

摘 要

随着经济的发展和城市化进程的加快,工业废水和生活污水的排放量也日益增大,使我国大部分湖泊都受到了不同程度的污染,湖泊水环境的保护工作已刻不容缓。为了保护湖泊生态系统,合理开发利用湖泊水资源,防止湖泊富营养化,对湖泊水流与水质进行数学模拟以掌握湖泊的水流运动规律和水质变化规律是十分必要的。湖泊水环境数学模型可以模拟湖泊水动力特征和水质变化规律,为湖泊水环境保护工作提供科学依据,是开展湖泊水环境保护工作的一个重要技术手段。

金山湖的挖建工程是国家“十五”重大科技专项“镇江水环境质量改善与生态修复技术研究及综合示范”的依托工程之一。本文建立了金山湖二维水流水质耦合模型,利用有限差分法离散方程,模拟了金山湖在东风作用下的流场,在此基础上模拟了水温、营养盐(总磷、总氮)与浮游藻类生长的关系以及湖水水质变化趋势。

通过模拟得出了金山湖作为一个城市浅水湖泊,湖流主要以风生流为主;湖泊水体交换主要靠风场来完成;验证了浮游藻类最佳生长温度为 25℃;在 5~8 月,藻类会大量繁殖;外源的输入带来大量的营养盐,成为金山湖水质恶化的一个主要原因,磷在很大范围成为了金山湖的限制性营养元素;藻类生长与水体中 TN、TP 的浓度和风场有密切关系,水体流动缓慢时容易导致藻类爆发。

分析引水对总氮、总磷浓度场的影响,确定引水对金山湖水质的改善作用,为浅水湖泊水环境污染控制及管理提供了理论依据。

关键词:金山湖、水温、风场、浮游藻类、营养盐、有限差分法、数值模拟

Abstract

The quick development of economy and urbanization brings more and more industry and living waste water, which has polluted a majority of the lakes in our country. Now, protecting lake aquatic environment has no time to delay. In order to protect the lake ecosystem, rationally explore and utilize the lake water resource, it is extremely necessary to mathematically simulate the current water flow and water quality of the lake, to grasp the movement rule of its fluent and water quality. The mathematic model of the lake aquatic environment is an important technique to protect lake aquatic environment for its ability to simulate the hydrodynamic characteristic of the lakes and the change rules of the water quality, and thus providing scientific reference for lake aquatic environment protecting work.

“Lake Jinshan” construction project is a part of the significant special technological project of our country tenth five-year plan—“ZhenJiang aquatic environment quality improving and ecology restoring technology study and synthetic demonstration”. In this paper, dissociated equations were established by the finite difference method to simulate the two-dimensional hydrodynamic characteristics of the Jinshan Lake under east wind. On the basis of this, the influence of water temperature, nutrients (phosphorus and nitrogen) on phytoplankton growth, and the change trend of the water quality were simulated.

It is concluded by the simulation that as a shallow water lake of the city, the Jinshan Lake flowed its water mainly in the form of wind-droved flow. In the lake, water exchange mainly depends on wind. 25°C is believed the best temperature for the growth of floating algae. So the algae reproduce massively when the water temperature is just at this level between May and August. Massive nutrition brought by the extraneous source importation becomes the main reason for the worsening of Jinshan lake water quality, especially the no-point source pollution. It is obtained that phosphorus is one of the restrictive factors for algae growth. Algae growth had a close relationship with wind field and the concentration of phosphorus and nitrogen, and the velocity of the water was slow, the algae growth was likely to break out.

The paper analyze the influences of the water diversion scheme on concentration field of TN、TP, and to confirm the amelioration of water diversion in water quality of Jinshan Lake, therefore to provide theory references for pollution control in shallow lakes.

Key word: Jinshan Lake, water temperature, wind field, phytoplankton, nutrition, finite difference method, mathematical simulation.

学位论文独创性声明:

本人所呈交的学位论文是我个人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。尽我所知,除了文中特别加以标注和致谢的地方外,论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果。与我一同工作的同事对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。如不实,本人负全部责任。

论文作者(签名): 蔡桂香 2008年6月11日

学位论文使用授权说明

河海大学、中国科学技术信息研究所、国家图书馆、中国学术期刊(光盘版)电子杂志社有权保留本人所送交学位论文的复印件或电子文档,可以采用影印、缩印或其他复制手段保存论文。本人电子文档的内容和纸质论文的内容相一致。除在保密期内的保密论文外,允许论文被查阅和借阅。论文全部或部分内容的公布(包括刊登)授权河海大学研究生院办理。

论文作者(签名): 蔡桂香 2008年6月11日

第一章 绪论

1.1 研究问题的提出和意义

1.1.1 研究背景

我国湖泊分布广泛、类型多样、成因复杂。据初步统计^[1-4]，目前约有大小湖泊 24880 个，总面积达 83400Km²，约占国土总面积的 0.8%，总蓄水量约为 7000×10⁸m³；小于 1Km² 的小型湖泊 22032 个，面积 2755Km²。湖泊是我国重要的淡水资源之一，为人们提供了水利防洪、用水供水、水产养殖以及气候调节等多种功能，对社会和经济的发展起到了不可估量的作用，是人民生活不可缺少的宝贵资源，湖泊水资源与我国经济可持续发展以及人民生活休戚相关。

但是，随着我国工农业的迅速发展和城市化进程加快，工业废水和生活污水排放量日益增加，加之人们一个时期以来，环保意识淡薄，对湖泊水域生态环境系统的容量或承受能力认识和研究不足，大量人类活动，如滩涂围垦及围湖造田，沿岸开发利用，特别是盲目和无计划的开发利用，常造成植被破坏，给诸多湖泊环境造成了不良影响。全国性的湖泊富营养化、湖泊水质恶化、湖泊淤积或萎缩、湖泊生态系统破坏以及干旱地区湖泊水质咸化等环境问题不断出现和发生，严重影响了湖泊沿岸人民生产、生活和经济的发展，已成为当前我国迫切需要解决的环境问题。

城市湖泊是指位于我国一些大中城市市区或近郊的小型湖泊。由于它们地处人口稠密、经济繁荣的大中城市，具有观光旅游，调节气候等方面的作用，因而在国民经济中占有重要的地位。我国城市湖泊成因较多，有构造湖泊、海成湖泊、河域湖泊、人工湖泊。

城市湖泊面临的主要环境问题有：水质污染问题、富营养化问题、淤积问题。

目前，我国大部分城市的污水进行了有效的处理，然后再排放到河流或湖泊中，但大部分城市湖泊已经不接纳点源污染。城市湖泊在面源污染进入，以及引水所带来的大量营养物质污染水体，导致湖泊水体中藻类浮游植物的过量繁殖，致使湖泊加快走向富营养化的趋势。如杭州的西湖、南京玄武湖、长春南湖等一些著名的城市湖泊处于富营养化状态，严重影响观光旅游；城市湖泊的面积较小，水深较浅，湖底较平坦，湖水滞留时间长，水位变化不大，所以很容易积蓄淤泥。

湖水的流速普遍较小且无定向的流动，湖水的运动主要受风向、风速的影响。城市湖泊水生植物以浮游藻类为主。

1.1.2 问题的提出

金山湖是一个以旅游功能为主的浅水城市湖泊，为了保护湖泊生态系统，合理开发利用湖泊水资源，防止湖泊富营养化，对湖泊水流与水质进行数学模拟以掌握湖泊的水流运动规律和水质变化规律是十分必要的。湖泊水流对大气、水土界面的物质交换和水体中各种物质、能量的传输及转化过程有着直接影响，是湖泊水质模拟研究的基础。对湖泊流场进行正确的模拟之后，才能在此基础上准确地模拟污染物在湖泊中的输移和扩散，从而为湖泊水环境保护和改善提供科学依据，指导人们在社会与经济发展中更加有效及合理地开发、利用湖泊水资源，保护湖泊水环境，维持生态平衡，以达到可持续性发展。

开展湖泊水环境系统综合研究的重要手段之一是建立确定性数学模型，该方法建立在物质守恒、能量守恒及对流扩散理论基础上。湖泊水质变化预测是湖泊水环境系统模拟研究的最终目标。水质的富营养化是湖泊水质变化的一个研究重点，目前可利用水质模型模拟的湖泊水质因子有理化指标：营养盐指标有总氮、总磷、总氨氮等；生物指标如叶绿素等。

本文立足于“金山湖”挖建工程，利用已有的水流模型和较为成熟的氮、磷循环理论，建立二维水流水质耦合模型，在综合考虑风场、入湖水质等因素下，模拟金山湖水动力和水温、流场、营养盐（总磷、总氮）和藻类浓度场分布的影响，分析湖水水质变化规律。

1.1.3 研究的意义

城市湖泊作为城市基础设施的重要组成部分，具有排泄雨洪、供水、旅游观光等综合功能，它对于城市生态建设是十分重要的，因此，城市中小型浅水湖泊的水环境恶化问题不容忽视^[5]。首先，从城市湖泊自身的水动力特征分析，湖泊的流速较缓且相对封闭，湖体的置换周期长，不利于污染水体的稀释扩散；其次，城市湖泊位于人类活动密集区，人类对城市湖泊的破坏力远大于远离城市的大型湖泊，其接纳的污染负荷往往大于自身的自净能力，其生态脆弱性更为显著。

为了防止湖泊水质的富营养化，就必须了解营养物质在湖水中的转化规律。湖泊水体中藻类的生长受到多方面的影响如水体流速、水体温度、光照、营养盐

等。由于氮、磷是藻类生长的必需营养物质，对藻类生长、繁殖起着重要作用，所以就地了解这些营养物质在湖水中的转化规律，以及氮、磷与藻类生长、繁殖的关系。同时水体温度和光照对藻类的生长和繁殖有着很大的影响，因此也必须考虑到水体温度变化和光照与藻类生长、繁殖的关系。

1.2 湖泊数值模拟的研究概况

数学模型实际上就是将现实世界中所研究的物质运动的物理机理进行抽象而建立的数学物理方程，称之为控制运动的基本方程，简称基本方程或控制方程。数学模型并不是直接从运动的机理出发，而是发挥数理方程的作用，即预先将运动的时间和空间离散，再将数理方程在某离散时空点上离散为与其相邻点相关的代数关系式，按实际情况给出初值条件和边界条件，选择有效的数值方法（或计算格式）求得该时空点上相关物理量的值。这样随着时间的推进和空间的扫描，获得物理量的时空分布。显然，上述求解过程的计算量一般都不是人力所能胜任的，因此，必须依靠计算机来实现^[6]。

1.2.1 目前湖泊数值模拟的主要数值计算方法

湖泊水动力模型数值计算方法与其它水流的计算方法类似，目前较为流行的离散方法主要有：有限差分法（FDM）、有限单元法（FEM）、有限体积法（FVM）、特征线（MOC）法、边界单元法（BEM）和分步法（FSM）等。这几种方法各有优缺点及适用范围。

（1）有限差分法（FDM）

有限差分法适用于各种类型的偏微分方程，是目前应用最多最成功的一种方法，是以泰勒级数展开为工具，将微分方程中的微分项以差商代替，从而化微分方程为易于求解的代数方程。其特点是采用矩形网格概化计算域，各计算变量布置在网格节点上。可分为显式法、隐式法、半显半隐法三类。在三维计算中，为了保证必要的精度并考虑到计算的经济性，往往对空间的不同方向分别采用显式或隐式差分，其中交替方向隐式差分法（ADI）是当前较为常用的一种差分方法。有限差分法的优点是求解直观迅速，数学概念清晰，编程及基础资料的整理比较简单，占用内存少，计算的收敛性和稳定性理论比较成熟；其最大的缺点是对复杂的地形适应性差，网格布置不灵活，难以概化不规则的边界。为了克服其局限性，许多学者都致力于不规则边界处理问题的研究，如美国的 Thompson J. F.等

人提出的边界拟合坐标系 (Boundary Fitted Coordinate System) 方法^[7], L.谢利曼所提出的任意网格差分法^[8], 华祖林^[9]等也对边界拟合中的调节因子作过有益的探索。利用这些方法在原则上可以把任意复杂的几何边界变成规则的几何边界求解, 但计算区域的规则化是以控制方程的复杂化为代价的, 而且当边界存在尖角时, 会出现局部奇异现象, 使计算不能收敛。

(2) 有限单元法 (FEM)

有限单元法是一种常用的数值分析方法, 又称“有限元素法”。有限单元法最初是在 20 世纪 50 年代作为处理固体力学问题的方法出现的, 从 20 世纪 60 年代后期开始, 进一步利用加权余量法, 主要是 Galerkin 法, 来确定单元特性和建立有限单元求解方程, 使之应用于已知问题的微分方程和边界条件、但变分的泛函尚未找到或者根本不存在的状况, 进一步扩大了有限元法的应用领域, 从 70 年代起开始用于计算水力学中。有限单元法也是一种近似解法, 是一种用积分求解微分方程的方法。有限单元法以变分原理和剖分插值为基础, 将连续的结构离散为有限单元的组合物体, 单元与单元之间仅靠节点相连。有限元法是应用局部的近似解来建立整个定义域的解的一种方法。先把注意力集中在单个单元上, 进行上述所谓的单元分析。基本前提是每一单元要尽可能小, 以致其边界值在整个边界上的变化也是小的。这样, 边界条件就能取某一在节点间插值的光滑函数来近似, 在单元内也容易建立简单的近似解。这使有限元法具有明显的优越性, 由于其采用分块近似, 只需对一个单元选择一个近似位移函数, 且不必考虑位移边界条件, 只须考虑单元之间位移的连续性, 因此对于具有复杂几何边界的情况具有较高的精度, 很好的克服了最初的有限差分法的规则网格划分不适应复杂边界描述和不能满足计算域内局部加密的要求等缺点。有限单元法的基本原理就是分单元对解逼近, 使微分方程空间积分的加权残差极小化。有限单元法的优点主要是划分网格灵活, 拟合复杂边界和地形容易; 其缺点是占用内存大, 程序编制比较复杂, 对基础资料的整理比较繁琐, 一定程度上限制了有限单元法的推广应用。另外随着有限差分法在任意三角形和四边形结构网格的推广, 有限单元法的优势已不明显。

(3) 有限体积法 (FVM)

有限体积法是 70 年代由 Spalding 和 Partaker 等人提出和发展起来的一种离

散方法,最初应用于空气动力学领域。其基本思想:将计算区域划分成一系列连续但互不重叠的控制体积,并使每个控制体积包围一个网格点,以网格点上的因变量数值为未知数,假定各变量在网格点间的变化规律,将待解的微分方程对每一个网格点积分,得出一组离散方程,结合边界条件和初始条件求得数值解。有限体积法可以认为是一种结合有限元方法改进的有限差分法,在网格点间变量分布时,借鉴了有限元的思想,在离散过程中应用的仍然是有限差分的方法。有限体积法的物理意义明确,易于理解;无论计算网格疏密都能准确地满足守恒原理;格式统一,便于编程计算,具有较好的计算精度;可以采用非结构网格,网格剖分灵活,几何误差小,便于处理复杂边界条件,对于不同的网格很容易同时使用。在网格布置时,往往采用交错网格,将不同的物理量布置在不同的节点上,此外,由于三维正交网格的生成存在诸多困难,非正交网格下的有限体积法以及无结构网格下的控制体积法也得到一定的应用。目前国外以有限体积法为基础编制的计算流体力学程序占了很大比重,如 TEACH 系列、GENMIX 系列、PHOENICS、VEST、FLUENT 等。

(4) 特征线 (MOC) 法

在计算机普遍应用之前,河流模拟的数值计算主要是利用特征线理论采用图解法等进行手工计算。其最初思路在 $x-t$ 平面上绘制特征线,在其交点上确定因变量来依次求解,后来在特征线理论的基础上发展了特征线法。该方法把时间离散和空间离散一起处理,其优点是能反映问题中信息沿特征传播的性质,算法符合水流运动的物理机制,稳定性好,计算精度高。由于该方法是沿时间推进求解,故较适于双曲型和抛物型问题,对于求解周期短、变化急剧的问题(如:涌潮)比较适宜。推广到二维问题,由于二维问题中对应于一维问题的特征线是两族特征曲面,表现为一个特征锥面,目前一般是对特征锥面选用几条特征母线,沿对应的特征关系式积分来近似求解特征量。因特征线法求解格式复杂,尤其对高维问题更是繁琐,因此目前很少直接用于数值计算。但是,特征线法的原理仍是很重要的,经常用于作为了解其它数值方法的基础。

(5) 边界单元法 (BEM)

边界元法是继有限元法之后发展起来的一种新数值方法,最初被称为边界积分方程法,在流体力学中又称为有限奇点法或者有限基本解法。边界单元法的实

质是数学物理方程的 Green 函数法。通过格林公式给出解的积分表达式, 然后利用定解条件建立边界积分方程, 所得到的边界积分方程通常不能解析求解, 因此可以利用有限元离散, 将其转化为边界节点上未知量表示的代数方程组, 求解该代数方程组, 即可求得边界节点所有的未知值。由此可见, 边界单元法可以看作格林函数法与有限单元法结合的产物。但与有限元法在连续体内划分单元的基本思想不同, 边界单元法是在定义域的边界上划分单元, 用满足控制方程的函数去逼近边界条件。边界单元法可以将三维积分转化成二维面积分, 再通过格林公式将面积分变换成线积分, 从而将空间三维问题简化为一维问题处理, 有效的减少了计算工作量和所需内存, 对于三维水流计算中自由表面的处理较为简单。边界单元法与有限元相比具有单元未知数少, 数据准备简单, 精度高等优点。但用边界单元法解非线性问题时, 遇到同非线性项相对应的区域积分, 这种积分在奇异点附近有强烈的奇异性, 使求解遇到困难。边界单元法是计算椭圆问题的有效方法, 但由于需要控制方程的基本解, 所以对于复杂的问题如完整的 N-S 方程尚未得到广泛应用。

(6) 分步法 (FSM)

分步法又称破开算子法, 其基本思想是将待解的偏微分方程分解为相对简单的若干部分, 对于每一时间步长, 分别求解偏微分方程的不同部分, 逐步达到偏微分方程的解。对于不同部分采用不同的离散方法, 建立不同的离散方程, 用数值方法分别求解各部分方程, 从而得出偏微分方程的解^[10]。分步法分为空间概念上的分布 (将多维问题分解成一系列一维或低维问题来求解)、物理概念上的分布 (将原始的包含若干个物理性质不同的复合过程分解成若干性质单一的物理过程来求解) 和解析上的分布 (将原始解析方程进行分解) 三种类型^[11]。分步法是求解二维水流的一种简单易行的数值计算方法, 在处理上具有很大的灵活性。理论上只要在分步之后, 寻找出一个尽量正确、合理的数值离散方法, 就能取得良好的计算结果, 分步法的主要缺点在于处理边界条件上。在此基础上, 湖泊水动力学数值模拟借鉴许多大气或海洋学中的先进方法, 发展了不规则网格的有限差分数值模拟技术、有限分析法、边界分析法、嵌套网格技术等, 使数值模拟方法能更加贴近实际, 渗透到了湖泊学研究的各个领域。

1.2.2 湖泊水动力数值模拟研究综述

湖泊水动力学一直是湖泊研究的重要方面,它对水气、水土界面的物质交换和水体中各种物质、能量的传输及转化过程有着直接影响,在很大程度上决定着水质的宏观变化过程,是水环境研究的基础,发展一个能够适用于湖泊水动力特性研究的通用模型,从而推动湖泊环境学和水生态研究的演化,是当前一个重要的热点课题。

研究流体运动规律的主要方法有两种:一种是理论分析方法,它首先建立一个尽量符合实际的模式,然后通过物质分子间的相互作用,用统计力学的方法获得宏观性质的理论解及其规律,但由于真实物质间的相互作用常是非线性的,因此为获得解析解,常利用简单流动模型假设,做出若干简化,这样结果的真实性也随之降低。理论工作者在研究流体运动规律的基础上建立了各种类型的主控方程,提出了各种简化流动模型,给出了一系列解析解和计算方法。这些研究成果推动了流体力学的发展,奠定了今天数值模拟的基础,很多方法仍是目前解决实际问题时常采用的方法^[12]。

另一种是实验研究,可分为原型观测和模型实验两种,原形观测由于是对原型实体的测量,因此精度高、直观性好,但是它仅能应用于客观存在的情况,而不能完全用来预报变化结果。近十年来随着卫星遥感技术的重大发展,人们已从可见光红外遥感发展到激光和微波遥感,并从定性发展到定量,从静态发展到动态。但由于航片或卫星照片的解译仍需要有与之相应的同步现场实地地面资料密切配合,要有现场各类地物的光谱反射率参照以及不同流态方案比较,需要不同时间多张航片或卫星照片方能比较解译,因此费用昂贵,在实际中采用不多。现场观测耗费人力、物力、财力较大,同时也受观测仪器性能和测试技术水平的限制,并且仅凭少量的现场观测数据难以进行深入分析和预测预报。

模型试验分为物理模型和数值模型两种。物理模型常用的比尺模型(其中包括局部流态模拟及水流、泥沙等机理性实验),但因模型受到时间空间尺度限制以及柯氏力作用和风场模拟等困难和大量人力物力投入的限制而发展缓慢。自计算机问世以后,随着数值模拟技术的发展和计算机性能的不断提高,以及已有理论和试验成果的积累,使得数值模型得到更多的发展和应用。事实上,这两种模拟方法和技术各有其优缺点,物理模型可直观地观测到水流流态,并可较精确地

测得水流的边界影响。但物理模型造价高、建造时间长、方案变更改建周期长,尤其对复杂的自然界环境状况不易模拟(如风作用等),且多受模型变态率以及场地条件等的限制,而数值模拟却具有纯理论或现场观测及物理模型无可比拟的优点。首先,它无需建立统计模型就可以利用理论方程和近似计算方法得出宏观量(如温度、风速等);其次,易于对实验条件加以控制;第三,在数值模拟中,任何形式的相互作用都可以应用,这就避免了理论推导中的近似假设,另外,数值模拟还具有建造周期短、计算精度高、模型改建容易,验证后易长期保存等许多优点。但数值模拟不能描述某些微观结构(如局部紊动结构等),同时受到某些参数的选定和网格的大小、数值方法等影响,因此选择模型方法时常需要根据研究目的、要求、经费等方面综合考虑,就当前国际国内在湖泊的一般研究,数值模拟仍是一个相当有力的工具,也是在实用中易为大家所接受的方法。可弥补现场观测因时空布置和人员设备调配等客观限制,并能提供理论分析必要的资料,因此得到迅速发展。

湖泊的数值模拟研究最早起源于 70 年代,随着计算机技术的发展和普及,加拿大内陆研究中心、美国陆军团水道实验站、日本琵琶湖研究中心等研究单位和专家利用数学模型,对北美的安大略湖(Ontario)、伊利湖(Erie)、日本琵琶湖(Biwa)等世界著名湖泊的湖流流态进行数值模拟^[13]。迄今为止,数值模拟在湖流研究中的应用已有 30 多年的历史,国内外很多研究人员在这方面做了大量的工作,取得了许多可借鉴的成果^[14]。

目前,常见的湖泊水动力数学模型可分为四大类:零维模型、整层积分的二维模型、多层积分的准三维模型和三维模型。

(1) 零维模型

零维模型通常用于最简单的、理想状态下的水质预测。一般情况下,混合基本均匀的小型浅水湖泊可以采用零维模型,在该体系内部各水团间是完全混合均匀的,流入到该体系的物质立即分散到整个体系,这种封闭的、完全混合的反应体系是一个理想状态^[15]。零维模式的水动力方程即为水量平衡方程,它的求解原理为依据入流及水体蓄泄关系,根据水量平衡求得水体的蓄水变化与出流过程。零维模式的适用条件较为严格,大大限制了它的使用。

(2) 整层积分的二维模型

二维模式是将三维水流运动方程沿垂向积分后得到的,因此,二维模式又称积分模式或全流模式,它适用于垂直混合强烈,不存在明显密度分层的浅水湖泊。它是由 Hansen (1956) 第一个提出的,用于计算浅水海域的水位变化过程及潮流,随后, Hansen 又用此方法计算了康斯坦茨湖 (Lake Constance) 环流模式 [11]。Leendertse (1967) 开发了能计算河口、海域水流流态的二维模型。Gallagher, Liggett et al (1973) [16] 又建立了二维风生环流的数学模型。不过最早从事完整的湖泊水动力数值模拟研究的是 Simons (1971 年),他建立了二维安大略湖冬季环流的数值模式,讨论了地球自转、非线性加速项、侧边界条件、底部地形、动量的侧边界扩散及不同底摩擦的特点。Cheng (1970) [17] 建立了伊利湖的风生环流模式, Baucer and Graf (1978) [18] 建立了欧洲 Geneva (日内瓦) 湖的模式, H.G. Ramming (1979) [19] 建立了北美 Erie 湖和 Ontario 湖的水动力模式,这些模式对深入研究湖体内部诸要素的相互关系是非常有意义的。Onnishi and Imasato (1979), Endon (1986) [20] 使用水动力模式和验证手段对日本琵琶湖 (Lake Biwa) 进行了系统而深入的工作,基本弄清了琵琶湖各种水动力过程的特征及形成机制,为保护琵琶湖的生态环境提供了依据。Murthy 等 (1986) [21] 设计了一种嵌套网格系统,模拟了安大略湖尼亚加拉河河口羽状扩散的动力和传输。1990 年 Casuli 在第八届国际水动力学计算大会上,对二维浅水湖泊水动力学差分计算方法进行了总结,讨论了各方法的优缺点。Hutter 在 1991 年对水动力方程组在不同湖泊适用范围进行了探讨。

在我国研究湖泊水动力数值模拟的工作开展的较晚,直到 80 年代中期才开始湖泊水动力学数值模拟的研究工作,在太湖水动力数值模拟研究方面,吴坚 (1986) [22] 在国内首次设计了整层积分的二维浅水湖泊水动力学模式,模式采用了不规则网格有限差分法,具有能确切地拟合湖岸、河口、湖底地形及岛屿的功能,将该模式应用于太湖得到了太湖风生流、风涌增减水等有意义的结果。王谦谦 (1987) [23] 用二维差分模式模拟了定常风作用下太湖风生流的各种特征,将太湖形成的稳定流场分为 3 种类型:①反时针环流型 (S, SW, W 风);②顺时针环流型 (N, NE, E 风);③插花型 (SE, NW 风);1992 年王谦谦等又建立了一个嵌套网格的二维水动力模型对太湖和大浦河口,风成流、风涌水作了数值模拟。刘启峻 (1993) [24] 以守恒形式的二维水动力学方程组为基础,采用 Tabata 迎风有

限元法模拟了太湖,特别是太湖梅梁湾处在各种风状况下的湖水运动规律,验证了太湖稳定流场分3种类型的正确性。吴炳方等(1996)^[25]用二维非恒定流模型分析了洞庭湖湖流运动规律和风力对湖流的影响作用。李锦秀(1996)^[26]在“八五”期间,利用二维风生流数学模型,对滇池水流进行了数值模拟研究,也得出了一些有用的结论。发展至今,二维模型已经比较成熟,并广泛运用于实际工程计算,该模式最适宜研究宽深比较大的宽浅型湖泊的研究,且已经对风生流场作了大量研究。

(3) 多层积分的准三维模型

该模式就是将水体沿水深方向(垂向)分成若干层,在每一层对方程积分,将三维问题转化为若干个二维问题进行求解,因此该模式又称为分层模式,推广了二维模式的数值方法和计算程序,是三维模式的简化运算,适用于实际分层流的计算。

Leendertse 等(1973)^[27]最早推出这种模式,他假定各层中的变量在垂向上变化不大(可以忽略),从而将三维问题转化为多个二维问题,并在垂直方向采用固定分层法,即将计算水域分为固定的多层,在每层中沿水深积分使之成为二维问题,并用 ADI 格式进行数值离散;Simons(1973)^[28]提出了计算大面积湖泊环流的多层模式,在用于对安大略湖进行数值模拟时,将湖体沿水深方向分为4层,然后将各层分别处理为二维模式。

在我国,姜加虎(1991)^[29]用一个二维分层积分和一个二维整层积分的数值模拟方案,系统地探讨了抚仙湖、滇池环流形成机制,分析了具有温度层结湖泊(抚仙湖)中内波以及上、下层流场的时空变化特征及其与湖区风场的关系;杨具瑞等(2000)^[30]将三维问题“二维化”的分层迭代计算方法引入滇池湖泊水流计算中,对滇池进行湖流模拟,得到成功应用。王惠中等(2001)^[31]建立了一个考虑垂直涡黏系数非均匀分布的太湖风生流准三维数值模型,采用了交错网格技术布置各物理量和改进型的 ADI 法对稳定和不稳定风场作用下太湖流场进行模拟计算。多层模式的优点:是一种简化的三维模式,推广了二维模式,简单;缺点:多层模式粗糙,层数的增加受到一定的限制,层之间受到引入内摩擦系数,且该系数没有固定的数值,很难精确设定,对不透水层的假定会使得当流动存在明显的上升或者下降的时候导致计算的失稳等等。

分层积分的准三维模式作为三维模式的简化,与二维模式相比,具有两个优点:

- a. 分层模式推广了二维模式的数值方法和计算程序,比较简单;
- b. 适用于实际分层流的计算。

但多层模式毕竟比较粗糙,存在许多不足之处:

- a. 层数的增加受到一定的限制;
- b. 层与层之间必须引入内摩擦系数,该系数没有固定的值,很难精确设定;
- c. 假定层与层之间是不可透水的,当流动存在明显的上升或下沉流动时,会导致计算的失稳。

(4) 三维模型

Davies (1982,1983) 开发了计算分层流的三维模式, Simons (1985) 又开发了太湖风生环流的三维模式; 澳大利亚水科学中心利用海洋水动力学数值模式开展了日本琵琶湖的水动力学研究, Kresimit Zic (1993) ^[32] 建立了一个日本琵琶湖三维斜压水动力学数值模式, 为了克服模态分裂法和 ADI 法的不足, 意大利学者 Vincenzo Casulli^[33] 发展了半隐半显差分方法, 抛弃了模态分裂法, 直接对原始标量的控制方程进行离散, 然后用半隐式技术求解。Standy 和 Llyod (1995) ^[34] 将 Casulli 的半隐半显差分格式推广至求解 σ 坐标下的三维浅水方程, 弥补了固定分层带来的在近表面和近底部分辨率不高的缺点。为了建立更完善的三维水动力学方程, Standy (1997) ^[35] 进一步将 $k-\varepsilon$ 湍流模式纳入其三维模型, 在差分离散时采用了有限体积法, 成功地模拟了岛屿绕流的尾涡演变。

另外, 国内也有许多这方面的研究, 并在湖泊水动力数值模拟中有了很大的进展, 主要集中在太湖这种大浅水湖泊。焦春萌 (1988) ^[36] 提出了一个三维水动力学和悬移物质输移的数学模型, 模拟了太湖湖体中的动力过程和泥沙传输过程; 梁瑞驹、濮培民 (1994) ^[14] 建立了太湖风生流的三维数值模拟; 张利民等 (1994) ^[37] 建立了一个深水湖泊的三维水动力模型, 考虑非均匀局地风场影响, 对日本琵琶湖的环流形成机制进行了比较深入的分析。逢勇等 (1994) ^[38] 采用浅水波方程数值模式, 考虑太湖局地风场的影响, 模拟了太湖风生流、风涌水的变化情况, 模拟结果与实测值符合较好。逢勇、濮培民 (1996) ^[39] 采用三维水动力学模式, 研究了地形因子对太湖环流的影响, 指出洞庭西山和洞庭东山间狭长的过道区是

