

摘要

水环境数学模型是一种对水环境污染治理规划目标进行分析的重要方法。利用数学模型研究人类活动频繁、水环境问题比较严重的闽江下游北港河段水动力、水质问题，具有重要的理论与现实意义。

根据描述河道非恒定流运动的二维浅水方程组包括连续性方程、动量方程和描述污染物运动的二维对流扩散方程，使用有限差分及 ADI 法离散求解方程，建立了闽江下游北港河段二维水动力、水质耦合模型，运用实测资料率定了糙率、横向扩散系数、纵向扩散系数和污染物降解系数。运用二维水动力模型对北港河段水位、流量及流场等水流特性的沿程变化，进行了模拟和分析。应用二维水质模型，在河道水动力条件模拟的基础上，对污染物的运动规律及影响因素进行了研究。对不同排污口、不同污染负荷对污染带的影响进行了分析评价，对多源排放条件下北港的水质响应及排污口的优化设置进行了研究。

关键词：水动力模型 水质模型 污染带 感潮河道 闽江下游北港河段

Abstract

The mathematical model is an important technique to evaluate the effectiveness of various contaminant reduction scenarios in the water environment. The North branch of the lower reach of Minjiang River is tidal channel network. And the water environmental problems are serious. The research of hydrodynamic and water quality modeling channel has theoretic and practical significance.

Based on the two dimensional shallow water equations including continuity and momentum equations and two dimensional Advection-Dispersion equation, using the method of the finite different and ADI scheme to solve the equations, a two-dimensional hydrodynamic and water quality is developed and applied to the North Branch of the lower reach of Minjiang River. According to the simultaneous observed data, main parameters are calibrated. Applying the 2-D model, the characteristics of flow current and water quality are numerically simulated. The comprehensive simulation and research on the concentration have been conducted with various conditions, including the influence of wastewater discharged from different sewage outfalls which is visualized by the pollution zone, the characteristic of the pollution zone and it is also analyzed that the responses of water quality to the setting of sewage outfalls. Furthermore, the optimization of the setting of multi-sewage outfalls to make use of the self-purification ability of the river is discussed.

Keywords: two dimensional; flow model; water quality model; pollution zone; tidal river; the North Branch of lower Minjiang River.

中文文摘

分析了闽江下游河道水环境存在的主要问题及原因, (1)水污染压力大。其原因在于生活污水与禽畜养殖污染严重, 工业污染治理设施落后, 污水处理能力低, 河江关系没有理顺等。(2)闽江下游河道下切严重。其原因主要是下游河道的过量采砂及上游水口电站的蓄水拦沙; 分析了闽江下游水环境问题的研究现状; 介绍了水动力、水质数学模型的国内外研究概况及发展趋势。

根据描述河道非恒定流运动的浅水方程组, 以及污染物浓度时空变化的水质方程, 采用有限差分法及 ADI 格式, 建立了闽江下游北港河段二维动态水动力、水质模型。应用业已建立的闽江下游河道一维水动力水质动态模型的模拟结果, 确定北港河段二维水动力水质数学模型所需的上下边界流量、水位和浓度的条件, 根据实测水文、水质资料进行了模型的率定, 确定了相关参数, 得出糙率 n 的变化范围为 $0.031\sim 0.045$ 、横向扩散系数 D_x 为 0.3 、纵向扩散系数 D_y 为 15 、污染物降解系数 K_{COD} 为 0.33 。对参数的灵敏度进行了分析, 得出 D_x 的灵敏度为 0.16 、 D_y 的灵敏度为 1.29×10^{-4} 、 K_{COD} 的灵敏度为 0.575 , 说明污染物降解速率的大小对污染物浓度有很大的影响, 横向扩散对河道产生的影响很小。验证结果表明, 几个典型断面的水位计算值与实测值之间的误差均很小, 污染物浓度实测值与计算值也很吻合, 说明所建模型结构合理, 参数取值可信, 模型基本反映研究区域的水动力、水质状况, 可以用于相关问题的模拟计算。

应用模型对闽江下游北港河段枯水大潮条件下的水流运动规律进行了模拟分析。比较了北港沿程水位流量变化, 以解放大桥和东南水厂河段为例, 对流场进行了模拟和分析, 结果表明, (1)下游的水位、流量变化幅度大于上游, 即北港河段受潮汐影响由下而上逐渐减小。(2)在解放大桥附近落急、落憩时有明显漩涡出现, 表明落潮时, 解放大桥下出现漩涡, 当流速越大时漩涡更加明显。(3)东南水厂段流场较稳定。在全潮过程中, 右岸流速很小; 主流槽基本在中泓附近, 在从涨憩到落潮的过程中, 发生主流槽从右岸到中泓的变化。

应用模型, 对闽江下游北港河段污染物的运动规律及影响因素进行了研究。对不同排污口污染带特性进行了分析、比较, 对北港河段水质随排污口排放流量和排放浓度变化的规律进行了分析, 并进一步分析了多源排放条件下北港的水质响应及

排污口的优化设置。主要结论如下：

(1)排污口的布置对北港水质有很大影响。在排放相同浓度相同流量的污染物时，各排污口污染带长度和宽度完全不同。在彬德闸、江泗闸排放污染带比较短。而五孔闸、九孔闸排放的污染带很长。各排污口污染带长度明显大于宽度。

(2)彬德闸或江泗闸排放对东南水厂水质影响较小，而五孔闸或九孔闸排放则对东南水厂造成很大的影响。

(3)单个排污口排放时，污染带长度与排放流量的关系各不相同，但总体看来，污染带长度随排放流量的变化不是很大。

(4)设置四个排污口同时排放时，在流量不大，浓度相同的情况下，流量的变化对水质的影响非常小。但排放浓度的变化对水质的影响非常大。因此，应该尽量减小排污口浓度，以此改善北港的水质。

(5)相同负荷在一个排污口排放、两个排污口排放和四个排污口排放对北港断面水质有很大的差别，为充分利用水体自净能力，保证北港水体不受污染，应该尽量将污染物分散在各个排污口排放。

第1章 绪论

1.1 闽江下游水环境问题

1.1.1 闽江下游河道概况

闽江是福建省最大的河流，发源于闽赣交界的武夷山脉，流经 36 个县(市)，全长 541 km，流域面积 60992 km²。其中，福建省境内面积 59922 km²，占流域面积的 98.2%，约占福建省面积的一半。

闽江自水口坝下开始称为下游，长约 117 km。自淮安起，河道分为南、北港，南港绕南台岛南侧经洪塘、湾边、螺洲和乌龙江大桥至马尾，长约 76 km，在中段有大樟溪汇入，河道宽浅，滩槽多变，为泄洪贮沙河段。北港绕南台岛北侧、穿过福州市区，经洪山桥、解放大桥、魁岐等地，长约 34 km，河道相对窄深，为航运通道。南北两港在马尾罗星塔汇合后，转向东北进入通海河段，流经青州、闽安峡谷(金刚腿)至亭江，长约 12 km。在亭江又被琅岐岛分为南北两支，南支经长乐市梅花镇入海，北支经连江县琯头镇长门入东海(如图 1-1)。

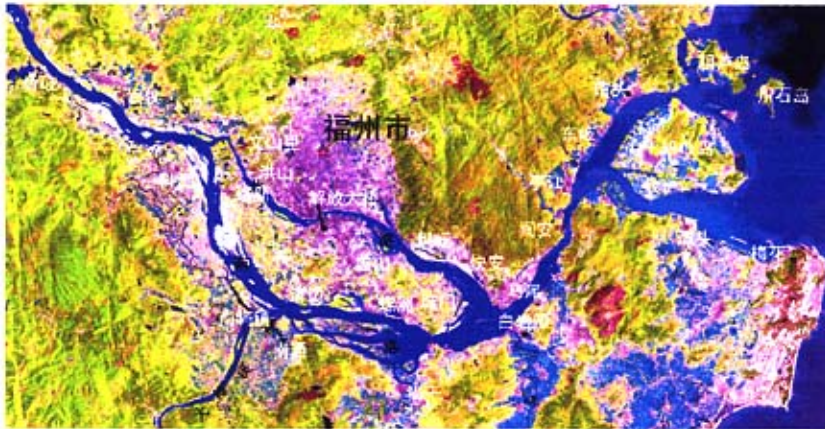


图 1-1 闽江下游感潮河道遥感影像图

Fig. 1-1 Remote Sensing Image for the Lower Reaches of Minjiang River

由于多年来人类活动的影响，不仅改变了闽江下游的水流和泥沙运动规律，也恶化了闽江下游的水质。

1.1.2 主要问题

(1) 水污染压力仍然较大

闽江下游北港河段属多功能区水域，部分江段水体功能互相矛盾，水源地和排污口交错分布，这种不合理布局造成地区供水和排污互为制约的局面，城市的污水和饮用水的矛盾日益尖锐。

福州市作为省会城市，随着经济的快速发展，生活污水排放量迅速上升。城市生活污水成为闽江福州段水质污染的主要来源。据统计，闽江干流下游地区生活污水排放量为 11206.4 t/a，居全省主要河流区域首位。根据 2003 年调查资料表明，闽江下游主要污染物是 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 。各类污染源排放 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 情况见表 1-2。由表 1-2 可见，生活污染源是影响水体水质的主要污染源，其次是禽畜养殖业，最后才是工业污染源。

表 1-2 闽江下游各类污染源排放污染物情况

Tab.1-2 Statistics of Contaminant Loads in the Lower Reaches of Minjiang River

主要污染物	污染源	排放量(t/a)	比例(%)	小计(t/a)
COD	生活	46345.2	75.6	59915.0
	养殖	9310.5	17.3	
	工业	4259.3	7.1	
$\text{NH}_3\text{-N}$	生活	3816.7	79.3	4675.5
	养殖	545.7	14.0	
	工业	313.1	6.7	

近年来，尽管福州市对工业污染源的治理日渐重视，对废水治理设施的总投资也逐年增加，然而，福州市的工业结构性污染依然存在。部分企业由于工艺设备落后，技术水平低，污染治理设施未能正常稳定运行，污染物不能稳定达标排放。有些企业尚存在擅自停运治理设施、私设暗管、偷排漏排的违法现象，突发性污染事故时有发生，危及闽江下游水环境安全^①。

目前福州市区污水处理厂的处理能力不高，截至到 2000 年统计，市区生活污水的处理率仅达到 17.1%^[1]。福州市已经建成的祥坂、洋里污水处理厂的日处理能力为 25 万 m^3 ，相当于现状日排污量(45 万 m^3)的 56%，大量未经处理的污水仍排入闽江。另外，污水管网的建设也有待完善。现有污水管网与污水处理厂还不相配套，污水收集率低，不能处理所有工业污水和生活污水，影响了污水处理厂处理能力的

^①福建省人民政府办公厅转发省环保局关于闽江流域水环境保护规划的通知，2005.5

充分发挥,使许多工业污水、家禽粪便注入闽江,污染水体,致使水质下降,水产减少,饮用水安全受到威胁,局部江段生态环境遭到极大破坏,出现水质型缺水^[2]。城市生活污水成为闽江下游北港河段水质污染的主要来源。

北港又接收来自福州市内河的污水,使其接纳的污染负荷占闽江下游工业污染负荷的85%及生活污染负荷的近90%。而内河中主要污染项目对照地面水V类标准,全年平均超标率为41%~89.7%,水体中溶解氧极低,个别河段为零。除受纳本地排放的污水,现已发现来自上游难降解的有机物和重金属的沉积和富集^①。而且由于感潮河段往复流的特殊水文条件,污染物难以较快排出闽江口。

“福建省主要河流典型水域纳污能力研究报告”监测资料表明^②,闽江干流下游的7个二级水功能区,全年期、汛期和非汛期的水质达标率分别为66.7%、83.3%和83.3%,北港北岸福州城区景观娱乐用水区全年期和非汛期水质不达标,福州渔业用水区全年期和汛期的水质不达标。在闽江干流下游的8个监测断面中,鳌峰洲断面全年期和非汛期水质均为IV类,魁岐断面全年期和汛期水质分别为IV和V类,超标项目均为NH₃-N。

由此可见,闽江下游河道水质污染状况已不容乐观。

(2) 河床下切问题严重

河道的来沙量和来水量是决定河床形态变化最重要的两个因素。1993年华东地区最大的水口电站蓄水发电,改变了天然径流的水力条件和泥沙的运动规律,水库下游河道来沙量大幅度减少;另一方面,随着经济飞速的增长,采砂、吹砂的数量却与日俱增。而且采挖的几乎都是推移质或河床质粗沙及河卵石,在上游来沙量大幅度减少的情况下,不利于形成河床粗化层,破坏了河床的稳定。河段进出沙量和水量失去平衡,造成断面形态发生变化,引发河床不断刷深,纵比降变缓。河床无法形成稳定的粗化层,加剧了河道演变过程。

资料分析表明^[3],近10年来,闽江下游河道河床下切严重。图1-2显示,从水口坝下的嵩滩浦到淮安河段,1992年到2003年间,河床下切的最小值为0.14m,最大值达7.17m。

竹岐水文站基本水尺大断面图的最新资料表明^③,这两年河床下切更为严重,

^①福州市环境保护监测站,福州市环境监测年鉴,1991~2000

^②福建省水文水资源勘测局,2004.11

^③江传捷.再论闽江下游河床演变及其水力条件的变化.福建省第九届水利水电青年学术交流会论文集,2005.12

最深处已超过-20 m，如图 1-3 所示。

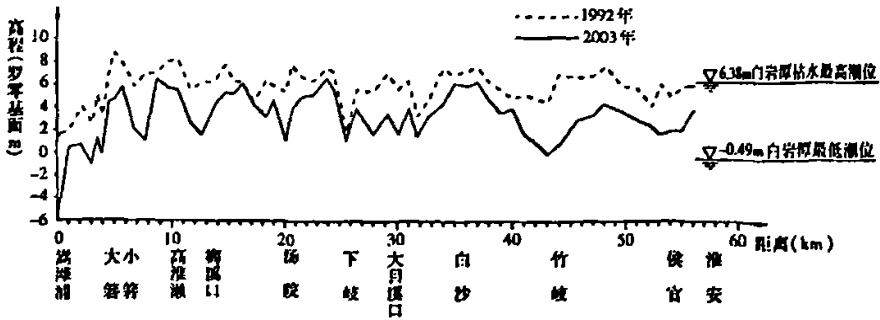


图 1-2 水口~淮安段河底平均高程沿程变化图

Fig.1-2 Streamwise Variation on the Average Height of the Riverbed

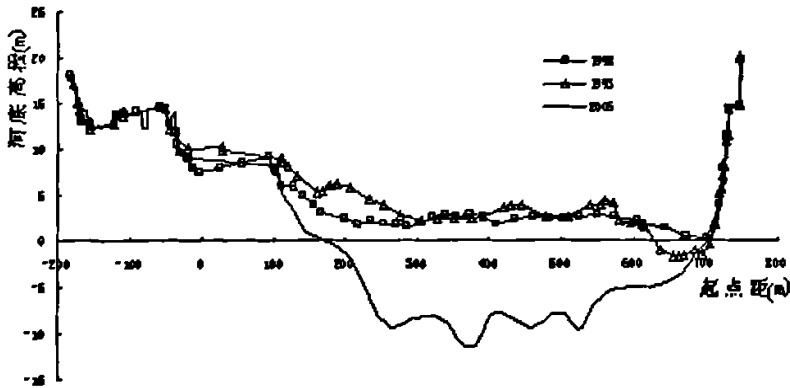


图 1-3 竹岐水文站基本水尺大断面图

Fig.1-3 Cross Sections of the Zhuqi Hydrologic Station in different time

河床下切改变了闽江下游的河道形态和水流动力条件，导致了闽江下游水环境的一系列问题。

第一，同流量水位逐渐降低

水位是河道演变的综合反映，是环境水文一个重要特征。数十年来，闽江下游河道水位呈逐渐下降的总趋势。

据研究^[3]，70 年代以后闽江下游河道的水位一直呈现下降的趋势(见图 1-4)：1976 年解放大桥(下)站和 1979 年竹岐站首先出现水位明显持续的下降；1987 年文山里站和 1995 年解放大桥(上)站也出现同样的情况。前者是河床下切渐变引起的，后者则是如洪山大桥、解放大桥桥墩拆除与桥梁拆建剧变引发的。1990~1994 年，快安开发区建设大量采砂填地，引起河床下切，解放大桥(下)站年最低水位(1994 年 1 月)突降到 0.18 m，创新的历史纪录。“98.6”大洪水后，南港枯水过流，采砂场移

至南港进口和淮安以上河段，竹岐水文站枯水位下降速度明显加快。

由于水位的降低，对沿江的取水工程及岸、堤的稳定都造成了一定的影响。对河道通航也产生了一定影响。据调查，闽江下游通航流量由原设计的 $308 \text{ m}^3/\text{s}$ 逐年提高，至 2002 年提高到 $400 \text{ m}^3/\text{s}$ 。随着闽江干流过度采砂，闽江通航能力可能进一步降低。

