

宝圣湖浮游植物 与若干生态因子相互关系的研究

水产养殖专业硕士研究生 汪官余

指导教师 姚维志 教授

摘 要

宝圣湖位于重庆市渝北区回兴街道,属于典型的因接纳城市生活污水而引起富营养化的水体。本研究通过2005年1月至2005年12月对宝圣湖理化因子、浮游植物种类组成、分布及生物量的调查,对宝圣湖的富营养化水平进行评价,并初步建立了宝圣湖浮游植物生物量的变化与总氮、总磷、电导率相关的预测模型。主要的研究结果如下:

(1) 宝圣湖的浮游植物分属7门48种,种类最多的是绿藻门(*Chlorophyta*),16种,占藻类总数的34%;其次是蓝藻门(*Cyanophyta*)14种,占藻类总数的29%;然后依次是硅藻门(*Bacillariophyta*),共10种,占藻类总数的21%;隐藻门(*Cryptophyta*),共2种,占藻类总数的4%;黄藻门(*Xanthophyta*)2种,占藻类总数的4%;甲藻门(*Pyrrophyta*)2种,占藻类总数的4%;裸藻门(*Euglenophyta*),共2种,占藻类总数的4%。

各门浮游植物优势种的组成情况是:绿藻以新月藻(*Closterium sp*)、衣藻(*Chlamydomonas sp*)占绝对优势;蓝藻以颤藻(*Oscillatoria sp*)、湖泊鞘丝藻(*Lyngbya limnetica*)、水华束丝藻(*Aphanizomenon flos-aquae*)占绝对优势;硅藻以舟形藻(*Navicula sp*)、蚀蚀隐藻(*Cryptomonas crata*)、针杆藻(*Synsira sp*)、梅尼小环藻(*Cyclotella meneghi*)占绝对优势。

宝圣湖浮游植物季节演替模式基本为:硅藻、隐藻(春季)—隐藻、绿藻(夏季)—硅藻、绿藻、隐藻(秋季)—隐藻、蓝藻(冬季)。

(2) 宝圣湖浮游植物生物量季节变化顺序为春季>冬季>夏季>秋季。春季浮游植物生物量为 $196.8975\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在各门浮游植物中,隐藻的生物量最大,为 $143.3250\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,裸藻的生物量最低,仅为 $0.5000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,变化很大;夏季浮游植物生物量为 $43.7670\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在各门浮游植物中,隐藻的

生物量最大,为 $16.3550\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,硅藻门次之,为 $13.7200\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,甲藻的生物量最低,仅为 $0.0000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 秋季浮游植物生物量 $34.2156\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,绿藻在各门生物浮游植物中生物量最大,为 $13.0050\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,其次为裸藻门,生物量为 $11.5050\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,甲藻门生物量最低,为 $0.0000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 冬季浮游植物生物量为 $91.0263\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在各门浮游植物中,隐藻门生物量最高,为 $42.6400\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,绿藻门次之,为 $26.4150\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,甲藻门最低,为 $0.0000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

(3) 宝圣湖浮游植物 Shannon 多样性指数大多分布在 1—2 之间,IV 站点指数最大,为 2.1372,全年平均值为 1.9293。IV 站点水质处于轻污染, I、II、III、V 站点的多样性指数在 1—2 之间,水质处于中污染状态。

(4) 宝圣湖浮游植物分级分布中以粒径 $50\text{--}200\mu\text{m}$ 的大型浮游植物占绝对优势,粒径 $20\text{--}50\mu\text{m}$ 的小型浮游植物次之,粒径 $<20\mu\text{m}$ 的微型浮游植物占总量的比例最小。粒径 $<20\mu\text{m}$ 的微型浮游植物平均生物量为 $2.1196\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,变化幅度为 $0.6148\text{--}10.9906\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 粒径 $20\text{--}50\mu\text{m}$ 的小型浮游植物平均生物量为 $5.2068\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,变化幅度为 $1.1054\text{--}17.7451\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 粒径 $50\text{--}200\mu\text{m}$ 的微型浮游植物平均生物量为 $23.3227\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,变化幅度为 $1.8078\text{--}79.5897\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

(5) 宝圣湖水体的 N、P、电导率对浮游植物生物量影响的重要性依次是电导率 > 氮浓度 > 磷浓度,其影响的权重分别是 67.24%、23.86%、8.90%。

(6) 宝圣湖浮游植物的生物量与水温、透明度没有明显的相关关系,随着水体 pH 值的升高浮游植物生物量呈现下降趋势,但二者并没有明显的负相关关系,浮游植物生物量随着电导率的升高而升高。浮游植物生物量与电导率具有很强的正相关性,回归方程为: $y = 0.2439x - 85.4$ ($R^2 = 0.7708$)。

(7) 把电导率作为影响浮游植物生长的生态因子加以分析,并建立了不同生态因子影响浮游植物生长的模型 ($Y = 3.1219 \times X_1 + 10.1238 \times X_2 + 0.1677 \times X_3$, ($R^2 = 0.23$)),在此基础上对宝圣湖富营养化趋势进行了预测。

综合上述研究结果可以得出以下结论:

(1) 宝圣湖的浮游植物生物量与 TN、TP、电导率等生态因子关系较密切,经回归分析,各生态因子对浮游植物生长影响程度从高到低依次为:电导率 > TN > TP,由于电导率的影响因素太多,不易控制,所以如果要通过减少浮游植物生物量来治理宝圣湖的富营养化,控制 TN 比控制 TP 更为重要。

(2) 由模型分析所得的富营养化水平与常规指标(生物量、种类、TN、TP)的评价结果一致,表明该模型不仅适用于水质富营养化评价及浮游植物与生态因子关系的评价,而且还可以预测富营养化湖泊浮游植物生物量的变化趋势,因而比常规指标更有优势。研究表明该模型在水库富营养化的评价和预测中具有较为重要的价值。

(3) 宝圣湖浮游植物的种类组成和生物量以蓝藻门、绿藻门、硅藻门为主, 不同于一般的湖泊和水库(一般以硅藻和绿藻为主), 一般认为蓝藻是较为富营养化水体的特征藻类, 所以浮游植物种类组成反映了宝圣湖水质属于富营养化湖泊。与此同时, 宝圣湖浮游植物的分级分布仍以大型藻类为主, 而前人的研究一般认为, 水体富营养化会导致浮游植物的小型化, 所以从浮游植物分级分布看, 水体富营养化并不严重。这可能是因为水库进行工程整治, 水量变化较大。但也表明用浮游植物的分级分布评价水库的富营养化仍需进一步研究。

(4) 宝圣湖浮游植物生物量的季节变化以春季>冬季>夏季>秋季。与一般水体中生物量夏季最高, 冬季最低的变化规律不一致。其主要原因是冬季与春季水量非常少, 水位低, 一方面使水库对接纳的营养物质的稀释作用降低, 另一方面底泥容易被搅动而使沉积的营养物释放到水中, 从而有利于浮游植物生长。这说明对于宝圣湖这种水位变化较大, 且污染较重的水库, 浮游植物生物量的季节变化未必与正常湖泊、水库的一致。

关键词: 宝圣湖 浮游植物 生态因子 水质 模型

Study on the relationships between the phytoplankton and some ecological factors in Baosheng Lake

Master Degree Candidate: Wang Guanyu

Supervisor: Prof. Yao Weizhi

Abstract

Located in the Chongqing Yubei District Huixing avenue, Baosheng Lake belongs to the water body which was typical eutrophication caused by urban life sewage. According to the survey of physical and chemical factors, the species composition, distribution and biomass of the phytoplankton in Baosheng Lake from January, 2005 to December, 2005, the essay give the negative comment on the eutrophicate levels, and initially established prediction models concerned with the change of phytoplankton biomass and TN、TP、conductivity in Baosheng Lake.

The major research results were as followings:

(1) The phytoplankton in Baosheng Lake were divided into 7 divisions and 48 species. Chlorophyta represented 34% of total species, which had 16 species. Cyanophyta represented 29% of total species, which had 14 species. Bacillariophyta represented 21% of total species, which had 10 species. Cryptophyta represented 4% of total species, which had 2 species. Xanthophyta represented 4% of total species, which had 2 species. Pyrrophyta represented 4% of total species, which had 2 species. Euglenophyta represented 4% of total species, which had 2 species.

The dominant species of the phytoplankton were as the followings:

Closterium sp and *Chlamydomonas* sp took the absolute dominant in Chlorophyta. *Oscillatoria* sp, *Lyngbya limnetica* and *Aphanizomenon flos-aquae* took the absolute dominant in Cyanophyta. *Navicula* sp, *Cryptomonas crata*, *Synsira* sp and *Cyclotella meneghi* took the absolute dominant in Bacillariophyta,

The basic biological exchanged model of phytoplankton in Baosheng Lake was : Bacillariophyta、Cryptophyta (in spring)——Cryptophyta、Chlorophyta (in summer) ——Bacillariophyta、Chlorophyta、Cryptophyta (in fall) ——Cryptophyta、Cyanophyta (in winter) .

(2) The sequence of the alteration of biomass of phytoplankton in four seasons was as the followings: the biomass in spring was more than that in winter, the biomass in winter was more than that in summer, the biomass in summer was more than that in fall. The biomass of phytoplankton in spring was 196.8975 mg·L⁻¹ on average. In spring, Among all the categories of phytoplankton, the biomass of Cryptophyta was

the largest one, which was $143.3250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. the amount of Euglenophyta was the smallest one, which was $0.5000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. In summer, the biomass of phytoplankton was $43.7670 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. Among all the categories of phytoplankton, the amount of Cryptophyta was the largest one, which was $16.3550 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. Bacillariophyta was in the second place, which was $13.7200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. The amount of Pyrrophyta was the smallest one. In fall, the biomass of phytoplankton was $4.2156 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. Among all the categories of phytoplankton, the amount of Chlorophyta was the largest one, which was $13.0050 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. Euglenophyta was in the second place, which was $11.5050 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. The amount of Pyrrophyta was the smallest one. In winter, the amount of phytoplankton was $91.0263 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. Among all the categories of phytoplankton, the amount of Cryptophyta was the largest one, which was $42.6400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. Chlorophyta was in the second place, which was $26.4150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ on average. The amount of Pyrrophyta was the smallest one. The Shannon diversity index of the phytoplankton in Baosheng Lake covered between 1-2. The index of IV station was the largest one, which was 2.1372 and the average index in the whole year was 1.9293. The water in the Station IV belonged to light pollution. The diversity index of the station I、II、III、V were between 1-2, the water of which belonged to middle-level pollution.

(4) Large phytoplankton, whose diameter were $50\text{-}200\mu\text{m}$, took the absolute dominant in species composition and biomass of the phytoplankton in Baosheng Lake. The size of small phytoplankton was in the second place, whose diameter were $20\text{-}50\mu\text{m}$. The micro-sized phytoplankton, whose diameter were less than $20\mu\text{m}$, had the smallest amount. The varied amount of average biomass of micro-sized phytoplankton with average amount of $2.1196 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, whose diameter was less than $20\mu\text{m}$, ranges from 0.6148 mg/L to $10.9906 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The varied amount of average biomass of small-sized phytoplankton with average amount of $5.2068 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, whose diameter were $20\text{-}50\mu\text{m}$, ranged from $1.1054 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ to $17.7451 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The varied amount of average biomass of micro-sized phytoplankton with average amount of $23.3227 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, whose diameter were from 50 to $200\mu\text{m}$, ranged from $1.8078\text{-}79.5897 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Followed by the importance which the nitrogen、phosphorus、conductivity had affected on biomass of phytoplankton in the water body in Baosheng Lake, the sequence was that the conductivity first, concentration of nitrogen the second one, concentration of phosphorus the third one. The respective rate were 67.24%、23.86%、8.90% respectively.

(6) Phytoplankton biomass in Baosheng Lake had no obvious relationship with water temperature and transparency. With water pH values rose, the phytoplankton biomass declined, but there was no obvious negative relationship between two sides. The phytoplankton biomass rose by the increase of conductivity. The phytoplankton biomass had the positive relation with conductivity. The formula was $0.2439x - 85.4$ ($R^2 = 0.7708$).

(7). Analyze the growth of phytoplankton by using the conductance as the influential ecological factor

in China, and set up the models which different ecological factors affect phytoplankton

($Y=3.1219 \times X_1 + 10.1238 \times X_2 + 0.1677 \times X_3$ ($R^2=0.23$)). On the basis of it, the essay undergoes the prediction on the trend of the nutrient enrichment.

According to the above research results, the conclusion should be the followings:

(1) Phytoplankton biomass in Baosheng Lake had the close relation with ecological factors, such as TN、TP、conductivity. After the analysis by the formula, the ecological factors which affected the growth of phytoplankton characterized as : conductivity was in the first place, TN was in the second place ,and TP was in the last one. Because many factors affect the conductivity, and they are not controllable, if eutrophication in Baosheng Lake should be under control by decreasing phytoplankton biomass, to control TN may be much more important than to control TP.

(2) The paper was the first one which analyzed the growth of phytoplankton by using the conductivity as the influential ecological factor in China, and set up the models which different ecological factors affect phytoplankton ($Y=3.1219 \times X_1 + 10.1238 \times X_2 + 0.1677 \times X_3$ ($R^2=0.23$)). On the basis of it, the paper underwent the prediction on the trend of eutrophication. The result of analysis of the normal factors (biomass、species、TN、TP) was equivalent to the level of the nutrient enrichment by the model analysis. The result showed that the model was not only applied to the evaluation of nutrient enrichment and of the relation between water nutrient enrichment and phytoplankton ecological factors, but the prediction of the changing trend of eutrophication and phytoplankton biomass, therefore, the model was more advantageous than the normal index. The research presents that the model had the important value on the evaluation and prediction of nutrient enrichment in reservoir.

(3) The Cyanophyta and Chlorophyta were the major parts in the categories and amount of the phytoplankton in Baosheng Lake, which was different from the general lakes and reservoirs (in which, the Bacillariophyta and Chlorophyta took the most part). Generally considering, nutrient enrichment water body was typical of Cyanophyta. Therefore, the composition of the phytoplankton showed that the water in Baosheng Lake belongs to eutrophication. In the same time, the phytoplankton in Baosheng Lake were graded based on large algae species. However, the general former research points out that the eutrophication of water body would cause the minimization of phytoplankton. Therefore , from the distribution and classification of phytoplankton, nutrient enrichment of water body was not serious. The reason was that the reservoir had been renovated and the great change of volume of water. But there still exists the further research on the nutrient enrichment of water body in the reservoir by analyzing the distribution and classification of phytoplankton.

(4) The sequence of the alteration of amount of phytoplankton in four seasons was as the followings: the amount in spring was more than that in winter, the amount in winter was more than that in summer, the amount in summer was more than that in fall. Compared with it, the amount of phytoplankton in general

water body reaches the highest point in summer, and the lowest point in winter. The major reason might be that the water levels of water in winter and summer were lowest. On the one hand, the effect of the reservoir on dilution of nutrients had been reduced, on the other hand, mud was easily stirred so the nutrients could be released into the water, which was beneficial to the growth of phytoplankton. The result could explain the reason why the heavily polluted reservoir and large-scaled change of water level of reservoir, just like Baosheng Lake, is not identical with the normal lakes and reservoirs in the amount of phytoplankton with the change of seasons.

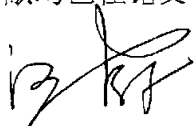
Key words: Baosheng Lake, phytoplankton, ecological factors, water quality, model

独创性声明

学位论文题目：宝圣湖浮游植物与若干生态因子相互关系的研究

本人声明所呈交的学位论文是本人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。据我所知，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，也不包含为获得西南大学或其他教育机构的学位或证书而使用过的材料。与我一同工作的同志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谢意。

学位论文作者：



签字日期：2006年5月25日

学位论文版权使用授权书

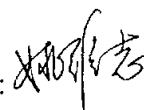
本学位论文作者完全了解西南大学有关保留、使用学位论文的规定，有权保留并向国家有关部门或机构送交论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅。本人授权西南大学研究生院可以将学位论文的全部或部分内容编入有关数据库进行检索，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文。

(保密的学位论文在解密后适用本授权书，本论文：不保密，保密期限至 年 月止)

学位论文作者签名：



导师签名：



签字日期：2006年5月25日

签字日期：2006年5月25日

学位论文作者毕业后去向：

工作单位：

河北省水利建设厅

电话：

(67822278)

通讯地址：

海船路三巷279

邮编：

401120

第1章 文献综述

1.1 概述

1.1.1 宝圣湖的基本情况

宝圣湖位于重庆市渝北区回兴街道办事处,原名两河口水库,地处重庆国际机场与重庆主城区之间,紧邻区政府所在地两路镇,是渝北区经济建设的重点区域之一。宝圣湖建成于1975年,总库容为216万 m^3 ,正常库容为172万 m^3 ,死库容20万 m^3 ,水域面积为466900 m^2 ,平均水深7.3m,最大深度16m,湖周长约4500m,岸线系数为1.858。

近年来,随着人民生活水平的提高和渝北城南开发区的建设,邻水而居、湖光山色成为人们的向往,因此宝圣湖周边的开发受到众多投资者的青睐,沿岸建设了度假村、学校、商住楼小区、高新技术企业,表现出良好的发展前景,沿岸人口呈现逐年增加的趋势。然而,在开发过程中缺乏有效规划和科学管理,沿岸未实施污水截流和雨污分流,宝圣湖周围的许多污染物随地表径流排进湖中,导致湖水质量逐年恶化。

由于宝圣湖水域狭小、沿岸人口密度大,再加上在建设过程中的环境整治措施不够配套,水域生态系统十分容易受人为因素的干扰,生态平衡比较脆弱,对污染的自净能力较差。目前,宝圣湖的湖水污染较严重,主要表现为水体富营养化的加剧,极大地损害了这一区域的环境质量,既影响了周边群众的工作和生活,也有损于当地招商引资的形象,制约了经济的可持续发展。

1.1.2 浮游植物的生态学功能

19世纪初,人类就开始研究浮游植物。自从1887年著名的生物学家V.Hensen创用了浮游生物 *plankton* 一词,到现在已经一个多世纪了,浮游植物的研究取得了很多重要的成果,从浮游植物的分类到分离培养,直到各种细胞器结构和功能的研究都取得了巨大的进展,尤其是电镜的应用对浮游植物的超微结构的研究起到了极大的推动作用^[1]。对进一步揭示浮游植物的功能和作用意义重大。

1.1.2.1 提供氧气

浮游植物在整个生物圈的碳循环中起着巨大的作用,大气中的 CO_2 大部分通过浮游植物的光合作用同化成有机碳,同时放出氧气。浮游植物初级生产力在调节大气 CO_2 浓度水平中起着极其重要的作用。湖泊浮游植物是湖泊的初级生产者,超过90%的湖泊初级产量是由浮游植物生产的^[1]。浮游植物主要是通过叶绿素a及其它色素的共同作用将无机碳转化为包括碳水化合物在内的基本有机物质,浮游植物的种类、组成、现存量及其光和能力大小,影响着整个湖泊食物链中的物质循环和能量转换,直接或间接地影响着浮游动物、经济鱼、虾、蟹、贝的存活、生长和繁殖。湖泊浮游植物的初级生产力决定了整个湖泊的渔业产量。近岸水域的浮游植物种群动态分布常常是影响增养殖业的主要因素。对湖泊初级生产者的浮游植物的种类组成、生物量的大小及初级生产力等方面的研究对人类合理开发和利用湖泊资源都具有极其重要的意义^[2]。

