

邓义祥, 王斯栓, 李子成, 等. 2009 水质模型在东莞污染源负荷估算中的应用 [J]. 环境科学学报, 29(11): 2458–2464

Deng Y X, Wang S S, Li Z C, *et al*. 2009 Application of a water quality model in pollution load estimation in Dongguan [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 29(11): 2458–2464

水质模型在东莞污染源负荷估算中的应用

邓义祥^{1*}, 王斯栓², 李子成¹, 苏一兵¹

1 中国环境科学研究院, 北京 100012

2 江西工业职业技术学院, 南昌 330039

收稿日期: 2009-01-05 修回日期: 2009-06-10 录用日期: 2009-09-05

摘要: 为解决水环境规划中经常碰到的污染源数据缺失问题, 以水质数学模型为基础, 通过污染源-水质响应关系, 建立了从水质监测数据推算污染源负荷的计算方法。主要步骤包括: 通过水质模型建立污染源负荷和水质数据之间的响应关系; 提出估算污染源负荷的优化目标和约束方程; 优化问题求解, 评估污染源负荷估算效果, 确定污染源负荷。同时, 以东莞市为例, 对该市用水量和污染源特征进行了分析, 并采用圣维南方程, 建立了一维河流水质模型。最后以东莞市 2005 年水质调查数据为基础, 对比实测水质数据和模型模拟结果, 对东莞市 2005 年的污染源负荷进行了评估。结果表明, 东莞 2005 年生活和工业污染源 COD_{Cr} 排放量为 25.2×10^4 t, 其中, 生活源占 60.4%, 工业污染源占 39.6%。东莞污染源负荷估算结果能够较好地反映当时条件下的水质变化过程。

关键词: 污染源; 负荷估算; 水质模型; 东莞

文章编号: 0253-2468(2009)11-2458-07 中图分类号: X32 文献标识码: A

Application of a water quality model in pollution load estimation in Dongguan

DENG Yixiang^{1*}, WANG Sishuan², LIZicheng¹, SU Yibing¹

1 Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012

2 Jiangxi Industrial Vocational and Technical College, Nanchang 330039

Received 5 January 2009; received in revised form 10 June 2009; accepted 5 September 2009

Abstract Lack of pollution data is a problem frequently faced in water environmental planning. To address the problem, a load estimation approach was established based on a mathematical water quality model via pollution source-water quality response relationship. This methodology includes three major steps. The first step is to build the pollution load and water quality response relationship with the mathematical model. Then the optimized target and constraint equations to calculate pollution load are proposed. The last step is to solve the optimization problem, assess the effect of estimation, and determine the pollution load from the sources. Taking Dongguan as a case study, we analyzed water consumption data and pollution status. Then a one-dimensional water quality model was established with Saint-Venant and dilution-diffusion equations. Based on the water quality investigation data in 2005, the pollution loads were assessed by comparing the water quality modeling results and field monitoring data. In 2005, the domestic and industrial COD_{Cr} load was estimated to be 25.2×10^4 t, of which the domestic pollution load was 60.4%, and the industrial pollution load was 39.6%. The estimated pollution load accurately reflected the water quality change at that time in Dongguan.

Keywords pollution sources; load estimation; water quality modeling; Dongguan

1 引言 (Introduction)

污染源负荷核定是水环境规划的一项基础工作, 只有对污染源负荷有比较准确的了解, 才能制订出合理的污染控制方案和措施 (夏青等, 1990)。在实际工作中, 污染源调查面临着很大的困难, 这是由于污染源数量众多、来源复杂, 通过对每一个

污染源进行污水量和污染物浓度进行监测来核定污染源负荷, 既不经济也不现实 (傅国伟等, 1985)。如果让企业自行申报, 除调查周期比较长、不能满足规划所需要的时效性外, 由于企业在污染源方面的知识比较欠缺以及存在故意多报或瞒报等因素, 也会降低污染源负荷调查的有效性 (于晶等, 2005)。

基金项目: 东莞市内河涌整治规划地方合作项目

Supported by the Local Government Cooperation Project of the River Treatment Programing in Dongguan City

作者简介: 邓义祥 (1974—), 男, 副研究员 (博士), E-mail: dengyixiang@gmail.com; * 通讯作者 (责任作者)

Biography: DENG Yixiang (1974—), male, associate professor (Ph D.), E-mail: dengyixiang@gmail.com; * Corresponding author

虽然污染源的直接调查存在诸多困难, 然而水质调查却相对容易. 由于污染源和水质之间存在着因果关系, 利用水质调查数据来反推污染源负荷, 可对已有污染源数据的准确性进行评估. 目前, 通过测定环境中污染物浓度来估计污染源负荷, 在大气和土壤的污染源解析中得到了十分广泛的应用 (张长波等, 2007; 方璇等, 2007; 易慧等, 2007), 然而有关水环境污染源解析的研究报道还较少, 而采用的方法也主要为多元统计方法 (王晓琳等, 2007). 与多元统计方法相比, 水质模型在建立污染源负荷和水质数据之间的响应关系方面具有明显的优势, 且污染物在河流等水环境系统中的迁移转化与其在大气、土壤环境中相比具有更为确定的边界. 因此, 通过水质模型估算水环境污染源负荷具有一定的可行性.

