

武汉墨水湖 BOD/DO 数学模型及参数识别

毛荣生 夏 军 王真荣

(武汉水利电力大学河流系, 武汉 430072)

摘要 依据墨水湖水文、水质及地形将全湖划分为 5 个子湖区, 组建各区的分散结构的 BOD/DO 解析数学模型, 同时提出数学模型参数的识别方法。经模拟检验数模令人满意。分析时应用了系统网络方法、目标函数、约束条件优化识别模型参数, 用微机现编程序操作。在该湖的水质规划综合治理的应用中显示了所建数模的有效性及可操作性。

关键词 水质污染, BOD/DO 数模, 参数识别, 模拟检验。

根据墨水湖规划综合治理的需要, 笔者在调查、观测、收集该湖水文、水质、地形等资料的基础上, 研究探讨了反映墨水湖有机污染的 BOD/DO 的数学模型及其参数的识别, 并进行了模拟检验。本文提出的 BOD/DO 解析模型, 参数识别方法, 形式简单, 方法新颖, 可用 PC-1500A 微机现编程序操作, 宜推广应用。

1 墨水湖污染、监测简况

墨水湖黄海高程约 50 m, 湖长 5.10 km, 平均湖宽、水深分别为 0.66 km、1.30 m。按湖水位 19.00 m 计, 湖面积 3.35 km², 湖容积 440 × 10⁴m³。湖区汇水面积达 21.9 km², 其汇水区域中 60% 以上在汉阳城区内, 此区内, 有 100 多家工厂、企业、一家医院, 16 万多居民以及动物园、良禽场、乡镇企业、农田、菜地等, 工业废水、生活污水通过暗管、明渠和散排等方式进入湖体, 全年废、污水总量达 2667 × 10⁴m³, 超过天然径流补给总量, 造成湖泊严重耗氧污染, 动物园水域(△₁₄)是重污染区, 纳税港排污口水域变黑腥臭。

进入该湖的排污口主要有十里铺(1[#])、七里庙(2[#])、五里墩(3[#])、五里新村(4[#])、纳税港(5[#])。出湖的有公公咀(6[#])、螺狮堤(7[#])等排污口。入湖的水量和主要污染物 BOD₅ 浓度、总量见表 1。

考虑墨水湖污染源分布, 水环境特点, 湖水流向以及规划防治的要求, 从污染物的输入

表 1 排污口入水量及入湖 BOD 浓度、总量

排 污 口	入水量 (m ³ /d)	BOD ₅	
		浓 度 (mg/L)	总 量 (kg/d)
十里铺(1 [#])	4100	19.8	81.2
七里庙(2 [#])	7400	23.7	175.4
五里墩(3 [#])	4000	27.4	109.6
五里新村(4 [#])	7300	42.5	310.2
纳税港(5 [#])	50000	217.1	10855
合 计	72800		11531.4

(1[#]—5[#]入湖排污口), 湖体传播及输出(6[#]、7[#]出湖排污口)共布设 18 个监测点(△₁₋₁₈), 见图 1。由 1984 年始按季度对 BOD, DO, 氮, 磷, 温度等进行观测。为建模的急需, 按作业规范, 补测了若干次水质资料, 同时还对墨水湖现场调查、观测了部分水文、地形资料。

2 墨水湖 BOD/BD 水质数学模拟

现行的湖泊水质数模常用集总(零维)水质模型, 其特点是建模简单, 但对水质沿湖的运动与污染状况不能描述, 考查到墨水湖狭长型湖泊的实际(异于河流, 又非近似圆形), 选择组建分区结构的墨水湖系统网络, 见图 2。它适用于分散结构、参数是非均匀的湖泊水质模拟、在理论上较符实际, 而对各分区系统, 其结构(参数)可以是集总型的, 故该建模的系统方式在理论完整性与模型可用性相协调。

