



东华大学  
DONGHUA UNIVERSITY



Y1864433

淡水生态系统退化机制与恢复研究

## 东华大学学位论文原创性声明

本人郑重声明：我恪守学术道德，崇尚严谨学风。所呈交的学位论文，是本人在导师的指导下，独立进行研究工作所取得的成果。除文中已明确注明和引用的内容外，本论文不包含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的作品及成果的内容。论文为本人亲自撰写，我对所写的内容负责，并完全意识到本声明的法律结果由本人承担。

学位论文作者签名：念序

日期：2010年1月21日





## 东华大学学位论文版权使用授权书

学位论文作者完全了解学校有关保留、使用学位论文的规定，同意学校保留并向国家有关部门或机构送交论文的复印件和电子版，允许论文被查阅或借阅。本人授权东华大学可以将本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和汇编本学位论文。

保密 ，在 \_\_\_\_\_ 年解密后适用本版权书。

本学位论文属于

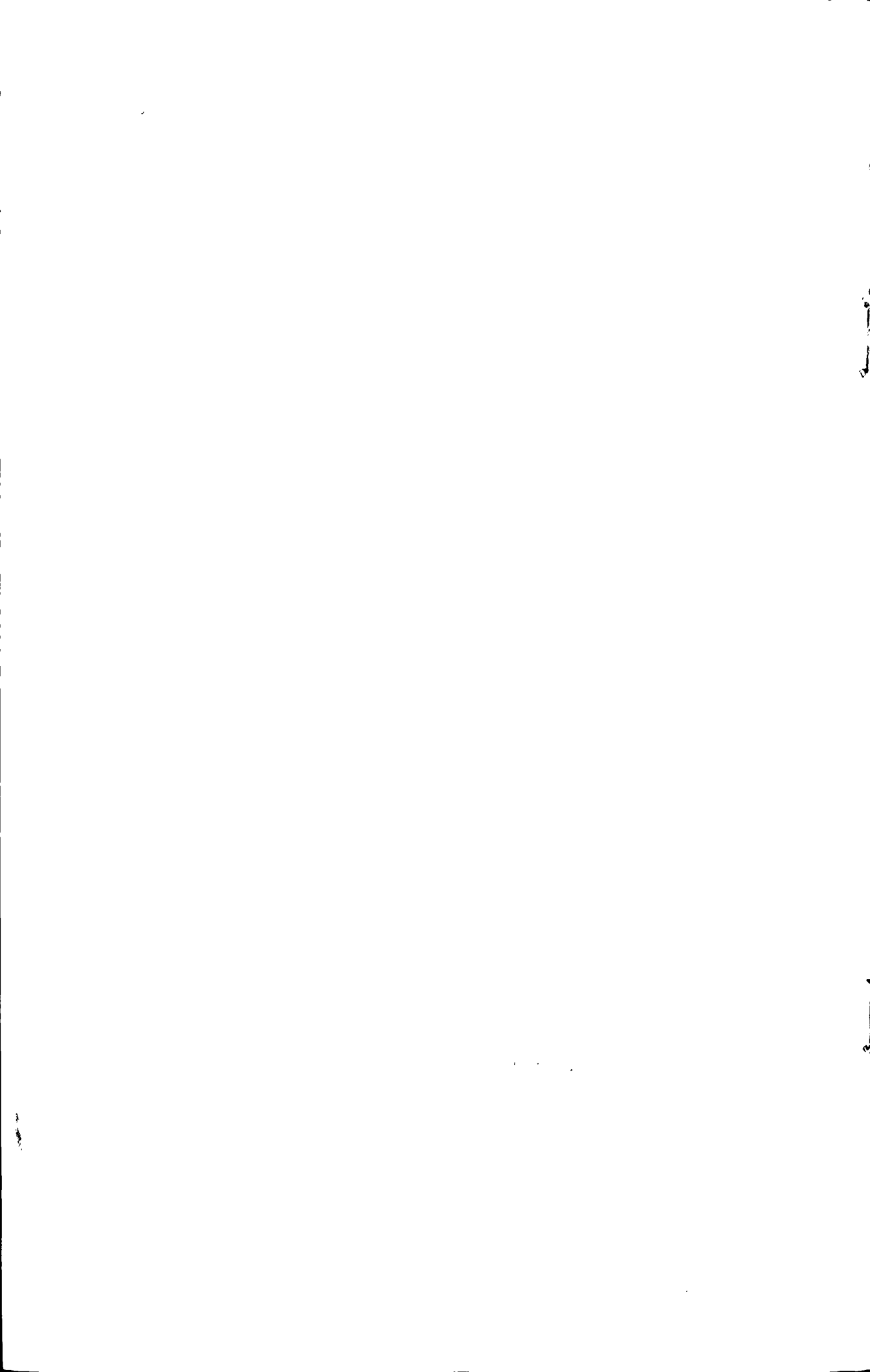
不保密 。

学位论文作者签名：念宇

日期：2010年1月21日

指导教师签名：杨子福

日期：2010年1月23日





## 淡水生态系统退化机制与恢复研究

### 摘要

在现状调查的基础上,探讨了淡水生态系统(包括水质、淡水藻类、河湖岸带、水生动植物、沉积物等因子)的退化现状、退化原因与机制,建立了退化评价标准体系和方法,评估淡水生态系统退化水平。通过建立水生态 AQUATOX 模型,定量化模拟预测了淡水生态系统的退化演变和生态恢复方案的效果。

研究表明,目前退化淡水生态系统水质均已退化至地表水Ⅳ—Ⅴ级质量水平,浮游藻类结构简单,以蓝—绿藻结构为主,且多为富营养化指示种类,藻类多样性指数低。着生藻类主要以硅藻群落为主,藻类细胞小型化趋势严重,优势种多为耐污种,大型丝状绿藻仅出现在春季。河(湖)岸带宽度狭窄,水生植被以挺水植物和浮叶植物为主,沉水植物多为高冠型种类且有退化演替趋势;水泥垂直陡岸带隔离水陆生态系统,大量植物残枝和淤泥在枯水期淤积河岸,造成裸露环境,沉积物厚度加深,为有机质丰富淤泥型,底栖动物种类稀少单一,且分布不均。

通过参照体系法建立了淡水生态系统退化评价指标体系,利用主成分分析法筛选出了  $BOD_5$ 、 $COD_{Cr}$ 、 $DO$ 、 $NH_3-N$ 、 $C_p$ 、 $TP$ 、 $DDA$ 、



B-IBI、F-IBI、HQI 等 10 个指标，作为淡水生态系统退化程度指示指标。按照理论参照标准将淡水生态系统退化程度分为 5 个等级：微退化、轻度退化、中度退化、强度退化、极度退化。灰色关联度法综合评价得出张家浜河生态系统退化水平为轻度—中度退化等级，镜月湖生态系统退化等级为轻度退化，部分区域为强度退化。

通过建立张家浜河AQUATOX生态模型，模拟和预测该河流5年后生态演替趋势，结果表明，在无外来干扰的情况下，张家浜河生态环境因子演替会年复一年按照各自的生长变化规律进行，呈现出重复演替规律。通过对可能引起生态系统退化的营养盐负荷、有机污染负荷、沉水植物量、沉积物碎屑输入量等条件设置不同干扰，模拟其对淡水生态演替可能产生的后果。结果表明，水体有机污染负荷BOD<sub>5</sub>增加10倍，可以导致水生态系统的全面退化；而分别增加氮磷面源和污染负荷的10倍，则会引起水质和藻类不同程度的退化；沉水植物生物量的降低可使着生藻类生物量全面提高；沉积物碎屑输入量增加5倍，不但可造成水质变差，还可引起大型底栖动物生物量的下降。

基于AQUATOX模拟不同生态恢复方案的作用效果，结果表明除了控制有机污染源以外，恢复河岸带生态环境，改建自然河道，能够降低水体总磷含量40%左右，有效恢复沉水水生植生物量20%以上，对营养盐降低和底栖动物多样性恢复均有明显作用；通过分别控制氮磷污染负荷50%的模拟研究，发现水质变化不大，沉水植物和底栖动物生物量均有升高，控制磷比控制氮更能有效防止蓝藻水华发生；控制沉积物全部外源负荷，能够大量削减水体营养盐含量，改善水质状



况,有益于大型沉水植物生长,减少蓝藻生物量,但是对于底栖动物生长不利。因此对于淡水生态系统的恢复研究,必须结合水文条件改善,营养盐负荷削减和控制沉积物碎屑负荷等三方面共同考虑,从不同层次上考虑整个生态系统的恢复。

本文研究了淡水生态系统退化的现状和原因、退化生态系统定量化评价方法,退化过程与机理以及恢复与重建的理论方案,对于保护淡水生态环境,促进人类与自然环境可持续发展具有重要的意义。

关键词:淡水生态系统,评价与恢复, AQUATOX 模拟,退化机制



# RESEARCH ON THE DEGRADATION MECHANISMS AND RESTORATION OF THE FRESHWATER ECOSYSTEMS

## ABSTRACT

Based on the investigation research of the status quo, analysis and evaluation on the present situation, the causes and the mechanisms of the degradation in the freshwater ecosystems were studied including factors like water quality, freshwater algae factor, river shore zone factor, aquatic plant and animal factor and sediment factor. Degradation evaluation criteria systems and methods were established to assess the level of degradation in the freshwater ecosystems. Through aquatic ecological AQUATOX modeling, the degradation and evolution of the freshwater ecosystems were quantitatively simulated and predicted and the effect of its restoration measures.

The simulation results showed that the current degradation level is high. The water quality of the ecosystems has degraded to IV~V class quality level; phytoplankton algae had a simple, blue-green algae(many of which are instructions for the eutrophication) dominated structure and the algae diversity index is also at a low level. The periphyton algae is mainly diatom community-based and the algae cell miniaturization become a serious problem of which the dominant species are mostly large filamentous algae with Fog kinds that appears only in spring. The River shore has a narrow width as well as the lake. The aquatic vegetation is dominated by floating-leaved and Ting plants, while the submerged plant is dominated by the topped species which shows degradation and succession trend. The vertically steeping cement isolated the water ecosystem from the land coast causing a large number of broken branches and mud siltation near





river bank during its dry season resulting in their exposure to environment. The sediment thickness deepens and is of organic matter-rich mud type. The zoobenthos species is rarely single and unevenly distributed.

According to the reference system, the degradation evaluation index system of freshwater was established by using principal component analysis and 10 main indicators were extracted and screened out as the direction indicators of degradation level including BOD<sub>5</sub>, COD<sub>cr</sub>, DO, NH<sub>3</sub>-N, CP, TP, DDA, B-IBI, F-IBI, HQI. The degradation of freshwater ecosystems has five levels: micro-degradation, light degradation, moderate degradation, strong degradation, extreme degradation in accordance with the references from the theory. After comprehensive evaluation using gray correlation degree method, results was obtained that the ecosystem degradation level in Zhangjiabang River ranges from light to moderate. The degradation level in Mirror Lake ecosystem is mainly mild but in some part it is strong.

Through the AQUATOX ecological modeling of Zhangjiabang River, the 5-year-trend of ecological succession was simulated and predicted. The results showed that in the absence of external interference, the succession of eco-environmental factors of Zhangjiabang River will be in a cycle repeated pattern which can be explained by succession law in accordance with the changes of the environment periodic growth. The external interference factors includes nutrient load, organic pollution load, the amount of submerged vegetation, sediment detritus input, which may cause degradation. By changing these factors, the possible consequences of ecological succession were simulated. The results showed that the BOD<sub>5</sub> would increased by 10 times, which may lead to overall degradation of aquatic ecosystems; the non-point source nitrogen and phosphorus may also 10 times, which can cause varying degrees of degradation to the water quality and algal. The reduction of submerged plant biotechnology can increase the amount of algal biomass. The clastic sediment input increase by five-fold, not only can cause water quality deterioration, but also a large decline in benthic biomass.

Based on AQUATOX, the effects of different ecological restoration methods were simulated. The results show that the organic input control, riparian environment restoration and alteration of natural river can reduce the TP by 40% and restore aquatic plant biomass by 20% which can have significant effect on nutrient reduction and zoobenthos diversity recovery. Through the respective control of nitrogen and phosphorus pollution load(50% off), the simulation study found that little changes occurred in water quality, meanwhile the biomass of submerged plants and zoobenthos increased. It is more effective to control nitrogen to prevent algal blooms than to control phosphorus. The control of all the exogenous sediment load can lead to a substantial reduction of water nutrient thus to improve water quality. This method is conducive while promote the large-scale submerged plant growth and reduce blue-green algae biomass, but it cannot help the



growth of the zoobenthos. Therefore, the restoration of freshwater ecosystems research must take into account the followings combined: hydrological conditions improvement, nutrients load reduction and sediment control. They should be considered together from different levels in the whole ecosystem recovery process.

The current status of the degraded freshwater ecosystem and its cause, process and mechanism, its quantitative evaluation method and its rehabilitation & reconstruction theory method were studied in this paper so as to protect the freshwater ecological environment and promote the sustainable development of human beings and the natural environment.

Nian-Yu (Environment Science)

Supervised by Yang-Zaifu

**KEY WORDS:** freshwater ecosystem , evaluation and rehabilitation , AQUATOX model simulation , degradation mechanism



## 目 录

1 绪论.....	1
1.1 研究背景和意义.....	1
1.2 淡水生态系统退化研究进展.....	2
1.3 淡水生态系统恢复研究进展.....	5
1.4 淡水生态系统模型研究进展.....	7
1.5 论文的研究思路和技术路线.....	9
2 研究区域概况与研究方法.....	11
2.1 研究区域与样点选择.....	11
2.2 材料与方法.....	13
2.3 数据统计与分析.....	21
3 退化淡水生态系统调查.....	22
3.1 水质变化与污染特征.....	22
3.2 藻类群落结构与多样性特征.....	25
3.3 岸带结构与生物群落特征.....	32
3.4 鱼类资源特征与变化.....	36
3.5 小结.....	37
4 淡水生态系统退化评价体系建立与机制探讨.....	39
4.1 指标筛选与标准体系的建立.....	39
4.2 淡水生态系统退化程度综合评价.....	42
4.3 小结.....	51
5 淡水生态系统 AQUATOX 模型的建立.....	52
5.1 AQUATOX 模型.....	52
5.2 模型结构解析.....	53
5.3 构建模拟研究.....	58
5.4 淡水生态退化模拟预测与机制研究.....	64
5.5 小结.....	71
6 基于 AQUATOX 模型的淡水生态系统恢复研究.....	72
6.1 对河岸带生态环境的恢复.....	72
6.2 对氮磷污染负荷的控制.....	73
6.3 对沉积物碎屑的控制.....	76
6.4 小结.....	78
7 结论与展望.....	79
7.1 全文总结.....	79



---

7.2 创新之处.....	81
7.3 展望.....	81
参考文献.....	83
附录.....	90
东华大学硕士研究生在学期间发表论文情况表.....	91
致谢.....	92



## 符号说明

表 1 文中符号缩写说明

Table1 Description of the symbol abbreviations in this text

符号名称	英文缩写
总氮	Total nitrogen, TN
氨氮	Ammonia, NH <sub>4</sub> -N
硝氮	Nitrate, NO <sub>3</sub> -N
总磷	Total phosphate, TP
磷酸盐	Phosphate, PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P
叶绿素 a	Chlorophylla, chl.a
化学需氧量	Chemical Oxygeon Demond, COD <sub>cr</sub>
生化需氧量	Biochemical Oxygeon Demond, BOD <sub>5</sub>
溶解氧	Dissolve Oxygen, DO
透明度	Secchi disk depth, SD
水温	Temperature
电导率	Electricity Conductivity, EC
pH	pH
藻类细胞密度	Algae cell density, ACD
着生生物干重	Dry weight, DW
着生生物有机现存量	Organism, Org



東華大學  
DONGHUA UNIVERSITY

淡水生态系统退化机制与恢复研究

---



## 1 绪论

### 1.1 研究背景和意义

生态退化是生态系统的一种逆向演替过程,是生态系统在物质、能量匹配上存在着某一环节上的不协调或达到发生生态退变的临界点,此时,生态系统处于一种不稳或失衡状态,表现为对自然或人为干扰的较低抗性、较弱的缓冲能力以及较强的敏感性和脆弱性,生态系统逐渐演变为另一种与之相适应的低水平状态的过程,即谓之退化<sup>[1]</sup>。淡水生态系统退化是指在自然演替过程中,受到自然和人为干扰后,结构(水文物理形态和水生生物群落)和功能(水体的净化能力、水产养殖、景观服务等)被破坏以及逐步丧失退化的过程。退化淡水生态系统包括退化的河流和湖泊,表现为水质恶化、水体富营养化、湿地退化萎缩、沉积物淤积河床抬高、湖面萎缩、水生植被消失、水生生物消失或多样性降低等现象。

随着人口增长,工农业生产的迅速发展,人类大规模生产活动,以及大量工业废水和生活污水直接或间接排入江河、湖泊,我国存在着大面积的退化淡水生态系统。三峡大坝的建立对长江的阻隔作用,直接影响到中华鲟的徊游,渔业资源衰退,鱼类种类和个体小型化现象十分严重<sup>[2-3]</sup>。长江中下游在近30年内,因围垦而丧失湖泊面积12万km<sup>2</sup>,丧失率达34.16%。其中洞庭湖面积由50年代初4300km<sup>2</sup>,减少到现在的不足2270km<sup>2</sup>等<sup>[4]</sup>;过去40年中,我国红树林湿地的面积也减少了大约75%<sup>[5]</sup>。60年代—90年代,太湖水生高等植物群落由66种退化至17种,沉水植物优势种由马来眼子菜演替为苦草,五里湖已无天然水生植被,竺山湖沉水植物几近消失<sup>[6]</sup>。素有“北方明珠”之称的白洋淀,是华北地区最大的淡水湖泊,水面积最大时为366km<sup>2</sup>,目前水面积维持在122km<sup>2</sup>左右,一直靠补水维持不干淀,补水量已达3.2×10<sup>8</sup>m<sup>3</sup>。从1958年至1993年,生物物种多样性降低,藻类由129属减少为54属,浮游动物由95种减少为64种,鱼类由53种减少为不足30种,水鸟已难寻踪影,而耐污生物的数量激增<sup>[7]</sup>。截止2003年,我国52个湖泊的水质评价表明,水质符合和优于III类的湖泊仅21个,5个湖泊部分水体受到污染,26个湖泊水污染严重,中营养状态和富营养状态湖泊各占50%,几乎看不到贫营养的湖泊<sup>[8]</sup>。玄武湖曾发生过藻类疯长,鱼类因缺氧而大量死亡的事故<sup>[9]</sup>。20世纪90年代,太湖梅梁湖区发生了4次水源地污染事件<sup>[10]</sup>。2007年5月29日,太



湖蓝藻水华再次爆发, 引发供水危机<sup>[11]</sup>。2009年12月30日, 陕西省渭南境内中石油输油管道破裂导致柴油泄漏, 黄河干流潼关断面石油类0.4mg/L, 超出地表水Ⅲ类标准7倍<sup>[12]</sup>。目前许多天然河流、湖泊已大大超出其自净能力, 直接威胁着农业灌溉、粮食安全和人类健康<sup>[13]</sup>。

因此, 迫切需要对退化淡水生态问题进行全方面深入基础研究, 探讨合理可行的恢复方案 and 对策。本文在借鉴国内外经验和前人研究工作的基础上, 结合实际调查情况, 多方面、系统深入的探讨了淡水生态系统退化原因, 建立淡水生态系统退化程度的评价方法, 利用先进的生态软件模拟探讨淡水生态退化机制和恢复方案研究。

## 1.2 淡水生态系统退化研究进展

### 1.2.1 淡水生态系统退化原因

根据我国学者对中国河流、湖泊、湿地、河岸带等淡水生态系统退化研究分析得出, 淡水生态系统退化的原因分为自然因素和人为因素, 其中人为因素为主要原因<sup>[14-18]</sup>。归纳起来, 人类活动对于河流生态系统的胁迫主要来自以下 5 个方面: (1) 工农业及生活污染物质对河流造成污染; (2) 从河流水库中超量引水, 使得河流流量无法满足生态用水的最低需求; (3) 通过湖泊、河流滩地的围垦挤占水域面积以及旅游毁林造成水土流失, 导致湖泊河流的退化; (4) 在湖泊、河流或水库中, 不适当地引入外来种造成生物入侵, 使乡土种收到威胁或消失; (5) 水利工程对于生态系统的胁迫。具体见表 1-1。

### 1.2.2 淡水生态系统退化机制

#### (1) 河流生态系统退化机制

河流生态系统退化是流域内人口增加、城市化进程加快、人类活动不断向滨水区推进以及工农业粗放型快速发展等引起点源污染超过河流生态系统的环境受力引起生态系统结构破坏的结果。结构的破坏, 进一步影响其生态过程及生态功能的发挥, 降低了其环境承载力, 此时如不降低干扰负荷, 将使得组成生态系统的生物要素与非生命环境要素变化加剧, 从而推动生态系统逆向演替—退化。例如黄亦龙<sup>[19]</sup>等对深圳市 1986—2004 年的长期水质监测数据进行分析, 得出深圳市河流水质退化的主要驱动机制是工业化、城市化、人口增长和土地利用格局变化等作用所致。黄凯等<sup>[20]</sup>对河岸带生态系统退化机制研究表明, 对河岸带生态





系统的干扰表现在河流水文特征改变、河岸带直接干扰和流域尺度干扰 3个方面，分别具有不同的影响机制。

表 1-1 淡水生态系统退化原因

Table 1-1 The degradation causes of freshwater ecosystem

原因	描述
气候因素	气候干旱，年降水量减少，湖泊水位波动下降。
自然原因	年复一年泥沙沉积，湖盆抬高、河湖洲滩不断显现扩大；大型草木有机残体腐殖质丰厚，参与土壤基质形成，加速了湿地向陆地的变化。
	环境原因或者生物入侵导致的植被演替通过改变群落结构影响生态系统的物流和能流结构，在一定程度上影响生态系统的发展。
	围垦直接减少了湖滨带的面积，毁坏岸带植被、破坏近岸带鱼类、鸟类等动物的栖息及产卵场所，对生物资源造成毁灭性破坏。
围湖造田	围湖造田直接减少了湖滨带的面积，毁坏岸带植被、破坏近岸带鱼类、鸟类等动物的栖息及产卵场所，对生物资源造成毁灭性破坏。
围隔养鱼	围隔养鱼使得沿岸带有机污染加剧，同时因为放养的鱼类群落对养殖区沉水植物、底栖生物群落造成破坏。
人为因素	河（湖）滨带湿地的过度开发 引进外来物种，造成湿地植被优势种改变，湿地植物群落简单化。
	水质污染 生活污水和工业污染负荷的增加，使水域水质恶化，导致水生生物的死亡。
	不合理的水利设施 河（湖）岸和堤防的建设，对交错带基地和植被条件造成了较大破坏，使得水域生态系统和陆地生态系统截然分裂。
	旅游业和建筑用地的开发 通过土地利用性质的改变和污染负荷增加等途径加剧河（湖）岸带植被群落的破坏和水域水质的恶化。

## (2) 湿地生态环境退化机制

毛德华等<sup>[21]</sup>依据洞庭湖1999—2001年的监测资料，对洞庭湖湿地的生态环境问题形成的多方面机制进行分析，指出湿地生物多样性减少，生态平衡遭破坏的机制：一是泥沙淤浅湖泊→沉水植物→挺水植物→洲滩出露→芦苇林草的生态潜替；二是人口过快增长造成对资源的巨大压力，人与水争地，采用不合理渔具酷渔滥捕，水质污染；三是水利工程阻塞、游通道或改向等致使水生生物栖息地、产卵场、索饵场遭破坏或减少，种群数量减少，结构恶化，生态平衡遭破坏。



### (3) 湖泊生态演替退化机制

中科院南京地理与湖泊研究所濮培民等<sup>[22]</sup>认为:由贫营养型向富营养型发展是湖泊自然演变的过程。沉水植物的出现是湖泊富营养化发展过程中自然选择的结果。沉水植物吸收底泥和水中的营养盐生长,分泌的化学信息素(info-chemical substances)可遏制浮游植物生长,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。当水体营养程度进一步提高后,在某种水生高等植物生长的不利季节,特别在其机体的萎缩部位,着生藻类容易孳生。着生藻类、生物残体和颗粒悬移质的增加使水体透明度减少,沉水植物生长率减弱,遏制浮游植物的化学信息素减少,浮游植物种群和生物量进一步发展,水下光照进一步减弱,沉水植物种群逐渐减少,最后甚至全部消失,其它水生生物种类也相应减少,成为以浮游植物为主的生物多样性少的富营养化湖泊由于浮游植物生长周期以旬为主,其死亡分解时易形成缺氧条件,并经常含有毒素,对高等水生动物的生存构成威胁,这是一种不健康的水体。所以,高等沉水植物种群的减少是健康水生态系统退化的重要指标。沉水植物和浊度之间的相互作用则是浅水湖泊由“草型”和“藻型”生态系统相互转化的主要驱动机制<sup>[23]</sup>。

#### 1.2.3 淡水生态系统退化评价

生态恢复和重建是针对退化的生态系统进行的,对生态系统退化程度进行诊断和评价是进行生态恢复和重建的基础和前提,也是一个基本的生态学问题。从1977年Platt首先通过模型把受损生态系统按照受损程度分为不可逆的超负荷受害和可逆的不超负荷受害开始<sup>[24]</sup>,国内外对水域和陆地生态系统退化或受损的评价研究开展很多,但大都停留在定性描述阶段<sup>[25]</sup>,这在一定程度上制约了生态恢复和重建实践的发展。如何精确的界定生态系统受损或退化程度成为一个亟待加强的生态学研究方向。目前我国对于生态系统退化程度评价研究主要集中在土地、植被退化程度评价,已经形成成熟的体系和标准<sup>[26]</sup>。对于淡水生态系统退化评价和研究才刚刚起步,主要集中在湿地或河岸带栖息地退化功能评价的研究<sup>[27-28]</sup>,而对于河流、湖泊等淡水生态系统退化程度定量化研究并未发现。生态系统退化程度评价主要采用基于RS-GIS地理信息系统和数学分析方法相结合的手段进行,其中压力—状态—响应(PSR)框架是建立评价指标体系的原则<sup>[29]</sup>,参照体系的建立是选择研究区域或临近区域选择一人干扰较少,保存较好的同类型“自然生态系统”为“参照生态系统”,分别对退化生态系统与“参照生态系统”的



各项生态特征进行调查,对比调查结果以确定退化程度。专家咨询法、灰色关联法、主成份分析法、层次分析法、模糊矩阵法是应用最多的评价方法。

### 1.3 淡水生态系统恢复研究进展

水生生态系统的恢复是指重建水生生态系统干扰前的功能及相应的物理、化学和生物特征,即在退化的水生生态系统恢复过程中常常要求重建干扰前的物理条件,整水和土壤中的化学条件,再植水体中的植物、动物和微生物群落<sup>[30]</sup>。

淡水生态系统的恢复研究,主要集中在退化湖泊生态系统、河流生态系统和湿地生态系统等方面。从20世纪70年代起,欧美一些国家开始了对水体恢复的研究<sup>[31-32]</sup>。美国的河流生态恢复计划的实施,使伊利诺(Illinois River)和Willamette River等河流的水质有了很大改善,曾经消失的鱼类又重新回到河中<sup>[33]</sup>。在与湖泊相连接的湿地恢复研究方面,目前主要采取流域控制和湖内行动(in-lake action)相结合的途径。在这些过程中,许多恢复技术如废水处理、点源控制、土地处理、湿地处理、光化学处理、沉积物抽取与氧化、湖岸植被种植、生物操纵(biomanipulation)、生物控制及生物收获等技术被应用并已取得显著效果。20世纪40~50年代,泰晤士河被称为臭水河和死水河,1957~1958年连续两年对伦敦下游68km河段的鱼类调查,除发现一种耐污的黄鳝外,没有发现任何其他鱼类生存。20世纪60年代以后,英国政府投入大量财力对该河流进行大规模综合治理,使河流重新充满生机。据1967~1973年的调查结果,有68种鱼重返泰晤士河,后来超过90种,而且一年四季均可捕到这些鱼类<sup>[34-35]</sup>。

我国开展淡水生态系统恢复与重建的科研工作方面则只有20多年的时间,其中中国科学院、一些高等院校和环保科研单位做了较为深入的研究工作。中国科学院动物研究所与天津市汉沽区环保部门利用沿海滩涂荒地修建污水库进而改造成多级人工可调控氧化塘,净化城市化工废水和生活污水,使蓟运河河口和渤海湾的生态环境状况得到改善,同时开展了污水综合利用的试验研究<sup>[36-37]</sup>。

中国政府1994年制定的“中国21世纪议程”中,把水污染控制和水域生态系统的保护和恢复作为我国的长期奋斗目标<sup>[38]</sup>。1994-1998年间,王国祥等<sup>[39]</sup>在无锡市五里湖内的中桥自来水厂建立了用于净化饮用水源的物理-实验及水生生物群落镶嵌工程技术实验区,该实验建立并发展了水生生物群落镶嵌技术,构建了以漂浮、浮叶、沉水植物为优势种的斑块小群丛镶嵌组合水生植物群落。该工程可有效除藻和净化水质,对湖水的浊度、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2-\text{N}$ 和色度的降低效果较好,1994年8月-1995年6月,工程输出水较工程外原水平平均削减82%、60%、69%和46%<sup>[40]</sup>。

2000年9月,中国科学院南京地理与湖泊研究所等单位在南京市莫愁湖开展



了局部水体生态修复的围隔实验研究,引种后围隔区水生植被水面覆盖率达到80%以上,水生高等植物恢复良好,实现了自然季相演替。实验结果表明,种植水生植物不仅能够全面改善湖泊水质的平均水平,而且可以提高湖泊生态系统的稳定性<sup>[41]</sup>。

2003年—2005年,中国环境科学研究院联合中国科学院等多家科研单位在西五里湖开展了水生植被恢复生态工程示范研究,通过植物浮床、环保疏浚、底质改善、围隔消浪、截污和生物结构调控等多种改善生境条件技术进行水生植被的工程规模恢复研究。2005年,五里湖水质、生态状况有了明显改善,示范工程区内已建立起一个结构较完善,有多种水生植物生长,具有较好景观功能的水生生态系统,芦苇、莲、轮叶黑藻、荇菜、狐尾藻等水生植物均得到一定程度的恢复,植被盖度约40%<sup>[42]</sup>,工程区外岸边浅水区水生植物也有了自然恢复的迹象。

2006年8月,李英杰等<sup>[43]</sup>在滇池福保湾生态恢复示范区,实施了浅水湖泊生态恢复工程实践。首先利用清洁湖泥吹填技术恢复浅水湖泊直立陡岸带,改善湖泊底质结构,然后引入湖内唯一沉水植物篦齿眼子菜,挺水植物芦苇、香蒲、菹草等水生植物。工程实施2年后,工程区内水生植物得到了初步恢复,岸边是稀疏的芦苇(*Phragmites communis*)、香蒲(*Typha angustifolia* L.)等,芦苇群落外是密集的篦齿眼子菜(*Potamogeton pectinatus* L.)群落。吹填技术通过改善生境条件恢复工程区水生植被取得阶段性成功。并指出浅水湖泊生态类型演替的一般顺序是轮藻型→低植冠水生维管束植物(沉水植物)→高植冠沉水植物型或浮叶植物型→藻型或漂浮植物型→挺水植物沼泽型,浅水湖泊生态恢复是这一演替序列的逆过程。低植冠丛生沉水植物型生态系统既具有较高的生态稳定性,又能保持水体处于清水状态,因此低植冠丛生沉水植物型生态系统是湖泊的最终恢复目标。

秦伯强等<sup>[44]</sup>认为由于缺乏理论上的指导以及一些认识上的误导,虽然早在20世纪90年代初我国就开始通过改善环境来恢复水生植物的试验工作,但是一直没有太大的突破;例如前面提到的几个工程示范点,在工程结束后,随着围隔的拆除,刚刚建立起来的以高等水生植物为优势的生态系统立刻崩溃。

目前,国内外大量机理研究和工程实践表明,基于消减营养负荷恢复浅水湖泊清水状态经常是不成功的,湖泊生态系统是一个有机的整体,浅水湖内存在着复杂的生态过程和多种反馈机制,主导着浅水湖泊生物群落动态演变<sup>[45]</sup>。借鉴以上湖泊生态恢复经验,我们可以得知淡水生态系统的恢复,控源和恢复水生高等植物是核心内容。而水生植物的恢复,不是简单的种树种草,不是简单构建一个与自然状态相似的生态系统,而是要求我们在目前对淡水生态系统认识的基础上,从维系水生植物存在的整个生态系统及其结构上去考虑,综合运用多种工程技术和措施,经过长期的努力,使恢复的淡水生态系统在与环境的长期互动



中不断健康发展,向健康的淡水生态类型的系统演替,不断巩固维持水生植物占主导的清水状态的生态反馈机制。

#### 1.4 淡水生态系统模型研究进展

保护水体水质与生态景观的一个最大挑战是充分理解水生态环境的化学、物理、生物之间的关系。生态系统是复杂的,具有季节变化、年际变化、各物种间的相互作用,许多水体的生物群落遭到损伤,但是由于面对的环境胁迫因素众多,其原因不明显。很难预测水生群落在污染物或环境条件发生变化时将如何响应,特别是模型在一时间只能模拟一个胁迫因素,复杂模拟模型应运而生。

