曝气充氧条件下受污染河道的水质模型建立及应用

薛罡, 刘亚男*, 汪永辉, 李伟杰
(东华大学环境科学与工程学院, 上海 201620)

摘要: 曝气充氧技术是修复受污染河道的主要方法之一. 以曝气充氧方法治理修复受污染的上海市新港河道为例, 通过理论分析建立了受污染河道的水质模型, 确定了模型中参数的识别求解方法, 并以实测值与模拟计算结果进行对照. 结果表明, 溶解氧的平均相对误差为 11.38%, 其中相对误差低于 20%的占 83.3%; 生化需氧量的平均相对误差为 9.16%, 其中相对误差低于 20%的占 91.7%; 氨氮的平均相对误差为 11.15%, 其中相对误差低于 20%的占 91.7%, 除个别点的相对误差较大以外, 其余均在 20%以内. 表明该模型能较好地反映在曝气充氧条件下新港河道水质的实际状况; 同时, 应用该模型模拟分析了曝气量、流速和底泥悬浮、温度对河道水质的影响, 为曝气充氧修复受污染河道的工程设计及运行提供了理论计算方法及依据.

关键词: 曝气; 水质模型; 河道; 模拟
中图分类号: X522 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)03-0653-07

Water Quality Model and Its Application in Polluted River Remediation by Aeration

XUE Gang, LIU Ya-nan, WANG Yong-hui, LI Wei-jie
(School of Environmental Science and Engineering, Donghua University, Shanghai 201620, China)

Abstract: Aeration is a main method to remediate polluted river water. Based on Shanghai Xingang River's aeration remediation, theoretical polluted water quality model was built. At the same time, parameters identification and solution were defined. Compared with observation values, the results from the model showed that the dissolved oxygen had an average relative error of 11.38%, of which the relative error less than 20% accounted for 83.3%; BOD_5 had an average relative error of 9.16%, of which the relative error less than 20% accounted for 91.7%; ammonia had an average relative error of 11.15%, of which the relative error less than 20% accounted for 91.7%. With the exception of the individual points, most of the values from this model had relative error less than 20%. This model could describe well Xingang River's water quality under aeration conditions. Aeration intensity, velocity, sediment suspension and temperature simulation were analyzed by this model, which provides theoretical calculation methods and the basis for engineering design and operation of polluted river aeration remediation.

Key words: aeration; water quality model; river; simulation

快速有效修复由人类活动造成的受污染河道水体一直是水污染控制的热点问题. 河道曝气技术由于具有占地面积小、运行简单等优点而在受污染水体的修复中得到较为广泛的应用, 并且其费用仅为达到同样处理效果的污水处理厂投资的 1/4以下[1]. 从 20世纪 50~60年代起, 英、德、美等发达国家就开始采用此技术治理河道污染问题[2~10]. 在我国, 河道人工曝气法对改善城市河道水质所起的作用越来越受到人们的重视[11~14]. 我国研究人员对苏州河、佛山水道支涌及广州市朝阳涌等河道进行了曝气充氧试验, 取得了较好的水质改善效果[15~17]. 然而, 如能在曝气充氧水质试验的基础上建立曝气充氧条件下的河道水质模型, 并对工程实施后的效果进行模拟及预测, 将对优化工程设计参数、提高曝气充氧方法的效果具有重要意义. 本研究以曝气充氧方法修复受污染的上海市新港河道, 建立了曝气充氧条件下的河道水质模型, 该模型的建立实现了工程设计参数的优化, 并通过对工程实施后的效果进行模拟及预测, 提高了曝气充氧方法的效能及经济性.

1 曝气设备与方法

1.1 河道曝气段位置及曝气设备

新港河道位于上海市徐汇区, 北起蒲汇塘新港泵站, 南段沿苍梧路至漕宝路, 水体排入漕河泾港. 实际河道长度为 496.7 m, 其中上游河道长约 230 m, 平均宽度为 8 m, 平均水深 1.7 m. 治理前新港水

收稿日期: 2009-04-19; 修订日期: 2009-09-18
基金项目: 教育部新世纪优秀人才计划项目(NECT-07-0175); 教育部科学技术研究重点项目(107046); 上海市基础研究重点项目(08JC1400500); 教育部博士点基金新教师项目(20080255 1001); 长江水环境教育部重点实验室开放基金项目(YRWEF08003); 上海市重点学科"环境工程"开放基金项目(B604)
作者简介: 薛罡(1971~), 男, 副教授, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: xuegang@dhu.edu.cn
* 通讯联系人, E-mail: liuyanan@gmail.com

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

体水质呈黑色、异味较重,使人的感官产生厌恶感,并拌有大量的沉积物. 考虑到新港河道上游蒲汇塘新港泵站到钦州路一段流速缓慢停留时间较长,可为溶解氧和污染物的反应提供充分的时间保障,而且河段的两岸主要为水泥护坡,宽度适中,曝气设备开启时不会对河岸产生冲击效应等多种因素,将曝气段选定在上游河道长约 230 m 处(如图 1所示). 新港河道没有航运和景观要求,水面较窄,故考虑选用机械曝气的方式对水体进行充氧.