至于各子湖区具体划分, 根据湖区平面形态、几何特征水文水质等将全湖分为 5 个子湖

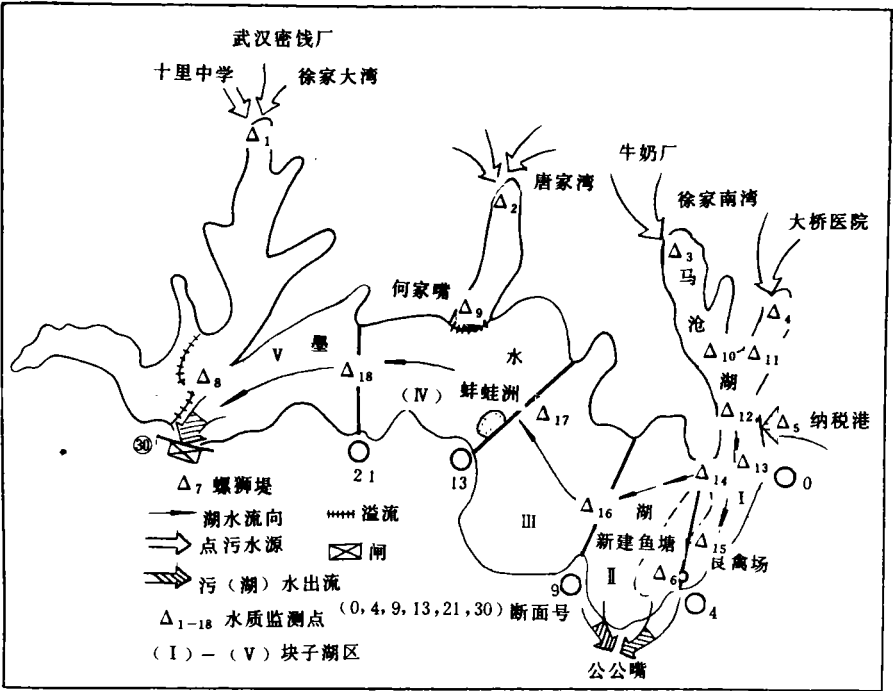


图 1 墨水湖水水质监测点、湖区分块示意图

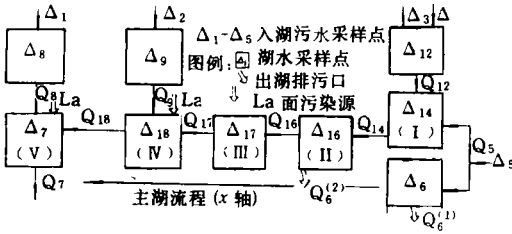


图 2 墨水湖系统网络结构

区, $\Delta_5-\Delta_{14}$ 系第 5 号监测点断面至第 14 号监测点断面之间为第 (I) 子湖区, 而 $\Delta_{14}-\Delta_{16}$, $\Delta_{16}-\Delta_{17}$, $\Delta_{17}-\Delta_{18}$, $\Delta_{18}-\Delta_7$ 分别为第 (II)、(III)、(IV)、(V) 子湖区, 见图 1。

2.1 BOD/DO 数学模型

对狭长型的墨水湖水体, 研究、选定沿主湖流程(视 x 轴)变化的 BOD/DO 解析模型为:

$$\begin{cases} u \frac{\partial L}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - (K_1 + K_3)L + L_a \\ u \frac{\partial c}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + K_2(c_s - c) - K_1L - K_n \end{cases} \quad (1)$$

式中, L 为 BOD; c 为溶解氧; c_s 为饱和溶解氧; E_x 为纵向扩散系数; u 为 x 断面平均流速; K_1

为耗氧系数; K_2 为复氧系数; K_3 为沉淀或吸附引起的耗氧系数; L_a 为底泥冲刷或底层有机质分解或面源污染造成的 BOD 沿程增加平均量; K_n 为底泥需氧量 K_b 、藻类和附着植物(含浮游物)的呼吸耗氧 K_R 之和减去光合作用增氧 K_p , 即 $K_n = K_b + K_R - K_p$ 。