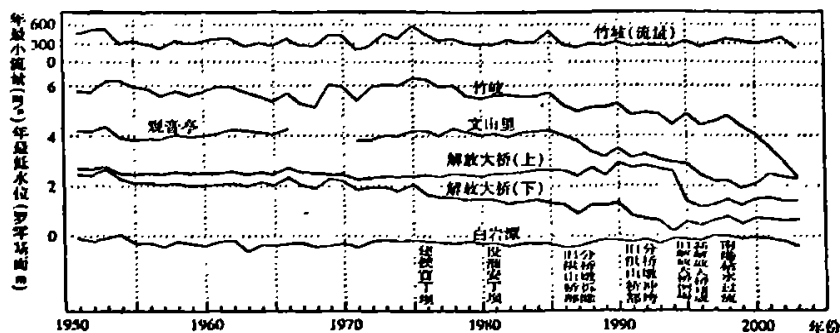


图 1-4 闽江下游河道各水文(位)站逐年最低水位变化图

Fig.1-4 Variation of the annual Lowest Water Level of Main Hydrologic Stations in the Lower Reaches of Minjiang River

第二，南北港分流比的变化

南北港分流比是指南、北港分流的水量分别占干流竹岐站流量的比例(不考虑区间汇水)。北港在洪水期分流比的大小，关系到福州市区防洪设施的承受能力及人民生命财产的安全；枯水期分流比的大小直接到闽江航运和市区供水。通常，洪水时北港分流比例小，枯水时分流比例大，这对福州市防洪、通航和供水都是有利的。

一般的讲，南北港分流比为“三七开”，即洪水时北港分流 30%，南港分流 70%；枯水时北港分流 70%，南港分流 30%。但分流比是不断变化的。在闽江干流出现相同洪峰时，就南港而言，洪水时分流比减小，洪峰流量变小，因此产生的不利影响是加剧河道淤积，河床高程抬升，水位升高，根据南港科贡站水位观测资料，当流量在 $300 \text{ m}^3/\text{s} \sim 2000 \text{ m}^3/\text{s}$ 的同流量时，科贡站水位上升了 $0.42 \text{ m} \sim 0.26 \text{ m}$ ^[4]。枯水季节南港几乎处于断流，此时南港水量主要靠北港水量的回溯，因而受到海潮咸水的影响和福州市区排污水量回溯的影响，对福清闽江引水、长乐引水工程和福州城门水厂的取水水源的水量水质都产生极不利的影 响。水位上升也大大降低行洪能力，严重影响了南港两岸人民的生命、财产的安全以及经济的建设。

相反，北港洪水时，分流比增大，流速加大，造成河床普遍冲深 $2 \sim 3 \text{ m}$ ^[5]，使北港出现剧烈的冲刷作用。河床冲刷造成有 100 多年历史的解放大桥在 1994 年突

然崩塌等多起严重事故，造成巨大的经济损失。

近年来，干流及南港进口段河床又开始不断下切刷深，南北港分流比显然也发生了变化，如南港在枯水条件下不再断流即是其表现之一。

第三，感潮河段上延，盐水上溯

目前，闽江下游的潮区界已经由过去的侯官达到现在的竹岐，上延 14 km，潮流界也从洪山桥下游向上延伸到竹岐以下 3000 多米处。竹岐水文站枯季每日水位过程日益呈现两高两低的半日潮特性。由于河床下切，水位降低，给潮水上溯提供了更大的空间。据 1998 年 9 月水文测验，马尾罗星塔断面进潮量比 1986 年增加约 30%。

闽江下游河道纳潮容积的大幅度增加，感潮河段向上延伸，也给盐水上溯创造了条件。盐水区也由原来的闽安峡谷金刚腿向上游延伸，严重时对马尾及上游的饮用水源地产生影响。近十年来，闽江下游出现过两次明显的咸潮影响过程，分别是 1994 年 1 月至 2 月和 2003 年 11 月至 2004 年 2 月。但在干流竹岐站、支流大樟溪上永泰站流量相同或相当的情况下，2003 年咸潮强度却是 1994 年的 3 倍多，表明现状咸潮影响明显增强。

1.1.3 闽江下游水环境问题研究现状

闽江下游河道形态复杂，水流受径流和潮汐的共同作用，水污染问题与内河排污关系密切，以致水流、泥沙、污染物运动规律复杂。

对闽江下游河道水环境问题比较大规模的研究，主要是 80 年代开展的省“七五”重点攻关项目“闽江下游河道综合整治研究”以及“马尾经济技术开发区的生态环境问题及对策”的研究工作。

“闽江下游河道综合整治研究”分课题“闽江下游水污染综合整治研究^①”，主要通过水质现状监测，沿江污染源的调查，局部河段稀释扩散试验，河工模型扩散模拟试验，室内耗氧降解试验等，进行水环境容量的研究，制定下游河道水污染综合整治方案。

“马尾经济技术开发区的生态环境问题及对策”的二级课题“闽江感潮段马尾水域污染、水质管理规划和防治对策^②”，着重对闽江下游特别是马尾段进行污

^① “闽江下游河道综合整治研究”项目小组，闽江下游河道综合整治研究报告，1994.10

^② 中国科学院生态环境研究中心，福州市环境保护监测站，福州市环境科学研究所，闽江感潮段马尾水域污染及水质管理规划，1989.11

污染源调查、水质现状评价、水体自净能力,水质数学模式等问题进行研究,进而计算水环境容量,进行水质规划,探讨水污染防治对策。

这些工作的主要不足,在于用稳态的模式来近似模拟闽江下游非恒定流性质明显、且是往复流的动态过程。

文献[6]总结了上述课题研究中,应用当时的竹岐——白岩潭的河工模型进行扩散模拟试验的成果,这是水质模拟技术的重要尝试。但由于模型下边界定在白岩潭,由于河道水流的往复流运动,福州河段水污染在白岩潭的响应无法事先得知,即白岩潭的试验边界条件难以确定,从而影响了试验的精度;文献[7]报道了亭江以下河段水动力、水质模型的建立,但未进行相关的计算分析工作。

文献[8]建立了闽江下游感潮河道一维水动力水质模型,对河道水动力水污染过程进行了动态模拟,针对上边界污染负荷总量、来水量、浓度大小以及河段内排污口设置、排放条件等各种情况,系统、全面的对影响感潮河流水质的各方面因素进行分析探讨,模拟了污染物在不同设计方案下的变化规律。但一维模型忽略河道横向变化,对于重要河道如北港河段,一维模型难以满足比较精细模拟的需求,如排污口污染带的分析,需要采用二维模型模拟。

1.2 水环境数学模型研究综述

“水是生命之源,生产之本”。近几十年来,随着社会经济的迅猛发展,各种工业废水及生活污水的总量不断增加,并任意排入河流、湖泊,致使有些河流、湖泊的水体受到不同程度的污染,给生态环境及人类生产、生活带来了不利的影响。水污染问题已成为人们所日益关注的问题。防止水污染,保护水资源是当前环境工作者所面临的重要任务。为了达到防止水污染的目标,除了减少污水排放量之外,寻求合理的污水排放方案,充分利用河流的自然稀释净化的能力。也是一种在当前科学技术发展及国内经济条件下解决污水问题的非常必要的方法。排污方案的优化可以使污水对水体的影响减到最小,达到社会效益、经济效益和环境保护的统一。

怎样充分利用提高水体的自然净化能力而不至于引起环境的污染,需要我们了解水体紊动扩散输移、污染物在水体中的扩散输移规律,从而进行合理的污染物浓度的预测预报。只有有效地对水流和输运现象进行预测预报,才能有效地防治水体污染,为水环境保护、规划及评价等提供科学依据^[9]。

由于在原型和全比尺模型中实地测量可得到有关物理过程的最可靠、最准确的信息,物理模型在解决实际问题中发挥了巨大的作用^[9]。但在自然状态下进行这类

试验,需消耗巨大的人力、财力和物力;而且,物理模型的对象往往具有局部性,适应性也较差,大多数物理模型很难较准确地模拟和再现水环境的复杂问题,对于预测也不易给出令人满意的结果^[10]。

实践工作中,人们往往采用数学模型的来研究水质的变化规律。这种研究方法是根据实际监测资料所提供的部分信息,通过逻辑推理、数理分析建立起能够代替真实系统的模型,然后采用这种数学模型进行水质变化规律的研究。数学模型针对不同的问题灵活多变,运算速度快,并可不受物理模型中相似准则的限制,具有较大的灵活性和适应性^[10]。数学模型的所有条件都以数值给出,不受试验条件限制,可以严格控制并随时改变边界及其它条件。数学模型还具有理想的抗干扰性能,重复模拟可得到相同的结果^[9]。由于数学模型经济、灵活的优点,国际上对数学模拟水环境污染给予了普遍的重视,认为具有相当的真实性和可靠性,可以为环境规划管理和水环境质量预测提供依据^[10]。

水环境数学模型可以描述水环境中物质混合、输移和转化规律。它是在分析水环境中发生的物理、生物和化学现象的基础上,依据质量、能量和动量守恒的基本原理,以数学基本方程的离散形式结合离散的计算区域为基础,应用数学方法建立起来的模型。通过水环境数学模型的求解计算可以预报水文、水质在时间和空间上的变化,为水资源的管理和控制服务^[11]。自然水体中污染物质的迁移转化取决于多种复杂因素:水体的水动力条件,污染物及化学物质的输运过程,输运介质的表面及次表面特征,污染物及化学物质的物理及化学特性,污染物及化学物质的物理、化学、生物转化,外界气候及其它环境因素。水环境数学模型就是能够模拟上述过程的工具,同现场获取资料的研究方式相比,应用数学模型能有效节省时间及经费。此外,还可以应用模型分析水体的水文变化过程:根据特定水体保护目标应用模型分析不同的规划管理方案对水质的改善效果,即模型不但能够分析现状水质,还可预测污染控制方案实施后的未来水质^[12]。

1.2.1 水环境数学模型分类

从不同的角度出发,可以对水环境数学模型进行不同的分类,一般来讲,可以从如下三个方面划分^[12-14]。

(1)按时间的变化可分为稳态模型、准动态模型和动态模型。

稳态模型是指污染物输入负荷、流速、输出水质浓度都恒定;准动态模型流速恒定,污染物输入负荷、输出水质浓度会随时间的变化而变化;动态模型污染物输

入负荷、流速和输出水质浓度都随时间的变化而变化。

(2)按空间变化分为零维模型、一维模型、二维模型和三维模型。

① 零维模型：水体处于完全混合状态，横向、纵向和垂向上的水动力、水质要素都均匀分布。其在湖库水质模型中广为应用^[15]。

② 一维模型：所研究水体的水动力、水质要素只在一个方向有梯度存在，在另外两个方向上均匀分布的模型称为一维模型。

③ 二维模型：所研究水体的水动力、水质要素在两个方向上有梯度存在，另一个方向均匀分布，称为二维模型。二维模型分为沿水深平均的二维模型(适用于河流)和沿宽度平均的二维模型(适用于温度分层的湖泊)。

④ 三维模型：所研究水体的水力水质要素在三个方向上都有梯度存在的模型称为三维模型。

(3)按水体类型可以分为湖泊及水库模型、河流模型、河口模型和海洋模型。

① 河流模型：描述河流中污染物迁移、转化运动规律的数学模型。

② 湖泊与水库模型：描述湖泊与水库中的水质在空间的变化规律的模型。

湖泊与水库中的水质模拟与河流中的模拟大不相同。大多数湖泊与水库模型都涉及到水藻的生长和无机营养物质，富营养化问题突出。

③ 河口模型：河口情况远比河流复杂，从水力学角度看它需要考虑以下三个问题：

第一，径流与潮流之间的相互作用；第二，进入河口的淡水(包含排污水)与从海洋进来的咸水之间的密度差导致重力作用的回流；第三，当河水进入河口时，随着河道渐渐变宽，在科氏力作用下产生水平环流。河口区别于河流、湖泊的一个重要特征是其物理、化学及生物转化过程还受河口盐度时空变化的影响，河口水体的运动不仅受重力影响，还受到潮水涨落、密度流、风应力的影响，河口水体沉积物输运过程也比较复杂，包括冲蚀、再悬浮、沉淀、底泥释放等。

④ 海洋模型：描述海水的运动及海洋中污染物的运动规律，包括海水中污染物的转化、迁移、生物富集等。目前，我们面临最严重的海洋污染问题之一是“赤潮”问题，因此，在海洋数学模型中一定要考虑营养盐的影响。

(4)按模型的原理可以分为机理模型、灰色模型、统计模型、人工神经网络模型。

① 机理模型：通过数学方程式(水流运动方程、污染物质移扩散方程)描述水流运动及污染物质的物理、化学、生物转化过程，再将模拟结果与实测值相比较，经

验证后的模型可用来分析各种不同的规划管理方案对水质的影响。

②灰色模型：此模型利用水质参数观测值的非平稳时间序列及水动力参数如速度、流量等的时间序列建立潮汐河流的水质动态模型。模型运算时不必由使用者输入和调整模型参数，模型通过自回归过程来确定这些参数，通过研究参数变化对水质的影响，在预报和拟合要求间作出权衡。

③统计模型：根据已有的观测数据利用多元线性回归等方法建立的模型称之为统计模型(黑箱模型)。河网水系或流域内往往分布着众多的点污染源，存在着面污染源(如农田氮磷污染、禽畜牧场污染)，另外还有大气降水带来的污染。对于流域污染负荷预测来说，由于流域范围较大，不容易得到完整系统的污染源调查资料，可以采用统计模型分析不同类型的污染负荷在水体容纳的污染物总量中所占的比例。

④人工神经网络模型：从八十年代起，国内外众多学者已将人工神经网络模型用于环境质量的分类与评价，应用最广泛的是基于误差反向传播算法的BP网络模型和具有模式联想功能的反馈式Hopfield网络模型。由于影响河流水质的因素很多，且各因素与水质好坏之间的关系是复杂的，而人工神经网络力图模拟人脑的一些基本特性，如自适应性、自组织性和容错性，因此该法优于其它分类方法。人工神经网络模型已用于河流水质预测、水环境质量分类等方面。

1.2.2 水动力模型

有关水动力模型的发展历程，文献[16]、[17]及[18]等有比较详细的论述。

水动力模型研究水体中发生的环流、水体分层、沉积、水流运动过程，是其他模型(如水质模型、水环境容量模型等)的基础和前提^[16]。流场模拟在流体力学中的连续性方程和水流运动方程的基础上，数值求解水力要素，其应用史可追溯到一百五十余年前流体力学相应方程建立之初。1905年Chrystal就苏格兰湖假潮作过完整的推算，1915年Sterneck对地中海水流作过全面的分析计算，但是，由于计算能力的限制，当时只能将计算水域概化为一维水域，结果只能从宏观上显示主要流动特性^[9]。

水动力模型真正应用于解决工程问题开始于十九世纪五十年代计算机发明之后。1952~1954年Isaacson和Twesch首次建立了俄亥俄河和密西西比河的部分河段数学模型，并进行了实际洪水过程的模拟。到六十年代中期，为解决各种各样的设计和规划问题，水动力模型再次得到重视^[19]，随着计算机技术的发展，水动力模型

的模拟功能也大大增强,可以对整个流域、洪泛区、已建或规划中的水利工程进行系统模拟^[16]。

随着计算机的应用推广,二维流场模拟进入了实际运用并不断推陈出新,迅速发展。由于水环境模型的复杂性,很难得到水环境模型的解析解,只能得到近似的数值解。数值计算方法的精度及速度依赖于控制方程的离散方法、代数方程组的求解方法、网格的划分及边界条件的处理等。目前常用的数值计算方法有:有限差分法(FDM)、特征线法(MOC)、有限体积法(FVM)、有限解析法(FAM)等。

数值计算中常用的几种经典差分格式:中心格式、迎风格式、菱形格式、Lax格式、特征线格式、Lax-Wendroff格式、加权隐式格式^[17]。

在数值模拟的过程中,虽然采用的离散求解方法不同,但都有相同的特点,即首先把计算区域划分成许多控制体或网格,然后在这些小块上把微分方程离散成代数方程,再把小块上的代数方程汇成总体代数方程组,最后在一定的初边值条件下求解此方程组,从而求得计算区域内各节点的物理量^[10]。

计算机模拟浅水流最初用的就是有限差分法,至今其应用仍最广泛。1967年美国 Leendertse 首次应用交替方向隐式差分格式(ADI)模拟二维潮汐水流,并很快得到推广。后来国际上又应用苏联 Yanenko 等人的分裂法,从按空间坐标分裂到按物理机制(即方程中物理量意义不同的项)分裂控制方程组。这些算法的共同点都是基于矩形坐标网格上的有限差分法。有限差分法以泰勒级数展开为工具,对水流运动微分方程用差分式来逼近,从而在每一计算时断可得到一个差分方程组。如各差分方程组可独立求解,称为显式^[20-22];反之如需联立求解,称为隐式^[23-29]。随着所用泰勒展开式不同,差分格式分为中心及逆风格式两大类。有限差分法建立在经典的数学逼近理论的基础上,简单易行,处理效率较高,是比较成熟的数值方法^[18]。

1.2.3 水质模型

利用水质模型进行水质变化规律的模拟和水环境容量的研究,可以为水环境影响评价、规划管理和水环境质量预测提供依据^[30-31],既是水环境科学研究的内容之一,又是水环境研究的重要工具,其发展历程可详见文献[10]、[12]等。

污染物进入水体后,随水流运动。污染物质在水体中的运动变化包括迁移运动、分散运动、被环境介质吸收或吸附、沉淀及衰减和转化等^[15]。水质模型就是描述水体中污染物随空间和时间迁移转化规律,即描述水体中污染物与时间、空间的定量关系。水质模型的正确建立依赖于对污染物在河流中迁移转化过程的认识以及定量表