产生太湖大范围环流的重要原因；黄平（1997）^[40]对武汉市墨水湖的风生流进行数值模拟；朱永春、蔡启铭（1998）^[41]对太湖梅梁湾进行三维水动力研究；胡维平、濮培民（1998）^[42]对太湖开展了风生流及风涌增减水的三维数值模拟研究。王惠中等（2001）^[32]建立了一个考虑垂直涡粘系数非均匀分布的太湖风生流三维数值模型；刘晓东（2002）^[43]建立了一个四叉数网格二维水流及物质输运的数学模型；李一平等（2003）^[44]建立了一个三维水量、二维水质的模型，研究了太湖风生流的特点，并采用套网格技术，对梅梁湾的流场进行了精细模拟，详细的反映了局部流场的状况；罗澈葱（2004）^[45]利用实测资料和三维数学模型对太湖的湖流进行了综合系统的描述，对全面了解太湖湖流特征提供了参考。从理论上讲，三维模式自然更能反映实际的水流状态，尤其适用于对一些深水湖泊的三维水流研究。一些科学工作者也成功地把三维模式应用于实践，但是三维模式仍然处于探索阶段，有时应用起来不是很方便，距实际工程的应用也有一定距离。

1.2.3 湖泊水质数值模拟研究综述

水质模型是污染物在水环境中变化规律及其影响因素之间相互关系的数学描述，即描述水体中污染物与时间、空间的定量关系。它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^[46]。1925年 Streeter 和 Phelps 建立了第一个水质数学模型（Streeter-Phelps 模型）。在该模型中，假定河流的自净过程中存在两个相反的过程，即有机污染物的生化反应，其速率与有机污染物浓度成正比；同时大气中的氧不断进入水体，其速率与水中氧亏值成正比。自从此模型应用于水环境问题的研究以来，经过了 70 多年的发展，水质数学模型的应用越来越广泛，目前已成为水污染控制的有效工具。它的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实际问题。它的发展在很大程度上取决于污染物在水环境中的迁移、转化和归宿研究的不断深入，以及数学手段在水环境研究中应用程度的不断提高，特别是近几十年，随着计算机技术的提高和对生物化学机理认识的深入，应用水质数学模型进行河流、湖泊、水库及河口等的污染控制规划已取得成功^[47]。

湖泊水质数学模型是湖泊水质模拟预测、规划管理的重要工具，它以水动力学为基础，即以动量守恒、质量守恒定律建立水动力学方程和污染物浓度方程，进行数值计算得出污染物的时空分布，为湖泊水环境科学管理提供理论依据。在

一个较综合的湖泊水质模型中,有许多影响水体水质的因素,如物理的、化学的、水力学的、水文学的、生物学的、湖沼学的、以及沉积学的。

由于湖泊易发生富营养化,富营养化危害大,难以逆转,所以对湖泊水质问题的研究主要集中在对湖泊富营养化问题的研究上。富营养化模型无疑是研究水质动态变化较为有力的工具,它能够将理论分析、实验研究的成果有机结合起来并应用到具体的湖泊之中,已逐渐成为一种相当独立的研究方法^[8]。从 20 世纪 70 年代初期开展富营养化研究至今,湖泊富营养化模型取得了飞速的发展,从 Vollenweider 提出的简单总磷模型^[47],到包含几十个生态变量的生态动力模型。目前的生态动力学模型考虑了系统中生态过程的时空变化以及自然界中多因素之间的相互作用,使得更细致地模拟富营养化过程成为可能。尽管现行湖泊和水库富营养化模型丰富,但是这类模型都包含了很多生态变量和待定参数,受资料的限制,加上对复杂生态过程的认识不够,如何在现有实测资料的基础上,根据具体模拟对象选择合理实用的富营养化模型是难点。总的来说,湖泊富营养化模型大概经历了以下几个主要的发展阶段:(1)简单的回归模型;(2)单一的营养物质负荷模型;(3)浮游植物与营养盐相关模型;(4)生态-动力学模型,它是目前及以后发展的主流。随着人们对湖泊生态系统认识的提高和计算机技术的发展,生态与水动力耦合模型、面向对象模型和神经网络模型等具有良好的发展前景。

(1) 简单的回归模型

简单的回归模型主要是建立在对大量水质和生物数据统计分析的基础上,多用来描述磷与叶绿素-a、透明度之间的关系^[48],这类模型的主要优点为:①可提供湖泊水质的大致变化趋势;②能对湖泊水质进行快速评价;③为不熟悉数学模型的规划人员和决策者提供定量工具。但是,由于建立这样的模型通常需要大量的数据,而这些数据的精度往往很难保证,加之建模考虑的问题过于简单,因此,简单的回归模型难以作为很好的预测工具,通常只在数据不太理想或者建立复杂模型前用作初步的半定量估计。

(2) 简单的营养盐模型

引起富营养化的物质主要是碳、氮、磷,在正常条件下,淡水环境中存在的碳、氮、磷的比率为 106:16:1,根据 Liebig 的最小生长定律可以认为氮、磷是富

营养化形成的限制物质, 其中磷是绝大多数湖泊和水库富营养化形成的限制因子。在 70 年代湖泊学家们通过建立简单的磷负荷模型, 评价、预测湖泊水体的营养状态。这类模型的典型代表是加拿大湖泊专家 Vollenweider^[47]提出的 Vollenweider 模型。Dillon, Laesen, Mercier 等又对 Vollenweider 模型进行了一些修正, 产生了 Dillon 模型及 Laesen-Mercier 模型等^[46]。Vollenweider 模型假定, 湖泊中随时间变化的总磷浓度值等于单位容积内输入的磷减去输出的磷以及在湖内沉积的磷。

单一营养物质模型在北美和加拿大的湖泊以及世界上很多国家和地区得到广泛应用。1979 年, 我国也将其用到湖泊、水库的富营养化研究中。陈永灿^[49]建立了密云水库总磷、总氮、BOD、COD 完全混合系统水质模型, 并根据 10 年的实测资料确定了总磷、总氮的沉降速率 S 和 BOD、COD 的综合沉降系数 K , 并用建立的水质模型对密云水库在不同污染负荷下的水质及富营养化状况进行了预测。基于 Vollenweider 模型思路, 陈云波^[50]分析了滇池水动力特性, 将完全均匀混合的质量平衡水质模型应用于滇池有机污染浓度预测, 给出了各种水文条件下的水量预测、入湖污染物负荷预测及相应的 COD_{Mn} 浓度预测值。

Vollenweider 模型假定水体混合均匀、稳定、限制性营养物质单一, 所以数学式简单, 使用方便。尤其适合对湖泊及水库的营养物总量变化进行长期预测或总体营养状况进行初期评价。但是, 由于早期的磷模型相对简单, 存在很多不足^[51]: 模型只能求解总磷的平均浓度分布, 不能模拟各种形态磷在水体中的循环; 模型假定水体均匀混合, 无法反映大型湖泊污水入湖后, 总磷浓度分布的时空差异; 模拟没有考虑底层沉淀物与水体的磷交换过程等。

近年来, 营养盐模型得到了很大发展, 一定程度上克服了早期磷模型的局限性: 从考查单一的总磷浓度发展到模拟整个磷系统(包括颗粒磷 DP、溶解的无机磷 DIP 和浮游生物中的磷 PP)的循环; 从简单的水体完全混合模型发展到分层模型; 从单纯考虑水体本身的营养盐循环发展到考虑沉积物和水体界面的营养盐交换过程等。Seo&Canale^[52]对 8 种典型的磷模型的特点进行了综合比较。Havens 等^[53]以 3 个典型的浅水湖泊 Kasumigaura(日本)、东湖(中国)和 Okeechobee(美国)为研究对象, 根据浅水湖泊的特点: 没有稳定的分层现象; 整个水体混合频繁; 相对剧烈的沉降、再悬浮和底泥营养盐释放等过程, 应用 3 种

经典的磷负荷模型计算了湖泊内磷负荷,对一般浅水湖泊磷模型的选取有积极的借鉴作用。

总体来看,单一营养盐模型具有简单、使用方便等优点,但是它也有自身难以克服的缺点:①只把一种营养盐视为限制性营养元素,不能模拟水体中两种营养盐含量相当的情况;②难以反映水体中多种养分的相互影响及其对生态系统的共同作用;③不能反映湖泊生态系统的动态发展过程等。

(3) 浮游植物与营养盐相关模型

浮游植物大量繁殖是湖泊、水库富营养化的主要表现形式,浮游植物靠吸收水中营养盐而生长。因此,模拟浮游植物的繁殖和营养盐之间的关系,对于预测水体的富营养化具有重要意义。目前,浮游植物与营养盐相关模型主要有3种:一是藻类生物量与磷负荷量之间的相关经验模型;二是使用限制因子假定来模拟浮游植物的生长;三是根据光合作用的相关因素来估算浮游植物的初级生产力。

a. 藻类生物量与磷负荷量之间的相关经验模型

70年代世界各地开展了大规模的湖泊富营养化调查,如北美五大湖区,欧洲的 Balanton 湖,日本的琵琶湖及我国的太湖、滇池等,积累了大量湖泊富营养化基础资料,包括湖泊年平均的总磷浓度、叶绿素浓度等。在分析资料的基础上建立了一系列藻类生物量与营养物质负荷量之间的相关经验模型^[48]。这类经验模型简单直观,使用方便,但是它们都有混合均匀、稳态、限制营养物质单一的假定,提供的信息量少,不能反应藻类生长的机理。

b. 使用限制因子假定来模拟浮游植物的生长

在浮游植物动态模拟中,Monod 方程和 Droop 方程是两个基本的动力学方程,它们将营养盐可利用性型生物生长直接联系起来^[54]。

Monod 方程表达了稳态状况、营养盐限制条件下藻类生长速率与细胞外部营养盐之间的关系^[55],该方程尤其适合研究以磷作为限制性元素的水体。Robert 等在实测数据的基础上修正了 Monod 方程,建立了温带水库(以美国德州 Eagle Mountain Lake 为模拟对象)的藻类生长率和 DIN(溶解无机氮)之间的关系式^[56]。

Dugdale 使用源自酶动力学的 Michaelis-Menten 方程(M-M 方程),描述稳态条件下藻类对营养盐的吸收。由于该模型未考虑营养盐过度吸收现象,也未考

虑营养盐和生物的时空异质性,所以并未完善地表达出藻类动态变化的驱动机制^[57]。Droop 认识到营养盐过度吸收的重要性,将藻类生长速率与细胞内部营养库大小或细胞营养储量(cellquato)联系起来,建立了 Droop 模型^[58]。实验证明,它适用于多数限制性营养盐条件。但是,将其作为管理模型使用时,需要了解细胞内部营养吸收动力学过程,降低了模型的易使用性。Droop 模型的主要缺陷在于它将藻类生长描述为细胞生理特征,其实藻类生长是细胞内外环境的综合反映。由于它仅仅将细胞营养储量与生长率联系起来,因此不能估计外部营养盐的影响。在非限制营养盐条件下,该方程不成立。Elrifi 等基于野外试验,提出了磷的临界值概念,修正了 Droop 模型,并将贫营养、中营养和富营养水平联系起来^[59]。

c. 估算浮游植物的初级生产力

浮游植物的初级生产力是湖泊营养状况的主要评价指标,它的光合作用速率与细胞本身的内环境及环境因子(如光强、营养盐、温度等)有关。Chen 等考虑了 4 种外界因子:氮、磷、太阳辐射和温度,利用 M-M 方程建立了浮游植物生长与环境因子关系的模型^[60]。Smith 建立了生物-光学模式(Bio-Optical model),用水体的光照分布来计算水体初级生产力^[61]。国外有些学者通过不断测定水体中溶解氧的含量来估算水体的初级净生产力^[62]。

浮游植物的动态变化,是其内部生理特征和外部因素综合作用的结果。除了其自身生理因素,光、温度、营养盐、水流、风、浮游植物自身浓度、捕食等等,都是影响因素。因此,单一的浮游植物与营养盐相关模型不可能全面模拟浮游植物的动态变化。但是,藻类是这一类模型中最重要状态变量之一,它的研究可以加深对各种影响因素作用机理的了解,为生态动力学模型的建立和应用奠定了基础。

(4) 生态-动力学模型

生态动力学模型是以水动力学为理论依据,以对流-扩散方程为基础建立的模型。同时对生态系统进行结构分析,研究生态系统内子系统间相互作用过程,综合考虑系统外部环境驱动变量,建立微分方程组,来研究生态系统状态变量的变化。与前几种生态模型比较,生态动力学模型能够更详细准确的模拟水体的富营养化。

生态动力学模型的研究始于 Chen, Ditoro 开发的简单水质动力模型^[63,64]。Jrgensen 于 1976 年提出了 Glusm 生态模型^[65], 该模型以 C、N、P 为营养物质循环变量, 建立了以浮游植物, 浮游动物为中心变量的生态模型, 为此后一系列富营养化模型研究的基础。Park 等开发的 Clean 系列湖泊综合模式^[66]至今仍在广泛应用。Ditoro 等开发的 WASP(water quality analysis simulation program)箱模型, 是一个能模拟各类地表水(河流、湖泊、河口和海洋)中污染物的迁移扩散的综合模型, 被称为万能水质模型^[67]。WASP5 包括 TOXI5(用来模拟有机化学物质和金属离子的动力过程)和 EUTRO5(用来模拟 DO、CBOD、营养物和浮游植物之间的动力过程)。Pilar 等利用 WASP5 对水库中浮游植物和营养盐、有机物、DO 等环境因子的相互影响进行了模拟^[68]。PROTECH(phytoplankton responses to environmental change)模型从藻类细胞分裂和繁殖着眼, 基于藻类的最大生长率公式, 建立了 8 种藻类生长和环境因子的变化关系。环境因子不仅包括了营养盐、光照、温度等物理因子, 还包括了水库的动力过程, 如热分层、周期性消层、进出水口位置和流量的变化等^[69]。Jorgensen 对 26 种富营养化模型进行了总结, 其中包括模型的状态变量数、所涉及的营养盐、分段数、维数或层数、标定或有效性和已应用实例等项目^[70], 在其著作中已经进行了概括和描述。

目前, 一批大型综合生态动力学模型已经发展成为大型商用软件, 如 WASP5, CE-QUAL 系列模型等。但是, 这些模型都包含了很多的参数, 且这些参数的率定十分困难, 如 Cleaner 模式考虑了 40 个生态变量, 模型需率定的参数达 110 个。尽管一些生态模型利用一些特殊年份的实测资料, 进行了模型的率定与验证工作, 但由于富营养化模型中类似藻类的生长速率等参数对于不同的藻类, 不同季节, 甚至不同时段内都是不一样的, 给模型参数的率定带来了很大的困难, 也限制了模型的应用^[48]。

很多学者从研究对象的特性出发, 开发了适合某一类水体的富营养化模型(这里称它们为中小型模型), 取得很好的效果。在深层湖泊及水库的研究方面, Marie-Jose Salencon 采用 EOLE 模型成功模拟了法国两个水库的热分层, 并和 ASTER 生态模型相耦合, 建立了适合模拟中等营养程度水库的多年生态循环的 MELODIA 富营养化模型^[71]。Menshutkin 等在水动力学方程的基础上, 建立了三维生态动力学模型, 模拟了浮游植物、浮游动物、营养盐 P 及 DO 的相互关系和

多年动态变化关系^[72]。Ronaldo 等建立了 ELLOBO 模型,把水库内营养盐的循环简单化处理,较好的模拟了 Broa 水库中浮游植物、浮游动物和鱼类的相互关系^[73]。Imberger 等针对分层水体发展了 DYRESM 水质模型^[74,75],将水体简化为垂向一维模型,很好的模拟了水体的热分层、消层、进出流以及水体和大气的热交换等物理过程,并在此基础上模拟了水体的生态循环过程。国内学者围绕太湖、滇池、东湖等湖泊做了大量的工作^[76]。刘玉生等在研究滇池碳、氮、磷时空分布,藻类动力学,浮游动物动力学以及沉积物与营养盐释放的基础上,把生态动力学模型与箱模型以及二维水动力学模型相结合,建立了适合滇池特定的富营养化模型^[77]。朱永春应用三维水动力学和物质输移模型,探讨了在水动力作用下太湖蓝藻水华的迁移、聚积规律和垂直分布特征^[78]。因为不强调模型的普遍性,所以,模型可以针对研究水体的富营养化状况和水体动力学特性等,充分应用实测数据和以往的研究经验,建立相对简单、实用的模型,对同等类型水体的富营养化研究有很好的借鉴作用。

虽然目前已创建了一大批三维动态模型,但它们仍存在许多不足之处:

- a. 它们缺乏真正生态系统所具有的适应性和灵活性。
- b. 目前的模型是建立在湖泊生态系统现有生态结构的基础之上的,但由于环境污染,人类活动对生态系统的结构产生一定的冲击作用,这就限制了这些模型预测的准确性。
- c. 当这些模型使用于一项新的研究时,必须进行参数测定,取样频率和取样时间对参数值测定有较大的影响,模型校正的数据必须符合实际,并且取样频率要能反映生态系统的动态变化过程。
- d. 对生态规律和生态知识的了解程度也限制了模型的适用性。不同营养负荷的湖泊之间物理、化学和生物变化过程有很大的差异,即使是同一湖泊内不同区域和不同时间内所发生的变化过程也有较大的差异。
- e. 缺乏统一详细的湖泊水化学方面的数据,这给湖泊模型的校正、验证造成很大困难,使创建的湖泊富营养化生态—动力学模型适用性不高。

1.2.4 湖泊数学模型的研究现状评价

在过去的 20 年间,湖泊水动力学模型的发展相对来说比较成熟,而湖泊的富营养化模型虽然取得了很大的进步,经历了由单一因素、局部过程、生理生态

水平、均质性向复杂因素、系统过程、生态系统水平、时空异质性发展的总体态势，但是总的来说还相对薄弱，仍然处于不断探索的阶段。

目前模型的缺点在于它们的结构太固定，而真正生态系统具有一个灵活和适应性的结构。这个结构与生态系统组成成分的特点相符。针对这些问题，在未来研究中主要有两种解决办法：第一，创建一些比较复杂的具有代表性的模型如 CLEAR，它们经过很小的改变和一些决定性参数的修正就可以广泛应用于科学研究当中；第二，从湖泊生态系统的知识出发，运用以前获得的研究经验，创建难度适中，适合某一特殊研究的模型。因为对于复杂的环境系统，模型可能只对系统中某些变量的模拟效果较好，而对其它环境因子的模拟并不符合要求，无法达到预期的效果。例如在太湖水环境研究方面，前人广泛应用了各种模型，其中大部分模型主要针对水体中营养物质（如氮、磷）的循环进行模拟，虽然对沉积物污染物释放规律也有一定的研究，并取得了一些可借鉴的成果^[79-81]，但是由于湖泊沉积物—水界面的物质交换非常复杂，影响因素也很多，在模型实际应用的过程中，沉积物对水体水质影响的研究不够深入，模型通常被简化或被忽略，从而影响模拟的精度。此外，由于浮游植物的生长生理特征与水体中营养物质的关系密切，作为浮游植物代表性参数的叶绿素 a 是不容忽略的。因此有必要对现有模型软件进行改编和优化，进一步考虑底泥释放对上覆水体水质的影响，并提高对浮游植物的观测和研究，深入开展叶绿素 a 对湖泊富营养化影响的数值模拟研究。

1.3 本文的主要研究内容

本文以金山湖为研究对象，根据长江中下游湖泊的发展形态以及前人对太湖、玄武湖、西湖、洞庭湖等湖泊水质监测和富营养化数值模拟研究结果，利用已有的水流模型和较为成熟的氮、磷循环理论，建立二维水流水质耦合模型，在综合考虑风场、入湖水质等因素下，模拟金山湖水动力和水温、流场、营养盐（总磷、总氮）和藻类浓度场变化趋势的影响，以及总氮、总磷浓度场的分布、风场、水温与水体藻类生长的关系。

论文的主要内容如下：

（1）利用矩形网格将金山湖计算区域进行网格划分，在原有的二维水量模型的基础上加入水质计算部分，根据模型中的氮、磷循环原理及浮游植物生长动

力学原理，建立二维湖泊的水量—水质耦合模型；

(2) 分析研究对象的特征，应用有限差分法离散方程；

(3) 分别模拟在东风场作用下的金山湖流场，确定风场对金山湖流场的影响；

(4) 模拟金山湖在无风场和东风场作用下面源污染进入时 TP、TN 浓度场及藻类浓度场，分析营养盐浓度对金山湖水质的影响；

(5) 模拟无风场和东风场作用下水温与藻类的变化趋势，分析风场、水温与金山湖藻类生长的关系；

(6) 在考虑水温变化和面源污染进入下，模拟金山湖水温、总氮、总磷与藻类浓度场的变化趋势，分析水温和营养盐对藻类生长的影响；

(7) 对比金山湖流场分布图、水温分布图和金山湖 TN、TP 及藻类的浓度场分布图，分析风场、金山湖 TN、TP 浓度场、水温与金山湖藻类生长的关系；

(8) 模拟大雨过后引水对金山湖湖水水质的影响，分析 TP、TN 的日变化量；

(9) 提出保护湖泊水体水质的措施和方法，保证金山湖水水质达到景观功能标准。

第二章 城市湖泊二维水量-水质耦合模型的建立与求解

2.1 基本方程的建立

2.1.1 二维水流运动基本方程

城市湖泊水深较浅,基本方程采用静压假定下的沿水深平均的二维浅水方程,表达式如下:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(hu)}{\partial x} + \frac{\partial(hv)}{\partial y} = 0 \quad (2-1)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = -g \frac{\partial(h+z_B)}{\partial x} - g \frac{u n^2 \sqrt{u^2 + v^2}}{h^{4/3}} + \varepsilon \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) + S_{wx} + f_c \quad (2-2)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} = -g \frac{\partial(h+z_B)}{\partial y} - g \frac{v n^2 \sqrt{u^2 + v^2}}{h^{4/3}} + \varepsilon \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) + S_{wy} + f_c \quad (2-3)$$

$$S_{wx} = \rho_a c_D |w_a| \cdot w_a \cdot \cos \alpha; \quad S_{wy} = \rho_a c_D |w_a| \cdot w_a \cdot \sin \alpha \quad (2-4)$$

式中:

h —水深, 单位为 m; Z_B —湖泊底部的标高; t 为时间坐标;

x, y 为空间坐标, 位于水平面上;

u, v 分别为 x, y 方向沿垂线平均的水平流速分量(m/s);

f_c —Coriolis 系数; n —曼宁系数;

ε —水平涡动黏性系数;

g —重力加速度(m/s²); ρ —风的密度;

S_{wx}, S_{wy} 分别为 x, y 向风应力;

C_D —风拖拽系数; W_a —水面以上 10m 处的风速。

2.1.2 污染物扩散运动基本方程

湖泊是一个比较封闭的水生生态系统,以藻类为核心的湖泊水质模型包括:浮游藻类、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、有机磷、生化需氧量、溶解氧、无机磷、有机氮、氨氮总溶解固体以及悬浮物等污染物。各种水质参数之间都有错综复杂的关系,对一个水质参数可用通用方程来描述。其方程如下:

$$\frac{\partial(hC_i)}{\partial t} + \frac{\partial(huC_i)}{\partial x} + \frac{\partial(hvC_i)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} (D_x h \frac{\partial C_i}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (D_y h \frac{\partial C_i}{\partial y}) - K_d h C_i + S_i \quad (2-5)$$

式中：

C_i —物质沿垂向平均浓度，代表不同的水质指标；

D_{ix} 、 D_{iy} 分别为 x 、 y 方向各污染物的扩散系数；

K_{Ci} 是各污染物综合降解系数；

S_i 为各水质因子的源汇项。

水质方程是迁移扩散方程，各水质组份具有相同的控制方程，只是生化项不同，本文模型中只考虑浮游藻类、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、有机磷、无机磷。

2.1.3 水温基本方程

$$\frac{\partial}{\partial t}(HT) + u \frac{\partial}{\partial x}(HT) + v \frac{\partial}{\partial y}(HT) = \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{H\lambda_x}{\sigma_r} \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{H\lambda_y}{\sigma_r} \frac{\partial T}{\partial y} \right) - q\varphi \quad (2-6)$$

σ_r —温度普朗特数，一般取 0.9；

λ_x 、 λ_y 分别为 x 、 y 方向的物质扩散系数；

$q\varphi$ 为热源项。

其中热源项为：热传导通量 φ_c 。

当水体表层水温与气温有温差时，水气界面上会通过传导进行热交换，热传导通量正比于表层水温 T_s 和气温 T_o 的差值：

$$\varphi_c = 0.47 f(W) \times (T_s - T_o) \quad (2-7)$$

(1) 太阳辐射通量 φ_s

太阳辐射通量包括短波辐射、长波辐射和水体长波的返回辐射之和，只有部分太阳辐射能穿透水体，被水体直接吸收，其它热量都是在水体表面吸收（或散失），再向下层水体传输。由于太阳辐射通量计算复杂，且涉及到很多因素，因此本模型中太阳辐射通量取常数，即 $\varphi_s = \text{const}$ 。

(2) 水面蒸发热损失量 φ_e

水在从液体转变为气体的蒸发过程中需要吸收热量，水体由于蒸发损失的热量大多根据空气与水面的蒸发压力计算，本模型中蒸发量取为常数。

因此水体表面吸收的总热量为：

$$q\varphi = \beta_l \varphi_s (1 - \gamma) - \varphi_c - \varphi_e \quad (2-8)$$

式中： β_l -太阳辐射的水体表面吸收率，本文取为 0.6；

γ -水面反射率，本文取为 0.03。

2.2 水质模型模拟物质过程

由于湖区的污染以非点源污染为主，考虑到湖泊富营养化为湖泊水环境主要问题：一、在正常情况下，金山湖无外源进入，水质的变化主要依赖于风动力扰动和水体温度的改变而引起的；二、在大、暴雨情况下，形成的面源污染进入金山湖，带来大量的营养盐及在风动力的作用下，引起水体藻类大量生长，水质恶化。根据 Liebig 的最小生长定律大部分学者认为氮、磷是富营养化形成的限制物质，因此本文选择与富营养化密切相关的营养盐（总氮、总磷）、藻类为研究对象，并考虑到模型中。

在水体中，污染物发生一系列的生物、化学、物理、沉淀等化学—物理过程，这些过程影响着营养物质、浮游植物、炭质物质和溶解的迁移转化过程。因此本文数学模型考虑氮循环和磷循环。重点研究氮循环和磷循环在湖水中的迁移转化规律。由于金山湖是一个在原有塔影湖基础上新挖的湖泊，原有塔影湖的底泥被清空，所以不考虑底泥项。

本文假定金山湖是一个不分层的、垂向浓度混合均匀的，是一个主要以浮游藻类为生产力的水生态系统，并且是在有氧条件下进行的；水质模型假定整个湖区沿水深的变化对藻类生物量的影响可以忽略。

2.2.1 磷循环

水体中的磷的循环是湖泊水质富营养化过程中一个十分重要的生态过程。在水中磷以三种形态存在，即浮游植物磷、有机磷和无机磷（正磷酸盐）。有机磷和无机磷均可分成颗粒状和溶解态。溶解态的或可利用的无机磷通过吸附与颗粒状无机磷相互作用。水体中的浮游植物生长吸收无机磷，无机磷合成了浮游植物的生物量，然后又通过内源呼吸和自然死亡，磷又从藻类生物量返回到溶解态和颗粒态有机磷及溶解态无机磷，颗粒磷中的不溶解部分则会沉积到沉积物中。

水体中磷的循环主要包括三个小循环：一是溶解态和颗粒态之间的转化循

环；二是溶解态和水生生物之间的转换，在本模型中，主要是溶解态磷与浮游藻类之间的转换；三是沉积物中的磷与溶解态、颗粒态以及水生生物之间的吸收、吸附、溶出、上卷再悬浮、生物吸附以及死亡之后的回归^[82]。由于金山湖是一个在塔影湖基础上新挖的浅水湖泊，原塔影湖的淤泥都清空，而且引长江水进入金山湖之前，长江水是在镇江自来水管厂的沉淀池中进行了初沉，去除了大量的粗泥沙和颗粒物。在近期内湖泊水体中悬浮物很难以沉降下去，由此可见湖泊底部的底泥量很少，所以本文不考虑沉积物中磷的影响，即不考虑底泥中磷的释放。

(1) 浮游植物(浮游藻类)中的磷循环

$$P_A = f(P_g, P_r, P_m, P_s)$$

式中：

P_A 为藻类中所含磷的浓度；

P_g 为藻类生长所吸收的磷 ($P_g = k_g \times u \times P_A$ ，式中： k_g 为藻类对磷的最大吸收率系数， u 为浮游藻类的生长速率)；

P_r 为藻类呼吸所损失的磷 ($P_r = k_r P_A$ ， k_r 为藻类呼吸系数)；

P_m 为藻类死亡时所损失的磷 ($P_m = k_d P_A$ ， k_d 为藻类死亡系数)；

P_s 为藻类沉降所损失的磷 ($P_s = k_s P_A$ ， k_s 为藻类的沉降系数)；

(2) 颗粒态磷循环

$$P_d = f(P_m, \min r(P_d), P_{ds})$$

式中：

P_d 为颗粒磷的浓度值；

P_{ds} 为颗粒磷沉降所损失的磷 ($P_{ds} = W_p \times P_d$ ， W_p 为颗粒态磷的沉降系数)；

$\min r(P_d)$ 是颗粒磷矿化函数，可表示为 $\min r(P_d) = k_{pd} \theta^{T-20} \times P_d$ ， k_{pd} 为水温 20℃ 时的颗粒磷矿化速率系数， θ 为颗粒磷矿化的温度校正系数。

2.2.2 氮循环

氮是仅次于碳、氢、氧的生物元素，尤其是形成蛋白质的重要元素，存在于几乎所有的动植物生命过程中，水中氮元素的多少对水环境状态具有非常重要的

影响。水体中氮一般以有机氮和无机氮化合物形态存在,有机氮是指以有机化合物存在的氮,如蛋白质、氨基酸、硝基化合物、尿素、有机胺等,无机氮化合物是指氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮。一般淡水湖中的氮循环主要指有机氮、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮这四种氮形态之间的相互转化,两者通常占总氮含量的70%以上。

氮在湖泊水体中的循环:浮游植物生长时吸收氨和硝酸盐并且把氨和硝酸盐合成浮游植物体,而浮游植物吸收氮的速率与氮的浓度有关,而该浓度又与总的可利用的无机氮有关;浮游植物死亡,氮从浮游植物中转化为溶解和颗粒状有机氮以及氨;有机氮可转化成氨,而氨也可以转化成硝酸盐,在缺氧的情况下,硝酸盐可以反硝化成氮。