在边界条件为 $L|_{x=0} = L_0$, $(K_1 + K_3)L|_{x=\infty} = L_n$ 时, 可求得数学解析解(推导见文献[2]):

$$\begin{cases} L(X) = L_0 e^{-\beta_1 x} + \frac{L_a}{K_1 + K_3} (1 - e^{-\beta_1 x}) & (2) \\ D(X) = D_0 e^{-\beta_2 x} + \left(\frac{K_n}{K_2} + \frac{K_1 L_a}{K_2 (K_1 + K_3)} \right) \times \\ \quad \cdot \frac{K_1 (L_0 - \frac{L_a}{K_1 + K_3})}{(1 - e^{-\beta_2 x}) + \frac{K_2 - K_1 - K_3}{K_2 - K_1 - K_3}} \times (e^{-\beta_1 x} - e^{-\beta_2 x}) & (3) \\ c(X) = c_s - D(X) & (4) \end{cases}$$

式中, L_0 为起始断面(或上断面)BOD 浓度 (mg/L); D_0 为起始断面(或上断面)氧亏浓度 (mg/L); $L(X)$ 为上断面经一定距离后到达计算断面 BOD 浓度 (mg/L); $D(X)$ 为上断面经一定距离后到达计算断面氧亏浓度 (mg/L); e 为

自然对数底;

$$\beta_1 = \sqrt{u^2 + 4(K_1 + K_3)E_x - U/2E_x};$$
$$\beta_2 = \sqrt{u^2 + 4K_2E_x - u/2E_x}$$

2.2 墨水湖各分区子系统模型结构确定

BOD/DO 解析模型为参数均匀性质,但应用到该湖各分区,应 按各子湖区的污染状况确定参数非均匀的 BOD/DO 分区模型,并进行参数识别。

2.2.1 子湖区(Ⅰ,动物园 Δ_{14} 区)数模结构及参数识别

(1) 基本流程(主潮流)与系统划分见图 3。

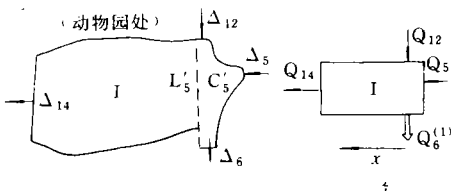


图 3 主湖流程与系统计算框图

因(Ⅰ)区起端有 2 个点污染源输入(Δ_{12} 与 Δ_5)与一个口子输出(Δ_6),故需确定入湖口的混合浓度 L'_5 (BOD)与 c'_5 (DO),见图 3。对 L'_5 用流量加权计算:

$$L'_5 = \frac{(Q_5 - Q_6)L_5 + Q_{12}L_{12}}{(Q_5 - Q_6) + Q_{12}}$$
$$= 0.244L_5 + 0.756L_{12} \tag{5}$$

在 Δ_5 点最大污染源的监测 DO 多是负值($c_5 < 0$),而 Δ_{12} 点监测的 $c_{12} > 0$,故不便加权计,实际是通过若干次汇合口的监测值以及 综合 c'_5 与 L'_5 的关系,得到汇合处计算式:

$$c'_5 = \frac{\alpha}{L'_5} \tag{6}$$

式中, α 比例系数由实测值率定,用实测 c'_5 均值仅求得 $\alpha = 34.575$,故

$$c'_5 = 34.575/L'_5 \tag{7}$$

于是由各次监测的 L_5, L_{12}, c_5, c_{12} 便可求得混合浓度 L'_5 及 c'_5 。

(2) BOD/DO 的数模结构

$$\begin{cases} L(X) = L'_5 e^{-\beta_1 x} \\ D(X) = D'_5 e^{-\beta_2 x} + \frac{K_n}{K_2}(1 - e^{-\beta_2 x}) \\ \quad + \Phi_d \frac{K_1 L'_5}{K_2 - K_1 - K_3}(e^{-\beta_1 x} - e^{-\beta_2 x}) \\ c(X) = c_s - D(X) \end{cases} \tag{8}$$

式中,

$$\beta_1 = \sqrt{u_1^2 + 4(K_1 + K_3)E_x - u_1/2E_x};$$
$$\beta_2 = \sqrt{u_1^2 + 4K_2E_x - u_1/2E_x};$$

E_x 是(Ⅰ)区扩散系数; u_1 为(Ⅰ)区平均流速,它由湖区地形与流量资料推算; Φ_d 为 DO 变化的非线性抑制系数,其主要在 DO 低值区域起作用,当 $DO > 4.0(\text{mg/L})$ 时 $\Phi_d = 1.0$,反之 $\Phi_d < 1.0$,可由 DO 数据拟合目标函数优选定。

