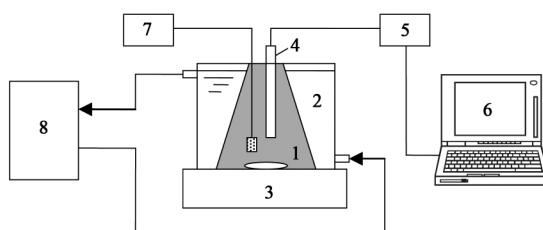
\* 通讯联系人, E-mail: xhuang@tsinghua.edu.cn

为 $0.05 \sim 0.17 \text{ d}^{-1}$ , 基本流程为厌氧池-缺氧池-好氧池-膜池( $A^2/O$ -MBR)。COD 和氨氮主要在好氧池降解, 试验用活性污泥取自该厂的好氧池, 试验污水取自沉砂池。试验期间该厂的总水力停留时间(HRT)约为 20 h, 污泥龄(SRT)约为 30 d, 水温为 $20 \sim 26^\circ\text{C}$ , 好氧池污泥浓度(MLSS)在 $4 \sim 6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ , 试验污水沉降后上清液的 COD 浓度在 $100 \sim 300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

试验前对污泥和污水进行预处理: 污泥经 2 mm 不锈钢筛网过滤, 用自来水清洗 3 次, 以尽可能去除污泥中的试验测定干扰成分; 污水自然沉降后取上清液, 经 2 mm 不锈钢筛网过滤后待用。

## 1.2 耗氧速率测定装置和方法

试验所用的耗氧速率测定装置如图 1 所示。将待测污泥置于污泥测试室, 用磁力搅拌器将污泥混匀, 开启空气压缩机使污泥混合液充氧至溶解氧(DO)达到 $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上, 停止充氧, 密封污泥测试室, 在线记录 DO 变化曲线。测试结束后, 测定污泥 MLVSS 并计算耗氧速率。试验过程温度用恒温水浴控制在 $(22 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。



1. 污泥测试室; 2. 水浴夹套; 3. 磁力搅拌器; 4. 溶氧仪探头;  
5. 溶氧仪; 6. 数据记录电脑; 7. 空气压缩机; 8. 恒温水浴

图 1 耗氧速率测定装置

Fig. 1 Schematic diagram of oxygen utilization rate measuring system

## 1.3 动力学参数测定方法

测定的动力学参数包括: 异养菌产率系数 $Y_H$  和自养菌产率系数 $Y_A$ <sup>[11, 12]</sup>, 异养菌衰减系数 $K_{dH}$  和自养菌衰减系数 $K_{dA}$ <sup>[12~15]</sup>, COD 最大比去除速率 $v_{mS}$ 、COD 去除半饱和常数 $K_S$ 、氨氮最大比去除速率 $v_{mN}$  和氨氮去除半饱和常数 $K_N$ <sup>[11]</sup>。测定过程具体步骤如下。

### (1) $Y_H$ 和 $Y_A$

$Y_H$  测定: 取适量污泥, 加入丙烯基硫脲(ATU, 最终浓度 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )抑制硝化<sup>[16]</sup>, 预曝气 2 h 以上, 以消耗污泥清洗后仍可能残留的碳源。将污泥转入耗氧速率测定装置, 按 1.2 节中的方法监测 DO 变化曲线, 数 min 后加入适量污水(可生物降解

COD 含量为 $\Delta S$ ), 继续记录 DO 变化曲线, 最终可得全程曲线如图 2 所示。

$$\begin{aligned}\Delta S(\text{COD 降解量}) &= \Delta O(\text{耗氧量}) + \\ \Delta X(\text{微生物合成量, 以 COD 计})\end{aligned}\quad (1)$$

由 DO 变化曲线求得 $\Delta O$ , 按式(1)即可计算出 $Y_H$ , 其意义为消耗单位质量进水 COD 可产生的污泥 VSS 质量(以 COD 计)。