①固氮作用:固氮作用是氮形态转化的一个重要过程,即水体中气态氮通过一下植物或细菌经过光合作用合成有机氮,这是新氮的来源之一。

②硝化作用:其反应方程可以表示为: $NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O$ 。

③反硝化作用:首先由硝酸盐还原成亚硝酸盐,然后到一氧化氮和氧化亚氮,再转化为氮气回到大气中。

④矿化作用:水体中的颗粒态有机氮转化为无机形态。

浮游藻类中的氮循环

$$N_A = f(N_g, N_r, N_m, N_s)$$

式中:

N_A 为浮游藻类中所含的氮;

N_g 为藻类生长所吸收的氮 ($N_g = k_{Ng} \times \mu \times N_A$, k_{Ng} 为藻类对氮的最大吸收系数);

N_r 为藻类呼吸所损失的氮 ($N_r = k_r \times N_A$);

N_m 为藻类死亡所损失的氮 ($N_m = k_d \times N_A$);

N_s 为藻类沉降所损失的氮 ($N_s = k_s \times N_A$)。

2.2.3 藻类

藻类生长主要是由于光合作用引起的,它受水下光强的控制,而光强又是深

度、浑浊度以及随季节变化的日夜长度的函数。同时，藻类的生长还受到氮、磷等营养物质的限制，而且它们的组成又是变化的，其计算是模型中最复杂的方面之一。

藻类的初级生产量取决于藻类的现有浓度、净生长率和损失率(死亡、沉积);藻类的生长速率是光照、营养物质、温度和潜在的最大生产率的函数;潜在最大生产率不随环境条件的变化而变化，每一种藻类都有自己的潜在生产率。单个藻类生长限制因子可以组合起来对藻类的生长起到总的限制作用，水体中的较低的营养物质浓度可以限制藻类的生长，但每次对藻类的生长起到限制作用的只是一种营养物质^[83]。藻类的氮碳比是一常数，在藻类生长的过程中，营养物质以一定固定比例被藻类吸收。藻类死亡释放出营养盐也是按照固定的比例进行的。随着藻类的死亡，有一部分藻类的营养盐将以溶解态存在于水体，剩下的物质以颗粒态存在的，这些物质可以被矿化。藻类死亡释放出氨盐，底质中藻类的死亡则直接向水体中释放溶解态营养盐。藻类都可能发生沉降作用，藻类沉降发生在底部切应力低于临界值的情况下，由此，沉降作用由水体的流速和紊动决定。

本模型中依据米氏(Monod)动力学进行对藻类生长率的模拟，只计算藻类总的生产量，不考虑不同种藻类之间的竞争以及浮游动物的捕食作用，藻类的被捕食率都只考虑在藻类的死亡率中。水体中藻类的生长率方程：

$$G = G_{\max} \times \min(F_L, F_T, K_N, K_P)$$

式中： G 为藻类生长率； $G_{\max}$ 为藻类最大生长率； F_L, F_T, K_N, K_P 分别为光照限制系数，水体温度限制系数，N浓度限制系数，P浓度限制系数，本模型中不考虑光照的影响。

2.3 方程离散

2.3.1 离散水动力方程

(1) 有限差分法离散原理

有限差分法即在离散的网格点上把各偏导数项化为差商来求数值解：选择合适的基本方程，确定相应的定解条件，然后将微分方程离散到差分网格上求解。网格是离散的基础，网格节点是离散化的物理量的存储位置，网格在离散过程中起着关键的作用。

模型中的水位、流速、水深等变量在正交交错网格上的分布与一般采用有限差分的网格上的分布不同，其变量在一个网格单元上的分布图见图 2.3-1。

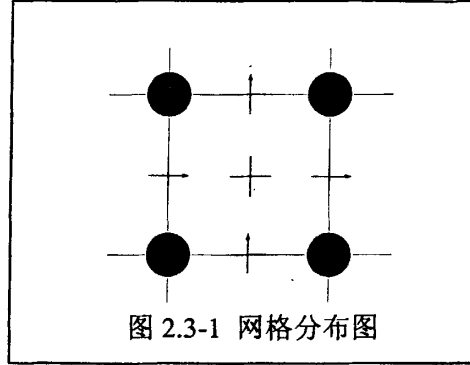


图 2.3-1 网格分布图

其中：黑色实线代表网格线；

正号 (+) 表示水位；

→ 表示 x 方向的水平流速分量；

↑ 表示 y 方向的水平流速分量；

● 表示水深、污染物浓度、温度。

(2) 差分格式

本文模型的离散采用 ADI 差分格式，即将一个时间步长进行剖分为两步，每一步为 1/2 个时间步长，即在 $n+1$, n 时间层增设一过渡层 ($n+1/2$)，前半步对 x 方向进行隐式处理，后半步则对 y 方向进行隐式处理。其格式如下：

$$\frac{u^{n+1/2} - u^n}{\Delta t/2} = \frac{1}{2} (\Lambda_x u^{n+1/2} + \Lambda_y u^n) \quad (2-9)$$

$$\frac{u^{n+1} - u^{n+1/2}}{\Delta t/2} = \frac{1}{2} (\Lambda_x u^{n+1/2} + \Lambda_y u^{n+1}) \quad (2-10)$$

式中 Λ_x , Λ_y 分别表示差分运算算子，其值为：

$$\Lambda_x = \begin{bmatrix} u \frac{\partial}{\partial x} & -fv & g \frac{\partial}{\partial x} \\ 0 & u \frac{\partial}{\partial x} & 0 \\ h \frac{\partial}{\partial x} & 0 & u \frac{\partial}{\partial x} \end{bmatrix} \quad \Lambda_y = \begin{bmatrix} v \frac{\partial}{\partial y} & 0 & 0 \\ fu & v \frac{\partial}{\partial y} & g \frac{\partial}{\partial y} \\ 0 & h \frac{\partial}{\partial y} & v \frac{\partial}{\partial y} \end{bmatrix}$$

(3) 模型的稳定性条件

模型的时间步长不宜取得过大，通常 Δt 的取值应满足如下条件：

$$\Delta t \leq \frac{1}{\nu_H} \left(\frac{1}{\Delta x^2} + \frac{1}{\Delta y^2} \right)^{-1}$$

其中 ν_H 为水平涡动粘滞系数, Δx , Δy 分别为计算区域在 x 方向和 y 方向的最小网格步长。

$$\text{时间步长和网格步长的稳定性条件为: } 2\Delta t \sqrt{gH} \sqrt{\frac{1}{\Delta x^2} + \frac{1}{\Delta y^2}} < 1。$$

$$\text{计算溢出的稳定性条件为: } \frac{\Delta t |u|}{\Delta x} < 2$$

2.3.2 离散污染物扩散运输方程

污染物扩散运输方程同样采用 ADI 法进行离散, 其具体格式见 2.3.1 节即离散水动力学方程。

2.4 模型守恒性分析

根据数学模型模拟计算的一般要求, 针对工程应用的数学模型, 必须利用工程现场实测数据, 进行模型的参数率定和计算值与实测值的验证。由于金山湖是一新建湖泊, 数学模型的参数率定和直接验证缺乏必要的基础数据, 数学模型模拟中两个重要的环节无法进行, 故通过二维模型计算成果对模型的守恒性进行验证。

模型计算边界条件为: 给定入流流量 $2\text{m}^3/\text{s}$, 出口控制水位在 0m , 初始条件为: 水位、流速为 0 。计算时步长为 60s 。曼宁系数取为 $0.015\text{--}0.04$ 之间。水流达到稳定状态时入流与出流流量比较如表所示:

表 2-1 模型入流流量与出流流量对比统计表

入流流量 (m^3/s)	出流流量 (m^3/s)	绝对误差	相对误差	守恒率
2	1.99	0.01	0.5%	99.5%

根据水量平衡原理, 在不考虑蒸发和水体的下渗时, 入流流量应等于出流流量。从上表可以看出, 水流模型的守恒率可以达到 99.5%, 证明水流模型具有一定的准确性。

2.5 边界条件和初始条件

初始条件和边界条件是控制方程有确定解的前提, 控制方程与相应的初始条件、边界条件的组合构成对一个物理过程完整的数学描述。实际水流问题都有边

界存在,属于混合初边值问题,主要有两类:外部流动和内部流动,或两者的混合。因此,常常需要截取一部分水体形成有界计算域,可定义边界为三类:陆地边界,开边界,内边界。陆地边界又称闭边界,是实际存在的边界。开边界即水边界,是人为规定的边界。

(1) 初始条件

根据问题的物理要求,或者部分地点的观测数据确定;所缺空间分布由内插估计。对于水动力计算,无论取何种初始条件,由于计算中的振动和边界条件的摩擦等影响的存在,计算约在几个小时后将自动消除初始场的影响。水流运动模拟初始条件通常采用零位初始条件。

(2) 边界条件

通常的边界条件可以分为两类,一是规定边界点的部分或者全部因变量的值,或者其关系,反应了计算域外部的影响,称物理边界条件;一是为了确定边界点其余因变量而给出的补充数学条件,反应了计算域内部的影响,称数值边界条件。

水质边界: 1) 开边界处的污染物浓度; 2) 陆地边界处的点源污染; 3) 通过类边界的污染物浓度。

水流边界: 1) 开边界; 2) 陆地边界; 3) 内边界。

第三章 金山湖水水质规律数值模拟

3.1 镇江及金山湖概况

3.1.1 镇江地理位置及环境

(1) 镇江地理位置和环境

镇江市地处长江三角洲暨江苏省中部，是一座集工业、港口、旅游为一体的沿江城市，地处京杭大运河与长江十字交汇处。地理坐标为北纬 32 度 13 分，东经 119 度 26 分 30 秒。上距南京 87 公里，下距长江入海口 279 公里。公路有 312、104 国道，沪宁高速公路穿越，沿江有金山、大港、扬中三处汽车轮渡沟通苏南、苏北公路网；航空东距常州机场 70 公里，西距南京禄口国际机场 90 公里，均有高等级公路直达。沪宁铁路主干线，在镇江上下行以南京和上海为枢纽可接入全国铁路网。铁路镇江站货运到达量明显大于发送量，每日排空运力 200~300 车。主要河流水系为长江干流、京杭运河两大水运主通道及其支流如淮河、丹金溧漕河、太湖水系等。

(2) 镇江自然条件

常风向为东风，春夏季多东及东南风，秋冬季多东北及北风，风力一般为 3~4 级，强风向为西北风，年大于 17 米 / 秒风平均为 15.6 天。年平均降水量为 1066.2 毫米，年平均降雨日 119.7 天，大都集中在 6~9 月份。年平均雾日为 25.8 天，大都发生在冬季，一般是凌晨起雾，九时左右消散。年平均气温 15.4℃。历史最高气温 40.9℃，最低气温为零下 12℃。据长办南实站的实测资料，镇扬河段悬移质泥沙含量：最大含沙量：1.00 千克 / 立方米；最小含沙量：0.05 千克 / 立方米；平均含沙量：0.30 千克 / 立方米；每日涨落潮两次，涨潮平均历时 3 小时 25 分，落潮平均历时 9 小时，最大潮差 2.32 米，枯水期涨潮时有明显逆江流，流速 0.5~1 米 / 秒。

3.1.2 金山湖地理位置及概况

金山湖位于市区西北约 2 公里，海拔 43.7 米，湖泊面积为 0.66 平方公里。金山湖是在原来塔影湖的基础上新挖的一个湖泊。金山湖挖建工程——“镇江水环境质量改善与生态修复技术研究及示范项目”（简称 863 水环境专项）是国家 863 “十五”重大科技专项之一的依托工程之一。工程内容为将现在金山寺周围渔塘

退渔，挖建金山湖。该地理位置图见图 3.1-1。

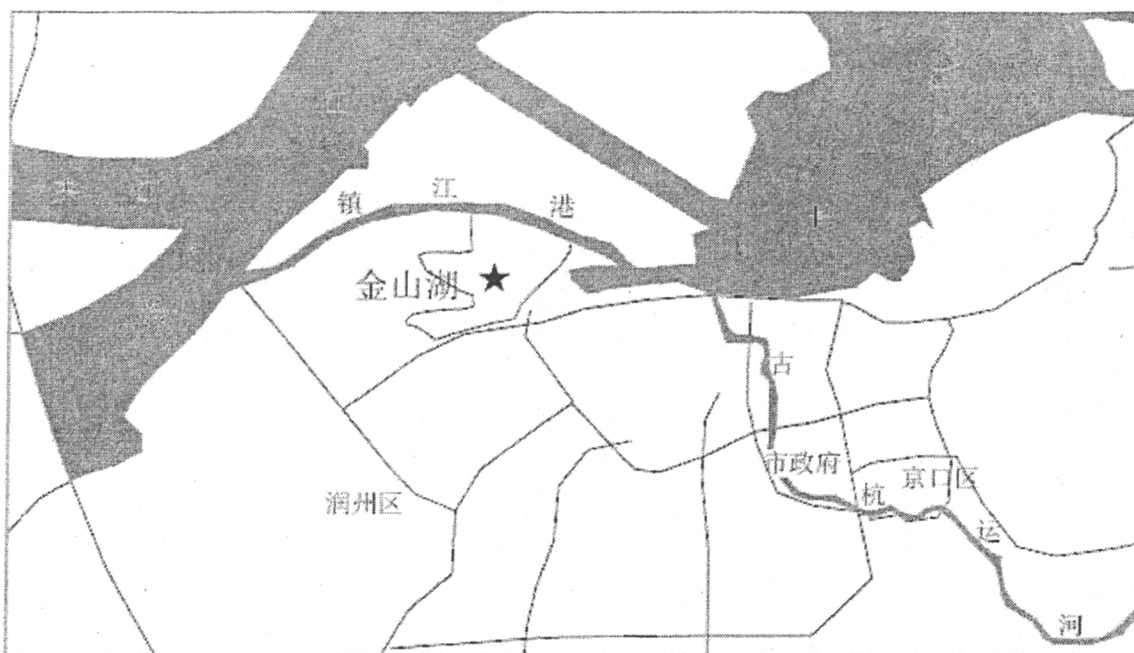


图 3.1-1 金山湖地理位置图

该工程沟通金山湖与内、外江水系，构建良好的水循环，在净化水质、构建生态系统的同时，将污染控制、生态构建与景观建设相融合，有效控制内江泥沙淤积和生态修复，重现“水漫金山”的历史风貌和文化内涵，使水环境、水文化、旅游文化相得益彰，以实现生态、文化、经济、旅游等方面的功能。

金山湖是一个新挖的湖泊，所引水体为经镇江自来水厂初沉池沉降以后的长江水体，长江镇江段水体水质达到国家三类水质标准（GB3838-2002），经初沉池沉淀后，水体中大的悬浮物和泥沙基本已去除，同时也会去除一部分的污染物。因此进入金山湖的水体水质已优于三类水质标准。

3.2 计算网格的划分

金山湖的形状较复杂，其形状见图 3.2-1。本模型采用交错网格差分，差分网格个数约为 6000 个，在一些局部地区进行了网格加密，其网格划分见图 3.2-2。水流运动规律以及水质转化规律模拟所设的各观测点具体位置见金山湖地形图 3.2-1。

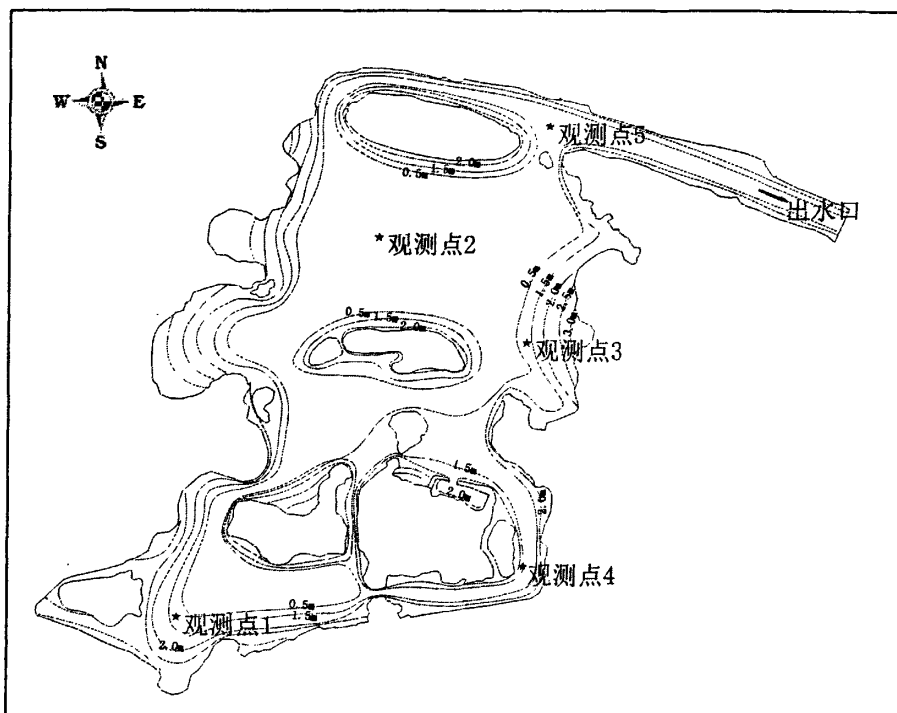


图 3.2-1 金山湖地形图

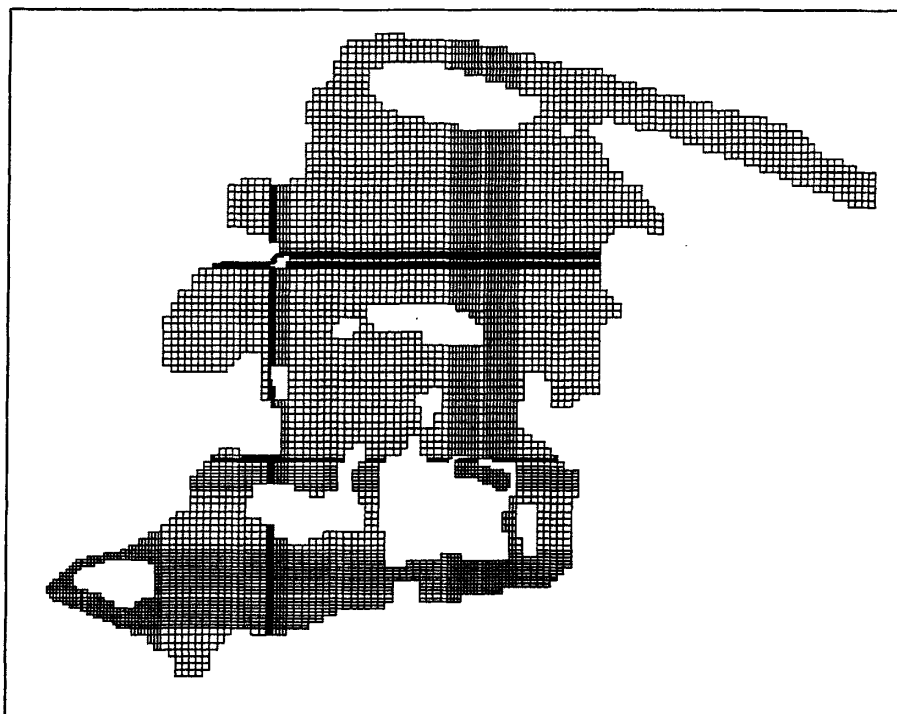


图 3.2-2 金山湖网格划分图

3.3 初始和边界条件的给定

3.3.1 初始条件

$$\zeta(x, y, t)|_{t=0} = 0$$

$$u(x, y, t)|_{t=0} = 0, v(x, y, t)|_{t=0} = 0$$

式中： ζ 代表水位，其他符号同上；

$C=C_0$ ， C_0 为已知浓度值；

$T=T_0$ ， T_0 为已知水温值。

3.3.2 边界条件

(1) 开边界

金山湖是一个城市湖泊，在正常条件下，通过调控出水水位来保证湖泊的蓄水量，出口接入运粮河，即保持出水水位不变。

由此得出：出流边界： $\zeta(x, y, t)|_{t=0} = 0$ ；

入流边界： $C=C(t)$ ， $T=T(t)$ 。

(2) 闭边界

在闭边界处采用自由滑移边界条件，即与闭边界垂直方向的流速为零：

$$\frac{\partial v}{\partial n} = 0, n \text{ 为岸边法线方向。}$$

沿岸边固壁边界： $\frac{\partial C}{\partial n} = 0$ ，即浓度梯度为零。

3.4 模型参数率定

3.4.1 水流子模型的参数给定

水流模型中需要确定的参数：曼宁系数 n ，风场，风的托曳系数 C_D ，水平涡动黏性系数 ϵ ，Coriolis 系数 f_c 。

曼宁系数 n 取值范围为 0.015~0.04；水平涡动黏性系数 ϵ 取值为 10m²/s；柯氏系数(Coriolis) $f_c = 2\omega \sin \varphi$ ， ω 为地球旋转速度， φ 为纬度，由第一章可知，取镇江市的纬度为 32°，计算得 $f_c = 7.41 \times 10^{-5}$ /s；风场 w_a 根据镇江市的气象资料，镇江常年为东风及东南风，本文选取东风的不同风速分别为 0.2m/s、4m/s、10m/s、20m/s，风的托曳系数 C_D 取值 0.0013。

水流模型模拟在东风场作用下,不同风速0.2m/s、4m/s、10m/s、20m/s下,即模拟在静风、微风、小风、大风下水流运动规律,时间步长取60s。

3.4.2 水质模型的参数给定

水质模型中考虑了风场、营养盐(氮和磷)、水温与藻类的关系,因此参数考虑较多,金山湖为新挖湖泊,参数无法通过实测值来获得并验证。裴洪平^[84]在杭州西湖实测了一部分参数,并建立模型来验证参数,得出了藻类生长与各环境影响因子之间的关系;西湖和金山湖同处一个纬度和气候条件内,有很多相似之处,同时根据刘鸿雁^[85]在镜泊湖富营养化研究中的水质参数取值,因此本文参数借鉴前二者所取值,还有部分参数根据文献^{[12][86][87]}来确定,具体见表3.4-1。

水温参数主要有 λ_x 、 λ_y ,这两个是热量扩散系数,根据董耀华^[88]在河道温度二维数值模拟研究,本文取为 $0.6\text{g/m}\cdot\text{s}^{-2}$ 、 $0.6\text{g/m}\cdot\text{s}^{-2}$ 。

表3.4-1 模型中各参数给定值

符号	含义	单位	数值	符号	含义	单位	数值
$G_{\max}$	藻类的最大生产率	d^{-1}	2.35	h	湖泊水深	m	3.5
k_d	反硝化速率	d^{-1}	0.1	hm ²	湖泊面积	m ²	0.66
K_{ni}	20℃时的硝化速率	d^{-1}	0.1	k_{sn}	氮的半饱和系数	mg/L	0.5
k_t	温度系数	无	1.07	k_{sp}	磷的半饱和系数	mg/L	0.17
K_{aP}	吸附速率	d^{-1}	0.01	T_{opt}	藻类生长最佳水温	℃	23
N:C	氮碳比	无	0.064	$D_{x(y)}$	x,y方向扩散系数	m ² /s	0.1
P:C	磷碳比	无	0.009	I_{ec}	水的消光系数	d^{-1}	1.5
k_{mori}	藻类死亡率	d^{-1}	0.45	C_{T0}	水中磷初始浓度	mg/L	0.05
k_{ap}	藻类对磷的最大吸收率	d^{-1}	0.1	K_{resp}	藻类呼吸速率	d^{-1}	0.125
C_{a0}	藻类初始浓度	mg/m ³	0.002	C_{N0}	水中氮初始浓度	mg/L	1

表3.4-1是我国滇池的富营养化评价标准,我国其他几个湖泊如苏州太湖、武汉东湖、杭州西湖的评价标准与滇池的标准相差不大。因为金山湖是一个新挖浅水湖泊,且水体主要引自经镇江自来水厂处理后的长江三类水体,水质较好;同时长江水体流速大,藻类浓度很低,根据富营养化评价标准,所以本文在水质模拟时,藻类浓度(chl-a)选取 0.002mgC/m^3 ,这个值表示水体水质处在贫营养化状态。

表3.4-2 中国滇池的营养状态评价标准

营养状态	透明度(m)	总磷(mg/L)	总氮(mg/L)	chl-a(mg/m ³)
贫营养	2.0	0.01	0.12	5
中营养	1.5	0.025	0.30	10
中-富营养	1.0	0.1	0.60	15
富营养	0.7	0.1	1.20	25
重富营养	0.4	0.5	6.00	100
异常营养	<0.1	>0.5	>6.0	>100

3.5 湖流模拟结果研究

浅水湖泊是相对静止的水体，水体滞留时间长，湖流极易受风力的扰动，形成风生流。镇江市主要盛行风：春天风向为东南风，夏季为东南东风，秋天为东北东风，冬天为东北风和东北东风，因此模拟金山湖在静风、微风、大风作用（风速分别为 0.2m/s、4m/s、10m/s、20m/s）影响下的水流运动规律。各风级作用下所计算的风场的平均流速见表 3.5-1 所示。

表 3.5-1 各风级下平均流速

方案	一	二	三	四
3.5m水深	E0.2m/s	E4m/s	E10m/s	E20m/s
平均流速 (m/s)	0.00026	0.00102	0.00246	0.00926

3.5.1 0.2m/s作用下的流场分布

图 3.5-1 为东风 0.2m/s 作用下整层平均流场。东风持续作用达到稳定状态时，整个湖区水体自南向北水流流速越来越小，在湖区西南区域（观测点 1 区处）水流形成两个环流，北部为顺时针环流，南部为逆时针环流；在湖区（观测点 2 区处）中心水流形成一个逆时针环流，其中包含一个小逆时针环流，但是这种环流在风速 20m/s 时，小环流消失；在观测点 4 区处，此处湖形接近河道且水深在 2m 左右，因此在水流流速较慢，风对此区域的扰动较小；在出水口（观测点 5 区处）区域，各观测点的位置见图 3.2-1；流速小于 0.000025m/s，水体不易流出；其他区域水流紊动剧烈。

3.5.2 4m/s作用下流场分布

图 3.5-2 为 4m/s 东风作用下整层平均流场。在流态方面, 4m/s 作用下与 0.2m/s 作用下所形成的环流相同。

3.5.3 10m/s作用下流场分布

图 3.5-3 为 10m/s 东风作用下整层平均流场。在流态方面, 10m/s 作用下与 4m/s 作用下所形成的环流相同。

3.5.4 20m/s作用下流场分布

图 3.5-4 为 20m/s 东风作用下整层平均流场。在流态方面, 20m/s 作用下的与 10m/s、4m/s 风速作用下所形成的环流基本一致。稍有不同的是, 在东风 4m/s 作用下, 在湖区(观测点 2 区处)中心水流形成一个逆时针环流, 其中包含一个小逆时针环流, 但是这种环流在风速 20m/s 时, 小环流消失。

3.5.5 结论

(1) 流态方面

由以上分析得到在不同风速下, 流向相同, 所形成的环流位置基本相同。

(2) 流速方面

通过对 0.2m/s、4m/s、10m/s、20m/s 东风作用可以看出, 风速降低, 平均流速也相应降低。在常年风向作用下即在东风(4m/s)作用下, 在 1 区和 2 区形成漩流运动, 4 区和 5 区水体流动缓慢。

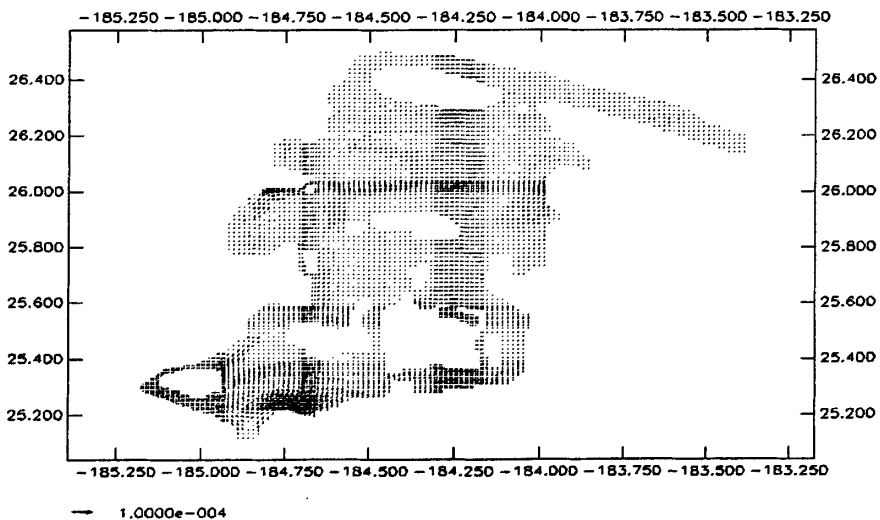


图 3.5-1 金山湖 0.2m/s 东风作用下整层平均流场

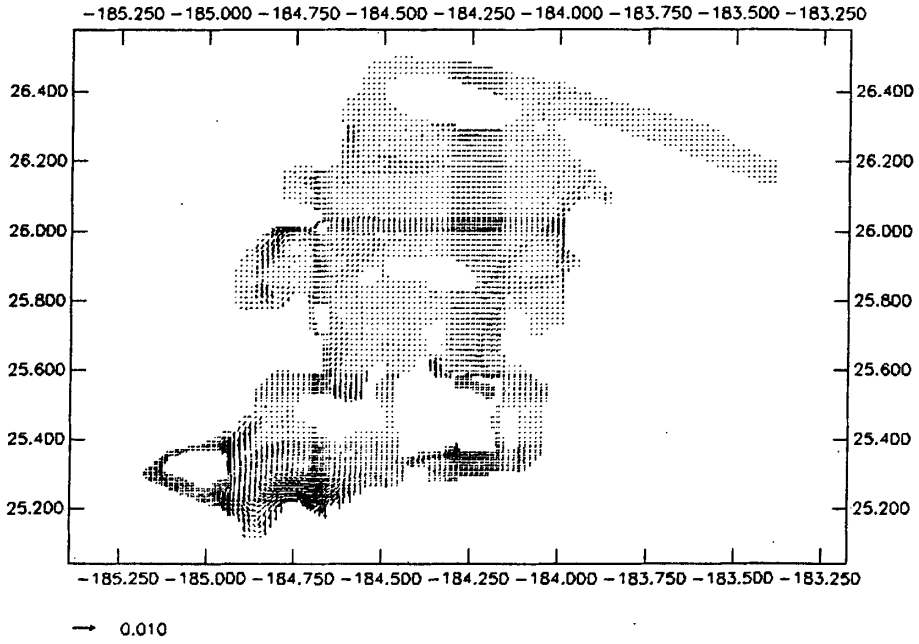


图 3.5-2 金山湖 4m/s 东风作用下整层平均流场

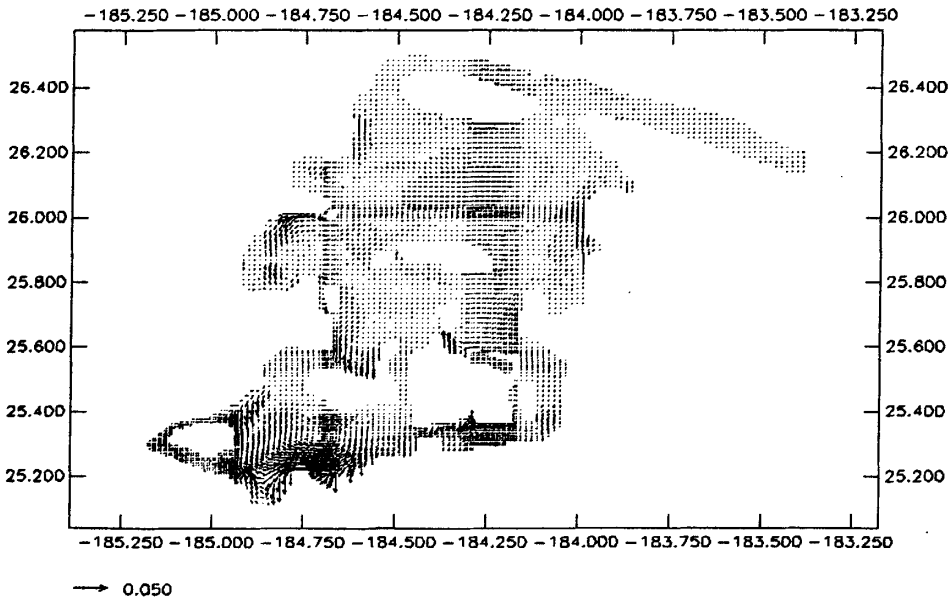


图 3.5-3 金山湖 10m/s 东风作用下整层平均流场

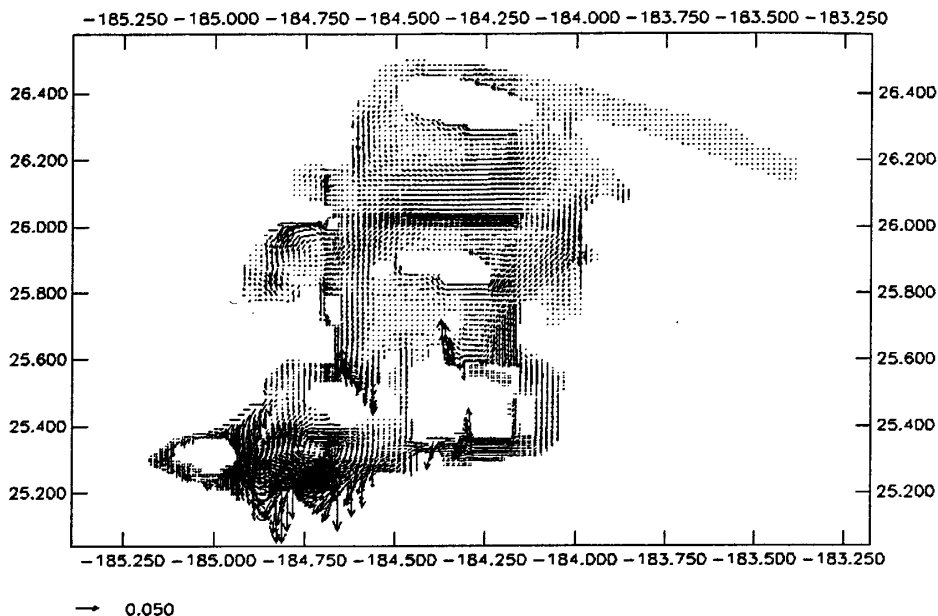


图 3.5-4 金山湖 20m/s 东风作用下整层平均流场

3.6 金山湖水水质模拟方案设计

城市湖泊富营养化的发生发展是由于水体整个环境系统出现失衡,导致浮游藻类大量繁殖生长的过程。最主要影响因素可以归纳为以下三个方面:①总磷、总氮等营养盐相对比较充足;②缓慢的水流流态;③适宜的气候条件。只有在三方面条件都处在比较适宜的情况下,才会出现某种优势藻类“疯”长现象,爆发水华。因此本文水质模型选择风场、营养盐、水温与藻类为变量,模拟这三方面的情况下水质的变化。