1.1.2.2 提供饵料

浮游植物作为湖泊的初级生产者,在整个湖泊物质循环和能量流动中扮演着重要的角色。浮游植物含有丰富的蛋白质、维生素及多种营养物质。浮游植物一方面通过其它生物间接为人类提供蛋白源等物质,绝大多数的藻类都是各种湖泊生物良好的饵料。另一方面,人类也可以利用微藻类直接作为蛋白质源、油脂源、维生素源,在食品和饲料中应用。微藻类可应用于生产 γ -亚麻油酸、二十碳五烯酸等有生理活性作用的脂肪酸和藻青苷色素等。微藻类经固定化后可利用其机能生产氢、氨和谷酰胺酸等^[3]。随着生物技术的发展,浮游植物作为饵料价值的应用前景也将更广阔。

1.1.2.3 物质转化

浮游植物通过其新陈代谢,可以吸收利用水体中的营养盐并将其合成为自身有机物,还可以促进水体中的一些有机物的分解或消耗,如某些细胞可以向水体中分泌磷酸酶,促使有机磷分解为无机磷。藻类还可以吸收利用水体中一些小分子有机物,如有机酸、氨基酸等。因此,浮游植物对湖泊、水库污染的指示及对湖泊污染的净化都起着巨大的和不可替代的作用。由于藻类对有机质和其它污染物敏感性不同,所以可以用藻类群落组成来判断水质状况,并用藻类作为水污染的指示生物。又由于藻类进行光合作用,能放出氧气,利用水中的N、P等营养盐,可用作氧化塘法进行污水处理。藻类、细菌和原生动物等组成的生物膜,对水体有机物的分解、水体净化和判断水质好坏均具有一定的作用。浮游植物的种类组成及生物量的大小在一定程度上反映了浮游植物与环境因子相依存的关系。

60年代初,Hrbacek等^[4]以及Brooks与Dosen^[5]等人提出食物网的理论,指出食物链上层的生物是调节下层生物的风度和大小的重要因子,表明浮游植物的量不仅是营养负荷的反应,同时也依赖于浮游动物。在70年代,Shapiro^[6]提出生态操纵(Biomanipulation effect)的概念,即通过改变鱼类群落结构,来调节浮游植物的群落结构以改善水质。到了80年代,欧美国家已经广泛应用浮游植物来转移水体中的营养盐,用以湖泊管理中以减轻富营养化的症状^[7, 8, 9]。

1.1.2.4 浮游植物与鱼类、浮游动物的关系

许多浮游植物可以直接作为水生动物的天然食物,因此它既决定水中天然饵料的丰度,又是溶氧的主要来源。

据研究,多种鞭毛藻类几乎都是白鲢易消化的优质食物;常见的优势种类形体大小多在10-20um以上,白鲢易于滤食。从消化性能来看,总的来说金藻、隐藻、部分甲藻和硅藻以及其他各门中的某些种类最易消化,并且消化性较稳定;大多数蓝藻较难消化,蓝藻分泌的产物对于水生植物和动物具有毒性,蓝藻中只有鱼腥藻是鱼类的良好的天然饵料;绿藻、裸藻和其他各门的一些种类消化性易变化,正常情况易消化,细胞老化或其他特殊生理状况下较难消化^[10]。Hrbacek等就提出,浮游动物的生物量不仅是营养负荷的反映,而且取决于鱼的存在,因为鱼能够降低浮游动物的生物量,转而引起浮游植物生物量的提高^[11]。

肉食性鱼(如鲈鱼等凶猛性鱼类)通过捕食浮游生物食性鱼(如鲢、鳙鱼),使以浮游动物为

食性的鱼的数量降低,从而减少了对浮游动物的捕食,使浮游动物生物量增加,并且向大型化转变。而大型浮游动物对浮游植物有较高的滤食效率和较宽的摄食范围,进而压制浮游植物的大量繁殖,降低了浮游植物种群的数量,从而达到控制富营养化的目的。

浮游生物食性鱼不仅滤食浮游动物,有的还可以直接以浮游植物为食,所以就有人提出直接用它们来控制富营养化。例如武汉的东湖,研究者利用放养鲢、鳙的办法控制了微囊藻的水华,至今效果长达十余年之久^[12]。在强大的摄食压力下,浮游植物自身也产生一定的抵御机制,某些浮游藻类能产生难闻的气味或释放毒素减少鱼类摄食。

1.1.2.5 浮游植物与高等水生植被的关系

高等水生植物主要包括挺水植物,沉水植物,漂浮植物和浮叶植物。大型水生植物可抑制浮游植物的生长,改善水质。原因^[13]在于:(1)光线竞争:大型水生植物浮于水面,其叶面及茎使太阳光难以辐射进入水体,浮游植物失去了进行光合作用的绝大部分能源;(2)营养盐竞争:大型水生植物的生长直接从水体中吸收营养盐,降低了水体中的营养盐含量,进而对浮游植物的生长产生不利影响;(3)感应作用:大型水生植物的生长释放化学物质,抑制浮游植物的生长。

从富营养化的直接后果来看,富营养化过程是某种植物在水体中建立优势的过程,它是包含一系列生物、化学、物理变化的一个复杂过程。在草型富营养化湖泊中大型水生植物是主要初级生产者,是湖泊系统物质与能量流的主要传递者。大型水生植物是宝贵的水生资源,它们的兴衰影响着整个湖泊生态系统的结构与功能^[14]。维持适度的大型水生植物可为鱼类、水鸟提供食料和栖息的场所,并可抑制藻类的蔓延、净化水质、缓冲富营养化的生态危害。

在草型湖泊中,大型水生植物不仅在生态平衡和水质保护方面具有重要作用,而且是湖泊生态系统营养循环的关键环节,它通过自身对碳、氮、磷等营养元素的吸收同化、收获输出、沉积等过程调节水体的营养平衡。研究大型水生植物在湖泊营养盐循环中的作用,揭示大型水生植物净化湖水的作用机制和潜在的二次污染及生物淤积效应,这不仅对研究湖泊演化规律和机理方面具有重要作用,而且对于制订适当的水生植物管理和利用策略也具有重要的现实意义^[15]。

大型水生植物生长过程中吸收同化湖水和底泥中的氮、磷等矿质营养物质,对降低湖水营养水平有重要作用,同时生产出大量有机物质,为水生动物提供了直接或间接的饲料,也创造了可供人类收获利用的水草资源。但另一方面不能被利用的水草自然腐烂分解,形成二次污染,其植物残体积累在湖底,加速湖泊淤积和沼泽化^[16]。

由于大型水生植物的生命周期比藻类长,死亡时才会释放这些营养物质,它们在富营养化水体中能起到与浮游植物竞争营养盐的作用,因此,氮、磷在高等水生植物体内的储存比在藻类中稳定,所以可通过在富含氮、磷等营养物质的污水中种植水生植物,把氮、磷富集于植物体中,限制浮游植物的过度增长,从而达到净化污水的目的,同时又可收获生物资源,例如菱角既有净化水质的作用,又有一定的经济食用价值^[17]。某些水生植物根系还能分泌出对藻类有毒有害的物质,达到抑制藻类生长的作用。高等水生植物群落还能微生物和一些微型生物提供了栖息场所,而这些生物能

分解矿化水中的有机胶体或悬浮物,减少了水中营养盐的过多积累,也就减少了藻类的过多繁殖。另外,水生植物根围还会栖生某些小型动物,如水蜗牛,能以藻类为食^[15]。

1.2 主要生态因子对浮游植物增长的影响

1.2.1 浮游植物与水体中营养盐的关系

浮游植物(主要是浮游藻类)是水域的主要初级生产者,它能进行光合作用,吸收CO₂并产生氧气,有利于水生动物的生长和繁殖。

湖泊中的营养盐成为浮游植物大量增殖的基础,作为水域生态系统的生产者,浮游植物能吸收水体中的氮磷营养盐,并转化为鱼类等其他生物能利用的形式。一般认为,藻类细胞中所含氮与磷的原子个数比是16N:1P,比例相当于7.2N:1P的重量比。王荐在太湖浮游植物与富营养化的研究中表明^[18],实际水体中的藻类生长对氮、磷的重量比要求在10~15:1这一范围。根据李比西(Liebig)的最小因子定律,“植物的生长取决于最小量状态下的营养量”^[19],因此当N:P>15时,藻类生长受到磷的限制,氮的供应充分;当N:P<10时,藻类的生长受到氮的限制,而磷供应充分。在藻类生长适宜的氮磷比条件下,即使氮、磷含量较低,藻类的生长也较好^[20]。

藻类对三种无机态氮都能利用,但最先利用氨氮,其次是硝酸盐氮,亚硝酸盐氮仅在低浓度时可被某些藻类所利用,可以通过藻类的增殖情况来了解水体的营养状况。湖水的N、P比在大部分水域中变化幅度狭窄,处于10/1~25/1的范围,而且在这个变动幅度中,氮量、磷量与浮游植物现存量之间构成了明显的直线关系^[21]。Rhee^[22]的研究表明,湖水中的总氮、总磷量愈多,浮游植物的现存量也愈多。当水中的氮、磷超过一定的含量或氮磷比不协调时,藻类会大量繁殖,使水体的透明度下降,溶解氧减少,水质恶化,鱼类和其他水生生物大量死亡。

1.2.2 光照和温度

光合作用是个动态过程,而光是影响光合作用动态的主要因子。只有光能的吸收和利用维持平衡,光合作用才处于最佳状态。但自然界中的光强存在日变化和季节变化,会产生胁迫而打破这种平衡,而植物通过启动一系列的生理响应来维持这种动态平衡。植物在弱光下可以通过增加捕光色素蛋白复合体的截面积来增加光能的吸收,在强光下则可以通过减少捕光色素蛋白复合体的截面积来减少光能的吸收^[23],同时也可通过叶黄素循环、状态转换甚至是光抑制来耗散过剩的光能^[24],这些过程都是植物光驯化(Photoacclimation)的组成部分^[25-26]。

快速光曲线是近年来兴起的一种技术,它利用调制荧光原理,通过测量电子传递速率(Relative electron transport rate, rETR)随短期光合有效辐射(Photosynthetically active radiation, PAR)的变化,来阐明样品的光合特征^[27, 28]。这种方法在不同PAR梯度下的光适应时间很短(10S),测量过程对样品自然光合状态的干扰小^[29]。研究证实rETR与光合放氧速率和CO₂固定速率在达到光饱和前具有良好的线性关系^[18-32]。

硅藻是海洋中的主要浮游植物类群之一,大约贡献了地球总初级生产力的25%^[32]。在光照强度变化剧烈的湍流区,硅藻是优势种,说明硅藻可以适应这种光环境,这可能与硅藻具有超强的光保护能力有关^[34, 35]。研究硅藻对光强的适应能力,对阐明硅藻在水体中的分布具有重要意义。

1.2.3 N元素

营养元素氮是生物生长必需的元素。自然界中的氮主要是以氮气的形式储藏于大气中。大气圈中的氮气为具有固氮能力的植物提供了丰富的氮供给源。水体中的大部分氮与生物(藻类、微生物、水中真菌类、浮游动物类及高等水生植物等)有机物质有关。当有机体死亡时,含氮的有机物质部分被矿化,然后进入水体深层,或聚积在水底沉积物中。有相当大的含氮有机物质沉降到水底,形成碎屑,促使淤泥沉积物的生成。还有一部分有机物质参加循环,从而改变了水域中水生生物群落的营养水平。

人类的活动也改变了自然界中氮的循环。工业的发展导致了化肥与农药的增长,化肥是利用大气中的氮气制造出来的。大气中的氮正在以极大速率被引入到陆地生态系统中。此外,还有大量的氮以动物粪便的形式被施加到耕地中,只要很少部分的氮就可以满足植物生长的需要,剩余的氮可能积累在土壤中、从土地中转移到地表水中、迁移到地下水中、通过氮的挥发作用生成二氧化氮进入到大气中。同时,汽油、煤等化学燃料的燃烧也使得大量的氮进入到大气中,而它们中的很大一部分最终以降水的方式又回到水体中。从某种程度上讲,水体富营养化形成的主要原因之一是,由于自然界中氮循环的固氮过程被人类不断强化而造成水体中氮负荷的增加^[36]。

Sjoeberg等^[37]的模型以浮游植物的生物量、碎屑和一种营养盐为变量,正确模拟了最大水华发生时间,但模拟以初级生产比实测值高2倍,水华消衰很慢,没有再现营养盐消耗与最大生产力之间的相位差。他认为营养盐的再生与向上输运限制了水花后的初级生产,而不是生物量对光的可获性。徐永富^[38]使用了一个包括浮游植物、细菌、自养细菌、异养细菌、有机碎屑、溶解有机氮、硝态氮和铵盐描述了上层水体的生物过程,给出了浮游植物在营养盐驱动下的年循环。

随着环境污染的日趋严重,富营养化问题越来越受人关注^[39],富营养化不仅破坏湖泊生态系统的平衡,而且严重损害湖泊水产资源,某些藻类细胞生物分泌的毒素可通过鱼、贝类积累传递,进而危害食用者的健康。因此世界沿海国家普遍重视富营养化研究对它的发生机制进行了大量的研究^[40,41]。引起富营养化的机理十分复杂,富营养化的发生发展和消失是生物、化学和水文气象等各因素综合作用的结果。限制或促进富营养化形成的化学要素有三类:第一类是氮、磷等营养盐,第二类是锰、铁等生物必需的微量元素,第三类是溶解的维生素类及其他藻类增殖促进的有机物。溶解有机物往往可以成为直接的营养源对富营养化藻类的增殖有促进作用^[42]。氨基酸对浮游植物生长影响的研究少,McCarthy^[43]利用N-15测定了美国南加州沿岸天然浮游植物对尿素的吸收,发现所吸收的尿素量占吸收的总氮的1~60%,平均值为28%,占相当大的比例。

到目前为止,对无机氮和磷对浮游生物的限制或刺激作用进行了大量研究,而溶解有机物对浮游植物的作用研究得较少^[44]。

1.2.4 P元素

关于施肥对浮游植物的影响,多以淡水和海水养鱼池塘、水库等为研究对象^[45-50]。

在富营养化湖泊水体中,磷以各种形态存在于藻类细胞之中。磷酸盐类是主要组成成分,磷酸盐也存在于三磷酸腺苷(ATP)这样的具有很高能量的物质中。目前,对化合态的磷是否适合于藻类吸

收还缺乏确切的证据。但是,对于离子态的正磷酸盐是水生植物吸收的最主要的形式这一事实已经清楚。有机磷化合物被藻类直接吸收利用的问题,国内外对此研究颇多。已有的研究结果初步揭示,微生物利用体内的酶,将磷酸根(PO_4^{3-})从有机磷分子中分解出来,或者通过释放胞外酶的方式来加速这一分解过程。

在湖泊水体中,磷的存在形式与湖水的pH值有直接的关系:当湖水pH值在3~7范围时,磷主要以 H_2PO_4^- 形式存在;而当湖水pH值8-12时,则主要的形态为 HPO_4^{2-} 。

沙耶(Sawyer)在1947年曾经研究指出:当水环境中总磷浓度超过 $0.015\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,氮浓度超过 $0.3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时藻类就会快速增殖。佛西(Fush)等在20世纪70年代初期曾对磷与藻类生长的相关性进行研究,结果表明当水体中磷浓度低于 $0.003\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,就可能限制藻类的生长。

1.2.5 微量元素

铁在浮游植物的生长过程中发挥着非常重要的作用,是一种不可或缺的微量营养元素。在高营养盐低叶绿素海区,铁控制浮游植物的生长和浮游植物群落的组成^[51]。

人们对浮游植物在铁限制条件下的新陈代谢的结果的理解还处于初步探索阶段,然而科学家发现了一些可以指示藻类铁限制的一些参数,例如细胞色素C/质体蓝素的比例,铁氧化还原蛋白/黄素氧化还原蛋白的比例^[52],荧光特征,铁的传输速率,蛋白质和免疫探针mRNA的含量。黄素氧化还原蛋白是一种小的电子传输蛋白质,在铁的限制条件下能够替代铁氧化还原蛋白,在低浓度铁的限制下,黄素氧化还原蛋白可以达到较高的浓度^[53]。Doucete^[54]等人研究发现铁的限制产生的黄素氧化还原蛋白广泛地存在于海洋浮游植物中,因此可以用黄素氧化还原蛋白的存在与否判断浮游植物的生长是否受到铁的限制;单细胞免疫研究显示黄素氧化还原蛋白明显存在于东北太平洋硅藻的叶绿体内,说明这一地区硅藻的生长受到铁限制。

质体蓝素是一种在叶绿体的光合作用中作为电子传递体的含铜蛋白,细胞色素C是含铁的,在铁的限制的条件下会使浮游植物用含铜的质体蓝素来替代含铁的细胞色素C^[55],这样我们就可以通过测定细胞色素C/质体蓝素的比例来判断藻类是否处于铁限制。快速重复荧光计可以测定光合系统II(PSII)发出的叶绿素荧光变化,提供了一个快速测定藻类光合成系统的效率的方法,从而能够反映浮游植物集体的新陈代谢的状态。Greene等^[56]人利用快速重复荧光计测定叶绿素荧光,结果显示整个赤道太平洋高营养盐海域叶绿素荧光值较低,施加铁后荧光增加,因此可以用浮游植物叶绿素荧光值来指示浮游植物缺铁的状态。铁的可利用性限制了光化学能量的转移效率,是控制高营养盐低叶绿素海域光合作用和生长的主要机制。在赤道太平洋的HNLC海域,在所有的浮游植物种类中PSII系统有较高的失活的反应中心和低的光合能量转换效率,但是在施加铁后,所有的浮游植物种类的光合成效率增加了近70%。Zettler等^[57]的实验同样发现赤道太平洋施铁后各种浮游植物的荧光值均大于施铁前的荧光值。Kolber等^[58]利用敏感荧光法测定光化学能量的转化效率,结果同样证明铁限制了赤道太平洋浮游植物的生长。这种快速的荧光测定方法是了解浮游植物群落的生理状态的重要工具。

铁是浮游植物生长所必须的微量营养元素。铁在浮游植物对氮的吸收、固氮菌对 N_2 的固定、叶

绿素的合成、光合作用电子的传输等生物过程发挥着非常重要的作用。因此铁的限制会阻碍浮游植物的生长,对浮游植物生化组成也有较大影响。蔡阿根等^[59]研究了不同络合态的铁与胶态氢氧化铁对三角褐指藻生长及光合作用的影响,结果显示三种形态的铁对藻类生长促进作用的大小为 Fe^{3+} -EDTA> Fe^{3+} -FA>胶态氢氧化铁。

陈慈美等人^[60, 61]通过对中肋骨条藻的研究显示,在铁的限制条件下,硅比氮以更快的速率被浮游植物吸收,导致Fe与Si的共同限制。浮游植物在氮环境下生长比在氮氮环境下生长需要更多的铁,因为氮的还原过程需要铁,尤其是氮还原酶有较高的需铁量^[62]。Raven^[63]计算表明在氮源下生长的藻类对铁的需求比在铵源下多60%。Kudo和Harrison^[64]研究显示在不同的氮源(硝酸氮和铵氮)下生长绿藻Synechococcus细胞内铁的差异在高光强下达到7倍,在低光强下达到10倍。Kevin和Charles^[65]研究认为铁限制能影响铵源和氮源的吸收比例,在铁限制的条件下,铵源比氮源使藻有更大的生长速率。铁的使用效率在高光强铵源条件下最高,在低光强氮源下最低。氮源比铵源需铁量更多。