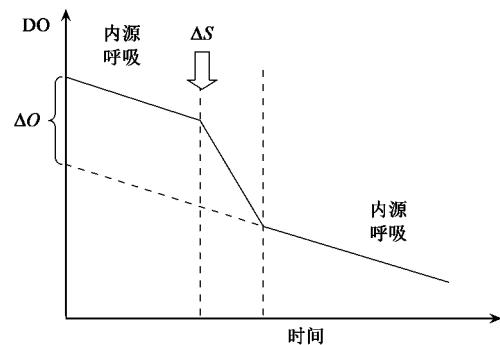


图 2  $Y_H$  测定中的 DO 曲线示意

Fig. 2 Sketch map of DO curve in  $Y_H$  determination

可生物降解 COD 含量的测定: 取污泥曝气至内源呼吸状态(根据耗氧速率变化判断), 测定溶解性 COD 含量, 加入适量已知 COD 含量的污水, 继续曝气至混合液再次达到内源呼吸状态并测定溶解性 COD 含量, 计算污水加入前后的 COD 消耗量即为可生物降解 COD 含量。

$Y_A$  测定: 取适量污泥, 预曝气 2 h 以上, 将污泥转入耗氧速率测定装置, 按 1.2 节中的方法监测 DO 变化曲线, 数 min 后加入适量氨氮 $\Delta N$ (氮浓度为 $5 \text{ mg} \cdot \text{mL}^{-1}$ 的氯化铵浓缩液), 得到类似 $Y_H$  测定中的 DO 变化曲线。

$$\begin{aligned}4.57\Delta N(\text{氨氮降解量}) &= \Delta O(\text{耗氧量}) + \\ \Delta X(\text{微生物合成量, 以 COD 计})\end{aligned}\quad (2)$$

$$Y_A = \Delta X / \Delta N = 4.57 - \Delta O / \Delta N \quad (2)$$

由 DO 变化曲线求得 $\Delta O$ , 按式(2)即可求得 $Y_A$ 。

### (2) $K_{dH}$ 和 $K_{dA}$

内源呼吸状态下有:

$$dX/dt = -K_d X$$

$$X = X_0 e^{-K_d t}$$

所以:

$$v_o = -dDO/dt = f_{ve} K_d X = f_{ve} K_d X_0 e^{-K_d t} \quad (3)$$

式(3)中,  $v_o$  为内源呼吸状态下的耗氧速率,  $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ ;  $f_{ve}$  为单位重量 VSS 被氧化所需的氧

量,可取 1.42;  $K_d$  为衰减系数, $d^{-1}$ ;  $X$  为试验污泥混合液的 VSS 值, $mg \cdot L^{-1}$ ;  $X_0$  为试验污泥混合液的初始 VSS 值, $mg \cdot L^{-1}$ .

由式(3)可得:

$$\ln v_o = \ln(f_{vc} K_d X_0) - K_d t \quad (4)$$

以  $\ln v_o$  和  $t$  作图求斜率可得  $K_d$ .

取适量污泥连续曝气 7 d,定期取出部分污泥测耗氧速率  $v_{o1}$ ,之后清洗 3 次,加入氨氮(初始氮浓度为  $40 mg \cdot L^{-1}$ ),测耗氧速率  $v_{o2}$ .由于污泥清洗过程可能导致少量污泥损失,试验中测定污泥清洗前后的 VSS,用于  $v_{o2}$  的修正:

$$v_{o2\text{修正值}} = v_{o2\text{测定值}} \times (VSS_{\text{清洗前}} / VSS_{\text{清洗后}})$$

内源呼吸状态下会产生少量氨氮,为抑制由此产生的硝化反应,试验中于第 1 d、第 3 d 和第 5 d 分别加入 ATU 至  $20 mg \cdot L^{-1}$  浓度水平<sup>[13]</sup>,测  $v_{o2}$  时 ATU 通过清洗被去除.

以  $\ln v_{o1}$  和  $t$  作图求  $K_{dh}$ ,以  $\ln(v_{o2\text{修正值}} - v_{o1})$  和  $t$  作图求  $K_{da}$ ,单位均为  $d^{-1}$ .

