

当代杰出青年科学文库

翻阅巢湖的历史
——蓝藻、富营养化及地质演化

谢 平 著

科 学 出 版 社

北 京

**Reading about the histories of cyanobacteria ,
eutrophication and geological evolution in Lake Chaohu**

by
Xie Ping

Science Press , Beijing

内 容 简 介

本书是一部从淡水生态学、湖沼学、遥感、水文学、古环境演化等视点分析巢湖的蓝藻、富营养化及地质演化历史的专著。全书共分为十章,第一章描述巢湖蓝藻的历史演变和空间格局,第二章介绍巢湖湖水和水产品中微囊藻毒素(MC)的污染现状,第三章描述巢湖沉积物和流域表层土壤中的氮和磷的分布格局,第四章介绍巢湖氮、磷输入和湖水中氮、磷浓度的历史变化,第五章描述巢湖泥沙淤积的历史变化过程,第六章分析巢湖生态系统的巨大变化,第七章比较巢湖和太湖的水生态系统特征,第八章从众多湖泊看巢湖的富营养化,第九章从流域特征展望巢湖和太湖的未来,第十章介绍巢湖的地质历史变迁。

本书重点论述巢湖的蓝藻水华、富营养化和地质演化,并试图通过与太湖及其他湖泊的比较,更深刻认识巢湖富营养化问题的特性。本书可供湖沼学、环境生物学、藻类学、生态学、生态水文学、水环境遥感、水产学、古湖沼学、环境地球化学、水环境工程等相关领域的研究人员和管理人员、大专院校师生参考。

图书在版编目(CIP)数据

翻阅巢湖的历史——蓝藻、富营养化及地质演化/谢平著. —北京:科学出版社,2008

(当代杰出青年科学文库)

ISBN 978-7-00-000000-0

I. 翻… II. 谢… III. — — — IV. 000.0

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2008)第 000000 号

责任编辑:韩学哲 席慧/责任校对:

责任印制:钱玉芬/封面设计:陈敬

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2009年1月第 一 版 开本:B5(720×1000)

2009年1月第一次印刷 印张:

印数:1—1 500

字数:000 000

定价:00.00 元

(如有印装质量问题,我社负责调换(双青))

前 言

2007年5月发生在太湖无锡贡湖水厂的饮用水污染事件，使政府和民众对湖泊富营养化和蓝藻水华问题空前关注！市民闻蓝藻色变，一些政府官员急功近利，到处打探速效控制蓝藻的良方妙药。遗憾的是，目前仍无法找到能在数百乃至数千平方公里范围控制蓝藻水华的有效技术。在一些大型湖泊，数亿乃至数百亿的资金仍然挡不住绿波滚滚的蓝藻水华，治理技术的合理性备受质疑，政治家的承诺和科学家的豪言壮语接二连三地化为乌有，无论是政府的公信力还是科学技术的威力都面临空前挑战。一些网民甚至声称要控告一些通过鉴定并取得“重要成果”的首席科学家……，等等。从普通百姓、科学家到政府官员对大型湖泊的蓝藻和富营养化治理深感茫然和无助，不知如何才能与湖泊和谐共存！

湖泊的富营养化和蓝藻问题可谓冰冻三尺非一日之寒！遗憾的是，很多人热衷于速效速成，崇尚应急思维，一些“先进”技术也许可以有效解决数平方米的问题，但面对数千平方米的蓝藻水华也只能是沧海之粟！人们的认知也在经历着痛苦的煎熬，以前满以为水体的自净力是无限的，因此放纵污水尽情排放，当如梦初醒时，又以为控制污水排放很快就能解决问题，于是乎就喊出了太湖“零点行动”及“2000年太湖水变清”这种令国人无法忘怀的宏亮口号，遗憾的是这终究还是变成了不了了之的空洞的政治豪言。之后，一些人（这中间真正的植物学行家并不多）开始幻想用生态修复（特别是种植水生植物）来彻底解决这一问题，转眼间，生态修复的口号响成一片，甚至雄心勃勃地要在一些原本就不适合植物生长的地方圆其梦想，其结局可想而知，收获的只能是失败和教训！缺乏对很多湖泊生态（特别是植物群落）演化的了解，何以能成功进行生态修复？就像是一个不懂人体解剖和生理的人来操刀，后果可想而知！大型富营养湖泊治理面临的困难和挑战几乎超出了所有人的想象，用“万念俱灰”形容都不为过！无奈之下，最近一些科学家开始思索和关注轻度或中度富营养化湖泊的防退化、生态修复和保育问题，这或许是未来科学家和政府需要关注和努力的重要方向之一。就如医学上需要治癌症的方法，也需要治感冒的方法，还需要进行保健和健康调理一样。但是，有多少人知道何谓一个健康的湖泊生态系统？现在的湖泊是如何发展演化而来的？

大量惨痛的失败和教训告诉我们，湖泊的蓝藻水华和富营养化治理亟待回归理性。医生治病，需要了解人的结构和生理。同样的道理，治理湖泊需要先认识具有系统完整性的湖泊及与其密切相关的流域。湖泊既是一个物理系统，又是一个化学系统，还是一个生命系统，并且发生着极为复杂的相互作用，推动着湖泊

的发展与演化。事实上，湖泊是一个各种过程交织在一起的极为复杂的生态系统，并且在不断变化之中，以天、月、年、十年、百年、千年乃至万年的时间尺度。湖泊并不是地球生来俱有的，也不是永恒的，它是地球地质过程（内、外营力作用）的产物，经历着从诞生到消亡的历史过程，在此期间，许多湖泊受到气候变化的影响，还会出现反复的扩张与收缩。一般来说，在千年以上的时间尺度上，湖泊的演化主要是一种自然过程，然而，近千年（特别是近百年）以来，人类活动（譬如围垦、水利调控、氮磷等污染物排放、生物资源过度利用等）的影响日益强烈，许多湖泊已是面目全非，富营养化日益严重，有毒蓝藻水华频繁暴发，严重威胁人类的饮水安全。

在陆地生态系统，人们关注土壤的贫瘠化问题，想方设法希望将氮（N）、磷（P）留在系统中。而湖泊是整个流域物质的汇集地，来自陆地生态系统的N、P大量进入湖泊、河流等水生态系统中，导致其中的N、P增加数倍甚至数十倍！事实上，湖泊的富营养化过程十分复杂，不仅深受人类活动（有时十分强烈）的影响，还叠加了自然过程。湖泊中的N、P受控于一系列复杂的界面交换过程，譬如，水-陆界面、水-气界面、水-泥界面等，其中，土壤和沉积物的岩性（譬如含磷地层）也会有重大影响。而蓝藻水华的暴发机制更是复杂，它是一系列非生物环境和生物环境要素综合作用的结果，当然，毫无疑问，无数经验事实告诉我们，N、P富集是湖泊蓝藻水华暴发的最根本原因。

太湖、巢湖和滇池均以蓝藻水华严重暴发而闻名中外，也是我国目前正在重点治理的三个大型富营养湖泊。它们均位于长江流域的亚热带气候区，其中滇池位于云贵高原，巢湖和太湖位于长江下游，太湖面积最大（2338 km²），巢湖次之（760 km²），滇池最小（300 km²），平均水深滇池（5 m）>巢湖（3 m）>太湖（1.9 m）。太湖是在海湾和河流共同作用下所形成的古潟湖，滇池属断层陷落形成的构造湖，巢湖位于大地构造单元的转折地带，也是在构造盆地基础上发育起来的断陷构造湖泊。本书的主要对象为巢湖。从地理上来看，巢湖流域（13 350 km²）位于安徽省中部，东南濒临长江，西接大别山脉，北依江淮分水岭，东北邻滁河流域，属于长江下游左岸水系。从地质背景上来看，巢湖处在华北板块和扬子板块的交汇地带，也位于两个重要的造山带——大别造山带和张八岭造山带的转折地带，而且与大别山造山带垂直的深断裂——郟庐断裂正好穿过巢湖，并且一系列断裂在巢湖湖盆周围发育，因此，巢湖湖盆还处在活跃的变化之中。

有关巢湖的专著很少，屠清瑛等（1990）出版了书名为《巢湖——富营养化研究》的专著，在一些专著中对巢湖的水环境问题也有一定程度的介绍，如《中国湖泊环境》，第二册（金相灿等，1995年），《中国五大淡水湖》（窦鸿身和姜加虎，2003年），《长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化》（范成新和王春霞，2007年）。本书聚焦巢湖的蓝藻水华、富营养化和地质演化历史及其可能的

联系。此外，本书试图通过与太湖和其他湖泊的比较，刻画巢湖问题的特性和本质。需要指出的是，本书并不是想要给出治理巢湖的良方妙药，但试图解剖巢湖生态系统及其流域的特征，分析巢湖的“病”因，为未来巢湖的蓝藻和富营养化治理并最终将其建成一个水质良好、生物丰富多样（理想的是接近未受人类活动干扰前的自然的群落结构）、人与自然和谐共存的系统提供若干知识铺垫。

本书共分为十章，第一章介绍巢湖蓝藻的历史演变和空间格局，巢湖发生蓝藻水华（湖靛）的历史悠久，最早可追索到 19 世纪末，这至少可以说明，早在 100 多年前，巢湖就具备了发生一定规模湖靛的营养条件，而湖靛在历史上曾是很受巢湖沿岸农民重视的一种天然肥料。20 世纪 50 年代，首次科学记载了巢湖蓝藻水华的主要种类。60 年代，数量上蓝藻（主要是微囊藻）占绝对优势；80 年代，数量上微囊藻一统天下，西湖区显著高于东湖区；90 年代，数量上微囊藻依然占优势。到了 21 世纪初，才有了藻类生物量的资料，从年平均生物量来看，蓝藻仅占浮游植物总量的 3 成，蓝藻中鱼腥藻为第一优势种，微囊藻次之，夏季蓝藻仍然占优势。以蓝藻生物量 $> 10 \text{ mg/L}$ 作为蓝藻聚集成水华的标准，2002~2003 年巢湖夏季蓝藻水华的覆盖面积略达西部湖区的 $1/4$ ；根据卫星遥感影像资料，4~11 月均有明显蓝藻水华，绝大多数情况下聚集在西湖区，最大蓝藻水华覆盖面积略占全湖区面积的 $1/4$ 。

第二章介绍巢湖的微囊藻毒素（MC）污染。由于近几年才开始进行巢湖湖水和水产品中微囊藻毒素含量的研究，因此谈不上回顾历史。初步结果表明，巢湖湖水和十几种水产品的不同器官中均有不同程度的 MC 污染，有的远超过世界卫生组织建议的标准。2002~2003 年期间，平均胞内 MC 浓度西湖区略高于东湖区，西湖区最高 MC 含量为 $4.6 \mu\text{g/L}$ ，单个采样点最高胞外 MC 浓度达 $17.3 \mu\text{g/L}$ ，远高于世界卫生组织的指导值（ $1 \mu\text{g MC-LR/L}$ ），胞外（释放到水中）的 MC 远低于 $1 \mu\text{g/L}$ 。在一些水产品（鱼、蚌、螺）的不同器官中均检测出有含量不等的 MC，譬如，2003 年 9 月，8 种鱼类每 100 g 肌肉（鲜重）含 $2.64\sim 49.7 \mu\text{g MC-LR}_{\text{eq}}$ ，超过 WHO 对 MC-LR 规定的临时性 TDI 值的 $1.3\sim 25$ 倍。水生动物卵和性腺中大量累积 MC，表明 MC 对动物及人类的生殖毒性不容忽视。

第三章介绍巢湖沉积物中的氮、磷分布格局。巢湖沉积物 TN 和 TP 的垂直分布格局十分复杂，很难找到两个垂直分布格局十分相同的沉积柱，这可能缘于复杂的地质背景以及复杂的水动力过程。但是无论是 TN 还是 TP，表层（0~10 cm）多数呈现出显著上升的趋势，而且西部湖区一般高于东部湖区。1987~1988 年，巢湖全湖表层沉积物中的平均 TN 含量 0.67 mg/g ，TP 含量 0.51 mg/g ；2006 年，巢湖全湖平均 TP 含量为 0.55 mg/g ，即在过去的 20 年期间，巢湖表层沉积物中的 TP 含量仅有轻微上升。巢湖流域表层土壤中的 TP 含量平均为 0.54 mg/g ，与巢湖表层沉积物中 TP 含量惊人的相似。以下特性可能与巢

湖北岸的含磷底层（地表风化产物经径流冲刷以及开采磷矿过程中的尾矿粉和尾矿水排入巢湖）有关：①TP的本底含量高，有时甚至超过TN；②表层沉积物中的TP有从北向南递减的趋势。沉积物中高TP本底浓度也许是巢湖蓝藻水华发生历史十分悠久的重要原因，这可能给巢湖的富营养化治理也增加了难度。

第四章介绍巢湖氮、磷输入和湖水中氮、磷浓度的历史变化。早在20世纪80年代初，巢湖湖水中的TP就达到0.129 mg/L（而太湖同时期TP仅有0.02 mg/L），TN为1.7 mg/L，这与巢湖沉积物中TP本底含量高的结论一致。在主要入湖河流中，杭埠河-丰乐河占径流总量的55.5%（多年平均）。而河流中的TN、TP浓度，以西部的南淝河最高，杭埠河-丰乐河的TN、TP水平最低或接近最低。1987年的N、P收支研究表明，巢湖N的滞留率39.5%，P的滞留率34.0%；1986~1995年期间，巢湖年平均TN负荷为 38.0×10^3 t，年平均TP负荷为 2.9×10^3 t。湖水中TN、TP浓度西湖区显著高于东湖区，在西部湖区中又以南淝河入湖区最高。在1984~2006年期间，西部湖区的TN和TP高位波动，平均TN 2.85 mg/L，TP 0.256 mg/L。1982~2007年期间，TN和TP大幅波动，经历了逐渐升高，1995年达到顶峰，然后又逐渐回落的历程。地表径流对湖水中的TN、TP浓度的影响是双重的，既增加污染负荷，又增加N、P的流出，丰水年份（缩短湖水的滞留期）有利于降低巢湖湖水中的TN、TP含量。引江济巢被认为是目前最有效的“应急生态换水工程”，建议国家有关部门高度关注和重视长江水质保护问题，尽快弄清长江干流的环境承载力，合理的水质目标，以此为依据，控制各区域或支流的输入量，确定江-湖连通湖泊所需达到的水质标准，制定合理的江湖连通及综合生态修复计划。

第五章介绍巢湖泥沙淤积的历史变化。巢湖与其入湖河流及长江之间存在十分复杂的水量、泥沙及生源要素（N、P）的输移与交换关系，泥沙输移还显著改变巢湖流域的地形地貌，影响湖泊中N、P的行为和归趋。泥沙淤积受到流域降水、径流和人类活动（水利工程、土地利用）等一系列错综复杂因素的影响。近几十年来，巢湖流域土地利用格局，西南部山区（杭埠河上游）森林被大量砍伐，导致森林覆盖率显著下降，水土流失严重，向巢湖输送大量泥沙。根据水沙监测资料，1962年巢湖闸竣工后，长江江水的入湖（通过裕溪闸）量及其所携带入湖的泥沙量大幅降低，20世纪90年代以来，巢湖闸年均输沙率呈减小趋势，可能得益于造林绿化使下垫面条件改善，因而减少了水土流失。基于水沙平衡研究，1951~1983年期间，巢湖淤沙速率1.11 mm/a（不包括推移质）或2.08 mm/a（包括推移质）。根据1982~2007年期间的淤沙速率、TN和TP负荷以及滞留率，推算巢湖现在表层5 cm沉积物中的P的含量应该为0.48 mg/g，N的含量为7.26 mg/g；将推算值与实测值的比较，TP十分接近，TN实测值不到推算值的1/4，超过3/4的应该滞留的N可能通过反硝化作用已经散失。1982年以来，巢湖的P似乎达到了平衡状态，滞留的P几乎包埋在表层0~5

cm 沉积物中，而且这一新生沉积物中的 TP 含量与 1987/1988 年采集的表层沉积物相比十分接近。由于 N 的输入量远大于 P，虽然滞留湖中的大量的 N 可能通过反硝化作用已经散失，0~5 cm 表层沉积物中的 TN 含量仍然有明显上升。

第六章描述巢湖生态系统的巨大变化。回顾巢湖流域生态系统的巨大变化对了解和预测巢湖生态系统的未来演变趋势十分重要。当然，在较短的时间尺度（譬如近几十年）上，这种变化主要是由人类活动引起的。今日的巢湖已大幅萎缩，据考证古巢湖面积约有 2000 km²，为现在巢湖的 2.6 倍，原有的 360 多个湖汊、湖湾已荡然无存。1962 年巢湖闸竣工后，长江江水的入湖（通过裕溪闸）量降低到原来的 1/9，巢湖最低水位平均升高近 1.5 m，原来的丰水季节也可出现最低水位。由于污染物的大量排放，1987~2006 年期间，西北湖区沉积物中 TP 水平大幅升高。有意思的是，在过去的 25 年间，水质指标经历了稳步上升到逐渐回落的过程。在过去的半个多世纪，生态变化巨大：水生植物覆盖率大幅下降（30% → 1%），蓝藻的天敌——食藻鱼类（鲢、鳙）的比例大幅降低（38.3% → 2.6%），而食浮游动物鱼类的比例却大幅上升（31.4% → 74%），这也大大降低了大型浮游动物对小群体蓝藻（一般这种小群体是春季蓝藻复苏和开始增长的主要形式）的牧食压力。

第七章比较巢湖和太湖水生态系统的特征。在水文特征方面，太湖为巢湖面积的 3.1 倍，容积的 2.3 倍，滞留时间的 1.8 倍，水深的 2/3，太湖水位年内和年际变化也要小得多。1987~1988 年，太湖和巢湖湖水和沉积物中的 TN 水平基本接近，TP 水平则是巢湖远高于太湖；但是，2001~2006 年期，太湖湖水中的 TN 浓度反超巢湖，两湖之间 TP 浓度的差异有所缩小，太湖湖水中的平均 TN/TP 比达 34.4，而巢湖仅为 11.7，相差近 3 倍！太湖比巢湖浅，理论上更适合水生植物生长，但是历史上巢湖的水生植被覆盖率高于太湖，现在却几近消失，20 世纪 60 年代初巢湖闸的修建导致的冬春季巢湖水位的大幅抬升可能是巢湖水生植物衰退的根本原因。巢湖蓝藻水华的发生历史可能早于太湖，太湖以非固氮的微囊藻占绝对优势，而巢湖中以固氮的鱼腥藻占优势，其次才是非固氮的微囊藻，这可能与巢湖较低的 TN/TP 有关。由于巢湖更为狭长，而太湖东北部分布又有若干大的湖湾，在盛行东南风的情况下，蓝藻容易在巢湖西部湖区和太湖北部湖湾聚集。遥感影响资料显示，太湖水华的覆盖面积超过巢湖。从空间上来看，巢湖蓝藻危害的重灾区在西部湖区，而太湖蓝藻危害的重灾区在北部湖湾。合肥市已停止从巢湖取水，巢湖西部现仅作为合肥备用水源地，只有巢湖市的水源地位于巢湖东部靠近裕溪河河口附近，而巢湖蓝藻主要堆积在西部湖区，因此，蓝藻堆积对巢湖饮用水源的风险相对较小。而太湖北部湖湾（特别对无锡市来说）是重要的饮用水源地，又是蓝藻的大量堆积区，因此饮用水源面临的风险巨大。

第八章从众多湖泊看巢湖的富营养化。中国六大淡水湖均属浅水湖泊，平均

水深 1.9~6.4 m, 换水周期与流域面积和湖泊面积之比呈反比关系, 巢湖的换水周期约在中等水平, 比滇池和太湖短, 比鄱阳湖、洪泽湖和洞庭湖长。湖水中的 TN 水平巢湖、太湖和滇池外海相似, TP 浓度太湖明显较低, TN/TP 比太湖为巢湖和滇池的 3 倍。长江中下游 34 个湖泊 (2003 年 4 月) 中, 巢湖的 TN 和 TP 均明显超过平均水平, 而太湖的 TN 超过平均水平, TP 在平均水平以内。长江中下游 30 个湖泊的表层 (0~10 cm) 沉积物中的 TN、TP 水平普遍较高, 而巢湖的 TN 最低, TP 水平也在相对偏低的范围。长江中下游 25 个湖泊表层 (0~5 cm) 沉积物中的 TP 水平差异很大, 巢湖和太湖沉积物的 TP 含量也呈现出很大的区域间差异。

第九章从流域特征展望巢湖和太湖的未来。湖泊的富营养化在绝大多数情况下都起因于流域营养物质的大量输入, 而影响输入量的因素十分复杂, 既与流域人类活动密切相关, 又受到地貌格局、植被覆盖率的影响, 还与水系、水文特征关系密切。巢湖和太湖具有明显不同的地貌格局。譬如, 太湖流域山丘区仅分布于西部, 巢湖流域四周均有山区分布, 太湖流域的地势比巢湖要平坦得多, 因此河流的比降也要小得多。巢湖水系相对简单, 有入湖河流 33 条, 其中裕溪河是巢湖水汇入长江的唯一通道, 太湖水系复杂, 原有入湖河门口 225 个, 东北面出水有上百条溇港。巢湖和太湖水质差的入湖河流均集中在北部人口密集地区, 而较好的水质均来自人口相对稀少的西南山区, 相对于太湖苕溪水系来说, 杭埠河径流量在巢湖来水总量中所占比重更大, 因此对改善巢湖水质中的作用更大。太湖森林的主要分布区位于苕溪水系区, 巢湖主要在杭埠-丰乐河水系区, 太湖森林覆盖率为 12.6%, 巢湖森林覆盖率约为 20%。太湖的人口密度为巢湖的 1.8 倍, 太湖的人均 GDP 为巢湖的 3.9 倍。相对于太湖来说, 巢湖流域具有较多的山地, 较高的森林覆盖率, 较丰富的清洁水源, 较低的人口密度和人均 GDP。因此, 仅从这些方面来看, 巢湖的水质改善应该更加容易一些。

第十章分析巢湖的地质历史变迁。湖泊并不是地球生来俱有的, 也不是永恒的, 经历着从诞生到消亡的历史过程。湖泊无论作为一个物理系统、化学系统还是生命系统都处在不断运动变化之中, 以天、月、年、十年、百年、千年、万年乃至更长的时间尺度; 在不同的时间尺度上, 驱动湖泊演化或变化的主控因子可能完全不同。对现代湖泊特性的认识程度在某种程度上来说可能依赖于对湖泊地质演化历史的了解。大多数学者都一致认为巢湖属于断陷湖泊, 第四纪的气候变迁与新构造运动奠定了巢湖的基本形态, 晚更新世前期, 巢湖扩展至鼎盛, 之后气候转向干冷, 湖面缩小成今天的巢湖。如果用四季来形容全新世以来气温变化的话, 现在既不是夏季, 也不是冬季, 相当于温暖适宜的春秋季节。考古证据表明, 古巢湖范围在商代还是处于 10 m 等高线范围左右, 面积约 2000 km², 之后随着区域性降温, 湖泊面积不断减少。巢湖呈现活跃的板块升降、水系变迁和湖岸崩塌。巢湖入江水系自西向东迁移。巢湖高达 48.1% 的湖岸发生不同程度的

坍塌，崩塌主要发生在黏土质岸类型及断裂与湖岸线交界地区。从巢湖的历史变迁看今日之巢湖：①为何巢湖面积从 2000 km² 下降到现在的 760 km²？气候变化可能是主导因素，近千年以来的人类活动（围垦）加速了这一过程；②近几十年安徽的气候有明显变化吗？气温和降雨量的升高或降低的趋势均不明显，巢湖的富营养化进程似乎受气温或降雨的影响不大；③为何巢湖 P 水平远高于太湖？巢湖沉积物的本底 TP 含量比太湖高得多，巢湖北岸广泛分布（约 500 km² 以上）着一套古老的含磷变质岩系；④20 世纪 90 年代中期以来的水质变化趋势如何？有逐步改善的迹象，可能得益于企业达标排放、生活污水处理能力的提高、小磷矿开采的消失及造林绿化等。

最后，如何才能使巢湖恢复到水质良好、物种丰富多样、人与湖泊和谐共存的自然生态系统状态？可以肯定地说，这将会是一个漫长而艰巨的过程。笔者认为，在对巢湖流域生态系统自然过程充分认识的基础上，①恢复陆地森林植被（特别是西南山区）以增加对陆地 N、P 的截留；②逐步降低外源 N、P 的输入量（包括生活污水、工业废水、农业面源等，特别是要控制巢湖西部区域城市污水的排放）；③控制来自含磷地层出露区（巢湖北岸）的 TP 输入；④恢复巢湖原有的水网结构及水位变动的自然节律（冬季回落、夏季升高，以适合春季水生植物的萌发和生长）；⑤退田还湖恢复原有的湖汊、浅滩和自然湿地（增加对水体 N、P 的固定和净化）；⑥恢复原有的水生动物群落结构（增加天敌对蓝藻的控制作用）等举措将会逐渐减少和遏制蓝藻的发生，最终使水生植物（包括沉水植物、浮叶植物、挺水植物）得以恢复和扩展的条件不断改善。

感谢中国环境科学研究院的孟伟院长和金相灿首席研究员给予我机会参加由中国环境科学研究院牵头的“全国重点湖泊水库生态安全调查及评估”专项，并负责“巢湖生态安全调查与评估”项目，这样使我有更多的机会接触和思考巢湖的问题，在项目执行过程中，与中国环境科学研究院的金相灿首席研究员、姜霞博士、王圣瑞博士和储昭升博士、安徽省环境科学研究院的肖莆院长、陈云峰所长和李堃博士、安徽省环境保护局水环境保护办公室的孙莉宁工程师、安徽省环境监测中心的朱余副站长等围绕巢湖问题进行了广泛的讨论。特别要感谢国家环境保护部污染控制司流域规划处的王谦博士对巢湖问题的许多富有建设性的提问，推动我去思索和寻求答案。感谢王谦博士、肖莆院长、姜霞博士、李堃博士、孙莉宁工程师等提供考察巢湖的机会及现场考察中的大力帮助，特别是在与姜霞博士、李堃博士等一起考察肥东县大横山磷矿时，遭遇暴雨被困，纯朴的矿山工人用巨大的运矿车解救我们下山时的情景令人难以忘怀！十分感谢李堃博士为本书提供了几张塘西河中蓝藻水华堆积的珍贵照片！感谢国家自然科学基金委主任陈宜瑜院士在地学知识上给我的诸多启发，他一直向我灌输长江流域湖泊具有 N、P 本底浓度的思想，虽然我没有系统地探索这一问题，但我深信，也许就是巢湖沉积物中的高 TP 背景值、流域含磷岩石的广泛分布造就了巢湖蓝藻水华

的悠久历史。衷心感谢我的许多博士毕业生（如邓道贵、陈隽、张敏、过龙根、谢丽强、杨华和徐军等，其博士论文均以巢湖为主要研究对象）及博士后郑利等的辛勤努力，他们获取了许多关于巢湖的宝贵的生态学研究资料，并被撰写在本书的相关章节中。此外还使用了张敏博士和邓道贵博士的一些未发表数据，感谢曹特博士和倪乐意研究员提供了2007年巢湖水生植物相关的资料（未发表）。本书仅是抛砖引玉，真诚地期待和欢迎各位读者对本书提出批评或建议。

谢 平

2008年7月18日于武汉

目 录

前言

第一章 巢湖蓝藻的历史演变和空间格局	1
一、巢湖蓝藻的发展历程	2
二、巢湖叶绿素 a 浓度的变化	15
三、巢湖蓝藻水华的发生面积	18
四、结语	25
第二章 巢湖的微囊藻毒素 (MC) 污染	27
一、巢湖水柱中的 MC	28
二、巢湖水产品中的 MC	31
三、结语	39
第三章 巢湖沉积物中的氮、磷分布格局	40
一、巢湖沉积物 TN 和 TP 的垂直分布格局	41
二、巢湖表层沉积物 TN 和 TP 的季节变化	47
三、巢湖表层沉积物 TN、TP 含量等值图	50
四、巢湖入湖河口沉积物中的 TN 和 TP 含量	52
五、杭埠河流域三角洲平原钻孔和河流流域土壤 TN 含量变化	54
六、巢湖流域表层土壤 TP 含量分布	57
七、巢湖沉积物中的 N、P 本底含量	59
八、结语	60
第四章 巢湖氮、磷输入和湖水中氮、磷浓度的历史变化	62
一、来自河流的 N 和 P 的输入	63
二、N 和 P 的收支	72
三、湖水中 TN 和 TP 浓度的历史变化和空间格局	73
四、引江济巢	84
五、结语	84
第五章 巢湖泥沙淤积的历史变化	87
一、巢湖流域土地利用格局	88
二、巢湖泥沙含量的时空变化	93
三、巢湖输沙量的历史变化	94
四、巢湖泥沙淤积速率 (基于放射性同位素测年技术: ^{210}Pb 、 ^{137}Cs 、 ^{14}C)	99
五、巢湖泥沙淤积速率 (基于水沙平衡)	104
六、泥沙淤积与 N、P 平衡	105

七、结语	106
第六章 巢湖生态系统的巨大变化	108
一、巢湖面积和水位的变化	108
二、底质和水质的变化	111
三、生态变化	112
四、结语	115
第七章 巢湖和太湖水生态系统特征之比较	116
一、水文特征	118
二、营养盐特征	122
三、为何太湖湖水中的 TN/TP 远高于巢湖?	125
四、蓝藻的特征	127
五、水生植物	131
六、蓝藻水华聚集特征	137
七、蓝藻水华的重灾区	138
八、结语	143
第八章 从众多湖泊看巢湖的富营养化	145
一、六大淡水湖水文特征和形态度量的比较	145
二、长江流域湖泊湖水中 TN、TP 水平的比较	147
三、长江中下游湖泊表层沉积物中 TN、TP 水平的比较	150
四、结语	153
第九章 从流域特征展望巢湖和太湖的未来	154
一、地貌格局	154
二、水系特征和入湖河流水质	157
三、土地利用和社会经济	162
四、结语	165
第十章 巢湖的地质历史变迁	166
一、巢湖的区域地质特征	168
二、巢湖形成的地质历史过程	170
三、全新世 (Holocene, 1 万年以来) 巢湖的历史演变过程	173
四、古巢湖曾有多大?	179
五、板块升降与水系变迁	183
六、湖岸崩塌	188
七、从巢湖的历史变迁看今日之巢湖	193
八、结语	200
参考文献	202



作者简介

谢平 (e-mail: xieping@ihb.ac.cn), 湖北洪湖人, 中国科学院水生生物研究所研究员, 华中农业大学讲座教授。1989 年于日本筑波大学生物系获理学博士学位, 1998 年入选中国科学院“百人计划”, 现任中国科学院生态系统研究网络东湖湖泊生态系统试验站 (国家野外科学观测研究站) 站长, 华中农业大学水产学院院长, 淡水生态与生物技术国家重点实验室副主任, 中国科学院水生生物研究所淡水生态学研究中心主任, 现主要从事淡水生态学和生态毒理学方面的研究。1999 年获第 9 届日本琵琶湖生态学奖, 2001 年度获得中国科学院青年科学家奖 (创新奖) 并被评为优秀“百人计划”获得者, 2003 年获国家杰出青年基金资助。发表 SCI 源刊论文 150 余篇, 已出版专著 4 部——《鲢、鳙与藻类水华控制》(2003 年, 科学出版社)、《水生动物体内的微囊藻毒素及其对人类健康的潜在威胁》(2006 年, 科学出版社)、《论蓝藻水华的发生机制——从生物进化、生物地球化学和生态学视点》(2007 年, 科学出版社)、《太湖蓝藻的历史发展与水华灾害——为何 2007 年在贡湖水厂出现水污染事件? 30 年能使太湖摆脱蓝藻威胁吗?》(2008 年, 科学出版社)。现担任 *Ecological Research* (SCI 源刊)、*Limnology* (SCI 源刊)、*Freshwater System* 杂志 (A domain of The Scientific World Journal) (SCI 源刊) 的编委及《湖泊科学》副主编。

第一章 巢湖蓝藻的历史演变和空间格局

内 容

一、巢湖蓝藻的发展历程

1. 巢湖的蓝藻水华（湖靛）最早何时开始出现——可追索到 19 世纪末
2. 20 世纪 50 年代——首次科学记载巢湖蓝藻水华的主要种类
3. 20 世纪 60 年代——数量上蓝藻（主要是微囊藻）占绝对优势
4. 20 世纪 80 年代——数量上微囊藻一统天下，西湖区显著高于东湖区
5. 20 世纪 90 年代——数据有限，但数量上微囊藻依然占优势
6. 21 世纪初的浮游植物——从年平均生物量来看，蓝藻仅占 3 成，蓝藻中鱼腥藻为第一优势种，微囊藻次之，夏季蓝藻仍然占优势

二、巢湖叶绿素 a 浓度的变化

1. 西部湖区年均 Chl-a 浓度（1984~2006）——宽幅波动，1992 年超过 60 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，多数在 20~40 $\mu\text{g}/\text{L}$ 之间波动
2. Chl-a 浓度的季节变化——高值出现在夏季，在南淝河入湖断面，可能由于蓝藻聚集出现难以相信的极端高浓度（2040 $\mu\text{g}/\text{L}$ ）
3. Chl-a 浓度的昼夜变化——白天远远高于夜间

三、巢湖蓝藻水华的发生面积

1. 基于直接观察的定性描述——西湖区的蓝藻水华更盛，覆盖率达湖面的 3/5~4/5
2. 根据蓝藻生物量估算——以 $>10 \text{ mg}/\text{L}$ 作为蓝藻聚集成水华的标准，2002~2003 年巢湖夏季蓝藻水华的覆盖面积略达西部湖区的 1/4
3. 根据卫星遥感影像资料估算——4~11 月均有明显蓝藻水华，绝大多数情况下聚集在西湖区，最大蓝藻水华覆盖面积略占全湖区面积的 1/4

四、结语

蓝藻（或蓝细菌 Cyanobacteria）是地球上最早出现的光合自养生物，淡水水体富营养化最常见的结果就是导致藻类特别是蓝藻大量繁殖而形成水华。巢湖蓝藻水华（俗称湖靛）的发生历史悠久，可追索到 19 世纪末，虽然只是依赖于大规模的社会调查。而关于巢湖蓝藻的科学调查始于 20 世纪 50 年代末。但是，近半个世纪以来，有关巢湖蓝藻的研究十分零散，各种资料也要远远少于在太湖的研究。最近，一些关于巢湖蓝藻水华分布的遥感影像资料使得较为准确地估计巢湖蓝藻水华的发生面积成为可能。

一、巢湖蓝藻的发展历程

1. 巢湖的蓝藻水华（湖靛）最早何时开始出现——可追索到 19 世纪末

安徽农业大学的陆艾五等（1959）于 1959 年 7 月 21 日~8 月 1 日之间，调查访问了巢湖沿岸的 13 个人民公社中的 36 个生产大队，召开座谈会 63 次，出席的当地公社干部和老农 279 人，另外还个别调查 36 人。参加调查的师生共计 23 人，分 4 个小组同时进行。据谓，湖靛的发生数量与水位有关，大水的年份，如 1899、1929、1930、1936、1954 年和 1955 年发生湖靛最多，而干旱的 1958 年则发生较少。为何大水的年份发生湖靛较多？可能是由于水生微管束植物被淹死，也可能由于湖泊四周耕地，村庄中肥沃的污水流入，增加了湖水的肥力所致。

根据上述记载，湖靛至少在 19 世纪末就有发生，可能更早！虽无科学记载，但应该还是可信的，因为，巢湖湖靛在历史上曾是很受巢湖沿岸农民重视的一种天然肥料，湖滨地区群众历来就有捞湖靛作肥料的习惯，甚至把湖靛视若至宝，称之为“巢湖之宝，禾苗之父”；沿巢湖一带每年捞取量约达数百万担（陆艾五等，1959）。现在都还能见到打捞湖靛作肥料的场景（图 1-1）。

2. 20 世纪 50 年代——首次科学记载巢湖蓝藻水华（湖靛）的主要种类

陆艾五等（1959）于 1959 年 7 月 9 日~8 月 20 日，多次在长临河人民公社巢湖湖边采集湖靛样品，进行显微镜检查，发现湖靛中的藻种，以铜绿微囊藻（*Microcystis aeruginosa*）为主，并有少数鱼腥藻（*Anabaena*），对其结构特点通过图示进行了详细描述。这是关于巢湖湖靛主要藻种的首次科学记载。

3. 20 世纪 60 年代——数量上蓝藻（主要是微囊藻）占绝对优势

叶诗鸣等（1963）于 1963 年春、夏季对巢湖浮游植物开展了较系统的调查，进行了种类鉴定和初步定量研究。在全湖布设的 20 个断面 114 个采样点中选取 66 个样点及 4 个河口点镜检浮游植物。浮游植物以蓝藻占优势，蓝藻中主要是微囊藻（*Microcystis*）和鱼腥藻（*Anabaena*），它们的分布遍及全湖，在湖面上常形成黄绿色的条带，或在湖岸聚集成黄绿色的薄层。

定量研究以个为单位，无定形群体和定形群体以一个群体为一个单位，丝体以一条为一个单位，单细胞的以细胞为单位。对 88 瓶水样的浮游植物的定量检测结果表明，蓝藻占 98.67%，绿藻占 0.8%，硅藻占 0.5%，甲藻占 0.01%。浮游植物最高密度为 24×10^4 个/L，最低密度只有 100 个/L，两个样点均在东部湖区。湖边的浮游植物密度一般较湖心高（叶诗鸣等，1963）。

4 个河口处的浮游植物密度以下派河口组最高（ 10×10^4 个/L），其他 3 个



图 1-1 2007 年 6 月 15 日，安徽巢湖一位农民正在将湖中的蓝藻当作肥料打捞上来

Fig. 1-1 On June 15, 2007, A farmer was collecting cyanobacteria from Lake Chaohu as fertilizer

河口（施口、十字河、马尾河）在 500～1700 个/L 之间变动（叶诗鸣等，1963）。

通过对 18 个测点的表层和底层水样中浮游植物的镜检表明，表层浮游植物的密度为底层的 2.2%，表层蓝藻占 96.0%，底层蓝藻占 98.1%（叶诗鸣等，1963）。

4. 20 世纪 80 年代——数量上微囊藻一统天下，西湖区显著高于东湖区

1) 1980~1981 年

叶诗鸣和兰俊英 (1981) 于 1980 年 6 月~1981 年 5 月期间, 在巢湖东西湖区各设 4 个采样点 (图 1-2), 研究了浮游植物的密度 (以个体数表示) 的季节变化。从全湖平均来看, 蓝藻占绝对优势, 占浮游植物总密度的 95.9%, 硅藻占 1.37%, 绿藻占 0.87%, 裸藻占 0.78%, 甲藻占 1.01%, 金藻仅占 0.04% (图 1-3)。而蓝藻中以微囊藻 (*Microcystis*) 占绝对优势, 占整个蓝藻的 95.4%, 占湖靛 (水华) 蓝藻的 96%。在湖靛蓝藻中鱼腥藻 (*Anabaena*) 偶尔也占据一定数量, 鱼腥藻所占比例在冬季开始上升, 春季进一步增高, 于 5 月占湖靛总量的 20%, 以后就急剧下降, 夏秋则仅占湖靛总量的 1% 以下。

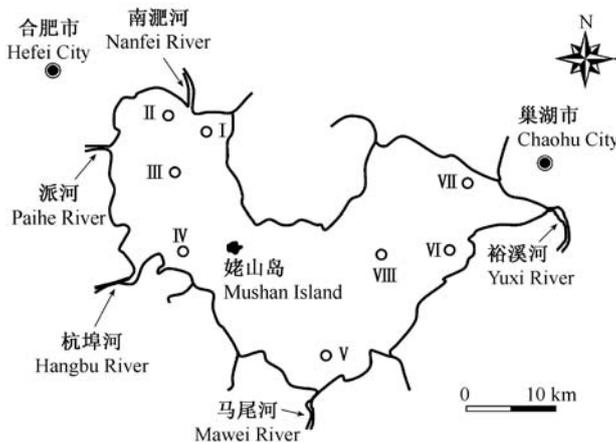


图 1-2 1980~1981 年研究期间巢湖采样点的分布

Fig. 1-2 Map of the sampling sites in Lake Chaohu in the survey of 1980~1981

全年平均来看, 西湖区的蓝藻密度高于东湖区, 分别为 17.8×10^4 ind./L 和 14.9×10^4 ind./L, 这种趋势在夏季更为明显, 而 11~12 月东部湖区反而更高 (图 1-4)。

巢湖湖靛发生期持续很长, 每年 4~11 月均可见到, 甚至 12 月, 还能偶见蓝绿色薄纱绸状的湖靛漂浮于湖面 (叶诗鸣等, 1981)。

2) 1984 年

蒙仁宪和刘贞秋 (1988) 于 1984 年在巢湖设置 20 个采样点 (图 1-5), 采水面下 0.5 m 处的水样, 研究了浮游植物密度的季节变化。将样品用 4% 福尔马林或 1.5% 鲁哥氏液固定, 静置沉淀 48 h, 用 25 号筛绢扎紧虹吸管口, 抽出上清液, 浓缩至 30 mL, 充分摇匀后, 吸取 0.1 mL 于计数框内在显微镜下镜检。

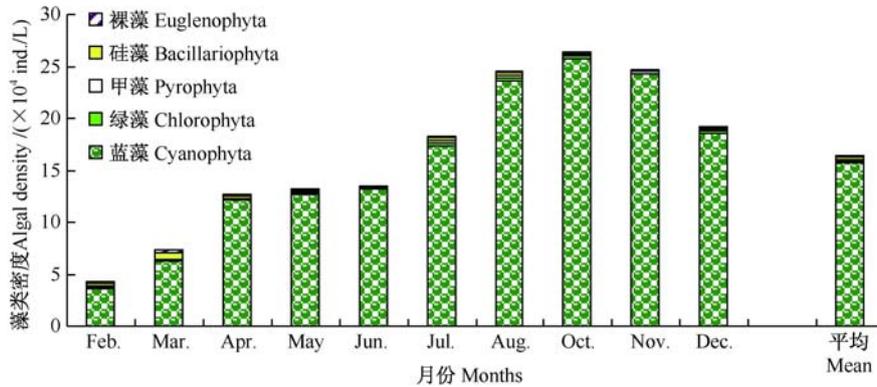


图 1-3 1980 年 6 月~1981 年 5 月期间, 巢湖浮游植物密度的季节变化 (缺 1 月和 9 月数据) (数据引自叶诗鸣和兰俊英, 1981)

Fig. 1-3 Seasonal changes in density of various phytoplankton in Lake Chaohu during June 1980 and May 1981 (no data for January and September) (data are from Ye and Lan, 1981)

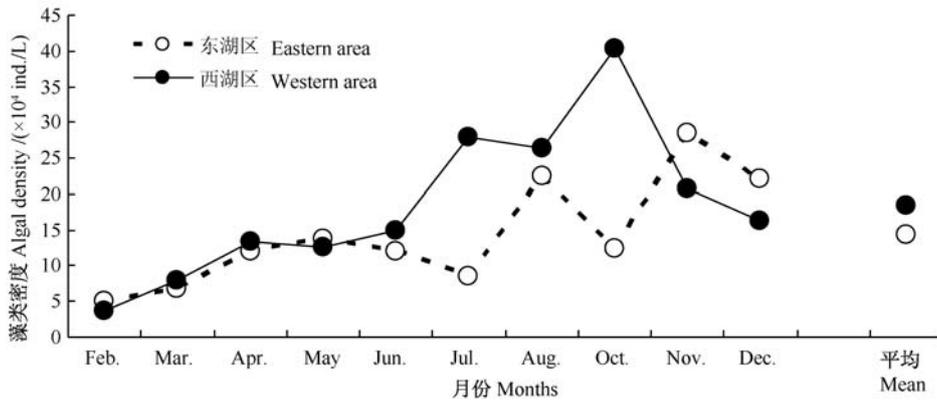


图 1-4 1980 年 6 月~1981 年 5 月期间, 巢湖东西湖区浮游植物总密度的季节变化 (缺 1 月和 9 月分数据) (数据引自叶诗鸣和兰俊英, 1981)

Fig. 1-4 Seasonal changes in total density of various phytoplankton in western and eastern areas of Lake Chaohu during June 1980 and May 1981 (no data for January and September) (data are from Ye and Lan, 1981)

需要指出的是, 由于微囊藻很难沉淀, 虽然用 25 号筛绢扎紧虹吸管口, 但是在移去上清液时可能仍然会有一部分微囊藻小群体被吸走, 这样他们的结果可能会低估; 此外, 由于群体大小不一致, 也很难准确估计一个群体中到底有多少个细胞。因此, 蒙仁宪和刘贞秋 (1988) 的关于微囊藻细胞数的估计可能是很粗略的。

蒙仁宪和刘贞秋 (1988) 报道, 5 月, 湖面可见少量水华, 至 8、11 月, 水华成带、成片分布, 浮游植物以蓝藻占优势, 主要是铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*)、水华微囊藻 (*M. flosaquae*) 和螺旋鱼腥藻 (*Anabaena spiroides*)