Takeda等^[66]人实验发现在铁的限制下,浮游植物对氮的吸收减少,细胞内碳氮磷的量减少,细胞内硅的量增加,这样铁限制增加了生物活性硅的输出。Hutchins等^[67]人研究发现在缺铁的条件下,浮游植物对硅的吸收速率高于氮,使硅迅速减少,导致铁和硅的共同限制。这样铁的限制使生物活性硅通过硅藻的沉降而沉降。陈慈美等^[61]发现随着铁的增加,该藻对氮的吸收量增加:当铁浓度一定时,不同形态的氮源对藻细胞内氨基酸转化为蛋白质速率的影响是低氧化态氮源高于高氧化态氮源。陈慈美和郑爱榕等^[60]认为氨氮能直接转化为细胞活性有机物,而硝酸氮需要铁还原蛋白还原后才能被利用。因此各种形态的氮中氨氮最容易被细胞吸收。藻类吸收硝酸氮由主动运输系统完成,被位于质膜上的ATP酶所催化,一旦硝酸氮进入储库可储存于液泡或经硝酸、亚硝酸还原酶还原为铵氮,藻对铵氮的吸收也已主动运输为主,铵氮通过谷氨酸合成酶的调节,形成的氨基酸用于生物生长所需的蛋白质、核酸和色素等生物大分子的合成。

1.2.6 其他生态因子

影响水湖泊、水库浮游植物生物量的因素很多,国内外多集中在水化学、鱼类、浮游生物等与初级生产力及能量转化效率的关系研究^[68-73]。湖泊、水库作为蓄水、灌溉、防洪、养殖多功能水体,担负着灌溉、防洪的任务,水位变化较大,对浮游植物初级生产力及能量转化效率影响较大。姜作发^[74]等人研究了哈蟆通水库水位变化对浮游植物初级生产力及能量转化效率的影响,结果表明:(1)浮游植物现存量随水位下降而升高;(2)浮游植物初级生产力与水位的变化有明显的相关性;(3)能量转化效率随水位的下降而降低,天然饵料资源未得到充分利用;(4)浮游植物多样性指数随水位降低而变小,呈明显的相关性($r=0.925$)。

卢亚芳等^[75]通过对厦门杏林湾水库浮游植物密度与生态因子的灰关联分析的研究,结果表明杏林湾水库浮游植物群落中蓝藻数量最大,硅藻次之,浮游植物群落表现出小型化,数量大的特点,个体数量最大值出现在6月,最小值出现在2月,应用友关联分析方法进行数据分析,在水温、水深等11项环境因素中找出影响浮游植物密度的主要因素。结果表明,水温、溶氧量、盐度、透明度、pH、化学耗氧量、总磷是影响厦门杏林湾水库浮游植物密度的主要因子。

1.3 浮游植物增长模型的研究进展

1.3.1 浮游植物模型

浮游植物大量繁殖是湖泊富营养化的主要特征之一。运用生态模型模拟浮游植物的发生、生长和繁殖规律对于全面预测湖泊生态系统的结构和功能的改变有着十分重要的意义。目前,模拟浮游植物生长的主要方法有:使用限制因子假说来模拟浮游植物的生长;浮游植物初级生产力的估算和运用质量守恒定律来模拟浮游植物的生长。

组成浮游植物的元素主要包括碳、氧、氢、氮、磷等。李比希的最小因子定律表明任何有机体的生长量是由最缺乏的养分因子决定的。然而在实际环境中,浮游植物的生长可能受到不只一种元素的限制。已有学者证实浮游植物群落处于一种非平衡状态,即在同一限制性营养物质浓度水平下,浮游植物中并不是所有藻类种群都表现出对这种营养物质的缺乏^[76]。在Monod模型中表达了稳态条件下一种限制性营养元素与浮游植物生长的关系。Bault^[77]认为在浮游植物生长过程中,氮、磷和碳都可能是限制浮游植物生长的元素,从而建立了三种限制性营养元素与浮游植物生长之间关系的模型。然而,不同模型中这三种元素之间的相互关系的描述各不相同上面模型都假定在浮游植物体内N、P、C的含量比例是恒定的,但实际上浮游植物的组成并不是恒定的,它在某一程度上反映了水中各种物质的含量,比如说,如果水中磷含量很高,那么浮游植物将吸收更多的磷,这叫“奢侈吸收”。Jcbrgensen^[78]已经证实至少在高度富营养化湖泊中必须考虑浮游植物体内各种营养盐含量比例关系的改变。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联系起来,建立了Droop模型。实验室培养实验和野外调查结果证实,它适用于大多数限制性营养盐条件,将其作为管理模型使用时,还需要考虑细胞内部营养库物质平衡以及物质交换对内部营养库的贡献^[79]。DiTo-ro在建立Erie湖浮游植物和营养模型时认识到这一问题,他认为既然细胞营养吸收过程比细胞生长时所需营养的消耗快得多,那么当营养盐浓度变化速率比细胞生长速率慢时,细胞与外界环境保持相对平衡。因此,浮游植物与营养盐可利用程度之间的季节性变化关系。可用简单的Monod方程表达野外试验成功地表明,使用Monod模型所得到的结果与使用复杂的Droop机理模型所得到的结果相一致。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^[76]。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环境因子致细胞本身的内环境有关。单位水体通过一定时间有机物质合成的数量受到藻类叶绿素含量、光强、营养盐和温度等多种条件的制约^[80]。Chen等人考虑了四种外界因子如氮、磷、太阳辐射和温度,利用米氏方程建立了模型^[81]。Ny-holom则考虑了内部因子与浮游植物光合作用的关系,他们认为磷是光合作用的主要限制因子,从而建立了浮游植物光合生产量预测模型。Di-Toro和Ma-tystik^[82]考虑了水深和时间,结合Steele方程研究了蓝藻和硅藻生长与光的关系,揭示了强光抑制藻类生长,绿藻与光的关系,可用类似于Monod方程的函数来表达。还有Pattern等, Larsen等, Jansson, Anderson都建立了不同的浮游植物光合作用计算模型^[77]。另外,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和净生产力,溶解氧自动测定装置问世使在一个较长的时期内通过

测定水体中溶解氧来研究水生生物群体的初级生产力和氧气消耗成为可能^[83]。

目前浮游植物生态模型还需进一步完善。特别是对于一些空间上跨度很大的湖泊, 通过把多级浮游植物、养分负荷模型与水动力学模型整合在一起, 才能有效地预测养分负荷的改变对浮游植物组成及其优势种的影响。模拟湖泊对养分负荷的响应也必须考虑悬浮底质和沉水植被, 它们在富营养化湖泊养分循环中扮演着重要的角色^[84]。所以, 生态-动力学模型才是湖泊富营养化模拟模型研究的主流。

1.3.2 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最关键的限制物质。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Thomas^[85]提出的Vollenweider模型, Vollenweider模型假定, 湖泊中随时间而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及其在湖内沉积的磷, 即

$$H \frac{dP(t)}{dt} = Ls(t) - V_s P(t) - q_s P(t) \quad (1)$$

式中 h 为湖泊平均水深, $H = \text{体积} / \text{表面积}$, m ; $P(t)$ 为 t 时刻实际水体中磷的质量浓度, $mg \cdot m^{-3}$; L 为单位面积输入湖泊的总磷负荷, $ms \cdot (m^2 \cdot a)$; V_s 为沉降速度, $m \cdot a^{-1}$; q_s 为单位表面积的出流量, $m \cdot a^{-1}$ 。

Roben等^[86]又对Vollenweider模型进行了一些修正, 产生了Dillon模型。单一营养物质模型在北美和加拿大的湖泊以及世界上其他国家和地区得到广泛应用。1979年以来, 我国也将其用到湖泊、水库的富营养化的研究中。陈永灿^[87]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年的实测资料分别确定了总磷、总氮的沉降速度 s 和BOD、COD的综合沉降系数 K , 由建立的水质模型对密云水库在不同污染负荷下2005年时水质及富营养状况进行了预测。基于Vollenweider模型思路, 陈云波^[88]分析了滇池水动力特性, 将完全均匀混合质量平衡水质模型应用于滇池水质有机污染浓度预测, 给出了2000年和2010年各种水文情景下的水量预测、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、限制性营养物质惟一, 所以数学式简单, 所需数据少, 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时段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, 不可避免的存在很多不足^[89]: ① 模型只能求解总磷的平均浓度分布, 不能模拟各态磷在水体中的循环; ② 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; ③ 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的发展, 在很大程度上克服了早期磷模型的缺陷: 从考查单一的总磷浓度发展到模拟水体中整个磷系统(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多层模型; 从单纯考虑水体本身的营养盐循环发展到考虑底泥和水体界面的营养盐交换过程等。Seo & canale^[90]对3种典型的磷模型的特点进行了综合分析比较。Havens等^[91]以3个典型的浅水湖泊Kasumigaura(日本), 东湖(中国)和Okechobee(美国)为模拟

对象,根据浅水湖泊的特点:没有稳定的分层现象;整个水体的频繁混和;相对剧烈的沉淀再悬浮和底泥营养盐的释放等,应用3种经典的磷负荷模型计算了湖泊内的磷负荷,对一般浅水湖泊磷模型的选取有积极的借鉴作用。

研究表明^[92],湖泊中的底泥是湖泊水体中营养盐的主要来源之一,尤其是在浅水湖泊中,水体与底泥之间的营养盐交换十分活跃。而湖泊沉积物与水体之间的磷交换过程包括磷的生物循环、含磷颗粒的沉降与再悬浮、溶解态磷的吸附与解吸附、磷酸盐的沉淀与溶解等,这些物理、化学、生物过程交织在一起,增加了研究的难度,因此,如何模拟底泥和水体界面的营养盐(主要是磷)交换是营养盐模型研究的重点^[93]。Evans^[94]对第八届“沉淀物-水体交换”国际研讨会的论文进行了总结,指出,目前沉淀物和水体交换的研究工作取得了很大进展,主要在以下4个方面:① 沉淀物的动力学过程的研究:应用红外遥感等新技术模拟颗粒磷的沉降与再悬浮等物理过程;② P以外的营养盐(N、Si、有机碳等)的循环过程的研究;③ 沉淀物中的化学反应过程研究:应用C和N的稳定同位素追踪有机元素,从而更深入的了解沉淀物中的化学过程;④ 在研究沉淀物和水体营养盐交换的基础上,提出了很多通过底泥的疏浚、营养盐的管理等改善水体富营养化状况的方法。

总体来看^[95],单一营养盐模型具有模型简单、使用方便等优点,营养盐循环的深入研究有利于全面细致地模拟水体的富营养化。但是它也有自身难以克服的缺点:① 只把一种营养盐(如磷)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综合影响;③ 不能反映湖泊生态系统的动态发展过程等。

1.3.3 生态-动力学模型

随着人们对污染物在水中物理化学生物过程的正确认识和计算机模拟计算能力的增强,在过去20年里,利用交叉科学知识,研究和模拟湖泊生态系统有了很大的进步,也使得将水动力学的对流-扩散模型与生态模型相结合成为可能。90年代后,人民注意到各种水动力学过程对水生态系统的影响,已将生态学和动力学结合,出现了一个新的交叉学科“生态水动力学”,作为流体力学的一个分枝^[96]。它强调与物质输移、交换和命运有关的水动力学过程,它广泛依赖于物质、化学及生物信息。

90年代以后,生态水动力学建模得到了迅速的发展。Skogen *et al*(1994)将三维水动力学和北海生态模型结合,建立了北海生态水动力学模型^[97]。Shuert and Walsh(1993)^[98]将三维水动力学模型与重要生化过程结合模拟了 North Bering Sea 海和 South Chukchi Sea 海生态系。汉堡大学海洋研究所的海洋生态数值模拟小组于近年拉开发了一个初级生产力模拟^[99]。在各种文献中对生态水动力学模型的建模已有详细的论述^[100-103]。生态水动力学模型主要有两个部分组成:一为水动力学子模型,二为生态子模型。但是由于生态水动力学模型强调水动力学过程对生态系统的影响,一般所建立的生态模型较为简单。

目前,在生态水动力学模型方面的研究刚刚起步,许多方面的问题还不甚清楚。国内在生态环境模拟方面的研究较晚,目前模拟湖泊水体污染的模型大都只考虑了水动力学过程,但是没有考虑生物与环境之间的相互作用及生物的变化。日前国内仅有中国海洋大学用生态模型进行胶州湾生态

环境的模拟^[104]，而采用水动力学过程、生物化学、物理等许多学科交叉的方法对湖泊生态环境进行研究国内还没有出现。

1.3.4 模型研究期望

在过去的20年间，在湖泊富营养化模型研究方面取得了很大的进步，它经历了由单一因素、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。由于具有一系列复杂程度不同的模型，从而可以根据所供数据的数量和质量选择适合的模型，这使应用模型来解决环境问题成为可能。研究认为未来模型的创建有两条路可走：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^[105]。对于这两个方向有关学者尚有争论，争论的结果是两个方向都应该鼓励，通过这两种方法的使用获取新的知识和经验，同时通过对湖泊生态系统更加深入理解和模型的广泛应用来完善模型^[83,91,92,103]。

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。因此，我们在研究单一因素、局部过程和生理生态的同时，必须对湖泊生态系统进行深入的研究。随着现代科学技术的发展和人们对湖泊富营养化认识的提高，这些问题肯定会得到解决，湖泊富营养化模型将会向越来越精细、准确和适用的方向发展。同时，随着生态学界对“格局—过程—尺度“(pattern—process—scale)认识加深，尺度研究越来越受到重视，这也反映在湖泊富营养化模型研究当中，如将湖泊富营养化模型与流域非点源养分模型、农业投入与收益评估标准相结合，形成多目标管理优化模型，用于科学决策、从而可促进整个流域的可持续发展^[106]。而最近出现的生态与水动力耦合模型和面向对象模型由于考虑了尺度效应和空间异质性，将来肯定会用到湖泊富营养化模拟研究当中^[107]。还有近年来出现的湖泊富营养化模型与神经网络模型、决策支持系统的结合也显示出了良好的应用前景^[108]。

第2章 引言

2.1 研究目的与研究内容

通过对宝圣湖生态因子与浮游植物生物量相互关系的研究,旨在建立水库富营养化浮游植物增长模型,探索出对水库富营养化限制因子的控制,为水库富营养化的生态修复提供理论依据。

本试验分析了宝圣湖理化因子、浮游植物种类组成、分布及生物量,初步建立了宝圣湖生物量的变化与总氮、总磷、电导率相关的预测模型。

2.2 研究目标及意义

随着社会的发展,城市水库富营养化问题日益严重。位于重庆市渝北区回兴街道的宝圣湖属于典型的城市生活污水引起的富营养化水体,由于伴随渝北城南开发区的建设,宝圣湖沿岸大量房地产的开发,加之开发过程中缺乏科学的规划和有效的管理,宝圣湖水体环境逐渐恶化。针对宝圣湖富营养化问题,建立宝圣湖浮游植物动态增长模型对模拟浮游植物的变化过程,提供发生水华的原因和生态机理的解释都具有理论意义和实际意义。

第3章 浮游植物的生物量和种类组成

宝圣湖位于重庆市渝北区回兴街道，属于典型的因接纳城市生活污水而引起富营养化的水体。浮游植物是水域生态系统的主要成分之一，其生物量和种类组成与水体营养水平具有直接关系，因此往往是评价水体富营养化的总要指标。为了解宝圣湖水体富营养化的现状和特征，对其浮游植物的生物量和种类组成进行了研究。

3.1 材料和方法

3.1.1 采样点的布设

宝圣湖采样点的布设见图3-1。其中I站点设在进污口，来水多为长安厂未经处理的生活污水，营养盐含量丰富；II站点设在大坝附近；III站点设在受人类活动影响较大的桥下中心处；IV站点设在水面开阔的湖中心；V站点设在水沟处进污口附近，来水主要是雨水和洗车厂的污水。

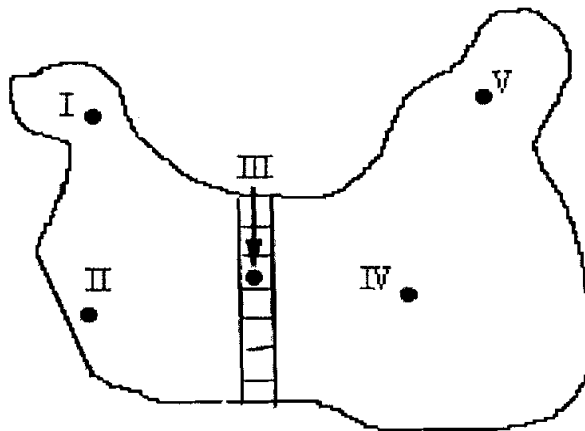


图 3-1 采样点的位置

Fig.3-1 The locations of the sampling stations

3.1.2 采样时间

从2005年1月份到2005年12月份一个周年中，共进行了12次样品的采集。每月中旬上午10:00-12:30在上述五个站点进行采样，用1L有机玻璃采水器分别采取各次样点的水面下0.5m处、中层、底泥以上0.5m处三层水水样。将水样倒进1L的塑料桶中，立即加10mL左右的Lugol'S固定液固定，用作浮游植物的定量、定性分析。

3.1.3 检测项目及分析方法

将用Lugol'S固定液固定的1L水样带回实验室，用浮游生物沉淀器沉淀24h后，吸掉上清液，浓缩至50mL。计数前将样品充分摇匀，然后取0.1mL于0.1mL计数框内计数，定量计数在 10×40

倍视野下进行, 每个样本重复计数两次, 两次误差小于 15% 为有效, 每次观察计数个数为 300~500 个。其中小型个体和个体较大的种类分别计数, 以减小误差。浮游植物的鉴定主要参考胡鸿钧^[109], 周凤霞和陈剑虹^[110]等。

3.2 结果与讨论

3.2.1 浮游植物的种类组成及优势种

从水样标本中共鉴定出浮游植物 7 门 (图 3-2) 48 种 (表 3-1), 种类最多的是绿藻门 (*Chlorophyta*), 16 种, 占藻类总数的 34%; 其次是蓝藻门 (*Cyanophyta*) 14 种, 占藻类总数的 29%; 然后依次是硅藻门 (*Bacillariophyta*), 共 10 种, 占藻类总数的 21%; 隐藻门 (*Cryptophyta*), 共 2 种, 占藻类总数的 4%; 黄藻门 (*Xanthophyta*) 2 种, 占藻类总数的 4%; 甲藻门 (*Pyrrophyta*) 2 种, 占藻类总数的 4%; 裸藻门 (*Euglenophyta*), 共 2 种, 占藻类总数的 4%。

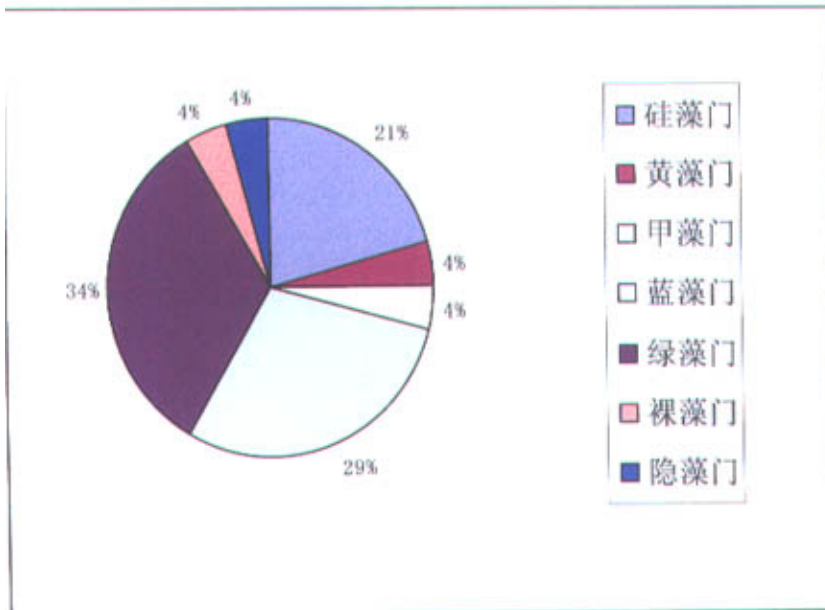


图 3-2 宝圣湖浮游植物各门种数占总种数的比例

Fig.3-2 The percentages of the number of the species of each phylum to the total number of the species of phytoplankton