鉴于此, 本文拟采用水质模型估计污染源负荷的大小, 通过水质模型建立污染源-水质响应关系, 确定污染源估算的优化目标, 进行污染源的优化计算. 同时, 重点考虑克服模型参数与污染源负荷之间的相关关系, 使估算结果尽可能准确. 最后以东莞市 2005年水质调查数据为基础, 对东莞市 2005年的污染源负荷进行评估, 以期对已有污染源数据

的准确性进行评估, 并为核定污染源负荷提供新思路.

2 研究区域概况 (General information of the research area)

2.1 主要水系

东莞是我国重要的制造业基地, 经济发达, 企业众多, 由此也带来严重的水环境污染问题. 东莞境内水系主要分为东江河网片区水系和运河水系. 东江水系是东莞饮用水的主要来源, 出于保护东江水质的需要, 这两个水系基本被隔绝, 水体间没有交换. 运河水系接纳了东莞市绝大部分的生活和工业污水, 是污染源负荷估算的重点. 运河水系的主要组成包括石马河、寒溪河、黄沙河及东引运河主干, 流域面积约 1699 km², 占流域总面积的 68.9%; 河网片区流域面积约 766 km², 占流域总面积的 31.1%.

2.2 水质采样和现状

2005年 11月 8日至 12月 8日, 在东莞全市主要的河流进行了为期 1个月的水质调查, 采样点为 229个, 覆盖了全市的主要河涌, 调查数据基本可以反映东莞的水环境污染状况. 图 1是东莞市的水质