达这些过程的能力。在一个较综合的水质模型中,有许多影响水体水质的因素,因此水质模型的研究实际上又是一项多学科交叉起来的综合研究,涉及到水环境科学的许多基本理论问题和水污染控制的许多问题^[10]。

研究水质模型可有助于深入了解水体污染物迁移转化的机理;预测废水排入天然水域后的污染物浓度场;对区域开发和建设项目可能造成的水质变化进行定量的模拟与预测;计算水环境容量和污染物允许排放量;制定区域污染物总量控制方案;实施水环境目标管理等。总之,水质模型的研究是开展环境影响评价、环境规划、环境管理和水污染综合防治等多项工作必不可少的基础和前提^[10]。

水质模型的形成和发展已经历了半个多世纪,大致可分为以下几个发展阶段^[22]:

(1)1925—1960年为水质模型发展的第一阶段,最早发展的水质模型是简单的氧平衡模型。1925年美国两位工程师Streeter和Phelps在对俄亥俄河的污染进行调查的基础上^[33],根据质量守恒定律提出氧平衡数学模型,即S-P水质数学模型(或BOD/DO模型),它是描述污染物进入河流水体之后,耗氧过程和大气复氧过程的平衡状态,是目前环境质量数学模型中发展最早、应用最广的一种^[34]。后来科学家在其基础上成功地运用BOD-DO模型于水质预测等方面。模型适用于河流、河口和湖泊的一维水质模拟。

(2)从1960~1965年,在S-P模型的基础上有了新的发展。描述水质迁移过程的水力学方程、平流扩散方程在水质模型中使用。温度作为状态变量也引入到一维河流和水库模型,水库(湖泊)模型同时考虑了空气河水表面的热交换。开发出了适用于港湾的稳态BOD/DO模型,一维稳态模型开始在水质管理中应用。

(3)1965~1970年间为水质模型的第三阶段。不连续的一维模型扩展到包括源和汇,源和汇包括氮化物耗氧(NOD)、光合作用、藻类的呼吸以及沉降、再悬浮等。水质模型发展为六个线性系统(BOD、DO、有机氮、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$)。计算机的成功应用使水质数学模型的研究有了突破性的发展^[10],计算方法从一维发展到二维。并开始研究湖泊与海湾的一维、二维水质模拟问题,开发出了适用于河流的动态BOD/DO模型^[12]。

(4)在1970~1975年期间,水质数学模型已发展到变成相互作用的线性化体系。生态水质模型的研究处于初级阶段,特别是发展了初级生产率的动力学研究,而且相继应用了其他较高水平的模型。有限元模型用于二维体系,有限差分技术应用于水质模型的计算,更高维数的模型不断发展。

(5)在最近20年中,发展了多种相互作用系统:包括水生态系统生物量和水中有毒物质的积累与转化的交互、水质与底质的交互、水相与固相的交互等方面^[10]。模型结构日趋复杂,考虑因素越来越全面。科学工作者已研究了各种类型的水体并提出了各种类型的水质模型^[35-36]。

1.2.4 水环境数学模型发展趋势

水环境数学模型发展具有以下几个特征^[37-41]。

(1)水环境数学模型由最初的零维、一维稳态模型发展到了现在的一维、二维甚至三维动态模型。

(2)水环境数学模型模拟的状态变量不断增多,从开始的几个增加到现在的二三十个,模拟的变量由 DO、BOD、COD 等向细菌、藻类、浮游动物、底栖动物等水生生物发展。如美国地质调查局在对 Tualatin 河的水质研究中,模拟水质组分达 18 种。

(3)应用范围由河流、水库、湖泊等单一水体向流域空间尺度甚至流域-海湾-大气耦合系统发展。如美国在对 Chesapeake 湾的氮磷负荷研究中,将流域-海湾-大气作为整体考虑,研究发现约 30%的氮负荷来自大气沉降。

(4)GIS 开始在水环境数学模型中应用。随着信息技术的发展,基于 GIS 的水环境模型将在环境管理、决策中发挥更有效的作用。如美国国家环保局开发的 BASIns,利用 HSPF 等作为其水温、水质数据库资料,利用 GIS 具有的分析、查询等功能研究 TMDL(每日最大污染负荷),效果显著。由于 GIS 技术和水环境模型的结合,水环境数学模型正从单一的数值计算向管理决策模型方向发展^[17]。

1.3 本课题研究的内容及意义

根据闽江下游感潮河道水动力水质问题研究的现状,针对河道水环境问题研究的需要,建立北港河段二维水动力水质耦合模型,利用实测资料,进行参数的率定和模型的验证;分析各参数的灵敏度。应用二维水动力模型,模拟并分析枯水期北港河段水流动力特性;利用二维水质模型,进一步模拟枯水条件下的浓度场,并对各排污口在全潮过程中的污染带变化及特征量进行分析,结合排污口所处的位置,归纳出各排污口污水排放量与污染带长度的关系。同时,探讨排污口流量变化和浓度变化对北港各断面污染物浓度的影响,并对福州市排污规划提出建议。

本研究能够为今后更深入地研究水环境容量的确定,河道内排污口和取水口的优化设置,以及河道采砂的综合影响论证等迫切需要解决的生产问题提供技术手

段，为下游河道的水资源利用与保护、水环境管理、水污染控制与排污规划提供决策支持。

第2章 二维水动力水质模型及其求解

由于闽江水体水平尺度远大于垂直尺度，江水在垂向的混合比较充分，达到横向均匀混合时间和距离相对垂向均较长。因此，对流速场与浓度场的方程均可采用在贴体正交曲线坐标系下沿水深方向平均的二维浅水运动方程组^[11, 23, 42-44]。

2.1 水动力模型

水动力学方程组是在对客观物理现象进行概括、抽象、简化，并依据质量守恒定律、牛顿第二定律和能量守恒定律等基本原理解而建立的^[45]。方程组中包括影响流动的惯性力、重力、科氏力、紊流粘性应力、水面的风应力、底部摩擦阻力、并考虑水下地形变化的影响，从而得到数学模型。这种模型推导严谨，考虑因素比较全面，适用面广；但需对非线性的对流项进行处理，需要大量的迭代计算。

2.1.1 水动力方程

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} + \frac{\partial(HU)}{\partial x} + \frac{\partial(HV)}{\partial y} = 0 \quad (2-1)$$

$$\frac{\partial(HU)}{\partial t} + \frac{\partial(HUU)}{\partial x} + \frac{\partial(HUV)}{\partial y} = -gH \frac{\partial \xi}{\partial x} + \frac{1}{\rho}(\tau_x^a - \tau_x^b) + fVh \quad (2-2)$$

$$\begin{aligned} & + \frac{1}{\rho} \left[2 \frac{\partial}{\partial x} \left(H\mu \frac{\partial U}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(H\mu \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right) \right) \right] \\ \frac{\partial(HV)}{\partial t} + \frac{\partial(HUV)}{\partial x} + \frac{\partial(HVV)}{\partial y} & = -gH \frac{\partial \xi}{\partial y} + \frac{1}{\rho}(\tau_y^a - \tau_y^b) - fUH \quad (2-3) \\ & + \frac{1}{\rho} \left[\left(\frac{\partial}{\partial x} \left(H\mu \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right) \right) + 2 \frac{\partial}{\partial y} \left(H\mu \frac{\partial V}{\partial y} \right) \right) \right] \end{aligned}$$

式中： ξ ——水位；从基准面(平均水平面)至水面的垂直距离；

H ——总水深；

U ——深度平均的 x 方向流速；

V ——深度平均的 y 方向流速；

f ——科氏力系数， $f = 2\omega \sin \varphi$ ； φ 为纬度， ω 为地球自转角速度；

τ_x^a 、 τ_y^a ——表面风应力；

τ_x^b 、 τ_y^b 可表达为：

$$\begin{aligned}\tau_x^s &= \rho_a C_w w^2 \cos \beta \\ \tau_y^s &= \rho_a C_w w^2 \sin \beta\end{aligned}\quad (2-4)$$

式中, C_w ——风的阻力系数;

ρ_a ——空气密度;

w ——水面上 10m 高处的风速;

β ——风向与 x 坐标轴的夹角;

τ_x^h 、 τ_y^h ——河床底部阻力。

τ_x^h 、 τ_y^h 可表示为:

$$\begin{aligned}\tau_x^h &= \rho g(U^2 + V^2)^{1/2} U / C^2 \\ \tau_y^h &= \rho g(U^2 + V^2)^{1/2} V / C^2\end{aligned}\quad (2-5)$$

式中, C ——谢才系数, $C = \frac{1}{n} H^{1/6}$

n ——曼宁系数。

对于闽江下游北港河段这样的狭长型河流, 可以忽略河床地形变化、粘性项、科氏力和风应力的影响。得到简化公式为:

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} + \frac{\partial(HU)}{\partial x} + \frac{\partial(HV)}{\partial y} = 0 \quad (2-6)$$

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} - fV + g \frac{\partial \xi}{\partial x} + g \frac{U \sqrt{U^2 + V^2}}{C^2 H} = 0 \quad (2-7)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + V \frac{\partial V}{\partial x} + U \frac{\partial V}{\partial y} - fU + g \frac{\partial \xi}{\partial y} + g \frac{V \sqrt{U^2 + V^2}}{C^2 H} = 0 \quad (2-8)$$

2.1.2 初始条件和边界条件

为了求解二维水动力模型, 必须给定初始条件和边界条件。模型计算的控制方程决定了模型解的定性构造, 而模型的初边值条件则是模型解的定量依据。因此, 能否合理地处理初边值问题, 对模型的计算求解有着至关重要的影响。

初始条件: 由于初始条件需要同步测量得到, 而在实际中很难实现。所以初始条件只能近似给定。如扰动由边界条件引入, 则初始条件的精度可以降低。随着时间的推移, 边界条件的影响越来越重要, 而初始条件的影响由于摩擦等因素的作用逐步衰减, 甚至消失^[12]。对于闽江下游北港河段这样水深较浅的感潮河流, 经过两

一个潮周期后初始条件的影响几乎完全消失。因此可以取水位相同，流速为零的初始场。

用方程可以表示为：当 $t=0$ 时， $H(x,y,0)=H_0$

$$u(x,y,0)=0$$

$$v(x,y,0)=0$$

式中， $H(x,y,0)$ ——水深；

$u(x,y,0)$ ——x 方向的流速；

$v(x,y,0)$ ——y 方向的流速。

边界条件：边界条件对流场的计算至关重要，不能随意给定，它必须具备两个基本要求：(1)计算问题在数学上适定，在物理上合理；(2)尽量不影响内点数值解的精度和稳定性^[10]。

对于模型研究区域，边界条件有两类，即开边界和闭边界。所研究水体区域的入流及出流边界为开边界，陆地边界为闭边界，如图2-1所示。

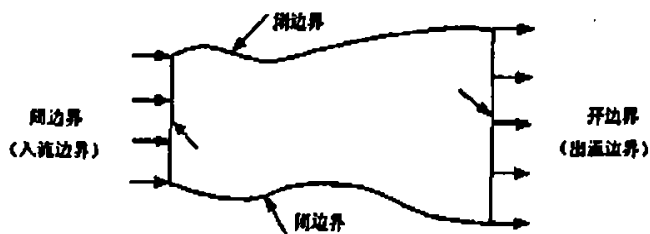


图2-1 计算区域的边界

Tab.2-1 Boundary of Computation Region

在闭边界上： $U_n=U_n^*$ (通常 $U_n^*=0$) 或者 $q_n=q_n^*$ (通常 $q_n^*=0$)

在开边界上：对于入流边界，有以下几种情况：

(1) $U_n=U_n^*$ 且 $U_s=U_s^*$ ；

(2) $q_n=q_n^*$ 且 $q_s=q_s^*$ ；

(3) $H=H^*$ 且 $U_s=U_s^*$ ；

(4) $H=H^*$ 且 $q_s=q_s^*$ 。

对于以上四种情况的入流边界，通常 $U_s=q_s=0$ ；出流边界， $H=H^*$ 。

式中， U_n 、 U_s ——边界上的外法向及切向速度分量；

U_n^* 、 U_s^* ——边界上的外法向及切向速度分量给定值；

q_n 、 q_s ——边界上的单位宽度流量分量；

q_n^* 、 q_s^* ——边界上的单位宽度流量分量给定值；

H ——边界上的水深；

H^* ——边界上水深给定值。

2.1.3 方程组的离散方法

常用于浅水方程组的数值解法包括有限差分法^[46-47]、有限元法^[48-49]和有限体积法^[50-52]。其中有限差分法是数值离散方法中最经典且最常用的方法。对于二维河流，在用有限差分法进行计算时，将计算域划分成为网格并用有限个离散点代替连续的求解域，以定义在网格节点上离散变量的函数代替连续变量的函数，用有限差分近似代替偏微分方程的各阶导数项，从而连续函数的微分方程被离散为网格节点值的差分方程，连续函数微分方程的求解变为网格上离散节点值的代数方程组的求解^[9]。代数方程组的解就作为偏微分方程定解问题的数值近似解。有限差分法概念清晰，格式简单，所需的计算机容量较少，计算的时间较短，有明显的稳定性准则。所以本文采用有限差分法。

区域离散方法有三角形网格、矩形及正交曲线网格等。闽江下游北港河段形态复杂，布置矩形网格会带来大量废网格，网格节点数量巨大，并且较难准确拟合模型的陆地边界，而贴体正交曲线网格具有能够贴合天然岸线边界的独特优势，能够更准确灵活模拟复杂地形边界，同时还能够根据研究需要控制网格的疏密，因而在弯道及不规则边界水流问题数值计算中越来越多的被采用^[12]。区域的离散是采用泊松方程生成网格，即生成网格的方程和控制函数是在正交曲线坐标系 ζ 、 η 下(取势流中的势函数和流函数生成坐标系，二者必然正交)推导而得。故本模型采用曲线网格模拟研究区域，并采用坐标变换技术将计算区域变换成新坐标系下的规则区域，同时借助 ADI 法离散基本方程。

目前求解浅水方程组的有限差分算法较多，其中一种经典的有限差分离散方法是 ADI(Alternating Direction Implicit)法，即采用交错网格和隐格式与显格式交替的计算步骤，ADI 法的实质是：将空间二维问题分成两个相互作用的一维问题，将一个计算时断一分为二，前半个小时断将与 y 方向有关的因变量看成是已知值， x 方向按一维问题采用隐式差分格式求解，后半个小时断将与 x 方向有关的因变量看成是已知值， y 方向按一维问题采用隐式差分格式求解。它具有在二维计算中保留隐式无条件稳定性的优点^[17]。

ADI 法的主要技术路线是：设 Δt 、 Δx 、 Δy 分别为时间步长和 x 、 y 方向空间

步长, n, i, j 分别为时层数和 x, y 的步长数; 在 $x\sim y$ 平面上采用交错网格, 并给定各变量(z, u, v, h)的计算点; 计算时将时间步长分为两个半步长, 按三层格式运算, 即差分的运算在 $n\Delta t \rightarrow (n+1/2)\Delta t$ 的半步长上, 沿 x 方向取隐式的算法, 沿 y 方向取显式的算法。在 $(n+1/2)\Delta t \rightarrow n\Delta t$ 的半步长上则沿 x 方向取显式的算法, 沿 y 方向取隐式的算法。这样的算法在每步求解的各方程组系数阵为三对角阵, 便于用追赶法求解^[17]。

2.2 水质模型

二维流场的计算模型往往与二维水质模型结合在一起, 先计算流场, 然后利用流场计算所得结果接着计算浓度场。近年来, 由于工业、农业和生活废水泄入河道、水库、湖泊和近海地区, 引起一系列水质污染所带来的问题, 所以估计这种水质污染的范围、程度以及如何控制, 成为急迫需要解决的问题。现在国内外已有许多形式的二维水质模型计算浓度分布, 它们多与流场计算模型采用相同的简化和计算方法^[17]。

2.2.1 水质方程

$$\frac{\partial(HC)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(HUC) + \frac{\partial}{\partial y}(HVC) = \frac{\partial}{\partial x}(HD_x \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(HD_y \frac{\partial C}{\partial y}) + S_i + S_o \quad (2-9)$$

式中, C ——污染物浓度;

H ——水深;

U, V ——深度平均的 x, y 方向流速;

D_x, D_y —— x, y 方向的扩散系数;

S_i ——方程式中的污染物组分反应项, 诸如生物化学中的生长与降解变化,

假定反应遵守一级动力反应式, 则 $S_i = -KCH$;

K ——污染物降解速率常数;

S_o ——源和汇项

2.2.2 初始条件和边界条件

初始条件为 $C(x, y, 0) = C_0$; 闭边界条件为 $\partial C / \partial n = 0$; 开边界条件, 流出时: $\partial C / \partial t + V_n \partial C / \partial t = 0$, 流入时: $C(x, y, 0) = 0$ 。

第3章 北港河段二维水动力水质模型率定

3.1 模型模拟的范围

本二维模型研究范围：上边界为南北港分流口，下边界为南北港的汇合处马尾。如图 3-1 所示。本模型建立所需要的地形为水下地形图(主要系 2003 年实测资料)，在 ArcGIS9.0 中进行坐标转换、配准投影，在 AutoCAD2004 中进行数字化形成的。