近些年国外的一些学者还针对河流、湖泊和水库开发了许多水质模型,用来预测藻类生长和水库富营养化程度(salencon & Thebault, 1996; walter etal, 2001; Thebault, 2004)、藻类季节演替趋势等(Fabbro & Duivenvoorden, 2000)。不少专家和学者也进行了水库水动力模型的研究,例如通过水库合理分配水量来保证水库和河流的水质(Wagner & Zalewski, 2000; LoPes etal., 2004)。Jorgensen建立的丹麦 Glumso 湖生态模型以及 Cleaner (1976)<sup>[46]</sup>、Lavsoe (1978)和 3DWFGAS (1986)<sup>[47]</sup>模型等。结构动力学模型<sup>[48]</sup>是 1980 年代后湖泊生态动力学模型的发展趋势,主要是使用连续变化的参数和目标函数来反映生物成分对外界环境变化的适应能力。Exergy 是目前生态模型中应用最广的目标函数,已用于多个湖泊生态系统<sup>[49-50]</sup>。

1980 年代后,中国开始开展湖泊的生态-水质-水动力模型研究<sup>[51]</sup>,主要集中在滇池、太湖、巢湖和东湖等<sup>[52-56]</sup>。用于模拟湖泊生态动力学变化的模型软件有:WASP、CE-QUAL-ICM、AQUATOX、PAMOLARE、CAEDYM 等,主要用来对物质流动和生态系统结构变化进行模拟。CE-QUAL 是一维模型,用来模拟混合良好的河川与湖泊。WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) 由 EPA 开发,是一个用于模拟地表水中污染物运移和转化的通用模型框架,可用于一维、二维、三维的水质模拟问题,适用于池塘、湖泊、水库、河流、河口和沿海水域。但是它对生态系统中生物组分的考虑不足。PAMOLARE (Planning and Management of Lakes and Reservoirs Focusing on Eutrophication) 由 UNEP 国际环境技术中心和国际湖沼环境委员会联合资助开发,根据所研究对象的不同,可以选择使用 4 种不同类型的模型<sup>[57]</sup>: ①Vollenweider 模型, ②1 层湖泊模型含 4 个静态参数, ③2 层湖泊模型, ④结构动态模型,适用于不同的湖泊。CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model) 是由 University of Western Australia 的 CWR (Centre for Water Research) 开发,它是一个通用的生态模型,可方便地同一些水动力学模型进行结合<sup>[58]</sup>,适用于多种不同类型的水体,尤其是



底泥释放量比重大的湖泊。此外，对于湖泊生态系统中的能流问题，可用 ECOPATH<sup>[59]</sup>模型模拟。

美国环境保护局（EPA）2005 年 12 月发布的淡水生态系统模拟模型 AQUATOX2.1，可以预测多种污染物，如营养物、有机化学物的归宿，以及他们对生态系的影响，包括鱼类、无脊椎动物、水生植物。AQUATOX 是一个基于 PC 的生态统模型，可以预测营养物、有机化学物在水体中的演变，以及对常驻生物的直接或间接影响。大多数水质模型只能预测污染物在水体中的浓度，不能表征污染对有机物的影响。AQUATOX 模拟多个环境胁迫因素（包括营养物、有机负荷、学物、温度）以及它们对藻类、大型植物、无脊椎动物、鱼类群落的影响，因此 AUATOX 可以帮助识别和理解水质、物理环境、水生物之间的关系。AQUATOX 以描述不同的水生生态系统，包括垂直分层湖泊、水库、池塘、河流<sup>[60]</sup>。如图 1-1 所示。

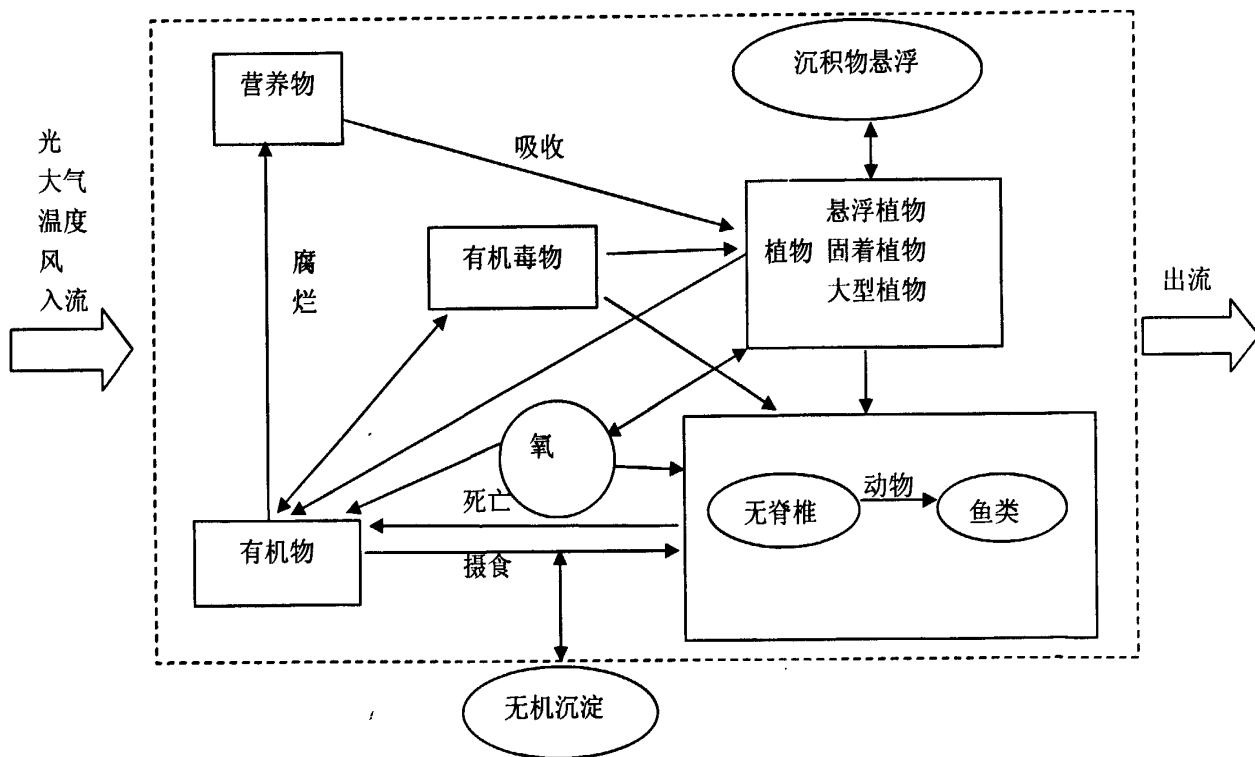


图 1-1 AQUATOX 描述生态系统概念模型

Fig.1-1 The conceptual model of ecosystem described in AQUATOX

目前我国应用 AQUATOX 模型进行的研究很少，2006年，曹小娟<sup>[61]</sup>应用 AQUATOX 模型对洞庭湖水生态模进行了模拟，结果表明，只要适当选择参数，该模型具有较好的适应性，为洞庭湖水生态系统和富营养化防治提供了技术支持。2007年，LEI Bingli<sup>[62]</sup>等人利用该模型成功预测了硝基苯污染物在松花江水



体中的迁移转化以及对水生态的影响作用。2009年,杨漪帆等<sup>[63-64]</sup>应用AQUATOX模型对淀山湖水体中常规水质数据时间变化规律和藻类生长演替进行了研究。结果表明该生态模型较好地模拟了常规水质和藻类的动态变化,并利用该模型的预测和控制功能,对水力条件、污染源等富营养控制方案的效果进行模拟,为淀山湖富营养化治理和生态修复措施提供理论依据,此外还根据此模型揭示了淀山湖蓝藻“水华”暴发机制和预警预报提供科学依据。

## 1.5 论文的研究思路和技术路线

为了深入了解淡水生态系统的退化现状、退化程度、退化原因和机制,本文以上海松江大学城内自然景观河流—张家浜河和人工湖泊—镜月湖为研究对象,分别从水质、藻类结构、水生高等动植物、沉积物和底栖动物组成、河岸带(湖滨带)状况等7个方面研究淡水生态系统演替的规律。利用数理统计分析方法筛选淡水生态系统退化程度评价指标并建立评价体系,进行量化评估。以张家浜河为例,通过AQUATOX软件模型模拟其生态系统状况,预测其演替趋势,应用已建立的张家浜河水生态模型,模拟找出导致淡水生态系统退化的原因和机制,提出不同生态恢复方案并模拟预测结果。以此为依据,为退化淡水生态系统恢复提供新的思路和理论依据。

### 1.5.1 论文的主要工作

(1) 监测研究张家浜河、镜月湖全年(2008.10~2009.9)水环境质量特征,包括水质状况(pH、水温、透明度、电导率、DO、COD<sub>Cr</sub>、BOD<sub>5</sub>)和营养盐特征(叶绿素a、TN、TP、NH<sub>3</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P);

(2) 监测研究张家浜河、镜月湖全年(2008.10~2009.9)水生生物群落时空变化特征,包括高等水生动植物(鱼类、挺水植物、浮叶植物、沉水植物)、着生生物群落、浮游生物群落、底栖动物。

(3) 利用数理统计软件(SPSS13.0)对淡水生态系统不同指标参数进行主成份分析,提取出影响生态退化的关键因子,建立退化程度评估体系,并对研究水体进行退化程度评估。

(4) 并利用AQUATOX软件进行张家浜河生态模拟。探讨淡水生态系统退化的原因和退化机制,针对退化原因提出生态恢复对策和方案,并预测方案实施的效果。对整个淡水生态系统退化以及恢复研究提出对策和建议。



### 1.5.2 论文技术路线

本论文的研究技术路线如下图：

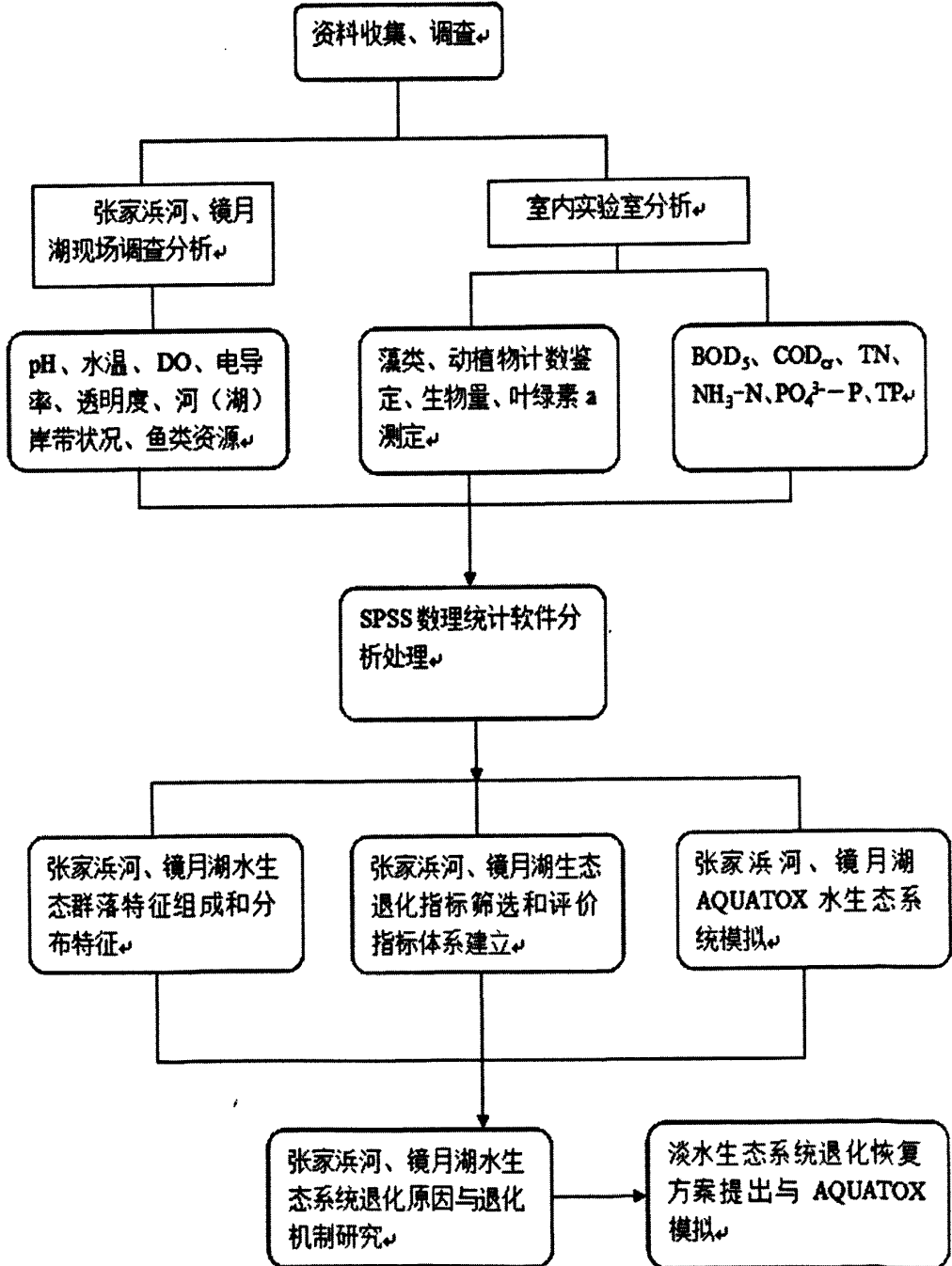


图 1-2 技术路线图

Fig.1-2 Technology Roadmap





## 2 研究区域概况与研究方法

### 2.1 研究区域与样点选择

#### 2.1.1 区域概况

##### (1) 张家浜河

张家浜河位于上海市松江区水源保护区外围，西起沈泾塘、老油敦港，东接通波塘，河长约 5.9 公里，平均河宽 50~60m。水深 1~3m。河流贯穿整个松江大学园区，是园区内最大的一条风景优美的景观河流。河岸带由垂直水泥护岸和斜坡草甸版块生态覆岸交错组成，河北岸青石小路蜿蜒幽静，可供学生休闲娱乐、读书学习，外有约 50m 防护林带，河南岸约 5m 外用铁栏杆护围与宿舍区隔离。河岸建筑林立，学生宿舍区、居民生活区依水而建；河内常常有船只通行，渔民捕鱼，河道疏浚等。是一条集景观休闲、水利运输、水产资源等多功能的现代城市河流。

历史上张家浜河曾是水质清澈、水生生物资源丰富的农田郊区自然生态河流。近十年来，由于人工堤岸的修建，人类活动的增加以及长期接纳周边地区的生活污染物，张家浜河生态系统严重退化，表现为：水体混浊，底泥表层污染严重；水生植物物种多为高植冠沉水植物和漂浮型浮叶植物；底栖生物群落结构单一，以螺类为主。河岸带植被常遭到破坏、生长状况较差，农药污染严重；河边土壤颗粒松散，地表水冲蚀严重，河岸带生态系统严重破坏，水体自净功能逐渐丧失，自我恢复能力降低，有必要全面采取人为措施恢复和重建河流健康生态系统。

##### (2) 镜月湖

镜月湖水源自张家浜河支流，距离张家浜河约 500m。该湖为人工挖凿小型浅水湖泊，位于东华大学图文信息中心东侧，2003 年被国家水利部正式命名为“国家生态水利风景区”，成为松江区七个水利风景区之一，也是松江大学园区中惟一的生态水利风景区。占地面积 100 余亩，近岸水深约 0.5m，湖中心水深约 2m。湖底平坦，湖滨及湖心岛上生长有茂盛的水生和陆生植物。其中，



湖岸栽种常绿阔叶芭蕉树、柳蒿灌丛和苔草草甸等多种植物类型。湖滨区北岸石块堆砌湖堤外侧是一条狭长广阔的芦苇带，植物带宽约3~5m，镶嵌斑块的菖蒲 (*Acorus calamus* Linn)、鸢尾 (*Iris germanica*) 等湿生挺水植物，堤内约1m生长荇菜 (*Nymphoides peltata*)、马来眼子菜 (*Potamogeton malaianus*)、浮萍 (*Lemna minor* Linn) 等漂浮植物，莲 (*Nelumbo nucifera*) 为主要优势种，分布在湖东北区域和西南区域，约占湖泊面积50%以上。沉水植物金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum* L.) 在岸边带依稀可见，湖心区菱 (*Trapa bispinosa*) 为优势种。

镜月湖水质状况整体良好，但岸边死水区湖水水质较差。大雨过后湖面常有悬浮物和死鱼漂浮，枯水季节水位下降明显。夏季常常出现大量大型丝状绿藻漂浮在岸边，浅水区形成藻垫覆盖水面，水体呈粘滑泡沫状。湖东岸沉积物类型为细沙-中沙类型，表面有较多软体动物的贝壳残体，说明岸边环境不适宜底栖动物生存。

### 2.1.2 样点选择与分布

根据张家浜河、镜月湖的自然地理情况，分别在张家浜上、中、下游，镜月湖西岸和北岸分别边设置代表性水质监测样点，具体分布见图2-1。河流、湖泊生态调查也分别在这几个样点附近区域进行。

#### (1) 张家浜河上游至下游分别设：

华东政法校园桥样点 (A)：位于张家浜河的上游河段，河道宽度约60m，水深1~5m，水体流速约1m/s，两岸为水泥护岸，陆生以乔木垂柳 (*Salix babylonica*)，松柏 (*Cupressaceae*) 为主，且生长茂盛，几乎遮盖路面。沿岸水生植物以美人蕉 (*Canna indica*)、芦苇 (*Phragmites australis*) 和菖蒲为优势种。由于两岸植被生长茂盛，行人难以穿行，因此很少有人类活动。在华东政法校园桥西侧设置一个样点。

东华大学校园桥样点 (B)：位于张家浜河的中游河段，河道宽度约为40m，水深0.8~4m，水体流速约为60cm/s，两岸生态水泥斜坡覆岸达80%以上，并配有10m宽绿化带，陆生以乔木垂柳，松柏为主。沿岸水生植物以美人蕉、芦苇和菖蒲为优势种。河岸北边为铁栏杆隔离宿舍区，人无法靠岸。采样点位于靠近校园东华大学一食堂后励志桥东侧，由于绿化植被需要管理，经常有管理人员喷洒农药，平时有大量学生晨读、散步等人类活动，造成一定的面源污染。同时励志桥下方有雨水排污管道。

嘉松南路张家浜河桥样点 (C)：位于张家浜河下游，地铁9号线附近。地铁9号线和嘉松高速公路依次横穿该河流。河流北岸为绿化休闲区，偶有居民在岸

水中，稀释至 1000mL。溶液存于聚乙烯瓶内，可贮存一周；

碱性过硫酸钾溶液：称取 40g 过硫酸钾 ( $K_2S_2O_8$ )，15g 氢氧化钠，溶于无氨水中，稀释至 100mL；

20% 氢氧化钠溶液：称取 20g 氢氧化钠，溶于无氨水中，稀释至 100mL；

新制备的去离子水；

无氨水：每升水中加入 0.1mL 浓硫酸，蒸馏。收集馏出液于玻璃容器中使用

5% 过硫酸钾溶液：溶解 5g 过硫酸钾于水中，并稀释至 100mL；

鲁哥氏液 (Lugol's solution)：40g 碘溶于含碘化钾 60g 的 1000mL 水溶液中；

90% 丙酮；75% 酒精；碳酸镁粉末；哈纳专用试剂；(1+9) 盐酸；

- (2) 药品试剂
- (1) 实验仪器 (见表 2-1)

## 2.2.1 实验仪器和试剂

## 2.2 材料与方法

理化指标：水温、pH、电导率、溶解氧、透明度、化学需氧量、生化需氧量、总氮、硝氮、氨氮、总磷、溶解性正磷酸盐、叶绿素 a、蓝藻浓度；

生物指标：浮游藻类、着生藻类、底栖动物、高等水生动植物；

生态状况：沿岸带 (湖滨带) 自然环境、沉积物状况、河道状况。

## 2.1.4 监测调查内容

动植物指标 (08 年 12 月、09 年 3 月、6 月、9 月各一次)。

2008 年 10 月—2009 年 9 月，理化指标每月采集两次，藻类指标每月一次。

## 2.1.3 采样频率与时间

随流堆积大量枯枝落叶和悬浮物，湿地植物丛生，生境复杂。

实验楼样点 (E)：位于镜月湖北岸材料学院前方位置，岸边水流静止，经常平缓，水深 0.5m，透明度 0.4cm；

图书馆样点 (D)：位于镜月湖西岸，湖间位置靠近荷花池，水域宽广，水流

根据镜月湖大小和地形，设置两个样点，分别位于湖北岸和西岸。

## (2) 镜月湖水质监测样点布设：

边垂钓、游玩。该样点设置在张家浜河桥东侧。





图 2-1 研究区域及样点布设

Fig. 2-1 Research area and the sampling sites



硝酸钾储备液：称取 0.7218g 经 105~110℃ 烘干 4h 的优级纯硝酸钾 (KNO<sub>3</sub>) 溶于无氨水中，移至 1000mL 容量瓶中，定容。此溶液每毫升含 100μg 硝酸盐氮。

(2) 硝酸钾标准使用液：将贮备液用无氨水稀释 10 倍而得。此溶液每毫升含 10μg 硝酸盐氮。

表 2-1 实验仪器设备

Table 2-1 Laboratory testment equipments

仪器名称	厂家
OLYMPUSCX31 双目显微镜	奥林巴斯 Olympus
高速台式离心机 TGL-12GB-C	上海申骋仪器科技有限公司
0.1mL 藻类计数框	武汉恒岭科技有限公司
真空干燥箱 DZF-6050B	上海精密仪器仪表有限公司
SX2-15-12 高温箱式电阻炉	上海亚丰炉业有限公司
752S 紫外可见分光光度计	上海光学仪器一厂
玛瑙研钵	辽宁省玛瑙工艺厂
1000mL 有机玻璃采水器	武汉恒岭科技有限公司
Micro Flu-blue 荧光计	德国 Trios
哈纳便携式系列水质测定仪	意大利 HANNA
河流底部取样器 HL-CN/10m <sup>2</sup>	德国 Hydro-Bios
彼德逊不锈钢采泥器	德国 Hydro-Bios
自动双重纯水蒸馏器 SZ-93A-1	上海亚荣生化仪器厂
高压灭菌锅 DSX-280D	上海申安医疗器械厂

## 2.2.2 着生生物样品采集与处理

### (1) 样品的采集

#### ① 人工基质样品

取标准载玻片 (25.4mm×76.2mm) 24 片作为人工基质，插入自制硅藻计内，用一段绳子将硅藻计固定好，置于采样点水面下 15cm 处后，将绳子另一端系在岸边固定物处，如树木、石桩等，放置 14d 后放入容器连同河水带回进行种类鉴定和计数。考虑到硅藻计可能受来往人群破坏，放置期间每隔 2~3 天观察采样点。

#### ② 天然基质样品

河流沿岸带有较多的水生植物，分别有美人蕉等挺水植物，苦草、轮叶黑藻和伊乐藻等沉水植物，还有浮萍等浮水植物，其上附着大量附着生物；另外河岸边存在大量水泥覆岸、石块、漂浮泡沫等不规则基质。其上附着大量着生生物螺、



藻类和原生动物等着生生物，故根据实际情况分别采集一定量的水草、螺丝和石块带回实验室，分别刷取其上着生生物，作天然基质调查。

## (2) 样品预处理和分析方法

### ① 定性样品

将基质上的着生生物用牙刷刮刷到盛有蒸馏水的样品瓶中，再将基质冲洗干净，冲洗液装入样品瓶中。现场来不及刮样时将基质置于玻璃瓶中带回室内刮取。样品用鲁哥氏液固定用量为水样体积的 1%~1.5%。

吸取备用的定性样品适量，在 10×40 倍显微镜下进行种类鉴定。一般鉴定到属或种，操作参考《水和废水监测分析方法》第四版—着生生物的测定<sup>[65]</sup>；分类学方法参照《中国淡水藻类》<sup>[66]</sup>。浮游藻类鉴定方法同上。

### ② 定量样品

基质取回后，用牙刷带蒸馏水将着生生物刮至小烧杯中，用蒸馏水冲洗牙刷和基质多次，并立即用鲁哥氏液固定。用量为水样体积的 1%~1.5%。沉淀 24h，吸去上清液，定容至 30mL 或 50mL。

吸取已充分摇匀的定量样品 0.1mL 放入 0.1mL 计数框中，置 10×40 倍显微镜下观察计数 30 格，求出平均每格着生藻类密度，然后换算成 0.1mL 计数框内藻类密度  $N_1$ ，最后换算成单位面积上着生藻类密度。每一样品取样和计数 2 次，结果与平均数之差保持不大于 15%，否则重新取样计数。按式(2.1)计算：

$$N_i = \frac{C_1 \times n_i / C_2}{S} \quad (2.1)$$

式中， $N_i$ —单位面积某种藻类的个体数；

$C_1$ —样品定容体积；

$C_2$ —实际计数的样品体积；

$n_i$ —实际计数样品中的藻类个体数；

$S$ —刮取基质的总面积

### ③ 着生生物现存量的测定

着生生物现存量用附着在基质表面有机物表示<sup>[67]</sup>。取附着生物备用液 50mL 过玻璃纤维滤膜，残留固体颗粒物 (DW) 于 105℃ 烘干称重，再在 550℃ 下灼烧 6h，称取基质质量，以质量损失表征附着生物现存量 (Org)。

### ④ 着生藻类叶绿素 a 测定

取 10 片载玻片，用蒸馏水刷取，冷藏沉淀定容至 100mL；再用醋酸纤维滤膜 (0.45μm) 抽滤，研磨测定，具体方法参照 2.2.3 (2) 浮游藻类叶绿素 a 测定。计算公式如下：



$$\text{叶绿素}a(\text{mg}/\text{cm}^2) = \frac{11.64 \times (D_{663} - D_{750}) - 2.16 \times (D_{645} - D_{750}) + 0.10 \times (D_{663} - D_{750})}{10 \times 37.5} \times 0.1 \quad (2.2)$$

式中：D—吸光度； $\delta$ —光程（cm），为1cm。

### 2.2.3 浮游生物样品采集与处理

#### (1) 采样和固定

##### ① 浮游植物定性样品

用25号浮游生物网在水深0.2~0.5m处以20~30cm·s<sup>-1</sup>的速度乘“∞”型缓慢拖去1~5min，或在水中沿表层拖滤0.5~5.0m<sup>3</sup>水体积。用河水冲洗样品至1000mL广口瓶中，加鲁哥氏液保存。

##### ② 浮游植物定量样品

用有机玻璃采样器于设定样点表层采集1000ml水样，立即加入15mL鲁哥氏液固定保存。也可将15mL左右鲁哥氏液事先加入1L的玻璃瓶中，带到现场采样。固定后送实验室保存。

#### (2) 样品的鉴定和计数

##### ① 浮游藻类定性鉴定和定量计数

样品在实验室内，使用1000mL量筒沉淀（48h）和虹吸浓缩，定容至30mL保存。供定性鉴定和定量计数。观察计数前充分摇匀样品，使用微量加液器吸取0.1mL样品到藻类计数框内，目镜行格法计数。每一样品取样和计数2次，结果与平均数之差保持不大于15%，否则重新取样计数。浮游藻类密度换算按照公式(2.3)计算每升样品中浮游生物的量：

$$N = \frac{A \times V_s \times n}{A_c \times V_a} \quad (2.3)$$

式中：

N—浮游藻类密度，个/mL；

A—计数框面积，mm<sup>2</sup>；

A<sub>c</sub>—计数面积，mm<sup>2</sup>；

V<sub>s</sub>—1L水样浓缩后的体积，mL；

V<sub>a</sub>—计数器容积，mL。

n—计数所得浮游藻类的数目，个。

##### ② 浮游藻类叶绿素 a 测定：

取1000mL备用样品，用醋酸纤维滤膜（0.45μm）抽滤，载有浮游藻类的滤



膜在冰箱冷冻 48h 后，放入研钵加入 6~8mL90%丙酮，研磨成糊状后转移到离心管中，再用少许 90%的丙酮冲洗 2~3 次，倒入上述离心管中，于 3600r·min 离心 15min，取上清液定容后，用紫外分光光度计分别在 750、663、645、630nm 波长测定吸光度。

$$\text{叶绿素}a = \frac{[11.64 \times (D_{663} - D_{750}) - 2.16 \times (D_{645} - D_{750}) + 0.10 \times (D_{663} - D_{750})]v_1}{v \cdot \delta} \quad (2.4)$$

式中：

D—吸光度；v<sub>1</sub>—定容体积（mL），为 10mL；

v—抽滤水样体积（L），为 0.1L；

δ—光程（cm），为 1cm。

③ Shannon-Wiener 多样性指数<sup>[68]</sup>、均匀度指数 J<sup>[69]</sup>和物种丰富度 D<sup>[70]</sup>

Shannon—Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数和 Margalef 物种丰富度指数分别按照公式（2.5）、（2.6）、（2.7）进行计算。

$$H = - \sum_{i=1}^S (n_i/N) \log_2(n_i/N) \quad (2.5)$$

$$\text{Pielou均匀性指数} = H' / \log_2 S \quad (2.6)$$

$$\text{Margalef物种丰富度} D = (S - 1) / \log_2 N \quad (2.7)$$

式中：n<sub>i</sub>表示第 i 个物种的个体数（或其它现存量参数）；N 为样品中的总个体数；S 表示样品中种类数（或其它现存量参数）。

## 2.2.4 水生动、植物样品采集与处理

### （1）水生植物调查方法

水生植物调查和鉴定参照文献[71]进行。

#### ① 采样点设置

在水体中选取垂直于等深线的断面，在断面上设样点，作为小样本，用带网铁钵进行定量采集，共选取若干断面，由样本结果推断总体。根据水体特点（大小和地势）及水生植物的分布情况（分带和覆盖率），选数条具有代表性的断面。最少样点数必须包括植被的大部分现存种。样点一般均匀分布在所设断面上。挺





水和浮叶植物样方面积一般采用 2m×2m 样方, 植株稀疏群落 (<100 株/m<sup>2</sup>) 可采用 10m×10m 或 5m×5m 样方, 植株密度大 (>100 株/m<sup>2</sup>) 可采用 1m×1m 或 0.5m×0.5m 样方。沉水植物样方面积为 0.5m×0.5m 或 0.2m×0.2m。

### ② 采样工具

带网铁铗: 该取样器由边长为 50cm 的可张合铁条组成的正方形框架, 边框缝上孔径约为 1cm 左右的尼龙网袋, 网深约 90cm, 当铁铗完全张开时、框口为正方形, 面积为 0.25 m<sup>2</sup>; 在取样点, 将铁铗完全张开, 投入水中, 待其沉入水底后关闭上拉, 倒出网内植物, 去除枯死的枝、叶及杂质。放入编有号码的样品袋内。其他野外需要的工具包括塑料袋、记号笔和电子秤等。

### ③ 生物量计算

鲜重计算公式:

$$m_f = \frac{m_1}{A} \quad (2.8)$$

式中:  $m_f$ —以鲜重表示的现存量,  $g \cdot m^{-2}$ ;

$m_1$ —样品鲜重, g;

A—样方面积, m<sup>2</sup>。

干重计算公式:

$$m_d = \frac{m_2}{A} \quad (2.9)$$

式中:  $m_d$ —以干重表示的现存量,  $g \cdot m^{-2}$ ;

$m_2$ —样品干重, g; A—样方面积, m<sup>2</sup>;

鲜重 ( $m_f$ ) 为样品不滴水时的称重;

干重 ( $m_d$ ) 是取部分鲜样品 (不得少于 10%) 作为子样品, 在 80℃ 烘干至恒重时的称重, 再由子样品干重换算为样品干重。根据每平方米中的各类植物的现存量和它们的分布面积, 由样品推算出总体即可求出该水体中各类大型水生植物的总现存量和各类植物所占的比例。测定结果均计算平均值、标准差和样本数。

### (2) 底栖动物调查方法

底栖动物调查方法均按照文献[65]底栖动物监测调查方法进行。

① 定性采样: 将三角拖网在水体中拖拉一段距离, 经过 40 目分样筛, 将样本挑出固定。

② 定量采样: 彼德逊采泥器重 8~10kg, 每次采样面积为 250cm<sup>2</sup>。每点采样两次。使用时将采泥器打开, 挂好提钩, 将采泥器缓慢的放至底部, 然后抖脱提钩, 轻轻上提 20cm, 待两页闭合后, 将其拉出水面, 置于桶 (或盆) 内, 用双手打开两页, 使底样倾入桶内, 经 40 目 (每孔 0.793cm) 分样筛筛去污泥浊



水后，把筛内剩余物装入塑料袋或其它无毒容器内带回实验室将底栖动物检出。

### ③ 样品的保存与处理

将上述采得的样品当场或带回室内进行分检。将塑料袋内的样品倒入分样筛内，在自来水中冲洗（或在岸边水中筛洗），直至污泥完全洗净，然后将渣滓倒入白色解剖盘内，加入清水，用小镊子检出水蚯蚓和昆虫幼体，放入之广口瓶中固定保存。