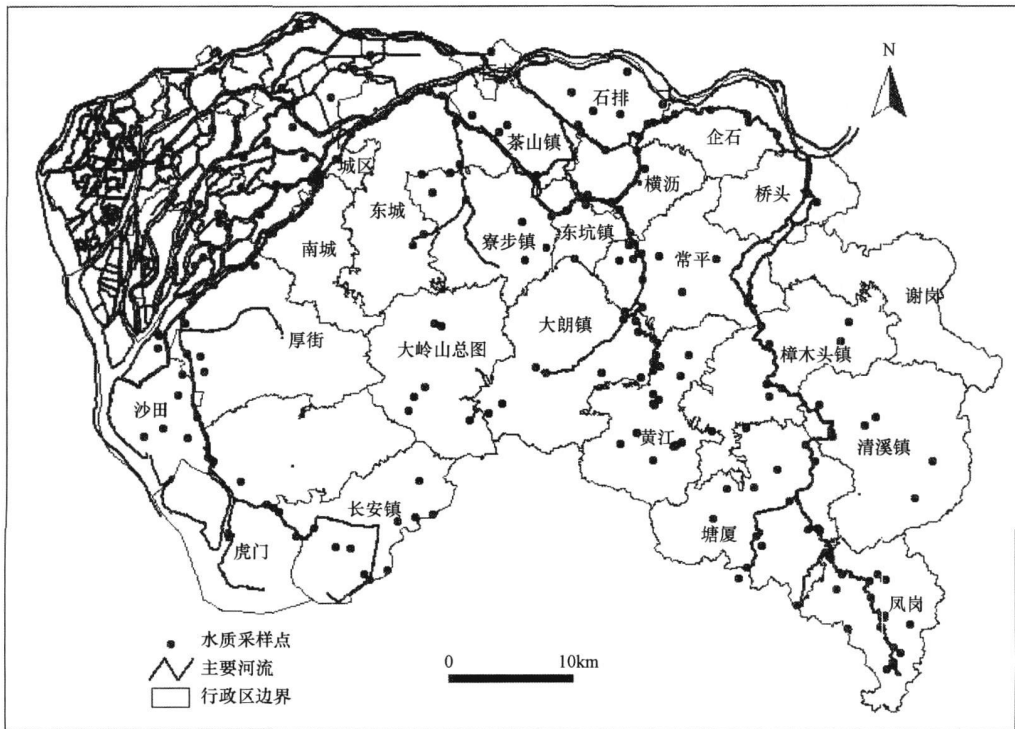


图 1 东莞市的水质采样点分布

Fig 1 Water quality sampling points in Dongguan

采样点分布图. 根据地表水环境质量标准 (GB 3838-2002), 综合考虑 COD_{Mn} 、 NH_4^+-N 和 TP 等指标, 采用因子比较法进行评价. 评价结果表明, 全部 229 个采样点只有 20 个完全达到了地表水 V 类标准, 且主要为水库出水口; 10 个采样点达到了地表水 IV 类标准, 5 个采样点达到了地表水 III 类标准, 2 个采样点达到了地表水 II 类标准, 没有水质采样点达到地表水 I 类标准. 平均污染综合指数超标的采样点达到 195 个, 占调查总数的 85%. 由此可见, 东莞市水环境污染范围广泛, 已经涉及全市绝大部分地区.

3 负荷估算模型 (Load estimation model)

3.1 水质模型

采用圣维南方程模拟水力学过程 (Greco *et al* 1975, 李义天, 1997, 孙昭华等, 2004, 徐一剑等, 2005), 连续方程和动量方程如式 (1) 和式 (2) 所示.

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q_1 \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left[\beta \frac{Q^2}{A} \right] + gA \frac{\partial Z}{\partial x} + g \frac{n^2 Q |Q|}{AR^{4/3}} = 0 \quad (2)$$

式中, x 为沿河流方向的距离 (m); t 为时间 (s); Q 为流量 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); A 为过水断面面积 (m^2); q_1 为侧向入流的流量 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-1}$); β 为动量修正系数, 无量纲, 一般情况下取值为 1. g 为重力加速度, 一般取值为 $g = 9.81 \text{m} \cdot \text{s}^{-2}$; Z 为水位 (m); R 为水力半径 (m); n 为糙率, 是经验系数.

水质方程的表达式如式 (3) 所示 (邓义祥等, 2002, Marsili-Libelli *et al*, 2008). 其中, 源汇项 S 可视具体的污染物加以确定. 对 COD_{Cr} 而言, 其源汇项表达式如式 (4).

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial QC}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left[AE_x \frac{\partial C}{\partial x} \right] + AS \quad (3)$$

$$\frac{d[\text{COD}_{\text{Cr}}]}{dt} = -k_1[\text{COD}_{\text{Cr}}] + s_1 \quad (4)$$

式中, C 为污染物浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); E_x 为污染物纵向扩散系数 ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$); S 为源汇项 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$); $[\text{COD}_{\text{Cr}}]$ 为 COD 的值 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); k_1 为 COD 的衰减系数 (s^{-1}); s_1 为污染源负荷输入 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$).

3.2 负荷估算

鉴于污染源负荷与水质之间具有直接的因果关系, 采用水质模型, 建立污染源负荷和水质之间

响应关系式 (5).

$$\begin{cases} c_1 = f(x_1, x_2, \dots, x_m, p_1, p_2, \dots, p_n) \\ c_2 = f(x_1, x_2, \dots, x_m, p_1, p_2, \dots, p_n) \\ \dots \\ c_l = f(x_1, x_2, \dots, x_m, p_1, p_2, \dots, p_n) \end{cases} \quad (5)$$

式中, c_i 为第 i 个控制点的污染物计算浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); x_j 为第 j 个污染源的负荷 ($\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$); p_k 为第 k 个模型参数的大小; m 、 n 、 l 分别为污染源、模型参数和水质控制点的个数. 当水质对污染源负荷的响应为线性时, 固定模型参数, 水质可表达为污染源的线性方程.

设第 i 个控制点的观测浓度为 c'_i , 污染源负荷估算的目标应使观测值与模拟值尽可能接近, 因此, 污染源负荷估算的目标函数如式 (6) 所示.

$$z_{\text{min}} = \sum_{i=1}^l (c_i - c'_i)^2 \quad (6)$$

式中, z_{min} 为目标函数最小值, c_i 为第 i 个控制点的污染物计算浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); c'_i 为该点的观测浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). 因此, 式 (6) 表示, 通过调整污染源负荷的大小, 使污染物浓度的模拟值能够最大程度地接近观测值.

根据公式 (5) 和公式 (6), 即可得到污染源负荷估算的优化方程组. 直接采用公式 (5) 和公式 (6) 的联立方程组来估算污染源负荷的大小, 在实际应用时仍面临着污染源数量众多、模型参数不确定性的问题. 同时, 上述优化问题是一个非线性优化问题, 计算复杂性不容忽视. 因此, 在实际应用时, 应尽可能结合已有的经验知识, 减少自由参数的个数, 以降低污染源估算的偏差.