表 3-1 宝圣湖浮游植物种类名录

Tab. 3-1 List of species phytoplankton of Baoshenghu Lake

种类	species	种类	species
绿藻门	<i>Chlorophyta</i>	大型鞘丝藻	<i>Lyngbya mojor</i>
小球衣藻	<i>C. microsphaera</i>	硅藻门	<i>Bacillariophyta</i>
针形纤维藻	<i>A. acicularis</i>	线形舟形藻	<i>N. graciloides</i>
四尾栅藻	<i>S. quadricauda</i>	具星小环藻	<i>C. stelligera</i>
二形栅藻	<i>S. dimotphus</i>	系带舟形藻	<i>N. cincta</i>
十字藻	<i>C. apiculata</i>	肘状针杆藻	<i>Synedra ulna</i>
短棘盘星藻	<i>P. boryanum</i>	美丽星杆藻	<i>Asterionella formosa</i>
纤细月牙藻	<i>Selenastrum gracile</i>	湖沼圆筛藻	<i>Coscinodiscus lacustris</i>
空球藻	<i>Eudorina elegans</i>	波缘曲壳藻	<i>A. crenulata</i>
钝角鼓藻	<i>S. retusum</i>	尖头桥弯藻	<i>C. cuspidata</i>
六臂角星鼓藻	<i>S. senarium</i>	中间异极藻	<i>G. intricatum</i>
美丽团藻	<i>Volvox aurens</i>	弯羽纹藻	<i>P. gibba</i>
螺旋弓形藻	<i>S. spiralis</i>	隐藻门	<i>Cryptophyta</i>
分叉弓形藻	<i>S. judayi</i>	嗜蚀隐藻	<i>Cr. erosa</i>
小球藻	<i>C. vulgaris</i>	卵形隐藻	<i>Cr. ovata</i>
多形丝藻	<i>U. variabilis</i>	黄藻门	<i>Xanthophyta</i>
并联藻	<i>Quadrigula chodatii</i>	近缘黄丝藻	<i>T. affine</i>
分叉弓形藻	<i>S. judayi</i>	绿黄丝藻	<i>T. viride</i>
小球藻	<i>C. vulgaris</i>	甲藻门	<i>Pyrrophyta</i>
蓝藻门	<i>Cyanophyta</i>	裸甲藻	<i>G. aeruginosum</i>

铜绿微囊藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>	沃尔多甲藻	<i>P. volzii</i>
不定微囊藻	<i>Microcystis incerta</i>	裸藻门	<i>Euglenophyta</i>
阿氏项圈藻	<i>Anabaenopsis arnoldii</i>	曲尾扁裸藻	<i>Phacus lismorensis</i>
大型鞘丝藻	<i>Lyngbya mojar</i>	刺鱼状裸藻	<i>Euglena gasterosteus</i>
螺旋鱼腥藻	<i>Anabaena spiroides</i>	硅藻门	<i>Bacillariophyta</i>
普通念珠藻	<i>Nostoc commune</i>	线形舟形藻	<i>N. graciloides</i>
美丽颤藻	<i>Oscillatoria formosa</i>	具星小环藻	<i>C. stelligera</i>
银灰平裂藻	<i>Oscillatoria glauca</i>	系带舟形藻	<i>N. cincta</i>
中华平裂藻	<i>Oscillatoria sinica</i>	肘状针杆藻	<i>Synedra ulna</i>
大螺旋藻	<i>Spirulina major</i>	美丽星杆藻	<i>Asterionella formosa</i>
中华尖头藻	<i>Raphidiopsis sinensia</i>	湖沼圆筛藻	<i>Coscinodiscus lacustris</i>
弯形尖头藻	<i>Raphidiopsis curvata</i>	波缘曲壳藻	<i>A. crenulata</i>
纤细席藻	<i>Phormidium tenue</i>	尖头桥弯藻	<i>C. cuspidata</i>
红色颤藻	<i>Oscillatoria rubescens</i>	中间异极藻	<i>G. intricatum</i>
蓝藻门	<i>Cyanophyta</i>	弯羽纹藻	<i>P. gibba</i>
铜绿微囊藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>	隐藻门	<i>Cryptophyta</i>
不定微囊藻	<i>Microcystis incerta</i>	嗜蚀隐藻	<i>Cr. erosa</i>
阿氏项圈藻	<i>Anabaenopsis arnoldii</i>	卵形隐藻	<i>Cr. ovata</i>

五个采样点绿藻的年均生物量分别为 $6.0562\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $6.1192\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $8.4096\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $8.0806\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $9.1071\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。绿藻年均生物量在五个站点有显著差异（表 3-2），V 站点绿藻年均生物量最高，达到 $9.1071\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，I 站点绿藻年均生物量最低，仅为 $6.0562\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。藻生物量在 I、II、III、V 站点依次递增，并存在显著的差异。宝圣湖的绿藻大多由绿球藻目的种类组成，但它们并不占绝对优势。研究期间，优势种是新月藻（*Closterium sp*）和衣藻（*Chlamydomonas sp*），尤其是夏季 6、7、8 月

份更是如此。除此之外,四尾栅藻(*S.quadricauda*)、二形栅藻(*S.dimorphus*)、十字藻(*C.apiculata*)、十字藻(*C.apiculata*)、短棘盘星藻(*P.boryanum*)等出现频率较高。

就生物量而言,蓝藻门(*Cyanophyta*)的种类在宝圣湖所占的比重较高,五个站点的年均生物量分别为 $8.2159\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $7.2804\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $12.7300\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $7.3264\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $15.0181\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。蓝藻年均生物量在五个站点有显著差异(表3-2),V站点绿藻年均生物量最高,达到 $15.0181\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,II站点绿藻年均生物量最低,仅为 $7.2804\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。II、IV站点的蓝藻年均生物量较I、III、V低,这可能与各个站点所处的位置不同、营养盐浓度也不同有关,I站点为进污口,营养盐比较丰富,III站点处于桥的正中央,而桥的两端是人口密集的小区,有机质含量高。相对来说,蓝藻变化较大,在3月份、4月份和10月份形成以颤藻(*Oscillatoria sp*)为主的优势种,而在12月份却形成以水华束丝藻(*Aphanizomenon flos-aquae*)为主的优势种,而且蓝藻在五个站点的种类组成差异较大,常见种类主要有铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)、不定微囊藻(*Microcystis incerta*)、阿氏项圈藻(*Anabaenopsis arnoldii*)、大型鞘丝藻(*Lyngbya mojar*)、螺旋鱼腥藻(*Anabaena spiroides*)、普通念珠藻(*Nostoc commune*)、美丽颤藻(*Oscillatoria formosa*)、银灰平裂藻(*Oscillatoria glauca*)、中华平裂藻(*Oscillatoria sinica*)等。但在研究期间,发现了一定数量的微囊藻,虽然在数量上占种群数量的比例很小,由于微囊藻[铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)、不定微囊藻(*Microcystis incerta*)]是具有伪空泡的大型群体,根据Talor^[113, 114, 115]的观点,微囊藻鱼腥藻等具有伪空泡的大型群体可以浮在水面上,在合适的条件下如较高的温度,丰富的营养它们就会很快形成水华,水质存在着向污染转化的趋势。

在宝圣湖浮游植物中,无论是生物量还是个体数量,硅藻门(*Bacillariophyta*)都占有相当的比重(图3-2)。硅藻种类在宝圣湖浮游植物总种类中所占的比重为21%(图3-2),共计10种。硅藻生物量在五个站点存在显著的差异,年平均生物量分别是 $7.7725\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $8.6855\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $10.5867\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $9.5112\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $10.6167\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,最大值出现在V站点,达到 $10.6167\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,最小值为 $7.7725\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出现在I站点。I、II、IV、V站点的硅藻年平均生物量依次递增。III站点的硅藻年平均生物量较I、II、IV站点高,较V站点低。硅藻的季节变化较大,但一年的大部分时间里都占据优势。在1月份和11月份舟形藻(*Navicula sp*)占据优势种的地位,2月份以针杆藻(*Synsira sp*)占优势,5-7月份以针杆藻(*Synsira sp*)为主要优势种,到了9月份,小环藻(*Cyclotella meneghi*)占据优势种的地位。常见种类主要有线形舟形藻(*N.graciloides*)、具星小环藻(*C.stelligera*)、系带舟形藻(*N.cincta*)、肘状针杆藻(*Synedra ulna*)、美丽星杆藻(*Asterionella formosa*)、湖沼圆筛藻(*Coscinodiscus lacustris*)等。

在宝圣湖浮游植物种类组成中,隐藻门(*Cryptophyta*)尽管只有2个种、仅占藻类总数的4%,却是一个重要的类群,占宝圣湖浮游植物生物总量的5%左右。隐藻在宝圣湖五个站点的年均生物量分别是 $0.5192\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $1.5593\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $3.4128\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $2.4894\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $2.4306\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,I、II、III站点的隐藻年均生物量呈现依次递增的趋势,而III、IV、V站点却依次呈现递减的趋势。1-4月份和9-11月份,嗜蚀隐藻(*Cryptomonas crata*)占绝对优势。常见种类是嗜蚀隐藻(*Crerosa*)和卵形隐

藻 (*Cr.ovata*)。

其他种类主要包括黄藻门、甲藻门和裸藻门，从总体看来，不仅其个数较少，而且生物量也极低 (图 3-2)。

综上所述，宝圣湖浮游植物季节演替模式基本为：硅藻、隐藻 (春季) — 隐藻、绿藻 (夏季) — 硅藻、绿藻、隐藻 (秋季) — 隐藻、蓝藻 (冬季)。

表 3-3 反映了宝圣湖浮游植物优势种的逐月变化情况。由表 3-3 可以看出，硅藻、蓝藻、绿藻、隐藻为宝圣湖的主要优势种。

表 3-2 浮游植物在各站点之间的多重比较

Tab3-2 Multi-comparisons of the mean values of plankton biomass among the five stations (单因素方差分析 LSD 法) (One-way ANOVA, LSD)

指标 Indices	采样点 (Stations)				
	Station I	Station II	Station III	Station IV	Station V
绿藻门(mg.L ⁻¹) <i>Chlorophyta</i>	6.0562(a)	6.1192(a)	8.4096(b)	8.0806(b)	9.1071(c)
蓝藻门(mg.L ⁻¹) <i>Cyanophyta</i>	8.2159(a)	7.2804(a)	12.7300(b)	7.3264(b)	15.0181(c)
硅藻门(mg.L ⁻¹) <i>Bacillariophyta</i>	7.7725(a)	8.6855(a)	10.5867(a)	9.5112(b)	10.6167(b)
隐藻门(mg.L ⁻¹) <i>Cryptophyta</i>	0.5192(a)	1.5593(a)	3.4128(a)	2.4894(a)	2.4306(b)
黄藻门(mg.L ⁻¹) <i>Xanthophyta</i>	0.3930	0.5121	0.5468	0.4418	1.5029
甲藻门(mg.L ⁻¹) <i>Pyrrophyta</i>	0.1714	0.2278	0.2381	0.2156	0.2168
裸藻门(mg.L ⁻¹) <i>Euglenophyta</i>	0.3359	0.4203	0.5147	0.5409	0.4932
浮游植物密度(个/L) Phytoplankton density	45623	46490	48045	47121	49023
浮游植物生物量(mg.L ⁻¹) Phytoplankton biomass	22.7670(a)	24.1856(a)	35.1617(b)	27.5243(b)	39.1054(c)

注：字母不相同表示有显著差异，其显著水平 > 0.05.

表3-3 浮游植物优势种
Table. 3-3 Predominated species of phytoplankton

采样时间	浮游植物优势种
2005.1	舟形藻 (<i>Navicula sp</i>)
Jan.2005	嗜蚀隐藻 (<i>Cryptomonas crata</i>)
2005.2	针杆藻 (<i>Synsira sp</i>)
Feb.2005	嗜蚀隐藻 (<i>Cryptomonas crata</i>)
2005.3	嗜蚀隐藻 (<i>C. crata</i>)
Mar.2005	颤藻 (<i>Oscillatoria sp</i>)
2005.4	嗜蚀隐藻 (<i>C. crata</i>)
Apr.2005	颤藻 (<i>Oscillatoria sp</i>)
2005.5	湖泊鞘丝藻 (<i>Lyngbya limnetica</i>)
May.2005	针杆藻 (<i>Synsira sp</i>)
2005.6	新月藻 (<i>Closterium sp</i>)
Jun.2005	衣藻 (<i>Chlamydomonas sp</i>)
2005.7	针杆藻 (<i>Synsira sp</i>)
Jul.2005	衣藻 (<i>Chlamydomonas sp</i>)
2005.8	针杆藻 (<i>Synsira sp</i>)
Aug.2005	衣藻 (<i>Chlamydomonas sp</i>)
2005.9	梅尼小环藻 (<i>Cyclotella meneghi</i>)
Sept.2005	嗜蚀隐藻 (<i>C. crata</i>)
2005.10	嗜蚀隐藻 (<i>C. crata</i>)
Oct.2005	颤藻 (<i>Oscillatoria sp</i>)
2005.11	嗜蚀隐藻 (<i>Cryptomonas crata</i>)
Nov.2005	舟形藻 (<i>Navicula sp</i>)
2005.12	嗜蚀隐藻 (<i>C. crata</i>)
Dec.2005	水华束丝藻 (<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>)

[注]: 表中所列出的为主要优势种

3.2.2 浮游植物的水平分布和季节变化

宝圣湖浮游植物生物量的水平变化分布见表 3-4, 浮游植物在宝圣湖各站点的变化见表 3-5。

I 站点的浮游植物以蓝藻、绿藻、硅藻为主, 其年均生物量分别占总年均生物量的 35%、26%、33%, 相比较而言, 隐藻、黄藻、甲藻、裸藻年均生物量很少, 几乎可以忽略 (图 3-3)。I 站点浮游植物总年均生物量为 $22.7670\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 变化幅度为 $4.9198\text{--}60.7430\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (见表 3-5)。各门藻类在 I 站点的年均生物量分别是绿藻门 (*Chlorophyta*) $6.0562\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 蓝藻门 (*Cyanophyta*) $8.2159\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 硅藻门 (*Bacillariophyta*) $7.7725\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 隐藻门 (*Cryptophyta*) $0.5192\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 黄藻门 (*Xanthophyta*)

0.3930mg.L⁻¹, 甲藻门 (*Pyrrophyta*) 0.1714mg.L⁻¹, 裸藻门 (*Euglenophyta*) 0.3359mg.L⁻¹。从图 3-3 可以看出, 各门藻类的生物量在 I 站点变化很大, 蓝、绿、硅三门的年均生物量占总年均生物量的 94%, 而其他几门才占总年均生物量的 6%。年均生物量最高的是蓝藻门, 占总年均生物量的 35%。

II 站点浮游植物总年均生物量为 24.1856mg.L⁻¹, 变化幅度为 6.0194-71.4922 mg.L⁻¹ (见表 3-5)。各门藻类在 II 站点的年均生物量见表 3-4, 分别为绿藻门 (*Chlorophyta*) 6.1192mg.L⁻¹, 蓝藻门 (*Cyanophyta*) 7.2804 mg.L⁻¹, 硅藻门 (*Bacillariophyta*) 8.6855 mg.L⁻¹, 隐藻门 (*Cryptophyta*) 1.5593 mg.L⁻¹, 黄藻门 (*Xanthophyta*) 0.5121mg.L⁻¹, 甲藻门 (*Pyrrophyta*) 0.2278 mg.L⁻¹, 裸藻门 (*Euglenophyta*) 0.4203 mg.L⁻¹。II 站点浮游植物与 I 站点相似, 浮游植物生物量的组成以蓝藻、绿藻、硅藻为主, 其年均生物量分别占总年均生物量的 29%、25%、35%, 而其他几门藻类的年均生物量很少 (图 3-3)。

在 III 站点, 浮游植物总年均生物量为 35.1615 mg.L⁻¹, 变化幅度为 5.3852-88.1846mg.L⁻¹ (见表 3-5)。和 I、II 站点比较起来, 总年均生物量增加了, 变化幅度也有所增宽。III 站点各门藻类的年均生物量见表 3-4, 分别为绿藻门 (*Chlorophyta*) 8.4096 mg.L⁻¹, 蓝藻门 (*Cyanophyta*) 7.3264 mg.L⁻¹, 硅藻门 (*Bacillariophyta*) 10.5867mg.L⁻¹, 隐藻门 (*Cryptophyta*) 3.4128mg.L⁻¹, 黄藻门 (*Xanthophyta*) 0.5468mg.L⁻¹, 甲藻门 (*Pyrrophyta*) 0.2381mg.L⁻¹, 裸藻门 (*Euglenophyta*) 0.5147 mg.L⁻¹。和 I 站点相似, 浮游植物生物量组成还是以蓝、绿、硅为主, 蓝藻门是 III 站点年均生物量最高的一个门, 占总年均生物量的 35%。

IV 站点的浮游植物年均生物量是 27.5248mg.L⁻¹, 变化幅度为 6.1724-89.9598mg.L⁻¹。IV 站点各门藻类的年均生物量见表 3-4, 分别为绿藻门 (*Chlorophyta*) 8.0806mg.L⁻¹, 蓝藻门 (*Cyanophyta*) 12.7300 mg.L⁻¹, 硅藻门 (*Bacillariophyta*) 9.5112 mg.L⁻¹, 隐藻门 (*Cryptophyta*) 2.4894mg.L⁻¹, 黄藻门 (*Xanthophyta*) 0.4418 mg.L⁻¹, 甲藻门 (*Pyrrophyta*) 0.2156 mg.L⁻¹, 裸藻门 (*Euglenophyta*) 0.5409mg.L⁻¹。该站点的生物量组成以蓝、绿、硅、隐藻为主, 和以上三个站点相比发生了变化, 前三个站点年均生物量最高的都是蓝藻门, 而 IV 站点却是硅藻门, 占总生物量的 32%; 隐藻门占总生物量比例高达 9%。

V 站点的浮游植物组成和 IV 站点相同, 以蓝、绿、硅、隐藻为主, 其年均生物量分别占总生物量的 38%、23%、27%、6%, 黄藻、甲藻、裸藻年均生物量很少, 几乎可以忽略 (图 3-3)。V 站点的浮游植物年均生物量是 39.1054mg.L⁻¹, 变化幅度为 6.2095-192.2770 mg.L⁻¹。V 站点各门藻类的年均生物量见表 3-4, 分别为绿藻门 (*Chlorophyta*) 9.1071 mg.L⁻¹, 蓝藻门 (*Cyanophyta*) 15.0181 mg.L⁻¹, 硅藻门 (*Bacillariophyta*) 10.6167mg.L⁻¹, 隐藻门 (*Cryptophyta*) 2.4306mg.L⁻¹, 黄藻门 (*Xanthophyta*) 1.5029mg.L⁻¹, 甲藻门 (*Pyrrophyta*) 0.2168 mg.L⁻¹, 裸藻门 (*Euglenophyta*) 0.4932 mg.L⁻¹。