### ④ 种类鉴定

对采得的标本，先进行鉴定，尽可能鉴定到种，鉴定方法参考文献[86]。然后分别计数和称重。底栖动物的生物量测定采用称重法，称重前，先把样品放在吸水纸上，轻轻翻滚，以吸去体外附着水分，然后称其重量。大型双壳类称重前，将贝壳分开，取出其内水分，再称重。然后放置烘箱，80℃烘干至恒重，再称其干重。鉴定计数，把所得的数据换算成每平方米面积上的个数（密度，个/m<sup>2</sup>）和重量（生物量，g/m<sup>2</sup>）。

## 2.2.5 理化指标的采集与测定

水样的采集与保存均参照《水和废水监测分析方法》第四版进行。理化指标测定方法和仪器如表 2-2 所示。

表 2-2 水质测定方法和仪器

Table 2-2 Water quality measurement methods and instruments

理化指标	单位	方法	仪器型号
TN	mg/L	过硫酸钾氧化—紫外分光光度法	752S 紫外可见分光光度计
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	纳氏试剂光度法	HANNA HI93733
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	离子色谱法	离子色谱仪
TP	mg/L	磷钼杂多酸分光光度法	HANNA HI93713
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	mg/L	磷钼杂多酸分光光度法	HANNA HI93713
Chl.a	mg/L	丙酮萃取分光光度法	紫外分光光度计
COD <sub>Cr</sub>	mg/L	快速密闭催化消解法	HH-6 型化学需氧量测定仪
BOD <sub>5</sub>	mg/L	稀释接种法	TF-1A 型生化培养箱
DO	mg/L	膜电极法	HANNA HI9143
SD	cm	塞氏盘法	塞式透明度盘
Temp	℃	水温计法	HANNA HI8424
pH	—	便携式 pH 计法	HANNA HI1230B
EC	μS/cm	便携式电导率仪法	Field Scout 2265FS



## 2.3 数据统计与分析

文中数据均使用 Excel2003 和 SPSS.13.0 软件包进行统计和分析。主成份分析中水质矩阵除了 pH 和温度外都要进行  $\log(x+1)$  转换, 藻类群落参数矩阵均进行  $\log(x+1)$  转化。



### 3 退化淡水生态系统调查

#### 3.1 水质变化与污染特征

##### 3.1.1 pH 和 DO 值变化

根据实测结果,张家浜河和镜月湖水体 pH 值呈弱碱性,年均值变动在 7.16~8.34 之间,见图 3-1 (a)。由图可以看出,镜月湖 pH 值季节变化比较明显,在春季和夏季 pH 有明显上升现象。这可能是由于春季湖泊藻类繁殖旺盛引起湖水 pH 值升高,而夏季湖内水生植物(莲)光合作用强度大,消耗水中大量  $\text{CO}_2$ ,因此 pH 也有所上升。

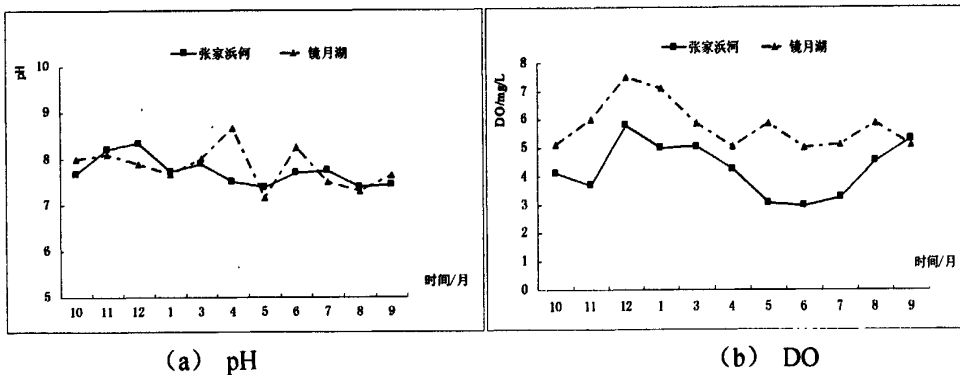


图 3-1 张家浜河、镜月湖 pH 和 DO 值年变化  
Fig.3-1 pH and DO values of the water in Zhang River and Mirror Lake

DO 浓度是水体受污染程度和生态环境好坏的重要指标,同时也是决定水体中有需氧生物新陈代谢的关键因素之一,DO 的浓度直接影响水生生物的分布和行为<sup>[72]</sup>。水体 DO 水平受大气扩散、水生植物光合作用产氧输入以及由于化学和生物氧化作用造成的氧消耗之间的平衡所控制。图 3-1 (b) 显示出不同季节水体 DO 含量变化较大,张家浜河全年 DO 变化范围在 2.97~5.78mg/L 之间;镜月湖 DO 年变化幅度为 5.01~7.5mg/L。两个水体 DO 变化趋势均为冬季最高,夏季最低。这是因为冬季水温低,氧气溶解度高;另一方面,夏季植物、微生物和藻类等物质繁殖旺盛,于水面形成遮光阻气层,就会影响大气覆氧和水中氧的正常平衡和水生植物的光合作用,使底层水的 DO 大幅度降低,甚至趋于零值。很明显,镜月湖 DO 含量高于张家浜河,这是因为湖水较浅,水面宽广,风对镜月湖水波



动影响较大，因此水面和空气之间交换强烈，氧气易覆于水体。张家浜河水体 DO 低于饱和值，说明水体受到有机物和还原性物质的污染。

### 3.1.2 水温和电导率变化

张家浜河、镜月湖年最高水温 30.8℃，最低水温 4℃。水中各种溶解盐类均以离子状态存在，具有导电能力，所以水体的电导率可以间接表示出溶解盐的含量。由图 3-2 (b) 可知，不同季节张家浜河水体和镜月湖水电导率变化较明显，张家浜河电导率范围在 0.56μs/cm~0.92μs/cm 之间，镜月湖为 0.52μs/cm~0.79μs/cm。变化特征为春夏高，秋冬低。这可能与水温和水位变化有关。

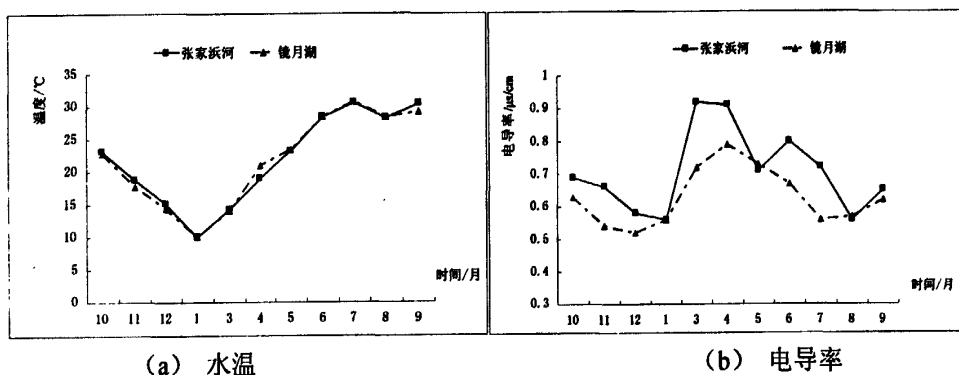
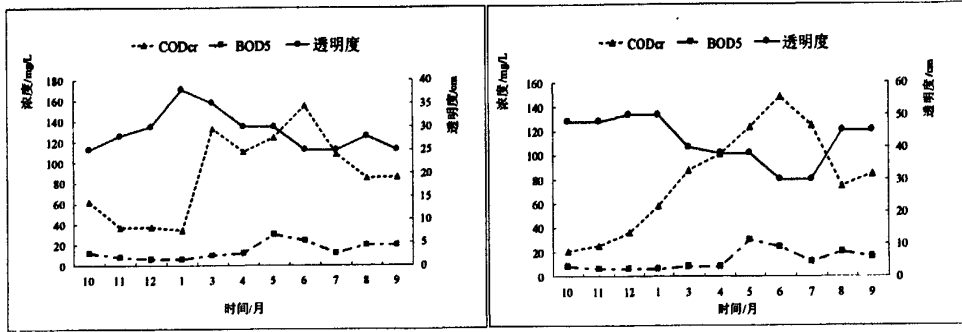


图 3-2 张家浜河、镜月湖水温、电导率年变化规律

Fig.3-2 The temperature and the Conductivity of the water in Zhang River and Mirror Lake

### 3.1.3 透明度、CODcr 和 BOD5 变化

由图 3-3 可以看出，张家浜河、镜月湖水透明度、CODcr 和 BOD<sub>5</sub> 在全年变化都比较大，张家浜河水 CODcr 值波动较大，而镜月湖 CODcr 值则变化平缓。BOD<sub>5</sub> 变化趋势相同，且值在均 6~30mg/L 之间波动。同时两个水体 BOD<sub>5</sub> 和 CODcr 都有一个持续上升再下降的趋势，而透明度变化趋势则刚好相反。总结出，河水和湖水 CODcr 和 BOD<sub>5</sub> 呈现出明显的季节特征，即生物生长季节浓度高于非生物生长季节，7 月份之后开始下降。这与许梅等<sup>[73]</sup>的研究结果吻合透明度最高出现在冬季，夏季较低，这与水体藻类生物量与悬浮物含量有关。冬季大多数藻类处于休眠期，且雨水径流量小，水体悬浮物颗粒也较少。



(a) 张家浜河

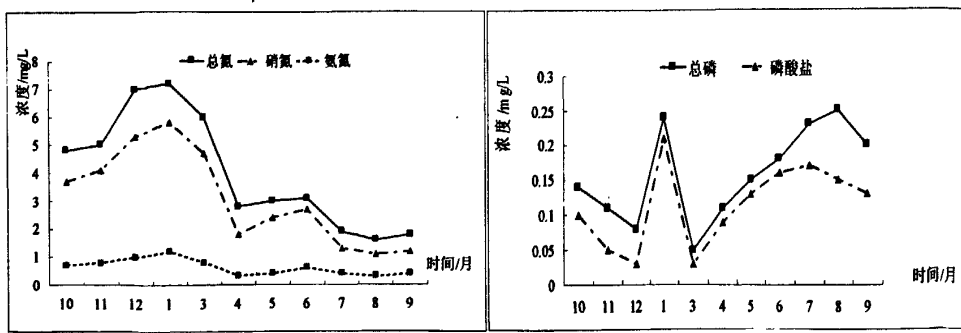
(b) 镜月湖

图 3-3 张家浜河、镜月湖透明度和 CODcr、BOD<sub>5</sub> 年变化规律

Fig.3-3 The Secchi disk depth and COD<sub>cr</sub>、BOD<sub>5</sub> of the water in Zhang River and Mirror Lake

### 3.1.4 营养盐变化

氮、磷是水体富营养化的主要营养物质,是水体水质的重要指标。张家浜河一年内总氮含量均超过或接近地表水V类水质,而总磷相当于IV类水质。表明该河流氮磷污染严重,富营养化水平高。由图 3-4 观察张家浜河总氮和总磷年变化趋势,发现河水总氮含量呈现秋冬高,春夏低的规律。而总磷则无规律,但夏季河水总磷含量有显著上升过程。水体总氮主要以硝态氮的形式存在,且总氮、硝态氮、氨态氮有同步变化的特点。1 月份开始,水体中的氮含量逐渐下降,至 4 月份降至最低,之后 5~6 月份保持稳定。7~9 月份总氮含量全年最低,平均含量 1.8mg/L,但仍接近 V 类水质标准。而冬季总氮含量平均值在 6.8mg/L。春夏季水生植物生长旺盛,沿岸带芦苇、美人蕉等挺水植物对氮吸收能力较强,对河水污染物有过滤作用。另外沉水植物也开始生长,因此氮盐消耗较多,水体氮盐含量显著下降。而秋冬季,水生植被消沉,一方面氮盐会重新释放,另一方面农业面源污染不断输入,致使河水总氮含量迅速增长。



(a) 氮盐

(b) 磷盐

图 3-4 张家浜河营养盐含量年变化规律

Fig.3-4 The nutrient of the water in Zhang River



磷在水中的浓度一般比较低,主要吸附于土壤颗粒中<sup>[74]</sup>,降雨、开沟排水等会产生地表径流<sup>[75]</sup>,使营养丰富的表土层被侵蚀而进入河流,从而使水体含磷量增加。夏季雨量较多,且流水冲刷力度大,岸边土壤松散,水土流失严重。

镜月湖水质总氮、总磷含量均低于张家浜河。其营养盐变化趋势同张家浜河相类似,由于沿岸带有大量岩石堆砌围隔护岸、芦苇滩地,荷花等景观植物,对于入流营养物具有拦截和净化作用,因此水质较好。但总氮指标和总磷仍属于III~IV类水质。

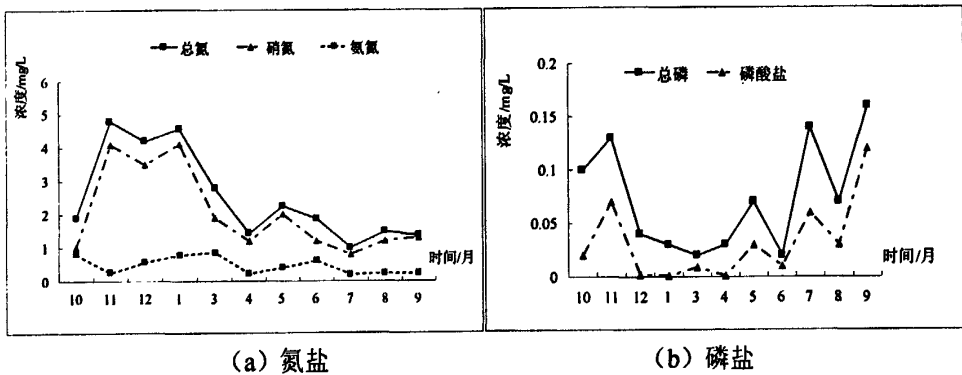


图 3-5 镜月湖营养盐含量年变化规律

Fig.3-5 The nutrient of the water in Mirror Lake

## 3.2 藻类群落结构与多样性特征

### 3.2.1 浮游藻类群落结构与特征

#### (1) 浮游藻类组成

图3-6是张家浜河和镜月湖一年内浮游藻类种类组成情况。经调查统计,张家浜河三个样点共调查到浮游藻类4门15属50种,镜月湖两个样点浮游藻类共计5门17属58种。两个水体中浮游藻类组成和群落结构相似,以绿藻门种类最多,共13属24种,约占总数的41%;硅藻门次之,共8属16种,占总数的28%;裸藻门占19%,共7属11种。蓝藻门占7%,黄藻门占5%。详见附录1。春季张家浜河优势种为硅藻门的小舟形藻 (*Navicula minima*)、库氏小环藻 (*Cyclotella Kutzingiana*); 镜月湖为颗粒直链藻 (*Melosira granulata*) 和环丝藻属 (*Ulothrix zonata*)。夏季张家浜河和镜月湖优势种均为尾裸藻 (*Euglena caudataye*) 和小颤藻 (*Oscillatoria tenuis*)。秋季张家浜河优势种为简单舟形藻 (*N.simplex*) 和小球藻 (*Chlorella vulgaris*); 镜月湖优势种为四尾栅藻 (*Scenedesmus quadricauda*)



和囊裸藻属 (*Trachelomonas sp.*)。冬季张家浜河优势种属为简单舟形藻 (*N.simplex*)和针状蓝纤维藻 (*D.acicularia*); 镜月湖优势种为细小平裂藻 (*Merismopedia minima*) 和近缘针杆藻 (*Synedra affinis*)。由图3-6可以看出张家浜河和镜月湖浮游藻类群落结构特征为: 绿藻硅藻型 (春) — 裸藻绿藻型 (夏) — 绿藻蓝藻型 (秋) — 硅藻绿藻型 (冬)。

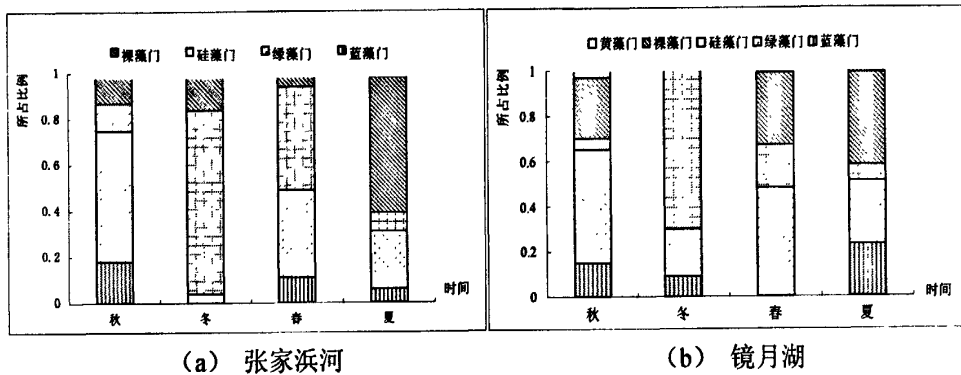


图 3-6 张家浜河、镜月湖浮游藻类组成

Fig.3-6 types of the phytoplankton in Zhang river and Mirror lake

图 3-7 为张家浜河、镜月湖浮游藻类种属数和 Shannon-wiener 多样性指数变化情况。可以看出张家浜河、镜月湖种类数和 Shannon-wiener 多样性指数变化趋势相同。浮游藻类种数变化幅度较大, 最高值出现在 8 月初, 3 月末和 10 月底。春秋种类多, 冬夏种类数较少。Shannon-wiener 多样性指数在 10 月达到最高值, 张家浜河、镜月湖分别为 3.25 和 2.53, 总体趋势为秋季>春季>夏季>冬季。究其原因, 春秋季节水温适中 (平均 24℃左右), 绿藻和硅藻适合繁殖, 种类多因此多样性高。而夏季水温高, 硅藻门, 绿藻门大量种属消失, 造成种类多样性降低, 但裸藻大量出现; 冬季仅有少量蓝藻和硅藻单细胞存活, 多样性最低。可以看出 5、6、7 三月份浮游藻类多样性较低, 这是由于这三个月气温变化较大, 5 月初夏, 温度急剧上升, 浮游动物开始生长, 摄食大量藻类。6、7 月 温度持续上升, 不耐高温藻类死亡, 种类以裸藻门和蓝藻门为主。8 月降水较多, 连续 22 天的降雨天气, 上海气温变低, 河水温度 (31℃左右) 也稍微下降 (平均水温 28℃), 大多数硅藻和绿藻得以复苏和生存, 因此种类多样性有所上升。



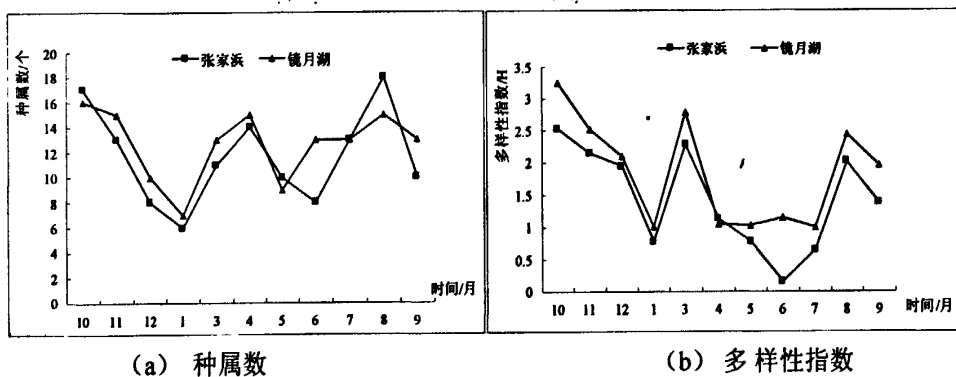


图 3-7 张家浜河、镜月湖浮游藻类种属数和多样性指数变化

Fig.3-7 Species and Shannon-wiener index of the phytoplankton in Zhang river and Mirror lake

(2) 生物量特征

图 3-8 为张家浜河、镜月湖水体浮游藻类密度和叶绿素 a 含量变化。张家浜河浮游藻类密度平均值为：春季  $1.83 \times 10^6$  个/L，夏季  $1.87 \times 10^6$  个/L，秋季  $1.43 \times 10^6$  个/L，冬季  $0.78 \times 10^6$  个/L。张家浜河水体叶绿素 a 含量全年变化幅度很大，最低为 0.0129mg/L，最高达 0.434mg/L。总体趋势表现为春秋高，冬夏低。一是因为藻类在水中分布不均匀，二是由藻类密度和种类决定。4 月，镜月湖浮游藻类优势种以硅藻和绿藻为主，颗粒直链藻和丝藻都具有很高的密度和生物量，色素体含量高，因此生物量较大。8 月，蓝藻门、绿藻门和硅藻门均有种类成为该时期的优势种，种类多样性较高，因此生物量也偏大。而夏季，裸藻门尾裸藻和蓝藻门平裂藻属占优势种，藻体小，色素含量也低。镜月湖浮游藻类生物量略高于张家浜河，变化规律相同。

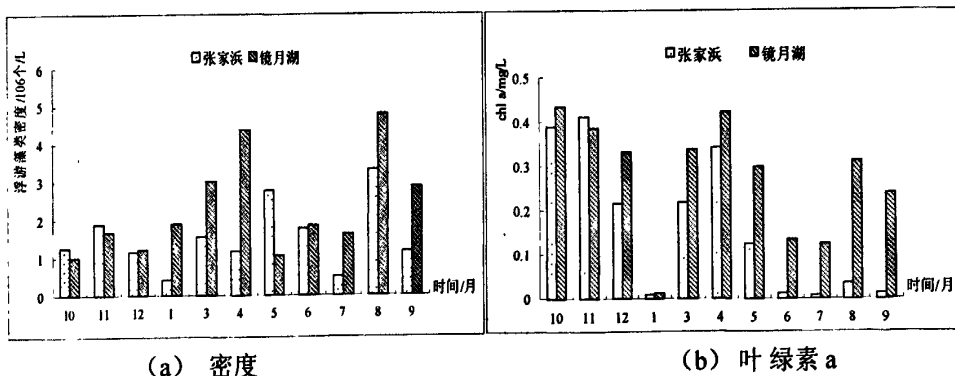


图 3-8 张家浜河、镜月湖水体叶绿素 a 变化

Fig.3-8 Content of chlorophyll a in the Zhang river and Mirror lake



### 3.2.2 着生藻类群落结构与特征

#### (1) 着生藻类组成

通过 1 年的连续监测, 张家浜河共检出着生藻类 47 种, 隶属于 5 门 26 属。其中硅藻 28 种, 占 58%; 绿藻 12 种, 占 24%; 蓝藻、裸藻和黄藻分别为 3 种, 2 种和 3 种; 分别占 6%。优势属有舟形藻属 (*Navicula*), 针杆藻属 (*Synedra*), 卵形藻属 (*Cocconeis*) 和异极藻属 (*Gomphonema*); 小球藻属 (*Chlorella*) 和丝藻属 (*Ulothrix*); 裸藻门尾裸藻属 (*Euglena caudata*); 颤藻属 (*Oscillatoria*); 黄藻门黄丝藻属 (*Tribonema*)。

镜月湖着生藻类共计 40 种。分别隶属 4 门 27 属。硅藻门占优势, 种类约占总数的 71%, 绿藻门共 12 种, 占 16%, 蓝藻门 4 属 4 种占 11%, 黄藻门 1 属 2 种, 占 2%。优势种属为, 缢缩异极藻属 (*Gomphonema constrictum*)、颗粒直链藻属 (*M.granulata*)、舟形藻属 (*Navicula*); 丝藻属 (*Ulothrix*)、刚毛藻属 (*Cladophora*)、小球藻属 (*Chlorella*); 颤藻属 (*Oscillatoria*);

张家浜河、镜月湖着生藻类组成均呈现出明显的季节演替趋势, 如图 3-9 所示。可以看出两个水体着生藻类组成一年皆以硅藻群落占优, 绿藻次之, 同时裸藻门、蓝藻门在不同水体不同时间也占有一定的优势 (例如, 夏季张家浜河裸藻门优势度较高, 春季镜月湖刚毛藻属大量出现)。舟形藻属, 异极藻属和小球藻属, 颤藻属等为两个水体均出现且数量最多的种属。

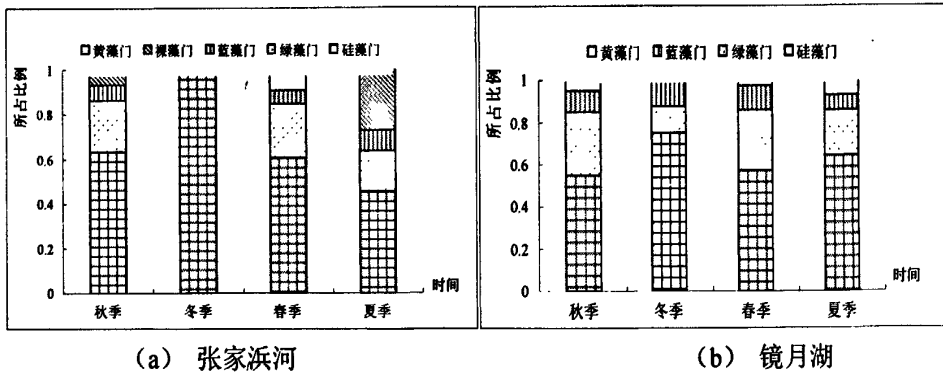


图 3-9 张家浜河、镜月湖着生藻类组成  
Fig.3-9 types of the Periphyton in Zhang river and Mirror lake

图 3-10 是张家浜河、镜月湖各采样断面的着生藻类种类数和多样性指数时空变化趋势。可以看出张家浜河上游区域种类藻类种数变化幅度较小, 多样性指数最高。中下游区域藻类种数变化幅度很大, 种类多样性明显降低。分析原因, 中游区域东华大学样点位于东华大学一食堂后励志桥至 1 号桥之间, 此区域为校园景观场所, 河流北岸铺砌一条青石板路, 设有休憩石凳, 岸边约 10 米外生长有大型乔木丛和灌木丛, 属于园林管理公司种植苗圃带, 经常喷洒农药、修剪枝



叶等日常维护, 农药残留于叶面和土壤内, 随雨水冲刷至河体造成污染。此处, 雨水管道中含大量污染物也直接在此排入河流, 过多的人为和自然干扰, 造成着生藻类随水质变化波动较大。而上游华东政法样点位于偏僻无人区, 基本无人为干扰, 仅受季节温度、水流等条件影响。下游样点位于地铁 9 号桥线附近嘉松南路桥下, 周围环境幽雅, 属于居民休闲区, 主要污染源是由空气迁移至水体的交通尾气、石油类污染, 因此藻类有一定幅度的变动。镜月湖着生藻类变化主要受季节变化影响。着生藻类种类数和多样性指数除了空间差异外, 还具有时间变化规律: 即春秋季节种类较多, 冬季最少, 夏季次之。这与梁霞<sup>[76]</sup>等对黄浦江、苏州河着生藻类的研究结果相吻合。

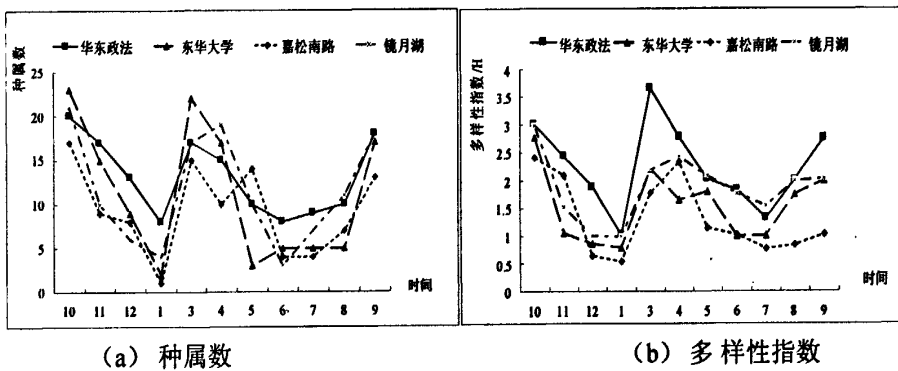


图 3-10 张家浜河、镜月湖着生藻类种属数和多样性指数变化

Fig.3-10 Species and Shannon-wiener index of the Periphyton in Zhang river and Mirror lake

(2) 生物量特征

本文以不同的形式来表征着生藻类生物量: 密度 (ACD)、干重 (DW)、无灰干重 (Org)、叶绿素 a (chl.a) 等。张家浜河着生藻类密度全年变化范围为:  $0.15 \times 10^4$  个/cm<sup>2</sup> ~  $3.80 \times 10^4$  个/cm<sup>2</sup>, 最高和最低值分别出现在 10 月份和 1 月份; 叶绿素 a 含量全年在  $0.019 \mu\text{g}/\text{cm}^2$  ~  $0.169 \mu\text{g}/\text{cm}^2$  之间波动, 最高值出现在 3 月份, 最低值出现在 1 月份, 这与藻类密度稍有差异; 着生生物干重 (DW) 最高达  $0.442 \text{mg}/\text{cm}^2$  (春季)、无灰干重 (Org) 最高仅为  $0.071 \text{mg}/\text{cm}^2$  (秋季)。镜月湖春季着生藻类密度最高 (平均密度达到  $1.695 \times 10^5$  个/cm<sup>2</sup>), 秋季次之, 冬季最低 (平均密度  $0.021 \times 10^5$  个/cm<sup>2</sup>); 着生藻类叶绿素 a 平均含量为: 春季  $0.05 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ , 夏季  $0.01 \mu\text{g}/\text{cm}^2$  ~  $0.03 \mu\text{g}/\text{cm}^2$  之间。秋季  $0.19 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ ; 着生生物干重 (DW) 全年波动范围在  $0.096 \text{mg}/\text{cm}^2$  ~  $0.365 \text{mg}/\text{cm}^2$ , 全年平均值范围  $0.2 \text{mg}/\text{cm}^2$  ~  $0.4 \text{mg}/\text{cm}^2$ 。无灰干重 (Org) 平均值约为  $0.07 \text{mg}/\text{cm}^2$ , 早春和晚秋偏高 (3 月份  $0.1002 \text{mg}/\text{cm}^2$ , 10 月份  $0.098 \text{mg}/\text{cm}^2$ ), 冬夏略低 (6 月份  $0.0642 \text{mg}/\text{cm}^2$ , 1 月份  $0.054 \text{mg}/\text{cm}^2$ )。



从着生藻类密度来看(图 3-11a), 镜月湖着生藻类密度最高, 其次为张家浜河上游>中游>下游。这可能由于镜月湖水体采区域光照, 水文等物理条件有关, 硅藻计上有大量丝藻和附着硅藻, 细胞密度高; 张家浜河采样点为了隐蔽, 设置于美人蕉和芦苇遮掩区, 或柳树下面。光照不好, 鱼类、螺类等幼体常常附着于硅藻计上, 以着生藻类为饵料或抢夺其生存空间。着生藻类密度季节变化规律为秋季最高, 春季次之, 夏季和冬季较低, 这是因为冬季藻类种类最少, 只有少量硅藻门脆杆藻属和舟形藻属。而夏季水体浮游藻类以裸藻门和蓝藻门占优, 它们很难附着在载玻片上, 且原生动物、螺类等牧食严重, 导致夏季载玻片上只有极少量硅藻细胞, 着生藻类密度较低。早春藻类数量大于晚春, 这是因为此时温度开始回升, 而牧食着生藻类的微型动物还未复苏, 因此藻类容易繁殖和聚集。

图 3-11 (b) 显示了着生生物干重 (Dry weight, DW) 变化与藻类密度变化相似, 其中生物现存量 (以无灰干重表示, Org) 含量较低。载玻片着生生物量主要由着生藻类、原生动物和细菌等有机物和泥砂颗粒物等无机物质组成。着生生物现存量指有机质含量, 它只占着生生物干重的 30%~40%。最大值在 10 月份出现; 而着生藻类叶绿素 a 含量波动与生物现存量变化幅度相似, 但总体含量较低, 最大含量也仅有  $0.096\mu\text{g}/\text{cm}^2$ 。

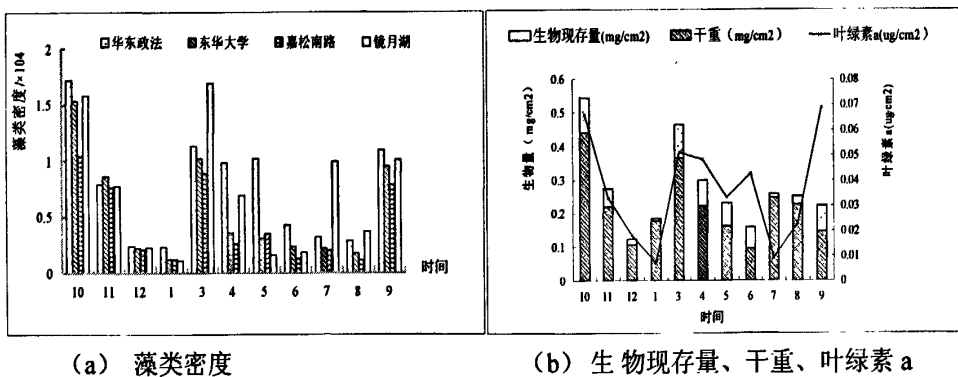


图 3-11 张家浜河、镜月湖着生藻类生物量特征

Fig3-11 Temporal variation of periphyton biomass in Zhang river and mirror lake

### 3.2.3 比较与讨论

#### (1) 浮游藻类

与国内外其它淡水河流和湖泊浮游藻类群落组成相比较<sup>[77-83]</sup>, 可以看出, 张家浜、镜月湖浮游藻类种类组成少, 结构相对简单, 种类多样性小, 特别是黄藻门、金藻门、隐藻门和甲藻门种类偏少或未检出。主要是绿藻+硅藻结构, 硅藻主要是圆筛藻目和无壳缝目种类, 且多为中营养或中-富营养指示种; 绿藻主要



