

中国湖泊水生态系统 区域差异性

杨柳燕 胡志新 何连生 席北斗 等 著



科学出版社

湖泊生态环境与治理 24

中国湖泊水生态系统区域差异性

杨柳燕 胡志新 何连生 席北斗等 著

科学出版社

北京

内 容 简 介

本书在开展全国主要湖泊水生态系统结构特征调查的基础上,研究湖泊水生态系统营养物的来源和流动特征,阐明不同湖泊水生态系统对营养物的生态响应,分析全国湖泊水生态系统的区域差异性,为湖泊营养物生态分区、基准与控制标准的制定提供技术支撑。主要内容包括湖泊生态系统及其影响因子分析、中国主要湖泊生态系统结构特征、人类活动对湖泊生态系统的影响、湖泊水体营养盐水平与源解析、湖泊营养物输入与富营养化动态响应,采用能量流动速率和生态系统物种丰富度指数定量表征全国湖泊水生态系统的区域差异性、构建湖泊水生态系统分类体系。

本书适合作为环境领域特别是湖泊生态学领域广大科研和管理人员的参考用书。

图书在版编目(CIP)数据

湖泊生态环境与治理/中国环境科学研究院等编著. —北京:科学出版社, 2016. 1

ISBN 978-7-03-046714-0

I. ①湖… II. ①中… III. ①湖泊-生态环境-环境管理-研究 IV. ①X524

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2015)第 302493 号

责任编辑:杨 震 刘 冉 / 责任校对:张凤琴
责任印制:徐晓晨 / 封面设计:铭轩堂

科学出版社出版

北京东黄城根北街 16 号

邮政编码: 100717

<http://www.sciencep.com>

北京厚诚则铭印刷科技有限公司 印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2016 年 1 月第 一 版 开本: B5(720×1000)

2016 年 4 月第三次印刷 印张: 16 1/2 插页: 2

字数: 330 000

定价: 3200.00 元(全 24 册)

(如有印装质量问题, 我社负责调换)

序

湖泊是大自然赐予人类的“天然宝库”，作为自然生态系统的重要组成部分，与人类生存和发展息息相关，是维系人与自然和谐发展的重要纽带，在支撑区域生态安全和流域经济社会可持续发展等方面发挥着重要作用。强化湖泊保护，合理开发利用湖泊资源，维护其生态系统健康，让湖泊休养生息、恢复生机，已经成为世界各国的共识。

我国湖泊数量众多、分布广泛、类型多样，区域差异性显著，是流域经济社会可持续发展和人们赖以生存的基础，在国民经济的可持续发展中具有重要的价值。过去的三十年来，随着湖泊流域人口增长，工业化、城镇化进程快速推进，大量氮磷进入湖泊，超过其环境承载力，湖泊环境保护与流域经济社会发展之间存在诸多矛盾，缺乏基于区域差异性的分区控制策略，流域经济社会发展模式相对粗放，对湖泊水环境造成极大威胁，致使我国湖泊富营养化趋势日益严重，范围不断扩大、频率不断加快、危害不断加重，严重威胁着湖泊生态系统健康和饮用水安全。我国政府高度重视湖泊环境保护与富营养化的控制，提出了“让江河湖泊休养生息、恢复生机”的战略思想。

做好湖泊富营养化防治的顶层设计和防治策略，必须依靠环境科技的进步。目前，美国、欧盟、澳大利亚等基于营养物生态分区，科学确定营养物基准，已出台和正在出台的湖泊、水库营养物基准和富营养化控制标准，对控制湖泊富营养化、恢复湖泊水生态系统健康发挥了巨大作用。虽然我国的水质标准已有很大进步，而我国在湖泊营养物基准和富营养化控制标准研究方面几乎空白，在湖泊富营养化管理方面主要依据《中华人民共和国地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)，缺乏针对不同区域特点的营养物基准和富营养化控制标准，无法体现分区控制和分类指导，与国外先进的水质标准体系相比，仍存在诸多不足之处，还难以达到我国的水生态安全保障的基本目标。基于我国湖泊地理自然、气候、经济社会等区域差异性显著的特点，急需在我国湖泊区域差异性调查和营养物生态分区的基础上，制定不同分区湖泊营养物基准和富营养化控制标准，按照“分区、分类、分期、分级”的总体思路，实施基准标准战略是我国湖泊富营养化防治的全新理念，也是解决我国湖泊富营养化问题的必由之路。本丛书在国家“十一五”水体污染控制与治理科技重大专项“我国湖泊营养物基准和富营养化控制标准研究”(2009ZX07106—001)的大力资助下，在系统开展我国湖泊富营养化区域差异性调查与分析的基础上，阐明了我国湖泊富营养化区域差异规律与驱动机制，建立了能反映区域差异的全国