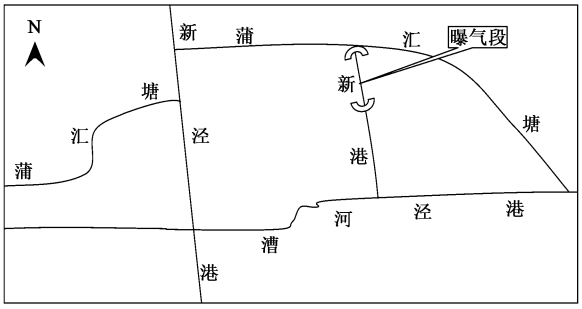

图 1 曝气河段位置示意

Fig 1 Sketch map of aeration station

本研究选择了 4台神风 101型增氧设备. SF101型神风强力增氧仪由专用电动机、叶轮、吸气室、浮筒、吸气管等组成. 叶轮由专用电动机带动后高速旋转,使吸气室产生真空低压区,空气在大气压的作用下,经过吸气管压入吸气室,最后通过叶轮输入水中. 空气与水高密度混合成雾状气泡,使氧气充分溶解于水中. 本机安装深度及送水角度可根据需要及时调整,使用方便. 设备输出功率 0.75 kW,增氧能力(以 O_2 计,下同)为 1.0~ 1.2 kg/h

1.2 曝气点及监测断面的布置

将河道曝气段分为 4段,其长度分别为 50、50、60和 70 m,总长 230 m,曝气机安装在河段的中央. 在每台曝气设备的下游设置一个监测断面. 曝气设备的安装位置和监测断面设置点位见图 2

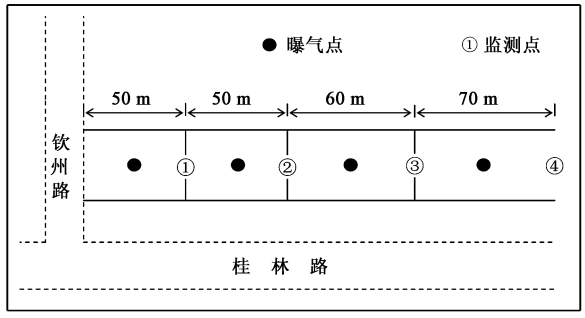

图 2 曝气和监测点位示意

Fig 2 Schematic of aeration and monitor sites

2 曝气充氧条件下的河道水质模型

2.1 建模原理及假设

水质模型应用组合推流式反应器的原理[18],将河道划分为 n 个河段,在每个河段的中部设置 1台曝气机,计算原理见图 3.

为简化计算,作如下假设和说明:

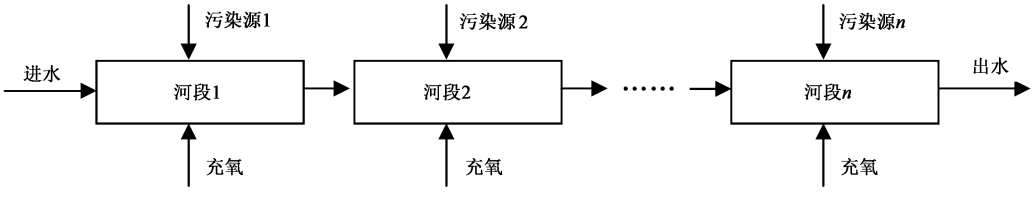

图 3 计算原理示意

Fig 3 Schematic of calculate principle

(1)对于新港河道,没有排污管直接将污水排入河中,只有少量面源污染,可认为各段的污染源排污量为 0.

(2)将每个河段划分为 3个单元,第 1个单元和第 3个单元运用一维稳态水质模型,考虑多种耗氧、复氧因素对溶解氧的瞬时影响,其值在时间坐标和沿河方向上是连续的;第 2个单元是曝气单元,由于曝气机的搅拌作用,使该单元处于完全混合状态,故运用零维模型计算水质指标的浓度. 每个河段的单元划分见图 4

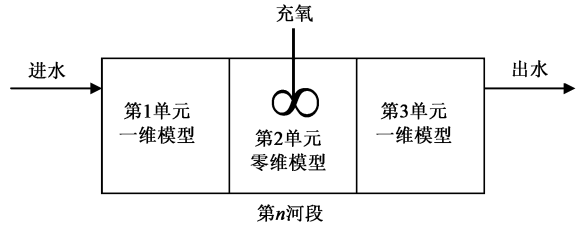

图 4 河段单元划分示意

Fig 4 Schematic of river reach division

(3)每一个河段的输出值是下一个河段的输入值;同样,每一个单元的输出值亦是下一个单元的输

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

入值.