(3)  $v_{ms}$ 、 $K_s$ 、 $v_{mn}$  和  $K_n$

由 Monod 公式: $v = v_m \cdot S / (K_s + S)$

可得:  $1/v = (K_s/v_m) \cdot 1/S + 1/v_m$

$$v = \frac{dS/dt}{X} = \left[ \frac{-dDO/dt}{\Delta O/\Delta S} \right] / X \\ = OUR / (\Delta O/\Delta S) \quad (5)$$

式(5)中, $S$  为基质(可生物降解 COD 或氨氮)浓度, $mg \cdot L^{-1}$ ;OUR 为对应  $S$  浓度下的单位重量 VSS 耗氧速率, $mg \cdot (mg \cdot d)^{-1}$ ;  $X$  为试验污泥混合液的 VSS 值, $mg \cdot L^{-1}$ ;对于 COD 去除过程, $\Delta O/\Delta S = 1 - Y_h$ ,对于氨氮去除过程, $\Delta O/\Delta S = 4.57 - Y_a$ .

在不同初始  $S$  浓度下,测定对应的 OUR 值,计算得到  $v$ ,以  $1/v$ 、 $1/S$  作图,可求得  $v_{ms}$ 、 $K_s$ 、 $v_{mn}$  和  $K_n$ .

在  $v-S$  曲线上,若  $S$  过低或过高将进入一级或零级反应区,而不符合  $v = v_m \cdot S / (K_s + S)$  的规律<sup>[2]</sup>. 试验中需注意初始 COD、氨氮浓度的选择,尤其是氨氮,其半饱和常数  $K_n$  通常低于  $1 mg \cdot L^{-1}$ (见表 2). 本研究中的氨氮初始浓度为  $0.3 \sim 0.7 mg \cdot L^{-1}$ .

#### 1.4 分析方法

COD 采用重铬酸钾法,同一水样测 2 次取均值;氨氮采用水杨酸-次氯酸盐法,VSS 采用  $550^{\circ}\text{C}$  灼烧差重法<sup>[17]</sup>. DO 在线监测采用溶氧测量仪(5-Star 精密型台式多参数测量仪,510M-01,电极型号 0801010MD,Orion),通过配套软件 Star Plus Navigator<sup>21</sup> 2.0 与电脑连接,自动采集数据.

## 2 结果与讨论

### 2.1 $Y_h$ 和 $Y_a$

$Y_h$  和  $Y_a$  各测定 5 组,其中 1 组的  $Y_h$  和  $Y_a$  结果如图 3 和图 4 所示.