是以绿球藻目中的种类,多为中—富营养指示种。基于浮游藻类密度对水质的评价,有研究显示:水体中浮游植物密度 $<3 \times 10^5 \text{ ind./L}$ 为贫营养; $3 \times 10^5 \sim 10 \times 10^5 \text{ ind./L}$ 为中营养; $>10 \times 10^5 \text{ ind./L}$ 为富营养。根据优势种群与营养状态的对应关系<sup>[11]</sup>以及浮游藻类密度评价标准均可以判定张家浜河、镜月湖为中—富营养型水体。根据 Shannon-wiener 多样性指数对水质的评价标准: $H' > 3$ ,水质为清洁—寡污型; $1 < H' < 3$ ,水质为 $\beta$ -中污型; $0 < H' < 1$ ,水质为 $\alpha$ -中污型。对两个水体进行综合评价判断,结果两个水体水质均属于 $\beta$ -中污型。这与藻类组成及优势种判断结果较符合,例如颗粒直链藻,尖针杆藻以及梅尼小环藻均代表水质为 $\beta$ 中污型或 $\alpha - \beta$ 中污型。蓝藻门的巨颤藻为耐污种类。

## (2) 着生藻类

从种群分布上来看,张家浜河和镜月湖的着生藻类群落结构与国内外其他河流和湖泊着生藻类组成基本相似,表现出我国东部地区淡水中着生藻类特有的特征,即以小型硅藻种类最多,绿藻次之,蓝藻黄藻较少。而优势种群也以硅藻门常见的单细胞附着藻类舟形藻属(*Navicula*)、小环藻属(*Chlorella*)、异极藻属(*Gomphonema*)和颗粒直链藻属(*M. granulata*)居多<sup>[84-85]</sup>。1991~1999年间松花江哈尔滨段着生藻类组成为:硅藻门25属,占51%,绿藻门16属,占33%,蓝藻门6属,占12%,其余共占4%<sup>[86]</sup>。国际上Pizarro<sup>[87]</sup>和Jaskowiak<sup>[88]</sup>对不同地区的研究也得到相似的结论,说明不同地区着生藻类的组成大体上基本相似,这可能与藻类的生长特性有关。但与珠江广州河段、汾河源头等地相比较,着生藻类组成和优势种差异较大。例如珠江广州河段着生藻类组成以丝状绿藻占绝对优势,附着在绿藻上的一些硅藻细胞也成为优势类群<sup>[89]</sup>;汾河源头流域着生藻类群落主要有5类,即颤藻群落(*Oscillatoria community*)、刚毛藻群落(*Cladophora community*)、无隔藻群落(*Vaucheria community*)、水绵—双星藻群落(*Spirogyra-Zygnema community*)和串珠藻群落(*Batrachospermum community*)<sup>[90]</sup>。这可能是与水文特征(流速和生境)有关。

从优势种组成看,表征水体富营养化特征的舟形藻属、异极藻属在张家浜河、镜月湖水体中出现比例超过50%,尾裸藻属(*Euglena caudata*)、颤藻属(*Oscillatoria*)等类群在夏季张家浜河大量出现表明水体有机污染严重。与水生态系统层次结构丰富的淀山湖着生藻类(1993~1997)<sup>[91]</sup>和汾河源头着生藻类(2006)相比较,张家浜河、镜月湖着生藻类群落结构组成单一,藻类细胞小型化趋势严重,优势种多为耐污种,藻类多样性指数低,表现出明显的着生藻类群落结构退化特征。这也是淡水生态系统着生藻类的主要特征,分析原因可能是由于目前大多数河流、湖泊形态多为缓流或静水状态,无急流、浅滩等自然生境,造成着生藻类结构单一、种类稀少。

从生物量来看,镜月湖着生藻类数量( $0.21 \times 10^4 \sim 1.69 \times 10^5 \text{ 个/cm}^2$ )大于张



家滨河着生藻类数量 ( $0.15 \times 10^4 \sim 3.8 \times 10^4$  个/cm<sup>2</sup>), 高于苏州河、黄浦江着生藻类数量 ( $0.3 \times 10^4 \sim 0.8 \times 10^4$  个/cm<sup>2</sup>), 接近或高于太湖过渡型和藻型湖区着生藻类数量(草型:  $0.079 \times 10^4$  个/cm<sup>2</sup>, 过渡型  $2.02 \times 10^4$  个/cm<sup>2</sup>, 藻型  $4.55 \times 10^4$  个/cm<sup>2</sup>)。远远高于松花江哈尔滨段着生藻类数量 ( $0.023 \sim 0.143$  个/cm<sup>2</sup>), 小于珠江广州河段着生藻类数量 ( $10^4 \sim 10^6$  个/cm<sup>2</sup>)。可以看出镜月湖着生藻类数量水平已经超过太湖藻型区域, 而张家滨河着生藻类数量接近太湖过渡型区域水平。

### 3.3 岸带结构与生物群落特征

河(湖)岸带又称为水陆交错带(ATE, aquatic terrestrial ecotone), 是陆地生态系统和水生生态系统的生态过渡区。位于河(湖)水与陆地交界处, 空间范围主要取决于周期性水位涨落导致河流廊道(湖滨)干湿交替变化的空间结构, 及与之相邻的水域和陆地系统的空间环境<sup>[92]</sup>。河(湖)岸带是淡水生态系统组成的重要部分, 是沉积物、水生植被、底栖动物、鱼类等重要生物和非生物因素形成和生存繁殖的场所。河(湖)岸带的功能可以简化为河(湖)岸带的廊道, 缓冲带和护岸功能三大类。河(湖)岸带生态系统退化的可以导致了一系列严重的水环境问题——沉积物污染、河流水温升高、陆生和水生动物栖息地丧失等, 对近岸河流、湖泊水生态系统能产生一定的影响。本文对张家滨河、镜月湖岸带结构进行系统调查, 分析研究河(湖)岸带植被结构分布、底栖动物多样性以及沉积物性质等特征, 更全面的分析淡水生态系统退化原因和机制。

#### 3.3.1 岸带结构与植被特征

张家滨河岸带宽约 3m, 由水泥硬质陡岸型结构和水泥斑块 45 度斜坡覆岸型结构交错构成。斜坡覆岸宽约 4m, 孔状镂空种植草本科植物苜蓿。水泥硬质垂直陡岸堤防洪, 水泥边宽 20cm, 外围栽种有垂柳、松柏、蔷薇等木本科植物, 植株间距约 10m, 地面除青石板蜿蜒小道外均为草本科植物, 覆地度 80%以上。河岸带植被类型的分布特点是依立地水分梯度变化呈带状成层分布格局。从陆地至水底依次为: 常绿阔叶林、落叶阔叶林、芦荻、柳蒿灌丛、苔草草甸、挺水植物、浮叶植物、沉水植物。陆生植物有垂柳 (*Salix babylonica*)、松柏 (*Cupressaceae*)、肉桂 (*Cinnamomum cassia*)、蔷薇 (*Rosa spp*)、剑兰 (唐菖蒲、*Gladiolus hortulanus*)、芝麻 (*Sesamum indicum*)、苜蓿 (*Medicago sativa* Linn) 等。挺水植物常年生长于岸底水下的径向带有 0.5-1m 左右, 间歇性淹水带约 0.5m 左右, 优势植物种群为美人蕉 (*Canna indica*), 间杂有芦苇 (*Phragmites australis*)、菖蒲 (*Acorus calamus* Linn)、香蒲 (*Typha orientalis* Presl) 等湿生植物, 以丛状簇生, 平均间隔 5m。夏季沿岸漂浮植物覆盖水面宽度约 1-3m, 覆盖度 90%以上,



整条河流覆盖面积约为 35400m<sup>2</sup>，约占河流总表面积的 12%。浮叶植物主要有荇菜 (*Nymphoides peltata*)、绿萍 (*Azolla imbricata* Nakai)、浮萍 (*Lemna minor* Linn); 水下大型维管束植物 (沉水植物) 少量分布, 优势种为: 金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum* L.)、菹草 (*Potamogeton crispus*) 和苦草 (*Vallisneria natans* (Lour.) Hara); 沉水植物和浮叶植物平均生物量为湿重: 2909.22g/m<sup>2</sup>, 干重: 302.14g/m<sup>2</sup>。其中, 菹草 23.62%, 金鱼藻 42.17%, 荇菜 22.64%, 浮萍 2.04%, 绿萍 9.53%。

镜月湖除东岸外, 岸带结构均为典型的硬质陡岸岸带结构。全湖岸带草坪宽约 20m, 整体坡度 10% 左右, 每间隔 10m 垂柳沿岸分布, 部分地段蔷薇科丛生。西岸由南向北约 300m 为景观观赏区, 湖内生长大量漂浮植物莲 (*N.nucifera*), 它也是镜月湖优势植物种, 生长季节覆盖湖面达 60% 以上。无挺水植物, 沉水植被优势种为菱 (*Trapa bispinosa*), 少量金鱼藻; 北岸带长约 200m, 挺水植物有芦苇、菖蒲、鸢尾 (*Iris germanica*) 等, 芦苇为优势种。大型景观石围岸堆砌, 将湿生带与湖区围隔开, 岸壁和石块上附生大量螺。夏季浮萍、荇菜为主要浮叶植物, 覆盖岸边水域约 1-2 米宽, 覆盖度 80% 以上。东岸为碎石景观岸带, 主要由鹅卵石铺砌形成, 岸带长约 300m, 径向涉水 10-15m 左右为浮叶植物莲, 夹杂少量挺水植物。南岸从张家浜河至镜月湖入口桥处至西岸图书馆前, 岸带长约 200m, 陡岸内为芦苇滩地, 间歇性淹水带约 5-10m。优势植物种群为芦苇。

### 3.3.2 沉积物特征与底栖动物多样性

张家浜河沿岸底泥类型为黑色淤泥, 动植物残体较多, 平均厚度 10cm 左右, 表层沉积物含水率较高, 约在 90% 以上。镜月湖沿岸湖底水泥筑成, 沉积物稀少, 主要为细沙、石砾和贝类残体。分别于 2009 年 6 月、8 月对张家浜河和镜月湖 3 个断面 6 个采样点进行了底栖生物调查, 共获得底栖生物 8 种, 其中软体动物门 5 种, 占 62.5%; 环节动物门 1 种, 占 12.5%; 节肢动物门 2 种, 占 25%。密度优势种为软体动物门的光壳钉螺 (*Oncomelania*), 生物量优势种为光壳钉螺和河蚬 (*Corbicula fluminea*)。张家浜河、镜月湖底栖动物密度主要由软体动物组成, 占 82.7%, 其次是节肢动物门, 占 16.9%, 环节动物门所占密度最少。软体动物门中以腹足纲密度所占比例最大, 为 90.3%。生物量方面软体动物所占比例最大, 占 98.8%, 其中又以瓣鳃纲所占比例最大, 占 56.97%, 其次为节肢动物, 占 1.16%, 所占比例最小的为环节动物。这主要是因为软体动物密度较大, 个体也较大; 而环节动物出现的频率较低, 采集到的个体很小, 所以生物量最小。张家浜河、镜月湖各断面底栖生物分布见表 3-1。



表 3-1 张家浜河、镜月湖底栖动物分布 (单位: 个)

Table3-1 The distribution and density of zoobenthos in Zhang river and Mirror lake

种类	采样断面		
	张家浜中游	张家浜下游	镜月湖
软体动物门 <i>Mollusca</i>			
腹足纲 <i>Gastropoda</i>			
光壳钉螺 <i>Oncomelania</i>	68	158	136
肋壳钉螺 <i>Oncomelania</i>	6	2	0
瓣鳃纲 <i>Lamellibranchia</i>			
河蚬 <i>Corbicula fluminea</i>	0	2	0
无齿蚌	15	7	1
<i>Anodonta woodiana woodiana</i>			
中国淡水蚌	0	1	0
<i>Novaculina chinensis</i>			
节肢动物门 <i>Arthropoda</i>			
甲壳纲 <i>Crustacea</i>			
沼虾幼体 <i>Macrobrachium sp.</i>	15	32	2
昆虫纲 <i>Insecta</i>			
摇蚊幼虫	1	5	1
<i>Chironomidae ronomus sp.</i>			
环节动物门 <i>Annelida</i>			
蛭纲 <i>Hirudinea</i>			
扁舌蛭 <i>Glossiphonia</i>	0	1	0

夏季各断面底栖物种的 Shannon-wiener 多样性指数和均匀度指数最高为张家浜河中游, 最小为镜月湖。丰富度指数最高为张家浜河下游, 最低为镜月湖。这主要是因为张家浜河中游采到的动物种类较多, 而且各种类数量分布相对较均匀, 无数量特别大的种, 而在下游断面采到的物种虽最多, 但数量分布不均匀, 如光壳钉螺密度较之其他物种密度大10倍以上。而镜月湖无论物种数还是生物密度都相对最少。张家浜河平均生物密度和平均生物量为: 2140个/m<sup>2</sup>和1050g/m<sup>2</sup>, 镜月湖生物密度和生物量均小于张家浜河。具体见表3-2。





表 3-2 张家浜河、镜月湖底栖动物密度、生物量和生物指数

Table3-1 The biomass & density and index of zoobenthos in Zhang river and Mirror lake

	采样断面		
	张家浜中游	张家浜下游	镜月湖
平均密度 (个/m <sup>2</sup> )	1400	2880	1840
平均生物量 (g/m <sup>2</sup> )	850	1250	671
多样性指数 (H)	1.502	1.218	0.178
均匀度指数 (J)	0.65	0.406	0.089
丰富度指数 (D)	0.60	0.91	0.42

### 3.3.3 分析与讨论

根据调查结果,张家浜河岸带生态系统功能较弱,除了斜坡水泥覆岸结构地段水陆生态交汇外,其它均为隔断状态。由于人类活动频繁,栖息地遭破坏严重,两栖类动物和野生动物罕见,而据了解,此地划为大学园区前,常有大量野兔、松鼠、青蛙、白鹭等珍稀动物在田间活动。河岸带植被结构简单,水生植物带狭窄,斜坡水泥覆岸带淤积了厚度达 30cm 的含水率高,有机质丰富的沉积物,且水生植物生物量多集中在河水表层,其上附着了大量细密的沉积物颗粒,极易受风浪扰动使水体混浊。两岸密集大量的浮叶植物群落(荇菜+浮萍+绿萍),覆盖度极高,有的甚至随风和水流至河中央,覆盖面积约占河流的 12%,影响水体光照和景观。沉水植物类型主要为高植冠型(金鱼藻+菹草),无低植冠型植物生长,水体浊度高,水深 1~3m,透明度仅 25~33cm。陡岸带深水环境沉水植被稀少,大量植物残枝和淤泥堆集河岸,水量下降明显,部分河床萎缩退化为沼泽带。底栖动物种类多样性低,且多为耐污种类,数量少且空间分布不均匀。这主要是受人为干扰影响,一是往来船只对底泥的频繁扰动以及底泥疏浚工程都会对底栖动物的生境产生较大的影响,使其变得不稳定,影响底栖动物的生存。其次,部分渔民对上中游地区鱼类和甲壳类动物等的过度捕捞造成底栖动物数量减少,多样性指数和均匀性下游降低明显。

镜月湖北岸湖滨带挺水植物群落丰富,外来种芦苇成为优势种,景观石块林立,两栖动物常聚集于此,自然生态环境较好。但是因湖边经常有学生游玩,垃圾伴随枯枝落叶漂浮堆集在湖面上,散发恶臭,造成湖边水质恶劣。西岸为陡岸区,无挺水、沉水植被生长,春季大量丝状绿藻附着岸壁,岸壁覆有一层约 0.5cm 的生物膜,水面起伏明显,受风浪和水流影响,常常有死鱼漂浮至此,水深较浅,约 0.5m,透明度低,看不见湖底。镜月湖优势植物为景观睡莲(浮叶植物),夏



季植物生长茂盛,吸收水体氮磷等营养物质,水质净化效果良好。由于长期有维护清理人员清理沉水植物(菱)和过渡繁殖大型藻类、定期调度水量,拦截外来浮叶植物漂浮,因此湖区沉水植被稀少。由于湖底类型为细沙、石砾,底栖生物难以生存,仅有摄食附着生物的螺类生存,多样性指数,均匀性指数和丰富度均偏低。

### 3.4 鱼类资源特征与变化

根据松江志记载<sup>[93]</sup>,松江水面辽阔,野生水族较多,如:松江四鳃鲈(*Trachidermus fasciatus*)、鲤、鲫、鳊、鳊、鲮、鳊、黄鳊、银鱼、黑鱼、鲢鱼、塘鲤鱼、青鱼、草鱼、鲢、鳊、虾、蟹、蚌、蚬、螺蛳、蚌、鳖、龟等。松江四鳃鲈为本区特产。松江四鳃鲈是降河入海产卵的小型食肉性鱼类,成鱼每年12月至4月由内河到江海交汇处产卵繁殖,春末,幼鱼再从江河海口,溯水上游入内河长大,昼伏夜出,营底栖生活,成鱼每尾长不过15厘米左右,重不过100克~150克,和常鱼一样,也只两鳃,繁殖期两鳃旁各有一条弧线,呈红色,看去象四鳃。旧时秀野桥处于三水交汇处,又有石缝可供回游的鲈鱼栖息,在此处捕捞到鲈鱼机会较多,故误为秀野桥系四鳃鲈窠巢。其实,鲈鱼分布地区很广,北到营口,南到浙江,凡通海河口,都有鲈鱼的踪迹。吴淞江靠近长江口,适于鲈鱼生存,故产量较高。本区50年代初,每年仍有上百担的产量。近年由于江河污染日重,水上交通频繁,破坏了四鳃鲈的生态环境,四鳃鲈已近绝迹。现科研部门与水产单位,正在研究四鳃鲈人工养殖。

1958年,渔业生产“大跃进”,采用高压电捕,干塘捉鱼,大小一网打尽等方法,使渔业资源遭受破坏。1959年,松江全县野生捕捞比1957年减产201.2吨,下降6.69%。60年代开始,随着工业废水的日益增多,松江水域、水质受到污染,历来盛产的银鱼、鲢鱼、鳊、鳊、黄鳊、鲮鱼、河蟹、蚌、蚬等,成了稀有品种,久负盛名的松江四鳃鲈,产量大幅度下降,濒临绝迹。60年代末,有毒污水排放量日增,加之大量使用剧毒药物杀虫和灭螺,内陆水域水质不断恶化,严重杀伤定居性大宗水产品的生存,使河蟹、塘鲤鱼、黄鳊、泥鳅、鳖、乌龟、田螺、螺蛳、河蚌、蚬子等水产资源急剧下降。80年代起,污水排放遍及各乡水域,被污染而鱼类不能生存的水面近万亩;影响鱼类生长的有2万余亩,占全区水面的30%以上。1982年,黄浦江和淀山湖水系仅有鲤科鱼为主43属,青、草、鲢、鳊、鲤、鲫等50个品种。比1958减少17个属,25个品种,平均每年减少1个品种以上。1984年全区淡水捕捞仅产387.9吨,比1957年减少2622.3吨,下降87%。河蟹资源因水域污染,繁殖回游遭受影响,1969年起,每年从长江口采运蟹苗,人工流放在全区河沟水域中,以保存河蟹资源和产量。张家浜河位于松江区内,也



未免受灾,近年来水生态环境恶化加剧,水生鱼类资源更是急剧减少。据渔民介绍,近年来在张家浜河已经捕捞不到四鳃鲈鱼。表明该种鱼类已在张家浜河绝迹。

### 3.5 小结

近年来,随着人口迅速增加,张家浜河道两岸开发程度不断加大,致使水质恶化,藻类数量增长、多样性降低,底栖动物稀少,水生植被退化严重,生态系统平衡遭到破坏,呈现退化趋势;镜月湖建湖初期水质清澈,生态系统稳定,环境优美,但随着学生数量的增多,外来植物的入侵,沉水植被退化,藻类过量繁殖,鱼类死亡,随时有蓝藻水华暴发和演变为藻型湖泊的危险。根据对张家浜河、镜月湖2008年10月至2009年9月期间水质、生物监测,生态调查经综合分析得出如下结论:

(1) 张家浜河、镜月湖水水质退化严重。张家浜河水体总氮(TN)、总磷(TP)和化学需氧量(COD<sub>Cr</sub>)含量较高。COD<sub>Cr</sub>年均值为88.54mg/L,超出地面水III类水体标准4倍,溶解氧(DO)全年含量低于饱和值,变化范围在2.97~5.78mg/L之间,水体有机污染严重;TN含量最高达6.8mg/L,最低为1.8mg/L,TP平均含量达到0.158mg/L,最高营养盐水平接近地面水劣V类标准;与2008年3月松江区水务局报道的III类水质标准相比,张家浜河水质已经恶化为IV类或劣V类水质,河流水质严重退化。镜月湖COD<sub>Cr</sub>年均值为80.28mg/L,TN平均含量2.5mg/L,TP平均含量为0.073mg/L,DO年变化范围为5.01~7.5mg/L。水质总体水平好于张家浜河,但有机污染指标过高。湖水透明度低,平均水深1.7m,透明度仅0.5m,局部湖区已处于严重的沼泽化状态,水质趋于劣V类标准。

(2) 张家浜河、镜月湖藻类群落结构简单,出现富营养化现象。在自然的未污染河流中,藻类种类主要是硅藻,少数蓝、绿藻,而河流被污染后,随着污染的类型和程度的不同,从以硅藻占优势逐步演替为蓝绿藻占优势,同时硅藻种类也发生相应的改变<sup>[94]</sup>,而张家浜河和镜月湖浮游藻类以绿藻、硅藻和蓝藻为主,硅藻主要是圆筛藻目和无壳缝目种类,绿藻主要是以绿球藻目中的种类,多为中一富营养指示种。特别是黄藻门、金藻门、隐藻门和甲藻门种类偏少或未检出。而根据优势种群与营养状态的对应关系<sup>[95]</sup>以及浮游藻类密度评价标准均可以判定张家浜河、镜月湖为中一富营养型水体。结合Shannon-wiener多样性指数与水质指标评价标准两个水体均属于 $\beta$ -中污型。

着生藻类与国内外其他河流和湖泊着生藻类组成基本相似,表现出我国东部地区淡水中着生藻类特有的特征,即以小型硅藻种类最多,绿藻次之,蓝藻黄藻较少。藻类细胞小型化趋势严重,优势种多为耐污种,藻类多样性指数低。这也是退化淡水生态系统着生藻类的主要特征,分析原因可能是由于目前大多数河



流、湖泊形态多为缓流或静水状态，无急流、浅滩等自然生境，造成着生藻类结构单一、种类稀少。镜月湖着生藻类数量水平已经超过太湖藻型区域，而张家浜河着生藻类数量接近太湖过渡型区域水平，这对于沉水植被的生长不利。

(3) 张家浜河、镜月湖岸带水生态系统退化严重，主要表现为沉水植被沉没，斜坡水泥覆岸带淤积严重，底栖生物稀少。张家浜河沿岸带主要植物分布区，挺水植物和浮叶植物约占整条河流面积的20%以上，菱草和浮叶植物在沿岸带形成宽约1.5m的“次生植被带”，沉水植被主要为高植冠型（金鱼藻+菹草），分布极少。陡岸带与陆地隔离，大量植物残枝和淤泥在枯水期堆积河岸，造成裸露带环境。底栖动物种类仅有8种，且空间分布不均匀，均匀度指数与丰富度指数偏低。镜月湖优势水生为景观睡莲（浮叶植物），夏季植物生长茂盛，吸收水体氮磷等营养物质，水质净化效果良好。但夏季盲目打捞水生维管束植物，使得优势沉水植物菱草分布面积缩小，逐渐被浮叶植物荇菜和微齿眼子菜所取代。南北两岸外来物种芦苇入侵严重，土著植物（鸢尾）消失，南岸湖面积萎缩，湖滨演变为沼泽带。由于湖底类型为细沙、石砾，仅有附着生物螺类生存，大型底栖生物难觅。

(4) 近五十年来，松江野生渔业资源急剧下降，国家二级保护动物四鳃鲈鱼已在张家浜河流域消失绝迹，急需进行河流生态恢复，恢复珍惜物种资源。



## 4 淡水生态系统退化评价体系建立与机制探讨

### 4.1 指标筛选与标准体系的建立

近年来,在恢复生态学研究领域中,生态系统退化的研究倍受关注,而生态系统退化程度的确定是一个基本问题,也是进行退化生态系统恢复与重建的基础和前提。国内外在植被退化、土地退化、区域生态系统退化等不同领域生态系统退化程度诊断研究已有历史<sup>[96-102]</sup>,并逐渐从定性阶段上升到科学定量方法的研究,例如杜晓军等在对辽宁西部低山丘陵区生态系统退化程度的研究中,尝试引入了数量分类方法,并通过生态环境退化的程度定量刻画了生态系统的退化程度等<sup>[103]</sup>;许宁等利用遥感Landsat ETM+数据获得数据图像,探索一种反映土地退化程度的量化分析方法,并结合GIS软件对陕西横山雷龙湾地区的土地退化程度进行分析和制图<sup>[104]</sup>。

然而,有关淡水生态系统的退化研究,仍然停留在定性或者半定量水平阶段,并且未有系统的量化的退化程度诊断评价方法和标准体系。研究较多的是有关水生植物的退化,河(湖)岸带功能与结构的退化,湿地生态系统退化等单因素的评判。但是却未有对淡水生态系统退化进行综合定量诊断和评价的方法,一定程度上制约着淡水生态系统恢复研究,因为没有量化的标准来衡量恢复到何种程度。因此本文在参考相关领域研究的基础上,利用主成份因子分析法筛选出能够反应淡水生态系统退化程度的量化指标,试图建立一套能够评价淡水生态系统退化程度的标准体系和方法,为淡水生态系统恢复提供科学依据。

#### 4.1.1 候选指标的确定

基于上一章对淡水生态系统水环境质量、生物多样性组成和岸带结构功能特征等多种生态系统特征的研究,结合对淡水生态系统退化原因的分析,依据遵循生态系统的整体性原则、代表性原则(代表生态系统特征)、实用性原则(选择指标便于生产实践中应用)、定量指标和定性指标相结合的原则、指标的层次性原则以及数据可获性原则。选择能够综合反应河流、湖泊水体物理化学、水生生物、物理栖息地质量等水环境特征的15个状态指标作为淡水生态系统退化程度诊断候选指标。



表 4-1 淡水生态系统退化评价指标

Table 4-1 The index of freshwater-ecosystem degraded degree

目标层	因素层	指标层
淡水生态系统 退化评价	水质途径	pH、EC、SD、DO、COD <sub>Cr</sub> 、 BOD <sub>5</sub> 、PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P、NH <sub>3</sub> -N、TN、 TP
	生物途径	浮游藻类密度、蓝绿藻指数、 着生藻类多样性指数、底栖动 物完整性指数、鱼类完整性指 数
	生境途径	物理栖息地综合指数(包括底 质组成、水体形态结构指标、 河岸带宽度及岸边完整性指 标、纵向连续性指标、人类活 动强度、岸边土地利用类型、 水体感官等 12 项指标)

在候选指标中, 蓝绿藻指数 ( $C_p$ )、着生藻类 Shannon-Wiener 多样性指数 (Diversity of Attached Algae, DAA)、底栖动物完整性指数 (B-IBI)、鱼类完整性指数 (F-IBI)、和物理栖息地质量综合指数 (Habitat Quality Index, HQI) 等需要计算获得, 其中  $C_p$  根据反映营养状况的蓝绿藻的生物量占水体浮游植物总量(叶绿素 a) 的比例表示<sup>[105]</sup>。DDA 根据公式 2.5 计算。B-IBI 计算参考文献[106], 具体计算方法见公式 4.1 和表 4-2。F-IBI 计算详见文献[107]。HQI 是根据底质组成、水体形态结构指标、河岸带宽度及岸边完整性指标、纵向连续性指标、人类活动强度、岸边土地利用类型、水体感官等 12 个指标打分计算获得, 具体评判标准见文献[108-109]。

$$B-IBI = A + B + F + H + G + I \quad (4.1)$$



表 4-2 比值法计算 6 个指数分值的公式

Table 4-2 Formulas for calculating six metrics scores by ratio scoring method

指数	分值计算公式
底栖动物群落总分类单元数 A	$A/14$
EPT 分类单元数 B (E: 蜉蝣目, P: 襀翅目, T: 蜉蝣, 三 目昆虫分类单元数)	$B/6$
前 3 位优势分类单元相对丰度 F (个体数量最多的一个分类 单元的个体数/总个体数)	$(0.86-F)/(0.86-0.32)$
粘附者个体相对丰度 H (粘附者个体数/样点底栖动物群落 总个体数)	$H/0.79$
敏感类群个体相对丰度 G (敏感类群个体数/样点底栖动物 群落总个体数)	$G/0.43$
摇蚊分类单元数 I (底栖动物类群中摇蚊昆虫的种类数)	$I/9$

#### 4.1.2 指标筛选方法

指标筛选原则: 指标对人类活动干扰具有明显的响应关系; 指标间相互独立、不存在重复信息; 能够全面反应淡水生态系统退化的不同特征属性。具体筛选过程: 指标对淡水生态退化等级的判断能力分析。通过分析指标与水质、人类干扰程度的关系, 将不敏感指标或者具有歧义的指标删除掉; 指标对淡水生态系统特征的贡献率的分析。利用主成分因子方法 (PCA) 对 15 个指标进行统计分析, 根据提取主成分个数累积方差超过 70% 的原则, 通过最大方差旋转法 (Varimax), 经因子载荷矩阵旋转后选择载荷值大于 0.6 的指标作为下一步待筛选指标。指标的独立性分析。首先对余下的指标进行正态分布检验, 然后对符合正态分布的候选指标采用 Pearson 相关分析, 不符合正态分布的候选指标采用 Spearman 秩相关分析, 最后根据显著性水平确定各指标间信息重叠程度。结合专家经验分析以及指标实际重要程度, 选取其中相对独立和重要的指标作为评价指标。上述分析过程均在 SPSS13.0 统计软件中完成。

#### 4.1.3 理论参照标准体系的建立

生态系统退化针对的是初始生态系统 (Original ecosystem) 的状态而言。在确定其退化程度时, 应该以退化前生态系统作为参照系统。但在生态恢复实践中, 以退化前生态系统作为参照系统有一定的现实困难, 目前常用的方法是在研究区



域或临近区域选择一人干扰较少,保存较好的同类型“自然生态系统”为“参照生态系统”,分别对退化生态系统与“参照生态系统”的各项生态特征进行调查,对比调查结果以确定退化程度。

由于我国目前缺乏对某一区域淡水生态系统的完整持续性的研究,即使有历史数据,也是残缺不齐的。而且目前很难找到没有人类活动干扰的原始生态系统,此外相同区域同类型的参照系统也很难客观评价。基于以上原因,本研究在参考淡水生态系统健康评价研究的基础上,应用生态学相关方法以及参照国家环境质量标准构建“参照体系”,进行退化程度评价。其中水体理化指标主要依据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002) I类水质标准为参照;B-IBI评价标准参照文献[106];F-IBI评价标准参照文献[107];HQI栖息地评价标准参照文献[108-109];DAA参考文献[110]确定,以此为参照建立淡水生态系统退化评价标准体系。

#### 4.1.4 多指标综合评价方法

本文采用改进的灰色关联度方法进行淡水生态系统退化程度综合评价。灰色关联度模型是一种多指标分析方法,是以各指标的样本数据为依据,用灰色关联度来描述样本与评价标准之间的相似程度。它们之间的关联度越大说明样本就约接近所表征的健康状态,反之亦然<sup>[111]</sup>。传统的灰色关联度基本计算原理见文献<sup>[112]</sup>,由于传统方法只能实现点对点的计算,但是在淡水生态系统评价中评价标准是一个区间,因此使用文献<sup>[113]</sup>提出的基于点到区间距离关联系数公式的灰色关联度方法。在具体计算过程中,将各的样点的实测数据的标准化值作为参考数列,评价标准的标准化值作为比较区间,用灰色关联度方法分别计算各样点值与5个退化程度等级标准间的灰色关联度值,根据最大隶属度原则选择最大关联度值所代表的退化等级,就可以确定各样点的淡水生态系统退化状况。

## 4.2 淡水生态系统退化程度综合评价

### 4.2.1 基础数据

表4-3为2009年6月17~19日对张家滨河、镜月湖水生态系统各评价指标的监测结果。





表 4-3 张家浜河、镜月湖评价指标监测结果

Table 4-3 The monitoring results of evaluation indicators for Zhang river and Mirror Lake

