

城市污水处理厂动态模拟研究

Study on Dynamic Simulation of Municipal Sewage Treatment Plant

杨 青 刘遂庆 (同济大学环境科学与工程学院,上海 200092) TL99 A
Yang Qing Lin Suiqing (School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092)
甘树应 (上海市环境科学研究院,上海 200235)
Gan Shuying (Shanghai Academy of Environmental Science, Shanghai 200235)

摘要 利用活性污泥1号模型,对采用A/O工艺的上海某城市污水处理厂的碳化、硝化、反硝化过程进行计算机动态模拟。结果表明,出水中的TCOD、TN与污水处理厂的出水基本吻合,说明利用活性污泥1号模型对城市污水处理厂进行模拟是可行的,并根据模拟结果建议该厂运行过程中应降低A段的溶解氧。
关键词: 污水处理厂 活污泥1号模型 动态模拟 溶解氧

1 活性污泥1号模型(ASMI)概述

原国际水污染研究与控制协会IAWPRC(现已改名为国际水质协会,IAWQ)于1986年提出了活性污泥1号数学模型^[1](Activated Sludge Model No.1,

ASMI)。ASMI在表述方面的最主要特征是,采用矩阵的形式来描述活性污泥系统中各种组分的变化规律和相互关系。这样可以非常方便的看出,所有可能转化过程对所有组分的影响及各种组分的表观转化速率。例如,可快速降解有机物的表观转化速率 γ 为:

$$r = -\frac{1}{Y_H} \hat{\mu} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} - \frac{1}{Y_H} \hat{\mu} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot \eta_g X_{B,H} + k_H \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} \quad (1)$$

式中, Y_H ——异养菌产率系数[g(COD)/g(COD)];
 S_S ——溶解性快速生物降解有机物[m(COD)/L³];
 K_S ——异养菌半饱和系数[g(COD)/m³];
 S_O ——溶解氧[m(-COD)/L³];
 $K_{O,H}$ ——氧呼吸半饱和常数[g(O₂)/m³];
 $X_{B,H}$ ——活性异养菌生物固体[m(COD)/L³];
 S_{NO} ——NO₃-N和NO₂-N[m(N)/L³];
 K_{NO} ——硝态氮呼吸半饱和常数[g(NO₃-N)/m³];
 η_g ——缺氧状态生长修正系数;
 K_H ——絮集COD的水解速率[g(COD)/g(COD)·d];
 X_S ——慢速可生物降解有机物[m(COD)/L³];
 K_X ——絮集COD水解半饱和常数[g(COD)/g(COD)];
 η_h ——缺氧条件下水解修正系数。

在废水处理过程中会产生溶解性不可生物降解有机物 S_I ,因此出水 S_I 浓度会超过进水,低负荷活性污泥厂出水的 S_I 大约是进水浓度的2倍, S_I 亦可通过长期的COD和BOD测定来估计。Ekama和Sollfrank等人建议 S_I 可由测定低负荷活性污泥厂的出水溶解性COD得到,更精确的测定方法是由 $S_I = S_{TCOD} - S_{BOD} \approx S_{TCOD} - 1.5 S_{BOD}$ 计算得到^[2]。

2.2 溶解性快速生物降解有机物 S_S

溶解性快速生物降解组分占原水总COD的10%~15%,能直接被降解的有机物仅限于小分子的挥发性脂肪酸(尤其是醋酸)、碳水化合物、胍和氨基酸。

2.3 快速水解有机物

快速水解有机物属于溶解性有机物,占原水总

2 废水中各种有机组分的估测

2.1 溶解性不可生物降解有机物 S_I

第一作者杨 青,女,1975年生,2001年3月毕业于东华大学,工学硕士,现为同济大学在读博士生。

COD 的 15% ~ 25%。它不是活性污泥 1 号模型的一个独立组分,而是包含于慢速可生物降解部分。

2.4 慢速可生物降解有机物 X_S

利用活性污泥 1 号模型进行模拟时,慢速可生物降解有机物占原水中总 COD 的 40% ~ 60%。

2.5 颗粒性不可生物降解有机物 X_I

活性污泥 1 号模型中产生的颗粒性不可生物降解有机物被作为独立组分来处理(内源呼吸残留物),因此进水中的颗粒性不可生物降解有机物在反应过程中保持不变。在活性污泥新陈代谢过程中产生的颗粒性不可生物降解有机物可作为净生物衰减率的一部分来模拟,典型值为 20%。