表 3-4 宝圣湖浮游植物生物量的水平分布

Tab3-4 Horizontal distribution of plankton biomass in Lake Baoshenghu

门类	采样点 (Stations)				
	Station I	Station II	Station III	Station IV	Station V
绿藻门(mg. L ⁻¹) <i>Chlorophyta</i>	6.0562	6.1192	8.4096	8.0806	9.1071
蓝藻门(mg. L ⁻¹) <i>Cyanophyta</i>	8.2159	7.2804	12.7300	7.3264	15.0181
硅藻门(mg. L ⁻¹) <i>Bacillariophyta</i>	7.7725	8.6855	10.5867	9.5112	10.6167
隐藻门(mg. L ⁻¹) <i>Cryptophyta</i>	0.5192	1.5593	3.4128	2.4894	2.4306
黄藻门(mg. L ⁻¹) <i>Xanthophyta</i>	0.3930	0.5121	0.5468	0.4418	1.5029
甲藻门(mg. L ⁻¹) <i>Pyrrophyta</i>	0.1714	0.2278	0.2381	0.2156	0.2168
裸藻门(mg. L ⁻¹) <i>Euglenophyta</i>	0.3359	0.4203	0.5147	0.5409	0.4932
浮游植物生物量(mg. L ⁻¹) Phytoplankton biomass	22.7670	24.1856	35.1617	27.5243	39.1054

表 3-5 浮游植物生物量在各站点变化 (mg. L⁻¹)

Tab3-5 The variation of plankton biomass at five stations

项目 item	采样点 stations				
	I	II	III	IV	V
生 平均值	22.7670	24.1859	35.1615	27.5248	39.1054
物 变化 量 范围	4.9198--60.7430	6.0194--71.4922	5.3852--88.1846	6.1724--89.9598	6.2095--192.2770

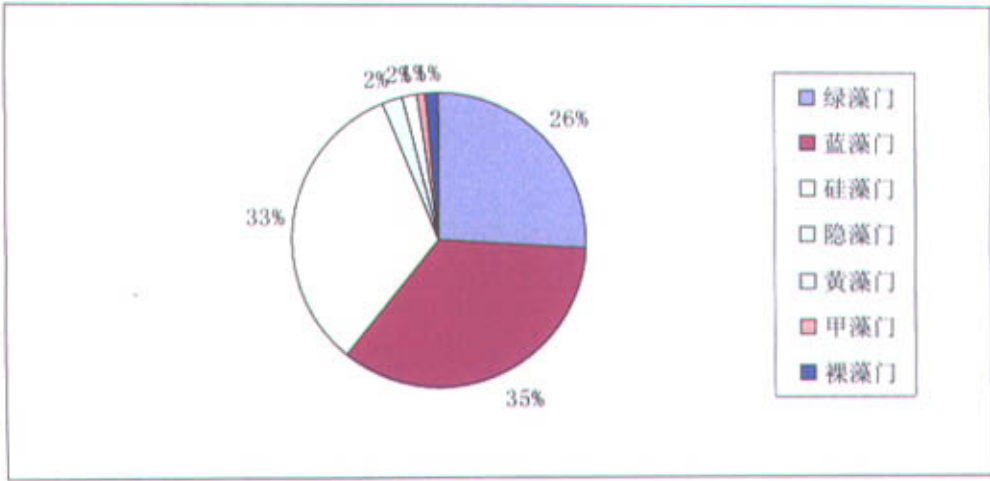


图 3-3 I 站点浮游植物各门年均生物量占总年均生物量的比例

Fig.3-3 Different phytoplankton biomass of station I at the percentage of total phytoplankton biomass

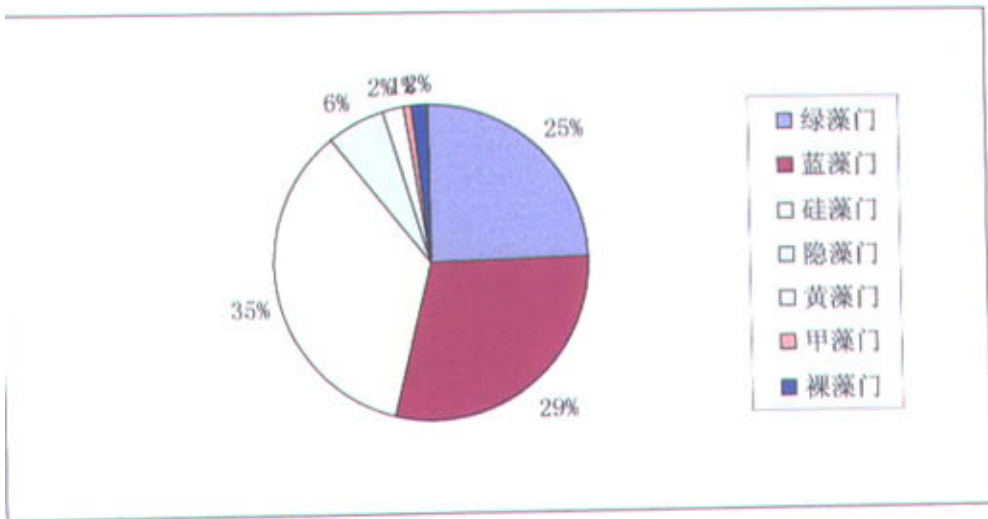


图 3-4 II 站点浮游植物各门年均生物量占总年均生物量的比例

Fig.3-4 Different phytoplankton biomass of station II at the percentage of total phytoplankton biomass

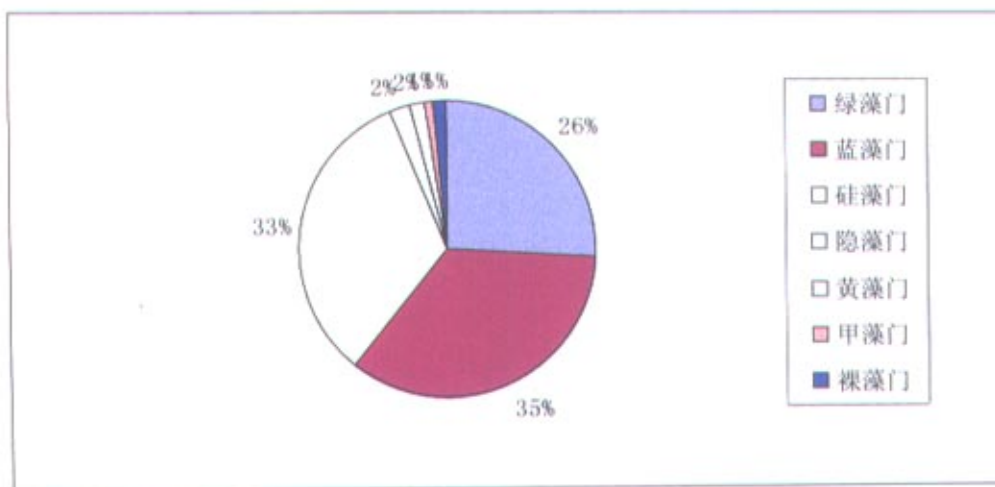


图 3-5 III 站点浮游植物各门年均生物量占总年均生物量的比例

Fig. 3-5 Different phytoplankton biomass of station III at the percentage of total phytoplankton biomass

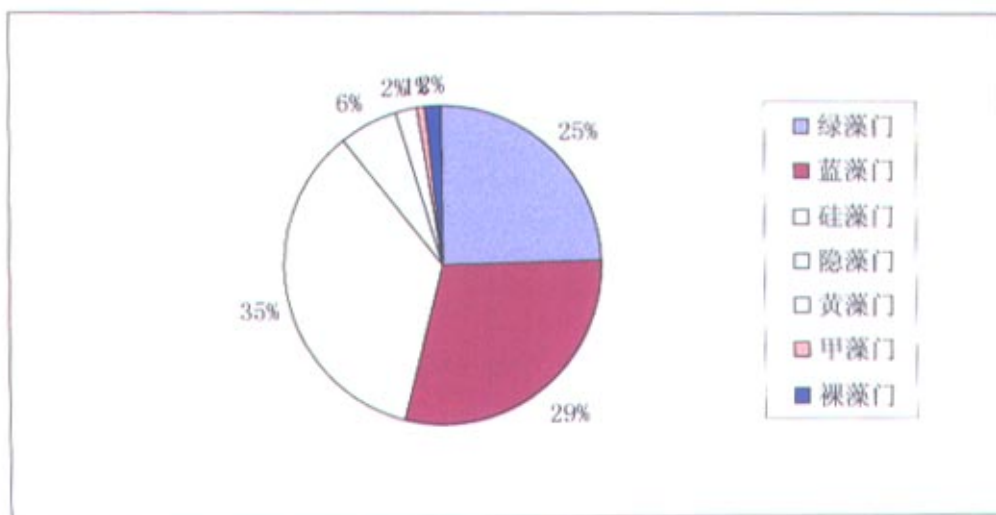


图 3-6 IV 站点浮游植物各门年均生物量占总年均生物量的比例

Fig. 3-6 Different phytoplankton biomass of station IV at the percentage of total phytoplankton biomass

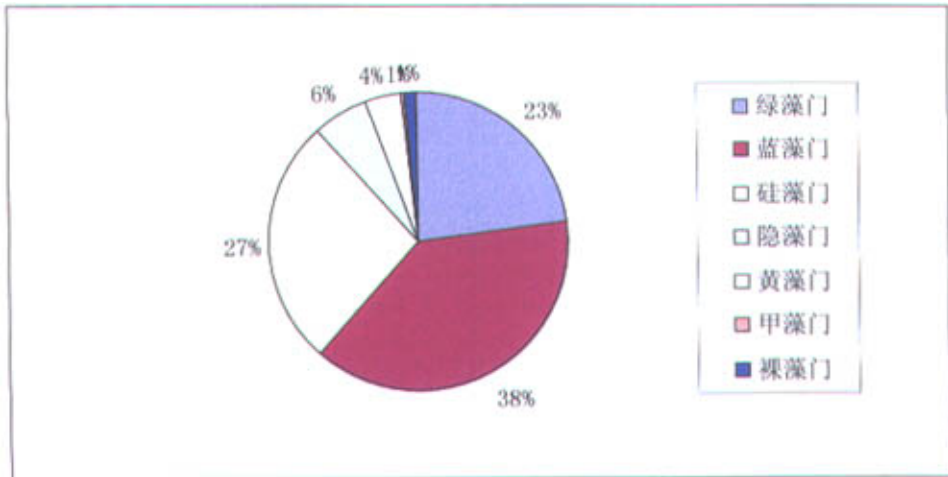


图 3-7 V 站点浮游植物各门年均生物量占总年均生物量的比例

Fig. 3-7 Different phytoplankton biomass of station V at the percentage of total phytoplankton biomass

宝圣湖浮游植物各门生物量的季节变化见表 3-6, 宝圣湖浮游植物年平均生物量(湿重)为 $91.4766\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 生物量季节变化顺序为春季 > 冬季 > 夏季 > 秋季。在春季, 浮游植物生物量为 $196.8975\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 在各门浮游植物中, 隐藻的生物量最大, 为 $143.3250\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 裸藻的生物量最低, 仅为 $0.5000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 变化很大; 在夏季, 浮游植物生物量为 $43.7670\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 在各门浮游植物中, 隐藻的生物量最大, 为 $16.3550\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 硅藻门次之, 为 $13.7200\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 甲藻的生物量最低, 仅为 $0.0000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 秋季浮游植物生物 $34.2156\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 绿藻在各门生物浮游植物中生物量最大, 为 $13.0050\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其次为裸藻门, 生物量为 $11.5050\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 甲藻门生物量最低, 为 $0.0000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 到了冬季, 浮游植物生物量为 $91.0263\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 在各门浮游植物中, 隐藻门生物量最高, 为 $42.6400\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 绿藻门次之, 为 $26.4150\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 甲藻门最低, 为 $0.0000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

表 3-6 宝圣湖浮游植物生物量的季节变化 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Tab3-6 Seasonal changes of plankton biomass in Lake Baoshenghu

门类	春	夏	秋	冬	周年平均
绿藻门 <i>Chlorophyta</i>	17.9015	3.3450	13.005	26.4150	15.1666
蓝藻门 <i>Cyanophyta</i>	9.9330	7.7970	0.09558	7.0512	6.2192
硅藻门 <i>Bacillariophyta</i>	24.5375	13.7200	0.0000	12.5644	6.2192
隐藻门 <i>Cryptophyta</i>	143.3250	16.3550	9.0900	42.6400	52.8525
黄藻门 <i>Xanthophyta</i>	0.1225	0.0000	0.5200	0.7558	0.3496
甲藻门 <i>Pyrrophyta</i>	0.5780	0.0000	0.0000	0.0000	0.1445
裸藻门 <i>Euglenophyta</i>	0.5000	2.5500	11.5050	1.6000	4.0388
总计 Total	196.8975	43.7670	34.2156	91.0263	91.4766

3.2.3 浮游植物的多样性指数

浮游植物物种多样性指数的计算采用 Shannon 多样性指数^[116]:

$$H = -\sum (P_i \times \log_2 P_i)$$

$$P_i = n_i/N$$

式中: n_i 为 i 种的个体数; N 为总个体数; S 为种数.

H 值在 0-1 重污染, 1-2 中污染, 2-3 轻污染, > 3 清洁

宝圣湖12个月份的Shannon多样性指数值见表3-7, 指数较小, 大多在1~2之间变动, 2月份指数最大, 为2.1309, 全年平均值为1.6294. 宝圣湖的水质处于中污染状态, 春季、冬季水质较好, 而夏季、秋季较差.

表 3-7 宝圣湖浮游植物的 Shannon 多样性指数的月份变化

Tab. 3-7 Monthly changes of Shannon diversity indexes of phytoplankton in Lake Baoshenghu

月份	2005.1	2005.2	2005.3	2005.4	2005.5	2005.6
多样性指数	1.8224	2.1309	1.9034	1.5838	1.3591	1.4207
月份	2005.7	2005.8	2005.9	2005.10	2005.11	2005.12
多样性指数	1.7213	1.3792	1.2586	1.5429	1.7683	1.6626

宝圣湖 5 个采样站点的 Shannon 多样性指数值见表 3-8, 多样性指数大多在 1-2 之间变动, IV 站点指数最大, 为 2.1372, 全年平均值为 1.9293. IV 站点水质处于轻污染, 事实上, IV 站点处于宝圣湖的湖心, 受污染影响最小. I、II、III、V 站点的多样性指数在 1-2 之间, 水质处于中污染状态.

物种多样性指数是反映生物群落组成特征的参数, 它是由群落中生物的种类数和各个种的数量分布组成的. 物种多样性指数越高, 表明群落中的生物种类越多, 食物链及群落结构越复杂, 自动调节能力越强, 群落越稳定^[116]. 因此, 可用物种多样性指数对浮游植物的丰富度进行评价, 宝圣湖浮游植物的群落结构相对较为简单, 不仅种类数较少, 且几乎各类浮游植物都有明显的优势种, 其 Shannon 多样性指数值偏低, 这说明宝圣湖生境中的多样性较低.

表 3-8 宝圣湖浮游植物 Shannon 多样性指数的水平变化

Tab. 3-8 Horizontal changes of Shannon diversity indexes of phytoplankton in Lake Baoshenghu

采样点	I	II	III	IV	V
多样性指数	1.7831	1.8015	1.9384	2.1372	1.9862

3.2.4 浮游植物分级分布

宝圣湖浮游植物不同粒径的生物量见表3-8, 不同粒级浮游植物生物量的百分比见表3-9.

从表3-8可以看出, 50~200 μ m的大型浮游植物占绝对的优势, 20-50 μ m的小型浮游植物次之, < 20 μ m的微型浮游植物占总量的比例最小. 赵文^[117]在研究不同粒级浮游植物对淡水初级生产力的作用中所提到的: 浮游生物大小与水体营养状况和浮游生物食性鱼类的放养密度密切相关. 一般认为, 随着水体富营养化的加剧, 浮游生物呈现小型化. 对浮游植物而言, 随着水体富营养化程度的加深, 水中营养盐大量积累, 使吸收速率增高, 生长周期快的小型藻类占优势. 从以上分析可以看

出宝圣湖的水质尚好。

< 20 μm 的微型浮游植物平均生物量为 2.1196 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 变化幅度为 0.6148~10.9906 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 最大值出现在 4 月份, 为 10.9906 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 占该月份浮游植物生物总量的 11.4012%, 最小值出现在 12 月份, 为 0.6148 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 占该月份浮游植物生物总量的 2.6628%。在 < 20 μm 的微型浮游植物所占的百分比中, 最大值出现在 6 月份, < 20 μm 的微型浮游植物占该月浮游植物生物总量的 19.216%, 最小值出现在 3 月份, < 20 μm 的微型浮游植物占该月浮游植物生物总量的 1.5576%。

20-50 μm 的小型浮游植物平均生物量为 5.2068 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 变化幅度为 1.1054~17.7451 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 最大值出现在 1 月份, 为 17.7451 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 占该月份浮游植物生物总量的 39.6874 %, 最小值出现在 8 月份, 为 1.1054 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 占该月份浮游植物生物总量的 7.5596 %。在 20~50 μm 的小型浮游植物所占的百分比中, 最大值出现在 10 月份, 20~50 μm 的微型浮游植物占该月浮游植物生物总量的 55.6372 %, 最小值出现在 3 月份, 20~50 μm 的微型浮游植物占该月浮游植物生物总量的 5.8989 %。

50-200 μm 的微型浮游植物平均生物量为 23.3227 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 变化幅度为 1.8078~79.5897 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 最大值出现在 4 月份, 为 79.5897 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 占该月份浮游植物生物总量的 82.5634 %, 最小值出现在 10 月份, 为 1.8078 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 占该月份浮游植物生物总量的 31.4884 %。在 50~200 μm 的微型浮游植物所占的百分比中, 最大值出现在 3 月份, 50~200 μm 的微型浮游植物占该月浮游植物生物总量的 92.5435 %, 最小值出现在 10 月份, 50~200 μm 的微型浮游植物占该月浮游植物生物总量的 31.4884 %。

表3-9 不同粒级浮游植物的生物量 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

Tab.3-9 Biomass of different size of phytoplankton ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

采样 时间	粒 级			总量 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
	< 20 μm	20-50 μm	50-200 μm	
2005.1				
Jan.2005	1.2762	17.7451	25.691	44.7123
2005.2				
Feb.2005	1.3145	15.9128	25.788	43.0154
2005.3				
Mar.2005	0.9238	3.4986	54.8869	59.3093
2005.4				
Apr.2005	10.9906	5.8179	79.5897	96.3982
2005.5				
May.2005	1.9034	1.6475	15.0646	18.6154
2005.6				
Jun.2005	3.2041	2.2611	8.0103	13.5755
2005.7				
Jul. 2005	2.6048	2.5676	8.383	13.5554
2005.8				
Aug. 2005	0.9477	1.1054	12.5693	14.6223
2005.9				
Sept. 2005	0.7366	3.7221	6.9872	11.4459

采样 时间	粒 级			总量 (mg.L ⁻¹)
	< 20 μ m	20-50 μ m	50-200 μ m	
2005. 10				
Oct.2005	0.7391	3.1943	1.8078	5.7413
2005.11				
Nov.2005	0.7786	2.51	20.4425	23.7311
2005.12				
Dec.2005	0.6148	2.1927	20.2792	23.0867
平均值				
Average	2.1196	5.2068	23. 3227	30.6491

表3-10 不同粒级浮游植物生物量的百分比 (%)

Tab. 3-10 Percentage of different size of phytoplankton

采样 时间	粒 级		
	< 20 μ m	20-50 μ m	50-200 μ m
2005.1			
Jan.2005	2.8542	39.6874	57.4585
2005.2			
Feb.2005	3.0560	36.9934	59.9506
2005.3			
Mar.2005	1.5576	5.8989	92.5435
2005.4			
Apr.2005	11.4012	6.0353	82.5634
2005.5			
May.2005	10.2249	8.8500	80.9252
2005.6			
Jun.2005	20.0506	16.1420	63.8074
2005. 7			
Jul. 2005	19.2160	18.9417	61.8424
2005. 8			
Aug. 2005	6.4810	7.5596	85.9594
2005. 9			
Sept. 2005	6.4355	32.5192	61.0453
2005. 10			
Oct.2005	12.8743	55.6372	31.4884
2005.11			
Nov.2005	3.2808	10.5769	86.1422
2005.12			
Dec.2005	2.6628	9.4978	87.8394