指标	样点位置						
	张家浜河			镜月湖			
	A	B	C	D	E		
水体物理	pH	7.64	7.67	7.79	7.75	7.25	
	DO/mg·L <sup>-1</sup>	5.08	3.24	5.78	7.10	4.26	
	EC/μm·cm <sup>-1</sup>	0.81	0.79	0.80	0.67	0.71	
化学指标	SD/cm	38	25	25	48	40	
	COD <sub>Cr</sub> /mg·L <sup>-1</sup>	110.8	224	155.1	158.1	124.2	
	BOD <sub>5</sub> /mg·L <sup>-1</sup>	12	28	24	8	24	
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P/mg·L <sup>-1</sup>	0.147	0.176	0.098	0.010	0.059	
	NH <sub>3</sub> -N/mg·L <sup>-1</sup>	1.64	1.56	0.47	0.78	1.56	
	TN/mg·L <sup>-1</sup>	3.1	3.8	3.8	1.8	3.9	
	TP/mg·L <sup>-1</sup>	0.16	0.18	0.10	0.02	0.01	
	ACD/ind·L <sup>-1</sup>	5.1×10 <sup>6</sup>	2.78×10 <sup>6</sup>	1.85×10 <sup>6</sup>	1.84×10 <sup>6</sup>	1.62×10 <sup>6</sup>	
	生物指标	B-IBI	0.96	0.87	0.93	0.21	0.54
		DDA	1.83	1.00	1.02	1.76	0.87
C <sub>p</sub>		0.24	0.56	0.85	0.54	0.68	
物理栖息地指标	HQI	45	41	35	45	42	

#### 4.2.2 评价指标的筛选

由于 pH 和电导率在所有采样点中的变化范围小，难以反映出水质的退化状况，因此从候选指标中删除，不参与下一步筛选。对余下的 13 个指标进行相关性分析，由表 4-4 可知，Spearman 秩相关分析和 Pearson 相关分析结果显示浮游藻类密度 ACD 与蓝绿藻指数 C<sub>p</sub>、生化需氧量 BOD<sub>5</sub> 具有较高的相关度，相关系数为分别 0.882 和 0.928。这是由于浮游藻类密度决定水体浮游生物量大小，与生物呼吸作用相关，因此与 BOD<sub>5</sub> 之间相关度极高，而蓝绿藻指数是基于浮游藻类密度计算而得，因此也具有较高的相关度。TP 和 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P 之间也具有较高的线性相关性，说明水体溶解性磷含量较高，而为了避免因变量之间高度线性重合带来的变量相关矩阵行列式为 0，不利于因子分析，因此舍弃与其它指标具有高度线性相关的指标：浮游藻类密度 ACD 和溶解性磷酸盐 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P。



表 4-4 Spearman 秩相关分析和 Peason 相关分析结果

Table 4-4 Results of Spearman and Peason correlation analysis

指标	DO	SD	BOD <sub>5</sub>	COD <sub>cr</sub>	TN	TP	NH <sub>3</sub> -N	PO <sub>3-4</sub> -P	ACD	C <sub>p</sub>	DDA	B-IBI	HQI
DO	1.000												
SD	-0.528	1.000											
BOD <sub>5</sub>	-0.761	0.528	1.000										
COD <sub>cr</sub>	-0.370	-0.371	0.369	1.000									
TN	-0.738	-0.739	0.431	0.058	1.000								
TP	-0.502	-0.503	0.285	0.313	0.376	1.000							
NH <sub>3</sub> -N	-0.702	-0.702	0.148	-0.165	0.281	0.294	1.000						
PO <sub>3-4</sub> -P	-0.725	-0.356	0.523	0.255	0.629	0.944	0.467	1.000					
ACD	-0.203	-0.203	-0.928	-0.267	0.028	0.753	0.525	0.675	1.000				
C <sub>p</sub>	-0.203	0.029	0.547	0.378	0.320	-0.414	-0.613	-0.321	-0.882	1.000			
DDA	0.603	0.603	-0.227	-0.351	-0.790	0.079	-0.015	-0.176	0.556	-0.753	1.000		
B-IBI	-0.519	-0.519	0.588	0.000	0.762	0.811	0.202	0.887	0.554	-0.114	-0.266	1.000	
HQI	0.071	0.071	-0.671	-0.297	-0.588	-0.127	0.602	-0.180	0.409	-0.784	0.653	-0.472	1.000



然后由抽样检验, KMO 值为 0.650, Bartlett 球形检验值为 2133.522, 相伴概率为 0, 认为余下的 11 个指标适合进行主成分分析。分析结果显示, 根据特征值大于 1, 累积方差大于 75% 的标准, 提取出 3 个主成分, 见表 4-5。第一主成分包括了 BOD<sub>5</sub>、COD<sub>cr</sub> 和 DO 在内的三个指标, 主要反映了水体质量退化状况, 表明有机污染特征。第二主成分包含了 NH<sub>3</sub>-N、C<sub>p</sub>、TP 等 3 个指标, 综合反映了水体营养物状况, 代表了富营养退化特征。第三主成分包含了 B-IBI、DDA、HQI 在内的 3 个指标, 反映了河(湖)岸带生物多样性指数状况, 代表水体物理栖息地退化特征。由于鱼类的生活周期较长且具移动性, 特定河(湖)区鱼类的种类组成及鱼寄生虫的有无等, 都可反映外界干扰对河(湖)区长期作用的结果, 因此鱼类是河流退化评价的重要指示生物。故选择加入鱼类完整性指标(F-IBI)作为高等水生动物指标, 连同筛选结果 BOD<sub>5</sub>、COD<sub>cr</sub>、DO、NH<sub>3</sub>-N、C<sub>p</sub>、TP、DDA、B-IBI、HQI 等共 10 个指标, 作为淡水生态系统退化程度评价指标。

表 4-5 候选指标主成分分析结果

Table 4-5 Principal component analysis results about candidate indices

指标	主成分		
	1	2	3
BOD <sub>5</sub>	-0.922	-0.287	-0.254
COD <sub>cr</sub>	-0.920	0.127	-0.357
DO	0.906	-0.053	-0.243
B-IBI	0.415	0.384	0.782
NH <sub>3</sub> -N	-0.268	-0.967	0.511
DDA	-0.717	0.570	0.899
HQI	-0.635	0.016	-0.907
C <sub>p</sub>	0.301	-0.953	0.615
TP	0.630	-0.782	0.400
SD	0.188	0.691	-0.695
TN	0.416	0.640	0.162
方差贡献率 (%)	38.287	26.367	22.321
累积方差贡献率 (%)	38.287	64.654	86.975

#### 4.2.3 标准体系建立与综合评价

采用 PCA 方法计算 10 个指标的共同度值, 确定各指标的权重, 按照理论参照标准将淡水生态系统退化程度分为 5 个等级: 微退化、轻度退化、中度退化、强度退化、极度退化。见表 4-6。微退化和轻退化是指在自然和人为因素作用下淡水生态系统环境受到轻微的干扰和破坏, 但作用因素停止或人为加以修复, 生



态环境将很快恢复到良性循环的轨道。强退化与极强退化是指淡水生态系统环境受到强烈的干扰或破坏，水体全面萎缩或几乎无植被生长，恢复难度极大或基本不能恢复。

表 4-6 淡水生态系统退化程度评价标准体系

Table 4-6 Assessment standard system of freshwater ecosystem degraded degree

类型	指标	权重	等级				
			微退化	轻度退化	中度退化	强度退化	极度退化
有机污染指标	DO	0.105	≥7.5	6.0~7.5	5.0~6.0	3.0~5.0	≤2.0~3.0
	BOD <sub>5</sub>	0.020	≤3.0	≤3.0	3.00~4.00	4.00~6.00	>6.00~10.00
	COD <sub>cr</sub>	0.094	≤15	≤15	15~20	20~30	>30~40
营养指标	NH <sub>3</sub> -N	0.089	≤0.15	0.15~0.5	0.5~1	1.0~1.5	>1.5~2.0
	TP	0.118	≤0.01	0.01~0.05	0.05~0.1	0.1~0.2	>0.2~0.3
水生生物指标	DDA	0.072	≥3.00	2.00~3.00	1.00~2.00	0~1.00	0
	B-IBI	0.114	≥3.66	2.75~3.66	1.83~2.75	0.92~1.83	0~0.92
	C <sub>p</sub>	0.077	≤0.2	0.2~0.4	0.4~0.6	0.6~0.8	>0.8
	F-IBI	0.102	58~60	48~52	40~44	28~34	12~22
栖息地指标	HQI	0.121	≥48	36~48	24~36	12~24	≤12

注：由于本次调查未进行鱼类数据采集，因此评价时未使用鱼类完整性指标（F-IBI），但由于其重要性，纳入淡水生态退化评价体系。

根据灰色关联分析方法进行淡水生态系统退化程度综合评价，首先，对淡水生态系统退化程度评价标准和张家滨河、镜月湖评价指标监测值进行归一化处理。归一化方法为：以该指标所有值中最大值为1，余者均除以该最大值。对于DO值，认为设置10为最大值。则对张家滨河、镜月湖各样点，可得到如表4-7所示的归一化处理结果。



表 4-7 各指标归一化处理结果

Table 4-7 The normalized results of each indicator

指标 k	DO(1)	COD <sub>cr</sub> (2)	BOD <sub>5</sub> (3)	NH <sub>3</sub> -N(4)	TP(5)	DDA(6)	B-IBI(7)	C <sub>p</sub> (8)	HQ(9)
A(x <sub>a</sub> )	0.708	0.49	0.43	0.82	0.53	0.46	—	0.24	0.9
B(x <sub>b</sub> )	0.324	1	1	0.78	0.6	0.25	0.22	0.56	0.82
C(x <sub>c</sub> )	0.578	0.69	0.86	0.24	0.33	0.26	0.23	0.85	0.7
D(x <sub>d</sub> )	0.71	1	0.29	0.39	0.07	0.44	0.05	0.54	0.9
E(x <sub>e</sub> )	0.426	0.71	0.86	0.78	0.03	0.22	—	0.68	0.84
微退化(x <sub>1</sub> )	0.75~1	0~0.067	0~0.107	0~0.075	0~0.03	0.75~1	0.915~1	0~0.2	0.96~1
轻度退化(x <sub>2</sub> )	0.6~0.75	0~0.067	0~0.107	0.075~0.25	0.03~0.17	0.5~0.75	0.69~0.1	0.2~0.4	0.72~0.96
中度退化(x <sub>3</sub> )	0.5~0.6	0.067~0.089	0.107~0.143	0.25~0.5	0.17~0.33	0.25~0.5	0.46~0.69	0.4~0.6	0.48~0.72
强度退化(x <sub>4</sub> )	0.3~0.5	0.089~0.134	0.143~0.214	0.5~0.75	0.33~0.67	0~0.25	0.23~0.46	0.6~0.8	0.24~0.48
极度退化(x <sub>5</sub> )	0.2~0.3	0.134~0.178	0.214~0.357	0.75~1	0.67~1	0~0.25	0~0.23	0.8~1	0~0.24



以 A 点为例，按照灰色关联法评价该点水生态系统退化状况。

(1) 确定参考数列和比较数列

设  $X_a = \{x_a(k) | k=1, 2, \dots, 9\}$  为参考数列。

设  $X_i = \{x_i(k) | k=1, 2, \dots, 9\}$  ( $i=1, 2, \dots, 5$ ) 为比较数列。

(2) 求关联系数

$$\xi_i(k) = \frac{\text{Min}_i \text{Min}_k \Delta_i(k) + \rho \text{Max}_i \text{Max}_k \Delta_i(k)}{\Delta_i(k) + \rho \text{Max}_i \text{Max}_k \Delta_i(k)} \quad (4.2)$$

定义  $x_i(k) = a_i(k)$ ,  $b_i(k)$ , 则

$$\Delta_i(k) = \begin{cases} a_i(k) - x_a(k) & x_a(k) < a_i(k) \\ 0 & a_i(k) \leq x_a(k) \leq b_i(k) \\ x_a(k) - b_i(k) & x_a(k) > b_i(k) \end{cases} \quad (4.3)$$

式中， $a_i(k)$  与  $b_i(k)$  为指标  $k$  第  $i$  个级别值值之上限与下限，其余符号意义同前。分辨系数  $\rho$  是影响灰色关联评价结果的重要因素，如果分辨系数高则分辨率低。本文分辨率取  $0.05^{[132]}$ 。

据式 4.2，可求出  $x_i(k)$  与对应  $x_a(k)$  的关联系数，即

$\xi_i = \{\xi_i(k) | k=1, 2, \dots, 9\}$

(3) 求关联度

一般用平均值法，即关联度  $\gamma_i$  为

$$\gamma_i = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n \xi_i(k) \quad (4.4)$$

(4) 按关联度大小排序

将关联度大小排序，得灰色关联，关联度越大，说明两者越接近。

表 4-8 给出了 A 样点各指标与比较序列各指标的绝对差  $\Delta_i(k)$  值 (公式 4.3)，以及  $\text{Min}_k \Delta_i(k)$  和  $\text{Max}_k \Delta_i(k)$  值，则对表 4-8 中  $\text{Min}_k \Delta_i(k)$  和  $\text{Max}_k \Delta_i(k)$  所在的列分别求最大值和最小值，得

$\text{Min}_i \text{Min}_k \Delta_i(k)$  和  $\text{Max}_i \text{Max}_k \Delta_i(k)$ ，即

$$\text{Min}_i \text{Min}_k \Delta_i(k) = 0 \quad \text{Max}_i \text{Max}_k \Delta_i(k) = 0.745$$



表 4-8 A 样点绝对差计算结果

Table 4-8 The absolute difference calculation results of site A

$\Delta_i R$	1	2	3	4	5	6	7	8	9	$Min \Delta_i(k)$	$Max \Delta_i(k)$
$\Delta_1$	0.042	0.423	0.323	0.75	0.50	0.29	—	0.04	0.00	0.00	0.745
$\Delta_2$	0.000	0.423	0.323	0.57	0.36	0.04	—	0.00	0.06	0.00	0.57
$\Delta_3$	0.108	0.401	0.287	0.32	0.20	0.00	—	0.16	0.18	0.00	0.401
$\Delta_4$	0.208	0.347	0.216	0.07	0.00	0.21	—	0.36	0.42	0.00	0.42
$\Delta_5$	0.408	0.312	0.073	0.00	0.14	0.21	—	0.56	0.56	0.00	0.56

取  $\rho=0.05$ , 则根据关联系数公式 4.2, 分别有:

$$\xi_1 = \{0.47, 0.08, 0.10, 0.05, 0.06, 0.11, -, 0.48, 1\}$$

$$\xi_2 = \{1, 0.08, 0.10, 0.06, 0.09, 0.48, -, 1, 0.38\}$$

$$\xi_3 = \{0.26, 0.08, 0.11, 0.10, 0.16, 1, -, 0.19, 0.17\}$$

$$\xi_4 = \{0.15, 0.096, 0.15, 0.35, 1, 0.15, -, 0.09, 0.08\}$$

$$\xi_5 = \{0.08, 0.11, 0.34, 1, 0.21, 0.15, -, 0.06, 0.06\}$$

据公式 4.4,  $\gamma_1=0.29$ ,  $\gamma_2=0.40$ ,  $\gamma_3=0.26$ ,  $\gamma_4=0.26$ ,  $\gamma_5=0.25$  则根据关联度最大原则, A 样点属于轻度退化水平。同样, 可得其他样点生态退化程度评价结果, 如表 4-9 所示。

表 4-9 表明张家浜河生态系统退化等级为轻度—中度退化等级。镜月湖生态系统退化等级为轻度退化, 部分区域强度退化。可以看出, 张家浜河上游水体(A 点)生态系统退化程度明显好于中下游, 一方面是由于上游采样区位于相对隐蔽的位置, 河流栖息地质量较好, 评分为 45, 属于轻度退化级别。而水生生物指标得分也均介于轻度退化和中度退化级别之间, 可能由于此处人类活动干扰较少, 河流自然属性较完整, 生态环境优良, 栖息环境好, 水生生物结构相对较完整, 因此指数得分较高。而该点水质评价结果为 IV 类水质, 水质较差。根据监测结果可知, 河水  $COD_{Cr}$ 、 $NH_3-N$  和 TP 含量较高, 水体有机污染和氮磷严重, 这是由于郊区河流面源污染严重, 农药、化肥等有机物随大气沉降和水土流失冲入河流难以降解, 因此水质较差。说明水质和物理栖息地环境是影响河流生态退化的重要因素。随着河流进入大学园区生活区和交通发达、河流周边土地利用程度提高的中下游地段, 水体生态逐渐退化比较严重。由于河岸带大面积的兴建楼盘, 农田、森林等植被结构被改变, 水土流失严重, 导致水体悬浮物增加, 底栖生物的生态环境和食物来源受到影响, 例如底质多为颜色发黑的淤泥, 着生藻类难以生长, 底栖生物多样性低, 河岸带的退化、河道改变致使河流物理栖息地指数降低 ( $<36$ ); 另一方面水质评价结果显示 B、C 样点水质评价结果为 IV 类



和劣V类，水体有机污染严重，富营养状况明显。

表 4-9 张家滨河、镜月湖水生态系统退化程度评价结果

Table 4-9 Result of integrated assessment for freshwater ecosystem degraded degree in Zhang river and Mirror Lake

样点位置	评价等级	特征描述
A	轻度退化	河岸带林荫环绕，河流蜿蜒度好，生物多样性指数高，沉水植被生长良好，陡岸带结构，柳树松柏护岸，人类难以靠近岸边，良好的河岸带栖息地。
B	中度退化	斜坡覆岸与陡岸带交替结构，河岸带挺水植物众多，漂浮植物和藻类繁殖旺盛，底栖动物多样性少，人类活动强度大。
C	中度退化	河岸带几乎全为陡岸带结构，岸边廊道阻隔水体与陆地的交汇，少量挺水植物，漂浮植物沿岸带覆盖度约 1m 宽，水质有机污染严重。
D	轻度退化	水体有少量金鱼藻等高植冠沉水植物，湖滨带植被单一，底栖动物仅有螺类，多数为空壳。偶有鱼类尸体漂浮。
E	强度退化	沿岸带大面积外来物种入侵，挺水植物和漂浮植物占优，无沉水植被，沉积物淤积严重，水质恶化。

由样点 D、E 评价结果可以看出，镜月湖水生态系统退化程度评价结果差异较大，轻度退化和强度退化处于两个比较极端的状态。这是因为在样点布设中，该湖泊面积较小，湖泊生境结构过渡阶段少，D 样点属于湖面水流缓慢、匀速，水质可代表湖中心区域大致状况的断面，水质评价结果为 III 类水质，满足景观水体水质要求，该湖水引自张家滨河，但水质好于河水，这可能由于湖中水生植物较多，起到净化水质作用；而 E 样点位于生境复杂，湖岸生态结构层次多，水生植物分布错落有致，岸边栖息环境相对较好。但是水流静止、枯枝落叶、植物残枝堆积的死水区，因此生态系统结构较复杂，水质评价结果为劣 V 类，所以综合评价结果出现较大差异。

淡水生态系统是一个充满不确定性的复杂系统，河流、湖泊内部结构又具有很多差异。而综合评价体系的建立又影响到评价结果，包括主观和客观的多重不确定性因素。主观因素包括监测方案的制定，指标的筛选、评价方法和评价标准的选择等，客观因素包括水文水动力条件、微生物种类等。本文未对河流、湖泊的结构能质、周边流域的经济、人口等因素进行统计计算和作为评价指标，也就是说淡水生态系统的能量流动社会属性考虑较少，因此评价也存在不确定性。淡水生态系统退化程度综合研究是一项巨大的、繁琐的、又得全面考虑的多学科较差综合性研究，仅简单的引用河流或湖泊的评价方法和标准，肯定有其不适用性。评价指标和相关评价标准还得考虑区域特点、淡水功能、人类对其社会期望等多





个角度综合考虑的前提下制定标准。本文只是试探性的把湖泊和河流生态系统评价研究结合起来,因此只采用某一次的监测数据进行评价,没有对长期动态变化情况进行评价,这需要更成熟的方法和体系才能综合评价并作出判断。但根据本文的评价方法,基本体现了评价水体的基本状况和特征,因此适用于对小型不分层湖泊、以及河流的淡水生态系统退化程度评价。

#### 4.3 小结

本章基于对淡水生态系统水环境质量、生物多样性组成和岸带结构功能特征等多种生态系统特征的研究的基础上,根据目标—因素—指标层次分析法确定了15个候选指标,通过指标筛选原则, Spearman 秩相关分析和 Pearson 相关分析和数理统计检验,利用主成分分析法提取出了 BOD<sub>5</sub>、COD<sub>Cr</sub>、DO、NH<sub>3</sub>-N、C<sub>P</sub>、TP、DDA、B-IBI、F-IBI、HQI 等 10 个对淡水生态系统退化贡献较大的指标,作为淡水生态系统退化程度指示指标。采用 PCA 方法计算 10 个指标的共同度值,确定各指标的权重,按照理论参照标准将淡水生态系统退化程度分为 5 个等级:微退化、轻度退化、中度退化、强度退化、极度退化。并对照标准体系利用灰色关联度法综合评价了张家浜河、镜月湖生态系统退化程度水平,结果表明:张家浜河生态系统退化等级为轻度—中度退化。镜月湖生态系统退化等级为轻度退化,部分区域强度退化。



## 5 淡水生态系统 AQUATOX 模型的建立

根据实际监测数据和调查资料,应用 USEPA 的 AQUATOX 模型,构建了张家滨河水生态模型,定量研究水环境质量的变化规律和发展趋势,分析水生植物(包括藻类和大型水生植物)和底栖动物的季节演替过程及规律。并对模拟的张家滨河水生态模型进行参数率定和水质数据验证,获得能准确预测水生态环境质量发展规律和趋势的生态模型。并把建立的张家滨河水生态模型应用到退化淡水生态系统退化机制探讨和恢复控制方案研究中,对水文条件、污染源等控制、水生植被恢复、河岸带生态恢复等方案的效果进行模拟,为张家滨河水生态系统恢复研究提供科学的依据。

### 5.1 AQUATOX 模型

#### 5.1.1 模型简介

AQUATOX 是一个水生态系统模型。它可以预测水生生态系统中各种污染物如营养盐、有机化合物等在环境中的归宿,以及它们对水生生态系统(包括鱼类、无脊椎动物、水生植物)的影响。AQUATOX 可以同时计算模拟时段内每天发生的每一个重要化学或生物学过程,模拟生物量、能量及化学物质从生态系统一个部分到另一部分的转移。因此,有可能建立起水质、生物响应、水生物利用之间的因果关系链。

AQUATOX 是最新的长时间系列模型,始于水生态系统模型 CLEAN,随后在跟欧洲水生生物实验室研究员的磋商中得到提高,产生了 CLEANER 系列和 LAKETRACE。MACROPHYTE 模型是为美国工程兵军队开发的,加入淹水水生植物。另一个系列始于毒理模型 PEST,该模型是对 CLEANER 的补充,继之以 TOXTRACE 模型和电子数据表平衡逸度 PART 模型。AQUATOX 结合了上述模型的算法,借用了 FGETS 模型的生态毒理学构造,为综合归宿和影响模型的要求而编写了附加码。目前的版本已调整,并与微软 Windows 界面相连,使其更灵活、更多附加空间、用户更友好<sup>[114-116]</sup>。

#### 5.1.2 状态变量与参数

状态变量是模型模拟的生态系统要素,包括生物体和碎屑成分及与之相关的



有毒有机物、营养物、溶解氧、其他传统驱动变量：如水流入、温度、pH、光、风。参数为过程函数的系数提供值，尽管模型有默认值，用户仍有极大的灵活性来指定表示确定场址或确定群体的值。编辑参数一般在库模式下进行，以保证研究之间的一致性。有6个参数库可以加载入模拟过程，分别为化学物质库、动物库、植物库、场所库、重矿化度库和毒性数据库。

### 5.1.3 模型特征

(1) 时间变化 为达到指定精度，AQUATOX 可改变不同方程解的时间步幅，也可使用不连续的时间步幅。时间步幅可降至低于 15 分钟，但是不会增至超过 1 天，以免忽略脉冲负荷。

(2) 空间单一 可以模拟热分层现象和盐度分层现象，但是模型不能独自模拟水平段，除非与水动力学模型结合。

(3) 模数与灵活性 由于用面向对象 Pascal 语言写成，可随意增删变量，模拟对象可小至烧瓶，大至河流、湖泊。

(4) 模拟类型 为识别毒物影响，模型可进行扰动和控制模拟，意味着模拟不必进行完整的校正来评估影响。

## 5.2 模型结构解析

### 5.2.1 物理过程模拟

物理过程模拟包括流速、分层与混合、温度、光、风等的影响。

#### (1) 容积计算

计算容积的方式有多种，包括保持容积不变，是用入流、出流、蒸发动态方程，使用时间序列值，对流动水体，采用曼宁方程计算。如表 5-1 所示。对河渠水容量随时间变化计算为：

$$ManningVol = Y \cdot CLength \cdot Width \quad (5.1)$$

Y — 动态平均深度 (m); CLength — 河段长度 (m); Width — 河床宽度 (m)。

$$Y = \left[ \frac{Q \cdot Manning}{\sqrt{Slope \cdot Width}} \right]^{3/5} \quad (5.2)$$



$Q$ 为一流速 ( $m^3/s$ )， $Manning$  — 曼宁系数 ( $s/m^{1/3}$ )； $Slope$  — 河床斜率 ( $m/m$ )。

曼宁系数是表示摩擦损失的重要参数，但是它不能直接测量。使用者可以输入值或者选择下列的流型：

- 混凝土河床 (缺省 Manning 系数为 0.020)；
- 人工河床，如沟渠水流 (缺省系数为 0.030)；
- 天然河床 (缺省系数为 0.040)。

表5-1 水容积以及入流、出流计算

Table 5-1 Calculation of the water volume using the inflowload and the dischargeload

方法	入流	出流
恒定	$InflowLoad$ ( $m^3/d$ )	$InflowLoad - Evap$
动态	$InflowLoad$ ( $m^3/d$ )	$DischargeLoad$ ( $m^3/d$ )
已知值	$InflowLoad$ ( $m^3/d$ )	$InflowLoad - Evap + (State - KnownVals) / dt$
曼宁方程	$ManningVol - State / dt + DischargeLoad + Evap$	$DischargeLoad$ ( $m^3/d$ )

$InflowLoad$  — 用户提供的进水负荷 ( $m^3/d$ )； $DischargeLoad$  — 用户提供的出水负荷 ( $m^3/d$ )； $State$  — 计算的容积的状态变量值 ( $m^3/d$ )； $KnownVals$  — 容积已知值的时间序列 ( $m^3$ )； $dt$  — 模拟的时间增量 ( $d$ )； $ManningVol$  — 河段的容积 ( $m^3$ )。

(2) 生境解析

水体生境很少是均一的，生物体对生境具有一定偏好。水体生境可分为三类：

浅滩（水急，水面紊动明显有水花，流速 $<0.3m/s$ ）、急流（水面略有波动，水深 $>0.3m$ ，流速 $>0.3m/s$ ）和深潭（水面平顺，流速缓慢，可能产生回流区，水深 $>0.3m$ ，流速 $<0.3m/s$ ），三种生境联合组成模拟水体，生物体对生境的偏好百分数可进行设置。生境通过两种方式影响模拟：作为光合作用和消费的限制条件；作为水速的加权因子，每种动物和植物据其所在的不同生境受到加权平均水速的影响。加权水速影响所有与速度相关的过程，包括夹带无脊椎动物的鱼类、破坏大型植物、冲刷附着生物、系统复氧。对光合作用和消费限制的计算取决于物种对生境的偏好和水中可利用的生境，如果物种对一个特定生境偏好等于零，则包含该特定生境的水体部分限制了消费的数量及相应的光合作用。

$$HabitatLimit = \sum_{Preference_{habitat}} > 0 \left( \frac{Percent_{habitat}}{100} \right) \tag{5.3}$$

$HabitatLimit_{Species}$  — 生境对生物体可利用率（无单位），常为限制摄食，



光合作用; *Preferencehabitat* — 动植物对此生境的偏好: (百分数); *Perce nthabitat* — 组成该生境的场所百分数。

注意到以  $g/m^2$  为单位 输入的动物初始条件是河流整个表面积 的动物总质量的指标是非常重要的。因此, 各种水底生物的密度数据不能输入到 AQUATOX 模型中, 除非这些值变为表示整个表面积。在模拟生长环境中, 这个特别正确。例如, 一种动物可以在浅滩中有很高的密度, 但是浅滩只构成整个系统的一小部分。

### 5.2.2 生物区模拟

生物区系由两大类组成, 植物与动物, 每类由一套不同处理级别的方程表示。藻类可为浮游藻类或固着藻类, 浮游藻类易受沉没与冲失, 固着藻类易受底基限制与水流冲刷。苔藓作为一类特殊大型植物模拟, 易受水中营养物限制。动物分为无脊椎动物和鱼类, 无脊椎动物可能为浮游类、水底蠕虫及其它。这些种群由不同的参数值和方程变量来表示。蠕虫会因羽化而从系统中消失, 水底无脊椎动物则不会。鱼类可用幼鱼和成体来表示, 一个鱼种可以指定为多龄至15龄, 其区别如表5-4所示。摄食参数选择极为灵活, 可以结合植食者、食碎屑者、以及掠食(指被动物取食的各种方式)者。动物可用分类类型来描述, 主要作为摄食参数选择的一种方式, 类型可以重叠。

#### (1) 藻类

生物量的变化由无灰干重表示, 浮游藻类表示为  $g/m^3$ , 附着藻类为  $g/m^2$ , 是一个关于负荷(尤其是逆流浮游藻类)、光合作用、呼吸作用、排泄或光呼吸、非掠食性死亡、牧食或掠食性死亡、脱落、冲失的函数, 浮游藻类易于沉没。如果系统分层, 从一层到另一层的紊流扩散也会影响浮游藻类的生物量。

$$\frac{dBiomass_{phyto}}{dt} = Loading + Photosynthesis - Respiration - Excretion - Mortality - Predation \pm Sinking - Washout \pm TurbDiff \quad (5.4)$$

$$\frac{dBiomass_{pert}}{dt} = Loading + Photosynthesis - Respiration - Excretion - Mortality - Predation - Slough \quad (5.5)$$

$dBiomass/dt$  — 浮游藻类和附着藻类关于时间的生物量变化 ( $g/m^3 \cdot d$  和  $g/m^2 \cdot d$ ); *Loading* — 藻类负荷 ( $g/m^3 \cdot d$  和  $g/m^2 \cdot d$ ); *Photosynthesis* — 光合作用率 ( $g/m^3 \cdot d$  和  $g/m^2 \cdot d$ ); *Respiration* — 呼吸损失 ( $g/m^3 \cdot d$  和  $g/m^2 \cdot d$ ); *Excretion* — 排泄或光呼吸作用 ( $g/m^3 \cdot d$  和  $g/m^2 \cdot d$ ); *Mortality* — 非掠食性死亡 ( $g/m^3 \cdot d$



和  $g/m^2 \cdot d$ ) ; *Predation* — 捕食性死亡 ( $g/m^3 \cdot d$  和  $g/m^2 \cdot d$ ) ; *Washout* — 由上游流入下游的损失量 ( $g/m^3 \cdot d$ ) ; *Sinking* — 由于层间沉没或沉底部造成的损失量或增量 ( $g/m^3 \cdot d$ ) ; *TurbDiff* — 紊流扩散 ( $g/m^3 \cdot d$ ) ; *Slough* — 脱落造成的损失 ( $g/m^2 \cdot d$ ) 。

AQUATOX对附着藻类的模拟如图5-2所示, 附着藻类模拟包括相关碎屑, 而非生命物质积累模拟不包括由于非最优条件的死亡率, 在建立生物量模拟时, 由于自我荫蔽的增加, 使得附着藻类更易遭受由脱落引起损失, 为简化模型, 忽略了非生命生物量部分。

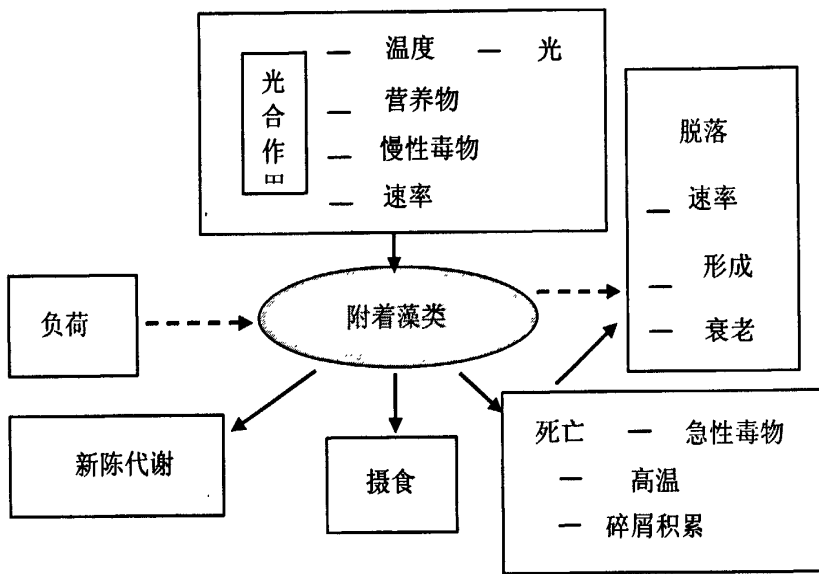


图 5-1 AQUATOX 模拟附着藻类关系图

Fig. 5-1 AQUATOX simulation diagram of periphyton algae

### (2) 叶绿素a

叶绿素a不能直接进行模拟, 由于在水生系统通常测定叶绿素a, 且作为一种水质指标, 模型把浮游藻类生物量转化为叶绿素a近似值。由于C/叶绿素a比值取值范围较大, 取决于藻类营养状况, 蓝绿藻通常具有较高值。AQUATOX对蓝绿藻采用45gC/g叶绿素a, 其它浮游藻类 28gC/g叶绿素a。总叶绿素a的计算方法:

$$ChlA = \left( \frac{\sum Biomass_{BGr} \cdot CToOrg}{45} + \frac{\sum Biomass_{others} \cdot CToOrg}{28} \right) \cdot 1000$$