3 数学模型的建立

3.1 概况

某污水处理厂主要处理 3 个小区的生活污水和周围地区的部分工业废水。日污水处理量为 2.2 万 m^3/d , 进水 BOD_5 为 180mg/L, NH_3-N 为 50 ~ 70mg/L, 出水 $BOD_5 < 20mg/L$, $NH_3-N < 15mg/L$ 。该厂 A/O 工艺中 A 段体积与 O 段体积的比值为 1:2, 处理构筑物分 2 组同时运行, 每组构筑物的尺寸为 A 段: 35m × 7m × 7m, O 段: 70m × 7m × 7m, 有效水深 6m。工艺流程见图 1。

3.2 模型的建立

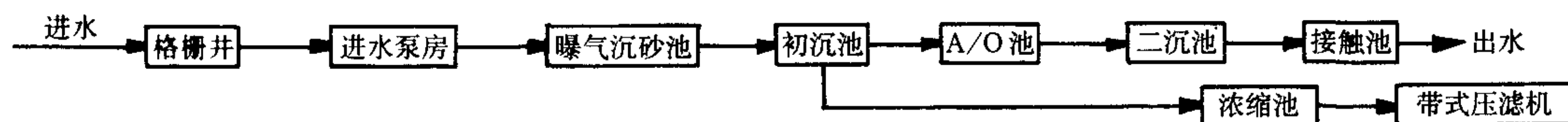


图 1 工艺流程

figure 1 Flow process of WWTP by A/O process

在建立数学模型之前必须对城市污水处理厂的处理过程进行合理的假设:

- (1) 系统的操作温度恒定;
- (2) pH 值恒定且接近中性;
- (3) 二沉池中不考虑微生物的物质代谢活动, 仅起固、液分离作用且无活性污泥的积累;
- (4) 污水中的氮、磷和其它无机营养物质不影响微生物的各种代谢活动。

模拟时将 A 段和 O 段分别假设为两理想的推流式(PF)反应器。理想的推流式反应器在垂直于液流运动方向的任一截面上, 质量流动速率和混合液性质是

均匀的, 任一液流中的所有组分在反应器中的停留时间都是相同的。反应物(包括底物和活性污泥)的物料平衡方程可表示为:

$$\frac{dC_i}{dt} = \gamma_i \quad (2)$$

式中, C_i ——单位微元中 i 反应物的浓度;

i ——单位微元中各反应物(包括底物、活性污泥);

γ_i ——单位微元中 i 反应物的反应速率;

利用活性污泥 1 号模型写出理想推流式反应器中各组分动力学反应方程式:

$$\frac{dX_{B,H}}{dt} = \hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} + \hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_{O,H}}{K_{O,H} + S_{O,H}} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} - b_H X_{B,H} \quad (3)$$

$$\frac{dX_{B,A}}{dt} = \hat{\mu}_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,A} - b_A X_{B,A} \quad (4)$$

$$\begin{aligned} \frac{dS_S}{dt} = & \hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} \cdot \left(-\frac{1}{Y_H} \right) + \hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_{O,H}} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot \eta_g X_{B,H} \cdot \left(-\frac{1}{Y_H} \right) \\ & + k_h \left(\frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \right) \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_{O,H}} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} \end{aligned} \quad (5)$$

$$\frac{dS_O}{dt} = \hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} \cdot \left(-\frac{1 - Y_H}{Y_H} \right) + \hat{\mu}_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A} \cdot \left(-\frac{4.57 - Y_H}{Y_H} \right) \quad (6)$$

$$\begin{aligned} \frac{dS_{NO}}{dt} = & \hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_{O,H}} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} \cdot \left(-\frac{1 - Y_H}{2.86 Y_H} \right) \\ & + \hat{\mu}_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A} \cdot \left(-\frac{1}{Y_A} \right) \end{aligned} \quad (7)$$

$$\begin{aligned} \frac{dS_{NH}}{dt} = & \hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} (-i_{XB}) + \hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} \cdot (-i_{XB}) \\ & + \hat{\mu}_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,A} \cdot \left(-i_{XB} - \frac{1}{Y_A} \right) + k_a S_{ND} X_{B,H} \end{aligned} \quad (8)$$

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = -k_a S_{ND} X_{B,H} + k_h \left(\frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \right) \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{ON} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} (X_{ND} / X_S) \quad (9)$$

$$\frac{dX_S}{dt} = (1 - f_P) (b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) - k_h \left(\frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \right) \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{ON} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} \quad (10)$$

$$\frac{dX_P}{dt} = f_P b_H X_{B,H} + f_P b_A X_{B,A} \quad (11)$$

$$\begin{aligned} \frac{dX_{ND}}{dt} = & (i_{XB} - f_P i_{XP}) b_H X_{B,H} + (i_{XB} - f_P i_{XP}) b_A X_{B,A} - K_h \left(\frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \right) \\ & \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} (X_{ND} / X_S) \end{aligned} \quad (12)$$