4 方法应用 (Method application)

4.1 东莞污染源分析

从东莞现有的数据资料来看, 其用水量数据比较容易获得; 河道水质数据可采用实测方法加以确定, 污水量通过排水系数加以折算. 因此, 污染源负荷估算问题可转化为污水浓度估算问题. 从污染源的类型来看, 东莞主要的污染源可分为生活污染源和工业污染源两类. 由于东莞现有污水处理规模相对较小, 不足以处理所有的生活污水, 部分生活污水经过污水处理厂处理以后排入河道, 部分生活污水直接排入河道, 工业废水经过企业自身的处理以后排入河道. 因此, 需估算的污水浓度分别为生活

污水进入污水处理厂之前的浓度, 以及工业废水经过企业自身处理以后的排水浓度。

2005年, 东莞工业总产值达 4422亿元, 工业企业有 21868家, 国有及年销售收入 500万元及以上工业企业 4505家, 三大产业结构比例为 1.0:56.5:42.5。根据《2005年东莞市国民经济和社会发展统计公报》, 该区域第二产业发展最快, 工业的迅速发展, 造成大量工业污染源的排放, 也加重了区域水环境的污染。2005年, 先期对 6765家企业进行了污染物排放的摸底问卷调查, 后增补至 6892家, 其中, 包含有效数据的企业 6764家。这些资料虽不足以覆盖全市的工业污染源, 但可作为 2005年全市工业污染源排放量的估算依据。

东莞农业面源的数量相对较少, 据统计, 东莞的农业土地利用类型主要为非农用地和农林用地, 土地总面积约 1239.88km²。其中, 非农用地包括农村道路、农村居住用地、裸土地、沼泽地和滩涂, 面积分别为 8.52、33.67、76.40、9.09和 1.70 km²; 农林用地包括水田、菜地、园地、林地和草地, 面积分别为 98.78、231.44、122.44、634.70和 23.14 km²。采用通用土壤流失方程 (谢云等, 2003), 估算非农用地的土壤流失量为 17086.19 t a⁻¹, COD_{Cr}排放量为 2588.00 t a⁻¹; 农林用地土壤流失量为 10990.43 t a⁻¹, COD_{Cr}排放量为 13079.40 t a⁻¹, 两者合计 COD_{Cr}排放量为 15667.40 t a⁻¹。由于东莞城镇化程度较高, 非点源污染相对较轻, 因此, 将面源负荷估算结果直接纳入背景负荷, 不再使用水质模型进行估算。

4.2 污水处理厂情况

据统计, 2005年东莞有 15家污水处理厂, 分布在全市 6个镇, 各污水处理厂的名称及规模见表 1。全市合计污水处理规模 307.9 × 10⁴ m³ d⁻¹, 其中, 运河樟村水质净化厂不直接处理生活污水, 而是从东引运河取水, 经处理后再重新排入东引运河, 属河道型污水处理厂, 不考虑东引运河樟村水质净化厂, 全市污水处理规模为 47.9 × 10⁴ m³ d⁻¹。按照《东莞市环境状况公报》, 2005年东莞生活污水处理量为 0.64 × 10⁸ m³, 约合 17.53 × 10⁴ m³ d⁻¹, 生活污水集中处理率仅为 8.22%, 污水处理厂的有效利用规模占总建成规模的 36.57%。

表 1 东莞 2005年投入运行的城市污水处理厂

Table 1 Municipal sewage treatment plants of Dongguan City in 2005

所在城镇	名称	规模 m ³ d ⁻¹
莞城	市区污水处理厂 (一期)	20.00 × 10 ⁴
	运河樟村水质净化厂 (用于净化东莞运河城区段水质)	260.00 × 10 ⁴
樟木头	樟木头污水处理站	0.50 × 10 ⁴
	樟木头污水处理厂	2.00 × 10 ⁴
	樟木头镇中心区排污口整治工程	1.00 × 10 ⁴
清溪	清溪污水处理站	0.50 × 10 ⁴
	清溪污水处理厂	2.00 × 10 ⁴
塘厦	塘厦白泥湖污水处理厂	1.50 × 10 ⁴
	塘厦石桥头污水处理厂	2.00 × 10 ⁴
	塘厦林村水质净化厂	12.00 × 10 ⁴
凤岗	凤岗雁田污水处理厂	1.50 × 10 ⁴
	凤岗虾公潭污水处理厂	2.00 × 10 ⁴
	凤岗虾公潭排污口整治工程	2.00 × 10 ⁴
	凤岗墟镇污水处理站	0.24 × 10 ⁴
常平	凤岗油甘埔污水处理站	0.36 × 10 ⁴
	常平陈屋贝污水处理厂	0.30 × 10 ⁴
全市合计		307.9 × 10 ⁴

