

制订湖泊水污染物 排放标准的原则和方法探讨(二) ——非均匀混合型湖泊的计算方法^{*}

舒 金 华

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

提要 本文在湖水自净能力研究基础上, 根据我国“水污染防治法”和排放水污染物许可证制度的要求, 结合各地湖泊污染的实际情况, 提出了制订湖泊水污染物排放标准的技术原则、工作程序和计算方法, 其中: (一) 为均匀混合型湖泊计算方法; (二) 为非均匀混合型湖泊计算方法。最后附有不同类型湖泊排放标准的计算实例, 可供各地湖泊管理部门在制订地方水污染物排放标准中参考选用。

关键词 湖泊 水污染物 排放标准

非均匀混合型湖泊系指面积较大、水域中污染物浓度差异显著的湖泊。这类湖泊的污染物主要来自入湖河道和沿湖厂矿废水的直接排入, 污染范围多出现在入湖口附近的局部水域。由于影响湖泊水污染物浓度场变化的因素甚多, 如入湖口处的地理位置、地形条件、湖水的流速和流向等, 不同类型湖泊排放标准的计算方法也不尽相同。为了便于各地的实际应用, 根据湖泊水体的污染特征, 分别介绍孤立点源和多点源排放标准的计算方法如下。

1 孤立点源排放标准的计算方法

1.1 水质模型

大湖边上孤立点源所造成的污染范围, 往往只出现在入湖口附近水域, 而且以在无风浪湖泊水文条件下污染程度最为严重。为了简化这一污染现象的描述, 我们不采用常用的直角坐标系统, 而采用圆锥形坐标系来表示(图1), 将较为复杂的二维扩散模型简化为一维问题来处理^[1], 这一基本方程的求解方法如下。

如图1所示, 入湖污水中污染物质的平流项应为:

$$Q \left(C + \frac{\Delta C}{\Delta r} \frac{\Delta r}{2} \right) - Q \left(C - \frac{\Delta C}{\Delta r} \frac{\Delta r}{2} \right) = Q \frac{dC}{dr} \Delta r$$

自净项应为 $-KH\Phi rC \Delta r$ 。

* “制订湖泊水污染物排放标准的原则和方法探讨(一)”载《湖泊科学》1993年5卷3期第261—268页。

** 黄文钰同志协助计算, 在此致谢。

收稿日期: 1992年5月12日; 接收日期: 1993年7月2日。

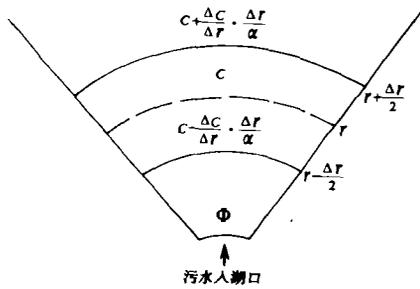


图1 污水扩散示意图
Fig. 1 Skeleton map of waste water diffusion in lake

根据物质平衡原理,求得入湖污染物的平衡方程式为:

$$Q \frac{dC}{dr} = -K\Phi HC \quad (19)$$

当 $r=0$ 时, $C=C_0$, 可得

$$C = C_0 \exp\left(-\frac{K\Phi H}{2Q} r^2\right) \quad (20a)$$

当 $r=r_1$ 时, $C=C_1$, 代入(19)式求得

$$C = C_1 \exp\left[-\frac{K\Phi H}{2Q} (r^2 - r_1^2)\right] \quad (20b)$$

式中: C 为湖水中污染物浓度(mg/L); C_0 为入湖污水中污染物浓度(mg/L); C_1 为距入湖口为 r_1 (m)时,湖水中污染物浓度(mg/L); Q 为入湖污水量(m^3/d); r 为距入湖口处的距离(m); H 为入湖污水扩散区的平均水深(m); K 为污水扩散区湖水单位水体内的综合自净系数(1/d); Φ 为入湖污水的扩散角度,当垂直湖岸排放时, $\Phi=\pi$, 当为湖心排放时, $\Phi=2\pi$ 。

在制订入湖污水排放标准工作中,当要求湖中污染物浓度达到规定的水质标准($C=C_s$)时,则按上式反推求得入湖水污染物浓度为:

$$C_0 = C_s \left[\exp\left(-\frac{K\Phi H}{2Q} r^2\right) \right]^{-1} \quad (21)$$