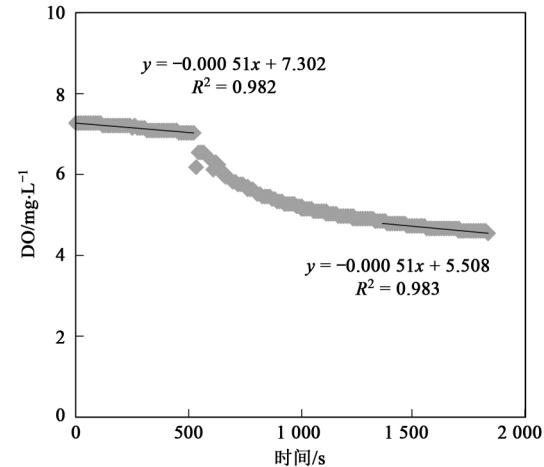


图 3 DO 曲线- $Y_h$  测定

Fig. 3 DO curve- $Y_h$  determination

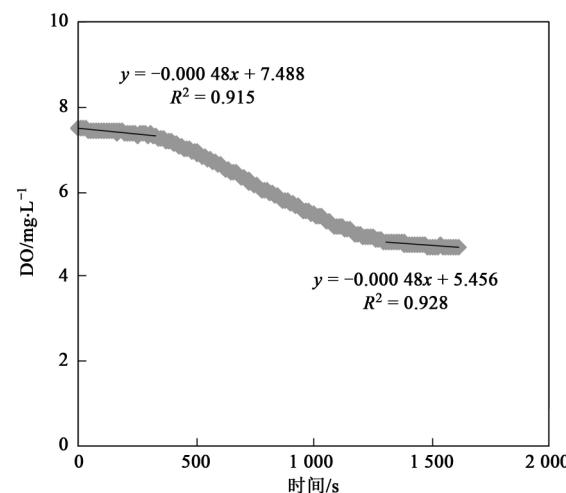


图 4 DO 曲线- $Y_a$  测定

Fig. 4 DO curve- $Y_a$  determination

图 2 中耗氧曲线表现为“三段线”形式,而图 3 中第二段线与第三段线无明显分界,其原因是加入的基质为实际污水,不同 COD 成分的降解速率存在差异,使第二段线变成曲线. 本研究中通过计算线性斜率,判断是否达到内源呼吸状态,以区分第二段线与第三段线. 图 4 中投加基质为氨氮,为单一基质,不存在图 3 中的问题,因此表现出较明显的“三段线”形式.

5 组测试结果见表 1.

表 1  $Y_H$  和  $Y_A$  的计算结果

Table 1 Results of  $Y_H$  and  $Y_A$

参数	1	2	3	4	5	平均值
$Y_H$	0.699	0.691	0.701	0.728	0.647	0.693
$Y_A$	0.258	0.272	0.230	0.272	0.283	0.263

## 2.2 $K_{dH}$ 和 $K_{dA}$

以不同天数下测定的  $\ln v_{o1}$ 、 $\ln(v_{o2\text{修正值}} - v_{o1})$  值作图得到图 5, 由斜率可得  $K_{dH} = 0.108 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_{dA} = 0.089 \text{ d}^{-1}$ .

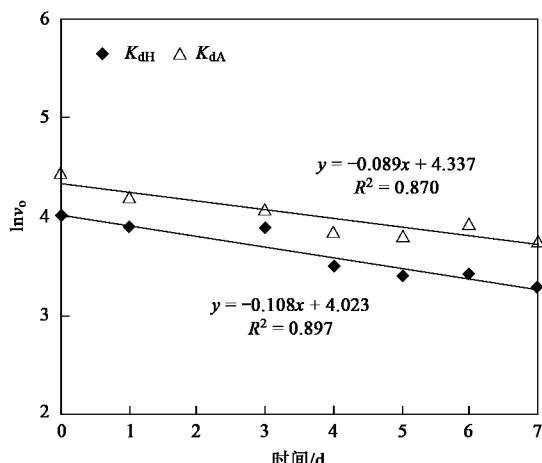


图 5  $K_{dH}$  和  $K_{dA}$  测定

Fig. 5 Determination of  $K_{dH}$  and  $K_{dA}$

## 2.3 $v_{mS}$ 、 $K_S$ 、 $v_{mN}$ 和 $K_N$

在不同 COD 浓度下测定对应的耗氧曲线得到图 6, 其中  $S$  代表可生物降解 COD 浓度. 利用图 6 中的斜率  $k$  和 2.1 节中得到的  $Y_H$  计算出  $v$ , 可作出图 7, 得到  $v_{mS} = 1.94 \text{ mg} \cdot (\text{mg} \cdot \text{d})^{-1}$ ,  $K_S = 34.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . 同样, 根据不同氨氮浓度下测定的耗氧曲

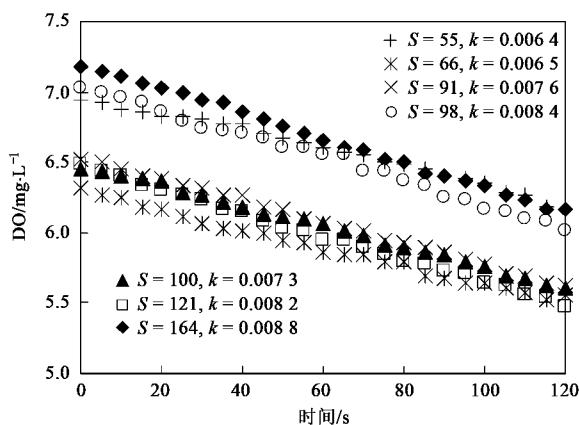


图 6 不同 COD 浓度下的 DO 曲线

Fig. 6 DO curves under different COD concentration

线最终可得图 8, 从而得到  $v_{mN} = 0.18 \text{ mg} \cdot (\text{mg} \cdot \text{d})^{-1}$ ;  $K_N = 1.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