4.3 模型参数范围

为克服单纯依靠优化方法估算模型参数所带来的误差, 根据经验应事先估计其分布范围。在查阅相关文献的基础上 (邓义祥等, 2003; 李标, 2007; 贺瑞敏, 2007), COD_{Cr}衰减系数的取值见表 2。考虑到东莞石马河坡降较大, 具有山区型河流的特点, 而其它均为河网类型的河流。根据上述研究成果, 并考虑到需要给出较大的变化幅度等情况, 本文 COD_{Cr}衰减系数的取值范围设为 0.1~0.5 d⁻¹。

表 2 COD_{Cr}衰减系数的取值范围

Table 2 Range of the COD degradation coefficient

序号	下限 /d ⁻¹	上限 /d ⁻¹	位置	文献来源
1	0.253	0.26	无锡县河网	孙勤芳等, 1994
2	0.30	5.00	图们江平原河流	田卫等, 1998
3	0.05	0.29	山东小清河山区河流	董梅等, 1998
4	0.64	1.08	浑江吉林省段山区河流	田卫等, 2000
5	0.11	0.20	金堤河平原河流	程志臣等, 2000
6	0.06	0.20	上海地区河网类似于水库	徐贵泉等, 2000
7	0.25	0.25	柳州柳州段山区河流	龚若愚等, 2000
8	0.15	0.20	广州流溪河	李标, 2007
9	0.20	0.25	75%各种类型的河流	李炜等, 1999

4.4 估算步骤

同时估算污染源负荷和衰减系数是一个非线性优化问题, 面临着计算复杂的问题。为克服这一困难, 本研究将污染物衰减系数和污染物浓度估算

分开,采用两步法估算污染物衰减系数和负荷大小.具体的步骤如下:①首先估计出水质衰减系数,将其加以固定;②计算在给定水质衰减系数条件下,各污染源的响应系数;③采用线性响应模型,以水质模拟浓度与实测浓度之差的平方和为目标函数,估算工业废水和生活废水的最佳排放浓度;

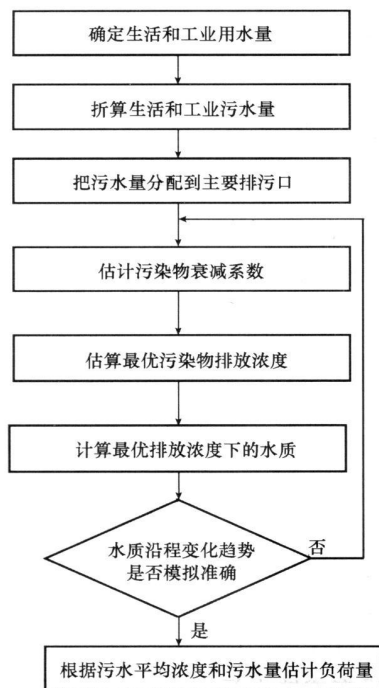


图 2 采用水质模型估算污染源负荷步骤

Fig. 2 Steps to estimate the pollution load by water quality modeling

④绘图对比模拟浓度和实测浓度,如果二者之间存在明显的不一致性,则重新估算水质衰减系数,回到步骤②;否则估算结束.图2是采用水质模型估算污染源负荷的技术路线图.从图2中可看出,该过程是一个需要不断反复调试的过程,直至在给定的污染源负荷和水质参数条件下,研究区域的水质变化过程能够得到比较好的模拟.

由于污染源负荷和衰减系数之间存在一定的相关性,给污染源负荷估算带来一定的困难.但研究中发现,同时考察水质浓度沿程变化和水质均值,可在一定程度上克服这种相关性的影响.单靠调节水质衰减系数或污染源负荷,很难使二者同时达到较好的模拟效果.如果污染源负荷过大,为使水质均值模拟比较准确,会导致衰减系数过大,无源或少源段水质浓度下降过快;反之,如果污染源负荷过小,为使水质均值模拟比较准确,会导致衰减系数过小甚至为负值,无源或少源段污染物浓度下降过慢.因此,只有二者适到合理的组合,才能较好地模拟水质的变化过程.

5 计算结果 (Calculation results)

5.1 污水量核算

根据东莞市水资源公报公布的2005年用水量数据,采用经济和人口数据进行校核,最终确定东莞市2005年的用水量.根据珠江三角洲相似城市的研究经验,取生活排水率为0.90,工业排水率为0.85,以此确定东莞2005年的污水排放量(表3).