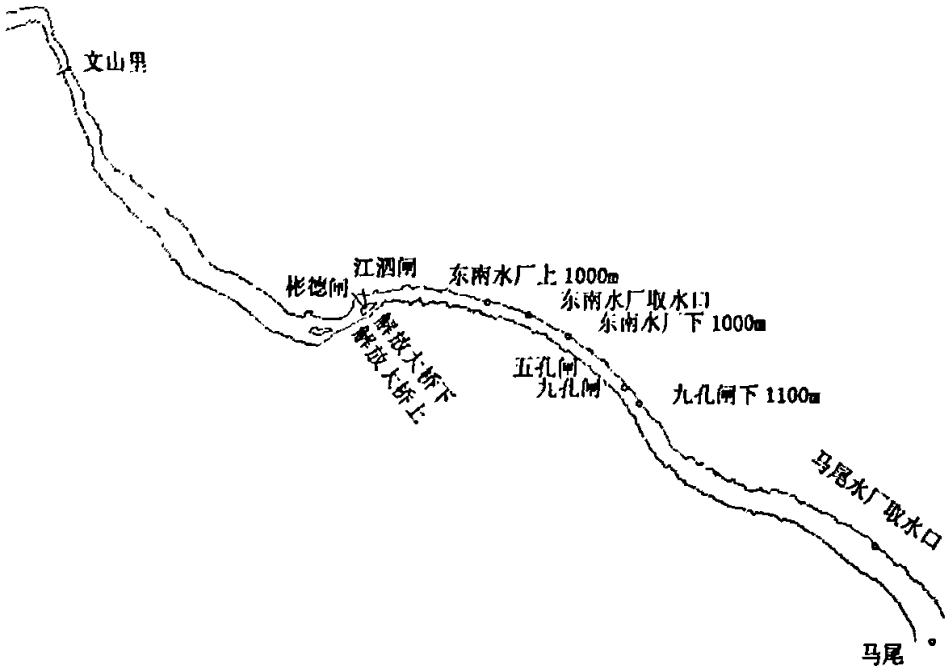


图 3-1 北港示意图

Fig.3-1 Sketch of the North Branch

3.2 初始条件和边界条件

由于北港河段的上下边界——南北港分流口及汇流口马尾没有水文站，缺乏流量、水位、浓度等实测数据。因此二维模型所需上下边界水位、流量、浓度数据均来自于基于一维模型研究成果“闽江下游河道水动力水污染过程的动态模拟”^[8]。

3.2.1 一维基本方程及其求解

文献[8]所研究范围为闽江下游感潮河段，从干流的竹岐水文站到入海口的梅花潮位站。

(1)一维水动力模型

河网水动力模型的控制方程为 Saint-Venant 方程组。在河道的汇合点处，一般要求满足两个独立的条件，即水流连续方程和能量守恒方程。

$$\text{连续方程: } \frac{\partial Q}{\partial x} + B \frac{\partial Z}{\partial t} = q_i \quad (3-1)$$

$$\text{运动方程: } \frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\alpha \frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\partial Z}{\partial x} + gA \frac{|Q|Q}{K^2} = 0 \quad (3-2)$$

$$\text{结点方程: } \sum_{i=1}^m \Delta Q + 2 \cdot \sum_{i=1}^m Q + \frac{2A_p \cdot \Delta Z_p}{\Delta t} = 0 \quad (3-3)$$

(p : 结点; m : 结点断面)

$$Z_1 = Z_2 = \dots = Z_m \quad (3-4)$$

式中: Q ——断面流量(m^3/s);

Z ——断面水位(m);

B ——河宽(m);

A ——断面面积(m^2);

q_i ——单位河段长的侧向入流(m^3/s);

K ——流量模数; $K = AR^{2/3} / n$;

R ——水力半径;

n ——河道糙率;

α ——动量修正系数, $\alpha = \frac{A}{K^2} \sum \frac{K_i^2}{A_i}$;

A_p ——结点面积(m^2);

ΔZ_p ——结点水位增量(m)。

模型采用有限差分法求解方程组, 差分格式为 Preissmann 四点偏心隐式差分。

给定 2003 年 12 月 11 日所测的上边界竹岐断面的 24 小时范围内的流量变化过程, 下边界闽江口梅花断面 24 小时内的水位变化过程。水位初始条件取常数 2.294m, 流量初始条件取零。

(2)一维水质模型

在潮汐河网中, 由于潮水的回荡作用, 污染物更容易混合并趋向断面均匀分布。当更关心各个潮周期之间的水质差异时, 可选择一维潮周平均水质模型。

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \left(\frac{\partial(QC)}{\partial x}\right) = \frac{\partial}{\partial x} \left(AE_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) - KAC + qC_q \quad (3-5)$$

式中, A ——过水断面面积(m^2);

q ——旁侧入流量(m^3/s);

C_q ——入流浓度(mg/L), 其余同上。

本文水质模型方程采用有限差分法求解。

水流边界条件采用 1999 年同步实测的竹岐流量和梅花水位资料。水质边界条件假定上边界竹岐断面的 COD_{Mn} 浓度过程不变, 取 2.5 mg/L ; 下边界梅花断面的 COD_{Mn} 浓度过程也不变, 取 0.5 mg/L ; 污染源边界则参考福州现有的排污口, 概化为 6 个, 分别是桔园、螺洲、金山、三捷闸、江泗闸、五孔闸。初始浓度赋值为 0。

一维水动力利用 2003 年 12 月 11 日观测到的竹岐、文山里、解放大桥、白岩潭、琯头、梅花等断面的水位及竹岐断面的水量资料进行率定; 一维水质模型利用 1999 年 11 月文山里、东南水厂取水口、九孔闸下 600 m 处、马尾水厂取水口等断面的污染物指标 COD 值进行率定。误差分析表明模拟结果是可信的, 可以用来预测、预报, 为二维水动力、水质计算提供边界及初始条件。

3.2.2 初始条件和边界条件的确定

水动力模型: 闽江下游北港河段的入流及出流边界为开边界, 陆地边界为闭边界。北港还有几条内河出口, 内河入流应作为侧边界处理。但实际上北港流量主要为上游径流量和下游潮汐流量, 相比之下各支流汇入的流量微不足道, 不会对北港的流速、水位产生明显影响, 因此在北港水动力模型中不考虑侧边界的影响。本文取两个开边界条件: 上边界取北港入口断面的 24 小时流量变化过程, 下边界取北港出口断面 24 小时水位变化过程。

水位初始条件取常数水位 4.762 m , 流速初始条件取零。

水质模型: 在水质模型中, 因为支流边界的污染物排放会对水体水质产生很大的影响, 所以需要考虑支流边界。因此边界条件为上、下边界和支流的浓度随时间变化的过程线。假定上边界断面的 COD_{Mn} 浓度过程不变, 取 2.5 mg/L ; 下边界断面的 COD_{Mn} 浓度过程也不变, 取 3.6 mg/L ; 污染源边界则参考福州现有的排污口, 概化为 4 个, 分别是彬德闸、江泗闸、五孔闸、九孔闸。污染源边界的浓度和流量为 1999 年 11 月 18 日的实测数据。

初始浓度为河流中污染物的背景浓度, 取上游来流污染物浓度, 赋值为

2.5mg/L。

3.2.3 网格的生成

依据北港地形图，在 AutoCAD2004 上画出正交曲线网格如图 3-2 所示。本模型计算网格有 488 行，94 列，四边形网格单元有 13264 个，最大单元约为 37.79×130.00 m，最小单元约为 18.51×27.37 m。计算域长 22.14 km，计算域宽 13.89 km，计算单位面积为 19.25 km^2 。水动力模型时间步长为 30 s，水质模型时间步长为 15 s。计算时间间隔为 1 小时，总计算时间为 100 小时。

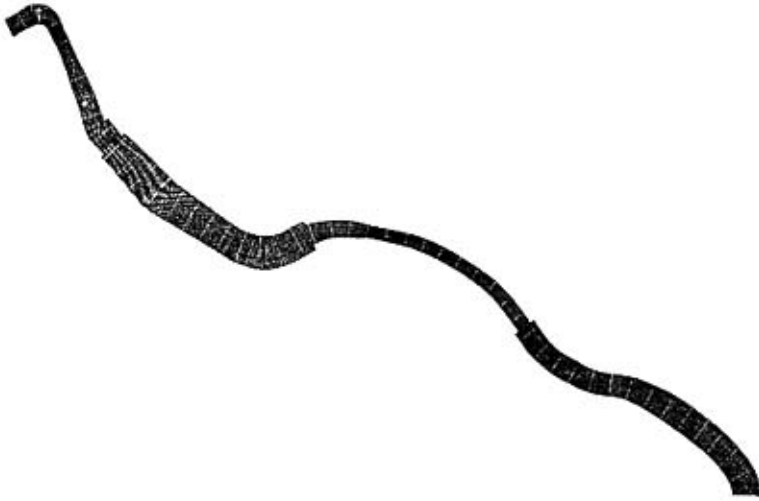


图 3-2 北港河段计算网格图

Fig.3-2 Networks of the North Branch

计算网格局部为图 3-3 所示

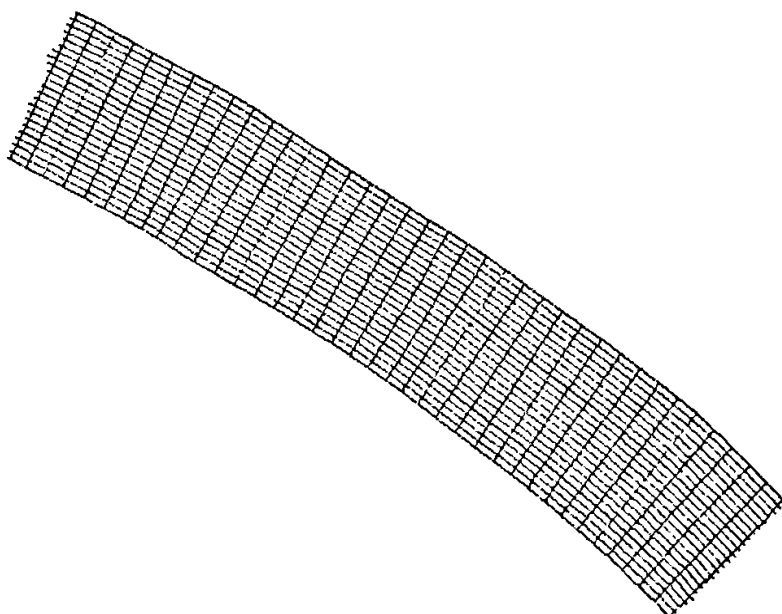


图 3-3 计算网格局部图

Fig.3-3 Part of the Computation Networks

3.3 水动力模型的率定

3.3.1 率定结果

北港河段有文山里水文站、解放大桥上、解放大桥下两个潮位站，可以用于模型率定。本文选取 2003 年 12 月 11 日观测到的文山里、解放大桥上、解放大桥下等断面的水位作为率定资料。

在水动力模型中，模型待率定参数为糙率^[53]，糙率的精度直接影响着水量模型的计算精度。由于影响河道糙率的因素比较复杂，本文采用试错法进行率定。将模型对文山里、解放大桥上、解放大桥下这几个断面的计算值与实测值进行比较，若误差很大，则不断调整糙率值，直至将误差控制在一定的范围内。最后确定糙率值范围在 0.031~0.045。

由于缺乏流量实测资料，几个水(潮)位站的水位计算值与实测值的对比如图 3-4~3-6 所示。

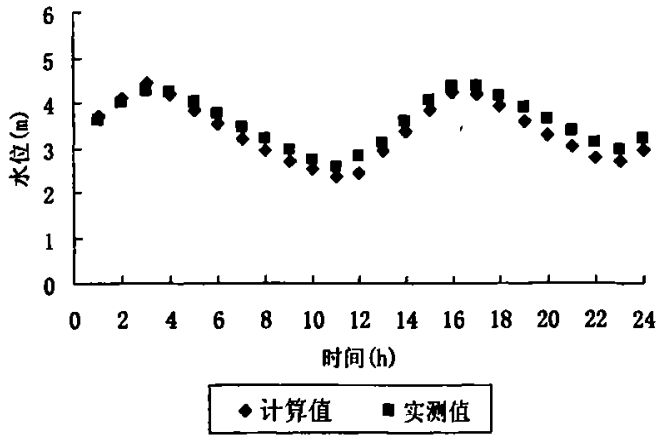


图 3-4 文山里水位比较

Fig.3-4 Comparison of Water Levels in Wenshanli Section

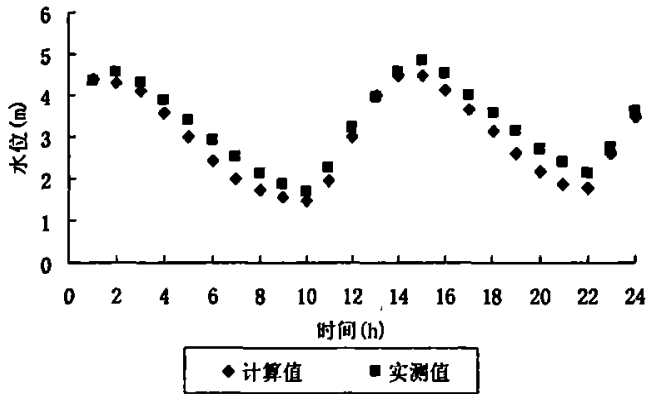


图 3-5 解放大桥上水位比较

Fig.3-5 Comparison of Water Levels in upwards the Jiefang Bridge Section

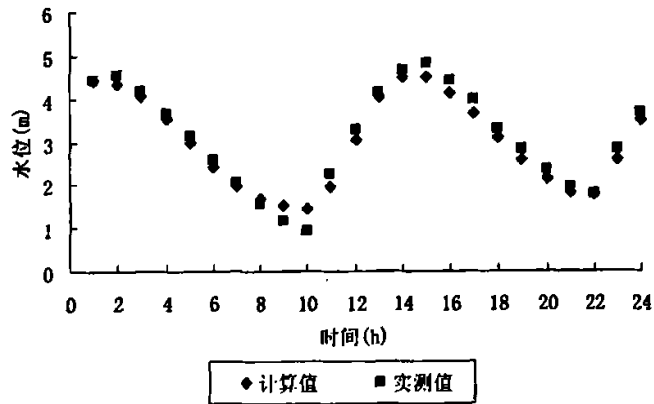


图 3-6 解放大桥下水位比较

Fig.3-6 Comparison of Water Levels in downwards the Jiefang Bridge Section

由图 3~6 可知：解放大桥下在 $t=10$ 时刻，出现计算值与实测值相差 0.5 m，这是由于该处水流、河床形态非常复杂，很难完全真实的模拟实际情况，而且也有可能是实测资料的误差造成计算值与实测值出现较大偏差。因此必须多收集一些实测资料，以便更好的模拟北港河段的水流特征。

3.3.2 误差分析

本文选取 24 小时实测水位平均值和模型计算水位平均值作比较，分析它们的相对误差，结果如表 3-1 所示，可以得出结论：除解放大桥上断面计算值与实测值偏差稍大外，计算值与实测值吻合程度较高。说明本模型参数设置合理，较好的反映了北港河段的流场特征，模拟结果令人满意。本模型模拟得出流速分量 u 、 v 可以作为二维水质模型的水动力条件。

表 3-1 主要断面计算水位和实测水位的比较

Tab.3-1 Comparison of Calculated and Observed Water Levels in the Main Sections

断面	实测平均值(m)	计算平均值(m)	相对误差
文山里	3.54	3.36	5.08%
解放大桥上	3.32	3.04	8.32%
解放大桥下	3.14	3.04	3.43%

3.4 水质模型率定

根据闽江下游水环境质量现状评价的结论，闽江下游北港河段水质污染以有机污染为主，主要污染因子为 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、COD 等有机类污染。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 污染主要来自农业

面源，农业面源污染受农时、降雨的影响，有明显的短期效应；同时又具有长期持续、缓慢地向水体排放污染物的长期效应。其中以农时的影响更大些，施肥在短时间内水质可下降1~2类，变化非常显著，因此 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的数值模拟很困难。所以本文选用代表有机污染的污染因子 COD_{Mn} 作为水质指标进行水质模拟。

3.4.1 率定结果

闽江下游河道同步水质监测资料相当缺乏，只有1999年11月18日的有限几个断面，包括文山里泵站、东南水厂取水口、九孔闸下600m处、九孔闸下1100m、马尾水厂取水口等断面某些时刻的污染物指标 COD_{Mn} 值，因此，模型只能用此不完整的资料进行初步的验证。

水质模型的率定方法和水动力模型相同，采用试错法。具体方法是：对参数在其所有可能的变化范围内进行反复调算，直至得到满意解，使计算的浓度过程与实测浓度过程充分接近，将误差控制在最小的范围内。经率定， $D_x=15$ ， $D_y=0.3$ ， $K_{\text{COD}}=0.33$ 。其中，关于 COD_{Mn} 的降解系数，省水文局完成的“福建省主要河流典型水域纳污能力研究报告”中的推荐值范围为0.25~0.34，省“七五”重点攻关项目“闽江下游河道综合整治研究”的分课题“闽江下游水污染综合整治研究”中的平均值为0.337。