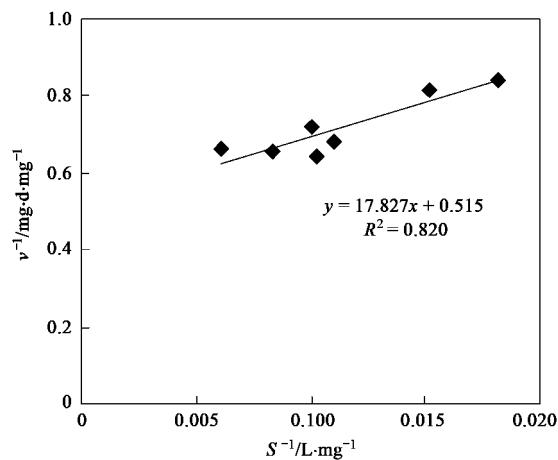


图 7  $v_{mS}$  和  $K_S$  测定

Fig. 7 Determination of  $v_{mS}$  and  $K_S$

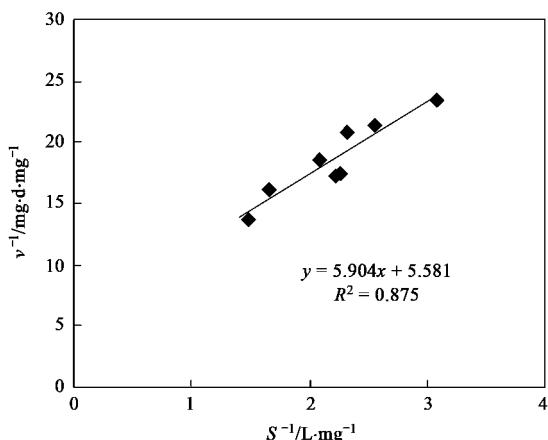


图 8  $v_{mN}$  和  $K_N$  测定

Fig. 8 Determination of  $v_{mN}$  and  $K_N$

将 2.1 ~ 2.3 节的测定结果及部分文献报道值列于表 2.

## 2.4 MBR 与 CAS 比较

MBR 工艺的污泥性质和 CAS 工艺有明显的差异<sup>[23]</sup>, 两者的污泥动力学参数可能也存在差异. 以本研究的测定值与表 2 中的 CAS 文献报道值进行了比较(表 3).

与 CAS 参数相比, 本研究获得的 MBR 的  $Y_H$  和  $K_{dH}$  较高,  $v_{mS}$  和  $v_{mN}$  较低, 而  $Y_A$ 、 $K_{dA}$ 、 $K_S$  和  $K_N$  基本相当. MBR 工艺的污泥浓度通常是 CAS 工艺的 2 ~ 4 倍以上, 导致 MBR 的 F/M 比明显低于 CAS, 在这种营养缺乏情况下, MBR 工艺中的污泥衰减加快, 使