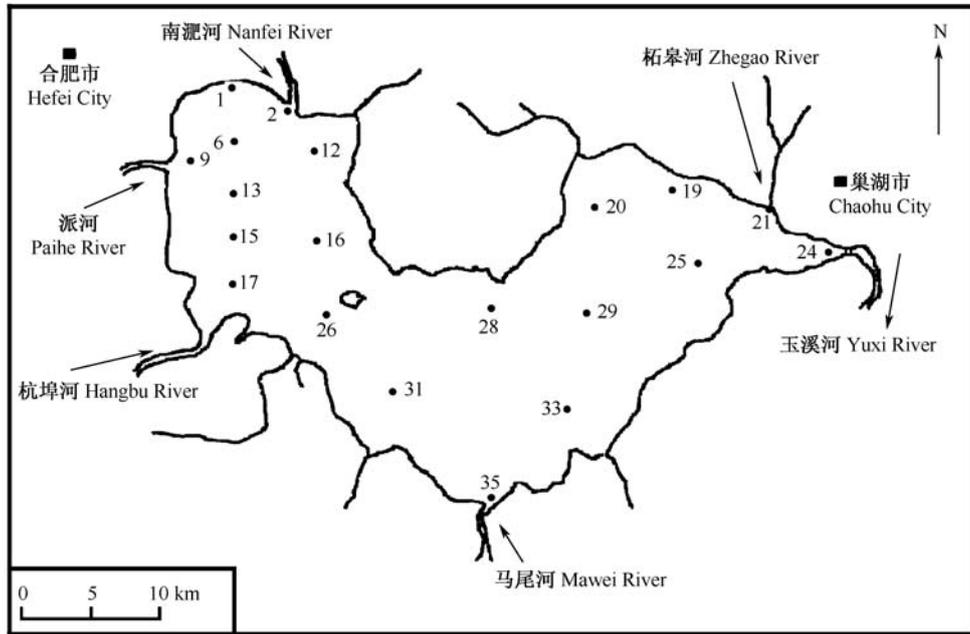


图 1-5 1984 年研究期间巢湖采样点的分布

Fig. 1-5 Map of the sampling sites in Lake Chaohu in the survey of 1984

占优势，以细胞数来看，除冬季硅藻占优势外，其他季节均以蓝藻占绝对优势，蓝藻的年平均密度占藻类总密度的 99.65%（表 1-1）。

表 1-1 1984 年巢湖主要浮游植物类群的密度 ($\times 10^4$ 个细胞/L) 变化

Table 1-1 Changes in density ($\times 10^4$ cells/L) of the major phytoplankton groups in Lake Chaohu in 1984

藻类类别 Algal groups	2 月	5 月	8 月	11 月	平均	%
蓝藻 Cyanophyta	25.72	65.72	4825.56	39 379.49	11 074.12	99.65
隐藻 Cryptophyta	0.15	0	0.29	15.84	4.07	0.04
硅藻 Bacillariophyta	72.51	1.21	0.08	1.81	18.90	0.17
绿藻 Chlorophyta	6.26	1.49	10.53	39.4	14.42	0.13
裸藻 Euglenophyta	2.94	0.28	0.015	1.04	1.07	0.01
金藻 Chrysophyta	0.12	0	0	0	0.03	0.00
黄藻 Xanthophyta	0.75	0	0	0.05	0.2	0.00
甲藻 Dinophyta	0	0	0.015	0.11	0.031 25	0.00
合计 Total	108.45	68.7	4836.49	39 437.74	11 112.85	100.00

(引自蒙仁宪和刘贞秋, 1988) (cited from Meng and Liu, 1988)

从空间分布来看，西湖区的浮游植物密度显著高于东湖区，譬如，西湖湖心区（样点 6、13、15）年平均密度为 1.57×10^8 个细胞/L，而东湖湖心区（样点 31、29、25）年平均密度仅为 1.651×10^7 个细胞/L，相差 9.5 倍！在沿岸带也

有类似的规律：西湖区沿岸带（样点 16、12、9、17、26）年平均密度为 2.63×10^8 个细胞/L，东湖区沿岸带（样点 33、19、20、28）年平均密度仅为 2.39×10^7 个细胞/L，相差 11 倍（蒙仁宪和刘贞秋，1988）！

5. 20 世纪 90 年代——数据有限，但数量上微囊藻依然占优势

1) 1997~1998 年

余秋梅等（2001）于 1997 年 9 月和 1998 年 10 月在巢湖的 10 个采样点（分别为塘西、下派河、南淝河、长临河、杭埠河、芦席嘴、炯炆河、柘皋河、兆河、散兵），以蓝藻门中的微囊藻、鱼腥藻和席藻占绝对优势，微囊藻属中又以铜绿微囊藻、不定微囊藻占优势，鱼腥藻属中以多变鱼腥藻为主。各监测点蓝藻平均密度占浮游植物总密度的 97.5%，硅藻和绿藻次之。1997 年 9 月巢湖浮游植物平均生物量为 9.12 mg/L。

2) 1999 年

赵影等（2002）于 1999 年在位于巢湖西部湖区的距合肥市自来水公司巢湖水源厂岸边 1.5 km 和 3 km 取水点处分别设采样点 A 和 B，研究了浮游植物密度的季节变化。样品采集、处理及显微镜检方法同蒙仁宪和刘贞秋（1988）。

赵影等（2002）报道，5 月，湖面可见条状水华，至 8 月、11 月，水华成片分布，湖水呈黄绿色或军绿色。浮游植物以蓝藻占优势，主要是铜绿微囊藻（*Microcystis aeruginosa*）、螺旋鱼腥藻（*Anabaena spiroides*）和水华鱼腥藻（*A. flosaquae*）。以细胞数来看，夏、秋季节以蓝藻占绝对优势，蓝藻的年平均密度占藻类总密度的 86.4%~92.8%（表 1-2）。微囊藻的年平均密度占藻类总密度的 72.2%（样点 A）和 64.8%（样点 B），占蓝藻总密度的 83.5%（样点 A）和 70.0%（样点 B）。

表 1-2 1999 年巢湖主要浮游植物类群的密度（ $\times 10^4$ 个细胞/L）变化

Table 1-2 Changes in density ($\times 10^4$ cells/L) of the major phytoplankton groups in Lake Chaohu in 1999

藻类类别 Algal groups	样点 A Sampling site A				平均 Mean	%
	2 月	5 月	8 月	11 月		
	蓝藻 Cyanophyta	737.39	2638	9540.88		
隐藻 Cryptophyta	752.63	3.21	85.59	3.21	211.16	3.32
硅藻 Bacillariophyta	12.84	24.07	3.21	1.6	10.43	0.16
绿藻 Chlorophyta	309.69	2220.4	28.89	16.04	643.76	10.11
裸藻 Euglenophyta	0	0	2.14	0	0.54	0.01
金藻 Chrysophyta	0	0	0	0	0.00	0.00
黄藻 Xanthophyta	3.21	0	0	0	0.80	0.01
甲藻 Dinophyta	0	0	1.07	0	0.27	0.00
合计 Total	1815.76	4885.68	9661.78	9110.69	6368.48	100.00

续表

藻类类别 Algal groups	样点 A Sampling site B				平均 Mean	%
	2月	5月	8月	11月		
	蓝藻 Cyanophyta	3090.35	6141.44	12 600.63		
隐藻 Cryptophyta	0	11.23	0	8.02	4.81	0.06
硅藻 Bacillariophyta	35.3	138.01	2.14	3.21	44.67	0.56
绿藻 Chlorophyta	294.22	1745.98	48.15	14.44	525.70	6.61
裸藻 Euglenophyta	0	0	0	0	0.00	0.00
金藻 Chrysophyta	0	0	0	0	0.00	0.00
黄藻 Xanthophyta	3.21	0	0	0	0.80	0.01
甲藻 Dinophyta	0	0	0	0	0.00	0.00
合计 Total	3423.08	8036.66	12 650.92	7725.63	7959.07	100.00

(引自赵影等 2002) (cited from zhao et al., 2002)

在 1988 年的调查中, 西湖区沿岸带 (图 1-5 中的样点 16、12、9、17、26) 藻类年平均密度高达 $26\ 255 \times 10^4$ 个细胞/L (蒙仁宪和刘贞秋, 1988), 而 1999 年的调查中, 位于沿岸带的 A、B 两个采样点藻类年平均密度高为 $(8368 \sim 7959) \times 10^4$ 个细胞/L, 仅为 1988 年藻类密度的约 30% (赵影等, 2002)。

6. 21 世纪初的浮游植物——从年平均生物量来看, 蓝藻仅占 3 成, 蓝藻中鱼腥藻为第一优势种, 微囊藻次之, 夏季蓝藻仍然占优势

Deng 等 (2007) 在 2002 年 9 月~2003 年 8 月, 对巢湖 22 个采样点 (样点 1~8 位于富营养程度较高的西部湖区, 样点 9~22 位于富营养程度相对较低的东部湖区) (图 1-6) 进行的为期一周年的调查中。所采水样为从表层到底层每隔 1 m 采集的水样混合而成, 样品用鲁哥氏液固定。对群体微囊藻, 用 JY88-II 型超声波细胞粉碎仪使其解离成单细胞后显微计数, 而对其他浮游植物, 则将用鲁哥氏液固定的水样放入玻璃沉淀器中 48 h, 移去上清液后显微计数。

Deng 等 (2007) 记录了浮游植物 191 种, 其中蓝藻 64 种, 优势种为鱼腥藻 (螺旋鱼腥藻 *Anabaena spiroides*、水华鱼腥藻 *A. flos-aquae*) 和微囊藻 (铜绿微囊藻 *Microcystis aeruginosa*、水华微囊藻 *M. flos-aquae*、惠氏微囊藻 *M. wesenbergii*)。

蓝藻平均 (22 个样点) 生物量在 6 月达到高峰值 (图 1-7), 其中鱼腥藻生物量为 10.15 mg/L, 微囊藻生物量为 6.19 mg/L, 二者之和达藻类生物量的 83% (图 1-8)。从年平均生物量来看, 鱼腥藻为 2.85 mg/L, 微囊藻为 1.30 mg/L, 藻类总生物量为 10.49 mg/L, 蓝藻的年平均生物量占浮游植物总生物量的 36.8%, 鱼腥藻和微囊藻占蓝藻总生物量的 88.7%。

邓道贵等 (2006) 对巢湖忠庙附近的开敞水域中的微囊藻的昼夜垂直迁移进行了研究, 2002 年 10 月 14 日下午 15:00 开始至 15 日上午 11:00 结束, 每隔

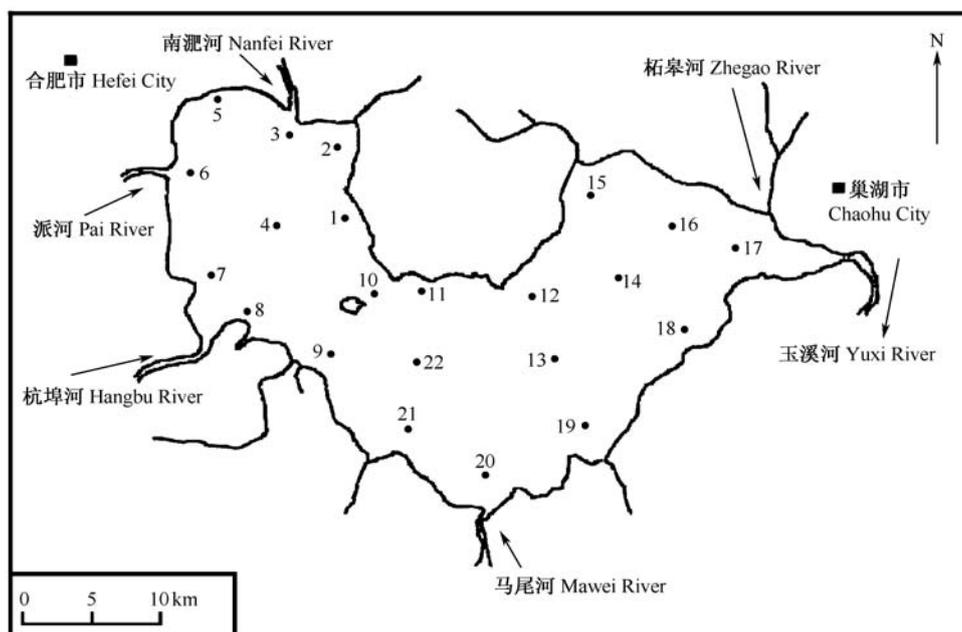


图 1-6 2002~2003 年研究期间巢湖采样点的分布 (修改自 Deng et al., 2007)
 Fig. 1-6 Map of the sampling sites in Lake Chaohu in the survey of 2002~2003
 (modified from Deng et al., 2007)

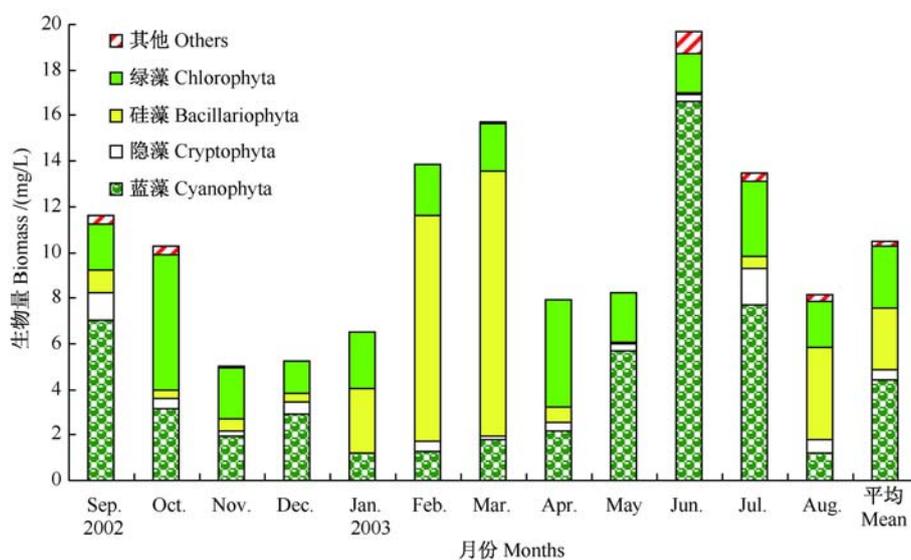


图 1-7 巢湖各类浮游植物生物量的季节变化 (修改自 Deng et al., 2007)
 Fig. 1-7 Seasonal changes in biomass of various phytoplankton groups in Lake Chaohu
 (modified from Deng et al., 2007)

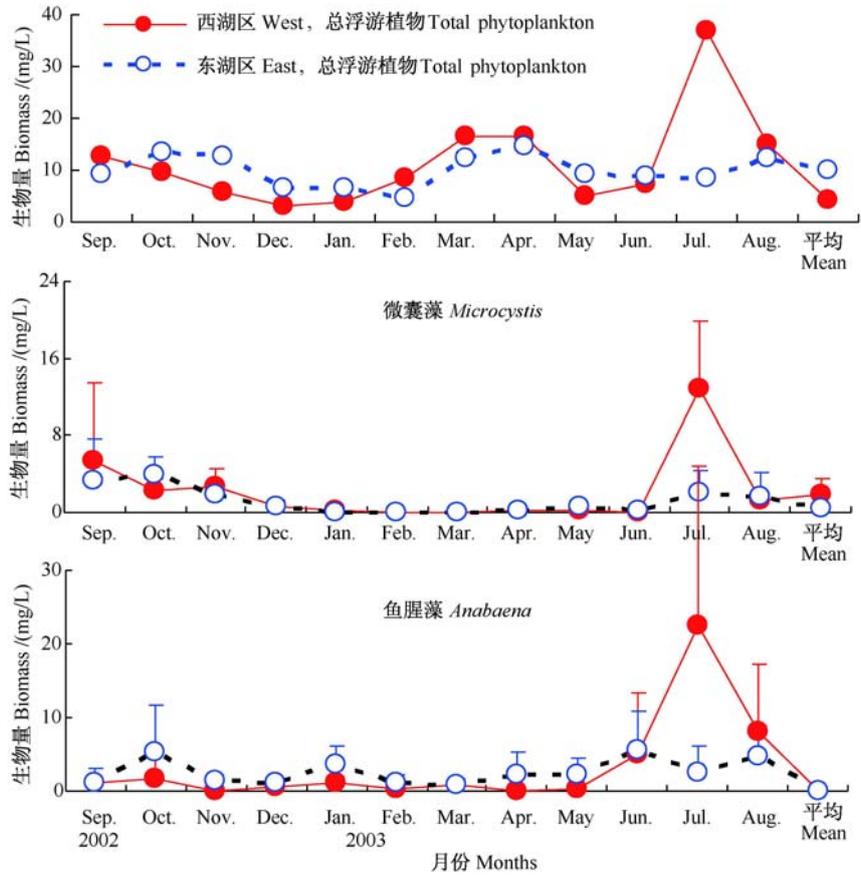


图 1-8 巢湖东西湖区总浮游植物、微囊藻和鱼腥藻生物量的季节变化 (引自邓道贵, 2004)
 Fig. 1-8 Seasonal changes in biomass of total phytoplankton, *Microcystis* and *Anabaena* in western and eastern Lake Chaohu (cited from Deng, 2004)

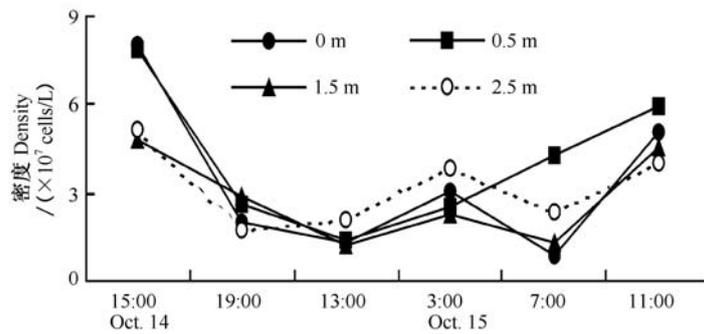


图 1-9 巢湖微囊藻的昼夜垂直迁移 (引自邓道贵等, 2006)
 Fig. 1-9 Diel vertical migration of *Microcystis* in Lake Chaohu (cited from Deng et al., 2006)

4 h 采样一次，分别在 0 m、0.5 m、1.5 m 和 2.5 m 处采集水样。微囊藻的密度在白天远远高于夜间（图 1-9），这种差异可以达到数倍！很显然，水柱中总密度昼夜变化很大，推测可能主要是水平迁移（如由于水动力学作用）的结果。因此，即使是在同一地点，同一天的不同时间段采集的水样中，微囊藻的丰度可能很不一样，这种差异可达到数倍！

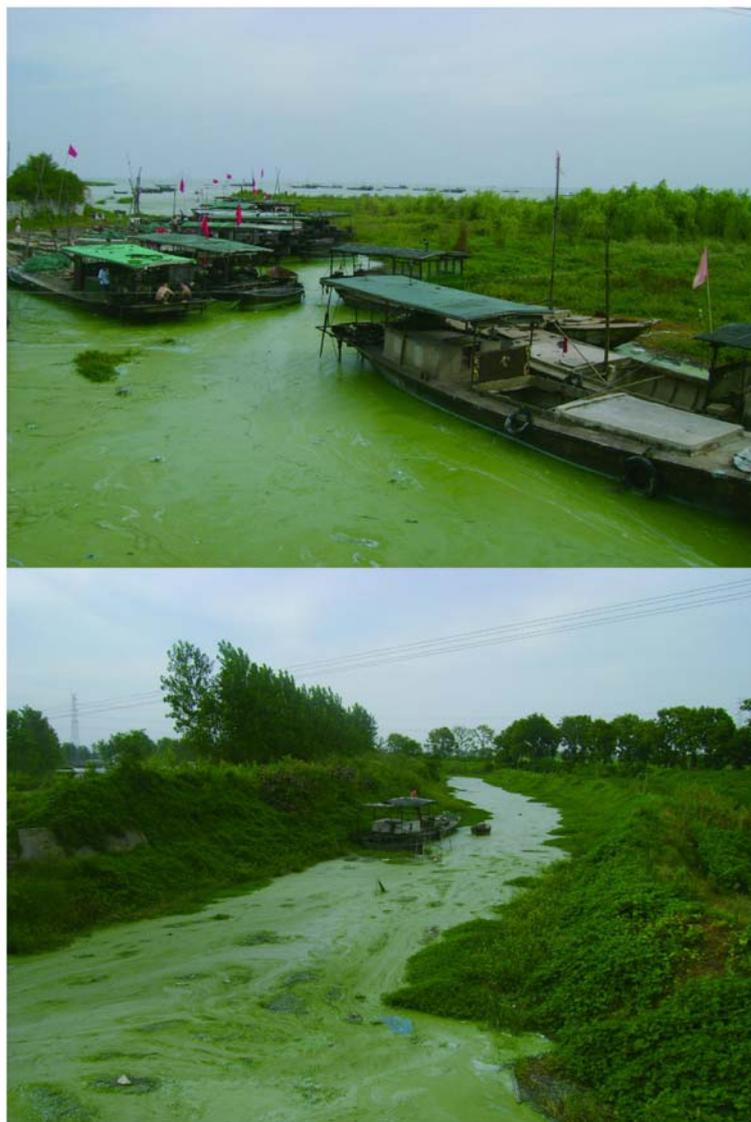


图 1-10 巢湖塘西河入湖口处的蓝藻水华（摄于 2007 年 8 月 9 日，图片由李堃博士提供）
Fig. 1-10 Cyanobacterial blooms near the inlet of Tangxi River to Lake Chaohu (photo taken by Dr. Li Kun on August 9, 2007)



图 1-11 巢湖塘西河入湖口堆积的蓝藻水华的厚度 (摄于 2007 年 8 月 9 日, 图片由李堃博士提供)

Fig. 1-11 Depth of cyanobacterial blooms near the inlet of Tangxi River to Lake Chaohu (photo taken by Dr. Li Kun on August 9, 2007)



图 1-12 巢湖塘西河入湖口处的蓝藻水华 (摄于 2008 年 7 月 23 日)

Fig. 1-12 Cyanobacterial blooms near the inlet of Tangxi River to Lake Chaohu (photo taken on July 23, 2008)



图 1-13 合肥市巢湖水源厂取水口附近一湖湾中堆积腐烂的蓝藻 (摄于 2008 年 7 月 23 日)

Fig. 1-13 Decaying cyanobacterial blooms in a bay near the water intake of the Chaohu Waterworks of Hefei City (photo taken on July 23, 2008)



图 1-14 在合肥市巢湖水源厂取水口附近飘荡的蓝藻水华及岸边腐烂的水华（摄于 2008 年 7 月 23 日）

Fig. 1-14 Floating cyanobacterial around the water intake of the Chaohu Waterworks of Hefei City and decaying cyanobacterial blooms near the shore (photo taken on July 23, 2008)

2007年、2008年夏天，巢湖西部湖区靠近合肥市巢湖水源厂取水口附近（包括河流和港湾中）的蓝藻水华堆积腐烂现象十分严重（图 1-10~图 1-14），在开敞一些的水域中有浓厚的蓝藻飘荡，在一些湖岸边或湖湾或入湖河口处则可见到已腐烂发黑的蓝藻，并散发出强烈的臭味。

二、巢湖叶绿素 a 浓度的变化

1. 西部湖区年均 Chl-a 浓度（1984~2006）——宽幅波动，1992 年超过 60 $\mu\text{g/L}$ ，多数在 20~40 $\mu\text{g/L}$ 之间波动

安徽省合肥市环境监测中心在巢湖西部湖区设立 6 个监测点（图 1-15），对湖水中的叶绿素 a 浓度进行了监测。1984~2004 年期间，叶绿素 a 浓度在 1992 年达到最高，超过 60 $\mu\text{g/L}$ （图 1-16），总体趋势是在一定范围（20~60 $\mu\text{g/L}$ ）

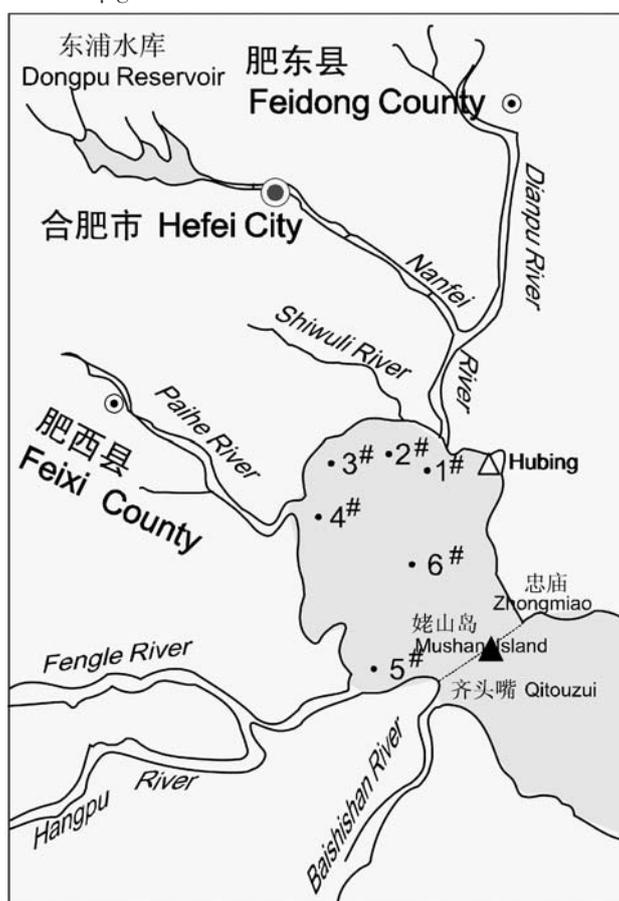


图 1-15 巢湖西部湖区采样点分布（引自 Shang and Shang, 2007）
Fig. 1-15 Sampling sites in western Lake Chaohu (cited from Shang and Shang, 2007)

内波动，21年间的平均值为 $37.5 \mu\text{g/L}$ (Shang and Shang 2007)。

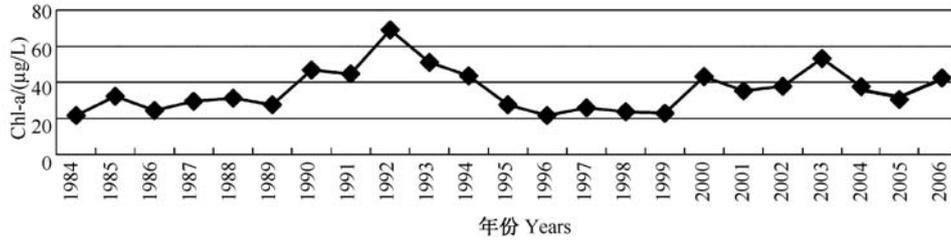


图 1-16 1984~2006 年期间，巢湖西部湖区 6 个采样点叶绿素 a 浓度平均值的年际变化 (修改自 Shang and Shang, 2007 和国家环保总局 2005~2006 年度中国环境状况公告)

Fig. 1-16 Yearly changes in mean chlorophyll a concentration from six sampling sites in western Lake Chaohu during 1984~2006 (modified from Shang and Shang 2007, and Bulletins for Environmental Status in China during 2005 and 2006 from State Environmental Protection Administration of China)

2. Chl-a 浓度的季节变化——高值出现在夏季，在南淝河入湖断面可能由于蓝藻聚集出现难以相信的极端高浓度 ($2040 \mu\text{g/L}$)

屠清瑛等 (1990) 于 1987 年 5 月~1988 年 4 月期间研究了巢湖塘西周坎点叶绿素 a 含量的季节变化。9 月最高，达 $207.7 \mu\text{g/L}$ ，然后迅速下降，除 9~11 月外，其他月份的叶绿素 a 值均未超过 $10 \mu\text{g/L}$ (图 1-17)。

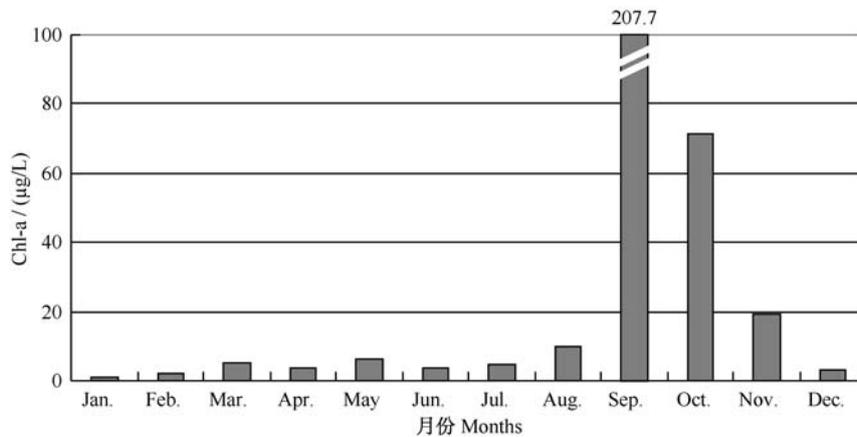


图 1-17 1987 年 5 月~1988 年 4 月期间巢湖塘西周坎点叶绿素 a 含量的季节变化 (数据来源屠清瑛等, 1990)

Fig. 1-17 Seasonal changes in chlorophyll a concentration in the Zhoukan site in Tangxi of Lake Chaohu during May 1987 and April 1988 (data sources Tu et al., 1990)

Deng 等 (2007) 在 2002 年 9 月~2003 年 8 月，对巢湖 22 个采样点

(图 1-6) 湖水中叶绿素 a 浓度进行了测定。全湖叶绿素 a 含量的平均值在夏季出现高峰 (7 月), 在冬季还有一个较平坦的次高峰 (图 1-18)。

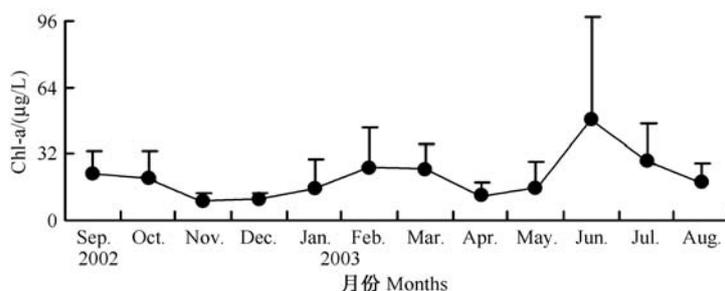


图 1-18 2002 年 9 月~2003 年 8 月期间巢湖全湖 22 个样点平均叶绿素 a 含量的季节变化 (引自 Deng et al., 2007)

Fig. 1-18 Seasonal changes in mean chlorophyll a concentration from 22 sampling sites of Lake Chaohu during September 2002 and August 2003 (cited from Deng et al., 2007)

陈云峰等 (2006) 报道了巢湖南淝河入湖断面 2003 年 1~12 月叶绿素 a 的季节变化 (图 1-19), 8 月出现异常高的值 ($2040 \mu\text{g/L}$), 这是极为罕见的, 可能采样时正好碰上如图 1-10 和图 1-11 所示的极其浓厚的蓝藻水华; 其他月份的值均小于 $52 \mu\text{g/L}$ 。

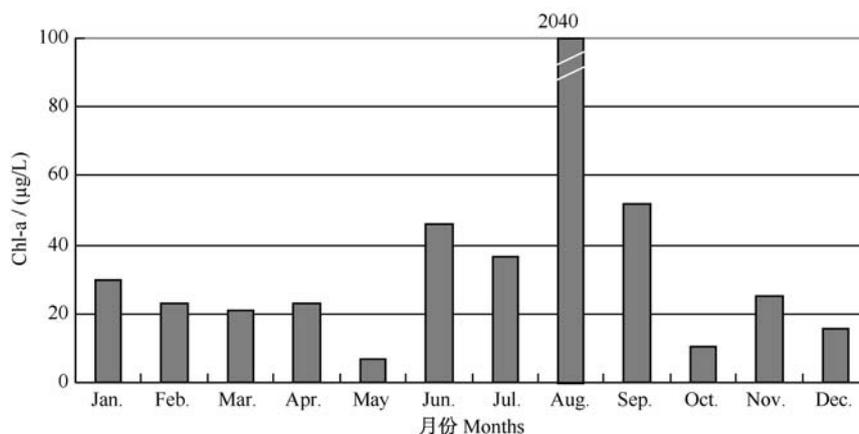


图 1-19 2003 年巢湖南淝河入湖断面叶绿素 a 含量的季节变化 (引自陈云峰等, 2006)

Fig. 1-19 Seasonal changes in chlorophyll a concentration in the outlet of Nanfei River of Lake Chaohu (cited from Chen et al., 2006)

3. Chl-a 浓度的昼夜变化——白天远远高于夜间

邓道贵等 (2006) 对巢湖忠庙附近的开敞水域中的叶绿素 a 浓度的昼夜垂直变化进行了研究, 2002 年 10 月 14 日下午 15:00 开始至 15 日上午 11:00 结束,

每隔 4 h 采样一次，分别在 0 m、0.5 m、1.5 m 和 2.5 m 处采集水样。叶绿素 a 的浓度在白天远远高于夜间（图 1-20）。叶绿素 a 浓度与微囊藻密度呈显著正相关（ $r=0.63$, $n=24$, $P<0.01$ ）。

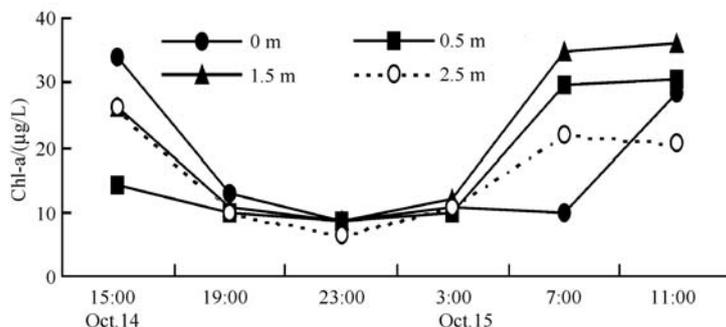


图 1-20 巢湖叶绿素 a 的昼夜垂直变化 (引自邓道贵等, 2006)

Fig. 1-20 Diel vertical changes of chlorophyll a concentration in Lake Chaohu (cited from Deng et al., 2006)

三、巢湖蓝藻水华的发生面积

1. 基于直接观察的定性描述——西湖区的蓝藻水华更盛，覆盖率达湖面的 3/5~4/5

20 世纪 50 年代：据陆艾五等（1959）记载，每年 5~11 月，在巢湖水面上，往往因浮游植物大量繁殖，大片湖水被染成蓝绿色，称之为“湖靛”；湖靛被微风吹动，漂浮到岸边，聚集的厚度常达 1~2 mm，有时可达 1 尺（1 尺=0.3m），聚集物黏滞滑腻，由翠绿或黄绿色的扁平颗粒集聚而成，颗粒直径在 1~2 mm。

20 世纪 60 年代：据叶诗鸣等（1963）报道，在 1963 年的调查中，浮游植物以蓝藻占优势，蓝藻的分布遍及全湖，在湖面上由于风向和波浪的作用，常形成黄绿色的条带，或被吹向迎风湖岸而聚集成黄绿色的薄层（湖靛）。

20 世纪 80 年代：，蓝藻水华发生每年从 5 月开始至 11 月结束，严重时几乎覆盖整个湖面（叶诗鸣和兰俊英，1981，刘贞秋和蒙仁宪，1989，屠清瑛等，1990）。刘贞秋和蒙仁宪（1989）报道，高温、高光强的夏秋季，蓝藻大量繁殖，西湖区域的蓝藻水华更盛，覆盖率达湖面的 3/5~4/5，边缘厚度可达 20~30 cm，注目远眺，呈现一片灰绿。

2003 年 8 月，巢湖东半湖蓝藻暴发，遍及湖心，最厚的地方深度达 1 m 以上，有浪无波，几乎形成冻湖（商兆堂等，2007）。

2. 根据蓝藻生物量估算——以 >10 mg/L 作为蓝藻聚集成水华的标准，2002 年~2003 年巢湖夏季蓝藻水华的覆盖面积略占全湖面积的 1/4

不同季节蓝藻生物量的空间分布如图 1-21（Deng et al., 2007）。在夏季，

>10mg/L蓝藻的分布区集中在邻近合肥的西部湖区（3~8样点，以5号样点最高），这也是巢湖蓝藻水华最严重的湖区，而东部湖区的蓝藻生物量相对较低。而在其他季节，东西湖区蓝藻分布上的差异不如夏季明显。如果以>10 mg/L作为蓝藻聚集成明显水华的标准，粗略地估算夏季蓝藻水华的覆盖面积可能占全湖面积的1/4。

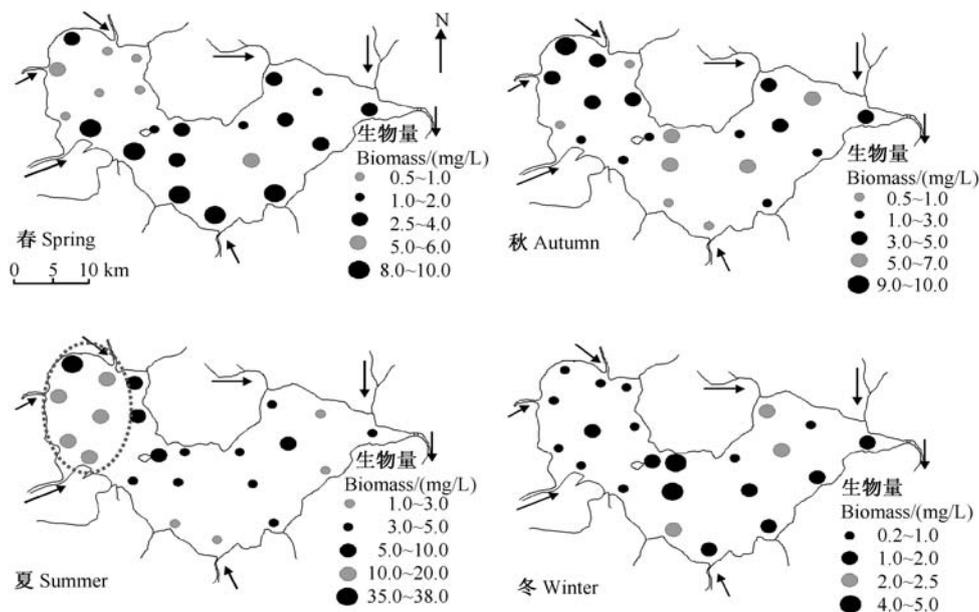


图 1-21 安徽巢湖 2002~2003 年期间不同季节蓝藻生物量的空间分布 (引自 Deng et al., 2007)

Fig. 1-21 Spatial distribution of cyanobacterial biomass in different seasons in 2002~2003 in Lake Chaohu, Anhui Province (cited from Deng et al., 2007)

3. 根据卫星遥感影像资料估算——4~11月均有明显蓝藻水华，绝大多数情况下聚集在西湖区，最大蓝藻水华覆盖面积略占全湖区面积的1/4

1) 1999年—巢湖蓝藻水华面积略占西部湖区面积的1/4

胡雯等(2002)于1999年11月12日，利用NOAA卫星和实地水质采样，对巢湖水华进行了星地同步调查监测。从遥感绿度图(图1-22)可以看出，在巢湖西半湖的北部湖湾，有一条西北-东南走向的高绿度带，与背景水面的低值形成明显对比，呈现典型的植被光谱反射特性，实地目视观测对应区域各采样点均有聚集程度不同、形态各异的浓密的蓝藻漂浮在水面上，从采样拍摄的实景照片来看，浓密的蓝藻覆盖在水面上，确实像涂了一层“绿油漆”。

从图 1-22 粗略的估算，11 月 12 日巢湖蓝藻水华的面积略占西部湖区面积的 1/4 左右，如果在 9~10 月蓝藻的覆盖面积可能更大。这与 Deng 等（2007）的蓝藻生物量分布图基本吻合。

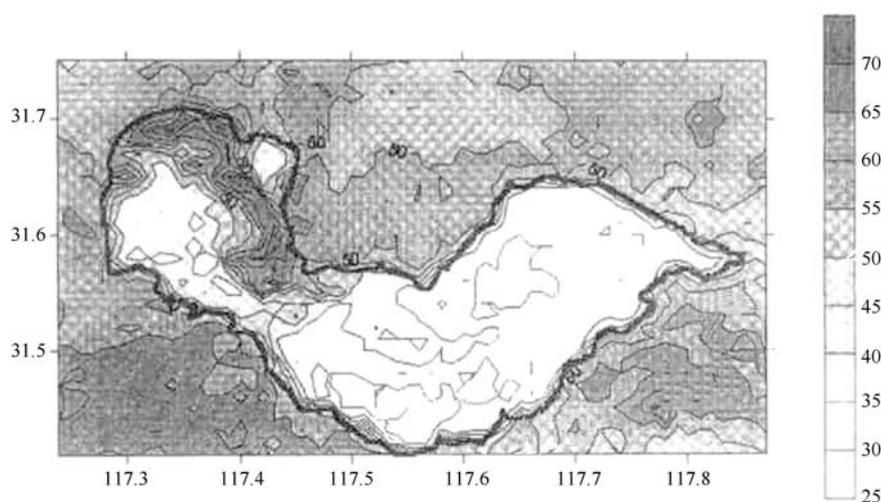


图 1-22 1999 年 11 月 12 日根据 NOAA14 卫星影像得到的巢湖湖面绿度分布图（引自胡雯等 2002）

Fig 1-22 Distribution of the degree of green color on the surface of Lake Chaohu based on imagery of NOAA14 satellite on November 12, 1999 (cited from Hu et al., 2002)

2) 2004~2007 年——最大蓝藻水华覆盖面积略占全湖区面积的 1/4，但一般明显低于这一数字

可查阅到的 2006 年以前的有关巢湖蓝藻水华的遥感影像资料很少（图 1-23，EOS/MODIS 卫星遥感图）。2007 年，安徽省气象科学研究所和安徽省卫星遥感中心利用 TERRA/MODIS 卫星资料、AQUA/MODIS 卫星资料，对巢湖蓝藻水华的分布进行了监测（图 1-24 ~ 图 1-29）。2007 年 5~11 月期间，均有一定规模的蓝藻水华发生，即在一年中，出现明显蓝藻水华的时间长达 7 个月。

从卫星遥感图来看，蓝藻水华的空间分布格局虽有一定变化，但在绝大部分情况下聚集在西部湖区，而在东部湖区几乎未见到大量聚集的情况。蓝藻水华的覆盖面积除少数时候（2006 年 10 月 31 日，图 1-23；2007 年 9 月 25 日，图 1-27）约占整个湖泊面积的 1/4 外，一般都明显低于这一数字。这与 Deng 等（2007）依据蓝藻生物量计算的最大水华覆盖面积基本一致。

3) 巢湖蓝藻水华出现时期——主要在 5~11 月，且秋季最易暴发

2004~2006 年卫星监测到的巢湖 24 次蓝藻暴发时间集中在 5~11 月（见图 1-30）。其中 10 月发生频次最高，占总监测次数的 1/3；其次为 9 月和 11 月；冬



图 1-23 2004 年 8 月 19 日和 2006 年 10 月 31 日巢湖蓝藻卫星遥感图 (引自中国气象局国家卫星气象中心, <http://nsmc.cma.gov.cn/>)

Fig. 1-23 Satellite imagery of cyanobacterial blooms in Lake Chaohu in August 19, 2004 and October 31, 2006 (cited from National Satellite Meteorological Center of China Meteorological Administration, <http://nsmc.cma.gov.cn/>)

春季比较少见。

4) 蓝藻暴发与风速的关系——蓝藻在风速较小 ($1\sim 2\text{ m/s}$) 时容易聚集形成表面水华

统计分析表明, 蓝藻暴发时平均风速均在 2.5 m/s 以下, 以 $1\sim 2\text{ m/s}$ 为主, 偶尔小于 1 m/s (图 1-31)。过小的风速不利于蓝藻的聚集, 而过大的风会在湖面引起风浪将蓝藻沉入水中, 也不利于蓝藻的聚集。因此, 小风 (风速 $1\sim 2\text{ m/s}$) 有利于蓝藻暴发。

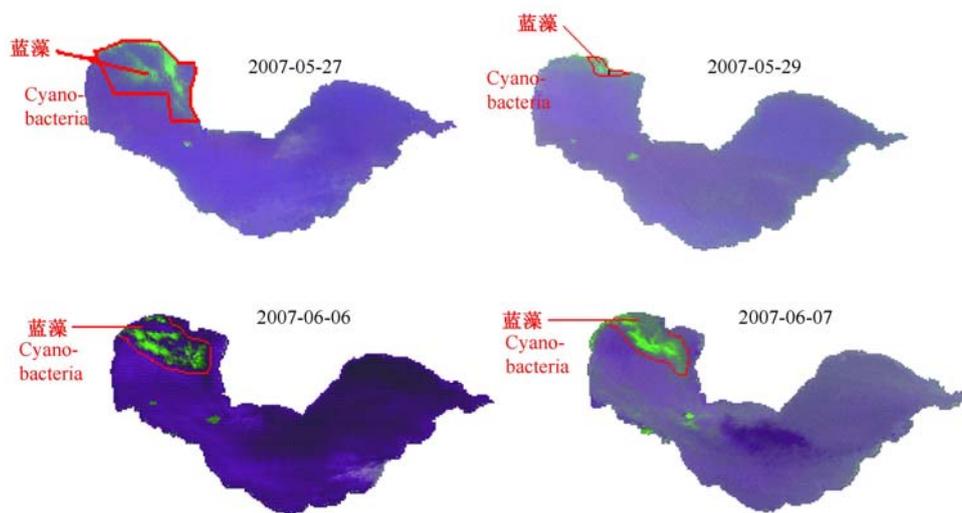


图 1-24 2007 年 5 月 27 日至 2007 年 6 月 7 日巢湖蓝藻卫星遥感图 (引自安徽省气象科学研究所, <http://www.ahimsr.cn/>)