各个断面的浓度计算值与实测值的对比如图3-7~3-11所示：

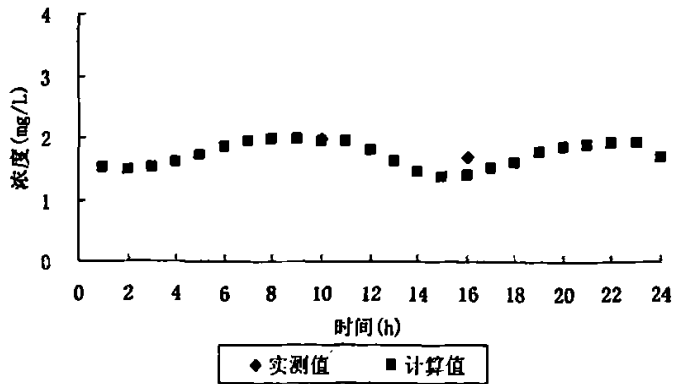


图 3-7 文山里浓度比较

Fig.3-7 Comparison of Concentrations in Wenshanli Section

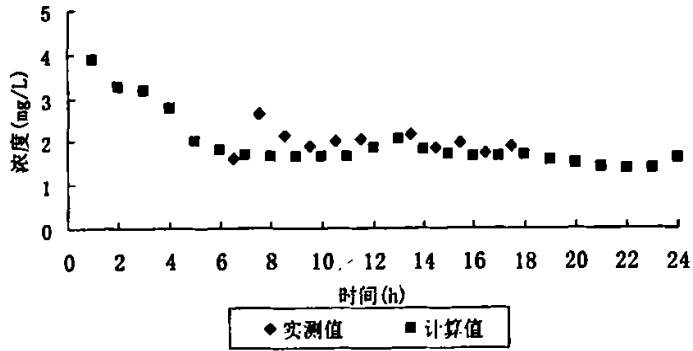


图 3-8 东南水厂取水口浓度比较

Fig.3-8 Comparison of Concentrations in Dongnan Waterworks

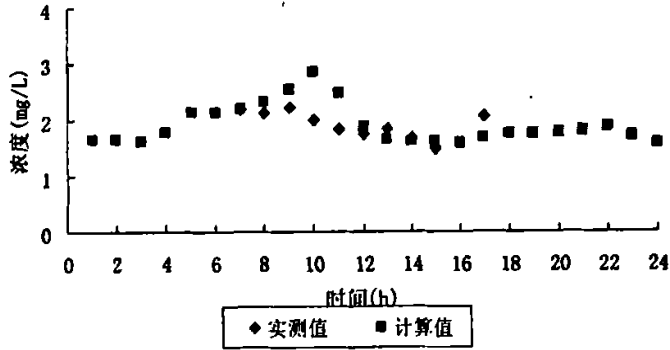


图 3-9 九孔闸下 600m 处浓度比较

Fig.3-9 Comparison of Concentrations in Section of 600m downwards the Jiukong Sluice

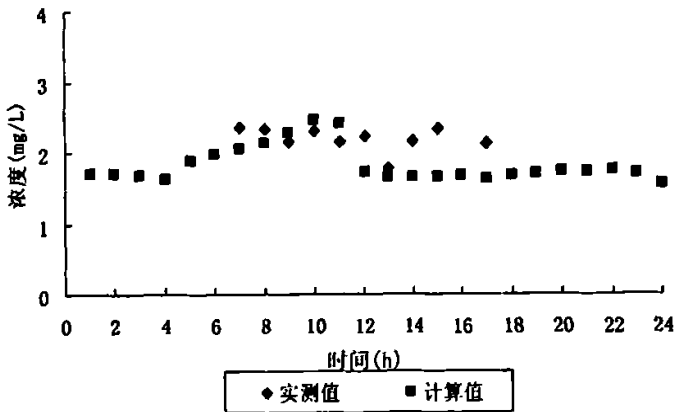


图 3-10 九孔闸下 1100m 处浓度比较

Fig.3-10 Comparison of Concentrations in Section of 1100m downwards the Jiukong Sluice

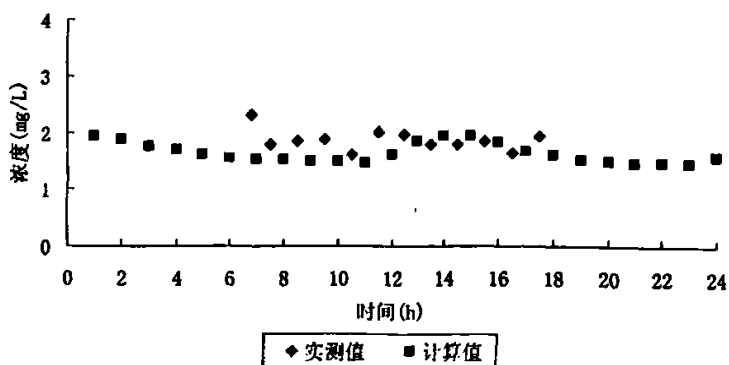


图 3-11 马尾水厂取水口浓度比较

Fig.3-11 Comparison of Concentrations in Mawei Waterworks

由于污染物排放受人为因素很大，由图 3-7~3-11 可知，污染物浓度实测值和计算值都不呈现规则变化，这给水质模拟带来了难度，但本水质模型的计算结果还是和实测值比较吻合。

3.4.2 误差分析

表 3-2 主要断面 COD_{Mn} 计算浓度和实测浓度的比较

Tab.3-2 Comparison of Calculated and Observed COD Concentrations in the Main Sections

断面	实测平均值(mg/L)	计算平均值(mg/L)	相对误差
文山里	1.83	1.71	6.72%
东南水厂取水口	2.00	1.98	0.79%
九孔闸下 600m 处	1.90	1.86	2.09%
九孔闸下 1100m 处	2.19	1.80	17.82%
马尾水厂取水口	1.87	1.64	12.26%

由上表可以看出：在实测的5个断面中，实测值和计算值的相对误差最大的为九孔闸下1100 m处，达到了17.82%；最小的为东南水厂取水口，仅为0.79%。由于污染物运动的复杂性，可以认为这种模拟结果是满意的。所建立的水质模型基本能反映该地区的水质状况，模型的可靠性是很高的，可以用来进行后续预测计算。

3.5 灵敏度分析

灵敏度是指单位参数的相对变化量导致状态参数的相对变化量。可按如下公式计算：

$$S_s = (\Delta S / S) / (\Delta E / E) \quad (3-2)$$

式中, S_s ——灵敏度;

ΔS ——污染指标变化量;

S ——污染指标值;

ΔE ——参数变化值;

E ——参数值。

计算方法: 选若干有代表性的时段和河段, 将某一参数增减 10%, 而维持其他参数不变, 用上式计算, 然后取平均值^[15]。

计算结果可知, D_x 的灵敏度为 0.16, D_y 的灵敏度为 1.29×10^{-4} , $K_{\text{COD}_{\text{Mn}}}$ 的灵敏度为 0.575。

本模型中 COD_{Mn} 的降解系数的灵敏度为 0.575, 说明污染物降解速率的大小对污染物浓度有很大的影响。横向扩散系数 D_y 灵敏度很小, 这是因为闽江下游是强感潮河段, 受潮流和径流相互作用, 流速较大, 横向扩散对河道产生的影响很小。因此在闽江下游感潮河道中, 可以不考虑横向扩散作用对浓度的影响。

第4章 北港河段水流特性的模拟与分析

4.1 沿程水位流量变化

根据上述经过验证的水动力模型，可以计算闽江下游北港河段各个断面在不同时间段的水位、流量变化过程，对水流的运动特性进行模拟分析。图4-1~4-2的计算结果，是在模型验证计算所采用的边界条件下所得到的。

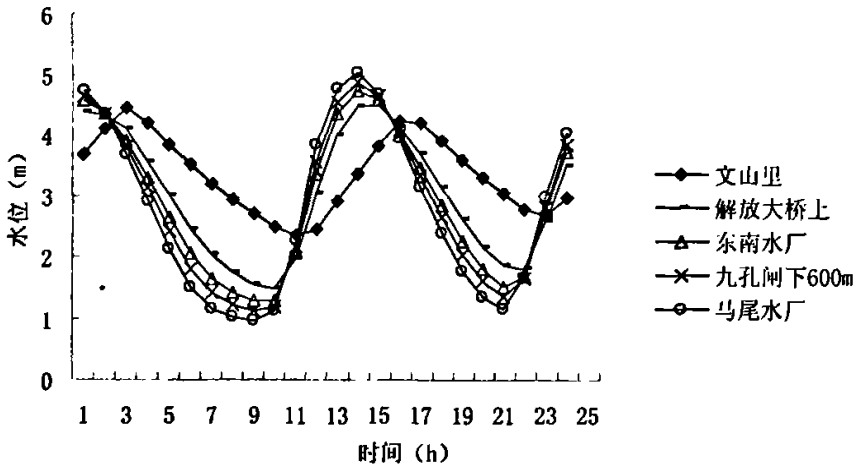


图 4-1 北港沿程水位变化

Fig.4-1 Spatial Variation of Water Levels in the North Branch

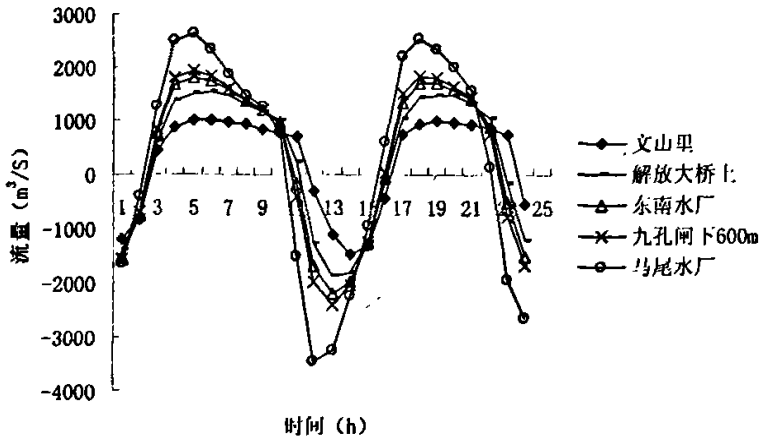


图 4-2 北港沿程流量变化

Fig.4-2 Spatial Variation of Discharges in the North Branch

从图 4-1 可以看出, 上下游不同断面的涨落潮过程存在相位差, 从高潮位看文山里比马尾水厂取水口滞后约两个小时。北港几个断面落潮历时为 8 小时左右, 涨潮历时为 5 小时左右。文山里断面流量出现负值, 表明潮流界超过文山里, 北港河段全河道出现倒流现象。

为更好的说明北港沿程水位、流量随时间的变化过程, 本文选取了这几个断面的最高水位、最低水位、潮差、最大流量和最小流量进行比较。结果见表 4-1。

表 4-1 北港沿程流量、水位变化特征值

Tab.4-1 Characteristic of Discharges and Water Levels on the North branch

断面	最高水位(m)	最低水位(m)	潮差(m)	最大流量(m ³ /s)	最小流量(m ³ /s)
文山里	4.439	2.356	2.083	1015.3	-1462.9
解放大桥上	4.481	1.478	3.003	1521.1	-1854.3
东南水厂	4.754	1.281	3.473	1796.8	-2211.9
九孔闸下 600m	4.883	1.131	3.752	1922.2	-2396.1
马尾水厂	5.02	0.98	4.04	2621.8	-3421.8

由表 4-1 可知: 最高水位从上游到下游依次增加, 文山里最高水位最低, 为 4.439m; 马尾水厂最高水位最高, 为 5.02 m。最低水位从上游到下游依次降低, 文山里最低水位为 2.356 m, 马尾水厂最低水位为 0.98 m。潮差由上而下逐渐增大, 文山里潮差最小, 为 2.083 m; 马尾水厂取水口潮差最大, 为 4.04 m。

流量变化也呈现明显规律。落潮流最大流量从上游到下游依次增加, 文山里为 1015.3 m³/s, 马尾水厂为 2621.8 m³/s。涨潮流最大流量从上游到下游也依次增加, 文山里为 1462.9 m³/s, 马尾水厂为 3421.8 m³/s。

综上所述, 下游的水位、流量变化幅度大于上游, 即北港河段受潮汐影响由下而上逐渐变小。

4.2 流场模拟分析

考虑福州市的实际情况, 本文取解放大桥段和东南水厂段作为例子进行分析。由于模型计算结果为整点输出, 1小时输出一次, 因此通常只能表征涨急、涨憩、落急、落憩四个特征时刻附近的流场分布。有关该四个特征时刻流场变化特征如图 4-3~4-10所示。

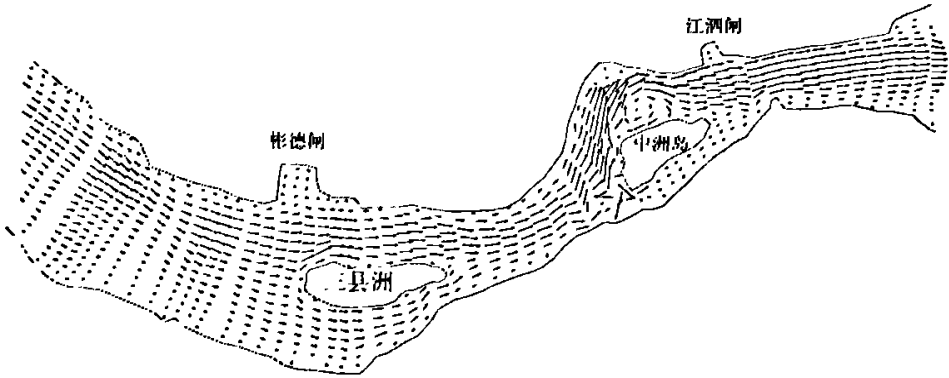


图 4-3 解放大桥段落急附近流场图

Fig.4-3 Flow Field near the Fastest Ebb Moment on upwards the Jiefang Bridge Section

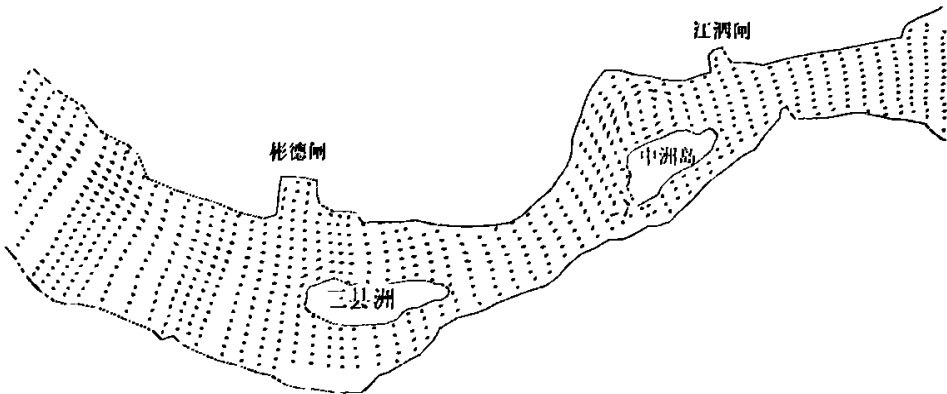


图 4-4 解放大桥段落憩附近流场图

Fig.4-4 Flow Field near the Low Water Stand Moment on upwards the Jiefang Bridge Section

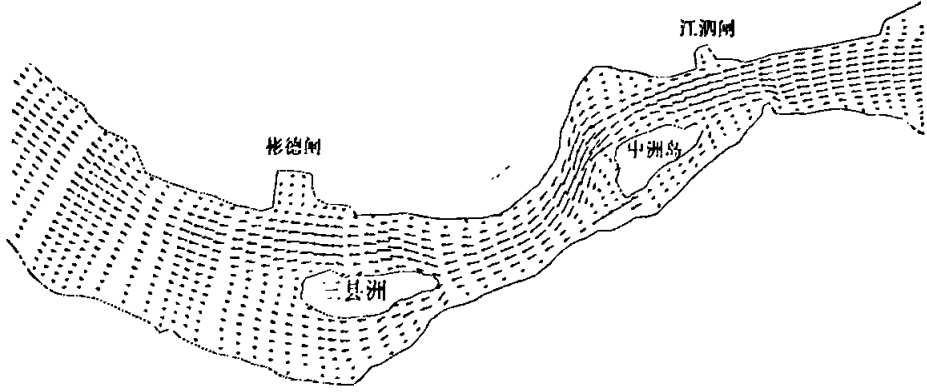


图 4-5 解放大桥段涨急附近流场图

Fig.4-5 Flow Field near the Fastest Flood Moment on upwards the Jiefang Bridge Section

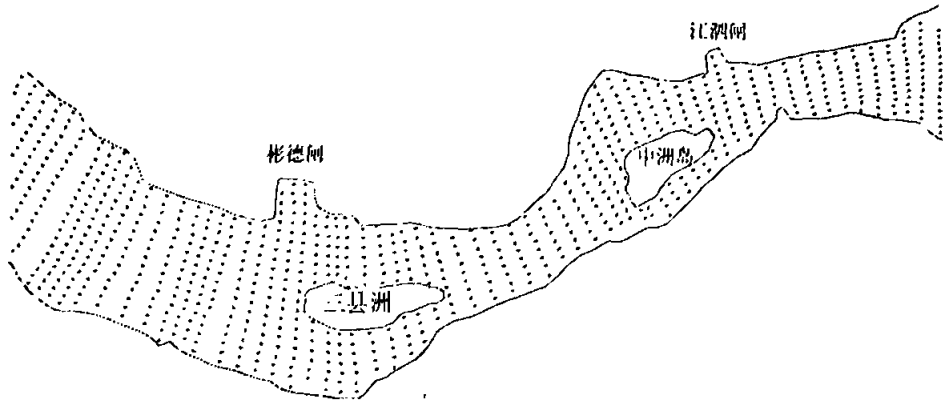


图 4-6 解放大桥段涨憩附近流场图

Fig.4-6 Flow Field near the High Water Stand Moment on upwards the Jiefang Bridge Section