3.6.1 风场与藻类的生长关系

风速越大水体的流速就越大,水体流速影响藻类生长的现象已经得到越来越多人的认识,但目前国内外在此方面开展的研究还较少。据廖平安^[89]等人的实验研究,风速变大即水体流速的增加确实可以在一定程度上抑制藻类的生长,延缓水华的发生,证实了水体流速的大小与水华发生快慢之间存在一定的关系。由于长江中下游目前的流速比较大,江水浑浊,还不具备发生富营养化的水文条件。

大多数的学者研究认为,自然水体流速对藻类生长过程的客观影响普遍存在以下特点:当流速逐渐变小,接近零时,流速对藻类生长影响达到最大值;而当流速逐渐变大,将逐渐变小。然而,在实际的研究中发现,流速对藻类生长的影

响可能并非如此简单。钟成华在模拟长江天然流态下流速与藻类生长的关系的研究中发现,藻类只是在某一特定的流速下有显著的生长^[90]。在对流水中的藻类研究中发现:除嫌流水藻类外,急流藻类和中流水藻类都可以在流水中生长,水流对藻类的生长和繁殖是有利的,因为水的运动而使藻类不断地得到新的营养物质的供应^[91]。通过深入研究,可提出在不同营养盐条件下,藻类大量繁殖的临界流速条件,将是今后关注的重点。

3.6.2 营养盐与藻类的关系

一般湖泊的污染源包括点污染源、面污染源、底泥污染和大气污染。因金山湖为新建湖泊,湖底大部分为新土壤,所含污染物较少,故可忽略;大气中尘埃污染物会直接进入湖区影响湖区水质,因缺少该地区实测资料,仅考虑大气中尘埃污染物在降雨期间随降水进入湖体的量,即降水污染。另外,金山湖作为旅游湖泊,需考虑旅游污染。

(1) 点源污染

在金山湖西侧、北侧和东北侧建设新居民区和商业区,并建立完善的排水系统,污、雨水经排水管道收集到城市污水处理厂,因此点源污染全部截留。

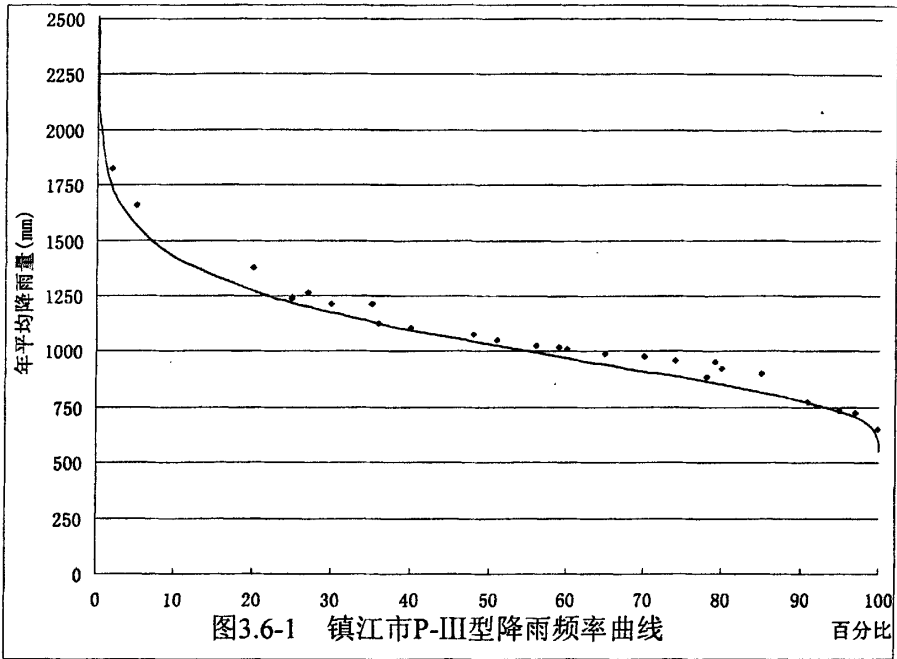
(2) 面源污染

面源污染过程复杂,影响因素众多,因此计算面源污染负荷的不确定性因素较大。目前估算面源污染负荷的途径主要有四种:第一种是基于污染源调查,根据污染物投入量和流失量来估算,该方法主要用于农田源;第二种是通过侵蚀模型确定土壤侵蚀率并根据土壤组成来估算;第三种为根据流域主要土地利用类型、降雨资料径流等实测资料,通过直接或间接途径估算流域的总降雨径流量和污染物浓度,计算总污染负荷量;第四是测量进入水体的污染物总量和点源量,两者之差即为面源。本文面源的计算采用第三种方法。

①设计水文条件分析

面源污染是由降水引起的,与当地的环境状况和降雨情况有关。本文选用皮尔逊^[56]P-III型水文频率曲线(K.Pearson)对当地1980—2005年的年降雨量统计资料进行频率分析,见图3.4-12,得出不同保证率下的典型水文年。典型平水年取雨量接近多年平均雨量1073.915mm,且保证率接近50%的年份,为1981年,其年降雨量为1049.9mm;典型枯水年取年雨量接近保证率90%的年份,为

1995 年，其年降雨量为 770.7mm；典型丰水年取年雨量接近保证率 10%的年份，为 2003 年，其年降水量 1658.3mm。在 2003 年典型丰水年间，一场典型日最大降雨量 32.7mm，5~9 月份共出现了 18 次之多。



②金山湖周围土地利用情况

面源污染与土地利用类型密切相关。金山湖南侧和东南侧为老城区，排水系统不完善，有地表径流流入金山湖，污染湖水。因此面源污染主要考虑金山湖周围绿化带、南侧和东南侧居民区，金山湖流域土地利用情况见表 3.6-1。径流系数和径流中污染物浓度的取值参考文献^{[93][94][95]}。

表3.6-1 金山湖流域土地利用情况

土地利用类型		居民区	绿化带
面积（km ² ）		2.0	1.25
径流系数		0.75	0.3
径流中的污染物浓度	TN(mg/L)	6	2
	TP(mg/L)	1.2	0.3

③面源污染负荷计算

$$W_m=10^{-3} \times P \sum_{i=1}^n \alpha_i A_i C_i$$

式中, W_m 为污染负荷量 (g/a); P 为降雨量 (mm/a); α_i 为径流系数; A_i 为不同利用类型的土地面积 (m^2); C_i 为径流中污染物浓度 (mg/L)。通过计算得金山湖的入湖面污染源污染负荷见表 3.6-2。

表3.6-2 入湖面污染源污染负荷

污染物		TN(t/a)	TP(t/a)
污染负荷	枯水期	7.21	2.97
	平水期	9.83	3.91
	丰水期	15.52	6.14

(3) 降水污染

随着降水, 大气中污染物进入湖区影响水质, 因湖区面积较小, 集水面积小而集水量也小, 且没有当地实测资料, 同时金山区是一个旅游区, 附件工业企业较少, 因此可忽略降水给金山湖水质到来的危害。

(4) 旅游污染

旅游污染主要有: 游人进入景区, 产生废水、废气和垃圾, 污染周围环境; 大量游客的进入会使土壤板结, 减少地表植被, 增加地表径流; 机动游船产生的油污污染水体, 给水生生物带来不利影响; 一些不文明游客会故意破坏植被, 如在树木上乱涂乱刻等。目前, 旅游污染已引起人们的重视, 很多学者也进行了旅游污染方面的研究, 并取得了一定的成果。

金山湖旅游污染主要为垃圾污染、降水污染和因旅游产生的污、废水污染。因旅游污染量较小, 可在降雨径流中加入修正系数, 来体现这两方面污染在金山湖水体水质变化中的作用。

3.6.3 水温与藻类生长的关系

浮游藻类的生产量在很大程度上受到水温的影响。温度是藻类进行光合作用的必要条件, 决定细胞内酶促反应的速率, 温度太高或太低时都会影响浮游藻类的生长。温度对藻类生产力的影响通常用下式表示:

$$G_T = G_{T_{\max}} e^{-2.3 \left(\frac{T - T_{opt}}{T_{opt} - T_{\min}} \right)^2} \quad T < T_{opt} \quad (3-1)$$

$$G_T = G_{T_{\max}} e^{-2.3 \left(\frac{T - T_{opt}}{T_{\max} - T_{opt}} \right)^2} \quad T > T_{opt} \quad (3-2)$$

式中: T_{opt} 为利于藻类生长的最佳温度; T_{max} 为使藻类生长率降低 90%的最高水温; T_{min} 为使藻类生长率降低 90%的最低水温; $G_{T_{max}}$ 为相同营养和光照条件下 $T=T_{opt}$ 时的生长率; G_T 为藻类在温度条件下的生长率。通常取: $T_{max}=33^{\circ}\text{C}$; $T_{min}=0^{\circ}\text{C}$; $T_{opt}=25^{\circ}\text{C}$ 。由方程(3-1)、(3-2)可知, 藻类生长与温度的关系为指数函数的关系。

国外学者实验指出,当温度低于 4°C ,藻类的光合作用完全被抑制,温度处于 $4\sim 11^{\circ}\text{C}$ 时光合作用基本被抑制,温度高于 11°C 后,光合作用的效率与温度呈线性关系,而当温度大于 33°C 之后,效率反而下降。

金山湖作为一个城市旅游功能湖泊,在一般条件下无外源输入,水体靠风生流来调节水质,此时,湖泊水质变化就受到水温的影响。水温的变化会影响到水生生物的生长和繁衍;同时湖泊水温对于工业用水、养殖娱乐以及旅游等方面都有重要影响。湖泊水体水温易受太阳辐射,热量传输作用以及当地气象条件的影响。

3.6.4 水质模拟方案的确定

水质模拟方案主要考虑在无风场和东风场作用下营养盐、水温对金山湖藻类生长及湖水水质的影响。

(1) 营养盐与藻类关系的模拟

模拟面源经排水沟集中自东南处进入金山湖的情况,金山湖南侧和东南侧湖滨绿化带和居民区面积为 1.152km^2 ,根据相关文献^{[92][93][94]},径流系数取为 0.3,径流中的 N、P 的浓度分别取为 2.0mg/L 和 0.4mg/L ,因此一天暴雨情况下污染源流量,根据计算得到流量 $0.16\text{m}^3/\text{s}$,得到 N、P 的浓度分别为 2.0mg/L 、 0.4mg/L 。

本方案模拟面源污染流量为 $0.16\text{m}^3/\text{s}$, N、P 的浓度为 2.0mg/L 、 0.4mg/L ,模拟时间为 60 天,时间步长取为 10min,面源污染进入时间为一天。具体见表

表 3.6-3 方案表

	是否考虑风场作用	面源污染流量 (m^3/s)	C_N (mg/L)	C_P (mg/L)
方案一	否	0.16	2.0	0.4
方案二	是	0.16	2.0	0.4

(2) 水温与藻类生长关系的模拟

藻类的生长受温度的限制有一定的范围,即最大温度、最小温度和最佳生长温度,同时湖泊水体的温度与当地的气温很相近,因此选取(根据2006-2007镇江气象资料)镇江日平均气温分别接近 0°C 、 25°C 、 33°C 的月份来模拟。本文模拟三种温度下的水体温度变化规律:(1)在日平均气温在 0°C 左右下的水温变化规律;(2)在日平均气温在 25°C 左右下的水温变化规律;(3)在日平均气温 33°C (极端温度)左右下的水温变化规律。

模拟方案的各初始水温给定具体见表3.6-4。水的特殊性质:在 4°C 以上,水与大部分物质一样,随著温度上升,体积膨胀,密度变小;可是在 4°C 以下,当天气变冷,气温降低,水面的温度开始下降,水面的冷水因密度增大而下沉,致使水温呈逆温分布,温度低于 4°C ,藻类的光合作用完全被抑制,因此选择初始水温为 4°C 。

表3.6-4 方案表

	模拟 月份	日平均 气温	初始 水温	是否考虑风场作 用	C_{N0} (mg/L)	C_{P0} (mg/L)
方案一	1月	0°C	4°C	否	1	0.05
方案二	5月	25°C	25°C		1	0.05
方案三	8月	33°C	33°C		1	0.05
方案四	1月	0°C	4°C	是	1	0.05
方案五	5月	25°C	25°C		1	0.05
方案六	8月	33°C	33°C		1	0.05

注:表中 C_{N0} 、 C_{P0} 代表水体中N、P的初始浓度值

(3) 水温、营养盐和藻类生长关系的模拟

水温在 25°C 左右时(即夏季),最适合藻类生长,因此本方案模拟在 4m/s 风速下金山湖在夏季时的水质变化情况,同时假定其他影响因子处在最佳状态下。面源污染主要集中在东南处,因此可把面源作为点源来处理,即进入湖体的面源由一处进入。模拟面源污染量取降雨过程中形成的地表径流进入的水量,取流量 $0.16\text{m}^3/\text{s}$,N、P的浓度分别取为 2.0mg/L 、 0.4mg/L 。模拟时间为15天,时间步长取为 1min ,其中降雨历时取一天时间的降水量。

3.7 计算结果分析

3.7.1 无风场和东风场作用下营养盐与藻类生长关系的分析

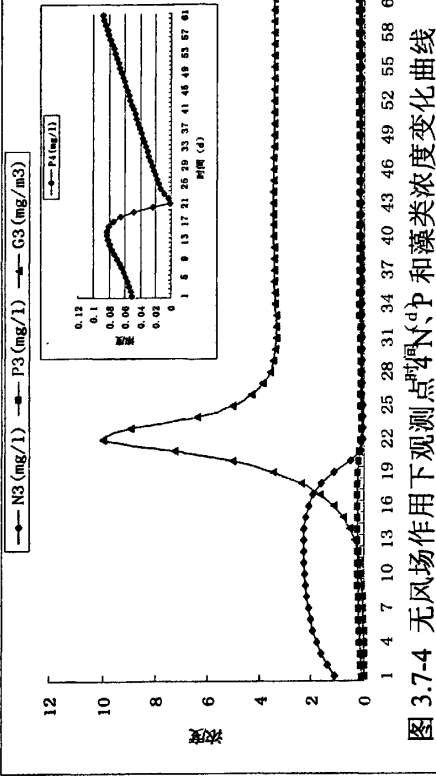
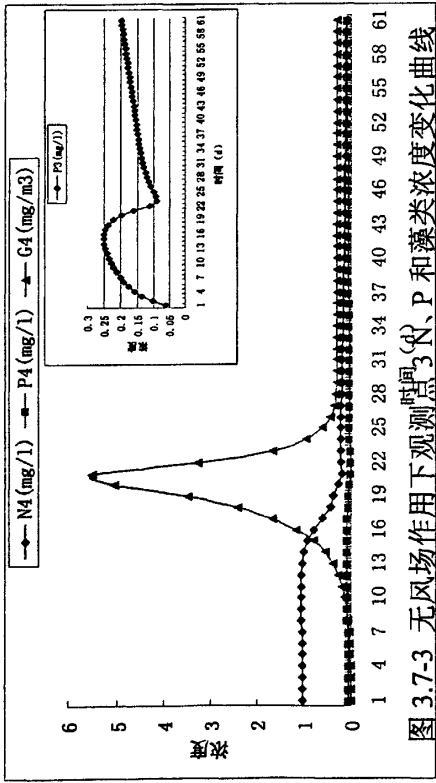
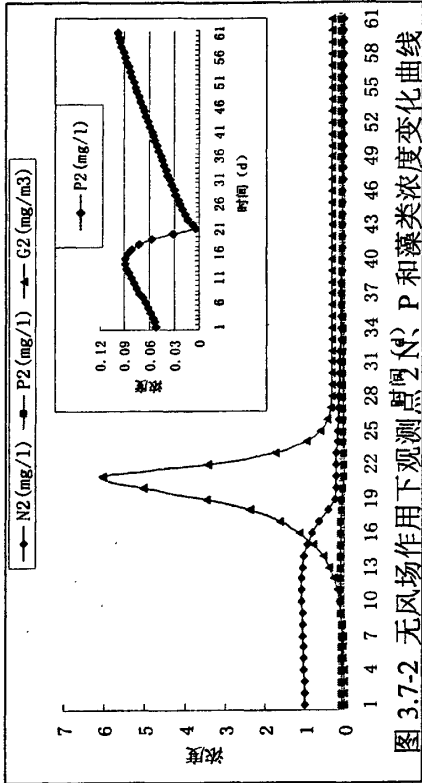
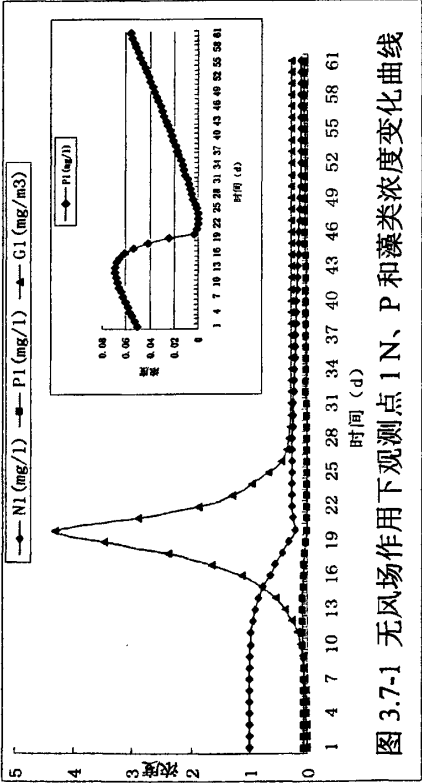
无风场和东风场作用下各观测点的总磷、总氮与藻类的浓度变化曲线分别见图 3.7-1, 图 3.7-2, 图 3.7-3, 图 3.7-4, 图 3.7-5, 图 3.7-6, 图 3.7-7, 图 3.7-8, 图 3.7-9, 图 3.7-10。各时刻的藻类浓度场、总磷浓度场、总氮浓度场分别见图 3.7-11, 图 3.7-12, 图 3.7-13, 图 3.7-14, 图 3.7-15, 图 3.7-16, 图 3.7-17, 图 3.7-18, 图 3.7-19, 图 3.7-20, 图 3.7-21, 图 3.7-22。

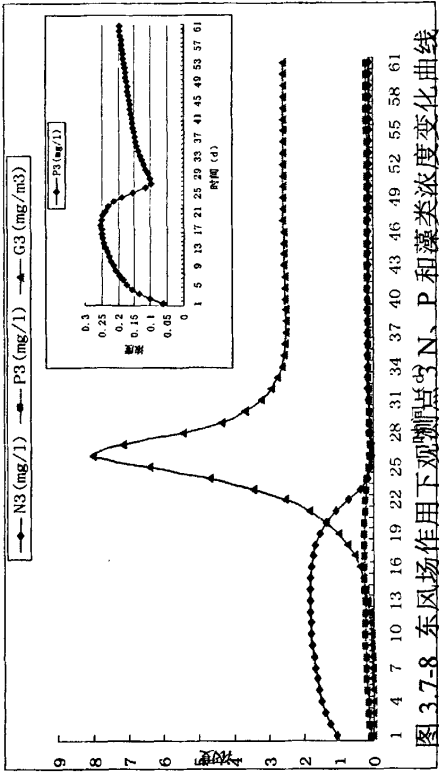
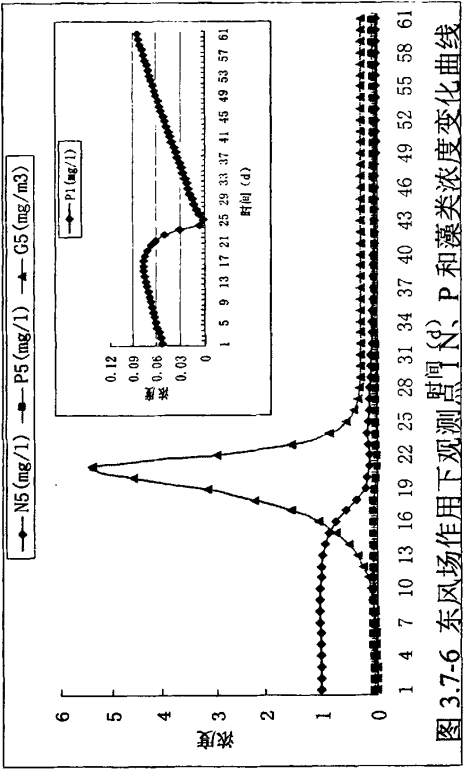
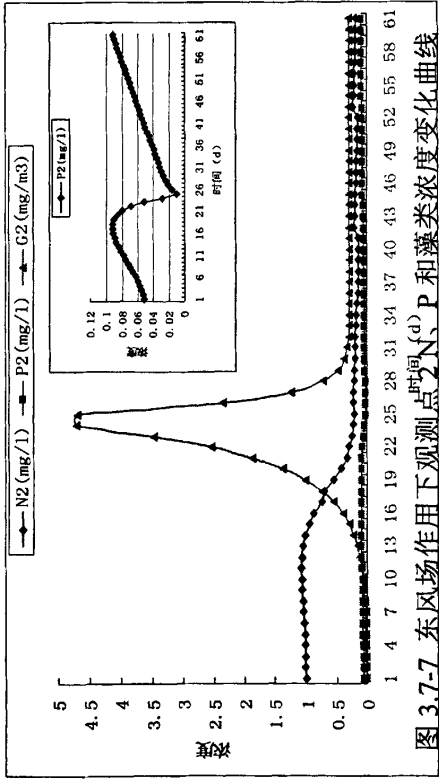
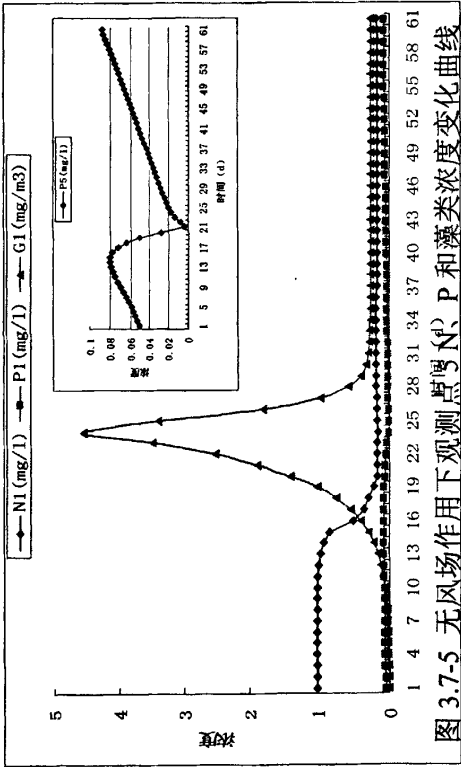
由以上各图可知, 各观测点(各观测点的具体位置见图 3.2-1)的藻类生长的最大值处正是总氮、总磷的浓度处于最低时, 此刻无风场作用下观测点 1、2、3、4、5 处藻类浓度值分别为 4.31mgC/m^3 、 6.03mgC/m^3 、 9.98mgC/m^3 、 5.49mgC/m^3 、 5.38mgC/m^3 ; 氮浓度值分别为 0.2mg/L 、 0.23mg/L 、 0.03mg/L 、 0.19mg/L 、 0.14mg/L , 而随后氮的浓度一直在这个值上下轻微波动; 此刻磷浓度值分别为 0.0005mg/L 、 0.0039mg/L 、 0.088mg/L 、 0.001mg/L 、 0.0033mg/L ; 风场作用下观测点 1、2、3、4、5 处藻类浓度值分别为 4.53mgC/m^3 、 4.71mgC/m^3 、 8.03mgC/m^3 、 6.42mgC/m^3 、 4.23mgC/m^3 ; 氮浓度值分别为 0.16mg/L 、 0.24mg/L 、 0.08mg/L 、 0.21mg/L 、 0.23mg/L , 而随后总氮的浓度一直在这个值上下轻微波动; 此刻磷浓度值分别为 0.0013mg/L 、 0.009mg/L 、 0.09mg/L 、 0.039mg/L 、 0.01mg/L 。在不考虑其他因素影响下, 藻类的生长受营养盐的影响, 且起着决定性的作用, 一旦总磷浓度下降到接近于零值时, 此时总氮浓度却还在一个较高的值上, 藻类停止生长, 由结果可知, 随后急剧死亡。由此, 本模拟验证了藻类生长的限制性因子主要为磷, 相对于金山湖而言, 没有点源污染, 同时, 对于崭新的金山湖, 内源污染对水体水质的影响较小; 外源污染中只有面源污染对金山湖水体的危害最大, 一旦污染进入水体在短期内较难恢复, 可引水解决。

根据以上分析可知, 金山湖水体在没有风场影响的情况下, 水体流动缓慢, 对流、扩散作用非常小, 一次大雨过后, 进入金山湖的面源污染很难迁移与扩散, 导致观测点 3 区域的藻类有足够的营养盐吸收即藻类大量繁殖使得其浓度相对较高; 加入东风场后, 由于风场的作用加大了水流的速度, 随着时间的推移和水流的扩散, 污染物随水体的对流扩散作用增强, 入湖污染物向湖区的扩散加快, 使得局部污染物浓度过高的现象明显减少, 湖中营养盐浓度的迁移扩散主要集中在

在金山湖东南边和南边,致使观测点 4 区的藻类有相对较多的营养盐吸收即浓度相对升高,而此时观测点 3 区的藻类浓度则相对降低。因此风场对营养盐的迁移与扩散及藻类的生长有着一定的影响。

由计算结果可知,藻类生长到一定程度后,由于磷源不足而后迅速死亡;当藻类死亡,磷浓度开始增长,氮浓度增长后呈持平状态,没有显著上升,藻类的生长保持在一定的水平上。造成这个结果的原因可能来自几个方面:一、本方案模拟时,开始时初始浓度很低,藻类生产率增加,到一定时期时,藻类生长率和死亡率保持平衡;二、本方案验证的是藻类生长的主要限制因子为磷,因此在藻类死亡后磷浓度开始显著增长,而氮浓度增长后保持在一定的水平上;三、根据秦伯强^[60]在太湖藻类生长模型研究中得出的当低于最佳温度时,随着温度升高,藻类生物量的增加、湖中磷浓度的降低,藻类死亡率增加;当高于最佳温度时,藻类死亡率与藻类生物量、湖中磷浓度有关,而与温度不再相关的结论。由此可见,温度也是一个关键因素,同时本模型藻类死亡率是常量,也是一个原因。