(3) 数模参数识别

目标函数 $J(K_1, K_2, K_3, K_n, E_x) = \min$

约束条件 $X \in D_0, X =$

$$(K_1, K_2, K_3, K_n, E_x) \tag{9}$$

2.2.2 子湖区(Ⅱ,动物园 Δ_{16} 区)数模及参数识别

(1) 主湖流程与系统划分见图 4。

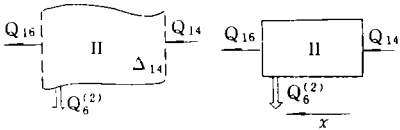


图 4 主湖流程与系统计算框图

(2) BOD/DO 数模结构

$$\begin{cases} L(X) = L_{14} e^{-\beta_1 x} \\ D(X) = D_{14} e^{-\beta_2 x} + \frac{K_n}{K_2}(1 - e^{-\beta_2 x}) \\ \quad + \frac{K_1 L_{14}}{K_2 - K_1}(e^{-\beta_1 x} - e^{-\beta_2 x}) \\ c(X) = c_s - D(X) \end{cases} \tag{10}$$

式中,

$$\beta_1 = \sqrt{u_1 + 4K_1E_x - u_1/2E_x};$$
$$\beta_2 = \sqrt{u_1 + 4K_2E_x - u_1/2E_x};$$

E_x 是(Ⅱ)区扩散系数, u_1 为(Ⅱ)区平均流速,其它符号意义同 2.2.1 中的解释。

(3) 参数识别类同式(9), 但 $K_3=0$ 。

2.2.3 子湖区(Ⅲ, 蚌蛙洲 Δ_{17} 区)数模及参数识别

(1) 主湖流程与系统划分见图 5。

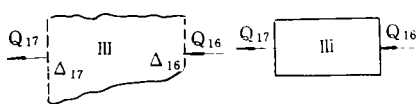


图 5 主湖流程与系统计算框图

(2) 数模基本同于式(10), 但其中参数有别, u 为 u_1 , E_x 均由(Ⅲ)区水流特性而定。

(3) 参数识别类同式(9), 但 $K_3=0$ 。

2.2.4 子湖区(N, Δ_{18} 区)数模结构及参数识别

(1) 主湖流程与系统划分见图 6。

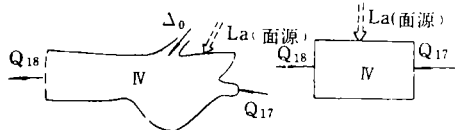


图 6 主湖流程与系统计算框图

考虑有旁侧入流(Δ_9 点)的混合浓度为:

$$\begin{cases} L'_{17} = L_{17}Q_{17} + L_9Q_9/Q_{17} + Q_9 \\ c'_{17} = c_{17}Q_{17} + c_9Q_9/Q_{17} + Q_9 \end{cases} \quad (11)$$

(2) BOD/DO 数模 因该区有旁侧入流, 农田面污染源等, 故应考虑参数 L_a , 因此:

$$\begin{cases} L(X) = L'_{17}e^{-\beta_1 x} + \frac{L_a}{K_1}(1 - e^{-\beta_1 x}) \\ D(X) = D'_{17}e^{-\beta_2 x} + \left(\frac{K_n}{K_2} + \frac{K_1 L_a}{K_2 K_1}\right) \\ \quad \times (1 - e^{-\beta_2 x}) + \frac{K_1(L'_{17} - L_a)}{K_2 - K_1} \\ \quad \times (e^{-\beta_1 x} - e^{-\beta_2 x}) \\ c(X) = c_s - D(X) \end{cases} \quad (12)$$

(3) 参数识别

$$\begin{cases} \text{目标函数} \\ J(K_1, K_2, L_a, K_n, E_x) = \min \\ \text{约束条件} \\ X \in D_0, X = (K_1, K_2, L_a, K_n, E_x) \end{cases} \quad (13)$$