表 2 动力学参数文献报道值总结

Table 2 Summary of kinetic parameters in literature

参数	数值	污泥来源	测定温度/℃	文献
$Y_H$	0.693	A <sup>2</sup> /O-MBR 实际城市污水厂好氧池	22 ± 1	本研究
	0.80 <sup>1)</sup>	MBR 中试装置	30	[9]
	0.40 ~ 0.54 <sup>1)</sup>	MBR 小试装置	9 ~ 21	[3]
	0.72 ± 0.05	分置式 MBR 小试装置	23	[5]
	0.409 <sup>1)</sup>	MBR 小试装置	—	[6]
	0.44 <sup>1)</sup>	AO 小试装置	—	[18]
$Y_A$	0.46 ~ 0.69	CAS 工艺	20	[1]
	0.443 ~ 0.490 <sup>1)</sup>	完全混合型曝气沉淀池	6 ~ 30	[19]
	0.36 ~ 0.57 <sup>1)</sup>	CAS 工艺	20	[2]
	0.65 ± 0.047	城市污水厂	20	[12]
	0.263	A <sup>2</sup> /O-MBR 实际城市污水厂好氧池	22 ± 1	本研究
$K_{dH}/d^{-1}$	0.25 ± 0.01	分置式 MBR 小试装置	23	[5]
	0.349 <sup>1)</sup>	AO 小试装置	—	[18]
	0.07 ~ 0.28	CAS 工艺	20	[1]
	0.108	A <sup>2</sup> /O-MBR 实际城市污水厂好氧池	22 ± 1	本研究
$K_{dA}/d^{-1}$	0.08	MBR 中试装置	30	[9]
	0.05 ~ 0.32	MBR 小试装置	约 20	[3]
	0.081	分置式 MBR 小试装置	23	[5]
	0.023	MBR 小试装置	—	[6]
	0.048	MBR 小试装置	26 ± 1	[8]
	0.018	AO 小试装置	—	[18]
$v_{mS}/mg \cdot (mg \cdot d)^{-1}$	0.056 ~ 0.077	完全混合型曝气沉淀池	6 ~ 30	[19]
	0.04 ~ 0.075	CAS 工艺	20	[2]
	0.04	城市污水厂	20 ± 1	[20]
	0.08 ~ 0.11	AO 小试装置	18 ± 2	[15]
	0.089	A <sup>2</sup> /O-MBR 实际城市污水厂好氧池	22 ± 1	本研究
$v_{mN}/mg \cdot (mg \cdot d)^{-1}$	0.080	分置式 MBR 小试装置	23	[5]
	0.007	AO 小试装置	—	[18]
	0.07 ~ 0.09 <sup>2)</sup>	城市污水厂硝化污泥	20	[14]
	0.11	城市污水厂	20 ± 1	[20]
	0.021	硝化反硝化小试装置	—	[21]
	1.94	A <sup>2</sup> /O-MBR 实际城市污水厂好氧池	22 ± 1	本研究
$K_S/mg \cdot L^{-1}$	2.73 ~ 6.47	完全混合型曝气沉淀池	6 ~ 30	[19]
	2 ~ 10	CAS 工艺	20	[2]
	0.18	A <sup>2</sup> /O-MBR 实际城市污水厂好氧池	22 ± 1	本研究
$K_N/mg \cdot L^{-1}$	1.15	硝化反硝化小试装置	—	[21]
	34.6	A <sup>2</sup> /O-MBR 实际城市污水厂好氧池	22 ± 1	本研究
	192	MBR 小试装置	26 ± 1	[8]
	10 ~ 180	CAS 工艺	20	[1]
	76.5 ~ 88.4	完全混合型曝气沉淀池	6 ~ 30	[19]
$K_N/mg \cdot L^{-1}$	2.5 ~ 4.0	全混中试、SBR 中试装置	13 ~ 22	[22]
	15 ~ 70	CAS 工艺	20	[2]
	1.06	A <sup>2</sup> /O-MBR 实际城市污水厂好氧池	22 ± 1	本研究
	0.85	MBR 小试装置	30 ± 0.1	[4]
	0.10 ~ 0.15	MBR 中试装置	15 ± 0.2	[10]
$K_N/mg \cdot L^{-1}$	0.24 ~ 0.32	MBR 小试装置	—	[7]
	0.6 ~ 3.6	CAS 工艺	20	[1]
	5.14	硝化反硝化小试装置	—	[21]
	0.07 ~ 0.20	CAS 中试装置	15 ± 0.2	[10]
	0.11 ~ 0.19	CAS 小试装置	—	[7]

1) 原文献数据中污泥量的单位以 VSS 计, 根据  $COD_{VSS} = 1.42 \cdot VSS$ , 将污泥单位转换为以 COD 计; 2) 原文献数据为  $K_{dA} \cdot f_{vc}$ , 根据  $f_{vc} = 1.42$  将数据转换为  $K_{dA}$