1.2 参数的识别

对于某一确定的排污口来说,上式中 Q 、 C_0 、 C 、 Φ 、 H 、 r 都可以通过实测资料来得到。综合自净系数 K ,可采用实测资料反推法来求得,即

$$K = \frac{2Q \ln(C_0/C)}{H\Phi r^2} \quad (22a)$$

令 $V = \frac{Q}{H\Phi r}$ 代入上式,得

$$K = \frac{2V \ln(C_0/C)}{r} \quad (22b)$$

1.3 计算实测

1.3.1 排污简况 位于某大湖之滨的排污工厂,日排入湖工业废水 12000 t。据污染源监测资料分析,入湖污水中酚的浓度高达 1.05 mg/L,超过了行业规定的排放标准,污水中其他指标基本符合标准要求。湖泊水质调查结果表明,入湖口附近水域中酚的浓度值亦大大超过功能区水质标准要求,而在远离排污口处水域中(约 5 km 处),其浓度值基本符合水质标准要求,表明该水域的污染主要来自工厂的排污。为了使该湖泊水质资源得到合理利用,需尽早制订出该工厂污水的排放标准。

1.3.2 允许排放量的计算 由于该湖区水域附近无其他污染物的排放,该工厂的排污可当作一孤立点源看待。入湖允许排放量,可按下述公式计算:

$$\bar{W}_i = \frac{C_{si} q_i}{\exp\left(-\frac{K\Phi H}{2q_i} r^2\right)} \quad (22)$$

式中: \bar{W} 为该排污口酚的允许排放量 (kg/d); C_m 为湖水中酚的水质标准 (mg/L); q_i 为排污口的入湖水量 (t/d); ϕ 为排污口的扩散角度; H 为入湖污水稀释扩散区的平均水深 (m); K 为入湖污水稀释扩散区域中酚的自净系数 (1/d); r 为距排污口的距离 (m)。

具体计算可分为以下步骤:

(1) 根据该湖泊水质规划的要求, 排污口附近水体应达到水产养殖的水质标准。对照国家渔业水环境质量标准, 酚的水质标准 C_m 应定为 0.01 mg/L。

(2) 根据该工厂污染源的水量测定, 平均入湖废水量为 12000 t/d。

(3) 从现场勘查中, 求得该工厂排污口的扩散角度为 60° , 从而计算出 ϕ 值为 1.05。

(4) 根据 90% 保证率水情相应的湖泊水位, 求出该工厂废水稀释扩散区的平均水深 H 为 2.5 m。

(5) 根据现场调查资料计算, 求得酚在稀释扩散区的综合自净系数 K 为 0.4 (1/d)。

(6) 经与沿湖有关部门共同商定, 允许该厂排放污水与水质功能区之间, 存在一过渡地段, 其污水的稀释扩散距离定为 300 m, 即距排污口 300 m 处的湖泊水质应达到功能区水质要求, 故求得 $r = 300$ m。

将上述参数值代入上式, 求得该排污口酚的允许排放量为 $\bar{W} = 6.15$ kg/d。

1.3.3 削减负荷量及排放标准的确定 上述允许排放量的计算结果表明, 要使距排污口 300 m 处的湖泊水质达到规定水质标准的要求, 该排污口酚的排放量为 6.15 kg/d, 目前实际排放量为 12.6 kg/d, 故相应的削减量为 6.45 kg/d, 削减率为 51.2%。

排污口酚的排放标准为: $C = 6150/12000 = 0.5125$ (mg/L)。

2 多污染源排放标准的计算方法

大型湖泊的水质污染状况, 实际上是由多处入湖河道或沿岸工矿废水排入湖泊水体后, 在湖泊流场的作用下形成浓度值由岸边排污口向湖心方向逐渐降低的分布特征。上述孤立点源排放标准的计算结果, 只能反映出无风浪条件下, 单个污染源向湖体排污所形成的浓度场分布特征。在多点源同时排放并伴有明显风浪影响条件下, 排放标准的计算方法则较为复杂。需要对湖水的运动方程、连续方程和扩散方程, 在一定边界和起始条件下进行求解才能得出湖泊流场和浓度场的分布状况, 然后利用验证后的水质模型和规划要求的水质标准排放进行试算, 确定湖泊各排污河道和排污口的排放标准^[2]。

2.1 方程的确定

2.1.1 湖水运动方程 湖泊水体在重力、柯氏力、风力和摩擦力共同作用下的运动方程可用下式来表达:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} - fv = -g \frac{\partial \xi}{\partial x} + \frac{1}{\rho H} (\tau_x^s - \tau_x^b) \quad (23)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + fu = -g \frac{\partial \xi}{\partial y} + \frac{1}{\rho H} (\tau_y^s - \tau_y^b) \quad (24)$$

2.1.2 湖水水量连续方程 根据湖泊水量平衡原理, 湖水水量连续方程可用下式来表达:

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} + \frac{\partial [(h + \xi)u]}{\partial x} + \frac{\partial [(h + \xi)v]}{\partial y} = 0 \quad (25)$$