2.2.5 子湖区(V, Δ_7 出流区)数模及参数识别

(1) 主湖流程与系统划分见图 7。

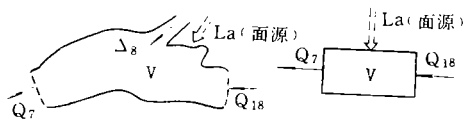


图 7 主湖流程与系统计算框图

考虑有旁侧入流(Δ_8 点)的混合浓度为 L'_{18} , c'_{18} (以流量 Q_{18} , Q_8 加权计)。

(2) BOD/DO 数模 此区有旁侧入流、农田面污染源等附加值 L_a 。数模基本同式(12), 只其中起点浓度为 L'_{18} , c'_{18} , 参数计算类同上述。

(3) 参数识别, 同式(13)。

2.3 墨水湖非均匀系统 BOD/DO 数模参数识别

2.3.1 识别准则

从非线性系统识别原理出发, 该数据的参数识别可由各子湖区上、下断面多次监测资料, 用下列准则予以确定, 即:

$$\begin{cases} \text{目标函数} \\ J(X) = \{ \|c_s - c\|^P \|L_s - L\|^P \} = \min \\ \text{约束条件} \quad X \in D_0 \end{cases} \quad (14)$$

$$\begin{aligned} \text{具体有 } J(X) &= \lambda \|c_s - c\|_{(1-\lambda)}^2 + \|L_s - L\|^2 \\ &= \sum_{j=1}^n \lambda \delta'_j + (1-\lambda) \delta''_j \end{aligned} \quad (15)$$

式中, $\delta'_j = (c_j - c_j)^2$; $\delta''_j = (L_j - L_j)^2$; c_j , L_j 为实测值; c_j , L_j 为计算值; n 为监测资料项数; λ 为遗忘因子; D_0 为参数取值合理约束域。

2.3.2 分部识别法

该湖 BOD/DO 监测资料有限, 另考虑到数模参数间的相关性, 运用准则(15)式可能不稳定, 属不可识别或弱识别。故分析后采用“分部识别法”率定子湖区模式参数。思路是先对非敏感参数(如 E_x)用经验公式估定, 再将 BOD/DO 模式参数先分开后集中识别, 最终以综合最优加以检验。

2.3.3 具体处理方法

(1) 在无实验条件下, 先按 Fisher 公式估算各分区 E_x 的初值, 即:

$$E_x = 2.56n \cdot \bar{u} \cdot H^{0.838} (\text{m}^2/\text{s}) \quad (16)$$

式中, E_x 为水流扩散系数; $\bar{u}$ 为平均湖流速度 (m/s), H 为平均水深 (m); n 为糙率系数, 对底泥平坦的湖床取 0.03。

(2) 令解集 $X_1 = (K_1, K_3, L_a)$, 按提取 BOD 信息的下列目标准则, 即:

$$\begin{cases} E\{X_1/E_x\} = \sum |L_{i.} - L_i| = \min \\ X_1 \in D_0 \end{cases} \quad (17)$$

由步长加速法等优化算法识别出 $\hat{K}_1, \hat{K}_3, \hat{L}_a$, 即: $\hat{X}_1 = (\hat{K}_1, \hat{K}_3, \hat{L}_a)$

(3) 然后令解集 $X_2 = (K_2, K_n/X_1)$, 在提取 DO/BOD 综合信息的目标准则下, 即:

$$\begin{cases} E\{X_2/X_1\} = \sum |c_{i.} - c_i| = \min \\ X_2 \in D_0, X_1 \in D_0 \end{cases} \quad (18)$$

识别出 $\hat{X}_2 = (K_2, K_n)$ 。

总解集参数识别结果为:

$$\hat{X} = (\hat{E}_x, \hat{X}_1, \hat{X}_2)^T$$

K_1 的初值可先由子湖区监测的上、下断面 BOD 浓度信息 (记作 L_A, L_B) 加以经验估计:

$$K_1 = \ln(L_A/L_B)/\tau \quad (19)$$

式中, τ 为子湖区滞留时间, 即 $\tau = \frac{\bar{Q}}{V}$, $\bar{Q}$ 是平均湖流量, V 为湖容积。

若 θ_1 为 K_1 的修正系数, 考虑 K_1 的温度 (T) 修正, 则有关系式:

$$\theta_1 (1.047)^{T-20} = \ln(L_A/L_B)/\tau \quad (20)$$

2.4 墨水湖子湖区 BOD/DO 数模参数识别成果

2.4.1 子湖区 (I) 系统

该区 (动物园 Δ_{14} 区), BOD 负荷高, DO 位氧垂线低区段, 且输入输出 DO 变化极小, 因此, 识别时注意到 2 个基本问题。

(1) 合理选取 K_1, K_3 等初值, 若 K_1, K_3 初值由经验式估算为 0.062, 0.005, 识别结果则为 0.082, 0.005 等, 计算值较合理。