2.2　模型建立

2.2.1　水质计算模型

每个河段的水质计算分为 2部分, 即非曝气段和曝气段.

(1)非曝气段水质计算

第 1单元和第 3单元为非曝气段, 不考虑曝气机充氧对水体的搅动作用, 采用一维稳态水质模型, 计算水质沿该单元长度的变化值. 根据描述河流水质的以 Streeter-Phelps模型为基础的 BOD_5-DO 耦合模型及其 Dobbins和 Camp修正式、O'Conner修正式[18,19], 可得第 1单元和第 3个单元非曝气河段的水质模型:

$$\frac{dL_C}{dt} = -k'k_1L_C + S_L = -k'k_1L_C + S_L = -\frac{O}{k_0+O}k_1L_C + S_L \quad (1)$$

$$\frac{dL_{NH_3}}{dt} = -k'k_NL_{NH_3} = -\frac{O}{k_0+O}k_NL_{NH_3} \quad (2)$$

$$\frac{dO}{dt} = -k_1L_C - 4.57k_NL_{NH_3} + k_2(O_S - O) + P - R \quad (3)$$

式中, L_C为河道水中的 BOD_5 浓度, mg/L; O_S为河道水中的饱和溶解氧浓度, mg/L; $O_S = 468/(T+31.6)$, T为水体温度, ℃; O为河流中的溶解氧浓度, mg/L; k_1为 BOD_5 降解速率常数, d^{-1}; k_2为大气复氧速率常数, d^{-1}; t为河水的流动时间, d; S_L为河流底泥耗氧速率, mg/(L·d); k_1为 BOD_5 降解速率常数, d^{-1}; L_{NH_3}为河流中的氨氮浓度, mg/L; k_N为河流中硝化作用耗氧速率常数, d^{-1}; P为光合作用产氧速率常数, mg/(L·d); R为呼吸作用耗氧速率常数, mg/(L·d); k'为开关项, $k' = O/(K_0+O)$, 式中 K_0为开关项系数, 是一个较小的值, O为河流中的溶解氧浓度.

相关说明: ①在描述河流水质的 Streeter-Phelps模型及其修正式中, 没有反映出水体溶解氧对 BOD_5 和 NH_4^+-N的影响. 为了改善这一问题, 这里引入了活性污泥 1号模型中的"开关项" $k' = O/(K_0+O)$[20]; 式中 k'、O 同前. 当水体中溶解氧浓度适合, $O \gg k_0$, k'近似等于 1, 碳有机物生化反应和硝化反应按照正常的反应速率进行; 而当溶解氧浓度接近于 0时, k'接近于 0, 这时碳有机物生化反应和硝化反应停止, 底泥释放成为产生 BOD_5 最大的贡献因素. ②O'Conner修正式中涉及到可氧化含氮有机物的 BOD_5 值 L_N, 本研究以氨氮浓度 L_{NH_3} 粗略表示可氧化氮总量 L_N. 在氨氮被氧化时, 一个氮原子完全被氧化需要 2个氧分子, 所以含氮有机物的 BOD_5 和氨氮之间的化学计算比例近似为 4.57; 而且目前研究结果也表明, 氨氮的硝化过程也符合一级动力学反应. ③在已知各项参数的情况下, 运用 MATLAB 的数学计算命令 ode45, 即 4, 5阶 Runge-Kutta格式求解微分方程[21], 可以得到沿河流方向各项水质指标的变化.

(2)曝气段水质计算

第 2单元中安装了曝气设备, 由于曝气机的搅动作用, 致使河水在一定的范围内呈完全混合的状态, 故考虑运用零维水质模型进行模拟. 根据质量守恒原理, 可得该单元中的零维水质模型:

$$V\frac{dL_C}{dt} = Q(L_{C_0} - L_C) + \left(-\frac{O}{k_0+O}k_1L_C + S_L\right)V \quad (4)$$

$$V\frac{dL_{NH_3}}{dt} = Q(L_{NH_30} - L_{NH_3}) - \frac{O}{k_0+O}k_NL_{NH_3}V \quad (5)$$

$$V\frac{dO}{dt} = Q(O_0 - O) + [-k_1L_C - 4.57k_NL_{NH_3} + k_2(O_S - O) + P - R + R_X]V \quad (6)$$