Fig. 1-24 Satellite imagery of cyanobacterial blooms in Lake Chaohu during May 27~June 7 in 2007 (cited from Anhui Institute for Meteorological Sciences, <http://www.ahimsr.cn/>)

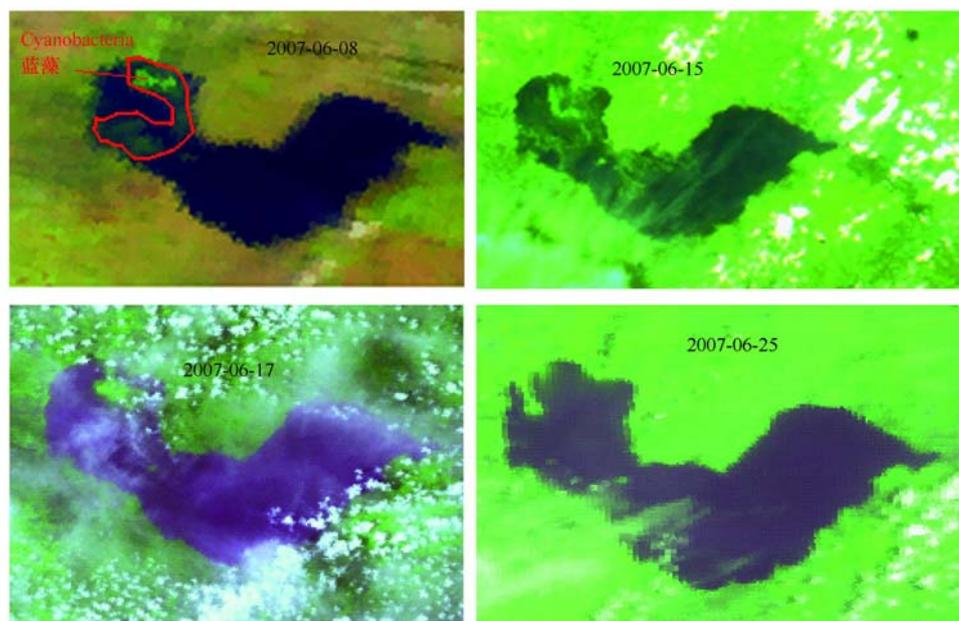


图 1-25 2007 年 6 月 8 日至 2007 年 6 月 25 日巢湖蓝藻卫星遥感图 (引自安徽省气象科学研究所, <http://www.ahimsr.cn/>)

Fig. 1-25 Satellite imagery of cyanobacterial blooms in Lake Chaohu during June 8~June 25 in 2007 (cited from Anhui Institute for Meteorological Sciences, <http://www.ahimsr.cn/>)

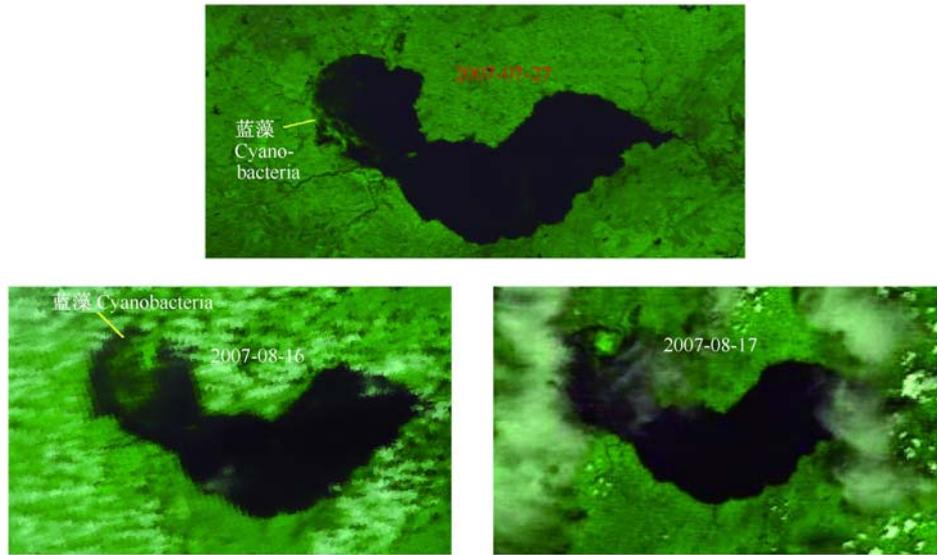


图 1-26 2007 年 7 月 27 日至 2007 年 8 月 17 日巢湖蓝藻卫星遥感图 (引自安徽省气象科学研究所, <http://www.ahimsr.cn/>)

Fig. 1-26 Satellite imagery of cyanobacterial blooms in Lake Chaohu during July 27~August 17 in 2007 (cited from Anhui Institute for Meteorological Sciences, <http://www.ahimsr.cn/>)

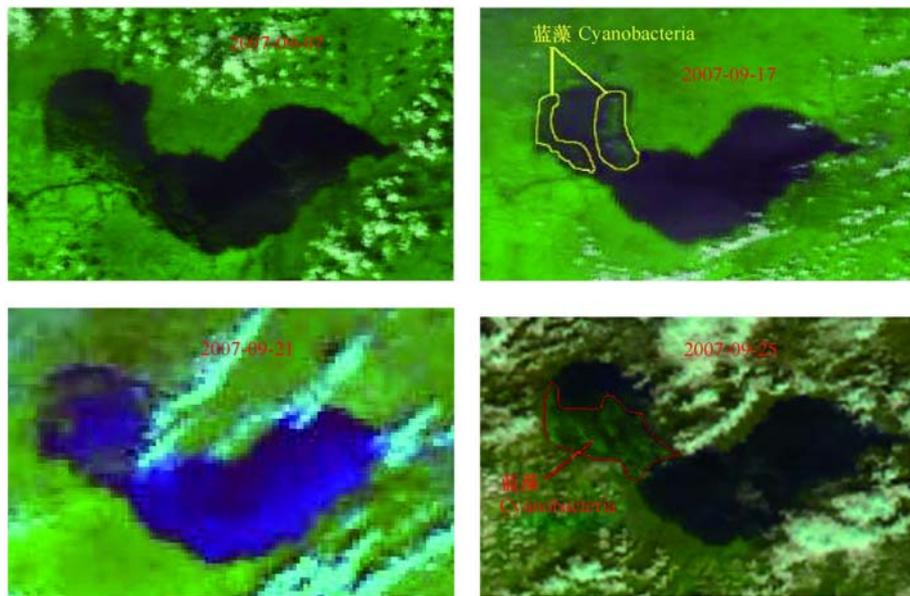


图 1-27 2007 年 9 月 7 日至 2007 年 9 月 25 日巢湖蓝藻卫星遥感图 (引自安徽省气象科学研究所, <http://www.ahimsr.cn/>)

Fig. 1-27 Satellite imagery of cyanobacterial blooms in Lake Chaohu during September 7~25 in 2007 (cited from Anhui Institute for Meteorological Sciences, <http://www.ahimsr.cn/>)

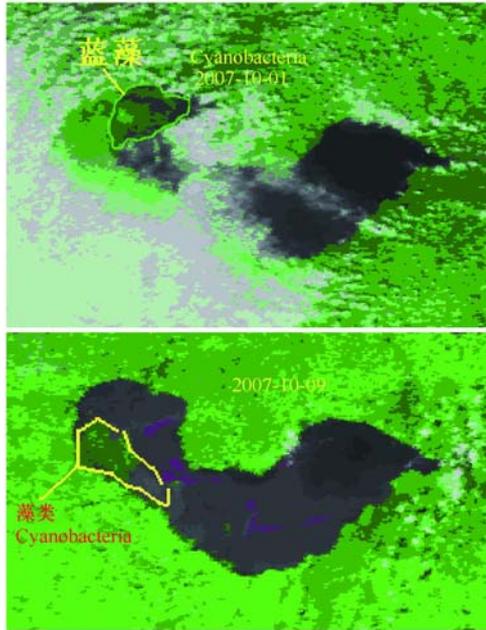


图 1-28 2007 年 10 月 1 日和 2007 年 10 月 9 日巢湖蓝藻卫星遥感图 (引自安徽省气象科学研究所, <http://www.ahimsr.cn/>)

Fig. 1-28 Satellite imagery of cyanobacterial blooms in Lake Chaohu in October 1 and 9, 2007 (cited from Anhui Institute for Meteorological Sciences, <http://www.ahimsr.cn/>)

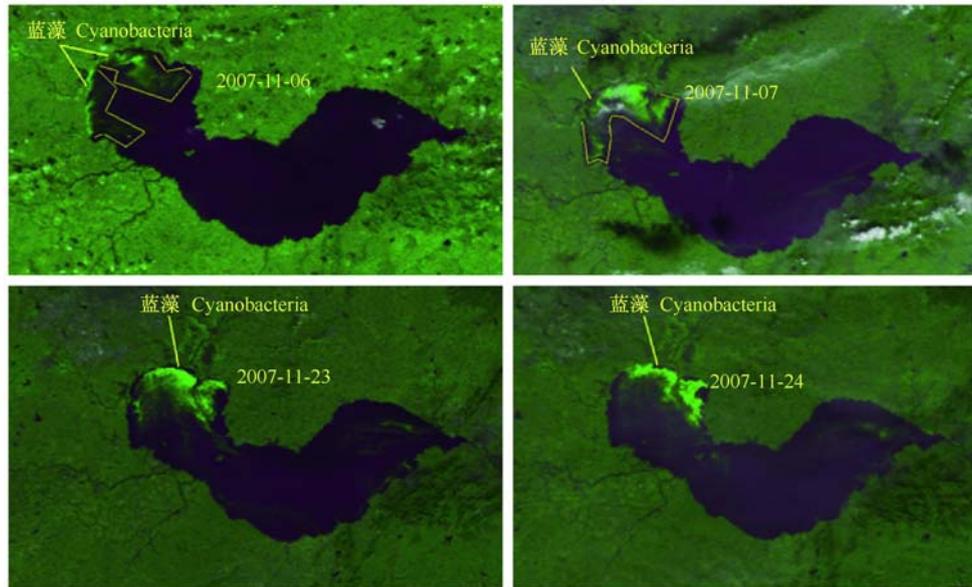


图 1-29 2007 年 11 月 6 日至 2007 年 11 月 24 日巢湖蓝藻卫星遥感图 (引自安徽省气象科学研究所, <http://www.ahimsr.cn/>)

Fig. 1-29 Satellite imagery of cyanobacterial blooms in Lake Chaohu during November 6~24, 2007 (cited from Anhui Institute for Meteorological Sciences, <http://www.ahimsr.cn/>)

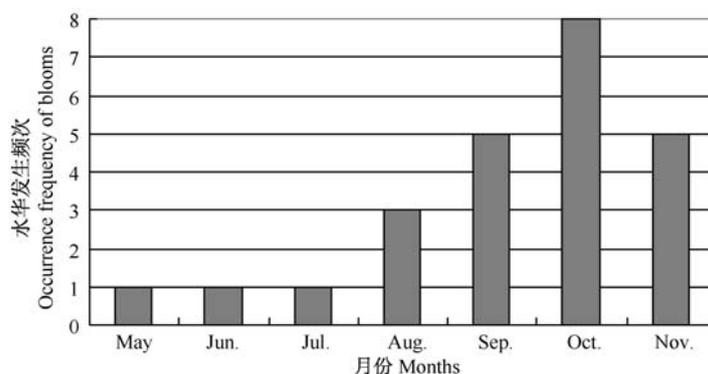


图 1-30 2004~2006 年巢湖蓝藻水华个月发生频次 (引自安徽省气象科学研究所, <http://www.ahimsr.cn/>)

Fig. 1-30 Monthly occurrence frequency of cyanobacterial blooms in Lake Chaohu during 2004~2006 (cited from Anhui Institute for Meteorological Sciences, <http://www.ahimsr.cn/>)

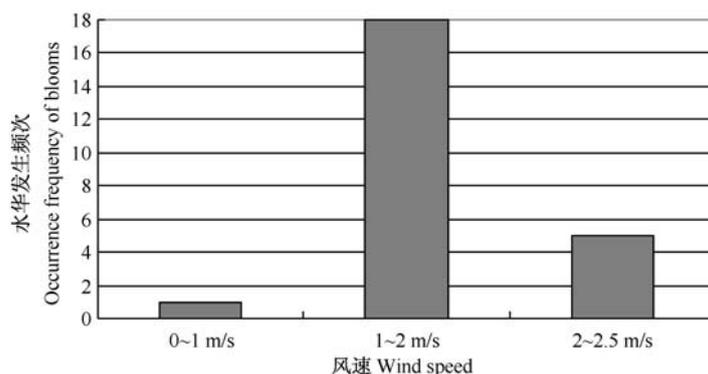


图 1-31 2004~2006 年期间, 不同风速条件下巢湖蓝藻水华的发生频次 (引自安徽省气象科学研究所, <http://www.ahimsr.cn/>)

Fig. 1-31 Occurrence frequency of cyanobacterial blooms under different wind speed in Lake Chao during 2004~2006 (cited from Anhui Institute for Meteorological Sciences, <http://www.ahimsr.cn/>)

四、结 语

通过大规模的社会调查发现, 巢湖发生蓝藻水华 (湖靛) 的历史悠久, 最早可追溯到 19 世纪末, 这至少可以说明, 早在 100 多年前, 巢湖就具备了发生一定规模湖靛的营养条件, 而湖靛在历史上曾是很受巢湖沿岸农民重视的一种天然

肥料。据称，历史上大水年份发生湖靛最多，可能是由于水生微管束植物被淹死，也可能由于湖泊四周耕地，村庄中肥沃的污水流入，增加了湖水的肥力所致。

20世纪50年代，首次科学记载了巢湖蓝藻水华（湖靛）的主要种类。60年代，数量上蓝藻（主要是微囊藻）占绝对优势；80年代，数量上微囊藻一统天下，西湖区显著高于东湖区；90年代，数量上微囊藻依然占优势。到了21世纪初，才有了藻类生物量的资料，从年平均生物量来看，蓝藻仅占浮游植物总量的3成，蓝藻中鱼腥藻为第一优势种，微囊藻次之，夏季蓝藻仍然占优势。

在1984~2006年期间，巢湖西部湖区年均Chl-a浓度宽幅波动，多数在20~40 $\mu\text{g}/\text{L}$ 波动，1992年超过60 $\mu\text{g}/\text{L}$ 。Chl-a浓度的高值出现在夏季，在南淝河入湖断面可能由于蓝藻聚集，Chl-a浓度高达2040 $\mu\text{g}/\text{L}$ 。

巢湖蓝藻水华的发生面积可从直接观察的定性描述、蓝藻生物量以及卫星遥感影像资料来进行估算。基于直接观察的定性描述——西湖区的蓝藻水华更盛，覆盖率达湖面的3/5~4/5；以蓝藻生物量 $>10 \text{ mg}/\text{L}$ 作为蓝藻聚集成水华的标准，2002~2003年巢湖夏季蓝藻水华的覆盖面积略达西部湖区的1/4；根据卫星遥感影像资料，4~11月均有明显蓝藻水华，绝大多数情况下聚集在西湖区，最大蓝藻水华覆盖面积略占全湖区面积的1/4。

第二章 巢湖的微囊藻毒素 (MC) 污染

内 容

一、巢湖水柱中的 MC

1. 东、西湖区 MC 的季节变化——2002~2003 年, 全湖平均胞内 MC 浓度春末至夏季较高 (最高 $4.6 \mu\text{g/L}$), 西湖区略高于东湖区, 单点最高胞外 MC 浓度达 $17.29 \mu\text{g/L}$

2. MC 的空间分布——2002 年 8 月 2 日, 22 个测点胞内 MC 浓度为 $0.1\sim 6 \mu\text{g/L}$, 超过 $3 \mu\text{g/L}$ 的区域主要位于南淝河口至西湖湖心、河口、烔炀河口至东湖湖心一带, 胞外 MC 含量仅为 $0\sim 0.025 \mu\text{g/L}$

3. MC 的昼夜变化——在 12 时达到最大值 (约 $3.5 \mu\text{g/L}$), 早晨和晚上含量也较高 (约 $2.5 \mu\text{g/L}$), 其他时间段含量较低 ($<1 \mu\text{g/L}$), 很难判断这种差异是由于藻类分布 (垂直和水平) 变化的结果还是藻类生理变化的结果

二、巢湖水产品中的 MC

1. 鱼类——2003 年 9 月, 肌肉中的 MC 有沿食物链累积的趋势, 8 种鱼类平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$): 肠道 (22.0) $>$ 血液 (14.5) $>$ 肝脏 (7.77) $>$ 胆囊 (6.32) $>$ 肾脏 (5.81) $>$ 肌肉 (1.81)

2. 螺类——平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$): 肝胰腺 (4.14) $>$ 消化道 (1.69) $>$ 性腺 (0.72) $>$ 足 (0.01)

3. 虾类——秀丽白虾的平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$): 胃 (4.53) $>$ 肝胰腺 (4.29) $>$ 卵 (2.34) $>$ 性腺 (1.17) $>$ 鳃 (0.51) $>$ 肌肉 (0.13); 日本沼虾: 胃 (2.92) $>$ 肝胰腺 (0.53) $>$ 性腺 (0.48) $>$ 卵 (0.27) $>$ 鳃 (0.05) $>$ 肌肉 (0.04)

三、结语

蓝藻水华之所以受到关注, 主要因为许多蓝藻 (如微囊藻 *Microcystis*、鱼腥藻 *Anabaena* 等) 能产生蓝藻毒素 (Cyanotoxin), 其中一类由 7 个氨基酸组成的环状 7 肽化合物——微囊藻毒素 (Microcystin, 简称 MC) 危害最大; 迄今为止共有 80 多种 MC 的异构体被确认, 其中 MC-LR (图 2-1)、MC-RR 和 MC-YR 最为常见, 研究最多 (谢平 2006)。

世界卫生组织 (WHO) 建议的 MC-LR 的日允许摄入量 (tolerable daily intake, TDI) 值 $1 \mu\text{g/L}$, 即一个 60 kg 体重的成年人每日摄入的 MC-LR 量不能超过 $2.4 \mu\text{g}$ (Chorus and Bartram, 1999)。其他毒素的限量可根据与 MC-LR 的相对毒性进行换算, 譬如, 将 MC-RR 和 MC-YR 的含量分别乘以 0.2 和 0.4, 换算成 MC-LR_{eq} (Gupta et al., 2003)。

MC 不仅可通过饮用水进入人体, 也可通过被污染的水产品进入人体 (谢

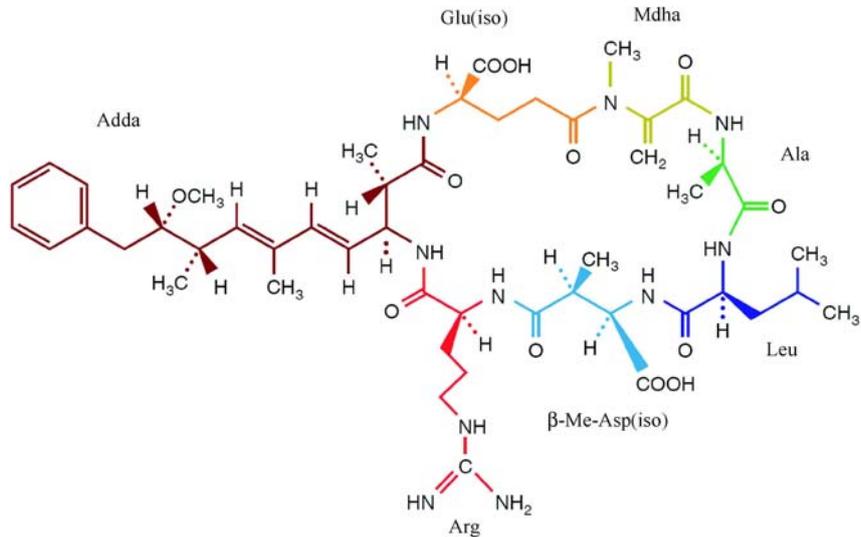


图 2-1 MC-LR 的结构 (修改自 Carmichael, 1994)

Fig. 2-1 Structure of MC-LR (modified from Carmichael, 1994)

平, 2006)。关于巢湖水中和水产品中 MC 含量的定量研究近几年才开始起步, 因此, 谈不上回顾历史, 本章仅仅是简要介绍巢湖湖水及水产品中的 MC 污染状况。

一、巢湖水柱中的 MC

1. 东、西湖区 MC 的季节变化——2002/2003 年, 全湖平均胞内 MC 浓度春末至夏季较高 (最高 4.6 $\mu\text{g/L}$), 西湖区略高于东湖区, 单点最高胞外 MC 浓度达 17.29 $\mu\text{g/L}$

2002 年 8 月~2003 年 7 月, 从巢湖的 7 个采样点 (西部湖区的 2、3 和 4 号点, 东部湖区的 13、14、15 和 17 号点) (具体位置见图 1-6), 采集表、底层混合水样, 分析微囊藻毒素的季节变化。西湖区叶绿素 a 含量的平均值为 30.72 (范围 1.64~128.7) $\mu\text{g/L}$, 东湖区叶绿素 a 含量的平均值为 15.16 (范围 1.64~35.49) $\mu\text{g/L}$ (Yang et al., 2006)。

微囊藻毒素除 1 月外, 其他月份均有检出, 湖区平均值全年变化范围为 0~4.6 $\mu\text{g/L}$, 其中 5~10 月微囊藻毒素含量较高, 超过 1 $\mu\text{g/L}$ (图 2-2)。西湖区微囊藻毒素含量高于东湖区, 巢湖微囊藻毒素主要以 MC-LR 为主, 全年变化范围为 0~4 $\mu\text{g/L}$, MC-RR 主要在 6~9 月出现, 7 月为主要种类。最高的胞内毒素含量为 17.29 $\mu\text{g/L}$, 来自 2003 年 6 月采自东部湖区的一个水样 (Yang et al., 2006)。

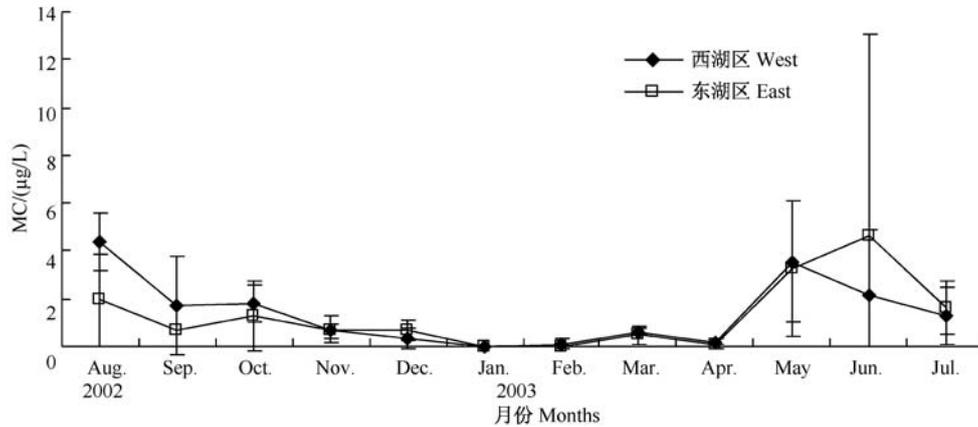


图 2-2 巢湖浮游植物细胞内毒素的季节变化 (引自 Yang et al., 2006)

Fig. 2-2 Seasonal change in intra-cellular MC of phytoplankton in Lake Chaohu (cited from Yang et al., 2006)

2. MC的空间分布——2002年8月2日, 22个测点胞内MC浓度为0.1~6 µg/L, 超过3 µg/L的区域主要位于南淝河口至西湖湖心、河口、烔炀河口至东湖湖心一带, 胞外MC含量仅为0~0.025 µg/L

2002年8月2日, 在巢湖22个采样点(图1-6)采集表、底层混合水样, 分析了微囊藻毒素的空间分布特征(郑利, 2004, 杨华, 2006)。浮游植物以蓝藻为优势类群, 占浮游植物总生物量的80%以上; 蓝藻中, 微囊藻(*Microcystis* spp.)占蓝藻的70%, 鱼腥藻(*Anabaena* spp.)占蓝藻的25%。叶绿素a的含量在6~121 µg/L之间变动, 超过100 µg/L的区域主要位于南淝河口和忠庙附近。西湖区叶绿素a含量的平均值为49.6(范围10.37~121.03) µg/L, 东湖区叶绿素a含量的平均值为8.23(范围6.37~10.92) µg/L。

胞内微囊藻毒素含量变化范围在0.1~6 µg/L之间, 含量在3 µg/L以上的区域主要位于南淝河口至西湖心、河口、烔炀河口至东湖心一带, 胞内藻毒素主要以MC-LR为主。胞外藻毒素含量较低, 大部分站点都未检出, 变化范围一般在0~0.025 µg/L, 基本上在检测限附近, 南淝河口、白山河口和马尾河口胞外毒素含量略高(图2-3)。

3. MC的昼夜变化——在12时达到最大值(约3.5 µg/L), 早晨和晚上含量也较高(约2.5 µg/L), 其他时间段含量较低(<1 µg/L), 很难判断这种差异是由于藻类分布(垂直和水平)变化的结果还是藻类生理变化的结果

2002年10月14~15日, 在11号样点(图1-6)每间隔4h采集表层水样, 研究了微囊藻毒素的昼夜变化规律。叶绿素含量昼夜变化十分明显, 在早上日出

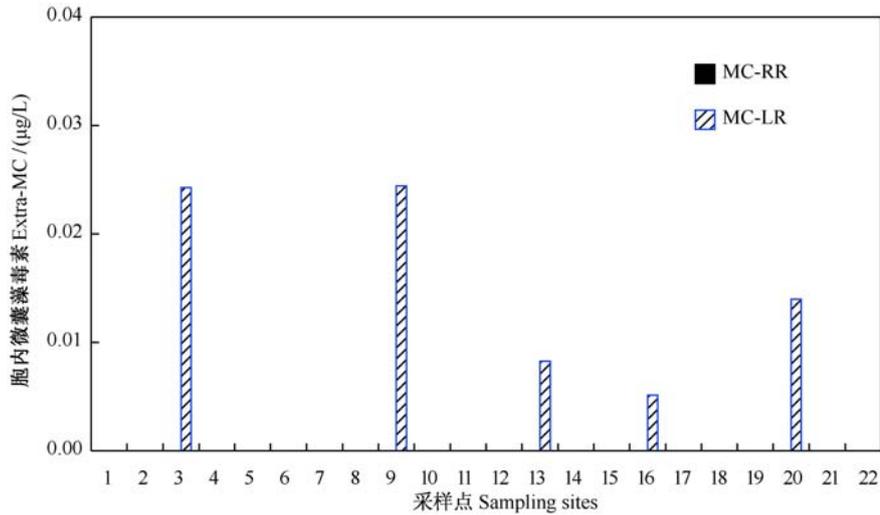
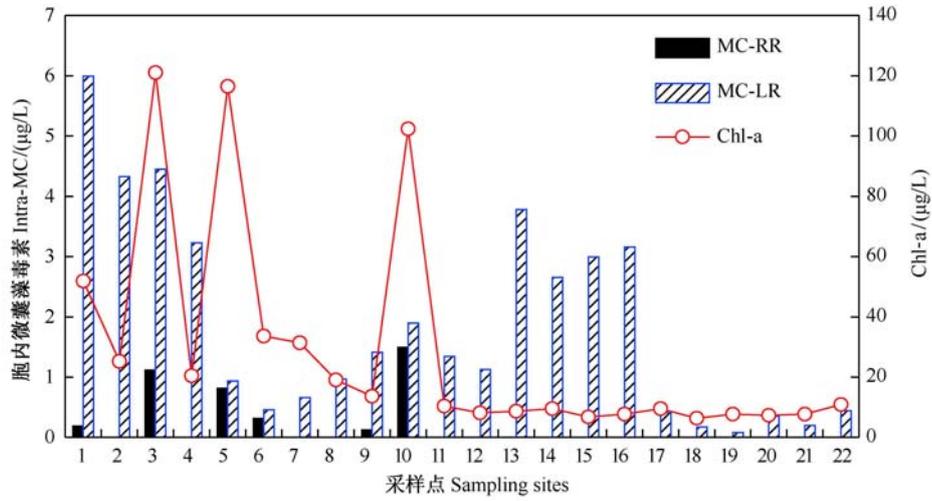


图 2-3 2002 年 8 月 2 日，巢湖水柱中叶绿素 a、胞内和胞外藻毒素空间分布（修改自郑利，2004，杨华，2006）

Fig. 2-3 The spatial distribution of Chl-a, intra-MC and extra-MC in the water column on August 2, 2002 in Lake Chaohu (modified from Zheng, 2004, Yang, 2006)

前后 4~8 时叶绿素含量很高，约为 $30 \mu\text{g/L}$ ，然后迅速降低至 $10 \mu\text{g/L}$ 左右，可能由于藻类在清晨向水面迁移所致（郑利，2004）。藻毒素含量的昼夜变化与叶绿素含量并不一致，其高峰略为滞后，在 12 时达到最大值，约 $3.5 \mu\text{g/L}$ ，早晨和晚上含量也较高，约 $2.5 \mu\text{g/L}$ ，其他时间段含量很低，低于 $1 \mu\text{g/L}$ 。MC-RR 和 MC-LR 的变化趋势也不一致，MC-RR 在早晨 8 时和晚上 20 时含量较高， $1\sim 1.5 \mu\text{g/L}$ ，其他时间段含量很低，低于 $0.5 \mu\text{g/L}$ ；而 MC-LR 含量在上午随

时间逐渐增加,在正午达到最大值 3.3 $\mu\text{g/L}$,然后迅速降低至 0.5 $\mu\text{g/L}$ 以下,晚上 8 时又增加到 1.5 $\mu\text{g/L}$ (图 2-4)。

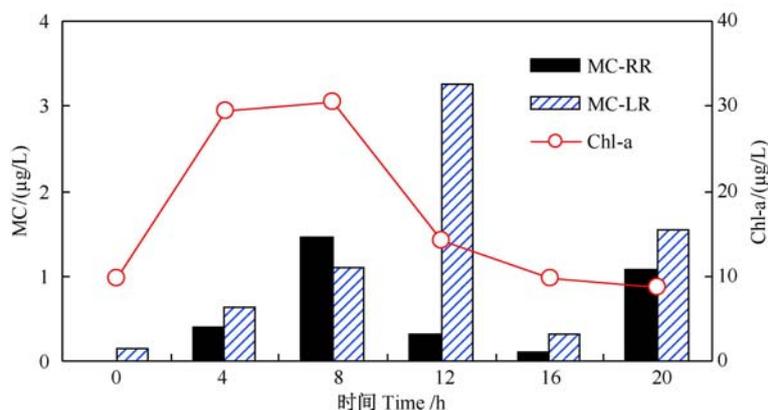


图 2-4 2002 年 10 月 14~15 日,巢湖 11 号点叶绿素 a 和微囊藻毒素的日变化 (修改自郑利, 2004)

Fig. 2-4 Diel changes in MC and Chl-a concentration at Station 11 of Lake Chaohu during October 14~15, 2002 (modified from Zheng, 2004)

上述结果表明,一天中不同时段采集的微囊藻毒素的含量可能变化很大,由于该研究仅采集了表层水样,很难准确判断这种巨大变化是由于藻类分布(垂直和水平)变化的结果还是藻类生理变化的结果。由于叶绿素 a 和 MC 含量之间并无很好的对应关系,可能二者(藻类分布、生理)都有影响。

二、巢湖水产品中的 MC

1. 鱼类——2003 年 9 月,肌肉中的 MC 有沿食物链累积的趋势,8 种鱼类平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$): 肠道 (22.0) > 血液 (14.5) > 肝脏 (7.77) > 胆囊 (6.32) > 肾脏 (5.81) > 肌肉 (1.81)

Xie 等 (2005) 研究了巢湖不同鱼类对 MC 的累积规律。鱼类样品于 2003 年 9 月采自忠庙附近,共采集到 8 种鱼类 (图 2-5)。将采集到的鱼类解剖,收集各种器官,冷冻干燥后用于毒素分析。鱼组织中的 MC 含量用 HPLC 法测定,并用 LC-MS 进行定性分析。

巢湖蓝藻水华中的 MC 含量为 240 $\mu\text{g/g DW}$ 。将 8 种鱼类各器官中的 MC (MC-RR + MC-LR) 含量平均,肠道和血液中的含量最高 (分别为 22.0 和 14.5 $\mu\text{g/g DW}$), 肝脏、胆囊和肾脏次之 (分别为 7.77、6.32 和 5.81 $\mu\text{g/g DW}$), 肌肉中的含量最低 (1.81 $\mu\text{g/g DW}$)。肌肉中的 MC 含量在杂食性鱼类 (鲫鱼 3.26 $\mu\text{g/g DW}$) 和肉食性鱼类 (翘嘴鲌 2.22 $\mu\text{g/g DW}$) 中最高,在浮游植物食性鱼类 (鲢 1.65 $\mu\text{g/g DW}$) 和植食性鱼类 (鳊 0.660 $\mu\text{g/g DW}$) 中最

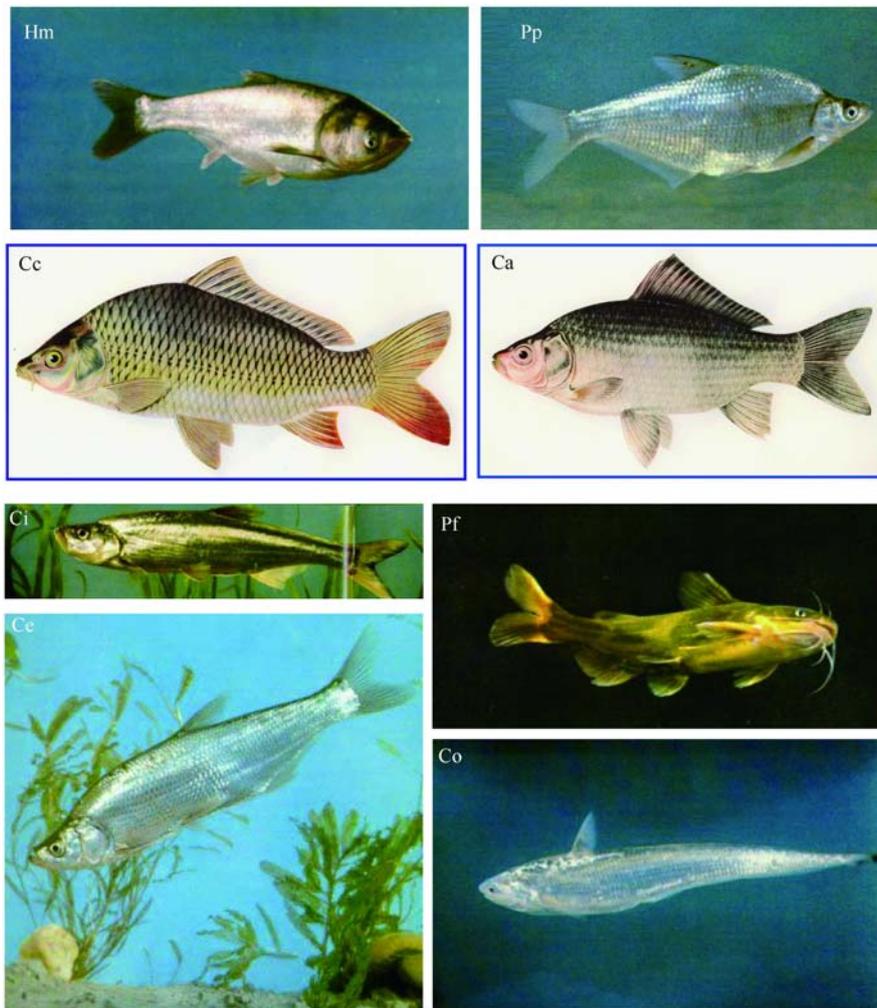


图 2-5 8 种鱼类图片 (Hm = 鲢, Pp= 鳊, Cc= 鲤, Ca= 鲫, Ci= 翘嘴鲌, Ce= 红鳍原鲌, Pf= 黄颡鱼, Co= 长颌鲚) (引自中国科学院水生生物研究所和上海自然博物馆, 1982, 刘建康和何碧梧, 1992)

Fig. 2-5 Photos of 8 fish species (Hm = *Hypophthalmichthys molitrix*, Pp= *Parabramis pekinensis*, Cc= *Cyprinus carpio*, Ca= *Carassius auratus*, Ci= *Culter ilishaeformis*, Ce= *Culter erythropterus*, Pf= *Pseudobagrus fulvidraco*, Co= *Coilia actenes*) (cited from Institute of Hydrobiology and Natural Museum, 1982, Liu and He, 1992)

低, 虽然鲢肠合物中的 MC 含量 ($137 \mu\text{g/g DW}$) 比其他鱼类 ($<6.50 \mu\text{g/g DW}$) 高出 20 多倍 (图 2-6)。肝脏中的 MC 含量也是肉食性鱼类 > 杂食性鱼类

>浮游植物食性鱼类和植食性鱼类。而在肠含物中却呈现出相反的趋势：浮游植物食性鱼类>杂食性鱼类>肉食性鱼类。在鳊的肠道中未检测出 MC（肠道中充满了水生高等植物），但鳊的肝脏、肌肉、胆囊和血液中也累积了相当数量的 MC；类似地，肌肉中最高 MC-RR 含量亦出现在肉食性鱼类翘嘴鲌，尽管其肠道中未检测到 MC。

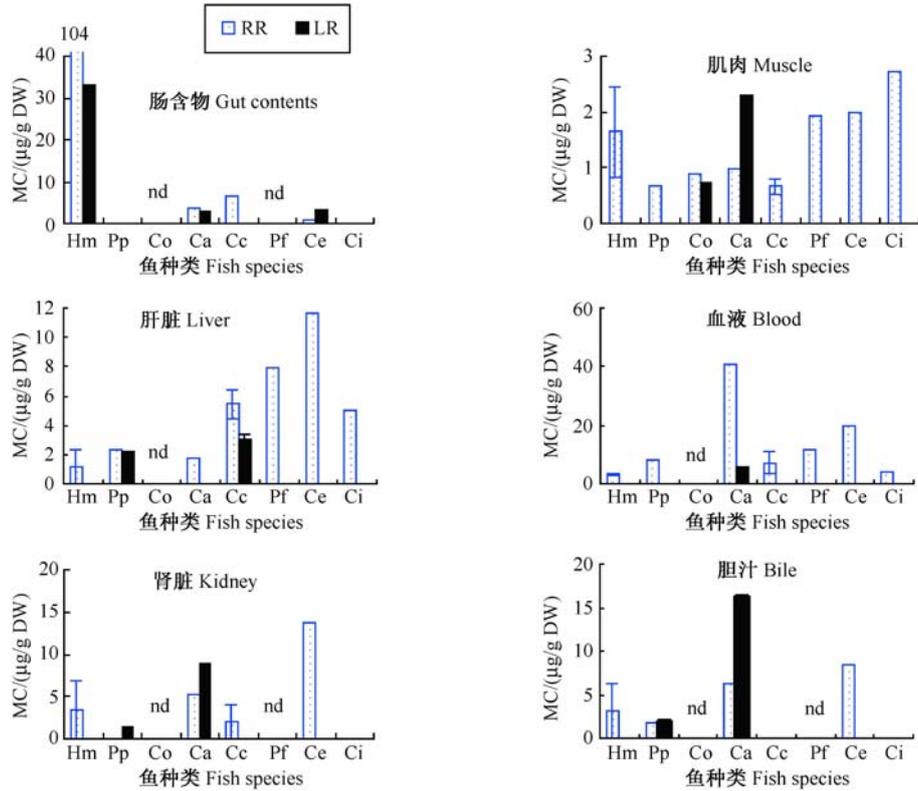


图 2-6 各种鱼类器官中的 MC 含量 (Hm = 鲢, Pp=鳊, Cc=鲤, Ca=鲫, Ci= 翘嘴鲌, Ce=红鳍原鲌, Pf=黄颡鱼, Co=长颌鲢) (引自 Xie et al., 2005)

Fig. 2-6 MC content in organs of each fish species (Hm = *Hypophthalmichthys molitrix*, Pp= *Parabramis pekinensis*, Cc= *Cyprinus carpio*, Ca= *Carassius auratus*, Ci= *Culter ilishaeformis*, Ce= *Culter erythropterus*, Pf= *Pseudobagrus fulvidraco*, Co= *Coilia actenes*) (cited from Xie et al., 2005)

Xie 等 (2005) 的研究表明, 在巢湖, MC 有沿食物链累积的趋势, 即食物链顶端的肉食性鱼类暴露于 MC 的风险最大。将 MC-RR 的含量乘以 0.2 (Gupta et al., 2003), 换算成 MC-LR_{eq}, 并将干重含量 (µg/g DW) 除以 5, 换算成湿重含量 (µg/g WW), 每 100 g 鱼肌肉含 2.64~49.7 µg 的 MC-LR_{eq}, 如果按

成人体重为 60 kg，每天食用 100 g 鱼肉来计算，即超过 WHO 对 MC-LR 规定的临时性 TDI 值的 1.3~25 倍。另一方面，其他器官（如肝脏、肾脏）的食用风险则更大。

2. 螺类——平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$): 肝胰腺 (4.14) > 消化道 (1.69) > 性腺 (0.72) > 足 (0.01)

Chen 等 (2005) 于 2003 年 6 月~11 月，研究了巢湖的铜锈环棱螺各组织中 MC-LR 和 MC-RR 含量的季节变化规律。铜锈环棱螺是巢湖螺类的优势种，既被居民直接食用 (图 2-7)，又被用于河蟹养殖的饲料。



图 2-7 餐桌上的铜锈环棱螺

Fig. 2-7 The cooked *Bellamya aeruginosa*

用于毒素分析的铜锈环棱螺采自巢湖北岸的忠庙地区，该处经常由于风力作用聚集有厚厚的蓝藻水华；调查期间巢湖蓝藻水华的优势种为铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 和螺旋鱼腥藻 (*Anabaena spiroides*)。将采集的螺解剖分为消化道 (包括胃)、肝胰腺、性腺和足，每次将 60 个个体的某种器官合并为一个样，冷冻干燥。毒素的定性与定量分析分别基于 LC-MS 和 HPLC。通过对 6 月采集的铜锈环棱螺的肠含物进行显微镜检发现几乎均为微囊藻细胞 (Chen et al., 2005)。

肝胰腺、消化道、性腺和足中 MC 含量的季节变化如图 2-8 所示。研究期间的 MC 平均含量 ($\mu\text{g/g DW}$): 肝胰腺 (4.14) > 消化道 (1.69) > 性腺 (0.72) > 足 (0.01)。消化道的 MC 含量与肝胰腺的 MC 含量之间有一定的正

相关性 ($r=0.64$, $P=0.171$)。MC-LR/MC-RR 之比的平均值在消化道、肝胰腺和性腺中分别为 0.44、0.63 和 0.96。

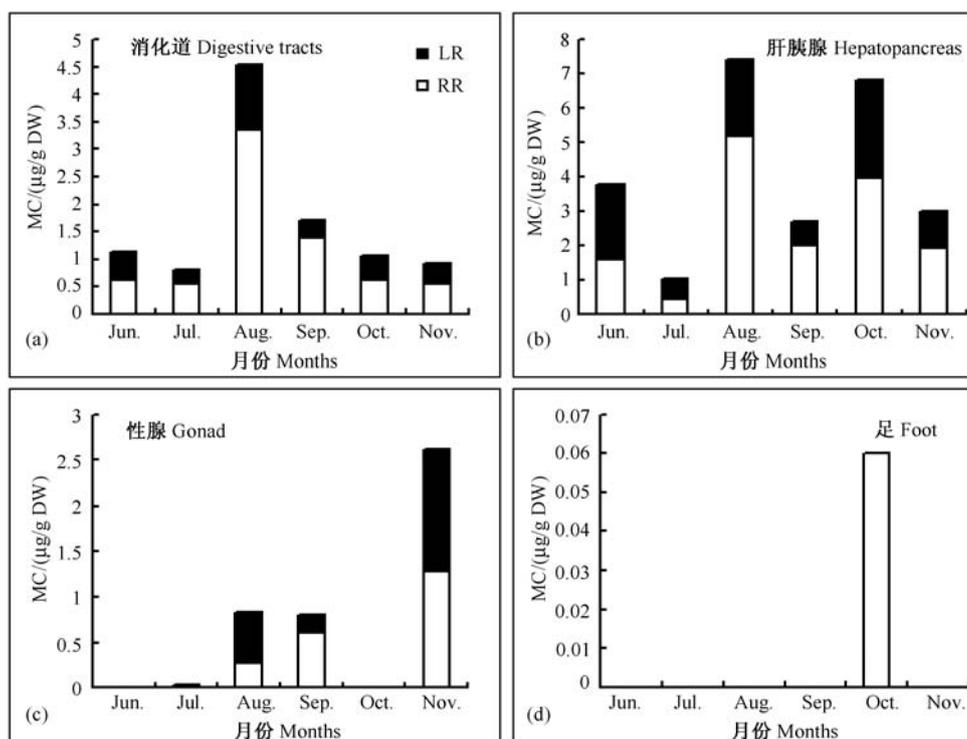


图 2-8 在 2003 年 6~11 月期间, 巢湖铜锈环棱螺消化道 (a)、肝胰腺 (b)、性腺 (c) 和足 (d) 中 MC-LR 和 MC-RR 含量的季节变化 (引自 Chen et al., 2005)