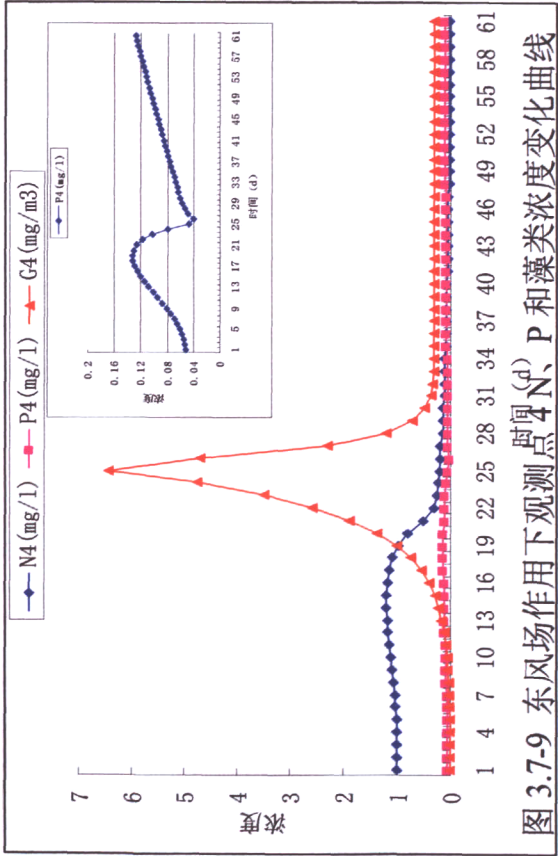


图 3.7-9 东风场作用下观测点 4 N、P 和藻类浓度变化曲线

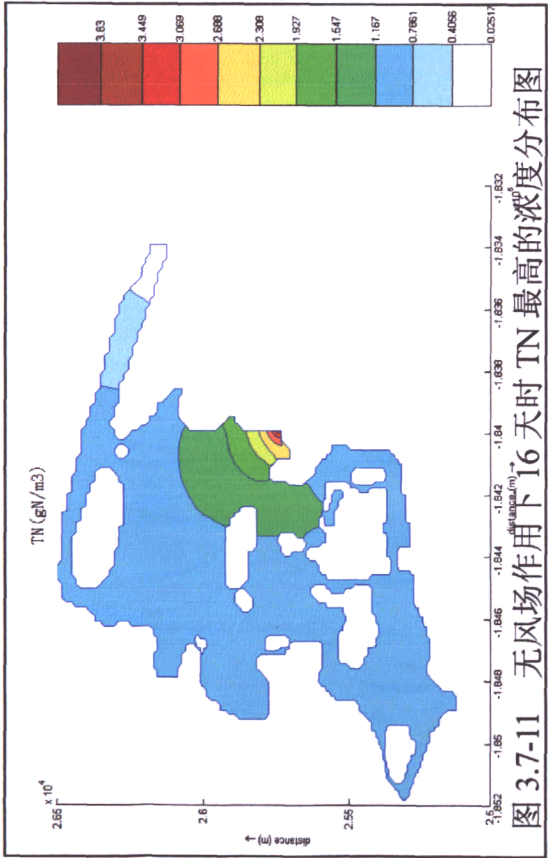


图 3.7-11 东风场作用下 16 天时 TN 最高的浓度分布图

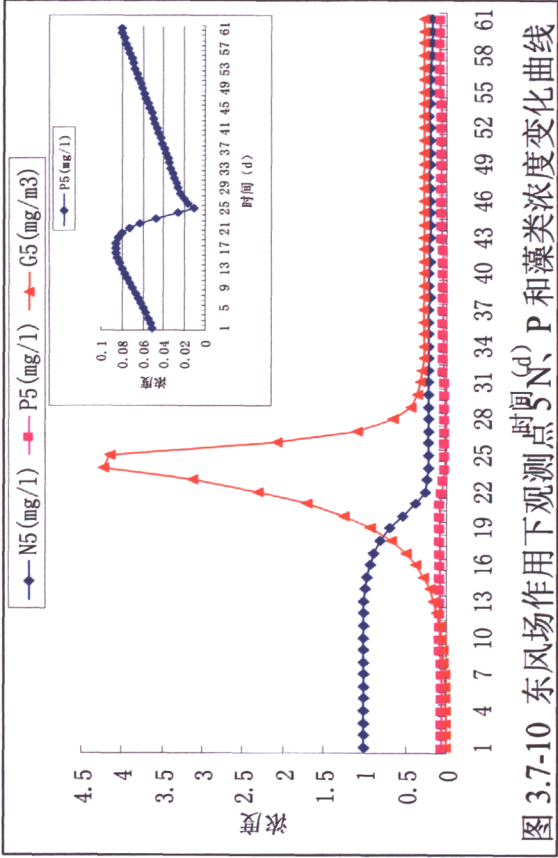


图 3.7-10 东风场作用下观测点 5 N、P 和藻类浓度变化曲线

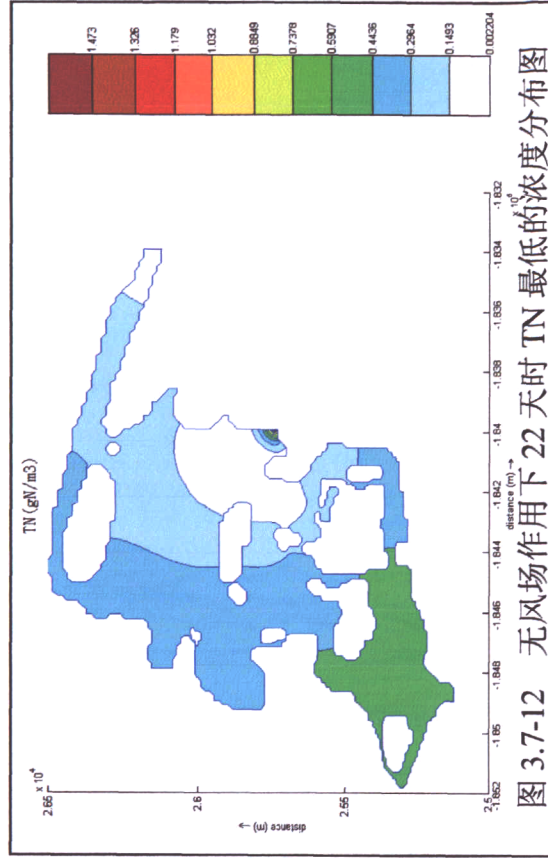


图 3.7-12 东风场作用下 22 天时 TN 最低的浓度分布图

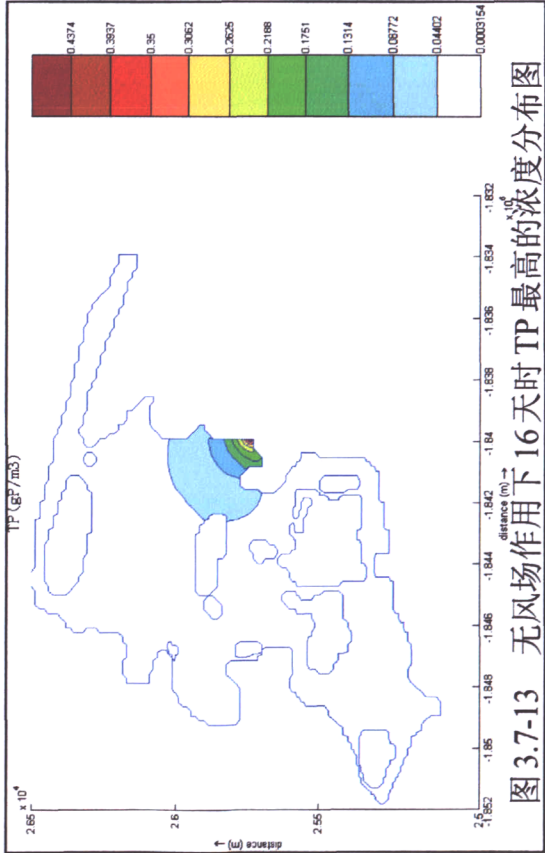


图 3.7-14 无风场作用下 22 天时 TP 最低的浓度分布图

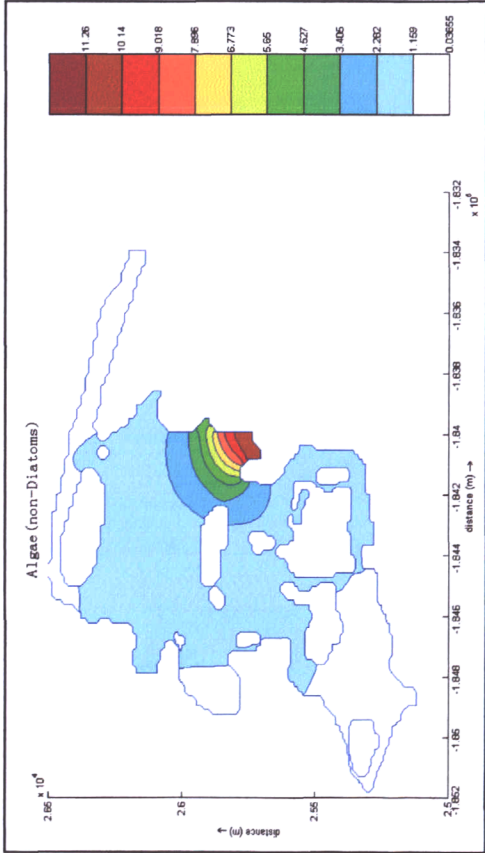
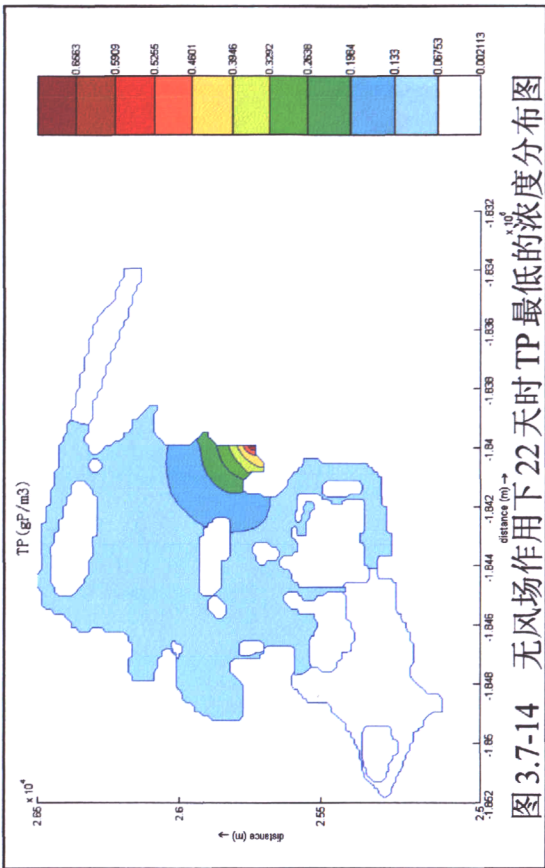


图 3.7-15 无风场作用下 22 天时藻类生长达最高时浓度(mg/m3)分布图

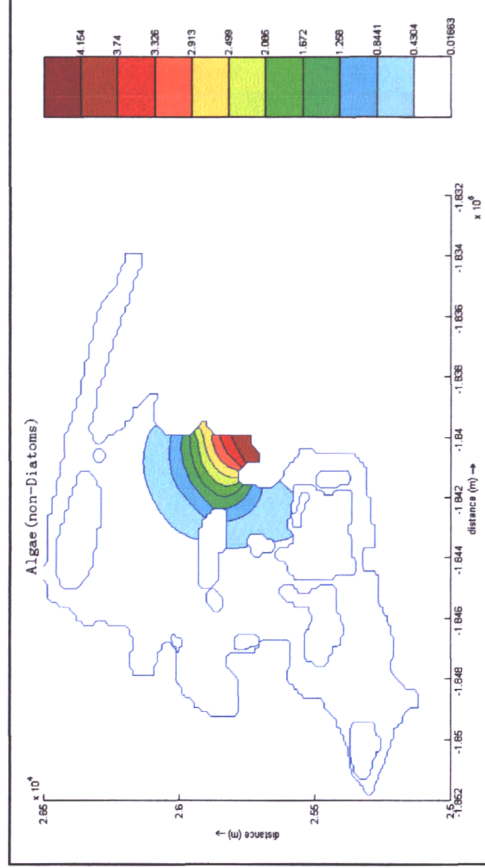


图 3.7-16 无风场作用下藻类生长稳定时的浓度(mg/m3)分布图

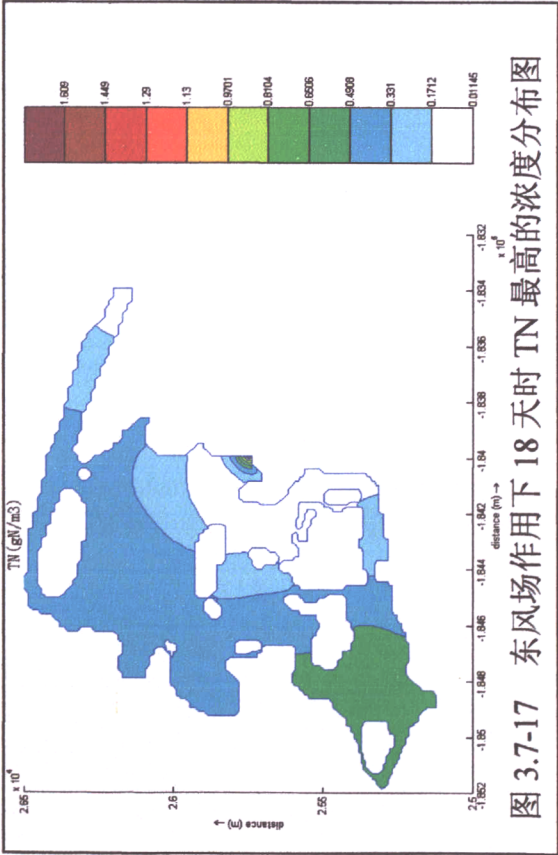


图 3.7-17 东风场作用下 18 天时 TN 最高的浓度分布图

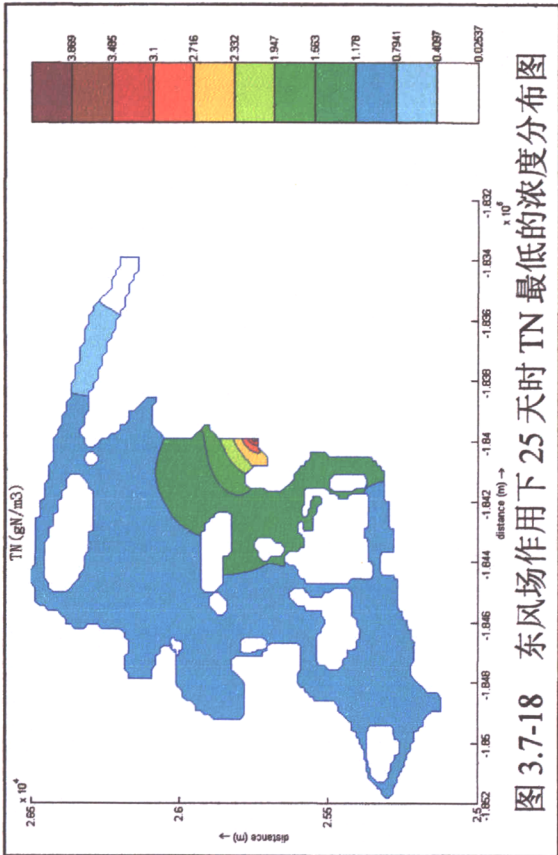


图 3.7-18 东风场作用下 25 天时 TN 最低的浓度分布图

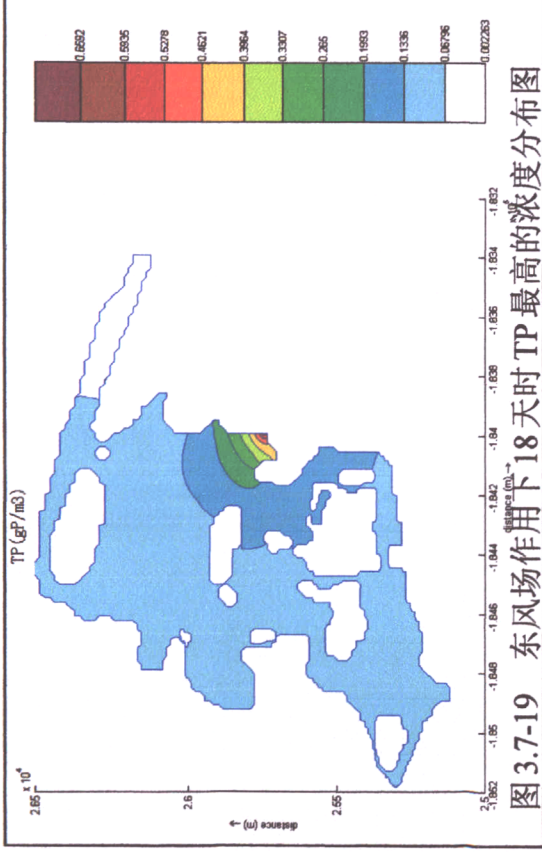


图 3.7-19 东风场作用下 18 天时 TP 最高的浓度分布图

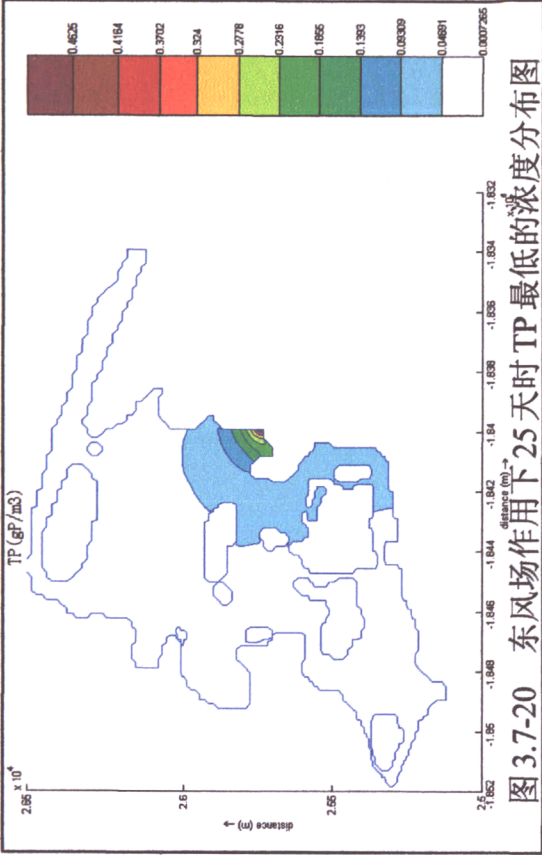


图 3.7-20 东风场作用下 25 天时 TP 最低的浓度分布图

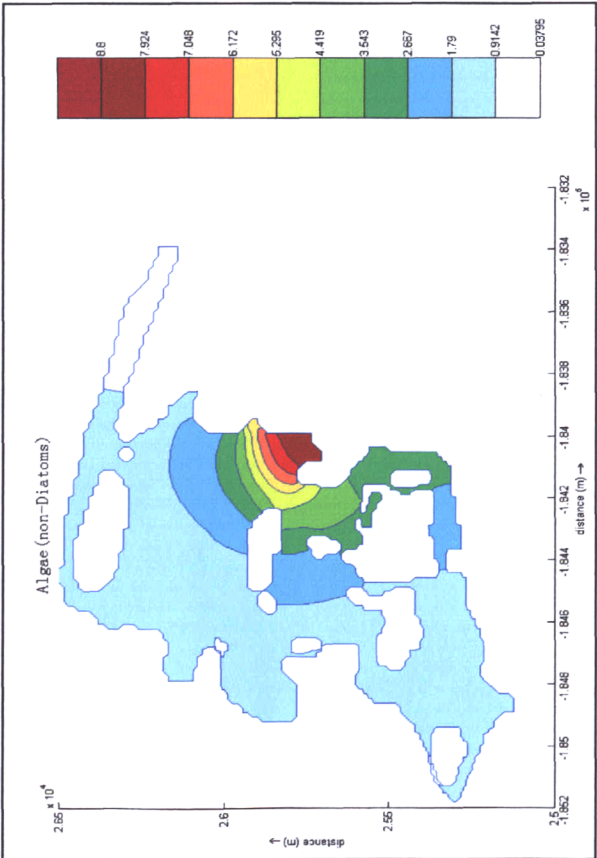


图 3.7-21 东风场作用下 25 天时藻类生长达最高时浓度(mg/m3)分布图

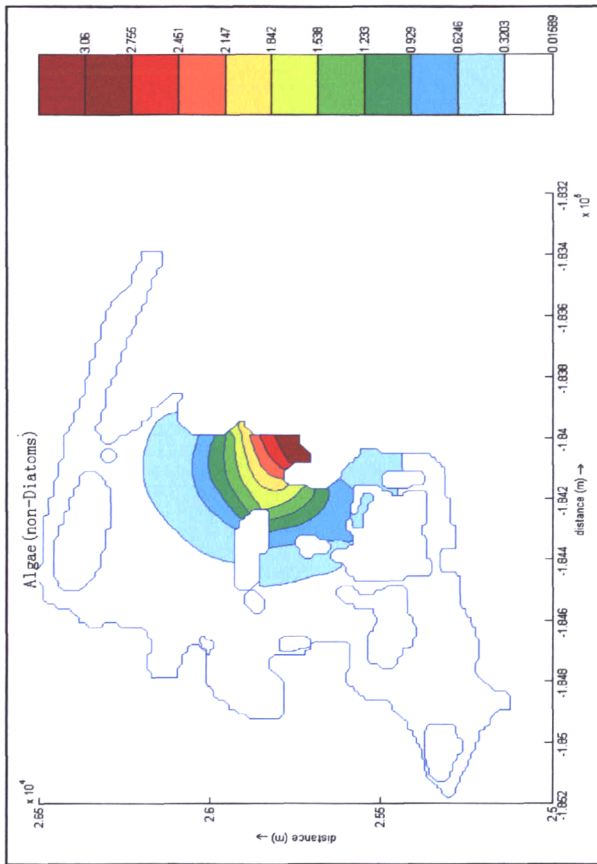


图 3.7-22 东风场作用下藻类生长稳定时的浓度(mg/m3)分布图

3.7.2 无风场和东风场作用下水温与藻类生长关系的分析

无风场和东风场作用下水体温度变化规律和藻类变化规律可见图 3.7-23, 图 3.7-24, 图 3.7-25, 图 3.7-26, 图 3.7-27, 图 3.7-28, 图 3.7-29, 图 3.7-30, 图 3.7-31, 图 3.7-32, 图 3.7-33, 图 3.7-34, 图 3.7-35, 图 3.7-36, 图 3.7-37, 图 3.7-38, 图 3.7-39, 图 3.7-40, 图 3.7-41, 图 3.7-42。

由以上图分析可知, 金山湖在没有风场影响的情况下, 水体温度的变化幅度比较大, 方案一的水体温度维持在 $4\sim 5.6^{\circ}\text{C}$ 之间, 由藻类随水温变化的浓度曲线 (图 3.7-29) 可以看出藻类生长很平缓, 基本不生长; 方案二的水体温度维持在 $25\sim 30^{\circ}\text{C}$ 之间, 水温变化较剧烈, 藻类浓度曲线在 11 天以后急剧上升; 方案三的水体温度维持在 $33\sim 37^{\circ}\text{C}$ 之间, 藻类生长比较平缓。从以上分析可以看出, 水体水温的变化呈持续上升的趋势, 导致这种情况的原因是: 在没有风场作用下, 水体流动缓慢, 对流、扩散作用非常小, 水体的热交换量与太阳能热辐射量都较小, 因此水体的温度变化幅度较大, 总体呈直线上升趋势。

金山湖在考虑东风场情况下, 方案一 (1 月) 日平均气温在 0°C 左右波动, 水体水温最大变化幅度为 0.5°C , 基本维持在 $4\sim 4.5^{\circ}\text{C}$ 之间; 由藻类随水温变化的浓度曲线 (图 3.7-30) 即得出藻类生长很平缓, 基本不生长; 在方案二 (在日平均气温在 25°C 左右波动) 下水温变化较剧烈, 根据镇江气象资料, 在夏季时平均气温在 26.5°C 左右, 藻类浓度曲线在 11 天以后急剧上升; 在方案三 (在日平均气温在 33°C 左右波动) 下水温变化平缓, 藻类浓度曲线在 14 天时就基本保持在同一个水平上, 即不再增长。

根据以上分析可知, 风场对湖中水体温度影响很大, 由于藻类在一月和八月份生长都比较平缓, 只有在五月份繁殖较快, 因此, 在夏季时, 风场和气温对藻类的生长影响很大。

由各方案的湖区水体水温变化分布图和藻类浓度分布场可以看出, 整个湖区水体温度在太阳能辐射下升高, 在晚上则下降, 形成一个周期; 特别在浅水区 (根据金山湖地形图得出水深大概在 $0.4\sim 0.7\text{m}$ 之间的区域, 本文定义这个区域为浅水区) 以及在流速较慢的地区温度升高较快, 这两个区的藻类浓度也随着升高。三个方案的水温变化和藻类分布大体在相同的位置, 因此说明藻类对温度变化的敏感性, 以及随温度的升高而加快繁殖。

通过模拟验证了藻类与温度之间的关系,即藻类的生长值是水温值的指数函数,在最佳温度时达到最大值;在浅水区域,昼夜温差变化较大,特别在日光照射下,水体温度急剧升高,藻类也随着升高;同时在流速较慢区域,因水流较慢,在二维平面上水温混合较慢,温度升高,导致藻类快速生长。根据太湖以及玄武湖藻类爆发的时间主要发生在夏季和秋季(5、6、7月)的监测数据,镇江与南京以及苏州具有相同的纬度和气候特征,都是温带地区;同时根据镇江气象资料,在夏季日平均气温为 26.5°C ,正好接近藻类的最佳生长温度,可得出金山湖水体中的藻类一般也会在夏季和秋季突发性增殖,破坏水体的生态系统,有富营养化的趋势。