式中, L_C为河道水中的 BOD_5 浓度, mg/L; L_{NH_3}为河流中的氨氮浓度, mg/L; V为该单元的体积, m^3; Q为输入该单元的河水流量, m^3/d; L_{C_0}、L_{NH_30}和 O_0分别为输入该单元的 BOD_5、氨氮和 DO浓度, mg/L; P为光合作用产氧速率常数, mg/(L·d); R为呼吸作用耗氧速率常数, mg/(L·d); k_1、k_2、O、k_0、P、R、k_N、S_L等参数同前; R_X为曝气机充氧速度常数, 即单位时间转移到单位体积水体中的溶解氧量, mg/(L·d):

$$R_X = \frac{R_0\alpha(\beta O_{S(T)} - O) \times 1.024^{(T-20)}}{O_{S(20)}V}$$

式中, α、β分别为实际水体的中氧总转移系数和饱和溶解氧浓度的修正系数, T为设计水温, ℃, $O_{S(T)}$为水温在 T℃下的饱和溶解氧浓度, mg/L, V同前, R_0为标准条件下(水温为 20℃, 气压为 1.013×10^5 Pa)单位时间转移到脱氧清水中的溶解氧量, g/d

在稳态条件下:

$$\frac{dL_C}{dt} = \frac{dL_{NH_3}}{dt} = \frac{dO}{dt} = 0$$

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

综合公式(4)、(5)、(6)可得:

$$Q(L_{C_0} - L_C) + \left(-\frac{O}{k_0 + O}k_1 L_C + S_L\right)V = 0 \quad (7)$$

$$Q(L_{NH_3 0} - L_{NH_3}) - \frac{O}{k_0 + O}k_N L_{NH_3} V = 0 \quad (8)$$

$$Q(O_0 - O) + \left[-k_1 L_C - 4.57 k_N L_{NH_3} + k_2(O_S - O) + P - R + \frac{R_0 \alpha(\beta O_{S(T)} - O) \times 1.024^{(T-20)}}{O_{S(20)}}\right]V = 0 \quad (9)$$

将公式(7)、(8)及(9)联立求解,可以得到该混合单元中 BOD_5、NH_4^+-N和 DO 的平均浓度. 不同单元统一计算,具体计算程序略.

2.2.2 模型参数识别

根据现场采样、实验室测定及经验公式,上述模型中各参数的识别及修正方法见表 1.

2.2.3 模型验证

将该水质模型应用于新港河道的曝气充氧工程中,验证模型的合理性和可行性. 对于每台曝气设备的下游的监测断面,应用上述模型并运用 MATLAB 计算,得到各断面相应距离下的溶解氧、生化需氧量和氨氮的计算结果. 实际监测数据分别采用 4月 10日、5月 22日和 6月 19日,即曝气前期、曝气中期和停止曝气之后的数据. 将模拟计算结果和 3次实际监测数据进行对照,试验结果分别见表 2~4.

模拟计算及实测结果对比表明: 溶解氧的平均相对误差为 11.38%,其中相对误差低于 20%的占 83.3%;生化需氧量的平均相对误差为 9.16%,其中相对误差低于 20%的占 91.7%;氨氮的平均相对误差为 11.15%,其中相对误差低于 20%的占 91.7%. 可见,除个别点的相对误差较大以外,其余均在 20%以内. 导致个别断面相对误差较大的原因主要与河水流态的稳定性、采样和监测分析手段以及曝气设备对河水的搅动作用等诸多因素有关. 总体来说,该模型能较好地反映出在曝气充氧情况下新港河道水质的实际状况.

表 1 水质模型参数识别汇总

Table 1 Collected table of several parameters of water quality model

参数项	实验室识别项(20℃)	参数修正	需知的条件
k_1 /d^{-1}	实验室实测值: 0.281 1	$k_{1,R} = k_{1,L} + n_a \frac{u}{f}$ $k_1(T) = k_1(20) \times 1.047^{(T-20)}$	河床活度系数 n_a; 平均流速 u, m/d; 平均水深 f, m; 水温 T, ℃
k_2 /d^{-1}	D. O'Conner和 W. Dobbins经验值: $k_2 = 3.933 \times \frac{u^{0.5}}{f^{1.5}}$	$k_2(T) = k_2(20) \times 1.024^{(T-20)}$	平均流速 u, m/d; 平均水深 f, m; 水温 T, ℃
S_L /mg·(L·d)$^{-1}$	底泥耗氧量 SOD实验室实测值: $SOD_{曝气} = 10.77$ g/(m^2·d) $SOD_{非曝气} = 1.53$ g/(m^2·d)	$S_L = \frac{SOD}{f}$ $S_L(T) = S_L(20) \times 1.084^{(T-20)}$	平均水深 f, m; 水温 T, ℃
k_N /d^{-1}	实验室实测值: 0.162 0	$k_N(T) = k_N(20) \times 1.017^{(T-20)}$	水温 T, ℃
P /mg·(L·d)$^{-1}$	实验室实测值: 0.265 8	—	—
N /mg·(L·d)$^{-1}$	实验室实测值: 0.001 3	—	—