Fig. 2-8 The seasonal changes of MC-LR and MC-RR concentrations ($\mu\text{g/g DW}$) in (a) digestive tract, (b) hepatopancreas, (c) gonad and (d) foot of *Bellamya aeruginosa* in Lake Chaohu during June and November, 2003 (cited from Chen et al., 2005)

Chen 等 (2005) 认为, 由于 MC 主要分布在肝胰腺、消化道和性腺, 而只有很少量分布在可食器官足中, 因此, 在吃螺前如果将这些有毒部分去掉, 对人类健康的危害可能不很显著。

3. 虾类——秀丽白虾的平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$): 胃 (4.53) > 肝胰腺 (4.29) > 卵 (2.34) > 性腺 (1.17) > 鳃 (0.51) > 肌肉 (0.13); 日本沼虾: 胃 (2.92) > 肝胰腺 (0.53) > 性腺 (0.48) > 卵 (0.27) > 鳃 (0.05) > 肌肉 (0.04)

Chen 和 Xie (2005) 于 2003 年 6~11 月研究了巢湖中秀丽白虾 (*Palaemon modestus*) 和日本沼虾 (*Macrobrachium nipponensis*) (图 2-9) 各种器官中的

MC (MC-RR 和 MC-LR) 含量及其季节变化规律。虾体内的 MC 分别用 LC-ESI-MS 和 HPLC-UV 进行定性和定量。



图 2-9 巢湖的秀丽白虾 (左) 和日本沼虾 (右) 图片 (由陈隽博士提供)
Fig. 2-9 Photos of *Palaemon modestus* (left) and *Macrobrachium nipponensis* (right) from Lake Chaohu (photos from Dr. Chen J)

平均来看, 秀丽白虾器官中累积的 MC 远高于日本沼虾 (图 2-10、图 2-11); 秀丽白虾的平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$): 胃 (4.53) > 肝胰腺 (4.29) > 卵 (2.34) > 性腺 (1.17) > 鳃 (0.51) > 肌肉 (0.13); 日本沼虾: 胃 (2.92) > 肝胰腺 (0.53) > 性腺 (0.48) > 卵 (0.27) > 鳃 (0.05) > 肌肉 (0.04)。如果不包含胃含物, 肝胰腺中的 MC 负荷最高 (秀丽白虾 41%, 日本沼虾 41.4%), 其次是性腺、卵和肌肉, 鳃最小。

Chen 和 Xie (2005) 还分析了 2003 年 6 月从巢湖采集的克氏原螯虾 (图 2-12) 各种器官中的 MC (MC-RR 和 MC-LR) 含量 ($\mu\text{g/g DW}$): 胃 (9.97) > 肠 (2.25) > 性腺 (0.93) > 肝胰腺 (0.08) > 鳃 (0.27) > 肌肉 (0.05) (肝胰腺的值可能被低估, 因为仅采集到 0.08 g 干重的肝胰腺样品用于毒素分析)。

将 MC-RR 的含量乘以 0.2 (Gupta et al., 2003), 换算成 MC-LR_{eq}, 并将干重含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 除以 5, 换算成湿重含量 ($\mu\text{g/g WW}$), 设成人体重为 60 kg, 每天食用 300 g 虾肉, 则所分析虾肉样品的 31% 超过 WHO 所建议的 TDI 标准。如果将虾作为整体食用的话, 从秀丽白虾和日本沼虾的平均日摄入量达 0.57 和 0.255 $\mu\text{g MC-LR}_{\text{eq}}/\text{kg BW}$ (高于 WHO 所建议 TDI 标准的 14.2 和 6.4 倍)。因此, 食用像巢湖这样被 MC 污染湖泊中的虾类的危险性不容忽视 (Chen and Xie, 2005)。

需要指出的是, 螯虾也是人们喜食的水产品 (特别是性腺), 而性腺中的

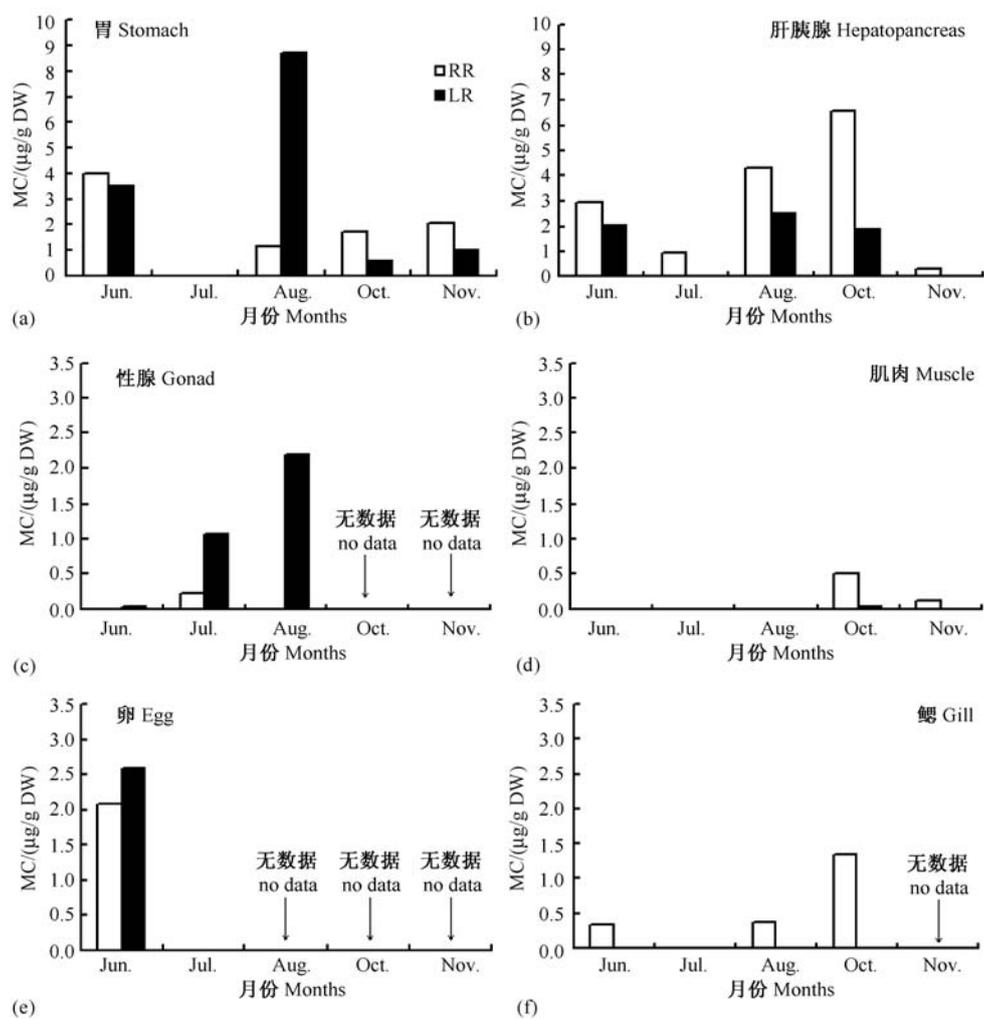


图 2-10 2003 年巢湖秀丽白虾的胃 (a)、肝胰腺 (b)、性腺 (c)、肌肉 (d)、卵 (e) 和鳃 (f) 中 MC-LR 和 MC-RR 的浓度 ($\mu\text{g/g DW}$) (引自 Chen and Xie, 2005)

Fig. 2-10 The seasonal changes of MC-LR and MC-RR concentrations ($\mu\text{g/g DW}$) in (a) stomach, (b) hepatopancreas, (c) gonad, (d) muscle, (e) egg and (f) gill of the shrimp *Palaemon modestus* in Lake Chaohu in 2003 (cited from Chen and Xie, 2005)

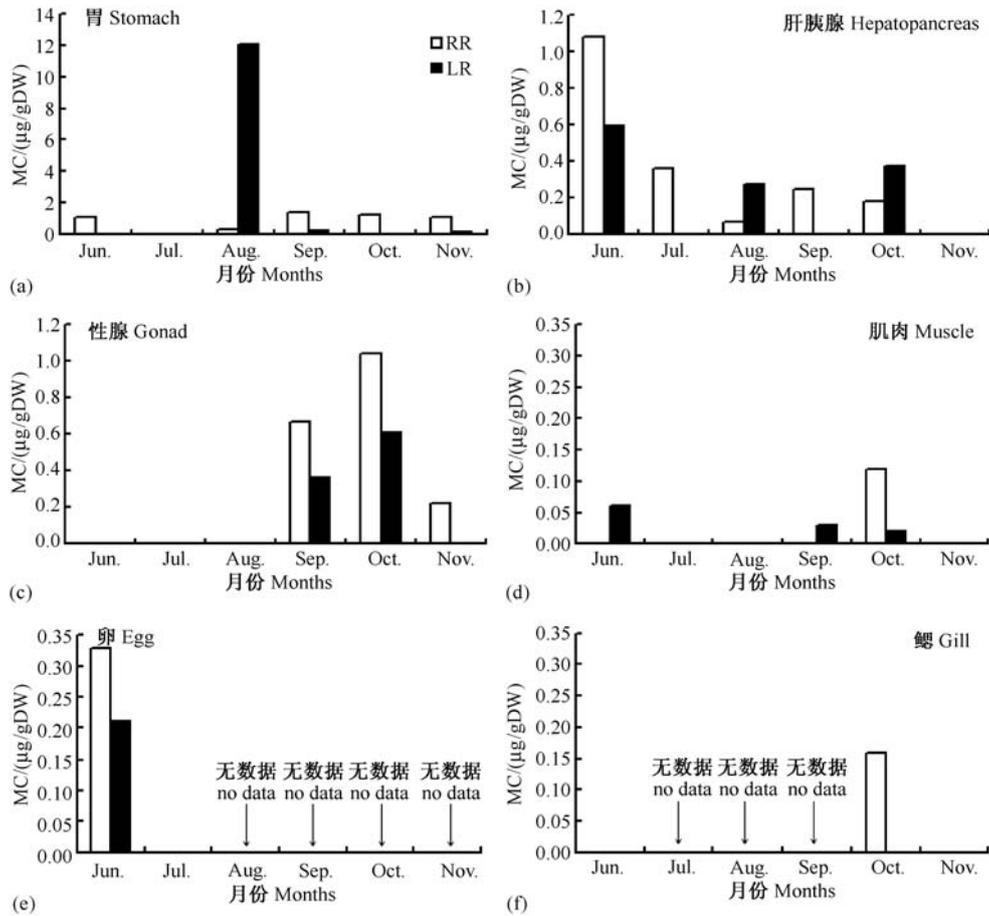


图 2-11 2003 年巢湖青虾的胃 (a)、肝胰腺 (b)、性腺 (c)、肌肉 (d)、卵 (e) 和鳃 (f) 中 MC-LR 和 MC-RR 浓度 ($\mu\text{g/g DW}$) (引自 Chen and Xie, 2005)

Fig. 2-11 The seasonal changes of MC-LR and MC-RR concentrations ($\mu\text{g/g DW}$) in (a) stomach, (b) hepatopancreas, (c) gonad, (d) muscle, (e) egg and (f) gill of the freshwater shrimp *Macrobrachium nipponensis* in Lake Chaohu in 2003 (cited from Chen and Xie, 2005)

MC 含量很高 (为肌肉 10 倍), 因此富营养水体中的螯虾 (可能还有中华绒螯蟹) 的食用安全性问题需予以关注。



图 2-12 克氏原螯虾的图片 (引自 Marc Carrière, <http://www.les-snats.com>)
Fig. 2-12 A photo of the crayfish *Procambarus clarkii* (cited from Marc Carrière, <http://www.les-snats.com>)

三、结 语

近几年才开始进行巢湖湖水和水产品中 MC 含量的研究,初步结果表明,巢湖湖水和十几种水产品的不同器官中均有不同程度的 MC 污染,有的远超过世界卫生组织建议的标准。

2002~2003 年期间,巢湖全湖平均胞内 MC 浓度春末至夏季较高,西湖区略高于东湖区,西湖区最高 MC 含量为 $4.6 \mu\text{g}/\text{L}$,单个采样点最高胞外 MC 浓度达 $17.3 \mu\text{g}/\text{L}$,远高于世界卫生组织的指导值 ($1 \mu\text{g MC-LR}/\text{L}$),胞外(释放到水中)的 MC 远低于 $1 \mu\text{g}/\text{L}$ 。

在一些水产品(鱼、蚌、螺)的不同器官中均检测出有含量不等的 MC,譬如,2003 年 9 月,8 种鱼类平均 MC 含量 ($\mu\text{g}/\text{g DW}$):肠道 (22.0) > 血液 (14.5) > 肝脏 (7.77) > 胆囊 (6.32) > 肾脏 (5.81) > 肌肉 (1.81)。每 100g 鱼肌肉(鲜重)含 $2.64\sim 49.7 \mu\text{g}$ 的 MC-LR_{eq},如果按成人体重为 60kg ,每天食用 100g 鱼肉来计算,即超过 WHO 对 MC-LR 规定的临时性 TDI 值的 $1.3\sim 25$ 倍。另一方面,其他器官(如肝脏、肾脏)的食用风险则更大。螺类各器官中的平均 MC 含量 ($\mu\text{g}/\text{g DW}$):肝胰腺 (4.14) > 消化道 (1.69) > 性腺 (0.72) > 足 (0.01);秀丽白虾的平均 MC 含量 ($\mu\text{g}/\text{g DW}$):胃 (4.53) > 肝胰腺 (4.29) > 卵 (2.34) > 性腺 (1.17) > 鳃 (0.51) > 肌肉 (0.13);日本沼虾:胃 (2.92) > 肝胰腺 (0.53) > 性腺 (0.48) > 卵 (0.27) > 鳃 (0.05) > 肌肉 (0.04)。卵和性腺中大量累积 MC 表明 MC 对动物及人类的生殖毒性不容忽视。

第三章 巢湖沉积物中的氮、磷分布格局

内 容

一、巢湖沉积物 TN 和 TP 的垂直分布格局

1. 东、西湖区沉积物——不同区域的 TN 和 TP 的垂直分布格局差异很大
2. 巢湖东部湖心沉积物——1972 年以后, TN 快速累积
3. 巢湖市附近的沉积物——浅层沉积物中 N 的富集远多于 P
4. 巢湖东、西湖区沉积物 (24 cm 沉积柱)——平均 TN 含量西湖区 (0.87 mg/g) 远高于东湖区 (0.36 mg/g), 表层沉积物上升幅度也是西湖区大于东湖区

二、巢湖表层沉积物 TN 和 TP 的季节变化

1. 东、西湖区的表层 (0~5 cm) 沉积物——TN 季节变化明显, 夏季远低于冬季, 而 TP 的季节变化不明显
2. 东、西湖区的表层 (0~10 cm) 沉积物——最靠南 (也是中部) 的样点中 TP 和 TN 含量最低, TP 的含量很接近 TN, TN 和 TP 含量的季节性差异较小

三、巢湖表层沉积物 TN、TP 含量等值图

1. 1987~1988——全湖平均 TN 含量 0.67 mg/g, TP 含量 0.51 mg/g, TN 格局主要受人类活动影响, 而 TP 分布格局受人类活动和地质背景的双重影响
2. 2006 年——全湖平均 TP 含量为 0.55 mg/g, TP 有从北向南递减的趋势, 可能与巢湖北岸的含磷底层有关

四、巢湖入湖河口沉积物中的 TN 和 TP 含量

1. 歧阳河和兆河河口——北岸的歧阳河河口沉积物中的 TP 总体上要明显高于南岸的兆河河口
2. 主要流入湖口处沉积物中的 TP 含量——南淝河口最高 (1.2 mg/g), 而南岸的兆河河口最低

五、杭埠河流域三角洲平原钻孔和河流流域土壤 TN 含量变化

1. 杭埠河流域三角洲平原钻孔——TN 的变化范围为 0.2~0.83 mg/g, 平均 0.43 mg/g
2. 杭埠河流域三条支流表层土样——TN 的变化范围为 0.2~3.0 mg/g, 平均 0.9 mg/g
3. 巢湖演变——全新世气候变化是控制巢湖演变的主导因子, 而近千年来, 人类活动的影响明显

六、巢湖流域表层土壤 TP 含量分布

1. TP 含量插值图——2195 个组合样, 表层土壤平均 TP 含量为 0.54 mg/g
2. TP 空间格局的影响因素——母质类型、人类活动和环境条件综合作用的结果
3. 巢湖流域表层土壤与巢湖表层沉积物中 TP 含量的比较——二者 TP 含量存在惊人的相似, 但表层土壤的异质性远大于湖中沉积物

七、沉积物中的 N、P 本底含量

1. 原始湖泥层——保留着湖区周围土壤母质的岩相特征, 可看成沉积物的自然本底
2. 巢湖 N、P 的本底含量——TN 的变幅大于 TP, 巢湖本底 TP 含量高, 有时甚至超过 TN

八、结语

在湖泊生态系统中，沉积物与覆盖于其上的湖水加上生活于水中或沉积物中或沉积物表面的各种各样的生物构成一个十分复杂的生态系统。沉积物不仅为一些动植物（如挺水和沉水植物、底栖动物等）提供重要的生存基础，还是生源要素（N、P）的重要储存场所，记录了 N、P 累积的历史过程，它还沉淀着陆地生态系统气候、水文等历史环境变化的重要信息。特别重要的是，沉积物上覆水之间活跃的物质交换，显著影响水体的富营养化进程。富营养水体表面沉积物形成巨大内源负荷，极大地阻碍湖泊的治理，延缓生态修复进程。

有关巢湖沉积物 N、P 含量的垂直和水平格局已有了不少研究，这些信息对了解巢湖 N、P 累积的历史过程、格局以及预测未来的发展趋势均十分重要。

一、巢湖沉积物 TN 和 TP 的垂直分布格局

1. 东、西湖区沉积物——不同区域的 TN 和 TP 的垂直分布格局差异很大

张敏（2005）于 2002 年 12 月研究了巢湖 4 个采样点（I、IV、V 和 VI 图 3-1）沉积物中氮、磷含量的垂直分布规律。采样方法与杜磊等（2004）相同，沉积物柱状样在野外现场按 1 cm 间隔逐层分样。在不同站点沉积物中氮、磷含量的垂直分布格局有很大差异（图 3-2、图 3-3），TN 和 TP 含量最大值均出现在西湖区的 I 样点处（表 3-1），各样点的最大 TN 或 TP 含量基本都在 20 cm 以内的表层沉积物中（只有 VI 处 TP 的最大值出现在 57 cm）。显然，沉积物的 TN

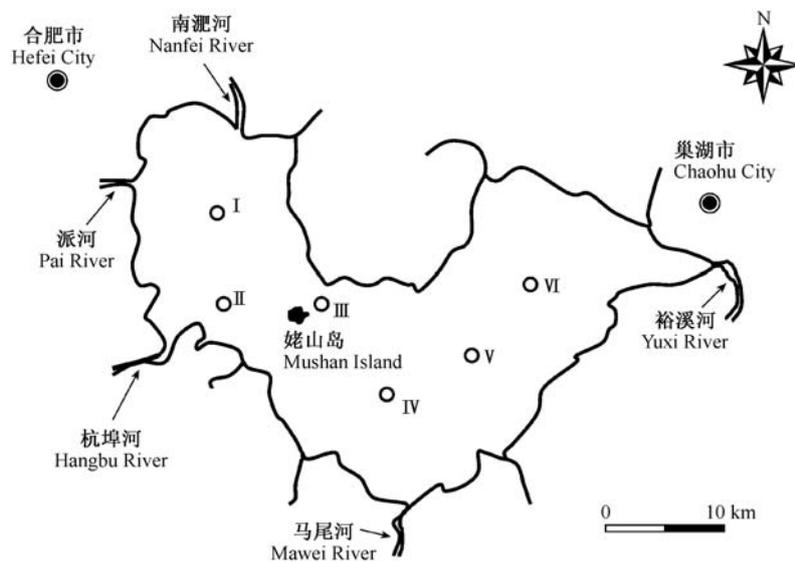


图 3-1 巢湖沉积物采样点示意图（引自张敏，2005）

Fig. 3-1 Sampling sites for sediment in Lake Chaohu (cited from Zhang, 2005)

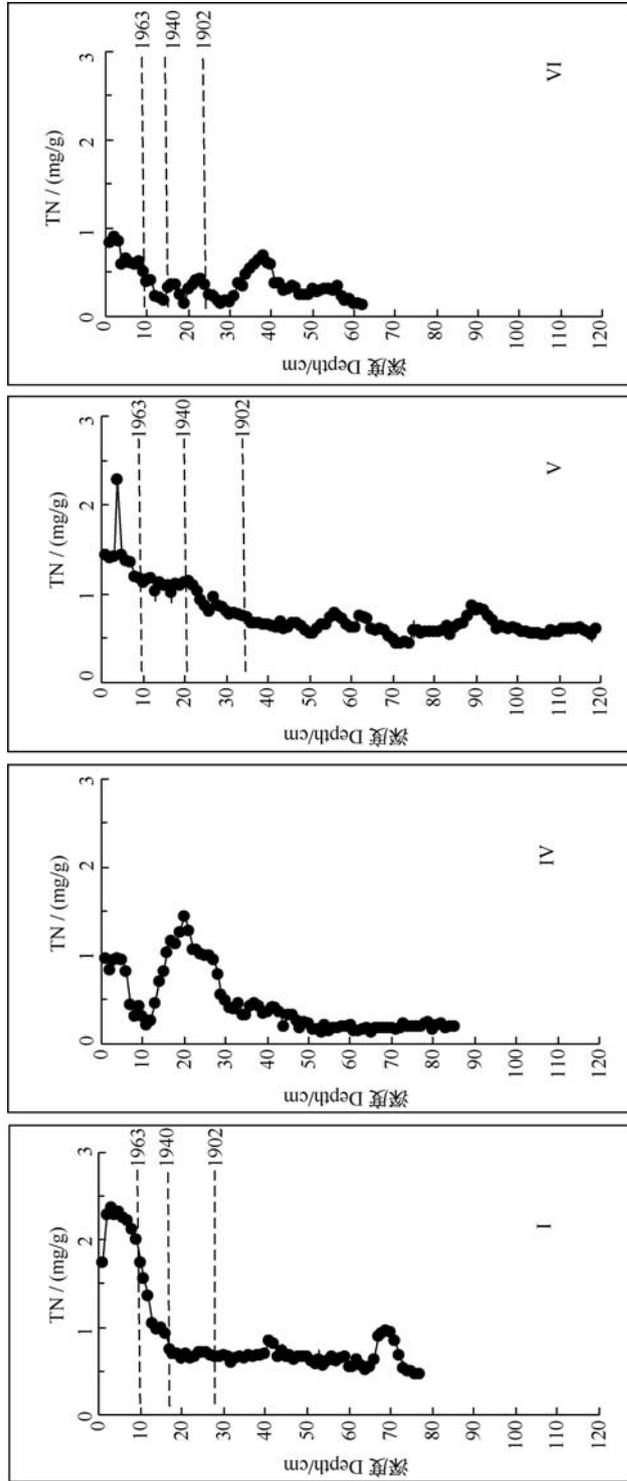


图3-2 巢湖I、IV、V和VI号采样点沉积物总氮(TN)含量的垂直分布(修改自张敏, 2005)
 Fig. 3-2 Vertical profiles of total nitrogen (TN) content at Stations I, IV, V and VI of Lake Chaohu (modified from Zhang, 2005)

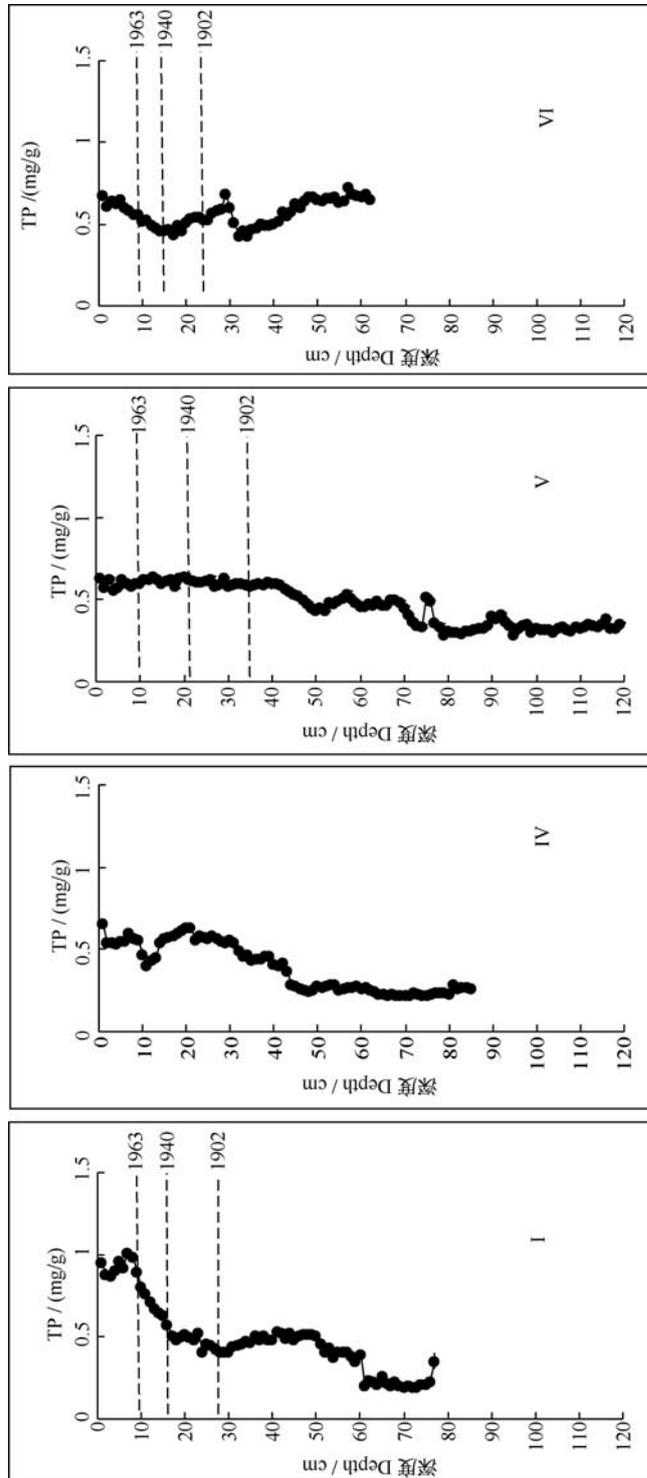


图3-3 巢湖I、IV、V和VI号采样点沉积物总磷(TP)含量的垂直分布(修改自张敏, 2005)
 Fig. 3-3 Vertical profiles of total phosphorus (TP) content at Stations I, IV, V and VI of Lake Chaohu (modified from Zhang, 2005)

和 TP 分布可能受到多种因素（如外源输入、水动力学过程等）的影响，但是，可以肯定的是，离合肥市最近的西部湖区 I 处的表层沉积物中累积的 N 和 P 最多。

表 3-1 巢湖 4 个采样点总氮 (TN) 和总磷 (TP) 含量范围，出现最大值的沉积物深度
Table 3-1 Ranges and sediment depths where TN or TP contents reached the maximum at four sampling station of Lake Chaohu

站点 Stations	范围 Range /(mg/g)	达最大值深度 Depth at maximum/cm	原始湖泥层起始 深度 Initial depth of original sediment / cm	TN 或 TP 本底含量 Basal TN or TP content/(mg/g)	文献 Reference
TN					
I(Fig. 3-2)	0.56~2.38	3	18	0.6~0.7	张敏,2005
IV(Fig. 3-2)	0.16~1.46	20	48	0.16~0.25	张敏,2005
V(Fig. 3-2)	0.56~2.29	4	35	0.55~0.75	张敏,2005
VI(Fig. 3-2)	0.17~0.92	2	41	0.31~0.4	张敏,2005
东部	Max>3	0~2	9	围绕1.0~1.2波动	薛滨等,2007
23 # (Fig. 3-6)	~0.7~2.75	~20	~130	~0.7~0.75	王永华等,2004
H2	0.1~2.1	0~1	8~9	0.6~0.7	周志华等,2007
H3	0.2~0.8	0~1	3~4	0.2~0.4	周志华等,2007
TP					
I(Fig. 3-3)	0.35~1.01	7	61	0.21~0.24	张敏,2005
IV(Fig. 3-3)	0.25~0.66	1	44	0.22~0.29	张敏,2005
V(Fig. 3-3)	0.44~0.64	20	77	0.31~0.41	张敏,2005
VI(Fig. 3-3)	0.43~0.73	57	—	—	张敏,2005
23 # (Fig. 3-6)	~0.3~0.5	~20	~160	~0.3	王永华等,2004
兆河河口	~0.29~0.4	~18	~40	~0.29	王绪伟等,2007
歧阳河河口	~0.33~0.58	~15	—	—	王绪伟等,2007

~ 根据图形推测的值，— 未见稳定层，因而无法推测

~ estimated from figures, — as no stable layers were present, no estimation could be made

2. 巢湖东部湖心沉积物 (25 cm 沉积柱) ——1972 年以后, TN 快速累积

姚书春和李世杰 (2004) 于 2001 年 12 月在巢湖东部湖心采集了 25 cm 的沉积物柱样, 在采集现场以 1 cm 间隔分样, 用于分析 TN 的含量, 并用²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 定年。25~16 cm 相当于 1898 年到 1946 年, 16~9 cm 相当于 1946 年到 1972 年, 在约 103 年的时期, 平均沉积速率为 0.24 cm/a。在 9 cm 以下的沉积物中, TN 含量基本围绕 1.0~1.2 mg/g 的水平波动, 在 8 cm 以上的表层沉积物中, TN 含量快速增加, 0~2 cm 的表层沉积物含量超过了 3 mg/g (图 3-4)。姚书春和李世杰 (2004) 测得的表层 (0~5 cm) 沉积物中的 TN 含量比张敏 (2005) 在巢湖东部三个采样点测得的值明显要高。

3. 巢湖市附近的沉积物——浅层沉积物中 N 的富集远多于 P

王永华等 (2004) 在巢湖东区巢湖市附近面积约 3 km² 的范围内, 设置了 17 个采样点 (图 3-5), 共采集了 72 个沉积物样品 (文中未交待采样年份)。按样品的沉积特征, 将沉积物分为严重污染层 (A 层, 多为灰黑至深黑色淤泥, 有臭味)、污染过渡层 (B 层, 颜色较 A 层浅, 多为青灰至灰黑色, 底部常略带黄色, 较 A 层结实) 和正常湖泥层 (C 层, 呈青灰、灰黄等不同颜色, 多为黏质夹粉质黏土, 质地密实)。A 层平均厚度为 34 cm, B 层平均厚度为 42 cm, C 层平均厚度为 40 cm。

A 层中的 TN 含量多数为 0.2~2.0 mg/g, 平均为 1.07 mg/g, 最高达 2.81 mg/g, 以双桥河口和玉溪市巢湖河口含量高。TP 多数为 0.4~0.6 mg/g, 平均值 0.534 mg/g, 最高值 0.948 mg, 最低值 0.316 mg/g, 也是以双桥河口和玉溪市巢湖河口含量高。

除个别样点外, TN 和 TP 含量随深度的增加而降低, A 层和 B 层的差别比较明显, 而 B 层和 C 层的差异较小, 底泥 C 层为正常湖泥层, 仍保留着湖区周围土壤母质的岩相特征, 其元素含量是长期以来地球化学作用的结果, 而 A 层的沉积年代较近, 受人类活动的干扰强烈。以 23 号采样点为例, 该采样点 A 层的厚度为 83 cm, B 层为 104 cm, C 层为 29 cm, TN 的变化比 TP 显著得多,

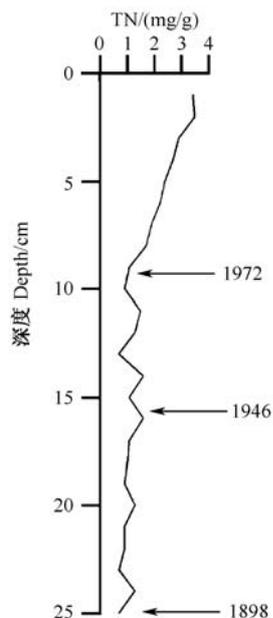


图 3-4 巢湖东部湖区沉积物 TN 含量的垂直分布 (修改自姚书春和李世杰, 2004, 薛滨等, 2007)

Fig. 3-4 Vertical profiles of TN content in a sampling site of eastern Lake Chaohu (modified from Yao and Li, 2004, Xue et al., 2007)

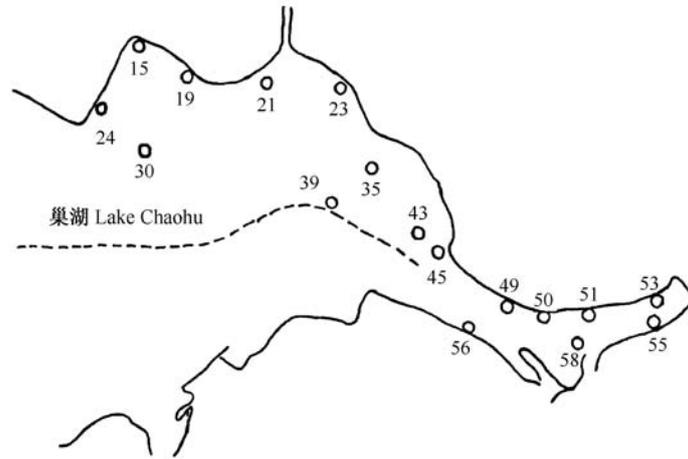


图 3-5 在巢湖市附近的巢湖东区沉积物采样点分布图 (引自王永华等, 2004)
 Fig. 3-5 Map of the sites for sampling sediments in eastern Lake Chaohu near Chaohu City (cited from Wang et al., 2004)

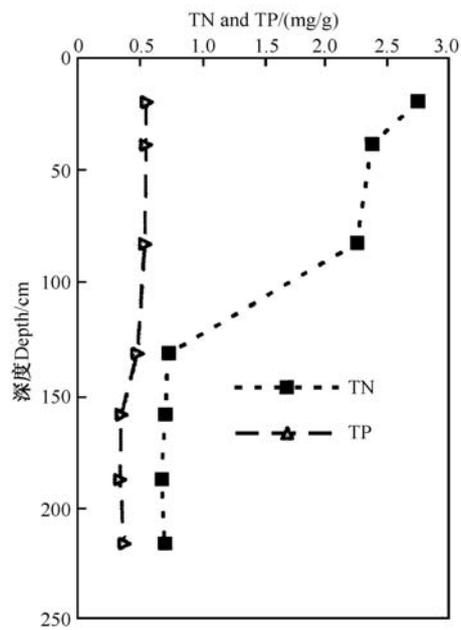


图 3-6 巢湖东区 23# 采样点沉积物中 TN 和 TP 的垂直分布 (引自王永华等, 2004)
 Fig. 3-6 Vertical profiles of TN and TP contents in the sediment of Site 23# in eastern Lake Chaohu (cited from Wang et al., 2004)

TN 含量在 A 层含量高，在 B 层急剧下降，而在 C 层，维持在较低水平（约为 0.7 mg/g ）（图 3-6）。其他采样点的垂直分布规律与 23 号样点相似。

4. 巢湖东、西湖区沉积物（24 cm 沉积柱）——平均 TN 含量西湖区（ 0.87 mg/g ）远高于东湖区（ 0.36 mg/g ），表层沉积物上升幅度也是西湖区大于东湖区

周志华等（2007）于 2002 年 10 月在巢湖东湖区（H3）和西湖区（H2）（位置见图 3-7）各采集了一个 24 cm 的沉积柱，以 1 cm 间隔分样，测定 TN 含量。西湖区 H2 点的平均 TN 含量（ 0.87 mg/g ）远高于东湖区 H3 点（ 0.36 mg/g ）。

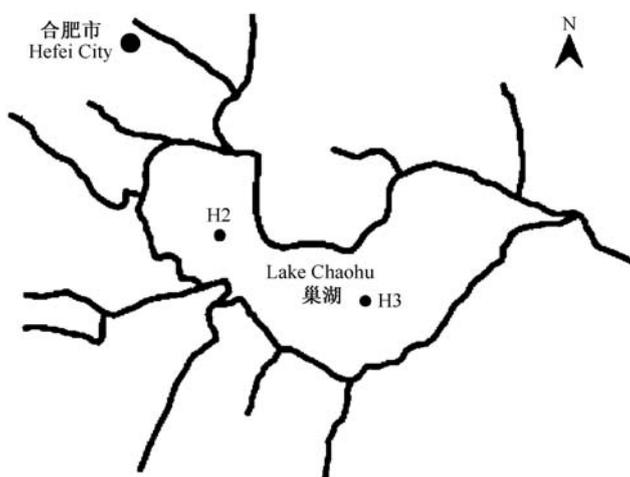


图 3-7 巢湖采样点示意图（引自周志华等，2007）

Fig. 3-7 Map for the sampling sites in Lake Chaohu (cited from Zhou et al., 2007)

H2 样点除 23~24 cm 处有一个极端低值（ 0.1 mg/g ）外，其他深度的 TN 含量均高于 H3 样点。在 H2 样点，7~8 cm 向上，TN 含量从 0.8 mg/g 快速上升到表层的 2.1 mg/g ，而在 H2 样点，从 3~4 cm 向上，TN 含量从 0.5 mg/g 快速上升到表层的 0.8 mg/g 。在 H2 样点，7~8 cm 向下，TN 多数在 $0.6\sim 0.7 \text{ mg/g}$ 之间波动，在 H3 样点，3~4 cm 向下，TN 多数在 $0.2\sim 0.4 \text{ mg/g}$ 波动（图 3-8）。

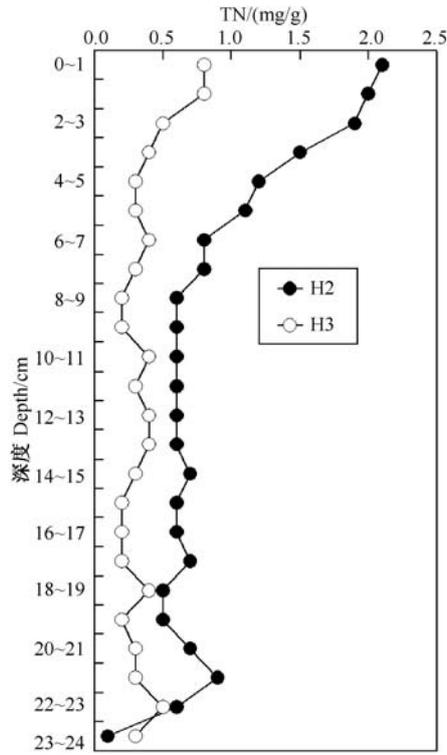


图 3-8 巢湖东区 H3 样点和西区 H2 样点沉积物中 TN 含量的垂直分布
(引自周志华等, 2007)

Fig. 3-8 Vertical profiles of TN content in the sediment of Site H3 in the eastern part and Site H2 in the western part of Lake Chaohu (cited from Zhou et al., 2007)

二、巢湖表层沉积物 TN 和 TP 的季节变化

1. 东、西湖区的表层 (0~5 cm) 沉积物——TN 季节变化明显, 夏季远低于冬季, 而 TP 的季节变化不明显

在 2002 年 10 月、2003 年 1 月和 2003 年 7 月, 在巢湖不同湖区的 4 个采样点用柱状采泥器采集沉积物, 分析了表层 (0~5 cm) 沉积物中的 TN 和 TP 含量 (Huang et al., 2005, 黄清辉, 2006, 王东红, 2006)。结果表明, 西部湖区 (C1、C2) 沉积物中的 TP 含量最高, 东部湖区 (C4) 次之, 中部湖区 (C3) 相对最低。需要指出的是, 在同一采样地点, 冬季沉积物中的 TN 含量要高, 秋季次之, 夏季最低, 夏季和冬季之差可达数倍 (如 C4 处冬季的 TN 约为夏季的 5 倍之多) (图 3-9)。

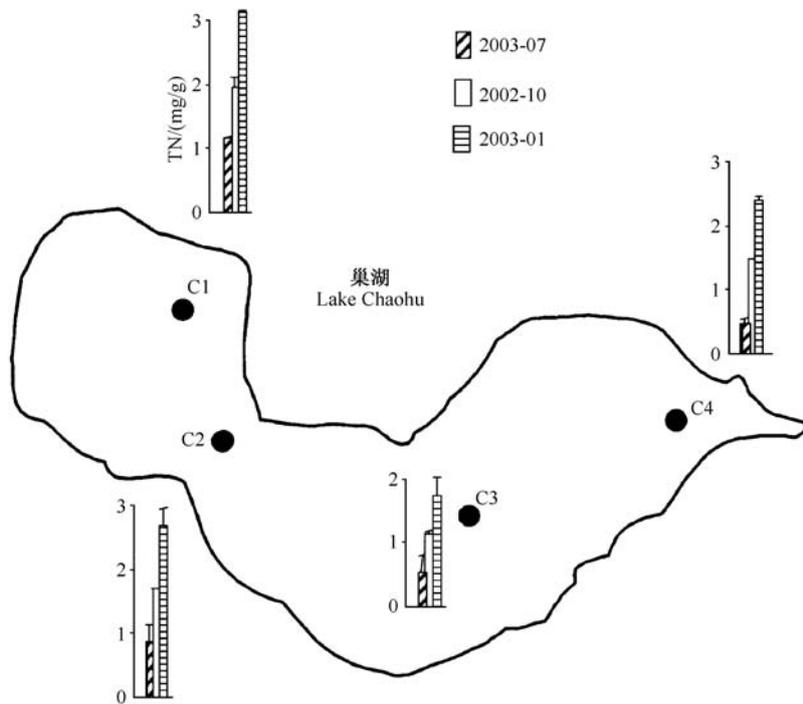


图 3-9 2002~2003 年期间，巢湖不同湖区表层沉积物（0~5 cm）中的 TN 含量（修改自王东红，2006）

Fig. 3-9 TN content in surface sediment (0~5 cm) of various area of Lake Chaohu during 2002~2003 (modified from Wang, 2006)

TP 的空间格局与 TN 略有不同，西部湖区的 C1 处最高，C2 次之，中部湖区的 C3 和东部湖区的 C4 最低（均在 0.5 mg/g 附近或以下）。巢湖沉积物中 TP 含量的季节变化不明显，差异较小，这与 TN 完全不同（图 3-10）。

2. 东、西湖区的表层（0~10 cm）沉积物——最靠南（也是中部）的样点中 TP 和 TN 含量最低，TP 的含量很接近 TN，TN 和 TP 含量的季节性差异较小

张敏（2005）从 2002 年 10 月至 2003 年 9 月在巢湖的 6 个采样点（图 3-1）逐月采集沉积物柱状样。用内径为 3.9 cm 的不锈钢管状采泥器采集表层（0~10 cm）沉积物样。同一采样点取 21 个沉积物柱芯，随机分为三组，各组位于相同层面的柱芯充分混匀成为代表各个层面的三组重复样品。

表层沉积物中 TN 的年平均含量以西部湖区（I、II、III）最高，东部湖区（V、VI）次之，中部湖区（IV）最低（图 3-11）。而 TP 的年平均含量略有差异，东西湖区之间的差异不如 TN 明显，但中部湖区（IV）仍然最低（图 3-11）。IV 站在 6 个样点中最靠南。

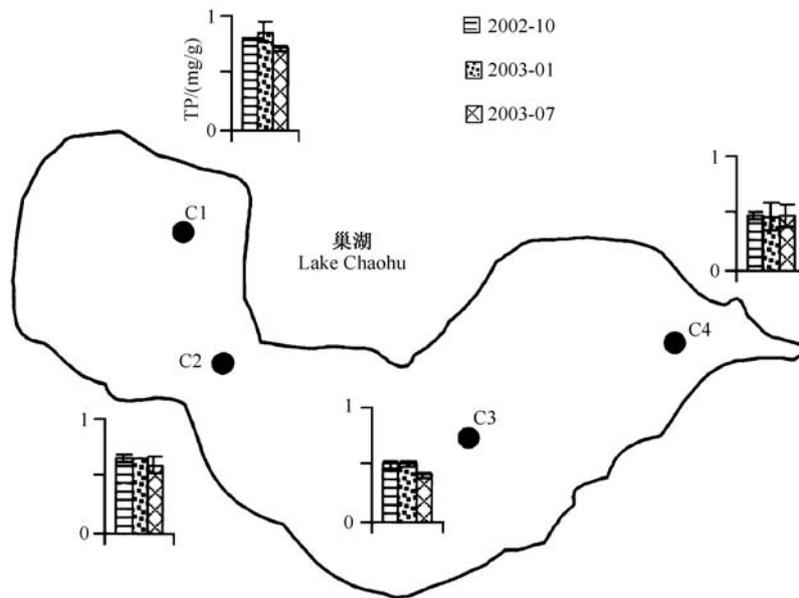


图 3-10 2002~2003 年期间，巢湖不同湖区表层沉积物 (0~5 cm) 中的 TP 含量 (修改自黄清辉, 2006)

Fig. 3-10 TP content in surface sediment (0~5 cm) of various area of Lake Chaohu during 2002~2003 (modified from Huang 2006)