3.3 讨论

本研究结果表明,硅藻、蓝藻、隐藻和绿藻为宝圣湖浮游植物全年优势种,黄藻、甲藻、裸藻年均生物量很少在全年中出现频率极低。所以,按浮游植物种类划分,目前宝圣湖的湖泊类型为硅-蓝-隐-绿藻型。宝圣湖浮游植物的优势种类如 啮蚀隐藻 (*Cryptomonas crata*)、颤藻 (*Oscillatoria sp.*)、梅尼小环藻 (*Cyclotella meneghi*) 等均被视为富营养湖泊的代表种^[117]。宝圣湖浮游植物年平均生物量为 $30.6491\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,参照国际上比较常见的以浮游植物生物量为依据的湖泊营养状态标准^[118],宝圣湖处于富营养状态。宝圣湖浮游植物的季节变化明显,在各门之间有较大差异,但浮游植物组成和生物量在5个采样站点之间的水平分布差异很大,这主要是因为宝圣湖受外界环境影响的程度不同,如矿化度和营养物浓度等。宝圣湖放养滤食性鱼类鲢、鳙,它们的存在极大地影响了影响着浮游植物,同样也浮游甲壳动物的组成和生物量。浮游植物的优势种类如具星小环藻、普通小球藻、二形栅藻、啮蚀隐藻等均为小型种类,宝圣湖之所以未形成大面积水华,鲢、鳙的摄食作用可能是一个的原因。

第 4 章 若干生态因子对宝圣湖浮游植物的影响

浮游植物的生物量和种类组成是评价水体富营养化的重要指标。浮游植物的生长除了受水体中营养物质浓度的直接影响外，还与水体的其它一些生态因子有关。研究不同生态因子对浮游植物的影响，有助于分析水体富营养化的发生机理，并可以找出制约浮游植物生长的关键因子，从而为控制富营养化提供依据。为此我们对宝圣湖影响浮游植物生长的的主要生态因子进行了调查，并在此基础上对其与浮游植物的关系进行了分析。

4.1 材料与方法

4.1.1 采样点的布设

采样点的布设、采样时间与浮游植物相同。

4.1.2 采样方法、检测项目与分析方法

(1) 采样方法

每月中旬上午 10:00-12:30 在上述五个站点进行采样，用 1L 有机玻璃采水器分别采取各次样点的水面下 0.5m 处、中层、底泥以上 0.5m 处三层水样并混合。将混合的水样倒进 1L 的塑料桶中带回实验室分析处理。

(2) 检测项目

主要监测各采样站点水质的 TP、 $\text{HPO}_4^{2-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、COD、chl_a、水温、透明度、电导率、pH、溶解氧等。

(3) 有关生态因子的测定方法和仪器

表 4-1 有关生态因子的测定方法和仪器

Tab. 4-1 The methods and instruments for measuring the ecological factors

项 目	测定方法	使用仪器
TP	磷钼蓝比色法	
$\text{HPO}_4^{2-}\text{-P}$	磷钼蓝比色法	
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	纳氏比色法	721 分光光度计
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	酚二磺酸法	
$\text{NO}_2^-\text{-N}$	盐酸- α 萘胺比色法	
COD		HB-I 型多功能消解仪
DO		便携式溶解氧测量仪
pH		酸度计
透明度		Secchi 透明度盘
电导率		电导率计
水温		温度计

注：有关生态因子的测定方法主要参考张觉民和何志辉^[111]，黄祥飞^[112]等。

4.2 结果与讨论

4.2.1 氮、磷营养元素对宝圣湖浮游植物的影响

氮、磷营养元素能调节浮游植物的生长,在一定浓度范围内氮、磷营养元素对浮游植物的生长有促进作用,过低的氮、磷营养元素会限制浮游植物的数量^[118],过高的氮、磷营养元素不仅会导致富营养化,还会导致浮游植物种类组成发生变化—优势种明显减少^[119]。为了分析氮、磷营养元素对宝圣湖浮游植物增长的影响,用偏回归方程对氮浓度、磷浓度、电导率与浮游植物生物量进行了回归分析:

$$Y=3.1219 \times X_1 + 10.1238 \times X_2 + 0.1677 \times X_3 \quad (R^2=0.23) \quad (\text{式 } 1)$$

式 1 建立的是宝圣湖生物量预测模型

式中: X_1 ——TN 浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

X_2 ——TP 浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

X_3 ——EC($\mu\text{s} \cdot \text{cm}^{-1}$)

Y ——生物量($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

为了解有关因子在决定浮游植物生物量中的重要性,进行了如下分析

标准回归方程(分析作用机理)

$$Y'=0.1431 \times X_1' + 0.0534 \times X_2' + 0.4033 \times X_3' \quad (\text{式 } 2)$$

式中 X_1' ——TN 标准化变量

X_2' ——TP 标准化变量

X_3' ——EC 标准化变量

Y' ——生物量标准化变量

回归分析结果见表 4-2,其拟合值和残差的关系见图 4-1。

表 4-2 氮浓度、磷浓度、电导率和浮游植物生物量的回归分析结果

Tab. 4-2 Regression analysis result of nitrogen, phosphorus, conductance and plankton biomass

影响生物量的因子重要性分析

因子	标准回归系数	影响权重 (%)
N 浓度	0.1431	23.86
P 浓度	0.0534	8.90
电导率	0.4033	67.24

从表 4-2 可以看到 N、P、电导率与浮游植物生物量的回归分析结果,对浮游植物生物量影响的重

要性依次是电导率 > 氮浓度 > 磷浓度，其影响的权重分别是67.24%、23.86%、8.90%。电导率对浮游植物生物量的影响最为直接，呈显著相关。N、P虽不直接影响浮游植物的生物量，但它通过其他营养因子产生影响，其间接影响显著大于同一因素的直接作用；说明N、P虽不直接影响浮游植物总数量，但同样是浮游植物生长不可缺少的。

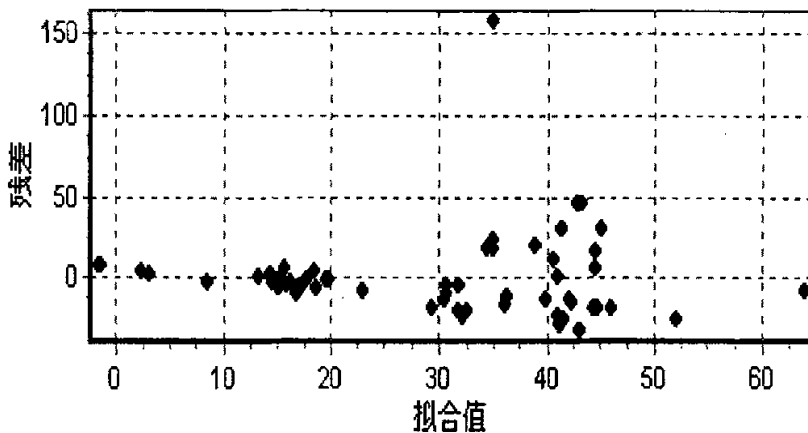


图 4-1 拟合值与残差的关系

Fig 4-1 Relation of fitted value and residual error

将 TN、TP、TN/TP 分别和浮游植物生物量回归分析，结果见图 4-2、4-3、4-4。

由图 4-2 可以看出，TN 浓度为 1-2 mg.L⁻¹ 时，浮游植物的生物量随着 TN 浓度的升高而降低；TN 浓度为 2-4 mg.L⁻¹ 时，浮游植物的生物量随着 TN 浓度的升高而降低。在一定程度上，浮游植物的生物量随着 TN 浓度的升高而升高。TN 与浮游植物生物量成线性关系，回归方程为： $y = 19.536x - 8.1111$ ($R^2 = 0.4559$)。

由图 4-3 可以看出，TP 浓度在 0.05-0.18 mg.L⁻¹ 时，浮游植物的生物量随着 TP 浓度的升高而升高；TP 浓度为 0.18-0.22 mg.L⁻¹ 时，浮游植物的生物量随着 TN 浓度的升高先升高再降低，TP 浓度在 0.22 mg.L⁻¹ 以上时，基本上没有规律可循。TP 与浮游植物生物量不明显成线性关系： $y = 120.4x + 4.7834$ ($R^2 = 0.0848$)。

由图 4-4 可以看出，尽管浮游植物生物量与 TN/TP 比值的的关系变化复杂，但在一定程度上，浮游植物的生物量随着 TN/TP 比值的升高而升高。浮游植物对水体中 N、P 营养盐的吸收使其生物量增加，同时使水体中无机 N、P 含量降低；水体 N、P 含量的降低反过来又影响浮游植物生物量^[44]，TN/TP 与浮游植物生物量成一定线性关系，回归方程为： $y = 1.7746x + 11.712$ ($R^2 = 0.1155$)。

浮游植物的盛衰依赖于水域中营养盐的含量，各种浮游植物对营养物质有一定的浓度范围要求，不足或超量都将影响其生长繁殖。不同营养盐也影响着生物的相关吸收量，当湖泊中无机氮含量较大时，浮游植物对无机磷的摄取量也大，并且这两种营养盐含量以同样的方式变化^[42]。对宝圣湖浮游植物生物量与水域中 TN、TP、TN/TP 作相关分析可以看出，浮游植物与 TN 呈现很好的正相关性，

其相关系数为0.4559，而浮游植物与TP相关性不很明显。这可能是由于宝圣湖水域中溶解性无机氮含量较充足，并没有因为浮游植物的消耗而降低，因此呈现正相关关系。磷酸盐的含量高，当浮游植物大量生长繁殖时要消耗磷酸盐，这时浮游植物的消耗速度虽然小于磷酸盐的补充速度，但因为其他原因，因此磷与浮游植物生物量没有明显相关关系。

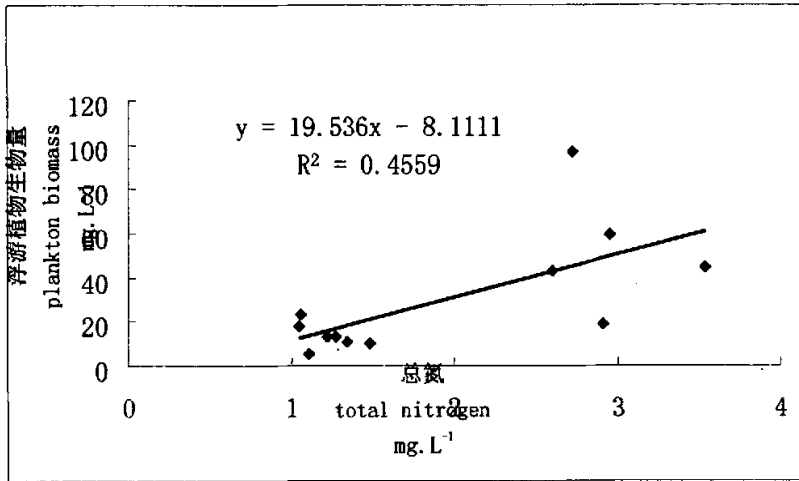


图 4-2 TN 与浮游植物生物量的关系

Fig 4-2 Relation of total nitrogen and plankton biomass

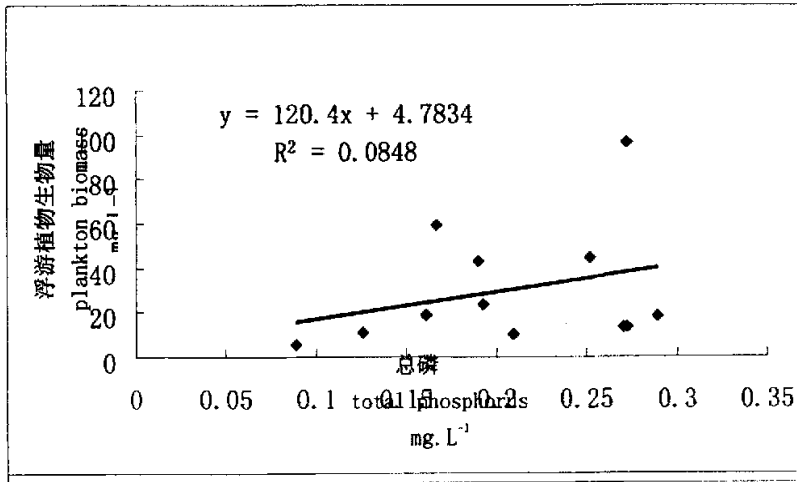


图 4-3 TP 与与生物量的关系

Fig 4-3 Relation of total phosphorus and plankton biomass

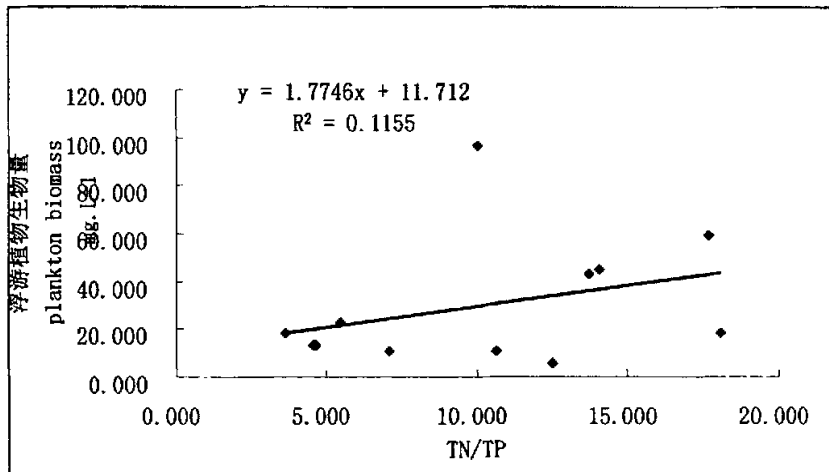


图 4-4 N/P 与生物量的关系

Fig 4-4 Relation of N/P and plankton biomass

4.2.2 水温对宝圣湖浮游植物的影响

宝圣湖不同月份水温的变化见图 4-5。

宝圣湖水温（表层水）变化幅度为 12.5℃~31.5℃,最高值出现在 7 月份,最低值出现在 1 月份。对宝圣湖水温与浮游植物生物量之间作回归分析,结果见图 4-6。

从图 4-6 中可以看出,浮游植物的生物量与水温不呈明显的相关关系。刘东艳等^[120]依据 1995 年 3-1996 年 1 月间浮游植物的调查资料,并结合同期水温的变化,分析了胶州湾不同环境因子对浮游植物群落结构的影响,结果表明:水温的变化对胶州湾浮游植物的优势种和生物量有明显影响。卢亚芳等^[121]分析了 1999 年 12 月至 2001 年 2 月采自厦门杏林湾水库的水样数据,结果表明水温是影响浮游植物密度季节变化的重要理化因子水温的变化影响着水体物理化学和生物的活动,从而影响水体上下水层的交换、营养物的生化循环和分布;研究发现春季水温高,营养物的输入增加,物质循环加快,溶氧量降低,营养盐含量增大,浮游植物生物量的数量增大,而在 6 月出现浮游植物密度的高峰,秋季之后,水温下降,营养物的再生减缓,溶氧量升高,浮游植物生物量下降,分别在 1999 年的 2 月和 2000 年的 12 月达到最低水平,认为水温、溶氧量成为影响浮游植物生物量的第一、二影响因子。

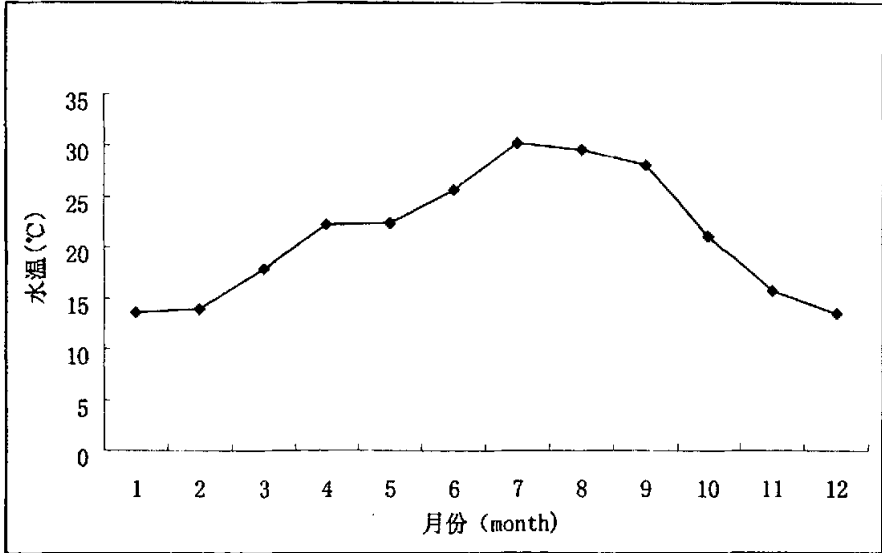


图 4-5 宝圣湖不同月份水温的变化

Fig. 4-5 The variation of water temperatures at different months in Lake Baoshenghu

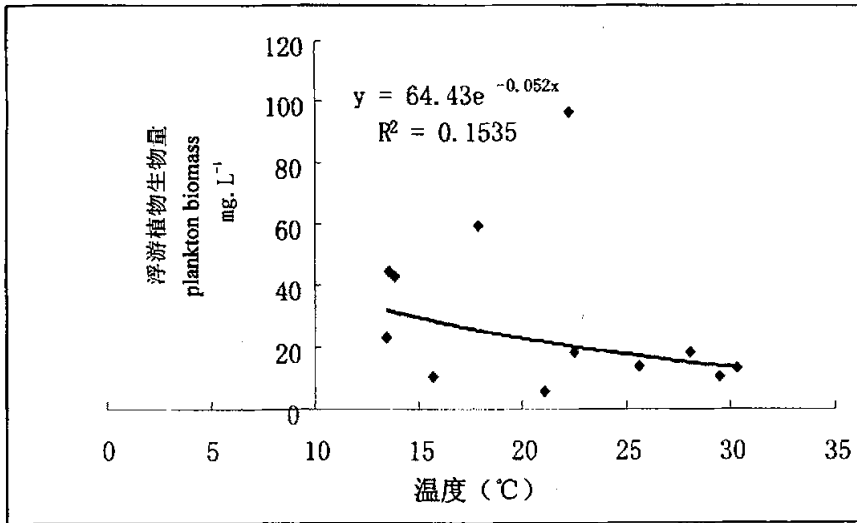


图 4-6 宝圣湖水温与浮游植物生物量之间的关系

Fig. 4-6 Relation of water temperatures and plankton biomass in Lake Baoshenghu

4.2.3 透明度对宝圣湖浮游植物的影响

宝圣湖水体不同月份透明度的变化见图 4-7。

透明度是指水样的澄清程度, 清洁的水是透明的, 水中存在悬浮物和胶体时透明度就会降低^[112]。宝圣湖水体透明度的变化幅度很大, 在 0.45~1.55 m 之间, 但主要集中在 0.4~0.8m 之间, 总的平均值为 0.65 m。透明度变化趋势为 2005 年 2, 7, 8, 9, 12 月份较低, 这可能与冬、夏季藻类的大量繁殖有关, 最小值出现在 2005 年 7 月份, 为 0.45 m, 2005 年 1、10、11 月份较高, 最大值出现在 2005 年的 10 月份, 值为 1.55m。