表 2 溶解氧(DO)的模拟计算值与实测值的对照 /mg·L^{-1}

Table 2 Comparison between simulation and monitor values of DO / mg·L^{-1}

监测断面	参数	监测时间		
		2006-04-10	2006-05-22	2006-06-19
①号监测点	模拟值	1.53	2.61	1.64
	实测值	1.86	2.87	1.85
	相对误差 /%	17.92	9.17	11.15
②号监测点	模拟值	1.83	2.83	1.32
	实测值	1.94	3.24	1.53
	相对误差 /%	5.73	12.80	13.90
③号监测点	模拟值	2.04	2.96	0.94
	实测值	1.98	3.02	0.76
	相对误差 /%	3.08	1.90	24.43
④号监测点	模拟值	2.17	3.03	0.51
	实测值	2.03	2.96	0.40
	相对误差 /%	7.05	2.35	28.13

表 3 BOD_5的模拟计算值与实测值的对照 /mg·L^{-1}

Table 3 Comparison between simulation and monitor values of BOD_5 / mg·L^{-1}

监测断面	参数	监测时间		
		2006-04-10	2006-05-22	2006-06-19
①号监测点	模拟值	24.61	19.56	16.17
	实测值	23.86	20.37	16.88
	相对误差 /%	3.14	8.84	9.57
②号监测点	模拟值	24.39	19.36	15.92
	实测值	22.94	20.89	15.23
	相对误差 /%	11.14	7.32	7.58
③号监测点	模拟值	24.11	19.11	15.64
	实测值	2..15	20.48	14.74
	相对误差 /%	8.85	6.67	20.79
④号监测点	模拟值	23.79	18.82	15.31
	实测值	24.08	19.61	15.02
	相对误差 /%	7.73	8.67	10.04

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 4　NH_4^+–N的模拟计算值与实测值的对照 /mg·L^{-1}

Table 4　Comparison between simulation and monitor values of NH_4^+–N / mg·L^{-1}

监测断面	参数	监测时间		
		2006-04-10	2006-05-22	2006-06-19
①号监测点	模拟值	15.38	12.10	9.63
	实测值	14.76	12.67	9.07
	相对误差 /%	4.17	11.50	8.60
②号监测点	模拟值	15.25	11.99	9.54
	实测值	15.05	12.55	9.96
	相对误差 /%	8.55	8.15	21.58
③号监测点	模拟值	15.10	11.85	9.42
	实测值	14.53	11.63	9.15
	相对误差 /%	11.62	13.03	14.73
④号监测点	模拟值	14.93	11.70	9.29
	实测值	14.36	12.06	9.48
	相对误差 /%	6.94	10.41	14.53

2.3　新港河道水质影响因素模拟计算及分析

2.3.1　曝气量的影响及曝气河段下游的水质模拟

通过改变曝气设备的功率和动力效率, 可以控制曝气设备向水体传递的氧量, 观察不同增氧量下的水质状况. 本模拟试验设置了 3种不同的增氧量, 分别为: ①不充氧, 即单位时间增氧量为 0; ②低增氧量, 即单位时间增氧量为 1 kg/(kW·h); ③高增氧量, 即单位时间增氧量为 4.4 kg/(kW·h). 同时, 假设在曝气河段下游有 500 m 的非曝气河段, 通过上述模型模拟计算在曝气河段进行曝气对其下游河段的水质影响. 模拟计算结果见图 5.

图 5(a)模拟计算结果表明, 增加曝气量可以改善下游水体的溶解氧水平, 在不曝气的情况下, 下游的溶解氧很快就趋于 0; 在低曝气量的情况下, 下游 500 m 处的溶解氧降低至 0.15 mg/L; 在高曝气量的情况下, 曝气段的溶解氧达到 5.0 mg/L左右, 其下游 500 m 处的溶解氧仍可以维持在 3.15 mg/L, 比低曝气量的情况提高了 3.0 mg/L; 可见, 若要有效提高下游河段的溶解氧, 将河道的溶解氧保持在一定的水平, 就要使曝气段的溶解氧水平达到 4.0~5.0mg/L以上. 图 5(b)及图 5(c)结果表明, 增加曝气量可以使水体的生化需氧量和氨氮指标下降, 但是下降的幅度不大, 主要原因是河水在曝气段范围内停留的时间很短, 一般在 20 min左右, 在这个时间内发生的主要是氧化还原反应, 而且反应时间较短, 微生物对有机物的去除作用较小, 而数学模型中对于生化需氧量和氨氮的去除主要体现在微生物降解方面; 同时, 在 3种不同曝气量的情况下, 曝气段下游 500m处生化需氧量的去除率与曝气段的去除率相比, 平均提高了 11.45%, 氨氮的去除率平均提高了 8.4%, 增加曝气量可使曝气段下游的生化需氧量和氨氮的去除率有小幅度提高, 可以理解为河道的溶解氧水平提高, 增强了水体的自净能力, 只是在河段距离较短及水流过时间较短, 这种强化作用表现不甚明显.