湖泊营养物生态分区理论和技术方法体系,完成全国8个一级分区和37个二级分区,统筹运用多元统计、模型推断、历史反演等科学方法,提出适合我国国情的不同分区湖泊营养物基准制定的方法学,并在典型湖区进行应用,确定了典型湖区的参照状态和营养物基准,综合考虑湖泊功能、经济社会发展水平等,实现了湖泊营养物基准向标准的科学转化,构建了湖泊富营养化控制分级标准及其评估技术体系,并在五个典型湖泊进行标准应用示范,提高标准的可操作性,基于湖泊水环境承载力构建绿色流域管理体系,并提出了国家湖泊流域营养物分区分类削减策略。本丛书的部分内容填补了我国在湖泊水质基准方面的空白,将完善我国水质标准体系,提高我国湖泊综合管理水平,规范营养物削减和富营养化综合防治体系,引导并集成适用于不同区域不同富营养化程度湖泊污染控制技术体系,推动我国湖泊富营养化的控制和生态恢复工作。本丛书的出版将对我国湖泊保护、综合治理及管理制度的创新产生重要而深远的影响。

为科学开展湖泊富营养化防治并保障其水生态系统健康,需要综合运用科技、法律法规、经济政策等手段,在相当长的时期内统筹解决。在技术上,希望相关的环境科研工作者继续发挥刻苦钻研的工作精神,在已取得成绩的基础上,持续突破创新,为建立基于不同分区营养物基准标准的我国湖泊富营养化防控和绿色流域管理体系做出应有的贡献,同时,期待更多的好书不断面世。

刘鸿亮

2012年7月

前 言

中国湖泊所处流域多数人口密集、社会经济发达,因此,湖泊水资源是 21 世纪国民经济持续发展和国家稳定的重要保证之一。同时,中国幅员辽阔,自然条件各异,社会经济发展很不平衡;分布在不同的自然地理区域内的湖泊,在成因,类型,演变过程,物理、化学、生物学特性以及营养物效应和富营养化表现形式等方面均存在着显著的地域性差异。从分区控制和科学管理出发,把我国的湖泊按其生态系统特征进行科学的分类和分区,针对不同分区湖泊系统特点、生态特征和营养物生态效应,制定相应的营养物基准和富营养化控制标准、保护措施及合理的可持续保护开发和利用规划,具有十分重要的现实意义。

中国地域跨度非常大,不同区域湖泊水生态系统及其生境条件差异显著,水体存在的环境问题与保护需求也相应地有所不同,如何针对性地采取相应的措施来保护相关的湖泊水生态环境是当今湖沼学家和国家环境保护管理部门面临的一个巨大的挑战。到目前为止,我国已开展湖泊营养物分类的研究,但关于湖泊水生态系统分类体系的研究相对缺乏。针对我国湖泊分布广泛、类型多样和成因复杂等特点,我们开展了全国湖泊水生态系统区域差异性调查和研究,分析不同地区湖泊水生态系统结构的异同,进行湖泊水生态系统分类研究,建立我国湖泊水生态系统分类指标,同时开展了湖泊生态系统物质循环和能量流动模型分析,为我国湖泊营养物基准和富营养化控制标准的制定提供了理论依据。

本书是国家重大专项“我国湖泊营养物基准和富营养化控制标准研究”课题子课题二“湖泊水生态系统的营养物质流特征和区域差异性研究”部分成果汇总,在刘鸿亮院士的指导和课题负责人席北斗研究员领导下进行研究,是课题组何连生、李林等广大教师及研究生辛勤劳动的结晶。参加本研究的主要人员有:南京大学的杨柳燕、肖琳、钱新、胡志新、揣小明、陈小锋、刘涛、陈乾坤、郭丽芸、曾巾、时飞、谢兴勇,中国环境科学研究院的席北斗、何连生、霍守亮、孟睿、李必才、张列宇和中国科学院水生生物研究所的李林、闪锟等,在此表示深深的谢意!