式中： u 、 v 分别表示湖水在 x 和 y 方向上的流速(m/s)；

H 为湖水的水深(m)， $H = h + \xi$ ，其中 h 为湖水平均水面至湖底的深度(m)， ξ 为湖面偏离平均水面的高度(m)；

f 为柯氏系数，在北半球 $f = 2\omega \sin \Phi$ ， ω 为地球自转角速度(弧度/s)， Φ 为入湖口所在地区的纬度(弧度)；

t 为时间单位(s)， g 为重力加速度；

x 、 y 分别为二维湖面上 x 方向和 y 方向上的距离(m)；

τ_x^s 、 τ_x^b 分别为 x 方向上风对湖面和湖水对湖底的摩擦力；

τ_y^s 、 τ_y^b 分别为 y 方向上风对湖面和湖水对湖底的摩擦力。

2.1.3 湖泊水质模型方程 入湖污染物在湖水的搬运和稀释自净作用下其浓度场的变化状况，可用下述二维方程来表达：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} - v \frac{\partial C}{\partial y} - KC \quad (26)$$

式中： E_x 、 E_y 分别为湖水中污染物在 x 、 y 方向上的紊动系数(m²/s)； K 为湖水中污染物和综合自净系数(1/s)；其他符号的意义同前。

2.2 模型方程的求解方法

在实际应用中，要直接求得方程(23)–(26)式的解析解是很困难的。为此，我们首先将时间和空间步长离散，再利用数值法进行求解，通过(23)–(25)式求某一时刻的流场分布，

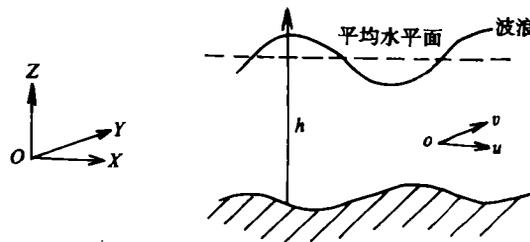


图2 坐标系和定义

Fig. 2 Definition of the coordinate system

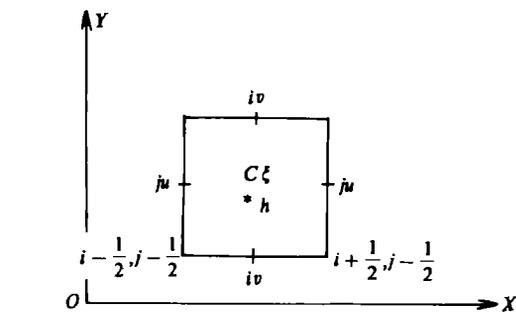


图3 网格的设置

* 表示水位 ξ 、浓度 C 、水深 h 的位置；
— 表示流速 u 的位置；| 表示流速 v 的位置

Fig. 3 Location of differential grids

然后通过(26)式的计算，求得该时刻的浓度场分布。

2.2.1 方程坐标系和求解网格的设置 为计算方便，我们将方程坐标系统和求解网格设置分别用图2和图3来表示。

在差分网格图上，取 xoy 平面上的网格距 $\Delta x = \Delta y = \Delta s$ ，考虑到计算的稳定性， ΔT 的取值必须满足下式的要求

$$\Delta T \leq \frac{2\alpha\Delta s}{(gH_{\max})^{1/2}}$$

式中： ΔT 为计算时间步长(s)； Δs 为网格距离(m)； α 为经验系数，一般取 1.5； H_{\max} 为最大水深(m)。

2.2.2 模型方程的差分表达式 为了简化方程的差分表达式，先引入下述一些记号：

$$F_{i,j}^k = F(i\Delta x, j\Delta y, k\Delta t)$$

$$\bar{F}_{i+\frac{1}{2},j}^* = (F_{i,j} + F_{i+1,j})/2$$

$$\bar{F}_{i,j+\frac{1}{2}}^* = (F_{i,j} + F_{i,j+1})/2$$

$$F_x = F_{i,j} - F_{i-1,j}, \text{ 在 } (i - \frac{1}{2}, j)$$

$$F_y = F_{i,j} - F_{i,j-1}, \text{ 在 } (i, j - \frac{1}{2})$$

$$\bar{F}_{i+\frac{1}{2},j+\frac{1}{2}} = (F_{i,j} + F_{i,j+1} + F_{i+1,j} + F_{i+1,j+1})/4$$