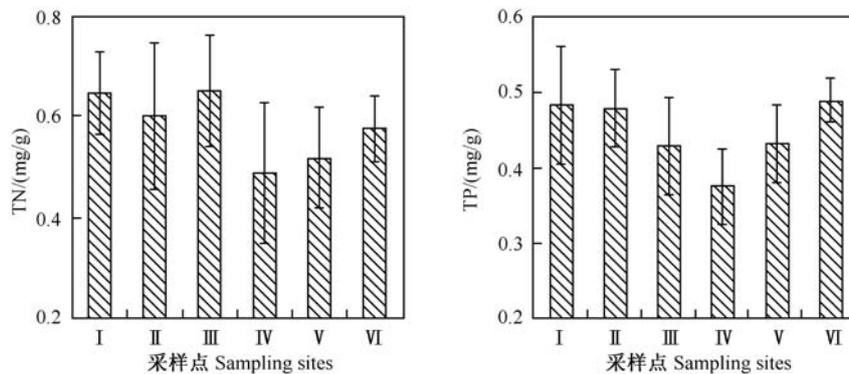


图 3-11 巢湖 6 个采样点表层 (0~10 cm) 沉积物 TN 和 TP 的年平均含量。垂直线为标准差 (引自张敏博士未发表资料)

Fig. 3-11 Annual mean TN and TP contents in surface sediments (0~10 cm) of six sampling sites in Lake Chaohu. Vertical bars indicate standard errors (cited unpublished data from Dr. Min Zhang)

而 6 个采样点表层 (0~10 cm) 沉积物中 TN 和 TP 平均值的季节变化规律性，TN 有一定的季节性差异，以春季 (3~5 月) 相对较低，其他季节略高，TP 的变化趋势类似，但变幅更小 (图 3-12)。

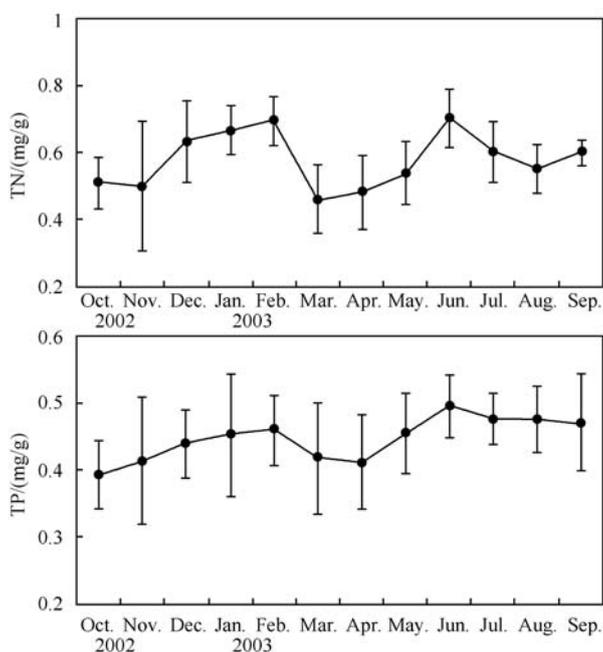


图 3-12 巢湖 6 个采样站表层 (0~10 cm) 沉积物 TN 和 TP 平均值的季节变化。垂直线为标准差 (引自张敏博士未发表资料)

Fig. 3-12 Seasonal changes in mean TN and TP contents in surface sediments (0~10 cm) of six sampling sites in Lake Chaohu. Vertical bars indicate standard errors (cited unpublished data from Dr. Min Zhang)

关于沉积物 TN 的季节变化规律, Huang 等 (2005) 的结果与张敏 (2005) 的结果有很大不同, 前者夏季和冬季之差可达数倍 (如 C4 处冬季的 TN 约为夏季的 5 倍之多), 而后者 (全湖平均) 没有太大差异, 前者的 TN 含量最高超过 3 mg/g, 而后者各采样点的平均 TN 含量均未超过 0.7 mg/g, 而两个研究涵盖的时期几乎相同, 所不同的是, 点位布置有所不同 (但都包括了东西湖区), 前者为表层 0~5 cm 的平均值, 后者为 0~10 cm 的平均值。当然, 从图 3-2 可以看出, I 和 V 号样点 5 cm 以内表层沉积物中的 TN 有些超过 2 mg/g。但是, 两个研究在 TN 的季节性变动上的巨大差异确实无法解释。

三、巢湖表层沉积物 TN、TP 含量等值图

1. 1987~1988——全湖平均 TN 含量 0.67 mg/g, TP 含量 0.51 mg/g, TN 格局主要受人类活动影响, 而 TP 分布格局受人类活动和地质背景的双重影响

屠清瑛等 (1990) 于 1987~1988 年期间, 研究了巢湖表层沉积物中的 TN

和 TP 含量的分布格局。全湖平均 TN 含量为 0.67 mg/g，变动范围为 0.42~1.04 mg/g。从大的分区来看，平均 TN 含量呈现出西高东低的趋势：在湖区西北部为 0.80 mg/g（以南淝河河口区最高），东部为 0.52 mg/g，东西两区间为 0.56 mg/g，而大于 0.6 mg/g 的值主要分布在各主要入湖河道的河口区和巢湖出口处（图 3-13）。

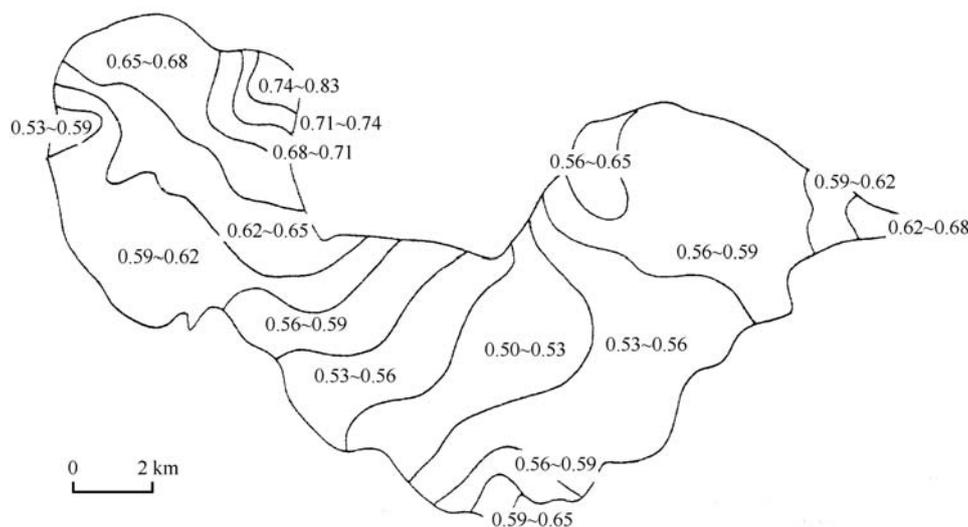


图 3-13 1987~1988 年期，巢湖表层沉积物中 TN (mg/g) 含量的等值图 (引自屠清瑛等, 1990)
Fig. 3-13 Contour map of TN content (mg/g) in the surface sediment of Lake Chaohu during 1987-1988 (cited from Tu et al., 1990)

巢湖表层沉积物中 TP 含量的平均值为 0.51 mg/g，变动范围为 0.25~0.64 mg/g，TP 高含量分布区有两个：一是南淝河河口一带含量高达 0.64 mg/g，明显与南淝河的大量污水排入有关；另一个在东湖区，其平均含量在 0.50 mg/g 以上，可能是巢湖北部震旦系与寒武纪砂页岩中含有磷矿床且不断被各种形式开采有关。从大的分区来看，平均 TP 含量的差异不如 TN 含量明显：在湖区西北部为 0.55 mg/g（以南淝河河口区最高），东部为 0.50 mg/g，东西两区间为 0.47 mg/g（图 3-14）。

2. 2006 年——全湖平均 TP 含量为 0.55 mg/g，TP 有从北向南递减的趋势，可能与巢湖北岸的含磷底层有关

王绪伟等（2007）于 2006 年 4~6 月利用抓斗采泥器从巢湖采集表层沉积物，分析了沉积物中的 TP 含量。表层沉积物中的 TP 在 0.2~1.1 mg/g 之间变动，平均含量为 0.55 mg/g，TP 有从北向南递减的趋势（图 3-15），这可能与巢湖北岸的含磷底层有关（屠清瑛等, 1990）。地表风化产物经径流冲刷以及开采

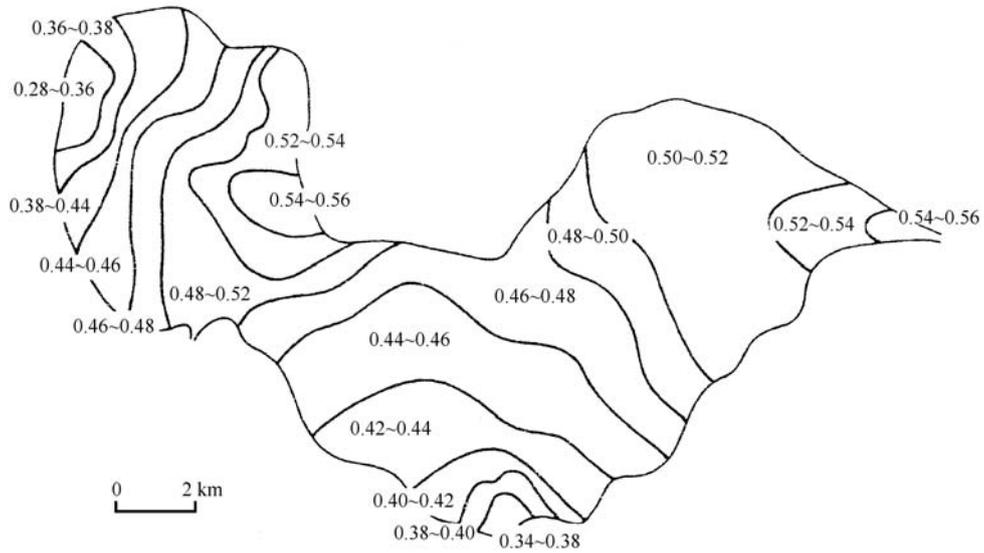


图 3-14 1987~1988 年期，巢湖表层沉积物中 TP (mg/g) 含量的等值图 (引自屠清瑛等，1990)

Fig. 3-14 Contour map of TP content (mg/g) in the surface sediment of Lake Chaohu during 1987~1988 (cited from Tu et al., 1990)

磷矿过程中的尾矿粉和尾矿水排入巢湖，可能是巢湖北部沉积物中的 TP 含量高于南部的原因。



图 3-15 2006 年 4~6 月期间，巢湖表层沉积物中 TP (mg/g) 含量的等值图 (引自王绪伟等，2007)

Fig. 3-15 Contour map of TP (mg/g) content in the surface sediment of Lake Chaohu during April and June 2006 (cited from Wang et al., 2007)

与 1987~1988 的研究结果 (屠清瑛等, 1990) 相比, 2006 年的表层沉积物的含量略有上升 (从 0.51 mg/g 上升到 0.55 mg/g), 但这是否是真正上升了还很难判断, 因为采样方法也许不同, 在屠清瑛等 (1990) 的研究中未详细交待, 在王绪伟等的研究 (2007) 中仅交待了用抓斗采泥器, 未交待采样深度, 如果所采的样包括不同深度的沉积物, 结果可能会有很大差异, 因此, 只有用柱状采泥器才能较好地减小这种误差; 此外, 采样点的设置也可能有所不同, 因而也会带来一定差异。但是与 1987~1988 的研究结果相比, 仍然存在两点明显的差异: ①最高 TP 从 0.64 mg/g 上升到 1.1 mg/g, 这应该是在过去的 20 年间, 南淝河污染物排入使 TP 在河口区域不断累积; ②南部湖区的 TP 含量略有降低, 这很难解释, 也许由于采样点的差异所致, 也许由于其他原因, 如水动力学导致泥沙的分布出现变动等。

四、巢湖入湖河口沉积物中的 TN 和 TP 含量

1. 歧阳河和兆河河口——北岸的歧阳河河口沉积物中的 TP 总体上要明显高于南岸的兆河河口

王绪伟等 (2007) 于 2006 年分别在歧阳河和兆河河口 (图 3-15) 处采集柱状沉积物样, 分析了 TP 的垂直变化规律。北岸的歧阳河河口沉积物中的 TP 总体上要明显高于南岸的兆河河口, 但两个河口沉积物中的 TP 含量均呈现出在表层逐步上升, 在 15~18 cm 处达到最大值, 然后向下逐渐下降的趋势 (图 3-16),

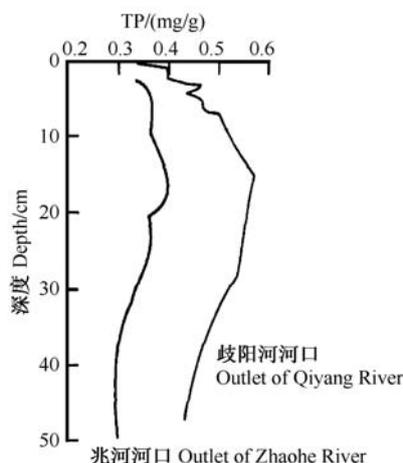


图 3-16 巢湖兆河河口和歧阳河口处沉积物中总磷的垂直分布 (引自王绪伟等, 2007)

Fig. 3-16 Vertical profiles of TP in the sediment from the outlets of Zhaohu and Qiyang Rivers of Lake Chaohu (cited from Wang et al., 2007)

但是为何出现这种变化模式还很难解释。

2. 主要河流入湖口处沉积物中的 TP 含量——南淝河口最高 (1.2 mg/g)，而南岸的兆河河口最低

主要河流入湖口处沉积物中的 TP 含量如图 3-17 所示。南淝河口沉积物中的 TP 含量高达 1.2 mg/g，与南淝河污水的大量输入有关，而南岸的兆河河口处沉积物中的 TP 含量最低。这与巢湖表层沉积物中 TP 含量的等值图 (图 3-15) 显示的趋势基本一致。

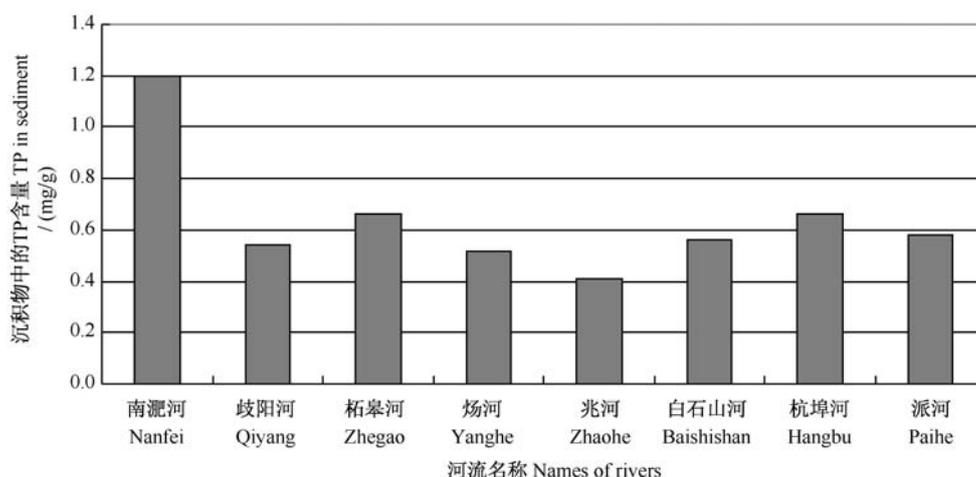


图 3-17 巢湖河流入湖口处表层沉积物中的 TP 含量 (数据引自王绪伟等, 2007)

Fig. 3-17 TP content of the surface sediment in the outlets of rivers in Lake Chaohu (data are from Wang et al., 2007)

五、杭埠河流域三角洲平原钻孔和河流流域土壤 TN 含量变化

1. 杭埠河流域三角洲平原钻孔——TN 的变化范围为 0.2~0.83 mg/g，平均 0.43 mg/g

施育新 (2006) 于 2003 年 7 月中旬，在南灵圩和五合圩两处分别用钻孔钻去了两个样芯，编号为 ACN 和 ACW (图 3-18)，其中 ACN 的湖相沉积层约有 10 m，而 ACW 的湖相沉积层仅有 2 m 左右，以下皆为老土层，因而未对 ACW 样芯做进一步分析。ACN 孔位于杭埠河河口南约 4 km 之圩内，东临巢湖大堤，属庐江县同大乡南灵田间旱地。

杭埠河冲积平原钻孔剖面的沉积环境 (图 3-19): ①深度 0~0.95 m，人工

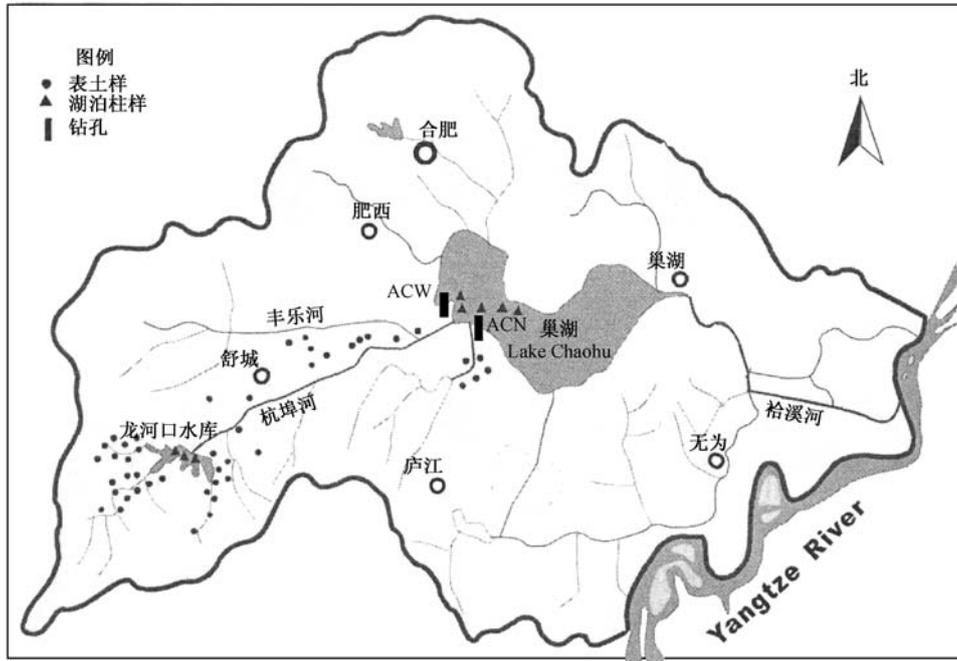


图 3-18 巢湖杭埠河流域采样点示意图 (引自施育新, 2006)

Fig. 3-18 Map for the sampling sites in the Hangbu River basin of Lake Chaohu (cited from Shi, 2006)

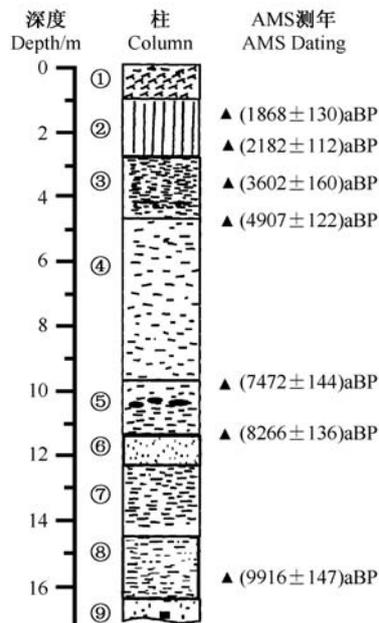


图 3-19 巢湖杭埠河冲积平原 ACN 孔柱状剖面图 (修改自施育新, 2006)

Fig. 3-19 Profile of ACN drilling core in the alluvial plain of the Hangbu River in Lake Chaohu (modified from Shi, 2006)

填土；②深度 0.95~2.7 m，三角洲相；③深度 2.7~4.7 m，湖相（水较浅）；④深度 4.7~9.8 m，湖相（水较深）；⑤深度 9.8~11.4 m，河湖相；⑥深度 11.4~12.3 m，冲积亚相；⑦深度 12.3~14.5 m，湖相；⑧14.5~16.5 m，冲积亚相；⑨16.5 m~冲洪积亚相（施育新，2006）。

TN 的变化范围为 0.2~0.83 mg/g，平均 0.43 mg/g，在 7.75~2.70 m 之间除了在 4.3 m 和 5.7 m 出现两个高值外，总体较低，且较稳定；2.7~1.5 m 之间含量较高且波动很大，达到剖面最大值；1.5 m 至表层 TN 含量呈逐步增高，在表层接近剖面最高值（图 3-20）。

2. 杭埠河流域三条支流表层土样——TN 的变化范围为 0.2~3.0mg/g，平均 0.9 mg/g

通过对杭埠河流域三条支流表层土样的分析表明，TN 的变化范围在 0.2~3.0 之间，平均 0.9 mg/g，其变化范围比 ACN 孔的大，平均值则比 ACN 大 1 倍以上。施育新（2006）认为这可能是湖泊沉积物中有机质降解作用强烈或流域环境的变化（如化肥的大量使用）所致。

3. 巢湖演变——全新世气候变化是控制巢湖演变的主导因子，而近千年来，人类活动的影响明显

通过 AMS (^{14}C 加速质谱法) 测年、沉积物粒度分析以及环境代用指标分析推测，全新世气候变化是控制巢湖演变的主导因子，而近千年来，人类活动的影响明显。从杭埠河三角洲平原钻孔（ACN 孔）出现的大量湖相地层（深度 14.0~2.7 m）表明，杭埠河下游曾为古巢湖的一部分，该处古巢湖存在的时间在 8.73~2.15 ka BP 之间（施育新，2006）。

推测早期（8.73~8.3 ka BP）的巢湖可能是由于古杭埠河排水不畅，无法与长江贯通而形成；7.4~4.3 ka BP 期间，巢湖流域处于全新世大暖期，气候温暖，降水丰沛，湖泊扩张，湖水较深；4.3~2.7 ka BP 之间，温湿度下降，湖泊收缩，水位变浅；全新世晚期（大约距今 2.15 ka BP）以来，巢湖的演化受到气候变化和人类活动的双重影响：气候变冷，降雨减少，钻孔处位置演变为三角洲沉积，1.9 ka BP 以前三角洲开始冒出水面，至 1.5 ka BP 以前三角洲停止

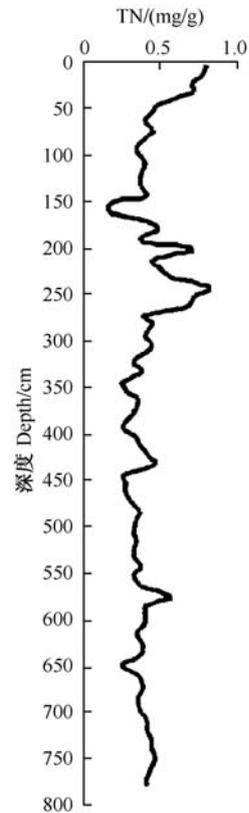


图 3-20 杭埠河冲积平原 ACN 孔 TN 含量的垂直变化（修改自施育新，2006）

Fig. 3-20 Vertical changes in TN contents of the ACN core in alluvial plain of the Hangbu River in Lake Chaohu (modified from Shi, 2006)

发育, 至 1.0 ka BP 以后, 为人工填土, 其中主要分布灌木及禾本科花粉, 说明当地人类定居已有一定规模 (施育新 2006)。

六、巢湖流域表层土壤 TP 含量分布

1. TP 含量插值图——2195 个组合样, 表层土壤平均 TP 含量为 0.54 mg/g

周慧平等 (2007) 以 2003 年秋季在巢湖流域约 8780 km² 范围内, 以 15 万地形图的方里网 (1 km×1 km) 为采样单元, 以多点混合的方法每平方千米采集一个表层 (0~20 cm) 土壤单点样, 样品风干后过 10 目 (2 mm) 筛后以偶数方里网为界将相邻 4 km² 内的 4 个单点样等量混合 (共计 2195 个组合样), 进一步细磨至过 200 目筛, 测定土壤 TP 含量。数据点的分布如图 3-21 所示。

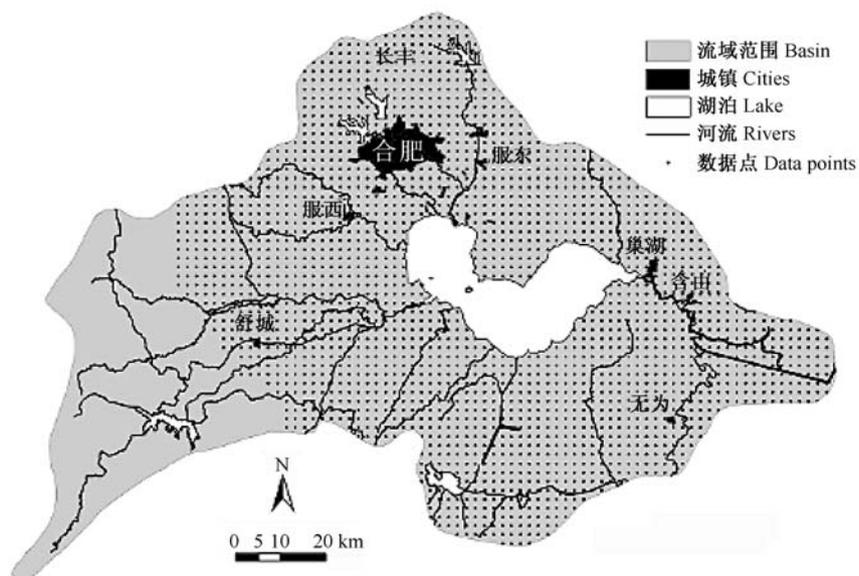


图 3-21 巢湖流域土壤数据点分布图 (引自周慧平等, 2007)

Fig. 3-21 Map for the soil data of Chaohu basin (cited from Zhou et al., 2007)

表层土壤的 TP 呈现很大的空间异质性 (图 3-22), 最小值为 0.234 mg/g, 最大值为 3.74 mg/g, 平均值为 0.54 mg/g (周慧平等, 2007)。而施育新 (2006) 通过对杭埠河流域三条支流表层 15 个土样的分析表明, TN 的变化范围为 0.2~3.0 之间, 平均 0.9 mg/g。当然, 相比之下, 周慧平等 (2007) 所测的土样数和所涵盖的范围都要大得多。

2. TP 空间格局的影响因素——母质类型、人类活动和环境条件综合作用的结果

巢湖土壤 TP 含量的空间分布格局可能与成土母质类型有一定关系。巢湖周

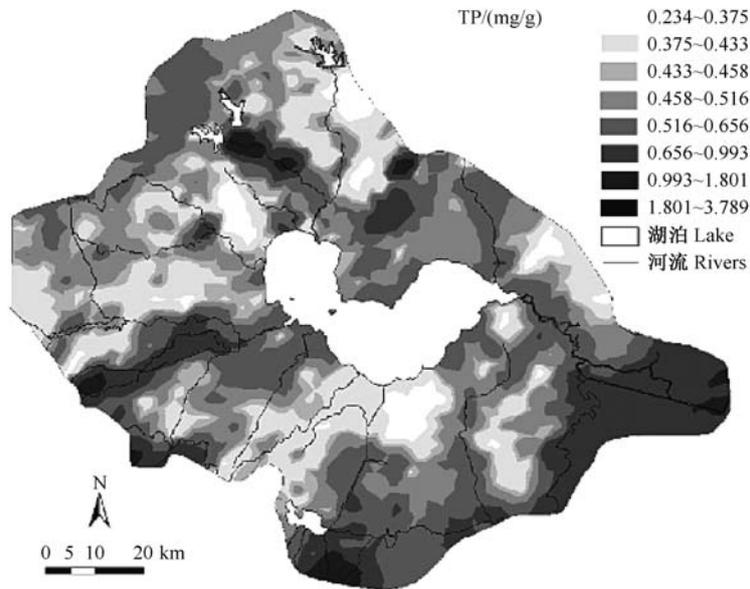


图 3-22 巢湖流域土壤 TP 含量插值图 (引自周慧平等, 2007)

Fig. 3-22 Kriging Interpolated map of soil TP in the Chaohu basin (cited from Zhou et al., 2007)

围面积较大的河流冲积物发育的土壤 TP 含量较高, 而由晚更新世黄土母质发育的土壤 TP 含量普遍偏低; 河流南部几块高值区可能与中碱性岩风化物母质发育的土壤有关, 因为此类成土母质发育的土壤 TP 含量普遍偏高。研究区内土壤母质绝大多数属于偏长英质 (2045 个样品, 占总数的 93.2%), 其余 6.8% 的样品母质属偏镁铁质, 平均 TP 含量前者为 0.53 mg/g, 后者为 0.67%, 两类土壤之间存在显著差异 (t 检验, $P < 0.01$) (周慧平等, 2007)。

人类活动对土壤 TP 含量的影响也很显著。合肥、肥西和舒城等城市所在地也是土壤 TP 高含量分布区, 一方面城市周边地区的土壤接纳了城区产生的大量有机污染物, 另一方面, 城郊蔬菜等的种植中的化肥投入远高于粮食作物种植区。

此外, TP 高值区有较多分布于主要河流两侧, 这是因为河流两侧主要是水稻分布区, 这些地方地势较低, 地下水位高, 土壤淹水时间相对较长, 土壤温度相对较低, 而低温和还原条件有利于土壤有机质的积累 (周慧平等, 2007)。

3. 巢湖流域表层土壤与巢湖表层沉积物中 TP 含量的比较——二者 TP 含量存在惊人的相似, 但表层土壤的异质性远大于湖中沉积物

十分有趣的是, 巢湖表层沉积物和巢湖流域表层土壤中的 TP 含量惊人地相

似。1987~1988年巢湖表层沉积物中的 TP 含量平均为 0.51 mg/g (屠清瑛等, 1990), 2006年巢湖表层沉积物中的 TP 含量为 0.55 mg/g (王绪伟等, 2007), 而 2003年巢湖流域表层土壤平均 TP 含量为 0.54 mg/g, 与巢湖表层沉积物中的 TP 含量几乎没有差异!

此外, 巢湖表层土壤的异质程度远大于巢湖表层沉积物: 表层土壤 TP 含量为 0.234~3.74 mg/g, 最大值和最小值相差 16 倍; 1987~1988年表层沉积物中 TP 含量为 0.25~0.64 mg/g, 最大值和最小值相差 2.6 倍; 2006年表层沉积物中 TP 含量为 0.2~1.1 mg/g, 最大值和最小值相差 5.5 倍。这可能与水的介质特性有关, 与陆地上的土壤相比, 湖中的沉积物可能在水动力学机制的驱动下具有更强的混合和扩散能力, 因而减少了空间异质性。同理, 水柱中的异质性将会进一步下降。

从土壤和沉积物极大的空间异质性不难想象, 即使在同一湖区, 你也许采集到 TP 或 TN 含量差异巨大的沉积物样品。

七、巢湖沉积物中的 N、P 本底含量

1. 原始湖泥层——保留着湖区周围土壤母质的岩相特征, 可看成沉积物的自然本底

当沉积物达到一定深度后, 往往可以观察到 TN 或 TP 含量相对稳定或波动很小, 可以称之为受人类活动干扰较小的原始湖泥层, 它保留着湖区周围土壤母质的岩相特征, 可看成沉积物的自然本底。即使是同一个湖泊, 不同地点的原始湖泥层的开始深度也可能很不相同, 这可能与不同的沉积速率有关; 此外, TN 和 TP 的沉积速率也可能不同。

有些沉积物表层也有一个相对稳定的沉积层 (这可能由均匀的沉积速率所致), 如样点 V 在 0~43 cm 深度, TP 十分稳定 (0.56~0.64 mg/g), 在下面 (77 cm 以下) 还有稳定层, TP 在 0.31~0.41 之间变动, 下面的沉积层中的 TP 可能才是真正的自然本底含量。但是, 这都是相对的, 沉积柱越深, 可能发现多个稳定沉积层, 可能来源于不同的历史沉积过程。

2. 巢湖 N、P 的本底含量——TN 的变幅大于 TP, 巢湖本底 TP 含量高, 有时甚至超过 TN

在一个相对稳定的时期, 原始湖泥层对我们判断自然的 N 或 P 的本底含量, 以及区分人为的富营养化作用还是很有帮助的。从表 3-1 可以看出, N 的自然本底含量差别很大, 即使是在同样的东部湖区 (差别可达 3 倍)。在东部湖区, 越靠近北岸, 本底 P 含量越高, 这可能与巢湖北岸的含磷底层有关。在巢湖, P 的自然本底含量可与 N 相当, 或者甚至超过 N!

八、结 语

巢湖沉积物 TN 和 TP 的垂直分布格局十分复杂。无论是 TN 还是 TP，很难找到两个垂直分布格局十分相同的沉积柱，这可能缘于复杂的地质背景以及复杂的水动力过程。但是无论是 TN 还是 TP，表层（0~10 cm）多数呈现出显著上升的趋势，而且西部湖区一般高于东部湖区。

关于巢湖表层沉积物 TN 和 TP 的季节变化，研究结果差异甚大。有研究报道，东西湖区的表层（0~5 cm）沉积物的 TN 季节变化明显，夏季远低于冬季（有些样点相差 5 倍之多），而 TP 的季节变化不明显；而另外的研究却指出，东西湖区的表层（0~10 cm）沉积物中 TN 和 TP 含量的季节性差异很小。这些相互矛盾的结果无法合理解释。

基于大规模调查的等值图分析，对了解巢湖表层沉积物中 TN、TP 含量的水平分布格局十分重要。1987~1988 年，全湖平均 TN 含量 0.67 mg/g，TP 含量 0.51 mg/g，TN 格局主要受人类活动影响，而 TP 分布格局受人类活动和地质背景的双重影响；2006 年，全湖平均 TP 含量为 0.55 mg/g。很显然，在过去的 20 年期间，巢湖表层沉积物中的 TP 含量仅有轻微上升。

关于巢湖入湖河口，北岸的歧阳河河口沉积物中的 TP 总体上要明显高于南岸的兆河河口，南淝河河口 TP 含量最高（1.2 mg/g），而南岸的兆河河口最低。杭埠河流域三角洲平原钻孔柱样中，TN 的平均含量为 0.43（0.2~0.83）mg/g。

通过对巢湖流域 2195 表层土壤组合样的测定，平均 TP 含量为 0.54 mg/g，与巢湖表层沉积物中 TP 含量惊人的相似，表层土壤 TP 空间格局受母质类型、人类活动和环境条件的综合影响。沉积物中 N、P 的自然本底是影响湖泊富营养化进程与治理的重要因素。可以认为，原始湖泥层保留着湖区周围土壤母质的岩相特征，可看成沉积物的自然本底。

以下特性可能与巢湖北岸的含磷底层（地表风化产物经径流冲刷以及开采磷矿过程中的尾矿粉和尾矿水排入巢湖）有关：①表层沉积物中的 TP 有从北向南递减的趋势；②P 的本底含量高，有时甚至超过 TN。沉积物中高 TP 本底浓度也许是巢湖蓝藻水华发生历史十分悠久的重要原因，这可能给巢湖的富营养化治理也增加了难度。

第四章 巢湖氮、磷输入和湖水中氮、磷浓度的历史变化

内 容

一、来自河流的 N 和 P 的输入

1. 主要河流入巢湖水量（多年平均）——杭埠河-丰乐河占入湖径流总量的 55.5%
2. 主要河流中的 TN、TP 浓度（1987 年）——西部的十五里河和南淝河最高
3. 主要河流中的 TN、TP 输入（1999 年）——西部的南淝河-店埠河输入量最高
4. 水文过程对 N、P 负荷和湖水中 TN、TP 浓度的影响——流量增加使 TN 和 TP 负荷增加，却使湖水中的 TN 和 TP 浓度下降

二、N 和 P 的收支

1. 1987 年的 N、P 收支——N 的滞留率为 39.5%，P 的滞留率为 34.0%
2. N、P 污染负荷的年际变化——1986~1995 年期间年平均 TN 负荷为 3.8×10^4 t，年平均 TP 负荷为 2.9×10^3 t

三、湖水中 TN 和 TP 浓度的历史变化和空间格局

1. 东部湖区 TN 和 TP 的空间格局——TN 和 TP 在忠庙附近最高，TP 在东湖湖心最低
2. 西部湖区 TN 和 TP 的空间格局和历史变化——南淝河入湖区 TN 和 TP 浓度均最高，预计西湖湖心区 TN 浓度的上升速率将较 TP 为快
3. 西部湖区 1984~2006 年期间 TN 和 TP 的变化——高位波动，平均 TN 为 2.85 mg/L，TP 为 0.256 mg/L
4. 1986~1995 年期间全湖平均 TN 和 TP 的季节变化——冬季的 TN 和 TP 显著高于夏季
5. 2001~2006 年期间东、西湖区及全湖 TN 和 TP 的变化——绝大多数情况下西湖区显著高于东湖区
6. 1982~2007 年期间全湖 TN 和 TP 的变化——波动很大，经历了逐渐升高，1995 年达到顶峰，然后又逐渐回落到接近 1982~1984 年水平的历程

四、引江济巢

五、结语

河流是陆地生态系统和湖泊生态系统之间进行物质交换的重要通道，尤其是邻近城市的河流，常常接纳着大量的生活污水和工业废水，再输送到湖泊中，成为湖泊富营养化的最重要的驱动力。在湖泊的富营养机制及治理研究中，N、P 的收支是最重要的信息之一，但是，在大型湖泊中有关 N、P 收支的研究往往十

分稀少，因为这样的研究往往耗资巨大。有关巢湖 N、P 收支的研究仅见于 1987~1988 年。

20 世纪 80 年代初以来，安徽省合肥市环境监测中心和巢湖市环境监测中心在巢湖东、西湖区共设 12 个站点，对基本的水质指标进行了长期监测，因而积累了较多的湖水中的 TN、TP 资料；但是，缺乏 1982 年以前的 TN、TP 资料。

一、来自河流的 N 和 P 的输入

1. 主要河流入巢湖水量（多年平均）——杭埠河-丰乐河占入流径流总量的 55.5%

巢湖全流域有 33 条河流，分别属杭埠河-丰乐河、派河、南淝河-店埠河、柘皋河、白石山河、裕溪河等 7 条水系（图 4-1），除裕溪河（也是巢湖唯一的出流河道）是与巢湖、长江交换水量外，杭埠河（图 4-2 下）、丰乐河（图 4-2 上）、派河、南淝河、店埠河、柘皋河、白石山河、裕溪河等水系水量占流域径流量的 90% 以上。



图 4-1 巢湖流域水系示意图（引自安徽省人民政府，2008）

Fig. 4-1 Map for the water system of the Lake Chaohu basin (cited from Anhui Provincial Government, 2008)



图 4-2 丰乐河（上）和杭埠河（下）图片（摄于 2008 年 5 月 6 日）

Fig . 4-2 Photos of Fengle and Hangbu Rivers (photos were taken on May 6 , 2008)

各主要水系汇入巢湖的多年平均水量见图 4-3。杭埠河-丰乐河占径流总量的 55.5%，其次为南淝河（9.4%）和白石山河（8.2%）。

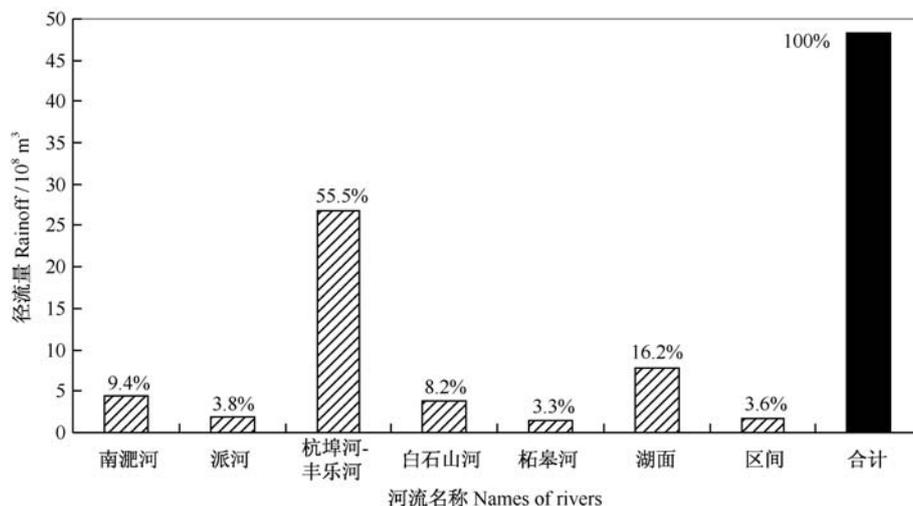


图 4-3 主要河道入湖水量 (数据来源屠清瑛等, 1990)

Fig. 4-3 Input of water to Lake Chaohu from the main rivers (data sources Tu et al., 1990)

2. 主要河流中的 TN、TP 浓度 (1987 年) ——西部的十五里河和南淝河最高

屠清瑛等 (1990) 报道了 1987 年巢湖主要入湖河流中的 TN、TP 浓度, 以西部河流中的 TN、TP 浓度最高, 十五里河 (图 4-4) 中的 TN 浓度高达 44.6 mg/L, TP 高达 0.36 mg/L, 南淝河中的 TN、TP 含量次之 (图 4-5)。区间地表径流、工农业回归水和地下水中的 TN 含量也都超过 2.4 mg/L, 区间地表径流和工农业回归水中的 TP 达到 2 mg/L (图 4-6)。

阎伍玖等 (1999) 以巢湖流域的杭埠河、南淝河、白石山河、派河、柘皋河、兆河等 6 条主要入湖河流为对象, 在 2、5、8 和 11 月分别监测了各个河流中的 TN 和 TP (文中未交待采样年份)。南淝河的 TN 和 TP 浓度远高于其他河流 (图 4-7)。

3. 主要河流中的 TN、TP 输入 (1999 年) ——西部的南淝河-店埠河输入量最高

1999 年, 通过主要河流输入到巢湖中的 TN 为 $13.1 \times 10^3 \text{ t}$, TP 为 $0.86 \times 10^3 \text{ t}$ (图 4-8), 而 1987 年, 通过河流输入到巢湖中的 TN 为 $14.1 \times 10^3 \text{ t}$, TP 为 $0.72 \times 10^3 \text{ t}$ (图 4-9, 图 4-10), 1999 年和 1987 年的结果十分接近。无论是 1999 年还是 1987 年, 都是以南淝河的输入量最大, 杭埠河次之, 这两个河流占到总河流输入量的 65% 以上 (图 4-11)。1999 年, 在各种输入中, 通过河流输入



图 4-4 十五里河中的蓝藻水华和不断冒出的黑水气泡 (摄于 2008 年 7 月 24 日)
Fig. 4-4 Cyanobacterial blooms in Shiwuli River with continuously emerging black water and air blebs (photo was taken on July 24, 2008)

到巢湖的 TN 和 TP 分别占 TN 和 TP 输入总量的 76.9% 和 68.5%，这与 1987 年的结果完全一致 (图 4-9、图 4-12)。

4. 水文过程对 N、P 负荷和湖水中 TN、TP 浓度的影响——流量增加使 TN 和 TP 负荷增加，却使湖水中的 TN 和 TP 浓度下降

张崇岱等 (1997) 描述了 1986~1995 年期间巢湖的水文变化、氮磷负荷以及湖水中的 TN 和 TP 浓度。通过分析所列举的数据可以看出：

- (1) 流量 (巢湖闸流量) 越大，TN 和 TP 负荷越大 (相关系数均大于 0.8)

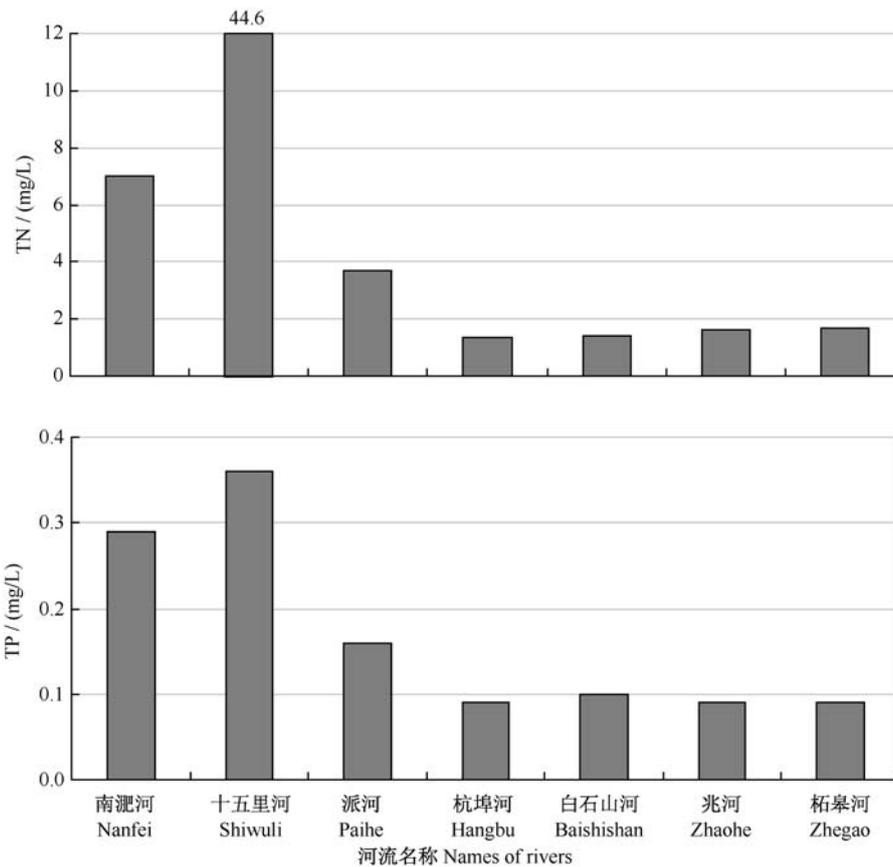


图 4-5 1987 年巢湖主要河流中的 TN 和 TP 浓度 (数据来源屠清瑛等, 1990)