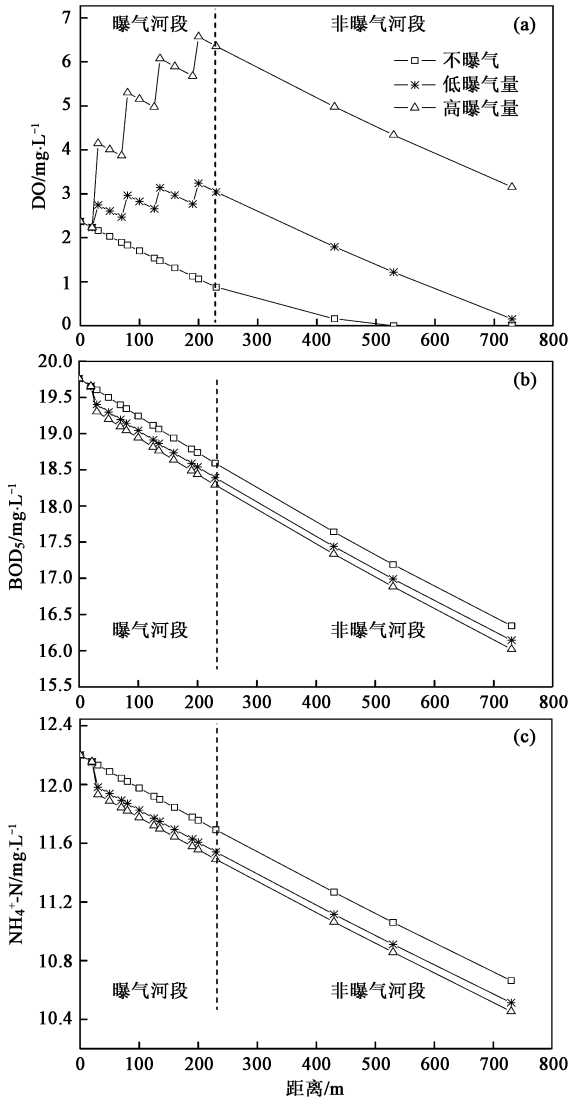

图 5　不同曝气量及曝气河段下游水质变化模拟图

Fig. 5　Simulation of water quality changes under different aeration quality capacities and down river water quality

2.3.2　流速和底泥悬浮的影响

在新港河道曝气过程中观察到, 曝气会对水体产生过度的搅动, 引起底泥悬浮. 通过改变曝气单元河段的底泥耗氧量 SOD值, 模拟底泥悬浮对水体水质的影响. 同时, 改变流速, 观察不同流速下的水质变化. 模拟结果见图 6.