因此,从 $k\Delta t \rightarrow (k+1)\Delta t$ 时,在 (i,j) 上,式(23)~(26)可依次离散为:

$$u^{k+1} = u^{k+\frac{1}{2}} + \frac{1}{2}\Delta t f \bar{v}^{k+1} - \frac{1}{2}\Delta t u^{k+1} \left(\frac{\partial u}{\partial x} \right)^{k+\frac{1}{2}} - \frac{1}{2}\Delta t \bar{v}^{k+1} \left(\frac{\partial u}{\partial y} \right)^{k+1} - \frac{\Delta t}{2\Delta s} g \zeta^{k+\frac{1}{2}} - \frac{1}{2}\Delta t g u^{k+1} \frac{\sqrt{(u^{k+\frac{1}{2}})^2 + (v^{k+1})^2}}{(\bar{\xi}^x + \bar{h}^x)^{k+1} (D^x)^2} + \frac{C_a \omega^2 \cos \beta}{(\bar{\xi}^x + \bar{h}^x)^{k+1}} \quad (27)$$

$$v^{k+1} = v^{k+\frac{1}{2}} - \frac{1}{2}\Delta t f \bar{u}^{k+\frac{1}{2}} - \frac{1}{2}\Delta t \bar{u}^{k+\frac{1}{2}} \left(\frac{\partial v}{\partial x} \right)^{k+\frac{1}{2}} - \frac{1}{2}\Delta t \bar{v}^{k+1} \left(\frac{\partial v}{\partial y} \right)^{k+\frac{1}{2}} - \frac{\Delta t}{2\Delta s} g \zeta^{k+1} - \frac{1}{2}\Delta t g v^{k+1} \frac{\sqrt{(\bar{u}^{k+\frac{1}{2}})^2 + (v^{k+\frac{1}{2}})^2}}{(\bar{\xi}^y + \bar{h}^y)^{k+\frac{1}{2}} (D^y)^2} + \frac{C_a \omega^2 \sin \beta}{(\bar{\xi}^y + \bar{h}^y)^{k+\frac{1}{2}}} \quad (28)$$

$$\zeta^{k+1} = \zeta^{k+\frac{1}{2}} - \frac{\Delta t}{2\Delta s} [(\bar{\xi}^x + \bar{h}^x)^{k+\frac{1}{2}} \zeta^{k+\frac{1}{2}}]_x - \frac{\Delta t}{2\Delta s} [(\bar{\xi}^y + \bar{h}^y)^{k+\frac{1}{2}} \zeta^{k+\frac{1}{2}}]_y \quad (29)$$

$$C_{i,j}^{k+1} = C_{i,j}^k + \Delta t \left[E_{i,j}^k \frac{C_{i+1,j}^k - 2C_{i,j}^k + C_{i-1,j}^k}{\Delta x \cdot \Delta x} + E_{i,j}^k \frac{C_{i,j-1}^k - 2C_{i,j}^k + C_{i,j+1}^k}{\Delta y \cdot \Delta y} - u_{i,j}^k \frac{C_{i,j}^k - C_{i-1,j}^k}{\Delta x} - v_{i,j}^k \frac{C_{i,j}^k - C_{i,j-1}^k}{\Delta y} - K_{i,j} C_{i,j}^k \right] \quad (30)$$

以上诸式中: D 为湖水谢才系数,根据经验公式 $D = \frac{1}{n} H^{1/6}$, n 为湖底糙度; $C_a = \frac{\rho_a}{\rho_0} r_a$, ρ_a 为空气密度(g/cm^3), r_a 为风对湖面的摩擦力系数(或称拽力系数); β 为风与力轴夹角(弧度);其它符号的意义同前。

2.2.3 模型中主要参数的识别

(1)糙度(n)的识别 一般可从湖面无风时实测重力流资料中进行识别,通常情况下, n 与湖底高程有关。以鄱阳湖为例:当湖底高程低于 15.2 m 时,取 $n=0.012$,当湖底高程大于 15.2 m 时,取 $n=0.008$,所得到的计算值与实测值较为一致。

(2)拽力系数(r_a)的识别 将从重力流资料中识别出的 n 值,代入湖面有风生流的方程中,取计算值与实测值较为一致时相应的 r_a 作为模型识别的数值。最后将识别出来的 n 和 C_a 值代入其它测次中进行验算与调整,直到基本相符为止。

(3)紊动系数(E_x, E_y)的识别 E_x, E_y 的数值,可根据既不解、又不产生沉降的溶解性物质(如氯化物、染料等)与测定流场与浓度场的同步观测资料来求得。这种扩散现象主要发生在入湖口附近。经多次测定,求得鄱阳湖的 $E_x = 8.0 H u$, $E_y = 9.2 H v$;巢湖施口湖区的 $E_x = 2.0(\frac{v}{H} + u) + 30.0$, $E_y = 2.0(\frac{u}{H} + v) + 30.0$ 。

(4)综合自净系数 K 的识别 将上述求得的 E_x, E_y 值代入湖泊浓度场模型方程中,通过实测资料试算,可反推求得各污染物的自净系数。如我们求得鄱阳湖 COD 的自净系数为 $K = 3.0 \times 10^{-7}$ (1/s);巢湖施口湖区的自净系数 $K = 2.8 \times 10^{-6}$ (1/s)。