Fig. 4-5 TN and TP concentrations in the main rivers of Lake Chaohu in 1987 (data sources Tu et al., 1990)

(图 4-12)。

(2) TN 和 TP 负荷的增加, 并未立即导致湖水中 TN 和 TP 浓度的上升, 对 TP 基本无影响, 而 TN 浓度反而有所下降 (图 4-13)。

(3) 流量增大的结果, 使湖水中的 TN 和 TP 浓度都有降低趋势, 而 TN 的下降趋势比 TP 更为明显 (图 4-14)。

(4) 年平均水深与湖水中的 TN 浓度之间无显著的相关关系, 更似一种钟型关系 (在 2.35 m 左右时 TN 最大, 1995 年), 而 TP 随水深增加呈现下降趋势 (图 4-15)。

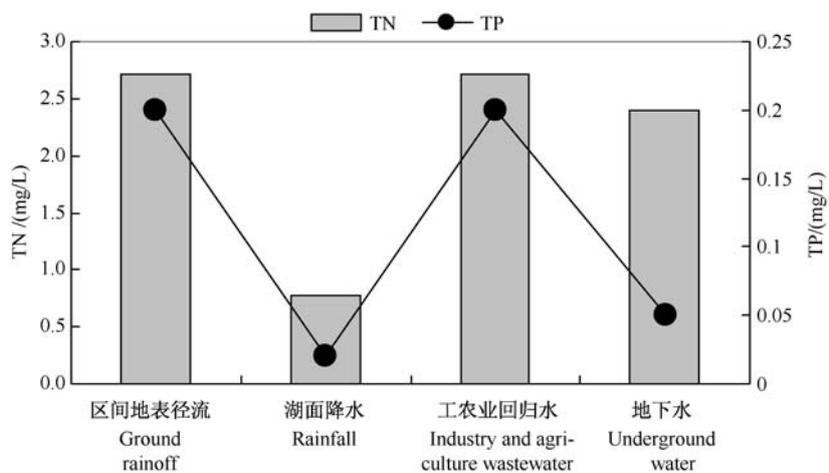


图 4-6 1987 年巢湖区间地表径流、湖面降雨、工农业回水和地下水中的 TN 和 TP (数据来源屠清瑛等, 1990)

Fig. 4-6 TN and TP concentrations in ground rainoff, rainfall, industry and agriculture wastewater to Lake Chaohu in 1987 (data sources Tu et al., 1990)

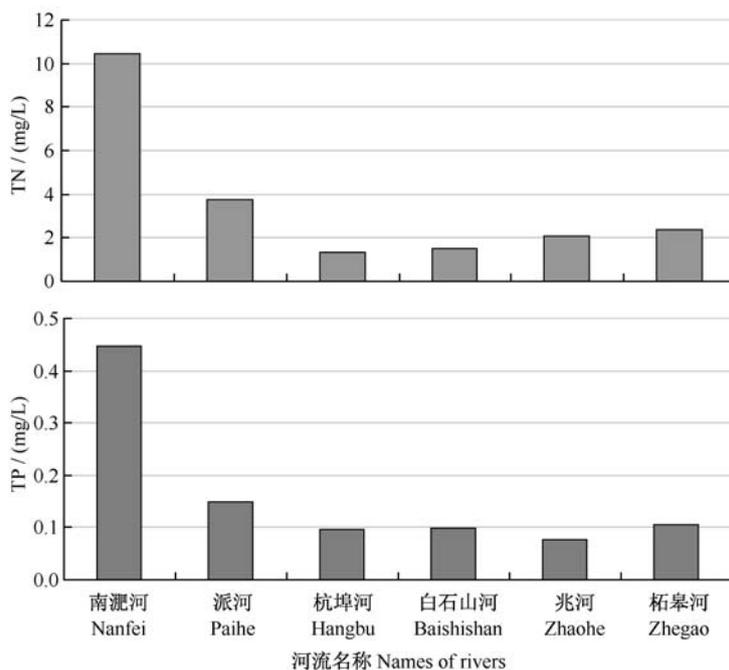


图 4-7 巢湖主要河流中的年平均 TN 和 TP 浓度 (数据引自阎伍玖等, 1999)

Fig. 4-7 Annual TN and TP concentration in the main rivers of Lake Chaohu (data are from Yan et al., 1999)

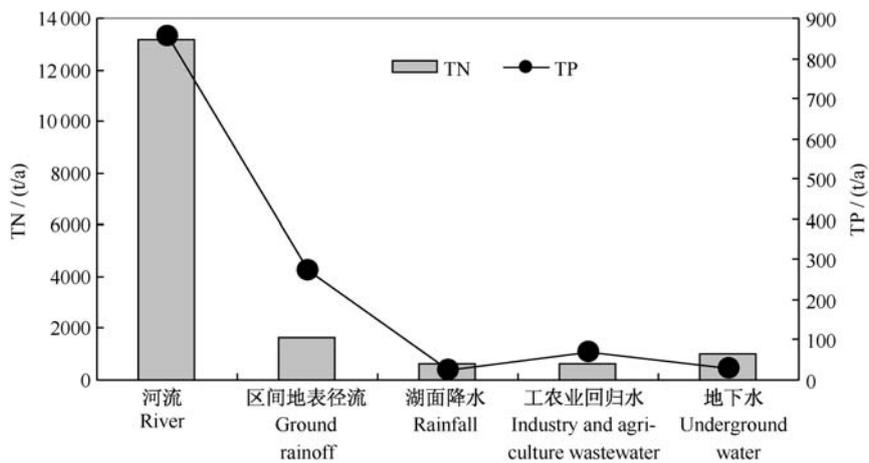


图 4-8 1999 年巢湖河流、区间地表径流、湖面降雨、工农业回水和地下水中的 TN 和 TP 年输入量 (数据来源安徽省规划编制领导小组, 2001)

Fig. 4-8 Annual input of TN and TP concentrations from rivers, ground rainoff, rainfall, industry and agriculture wastewater in 1999 (data sources Leading Group of Anhui Province for Plan Compilation, 2001)

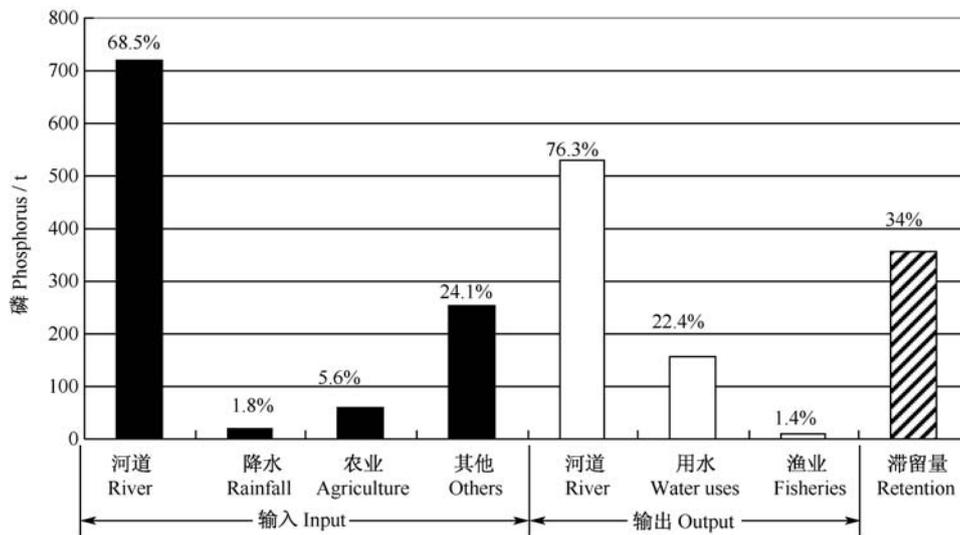


图 4-9 1987 年巢湖 TP 的年质量收支 (数据引自屠清瑛等, 1990)

Fig. 4-9 Annual mass budget of TP in Lake Chaohu in 1987 (data from Tu et al., 1990)

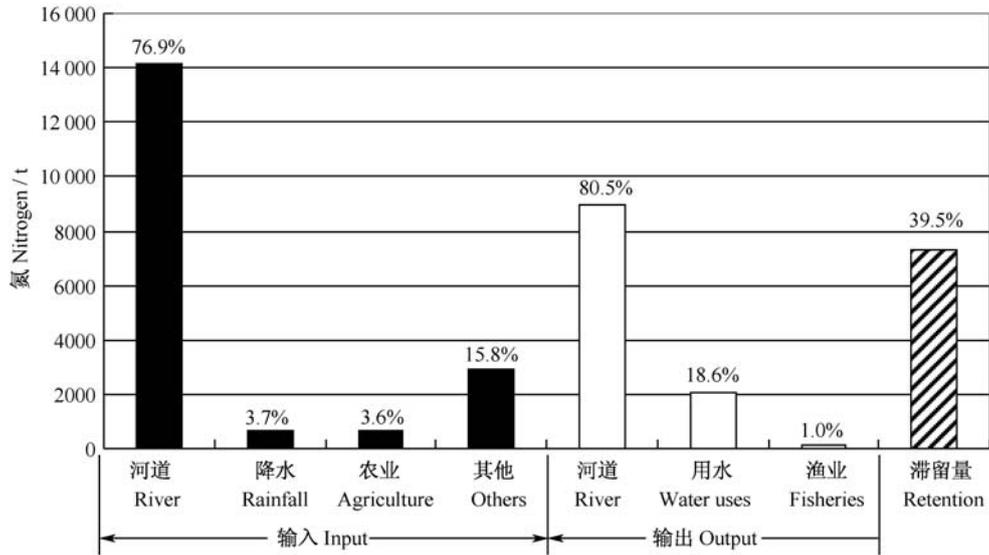


图 4-10 1987 年巢湖 TN 的年质量收支 (数据引自屠清瑛等, 1990)
 Fig. 4-10 Annual mass budget of TN in Lake Chaohu in 1987 (data from Tu et al. 1990)

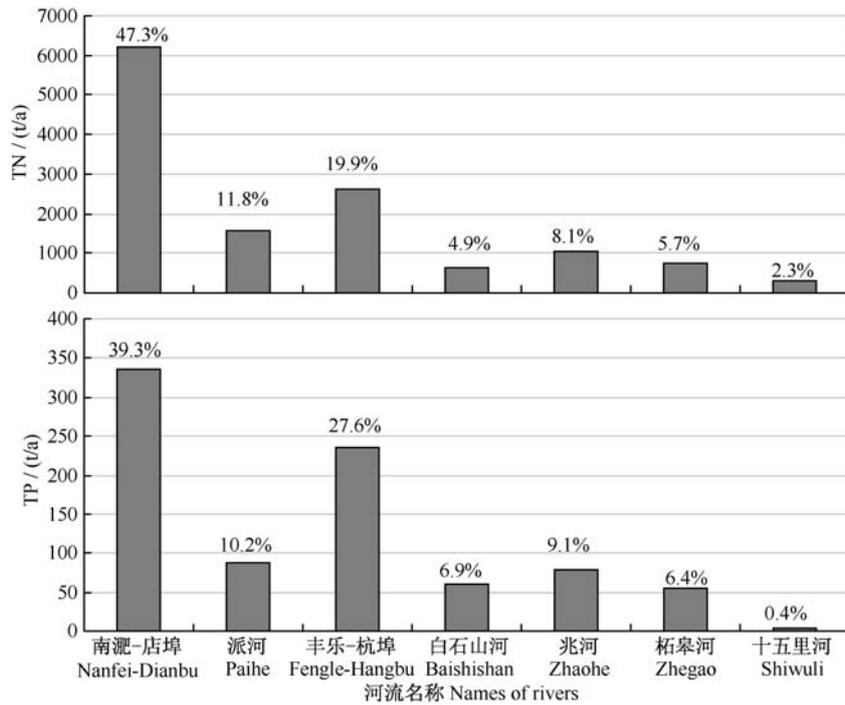


图 4-11 1999 年巢湖主要入湖河道 TN 和 TP 输入量 (数据来源安徽省规划编制领导小组, 2001)
 Fig. 4-8 Inputs of TN and TP from the main rivers of Lake Chaohu in 1999 (data sources Leading Group of Anhui Province for Plan Compilation, 2001)

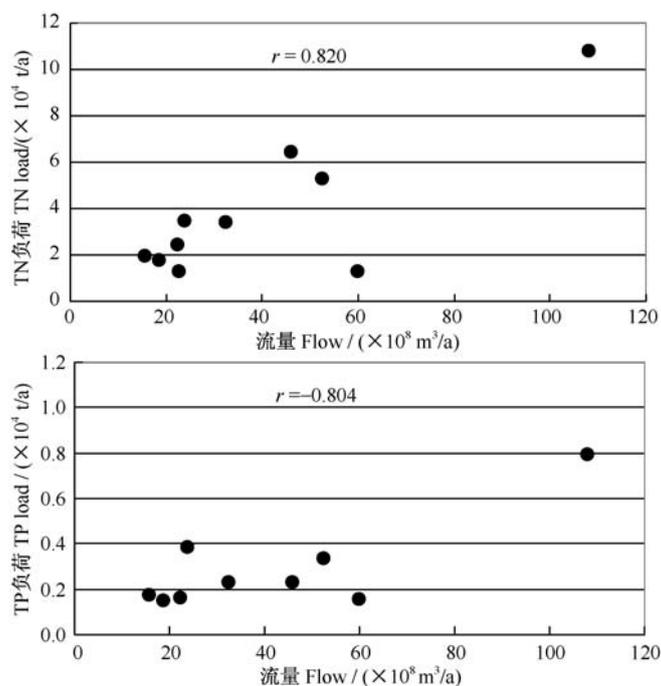


图 4-12 1986~1995 年期间，巢湖闸年出湖流量与 TN 和 TP 负荷之间的相关关系
(数据引自张崇岱等, 1997)

Fig. 4-12 Correlation between annual water outflow from Lake Chaohu and TN and TP loads during 1986~1995 (data are from Zhang et al., 1997)

综上所述，水文与湖水中的 TN 和 TP 浓度之间的关系十分复杂，首先流量（降水）的增加，导致 TN 和 TP 负荷的显著增加，但却使湖水中的 TN 和 TP 浓度均呈现降低趋势（TN 的下降趋势比 TP 更为明显）。湖水中的 TN 和 TP 浓度取决于多种因素，如输入（河流、面源、降雨和降尘）、输出、水深、沉降和向大气的逃逸（对 N 来说），这些因素的相互作用机制十分复杂。这些因素对 N 和 P 的影响也可能很不相同，如湖水中的 TN 与水深无相关关系，而 TP 随水深的增加而呈现下降的趋势。

总之，水文过程对巢湖湖水中的 TN 和 TP 浓度有重要影响，流量的降低使湖水中的 TN 和 TP 浓度上升，可能会加重蓝藻水华的危害。

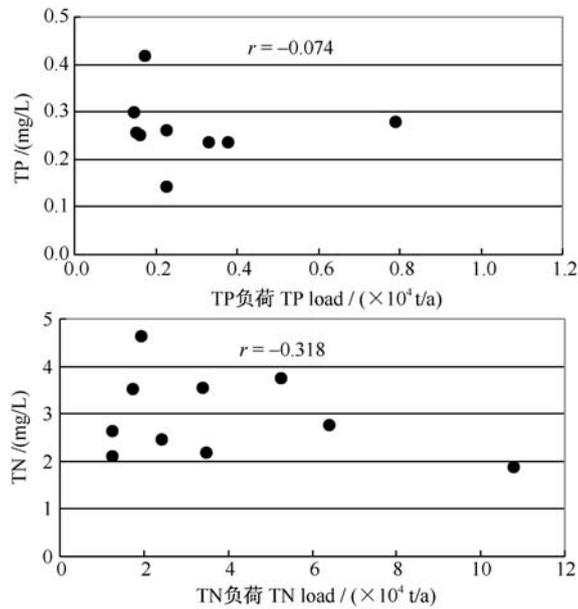


图 4-13 1986~1995 年期间, 巢湖 TN 和 TP 负荷与湖水中 TN 和 TP 浓度之间的相关关系 (数据引自张崇岱等, 1997)

Fig. 4-13 Correlation between annual TN and TP loads from Lake Chaohu and TN and TP concentrations in the lake water during 1986~1995 (data are from Zhang et al., 1997)

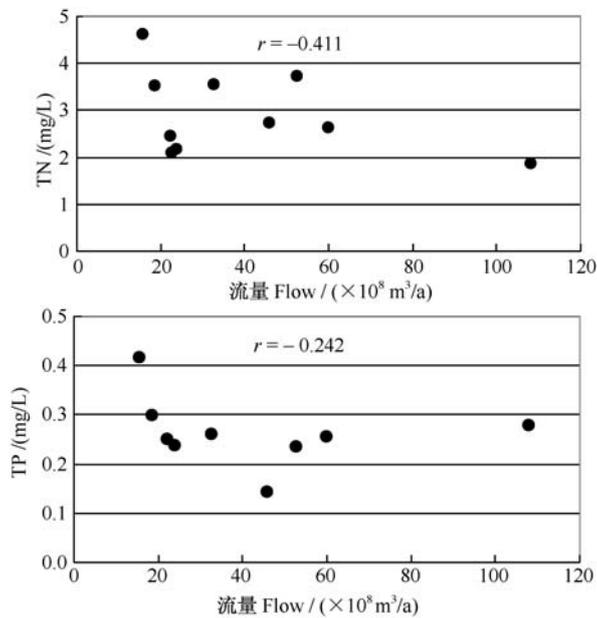


图 4-14 1986~1995 年期间, 巢湖年出湖流量与湖水中 TN 和 TP 浓度之间的相关关系 (数据引自张崇岱等, 1997)

Fig. 4-14 Correlation between annual water outflow from Lake Chaohu and TN and TP concentrations in the lake water during 1986~1995 (data are from Zhang et al., 1997)

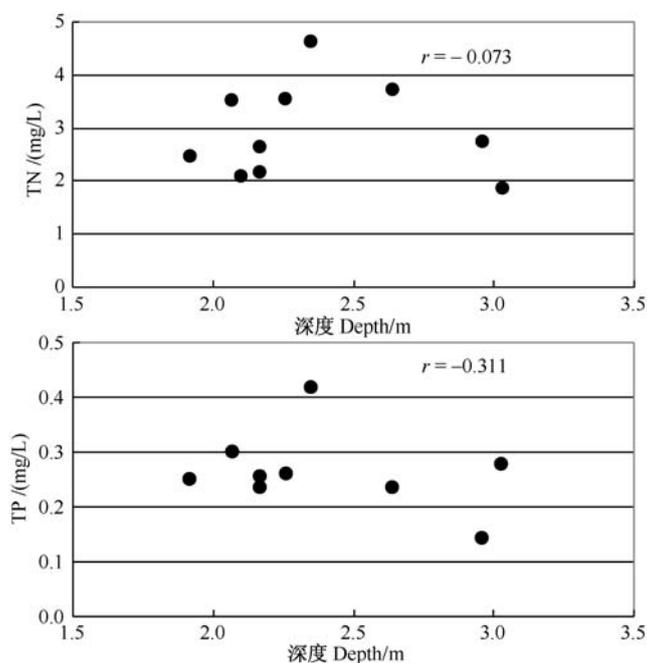


图 4-15 1986~1995 年期间，巢湖年平均水深与湖水中 TN 和 TP 浓度之间的相关关系
(数据引自张崇岱等 1997)

Fig. 4-15 Correlation between annual mean water depth and TN and TP concentrations
in the lake water during 1986~1995 in Lake Chaohu (data are from Zhang et al., 1997)

二、N 和 P 的收支

1. 1987 年的 N、P 收支——N 的滞留率为 39.5%，P 的滞留率为 34.0%

屠清瑛等 (1990) 报道了 1987 年巢湖的 N、P 收支。入湖包括入湖河道、湖面降雨、农业回归水和其他 (区间入湖量+地下水入湖量)，出湖包括入湖河道、工农业用水和渔业捕捞。

通过河流输入到巢湖的 TN 为 14.1×10^3 t，TP 为 0.72×10^3 t，分别占 TN、TP 输入总量的 76.9% 和 68.5%，而来自巢湖西部的南淝河的 TN 和 TP 输入分别高达 36.4% 和 26.9% (图 4-16)。

从图 4-9 和图 4-10 可以看出，N 的滞留率只有 39.5%，P 的滞留率为 34.0%。在各种输入和输出途径中，入湖河道最为重要。在输出途径中，工农业用水约占 18.6% (N) 和 22.4% (P)，位居第二。

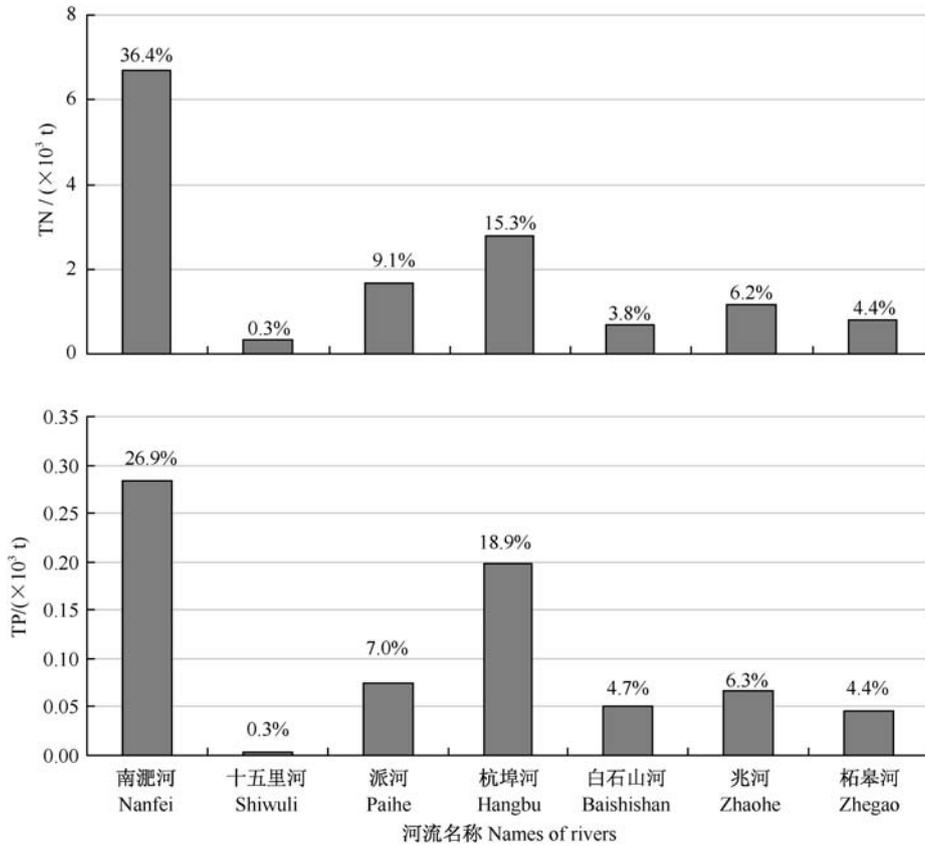


图 4-16 1987 年巢湖主要入湖河道 TN 和 TP 输入量 (数据来源屠清瑛等, 1990)
 Fig. 4-16 Inputs of TN and TP from the main rivers of Lake Chaohu in 1987 (data sources Tu et al., 1990)

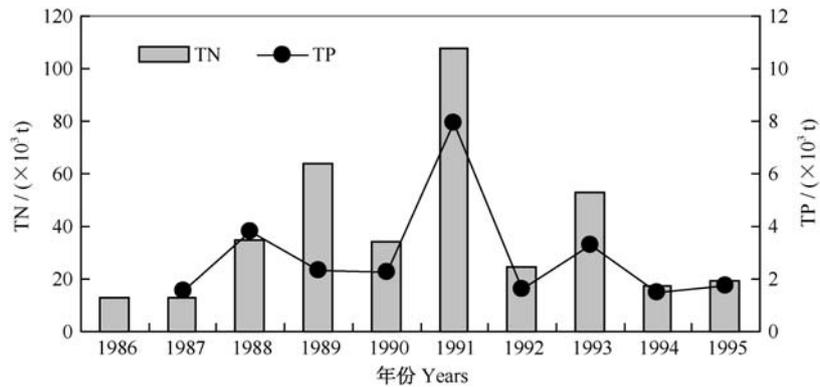


图 4-17 1986~1995 年期间巢湖 TN 和 TP 年污染负荷的年度变化 (数据来源张崇岱等, 1997)
 Fig. 4-17 Yearly changes in TN and TP loadings of Lake Chaohu during 1986~1995 (data sources Zhang et al., 1997)

2. N、P 污染负荷的年际变化——1986~1995 年期间年平均 TN 负荷为 38.0×10^3 t, 年平均 TP 负荷为 2.9×10^3 t

张崇岱等 (1997) 描述了 1986~1995 年期间巢湖 TN 和 TP 年污染负荷的年际变化趋势, 1991 年污染负荷最大 (图 4-17), TN 负荷为 1987 年的 8.5 倍, TP 负荷为 1987 年的 5.1 倍! 10 年期间年平均 TN 负荷为 38.0×10^3 t, 年平均 TP 负荷为 2.9×10^3 t。需要指出的是, 同为 1987 年, 张崇岱等 (1997) 的结果与屠清瑛等 (1990) 的结果有很大差异, 前者为 1543 t, 而后者为 1050 t!

三、湖水中 TN 和 TP 浓度的历史变化和空间格局

1. 东部湖区 TN 和 TP 的空间格局——TN 和 TP 在忠庙附近最高, TP 以东湖湖心最低

范晓慧 (2006) 报道了 2005 年巢湖东部湖区 6 个采样点的 TN 和 TP 浓度, 均以忠庙附近 (7#) 浓度最高, 其他点的 TN 十分接近, TP 以东湖湖心 (9#) 最低 (0.078 mg/L) (图 4-18)。

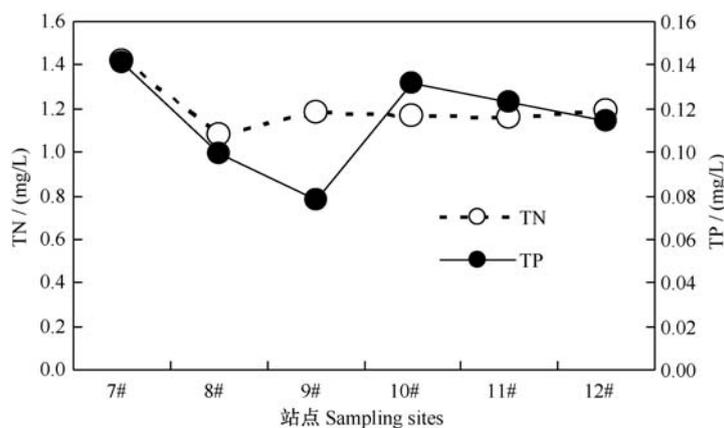


图 4-18 2005 年巢湖东部湖区 6 个样点的 TN 和 TP 浓度 (数据引自范晓慧, 2006)

Fig. 4-18 TN and TP concentrations in the lake water at six sampling sites of the eastern Chaohu Lake in 2005 (data are from Fang, 2006)

2. 西部湖区 TN 和 TP 的空间格局和历史变化——南淝河入湖区 TN 和 TP 浓度均最高, 预计西湖湖心区 TN 浓度的上升速率将较 TP 快

安徽省合肥市环境监测中心于 1994 年 1 月至 2003 年 12 月在巢湖西部湖区设置 5 个采样点: 南淝河入湖区、十五里河入湖区、塘西、派河入湖区和西半湖湖

心，每月采样一次，连续十年监测了 TN 和 TP 浓度的变化。

从 TN 浓度的 10 年平均值来看，南淝河入湖区浓度最高 (4.62 mg/L)，塘西和十五里河入湖区次之 (分别为 3.96 mg/L 和 3.79 mg/L)，派河入湖区最低 (2.49 mg/L)，与西半湖湖心 (2.43 mg/L) 十分接近 (图 4-19)。

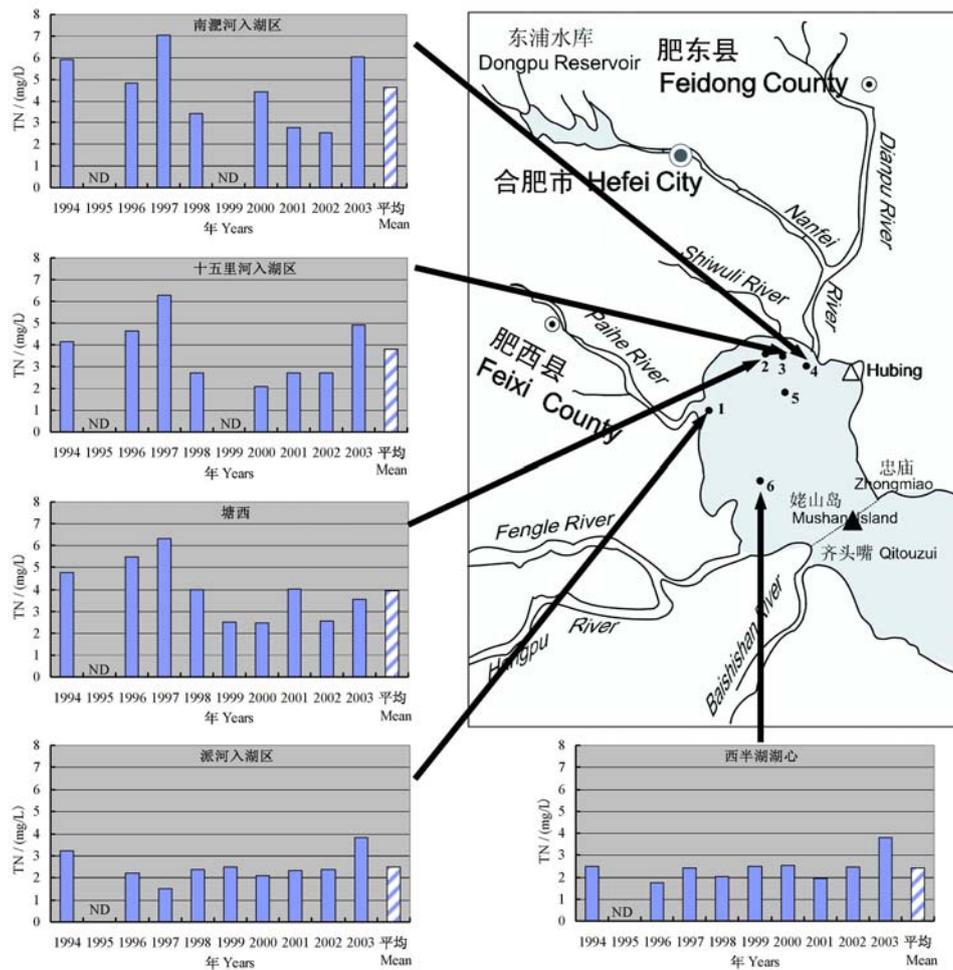


图 4-19 1994~2003 年期间，巢湖西半湖主要河流入湖区和西半湖湖心区年平均 TN 浓度的年际变化 (数据引自王成贵等，2005)

Fig. 4-19 Yearly changes in annual mean TN concentration in the outlets of the main rivers around western Lake Chaohu and in the center of western Lake Chaohu during 1994~2003 (data are cited from Wang et al., 2005)

从 TP 浓度的 10 年平均值来看，南淝河入湖区浓度最高 (0.383 mg/L)，十五里河入湖区次之 (0.288 mg/L)，塘西和派河入湖区较低 (分别为 0.253 mg/L、0.249 mg/L)，与西半湖湖心 (0.235 mg/L) 接近 (图 4-20)。

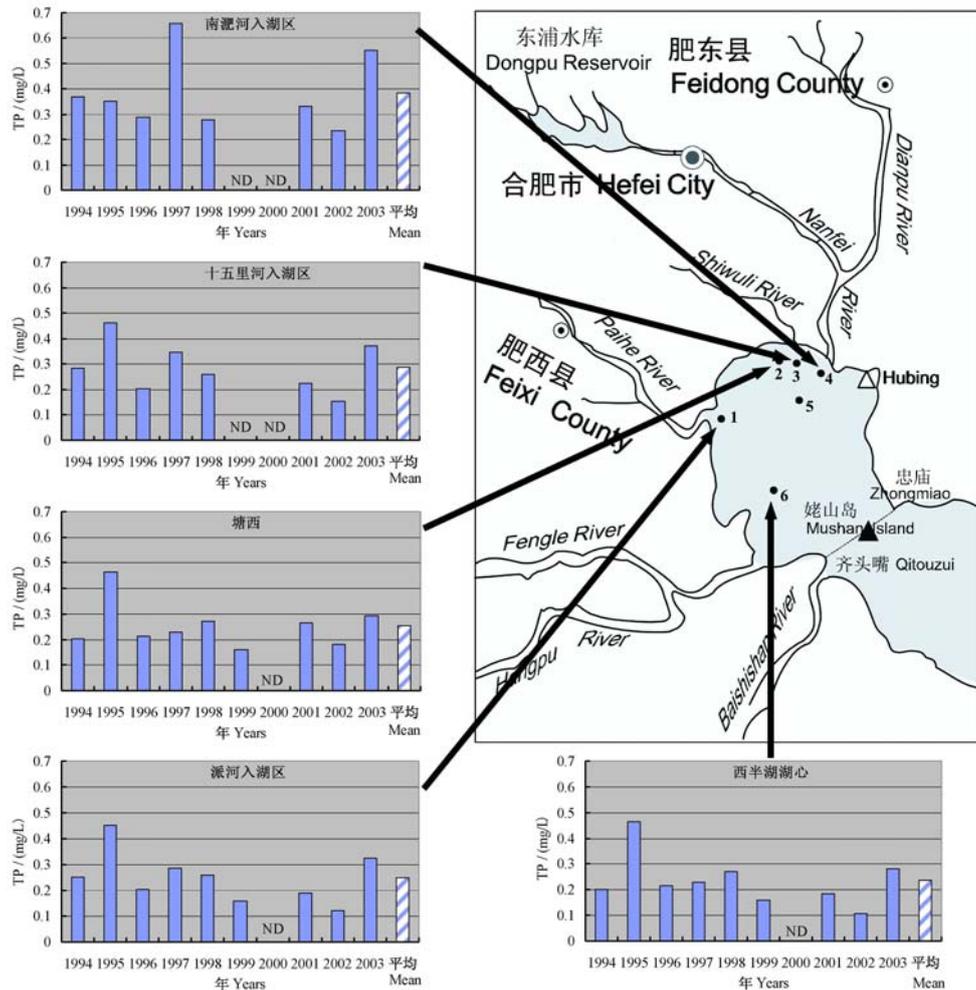


图 4-20 1994~2003 年期间，巢湖西半湖主要河流入湖区和西半湖湖心区年平均 TP 浓度的年际变化（数据引自王成贵等，2005）

Fig. 4-20 Yearly changes in annual mean TP concentration in the outlets of the main rivers around western Lake Chaohu and in the center of western Lake Chaohu during 1994~2003 (data are cited from Wang et al., 2005)

南淝河入湖区的 TN 与西半湖湖心的 TN 之比达到 1.9，而 TP 之比仅为 1.6，因此，可以预计西湖湖心区 TN 浓度的上升速率将较 TP 为快。

3. 西部湖区 1984~2006 年期间 TN 和 TP 的变化——高位波动，平均 TN 为 2.85 mg/L，TP 为 0.256 mg/L

安徽省合肥市环境监测中心在巢湖西部湖区设立 6 个监测点（图 4-21），对湖水中的 TN 和 TP 浓度进行了监测（Shang and Shang, 2007）。1984~2006 年

期间，TN 年平均浓度在 1997 年达到最高，超过 5 mg/L，而 TP 年平均浓度在 1995 年最高，超过 0.45 mg/L，TN 和 TP 的总体趋势是在一定范围内波动，无明显的增加或下降趋势（图 4-22）。23 年间的平均值 TN 为 2.85 mg/L，TP 为 0.256 mg/L。

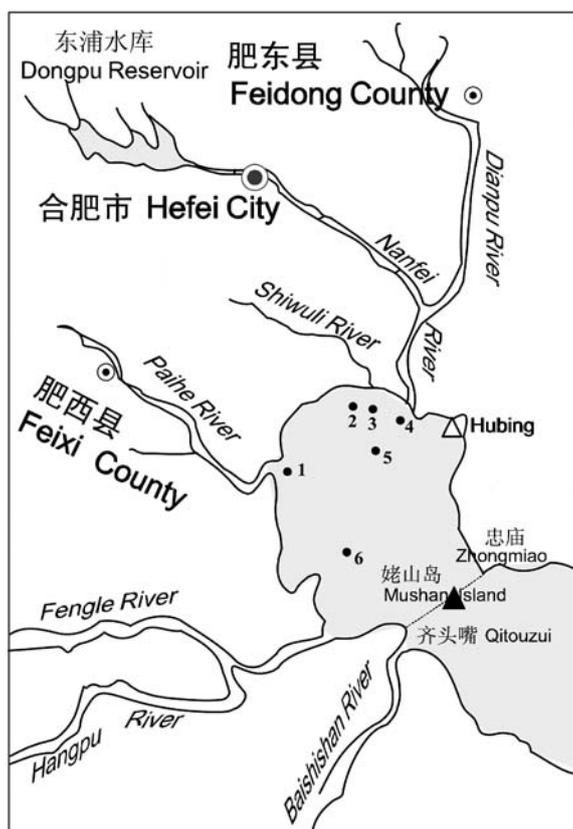


图 4-21 巢湖西部湖区的采样点（修改自 Shang and Shang, 2007）

Fig. 4-21 Sampling sites in western Lake Chaohu (modified from Shang and Shang, 2007)

4. 1986~1995 年期间全湖平均 TN 和 TP 的季节变化——冬季的 TN 和 TP 显著高于夏季

通过对 1986~1995 年期间不同季节全湖平均 TN 和 TP 的数据发现，TN 和 TP 存在一定的季节差异，平均来看，冬季和春季的 TN 浓度差异甚小（分别为 3.39 mg/L 和 3.25 mg/L），但显著高于夏季（2.16 mg/L）（图 4-23）；而冬季的 TP 浓度（0.343 mg/L）显著高于春季（0.244 mg/L）和夏季（0.226 mg/L）（图 4-24）。

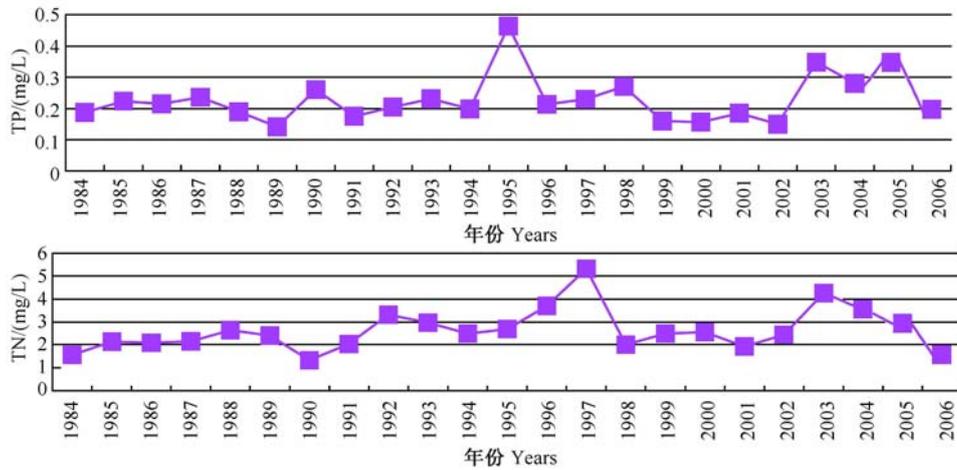


图 4-22 1984~2006 年期间, 巢湖西部湖区 6 个采样点总氮 (TN) 和总磷 (TP) 浓度平均值的年际变化 (修改自 Shang and Shang, 2007 和国家环保总局 2005~2006 年度中国环境状况公告)

Fig. 4-22 Yearly changes in mean TN and TP concentrations from six sampling sites in western Lake Chaohu during 1984~2006 (modified from Shang and Shang, 2007 and Bulletins for Environmental Status in China during 2005 and 2006 from State Environmental Protection Administration of China)

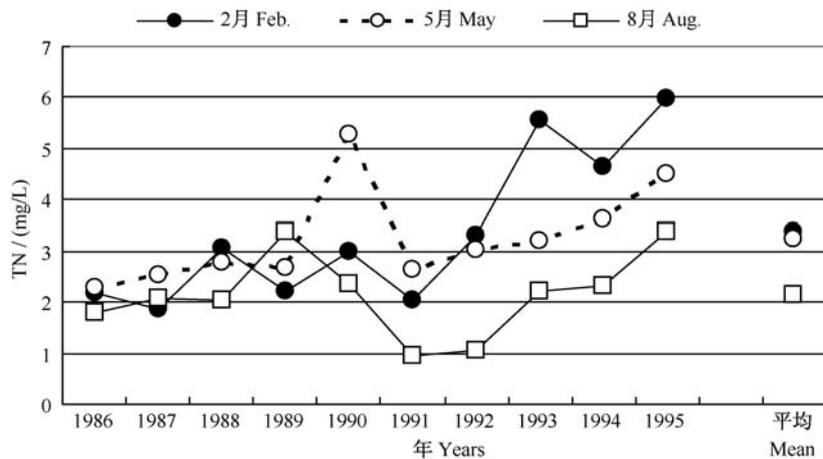


图 4-23 1986~1995 年期间, 巢湖不同季节全湖平均 TN 的变化趋势 (数据引自张崇岱等, 1997)

Fig. 4-23 Changes in the mean TN concentration of the whole lake in different seasons between 1986 and 1995 in Lake Chaohu (data are cited from Zhang et al., 1997)

在 1986~1995 年期间, 1995 年是最枯的枯水年。TN 在冬季最高, 春季次

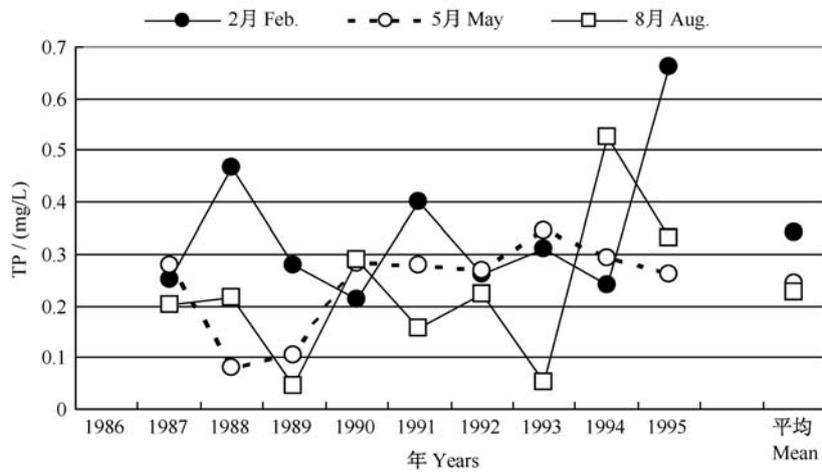


图 4-24 1986~1995 年期间，巢湖不同季节全湖平均 TP 的变化趋势（数据引自张崇岱等，1997）

Fig. 4-24 Changes in the mean TP concentration of the whole lake in different seasons of 1986~1995 in Lake Chaohu (data are cited from Zhang et al., 1997)

之，夏季最低；而 TP 的季节差异要小得多（图 4-25，图 4-27）；此外，东部湖区的 TN 浓度总体上比西部湖区高，在冬季这种差别十分明显（图 4-26）。而 TP 的变化与 TN 有明显差异：在冬季，西部的 TP 总体上比东部高得多，而在春季，在兆河（马尾河）入湖区以及东部湖心区的 TP 出现极高的浓度。为何出现这种异常高的值无法解释。

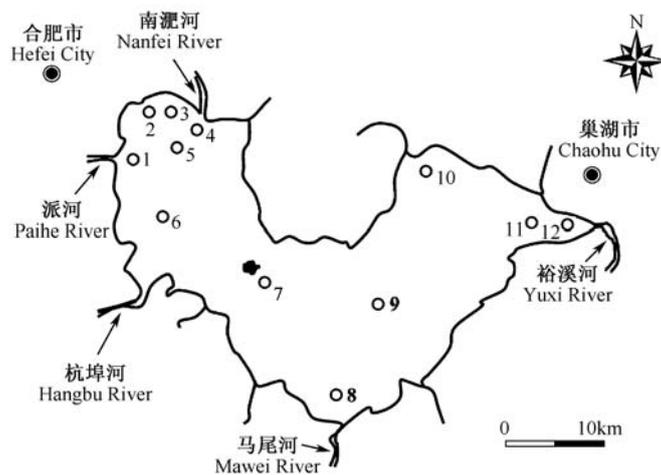


图 4-25 巢湖采样点示意图

Fig. 4-25 Map for the sampling sites in Lake Chaohu

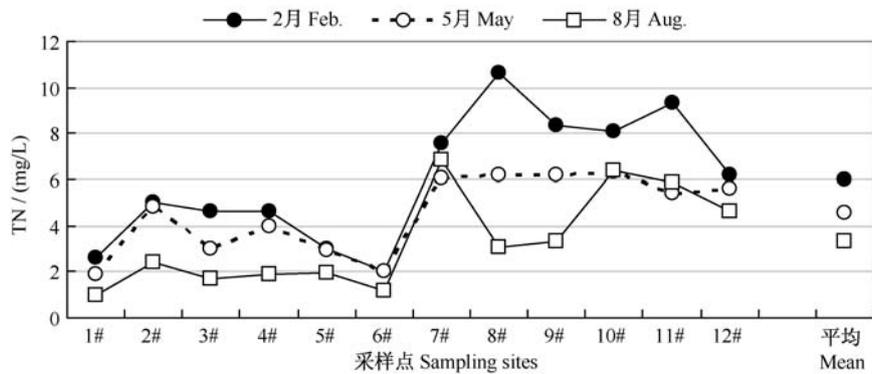


图 4-26 1995 年不同季节，巢湖 12 个采样点的 TN 浓度（数据引自张崇岱等，1997）
 Fig. 4-26 TN concentration at 12 sampling sites in Lake Chaohu in different seasons of 1995 (data are cited from Zhang et al., 1997)