式中, S_I ——溶解性不可生物降解有机物[m(COD)/m³];
 Y_A ——自养菌产率系数[g(COD)/g(COD)];
 X_I ——颗粒性不可生物降解有机物[m(COD)/L³];
 b_A ——自养菌比衰减(死亡)速率(d⁻¹);
 $X_{B,A}$ ——活性自养菌生物固体[m(COD)/L³];
 $K_{O,A}$ ——自养菌氧的半饱和系数[g(O₂)/m³];
 X_P ——生物固体衰减产生的惰性物质[m(COD)/L³];
 b_H ——比衰减(死亡)速率(d⁻¹);
 S_{NH} ——NH₄-N 和 NH₃-N [m(N)/L³];
 K_{NH} ——自养菌生长半饱和常数[g(NH₃-N)/m³];
 S_{ND} ——溶解性可生物降解有机氮[m(N)/L³];
 K_a ——溶解性有机氮的氨化速率[m³/g(COD)·d];
 X_{ND} ——颗粒性可生物降解有机氮[m(N)/L³];
 k_A ——自养菌比生长速率(d⁻¹);
 f_P ——生物固体的惰性组分比值;
 k_H ——最大比生长速率(d⁻¹);
 i_{XB} ——生物固体的含氮量[g(N)/g(COD)];
 i_{XP} ——生物固体惰性组分的含氮量[g(N)/g(COD)].

4 动态模拟

首先进行模型的初始化, 包括进水水质、工艺及反应参数; 然后对废水中参与反应的各组分进行积分。溶解氧浓度达到稳态要比溶解性组分快得多, 同样后者要比颗粒性组分快得多。因此, 实际上颗粒物需要几倍 SRT 才能达到稳态。利用4阶龙格库塔法根据图 2 中的程序按时间进行积分。

从好氧段回流到厌氧段出水回流比1; 厌氧段污

泥回流比 0.5; 好氧段污泥回流比 0.5。活性污泥模型中的动力学参数和化学计量学参数取 ASM1 中的推荐值, 并根据实际温度对参数进行微调。采用上海某污水处理厂 2000-07-21 ~ 2000-08-02 的水质水量数据, 模拟结果见图 3 ~ 图 7。