2.3 计算实例

某湖泊面积 270 km^2 ,水位受人工控制,平均水深 2.4 m,相应湖泊容积为 $648 \times 10^6 \text{ m}^3$,流域面积为 2600 km^2 (图 4)。沿湖有四条入湖河道汇集了生活污水和工业废水(表 1),致使湖泊有机物(COD)和营养物(TP、TN)的污染问题较为突出(表 2)。湖泊富营养程度十

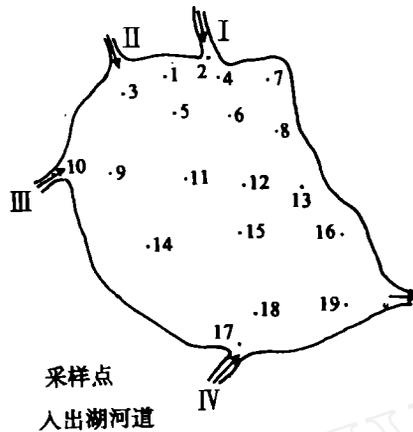


图4 ××湖区概况示意图

Fig. 4 General situation of lake

分严重,影响到湖泊的水产养殖事业的发展和饮用水源地的供水安全,因而急需对各主要入湖河道制定相应的排放标准,以使湖泊水质逐步得到恢复和改善。

调查资料表明,该湖的水质变化,除了湖区径流和湖面降水的影响外,主要受多条入湖河道排污的综合影响。同一测点的水质,在不同水文条件下,承受各入湖河道影响程度大小亦不相同。因而,在各入湖河道排放标准的拟定工作中,需通过湖泊流场和湖泊水质同步调查资料分析,建立起不同水文条件下的流场模型和相应的污染物浓度场数学模型。然后,根据各功能区的水质标准,采用已验证的数学模型,进行试算,确定各条入湖河道的允许负荷量的排放标准。

鉴于这一计算方法较为复杂,本文仅对入湖河道

表1 ××湖污染负荷调查资料统计

Tab. 1 Statistics on the observed data of lake pollutant loading

入湖途径	入湖水量 ($10^6 \text{ m}^3/\text{a}$)	入湖污染物浓度 (mg/L)			入湖污染物数量 (t/a)		
		COD	TN	TP	COD	TN	TP
湖区径流	216.5	9.5	2.44	0.32	2056.7	529.0	69.9
湖面降水	284.0	3.0	0.80	0.02	852.0	227.2	6.5
入湖河道 I	451.3	11.5	8.80	0.42	5189.0	3971.4	189.5
入湖河道 II	7.2	8.5	6.90	0.36	612.0	49.7	2.6
入湖河道 III	955.4	4.5	2.93	0.21	4299.3	2805.3	198.4
入湖河道 IV	2100.9	2.0	0.80	0.03	4200.5	1672.6	73.6

表2 ××湖水质调查资料统计

Tab. 2 Statistics on the observed data of water quality in lake

测点	TP (mg/L)	TN (mg/L)	COD (mg/L)	透明度 (m)	叶绿素 a (mg/m^3)	测点	TP (mg/L)	TN (mg/L)	COD (mg/L)	透明度 (m)	叶绿素 a (mg/m^3)
1	0.142	1.88	4.96	0.20	13.65	11	0.127	1.98	4.33	0.25	4.10
2	0.278	3.54	7.20	0.20	12.70	12	0.092	1.15	3.37	0.40	2.70
3	0.218	2.13	4.52	0.35	12.36	13	0.147	1.35	4.77	0.30	8.40
4	0.271	3.03	4.98	0.15	13.20	14	0.194	2.00	3.89	0.30	6.83
5	0.085	1.84	3.87	0.25	12.70	15	0.044	1.68	3.34	0.30	2.37
6	0.202	2.25	6.12	0.20	12.30	16	0.135	1.14	3.25	0.30	9.10
7	0.223	2.11	4.01	0.30	8.20	17	0.133	1.33	4.96	0.25	4.10
8	0.194	2.32	4.55	0.20	16.38	18	0.074	1.38	4.54	0.30	3.80
9	0.127	1.98	4.11	0.20	10.65	19	0.034	1.29	3.80	0.30	3.90
10	0.103	1.80	3.75	0.25	7.60						

I 的排放标准制订作一简要介绍,其他依此类推。

2.3.1 湖泊水质控制指标及标准的确定

前述湖泊污染源调查资料表明,入湖河道 I 的 COD、TN、TP 浓度较高,入湖负荷量亦较大,湖泊水质监测结果亦揭示出上述项目的浓度,大都超过功能区水质标准,故以 COD、TN、TP 作为入湖河道 I 的控制指标。