湖泊生态学研究涉及湖泊生物和非生物各种要素,具有复杂性和综合性的特点,由于笔者才疏学浅,难免存在偏颇之处,敬请各位读者批评指正。

杨柳燕

2013 年 1 月 10 日

目 录

序

前言

第 1 章 湖泊生态系统及其影响因子分析	1
1.1 湖泊生态系统基本概念	1
1.1.1 生态系统结构	1
1.1.2 生态系统物质循环	1
1.1.3 生态系统能量流动	2
1.1.4 生态系统信息流	2
1.2 湖泊生态系统影响因子分析	3
1.2.1 温度	3
1.2.2 光照和透明度	4
1.2.3 水力停留时间	4
1.2.4 水体自净作用	5
1.2.5 初级生产者类型	5
1.2.6 湖泊自养与异养特征	6
参考文献	6
第 2 章 中国主要湖泊生态系统结构特征	8
2.1 中东部平原湖泊营养物生态区	8
2.1.1 洪泽湖	8
2.1.2 玄武湖	13
2.1.3 巢湖	15
2.1.4 鄱阳湖	18
2.2 华北平原湖泊营养物生态区	23
2.2.1 密云水库	23
2.2.2 白洋淀	26
2.3 东北湖泊营养物生态区	31
2.3.1 松花湖	31
2.3.2 镜泊湖	33
2.4 宁蒙湖泊营养物生态区	36
2.4.1 呼伦湖	36

2.4.2	乌梁素海	38
2.5	甘新湖泊营养物生态区	42
2.5.1	博斯腾湖	42
2.5.2	乌伦古湖	44
2.6	青藏高原湖泊营养物生态区	46
2.6.1	青海湖	46
2.6.2	纳木错	49
2.7	云贵高原湖泊营养物生态区	51
2.7.1	滇池	51
2.7.2	抚仙湖	55
2.8	东南湖泊营养物生态区	60
2.8.1	高州水库	60
2.8.2	新丰江水库	64
	参考文献	66
第3章	人类活动对湖泊生态系统的影响	69
3.1	典型湖泊水质及水体光谱学分析	69
3.1.1	典型湖泊水质现状	69
3.1.2	典型湖泊水体光谱学分析	72
3.2	人类活动对典型湖泊生态系统的影响	89
3.2.1	人类活动对东湖水生生物类群的影响	89
3.2.2	人类活动对滇池水生生物类群的影响	93
3.2.3	人类活动对太湖水生生物类群的影响	95
3.3	湖泊自然富营养化与人为富营养化	96
3.3.1	呼伦湖、太湖和滇池磷的时空分布	96
3.3.2	呼伦湖、太湖和滇池水体中颗粒态有机磷含量	99
3.3.3	呼伦湖、太湖和滇池富营养化的过程和成因	104
3.3.4	自然富营养化与人为富营养化模式	113
	参考文献	115
第4章	湖泊水体营养盐水平与源解析	120
4.1	不同区域湖泊营养盐水平及变化趋势	120
4.1.1	新疆湖泊营养盐水平现状与变化趋势	121
4.1.2	内蒙古呼伦湖营养水平现状及变化趋势	124
4.1.3	东北湖泊营养水平现状及变化趋势	127
4.1.4	江苏湖泊营养盐水平现状及变化趋势	129
4.1.5	云南湖泊营养盐水平及变化趋势	135