从图 3、图 6 及图 7 看出, 每天进水的水质水量变化非常大, 出水监测结果显示该厂的活性污泥系统运

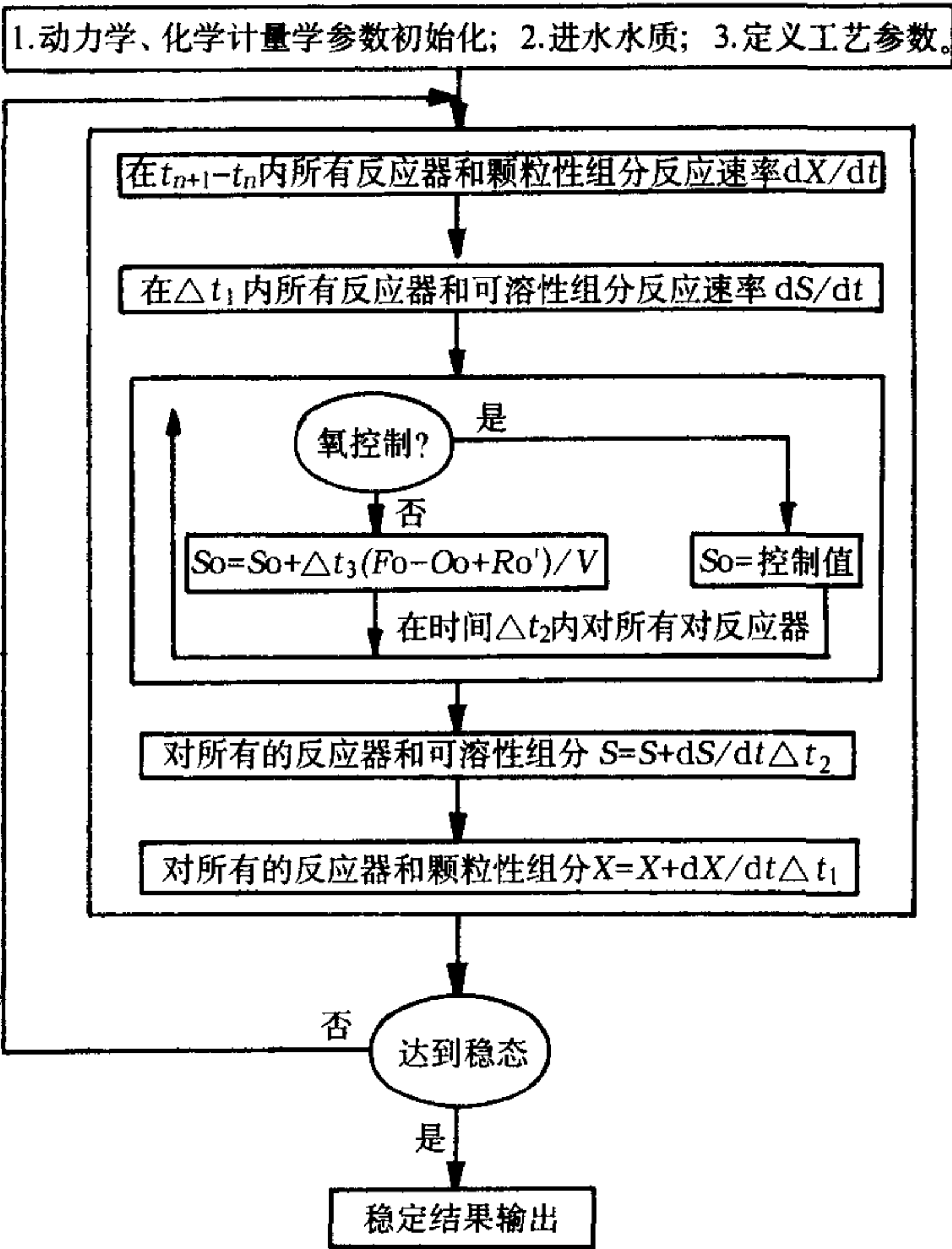


图 2 模拟程序框

figure 2 Schematic frame of simulating program

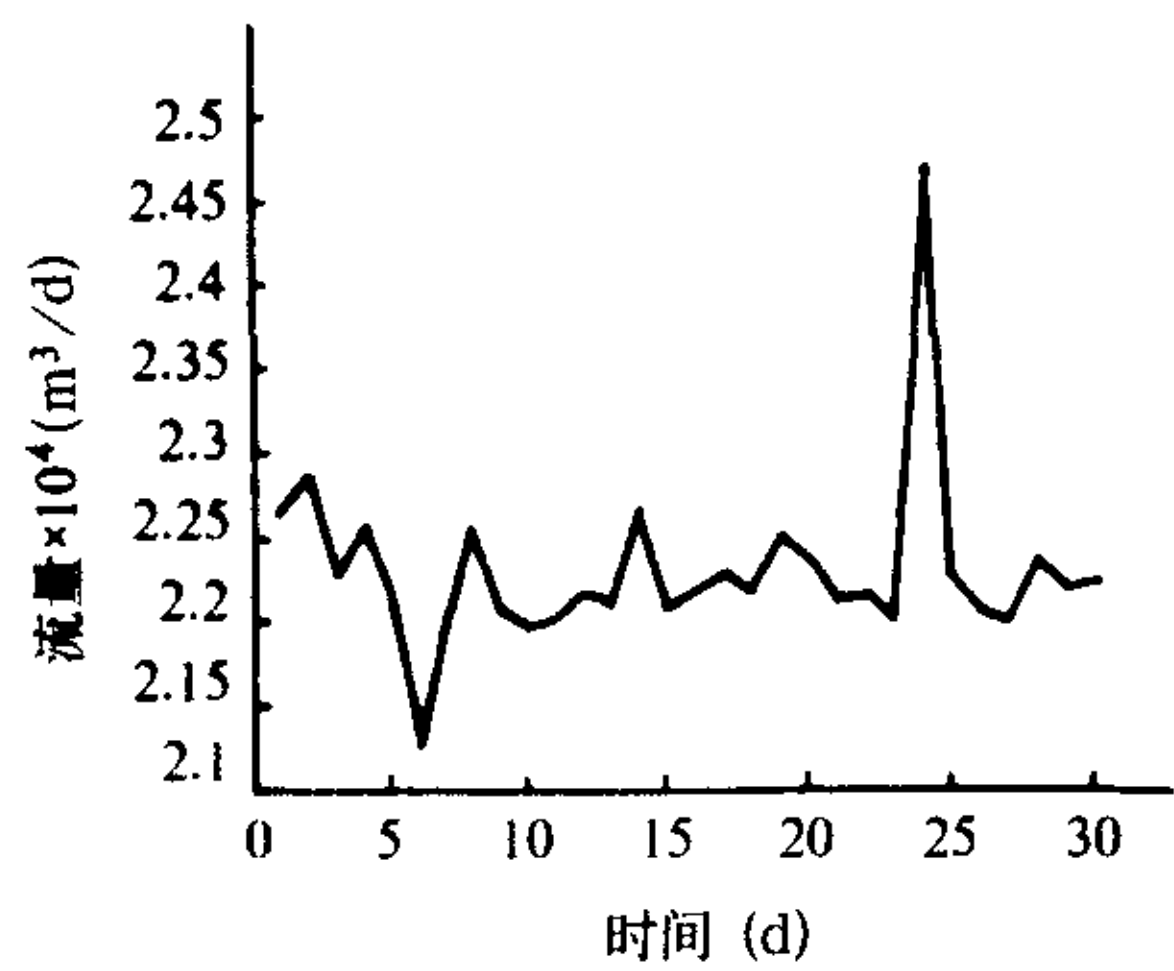