按有关部门所制订的该湖泊水质规划要求,在距入湖河道 I 3000 m 处的湖区,水质需达到国家渔业水质标准要求;5000 m 处,需达到国家饮用水源地水质标准要求。对照国家有关标准的规定,上述各项指标的水质标准如表 3 所示。

表 3 ××湖水质标准确定
Tab. 3 Lake water quality standards

项 目	渔业水源保护区	饮用水源保护区
COD (mg/L)	4.5	4.0
TN (mg/L)	1.5	0.9
TP (mg/L)	0.08	0.06

2.3.2 湖泊流场模型的计算与验证

(1)流场模型差分表达式的确定 如式(27)~(29)所示。

(2)求解的初始条件和边界条件的确定 在本文计算中取初始条件为 $u=v=0, \xi=0$ 。边界条件分两类:与陆地相连为闭边界,取法向流速为零;与出入河道相连通为开边界,取边界断面上的实测数值,如水位 $H^t=H_0$ 、流速 $u^t=u_0, v^t=v_0$ 。

(3)流场模型参数的识别 据湖泊现场调查和文献资料分析,同时考虑到 SE 风向、且风速较大时,入湖河道 I 对饮用水源地水质影响最大的条件,求得上述模型中的待定参数的数值(表 4)。

表 4 流场计算参数的确定
Tab. 4 Calculation parameters of current field

符 号	表 达 含 义	资 料 来 源	数 值
D	湖水谢才系数	$D = \frac{1}{n} H^{2/3}$	
n	湖底糙度	据湖底高程确定	0.016—0.020
H	湖泊平均水深(m)	实测	2.4
C_s	经验系数	$C_s = \frac{\rho_a}{\rho_w} r_s$	3×10^{-6}
r_s	风对湖面摩擦系数	$r_s = (1 + 0.045 W) > 10^{-3}$	
W	湖面 10 m 高的风速(m/s)	实测	7.0
β	风与 x 轴的夹角(弧度)	实测	0.785
ΔT	计算时间步长(s)	$\Delta T \leq \frac{2\alpha \Delta s}{(g H_{\max})^{3/2}}$	600
Δs	计算网格的格距(m)	实测	1500
a	经验系数	文献资料	1.5
g	重力加速度(m/s ²)	文献资料	9.8
H_{\max}	湖泊最大水深(m)	实测	3.7
ρ_w	水的密度(g/cm ³)	文献资料	1.0
ρ_a	空气密度(g/cm ³)	文献资料	1.25×10^{-3}
Q	入湖水量(m ³ /s)	实测	14.0

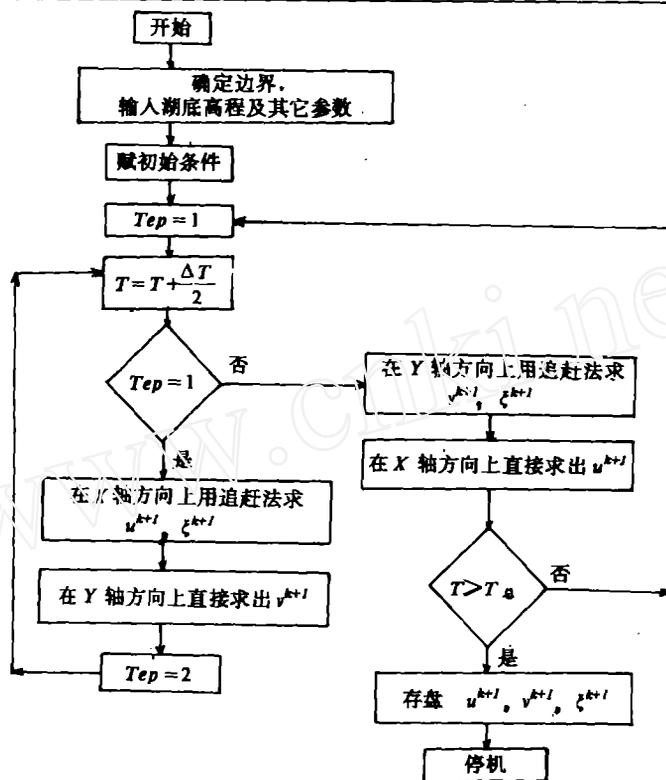


图5 流场计算框图

Fig. 5 Calculation frame of current field

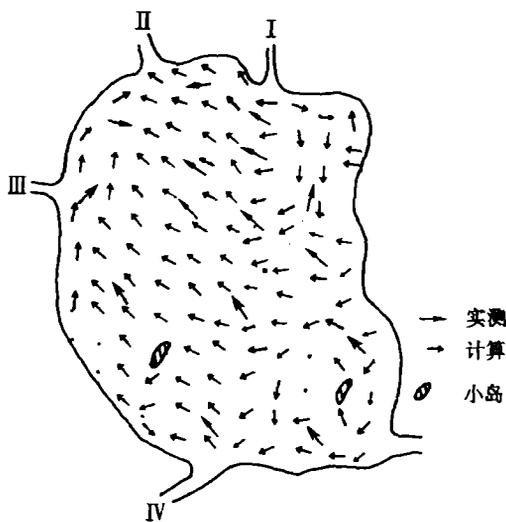


图6 ××湖区在7.0 m/s东南风持续作用30小时后的流场分布

Fig. 6 Distribution of current field in lake after south-east wind (7 m/s) prevailed for 30 hours