4.2	湖泊水生态系统中营养物源解析	145
4.2.1	太湖水体氮磷源解析	147
4.2.2	太湖沉积物内源污染特征	156
4.2.3	江苏西部湖泊沉积物内源污染特征	162
4.2.4	太湖氮磷大气干湿沉降特征	174
	参考文献	180
第5章	湖泊营养物输入与富营养化动态响应	185
5.1	湖泊富营养化数学模型	185
5.1.1	营养物质负荷模型	185
5.1.2	浮游植物生态模型	187
5.1.3	生态动力学模型	188
5.2	湖泊生态系统中物质循环	189
5.2.1	湖泊生态系统中氮循环	189
5.2.2	湖泊生态系统中磷循环	194
5.2.3	藻型和草型湖泊中营养物的流动模式	196
5.3	湖泊水生生物对氮磷营养物的生态响应	196
5.3.1	不同富营养化程度下浮游植物群丛类型	196
5.3.2	水环境状况与浮游动物种类关系	197
5.3.3	湖泊水生态系统结构与营养盐浓度相关性	202
5.4	湖泊营养物输入与富营养化效应模拟	203
5.4.1	模型的建立	204
5.4.2	模型的简化与求解	206
5.4.3	模型参数的率定	206
5.4.4	太湖、滇池和呼伦湖浮游植物生长模拟	208
5.4.5	太湖、滇池和呼伦湖对营养盐输入响应的差异性	209
	参考文献	210
第6章	湖泊生态系统区域差异性	213
6.1	中国湖泊水生态系统结构的区域差异性	213
6.1.1	湖泊浮游植物分布的区域差异性	213
6.1.2	湖泊浮游动物分布的区域差异性	215
6.1.3	湖泊底栖动物分布的区域差异性	216
6.1.4	湖泊水生高等植物分布的区域差异性	217
6.1.5	湖泊鱼类种类组成及其分布的区域差异性	220
6.1.6	中国湖泊水生态结构的区域差异性	221
6.2	湖泊生态系统对营养盐输入响应的区域差异性	224

6.2.1	湖泊总磷浓度与叶绿素 a 线性回归关系的区域化特征	224
6.2.2	湖泊水体叶绿素 a 与总磷浓度之间的质量结构模型	225
6.2.3	湖泊磷最大转化率的区域差异性	230
6.3	湖泊生态系统物种丰富度区域差异性	231
6.3.1	物种多样性测度指标	231
6.3.2	湖泊不同水生生物物种丰富度相关性比较	233
6.3.3	中国湖泊水体鱼类丰富度	234
	参考文献	238
第 7 章	湖泊水生态系统分类体系	240
7.1	指导思想和分类原则	240
7.1.1	指导思想	240
7.1.2	分类原则	240
7.2	中国湖泊水生态系统分类	241
7.2.1	分类指标的遴选	241
7.2.2	湖泊水生态系统分类方法	241
	参考文献	245
第 8 章	总结与展望	246
8.1	总结	246
8.2	展望	247
8.2.1	湖泊水生态系统类型演替机制	247
8.2.2	湖泊鱼类变化趋势与成因	248
8.2.3	湖泊水生态系统分类方法	249
	参考文献	251

彩图

第 1 章 湖泊生态系统及其影响因子分析

1.1 湖泊生态系统基本概念

1.1.1 生态系统结构

生态系统是指在一定空间中共同栖居的所有生物(即生物群落)与其环境之间由于不断地进行物质循环和能量流动过程而形成的统一整体。生态系统包括非生物成分、生产者、消费者和分解者四种基本成分。湖泊(含水库)及其流域不断产生和发展着的地质、地貌、水文、化学、生物等各种自然现象,彼此相互依存、相互制约,统一于湖泊及其流域这一综合体中,从而形成了一个完整的湖泊生态系统(杨文龙和王文义,1997)。

湖泊生态系统具有结构多样性、功能复杂性的特征,湖泊水体中水生生物具有不同的生态位。湖泊中水生植物一般分布在浅水区和水的上层。在岸边,常见的植物有芦苇、香蒲等,在阳光能够直射水底的浅水区,睡莲等植物的根长在水底,叶片伸展在水面上。在水体的上层,有大量的浮游植物,其中单细胞的藻类居多,这些藻类在夏季大量繁殖,能使湖水呈现绿色。湖泊中的动物分布在不同的水层。浮游动物在水体中以浮游植物为食。以浮游植物或浮游动物为食的鱼类通常栖息在水体上层,如鲢鱼、鳙鱼等;以水草为食的鱼通常栖息在水体中下层,如草鱼等。螺蛳、蚬等软体动物栖息在水体底层,以这些软体动物为食的鱼通常也在水体底层生活,如青鱼等。湖泊水体中不仅有生产者、消费者,还有作为分解者的各种微生物,推动着物质的循环和能量的流动,从而维持生态系统的平衡。

1.1.2 生态系统物质循环

生态系统中物质循环是指生态系统中的生物成分和非生物成分之间物质往返流动的过程,是湖泊水体环境中的物质通过水生植物吸收,进入生态系统,被其他生物体重复利用,最后,再重回水环境中,这些物质再一次被水生植物吸收进入湖泊生态系统的过程。食物链和食物网是湖泊生态系统的营养结构,生态系统的物质循环和能量流动就是沿着食物链和食物网进行。