表 3 2005年东莞用水量和污水量数据

Table 3 Amount of water consumption and sewage in Dongguan

控制区	用水量 / t			污水量 / t		
	生活	工业	合计	生活	工业	合计
石马河	11543×10^4	19280×10^4	30824×10^4	10389×10^4	16389×10^4	26778×10^4
海引寒	5745×10^4	7655×10^4	13400×10^4	5171×10^4	6506×10^4	11677×10^4
寒溪河	16053×10^4	8289×10^4	24342×10^4	14449×10^4	7044×10^4	21494×10^4
黄沙河	4700×10^4	3832×10^4	8532×10^4	4230×10^4	3257×10^4	7487×10^4
城区段	19192×10^4	12880×10^4	32072×10^4	17272×10^4	10949×10^4	28221×10^4
沿海片	16380×10^4	6948×10^4	23328×10^4	14742×10^4	5906×10^4	20647×10^4
合计	73613×10^4	58884×10^4	132498×10^4	66253×10^4	50051×10^4	116304×10^4

5.2 水质沿程变化模拟

以污水量为基础,对比数学模型的模拟结果和实测水质,估算生活污水和工业废水的平均浓度.经过核算, COD_{Cr} 的衰减系数为 $0.3 d^{-1}$,生活污水和工业废水 COD_{Cr} 的值分别为 $230 mg \cdot L^{-1}$ 和 $200 mg \cdot L^{-1}$.

河流中污染物浓度变化过程模拟值与实测值的对比见图3.图中每一个站位的观测值线段代表观测值的取值范围,中间的横线代表平均值.从图3验证结果来看,3个河段模拟值落入观测值区间的段面数为26个,占全部40个断面的65%;相对误差最小为1.07%,最大为111.53%.以观测值的平

均值进行衡量, 不考虑相对误差的正负, 相对误差绝对值的平均值为 23.05%; 若考虑相对误差的正负, 平均相对误差仅为 0.13%.

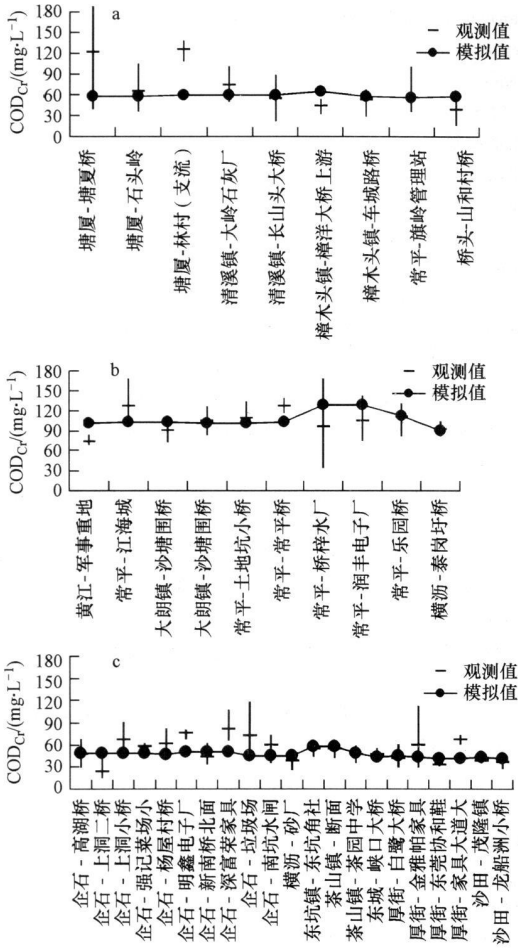


图 3 水质沿程变化模拟结果与实测值的对比 (a 石马河, b 寒溪河, c 东引运河)

Fig. 3 Comparison of the simulation results with the observation data (a. Shima River, b. Hanxi River, c. Dongying Canal)

总体而言, 模拟值能有效地反映水质的沿程变化过程, 但在个别点误差较大. 这一方面是由于模型采用了一致的工业污染源和生活污染源浓度假设, 虽然能反映全市的污染物总量, 但对具体排污口的浓度估算可能出现偏差; 另一方面是由于存在一定的观测误差, 或者观测点选在排污口附近, 导致观测点的浓度过高. 例如, 石马河的塘厦-林村断面, 东引运河的企石-垃圾场断面和厚街-金雅帕家具断面, 其污染物浓度显著地高于相邻断面. 综合考虑上述因素, 对东莞主要河流的水质模拟结果可以接受.

5.3 污染源排放负荷估算

根据生活污水、工业废水排放量和污染物浓度估算结果, 可计算出东莞 COD_{Cr} 负荷的排放量 (表 4). 从表 4 中可看出, 东莞 2005 年生活和工业污染源 COD_{Cr} 排放量为 25.2×10^4 t, 其中, 生活源占 60.4%, 工业污染源占 39.6%. 非点源排放量为 1.57×10^4 t, 仅占工业和生活排放量的 6.21%.