图3 某城市污水处理厂水量变化曲线
figure 3 Influent flow rate in the WWTP

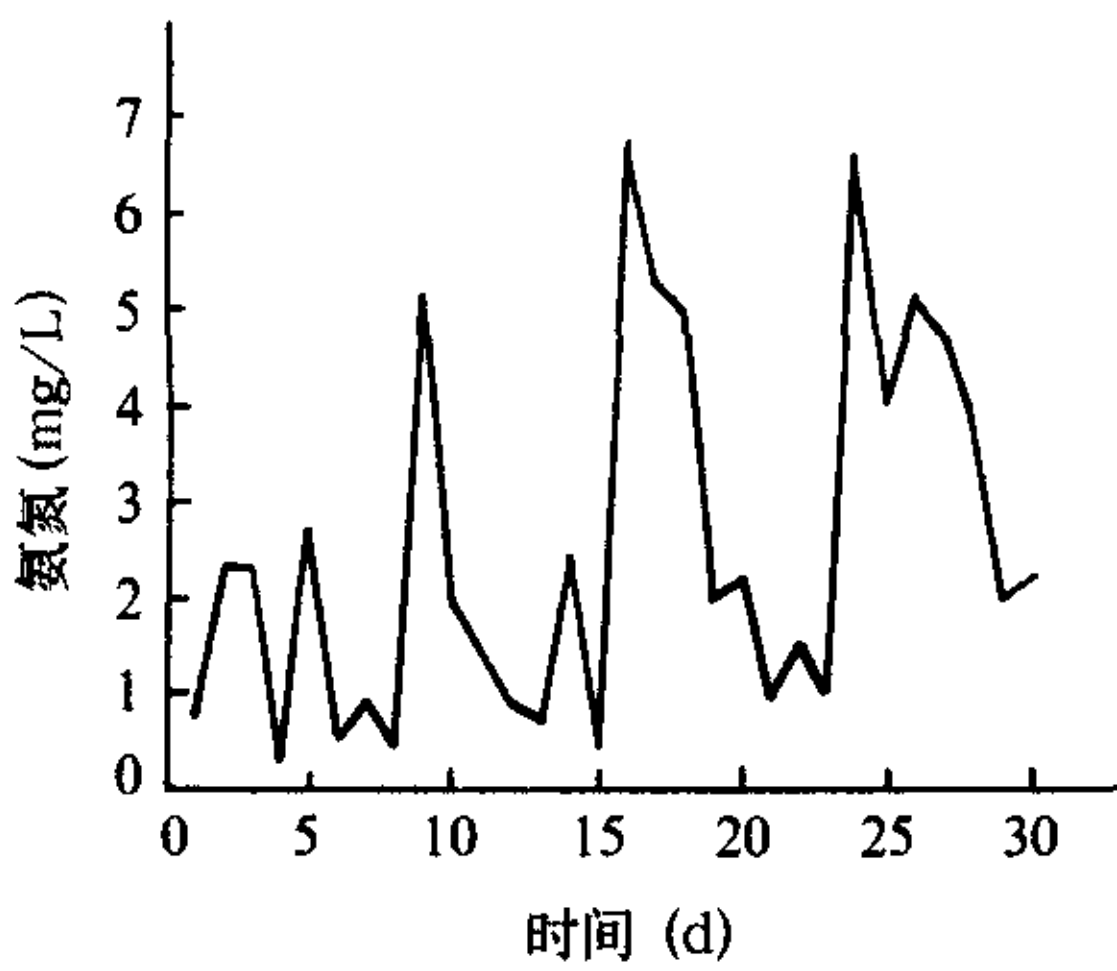


图4 出水氨氮随水质水量变化
figure 4 Variation of $\text{NH}_3\text{-N}$ in effluent by influent quality and quantity