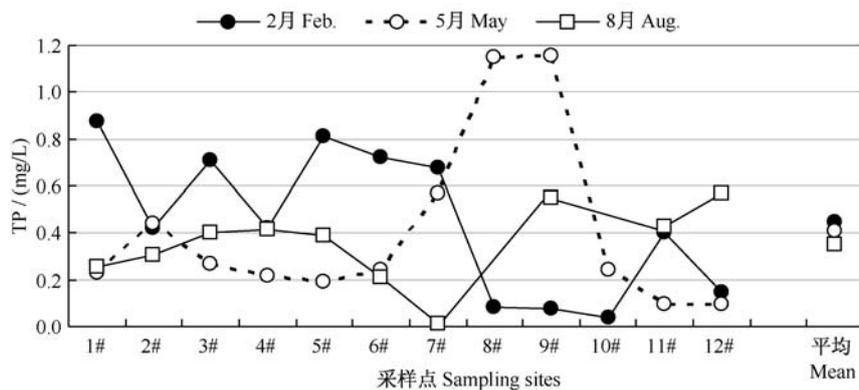


图 4-27 1995 年不同季节，巢湖 12 个采样点的 TP 浓度（数据引自张崇岱等，1997）
 Fig. 4-27 TP concentration at 12 sampling sites in Lake Chaohu in different seasons of 1995 (data are cited from Zhang et al., 1997)

5. 2001~2006 年期间东、西湖区及全湖 TN 和 TP 的变化——绝大多数情况下西湖区显著高于东湖区

根据国家环保总局公布的资料，巢湖的营养盐（TN 和 TP）呈现出明显的西高、东低的现象（图 4-28，图 4-29），虽然 2006 年东、西湖区的差异（特别是 TN）明显缩小，但是，从 6 年平均来看，东、西湖区之间的差异极为显著（相差 1 倍或更多）：西湖区 TP 为 0.28 mg/L，东湖区为 0.12mg/L；西湖区 TN 为 3.08 mg/L，东湖区为 1.55mg/L。这显然与西部河流大量营养盐的输入有关。

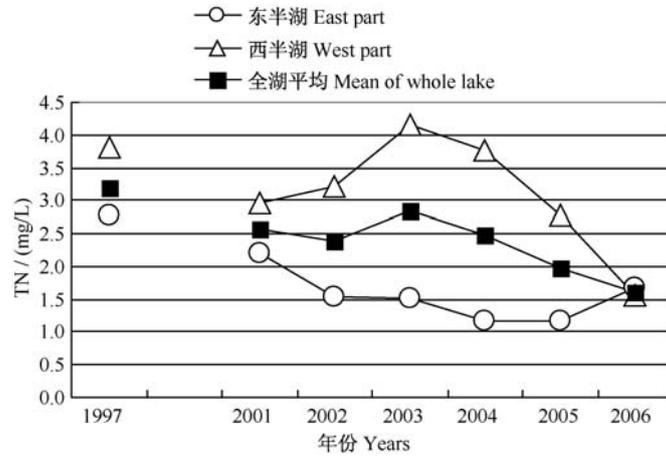


图 4-28 2001~2006 年期间巢湖东半湖、西半湖和全湖平均 TN 含量的变化 (数据来源国家环保总局 2001~2006 年度中国环境状况公告)

Fig. 4-28 Changes of TN concentration in east and west parts and the mean of the whole lake in Lake Chaohu during 2001~2006 (data sources Bulletins for Environmental Status in China in 2001~2006 from State Environmental Protection Administration of China)

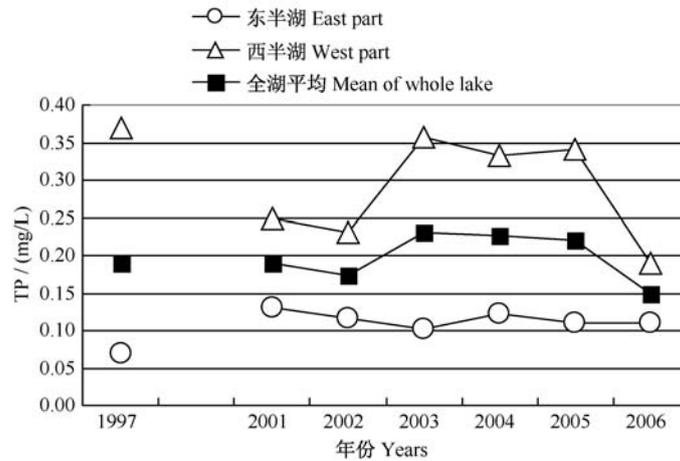


图 4-29 2001~2006 年期间巢湖东半湖、西半湖和全湖平均 TP 含量的变化 (数据来源国家环保总局 2001~2006 年度中国环境状况公告)

Fig. 4-29 Changes of TP concentration in east and west parts and the mean of the whole lake in Lake Chaohu during 2001~2006 (data sources Bulletins for Environmental Status in China in 2001~2006 from State Environmental Protection Administration of China)

6. 1982~2007年期间全湖 TN 和 TP 的变化——波动很大，经历了逐渐升高，1995年达到顶峰，然后又逐渐回落到接近1982~1984年水平的历程

图 4-30 综合了几个来源的数据：1982~1984 年数据引自邓英春等（1997），1986~1995 年的数据引自张崇岱等（1997），1997 年数据引自韩小勇（1998），2001~2006 王凤（2007），2007 年数据引自国家环保总局 2007 年度中国环境状况公告。

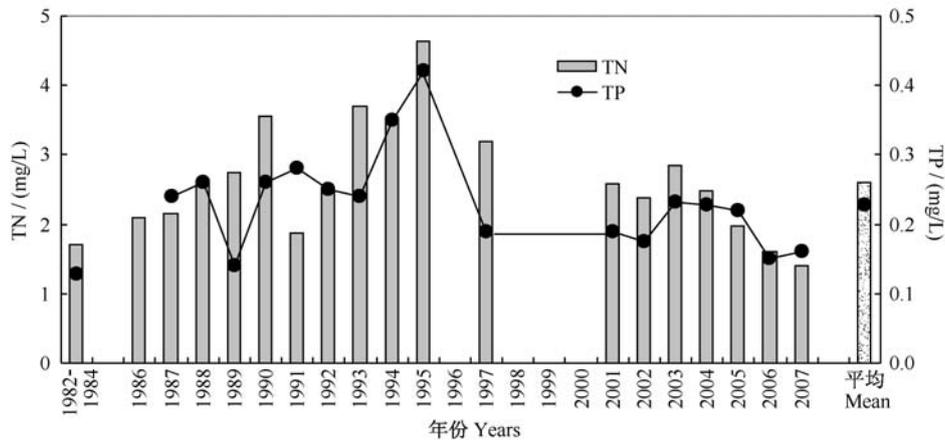


图 4-30 1982~2007 年期间，巢湖全湖平均 TN 和 TP 的年际变化（数据来源见正文）

Fig. 4-30 Yearly variation in mean TN and TP concentrations in the water column of Lake Chaohu during 1982~2007 (data sources see the text)

1982~2007 年期间，巢湖全湖平均 TN 和 TP 波动很大，TN 和 TP 浓度均在 1995 年最高，TN 浓度在 2007 年最低，TP 浓度在 1982~1984 年最低（图 4-30）。25 年间的平均值 TN 为 2.62 mg/L，TP 为 0.23 mg/L。

巢湖湖水中 TN、TP 的波动机制可能十分复杂，但从图 4-10 可以看出，在 1986~1995 年期间，湖水中的 TN、TP（特别是 TN）似乎受出湖流量的影响较大，事实上，1995 年巢湖闸的流量最小（ $15.7 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$ ），湖水中的 TN（4.62 mg/L）最高，而 1991 年巢湖闸的流量最大（ $108.1 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$ ），湖水中的 TN（1.87 mg/L）最低。也就是说，径流量的剧烈变化可以引起湖水中 TN、TP 浓度的大幅波动。

而 1991 年的 N、P 负荷最高（图 4-17），分别为 1995 年的 5.6 和 4.5 倍。也就是说，地表径流对湖水中的 TN、TP 浓度的影响是双重的，既增加污染负荷，又增加 N、P 的流出，但总体上来看，流出导致的 N、P 输出量大于地表径流等的输入量。因此，可以认为，丰水年份（缩短湖水的滞留期）有利于降低巢湖湖水中的 TN、TP 含量。

四、引江济巢

安徽省人民政府（2008）将引江济巢称为目前最有效的“应急生态换水工程”，拟整治西河、兆河、裕溪河和牛屯河分洪道，改造凤凰颈排灌站闸、大裕溪闸、新桥闸，建设神塘河排灌泵站等，形成进、排顺畅的应急控湖工程体系。引江济巢工程初步考虑主引口门在菜子湖枞阳闸（图 4-31），进出口水位落差在 4 m 以上，引江线路总长 115 km。引江济巢实施后，被认为可以增加巢湖水体环境容量，减缓巢湖蓝藻暴发的危害。

与“引江济太”类似，“引江济巢”其实是一种污染物转移行为，就是用长江 N、P 含量相对较低的江水来稀释巢湖的湖水，这样不可避免地增大对长江 N、P 的输入。如果长江流域所有湖泊都进行类似的“引江释污”，总有一天，长江会不堪重负！因此，呼吁国家尽快立法禁止类似的“引江释污”行为！

这里并不是说江河永远不能连通，历史上长江中下游地区的江（河）/湖确实是一个相互连通的水网系统，但是现在的许多湖泊（如太湖、巢湖等）已经严重富营养化，江湖连通的结果就是增加长江的 N、P 负荷。近几十年来，长江的 T、P 水平成倍增加（谢平 2008），保护长江水质刻不容缓。建议国家有关部门高度关注和重视长江水质保护问题，应尽快弄清长江干流的环境（生态）承载力，确定合理的水质目标，以此为依据，控制各区域或支流的输入量，确定江湖连通湖泊所需达到的水质标准，制定合理的江湖连通和综合生态修复计划。

五、结 语

在主要入湖河流中，杭埠河-丰乐河占径流总量的 55.5%（多年平均）。而河流中的 TN、TP 浓度，以位于巢湖西部、穿越合肥市的南淝河最高，杭埠河-丰乐河的 TN、TP 水平最低（1987）或接近最低（1999），且远低于巢湖湖水中的平均 TN、TP 浓度。水文过程影响 N、P 负荷和湖水中 TN、TP 浓度，即流量增加使 TN 和 TP 负荷增加，却使湖水中的 TN 和 TP 浓度下降。1987 年的 N、P 收支研究表明，巢湖 N 的滞留率 39.5%，P 的滞留率 34.0%。1986~1995 年期间，巢湖年平均 TN 负荷为 38.0×10^3 t，年平均 TP 负荷为 2.9×10^3 t。

早在 20 世纪 80 年代初，巢湖湖水中的 TP 就达到 0.129 mg/L（而太湖同时期 TP 仅有 0.02 mg/L），TN 为 1.7 mg/L，这与巢湖北岸的含磷底层的大量分布导致沉积物中的 TP 本底含量较高的结论相一致。

巢湖湖水中 TN、TP 浓度在东、西湖区之间存在明显差异，在绝大多数情况下西湖区显著高于东湖区，在西部湖区，又以南淝河入湖区最高。在 1984~2006 年期间，西部湖区的 TN 和 TP 高位波动，平均 TN 2.85 mg/L，TP 0.256 mg/L。

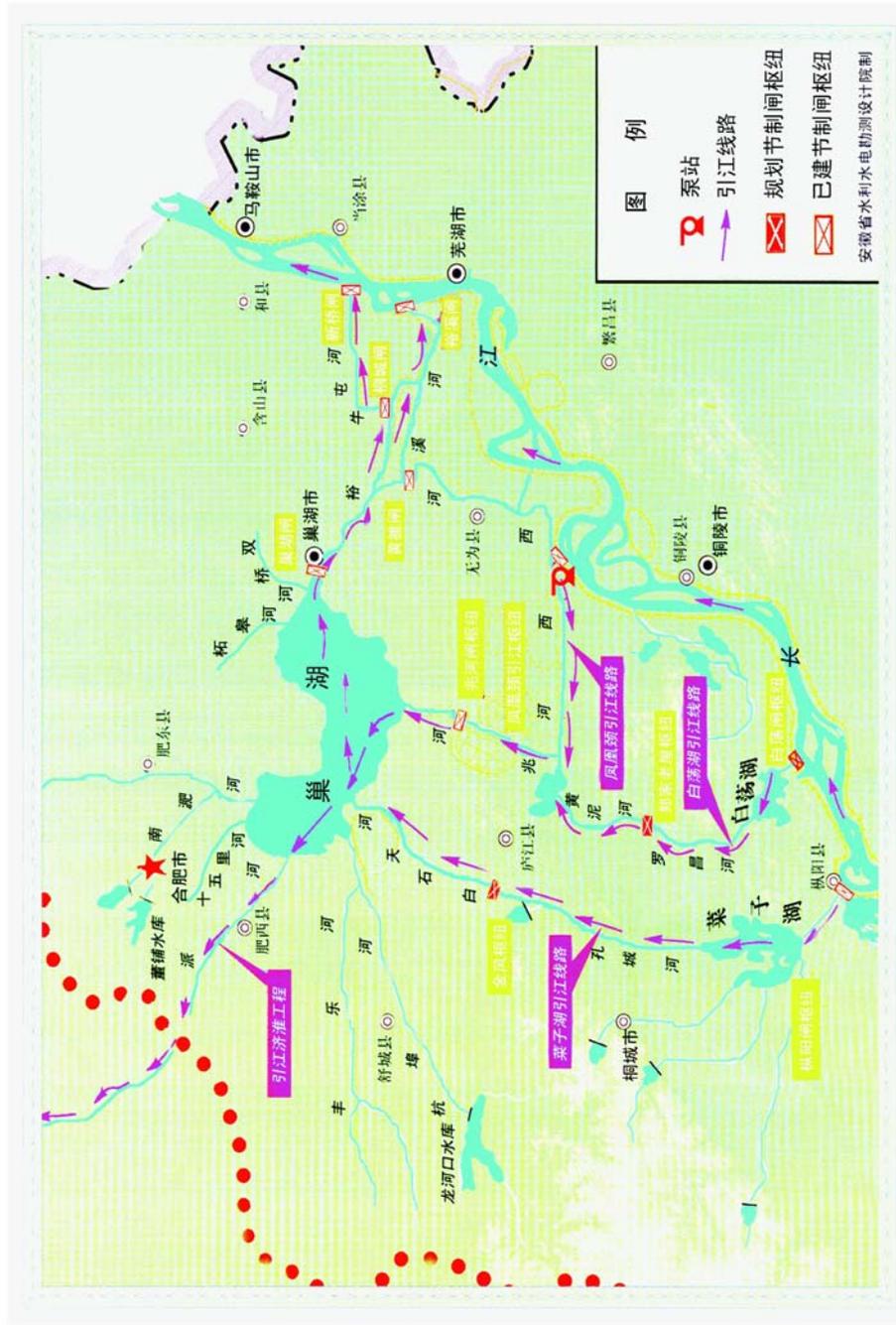


图4-31 引江济巢工程引江线路示意图
 Fig. 4-31 Map for the water diversion from the Yangtze River to Lake Chaohu

1986~1995 年期间，全湖平均 TN 和 TP 在冬季显著高于夏季。1982~2007 年期间，巢湖全湖平均 TN 和 TP 波动很大，经历了逐渐升高，1995 年达到顶峰，然后又逐渐回落到接近 1982~1984 年水平的历程。

径流量的剧烈变化可以引起湖水中 TN、TP 浓度的大幅波动，地表径流对湖水中的 TN、TP 浓度的影响是双重的，既增加污染负荷，又增加 N、P 的流出，但总体上来看，流出导致的 N、P 输出量大于地表径流等的输入量。因此，可以认为，丰水年份（缩短湖水的滞留期）有利于降低巢湖湖水中的 TN、TP 含量。

引江济巢被认为是目前最有效的“应急生态换水工程”，其实是一种污染物转移行为！建议国家有关部门高度关注和重视长江水质保护问题，应尽快弄清长江干流的环境（生态）承载力，确定合理的水质目标，以此为依据，控制各区域或支流的输入量，确定江-湖连通湖泊所需达到的水质标准，制定合理的江湖连通及综合生态修复计划。

第五章 巢湖泥沙淤积的历史变化

内 容

一、巢湖流域土地利用格局

1. 西南部山区森林被大量砍伐——森林覆盖率显著下降，水土流失严重，向巢湖输送大量泥沙

2. 杭埠河上游的环境变化与水土流失——受流域降水、径流和人类活动（水利工程、土地利用）的共同影响

3. 巢湖浅滩被大量围垦——巢湖入湖河口部分，由泥沙淤积的浅滩多数被围垦

二、巢湖泥沙含量的时空变化

1. 利用遥感影像资料研究巢湖悬沙含量的变化——1987~2003年期间，高浓度悬浮泥沙面积从 39.6 km² 增加到 112.2 km²

2. 高浓度悬沙空间格局带——高浓度悬沙分布带主要在西湖湖区的中心和一些河口地带以及东湖区南岸

三、巢湖输沙量的历史变化

1. 建闸——1962年巢湖闸竣工后，长江江水的入湖（通过裕溪闸）量及其所携带入湖的泥沙量大幅降低

2. 巢湖输沙量变化——20世纪90年代以来，年均输沙率呈减小趋势，可能得益于造林绿化使下垫面条件改善因而减少了水土流失

四、巢湖泥沙淤积速率（基于放射性同位素测年技术：²¹⁰Pb、¹³⁷Cs、¹⁴C）

1. 基于²¹⁰Pb——东、西湖区 1903~1986年期间，沉积速率为 1.6~1.8 mm/a，1980~1986年期间上升到 2.1~5.6 mm/a

2. 基于¹³⁷Cs——1954~2002年的49年期间，东、西湖区沉积速率为 2.4~3.5 mm/a

3. 基于²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs——1898~2001年的103年期间，东部湖心区平均沉积速率为 2.4 mm/a

4. 基于¹⁴C 测年——西岸戴拐钻孔 2850年平均沉积速率为 0.96 mm/a

5. 基于 AMS¹⁴C 测年——西湖区 487 cm 沉积柱的平均沉积速率为 0.5 mm/a

6. 基于²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 测年——杭埠河入湖河口及邻近湖区近50年沉积速率达到 3.8~8.47 mm/a

五、巢湖泥沙淤积速率（基于水沙平衡）

1. 1951~1983年期间——巢湖淤沙速率 1.11 mm/a（不包括推移质），或 2.08 mm/a（包括推移质）

2. 1951~2000年期间——平均淤沙量为 198×10^4 t/a

六、泥沙淤积与 N、P 平衡

1. 根据 1982~2007 年期间的淤沙速率、TN 和 TP 负荷以及滞留率——推算巢湖现在表层 5 cm 沉积物中的 P 的含量应该为 0.48 mg/g, N 的含量为 7.26 mg/g

2. 推算值与实测值的比较——TP 十分接近, TN 实测值不到推算值的 1/4, 超过 3/4 的应该滞留的 N 可能通过反硝化作用已经散失

七、结语

巢湖交织在复杂的流域水系之中 (图 5-1), 它接受流域内众多河流的来水, 并通过裕溪河排入长江。此外, 当长江水位高于巢湖时, 江水还会倒灌入湖。因此, 巢湖与其入湖河流及长江之间存在十分复杂的水量、泥沙及生源要素 (N、P) 的输移与交换关系。泥沙输移还可改变巢湖的地形地貌, 显著影响湖泊中 N、P 的行为和归趋, 对了解 N、P 的未来趋势十分重要。泥沙淤积受到流域降水、径流和人类活动 (水利工程、土地利用) 等一系列错综复杂因素的影响。



图 5-1 巢湖流域水系图 (引自周迎秋, 2005)

Fig. 5-1 Map for the water system of Chaohu Basin (cited from Zhou, 2005)

一、巢湖流域土地利用格局

1. 西南部山区森林被大量砍伐——森林覆盖率显著下降, 水土流失严重, 向巢湖输送大量泥沙

巢湖流域地形地貌特点是西高东低, 中间低洼平坦, 形成巢湖盆地的势态;

森林植被主要分布在舒城、庐江、巢湖、肥东等县市，在流域西部、西南部占 87.9%，其中舒城占 46.1%（屠清瑛，1990）。

在过去的半个多世纪中，巢湖流域的森林覆盖率大幅下降，水土流失面积大幅增加。譬如，舒城县的森林覆盖率由建国初期的 60% 下降到 27%（图 5-2），水土流失面积 959 km²，占山区面积的 63.3%，土壤平均流失量 2606.9 m³/km²（顾成军，2005）。

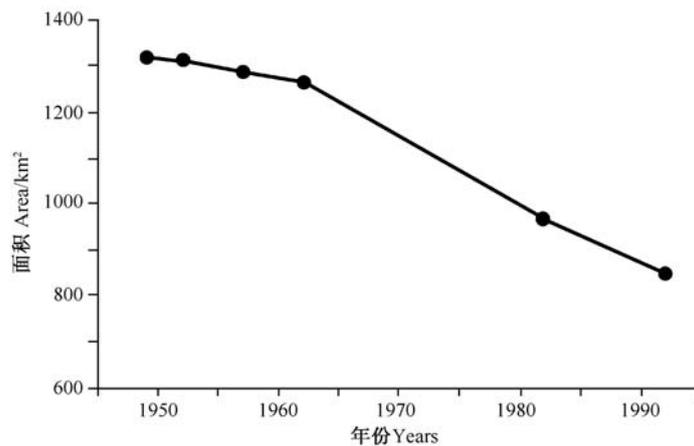


图 5-2 舒城县森林面积变化图（修改自顾成军，2005）

Fig. 5-2 Changes in forestry area in Shucheng County (modified from Gu, 2005)

通过卫星遥感资料不难看出，1987~2000 年期间，巢湖流域（特别是西部-西南部地区）的森林覆盖率出现明显下降（图 5-3、图 5-4）。

2. 杭埠河上游的环境变化与水土流失——受流域降水、径流和人类活动（水利工程、土地利用）的共同影响

注入巢湖水量最大的河流为杭埠河-丰乐河（图 5-1），占径流总量的 55.5%，杭埠河水系由晓天河、五显河、龙河、河棚河等组成，并由龙河口水库调节水量（施育新，2006）。因此推测，杭埠河-丰乐河的泥沙含量将会对巢湖湖水中的泥沙含量产生很大影响。

杭埠河上游环境变化的驱动力主要受流域降水、径流和人类活动（水利工程、土地利用）的共同影响。1958 年是龙河口水库的始建之年，显著地改变了杭埠河流域的水文环境。1965~1968 年流域降水、径流量少（图 5-5）。1966 和 1967 年为大旱之年。1966~1967 年因“农业学大寨”运动，造成大量毁林种田，侵蚀作用增强，泥沙流量大增（图 5-6）。1987 年以后，沉积速率明显下降，可能得益于 20 世纪 90 年代开始的绿化造林、防止水土流失行动，表明流域生态环境好转。

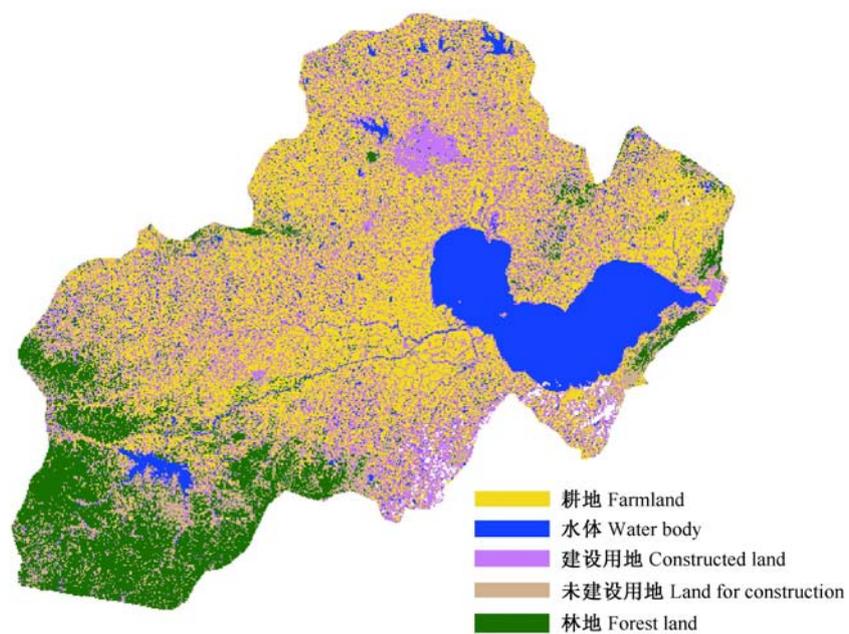


图 5-3 1987 年巢湖流域土地利用图 (引自李文达, 2007)

Fig. 5-3 Map for the land use in the Chaohu Basin in 1987 (cited from Li, 2007)

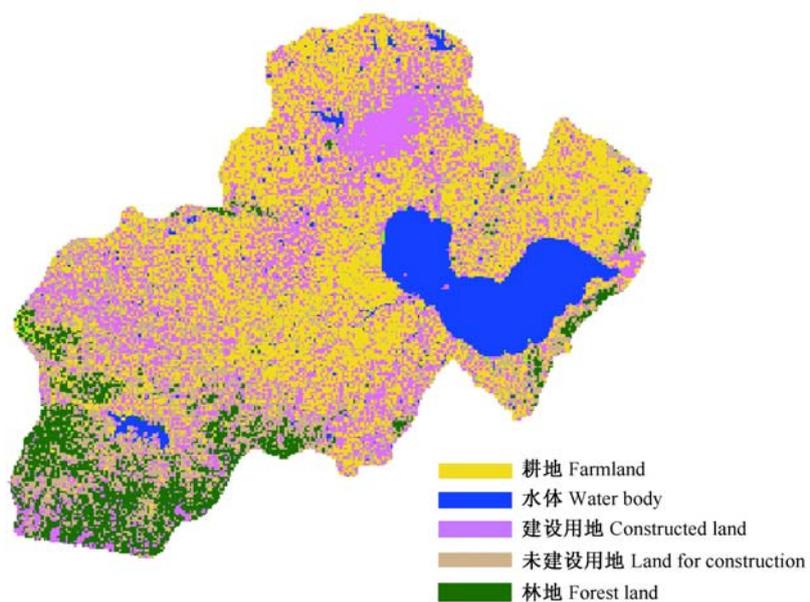


图 5-4 2000 年巢湖流域土地利用图 (引自李文达, 2007)

Fig. 5-4 Map for the land use in the Chaohu Basin in 2000 (cited from Li, 2007)

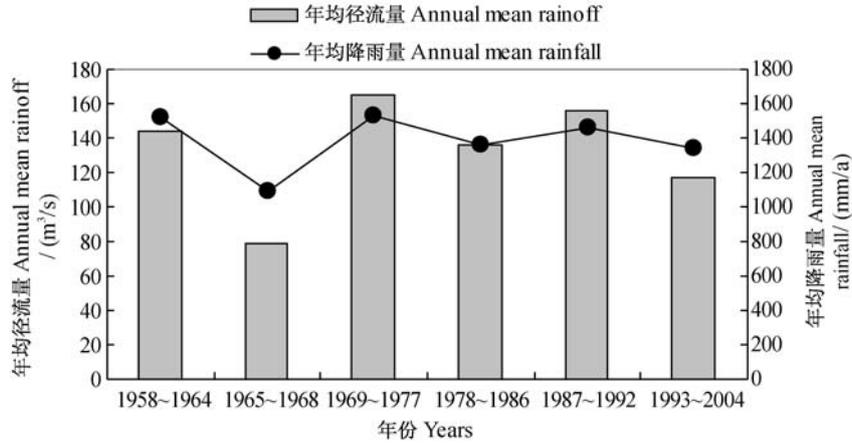


图 5-5 龙河口水库上游晓天河水文站年平均径流量和年平均降雨量的长期变化 (数据来源施育新, 2006)
 Fig. 5-5 Long-term changes in the annual mean runoff and rainfall at Hydrological Station of Xiaotian River in the upper of Longhekou Reservoir (data source Shi, 2006)

影响龙河口水库泥沙沉积速率的因素十分复杂, 如果利用图 5-5 和图 5-6 的数据进行相关分析, 沉积速率与年平均降雨量之间的相关系数仅有 0.14, 与年平均径流量之间的相关系数仅有 0.11。

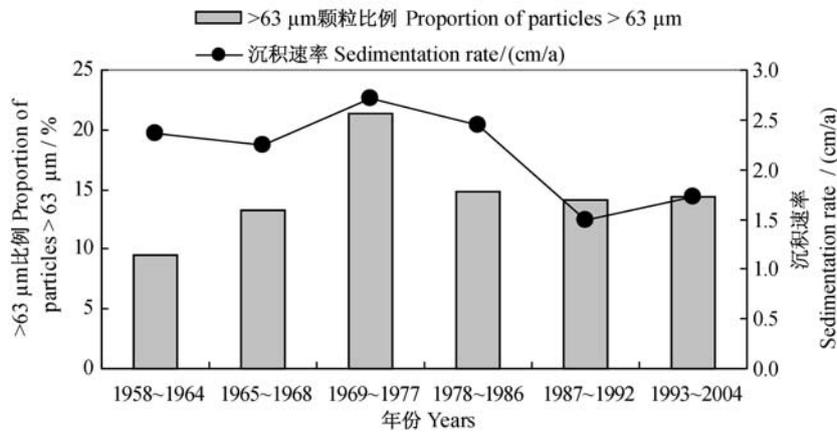


图 5-6 杭埠河上游龙河口水库沉积柱样中 > 63 μm 颗粒比例和沉积速率的历史变化 (数据来源施育新, 2006)
 Fig. 5-6 Long-term changes in the proportion of particle > 63 μm and sedimentation rate in Longhekou Reservoir in the upper reaches of Hangbu River (data source Shi, 2006)

3. 巢湖浅滩被大量围垦——巢湖入湖河口部分, 由泥沙淤积的浅滩多数被围垦

在 1987 年的遥感影像上, 杭埠河河口处泥沙淤积较为严重, 但三角洲的发育

并不明显；到了2000年，泥沙区的范围进一步扩大，在河口处已经能看到明显的三角洲了，可见淤积速度很快。此外，在影像中还发现新建的圩堤（图5-7）。

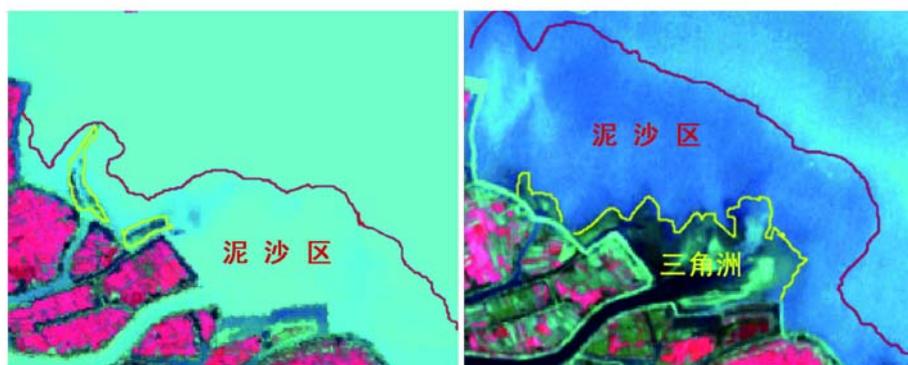


图 5-7 1987 年 (左图) 与 2000 年 (右图) 杭埠河河口泥沙淤积的比较 (引自周迎秋, 2005)
Fig. 5-7 A comparison of sedimentation status in the outlet of Hangbu River between 1987 (left) and 2000 (right) (cited from Zhou, 2005)

在巢湖各入湖河口部分，由泥沙淤积的浅滩多数被围垦。对比 1955 年地形图与 1987 年的 TM 影像和 2000 年的 ETM 影像，发现杭埠河河口泥沙淤积严重，而且不断被围垦，形成了鸟足状三角洲（图 5-8）。

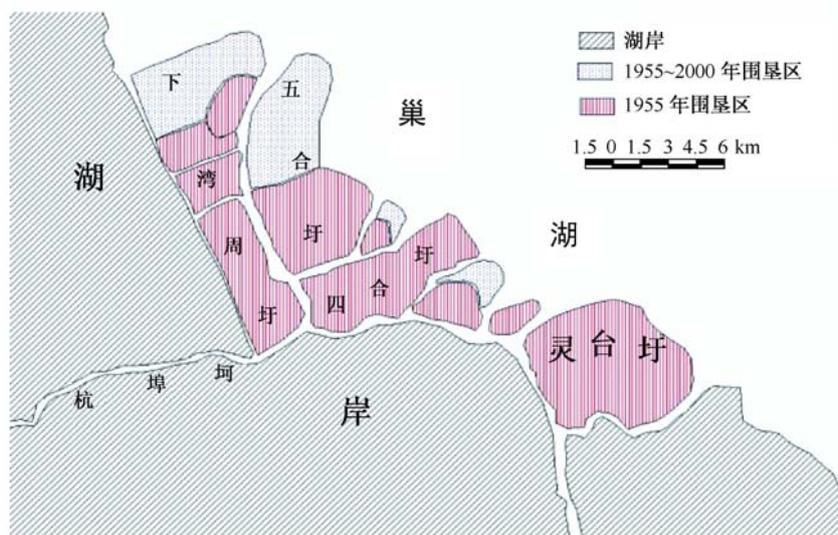


图 5-8 根据遥感影像解译的杭埠河入巢湖口 1955 年与 2000 年围垦变化图 (引自周迎秋, 2005)
Fig. 5-8 Changes in reclaimed area around the inlet of Hangbu River into Lake Chaohu between 1955 and 2000 based on remote sensing images (cited from Zhou, 2005)

二、巢湖泥沙含量的时空变化

1. 利用遥感影像资料研究巢湖悬沙含量的变化——1987~2003年期间，高浓度悬浮泥沙面积从39.6 km²增加到112.2 km²

李文达(2007)利用Landsat TM(ETM+)影像资料,分析不同含沙量水体光谱特征曲线,得出泥沙指数,再利用影像资料,提取悬浮泥沙浓度信息。结果表明,1987~2003年期间,高浓度悬浮泥沙面积从39.6 km²增加到112.2 km²(图5-9),增加了2倍,表明水土流失在加剧。这与植被变化的趋势(图5-2、图5-3)相一致。

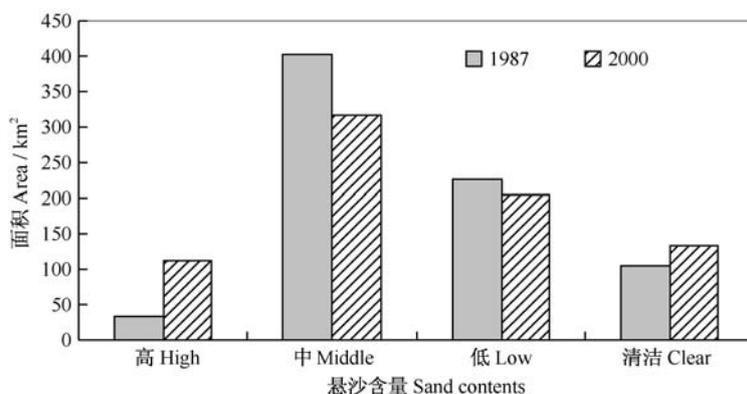


图5-9 1987年和2000年巢湖不同等级悬沙含量分布面积的比较(数据来源李文达,2007)

Fig. 5-9 A comparison of distribution areas of different sand contents between 1987 and 2000 (data sources Li, 2007)

2. 高浓度悬沙空间格局带——高浓度悬沙分布带主要在西湖湖区的中心和一些河口地带以及东湖区南岸

根据遥感影像资料的分析,在丰水期,巢湖高浓度悬沙分布带主要在西湖湖区的中心和一些河口地带,因为各入湖河流携带大量泥沙入湖;而在枯水期高浓度悬沙分布带主要在东湖区的南岸,这一部分是由西湖悬沙漂移过来,另一部分由塌岸带来入湖的泥沙(图5-10)。

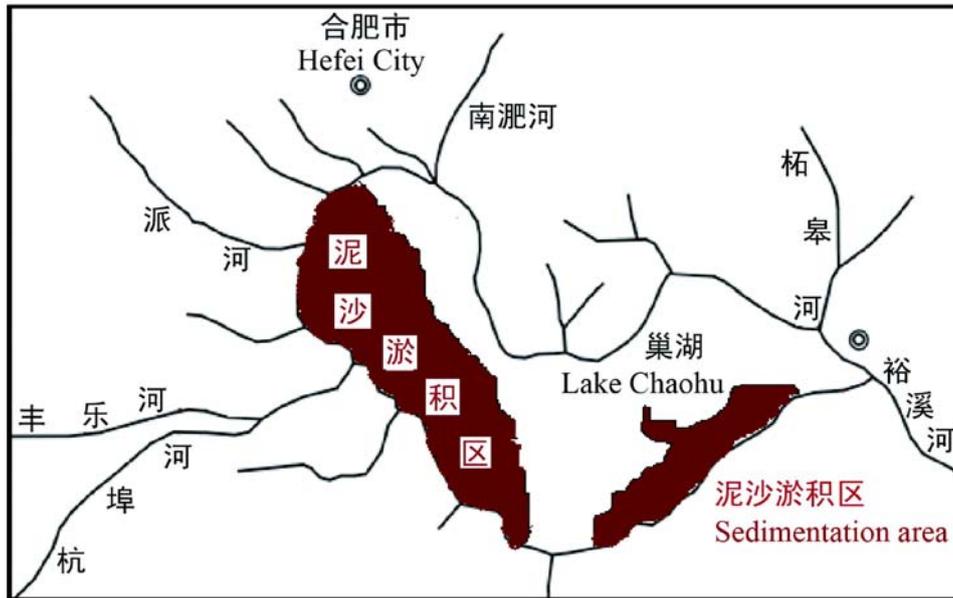


图 5-10 巢湖泥沙淤积区分布 (修改自李文达, 2007)

Fig. 5-10 Map for the sedimentation area of Lake Chaohu (modified from Li, 2007)

三、巢湖输沙量的历史变化

1. 建闸——1962 年巢湖闸竣工后，长江江水的入湖（通过裕溪闸）量及其所携带入湖的泥沙量大幅降低

巢湖闸 (图 5-11, 图 5-12) 于 1959 年 10 月开工, 1962 年 12 月竣工, 1964 年 7 月验收使用。巢湖闸大大减少了长江江水的入湖量。根据裕溪河多年流量观测资料, 巢湖闸修建前, 流域形成的径流量多年平均为 $30.3 \times 10^8 \text{ m}^3$, 长江入湖 (经裕溪河) 交换水量多年平均为 $13.6 \times 10^8 \text{ m}^3$, 二者之比为 1 : 0.45; 而巢湖闸修建后, 流域形成的径流量多年平均为 $34.9 \times 10^8 \text{ m}^3$, 长江入湖交换水量多年平均为 $1.6 \times 10^8 \text{ m}^3$, 二者之比为 1 : 0.05 (屠清瑛等, 1990)。

巢湖闸建闸前, 当长江水位高于巢湖时, 江水一般经裕溪河倒灌入湖, 或经裕溪河-西河-兆河进入巢湖。多年 (1951~1962 年) 平均倒灌量为 9.076 亿 m^3 (扣除 1954 年无为大堤溃破进入的水量), 其中经巢湖闸倒灌入湖的水量为 8.185 亿 m^3 , 占 90%。建闸后多年 (1963~1996 年) 平均倒灌量为 2.039 亿 m^3 , 其中经巢湖闸倒灌入湖的水量为 1.466 亿 m^3 , 占 72%。建闸前由长江倒灌入巢湖的水主要集中在 5~9 月 (图 5-13)。

长江的泥沙含量远高于巢湖。在巢湖建闸前, 安徽境内长江干流大通站多年

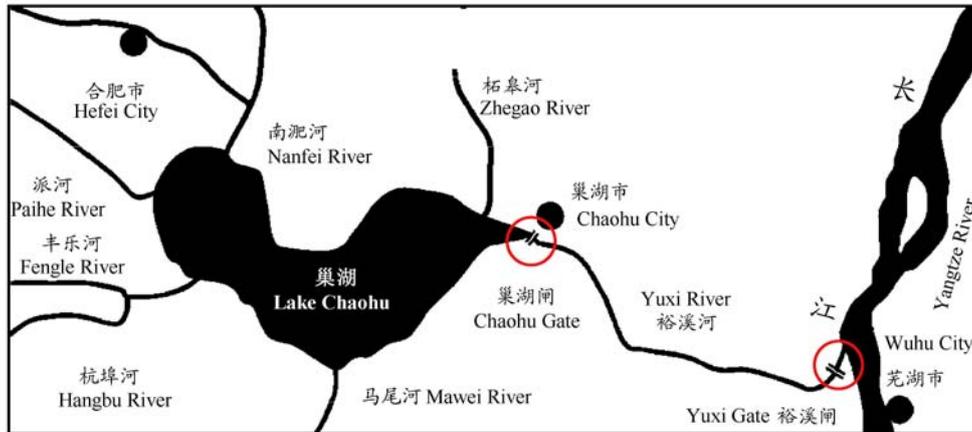


图 5-11 巢湖闸位置示意图

Fig. 5-11 Map for the site of Chaohu Gate

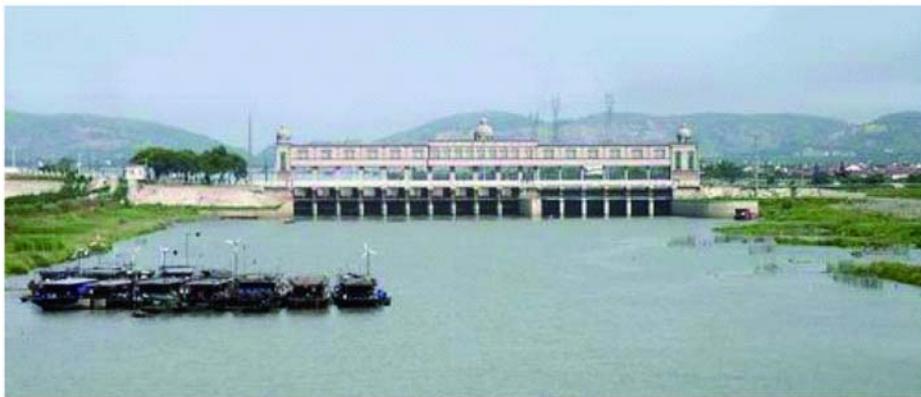


图 5-12 巢湖闸图片 (引自新华网, <http://www.ah.xinhuanet.com>)

Fig. 5-12 A photo of Chaohu Gate (cited from Xinhua News, <http://www.ah.xinhuanet.com>)

平均含沙量为 403 mg/L, 建闸后多年平均值为 367 mg/L; 而巢湖在建闸前巢湖闸站多年平均含沙量为 194 mg/L, 建闸后下降到只有 115 mg/L, 降幅达 41% (图 5-14)。

通过巢湖闸建闸前后长江和巢湖的泥沙含量以及建闸前后长江倒灌入湖水量的分析可知, 建闸后每年从长江倒灌水量携带入湖的泥沙量减少约 25 万 m^3 。巢湖建闸前, 平均每年淤积量 (1903~1962 年) 约为 1.67 mm, 建闸后平均 (1963~1986 年) 泥沙年淤积量约为 51 万 m^3 , 湖盆多年平均年淤积厚度仅为 0.64 mm (邓英春, 2002)。

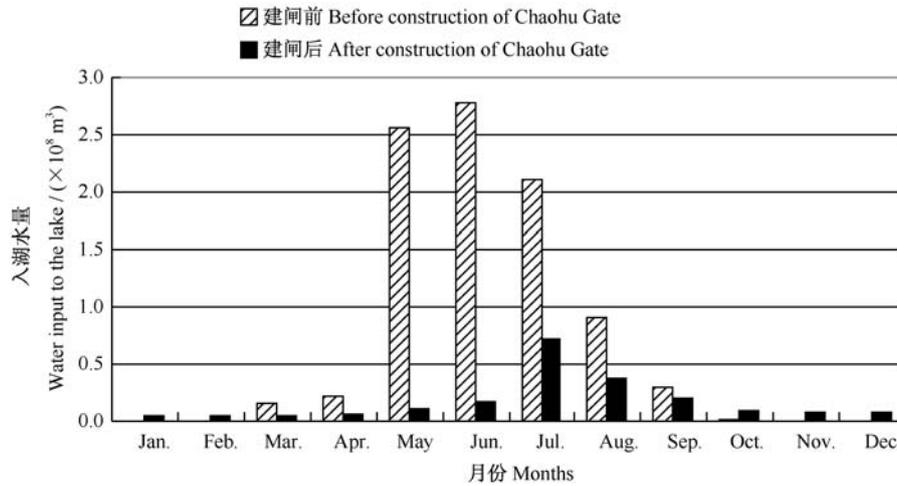


图 5-13 巢湖闸建闸前与建闸后，长江水倒灌入湖多年平均逐月入湖水量的变化（数据来源邓英春，2002）

Fig. 5-13 Changes in the monthly mean water inflow from the Yangtze River before and after the construction of Chaohu Gate (data source Deng, 2002)