湖泊水生植物通过光合作用合成有机质,它是湖泊捕食者和被捕食者群体有机质的主要来源。虽然某些水体(特别是水流速度较快的水库)主要可以从入湖河流和溪流中补充有机质,但大多数湖泊都存在一定数量的藻类和大型水生植物,进

行光合作用合成有机质,维系其生态系统食物网中物质循环和能量流动。初级生产者(大型水生植物和藻类)通过光合作用所产生的部分有机质为鱼类等提供食物来源。从初级生产者到浮游动物,再到鱼类,不同营养水平组成湖泊食物链,通过食物网把其中的各个营养级联结起来。这些有机体都会产生排泄物并死亡,排泄物和残体由微生物分解产生可溶性有机物,这些有机物被细菌和真菌利用,分解产生的无机营养盐又被水生植物利用,形成湖泊生态系统的物质循环过程。

1.1.3 生态系统能量流动

能量是湖泊生态系统结构稳定的基础,一切生命都存在着能量的转化和流动。能量流动是生态系统的重要功能之一,能量流动可在生态系统、食物链和种群三个水平上进行分析。在生态系统水平上的能流分析,是以同一营养级上各个种群的总量来估计,即把每个种群都归属于一个特定的营养级中(依据其主要食性),然后测定每个营养级能量的输入和输出值。由于湖泊边界明确、封闭性较强、内环境较稳定,因此,这种分析多见于水生生态系统。食物链层次上的能流分析是把每个种群作为能量从生产者到顶极消费者移动过程中的一个环节,当能量沿着一个食物链在几个物种间流动时,测定食物链每一个环节上的能量值,就可提供生态系统内一系列特定点上能流的状况。种群层次上的能流分析,则是在实验室内控制各种无关变量,以研究能流过程中影响能量损失和能量储存的各种重要环境因子。

湖泊生态系统中能量流动过程复杂。淡水植物(主要指藻类和水生高等植物)利用太阳能进行光合作用,能量就储存在植物中。通过食物链,植物被多层次(从低等无脊椎动物到高等脊椎动物)的消费者所摄食。未进入食物链的有机质,在微生物的作用下变为颗粒有机物(POM)和溶解有机物(DOM),再为其他生物所利用,从而实现能量流动。能量有大气和水界面的交换,有水 and 底泥界面的交换,即气相-液相-固相的相互交换,整个能量流动受季节变化等多种环境因素的影响(沈韞芬和蔡庆华,2003)。

1.1.4 生态系统信息流

信息流就是指生态系统中各种物理、化学的信息因素的传递。一般信息传递包括信源(信息产生)、信道(信息传输)和信宿(信息接收)三个基本环节。多个信息过程相连就使系统形成信息网,当信息在信息网中不断被转换和传递时,就形成了信息流。信息只有通过传递才能体现其价值,发挥其作用。

(1) 物理信息 通过物理过程传递的信息,称为物理信息,物理信息的来源可以是无机环境也可以是生物,生态系统中的物理信息包括光、声、湿度、温度和磁力等。

(2) 化学信息 生物在生命活动过程中,还产生一些可以传递信息的化学物

质,如植物的生物碱、有机酸等代谢产物,以及动物的性外激素等,这就是化学信息。在湖泊水生态系统中,化学信息有着举足轻重的作用。在水生植物群落中,可以通过化学信息来完成种间的竞争,也可以通过化学信息来调节种群的内部结构。有时,在同一植物种群内也会发生自毒现象。在这些植物的早期生长中,毒素可能降低幼小个体的成活率。在动物群落中,可以利用化学信息进行种间、个体间的识别,还可以刺激性成熟和调节出生率,进行种群调节。

(3) 行为信息 动植物的许多特殊行为都可以传递某种信息,这种行为通常被称为行为信息。

(4) 营养信息 湖泊水体中营养物状况和食物的改变会引起水生生物在生理、生化和行为上的变化,这种变化所产生的信息称为营养信息,如被捕食者的体重、肥瘦和数量等是捕食者的取食依据,如湖泊鱼类小型化导致食肉性鱼类数量减少等。