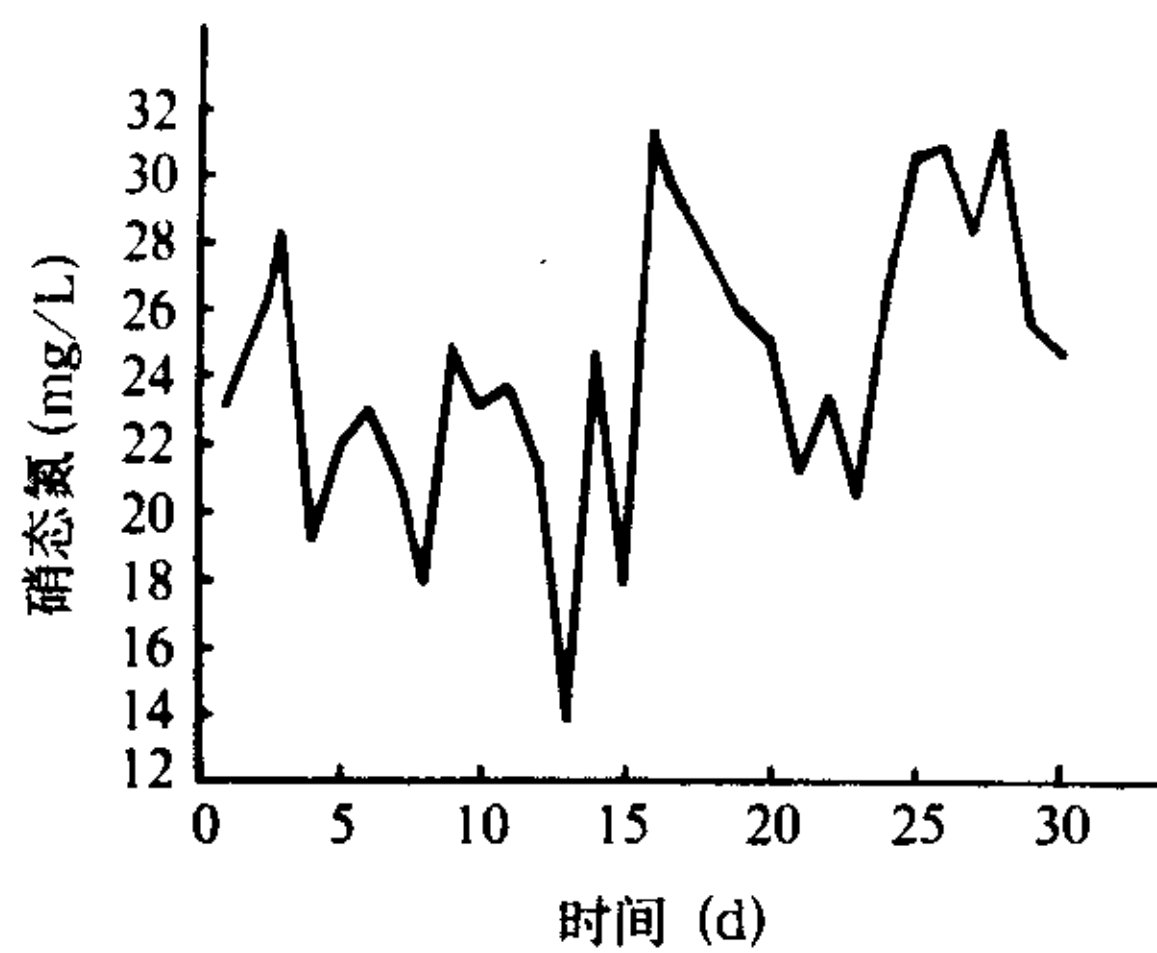
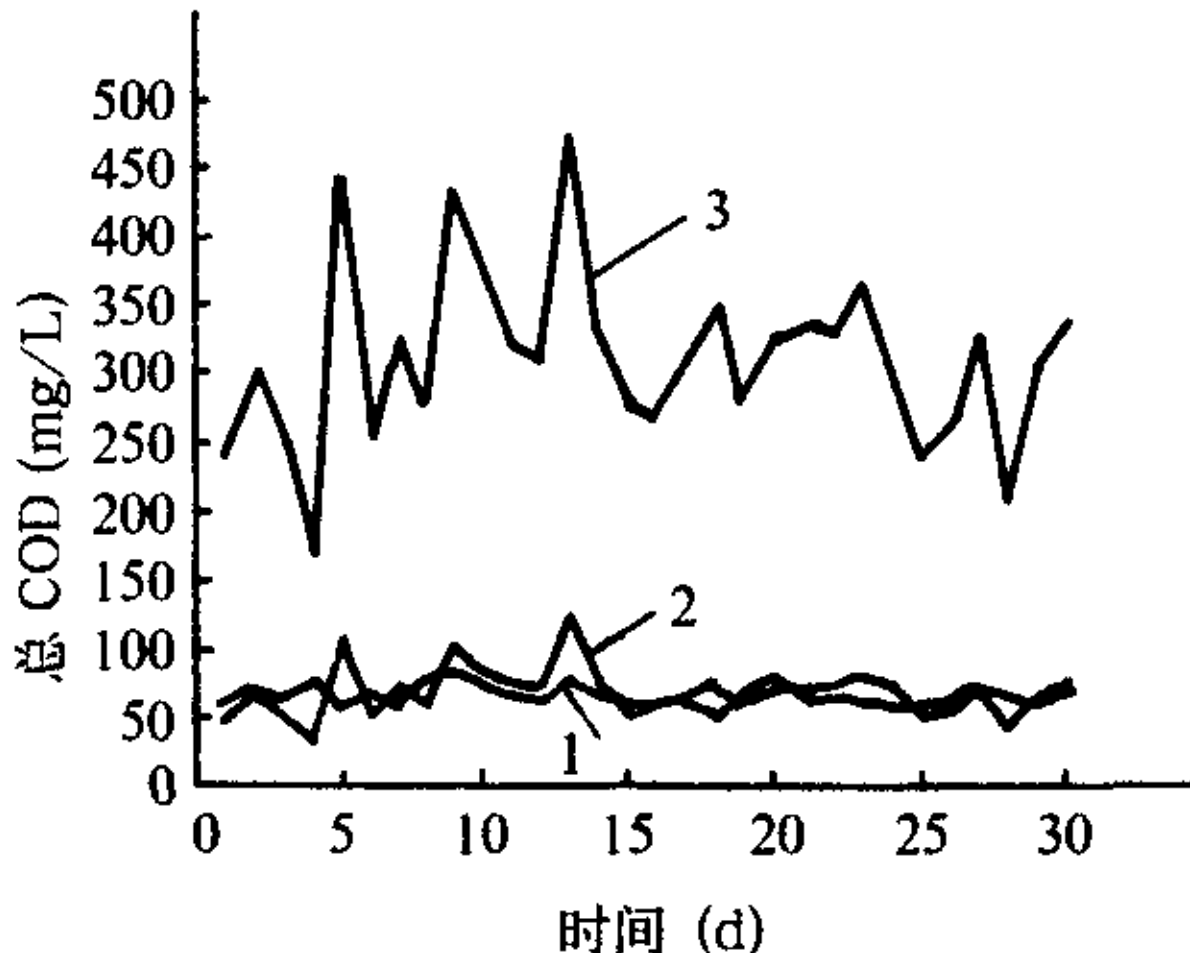