对宝圣湖水体的透明度和浮游植物生物量进行回归分析, 结果见图4-8。总体上说来, 随着宝圣湖浮游植物生物量的降低水体透明度有增高的趋势, 但并不明显。从图4-8可以看出, 透明度与浮游植物生物量无明显相关关系, 说明水体中存在着其他大量悬浮物影响着宝圣湖水体的透明度。卢亚芳等^[121]应用灰关联分析方法分析了厦门杏林湾水库的水样数据(1999年12月~2001年2月), 在透明度、水温、水深等11项环境因素中找出影响浮游植物密度的主要因素, 结果表明, 水温、溶氧量、盐度、透明度、pH、化学耗氧量、总磷是影响厦门杏林湾水库浮游植物密度的主要因子。李宝华和付克村^[122]根据1995年9月在南黄海获取的资料, 分析和讨论了该水域浮游植物现存量叶绿素a(CH)、初级生产力(PP)和海水光学参数(透明度(ST), 水色(WC)之间的相关关系, 分析结果表明夏末秋初南黄海CH与ST、PP与ST、WC与ST之间呈现反相关关系, 相关式分别为: $CH = -1.5533\ln(ST) + 4.7775$, $PP = -278.2\ln(ST) + 1039.6$, $WC = 40.493ST^{-0.2199}$, 由此认为可以利用海水中的透明度和水色相对应地估计海域中浮游植物蕴藏量和初级生产力。

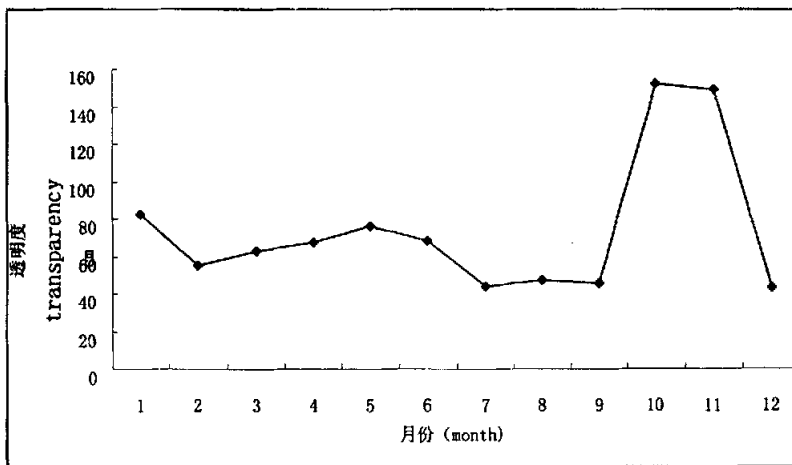


图 4-7 宝圣湖不同月份水体透明度的变化

Fig. 4-5 The variation of water transparency at different months in Lake Baoshenghu

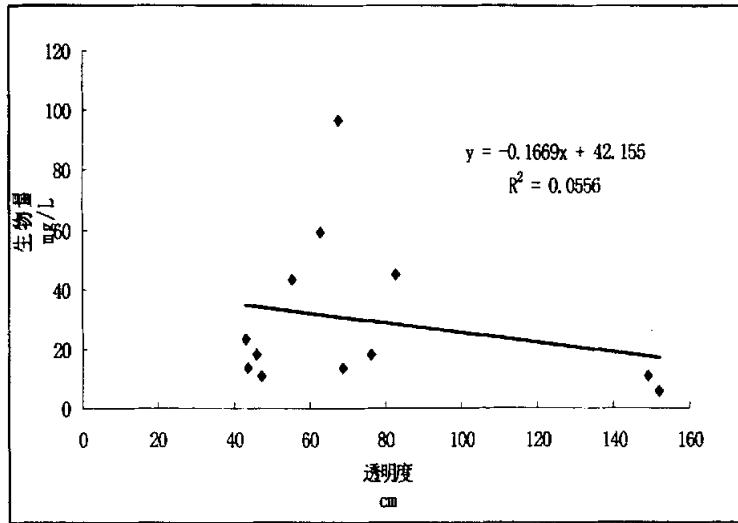


图 4-8 宝圣湖水体透明度与浮游植物生物量之间的关系

Fig. 4-8 Relation of water transparency and plankton biomass in Lake Baoshenghu

4.2.4 pH 对宝圣湖浮游植物的影响

宝圣湖各月份 pH 的变化见图 4-9。

pH 为水中氢离子活度的负对数，可间接表示水的酸碱程度。整体来看，宝圣湖 pH 偏碱性，pH 值的变化范围是 6.0~9.0，最大值出现在 12 月份，最小值出现在 1 月份，周年 pH 值的变化几乎呈逐渐升高的趋势，3~8 月份 pH 的变化缓和，几乎保持在同一水平上。一般湖泊中 pH 值的变化情况主要受到湖水中溶解的 CO_2 含量及温度的影响，而在营养水平较高的湖中，还受到生物的影响。表层植物尤其藻类在进行光合作用的时候，会消耗 CO_2 从而使水体中 pH 值升高。然而在星湖的 6~8 月虽然藻类丰度较高，但是 pH 却没有明显的升高趋势。主要原因可能是 1) 6~8 月在降水多，因此水位略有上升，在一定程度上起了稀释的作用，使得藻类贡献的 pH 值效果不明显。2) 6~8 月宝圣湖的下层水体尤其是底部缺氧，良好的还原环境加上适宜的水温，以及降雨径流带来的丰富有机物，给厌氧细菌提供了良好的生长环境，有机物分解生成了 CO_2 造成了 pH 的上升趋势不明显。

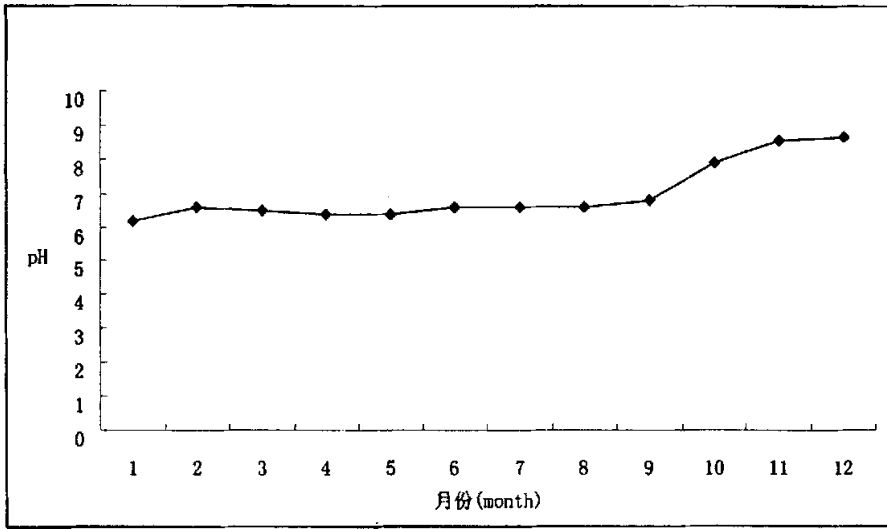


图 4-9 宝圣湖不同月份 pH 的变化

Fig. 4-9 The variation of pH at different months in Lake Baoshenghu

对宝圣湖 pH 与浮游植物生物量之间作回归分析, 结果见图 4-10。从图中可以看出, 随着水体 pH 值的升高 浮游植物生物量呈现下降趋势, 但二者并没有明显的负相关关系。马国红等^[123] 研究了盐碱地鱼池浮游植物与 pH、总硬度、总碱度、含盐量的关系, 结果发现浮游植物生物量与 pH 之间是一种抛物线关系, 在 pH 为 7.75~8.75 区间内, 浮游植物的生物量最大; 低于或高于这个区间, 浮游植物生物量都会降低。这说明过高的 pH 值对光合作用的抑制作用, 当光合作用达到一定程度时, pH 值的升高反而抑制了光合作用。

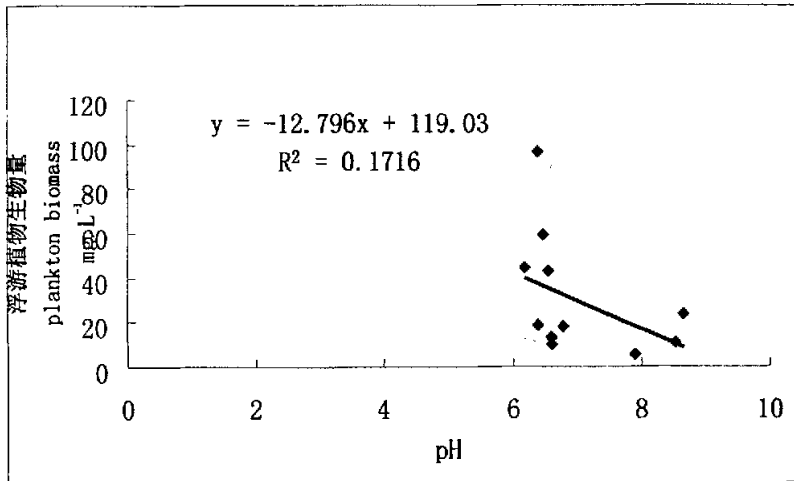


图 4-10 宝圣湖 pH 与浮游植物生物量之间的关系

Fig. 4-10 Relation of pH and plankton biomass in Lake Baoshenghu

4.2.5 电导率对宝圣湖浮游植物的影响

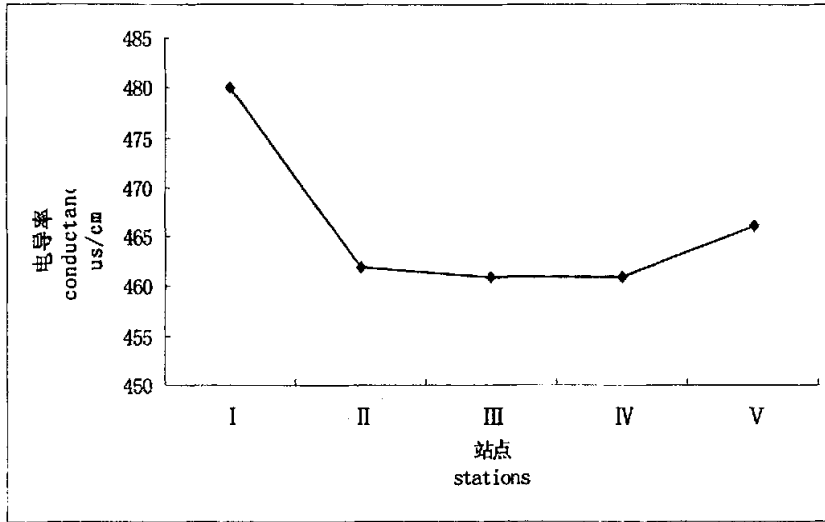


图 4-11 宝圣湖不同站点年平均电导率的变化

Fig. 4-11 The variation of yearly average conductance at different stations in Lake Baoshenghu

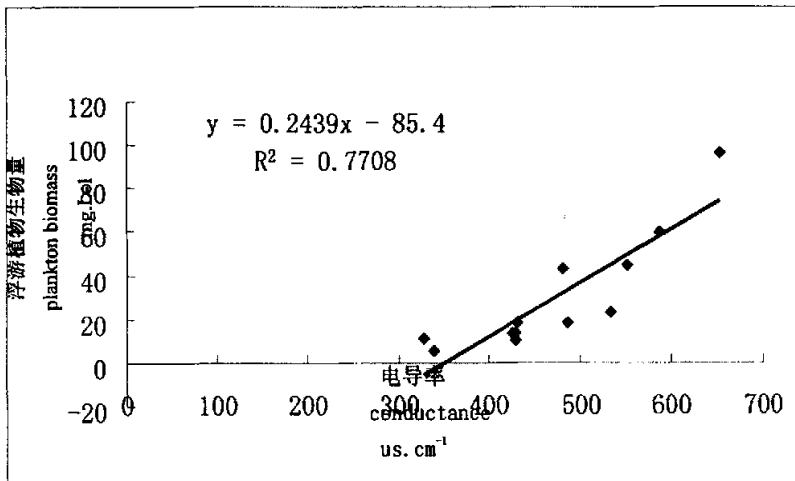


图 4-12 宝圣湖电导率与浮游植物生物量的关系

Fig. 4-12 Relation of conductance and plankton biomass in Lake Baoshenghu

宝圣湖各采样站点年平均电导率的变化见图 4-11。水体电导率的大小可以直接反映水体中溶解

盐类含量的变化，是用数字来表示水溶液传导电流的能力，也是估算水体被无机盐污染的指标之一^[124]。I 站点电导率年平均值最高， $480\text{us}\cdot\text{cm}^{-1}$ ，I 站点处于宝圣湖的进污口，营养盐含量相对其他站点而言比较丰富，故其电导率较高；IV 站点电导率年平均值最低， $460\text{us}\cdot\text{cm}^{-1}$ ，电导率之所以较低，是因为IV 站点处于宝圣湖的湖心，营养盐含量相对其它站点而言比较贫乏。

对宝圣湖电导率与浮游植物生物量进行回归分析，结果见图 4-12。从图中可以看出，浮游植物生物量随着电导率的升高而升高。浮游植物生物量与电导率具有很强的正相关性，回归方程为： $y = 0.2439x - 85.4$ ($R^2 = 0.7708$)。电导率与浮游植物的生物量呈现正相关关系验证了 4.2.1 中关于氮浓度、磷浓度、电导率和浮游植物生物量的回归分析结果，即电导率对浮游植物生物量的影响最为直接，呈显著相关，其对浮游植物生物量影响的权重为 67.24%。

第5章 结论

在研究期间,对湖泊生物化学指标、相关营养盐因子等进行了详细监测与分析采样。对城市湖泊浮游植物状况及其生态学特征开展了深入研究,并选择重庆市渝北区的宝圣湖作为典型湖泊开展了采样监测,开展宝圣湖浮游植物及其影响因子的调查研究,分析物理因子、化学因子和生物因子间相互关系,探讨宝圣湖浮游植物与若干生态因子的内在联系和规律。

在大量实测资料的基础上,系统分析了浮游植物的种类组成、优势种、水平分布、季节变化、多样性指数和分级分布,探讨了氮磷营养元素、水温、透明度、pH、电导率等生态因子对浮游植物的影响。

探讨了浮游植物种类、浮游植物丰度与营养盐因子之间的关系,对宝圣湖主要藻类的生物量与几种生态因子做回归分析。

根据本论文研究,得出宝圣湖浮游植物与若干生态因子的内在联系和规律如下:

1 种类组成和生物量以蓝藻门、绿藻门、硅藻门、隐藻门为主,同一般的富营养化水库的研究结果(是以硅藻和绿藻为主),宝圣湖从种类和生物量是以绿藻和蓝藻为主,一般认为蓝藻是较为富营养化水体的特征藻类,所以这反映了宝圣湖水质属于富营养化湖泊。

2 浮游植物的分级分布说明宝圣湖的浮游植物是以大型藻类为主,与种类和生物量的评价不完全一致。主要是因为水库进行工程整治,水量变化较大,最小的水量是最丰的水量的1/5。这种指标是否适用于这类水库的富营养化评价值得研究。

3 浮游植物生物量的季节变化,生物量是以春季>冬季>夏季>秋季。春季浮游植物生物量为196.8975 mg/L,在各门浮游植物中,隐藻的生物量最大,为143.3250 mg/L,裸藻的生物量最低,仅为0.5000 mg/L,变化很大;夏季浮游植物生物量为43.7670 mg/L,在各门浮游植物中,隐藻的生物量最大,为16.3550 mg/L,硅藻门次之,为13.7200 mg/L,甲藻的生物量最低,仅为0.0000 mg/L;秋季浮游植物生物量34.2156 mg/L,绿藻在各门生物浮游植物中生物量最大,为13.0050 mg/L,其次为裸藻门,生物量为11.5050 mg/L,甲藻门生物量最低,为0.0000 mg/L;冬季浮游植物生物量为91.0263 mg/L,在各门浮游植物中,隐藻门生物量最高,为42.6400 mg/L,绿藻门次之,为26.4150 mg/L,甲藻门最低,为0.0000 mg/L。主要原因是冬季与春季水量非常少,水位低,与一般湖泊研究结果不完全一致(一般的结果是夏季最高,秋季次之,冬季最少)。说明对于这种水位变化较大,且污染较重的水库,浮游植物生物量未必与正常湖泊、水库的季节变化一致。

4 宝圣湖的浮游生物量是与TN、TP、电导率等生态因子关系较密切,经回归分析,各生态因子对浮游植物生长影响程度从高到低依次为:电导率、TN、TP,由于电导率的影响因素太多,不易控制,所以如果要通过减少浮游植物生物量来治理宝圣湖的富营养化,控制TN比控制TP更为重要。

5 本研究在国内首先采用电导率作为生态因子之一，建立不同生态因子影响浮游植物生长的模型，并对宝圣湖富营养化趋势进行了分析，按模型分析的结果与常规指标（生物量、种类、TN、TP）的评价结果一致，表明该方程适用于水质富营养化评价及浮游植物与生态因子关系的评价。而且利用该模型还可以预测富营养化湖泊生物量的变化趋势，更具有常规指标所不具有的优势，说明该方程在水库富营养化模型研究中值得进一步探讨。

参 考 文 献

- [1]周遵春.辽海湾北部海区浮游植物的研究[学位论文]大连,大连水产学院,2003,1-2.
- [2]俞建蜜,李瑞香.渤海、黄海浮游植物生态的研究[J]黄渤海海洋,1993,11(3):52-59.
- [3]何志辉.中国湖泊和水库营养分类[J]大连水产学院学报,1987,(1):1-10.
- [4]Hrbacek,J.,Dvorakova, M.,Korinek, V., and Prochazkova, L.,1961.Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. Verh.Int.Ver.Limnol.,14:192-195.
- [5]Brooks, J. L., and Dason, S. I., 1965. Predation, body size and composition of plankton. Science 150:26-35.
- [6]Shapiro, J, Lamarra, V., and Lynch, M.,1975. Biomaniplulation:an ecosystem approach to lake restoration. In Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control. Brezonik, P. L. and Fox, J. L., Eds. Universit of Florida, Gainesville, pp.85-89.
- [7]Shapiro,M.,1990. Interactions of top-down and bottom-up control in planktonic nitrogen cycling. Hydrobiologia 200-201:13-27.
- [8]Gophen, M., 1990. Selective feeding of zooplankton with special reference to blue-green algae in enclosure experiments. Hydrobiologia,200-201:13-27.
- [9]Bendorf J.,1990.Conditions for effective biomaniplulation, conclusions derived from whole lake experiments in Europe. Hydrobiologia 200-201:187-203.
- [10]何志辉.从“看水”经验论养鱼水质的生物学指标[J].水生生物学报,1985,9(1):89-98.
- [11]刘春光,邱金泉.富营养化湖泊治理中的生物操纵理论[J].农业环境科学学报,2004,23(1):198-201.
- [12]刘建康,谢平.揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜[J].长江流域资源与环境,1999,8(3):312-319.
- [13]胡维平.净化局部水体的物理生态工程实验与太湖富营养化数值模拟[学位论文],南京:中国科学院南京地理与湖泊所,1999,46-88.
- [14]郭和蓉,卢小良.水生植物净化水环境与水生植被的修复[J].长江大学学报:自然科学版,2005,2(5):65-68.
- [15]李尚志,唐永琼.利用水生植物对污染水体进行生态修复[J].深圳大学学报:理工版,2005,22(3):272-276.
- [16]朱斌,陈飞星.利用水生植物净化富营养化水体的研究进展[J].上海环境科学,2002,21(9):564-567.
- [17]刘健康.高等水生生物学[M].科学出版社,2002,331-333.
- [18]王荐.太湖浮游植物与富营养化[J].无锡教育学院学报,2000,20(3):90-92.
- [19]孙儒泳,李博,等.普通生态学[M].高等教育出版社,1999,12-100.