表 4 东莞 2005 年工业和生活污染源 COD_{Cr} 排放量估算值

Table 4 COD_{Cr} load evaluation of Dongguan in 2005

控制区	生活污染源	工业污染源	污染源合计
石马河	23894	32778	56671
海引寒	11894	13011	24906
寒溪河	33233	14089	47322
黄沙河	9730	6513	16244
城区段	39728	21898	61625
沿海片	33907	11812	45718
合计	152386	100101	252486

6 结论 (Conclusions)

1) 东莞市研究案例表明, 合理调整污染源负荷, 可使模拟水质与实际观测值的拟合达到相当的精度. 经反复调整, 东莞 2005 年 COD_{Cr} 的衰减系数取 $0.3 d^{-1}$, 估算的生活污染源和工业污染源排放量分别为 15.2×10^4 t 和 10.0×10^4 t.

2) 在没有或缺少污染源负荷数据条件下, 可采用水质模型污染源负荷对污染源负荷进行估算. 同时, 在具有污染源负荷数据的条件下, 也可采用上述方法进行验证, 以明确污染源负荷数据是否能够反应当时条件下的水质状况.

3) 在采用水质模型估算污染源负荷的过程中, 由于自由变量众多, 应充分利用各种已知信息, 减少优化问题自由变量的个数, 降低问题的复杂性. 另外, 为克服污染源负荷与降解系数相关性的影响, 需有大量独立的水质观测数据校核模拟值, 以保持方法的可靠性.

责任作者简介: 邓义祥 (1974—), 男, 副研究员 (博士), 主要从事水环境规划、数学模型等方面研究. E-mail: dengyixiang@gmail.com.

参考文献 (References):

程志臣, 杨志杰, 崔书臣, 等. 2000 金堤河水质污染模型的建立 [J]. 仪器仪表与分析监测, 4: 58—60

Chen Z C, Yang Z J, Cui S C, et al. 2000 Establishment of the Jingdi river water quality pollution model [J]. Instrumentation Analysis Monitoring, 4: 58—60 (in Chinese)