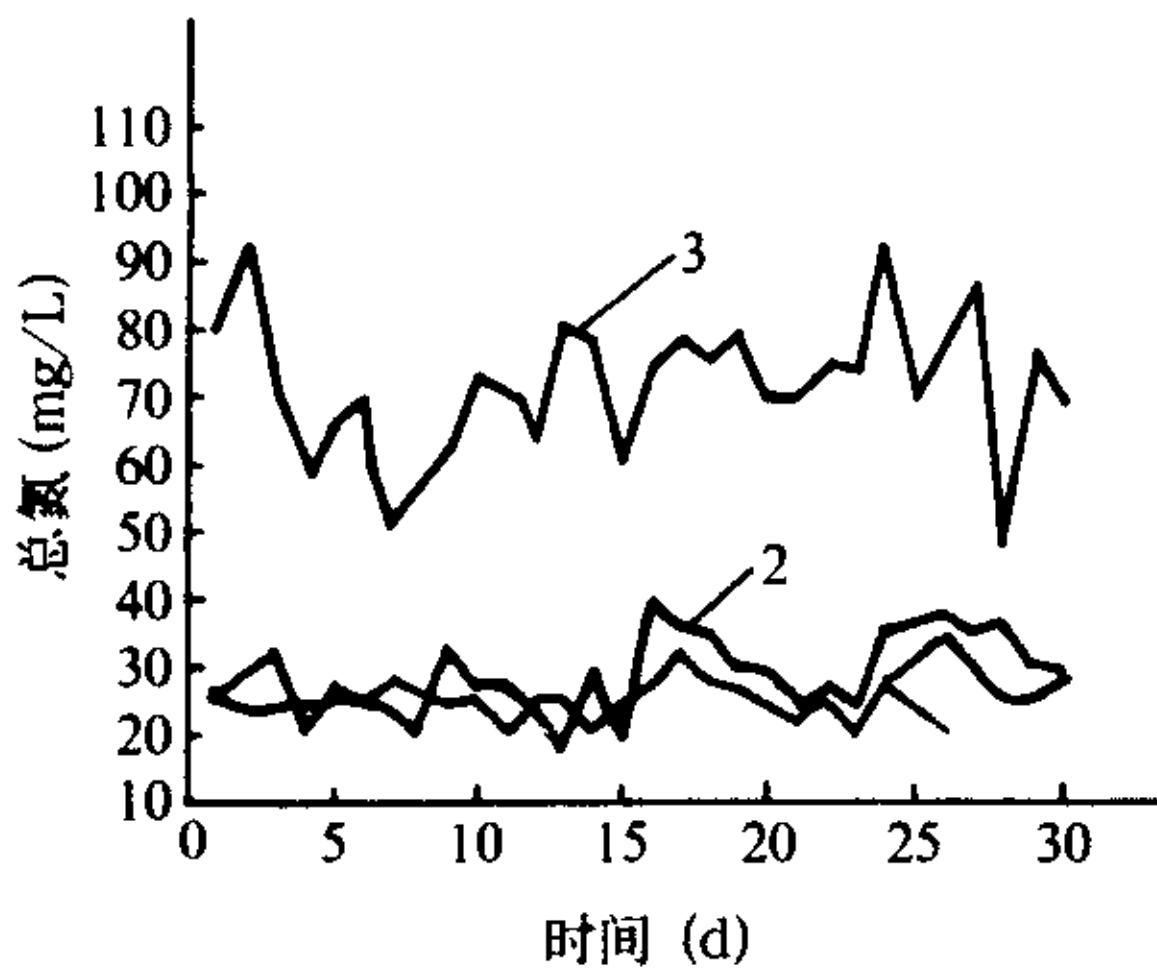