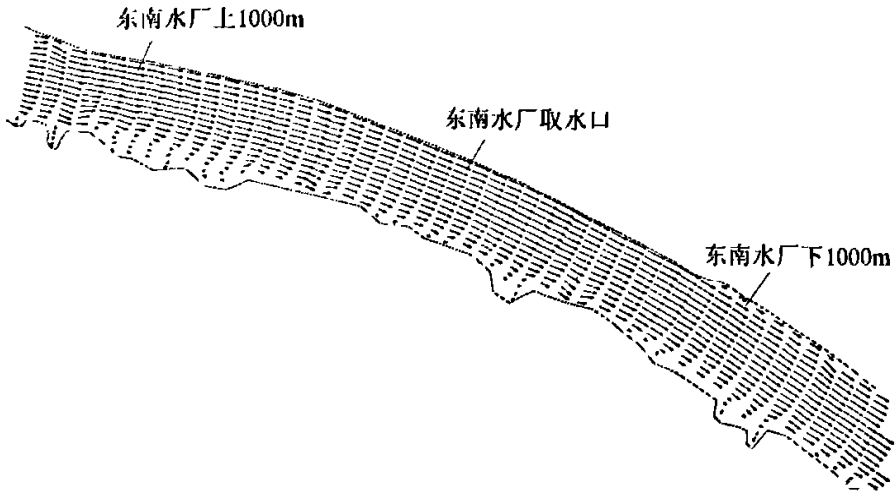


图 4-7 东南水厂落急附近流场图

Fig.4-7 Flow Field near the Fastest Ebb Moment on Dongnan Waterworks Section

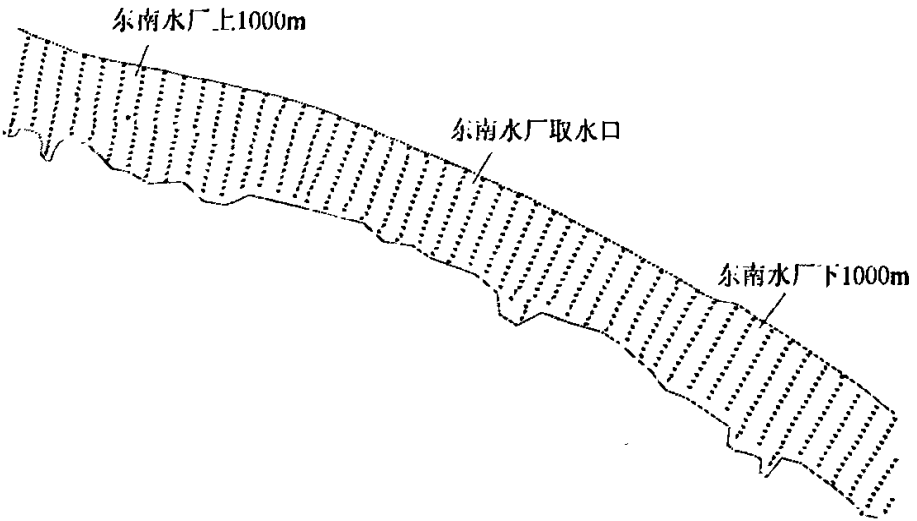


图 4-8 东南水厂落憩附近流场图

Fig.4-8 Flow Field near the Low Water Stand Moment on Dongnan Waterworks Section

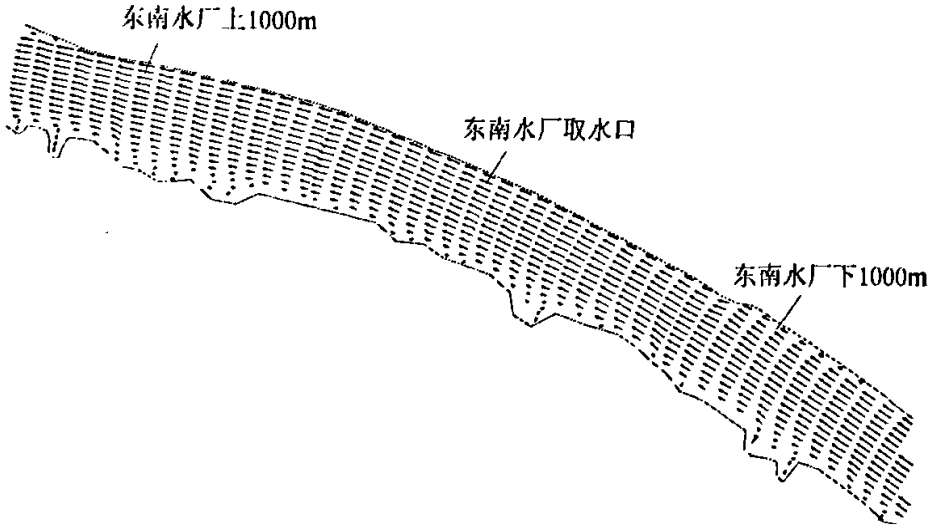


图 4-9 东南水厂涨急附近流场图

Fig.4-9 Flow Field near the Fastest Flood Moment on Dongnan Waterworks Section

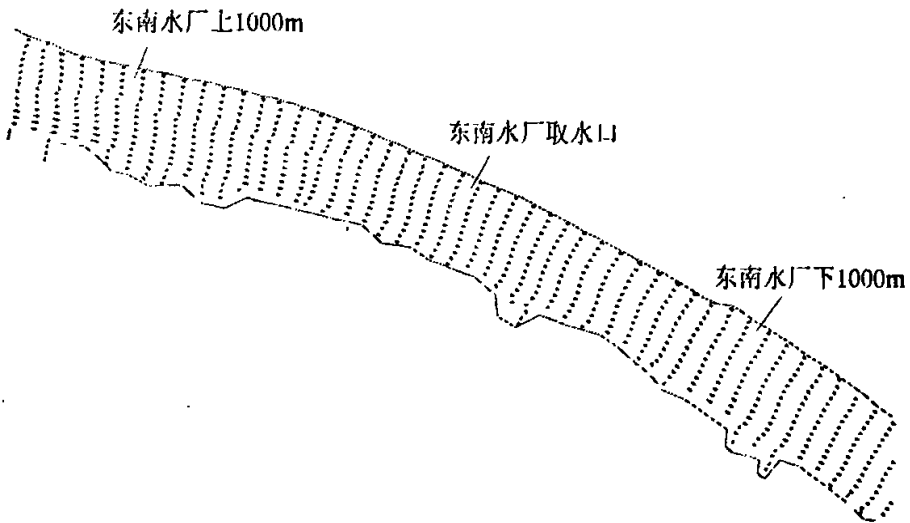


图 4-10 东南水厂涨憩附近流场图

Fig.4-10 Flow Field near the High Water Stand Moment on Dongnan Waterworks Section

由上述图可以得出结论:

(1)解放大桥段地形复杂,受解放大桥桥下地形影响,在解放大桥附近落急、落憩时有明显漩涡出现,表明落潮时,解放大桥下出现漩涡,当流速越大时漩涡更加

明显，这 and 实际所观测情况比较一致。

(2)东南水厂段河道比较顺直，流场较稳定。在全潮过程中，右岸流速很小；主流槽基本在中泓附近，在从涨憩到落潮的过程中，发生主流槽从右岸到中泓的变化。

第5章 北港河段污染物运动特性的模拟与分析

河道内排污口的设置及其排放对污染物的运动规律有重要影响。为研究闽江下游北港河段污染物的运动规律，从而为有效地制定水环境治理目标、措施等提供理论依据和决策支持，根据可能的情况及模型验证的条件，拟定了如下模型模拟的计算条件。

本次水质模拟所用上、下边界水位、流量、浓度资料均来源于“闽江下游河道水动力水质动态模拟^[8]”。本模型考虑对北港水质较不利的情况进行模拟，同时参照“闽江下游河道水动力水质动态模拟^[8]”，其研究结果表明枯水期水质最差且大、小潮选取对北港河段水质影响不大。因此模型计算上边界流量条件取枯水流量，浓度条件取 2.5 mg/L；下边界水位条件取大潮水位，浓度条件取 3.6 mg/L。选择彬德闸、江泗闸、五孔闸、九孔闸四个污染源进行分析，比较不同排污口污染带形状和长宽等特征量，分析污染负荷与污染带长度的相关关系，研究排污口流量和浓度的变化对闽江下游北港河段水质的影响以及排污口的优化设置。

5.1 污染带特征分析

5.1.1 不同排污口污染带比较

为考察不同排污口对北港水质的影响，将污染负荷量为 600 g/s 的 COD_{Mn} 以流量 $40 \text{ m}^3/\text{s}$ 、浓度 15 mg/L 分别在彬德闸、江泗闸、五孔闸、九孔闸排污口排放，考察它们的影响范围。

排污口的影响范围通常用污染带表示。一般将污染带定义为：“断面上污染物浓度高于同断面上最大浓度 5% 的区域”。污染带是一个相对的概念，是针对具体污染物的一定水质标准而言的，不同的污染物和不同的水质标准，污染带就有不同的范围。描述污染带的主要特征量为污染带的长度及宽度^[54]。本文考虑北港实际情况，选取代表有机污染的 COD_{Mn} 作为考察对象进行分析。

本文主要考虑各种排污方案对自来水厂取水口的影响。综合《GB3838-2002 地表水环境质量标准》中的规定与感潮河段的特性，自来水厂取水口上下游 100 m 为一级保护区，水质要求为 II 类；自来水厂上下游 1000 m 为二级保护区，水质要求为 III 类。与 II 类、III 类水质标准对应的 COD_{Mn} 的上限浓度为 4 mg/L、6 mg/L，因此取 4 mg/L、6 mg/L 两条浓度等值线表征污染带范围。

各排放口在全潮过程中的污染范围如图 5-1~5-4 所示，其中虚线表示 6 mg/L 浓度等值线，实线表示 4 mg/L 浓度等值线。

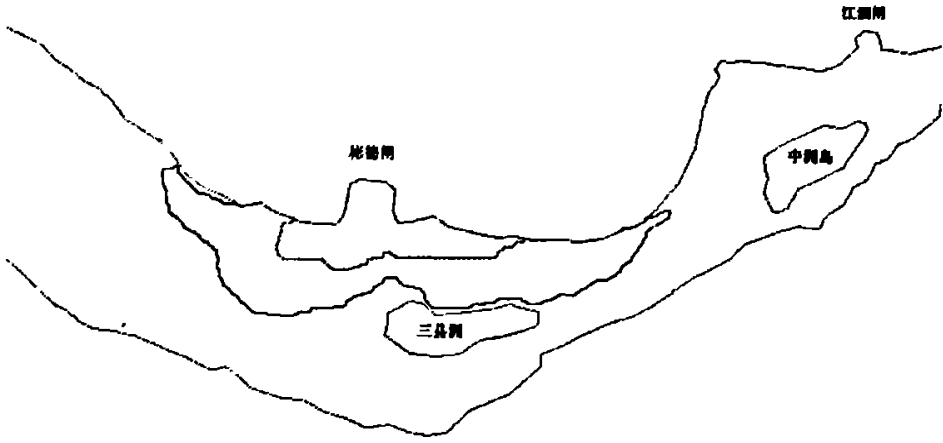


图 5-1 彬德闸污染范围图
Fig.5-1 Pollution Zone of Binde Sluice

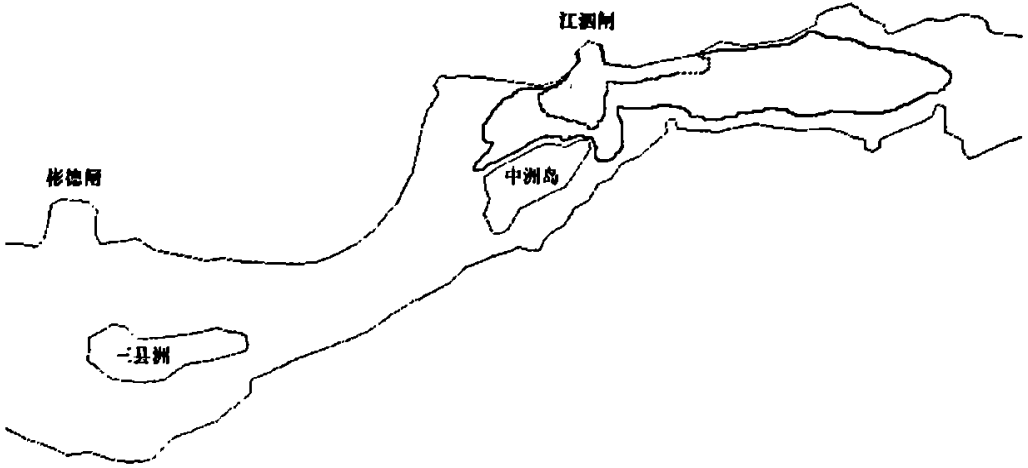


图 5-2 江泗闸污染范围图
Fig.5-2 Pollution Zone of Jiangsi Sluice

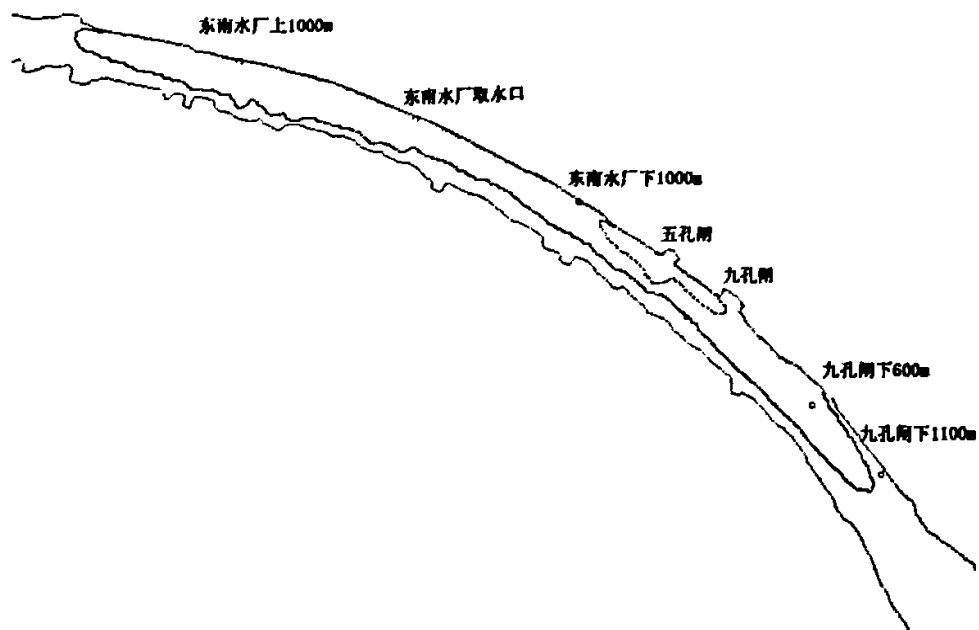


图 5-3 五孔闸污染范围图

Fig.5-3 Pollution Zone of Wukong Sluice

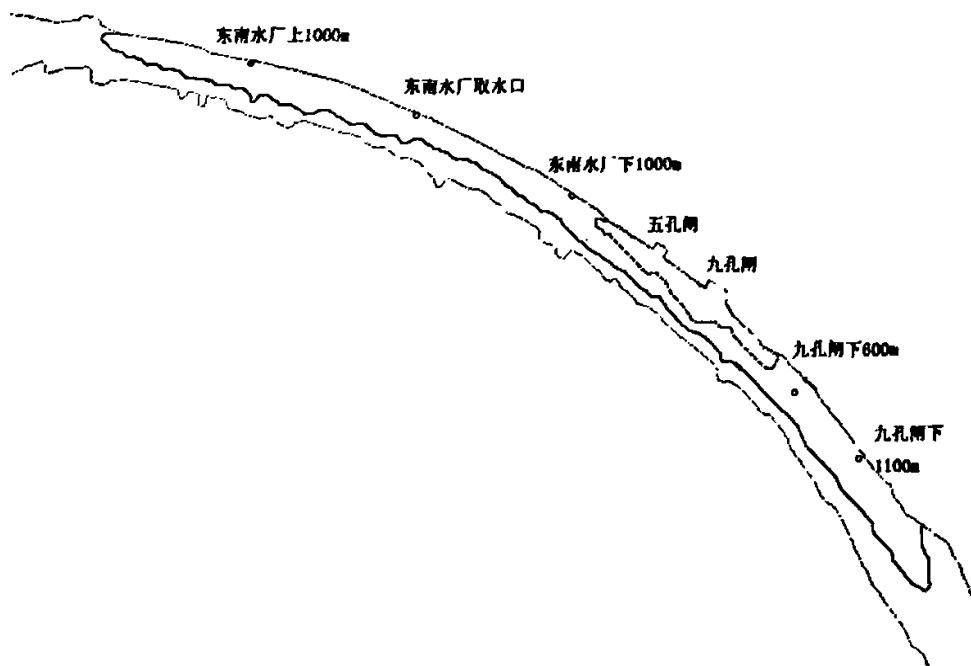


图 5-4 九孔闸污染范围图

Fig.5-4 Pollution Zone of Jiukong Sluice

由图 5-1~5-4 可以看出,

(1)排污口的布置对北港水质有很大影响。在排放相同浓度相同流量的污染物时,由于不同的排污口附近地形及水流状况的不同,各排污口污染带形状完全不同,但是污染带长度均明显大于宽度。彬德闸和江泗闸附近河段地形多变,受三县洲和中洲岛的影响,产生的污染带很短。而五孔闸和九孔闸附近河段比较顺直,流速较大,产生的污染带很长。