在湖泊生态系统中沿食物链各营养级生物数量和生物量具有一定的比例,即所谓的“生态金字塔”规律。根据这一规律,湖泊生态系统中的食物链就构成了一个相互依存、相互制约的整体。湖泊生态系统中的动物和植物不仅能直接对营养信息产生反映,而且需要借助其他信号手段进行调节。例如,当浮游藻类和大型水生植物的数量减少时,鱼类等动物就会离开原来生活水域,去其他食物充足的水域生活,以此来减轻同种群的食物竞争压力。

1.2 湖泊生态系统影响因子分析

各种环境因子影响湖泊生态系统的结构和功能,从而造成湖泊生态系统的区域差异性。这种环境因子包括温度、光照、水体透明度和水力停留时间等,初级生产者不同也影响生态系统的结构。

1.2.1 温度

浮游植物生物量和种群结构的时空差异性在很大程度上取决于水体温度的变化,其生理活动一般在高温时响应比低温时快,但温度太高又会影响浮游植物的生长。不同的藻类有各自最适宜的温度,由于最适温度不同,春季低温时水体中硅藻占优势,夏季绿藻和蓝绿藻占优势。

对比太湖、滇池和呼伦湖这三个富营养化湖泊的蓝藻水华暴发情况可以发现,呼伦湖蓝藻水华暴发的规模和强度最小。呼伦湖仅每年8月暴发蓝藻水华,而太湖每年从5月底到11月初暴发,滇池则为常年暴发。呼伦湖水体中TP含量显著高于太湖和滇池,这表明营养盐不是造成三个湖泊蓝藻暴发差异的最主要因素。这三个湖泊所处地区 $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 年积温有着较大的差异,其中滇池年积温最高,因此,温度可能是三个湖泊生态系统产生巨大差异性的主要因子之一。

温度通过影响生物的酶活来影响藻类繁殖速度,在一定的温度范围内,温度和酶活性呈正相关(杨磊等,2007;Grubecki and Wojcik,2008)。太湖和滇池流域较高的年平均温度意味着具有较高的生物活性,因而使得这两个湖泊中的营养盐循环速度加快,从而为湖泊中蓝藻水华一年多次暴发提供更多的营养盐。

1.2.2 光照和透明度

水体中浮游植物通过光合作用获得能量,光强增加,浮游植物生长率也增大,但光强达到一定程度时,植物的光合作用又受到一定的抑制作用(方涛等,2006)。地表的光强随纬度增加而减弱,中国湖泊众多,区域跨度大,有云南高原湖区,有东北平原湖区,因此,我国湖泊年光照强度的差异性较大。

在水生生态系统中,透明度是影响水下光照强度的一个重要因子。在清澈静止的水体中,照射到水体表面的光大约 50% 能够到达 15 m 深处,如果水体悬浮颗粒和可溶性无机盐浓度很高,能够到达这一深度的光量就要少得多,这将对浮游植物的光合作用产生限制,进而影响到浮游植物的繁殖、分布及初级生产力。长江水体营养盐浓度已达到富营养化程度,但水体中浮游植物量相对较低,水体透明度低可能是其中一个重要原因。因此,光照和湖泊透明度对我国湖泊生态系统差异性产生较大的影响。

1.2.3 水力停留时间

湖泊容积与年出湖水量的比值被定义为湖泊水力停留时间。Soballe 和 Kimmel(1987)对大量的河流、水库和湖泊的功能以及生态结构进行比较后发现,一般情况下单位磷浓度下藻类的生物量规律是湖泊>水库>河流,若三个系统的水力停留时间相似,则单位磷浓度下藻类的生物量无显著性差异,这表明在水生态系统中,相同营养盐条件下,水力停留时间越长,藻类生物量越多(表 1-1)。Jones 和 Elliott(2007)研究表明较长的水力停留时间将导致春季蓝藻水华暴发提前和秋季蓝藻水华持续时间延长,当营养盐输入量为定值时,水力停留时间缩短将会导致叶绿素含量的下降。Elliott 等(2009)对上述结果进行了补充,发现夏季如果磷是面源输入,水力停留时间短,反而会促进藻类的生长,因此,在讨论水力停留时间对叶绿素含量影响时,应同时考虑磷的来源。

表 1-1 洪泽湖、太湖、千岛湖蓝藻水华暴发情况

	水力停留时间/天	富营养状态	蓝藻水华暴发情况
洪泽湖	35	中度富营养	南部不暴发
太湖	150	中度富营养	每年 5~11 月暴发
千岛湖	686	中营养	1998 年、1999 年暴发