(2) 针对 DO 变化平缓并处在低氧区 ($\text{DO} < 4.0$) 问题, 考虑对非线性抑制系数 Φ_d 的优选。

$$\begin{cases} \text{子目标函数 } E\{\Phi_d\} = \sum |c_{i.} - \hat{c}_i| = \min \\ \text{约束条件 } D_0 = \{\Phi_d/0 < \Phi_d \leq 1.0\} \end{cases} \quad (22)$$

经优选计算, 该子湖区最优 $\Phi_d^* = 0.1$ 。

按分部识别法, 最终得 BOD/DO 数模的分区参数值 ($\hat{K}_1, \hat{K}_3, L_a, \hat{K}_2, K_n$) 见表 2。

2.4.2 子湖区 (II) 系统

进入 Δ_{14} 子湖区后, 因湖体的自净作用, DO 回升显著 ($\text{DO} > 4.0 \text{mg/L}$), 故取 $\Phi_d = 1.0$ 。其它参数用步长加速法在各自目标准则下进行优选, $\hat{K}_1, \hat{K}_3, \hat{K}_2, K_n, L_a$ 的计算成果见表 2。

2.4.3 子湖区 (III) 系统

该区 (Δ_{17} 区) 在墨水湖中段, 监测的 BOD 有所变化, 但对不同季节监测的 DO 相对稳定, 其值为 7.0 左右。由系统识别法得此区 BOD/DO 数模最优参数 ($\hat{K}_1, \hat{K}_2, \hat{K}_3, \hat{K}_n, L_a$) 值见表 2。

2.4.4 子湖区 (IV) 系统

表 2 墨水湖分散结构 BOD/DO 数模参数识别成果

子湖区系统	I (Δ_{14} 区)	II (Δ_{16} 区)	III (∇_{17} 区)	IV (Δ_{18} 区)	V (Δ_7 区)
K_1 (耗氧系数)	0.082	0.0172	0.0045	0.0065	0.020
K_2 (复氧系数)	0.2	0.6	0.5	0.3	0.6
K_3 (沉降系数)	0.007	0.004	0.001	0.004	0.004
K_n (底质系数)	1.1	1.1	0.8	0.1	0.4
L_a (增量系数)	0	0	0	0.2	0.3
u (平均湖流速, m/d)	59.64	23.33	5.55	10.43	32.89
E_x (扩散系数, m^2/d)	5.704	2.232	0.529	0.992	3.142
τ (滞留时间, D)	9.5	20.84	137.4	79.4	30
$f = \frac{K_2}{K_1}$ (自净系数)	2.4	34.9	111.1	46.2	30.0

此区($\triangle_{18}$ 区)附加面污染源(农田、菜地等)使 BOD 呈上升状,故该区数模要考虑 L_a 影响,并由系统识别法确定。此外,有主入流(L_{17} , c_{17}), IV 区 $\triangle_9$ 点子系统入流(L_9 , c_9),因此,属多输入问题,混合入流为 L'_{17} , c'_{17} 。

BOD/DO 数模参数($\hat{K}_1$, $\hat{K}_2$, $\hat{K}_3$, K_n , L_a)识别见表 2。

2.4.5 子湖区(V)系统

本区($\triangle_7$ 区)为墨水湖最末一端水体,具有面污染 L_a 干扰与多输入($\triangle_{18}$ 与 $\triangle_9$ 处的入流),故混合入流为 L'_{18} , C'_{18} 。识别成果见表 2。

从监测资料识别的数模参数值(表 2),符合墨水湖的分布规律,如(I)区(动物园 $\triangle_{14}$)之最大污染源纳税港($\triangle_5$ 点源)水域 BOD 严重超