图5 出水硝态氮随水质水量变化
figure 5 Variation of $\text{NO}_x\text{-N}$ in effluent by influent quality and quantity



1-模拟出水值; 2-实际出水值; 3-进水。

图6 出水TCOD随水质水量变化
figure 6 Variation of TCOD in effluent by influent quality and quantity



1-模拟出水值; 2-实际出水值; 3-进水。

图7 出水TN随水质水量变化
figure 7 Variation of TN in effluent by influent quality and quantity

行较正常,能够承受一定的冲击负荷。但该厂的A/O工艺在实际运行中也存在一些问题,A段和O段的溶解氧分别为1.2mg/L和1.6mg/L,对A段来说溶解氧偏高,影响了反硝化反应的进行,使其出水的硝态氮较高(见图5),在二沉池中造成浮泥现象,建议该厂在实际运行中降低A段的溶解氧,以保证缺氧池中反硝化的正常进行,降低出水的硝态氮,从而降低总氮。

出水 $\text{TCOD} = S_s + X_s + S_i + X_i$,其中出水 S_i 取为进水的2倍,从图6的模拟结果可见出水中TCOD与城市污水厂的实测值基本相符;而出水总氮由

$\text{TN} = S_{\text{NO}} + S_{\text{NH}} + S_{\text{ND}} + X_{\text{ND}}$ 计算得到,图7的模拟结果显示其与测定值相差不大。因此利用活性污泥1号模型对城市污水处理厂进行动态模拟是可行的。

5 结论

5.1 模拟结果显示出水中TCOD、TN与污水厂的实测值基本相符,因此利用活性污泥1号模型对城市污水处理厂进行模拟是可行的。

5.2 建议降低该厂A/O工艺中A段的溶解氧,降低出水硝态氮浓度,从而减少浮泥现象的出现。

5.3 推广数学模型在城市污水处理厂的使用,对我国满足当前实际需求和污水处理技术的发展是具有重要意义。

6 参考文献

- 1 Henze M. Activated Sludge Model ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3, England: IWA Publishing, 2000, 5 ~ 37.
- 2 Henze M. Characterization of wastewater for modeling of activated sludge processes[J]. Wat. Sci. Tech., 1992,25(6):1 ~ 14.

责任编辑 蒋瑶琴 (收到修改稿日期2002-02-28)