水力停留时间对藻类生物量的影响在我国湖泊中也有大量的实例。1998年和1999年千岛湖发生大面积水华,当时水体也仍处于中营养程度,营养盐含量等指标均与水体历年数据未发生显著差异,因此,高营养盐浓度不是湖泊蓝藻水华暴发的必要条件。从洪泽湖、太湖和千岛湖的富营养状态和水力停留时间(陈永根等,2006;全为民等,2004)可以看出,洪泽湖与太湖的营养状态相似,蓝藻水华暴发程度却截然相反;而千岛湖虽然只是中营养状态,但水力停留时间达到686天,湖泊中藻类数量随新安江干流的来水和受大坝出流的影响甚微,从而在鲢、鳙生物量减少这个因素的诱导下暴发水华(刘其根等,2007),因此,水力停留时间对蓝藻水华暴发与否起到重要的作用。

1.2.4 水体自净作用

湖泊营养盐自净功能是指生态系统通过自然过程及物质循环作用,水体中氮、磷等富营养化物质发生吸收、转化、再分配(如进入底泥),使水体氮磷营养物得以净化的能力(Vagnetti et al., 2003)。全球约33%的氮素在湖泊和水库中被去除,湖泊和水库被认为是脱氮最重要的区域(Harrison et al., 2009)。水体中氮素的削减主要有三个途径:生物反硝化、沉积物吸附和水生植物吸收(Thouvenot et al., 2009)。反硝化是最重要的氮素去除途径,因为只有反硝化过程才能彻底将氮素从湖泊生态系统中去除。目前,国内对湖泊反硝化潜力的研究大多集中在太湖,因此,有必要研究湖泊反硝化潜力的差异性。

湖泊磷过度输入是导致湖泊富营养化的主要原因。沉积物作为进入湖泊中磷的汇,能够影响磷在沉积物-水界面的转移和释放(Kim et al., 2003),一般来讲,对外源磷负荷有较高抵抗能力的湖泊环境容量较高,其沉积物往往对磷有较高的吸附和滞留能力。但是吸附达到饱和后,对污染物的滞留能力会大大降低,使得这部分沉积物成为营养物的源。富营养化也会导致沉积物中有机质含量的变化,有机质的含量和组分对沉积物磷的释放和吸附有很大的影响。同时底泥中金属离子,如铁、锰、铝离子等对沉积物中磷的动态平衡也有重要的影响(姜敬龙和吴云海, 2008)。对太湖、滇池和呼伦湖沉积物对磷的吸附能力进行了比较,发现太湖和滇池沉积物的表面比较粗糙,比表面积比较大,反应活性位点比较多,因此,太湖和滇池沉积物对磷的吸附能力比呼伦湖要高。同时太湖和滇池铁盐和铝盐含量也高于呼伦湖,这又可以提高沉积物对磷的吸附能力(Li et al., 2006)。

1.2.5 初级生产者类型

水体中高等水生植物和浮游植物是水生态系统中的生产者。在一个相当大的营养负荷范围内,大型高等水生植物占据优势的清水状态,则称之为草型湖泊,而浮游植物占据优势的浊水状态,即为藻型湖泊。沉水植物的存在能降低水体营养

盐水平,主要表现在:沉水植物能减少内源营养盐的释放,其能稳固底泥,减少泥沙再悬浮,而扰动引起沉积物再悬浮将大大提高磷的释放能力,使水体营养盐浓度升高(逢勇等,2008)。沉水植物的存在可以延长氮、磷营养盐在湖泊生态系统中循环时间(种云霄等,2003)。沉水植物能够分泌化感物质抑制藻类的生长。沉水植物能为枝角类和其他牧食群落提供躲避鱼类捕食的隐蔽所。枝角类浮游动物以藻类为食,但其易被鱼类滤食,而沉水植物可作为枝角类浮游动物生物群落的栖息地和繁殖地,同时抑制藻类的暴发。

江苏省湖泊中藻型湖泊占绝大多数,只有西部一些湖泊,如白马湖、宝应湖、石臼湖、天岗湖等为草型湖泊。这些湖泊都已经达到或接近轻度富营养水平,但这些湖泊均未发生大规模的蓝藻水华,因此,恢复大型水生植物特别是具有抑藻作用的沉水植物是湖泊生态修复的重要方法之一。