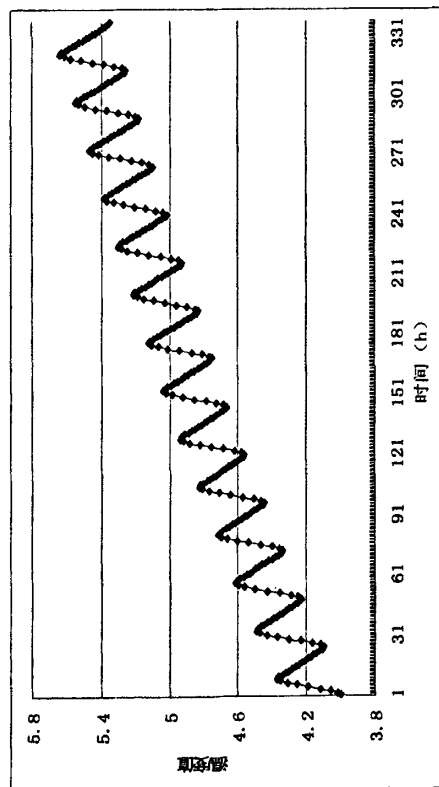


图 3.7-23 无风场作用下方案一模拟的水温变化曲线

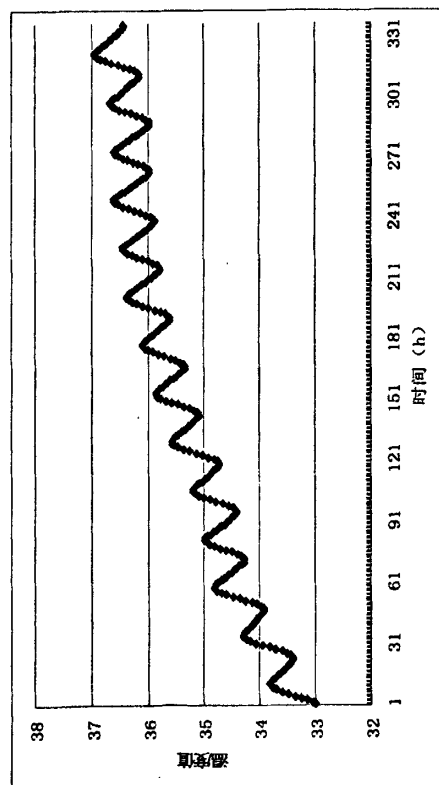


图 3.7-25 无风场作用下方案三模拟的水温变化曲线

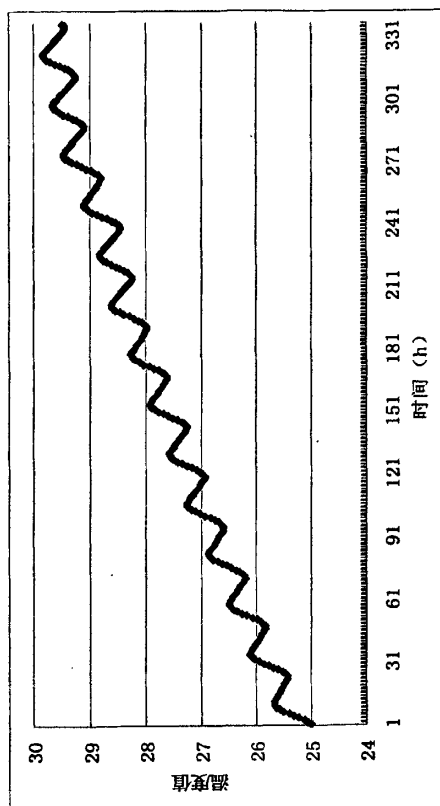


图 3.7-24 无风场作用下方案二模拟的水温变化曲线

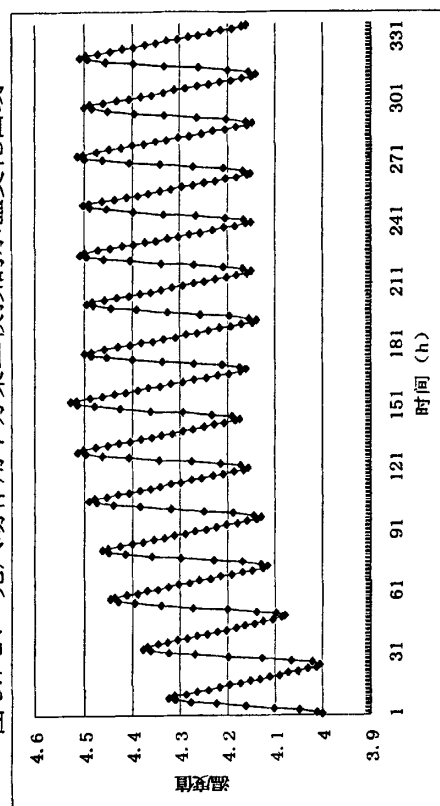


图 3.7-26 东风场作用下方案一模拟的水温变化曲线

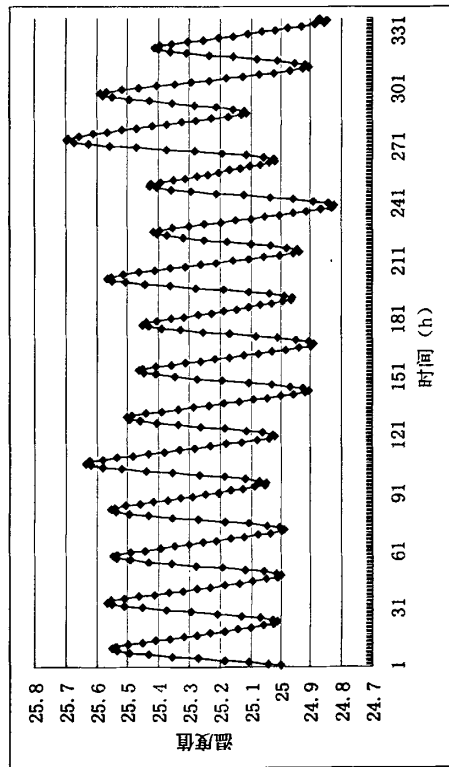


图 3.7-27 东风场作用下方案二模拟的水温变化曲线

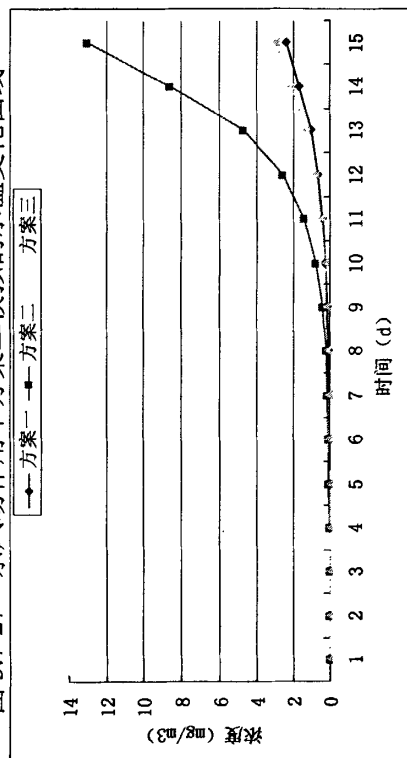


图 3.7-29 无风作用下不同水温的藻类浓度变化曲线

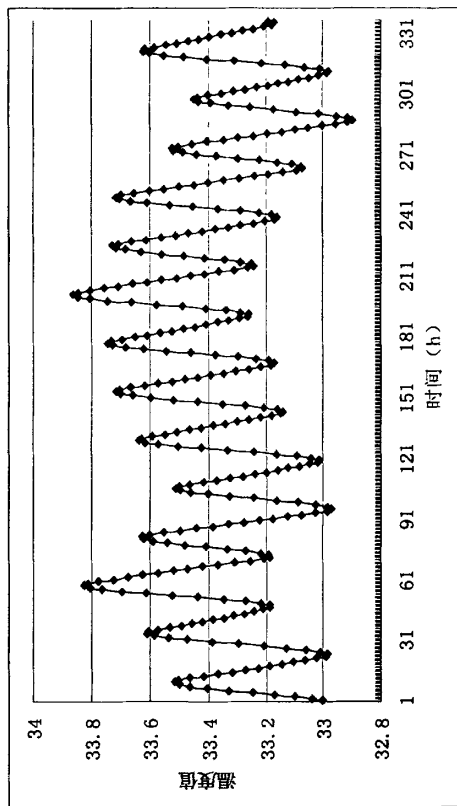


图 3.7-28 东风场作用下方案三模拟的水温变化曲线

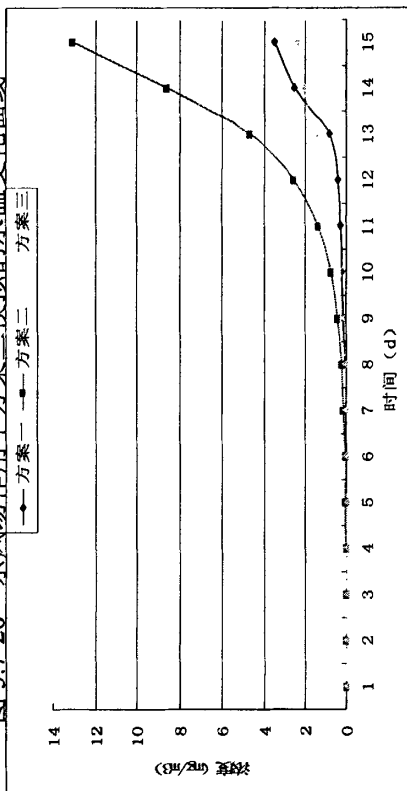


图 3.7-30 东风作用下不同水温的藻类浓度变化曲线

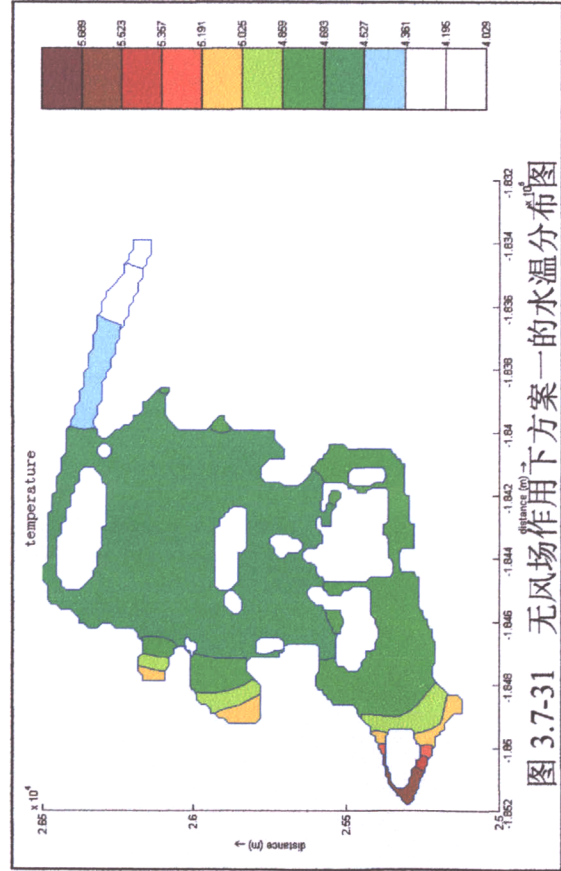


图 3.7-31 无风场作用下方案一的水温分布图

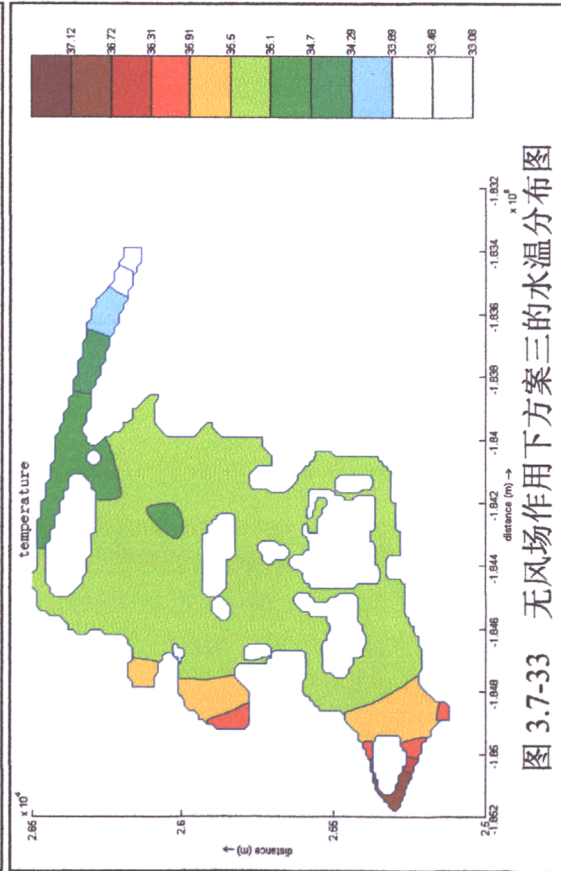


图 3.7-33 无风场作用下方案三的水温分布图

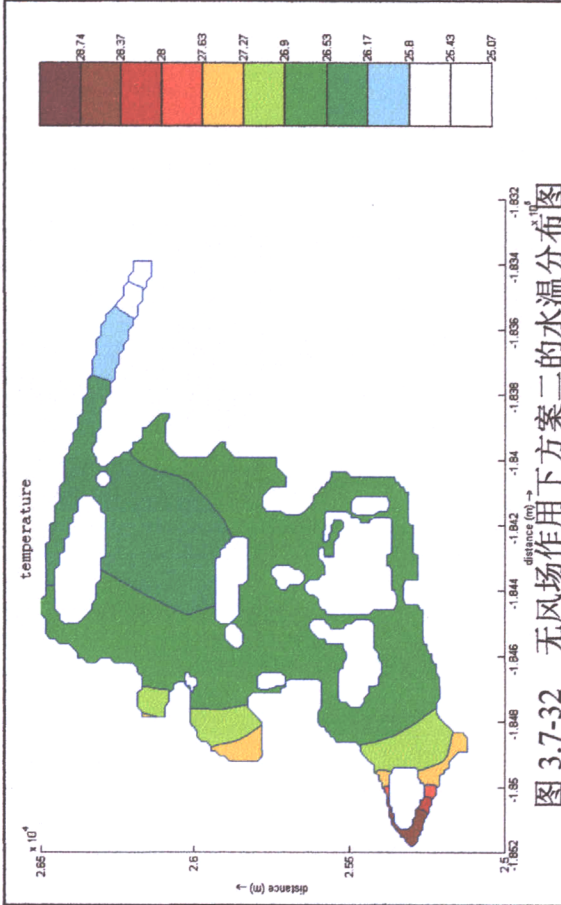


图 3.7-32 无风场作用下方案二的水温分布图

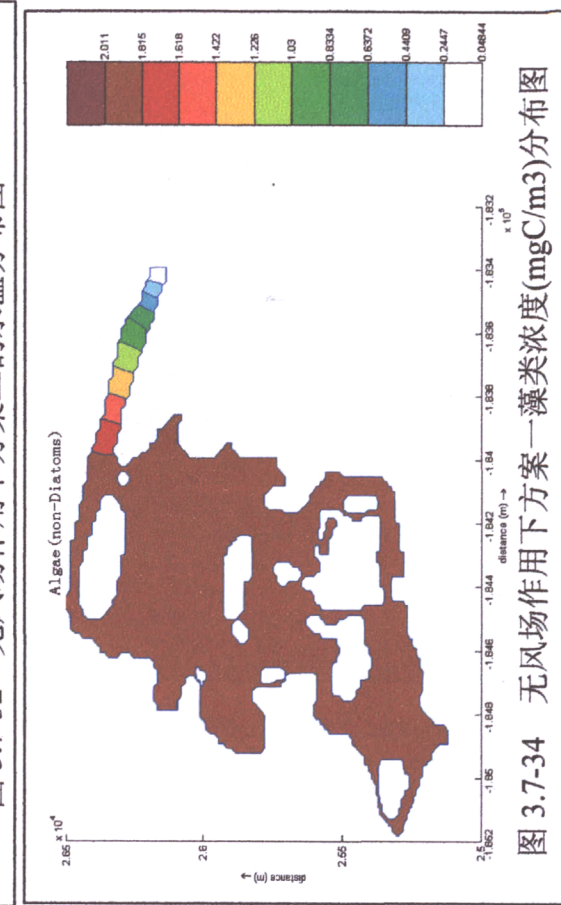


图 3.7-34 无风场作用下方案一藻类浓度(mgC/m3)分布图

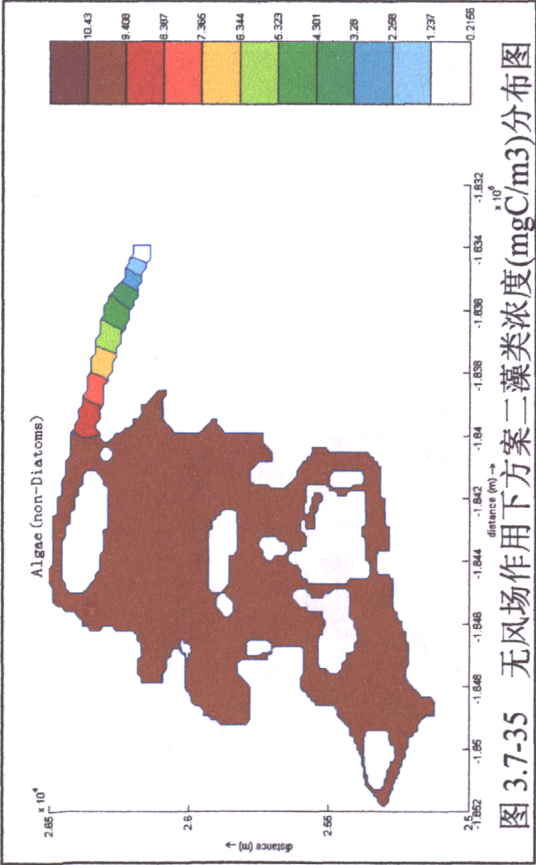


图 3.7-35 无风场作用下方案二藻类浓度(mgC/m³)分布图

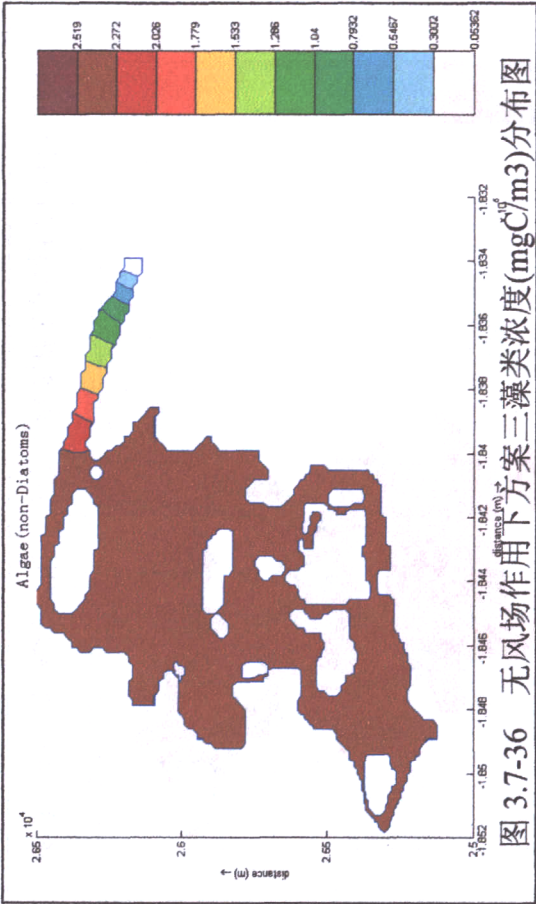


图 3.7-36 无风场作用下方案三藻类浓度(mgC/m³)分布图

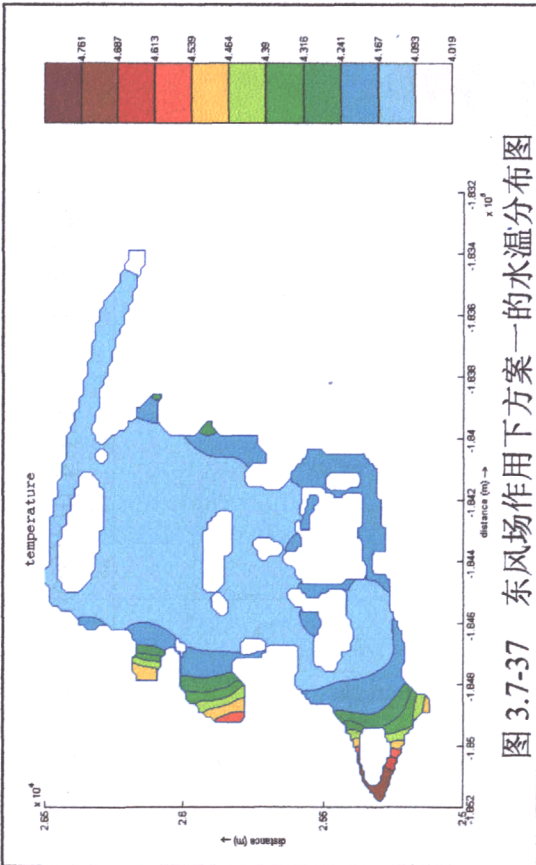


图 3.7-37 东风场作用下方案一的水温分布图

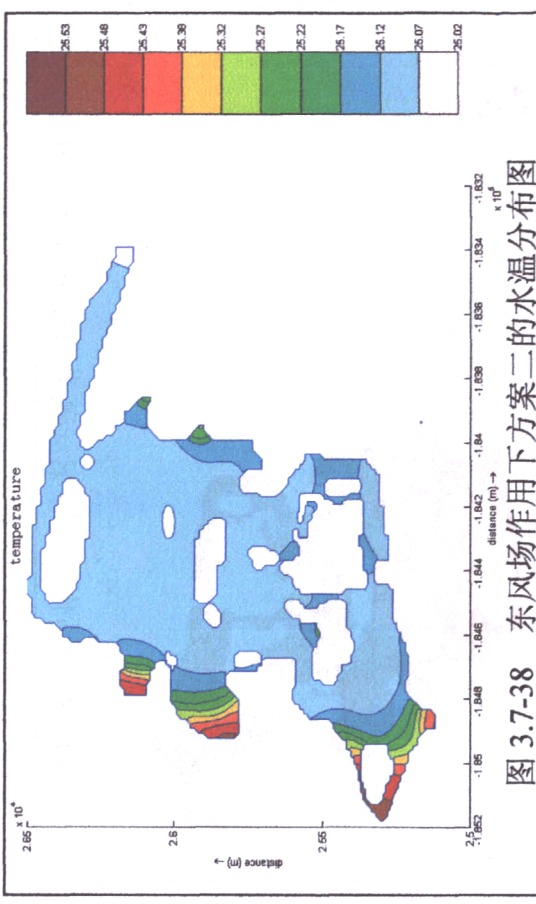


图 3.7-38 东风场作用下方案二的水温分布图

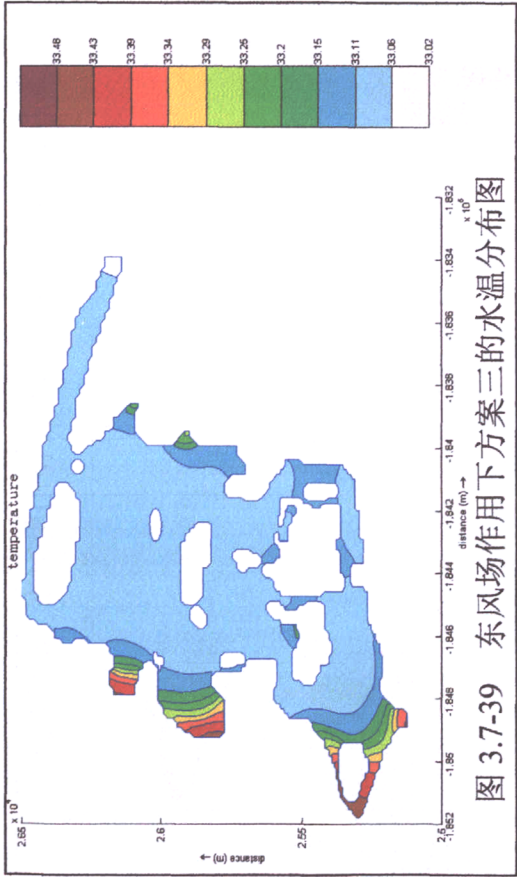


图 3.7-39 东风场作用下方案三的水温分布图

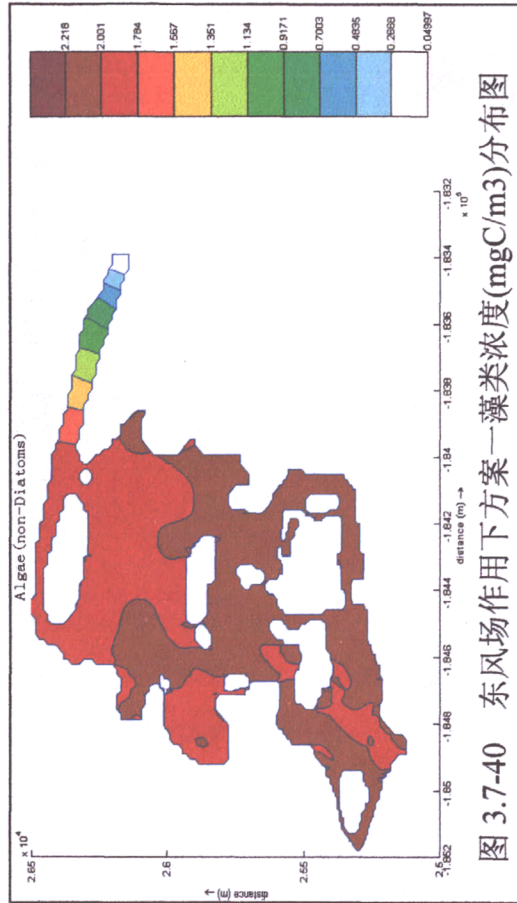


图 3.7-40 东风场作用下方案一藻类浓度(mgC/m3)分布图

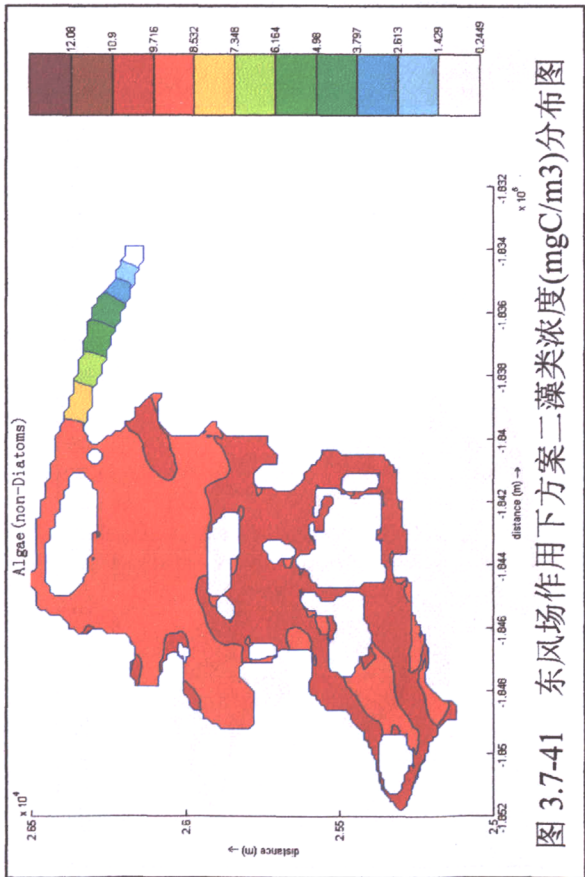


图 3.7-41 东风场作用下方案二藻类浓度(mgC/m3)分布图

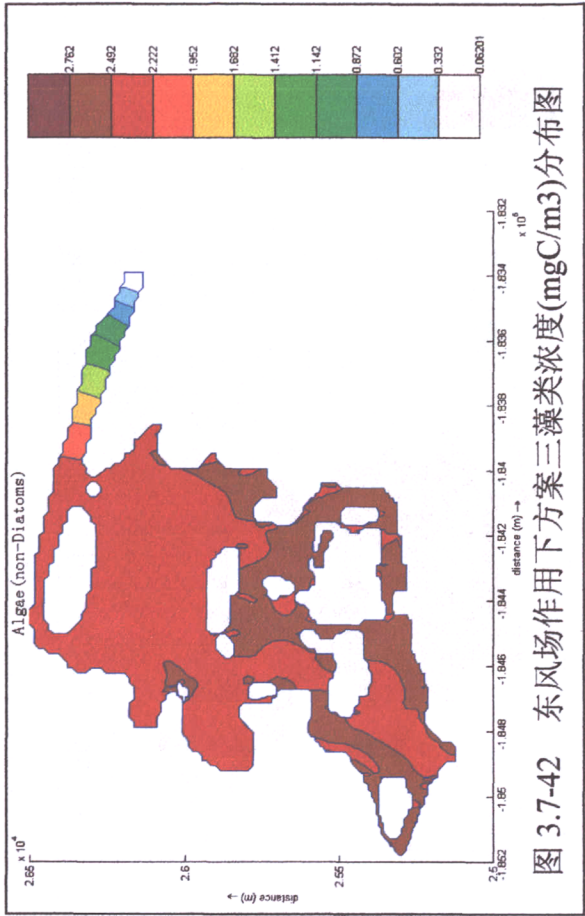


图 3.7-42 东风场作用下方案三藻类浓度(mgC/m3)分布图

3.7.3 东风场作用下水温、营养盐与藻类生长关系的分析

根据计算结果得出各观测点的总磷、总氮与藻类的浓度变化曲线分别见图 3.7-43, 图 3.7-44, 图 3.7-45。各时刻的藻类浓度场、总磷浓度场、总氮浓度场分别见图 3.7-46, 图 3.7-47, 图 3.7-48, 图 3.7-49, 图 3.7-50, 图 3.7-51, 图 3.7-52, 图 3.7-53。

此方案模拟进入金山湖的污染源是由金山湖东边处进入, 观测点 1、2、4、5 的藻类、总磷、总氮浓度变化曲线基本保持在相对稳定的浓度值上, 藻类浓度值分别为 7.41mgC/m^3 、 7.88mgC/m^3 、 12.10mgC/m^3 、 7.45mgC/m^3 ; 而观测点 3 处的藻类、总磷、总氮各浓度值变化剧烈, 藻类最大值为 19.7mgC/m^3 。面源进入口的对面处有一座小岛, 两者相距只有 250m 左右, 正好形成第二映像污染源, 污染物无法快速的迁移和扩散, 导致了观测点 3 处总磷、总氮的剧烈波动, 致使藻类浓度值在此区域很高。根据污染物浓度场图, 选取藻类浓度值最大的时刻第九天和浓度相对稳定的时刻第十三天的浓度场图; 选取总氮、总磷浓度最大的时刻第六天、最小的时刻第九天以及第十五天的浓度场图。

在同时考虑水温和外源进入时, 水温对水质的变化基本不起多大影响, 面源污染成为水体水质变化的主要影响因素, 观测点 3 验证了藻类生长由总磷、总氮等营养盐浓度水平所决定。面源污染进入金山湖 9 天后, 藻类的浓度达到最高值, 即在夏季时期一旦污染物进入金山湖之后, 在 9 到 10 天藻类就大量生长, 吸收了大量的营养盐。

由计算结果得出, 只有在区域 3 (具体位置见图 3.2-1) 总磷、总氮增长较快, 而其他区域变化平缓。一次大雨过后即面源污染进入湖泊, 对区域 3 的影响最大。在第九天整个湖区营养物质浓度都在下降, 但很平缓。

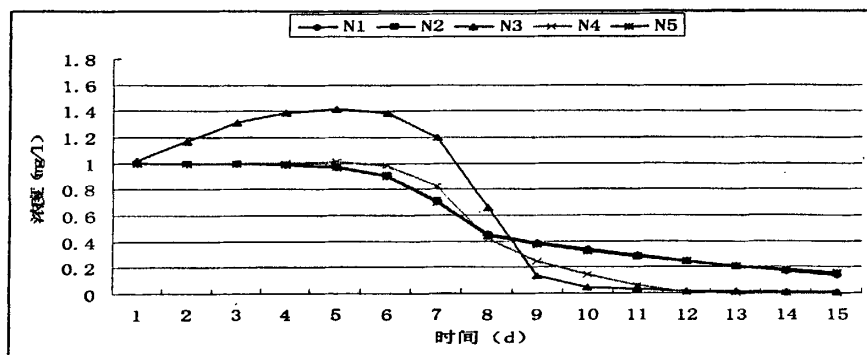


图 3.7-43 总氮在各观测点处的浓度变化曲线

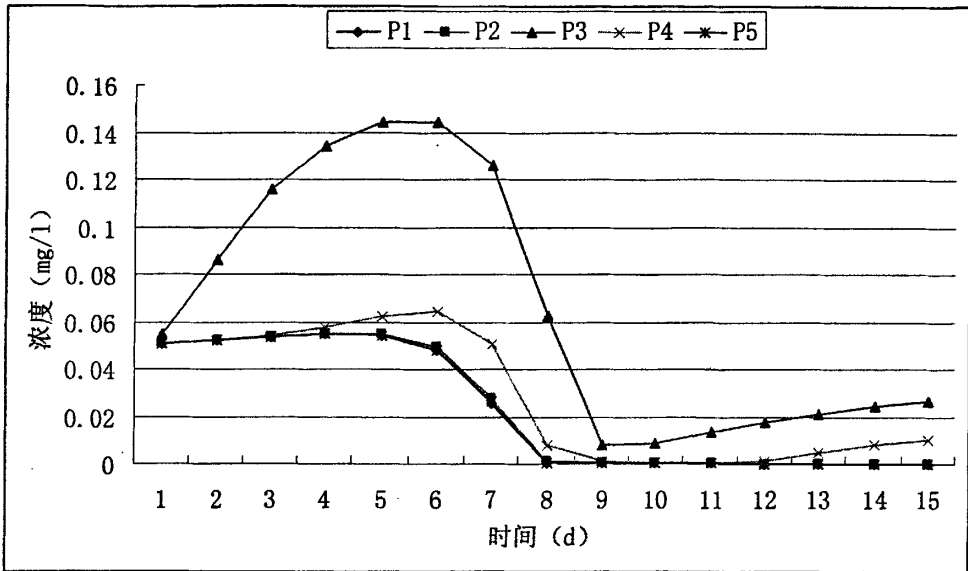


图 3.7-44 总磷在各观测点处的浓度变化曲线

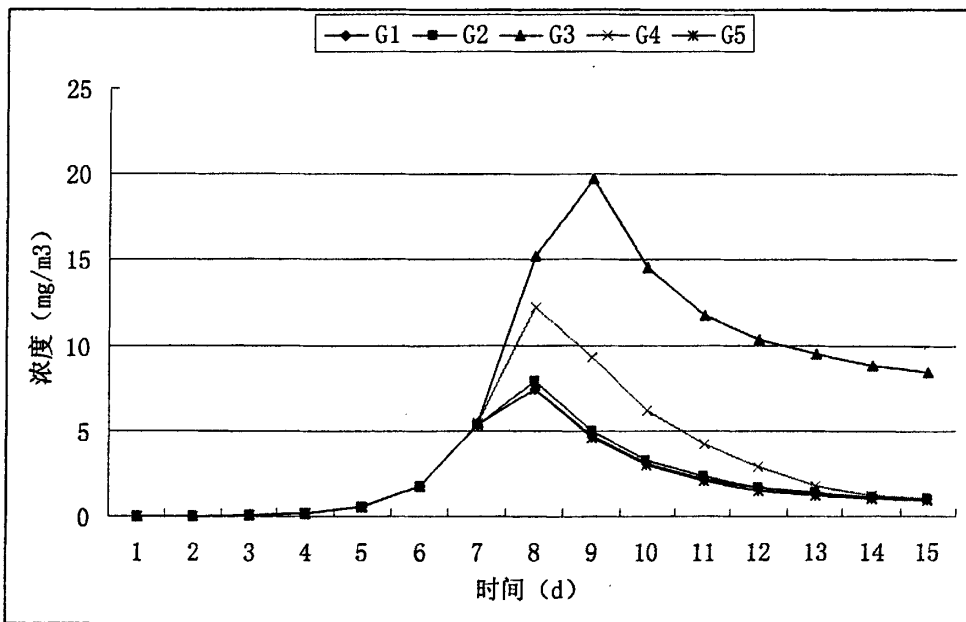
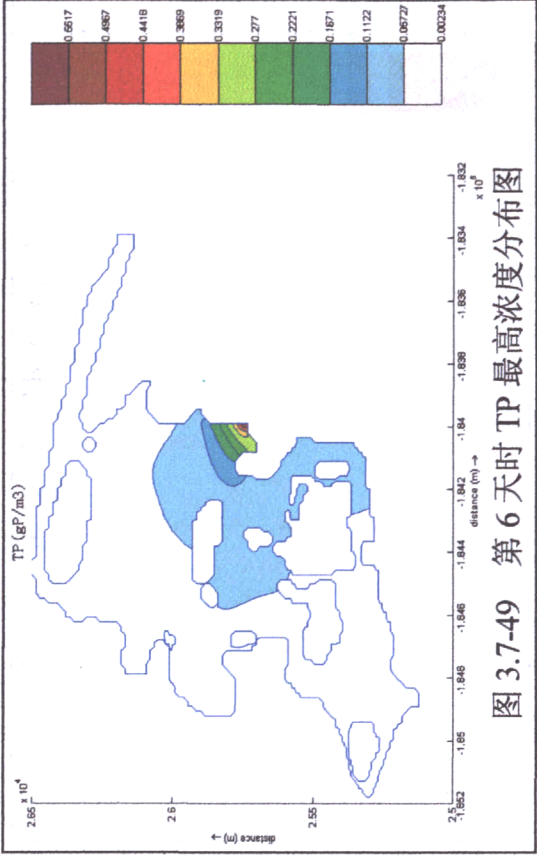
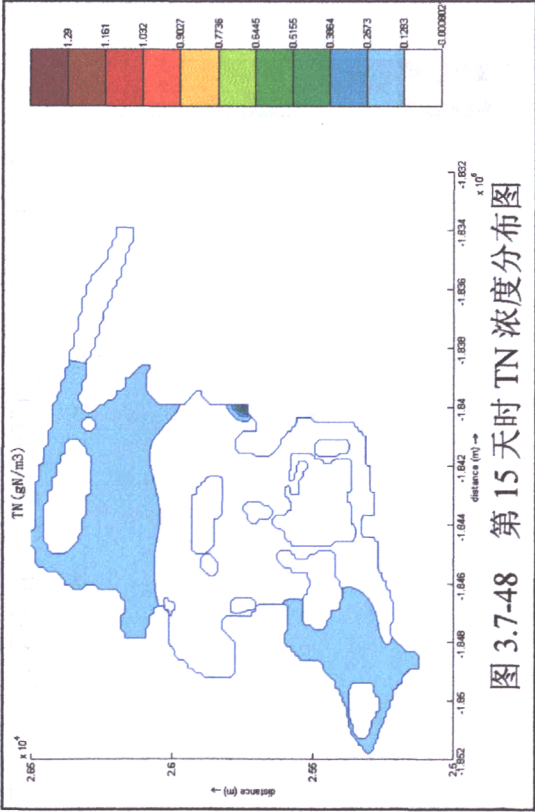
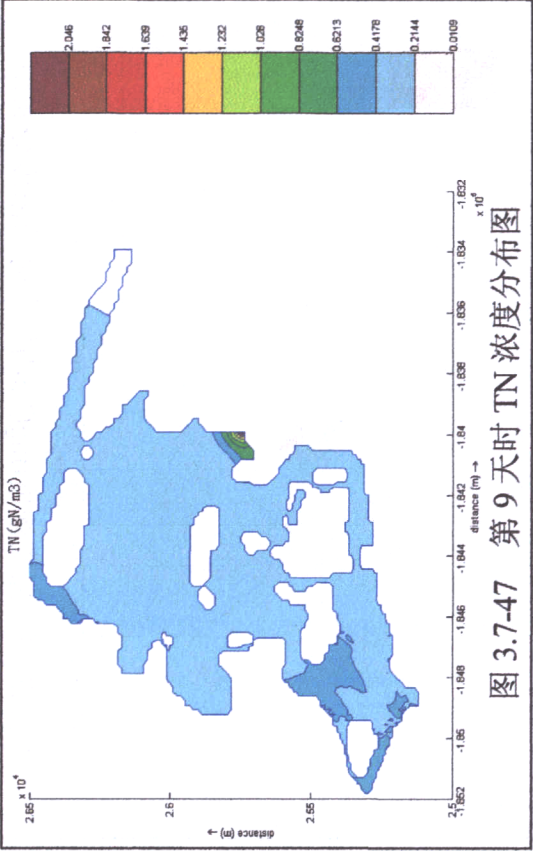
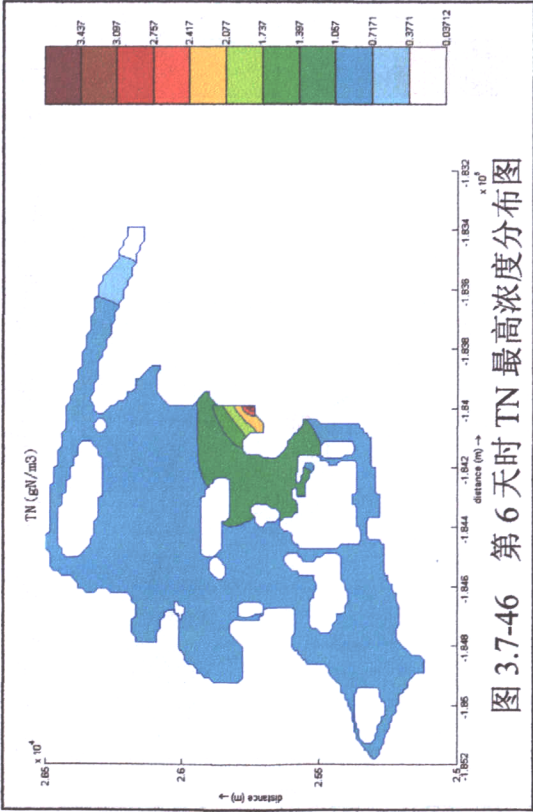