(5.6)



$Chl a$  — 叶绿素 a 的生物量 (g/L);  $Biomass_{BlGr}$  — 蓝绿藻的生物量 (mg/L);  $Biomass_{others}$  — 除蓝绿藻之外的藻类生物量 (mg/L);  $CTo_{Org}$  — 碳与生物量的比率 (0.526, 无单位); 1000 — mg 转化为 g 的换算因素 (无单位)。

附着藻类叶绿素 a 计算为附着藻类无灰干重的线性变换, 因为附着藻类能够聚集无机沉淀, AQUATOX 模拟中所有生物量作为无灰干重计算转化因子基于叶绿素 a/无灰干重观察平均比值。

$$PeriChlor = \sum_{Peri} PeriConv \cdot Biomass_{Peri} \quad (5.7)$$

$PeriChlor$  — 附着藻类的叶绿素 a ( $mg/m^2$ );  $PeriConv$  — 附着藻类无灰干重—叶绿素 a 的转化 ( $6.1 mg/m^2: g/m^2$ );  $Biomass_{Peri}$  — 附着藻类的生物量 (AFDW in  $g/m^2$ )。

### (3) 大型植物

淹没型水生植被或大型植物是浅水水生态系统的重要组成部分, 大型植物季节性生长、死亡、分解可能影响营养物循环、碎屑与氧浓度, 形成密集覆盖可以改变生境, 为无脊椎动物和小鱼提供保护, 使其免遭捕食, 大型植物为许多水禽提供直接和间接的食物来源。

AQUATOX 模型用占用的水滨面积来描绘大型植物, 水滨面积指在透光层之下的底部面积。与附着藻类相似, 大型植物单位为  $g/m^2$ 。实际上, 大型植物可能急剧减少, 如果浮游藻类繁盛或更大量级的碎屑增加使水体扰乱。由于透光区深度用灭绝系数方程计算, 对将被大型植物占领的面积会增加或减少取决于水体的透明度。大型植物方程以国际生物程序 (the International Biological Program) 的子模型、CLEANER 模型及 Corps 工程师的 CE-QUAL-R1 模型为基础。

AQUATOX 模拟苔藓与大型植物之间的差别基于不同的参数值, 包括低的饱和光水平、低的最佳温度、极低死亡率、对破损的适度抵制、对食草类的抵制, 由于很难将苔藓叶绿素从附着藻类中分离, 所以计算时可以联合计算相关值。

$$MossChlor = \sum (BryoConv \cdot Biomass_{Bryo}) \quad (5.8)$$

$MossChlor$  — 苔藓植物叶绿素 a ( $mg/m^2$ );  $BryoConv$  — 苔藓植物无灰干重转化为叶绿素 a ( $8.9mg/m^2: g/m^2$ );  $Biomass_{Bryo}$  — 给定苔藓植物的无灰干重生物量 ( $g/m^2$ )。

### (4) 动物

模拟浮游动物、水底无脊椎动物、水底蠕虫、鱼类, 只在形式上有细微差别。



### 5.2.3 重矿化模拟

#### (1) 碎屑模拟

碎屑包括所有无生命有机物质和相关分解者（细菌和真菌），包括颗粒状和溶解态物质，包括微型植物和生物碎屑。碎屑模拟分 8 个状态变量模拟：稳定物质溶解态、悬浮状、沉淀、埋藏碎屑，不稳定物质溶解态、悬浮状、沉淀、埋藏碎屑，如图 5.3 所示。作为简化，认为稳定性碎屑不直接分解，而是在微生物作用下转变为不稳定碎屑，再经食碎屑者消化和排泄；不稳定碎屑可被食碎屑者分解和吸收。因此，食碎屑者对稳定性物质的同化效率通常设为 0，对不稳定物质的同化效率相应增加。沉积、冲洗、重泛起等均为相反过程。

#### (2) 氮模拟

氮分为两种类型：氨氮和硝酸盐。硝酸盐浓度较低，通过硝化作用和反硝化作用迅速转变，非离子态氨氮（ $\text{NH}_3$ ）不能作为一个单独状态变量进行模拟，氨氮被藻类和大型植物吸收转变为硝酸盐。

#### (3) 磷模拟

磷循环比氮循环简单，分解、排泄、吸收等重要过程与氮循环相似。

#### (4) 溶解氧模拟

溶解氧模拟为日平均值，不计算波动值，是关于复氧、光合作用、呼吸作用、分解和硝化作用的函数。

#### (5) 无机碳模拟

无机碳可以作为一种重要的营养限制，同其他营养物相似，无机碳由分解产生，可被植物吸收，被生物体呼出。

## 5.3 构建模拟研究

### 5.3.1 模拟对象

张家浜河所在地位于北纬  $31^\circ$ ，东经  $121^\circ 14'$ ，距上海市中心约 40 公里。张家浜河属于区级河道，西起老油墩港，东至通波塘，全长约 5.9 公里，平均河宽 50~60m。水深 0.5~3 米，流域面积约  $295000\text{m}^2$ ，容积  $4.425 \times 10^5\text{m}^3$ 。该区域属北亚热带季风气候，温和湿润，四季分明，系强感潮河流。全区年平均太阳辐射总量为 112.4 千卡/平方厘米，常年平均日照时数为 1997.1 小时，年平均气温  $15.4^\circ\text{C}$ ，常年平均降水量 1103.2 毫米，年平均风速为 3.5 米/秒，无霜期 220 天左右。张家浜河流经华东政法大学、上海工程科技大学、东华大学、上海外国语学院等四所高等院校校园内，贯穿整个松江大学城园区，是松江大学城内最大的一





条中小型生态景观河流。两岸绿树成荫、花草遍地，青砖小路蜿蜒曲折，部分路段为水泥覆岸，并设有小型休闲场所。

### 5.3.2 建模与数据

(1)模拟时段为2008年10月1日~2009年9月30日；相对误差设置为：0.001；最小步幅为：1E-10。

#### (2) 场所特征

张家浜河场所特征如表5-2<sup>[117]</sup>所示。

表5-2 张家浜河场所特征数据

Table 5-2 Main environmental characters of the Zhang River

河流面积 /km <sup>2</sup>	河流 长度 /km	平均 水深 /m	最大 水深 /m	容积 10 <sup>5</sup> /m <sup>3</sup>	纬度 / (°)	平均光 辐射/ (Ly/d)	平均水 温/°C	年平均蒸发 量/mm
295	5.9	1.5	4.0	6.0	31.05	308	21.3	1311.6

#### (3) 数据来源

入流断面 A: 华东政法桥；河体 B: 东华大学桥；出流断面 C: 嘉松南路桥。

### 5.3.3 模拟状态变量和驱动变量

模型中选用的状态变量和驱动变量共有29个。其中水温，风速，光强，pH、NH<sup>4+</sup>-N，NO<sup>3-</sup>-N，总溶解性磷酸盐 (TotalSoluble-P)，DO，BOD<sub>5</sub>，着生藻类、浮游藻类、大型植物、底栖动物等值均采用2008.10~2009.9月平均实测数据。

### 5.3.4 模型的率定与验证

模型中率定的主要参数为张家浜河藻类优势种(包括大型植物)重要参数(表5-2)，其取值范围参考文献<sup>[62,118-119]</sup>。模型率定数据为2008年10月实测数据，模拟验证时段为2008年10月1日至2009年9月30日。



表 5-3 张家滨河 AQUATOX 模型藻类重要参数

Table5-3 Algae species in Zhang River and its physiological parameters

种群 参数	藻类			大型植物		
	硅藻	绿藻	蓝藻	Fontinalis	Chara	Hydrilla
B <sub>0</sub> (mg/L)	1.96	0.38	0.49	—	—	—
(g/m <sup>2</sup> )	0.24	0.12	0.002	0.1	0.1	0.1
L <sub>s</sub> (Ly/d)	112	100	300	235	100	134
K <sub>p</sub> (mg/L)	0.055	0.007	0.03	0.005	0	0
K <sub>N</sub> (mg/L)	0.011	0.8	0.4	0.02	0	0
T <sub>0</sub> (°C)	20	25	30	35	20	20
P <sub>m</sub> (d <sup>-1</sup> )	1*	1.65*	2.2*	0.8	1.2	1.2
	0.77	0.5	1.4	—	—	—
R <sub>resp</sub> (d <sup>-1</sup> )	0.08	0.1	0.2	0.024	0.024	0.024
M <sub>c</sub> (d <sup>-1</sup> )	0.001	0.001	0.02	0.005	0.001	0.001
L <sub>e</sub> (m <sup>-1</sup> )	0.14*	0.24*	0.09*	0.1	0.05	0.08
	0.03	1.2	0.03	—	—	—
R <sub>sink</sub> (m/d)	0.01*	0.01*	0.01*	—	—	—
W/D	5	5	5	5	5	5

注：\*代表浮游藻类参数值，对应为着生藻类。B<sub>0</sub>：初始值，mg/L 为浮游藻类单位；g/m<sup>2</sup> 为着生藻类、大型植物单位；L<sub>s</sub>：饱和光强；K<sub>p</sub>：磷半饱和参数；K<sub>N</sub>：氮半饱和参数；T<sub>0</sub>：最适温度；P<sub>m</sub>：最大光合速率；R<sub>resp</sub>：呼吸速率；M<sub>c</sub>：死亡率；L<sub>e</sub>：光消减率；R<sub>sink</sub>：浮游藻类沉降速率；W/D：干湿比。

### 5.3.5 模拟结果与验证

#### (1) 水质模拟与验证

水质模拟结果与实测值的比较分别见图5-2。用平均相对误差和平均绝对误差对验证结果进行了误差分析，结果见表5-4。图5-2及表5-4表明，模拟结果吻合实测值的时间变化规律，误差在合理的范围内。

表 5-4 验证结果的误差统计

Table5-4 Error statistics for validation results of this model

项目	水温	pH	DO	BOD <sub>5</sub>	TN	NH <sub>3</sub> -N	TP	PO <sub>4</sub> -P
平均相对误差	8.98	1.47	2.59	14.3	13.4	14.9	40.2	10.7
%								
平均绝对误差	2.11	0.22	0.11	1.70	0.60	0.49	0.06	0.01

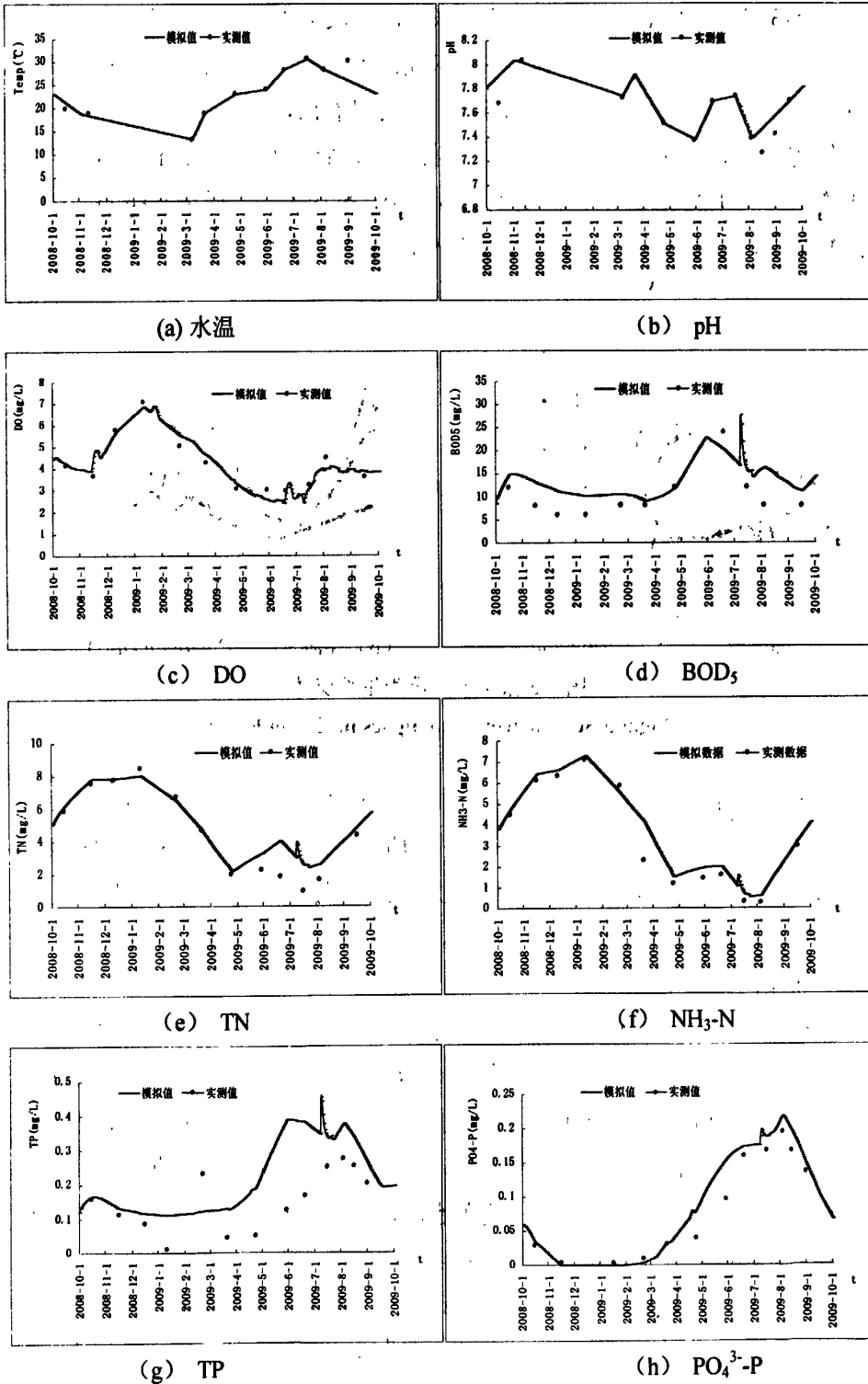


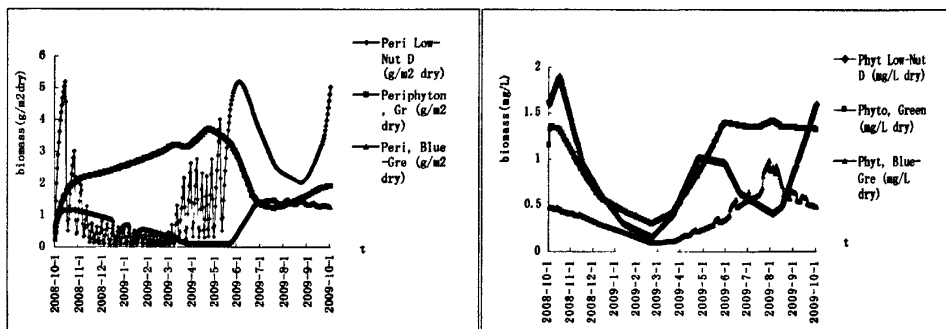
图 5-2 张家浜河水质模拟值与实测值比较

Fig.5-2 Comparison of simulated and measured values of water quality in Zhang River



(2) 藻类及大型植物演替验证

图 5-3 为 AQUATOX 模型模拟的张家滨河藻类季节演替规律，显示了浮游藻类和着生藻类各门类的季节演替符合对张家滨河的藻类监测情况。张家滨河藻类优势种随季节的变化而变化。由 5-3 (a) 可以看出，着生硅藻和绿藻在春季和秋季生物量较高，其中硅藻生物量（无灰干重）最高可达  $4.5\text{g/m}^2$ 。绿藻全年平均生物量在约  $1.2\text{g/m}^2$  左右；蓝藻生物量较少，平均生物量低于  $0.8\text{g/m}^2$ ，春季为蓝藻复苏期，自夏季开始出现生物量升高，直至冬季才开始消沉。



(a) 着生藻类 (Periphyton)

(b) 浮游藻类 (Phytoplankton)

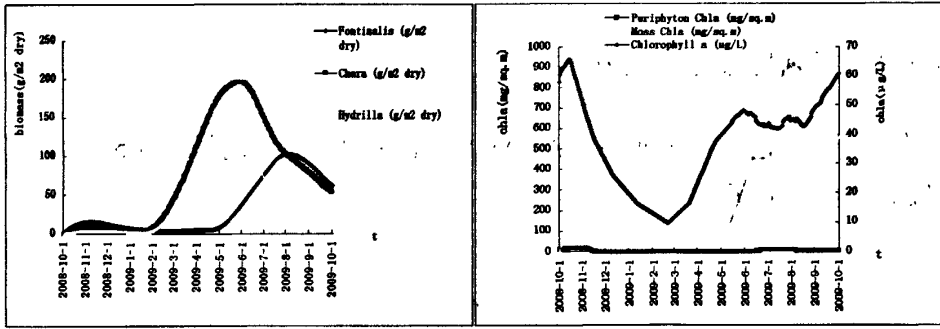
图 5-3 张家滨河藻类生长演替

Fig.5-3 Season growth of algae in Zhang River

张家滨河浮游藻类主要由硅藻门、绿藻门和蓝藻门组成。由 5-3 (b) 可以看出，绿藻门冬季生物量较小，春季藻类生物量开始上升，夏季和秋季保持相对稳定的水平，约  $1.4\text{mg/L}$ ，并占浮游藻类优势地位。而硅藻门在春秋两季生物量较高，夏冬季较低；蓝藻门生物量在夏季突增，并在 7 月末达到高峰，高于硅藻门，但仍低于绿藻门生物量。

图 5-4 (a) 为 AQUATOX 模型模拟的张家滨河大型水生植物的演替过程，主要模拟验证了浮萍 (*Fontinalis*)、轮藻属 (*Chara*) 和软水草 (黑藻, *Hydrilla*) 三种优势种属的演替变化过程；由生物量变化可以看出大型植物自春季复苏开始，两种沉水植物在整个水域分布较广，在初夏达到高峰；而浮萍类植物在盛夏繁殖旺盛，生物量较大，且大面积覆盖水面，影响水面下动植物生长。三类植物均在秋季开始凋零，生物量骤减。模拟结果与实测数据与观察结果相符。

由图 5-4 (b) 模拟结果可见，张家滨河水生植物总生物量最高峰为 7~8 月，此时阳光充足，大型水生植物生长茂盛，着生藻类繁殖加快，因而叶绿素 a 含量较高。最高达  $920\text{mg/m}^2$ 。浮游藻类叶绿素 a 在春季和秋季最高，因为藻类密度下降的缘故，夏季略微下降。着生藻类叶绿素 a 含量水平较低，平均值低于  $40\text{mg/m}^2$ 。模拟结果与实测结果相近。



(a) 水生植物 (b) 叶绿素 a

图 5-4 张家浜河水生植物和叶绿素 a 生长演替规律

Fig.5-4 Season growth of aquatic Macrophyte and chl.a in Zhang River

### (3) 大型底栖动物演替验证

图5-5模拟了张家浜河大型底栖动物年际变化情况符合实际规律；张家浜河底栖动物优势种为软体动物们腹足纲 (*Gastropod*)，年平均密度和生物量最高；其次是软体动物门的瓣鳃纲 (*Corbicula*, *Mussel*)和节肢动物们甲壳纲 (*Crayfish*)。摇蚊类 (*Polypedilum*) 幼虫自春季开始繁殖，初夏虫体长大，生物量达到最高，然而到夏季羽化又离开水体，生物量又再次降低。温度对大型底栖动物分布起限制作用。夏季的水温在一年中最高，大型底栖动物活动频繁，采集到的大型底栖动物种类最多。光壳钉螺在秋冬季生物量最大，夏季最低，因为冬天水温低，大型底栖动物都潜入底泥中休眠，生物量和生物密度最高；夏季水温高，都爬出水面活动，因此生物密度和生物量都较低。瓣鳃纲由于夏秋季个体长大，生物量增大，但生物个体少，分布不均匀。

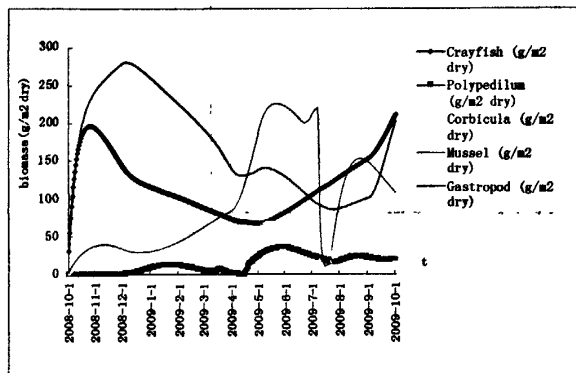


图 5-5 张家浜河大型底栖动物生长演替规律

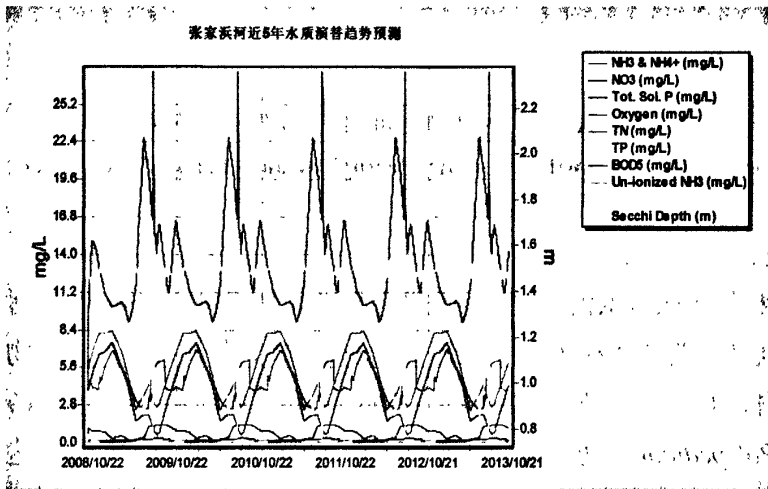
Fig. 5-5 Season growth of zoobenthos in Zhang river



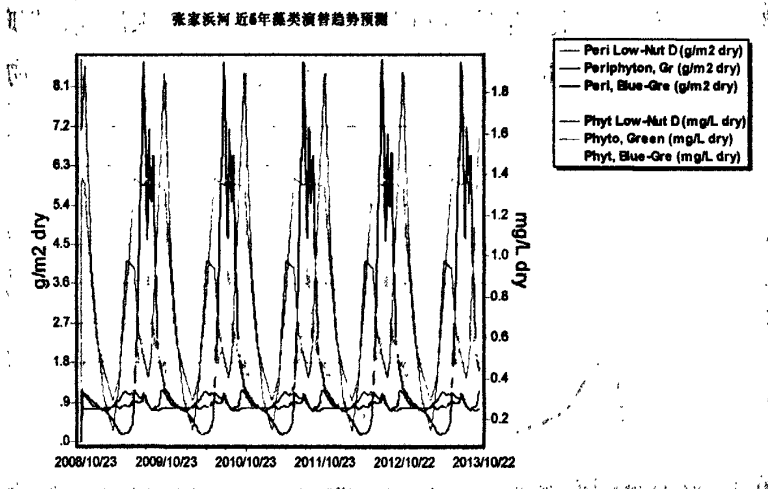
## 5.4 淡水生态退化模拟预测与机制研究

### 5.4.1 张家浜河生态演替趋势预测

在上一节构建张家浜河 AQUATOX 模型的基础上, 预测其今后 5 年的生态演替趋势如图 5-6 所示。



(a) 水质演替趋势模拟预测



(b) 藻类演替趋势预测

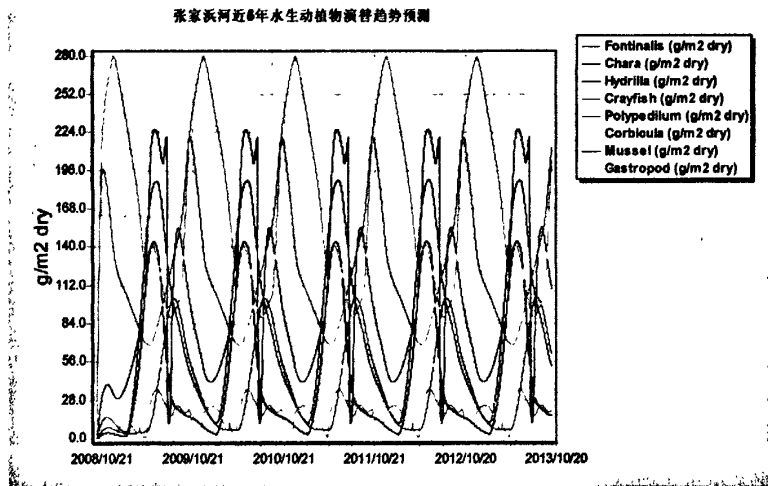


图 5-6 张家浜河近 5 年生态演替趋势预测图

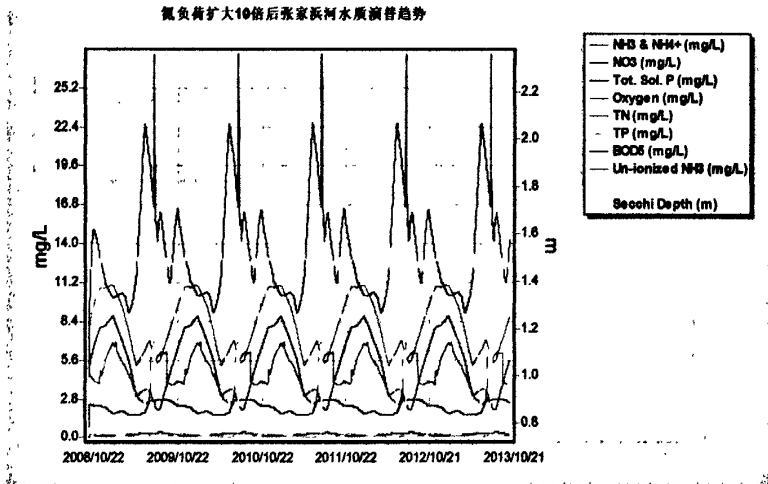
Fig.5-6 Forecast ecological succession of the Zhang River in 5 years

由图 5-6 可以看出，在无外来干扰的情况下，张家浜河生态环境因子演替会年复一年按照各自的生长变化规律进行，呈现出重复演替规律。

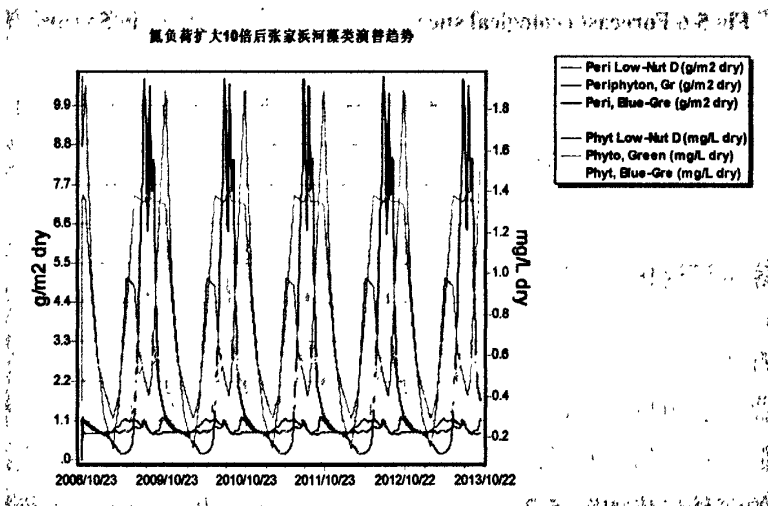
#### 5.4.2 张家浜河退化演替模拟研究

##### (1) 增加氮磷面源污染负荷

由于靠近农田耕作区，张家浜河流域内农业面源（有机磷农药、化肥）污染严重。假设每日随雨水径流流入河流氮负荷扩大 10 倍后，河流的生态系统各生态因子的演替趋势如图 5-7 所示。由 (a) 图可知，相比于氮源污染负荷增加前，水质总氮含量年最大值由约 8.7mg/L 上升至约 11.2mg/L，氨氮和硝氮变化趋势与之相似，均有不同程度上升，其它水质指标无明显变化，浮游藻类和着生藻类生物量均有明显上升 (b 图)。水生动植物无明显变化趋势。



(a) 水质演替趋势



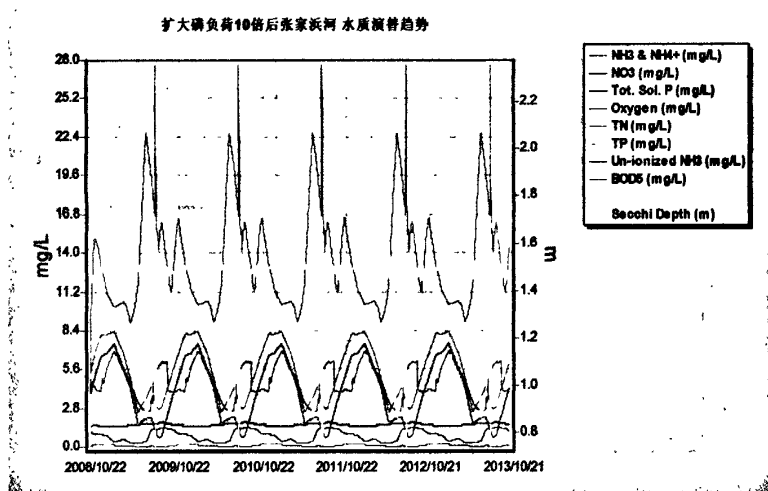
(b) 藻类演替趋势

图 5-7 氮负荷扩大 10 倍后张家浜河生态因子演替趋势

Fig. 5-7 The succession of ecological factors in Zhang river after 10-fold expansion of nitrogen loading

磷污染负荷扩大 10 倍后，河流水质总磷和正磷酸盐含量升高，其他水质因子无明显变化，藻类生物量和水生动植物生物量也无变化。如图 5-8 所示。





水质演替趋势

图 5-8 磷负荷扩大 10 倍后张家浜河生态演替趋势

Fig. 5-8 The succession of ecological factors in Zhang river after 10-fold expansion of phosphorus loading

## (2) 增加有机污染负荷

随着城市工业化进程的推进和区域内人口的不断增加,张家浜河流域工业污染生活污染日益严重,假设有机污染  $BOD_5$  负荷增加 10 倍后,张家浜河水生态演因子替趋势如图 5-9 所示:

由图 (a) 可以看出,张家浜河水质总氮、总磷含量均有明显上升,水体溶解氧下降之  $2.1\text{mg/L}$  之下,透明度也降低,近乎为 0。说明有机污染负荷的增加可以导致河流水质下降,使水环境质量恶化;

由图 (b) 可以看出,浮游藻类除硅藻生物量下降外,蓝藻和绿藻均无明显变化;而着生硅藻和绿藻生物量上升,且硅藻波动强烈,着生蓝藻生物量下降;说明水体中的浮游藻类已逐渐退化为仅能在复杂生境中生存的着生藻类,并且着生硅藻对环境的指示作用强烈,预示着水体有机污染波动。

由图 (c) 可以看出,水生动植物生物量均大幅度下降,且甲壳类动物 (*Caryfish*) 下降最为明显,摇蚊幼虫 (*polypedllum*) 数量也有所下降。说明有机污染对大型底栖动物生长不利,而摇蚊幼虫对有机污染较敏感。

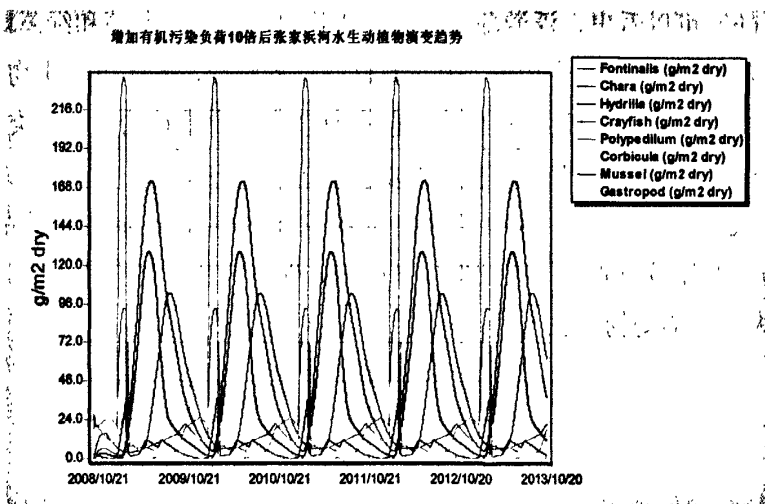
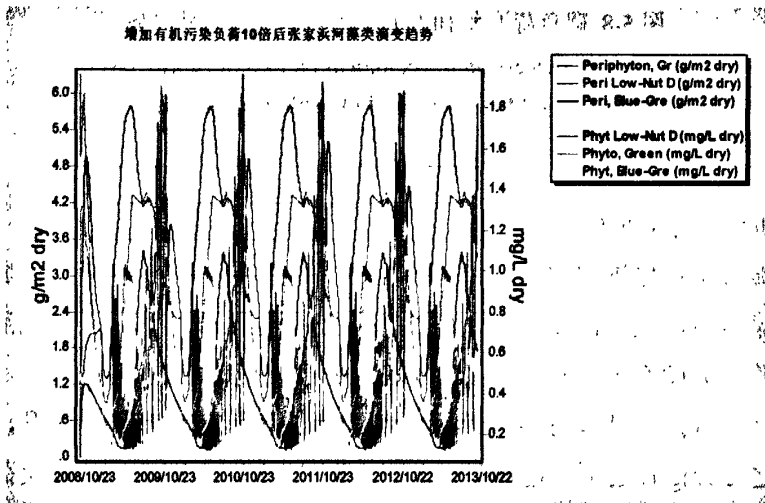
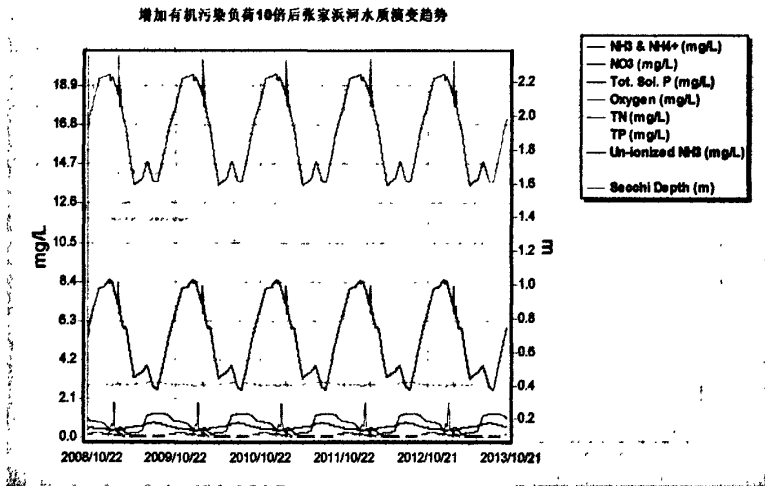