图 6模拟计算试验结果表明, 与不产生底泥悬浮相比, 底泥悬浮会引起生化需氧量升高和溶解氧降低. 底泥是产生 BOD_5 的内源污染物, 也是消耗水

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

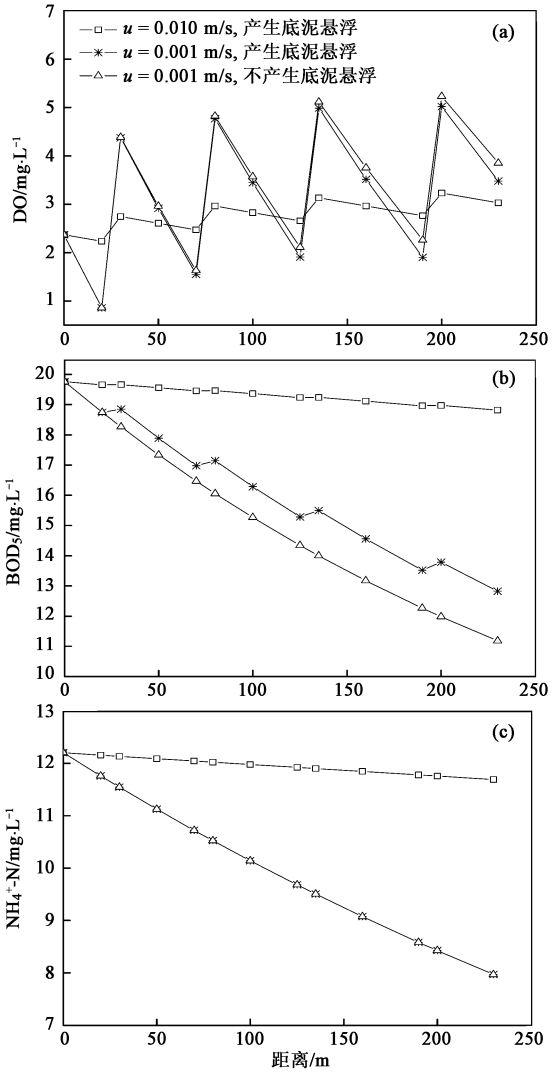

图 6 不同流速及底泥悬浮情况下水质变化模拟

Fig. 6 Simulation of water quality changes under the condition of different velocities and sediment suspending

体溶解氧的主要因素, 当底泥进入水体, 便可能引起生化需氧量升高和溶解氧降低. 因此, 在实际工程中, 要注意曝气设备的安装位置, 根据河道的深度, 确定合适的安装位置, 既要保证氧气有效地传递到水体中, 又要避免底泥悬浮的发生. 需要说明的是, 在该水质模型中, 氨氮的降解没有考虑底泥的影响, 故在有无产生底泥悬浮的情况下, 二者的变化没有区别. 同时, 当河水流速减小时, 水体溶解氧水平以及生化需氧量和氨氮的去除率增加, 主要原因是由于流速减小, 河水的停留时间加长, 增加了河水与空气的接触时间, 使更多的氧气传递到水中, 提高了水体的溶解氧水平, 增强了微生物的活性, 同时也增加了微生物与有机物的反应时间, 致使生化需氧量和氨氮下降. 在工程中可以通过设置栏水坝以改变河水的流速, 从而提高曝气充氧改善河水水质的效果.

2.3.3 温度的影响

在模型计算中设定不同的温度, 以 10、20和26℃分别代表不同时节下的水温. 通过模拟计算阐明温度对曝气效果的影响. 模拟计算结果见图 7.

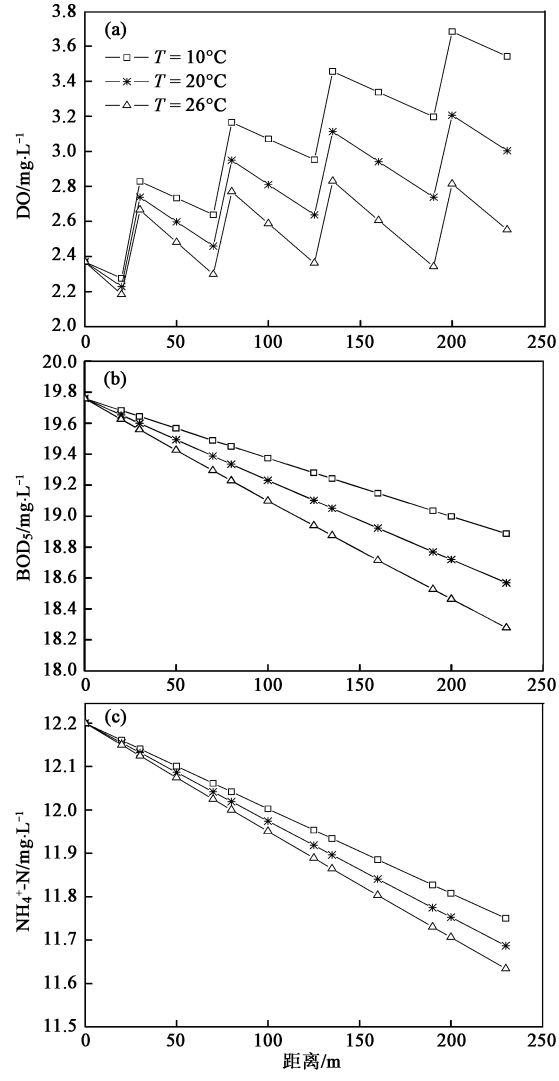

图 7 不同温度下水质变化模拟图

Fig. 7 Simulation of water quality changes under different temperatures

模拟计算结果表明: 温度对水体的溶解氧水平影响较大. 温度升高, 氧气在水中的溶解度减少, 成为引起水体溶解氧下降的主要原因. 而随着温度的升高, 生化需氧量和氨氮呈下降趋势, 主要是由于温度升高, 微生物的活性增强, 反映在数学模型中即 BOD_5 降解速率和氨氮硝化速率增加. 因此, 在工程中要选择适宜的季节进行曝气, 一般在春末秋初; 另外, 夏季温度较高, 微生物降解有机物的速率较快, 水体溶解氧消耗较快, 水体容易发黑发臭, 需要提高

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

曝气量, 将水体的溶解氧维持在 4.0 mg/L以上的水平.