图 3.7-45 藻类在各观测点处的浓度变化曲线



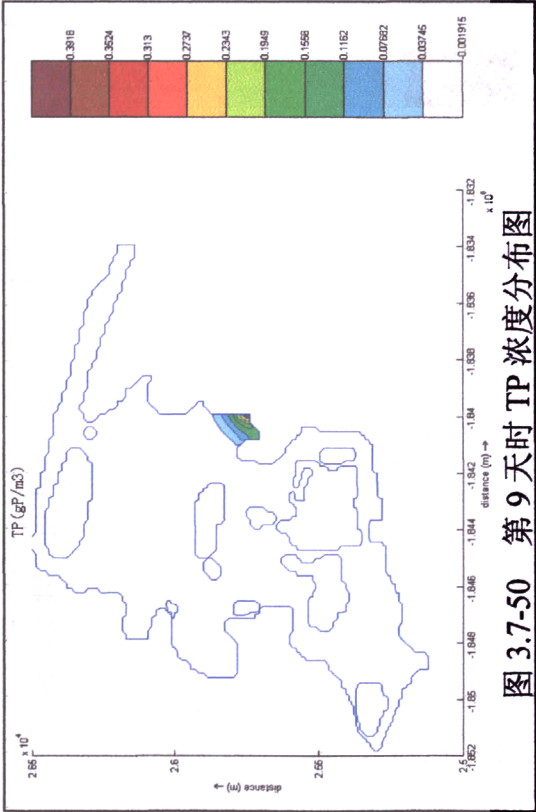


图 3.7-50 第 9 天时 TP 浓度分布图

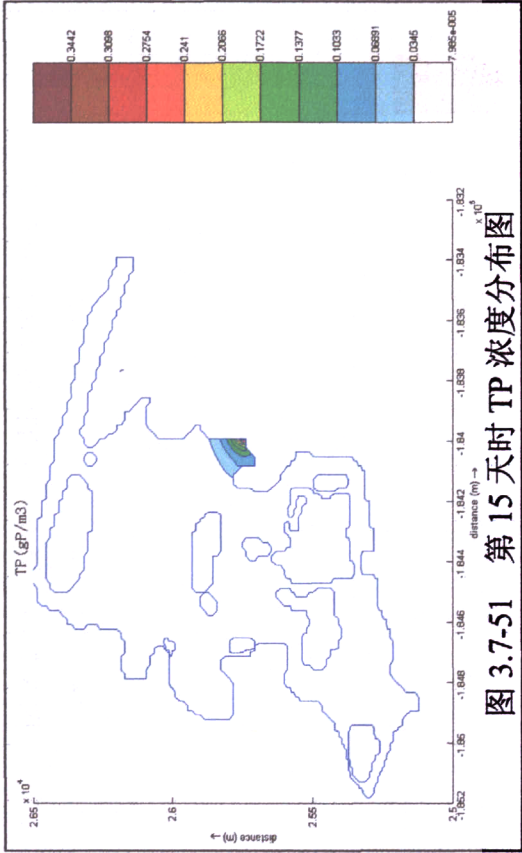


图 3.7-51 第 15 天时 TP 浓度分布图

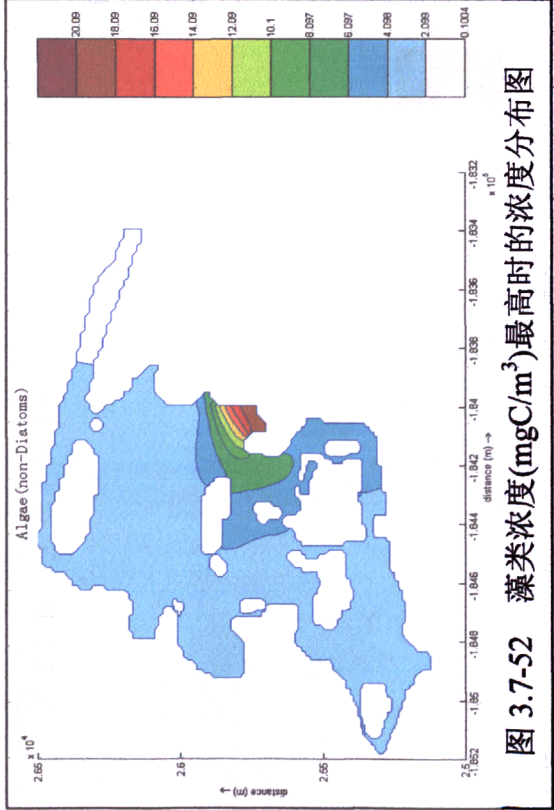


图 3.7-52 藻类浓度(mgC/m³)最高时的浓度分布图

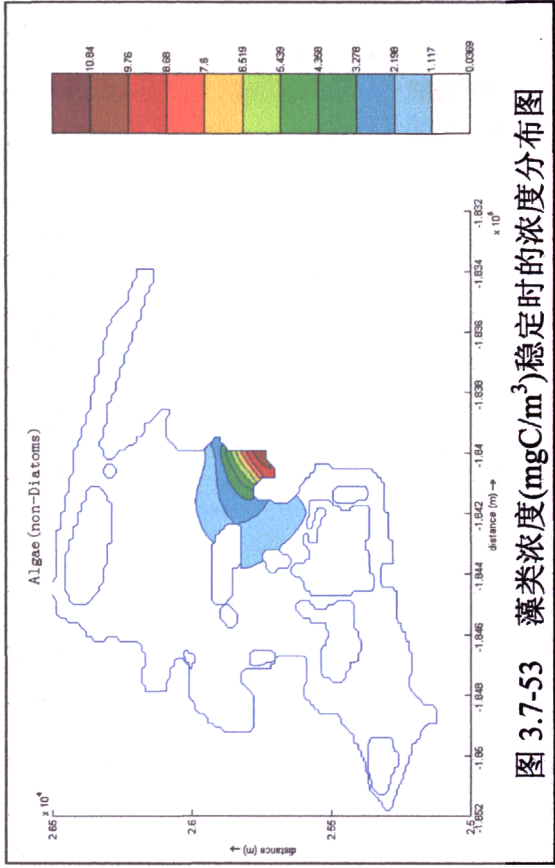


图 3.7-53 藻类浓度(mgC/m³)稳定时的浓度分布图

3.8 引水对金山湖水质的改变

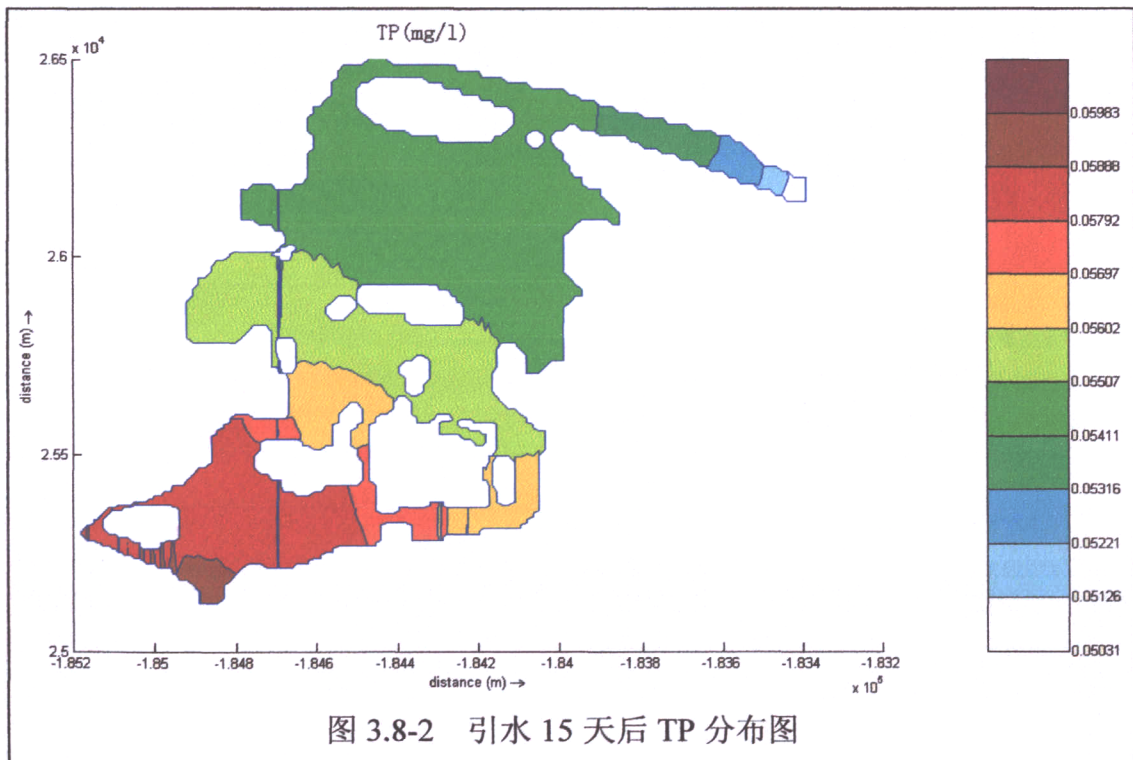
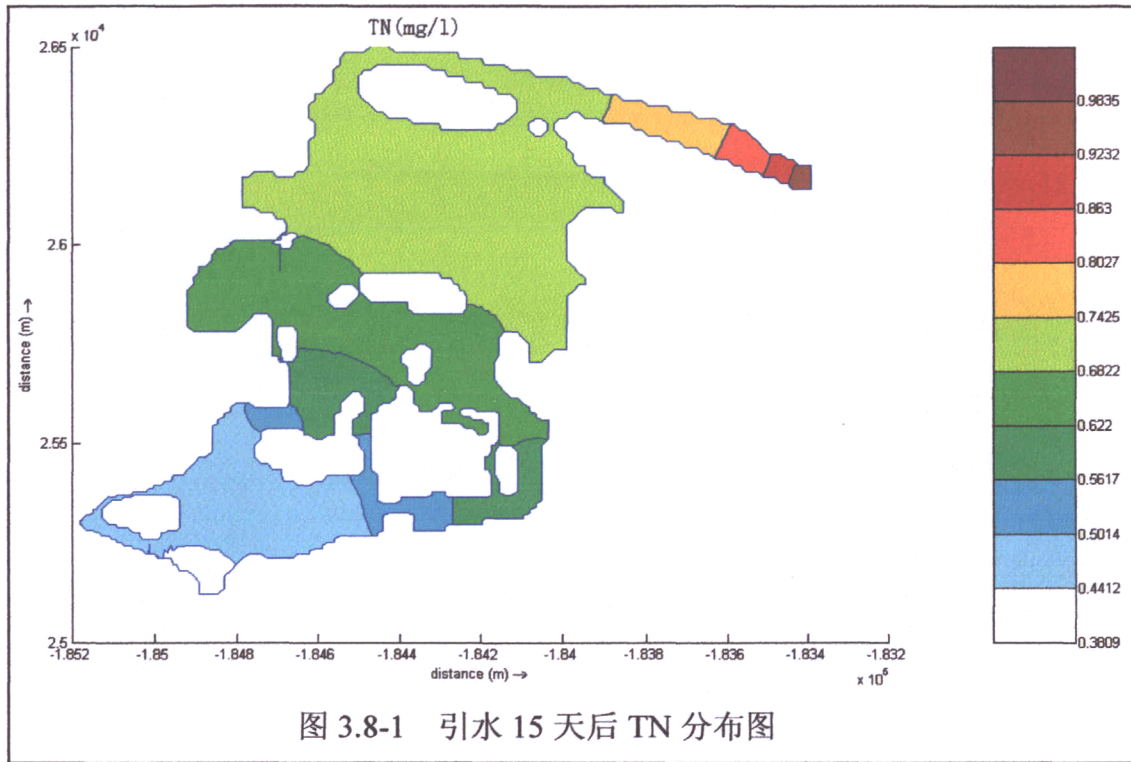
由面源污染模拟得出,大雨过后需要引水,另外,为保证金山湖正常的水位,也需要引水。因此,模拟计算引水对金山湖湖水水质的影响。计算过程中,引水来自于长江,长江水质采用枯水期实测值,因长江水含大量泥沙,需进行预处理,在泥沙沉淀过程中,污染物也得到一定的去除,根据经验, TN、TP 的去除率分别为: 25%、48.2%, 由此得引水污染物浓度; 金山湖水水质取为湖泊 III 类水, 根据地表水环境质量标准(GB3838-2002)取得。各种水 TN、TP 的浓度见表 3.8-1。

表 3.8-1 污染物浓度 (mg/l)

	TN	TP
长江水质	0.49	0.12
引水水质	0.36	0.06
金山湖水水质标准	1	0.05

3.8.1 引水15天后污染物分布情况

引水可以加快金山湖水体的流动速度,缩短金山湖水体的置换周期,改善湖泊的水动力条件。引水 15 天后金山湖 TN、TP 的分布分别见图 3.8-1 和 3.8-2。从图中可以看出,引水结束后, TN 的分布是进水口附近的 1 区最低,随着向湖中心延伸, TN 浓度逐渐变大,出水口附近浓度最高; TP 因引水浓度高于金山湖初始浓度,浓度场分布恰恰与 TN 的浓度场分布相反。整个湖区 TN 的浓度均低于标准值, TP 的浓度均高于标准值,平均浓度超标 12%。



3.8.2 引水过程中污染物的日变化量

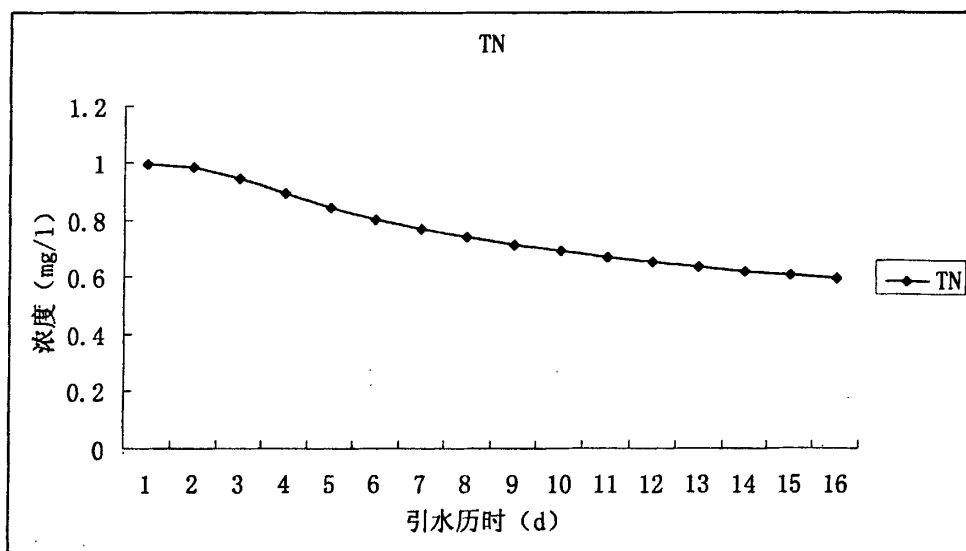


图 3.8-3 引水过程中 TN 变化情况

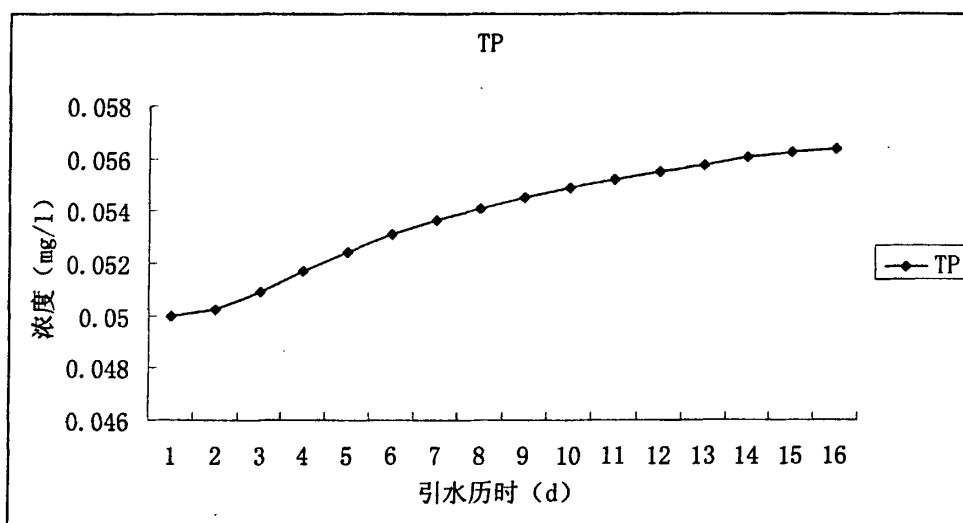


图 3.8-4 引水过程中 TP 变化情况

引水过程中 TN、TP 平均浓度的日变化情况见图 3.8-3, 3.8-4。从图中可以看出, TN 呈降低趋势, 而 TP 呈上升趋势。

3.8.3 结果分析

从模拟结果可以看出, 引水可以有效降低 TN 的浓度, 但增加了 TP 的浓度。

引水 15 天后, TN 降低了 41%, 而 TP 增加了 12%, 因此每次引水时间不宜过长, 使 TP 的浓度控制在湖体内水生生物可以降解的程度, 避免富营养化现象发生。

3.9 小结

水动力学过程决定着水体内部各种物质和能量的输移转化过程, 在很大程度上决定着水质的宏观变化过程, 是研究和掌握湖泊水质变化规律的关键之一。

金山湖水流模拟是为了保证金山湖水体水质达到或优于湖泊景观功能标准。污染物进入湖泊后, 其分布变化与水流流动特征密切相关。在风的扰动下, 金山湖湖流常年形成以风生流为主的水流特征, 自南向北流速减小, 不利于各不同湖区之间水体交换。

污染物在水中随水体的流动而迁移, 同时发生浓度梯度之间的扩散, 以及伴随一系列的物理、化学和生物化学作用而得到稀释, 降解。水体流动速度越大, 范围越广, 污染物将会分布的越均匀, 也可以较快的稀释和扩散。而金山湖流速较小, 范围较小, 从整体上相当于静止的水体, 一旦有污染物进入, 将难以扩散, 不利于水体的交换。

在对金山湖水流模拟的基础上, 从三个方面来模拟水质在不同条件下, 金山湖水体水质变化情况: (1) 在无风场和东风场作用下不同水温条件下(假定其他影响因素都处在最佳时), 水体温度对藻类生长的影响; (2) 在无风场和东风场作用下外源进入金山湖时(面源污染进入时)营养盐跟藻类生长的关系; (3) 在同时考虑水温和外源进入时, 水温、营养盐和藻类三者之间的关系, 预测金山湖水体变化趋势。

由面源污染模拟得出, 大雨过后需要引水, 另外, 为保证金山湖正常的水位, 也需要引水。引水可以加快金山湖水体的流动速度, 缩短金山湖水体的置换周期, 改善湖泊的水动力条件。引水 15 天后, 降低了 TN 的浓度, 但增加了 TP 的浓度, 因此每次引水时间不宜过长, 使 TP 的浓度控制在湖体内水生生物可以降解的程度, 避免富营养化现象发生。

通过对金山湖的水质进行数学模拟, 可以得出以下结论:

(1) 流速与藻类的关系

在风场的作用下, 藻类不断的迁移扩散。从流场图和藻类浓度场可以看到: 在流场图中呈现环形流场的区域, 受风场影响小, 由于水体流速比较缓慢, 不利

于营养盐的扩散,有利于藻类的生长,且不易迁移和降解,在这些区域藻类浓度较高。

(2) 水温与藻类的关系

从水温和藻类浓度场的对比分析得出,藻类在水温 25℃时(处于最佳温度时)大量繁殖,生长迅速;藻类在水温分别为 0℃、33℃时,藻类基本不生长,验证了这两个水温值是藻类生长耐受的最低温度和最高温度。

(3) TP、TN 浓度场与藻类的关系

从 TP、TN 浓度场与藻类浓度场的对比分析可以看到,湖泊水体水质恶化的主要因素为总磷、总氮,国内外学者都认为总磷是藻类最大的限制性因子,也验证了此观点。模拟外源进入时,营养盐水平高低决定着藻类的生长,其中总磷起决定性作用,因此必须控制外源进入金山湖。

在夏季,湖水水温最适合藻类生长同时又处在夏季汛期为了排洪需要,外源污染大量进入金山湖。在同时考虑水温和外源进入时,模拟了水温、藻类、营养盐之间的关系,模拟结果表明营养盐浓度水平成为藻类生长的最主要限制性因子,在面源污染入口处附近总磷、总氮浓度较高,藻类浓度也较高;同时在东风作用下,水流的扰动对总磷、总氮和藻类之间的关系有很大影响,污染物的迁移和扩散加快。

第四章 金山湖环境保护措施

富营养化的防治过程,实质上就是通过调节诱发富营养化发生的主要控制性条件,遏止富营养化发生。由于温度要素是大气候形成的自然结果,目前尚无通过人工措施调节局部水域气候的条件,也就是说,只能通过对营养盐水平和水流流态的调节来控制富营养化的发生。

4.1 污染源控制措施

金山湖的水体来自于镇江市自来水厂经沉淀后的长江水体,长江水体基本达到三类水质标准,因而进入金山湖的水体中悬浮物量比较小,水质较好。因此水体中氮、磷等营养物质主要包括从外部进入水体的氮、磷,外源氮、磷主要通过面源污染和点源污染两种方式进入水体,点源污染主要来自生活污水和工业废水的直接排放或经处理后排放。

4.1.1 面污染源控制措施

面源控制措施主要是增加金山湖周围的绿化率,以对流入金山湖的污染物起一定的堵截作用;也可以在金山湖周围铺设雨水管道,把雨水收集起来,排入金山湖下游水体;还可在面源污染比较严重的金山湖东南侧中部建一个集水池,收集雨水,进行一定的预处理后再排入金山湖。面源污染与周围的环境有很大关系,治理面源,最根本的是增大当地的绿化率,改善金山湖周围环境。

换水、调水也是一种改善水环境的快速有效途径。太湖的梅梁湖泵站经过6-8天时间的引水,五里湖水质可达到稳定,各项水质指标明显的改善,COD,TN,TP分别下降了38.5%,27.7%,49.4%^[95]。

4.1.2 降水污染控制措施

降水污染与大气污染密切相关,控制降水污染就需要控制大气污染。除控制大气污染源外,还需增加金山湖周围绿化率。

4.1.3 旅游污染控制措施

为减小旅游污染,应采取以下措施:控制游人、游船数量,提高游船的档次和防污能力;制订规章制度,规范游人行为,禁止游人将旅游垃圾倾倒入湖;加强景区卫生管理,合理配置环卫设施,配备专职保洁人员;及时清理湖面垃圾;大力加强环境监测。

4.2 生态系统建设

从污染平衡分析可以看出,为使金山湖湖水达标,除了控制各种污染源之外,部分污染物将通过收割湖中水生植物从湖中去除,这就需要进行金山湖水生生态系统建设。通过金山湖生态系统建设,可以提高水体自净能力,有效吸收水体中TN、TP,防止湖泊富营养化现象发生。同时,要通过优质树种及水生植物合理配置,营造金山湖优美的人工景观,达到较高的环境视觉质量标准。金山湖水生生态系统建设主要包括湖滨带生态系统建设(水生、陆生生态系统交错带)和湖中水体生态系统建设。水生植物主要布置在水流流速较小的地方,尽量不影响水体的正常流动。

4.2.1 湖滨带生态系统建设

湖滨带属浅水植物湿地,具有对水陆生态系统间的物流、能流、信息流和生物流发挥过滤器和屏障作用的缓冲带功能;保持生物多样性并提供野生动植物栖息地以及其它特殊地的保护功能;稳定湖岸、控制土壤侵蚀的护岸功能;可提供丰富的资源、多用途的娱乐场所和舒适的环境。

本文主要采用湖滨带湿地工程技术。在金山湖入湖水域构筑潮间淤泥滩地—人工湿地,实施生态工程建设,能有效地控制污染物输入量,减少面污染源,而且通过收割水生植物,可以直接从水体中去除氮、磷,维护湖泊水体质量。

湖滨湿地植物群落的配置和种类选择必须尊重湖泊的生态规律,在保证生态安全的前提下,主要采用土著种类和广布性种类,不致于因为外来种的引入产生生态隐患,同时也要考虑植物的去污能力、景观功能及经济价值。有关资料 and 实际工程介绍表明,目前人工湿地系统以种植芦苇为主,芦苇为禾本科挺水植物,具有广泛的适应性和很强的抗逆性,是一种优良的净水植物;狭叶香蒲不仅本身具有很高的观赏价值,而且种有该类水生植物的湿地水域也能为鱼群和水禽创造适宜的生存环境。在经济价值方面,芦苇、香蒲可以为人们提供造纸、纤维板材、草席等轻工业原材料。

在水深小于 0.8m 且不妨碍主流流动的水域,种植芦苇和狭叶香蒲。主要种植地方及种植面积如下:1 区南部陆地边缘种植狭叶香蒲,种植面积共 3000m²,紧贴陆地边缘呈带状;湖区北部长条形小岛南侧水体种植芦苇,种植面积为 7000m²。综上所述,挺水植物种植面积共 1×10⁴m²,根据文献^{[96][97][98]},挺水植

物生物量为 $1000\text{gDW}/\text{m}^2$, 金山湖挺水植物生物量共有 $9.5 \times 10^6\text{gDW}$ 。挺水植物含氮量约为 0.91%, 含磷量约为 0.1%, 每年收割挺水植物 70%, 每年可从湖中输出氮 60.8Kg、磷 6.65Kg。此外, 还可以在该水体内存养虾、螺等具有较强去污能力的浮游动物。

目前, 我国湖泊流域中氮、磷营养负荷主要来自于非点源污染, 滇池非点源污染的总磷和总氮已分别占总入湖负荷量的 57.9%和 50.4%^[99], 并呈逐年上升的趋势; 太湖非点源污染的总磷和总氮分别占总入湖负荷量的 30.0%和 59.2%^[100]。因此, 恢复湖滨带的缓冲带功能, 对于控制湖泊水污染与富营养化、保障饮用水源安全具有十分重要的意义。

4.2.2 湖中水体生态系统建设

(1) 沉水植物

沉水植物作为水体中较大的生物群, 通过有效增加空间生态位, 抑制生物性和非生物性悬浮物, 改善水下光照和溶解氧条件, 为形成复杂的食物链提供了食物、场所和其他必要条件; 也间接支持了肉食和碎食食物链, 是水体生物多样性赖以维持的基础。沉水植物的茎、叶和表皮都与根一样具有吸收作用, 且皮层细胞含有叶绿素, 能进行光合作用, 这种结构对水体中营养盐类的吸收降解有很强的能力^[101]。沉水植物分泌的化学信息可遏制浮游藻类的生长, 并共生有利于有机物矿化分解的微生物群落, 其生长周期以月和季节为主, 不同沉水植物优势种群的生长季节往往交叉演替, 在年度内形成适宜于高等水生生物生存的环境, 对水质起持续的净化作用。