表 3 MBR 与 CAS 污泥的动力学参数值比较

Table 3 Comparison of kinetic parameters of MBR and CAS sludge

参数	$Y_H$	$Y_A$	$K_{dH}$ $/d^{-1}$	$K_{dA}$ $/d^{-1}$	$v_{mS}$ $/mg \cdot (mg \cdot d)^{-1}$	$v_{mN}$ $/mg \cdot (mg \cdot d)^{-1}$	$K_S$ $/mg \cdot L^{-1}$	$K_N$ $/mg \cdot L^{-1}$
本研究测定值	0.693	0.263	0.108	0.089	1.94	0.18	34.6	1.06
CAS 文献值	0.36 ~ 0.69	0.07 ~ 0.349	0.018 ~ 0.11	0.07 ~ 0.11	2 ~ 10	1.15	2.5 ~ 180	0.07 ~ 5.14

$K_{dH}$  较高。另一方面, 在营养缺乏状态下, 能够充分利用进水碳源进行自身增殖的微生物可能更容易生存下来而获得竞争优势, 即导致污泥的  $Y_H$  较高。 $v_{mS}$  和  $v_{mN}$  均是以单位 VSS 浓度为基准的参数, MBR 的高污泥浓度使两者的数值降低。因此, 高污泥浓度条件可能是导致 MBR 工艺与 CAS 工艺的动力学参数出现差异的主要原因。

表观产率系数  $Y_{HO}$  反映了  $Y_H$  和  $K_{dH}$  的综合效果:

$$Y_{HO} = Y_H / [1 + K_{dH} \cdot X / (dX/dt)] \quad (6)$$

稳定运行情况下有:

$$Y_{HO} = Y_H / (1 + K_{dH} \cdot SRT) \quad (7)$$

本研究中污泥样品取自 SRT 为 30 d 运行条件下的污水厂, 将本研究的测定值代入上式可得:

$$Y_{HO-M} = 0.693 / (1 + 0.108 \cdot 30) = 0.163$$

同样在 SRT = 30 d 条件下, 代入 CAS 的文献中间值  $Y_H = 0.5$ ,  $K_{dH} = 0.06$  可得:

$$Y_{HO-C} = 0.5 / (1 + 0.06 \cdot 30) = 0.179$$

异养菌是污水处理工艺中主要的微生物种群, MBR 的表观异养菌产率系数  $Y_{HO-M}$  低于 CAS 的表观异养菌产率系数  $Y_{HO-C}$  基本反映了在上述条件下, MBR 工艺的污泥实际增长速率将低于 CAS 工艺。MBR 的  $Y_H$  和  $K_{dH}$  高于 CAS, 而  $Y_{HO-M}$  却低于  $Y_{HO-C}$ , 说明衰减系数  $K_{dH}$  的影响更大。

以上结果表明 MBR 工艺的污泥动力学参数与 CAS 工艺存在着一定差别, MBR 工艺的设计不能完全套用 CAS 工艺的动力学参数。考虑到不同进水水质和工艺参数等条件的影响, 为获得更为可靠的 MBR 污泥动力学参数参考范围值, 未来还应对更多的实际规模的 MBR 工程进行考察和验证。

### 3 结论

(1) 以某座处理城市污水的 A<sup>2</sup>/O-MBR 实际工程为依托, 采用耗氧速率表征方法测定了好氧池污泥的动力学参数:  $Y_H = 0.693$ ,  $Y_A = 0.263$ ,  $K_{dH} = 0.108 d^{-1}$ ,  $K_{dA} = 0.089 d^{-1}$ ,  $v_{mS} = 1.94 mg \cdot (mg \cdot d)^{-1}$ ,  $K_S = 34.6 mg \cdot L^{-1}$ ,  $v_{mN} = 0.18 mg \cdot (mg \cdot d)^{-1}$ ,  $K_N = 1.06 mg \cdot L^{-1}$ 。

(2) 与 CAS 污泥的文献报道值相比, MBR 的理论产率系数  $Y_H$  和衰减系数  $K_{dH}$  较高, 而表观产率系数  $Y_{HO}$ 、COD 最大比去除速率  $v_{mS}$  和氨氮最大比去除速率  $v_{mN}$  较低。MBR 的高污泥浓度条件可能是导致上述差异出现的主要原因。MBR 工艺的设计不能完全套用 CAS 工艺的动力学参数值。