1.2.6 湖泊自养与异养特征

自养型湖泊指水体中无机营养物质通过生物、物理和化学作用而转化为有机物质的湖泊。其群落初级生产量高于或等于呼吸量。异养型湖泊指水体中外源性有机物丰富,经过各种微生物(主要是异养菌)的分解作用,转化为无机物质,同时成为能量主要来源的湖泊,其群落呼吸量等于或高于初级生产量。自养与异养特征指湖泊内有机碳是来源于外源还是内源,一般用自养指数表示,即无灰干质量与叶绿素之比。异养型湖泊中生长于水体中水生植物数量与有机物浓度几乎无关,外源性颗粒态有机物含量高支持大量细菌、真菌和其他不含叶绿素的微生物生长,其自养指数低。自养水体中生物量很大程度上依赖于无机营养物,水体中有机物主要来源于水生植物的光合作用,太阳能为湖泊生态系统的主要来源,其自养指数高(Weber,1973)。

参 考 文 献

- 陈永根,李香华,胡志新,等. 2006. 中国八大湖泊冬季水-气界面 CO_2 通量. 生态环境, 15(4): 665-669.
- 方涛,李道季,余立华,等. 2006. 光照和营养盐磷对微型及微微型浮游植物生长的影响. 生态学报, 26(9): 2783-2790.
- 姜敬龙,吴云海. 2008. 底泥磷释放的影响因素. 环境科学与管理, 33(6): 43-46.
- 刘其根,陈立侨,陈勇. 2007. 千岛湖水华发生与主要环境因子的相关性分析. 海洋湖沼通报, (1): 117-124.
- 逢勇,颜润润,余钟波,等. 2008. 风浪作用下的底泥悬浮沉降及内源释放量研究. 环境科学, 29(9): 2456-2464.
- 全为民,严力蛟,沈新强. 2004. 磷模型在千岛湖水体污染预测中的应用研究. 生物数学学报, 19(1): 98-102.
- 沈韞芬,蔡庆华. 2003. 淡水生态系统中的复杂性问题. 中国科学院研究生院学报, 20(2): 131-138.
- 杨磊,林逢凯,胥峥,等. 2007. 底泥修复中温度对微生物活性和污染物释放的影响. 环境污染与防治,

- 29(1): 22-29.
- 杨文龙, 王文义. 1997. 湖泊生态系统的结构与功能——湖泊恢复与管理基础浅析. 云南环境科学, 16(3): 33-36.
- 种云霄, 胡洪营, 钱易. 2003. 大型水生植物在水污染治理中的应用研究进展. 环境污染治理技术与设备, 4(2): 36-40.
- Elliott J A, Jones I D, Page T. 2009. The importance of nutrient source in determining the influence of retention time on phytoplankton: An explorative modelling study of a naturally well-flushed lake. *Hydrobiologia*, 627: 129-142.
- Grubecki I, Wojcik M. 2008. Analytical determination of the optimal temperature profiles for the reactions occurring in the presence of microorganism cells. *Biochemical Engineering Journal*, 39(2): 362-368.
- Harrison J A, Maranger R J, Alexander R B, et al. 2009. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry*, 93: 143-157.
- Jones I D, Elliott J A. 2007. Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. *Freshwater Biology*, 52(6): 988-997.
- Kim L H, Choi E, Stenstrom M K. 2003. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments. *Chemosphere*, 50: 53-61.
- Li T, Wang D S, Zhang B, et al. 2006. Characterization of the phosphate adsorption and morphology of sediment particles under simulative disturbing conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 137: 1624-1630.
- Soballe D M, Kimmel B L. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. *Ecology*, 68: 1943-1954.
- Thouvenot M, Billen G, Garnier J. 2009. Modelling benthic denitrification processes over a whole drainage network. *Journal of Hydrology*, 379: 239-250.
- Vagnetti R, Miana P, Fabris M, et al. 2003. Self-purification ability of a resurgence stream. *Chemosphere*, 52: 1781-1795.
- Weber C I. 1973. Recent developments in the measurement of the response of plankton and periphyton to changes in their environment. In: Glass G. *Bioassay Techniques and Environmental Chemistry*. Michigan: Ann Arbor Science Publishers: 119-138.