- [20]王朝晖,林秋奇等.水网藻在不同的环境条件下对氮、磷的吸收能力[J].中国环境科学,1999,19(2): 257-261.
- [21]杜桂森,王建厅等.密云水库的浮游植物群落结构与密度[J].植物生态学报,2001,25(4): 501-504.
- [22]Rhee G Y, Gotham J. Optimum N:P ratios and coexistence of planktonic algae[J]. *Phycol.*,1980,16:486-489.
- [23]Falkowski P G,Raven J V. *Aquatic Photosynthesis*[M]. Massachusetts: Blackwell Science. 1997.217-219.
- [24]Moiler P, Li X P, Niyogi K K. Non-photochemical quenching: a response to excess light energy[J]. *Plant Physiol*,2001,125: 1558-1566.
- [25]Anderson J A, Park Y I, Chow W S. Unifying model for the photoinactivation of photosystem II in vivo under steady-state photosynthesis. *Photosynth. Res*,1998,56:1-13.
- [26]MacIntyre H I,Kana T M,Arming T,et al.Photoacclimation of photosynthesis irradiance response curves and photosynthetic pigments in microalgae and cyanobacteria [J] *Phycol*, 2002,38:17-38.
- [27]Schreiber U, Gademann R. Ralph P J,et al.Assessment of photosynthetic performance of *Prochloron* in *Lissoclinum patella* in hospite by chlorophyll fluorescence measurements [J]. *Plant Cell Physiol*,1997,38:945-951.
- [28]White A J,Critchley C.Rapid light curves:a new fluorescence method to assess the state of the photosynthetic apparatus[J].*Photosynth Res*,1999,59:63-72.
- [29]Genty B,Briantais J M,Baker N R.The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence[J]. *Biochim Biophys Acta*,1989,990:87-92.
- [30]Geel C, Versluis W, Snel J F H-Estimation of oxygen evolution by marine phytoplankton from measurement of the efficiency of photosystem II electron flow [J].*Photosynth Res*, 1997,51:61~70.
- [31]Gilbert M, Wilhelm C,Richter M Bio-optical modeling of oxygen evolution using in vivo fluorescence: comparison of measured and calculated photosynthesis irradiance (P-I) curves in four representative phytoplankton species[J] *Plant Physiol*, 2000, 157:307- 314.
- [32]Figueroa F L, Conde-Alvarez R,Gómez I.Relations between electron transport rates determined by pulse amplitude modulated chlorophyll fluorescence and oxygen evolution in macroalgae under different light conditions[J].*Photosynth Res*, 2003, 75:259-275.
- [33]Scala S, Carels N, Falcatore A,et al.Genome properties of the diatom *Phaeodactyloctenonea* *tricornutum*[J].*Plant Physiol*,2002,129: 993-1002.

- [34] Lavaud J, Rousseau B, Etienne A-General features of photoprotection by energy dissipation in planktonic diatoms(Bacillariophyceae)[J]Phycol,2004,40:130-137.
- [35] Ruban A V, Lavaud J,Rousseau B, et al.The super-excess energy dissipation in diatom algae:comparative analysis with higher plants[J].Photosynth Res, 2004, 82:165-175.
- [36] 饶群.大型水体富营养化数学模拟的研究[学位论文]南京:河海大学,2001.25-61.
- [37] Sjoeborg S, Wilmot W. Systems analysis of a spring phytoplankton bloom in the Baltic [J]. Contr Askoe Lab,1977,20
- [38] 徐永富.模拟浮游生物的季节变化.生态学报.1995,15(3): 245-250.
- [39] 林琼芳.国外赤潮调查研究概况.海洋环境科学,1988, 7(1): 27-33
- [40] 倪纯初.赤潮与海洋微生物.海洋环境科学,1988,7(2):40-43.
- [41] Ouchi, A et al.Prediction to Gymnodinium type 65 red tide by it leans of red tide map. Bull-lap. Sot. Sci.Fish.1984.50:1201- 1205.
- [42] Nakamura Y et al. Growth characteristics of *Chattonella antiqua* Part 2. Effects of nutrients on growth. Oceanogr. Soc.Jap, 1983,39:151-155.
- [43] McCarihy J.The uptake of urea by natural populations of marine Limnol, Oceanogr. 1972,17:738-748.
- [44] Nishimura A. Effects of organic matter produced in fish farms on the growth of red tide algae *Gymnodinium* type 65 and *Chattonella antiqua*.Bull.Plankton Soc. Jap.1982,29: 1-7.
- [45] 何志辉,李永函.金州渔场浮游生物及水质控制的研究[J].大连水产学院学报,1983, 1:1 -11.
- [46] 雷衍之,于淑敏,徐捷.无锡河埭口高产鱼池水质研究:1.水化学和初级生产力[J].水产学报,1983,7(3):185-199.
- [47] 卢敬让,李德尚,徐宁,等.不同种肥料对虾池浮游植物群落的影响[J].应用与环境生物学报,1997,(3):172-176.
- [48] 卢敬让,李德尚.大泽山水库施肥养鱼条件下浮游生物的变动[J].水产学报,1992, 16(3): 256-264.
- [49] 卢敬让,李德尚,杨红生.莱州湾虾池养殖罗非鱼的静水围隔生态系浮游植物的初步研究[J].水产科学,1996,3(1):176-183.
- [50] 何志辉.鱼池施肥理论与实践[J].大连水产学院报,2000,15(1):1-9.
- [51] Frost,B.W Phytoplankton bloom formations.Nature,1996,383(6600): 475-476.
- [52] Doucette,GJ.Erdner D.L.Peleato,M.L.et.al.Quantitative analysis of iron-stress related proteins in *Thalassiosira weissflogii*.Measurement of avodoxin and ferredoxin using HPLC,Mar.Ecol.Ser.1996, 130(1-3):269-276.
- [53] McKay,R.M.L.;Geider,R.J.L aRoche,J.Physiological and biochemical response of the photosynthetic apparatus of two marine diatoms to Fe stress.Plant-Physiol.1997,114 (2):

- 615-622.
- [54] Doucete, G.J.; Erdner D. L.; Peleato, M.L. et al. Quantitative analysis of iron-stress related proteins in *Thalassiosira weissflogii*: Measurement of avodoxin and ferredoxin using HPLC. *Mar. Ecol. Ser.* 1996, 30(1-3): 269-276.
- [55] Sandmann, G and Boger, P., Copper-induced exchange of plastocyanin and cytochrome c-533 in cultures of *Anabaena variabilis* and *Plectonema boryanum*. *Plant Sci. Lett.*, 1980, 17: 417-424.
- [56] Greene, R.M.; Kolber, Z.S.; Sift, D.G; et al. Physiological limitation of phytoplankton photosynthesis in the eastern equatorial Pacific determined from variability in the quantum yield of fluorescence. *Limnol. Oceanogr.* 1994, 39(5): 1061-1074
- [57] Zetler, E.R.; Olson, R.J.; et al. Iron-enrichment bottle experiments in the Equatorial Pacific. Responses of individual phytoplankton cells. *Deep-Sea-Res.* 1996, 43 (4-6): 1017-1029.
- [58] Kolber, Z.S.; Barber, R.J. Tl.; Coale, K.H.; Iron limitation of phytoplankton photosynthesis in the Equatorial Pacific Ocean. *Nature* 1994, vol. 371 (no. 6493): 145-149.
- [59] 蔡阿根, 李文权, 陈慈美. 海水中有有机络合态的铁对三角褐指藻光合作用的影响[J]. 海洋通报, 1993, 12: 130-134.
- [60] 陈慈美, 郑爱榕, 周慈由, 等. 铁对中肋骨条藻生长、色素化程度及氮同化能力的影响[J]. 海洋学报, 1997, 19(3): 50-55.
- [61] 陈慈美, 周慈由, 郑爱榕, 等. 中肋骨条藻增值的环境制约作用 Fe(III) 与 N、Mn、光、温交互作用对藻生化组成的效应[J]. 海洋通报, 1996, 12(2): 37-41.
- [62] Milligan, A.J.; Harrison, P.J. Effects of non-steady-state iron limitation on nitrogen assimilatory enzymes in the marine diatom *Thalassiosira weissflogii* (Bacillariophyceae) [J]. *Phycol.* 2000, 36: 78-86.
- [63] Raven, J.A., 1988. The iron and molybdenum use efficiencies of plant growth with different energy, carbon and nitrogen sources. *New Phytol.*, 1988, 109: 279-287.
- [64] Kudo Isao, Makiko Miyamoto, Yoshifumi Noiri et al. Combined effects of temperature and iron on the growth and physiology of the marine diatom *PHAEODACTYLUM TRICORNUTUM* 2000, *Phycology*, 36: 1096-1102.
- [65] Kevin J. Flynn and Charles R. Hipkin Interactions between iron, light, ammonium, and nitrate: Insights from the construction of a dynamic model of algal physiology. *Phycol.* 1999, 35: 1171-1190.
- [66] Takeda, S. Influence of iron availability on nutrient consumption ratios of diatoms in oceanic waters. *Nature*, 1998, 393(6687): 774-777.
- [67] Hutchins, D.A., Bruland, K.W. Iron-limited diatom growth and Si:N uptake ratios in a coastal upwelling regime. *Nature* 1998, 393(6685): 561-564.

- [68]王骥.武汉东湖的浮游植物初级生产力及若干生态因素关系[J].求生生物学集刊, 1981,7(3): 295-311
- [69]金送笛,朴文豪,邢殿楼.哈尔滨地区高产鱼池水质研究-水化学与初级生产力[J].大连水产学院学报.1984,(1):1-14.
- [70]何志辉,王喜庆.碧流河水库水化学、浮游生物和初级生产力[J].大连水产学院学报. 1992, 7 (2,3):1-18.
- [71]陈立桥,陈英鸿,倪达书.池塘饲养鱼类优化结构及其增产原理Ⅱ池塘主养鱼类合理群落结构及其能量转换效率[J].水生生物学报,1993,17(3):197-203.
- [72]何志辉.中国湖泊、水库初级生产力及其能量转化效率[J].水产科学,1987,(1):24-30.
- [73]何志辉.中国湖泊和水库营养分类[J].大连水产学院学报,1987,(1):1-10.
- [74]姜作发,夏重志,董崇智,等.哈蟆通水库水位变化对浮游植物初级生产力及能量转化效率的影响[J].中国水产科学.2001,8(4):23-26.
- [75]卢亚芳,黄永春,黄世玉[J].台湾海峡,2002,32(2):209-216.
- [76]Hutchins,DA.;Bruland,K.W.Iron-limited diatom growth and Si:N uptake ratios in a coastal upwelling regime. *Nature*.1998,393 (6685):561-564.
- [77]Bault J M,1998.A model of phytoplankton development in the Lot river[France]: simulation of scenarios[J]. *Water Research*,32(4):1065—1079
- [78]Jrgense S E,1983.Application of EcoLogical Mode Ling in Environmental Management[J].A New York:Elsevier Scientific Publishing Company.227~279.
- [79]刘元波,陈伟民.湖泊藻类动态模拟[J].湖泊科学.2000,12(2):171-176.
- [80]Di Torn D M.1980 Applicability of cellular equilibrium and Monod theory to phytoplankton growth kinetics[J]. *Ecological Modelling*,8(1): 201-218.
- [81]屠清瑛,顾丁锡,尹澄清等.巢期-富营养化研究[M].北京:中国科学技术出版社,1990,101-125.
- [82]Chen C W and Orlob C T.1975 Ecological simulation for quatie environments In: *Pattern, System Analysis and Simulation in Ecology* [J].New York: Academic press. 13.48-53.
- [83]Janse J H.1992.A mathematical model of the phosphorus cycle in Lake Loosdrecht artd simulation of additional measures [J].*Hydrobiologia*,133(1):119-136.
- [84]Nyholm,1988. A simulation model for phytoplankton growth and nutrient cycling in eutrophic shallow Lakes[J].*Ecological Modelling*,4(3):279-310.
- [85]Thomas J R and Victor J B.1995 A preliminary modeling analysis of water quality in Lake OKEECHOBEE, Florida: calibration results[J]. *Water Research* ,29(12):2755-2766.
- [86]Roben P. Kees K and Lambertus L.1996 Primary production estimation from continuous oxygen measurements in relation to external nutrient input[J]. *Water Research* 30(3):625- 643 .

- [87]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):12-15.
- [88]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): 53-55.
- [89]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):447-453.
- [90]Dong Seo, Raymond. Performance Reliability and Uncertainty of Total Phosphorus Models for Lakes[J]. Water Research,1996,30(1):83-94.
- [91]Havens K E,Fukushima T, Xie P,et. Nutrient Dynamics and the Eutrophication of Shallow Lakes Kasumigaura(Japan), Donghu(PR China),and Okeechobee(USA)[J].Environmental Pollution, 2001,111:263-272.
- [92]Cassel E A.Modeling Phosphorus Dynamics in Ecosystems: Mass Balance and Dynamic Simulation Approaches[J].Journal of Environmental Quality,1998,27: 293-298.
- [94]Evans R D. Inter actions between Sediments and Water:Summary of the Eighth International Symposium[J].The Science of the Total Environment,2001.266:1-5.
- [95]李文朝,尹澄清,陈开宁,等.关于湖泊沉积物磷释放及其测定方法的会议[J].湖泊科学, 1999, 11(4):296-302.
- [96]P.D.Scarlatos, Ecohydrodynamics, Environmental Hydraulics,edited by New York,1997.
- [97]P.D.Skogen et al., Modelling the primary production in the North Sea using a couple 3 Dimensional physical chemical biological model[J].Est.Coast Shelf Sci.1994.
- [98]P.G.Shuert, and J.J.Walsh, A coupled physical-biological model of the Bering-Chukchi seas[J].Continental Shelf Research,1993,13(5/6):543-573.
- [99]G.Radach,A. Moll,Estimation of the Variability of production by simulating annual cycles of phytoplankton in the central North Sea[J].Prog. Oceanogr,1993,31:339-419.
- [100]J.C.J.,Nihoul and S.Djenidi, Perspective in three-dimensional modeling of the marine system-three-dimensional models of marine and estuarine dynamics,Elsevier Oceanogr Ser,1987,45:1-34. [J].
- [101]J.C.J.,Nihoul and Djenidi, Hierarchy and scales in marine ecohydrodynamics[J].Earth-Science Reviews,1991,31:255-277.
- [102]J.C.J.,Nihoul, Modelling marine ecosystems as a discipline in Earth Science[J]. Earth-Science Reviews,1998,44:1-33.
- [103]M.Gre'goire et al., Reconnaissance of the main Black Sea's ecohydrodynamics by main of a 3D interdisciplinary model[J].Mar. Systems,1998,16:85-105.
- [104]J.C.J.,Nihoul,Modelling the general circulation of shelf seas by model[J].Earth-Science Reviews,1989,26:163-189.
- [105]俞光耀.胶州湾北部水层生态动力学模型与模拟 I 胶州湾北部水层生态动力学模型[J]青

- 岛海洋大学学报,1999,29(3): 421-428.
- [106]Warwick J and Coekrum D M. 1997.Estimating no-point-source loads and associated water quality impact.Journal of Water Resources Planning and Managemnt, 123 (5): 302-310.
- [107]Somlyody L.1998 Eutrophication modeling,management and decision making:the Kis-Balaton cage. Water Science and Technology 37(3):165-175.
- [108]刘元波,陈伟民.湖泊藻类动态模拟潮[J]湖泊科学.2000,12 (2) :171-176.
- [109]胡鸿钧,李尧英,魏印心,等.中国淡水藻类[M].上海科学技术出版社,上海:1979.
- [110]周凤霞,陈剑虹.淡水微型生物图谱[M].北京:化学工业出版社,2005.
- [111]张觉民,何志辉.内陆水域渔业资源调查手册[M]. 北京:农业出版社, 1991.
- [112]黄祥飞.湖泊生态调查观测与分析[M]. 北京:中国标准出版社, 2000.
- [113]Sladeek, V. Trophic and sprobic levels. In: Examination of water for population control.1982,3:142~169
- [114]许木启.从浮游动物群落结构看府河--白羊淀水体的自净效果[J].水生生物学报, 1996,20(3): 213-218.
- [115]丁淑荃, 鲍传和.董铺水库水质及营养水平生物学评价[J].生物学杂志, 2006, 23 (1): 14-16.
- [116]梁文裕,王俊,王志山,等.宁夏鹤泉湖浮游植物现状及水质评价.[J].宁夏大学学报(自然科学版),2001,22(4):426-429.
- [117]赵文,邢辉.不同粒级浮游植物对淡水初级生产力的作用[J].大连水产学院学,2001,16(3): 157-162.
- [118]曲克明,陈碧鹃,袁有宪,等.氮磷营养盐影响海水浮游硅藻种群组成的初步研究[J].应用生态学报,2000,11(3),445-448.
- [119]王汉奎,董俊德,张德,等.三亚湾氮磷比值分布及其对浮游植物生长的限制[J]. 热带海洋学报, 2002,21(1),33-38.
- [120]刘东艳,孙军,钱树本.胶州湾浮游植物研究II环境因子对浮游植物群落结构变化的影响 [J].青岛海洋大学学报,2003,32 (5) :415-421.
- [121]卢亚芳,黄永春,黄世玉,等.厦门杏林湾水库浮游植物密度与生态因子的灰关联分析[J].台湾海峡,2002,21 (2) :209-216.
- [122]李宝华,傅克村.南黄海浮游植物与水色透明度之间的相关关系的研究[J].黄渤海海峡,1999, 17 (3) :73-79.
- [123]马国红,杜兴华,段登选,等.盐碱地鱼池浮游植物与pH、总硬度、总碱度、含盐量的关系 [J].齐鲁渔业,2001,18 (5) :36-38.
- [124]金送笛,李永函,王永利.几种生态因子对菹草光合作用的影响[J].水生生物学报,1991, 15 (4) :295-304.

致 谢

本篇论文的顺利完成，得益于来自各方的关心、支持和帮助。论文著成之际，对他们表示衷心的感谢！

首先感谢导师姚维志教授对我的谆谆教诲和悉心指导，论文从选题、实验设计和实验，倾注了导师大量的心血和汗水，令我终生感激不尽。您学识渊博、治学严谨、高超的教学艺术、对祖国水生生物科学事业孜孜不倦的追求的精神深深影响和感染着我，也将永远激励着我在今后的学习和工作中不断奋勇前进，为祖国的繁荣昌盛做出自己应有的贡献。

特别感谢李英文、郑永华、陈玉成、徐宁、刁小明等老师在学习和实验中的热情帮助和指导！

衷心感谢于孝尔、胡家文、罗红波、韩宇、姜蕾、黄丽英、张美红、黄建军、凌统、程树东、丁玉臣、杨倩等同学在学习、生活和实验各个方面的热心帮助！

在硕士就读期间，水产与水文学院的老师和学弟、学妹在诸多方面给予了热心的帮助，在此一并致以衷心的感谢！

老师的教诲与熏陶，朋友的关心和帮助，家人的鼓励和奉献，毕生难忘。在此一并对关心和帮助我的人们致以最崇高的敬意和最衷心的感谢！

汪官余

2006年5月于北碚

硕士学习期间发表论文及参与课题一览表

发表论文

RAPD 技术在水产科研中的应用	北京水产	2004 年 3 期	2
中华鳖“烂颈病”病因的初步研究	重庆水产	2006 年 1 期	2
外来水生生物入侵对我国渔业水域的影响	重庆水产	2005 年 4 期	1
我国外来生物入侵的原因及解决对策研究	生态经济	2006 年 5 期	1

参与课题

重庆市渝北区两河口水库的生态修复工程 (渝北区水利农机局)