(4) 计算框图 如图5所示。

(5) 流场模型的验证 将上述参数代入前述差分方程,求得湖泊流场计算值的分布。与1987年11月12日实测流场的数据相比较,其流向和流速的大小基本一致(图6)。

2.3.3 湖泊浓度场模型的计算与验证

(1) 浓度场模型的差分表达式的确定 如式(30)所示。

(2) 初始条件和边界条件的确定 初始条件取 $C_{ij} = 0$, 计算完毕后,再加上湖泊的本底值。边界条件可分两类,与陆地相连的闭边界,取浓度梯度为零,即: $\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial y} = 0$; 与入河道相通的开边界,取边界断面上的实测数据,如 $Q = Q_0, C_w = C_0$ 。

(3)模型参数的识别 根据现场调查和室内试验方法,分别求得:

$$K_{\text{COD}} = (32.98HV + 0.426) \times 1.047^{T-20}$$

$$K_{\text{N}} = 47.83HV - 0.059$$

$$K_{\text{P}} = 46.0HV - 0.22$$

(4)计算框图 如图7所示。

(5)模型的验证 按上述计算程序,代入浓度场计算的有关参数(表5),求得模型的计算值与实测值的相对误差(表6)。从计算结果可以看出,绝大多数测点计算值与实测值的相对误差都在20%以内,表明模型的计算值较好地反映出该湖泊水质变化的实际情况。

2.3.4 入湖河道 I 排放标准计算

根据前述湖泊水质的控制指标及不同功能区的水质标准要求,我们拟订了四组不同的COD、TN、TP的控制浓度(表7)。在其它入湖河道污染物浓度和入湖水量都不变的情况下,运用入湖河道 I 对功能区水质影响最大的水文气象条件(即75%保证率下的湖泊水位,风向SE,风速7 m/s)下的湖泊流场和浓度场的数学模型,计算出湖泊饮用水源保护区和渔业水源保护区内的水质变化(表8)。

表5 ××湖水情及水质参数(1987年11月10日)

Tab. 5 Water regime and water quality parameters in lake(Nov. 10, 1987)

入湖河道	入湖水量 (m ³ /s)	入湖污染物浓度 (mg/L)			水位(m)		备注
		COD	TN	TP	湖SE	湖NW	
I	14.3	4.98	8.8	0.42	8.95	8.96	湖面上空10 m处风速为7.0 m/s, 风向SE
II	0.23	8.50	6.9	0.36			
III	30.3	5.17	2.93	0.21			
IV	66.6	1.98	0.80	0.03			

通过计算结果分析,若入湖河道 I 的TP、TN和COD浓度分别控制在0.1 mg/L、2.0 mg/L和6.0 mg/L以下,湖泊的各项指标都能较好地满足各功能区水质目标的要求。也就是说,入湖河道 I 在当前排污状况下(入湖水量为14.3 m³/s),其TP、TN、COD排放标准分别为0.1 mg/L、2.0 mg/L和6.0 mg/L,入湖河道 I 相应TP、TN、COD的允许排放量分别为0.1235 t/d、2.741 t/d和7.413 t/d。