- 邓义祥, 陈吉宁, 杜鹏飞. 2002. HSY算法在水质模型参数识别中的应用 [J]. 上海环境科学, 21(8): 497—500
- Deng Y X, Chen J N, Du P F. 2002. Approach on application of HSY algorithm to parameter identification of water quality mode [J]. Shanghai Environmental Science, 21(8): 497—500 (in Chinese)
- 邓义祥, 陈吉宁, 程声通. 2003. 稀疏数据下复杂流域的水质模拟: 以赣江为例 [J]. 环境科学学报, 23(4): 422—427
- Deng Y X, Chen J N, Chen S T. 2003. Water quality simulation in a complicated large watershed: A case study of the Ganjiang watershed [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 23(4): 422—427 (in Chinese)
- 董梅, 夏学梅, 慕金波. 1998. 小清河干流水环境容量的计算 [J]. 山东环境, 85: 8—10
- Dong M, Xia X M, Mu J B. 1998. Calculation of the water environmental capacity in Xiaoqing river [J]. Shandong Environment 85: 8—10 (in Chinese)
- 方璇, 耿长君, 徐友海. 2007. 污染物的源解析技术研究进展 [J]. 化工科技, 15: 60—64
- Fang X, Geng C J, Xu Y H, et al. 2007. Research progress on source apportionment of pollutants [J]. Science & Technology in Chemical Industry, 15: 60—64 (in Chinese)
- 傅国伟, 程声通. 1985. 水污染控制系统规划 [M]. 北京: 清华大学出版社. 1—5
- Fu G W, Chen S T. 1985. Programming of Water Pollution Control System [M]. Beijing: Tsinghua University Press 1—5 (in Chinese)
- Greco F, Panattoni L. 1975. An implicit method to solve Saint Venant equations [J]. Journal of Hydrology, 24(1-2): 171—185
- 贺瑞敏. 2007. 区域水环境承载能力理论及评价方法研究 [D]. 南京: 河海大学. 51—53
- He R M. 2007. Study on the theory and evaluation method of regional water environment carrying capacity [D]. Nanjing Hohai University 51—53 (in Chinese)
- 李标. 2007. 广州流溪河主要水环境控制断面水质达标研究 [D]. 南京: 河海大学. 33—38
- Li B. 2007. Study on water quality control of Luxi river in Guangzhou [D]. Nanjing Hohai University. 33—38 (in Chinese)
- 李义天. 1997. 河网非恒定流隐式方程组的汉点分组解法 [J]. 水利学报, 3: 49—57
- Li Y T. 1997. A junctions group method for unsteady flow in multiply connected networks [J]. Journal of Hydraulic Engineering 3: 49—57 (in Chinese)
- 李炜. 1999. 环境水力学 [M]. 武汉: 武汉水利电力大学出版社, 500—503
- Li W. 1999. Environment Hydraulics [M]. Wuhan: Press of Wuhan Hydraulic and Electronic University 500—503 (in Chinese)
- Marsili-Libelli S, Giustia E. 2008. Water quality modelling for small river basins [J]. Environmental Modelling & Software, 23(4): 451—463
- 孙勤芳, 贺焯和, 李锦秀, 等. 1994. 河网水质数学模型的参数估算 [J]. 农村生态环境, 10: 46—50
- Sun Q F, He J H, Li J X, et al. 1994. Parameter estimation of the river network mathematical model [J]. Rural Ecological Environment 10: 45—50 (in Chinese)
- 孙昭华, 李义天, 曹志芳. 2004. 河网非恒定水沙数学模型研究 [J]. 水科学进展, 15: 165—171
- Sun Z H, Li Y T, Cao Z F. 2004. Numerical simulation of sediment transport in unsteady flow of river network [J]. Advances in Water Science 15: 165—171 (in Chinese)
- 田卫, 俞穆清, 刘桂琴. 1998. 图们江地区水环境容量及其对区域开发的影响研究 [J]. 地理科学, 18: 169—175
- Tian W, Yu M Q, Liu G Q. 1998. Study on aquatic environmental capacity and its influence on regional exploitation in the Tumen river region [J]. Scientia Geographica Sinica 18: 169—175 (in Chinese)
- 田卫, 俞穆清, 朱显梅, 等. 2000. 浑江吉林省段水环境容量及其在总量控制中的利用研究 [J]. 东北师大学报 (自然科学版), 32: 85—88
- Tian W, Yu M Q, Zhu X M, et al. 2000. Study on environmental capacity of water in Hunjiang river in Jilin province and its utilization in total amount control [J]. Journal of North-east Normal University (Natural Science), 32: 85—88 (in Chinese)
- 王晓琳, 金军, 王英, 等. 2007. 主成分分析法在水生物二噁英污染源解析中的应用 [J]. 环境与健康杂志, 24: 592—594
- Wang X L, Jin J, Wang Y, et al. 2007. Main sources analysis of dioxins pollution in fishes by principal component analysis [J]. Environ Health 24: 592—594
- 夏青, 王华东. 1990. 水环境容量开发与利用 [M]. 北京: 北京师范大学出版社. 1—13
- Xia Q, Wang H D. 1990. Development and Application of Water Environmental Capacity [M]. Beijing: Beijing Normal University Press 1—13 (in Chinese)
- 谢云, 林燕, 张岩. 2003. 通用土壤流失方程的发展与应用 [J]. 地理科学进展, 3: 3—7
- Xie Y, Lin Y, Zhang Y. 2003. The development and application of the universal soil loss equation [J]. Progress in Geography, 3: 3—7 (in Chinese)
- 徐贵泉, 褚君达, 吴祖扬, 等. 2000. 感潮河网水环境容量影响因素研究 [J]. 水科学进展, 11: 375—380
- Xu G Q, Chu J D, Wu Z Y, et al. 2000. Study on effect factors of water environmental capacity for tidal river network [J]. Advances in Water Science 11: 375—380 (in Chinese)
- 徐一剑, 曾思育, 张天柱. 2005. 基于不确定性分析框架的动态环状河网水质模型——以温州市温瑞塘河为例 [J]. 水科学进展, 16: 574—580
- Xu Y J, Zeng S Y, Zhang T Z. 2005. Dynamic water quality model for looping river network based on the framework of uncertainty analysis: A case study of Wenuitang river basin [J]. Advances in Water Science 16: 574—580 (in Chinese)
- 易慧, 叶代启, 付名利. 2007. 大气可吸入颗粒物源解析方法研究进展 [J]. 环境保护科学, 33: 8—11
- Yi H, Ye D Q, Fu M L. 2007. Study Progress on source apportionment of inhalable particles in atmosphere [J]. Environmental Protection Science 33: 8—11 (in Chinese)
- 于晶, 王在峰, 李栋. 2005. 水污染源总量控制方法研究 [J]. 环境科学研究, 18(4): 125—128
- Yu J, Wang Z F, Li D. 2005. Research on the method of controlling total quantity of water polluters [J]. Research of Environmental Sciences 18(4): 125—128 (in Chinese)
- 张长波, 骆永明, 吴龙华. 2007. 土壤污染源解析方法及其应用研究进展 [J]. 土壤, 39: 190—195
- Zhang C B, Luo Y M, Wu L H. 2007. Methods for source apportionment of soil pollutants and their advances in application to soil environmental research [J]. Soil 39: 190—195 (in Chinese)