(2)彬德闸向下游污染带稍大于向上游污染带,但差别不是很明显,说明此处受落潮流的影响大于涨潮流。

(3)江泗闸向下游污染带长度明显大于向上游污染带,主要由于其上游解放大桥的桥墩及附近地形对涨潮流的阻水作用明显,污染物较难向上扩散造成的。

(4)五孔闸和九孔闸向上游污染带到达区域很接近,都远超过了东南水厂上 1000m 处;五孔闸向下游污染带到达九孔闸下 1100 m 处,而九孔闸向下游污染带则远超过九孔闸下 1100 m 处。观察五孔闸和九孔闸 6 mg/L 污染带可以发现,这两个闸门向上游污染带到达区域相差无几,但向下游污染带则有很大差别,五孔闸向下游污染带只能到达九孔闸附近,而九孔闸向下游污染带则接近九孔闸下 600 m 处。因此,九孔闸的污染带比五孔闸的更长,也即排放相同浓度相同流量的污染物时,九孔闸对北港的水质比五孔闸影响更大。

(5)当污染物以流量 $40 \text{ m}^3/\text{s}$ 、浓度 15 mg/L 分别在四个闸门排放时,污染带均不能到达马尾水厂,因此马尾水厂的水质偏好。

根据模型计算结果,还可以对污染带长、宽等特征量进行统计,所得结果如表 5-1 所示。

由表 5-1 可以得出以下结论:

(1)四种排污情况所产生的污染带长度变化范围大,其中 4 mg/L 污染带江泗闸污染带最短,为 1522.62 m,九孔闸污染带最长,为 5900.02 m; 6 mg/L 污染带江泗闸污染带最短,为 535.59 m,九孔闸污染带最长,为 1259.23 m。宽度差别相对较小。4 mg/L 污染带从最短 190.51 m 到最长 293.12 m。

(2)6mg/L 的向下游污染带最短为 346.81 m,最长为 494.81 m,变化不是很大;而向上游的污染带最短为 188.78 m,最长为 764.42 m,变化显著,趋势都是从上游到下游依次递增(除江泗闸)。彬德闸、江泗闸的向下游污染带 > 向上游污染带,而五孔闸、九孔闸向下游污染带 < 向上游污染带。

所以以往定性划分混合区上下游等长是不合理的，实际工作中应充分考虑当地河道、水流、污染物的不同特点，更合理的确定混合区的范围。

表 5-1 北港河段 COD_{Mn} 污染带特征量表

Tab.5-1 Characteristic of Pollution Zone on the North Branch (单位: m)

排放口	总长度	向上游	向下游	最大宽度	
彬德闸	4mg/L 污染带	1580.21	642.69	937.52	293.12
	6mg/L 污染带	778.52	308.01	470.51	160.21
江泗闸	4mg/L 污染带	1522.62	461.71	1060.91	273.81
	6mg/L 污染带	535.59	188.78	346.81	176.69
五孔闸	4mg/L 污染带	5348.18	3499.98	1848.2	190.51
	6mg/L 污染带	825.73	417.61	408.12	132.81
九孔闸	4mg/L 污染带	5900.02	3836.63	2063.39	223.29
	6mg/L 污染带	1259.23	764.42	494.81	158.41

5.1.2 污染负荷影响分析

为比较各排污口污染带长度与排放流量的关系，本文取排放浓度为 15 mg/L，排放流量分别为 10 m³/s、20 m³/s、30 m³/s、40 m³/s、50 m³/s、60 m³/s、70 m³/s。所得结果如图 5-5~5-6 所示

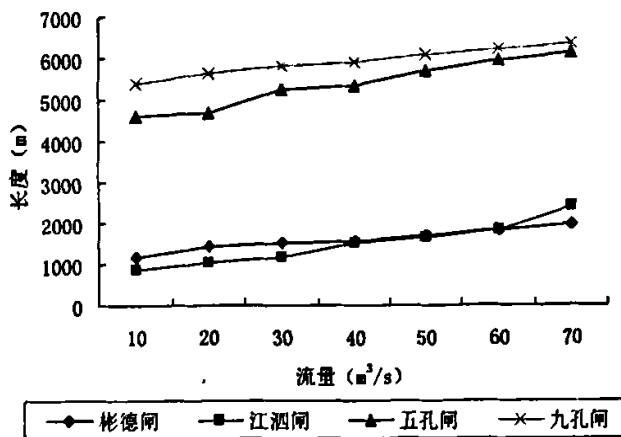


图 5-5 排污流量对 4mg/L 污染带长度的影响

Fig.5-5 Influence of Discharge on the Length of Pollution Zone of 4mg/L

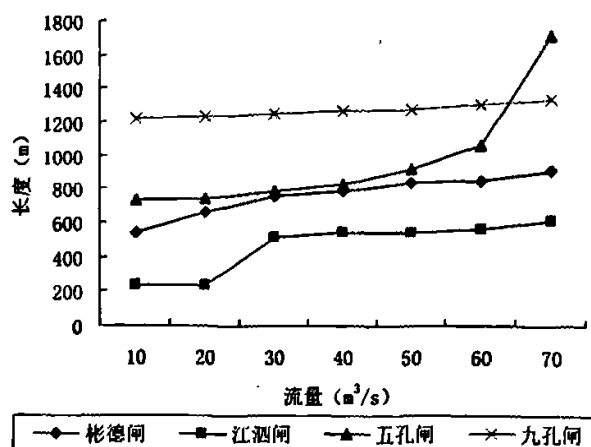


图 5-6 排污流量对 6mg/L 污染带长度的影响

Fig.5-6 Influence of Discharge on the Length of Pollution Zone of 6mg/L

由上两幅图可以看出，污染带长度与闸门流量的关系曲线各不相同。4 mg/L 的污染带曲线变化平缓，趋近于直线；彬德闸、江泗闸两条曲线相差不大，五孔闸、九孔闸两条曲线相差不大，但彬德闸、江泗闸两曲线与五孔闸、九孔闸两曲线差别显著。6 mg/L 的污染带曲线变化复杂，在流量小于 70 mg/L 时，污染带长度为九孔闸 > 五孔闸 > 彬德闸 > 江泗闸，但在流量为 70 mg/L 时，五孔闸污染带长度迅速增加，其原因有待进一步分析。江泗闸的污染带在流量为 10 mg/L、20 mg/L 时很短。但总体上看，污染带长度随流量变化不是很大。

5.2 排污口流量与浓度变化对北港水质的影响

通常，北港河段的几个排污口是同时排放的，多源排放条件下北港的水质影响应予进一步分析。

5.2.1 不同负荷相同浓度的影响

为比较排污口流量变化对北港水质的影响，将污染物在彬德闸、江泗闸、五孔闸和九孔闸同时排放，考察它们的影响范围。本文取总负荷量为 300 g/s、600 g/s 及 900 g/s 相比较，第一种方案为各排污口 $Q=5 \text{ m}^3/\text{s}$ ， $C=15 \text{ mg/L}$ ，第二种方案为各排污口 $Q=10 \text{ m}^3/\text{s}$ ， $C=15 \text{ mg/L}$ ，第三种方案为各排污口 $Q=20 \text{ m}^3/\text{s}$ ， $C=15 \text{ mg/L}$ 。结果如图 5-7~5-11

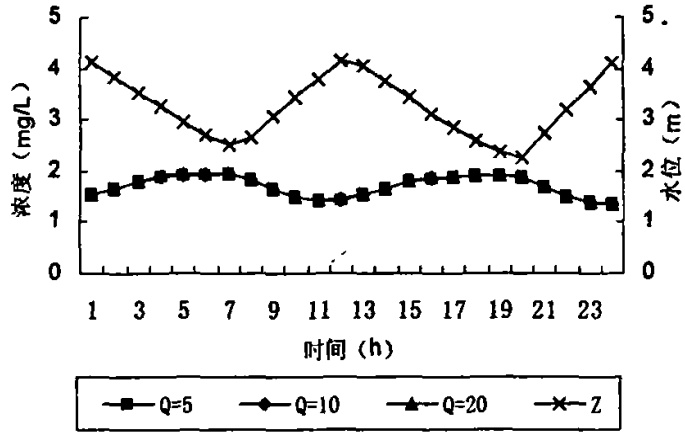


图 5-7 不同流量排污对文山里的影响

Fig.5-7 Influence of Sludge Discharge on Wenshanli Section

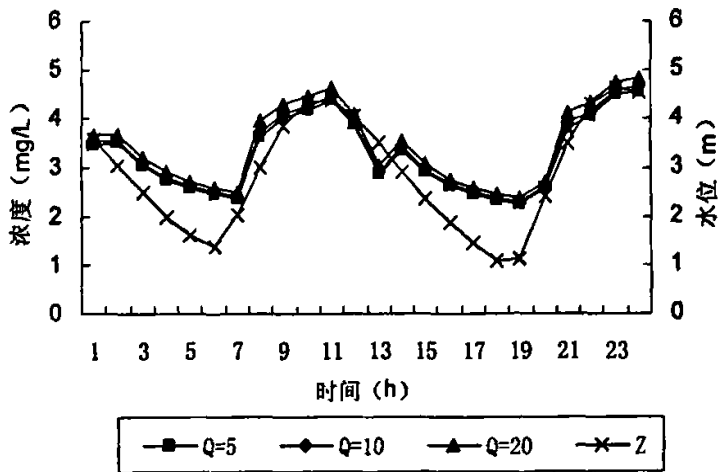


图 5-8 不同流量排污对解放大桥上的影响

Fig.5-8 Influence of Sludge Discharge on upwards the Jiefang Bridge Section

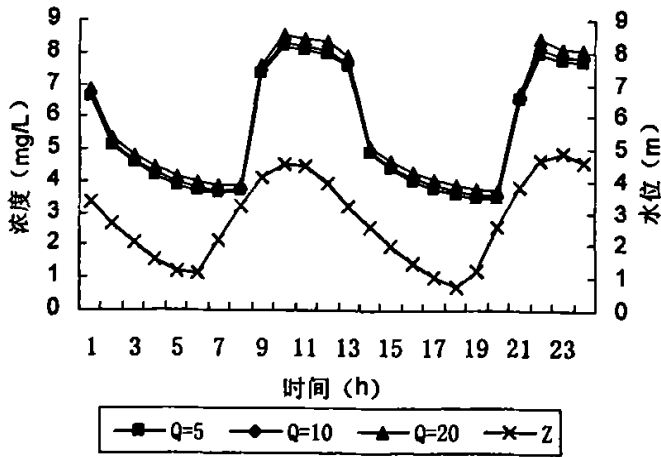


图 5-9 不同流量排污对东南水厂取水口的的影响

Fig.5-9 Influence of Sluice Discharge on Dongnan Waterworks Section

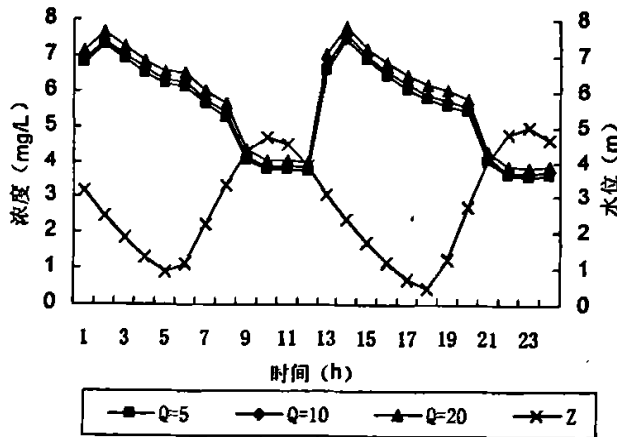


图 5-10 不同流量排污对九孔闸下 600m 的影响

Fig.5-10 Influence of Sluice Discharge on Section of 600m downwards the Jiukong Sluice

由上述图可以得出以下结论:

(1)这三种设计方案对北港各断面几乎无影响,也即在设置四个排污口的情况下,只要浓度相同,北港水质受排污口流量的影响很小。

(2)文山里断面涨憩时浓度最大,落憩时浓度最小,但总体污染物浓度很小,变化幅度也不大,即受北港四个排污口的影响不大。

(3)解放大桥断面污染物浓度变化曲线变化较复杂,总的趋势是落潮时浓度减小,到落憩时最小;涨潮时浓度增加,涨憩前一小时浓度达到最大。这说明解放大桥上水质主要受下游涨潮流的影响,但彬德闸径流和落潮流的影响也不能忽视。

(4)东南水厂取水口污染物浓度曲线随涨落潮呈现很有规律的变化。落潮时浓度减小，落憩时浓度最小；涨潮时浓度增加，在涨急前后浓度达到最大。这说明东南水厂水质主要五孔闸和九孔闸的涨潮流影响，受上游径流和落潮流的影响很小。

5.2.2 相同负荷不同浓度的影响

为比较总负荷相同且各排污口负荷相同但排放浓度不同时对北港的影响，计算第一种方案为各排污口 $Q=10\text{ m}^3/\text{s}$, $C=15\text{ mg/L}$ ，第二种方案为各排污口 $Q=15\text{ m}^3/\text{s}$, $C=10\text{ mg/L}$ 。结果如图 5-11~5-14

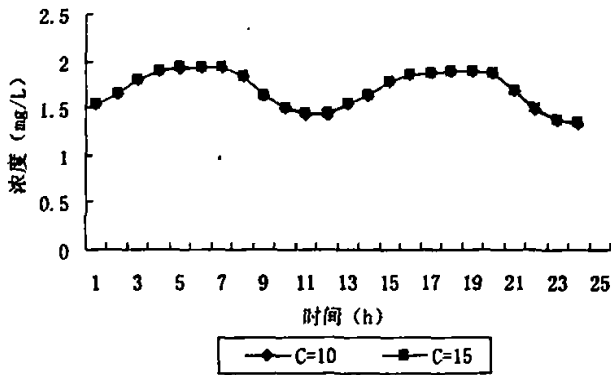


图 5-11 不同浓度对文山里的影响

Fig.5-11 Influence of Sluice Concentration on Wenshanli Section

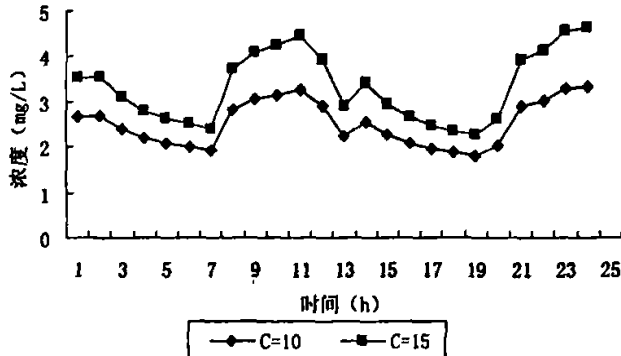


图 5-12 不同浓度对解放大桥上的影响

Fig.5-12 Influence of Sluice Concentration on upwards the Jiefang Bridge Section

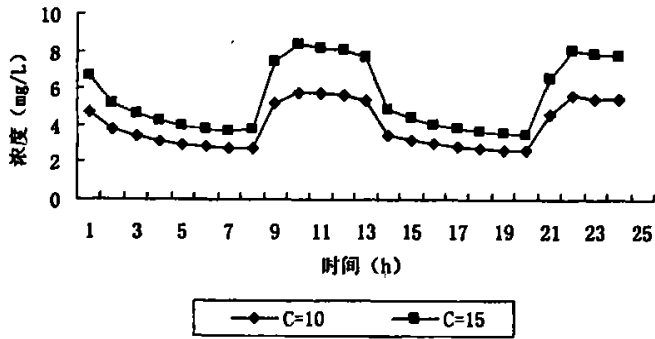


图 5-13 不同浓度对东南水厂取水口的影响

Fig.5-13 Influence of Sluice Concentration on Dongnan Waterworks Section

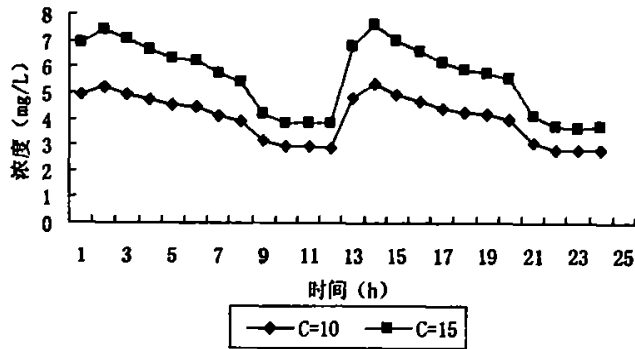


图 5-14 不同浓度对九孔闸下 600m 的影响

Fig.5-14 Influence of Sluice Concentration on Section of 600m downwards the Jiukong Sluice

由上述图可以得出结论：两种设计排污方案对北港河段影响很大。除文山里断面几乎无差别外，大部分段面都有显著差别。排污浓度越大，断面污染物浓度也越大，水质也就越差。因此，为保证北港水体不受污染，应尽量减小各排污口排放浓度。