### 参考文献:

- [1] Henze M, Grady J C P L, Gujer W, et al. A general model for single-sludge wastewater treatment systems [J]. Water Research, 1987, 21(5): 505-515.
- [2] 顾夏声. 废水生物处理数学模式 [M]. (第二版). 北京: 清华大学出版社, 1993.
- [3] Huang X, Gui P, Qian Y. Effect of sludge retention time on microbial behavior in a submerged membrane bioreactor [J]. Process Biochemistry, 2001, 36: 1001-1006.
- [4] Wyffels S, Van Hulle S W H, Boeckx P, et al. Modeling and simulation of oxygen-limited partial nitrification in a membrane-assisted bioreactor (MBR) [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2004, 86(5): 531-542.
- [5] Jiang T, Liu X, Kennedy M D, et al. Calibrating a side-stream membrane bioreactor using Activated Sludge Model No. 1 [J]. Water Science and Technology, 2005, 52(10-11): 359-367.
- [6] Liu R, Huang X, Xi J Y, et al. Microbial behavior in a membrane bioreactor with complete sludge retention [J]. Process Biochemistry, 2005, 40: 3165-3170.
- [7] Sperandio M, Masse A, Espinosa-Bouchot M C, et al. Characterization of sludge structure and activity in submerged membrane bioreactor [J]. Water Science and Technology, 2005, 52(10-11): 401-408.
- [8] Yildiz E, Keskinler B, Pekdemir T, et al. High strength wastewater treatment in a jet loop membrane bioreactor: kinetics and performance evaluation [J]. Chemical Engineering Science, 2005, 60: 1103-1116.
- [9] Wen X H, Xing C H, Qian Y. A kinetic model for the prediction of sludge formation in membrane bioreactor [J]. Process Biochemistry, 1999, 35: 249-254.
- [10] Manser R, Gujer W, Siegrist H. Consequences of mass transfer effects on the kinetics of nitrifiers [J]. Water Research, 2005, 39: 4633-4642.
- [11] Cech J S, Chudoba J, Grau P. Determination of kinetic constants of activated sludge microorganisms [J]. Water Science and Technology, 1984, 17: 259-272.
- [12] 黄勇, 杨铨大, 王宝贞, 等. 生物处理动力学参数测定研究 [J]. 中国环境科学, 1996, 16(2): 123-127.

- [13] Ekama G A, Dold P L, Marais G V R. Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge system [J]. Water Science and Technology, 1986, **18**: 91-114.
- [14] Lesouef A, Payraudeau M, Rogalla F, et al. Optimizing nitrogen removal reactor configurations by onsite calibration of the IAWPRC activated sludge model [J]. Water Science and Technology, 1992, **25**(6): 105-123.
- [15] Avcioglu E, Orhon D, Sozen S. A new method for the assessment of heterotrophic endogenous respiration rate under aerobic and anoxic conditions [J]. Water Science and Technology, 1998, **38**(8-9): 95-103.
- [16] Nowak O, Schweighofer P, Svardal K. Nitrification inhibition—a method for the estimation of actual maximum autotrophic growth rates in activated sludge systems [J]. Water Science and Technology, 1994, **30**(6): 9-19.
- [17] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京:中国环境科学出版社, 2002.
- [18] Argaman Y, Brenner A. Experimental evaluation of modeling alternatives and process parameters for the single-sludge nitrogen removal system [J]. Water Science and Technology, 1986, **18**: 149-161.
- [19] 彭永臻, 张自杰. 活性污泥法处理系统中温度对动力学常数的影响 [J]. 环境科学学报, 1990, **10**(2): 226-232.
- [20] Spanjers H, Vanrolleghem P. Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge [J]. Water Science and Technology, 1995, **31**(2): 105-114.
- [21] Dincer A R, Kargi F. Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes [J]. Enzyme and Microbial Technology, 2000, **27**: 37-42.
- [22] Kappeler J, Gujer W. Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modeling [J]. Water Science and Technology, 1992, **25**(6): 125-139.
- [23] 吴金玲. 膜-生物反应器混合液性质及其对膜污染影响和调控研究 [D]. 北京: 清华大学, 2006.