湖体中沉水植物的选择原则是因地制宜, 选择土著物种, 适量引进外来物种。物种选择以防污抗污、具有净化水质功能的水生植物为主, 并具有较高的观赏价值。最好具有利用价值和经济效益, 易于收获, 不会泛滥成灾, 产生二次污染。根据景观需求和去污能力, 在湖中心水体, 主要选择沉水植物苦草、菹草、马来眼子菜、龙须眼子菜、穗花孤尾藻等。主要种植区域选在挺水植物种植区域内侧, 主流两侧以不影响水体正常流动, 并留出娱乐行船的通道。

李文朝^[102]在五里湖开展了人工水生植被组建试验, 选用凤眼莲和伊乐藻为对象组建常绿型人工水生植被, 结果表明: 凤眼莲和伊乐藻有较强的净化能力, 特别是伊乐藻在冬季时具有好的净化能力。苏胜齐^[103]研究了环境对菹草生长和

繁殖的影响以及对富营养化的净化能力,表明菹草对水体中的氨氮、硝酸盐类和TP 都有较好的吸收净化能力,菹草对水中氮和总磷的累积去除率分别为 89.8~91.7%和 73.9~79.9%。

(2) 水生动物

水生动物要求不会大量的繁殖,甚至失控;不会对水体形成强烈的搅动,甚至影响水体景观。水生动物与水生植物要能形成合理的生物链循环,满足水体生态净化的要求。水生动物主要选择浮游生物食性鱼类链、鳊,杂食性鱼类鲤、鲫等和肉食性鱼类鳊、鲈等。其中链、鳊是我国淡水渔业经营的重要对象,其种群生物量通常构成了湖泊、水库和池塘鱼类群落的主体,底栖动物选择水蚯蚓、湖螺、田螺、湖蚌等。

从食性上看,鲢鱼主要以浮游植物为食,鳊鱼则主要以浮游动物为食。在进行鲢、鳊鱼混养时,要注意鱼种比例搭配和放养总量的控制,还须考虑水质状况,如水体中绿藻较少应酌量减少放养数量,防止这些草鱼对水生植物产生不利的影响。还可适时投放鲤、鲫等杂食性鱼类和鳊、鲈等肉食性鱼类。因人工湖水域面积大,会成为许多有害昆虫如蚊、蝇的滋生场所,可放养鲫鱼以摄食蚊子的幼虫及其他昆虫的幼虫,避免水域对周围环境造成危害。且鲫鱼对环境的适应能力很强,能耐低氧耐寒。还可在水体底栖区中放养幼蚌、螺蛳、水蚯蚓等。蚌类可以将水中悬浮的藻类及有机碎屑滤食,提高湖水的透明度;螺蛳主要摄食固着藻类,同时分泌促絮凝物质,使湖水中悬浮物质絮凝,促使水体变清。水面上可放养鸭、鸳鸯等水禽类,以调控水草和放养水生动物的数量增长,又可丰富水面景观,它们在水面上的游动还能增加水中溶解氧。

(3) 微生物

细菌等微生物是水生生态系统中的分解者,可投放适量的去污能力强的微生物,如光合细菌、放线菌、酵母菌、乳酸菌及各种硝化和反硝化细菌。这些微生物可以有效降解水体中的营养物,当水体中的营养物得到控制时,微生物的生长由于缺乏营养而受到抑制,不会大量繁殖,污染水体。此外,这些微生物可以抑制藻类生长,有效控制水体富营养化发生,还可作为水中鱼、虾等的饵料,预防水生禽类疾病,促进生物生长。

4.3 改变湖流流态

污染物在湖体内的输移扩散等特性，很大程度上决定于湖流运动。改变湖泊水体的方式主要为调水，调水的目的，一方面是通过引入比较清洁的水体，增加湖泊的稀释容量；另一方面，也是最主要的目的，是通过引水改变湖泊原有的不利湖流流态，加速湖体水循环和交换。

李文朝通过实验，对五里湖引水冲洗可以打破藻类生长-磷释放的循环^[69]，使溶解态磷的浓度降低，抑制藻类的生长，pH 也相应降低，使得从底质释放的磷减少。此外，引水冲洗可以快速提高湖水的透明度，改善了湖泊深处的光照条件，有利于湖泊沉水植物的生长和生态系统的恢复。钱塘江-西湖引水工程建成通水后，西湖水质环境有较良好的改善，透明度提高平均 9.1cm，浮游生物在种类结构和生态属性上都有显著变化^[104]。

4.4 小结

水体综合治理的可行性研究主要应考虑：①技术的有效性；②水环境恢复的程度；③投资和成本，以及可能的替代方案的有效性与成本比较等。

作为城市的旅游湖泊，金山湖生态系统相对较为脆弱，后期的维护和完善工作是非常重要的。应建立相应的机构，定编定职，负责金山湖水系日常管理。以下是管理措施：

①定期进行水生生物监测，一旦发现有某种生物异常生长，则应尽快研究对策措施，同时及时识别入侵的外来物种。

②定期收获大型水生植物，以防其枯黄的茎叶留在水体中，增加水体有机物含量，污染水环境。湖中放养的水生动物要适时追放和捞出，以保证整个食物链的畅通。

③定期清理湖底动、植物残体。

④禁止向水体投加人工饵料，应分阶段放养动物，对于高营养级的消费者如草鱼等，应待其饵料充分繁殖后，再投入湖中。通过食物链的调控，使生态系统达到平衡。

⑤定期监测水质，向社会发布金山湖水环境质量信息。

⑥在金山湖旅游区增加环境卫生设施，对废弃物有序管理。制定区内旅游管理措施，游客行为规范化。

⑦划分水面功能区域，对出入水口和水流动性弱势区等敏感度较高的区域，规划以静态活动为主，对于环境承载力较高的区域以丰富动态水上活动为主，限制水面上游船数量、燃料类型、码头位置。

第五章 结论与展望

5.1 结论

本文在阅读了大量国内外文献的基础上, 总结和分析了湖泊水动力及物质输运数值模拟的研究现状, 在分析了金山湖水力、水文及水质特征后, 首先利用矩形网格将金山湖区域进行网格划分, 建立二维湖泊的水量—水质耦合模型, 并给出了模型的求解方法。通过建立二维水量—水质耦合模型, 模拟了金山湖的湖流特征和在不同条件下的水质转化规律, 并得出了流速、水温、营养盐 (TP、TN) 和浮游藻类之间的关系, 预测了水体在面源污染进入后对金山湖水体水质变化趋势, 掌握了磷成为限制浮游藻类生长的主要因子之一。这些结论为今后金山湖的管理和水环境保护提供了一个参考依据, 在获得这些结论存在着很多的不足之处, 有待于进一步深入研究。

在一次大雨过后, 面源污染进入金山湖, 通过引水来改善金山湖的水质状况。结果表明, 引水方案可以改变湖泊的水动力条件, 使湖泊水体的循环加快, 有效缩短了湖泊水体的置换周期, 从而促进了整个湖区之间水体的水力联系, 这对流动非常缓慢的湖泊水体而言影响是十分显著的, 是改善湖泊水质的重要途径之一。

本文通过对金山湖水环境的模拟, 可以得出以下结论:

1. 建立了金山湖二维水流水质数学模型, 利用有限差分法对数学模型进行离散, 通过计算对金山湖的水流特征和污染物扩散规律进行了数学模拟。
2. 根据模拟金山湖在东风场作用下的水流运动规律的结果可以看出: 金山湖作为一个城市浅水湖泊, 湖流主要以风生流为主; 湖泊水体交换主要靠风场来完成, 流速很小, 在湖泊东南处、湖体中心的水体形成由西向东的顺时针漩涡运动。
3. 模拟在无风场和东风场作用下面源污染 (一次大雨过后) 进入金山湖时, 浮游藻类与营养盐的关系以及金山湖水体水质变化趋势, 从模拟结果可以得出: 在营养盐浓度比较低时, 浮游藻类生产量随着营养盐 (TP、TN) 的增加而响应增加; 当营养盐浓度超过一定限度, 浮游藻类生产量反而下降或者保持在一定的值上; 当总磷浓度处在最低时, 藻类也就跟着急剧下降, 而总氮处在最低也不会影

响藻类的生长,因此得出磷成为金山湖水体中藻类生长的限制性因子。金山湖水体在没有风场影响的情况下,水体流动缓慢,对流、扩散作用非常小,一次大雨过后,进入金山湖的面源污染很难迁移与扩散,导致观测点3区域的藻类有足够的营养盐吸收即藻类大量繁殖使得其浓度相对较高;加入东风场后,由于风场的作用加大了水流的速度,随着时间的推移和水流的扩散,污染物随水体的对流扩散作用增强,入湖污染物向湖区的扩散加快,使得局部污染物浓度过高的现象明显减少,湖中营养盐浓度的迁移扩散主要集中在金山湖东南边和南边,致使观测点4区的藻类有相对较多的营养盐吸收即浓度相对升高,而此时观测点3区的藻类浓度则相对降低。因此风场对营养盐的迁移与扩散及藻类的生长有着一定的影响。

4. 通过建立二维水质模型,模拟在无风场和东风场作用下不同水温条件下(同时假定其他影响因素处在最佳状态)浮游藻类的生长情况,模拟结果:(1)在水温在 33°C 左右的情况下,浮游藻类达到它的生长耐受温度上限,验证了在此温度下,藻类几乎不生长;(2)在水温为 23°C 左右时,藻类生长温度处在最佳值,藻类大量繁殖,验证了藻类一般的最佳生长温度为 23°C ;(3)在气温接近零度时,藻类生长几乎停止,甚至死亡,这正是藻类试验结果的极端温度。(4)风场对水温的影响比较大,没有风场影响的情况下,水温的变化幅度比较大,一直呈上升趋势。

5. 模拟在同时考虑水温为 23°C 和面源污染(夏季汛期一次大雨过后)进入时,水温、营养盐和藻类之间的关系,以及金山湖水体水质变化趋势。模拟结果:在水温和营养盐进入的情况下,浮游藻类会大量繁殖,在营养盐(TP、TN)浓度高的地方浮游藻类增长更迅速,因此得出营养盐水平成为金山湖水体中藻类生长的限制性因素,其中磷是最主要的限制性因子;金山湖水体在大雨过后水质恶化,藻类大量繁殖,消耗水体中的溶解氧,破坏金山湖生态平衡,容易发生富营养化。

6. 根据面源模拟结果得出大雨过后需要引水的结论,另外根据降雨蒸发资料,计算了非汛期金山湖湖水的减少量,为保证金山湖的正常水位,也需要引水。引水能降低TN浓度,但引水会引起TP浓度升高,因此引水时间不宜过长,使TP的浓度控制在湖体内水生生物可以降解的程度,避免富营养化现象发生。

7. 从本文的研究可以看出, 通过对水环境进行数学模拟, 可以得出更为科学的方法。环境数学模型在今后环境系统规划的工作中将发挥越来越重要的作用, 给环境工作者带来更多的方便, 也带给公众更为直观的理解。因此以计算机为工具进行水流水质数学模拟在今后的实际工作中有非常广阔的应用前景。

5.2 研究展望

目前, 国内外水流水质数学模型还处在不断发展和完善阶段, 受研究资料和时间制约, 本文所建立的金山湖水流水质数学模型还是初步的, 还需就某些问题作进一步探讨和研究:

1. 由于研究时间及基础条件的限制, 本文只建立了二维平面水流水质耦合模型, 而实际水体流速在三个方向上均有变化, 尤其是风生流, 上下扰动剧烈, 形成垂向运动, 因此还存在一定误差, 进行三维数学模拟将是今后湖泊水流数值模拟的发展方向。

2. 在水质模拟中, 仅对几种主要污染物进行了模拟, 其中 TN、TP、藻类只是湖泊富营养化的一个重要特征, 不能直接反映富营养化; 只简单考虑了风场、水温、营养盐和藻类之间的关系以及对水体水质变化趋势的影响; 考虑了各种因素、并能直接反映湖泊富营养化的生态动力学模型将是今后湖泊水质变化规律研究的发展方向。

3. 因金山湖是一个新建湖泊, 缺乏实测数据, 模型中各种参数选择都具有一定的经验性, 无法通过实验取得, 存在一定的误差。

4. 金山湖污染控制措施仅考虑了金山湖附近的污染源情况, 考虑整个流域的或者整个镇江市的环境状况将更有现实意义。

5. 在水温模拟中, 仅考虑了简单几个参数的影响, 如热辐射、气温、相对湿度、云层覆盖率等参数都只取了一个固定值, 并没有切实模拟气候变化对水体水温的影响。

参考文献

- [1] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 中国湖泊概论(M).北京: 科学出版社, 1989, 1-51: 193-138.
- [2] 顾丁锡, 舒金华, 湖泊水污染预测与防治规划方法(M).北京: 中国环境科学出版社, 1988, 2-5.
- [3] 王洪道, 窦鸿身, 颜京松等. 中国湖泊资源. 北京: 科学出版社, 1989, 107-166.
- [4] 金相灿, 刘鸿亮. 中国湖泊富营养化. 中国环境科学出版社, 1990 年.
- [5] 国家环境保护总局, “三河”“三湖”水污染防治计划及规划[M].北京: 中国环境科学出版社, 2000.
- [6] 王惠中. 浅海与湖泊三维环流及水质数值模拟研究和应用(D).南京: 河海大学, 2001.
- [7] Thompson J. F., Numerical Solution of Problems Using Body-fitted Coordinate System[J]. Computation of Fluid Dynamics, 1980: 647~658.
- [8] L. 谢利曼. 一般任意网格有限差分法[J]. 华水科技情报, 1985, (4): 56-59.
- [9] 华祖林, 卞华. 曲线网格生成调节因子选取研究[J]. 河海大学学报, 1999, 27 (2): 40~44.
- [10] Gallagher, R. H., Liggett, J. A., and Chan, S. T. K., Finite Element Shallow Lake Circulation Analysis [J] . Journal of the Hydraulic Division, 1973, 99 (HY7) : 1083-1096.
- [11] 夏永华, 殷忠斌, 郭之兰, 陈明剑. 北部湾三维潮流数值模拟[J]. 海洋学报, 1997, 19(2): 21-31.
- [12] 李小亮. 浅水湖泊氮磷转化规律的数值研究[D], 2006.
- [13] 傅德薰. 流体力学数值模拟(M). 北京, 国防工业出版社, 1993. 1-3.
- [14] 梁瑞驹, 仲金华. 太湖风生流的三维数值模拟[J]. 湖泊科学. 1994, 6(4).
- [15] 李炜. 环境水力学进展[M]. 武汉: 武汉水利电力大学出版社, 1999.
- [16] 谢永明. 环境水质模型概论. 中国科技出版社, 1996.
- [17] Cheng R. T., Tung C., Wind driven lake circulation by the FEM[A]. proc, 13th Conference GreatLakes[C], 1970: 617~645.
- [18] Walter H. G., Clifford H., Mortimer, Hydrodynamics of lakes [J]. Development in water science, 1979, (11): 421~435.
- [19] Muhammad Shafqat Ejaz. Modeling for optimal management of agricultural and domestic

- wastewater loading to steams[J]. Water resources research, 1995, 31(4): 1087-1095.
- [20] Endon. Diagnostic study on the vertical circulation and the maintenance mechanisms of the cyclonicgyre in lake Biwa [J]. Journal of Geophysical Research, 1986, 9(C1): 869~876.
- [21] Murthy, C. R., T. J. Simons and D. C. L. Lam, Dynamic and transport modelling of the Niagara RiverPlume in Lake Ontario [J]. Explor. Mcr, 1986: 150~164.
- [22] 吴坚.太湖水动力学数值模拟[D].中科院地理与湖泊研究所硕士论文, 1986.
- [23] 王谦谦.太湖风生流的数值模拟[J].河海大学学报, 1987, Vol 15, 增刊(2): 11~18.
- [24] 刘启峻.太湖梅梁湾风生流数值模拟[D].中科院南京地理与湖泊研究所硕士论文, 1993.
- [25] 吴炳方等.东洞庭湖湖流及风力影响分析[J].地理学报, 1996, 51(1): 51~57.
- [26] 李锦秀, 刘树坤, 陈喜军, 禹雪中.山体遮挡对滇池风生流的影响初探[J].湖泊科学, 1996, 8(4): 312~318.
- [27] Leendertse J. J., R. C. Alexander, S. K. Liu, A three-dimensional model for Estuaries and Coastal seas[A]. In: Vol.I, Principles of Computations [C], Santa Monica California, Rand Corp., 1973: 36~51.
- [28] Simons T.J., Development of three-dimensional numerical model of the Great Lakes [J]. Ca. ImlanWater Branch Sci Ser, 1973: 12~269.
- [29] 姜家虎.云南抚仙湖、滇池二维分层水质模拟研究[D].中科院地理与湖泊研究所硕士论文, 1991.
- [30] 杨具瑞, 方泽.滇池二维分层水质模拟研究[J].环境科学学报, 2002: 533~535.
- [31] 王惠中, 宋志尧, 薛鸿超.考虑垂直涡粘系数非均匀分布的太湖风生流准三维数值模型[J].湖泊科学, 2001, 13(3): 233~239.
- [32] Kresimit Zic, Jorg Imberger, Numerical simulations of lake Biwa [M]. Nedlands, Center for waterResearch University of Western Australia, 1993.
- [33] Cassulli V., Cattani E., Stability, accuracy and efficiency of a semi-implicit method for three-dimensional shallow waterb flow [J]. Computers Math. Applic. 1994, 27(4): 99~112.
- [34] Stansby P. K., Lloyd P. M.A., semi-implicit lagrangian scheme for 3-D shallow flow with a two-layerturbulence method [J]. Int. J. Numer. Methods in Fluids, 1995, 20: 115~133.
- [35] Stansby P. K., Semi-implicit volume shallow-water flow and solute transport salver with kepsilon turbulence model [J]. Int. J. Numer, Methods in Fluids, 1997, 25: 285~313.
- [36] 焦春萌.太湖水动力学和悬移质输移的三维模型[D].中科院地理与湖泊研究所硕士论

- 文, 1988.
- [37] 张利民, 濮培民. 一个三维斜压水动力模型的建立及在日本琵琶湖的应用[J]. 湖泊科学, 1996, 8 (1): 1~7.
- [38] 逢勇, 濮培民. 非均匀风场作用下太湖风生流、风涌水的数值模拟及验证[J]. 海洋湖沼通报, 1994, (4): 9~15.
- [39] 逢勇, 濮培民等. 太湖风声流三维数值模拟实验[J]. 地理学报, 1996: 328~332.
- [40] 黄平, 毛荣生. 湖泊三维风声流隐式差分模型的研究[J]. 湖泊科学, 1997, 9 (1): 15~21.
- [41] 朱永春, 蔡启铭. 太湖梅梁湾三维水动力学的研究[J]. 海洋与湖沼, 1998, 29 (1): 79~85.
- [42] 胡维平, 濮培民, 秦伯强. 太湖水动力学三维数值模拟实验研究—1[J]. 风声流和风涌增减水的三维数值模拟. 湖泊科学, 1998, 10 (4): 17~25.
- [43] 刘晓东. 四叉数网格二维水流及物质输运的数学模型[D]. 河海大学硕士论文, 2002.
- [44] 李一平, 逢勇, 张志毅等. 太湖梅梁湾、贡湖套网格风生流数值模拟[J]. 水资源保护, 2004, 20 (2): 19~21.
- [45] 罗激葱. 太湖水动力学及其环境效应研究[D]. 中国科学院南京地理研究所博士论文, 2004.
- [46] 谢永明. 环境水质模型概论[M]. 北京: 中国科技大学出版社, 1996.
- [47] Vollenweider R A. Input-Output Models with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology [J]. Schweizerische Zeitschrift Hydrol, 1975, 37: 53-841.
- [48] 韩菲, 陈永灿, 刘昭伟. 湖泊及水库富营养化模型研究综述[J]. 水科学进展, 2003, 14(6): 63785-790.
- [49] 陈永灿, 张宝旭, 李玉梁. 密云水库富营养化分析与预测[J]. 水利学报, 1998(7): 12-151.
- [50] 陈云波. 完全均匀混合质量平衡水质模型在滇池中的应用[J]. 环境科学研究, 1999, 12(5): 53-551.
- [51] 顾丁锡, 舒金华. 湖水总磷浓度的数学模拟[J]. 海洋与湖沼, 1988, 19(5): 447-4531.
- [52] Dong-il Seo, Raymond P. Canalel Performance Reliability and Uncertainty of Total Phosphorus Models for Lakes [J]. Water Research, 1996, 30(1): 83-941.
- [53] Havens K E, Fukushima T, Xie P, et al. Nutrient Dynamics and the Eutrophication of Shallow Lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (P R China), and Okeechobee (USA) [J]. Environmental Pollution, 2001, 111: 263-2721.

- [54] 刘元波, 陈伟民. 湖泊藻类动态模拟[J]. 湖泊科学, 2000, 12(2): 171-176.
- [55] Monod J. Recherches Sur La Croissance Des Cultures Bacteriennes [M]. Paris: Hermann, 1942: 21
- [56] Robert W Sterner, James P Grover. Algal Growth in Warm Temperate Reservoirs: Kinetic Examination of Nitrogen, Temperature, Light, and Other Nutrients [J]. Water Research, 1998, 32: 3539-3548.
- [57] Dugdale R C. Nutrient Limitation in the Sea: Dynamics, Identification, and Significance [J]. Limnol Oceanogr, 1967 (12): 685-695.
- [58] Droop M R. Vitamin B12 and Marine Ecology, IV: The Kinetics of Growth, Uptake, and Inhibition in *Monochrysis lutheri* [J]. J Mar Biol Assoc U K, 1968, 48: 629-636.
- [59] Elrifi I R, Turpin D H. Steady-state Luxury Consumption and the Concept of Optimum Nutrient Ratios: A Study with Phosphate and Nitrate Limited *Selenastrum Minutum* (Chlorophyta) [J]. Phycol, 1985, (21): 592-602.
- [60] Chen C W, Orlob C T. Ecological Simulation for Aquatic Environments [A]. In: Pattern B C(ed), System Analysis and Simulation in Ecology [C]. New York: Academic press, 1975.
- [61] Smith R C, Prezelin B B, Bidigare R R, et al. Bio-optical Modeling of Photosynthetic Production in Coastal Waters [J]. Limnol Oceanogr, 1989, 34(8):1524-2544.
- [62] Robert P, Kees K, Lambertus L. Primary Production Estimation from Continuous Oxygen Measurements in Relation to External Nutrient Input [J]. Water Research, 1996, 30(3): 625-643.
- [63] Chen C W. Concepts and Utilities of Ecologic Model [J]. J of Sanit, Engineering Division, ASCE, 1970, 96: 1085-1097.
- [64] Ditoro D M, O. Connor D J, Thomann T V. A Dynamic Model of Phytoplankton Population in the Sacramento San Joaquin Delta [J]. Advances in Chemistry, American Chemical Society, 1971, 106: 131-180.
- [65] Jorgensen S E, Mejer H, Frilis M. Examination of a Lake Model [J]. Ecol Model, 1976(4): 253-781.
- [66] Park R A, Scavia D. The Lake George Model, in Ecological Modeling in Management Context [M]. Washington D C: Resources for the Future (Russell C S Ed), 1975.

- [67] Ditoro D M. Documentation for Water Quality Analysis Simulation Program(WASP) and Model Verification Program(MVP) [M]. Duluth: Env Res Lab ORD US EPA, 1983.
- [68] Pilar Hernandez, Ambrose Jr, Robert B, et al. Modeling Eutrophication Kinetics in Reservoir Microcosms [J]. Water Research, 1997, 31: 2511-2519.
- [69] Reynolds C S, Irish A E, Elliott J A. The Ecological Basis for Simulating Phytoplankton Responses to Environmental Change (PROTECH) [J]. Ecol Model, 2001(1): 271-291.
- [70] Jorgensen S E. State of the art Management of Models for Lakes and Reservoirs [J]. Lakes and Reservoirs: Research and Management, 1995, 1(2): 79-87.
- [71] Marie-Jose Salencon, Jean-Marc Thebault. Simulation Model of a Mesotrophic Reservoir (Lac de Pareloup, France): MELODIA, an Ecosystem Reservoir Management Model [J]. Ecol Model, 1996, 84: 163-187.
- [72] Menshutkin V V, Astrakhantsev G P, Yegorova N B, et al. Mathematical Modeling of the Evolution and Current Conditions of the Ladoga Lake Ecosystem [J]. Ecol Model, 1998, 107: 1-24.
- [73] Ronaldo Angelini, Miguel Petrere Jr. A Model for the Plankton System of the Broa Reservoir, Sao Carlos, Brazil [J]. Ecol Model, 2000, 126: 131-137.
- [74] David P, Hamilton S. Geoffrey Schladow. Prediction of Water Quality in Lakes and Reservoirs, Part-Model Description [J]. Ecol Model, 1997, 96: 91-110.
- [75] Schladow S Geoffrey, David P Hamilton. Prediction of Water Quality in Lakes and Reservoirs, Part-Model Calibration, Sensitivity Analysis and Application [J]. Ecol Model, 1997, 96: 111-123.
- [76] 黄漪平, 范成新, 濮培民. 太湖水环境及其污染控制[M]. 北京:科学出版社, 2001.
- [77] 刘玉生, 唐宗武, 韩梅, 等. 滇池富营养化生态动力学模型及其应用[J]. 环境科学研究, 1991, 4(6): 1-8.
- [78] 蔡启铭. 太湖环境生态研究[M]. 北京: 气象出版社, 1998.
- [79] 朱广伟, 运河(杭州段)沉积物污染特征释放规律及其环境效应的研究[D]. 浙江大学研究生论文, 2001.
- [80] Jensen H S, Anderson F. Importance of Temperature, Nitrate and pH for Phosphate Release

- from Aerobic Sediments of Four shallow Eutrophic Lakes[J]. *Limnology and Oceanography*, 1992, 37(3): 577~589.
- [81] 张路,范成新,秦伯强等. 模拟振动条件下太湖表层沉积物磷行为的研究[J]. *湖泊科学*, 2001, 13 (1): 36~42.
- [82] 金相灿, 污染物沉积化学[M]. 中国环境科学出版社, 1992.
- [83] 戴树桂, 生态学[M]. 高等教育出版社, 1997.
- [84] 裴洪平, 马建义等, 杭州西湖藻类动态模型研究[J]. *水生生物学报*, 2000, 24(2): 143-149.
- [85] 刘鸿雁, 徐云麟, 镜泊湖藻类生长和湖泊富营养化预测初探[J]. *生态学报*, 1996, 16(2): 195-200.
- [86] 姜建国, 姚汝华. 盐生杜氏藻生长及_胡萝卜素累积的动力学过程[J]. *水生生物学报*, 1998, 22(4): 393-395.
- [87] 赵艳艳. 金山湖二维水流水质数学模型研究[D], 河海大学硕士论文, 2005.
- [88] 董耀华. 河道温度及浓度场的二维数值模拟[J], *长江科学院学报*, 1997,14(2): 23-26.
- [89] 廖平安, 胡秀琳. 流速对藻类生长影响的试验研究[J]. *北京水利*, 2005, 2: 12-15.
- [90] 钟成华. 三峡库区水体富营养化研究[C]. 2004, 86-87.
- [91] B. 福迪著, 罗迪安译. 藻类学[M]. 上海科学技术出版社, 1980, 392-394.
- [92] 水利电力部水文局, 河海大学, 北京市水文总站. 城市雨洪水文译文集[M]. 北京: 1987.
- [93] 李恒鹏, 刘晓玫, 黄文钰. 太湖流域浙西区不同土地类型的面源污染产出[J]. *地理学报*, 2004, 59(3): 401-408.
- [94] 夏立忠, 杨林章, 吴春加, 吴玉芳. 太湖地区典型小城镇降雨径流N、P负荷空间分布的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22(3): 267-270.
- [95] 顾刚, 陆根法. 太湖五里湖水环境综合整治的设想.*湖泊科学*, 2004, 16(1): 56-60.
- [96] 尚士友, 杜健民, 李旭英, 申庆泰, 王丽敏. 草型富营养化湖泊生态恢复工程技术的研究—内蒙古乌梁素海生态恢复工程试验研究[J]. *生态学杂志*. 2003,22(6): 57-62.
- [97] 袁东海, 高士祥, 任全进, 尹大强, 王连生. 几种挺水植物净化生活污水总氮和总磷效果的研究[J]. *水土保持学报*. 18(4): 77-92.
- [98] 种云霄, 胡洪营, 钱易. 大型水生植物在水污染治理中的应用研究进展[J]. *环境污染治理技术与设备*. 4(2): 36-40.
- [99] 金相灿. 滇池污染与富营养化及其面源治理技术[M]. 中国环境科学出版社, 1997: 121

-128.

- [100] 金相灿, 叶春, 颜昌宙, 等. 太湖重点污染控制区综合治理方案研究[J]. 环境科学研究, 1999, 12(5): 1-5.
- [101] 苏胜齐, 姚维志. 沉水植物与环境关系评述[J]. 农业环境保护, 2002, 21(6): 570-573.
- [102] 李文朝. 富营养水体中常绿水生植被组建及净化效果研究[J]. 中国环境科学, 1997, 17(1): 53-57.
- [103] 苏胜齐. 环境对菹草生长和繁殖的影响及菹草对富营养化水体净化能力研究[D]. 西南农业大学硕士学位论文, 2001.
- [104] 唐孟成, 贾之慎, 朱荫湄. 西湖沉积物磷释放影响因子的研究[J]. 浙江农业大学学报, 1997, 23(3): 289-292.

致 谢

本文从选题到顺利完成，都得到了我的导师—郑孝宇老师的精心指导和帮助。在即将离开母校的时候，我深深的感谢郑老师，您以渊博的学识，严谨的治学态度，豁达的人生观指引我前行的方向。三年来您对我的谆谆教导将是我今后工作、学习和生活中最大的财富。祝愿郑老师及家人永远健康快乐，幸福美满！

论文的选题来源于国家 863“十五”重大科技专项之一“镇江水环境质量改善与生态修复技术研究及示范”，在此向参与该项目的所有成员表示感谢！

在论文的写作过程中，得到了周围的同学们的无私帮助，他们对我的论文提出了很多有价值的建议，使我得以渡过学习过程中的道道难关，顺利完成学业，在此表示诚挚的谢意！

感谢环境学院及环水所的所有老师们三年来对我的培养和帮助！

感谢我的师兄王飞，何金平，谭林立，师妹安丽花，刘丹，马晓洁，师弟胡晨昊，感谢胡应琦，刘志刚、范文雪、黄博，谢谢你们给予过我的鼓励和帮助，和你们一起进步的日子我永远也忘不了，愿你们前程似锦，幸福快乐！

谢谢在河海的各位同窗好友，成长的路或开心或坎坷我们一路走来，到此时，只有一句：朋友，我永远祝福你。

谢谢父母的养育和期望，你们的爱和信任一直是我前进的动力，永不改变，愿父母永远健康、快乐！

感谢所有给予我关心、支持的亲人和朋友们，你们的付出帮助我顺利的完成了学业，衷心的祝福你们幸福开心!!!

蔡桂香

2008 年 5 月于严恺馆 202