标,识别的 K_1 , K_3 值也为全湖区最大,从底质耗氧系数 K_n 分析,(I),(II)区的底泥影响最突出,湖心(III),(IV)区影响明显减小(水深增加),识别的 K_n 值亦体现了全湖底质综合耗氧变化的基本特征, L_a 参数识别符合实际。可见参数值识别合理。

2.5 墨水湖 BOD/DO 数模模拟验证

针对各子湖区上、下断面监测 BOD/DO 识别参数,进行验证计算,精度满意,例见表 3。同时,将各子系统作为一个整体进行连续计算,以便进一步对 BOD/DO 沿主湖流程变化模拟验证,数模适宜,则 BOD/DO 计算不发散。检验结果,见图 8, 9。可知拟合较好,参数识别合理。

表 3 (V)子湖区 BOD/DO 模拟检验(mg/L)

BOD						DO					
测次	实测水温	监测 BOD	计算 BOD	监测与计算	相对误差	测次	实测水温	监测 DO	计算 DO	监测与计算	相对误差
<i>i</i>	<i>T(i)</i>	值 <i>L(i)</i>	值 <i>L_a(i)</i>	差值 <i>dL(i)</i>	(%)	<i>i</i>	<i>T(i)</i>	值 <i>c(i)</i>	值 <i>c_a(i)</i>	差值 <i>dc(i)</i>	(%)
1	25.0	11.10	13.35	-2.25	20	1	25.0	7.90	7.95	-0.05	0.6
2	14.0	24.10	16.22	7.87	32	2	14.0	9.50	7.85	1.64	17.3
3	10.0	20.20	14.27	5.92	29	3	10.0	7.90	7.92	-0.02	0.2
4	32.0	8.40	9.98	-1.58	18.8	4	32.0	7.52	8.07	-0.55	7.3
5	30.0	14.50	14.23	0.26	1.7	5	30.0	8.80	7.92	0.87	9.8
6	21.0	14.20	16.5	-2.30	16.2	6	21.0	8.10	7.84	0.25	3.0

从墨水湖分区计算及全湖连续演算成果可见,模拟检验满意,BOD 相对误差平均约 10%—20%, DO 检验相对误差平均约 6%—12%,数模及识别方法可行。

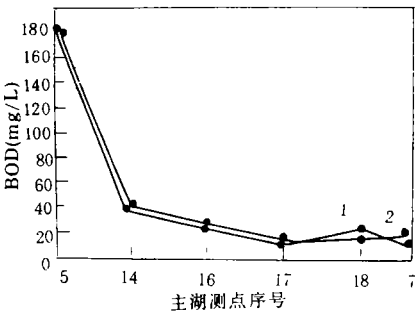


图 8 连续演算 BOD 模拟检验
1. 计算值 2. 监测值

致谢 对叶宁译教授的指导和武汉市环保局的支持表示谢意。

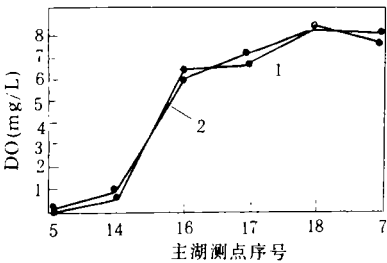


图 9 连续演算 DO 模拟检验
1. 计算值 2. 监测值

参考文献

- 1 W·金士博. 水环境数学模型. 北京: 中国建筑工业出版社, 1987: 10
- 2 William E Dobbins. BOD and Oxygen Relationship in Streams. J. of Sanitary Eng. Div. ASCE(SA3) Juna. 1964
- 3 GERALD T. ORLOB Mathematical Modeling of Water quality: Streams, Lakes, and Reservoirs, University of California, Davis, 1984

tive to acid deposition in this country.

Key words: sulfate ions, soils, adsorption capacity, aquatic ecosystems.