图 5-9 有机污染负荷  $BOD_5$  增加 10 倍后，张家浜河水生态演替趋势  
 Fig. 5-9 The succession of ecological factors in Zhang river after 10-fold expansion of  $BOD_5$  loading



综上所述可以看出,有机污染负荷的加重,可强烈导致水生生态系统退化,主要包括水质下降、藻类退化和底栖动物生物量下降等现象。

### (3) 减少沉水植物生物量

随着水体的富营养化和浊度的增加,张家浜河沉水植物呈现退化演变趋势,因此,假设低植冠沉水植物生物量减为0,则如图5-10所示,着生藻类生物量上升一倍,说明低植冠型沉水植物逐渐向高植冠维管束类和浮叶类植物演替,使得可供附着藻类生长的表面积增加。

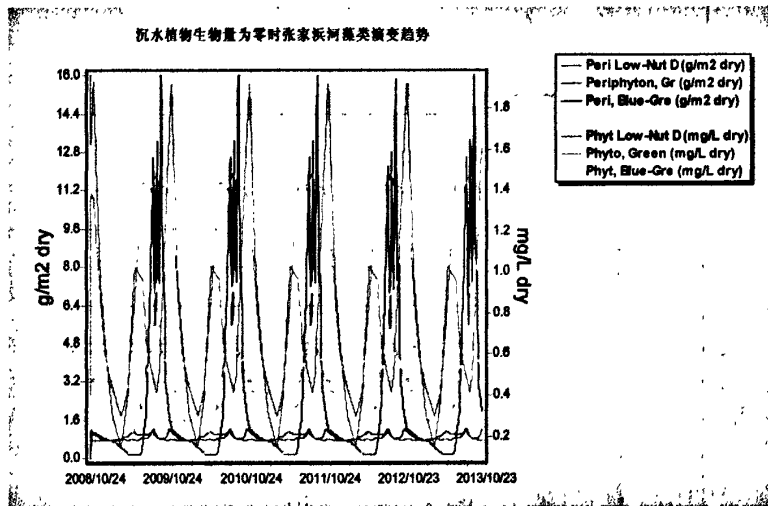


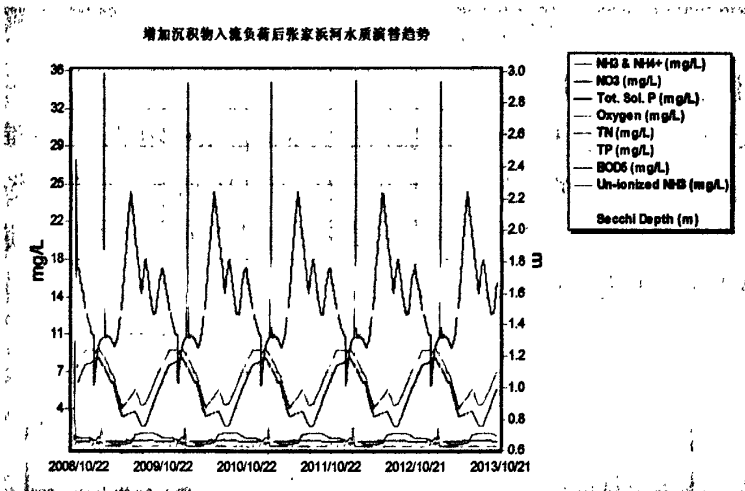
图 5-10 沉水植物生物量减为 0 后张家浜河藻类演替趋势  
Fig.5-10 The succession of algae in Zhang river after minus the Submerged plant biomass to 0

### (4) 增加沉积物输入负荷

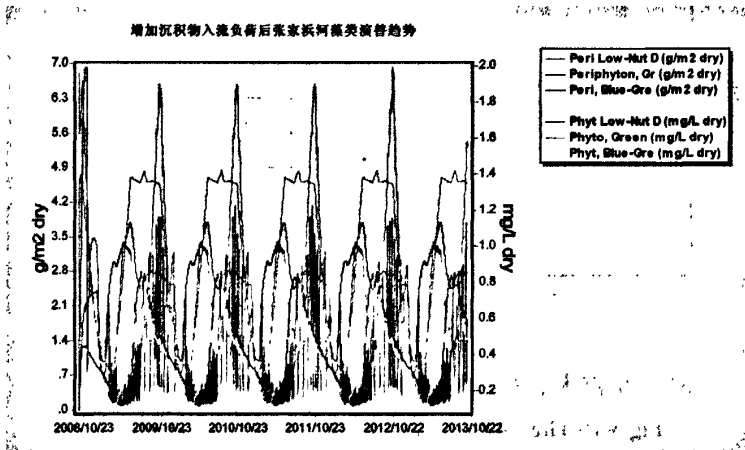
随着水土流失增加,岸带结构和功能的退化,张家浜河水体悬浮颗粒物和沉积物碎屑含量与日剧增。假设沉积物量输入负荷以每日 50mg/L 干重(难分解)和 15mg/L 干重(易分解)的数量增加,即为初始值的 5 倍后,由图 5-11(a)可以发现水体浊度增加, BOD<sub>5</sub> 含量上升约 10mg/L, 溶解氧含量降低,说明水质变差。

由图 (b) 可以发现着生藻类生物量均有所下降, 浮游藻类无明显变化, 说明着生藻类有机碎屑脱落增加了水体沉积物中的碎屑含量。

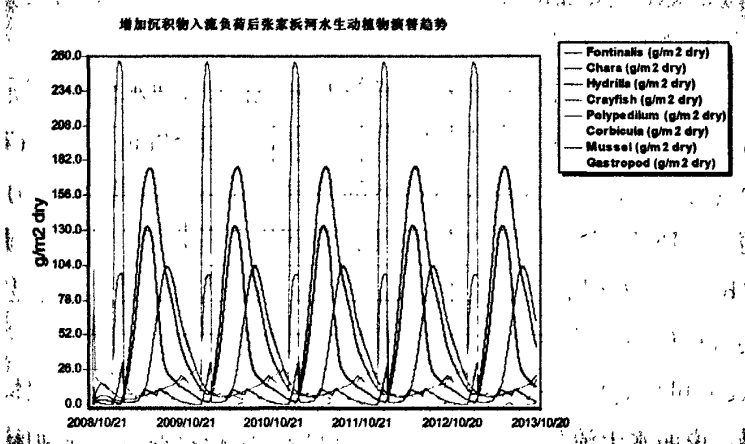
由图 (c) 可以看出, 底栖动物生物量下降明显, 其中螺类和软体动物下降趋势最明显, 说明水土流失严重, 一方面可以增加沉积物厚度, 使河床抬高, 造成河道淤积, 另一方面的底质污染严重, 不利于大型底栖动物生存。



(a) 水质演替趋势



(b) 藻类演替趋势



(c) 水生动物演替趋势

图 5-10 沉积物量增加 5 倍后张家浜河生态演替趋势

Fig. 5-10 The succession of ecological factors in Zhang river after 5-fold expansion of the sediment volume loading



### 5.4.3 张家浜河生态系统退化机制

根据以上模型的预测和退化演替模拟分析结果可知,造成淡水河流生态系统退化的主要原因是水体有机污染严重。其他例如富营养化、面源污染、水土流失等也均或多或少引起个别生态因子的退化。例如,水土流失可导致底栖动物生境遭污染、使河床抬高,造成河道淤积等现象。沉水植物演替机制为着生藻类的生存提供了空间。概括起来,淡水生态系统退化机制有以下两方面内容:

一方面,随着工业化和城市化进程的加快,人类活动对河流、湖泊的影响加剧,水体接受来自点源和面源的有机污染负荷加重,导致河流(湖泊)水体溶解氧过低,厌氧微生物繁殖,水质恶化,高等生物(鱼类等)难以生存;而另一方面河(湖)岸带自然结构的破坏,导致截留和吸收污染物的湿地和湿地植被退化,鱼类产卵繁殖和底栖动物生存栖息地遭到破坏,物种多样性丧失。而面源污染和水土流失造成水体氮磷负荷增加,引起水体富营养化。水体富营养化带来一系列生态问题,比如许多生态学者认为,未被干扰前,许多河流或浅水湖泊可能均是沉水植物丰富的清水状态,外形较小的沉水植物占主导,随着营养负荷的增加,水生植物生物量增加,充满整个水体的植物或聚集大部分生物量在表层水的植物成为主导,随着杂草控制项目去除这些植被,藻类和沉积物再悬浮引起的浊度增加,遮荫机制最终导致水生植物的消失<sup>[120]</sup>。而水生植物的消失为藻类生长提供了空间,藻类结构因水质污染而变得简单,优势种明显,一旦水文、气候条件适宜,极易暴发诸如蓝藻水华现象,生态系统趋于崩溃,除非人为控制,否则很难自行恢复,或恢复需要很长时间,十年、二十年甚至更久。

### 5.5 小结

本章以张家浜河为例,建立了淡水生态 AQUATOX 模型,模拟了水质、浮游藻类、着生藻类以及大型水生植物和底栖动物的季节演替规律。数值模拟结果与实测值吻合较好,较准确的反映了张家浜河的实际情况。

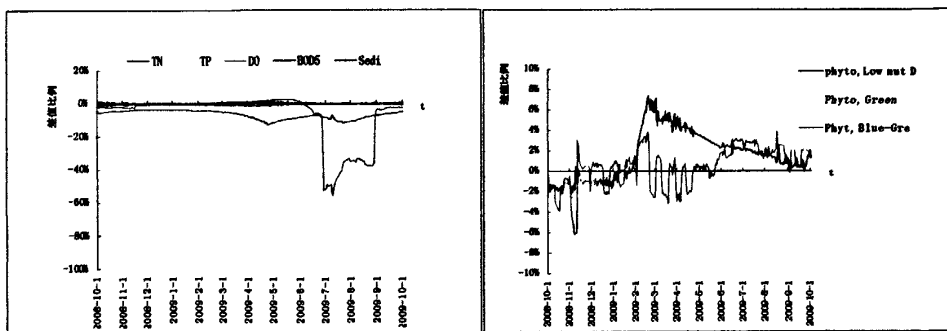
利用模型的预测功能模拟了张家浜河近 5 年内生态演替趋势,发现在无外来干扰的情况下,张家浜河生态环境因子演替会年复一年按照各自的生长变化规律进行,呈现出重复演替规律。通过对可能引起生态系统退化的营养盐负荷、有机污染负荷、沉水植物量、沉积物碎屑输入量等条件设置不同干扰,模拟研究其对淡水生态系统可能产生的后果。结果表明,水体有机污染负荷  $BOD_5$  增加 10 倍,可以导致水生态系统的全面退化;而分别增加氮磷面源和污染负荷为原来的 10 倍,则会引起水质和藻类不同程度的退化;沉水植物生物量的降低可使着生藻类生物量全面提高,沉积物碎屑输入增加 5 倍,不但可造成水质变差,还可引起大型底栖动物生物量的下降。

## 6 基于 AQUATOX 模型的淡水生态系统恢复研究

根据淡水生态系统退化的原因和机制研究结果, 本文研究通过 AQUATOX 模型模拟控制水文条件, 氮磷污染和沉积物负荷等三种恢复方案, 对淡水生态系统恢复的效果。利用模型的控制功能可以分别模拟控制和非控制状态下的生态系统状况, 从而进行控制前后的对比。

### 6.1 对河岸带生态环境的恢复

张家浜河河岸带退化主要由于河道渠化, 虽然有部分斜式水泥斑块护岸, 但大部分河段为垂直水泥护岸, 无陆地生态系统和水生生态系统过渡环境, 属于半自然河道。但这仍然不利于两栖动物繁殖和着生生物生长, 使得生物多样性降低, 水生植物退化严重; 另一方面不能有效截断面源污染, 减轻河流污染负荷。因此考虑通过重建河岸带自然环境, 恢复河岸带环境质量。通过模拟自然河道和实际情况两种条件下, 研究张家浜河水生态系统健康恢复状况。由图 6-1 (a), 自然河道和半自然河道条件模拟对比, 水质差值比例可以看出, 恢复自然河道对河水 TN、TP 含量降低较多, 尤其是 TP, 可降低原河道环境下的 40%左右。而透明度、BOD<sub>5</sub> 和 DO 含量变化不大, 甚至 DO 含量有降低现象。图 6-1 (b) 则显示恢复自然河道对浮游藻类生物量影响较小, 差值波动范围在 10%以内, 蓝藻生物量呈下降趋势。



(a) 水质 (Water quality)

浮游藻类 (Phytoplankton)

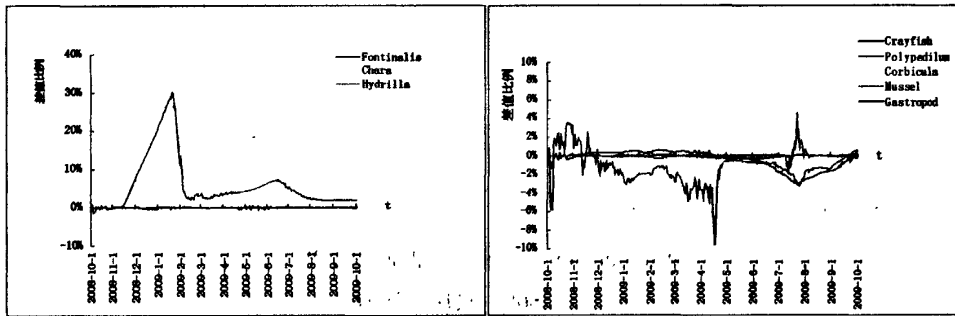
图 6-1 恢复自然河道对水质与浮游藻类的改变

Fig.6-1 Changes to the Water quality and the Phytoplankton from the restored natural river channel

由图 6-2 (a) 可以看出, 恢复自然河道环境对张家浜大型河水生植物具有一定的恢复作用。沉水植物轮藻属 (*Chara*) 和软水草 (黑藻, *Hydrilla*) 生物量明



显增加，而对于浮叶植物，例如浮萍 (*Fontinalis*) 则无明显作用。在自然河道环境下，1~3 月份沉水植物生物量增加达实际河道环境下的 20% 以上。图 6-2 (b) 显示，恢复自然河道环境对张家浜河大型底栖动物影响作用不大，平均差值波动在 10% 以内。其中，除摇蚊类 (*Polypedilum*) 生物因季节和自身羽化繁殖方式影响，生物量于变化幅度较大外，其余底栖动物生物量均有轻微上升，而张家浜河底栖动物优势种软体动物门腹足纲 (*Gastropod*) 在 8 月份生物量生物量略微下降，瓣鳃纲则显著上升现象。说明恢复河道自然环境，对底栖动物生物多样性恢复起促进作用。



(a) 大型水生植物 (aquatic macrophyte) (b) 底栖动物 (zoobenthos)

图 6-2 恢复自然河道对水生动植物的改变

Fig.6-2 Changes to the aquatic macrophyte and the zoobenthos from the restored natural river channel

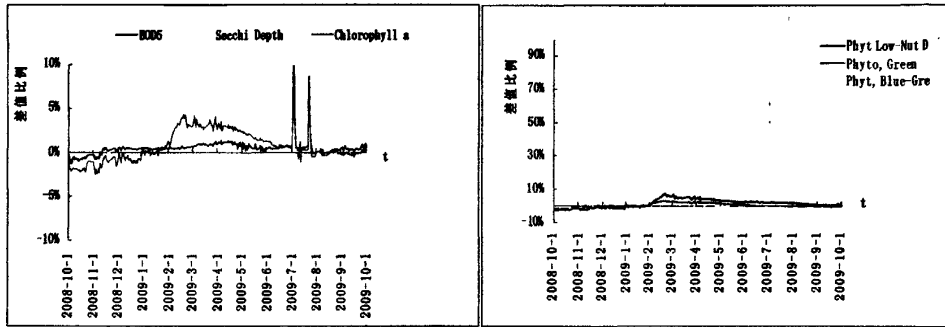
综上所述，恢复自然河道环境，不论对于降低河水总氮总磷含量，还是减少浮游藻类生物量，恢复水生植被以及底栖动物多样性，都具有明显的效果。同时从另一个方面证明河岸带环境对于河流生态系统的重要性。原有的半自然斜坡斑块状水泥护岸，虽然一定程度上能满足近自然河道设计，但是由于护岸比例不足，植被组合栽种不合理，造成部分种间竞争优势，大量草皮枯黄死亡，且仍有大量水泥堆砌垂直护岸。远不能达到过滤和阻抑或缓冲农业造成的面源污染，控制地表径流。因此建议该河道全部铺设植被型生态混凝土制成的高“孔隙率”的生态水泥护岸，并扩大河岸带宽度，合理选择最佳植物组合，符合其生态景观功能特性。一方面可以截留面源污染，另一方面可以为生物多样性提供有利场所，使得水生生态系统更完整。

## 6.2 对氮磷污染负荷的控制

张家浜河面源污染严重，河水 N、P 含量较高，水体有机污染严重，富营养化状况明显。因此考虑通过控制 N、P 污染负荷，减轻水体营养含量，提高水生生态系统环境质量。



图 6-3 (a) 为控制水体氮负荷 50% 下, 水体理化指标与实际情况对比。当削减氮负荷后, 水体理化指标并没有好转, 相反水体叶绿素 a 上升趋势较多, 与此相对应的水体透明度下降, BOD<sub>5</sub> 也随之上升, 虽然变化幅度在 10% 以内, 但是说明削减氮负荷对水质影响不大。而水体叶绿素 a 上升主要是由于浮游藻类生物量增加的缘故 (图 6-3 (b)), 尤其是蓝藻生物量在夏季剧增, 说明氮不是限制蓝藻生长的因子。

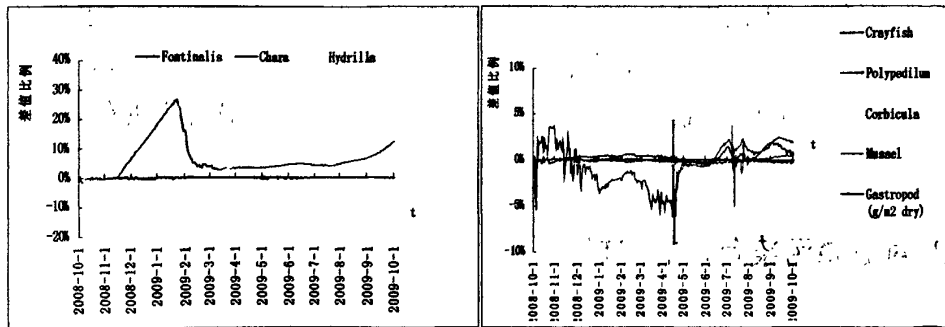


(a) 水质 (Water quality) (b) 浮游藻类 (Phytoplankton)

图 6-3 控制 N 负荷 50% 水质和浮游藻类的变化

Fig.6-3 Changes of the Water quality and the Phytoplankton from the controlled 50% N loading

图 6-4 (a) 显示了控制氮负荷 50% 以后, 张家浜河大型水生植物生物量的变化情况。沉水植物生物量在冬季增加幅度较大, 推测这可能是由于冬季浮游藻类生物量降低, 水体透明度增高, 光照增强, 致使植物衰减缓慢。底栖动物生长分布主要和沉积物特性和碎屑营养有关, 由图 6-4 (b) 可以看出, 控制 50% 氮负荷, 使得水体夏季溶氧增加, 水生植物量增加, 软体动物食物源增加, 因此生物量也呈上升趋势。摇蚊类 (*Polypedilum*) 生长随季节和自身羽化繁殖方式影响, 生物量于变化幅度较大外, 但在其卵生期生物量也明显上升 (冬季和秋季)。



(a) 大型水生植物 (aquatic macrophyte) (b) 底栖动物 (zoobenthos)

图 6-4 控制 N 负荷 50% 水生植物的变化

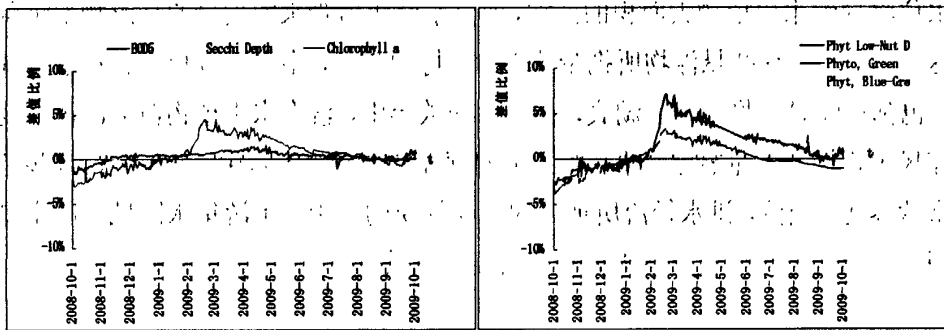
Fig.6-4 Changes of the aquatic macrophyte and the zoobenthos from the controlled 50% N loading



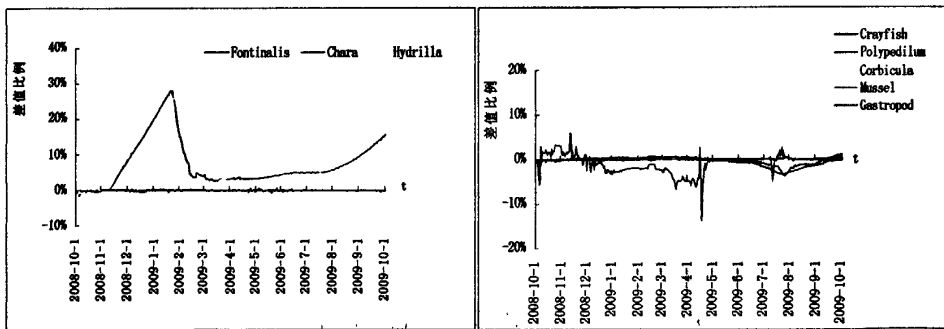


图 6-5 为控制张家浜河 P 负荷 50%，水体生态理化指标与实际情况的对比。由下列图可以看出削减磷负荷对水体水质影响不大，叶绿素 a 含量受浮游藻类变化影响。硅藻和绿藻生物量增大时，浮游藻类含量也增加；其中蓝藻生物量变化无规律，与氮比较而言，磷是限制蓝藻生长的关键因子。大型水生植物和底栖动物变化规律相似与控制氮负荷，说明大型植物和动物对于氮磷负荷减少的反映一致，最为明显的变化是沉水植物量上升。

综上所述可以看出，在张家浜河控制磷负荷比控制氮对于水生态系统的恢复更有用，尤其是控制蓝藻的生长。因此针对张家浜河水体有机污染严重、氮磷含量高特点，必须要进行控源截污。一方面对于河道内生活垃圾要进行及时清理，另一方面河岸带植被维护管理过程中，应少喷洒有机磷农药，控制磷渗入土壤，随水土流失至水环境中。对于河岸带水生植被（挺水植物美人蕉、芦苇等）应及时收割，避免其衰老腐烂，大量氮盐和磷盐重新释放至水体，乃至沉积物中。



(a) 水质 (Water quality) (b) 浮游藻类 (Phytoplankton)



(c) 大型水生植物 (aquatic macrophyte) (d) 底栖动物 (zoobenthos)

图 6-5 控制 P 负荷 50% 水生态因子的改变

Fig.6-5 Changes of ecological status of waterbody from the controlled 50% P loading environment



### 6.3 对沉积物碎屑的控制

Detritus (Sediment Bed) —沉积物碎屑，也称为腐质，是指河床底部沉积的所有形式的死有机质加上其附生的微生物的统称。沉积物碎屑包括稳定态（难分解）和不稳定态（易分解）两部分组成。而其来源则由外部输入和内部来源两部分组成<sup>[121]</sup>。目前由于风浪对底部沉积物产生动力扰动作用，关于浅水湖泊底泥再悬浮的生态效应已经称为国内外研究的热点<sup>[122]</sup>。在浅水湖泊中，有机颗粒物在底泥的掩埋产生的还原环境中发生降解，析出进入孔隙水，动力悬浮使得表层的数厘米至数十厘米底泥发生悬浮，底泥孔隙水中营养盐发生释放，在风浪过程结束后，悬浮沉积物沉降于湖底，有机物继续降解等待下一次风浪的来临<sup>[123]</sup>。而这也是解释蓝藻水华发生的重要机制之一。秦伯强<sup>[124]</sup>等认为，由于浅水湖泊或湖泊的浅水区域常常有茂盛的水生植物发育，在大洪水期间，持续一定时间的高水位将导致水生植物大面积的消亡，而洪水泛滥所带来的大量的悬浮物都沉降在这些水域中，这些悬浮物所携带营养盐（特别是磷，多数以颗粒态存在于水体中）也都伴随悬浮物而沉入湖底，在以后的数年中，没有水生植物覆盖的沉积物将在风浪作用下大量悬浮，并带入大量的营养物质到上覆水中，导致湖泊逐步趋于富营养化。当然，洪水径流所携带的营养物质的多少与上游集水区域内的土壤类型、土地利用状况、植被类型和覆盖度等有关。

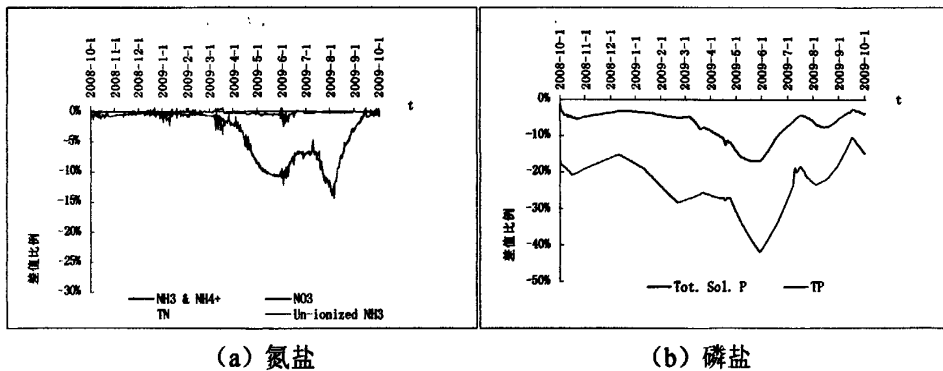


图 6-6 控制全部外源沉积物碎屑输入营养盐的改变

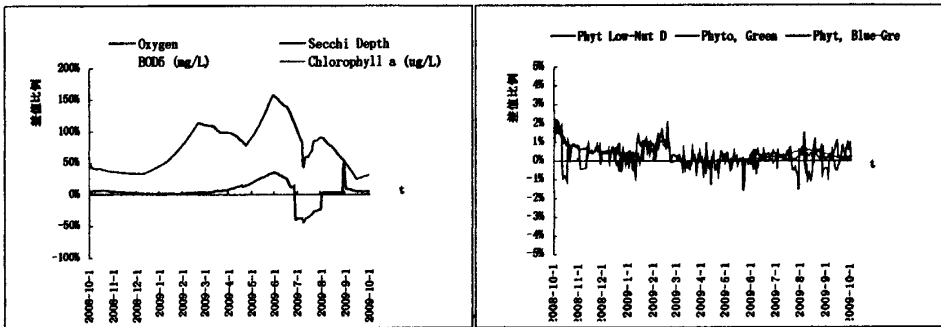
Fig.6-6 Changes of the nutrient from the controlled 0% extraneous source sediment debris loading

张家浜河属于浅水河流，其河岸带有大量的水生植物（美人蕉、菖蒲、芦苇、茭草等）生长，地处长江下游地区，丰水季节水位较高，同时该河流受黄浦江水影响，为强感潮河流，每日或雨季河岸带常被水淹没；大量悬浮物沉积于此水域，继而沉入河底，所以洪水径流携带外源碎屑较多。因此，本文考虑控制沉积物碎



屑外源输入负荷（包括入流负荷、点源和面源输入），通过模拟控制沉积物碎屑，研究张家浜河水生态系统与实际情况的对比，探讨恢复水生生态系统健康的途径。

图 6-6 (a)、(b) 可以看出，当控制全部沉积碎屑的外源输入后，水体中氮盐和磷盐含量显著下降，总氮含量下降近 30%，总磷含量下降 40%以上。说明控制沉积碎屑的外援输入，可大量削减水体营养盐含量。



(a) 水质 (Water quality)

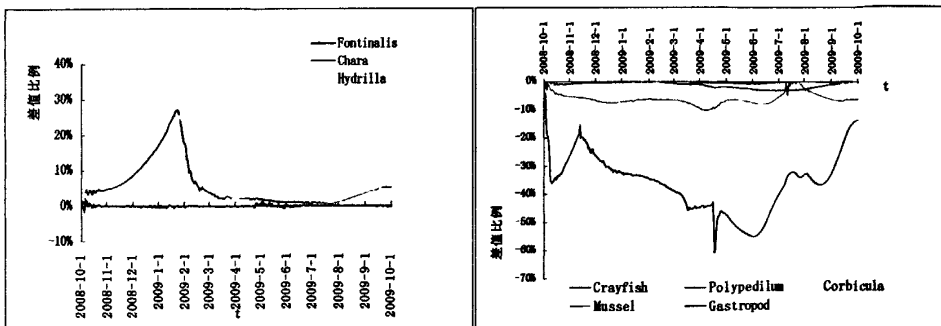
(b) 浮游藻类 (Phytoplankton)

图 6-7 控制全部外源沉积物碎屑输入负荷对水质和浮游藻类的改变

Fig.6-7 Changes of the Water quality and the Phytoplankton from the controlled 0% extraneous source sediment debris loading

控制沉积碎屑外源输入对水质的影响见图6-7 (a)，水体溶解氧大部分时段呈上升趋势，BOD5值显著下降，水体透明度提高，叶绿素a含量无明显变化。可见，控制沉积碎屑外源输入对水质具有显著改善作用。对浮游藻类的影响见图6-7 (b)。浮游藻类生物量变化幅度较小，在±5%以内。从变化趋势上可以看出，4月份到9月份，蓝藻生物量略有下降，硅藻和绿藻则成上升趋势。说明控制外源碎屑输入。对蓝藻生物量影响较大。

由于水体透明度提高，水生植物生长茂盛，生物量上升较明显，见图6-8 (a)；而由于沉积碎屑的减少，导致底栖动物生境改变，食物源减少，因此生物量下降明显，见图6-8 (b)。说明控制沉积碎屑量，不利于底栖动物生长。



(a) 大型水生植物 (aquatic macrophyte)

(b) 底栖动物 (zoobenthos)



图 6-8 控制全部外源沉积物碎屑输入负荷水生动植物的改变

Fig.6-8 Changes of the aquatic macrophyte and the zoobenthos from the controlled 0% extraneous source sediment debris loading

综上,可以看出控制沉积碎屑外源输入,可以大量削减水体营养盐负荷,提高改善水质状况;有益于大型沉水植物生长,减少蓝藻生物量;但是对于底栖动物生长不利。张家浜河水体沉积物主要为淤泥,沉积物碎屑堆积严重。沉积物碎屑包括内部来源和外部输入。及时清理水生动植物腐烂尸体,可以控制内源堆积;外部输入,一方面控制入流负荷,一方面防止洪水冲刷平原带来悬浮颗粒物。因此需要对区域水土保持进行合理规划。

#### 6.4 小结

恢复模拟结果显示恢复河岸带生态环境,改建自然河道,能够有效的降低水体氮、磷含量,有效恢复水生植被生物量和底栖动物多样性;张家浜河污染负荷主要来源于面源污染,水体氮磷含量高,因此通过控制氮磷污染负荷50%模拟研究,发现水质变化不大,沉水植物和底栖动物生物量均有升高,同时发现蓝藻对磷比较敏感,因此控制磷比控制氮更能有效防止蓝藻水华发生;控制沉积物全部外源负荷,能够大量削减水体营养盐负荷,改善水质状况;有益于大型沉水植物生长,减少蓝藻生物量,但是对于底栖动物生长不利。因此对于淡水生态系统的恢复研究,必须结合水文条件改善,营养盐负荷削减和控制沉积物碎屑负荷等三方面共同考虑,从不同层次上考虑整个生态系统的恢复。