上述结果表明,在湖泊水质污染物排放标准制订工作中,针对不同类型湖泊的环境状况,选择相应的水质模型与计算方法,经实例验证,均能有效地达到控制污染的目的,具有较

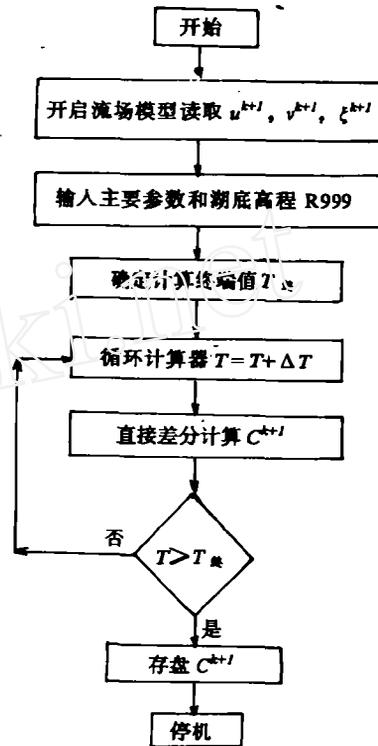


图7 浓度场计算框图

Fig. 7 Calculation frame of concentration field

表 6 ××湖水水质模型的验证结果

Tab. 6 The verified results of lake water quality model

测点	COD			TN			TP		
	实测值 (mg/L)	计算值 (mg/L)	相对误差 (%)	实测值 (mg/L)	计算值 (mg/L)	相对误差 (%)	实测值 (mg/L)	计算值 (mg/L)	相对误差 (%)
1	6.07	4.49	26.0	4.18	3.19	9.3	0.042	0.060	-42.8
2	4.98	4.98	0	3.99	3.03	9.0	0.092	0.110	-19.5
3	5.22	5.46	-4.6	4.09	3.88	5.1	0.088	0.078	20.45
4	5.03	4.89	2.8	2.73	2.23	18.3	0.046	0.050	-8.6
5	4.32	3.96	8.3	1.63	1.24	23.5	0.054	0.060	-11.1
6	4.27	4.72	-10.5	3.73	3.95	-5.9	0.064	0.070	-9.3
7	4.26	3.42	19.7	1.74	1.37	-7.4	0.088	0.080	10.0
8	4.74	3.28	30.8	1.50	1.60	-6.6	0.150	0.110	26.6
9	3.60	3.29	-10.8	2.03	1.75	13.7	0.081	0.080	1.2
10	5.17	5.17	0	1.33	1.80	-35.3	0.078	0.080	-2.6
11	4.56	3.80	21.1	1.56	1.60	-2.5	0.115	0.110	4.3
12	4.41	3.48	21.1	1.87	1.52	18.7	0.067	0.080	-19.4
13	4.71	3.39	28.0	1.30	1.84	-41.5	0.081	0.070	13.5
14	4.56	3.56	21.9	1.39	1.09	21.5	0.087	0.080	8.0
15	4.18	3.58	14.4	1.64	1.45	11.6	0.070	0.080	12.5
16	3.37	3.29	2.4	1.40	1.45	-3.5	0.049	0.050	-2.0
17	1.98	1.98	0	1.40	1.34	3.6	0.114	0.092	21.0
18	2.95	3.18	-7.8	1.45	1.27	12.4	0.089	0.070	21.3
19	3.41	3.26	4.4	1.18	1.25	-5.9	0.055	0.060	-9.0

表 7 入湖河道 I 水质控制方案

Tab. 7 Water quality control plan for inflow river No. 1

项 目	方案 1	方案 2	方案 3	方案 4
TN (mg/L)	1.0	2.0	3.0	4.0
TP (mg/L)	0.1	0.2	0.3	0.4
COD (mg/L)	4.0	5.0	6.0	8.0

表 8 四组入湖河道 I 水质控制方案下湖区浓度分布状况

单位:mg/L

Tab. 8 Distribution of concentration field in lake under the control of four water quality control plans of river No. 1

方 案	河口控制标准			距河口 3.0 km 边缘			水厂 1.5 km 防护带边缘		
	TP	TN	COD	TP	TN	COD	TP	TN	COD
1	0.1	1.0	4.0	0.08	0.85	3.72	0.06	0.80	3.68
2	0.2	2.0	5.0	0.11	1.45	3.97	0.08	0.90	3.70
3	0.3	3.0	6.0	0.14	1.87	4.22	0.08	0.98	3.72
4	0.4	4.0	8.0	0.17	2.30	4.72	0.09	1.05	3.76

好的实用价值。但多点源排放水质模型的计算方法及工作程序较为复杂,计算工作量亦较大,还需在实际应用中不断得到完善和改进。

参 考 文 献

- 1 舒金华等。入太湖水三态氮水质模型研究。环境科学学报,1986,(2)。
- 2 屠清瑛等。巢湖富营养化研究。合肥:中国科技大学出版社,1991。

PRINCIPLE AND METHOD FOR MAKING
LAKE WATER POLLUTANT EMISSION STANDARD (II)
—CALCULATION METHOD FOR NON-UNIFORMLY MIXED LAKES

Shu Jinhua

(*Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008*)

Abstract

According to the law of "Prevention and control of water pollution" and requisitions of emission licence system of water pollutants, combined with the realities of local water pollution in lake, the technical principle, work programme and calculation methods for water pollutant emission standards are put forward, i. e. (I) for uniformly mixed lakes, and (II) for non-uniformly mixed lakes. Some calculated examples in some typical lakes are further given for local lake management departments in making pollutant emission standards.

Key Words Lake, water pollutant, emission standard

* "Principle and method for making lake water pollutant emission standard (I)" was published in pp. 261—268 of *Journal of Lake Science*(Vol. 5, No. 3).