Method for Testing the Photodegradability of Herbicides Adsorbed on HPTLC Plates. Yue Yongde (Dept. of Environ. Protection, Anhui Agriculture University, Hefei 230036); *Chin. J. Environ. Sci.*, **16**(4), 1995, pp. 16–18

A rapid and effective method to detect the photodegradability of herbicides in an adsorption state was developed with a high performance thin layer chromatography (HPTLC) technique. Two herbicides, chlortoluron and fluorodifen, were applied directly on a silica gel 60 F254 high performance thin layer plate (10X20cm) by Linomat IV in a dosage of 400–800 ng per slit, then irradiated under natural sunlight, and then the HPTLC plates were developed and measured with a DESAGA 60 Scanner. The photolytical dynamics of chlortoluron and fluorodifen, the optimal dosage and other test conditions were also described in this paper.

Key words: herbicides, high performance thin layer chromatography (HPTLC), chlortoluron, fluorodifen.

Treatment of Zn^{2+} Contaminated Wastewater with a Method of Sulfate Bio-reduction. Ma Xiaohang et al. (Zhejiang Institute of Microbiology, Hangzhou 310012); *Chin. J. Environ. Sci.*, **16**(4), 1995, pp. 19–21

A process for the treatment of Zn^{2+} containing wastewater by sulfate-reducing bacteria in an up-flow anaerobic sludge bed reactor has been studied. When the concentrations of COD and Zn^{2+} in influent were 320 mg/L and 100 mg/L, respectively, the reactor could be successfully operated. Under this condition the removal rates of COD and Zn^{2+} were 73.8% and 99.8% respectively. When the concentration of Zn^{2+} was less than 500 mg/L the reactor was operated successfully. Whereas when the Zn^{2+} concentration in influent was higher than 500 mg/L the activity of the sulfate-reducing bacteria was suppressed by Zn^{2+} . When the Zn^{2+} concentration was 500 mg/L and the retention time was 9 h, the reactor had a volume removal rate of Zn^{2+} reaching as high as 1329 mg/(L · d).

Key words: sulfate reducing bacteria; heavy metal wastewater; upflow anaerobic sludge bed reactor.

Study on the Characteristics of a New Class of Double Hydroxyl Stratified Clay Materials for

Removing SO_2 from Flue Gas. Chen Yinfei et al. (Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310014); *Chin. J. Environ. Sci.*, **16**(4), 1995, pp. 22–25

An experimental study was conducted on the desulfurization characteristics of a synthesized class of double hydroxyl stratified clays as a desulfurizer of high temperature flue gases. The results show that after roasted at a high temperature the materials had a higher capacity of desulfurization, a higher rate of SO_2 adsorption, and a higher selectivity to SO_2 . By studying the reaction rates at different temperatures, the optimum temperature for each of the stratified double hydroxides (SDH) was found to be 700°C for NiAl SDH and 750°C for both ZnAl SDH and ZnMgAl SDH. The selectivity to SO_2 was found to increase with the temperature rising from 500°C to 750°C. During the first 10 minutes after a regeneration, the SDHs had essentially an unchanged reaction rate and an insignificantly decreased capacity of desulfurization.

Key words: clay, stratified double hydroxides, desulfurization, SO_2 , flue gas.

BOD/DO Mathematic Models for the Water Quality of Lake Moshuihu in Wuhan City and Their Parameters Identification. Mao Rongsheng et al. (Dept. of Rivers, Wuhan University of Hydraulic and Electric Engineering, Wuhan 430072); *Chin. J. Environ. Sci.*, **16**(4), 1995, pp. 26–31

In terms of hydrology, water quality and topography, the Moshuihu Lake in Wuhan City was zoned into five sub-lake areas, for each of which a BOD/DO mathematic model of a scatter structure was set up, together with a method developed for identifying the parameters of the models. The simulation study and model testing gave satisfactory results. Systematology and microcomputerized programming operation were applied as an analysis was made. The developed models were found to meet the needs for planning and managing the water quality of the lake.

Key words: lake, water quality, BOD/DO model, parameters identification, simulation.

Formation of Chloroform during Water Disinfection with Chlorine Dioxide. Wang Yongyi et al. (Dept. of Environ. Eng., Qingdao College of Architecture and Construction Engineering, Qingdao 266033); *Chin. J. Environ. Sci.*, **16**(4), 1995, pp. 32–34

The results show that chlorine reacts with organic