5.3 排污口优化设置

为考察北港河段不同排污口组合方案的排放条件对河道水质的影响，设计了将 600 g/s 的污染负荷量分配到一个排污口、两个排污口、四个排污口排放三种情况。

一个排污口集中排放以对东南水厂最不利的五孔闸为例，单独排放 600 g/s 的污染负荷量，排放流量为 30 m³/s，排放浓度为 20 mg/L；设置两个排污口排放口时以

对东南水厂最不利的五孔闸和九孔闸为例，每个排污口排放流量为 $30 \text{ m}^3/\text{s}$ ，排放浓度为 10 mg/L ；设置四个排污口时，每个排污口排放流量为 $30 \text{ m}^3/\text{s}$ ，排放浓度为 5 mg/L 。将这三种方案计算所得断面浓度平均值进行比较，结果如图 5-15 所示

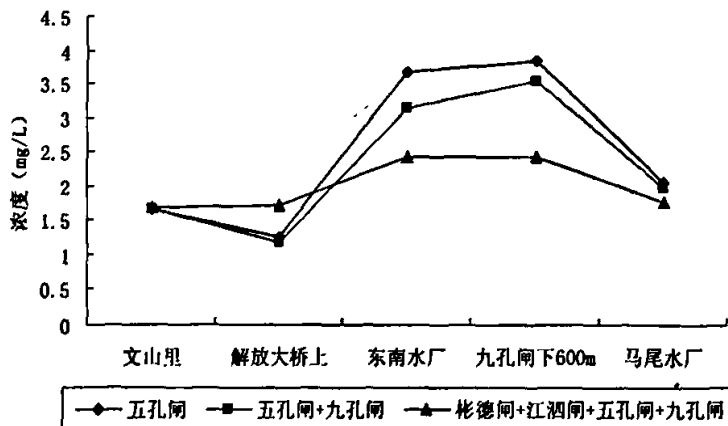


图 5-15 不同排污口组合设置对北港水质的影响

Fig.5-15 Influence of Different Sewage Outfalls on the Water Quality of North Channel

由图 5-17 可以得出结论，单独设置五孔闸排污口对文山里、解放大桥上断面的影响均较小，但对东南水厂影响显著；设置五孔闸+九孔闸的情况对东南水厂的影响减弱，但仍然较大；而设置四个排污口共同排放的情况则较理想，尽管解放大桥上断面的污染物浓度大于前两者，但东南水厂的污染物浓度较小，对福州取水有利，且整个北港河段各断面污染物浓度较平均，这样有利于充分利用水体本身的自净能力。从图中还可以看出，各种排放方案对马尾水厂的影响均不大。

5.4 小结

(1) 排污口的布置对北港水质有很大影响。在排放相同浓度相同流量的污染物时，各排污口污染带长度和宽度完全不同。由于彬德闸、江泗闸附近河道弯曲，地形复杂，产生的污染带比较短。而五孔闸、九孔闸附近河道较顺直，污染带很长。各排污口污染带长度明显大于宽度。

(2) 在排放流量为 $40 \text{ m}^3/\text{s}$ ，排放浓度为 15 mg/L 时，在彬德闸或江泗闸排放对东南水厂水质影响较小，而在五孔闸或九孔闸排放则会对东南水厂造成很大的影响。因此，为充分利用北港水环境容量，而又不影响北港的水质，尤其是水厂取水口的水质，可以考虑在彬德闸和江泗闸适当放松污染物的排放，五孔闸和九孔闸的污染

物排放则要严加控制。

(3)单个排污口排放时，污染带长度与排放流量的关系各不相同，但总体看来，污染带长度随排放流量的变化不是很大。

(4)设置四个排污口同时排放时，在流量不大，浓度相同的情况下，流量的变化对水质的影响非常小。但排放浓度的变化对水质的影响非常大。因此，应该尽量减小排污口浓度，以此改善北港的水质。

(5)相同负荷在一个排污口排放、两个排污口排放和四个排污口排放对北港断面水质有很大的差别，为充分利用水体自净能力，保证北港水体不受污染，应该尽量将污染物分散在各个排污口排放。

第6章 结论与讨论

6.1 结论

(1)根据描述河道非恒定流运动的沿水深平均的二维浅水方程组和水质方程,采用有限差分方法,建立了闽江下游北港河段二维水动力水质模型。利用现有的水文水质资料进行了模型主要参数的率定和灵敏度分析,验证了模型的合理性。该模型可以用于研究北港河段水文、水质在时间和空间上的变化,为水资源水环境的管理提供手段。

(2)运用二维水动力模型初步分析了北港河段水流运动特性。比较了北港沿程水位流量变化;以解放大桥和东南水厂河段为例,对流场进行了模拟和分析。第一,下游的水位、流量变化幅度大于上游,即北港河段受潮汐影响由下而上逐渐变小;第二,在解放大桥附近落急、落憩时有明显漩涡出现,表明落潮时,解放大桥下出现漩涡,当流速越大时漩涡更加明显;第三,东南水厂段流场较稳定。在全潮过程中,右岸流速很小;主流槽基本在中泓附近,在从涨憩到落潮的过程中,发生主流槽从右岸到中泓的变化。

(3)应用二维水质模型,对污染物的运动规律及影响因素进行了研究。对不同排污口污染带特征及污染负荷的影响进行了分析比较,对北港河段水质随排污口排放流量和排放浓度变化规律进行了分析,并进一步分析了多源排放条件下北港的水质响应及排污口的优化设置问题。得到了以下一些认识:

第一,排污口的布置对北港水质有很大影响。在排放相同浓度相同流量的污染物时,各排污口污染带长度和宽度完全不同。在彬德闸、江泗闸排放污染带比较短。而五孔闸、九孔闸排放的污染带很长。各排污口污染带长度明显大于宽度。

第二,彬德闸或江泗闸排放对东南水厂水质影响较小,而五孔闸或九孔闸排放则对东南水厂造成很大的影响。

第三,单个排污口排放时,污染带长度与排放流量的关系各不相同,但总体看来,污染带长度随排放流量的变化不是很大。

第四,设置四个排污口同时排放时,在流量不大,浓度相同的情况下,流量的变化对水质的影响非常小。但排放浓度的变化对水质的影响非常大。因此,应该尽量减小排污口浓度,以此改善北港的水质。

第五,相同负荷在一个排污口排放、两个排污口排放和四个排污口排放对北港

断面水质有很大的差别，为充分利用水体自净能力，保证北港水体不受污染，应该尽量将污染物分散在各个排污口排放。

6.2 讨论

由于时间及其它客观条件的限制，本文的研究仅是一个初步的探索，必然存在许多不足的地方，有待于进一步的完善和提高。

(1)由于实测资料比较缺乏，尤其是水质同步观测资料的缺乏，本模型的率定结果还不够理想，还需要收集更多可靠的实测资料，对模型进行进一步的率定、验证，从而得到更符合实际的模型参数。

(2)应进一步应用于研究水体的水环境容量计算，确定各污染因子的总量控制指标及负荷削减量，从而为水质评价、预测和选择污染控制方案提供科学依据。

(3)鉴于南、北港之间的相互影响，还应进一步拓展二维模型的研究范围，以增强模型应用于解决闽江下游感潮河道水环境问题的能力。

参考文献

- [1] 罗进洲. 基于 SMS 及 RS 的闽江福州段水污染控制研究[D]. 福州大学环境工程硕士论文, 2004. 1: 22-23
- [2] 赵群. 福州市水资源及水环境问题探讨[J]. 水资源保护, 2001, (3): 49-51
- [3] 程永隆. 闽江下游河床下切对水资源利用的影响[J]. 水利科技, 2005, (1): 10-12
- [4] 陈守真. 水口水电站蓄水运行对下游河道及河口区海潮上溯的影响分析[J]. 水力发电, 1997(11): 20-22
- [5] 王峰. 闽江下游河道保护与整治的一些看法[J]. 城市道桥与防洪, 1999, (3): 39-40
- [6] 陈宁. 河工模型试验在闽江福州段水污染防治规划中的应用[J]. 闽江学院学报, 2004, 25(5): 101-105
- [7] 江毓武, 张珞平. 闽江口水动力和污染扩散数值模拟[J]. 台湾海峡, 1997, 16(2): 169-173
- [8] 刘梅冰. 闽江下游河道水动力水质动态模拟[D]. 福建师范大学硕士学位论文, 2006, 6: 18-34
- [9] 孙蔚. 曲线拟合坐标下二维数值模拟[D]. 河海大学硕士学位论文, 1999, 4: 1-2
- [10] 陈娟. 二维河流水质模型在水资源保护中的应用[D]. 武汉大学硕士学位论文, 2005, 4: 4-7
- [11] 周雪漪. 计算水力学[M]. 北京: 清华大学出版社, 1994
- [12] 尹海龙. 黄浦江二维水环境数学模型开发及水质改善措施分析[D]. 同济大学博士学位论文, 2003. 7: 1-5
- [13] FIFRA Exposure Modeling Work Group, National Agricultural Chemicals Association. Primary, secondary & Screening Models for Pesticide Reistration[R]. 1994
- [14] Richard A. Smith, Gregory E. Schwarz, Richard B. Alexander. Regional Interpolation of Water-Quality Monitoring Data[J] Water Resources Research, 1997, 33(12) 2781-2798
- [15] 邓彤, 陈春云. 环境系统数学模型[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003
- [16] 卢士强. 平原感潮河网水环境数学模型研究与应用[D]. 同济大学博士学位论文, 2003. 8: 6-8
- [17] 徐祖信. 河流污染治理规划理论与实践[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2003
- [18] 肖俊英. 二维水流-水质 FVM 及黎曼近似解模型的应用研究[D]. 河海大学硕士学位论文, 2001. 3 : 5-65
- [19] Amein, M. "Stream Flow Routing on computer by characteristics" [J]. Water Resources

- Res. 1966, 2(1), 123-130.
- [20] Dronkers, J.J. "Tidal computations for rivers, coastal areas and seas" [J]. J. of Hydraulic Division, ASCE, 1969, 95(HY1), 29-77.
- [21] Balloffet, A. "One-dimensional analysis of floods and tides in open channels" [J]. J. Of Hydraulic Division, ASCE, 1969, 95(HY4), 1429-1451
- [22] Kamphuis, J.W. "Mathematical tidal study of St. Lawrence River" [J]. J. of Hydraulic Division, ASCE, 1970, 95(HY3), 643-664
- [23] 汪德耀. 计算水力学理论与应用[M]. 河海大学出版社, 1989
- [24] Preissmann, A. "Propagation of transitory waves in channels and rivers" [A]. In Proc. First Congress of French Assoc. For Computation, Grenoble, France, 1961: 433-442
- [25] Abbott, M.B., Lonescu, F. "On the numerical computation of nearly horizontal flows" [J]. J. of Hydraulic Resource, 1967, 5(2), 97-117
- [26] Amein, M., Fang, C.S. "Implicit flood routing in natural channels" [J]. J. of Hydraulic Division, ASCE, 1970, 96(HY12), 2481-2500
- [27] Fread, D.L. "Technique for implicit dynamic routing in rivers with tributaries" [J]. Water Resources, 1973, 9(4), 918-926
- [28] Greco, F., Panatoni, L. "An implicit method to solve Saint-Venant equations" [J]. J. of Hydraulic., 1975, 24, 171-185
- [29] Amein, M., Chu, H.L. "Implicit numerical modeling of unsteady flows" [J]. J. of Hydraulic Division., ASCE, 1975, 101(HY6), 93-108
- [30] 傅国伟. 河流水质数学模型及其模拟计算[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1987
- [31] 李炜. 环境水力学进展[M]. 武汉: 武汉水利电力大学出版社, 1999
- [32] 廖招权, 刘雷, 蔡哲等. 水质数学模型的发展概况[J]. 江西化工, 2005, 3(1): 44-74
- [33] James Fitzpatrick, Jhon Imhoff, Edward Burgess. Water Quality Models: A survey and Assessment[R]. 2001
- [34] 郭天恩, 孙西欢. 国内外水质数学模型的研究与发展[J]. 西北水资源与水工程, 1994, 5(3): 9-12
- [35] 李本纲, 陶澎, 曹军. 水环境模型与水环境模型库管理[J]. 水科学进展, 2002, 13(1): 14-20
- [36] 徐祖信, 廖振良. 水质数学模型研究的发展阶段和空间层次[J]. 上海环境科学, 2003, 22(2): 79-85

- [37]Stewart A. Rounds, Bernie Bonn, Yichun Xie, *et. al.* Water Quality Modeling and GIS[R]. U. S. Geological Survey, 2000
- [38]Jian Shen. Modeling of Illinois River Basin Watershed and Tenkiller Ferry Lake[R]. Virginia Institute of Marine Science, 2002
- [39]Cerco, C. F. and T. Cole, 1993. Three Dimensional Model eutrophication Model of the Chesapeake Bay. *J. Of Env. Engr.* 119(6):1006-1025
- [40]Goodchild M F, Steyaert L T, Parks B O, *etal.*, Environmental Modeling with GIS[M]. Oxford University Press, 1993
- [41]Sheomaker L, Lahlou M, Bryer M, *etal.*, Compendium of Tools for Watershed Assessment and TMDL Development[R]. Prepared for USEPA Office of Wetlands, Oceans and Watershed, Washionton D C, 1997
- [42]白玉川, 顾元桢, 邢焕政. 水流泥沙水质数学模型理论与应用[M]. 天津: 天津大学出版社. 2005
- [43]李义天, 赵明登, 曹志芳. 河道平面二维水沙数学模型[M]. 北京: 中国水利水电出版社. 2002
- [44]谭维炎. 计算浅水水动力学. 北京: 清华大学出版社, 1998
- [45]Joseph F. Atkinson, Sunil K. Gupta, Joseph V. Depinto, *etal.*, Linking Hydrodynamic and Water Quality Models with Different Scales[J]. *Journal of Environment Engineering*, 1998, 124(5): 399-408
- [46]李孟国, 时钟. 江苏如东海域西太阳沙人工岛工程潮流数学模型研究[J]. *中国港湾建设*, 2006, 6(3): 1-4
- [47]郑金海. 贴体正交曲线坐标系下水流泥沙数学模型的构建与应用[J]. *海洋通报*, 2003, 22(1): 1-8
- [48]徐祖信, 尹海龙. 平原感潮河网地区一维、二维水动力耦合模型研[J]. *水动力学研究与进展 A 辑*, 2004, 19(6): 744-752
- [49]Walters, R.A. and Cheng, R.T., A two-Dimensional Hydrodynamics Model of a Tidal Estuary. *Finite Elements in Water Resouces*, PENTECH PRESS, London: Plymouth, 1978.
- [50]张龙江, 朱维斌. 长江南通段污染带影响因素研究[J]. *上海环境科学*, 2003, 22(1): 36-38
- [51]赵樟华, 李昶米, 陆家驹. 长江江苏段二维水流-水质模拟[J]. *水力学报*, 2003, 6(6): 72-77
- [52]张家福. 有限体积分法在平面二维水流—水质数值模拟计算中的应用[D]. 中山大学硕士学位论文, 2004, 6: 4-13
- [53]陈锡林. 新沂河沐东段水漫滩河道糙率计算探讨[J]. *水文*, 2000, 20(1): 41-46

- [54]张宜权. 长江南京重点江段水环境功能区划及总量控制指标研究[D]. 河海大学硕士学位论文, 1999. 3: 36-53

攻读学位期间承担的科研任务与主要成果

【参与的课题研究】

- 1、感潮河道一维二维耦合动态水质模型研究
- 2、闽江下游一维动态水质模型研究

【发表的学术论文】

- 1、闽江下游水环境问题浅析，发表于《环境科学与管理》，2006，31(7)，第一作者
- 2、W 值水质评价法的改进与应用，发表于《福建师范大学学报(自然科学版)》，2007，23(4)，第一作者

致谢

我的学位论文能得以完成，首先要感谢我的导师陈兴伟教授。本文是在导师的悉心指导下完成的，从论文选题到最终完稿，导师都倾注了大量的时间和心血。感谢三年来导师在学业上的教诲、工作和生活上的关怀和帮助。值此论文完成之即，向导师表示最诚挚的谢意！


特别感谢我的师姐刘梅冰，在论文的完成工作中，刘梅冰师姐给了我无私的帮助。她学术精湛，对师弟、师妹关爱有加，当我遇到困难时，总是能提出中肯的建议，使我受益匪浅。

在论文的完成过程中，珠江水利委员会水利科学研究院蒋星科高工在模型构建和运用等关键问题上给了我的帮助，在此表示感谢。

感谢我的研究生阶段的所有老师的指导和帮助，感谢在论文完成过程中所有帮助过我的同学和朋友。

感谢我的父母，感谢他们多年来始终如一地给予我全力的支持和无私的奉献，使我能够全身心地投入学习，并顺利完成学业，我只有用更加倍的努力来回报他们。

个人简历

	姓名	蓝琳	性别	女
	出生年月	1981.7	民族	汉
	籍贯	江西万载	政治面貌	团员
大学经历				
毕业时间	2002.7	毕业院校	江西师范大学数学系	
所学专业	数学教育	学位	理学学士	
研究生经历				
入学时间	2004.9	就读院校	福建师范大学化学与材料学院	
所学专业	环境科学	研究方向	水资源与水环境	
指导教师	陈兴伟教授	毕业时间	2007.7	
与本文有关的工作	三年来,认真学习本专业的相关知识和技术手段,及时查阅相关的文献,了解科研动态,积极参与导师有关感潮河道水质动态模型的科研工作,承担资料收集统计、数据处理、模型建立、结果分析等工作。			