3 结论

(1) 以曝气充氧治理上海市受污染的新港河道实际工程为基础, 结合零维水质模型、一维水质模型以及以 Streeter-Phelps模型为基础的 BOD-DO 耦合模型, 引入活性污泥 1号模型中的开关系数, 利用组合推流式反应器的原理, 建立了曝气充氧条件下的河流水质模型.

(2) 模型校核结果表明, 模拟计算结果与实测值吻合较好, 该模型能较好地反映在曝气充氧情况下新港河道水质的实际状况.

(3) 模拟计算结果表明, 曝气不仅能改善曝气段的水质状况, 还能有效提高曝气段下游水体的溶解氧水平, 增加自净能力, 改善水质. 该模型能够为曝气充氧修复受污染河道的工程设计及运行提供理论计算方法及依据.

参考文献:

[1] Whipple W J, Yu S L. Alternative oxygenation possibilities for large polluted rivers [J]. Water Resources Research, 1971, **7**(3): 566-579.

[2] 凌晖, 王诚信, 史可红. 纯氧曝气在污水处理和河道复氧中的应用[J]. 中国给水排水, 1999, **15**(8): 49-51.

[3] Neal C, Harrow M, Williams R J. Dissolved carbon dioxide and oxygen in the River Thames: Spring-summer [J]. Science of the Total Environment, 1998, **210-211**: 205-217.

[4] Gandy C J, Smith J W N, Jarvis A P. Attenuation of mining-derived pollutants in the hyporheic zone: A review [J]. Science of the Total Environment, 2007, **373**(2-3): 435-446.

[5] 徐续, 操家顺. 河道复氧/生物填料工艺处理受污染河水的中试[J]. 中国给水排水, 2008, **24**(15): 36-39.

[6] Cundy A. Water Pollution: Terrestrial and Groundwater [J]. International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences, 2004: 16377-16382.

[7] Campolo M, Andreussi P, Soldati A. Water quality control in the river Arno [J]. Water Research, 2002, **36**(10): 2673-2680.

[8] Lamping J, Worrall F, Morgan H, *et al*. Effectiveness of aeration and mixing in the remediation of a saline stratified river [J]. Environmental Science and Technology, 2005, **39**: 7269-7278.

[9] Pinpunchat B, Sweatman W L, Wake G C, *et al*. A mathematical model for pollution in a river and its remediation by aeration [J]. Applied Mathematics Letters, 2009, **22**(3): 304-308.

[10] Alvarez-Vzquez L J, Martnez A, Vzquez-Mndez M E, *et al*. An application of optimal control theory to river pollution remediation [J]. Applied Numerical Mathematics, 2009, **59**(5): 845-858.

[11] Cong H B, Huang T L, Chai B B, *et al*. A new mixing-oxygenating technology for water quality improvement of urban water [J]. Renewable Energy, 2009, **34**(9): 2054-2060.

[12] 陈伟, 叶舜涛. 苏州河河道曝气复氧探讨 [J]. 上海环境科学, 2001, **20**(5): 233-234.

[13] 李伟杰, 汪永辉. 曝气充氧技术在我国城市中小河道污染治理中的应用[J]. 能源与环境, 2007, **2**: 36-38.

[14] 颜兵, 王小朋. 增氧对河道生态修复的研究[J]. 浙江建筑, 2003, **3**: 47-48.

[15] 孙从军, 张明旭. 河道曝气技术在河流污染治理中的应用[J]. 环境保护, 2001, **4**: 12-14.

[16] 张闯, 陶涛, 李尔. 佛山水道及其支涌复氧试验研究 [J]. 工业安全与环保, 2005, **31**(11): 17-20.

[17] 李开明, 刘军, 刘斌, 等. 黑臭河道生物修复中 3种不同增氧方式比较研究[J]. 生态环境, 2005, **14**(6): 816-821.

[18] 米玉华. Streeter-Phelps河流水质模型的应用 [J]. 河北水利科技, 1997, **18**(1): 29-32.

[19] 傅国伟. 河流水质数学模型模拟计算 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1987. 25-30.

[20] 李茹莹. 活性污泥数学模型的研究应用进展与问题讨论[J]. 工业用水与废水, 2002, **33**(4): 4-6.

[21] 宋新山, 邓伟. 环境数学模型[M]. 北京: 科学出版社, 2004. 35-37.

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net