## 7 结论与展望

### 7.1 全文总结

本论文在进行实地监测调查和理论分析的基础上,以上海松江张家浜河和镜月湖为研究背景,对退化淡水生态系统环境的不同层次群落结构组成和特征进行多方面深入调查,分别从水质、藻类群落结构、岸带结构和生物多样性等三个方面探讨了淡水生态退化的特征和现状。建立了淡水生态系统定量退化程度评价指标体系,并进行了实际应用。最后运用先进的淡水生态模型 AQUATOX 对张家浜河进行建模研究,并对张家浜河 5 年后的生态系统演替趋势进行模拟,模拟探讨导致淡水生态系统退化的机制,并应用模型进行不同恢复方案的效果研究。本论文主要结论如下:

张家浜河水体总氮(TN)、总磷(TP)和化学需氧量(COD<sub>Cr</sub>)含量较高。COD<sub>Cr</sub>年均值为88.54mg/L,超出地面水Ⅲ类水体标准4倍,溶解氧(DO)全年含量低于饱和值,变化范围在2.97~5.78mg/L之间,水体有机污染严重;TN含量最高达6.8mg/L,最低为1.8mg/L,TP平均含量达到0.158mg/L,最高营养盐水平接近地面水劣Ⅴ类标准;与2008年3月松江区水务局报道的Ⅲ类水质标准相比,张家浜河流域水质已经恶化为Ⅳ类或劣Ⅴ类水质,河流水质严重退化;镜月湖水COD<sub>Cr</sub>年均值为80.28mg/L,TN平均含量2.5mg/L,TP平均含量为0.073mg/L,DO年变化范围为5.01~7.5mg/L。水质总体水平好于张家浜河,但有机污染指标过高。湖水透明度低,平均水深1.7m,透明度仅0.5m,局部湖区已处于严重的沼泽化状态,水质趋于劣Ⅴ类标准。

浮游藻类退化为以绿藻、硅藻和蓝藻为主,硅藻主要是圆筛藻目和无壳缝目种类,绿藻以绿球藻目种类居多,多为中-富营养指示种。特别是黄藻门、金藻门、隐藻门和甲藻门种类偏少或未检出。而根据优势种群与营养状态的对应关系<sup>[109]</sup>以及浮游藻类密度评价标准均可以判定张家浜河、镜月湖为中-富营养型水体。结合Shannon-wiener多样性指数与水质指标评价标准两个水体均属于β-中污型。着生藻类与国内外其他河流和湖泊着生藻类组成基本相似,表现出我国东部地区淡水中着生藻类特有的特征,即以小型硅藻种类最多,绿藻次之,蓝藻黄藻较少。藻类细胞小型化趋势严重,优势种多为耐污种,藻类多样性指数低。这也是退化淡水生态系统着生藻类的主要特征,分析原因可能是由于目前大多数河流、湖泊形态多为缓流或静水状态,无急流、浅滩等自然生境,造成着生藻类结



构单一、种类稀少。镜月湖着生藻类数量水平已经超过太湖藻型区域，而张家滨河着生藻类数量接近太湖过渡型区域水平，这对于沉水植被的生长不利。

张家滨河沿岸带主要植物分布区，挺水植物和浮叶植物约占整条河流面积的20%以上，菱和浮叶植物在沿岸带形成宽约1.5m的“次生植被带”，沉水植被主要为高植冠型（金鱼藻+菹草），分布极少。陡岸带与陆地隔离，大量植物残枝和淤泥在枯水期堆积河岸，造成裸露带环境。底栖动物种类仅有8种，且空间分布不均匀，均匀度指数与丰富度指数偏低；镜月湖优势水生植物为景观睡莲（浮叶植物），夏季植物生长茂盛，吸收水体氮磷等营养物质，水质净化效果良好。但人工盲目打捞水生维管束植物，使得优势沉水植物菱分布面积缩小，逐渐被浮叶植物荇菜和微齿眼子菜所取代。南北两岸外来物种芦苇入侵严重，土著植物（鸢尾）消失，南岸湖面积萎缩，湖滨演变为沼泽带。由于湖底类型为细沙、石砾，仅有附着生物螺类生存，大型底栖生物难觅。近五十年来，松江野生渔业资源急剧下降，国家二级保护动物四鳃鲈鱼已在张家滨河流域消失绝迹，急需进行河流生态恢复，恢复珍惜物种资源。

根据目标—因素—指标层次分析法确定了16个候选指标，通过指标筛选原则，Spearman秩相关分析和Pearson相关分析和数理统计检验，利用主成分分析法提取出了BOD<sub>5</sub>、COD<sub>Cr</sub>、DO、NH<sub>3</sub>-N、C<sub>P</sub>、TP、DDA、B-IBI、F-IBI、HQI等10个对淡水生态系统退化贡献较大的指标，作为淡水生态系统退化程度指示指标。采用PCA方法计算10个指标的共同度值，确定各指标的权重，按照理论参照标准将淡水生态系统退化程度分为5个等级：微退化、轻度退化、中度退化、强度退化、极度退化。并对标准体系利用灰色关联度法综合评价了张家滨河、镜月湖生态系统退化程度水平，结果表明：张家滨河生态系统退化等级为轻度—中度退化。镜月湖生态系统退化等级为轻度退化，部分区域强度退化。

以张家滨河为例，建立了AQUATOX生态模型，数值模拟结果与实测值吻合较好，比较准确的模拟验证了张家滨河水生态系统退化的实际状况，并在此基础上对张家滨河5年后水生态系统演替趋势进行了模拟研究，发现在无外来干扰的情况下，张家滨河生态环境因子演替会年复一年按照各自的生长变化规律进行，呈现出重复演替规律。通过对可能引起生态系统退化的营养盐负荷、有机污染负荷、沉水植物量、沉积物碎屑输入量等条件设置不同干扰，模拟研究其对淡水生态系统可能产生的后果。结果表明，水体有机污染负荷BOD<sub>5</sub>增加10倍，可以导致水生态系统的全面退化；而分别增加氮磷面源和污染负荷为原来的10倍，则会引起水质和藻类不同程度的退化；沉水植物生物量的降低可使着生藻类生物量全面提高，沉积物碎屑输入增加5倍，不但可造成水质变差，还可引起大型底栖动物生物量的下降。

基于AQUATOX模型，进行了不同恢复方案和措施对淡水生态系统恢复效果



研究。模拟结果显示恢复河岸带生态环境, 改建自然河道, 能够有效的降低水体氮、磷含量, 有效恢复水生植被生物量和底栖动物多样性; 张家浜河污染负荷主要来源于面源污染, 水体氮磷含量高, 因此通过控制氮磷污染负荷50%模拟研究, 发现水质变化不大, 沉水植物和底栖动物生物量均有升高, 同时发现蓝藻对磷比较敏感, 因此控制磷比控制氮更能有效防止蓝藻水华发生; 控制沉积物全部外源负荷, 能够大量削减水体营养盐负荷, 改善水质状况; 有益于大型沉水植物生长, 减少蓝藻生物量, 但是对于底栖动物生长不利。因此对于淡水生态系统的恢复研究, 必须结合水文条件改善, 营养盐负荷削减和控制沉积物碎屑负荷等三方面共同考虑, 从不同层次上考虑整个生态系统的恢复。

目前我国淡水(河流、湖泊)生态系统均出现物理栖息地简单的现象, 如镜月湖生物入侵现象严重; 张家浜河河道由窄变宽, 河槽形态由浅滩、深潭、急流三种形式演变为单一的输水渠道, 河岸均以水泥石质堆砌无植被生长, 底质则由巨石、卵石、砾石等演变为有机质含量丰富的淤泥沉积物, 河岸带湿地植被宽度太窄甚至没有。开发利用河岸带土地, 未考虑施工带来的污染和预防措施, 因此建议以后在淡水栖息地生态建设中, 重点考虑生物多样性与生境的关系, 通过有利的工程措施, 尽可能多的建造利于淡水生态系统可持续发展和恢复的有利生境。

## 7.2 创新之处

(1) 从多角度研究淡水生态系统结构和功能特点, 分别从水质、浮游藻类、着生藻类、底栖动物、水生植物、岸带栖息地、鱼类生物多样性等7个方面调查分析了淡水生态系统退化的现状和特点, 这对合理评价淡水生态系统退化程度评价提供指标依据和参考;

(2) 并对淡水生态系统退化程度定量化评价进行了尝试, 成功的筛选出评价因子并建立了评价标准体系, 为淡水生态系统退化恢复研究奠定了基础;

(3) 结合张家浜河研究实例, 建立了 AQUATOX 生态模型, 并在模型建立的基础上对张家浜河水生态系统 5年后 演替趋势进行预测, 并设置不通干扰条件, 进行淡水生态系统退化原因和机制探讨。

(4) 运用数学模型软件进行淡水生态演替预测、退化机制研究和退化恢复方案模拟研究, 得到更直观, 准确的结果, 为淡水生态系统恢复治理提出可行性方案。

## 7.3 展望

本文是对水质、藻类、植物、动物、岸带结构等影响淡水生态系统退化的生



物和非生物因子进行初步定量研究,尚需进一步深入的研究作为淡水生态系统恢复和重建的基础。包括:

(1) 可调查人类经济发展和人口因素对生态退化的影响,将表征淡水生态系统的社会功能的因子纳入评价体系,进行退化程度综合评价;

(2) 有必要进行围隔试验区研究不同恢复方案的实际效果,验证模拟效果的可行性。结合景观效果,进一步探讨有利的生态工程方案。

(3) 论文的不足之处,在于调查资料不齐全,未能完全掌握研究对象退化前的资料,造成评价退化程度无从对比;对于模型功能的掌握度不够全,未能极大化的运用此模型进行更加合理的应用。

(4) 需要进一步长期调研,保持数据的持续性,才能验证模型的预测功能。





## 参考文献

- [1] 章家恩,徐琪.生态退化的形成原因探讨[J].生态科学,1999,18(3): 27-32.
- [2] 黄真理.21世纪长江大型水利工程中的生态与环境保护[M].北京: 中国环境科学出版社,1998,72-281.
- [3] 黄真理.三峡工程中的生物多样性保护[J].生物多样性,2001,9(4): 472-481.
- [4] 安娜,高乃云.中国湿地的退化原因、评价及保护[J].生态学杂志,2008,27(5): 821-828.
- [5] 国家林业局.中国湿地保护行动计划[M].北京: 中国林业出版社.2000,21-82.
- [6] 成小英,李世杰.长江中下游典型湖泊富营养化演变过程及其特征分析[J].科学通报,2006,51(7): 848-855.
- [7] 刘静玲,杨志峰.北方地区淡水危机与湖泊生态恢复[J].东北师大学报自然科学版,2002,34(1): 58-65.
- [8] 秦伯强.湖泊生态恢复的基本原理与实现[J].生态学报,2007,27(11): 4848-4858.
- [9] 金相灿.湖泊富营养化调查规范[M].北京,中国环境科学出版社,1990: 1-316.
- [10] 陈荷生,张永健.太湖重污染底泥的生态疏浚[J].水资源研究,2004,25(4): 29-31.
- [11] 刘兆权,韩瑜庆,黄海波.江苏无锡自来水遭污染市民抢购纯净水[EB/OL].  
<http://news.sina.com.cn/c/p/2007-05-30/205413114417.shtml>,2007-05-30.
- [12] 三道防线拦截渭河油污染.大河网,河南商报: <http://news.sina.com.cn/c/2010-01-05/050916878759s.shtml>.
- [13] 杨志峰,崔保山等.黄淮海地区湿地水生态过程、水环境效应及生态安全调控[J].地球科学进展,2006,21(11): 1119-1126.
- [14] 姜加虎,黄群.洞庭湖区生态环境退化状况及其原因分析[J].生态环境,2004,13(2): 277-280.
- [15] 王宁,盛连喜.二龙湖生态系统退化及生态工程修复分析[J].东北师大学报自然科学版,2004,34(4): 122-127.
- [16] 许朋柱,秦伯强.太湖湖滨带生态系统退化原因以及恢复与重建设想[J].水资源保护,2002(3): 31-36.
- [17] 张峰.山西湿地生态环境退化特征及恢复对策[J].水土保持学报,2004,18(1): 151-153.



- [18] 郑昭佩,邢子金.北大沙河流域生态系统退化现状及其恢复对策[J].资源环境与发展,2009(3): 15-17.
- [19] 黄奕龙,王仰麟.深圳市河流水质退化及其驱动机制研究[J].中国农村水利水电,2007(7): 10-13.
- [20] 黄凯,郭怀成.河岸带生态系统退化机制及其恢复研究进展[J].应用生态学报,2007,18(6): 1373-1382.
- [21] 毛德,夏军.洞庭湖湿地生态环境问题及形成机制分析[J].冰川冻土,2002,24(4): 444-451.
- [22] 濮培民,王国祥等.健康水生态系统的退化及其修复理论、技术及应用[J].湖泊科学,2001,13(3): 193-203.
- [23] Scheffer M, Egbert H.van Nes.Mechanisms for marine regime shifts: can we use lakes as microcosms for oceans?[J].Progress in Oceanography,2004,60: 303-319.
- [24] Platt,RB.Conference summary[C].In: Carins,Jr.J.,K.L.Dickson&E.E.Herriks eds.Recovery and restoration of damaged ecosystems.Charlottesville: University Press of Virginia.1977,526-531.
- [25] 杜晓军,高贤明.生态系统退化程度的诊断: 生态恢复的基础和前提[J].植物生态学报.2003,27(5): 700-708.
- [26] 沈渭寿,曹学章.中国土地退化的分类与分级[J].生态与农村环境学报,2006,22(4): 88-93.
- [27] 胡嘉东,郑丙辉.潮间带湿地栖息地功能退化评价方法研究与应用[J].环境科学研究,2009,22(2): 171-175.
- [28] 李宁云,帕纳海湿地生态系统退化评价指标体系研究(硕士学位论文)[D].昆明: 西南林学院,2006,56-85.
- [29] 中国21世纪议程管理中心.中国科学院地理科学与资源研究所.可持续发展指标体系的理论与实践.社会科学文献出版社,2004,1-17.
- [30] 任海,彭少麟.恢复生态学导论[M].北京: 科学出版社,2000,1-175.
- [31] Cairns,I.J.R.ed. Rstoration of Aquatic Ecosystems.Washington D.C: National.1992,Acedemy press. 8-9.
- [32] 郭少聪,任海.华南植物园退化水体的恢复研究[J].生态科学,2000,17(3): 1-5.
- [33] Sparks R. The Illinnois River-floodplain Ecosystem: Restoration of Aquatic Ecosystems.Nat.Acad.Press.Washington,D.C.1992: 433-455.
- [34] Gameson A. L. Hand Wheeler A.Restoration and Recovery of the Thames estuary: In Recovery and Restoration of Damaged Ecosystem.University Press of Virginia, Charlottesvillle.1977: 72-101.
- [35] Doxa U.The livingThames: the restoration of a great tidal river.Hutchins



on Benham.London,England,1977: 30-34.

[36] 黄玉瑶.汉沽污水库净化能力的初步研究.全国水生生态及环境微生物学会议论文集.北京:科学出版社,1984,72-93.

[37] 赵忠宪.汉沽污水库养鱼试验研究.生态学报,1986,6(2): 171~177.

[38] 中国21世纪议程—中国21世纪人口、环境与发展白皮书.七京:中国环境科学出版社,1992,79-90.

[39] 王国祥,濮培民,张圣照.用镶嵌组合植物群落控制湖泊饮用水源区藻类及氮污染[J].植物资源与环境,1998,7(2): 35-41.

[40] 濮培民,胡维平,逢勇.净化湖泊饮用水源的物理-生态工程实验研究[J].湖泊科学,1997,9(2): 35-41.

[41] 成小英,李世杰,濮培民.城市富营养化湖泊生态恢复—南京莫愁湖物理生态工程试验[J].湖泊科学,2006,18(3): 218-224.

[42] 陈开宁,包先明,史龙新.太湖五里湖生态重建示范工程-大型围隔试验[J].湖泊科学,2006,18(2): 139-149.

[43] 李英杰.浅水湖泊生态类型及其生态恢复研究(博士学位论文)[D].北京:中国矿业大学,2008.34-78.

[44] 秦伯强,高光,胡维平等.浅水湖泊生态系统恢复的理论与实践思考[J].湖泊科学,2005,17(1): 9-16.

[45] Scheffer M,CarpenterS.R,Foley J.A, etal. Catastrophic shifts in Ecosystems[J].Nature,2001,413: 591-596.

[46] Scavia D,Park RA.Documentation of selected constructs and parameter value in the aquatic model [J].CLEANER.Ecol Model,1976,2(3): 33-5.

[47] Virtanen M,Koponen J,Dahlbo K.Three-dimensional water quality-transparency model compared with field observations[J].Ecol Model,1986,31(2): 185-199.

[48] Zhang Y-Z,Yu H.Structural ecodynamic model for lakes and reservoirs. [J].Act EcolSin,1999,19(6): 902-907.

[49] 张永泽,刘玉生,郑丙辉.在湖泊生态系统建模中的应用[J].湖泊科学,1997,9: 75-81.

[50] 张永泽,刘玉生,郑丙辉.Yong在湖泊生态系统建模中的应用[J].湖泊科学,1997,9(1): 75-81.

[51] 张永泽,郑丙辉.湖泊生态动力学模型的改进研究[J].成都科技大学学报.1996,(2): 1-7.

[52] 郑丙辉,张永泽.滇池生态动力学模型的改进[J].环境科学研究,1994,7(4): 1-6.

[53] 刘元波,陈伟民.太湖梅梁湾藻类生态模拟与蓝藻水华治理对策分析[J].湖泊科学,1998,10(4): 53-59.

[54] 罗澈葱,秦伯强.基于三维浅水模式的太湖水动力数值试验—盛行风作用



下的太湖流场特征[J].水动力学研究与进展A辑,2003,18(6): 686-691.

[55] Xu F L, Jorgensen S E, Tao S. Modeling the effects of macrophyte restoration on water quality and ecosystem of Lake Chao. [J]. Ecol Model, 1999, 117(10): 239-260.

[56] 孙颖, 陈肇和, 范晓娜. 河流及水库水质模型与通用软件综述[J]. 水资源保护, 2004(2): 7-11.

[57] 李典谟, 马祖飞. 生态模型当前的热点与发展方向[J]. 生态学报, 2002, 22(10): 1788-1791.

[58] Romero J R, Hipsey M R, Antenucci J. P. Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model. US: Science Manual, 2004: 16-46.

[59] 宋兵, 陈立侨, Chen Yong. Ecopath with Ecosim 在水生生态系统研究中的应用[J]. 海洋科学, 2007.31(1): 83-86.

[60] Richard A, Parka, Jonathan S. Cloughb et al. AQUATOX: Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. ecological modelling 213(2008)1-15.

[61] 曹小娟. 洞庭湖AQUATOX模拟与生态功能分区(硕士论文)[D]. 湖南大学, 2004, 6-57.

[62] LEI Bingli, HUANG Shengbiao et al. Prediction of the environmental fate and aquatic ecological impact of nitrobenzene in the Songhua River using the modified AQUATOX model [J]. Journal of Environmental Sciences, 2008(20): 769-777.

[63] 杨漪帆, 朱永青等. 淀山湖蓝藻水华及其控制因子的模型研究[J]. 环境污染与防治, 2009, 31(6): 58-63.

[64] 杨漪帆, 朱永青等. 淀山湖富营养化控制的模型研究[J]. 环境科技, 2009, 22(2): 17-21.

[65] 水和废水监测分析方法—第四版[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[66] 周凤霞, 陈剑虹等. 淡水微型生物图谱[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.

[67] 秦伯强, 宋玉芝. 附着生物在浅水富营养化湖泊—草型生态系统转化过程中的作用[J]. 中国科学C辑, 生命科学. 2006, 36(3): 283-288.

[68] 刘建康. 主编, 高级水生生物学[M]. 北京: 科学出版社, 1999: 260-261.

[69] PIELOU E C. Ecological Diversity[M]. New York: Wiley-Inters, 1975: 151-188.

[70] MARGAL EF R. Perspective In Ecological Theory[M]. Chicago: Univ Chicago Press, 1968: 107-121.

[71] 简永兴, 王建波. 洞庭湖区三个湖泊水生植物多样性的比较研究[J]. 水生生物学报, 2002, 26(2): 160-167.

[72] Wetzel R G. Limnology: Lake and River Ecosystems 3rd edition[M]. San



Diego, San Francisco, New York: Academic Press. 2001.

[73] 许梅,任瑞丽等.太湖入湖河流水质指标的年变化规律[J].南京林业大学学报(自然科学版)2007,31(6): 121-124.

[74] 许其功,刘鸿亮,沈珍瑶,等.三峡库区典型小流域氮磷流失特征[J].环境科学学报,2007,27(2): 326-331.

[75] 杨钢,李庆.三峡库区水体中磷的特征分析[J].人民长江,2007,38(2): 14-15.

[76] 梁霞,李小平.上海周丛藻类群落结构与环境因子间的关系[J].环境科学,2007,28(8): 1662-1669.

[77] 张志兵,施心路等.杭州西湖浮游藻类变化规律与水质的关系[J].生态学报,2009,29(6): 2980-2988.

[78] 姜雪芹,禹娜等.冬季上海城区河道中浮游植物群落结构及水质的生物评价[J].华东师范大学学报,2009,2: 78-87.

[79] 张婷,李林等.熊河水库浮游植物群落结构的周年变化[J].生态学报,2009,29(6): 2971-2979.

[80] 高远,慈海鑫等.沂河4条支流浮游植物多样性季节动态与水质评价[J].环境科学研究,2009,22(2): 176-180.

[81] 万蕾,朱伟.苏州城市河道滞流水体浮游植物常见属生态位研究[J].生态科学,2009,28(2): 152-157.

[82] 宋辞,于洪贤.镜泊湖浮游植物多样性分析及水质评价[J].东北林业大学学报,2009,37(4): 40-42.

[83] 杨红军.五里湖湖滨带生态恢复和重建的基础研究(博士学位论文)[D].上海:上海交通大学,2008,8-24.

[84] 袁信芳,施华宏.太湖着生藻类的时空分布特征[J].农业环境科学学报,2006,25(4): 1035-1040.

[85] 廖祖荷,顾泳洁.苏州河水质与着生生物群落的生态学变化关系的研究[J].贵州大学学报,2003,20(2): 196-199.

[86] 白羽军,杨翠英.松花江哈尔滨段着生藻类群落的研究[J].黑龙江环境通报,2003,27(3)73-74.

[87] Haydee P, Alicia V, Guillermo T. Periphyton on artificial substrata from three lakes of different trophic status at Hope Bay (Antarctica)[J].Polar Biol,2002,(25): 169-179.

[88] Jaskowiak AM. Periphytic algae in the Sheyenne River[J]. North Dakota, 2003,4,67-69.

[89] 王朝晖,胡韧.珠江广州河段着生藻类的群落结构及其与水质的关系[J].环境科学学报,2009,29(7): 1510-1516.

[90] 冯佳,谢树莲.汾河源头周丛藻类植物群落结构特征[J].生态科学,2007,26(5): 408-414.



- [91] 由文辉.淀山湖着生藻类群落结构与数量特征[J].环境科学,1999,20: 59-62.
- [92] Naiman RJ , Decamp s H. 1997. The ecology of interface: Riparian zones[J].Annual Review of Ecology and Systematics,28: 621-658.
- [93] <http://www.shtong.gov.cn/node2/node4/node2250/songjiang/node46607/node46617/node61789/userobject1ai32844.html>.
- [94] 邓文祥,张爱军.试论藻类在水体污染检测中的运用[J].环境污染与防治.1999,14(1): 43-44.
- [95] 况其军,马沛明等.湖泊富营养化的藻类生物学评价与治理研究进展[J].安全与环境学报,2005.2-4.
- [96] 周红艺,熊东红等.基于SOTER数据库的长江上游典型地区土壤退化评价[J].中国水土保持,2004,10: 36-38.
- [97] 陶希东.河西走廊生态退化机制及其恢复与重建研究(硕士学位论文)[D].西安: 西北师范大学,2001,67-79.
- [98] 徐海量,宋郁东,应用因子分析研究塔里木河下游生态环境的退化[J].干旱区地理,2005,28(1): 21-25.
- [99] 汤洁,薛晓丹.吉林西部生态系统退化评价[J].吉林大学学报(地球科学版),2005,35(1): 79-85.
- [100] 贾天会.辽西水土流失区生态退化程度诊断分析[J].科学技术与工程,2008,18(13): 3444-3449.
- [101] 艾亮辉,吴次芳.基于可拓工程方法的鄱阳湖区农地生态退化评价[J].自然资源学报,2003,18(3): 333-339.
- [102] 第宝锋,杨忠.基于RS与GIS的金沙江干热河谷区退化生态系统评价[J].地理科学.2005,25(4): 484-489.
- [103] 杜晓军,姜凤岐.辽宁西部低山丘陵区植被恢复研究: 基于演替理论和生态系统退化程度[J].应用生态学报,2004,15(9): 1507-1511.
- [104] 许宁,郭旭东.基于遥感和GIS的土地利用分类方法及其在土地退化程度分析中的应用—以陕西横山雷龙湾地区为例[J].生态学报,2008,28(11): 5410-5417.
- [105] 张远,郑丙辉.深圳典型河流生态系统健康指标及评价[J].水资源保护.2006,22(5): 13-17.
- [106] 张远,徐成斌,马溪平等.2007.辽河流域河流底栖动物完整性评价指标与标准[J].环境科学学报,27(6): 919-927.
- [107] 朱迪,常剑波.长江中游浅水湖泊生物完整性时空变化[J].生态学报,2004,12(24): 2761-1767
- [108] 吴阿娜,车越.上海地区河流健康评价方法探讨[J].生态与农村环境学报.2007,23(4): 90-94.



- [109] 郑丙辉,张远,李英博.辽河流域河流栖息地评价指标与评价方法研究[J].环境科学学报,2007,27(6): 928-936.
- [110] 张远.辽河流域水生态分区与河流健康评价[R].北京:中国环境科学研究院,2006,78-89.
- [111] 秦昌波,郑丙辉,秦延文,等.渤海湾天津段海岸带水环境质量灰色关联度评价[J].环境科学研究,2006,19(6): 94-99.
- [112] 刘思峰,郭天榜,党耀国等.灰色系统理论及其应用[M].北京:科学出版社,1999.
- [113] 沈珍瑶,谢彤芳.一种改进的灰关联分析方法及其在水环境质量评价中的应用[J].水文,1997,(3): 13-15.
- [114] RICHARD AP, JONATHAN SC, MARJORIE CW. Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems, vol1, user's manual EPA-823-R-04-001[R]. US: Environmental Protection Agency, Office of Water, 2004.
- [115] RICHARD AP, JONATHAN S C A. Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems, vol2, technical documentation. EPA-823-R-04-002[R]. US: Environmental Protection Agency, Office of Water, 2004.
- [116] US Environmental Protection Agency, Office of Water. Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems, vol3, model validation reports. EPA-823-R-00-008[R]. US: Environmental Protection Agency, Office of Water, 2000.
- [117] 杨凯,唐敏,周丽英.上海近30年来蒸发变化及其城郊差异分析[J].地理科学,2004,24(5): 557-561.
- [118] 杨漪帆,朱永青,林卫青.淀山湖富营养化控制的模型研究[J].环境科技,2009,22(2): 17-21.
- [119] 丁玲,逢勇,李凌,等.水动力条件下藻类动态模拟[J].生态学报,2005,25(8): 1863-1868.
- [120] Scheffer M. Alternative attractors of shallow lakes [J]. The Scientific World, 2001, 1, 254-263.
- [121] 秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探[J]. 湖泊科学, 2002, 14(3): 193-201.
- [122] 陶益,孔繁祥.太湖底泥水华蓝藻复苏模拟[J].湖泊科学,2005,17(3): 231-236.
- [123] 秦伯强,杨柳燕.湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用[J].科学通报,2006,51(16): 1857-1866.
- [124] Havens K E, Jin K R, Rodusky A J, et al. Hurricane effects on a shallow lake ecosystem and its response to a controlled manipulation of water level. Sci World, 2001, 1: 44-70.



## 附录

附录1 张家浜河、镜月湖浮游藻类种类统计结果

Appendix1 The results of the Phytoplankton in Zhang river and Mirror lake

硅藻门	<i>Bacillariophyta</i>	绿藻门	<i>Chlorophyta</i>
颗粒直链藻	<i>M.granulata</i>	斯诺衣藻	<i>C.snowiae</i>
变异直链藻	<i>M.varians</i>	硬弓形藻	<i>S.robusta</i>
库氏小环藻	<i>C.Kutzingiana</i>	拟菱形弓形藻	<i>S.nitzschoides</i>
梅尼小环藻	<i>C.meneghiniana</i>	四刺顶刺藻	<i>C.quadriseta</i>
钝脆杆藻	<i>F.capucina</i>	椭圆小球藻	<i>C.ellipsoidea</i>
短线脆杆藻	<i>F.brevistriata</i>	小球藻	<i>C.vulgaris</i>
近缘针杆藻	<i>Synedra affinis</i>	三角四角藻	<i>T.trigonum</i>
尖针杆藻	<i>S.acus</i>	针形纤维藻	<i>A.acicularis</i>
扁圆卵形藻	<i>C.placentula</i>	椭圆卵囊藻	<i>O.elliptica</i>
盘形卵形藻	<i>C.scytellum</i>	美丽胶网藻	<i>D.pulchellum</i>
双头舟形藻	<i>N.dicephala</i>	四足十字藻	<i>C.apiculata</i>
短小舟形藻	<i>N.exigua</i>	直角十字藻	<i>C.rectangularis</i>
简单舟形藻	<i>N.simplex</i>	单角盘星藻	<i>P.simplex</i>
缢缩异极藻	<i>G.constrictum</i>	斜生栅藻	<i>S.obliquus</i>
头状变种	<i>var.capitata</i>		
膨胀桥弯藻	<i>C.tumida</i>	二形栅藻	<i>S.dimotphus</i>
箱形桥弯藻	<i>C.cistula</i>	四尾栅藻	<i>S.quadricauda</i>
蓝藻门	<i>Cyanophyta</i>	集星藻	<i>A.hantzschii</i>
铜绿微囊藻	<i>M.aeruginosa</i>	链丝藻	<i>U.flaccidum</i>
不定微囊藻	<i>M.incerta</i>	环丝藻	<i>U.zonata</i>
微小平裂藻	<i>O.tenuissima</i>	念珠新月藻	<i>C.moniliferum</i>
优美平裂藻	<i>O.elegans</i>	钝鼓藻	<i>C.obtusatum</i>
针状蓝纤维藻	<i>D.acicularia</i>	布莱鼓藻	<i>C.blytii</i>
类颤藻鱼腥藻	<i>A.oscillarioides</i>	美丽鼓藻	<i>C.formosulum</i>
大螺旋藻	<i>S.major</i>	棒形鼓藻	<i>G.monotaenium</i>
巨颤藻	<i>O.princeps</i>	裸藻门	<i>Euglenophyta</i>
小颤藻	<i>O.tenuis</i>	尾裸藻	<i>E.caudata</i>
红色颤藻	<i>O.rubescens</i>	相似囊裸藻	<i>T.similis</i>
皮状席藻	<i>P.corium</i>	桃形扁裸藻	<i>P.stokesii</i>
黄藻门	<i>Xanthophyta</i>	拟气球藻	<i>B.arhiza</i>
囊状黄丝藻	<i>T.utriculosum</i>	头状黄管藻	<i>O.capitatum</i>
小黄丝藻	<i>T.minus</i>		





## 东华大学硕士研究生在学期间发表论文情况表

发表论文:

念宇, 杨再福, 魏倩倩. 三唑磷、敌百虫和吡虫啉对泽蛙蝌蚪的毒性研究[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(18): 8538-8540

念宇, 韩耀宗, 杨再福. 不同基质上着生生物群落生态学特性比较研究[J]. 环境科技, 2009, 12(5): 14-17

申请专利:

一种基于离子色谱方法的总氮测定配套设备 (实用新型专利、申请号: 200920213417.0)

专利人: 念宇 黄亮亮 韩耀宗 曹家楸

一种采用离子色谱配套设备测定水中总氮的方法 (国家发明专利、申请号: 200910201479.4)

专利人: 韩耀宗 宋新山 念宇 黄亮亮 卢守波 张涛



## 致 谢

本文是在杨再福副教授的悉心指导下完成的。论文从选题、设计、实验到撰写定稿，无不凝聚着他的心血，特在此向他表示衷心的感谢！导师学识广博，学风严谨，思路广阔，平易近人，无一不是我学习的榜样！

感谢周美华老师、庄惠生老师、赵晓祥老师、冀秀玲老师对开题提出的指导与意见！感谢同门师妹孙利红、吴馨娜，师弟张文昊、肖然等同学在采样、实验中给予的帮助！感谢我的室友在生活中给予的理解和支持！

特别感谢韩耀宗同学在长期野外采样、实验分析等工作中给予的大力帮助和意见！陪伴我度过让我成长、锻炼、坚强、勇于探索的研究生生涯，这段经历和财富将使我终身受用！

最后，感谢父母和家人对我学业的理解和支持，论文才得以顺利完成！衷心的感谢所有帮助我、支持我和鼓励我的人！