2. 巢湖输沙量变化——20 世纪 90 年代以来，年均输沙率呈减小趋势，可能得益于造林绿化使下垫面条件改善因而减少了水土流失

巢湖闸出湖流量波动很大（图 5-15），在 1964~2005 年期间的 42 年期间，最大年平均流量以 1991 年最高，达到 $345 \text{ m}^3/\text{s}$ ($108.12 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$)，最小年平均流量出现在 1968 年，为 $-7.92 \text{ m}^3/\text{s}$ ($-2.50 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$)（迟本良，2007）。20 世纪 90 年代初以来，年均输沙率呈减小趋势（图 5-16）。

在 1964~2005 年期间，巢湖闸的年平均流量和输沙率之间存在正相关关系 ($r^2=0.525$)，丰沙年多出现在丰水年，少沙年多出现在枯水年（迟本良，2007）。以巢湖闸 42 年资料中最大年均输沙率 (42.1 kg/s) 的 1969 年为例，流量-输沙率之间存在很好的正相关关系 ($r^2=0.865$)（图 5-17），也就是说，流量越大，输沙率越大。显然，就流量-输沙率之间的相关关系而言，年内月份间的相关性比年际间相关性好，表明 1964~2005 年期间，年平均流量和输沙率之间的关系受到一些其他因素的强烈影响。譬如，20 世纪 90 年代后期以来，年均输沙率呈明显的减小趋势可能就不仅仅是流量变化的结果。

很显然，在 1964~2005 年期间，巢湖闸的年平均流量和输沙率之间存在较好的正相关关系 ($r^2=0.525$)（迟本良，2007），而在杭埠河上游的龙河口水库，沉积速率与年平均降雨量或年平均径流量之间的相关系数很低 ($0.11 \sim 0.14$)。为何存在明显差异则不得而知。

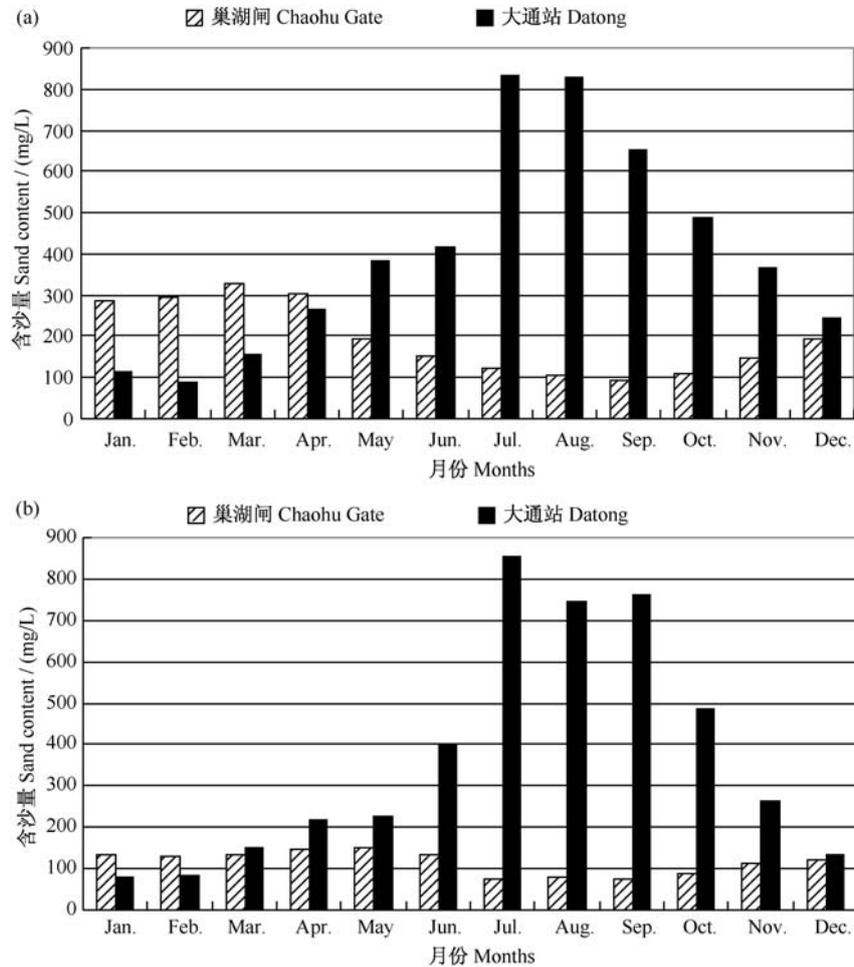


图 5-14 大通站和巢湖闸多年平均逐月含沙量的变化。(a)为巢湖闸建闸前(1951~1962)含沙量,(b)为建闸后(1979~1989)含沙量(数据来源李英春,2002)

Fig. 5-14 Changes in the monthly mean sand contents of water at Datong and Chaohu Stations. (a) indicates the sand content before the construction of Chaohu Gate (1951~1962), and (b) indicates the sand content after the construction of Chaohu Gate (1979~1989) (data sources Deng, 2002)

为何 20 世纪 90 年代初以来,年均输沙率呈减小趋势? 迟本良(2007)认为这可能有两个方面的原因:①可能是由于水利工程的建设,增加了湖、库、河道调蓄能力,拦截了部分沙量;②流量下垫面条件的改善使径流含沙量减少。

一方面,水库确实可截留相当数量的泥沙(表 5-7);另一方面,遥感影像资料却显示,2000 年的森林覆盖率比 1987 年有明显下降(图 5-3、图 5-4)。

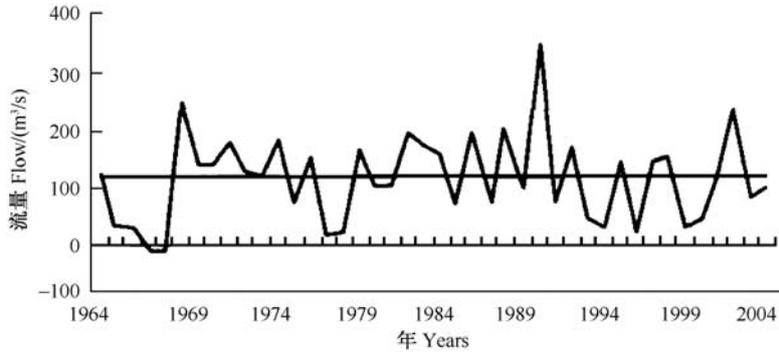


图 5-15 1964~2005 年期间，巢湖闸年均流量的变化（引自迟本良，2007）
 Fig. 5-15 Changes in flow rate in Chaohu Gate during 1964~2005 (cited from Chi, 2007)

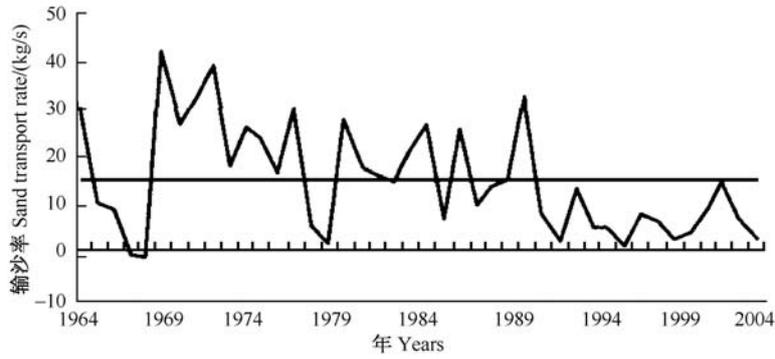


图 5-16 1964~2005 年期间，巢湖闸年均输沙率的变化（引自迟本良，2007）
 Fig. 5-16 Changes in sand transport rate in Chaohu Gate during 1964~2005 (cited from Chi, 2007)

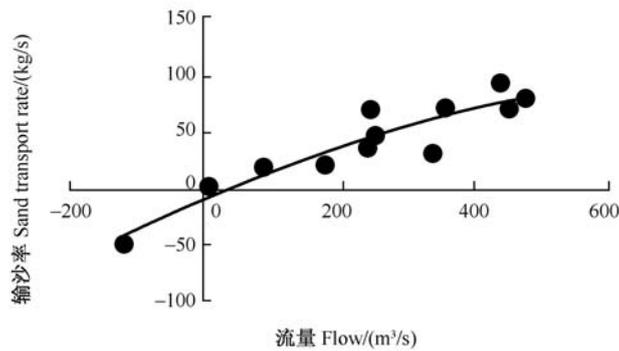


图 5-17 巢湖闸 1969 年月均流量和输沙率之间的回归关系（修改自迟本良，2007）
 Fig. 5-17 Regressive relationship between monthly mean flow rate and sand transport rate at Chaohu Gate in 1969 (modified from Chi, 2007)

四、巢湖泥沙淤积速率（基于放射性同位素 测年技术：²¹⁰Pb、¹³⁷Cs、¹⁴C）

1. 基于²¹⁰Pb——东、西湖区 1903~1986 年期间，沉积速率为 1.6~1.8 mm/a，1980~1986 年期间上升到 2.1~5.6 mm/a

屠清瑛等（1990）运用²¹⁰Pb 测年技术，对巢湖西部、中部及东部不同地区 5 个点沉积物的年代进行了测定，东、西湖区 1903~1986 年期间，沉积速率为 1.6~1.8 mm/a，1980~1986 年期间上升到 2.1~5.6 mm/a（表 5-1）。

表 5-1 巢湖泥沙沉积速率
Table 5-1 Sedimentation rate in Lake Chaohu

测点 Sampling sites	测定年限 Estimated years	沉积速率 Sedimentation rate /(mm/a)	近期沉积速率 Sedimentation rate (1980~1986)/(mm/a)
西湖区 5#	1903~1986	1.8	5.6
西湖区 C2#	1950~1986	1.6	3.3
东湖区 22#	1922~1986	1.6	2.2
东湖区 27#	1917~1986	1.74	2.1
东湖区 C3#	1941~1986	1.6	
平均		1.67	

(引自屠清瑛等,1990)(cited from Tu et al., 1990)

2. 基于¹³⁷Cs——1954~2002 年的 49 年期间，东、西湖区沉积速率为 2.4~3.5 mm/a

杜磊等（2004）于 2002 年 12 月在巢湖的三个采样点（I、V、VI；图 3-1）用内径为 48 mm 的 PVC（polyvinyl chloride）管所制的静压式采样器采集表层沉积物柱状样，在野外现场按 1 cm 间隔逐层分样。因为没有天然的¹³⁷Cs，沉积物中的¹³⁷Cs 剖面的起始值层位对应于 1948 年（大气核试验开始的年代），而¹³⁷Cs 剖面最大峰值层位对应于 1963 年，因为 1963 年是全球性¹³⁷Cs 的最大沉降年，美国、苏联在这期间进行了大量的核试验。I、V 和 VI 沉积柱孔中¹³⁷Cs 的最大值层位出现基本相同，为 9~10 cm，所以该层位应指示 1963 年的沉积。I、V 和 VI 的起始值分别出现在 13 cm、17 cm、12 cm 附近。I、V 和 VI 三个研究区的沉积速率分别为 2.9 mm/a、3.5 mm/a 和 2.4 mm/a（表 5-2）。

表 5-2 由¹³⁷Cs 剖面得出的沉积速率 (mm/a)
Table 5-2 Sedimentation rate derived from ¹³⁷Cs section

	I 孔 (西湖心)	V 孔 (东湖心)	VI 孔 (东湖区)
1986~2002		1.8	2.4
1963~1986	2.3	2.5	2.1
1954~1963	4.0	8.0	3.0
1954~2002 平均	2.9	3.5	2.4

(引自杜磊等, 2004) (cited from Du et al., 2004)

3. 基于²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs——1898~2001 年的 103 年期间, 东部湖心区平均沉积速率为 2.4 mm/a

姚书春和李世杰 (2004) 于 2001 年 12 月在巢湖东部湖心采集了 25 cm 的沉积物柱样, 在采集现场以 1 cm 间隔分样, 用于分析 TN 的含量, 并用²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 定年。25~16 cm 相当于 1898 年到 1946 年, 16~9 cm 相当于 1946 年到 1972 年, 在约 103 年的时期, 平均沉积速率为 2.4 mm/a。

4. 基于¹⁴C 测年——西岸戴拐钻孔 2850 年平均沉积速率为 0.96 mm/a

在巢湖西岸戴拐钻孔揭示的现代泥沙沉积厚度为 2.75 m (粉质黏土夹淤泥质粉沙), ¹⁴C 测年为 2850a, 因此, 巢湖近代沉积物淤积速率为 0.96 mm/a (杨则东等, 2005)。

5. 基于 AMS¹⁴C 测年——西湖区 487 cm 沉积柱的平均沉积速率为 0.5 mm/a

张广胜 (2007) 于 2006 年在巢湖的西湖区获得 800 cm 长的湖芯一根 (编号 CH-1; 图 5-18), 以 1 cm 间隔对样品进行分割取样, 对 490 m 以上的 7 个样品运用 AMS¹⁴C 测年, 9770 cal aBP (0~487 cm) 的平均沉积速率为 0.5 mm/a (表 5-3)。

表 5-3 巢湖 CH-1 沉积柱分段沉积速率
Table 5-3 Sedimentation rate at various depth intervals of CH-1 in Lake Chaohu

沉积柱深度 Depth of sediment core/cm	年代 Age/cal aB P	沉积速率 Sedimentation rate/ (mm/a)
0~87	1040	0.84
87~127	1040~2550	0.26
127~189	2550~3720	0.53
189~227	3720~4565	0.45
227~287	4565~5475	0.66
287~387	5475~6590	0.90
387~487	6590~9770	0.31

(引自张广胜, 2007) (cited from Zhang, 2007)

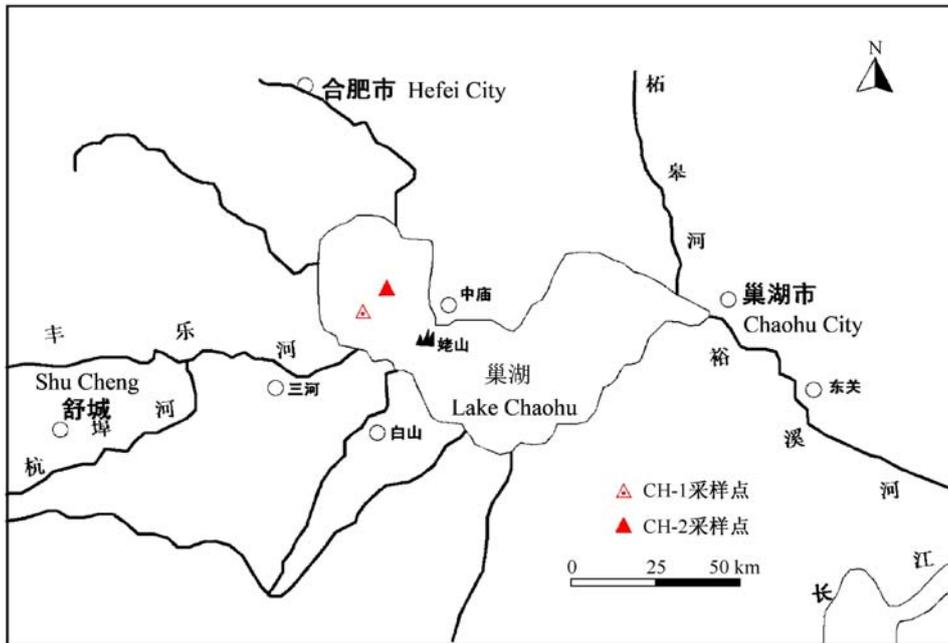


图 5-18 巢湖采样点示意图 (引自张广胜, 2007)

Fig. 5-18 Map for the sampling site in Lake Chaohu (cited from Zhang, 2007)

6. 基于²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 测年——杭埠河入湖河口及邻近湖区近 50 年沉积速率达到 3.8~8.47 mm/a

顾成军 (2005) 于 2003 年 7 月中旬, 在巢湖靠近杭埠河入太湖河口附近及湖内沉积最深区域布点采集了 5 个样芯 (AC1、AC2、AC4、AC5、ACZ) (图 5-19)。

根据²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 测定的沉积速率可以看出, 位于河口区的 AC4 样芯的沉积速率较大, 而离河口稍远一点的 AC1 和 AC2 的沉积速率比较小, 总体来看, 近几十年来, 4 个样芯的沉积速率都较大, 最小的也达到 3.81 mm/a, 最大的达 8.47 mm/a (表 5-4)。

在 4 个样芯砂的百分含量和平均粒径在随深度的变化上有许多相互对应的异常点, 与该地区的洪涝干旱相关。通过沉积速率, 对 7 个平均粒径和砂的百分含量突出的异常增大点进行了年代确定, 并与历史记载的洪水记录年代进行了对应。从表 5-5 可以看出, 巢湖沉积物中几次平均粒径值较大、砂的百分含量较大的深度对应的年份与历史上记载的最大洪水年份基本吻合, 其年代对应差距很小。当然, 离河口越远 (如 AC2), 就只对较大的洪水有反应。这样, 沉积物的粒度特征不仅可以用来记录历史上的洪水事件, 还可以根据已有的洪水记录, 推测年代和沉积速率。

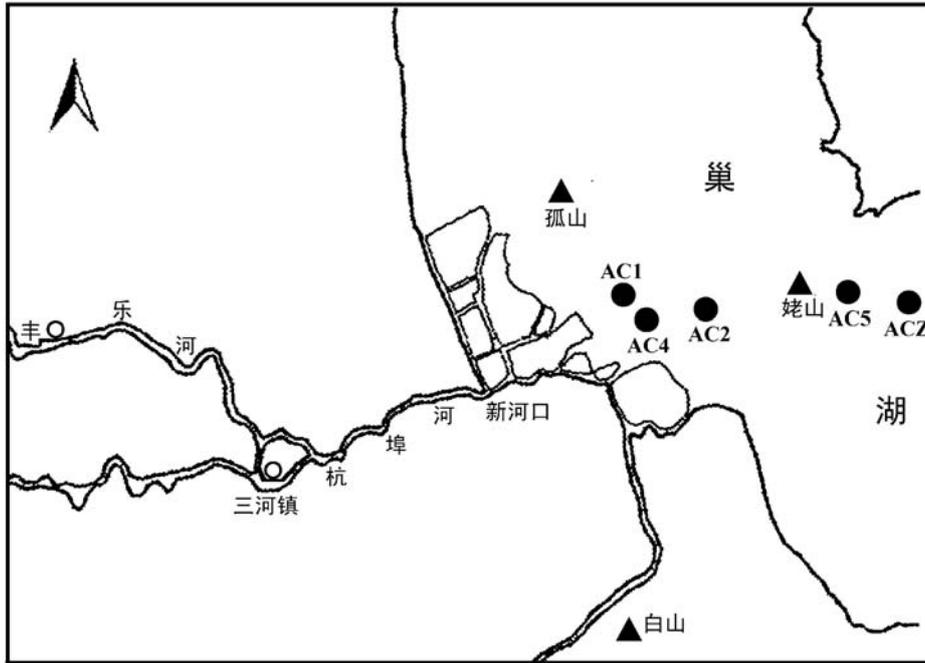


图 5-19 巢湖沉积样芯采样位置示意图 (修改自顾成军, 2005)

Fig. 5-19 Map for the sampling sites of sediment cores in Lake Chaohu (modified from Gu, 2005)

表 5-4 巢湖 4 个沉积柱的沉积速率

Table 5-4 Sedimentation rates of four cores collected Lake Chaohu

沉积柱 Sediment core	沉积柱深度 Depth of cores/cm	沉积速率(基于 ²¹⁰ Pb) Sedimentation rate (based on ²¹⁰ Pb) /(mm/a)	年份 Years	沉积速率(基于 ³⁷ Cs) Sedimentation rate (based on ³⁷ Cs)/(mm/a)	沉积速率(基于粒 径大小) Sedimentation rate (based on particle size) /(mm/a)
AC1 (142 cm)	0~20	3.81	1950~1963	4.2	8.4
	(20~25)以下	4.50			
AC2 (96 cm)		4.00	1950~1963	4.2	6.2
			1963~2001		
AC4 (149 cm)		8.47	1950~1963	4.2	10.7
			1963~1979		
ACZ	14~35	8.38	1950以后	>5.9	5.0
			1950~1963	5.0	
			1963以后	4.2	

(数据来源顾成军, 2005) (data sources Gu, 2005)

表 5-5 沉积记录中推测洪水年代与实际洪水年代的比较

Table 5-5 A comparison of estimated age in sediment cores and the recorded year with catastrophic flood

沉积物深度 Sediment depth/cm	推测年代 Estimated year	特大洪水发生年份 The year with catastrophic flood
19	1955	1954
24	1938	
26	1932	1931
34	1915	
36	1911	
58	1855	1849
70	1825	1823

(引自顾成军, 2005) (cited from Gu, 2005)

顾成军 (2005) 采用了 AC2 (离河口较远, 沉积环境相对稳定, 沉积速率变化相对较小) 的平均沉积速率 4.0 mm/a 进行年代控制, 计算了 5 个深度段的沉积速率, 其中因 AC4 深度 30 cm 仍有 ¹³⁷Cs 存在为 20 世纪 50 年代初, 故将该深度定为 1950 年。从表 5-6 可以看出, 自 1827 年以来, 杭埠河河口附近的沉积速率相对较高 (虽然波动很大), 而离河口较远的 AC5 处, 1827~1925 年期间沉积速率较低, 1925~1963 年期间急速上升。1950~1963 年期间, AC4 的沉积速率高达 12.3 mm/a, 平均粒径和砂的百分含量急剧增加, 因为 50 年代末到 70 年代中, 杭埠河上游的森林植被先后发生过两次大破坏, 即“以粮为纲, 上山砍光”和“以粮为纲, 毁林开荒”, 此外, 杭埠河灌区修建水库时, 移民未得到妥善安置, 导致山地滥垦。森林减少导致大量的水土流失, 并使河床抬高 (杭埠河抬高 1~4 m), 加大了向湖区的输沙量。

表 5-6 巢湖样芯各深度段的沉积速率

Table 5-6 Sedimentation rate at various depth interval of the sediment cores in Lake Chaohu

深度段 Depth segment	AC4	AC1	AC2	AC5
2	12.3	8.4	1963~1950	10
3	6.4	5.2	1950~1925	6
4	6	9.6	1925~1880	2.8
5	4.8	5.2	1880~1857	2.2
6	9.3	7.3	1857~1827	1.3

(引自顾成军, 2005) (cited from Gu, 2005)

五、巢湖泥沙淤积速率（基于水沙平衡）

利用沉积柱可获得特定地点的较为准确的淤沙速率，但是由于水动力条件极为复杂，依据有限数量的沉积柱推算整个湖泊的淤沙速率也是十分困难的，譬如，在主要河口附近的淤沙速率就可能远大于湖心区。

相反，基于水沙平衡，可以获得整体的淤沙信息，这对计算这个湖泊的质量平衡是很有价值的。

1. 1951~1983年期间——巢湖淤沙速率 1.11 mm/a（不包括推移质），或 2.08 mm/a（包括推移质）

根据 1951~1983 年共 33 年的资料计算，巢湖平均入湖悬移质泥沙总量为 260×10^4 t/a，其中引起河口泥岸向湖心延伸的推移质有 100×10^4 t/a，通过巢湖闸排到长江的泥沙量为 60×10^4 t/a，湖内年平均实际淤沙量为 100×10^4 t/a。根据湖泊底质粒级组成分析，还有 10%~20%，即 $10 \times 10^4 \sim 20 \times 10^4$ t/a 的推移质泥沙淤积在湖底，故湖盆年平均淤沙总量应为 $(110 \sim 120) \times 10^4$ t/a（汪水源等，1995）。

设湖泊沙量的容重为 1.36 t/m³（窦鸿身和姜加虎，2003），1951~1983 年间巢湖湖盆年平均淤沙总量应为 115×10^4 t/a，巢湖面积按 760 km² 计算，则巢湖湖盆年平均淤沙速率为

$$115 \times 10\ 000 \times 1000\ \text{mm} / 760 / 1\ 000\ 000 / 1.36 = 1.11\ \text{mm/a}$$

如果将引起河口泥岸向湖心延伸的推移质 100×10^4 t/a 包括在内，则全湖平均淤沙速率为 2.08 mm/a。

可以想象，由于引起河口泥岸向湖心延伸的推移质接近湖内淤沙总量的一半，占整个巢湖面积很小的河口区域的沉积速率将是十分惊人的，这就是为何顾成军（2005）在杭埠河河口附近测得的淤沙速率可高达 10.7 mm/a！

2. 1951~2000年期间——平均淤沙量为 198×10^4 t/a

从表 5-7 可以看出，巢湖的淤沙总量基本在 200×10^4 t 上下波动，1951~2000 年期间的平均值为 198×10^4 t，因此计算得到平均淤沙速率为 1.93 mm/a。

表 5-7 1951~2000 年期间，巢湖流域水土流失、水库截流以及巢湖泥沙淤积量 ($\times 10^4$ t)

Table 5-7 The amount of soil erosion in Chaohu Basin, retained sand in reservoir and Lake Chaohu during 1951-2000 ($\times 10^4$ tones)

项目 Items	1951~ 1960	1961~ 1970	1971~ 1980	1981~ 1990	1991~ 2000	1951~2000 年平均 Mean for 1951~2000
水土流失 Soil erosion	208	186	253	—	—	—
水库截流 Retained sand in reservoir	0	42	37	—	—	—
巢湖淤积量 Retained sand in Lake Chaohu	208	144	216	199	225	198

(引自李文达, 2007) (cited from Li, 2007)

六、泥沙淤积与 N、P 平衡

1. 根据 1982~2007 年期间的淤沙速率、TN 和 TP 负荷以及滞留率——推算巢湖现在表层 5 cm 沉积物中的 P 的含量应该为 0.48 mg/g, N 的含量为 7.26 mg/g

从图 4-30 可以看出, 2007 年巢湖的 TN、TP 水平又回到了 1982 年的起点, 其间经过了 25 年, 20 世纪 90 年代中期达到顶峰。1987 年的 N、P 收支研究表明, N 的滞留率 39.5%, P 的滞留率 34.0%。1986~1995 年期间年平均 TN 负荷为 38.0×10^3 t, 年平均 TP 负荷为 2.9×10^3 t。

假设 1982~2007 年间 TN、TP 负荷与 1986~1995 年期间相等, 则 25 年间总 TN 负荷为 95×10^4 t, 总 TP 负荷为 7.25×10^4 t; 假设 1986~1995 年期间 N 的滞留率 39.5%、P 的滞留率 34.0%, 则 25 年间在巢湖累积的 TN 和 TP 分别为 37.5×10^4 t 和 2.465×10^4 t。

假设 1982~2007 年期间平均淤沙速率为 2 mm/a, 则 25 年间平均共淤沙 5 cm 厚; 巢湖面积按 760 km² 计算, 则共淤沙 38×10^6 m³ = 51.68×10^6 t (按干容重 1.36 t/m³ 算)。这样推算巢湖现在表层 5 cm 沉积物中的 P 的含量应该为 0.48 mg/g, N 的含量为 7.26 mg/g。

2. 推算值与实测值的比较——TP 十分接近, TN 实测值不到推算值的 1/4, 超过 3/4 的应该滞留的 N 可能通过反硝化作用已经散失

王绪伟等 (2007) 于 2006 年 4~6 月利用抓斗采泥器从巢湖采集表层沉积物, 测得巢湖全湖平均 TP 含量为 0.55 mg/g; 屠清瑛等 (1990) 的研究表明, 1987~1988 年期间, 巢湖表层沉积物中 TP 含量的平均值为 0.51 mg/g。这些结果与笔者根据淤沙速率及 P 负荷推算出的表层 5 cm 的 TP 含量应该为 0.48 mg/g 的结果十分接近。

屠清瑛等(1990)的研究表明,1987~1988年期间,巢湖表层沉积物中TP含量的平均值为0.67 mg/g,最近的研究结果差异很大,譬如,①姚书春和李世杰(2004)于2001年12月在巢湖东部湖心采集了沉积柱样,0~5 cm表层沉积物中的TN含量在2.3~3.5 mg/g之间波动;②张敏(2005)于2002年12月研究了巢湖4个采样点(西部1个,中部1个,东部2个),表层0~5 cm沉积物中TN含量的平均值在0.78~2.22 mg/g之间变动,4个样点的平均值为1.39 mg/g;③周志华等(2007)于2002年10月在巢湖东湖区(H3)和西湖区(H2)各采集了一个沉积柱,0~5 cm表层沉积物在东湖区H3样点的平均TN含量为0.56 mg/g,在西湖区H2样点的平均TN含量为1.74 mg/g;④王东红(2006)报道,在2002年10月、2003年1月和2003年7月,在巢湖不同湖区的4个采样点,表层(0~5 cm)沉积物中的TN含量季节变化明显,夏季远低于冬季;根据图3-9可大致的估算,西湖区的C1点为1.2~3.2 mg/g,西湖区的C2点为0.8~2.7 mg/g,东湖区的C3点为0.5~1.8 mg/g,东湖区的C4点为0.4~2.4 mg/g。

如果将上述结果简单平均(在仅有范围的情况下,取范围的中值),粗略地推测巢湖0~5 cm表层沉积物中的平均TN含量约为1.64 mg/g,这一结果与根据淤沙速率及N负荷推算出的表层5 cm的TN含量应该为7.26 mg/g的结果相差甚远(前者不到后者的1/4)。也就是说,被认为应该滞留在巢湖中的超过3/4的N可能通过反硝化的途径已经散失了。

七、结 语

巢湖与其入湖河流及长江之间存在十分复杂的水量、泥沙及生源要素(N、P)的输移与交换关系,泥沙输移还显著改变巢湖流域的地形地貌,影响湖泊中N、P的行为和归趋。泥沙淤积受到流域降水、径流和人类活动(水利工程、土地利用)等一系列错综复杂因素的影响。

近几十年来,巢湖流域土地利用格局,西南部山区(杭埠河上游)森林被大量砍伐导致森林覆盖率显著下降,水土流失严重,向巢湖输送大量泥沙。杭埠河上游的环境变化与水土流失受流域降水、径流和人类活动(水利工程、土地利用)的共同影响。巢湖入湖河口部分,泥沙淤积形成的浅滩多数被围垦。

根据遥感影像资料,发现在1987~2003年期间,巢湖高浓度悬浮泥沙面积从39.6 km²增加到112.2 km²,高浓度悬沙分布带主要在西湖湖区的中心和一些河口地带以及东湖区南岸。

根据水沙监测资料,1962年巢湖闸竣工后,长江江水的入湖(通过裕溪闸)量及其所携带入湖的泥沙量大幅降低,20世纪90年代以来,巢湖闸年均输沙率呈减小趋势,可能得益于造林绿化使下垫面条件改善因而减少了水土流失。这与

基于遥感影像资料的结论多少有些差异。

多数研究根据放射性同位素测年技术来推算巢湖泥沙淤积速率，包括²¹⁰Pb、¹³⁷Cs、¹⁴C的运用。所测得的沉积速率相差很大，譬如，基于AMS¹⁴C测年，西湖区487 cm沉积柱的平均沉积速率为0.5 mm/a，而基于²¹⁰Pb和¹³⁷Cs测年，杭埠河入湖河口及邻近湖区近50年沉积速率达到3.8~8.47 mm/a。

而基于水沙平衡研究巢湖泥沙淤积速率的研究很少，1951~1983年期间，巢湖淤沙速率1.11 mm/a（不包括推移质），或2.08 mm/a（包括推移质）；1951~2000年期间，平均淤沙量 198×10^4 t/a。

根据1982~2007年期间的淤沙速率、TN和TP负荷以及滞留率，推算巢湖现在表层5 cm沉积物中的P的含量应该为0.48 mg/g，N的含量为7.26 mg/g；将推算值与实测值的比较，TP十分接近，TN实测值不到推算值的1/4，超过3/4应该滞留的N可能通过反硝化作用已经散失。

1982年以来，巢湖的P似乎达到了平衡状态，滞留的P几乎包埋在表层0~5 cm沉积物中，而且这一新生沉积物中的TP含量与1987~1988年采集的表层沉积物相比十分接近。由于N的输入量远大于P，虽然滞留湖中的大量的N可能通过反硝化作用已经散失，0~5 cm表层沉积物中的TN含量仍然有明显上升。

第六章 巢湖生态系统的巨大变化

内 容

一、湖泊面积和水位的变化

1. 巢湖已大幅萎缩——古巢湖面积约 2000 km²，为现在巢湖的 2.6 倍，原有的 360 多个湖汊、湖湾已荡然无存

2. 建闸——1962 年巢湖闸竣工后，长江江水的入湖（通过裕溪闸）量降低到原来的 1/9，巢湖最低水位平均升高近 1.5 m，原来的丰水季节也可出现最低水位

二、底质和水质的变化

1. 底质——1987~2006 年期间，西北湖区沉积物中 TP 水平大幅升高

2. 水质——1982~1995 年期间，TN、TP 大幅上升，之后又逐渐回落到接近 1982 年的水平

三、生态变化

1. 水生植物——覆盖率大幅下降（30%→1%）

2. 鱼类——食藻鱼类（鲢、鳙）比例大幅降低（38.3%→2.6%），食浮游动物鱼类比例大幅上升（11.2%→74%）

四、结语

与海洋相比，湖泊具有明确的边界，可看成是陆地中的岛屿。湖泊自身既是一个相对独立的生态系统，又与流域中的陆地生态系统进行着密切的物质交换，从陆地生态系统接受大量的物质（泥沙等）和营养（N、P 等）。回顾巢湖生态系统的巨大变化对了解和预测巢湖生态系统的未来演变趋势十分重要。当然，在较短的时间尺度（如近几十年），这种变化主要是由于人类活动引起的。

一、巢湖面积和水位的变化

1. 巢湖已大幅萎缩——古巢湖面积约 2000 km²，为现在巢湖的 2.6 倍，原有的 360 多个湖汊、湖湾已荡然无存

巢湖是在构造盆地基础上发育起来的断陷构造湖，至晚更新世末奠定了巢湖的基本形态，距今已有一万多年。据考证推测，古巢湖面积约 2000 km²，为现在巢湖的 2.6 倍（屠清瑛等，1990）。

据认为，围垦可能是导致巢湖萎缩的重要原因之一：围垦巢湖始于 1700 年

前,在清代围垦面积达 62.8 万亩 (418.7 km²);新中国成立后,围垦仍未停止,在 1955~1979 年的 25 年间,巢湖入湖河流杭埠河、兆河、柘皋河口围垦面积达 12 km²;巢湖经历代围垦,原有的 360 多个湖汊、湖湾已荡然无存(李方华,2000)。譬如图 5-8 显示的是根据遥感影像解译的杭埠河入巢湖口 1955 年与 2000 年围垦变化图。

显然,巢湖原有的大量湖汊、湖湾及自然湿地系统的萎缩和丧失也不可避免地导致了巢湖自然净化能力的大幅降低。

2. 建闸——1962 年巢湖闸竣工后,长江江水的入湖(通过裕溪闸)量降低到原来的 1/9,巢湖最低水位平均升高近 1.5 m,原来的丰水季节也可出现最低水位

巢湖闸(图 5-11、图 5-12)于 1959 年 10 月开工,1962 年 12 月竣工,1964 年 7 月验收使用。巢湖闸大大减少了长江江水的入湖量。根据裕溪河多年流量观测资料,巢湖闸修建前,流域形成的径流量多年平均为 $30.3 \times 10^8 \text{ m}^3$,长江入湖(经裕溪河)交换水量多年平均为 $13.6 \times 10^8 \text{ m}^3$,二者之比为 1:0.45;而巢湖闸修建后,流域形成的径流量多年平均为 $34.9 \times 10^8 \text{ m}^3$,长江入湖交换水量多年平均为 $1.6 \times 10^8 \text{ m}^3$,二者之比为 1:0.05(屠清瑛等,1990)。这样自然降低了江水对巢湖的稀释作用。

1933 年以前,未设专门水文站测量巢湖水位,1933 年 10 月安徽省水利工程处设立了巢县水位站,建国后,省水利部门先后设立了槐林水位站、塘西水位站、忠庙水位站和巢湖闸水位站。1967 年巢县水位站上迁与巢湖闸水文站合并。

以巢湖闸完工的 1962 年为界,比较 1934~1962 年与 1963~1984 年最高水位和最低水位。建闸前最高水位的平均值(9.85 m)略低于建闸后(9.92 m);最高水位出现的时间也有所变化:建闸前出现在 6~10 月,建闸后,1 月、2 月和 5 月也有出现(图 6-1)。

巢湖闸建闸对最低水位的影响巨大:建闸前仅为 5.56 m,建闸后平均值上升到 7.04 m,上升了近 1.5 m;最低水位出现的时间也有所变化:建闸前出现在 12 月、2~4 月,建闸后,11 月、5~7 月也有出现,即最低水位也可出现在以前的丰水季节(图 6-2)。

张海林等(2006)描述了 1954~2000 年期间的巢湖水位的长期变化,与 1962 年前相比,最低水位也是有所上升(图 6-3)。但不知为何图 6-2 的最低水位数据与图 6-3 的最低水位数据还是有一定差异。显然在图 6-3 中,最低水位的上升缓慢,张海林等(2006)认为是泥沙淤积所致,这一推测很难成立,因为泥沙淤积速率不可能如此之快。

也就是说,巢湖闸的修建,极大地改变了巢湖水文变化的自然节律,主要是长江入湖水量的大幅下降、最低水位的大幅提升以及最低水位出现时间的变化。这些变化,可能是巢湖生态系统变化的重要驱动因子。

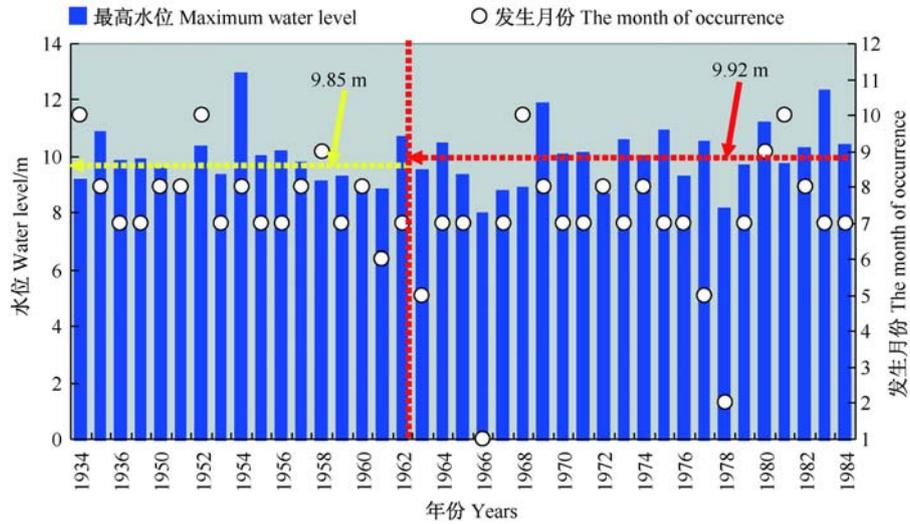


图 6-1 巢湖闸建闸前后最高水位及其发生月份的变化 (引自巢湖市地方志编纂委员会, 1988)
 Fig. 6-1 Changes in the maximum water level with the months of their occurrence before and after the building of Chaohu Gate (Cited from Chorography Compiling Committee of Chaohu City, 1988)

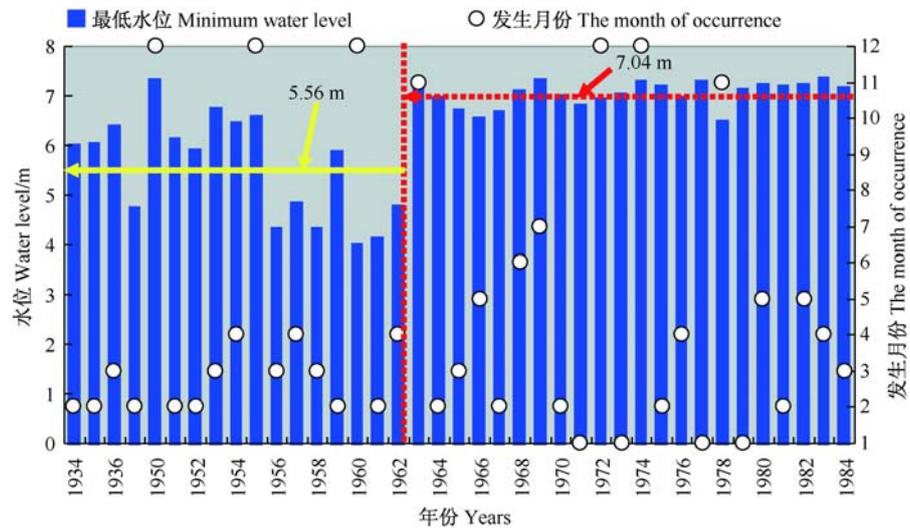


图 6-2 巢湖闸建闸前后最低水位及其发生月份的变化 (引自巢湖市地方志编纂委员会, 1988)
 Fig. 6-2 Changes in the minimum water level with the months of their occurrence before and after the building of Chaohu Gate (Cited from Chorography Compiling Committee of Chaohu City, 1988)

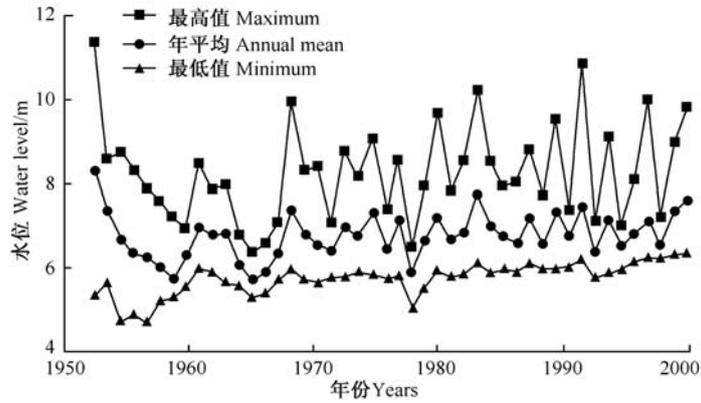


图 6-3 1954~2000 年期间巢湖水位变化 (1954~1962 年数据为巢湖槐林站水位, 1962~2000 年数据为巢湖忠庙站水位) (引自张海林等, 2006)

Fig. 6-3 Variation of water level in Lake Chaohu during 1954~2000 (Data of 1954~1962 were from Huailin Hydrological Station, while data of 1962~2000 were from Zhongmiao Hydrological Station) (cited from Zhang et al., 2006)

二、底质和水质的变化

1. 底质——1987~2006 年期间, 西北湖区沉积物中 TP 水平大幅升高

比较 1987~1988 (图 3-14) 和 2006 年 (图 3-15) 巢湖表层沉积物中 TP 含量的等值图不难发现, 在过去的 20 年间, 西北部沉积物 (南淝河口附近) 中的 TP 含量有很大的上升 (见第三章)。

2. 水质——1982~1995 年期间, TN、TP 大幅上升, 之后又逐渐回落到接近 1982 年的水平

在 1982~2007 年期间 (25 年), 巢湖的 TN 和 TP 经历了逐步上升, 1995 年达到高峰, 之后又逐渐下降, 向 1982~1984 年接近的过程。1982~1984 年 TN、TP 分别为 1.7 mg/L 和 0.12 mg/L, 1995 年增加到 4.63 mg/L 和 0.42 mg/L, 分别增加了 1.72 和 2.76 倍! 2007 年 TN 和 TP 又回落到 1.40 mg/L 和 0.16 mg/L (图 4-30)。

为何巢湖 TN 和 TP 经历了这样的一种变动模式? 显然很难用巢湖闸出湖流量的变化 (图 5-15) 来解释, 也很难用 TN 和 TP 负荷的变化 (图 4-17) 或巢湖闸输沙率的变化 (图 5-16) 来解释。巢湖湖水中 TN、TP 浓度的变化应该是污染负荷、湖水交换、内源 N、P 负荷以及湖内生命活动综合作用的结果。但是主控因子还有待进一步确认。

三、生态变化

1. 水生植物——覆盖率大幅下降 (30%→1%)

在过去的半个多世纪, 巢湖水生植物经历了繁盛到衰退的过程。据记载, 1931年前, 巢湖水生植物的覆盖率达到30%, 20世纪50年代初, 巢湖水生植物覆盖率下降到10%~20%, 20世纪70年代末仅为0.14%, 2007年的调查表明约为1% (图6-4)。冬末春初的“露滩”与“晒滩”对水生植物种子的萌发可能十分重要, 几次大洪水的冲击及建闸后的高水位被认为是巢湖水生植物衰退的重要原因 (汪水源等, 1995)。

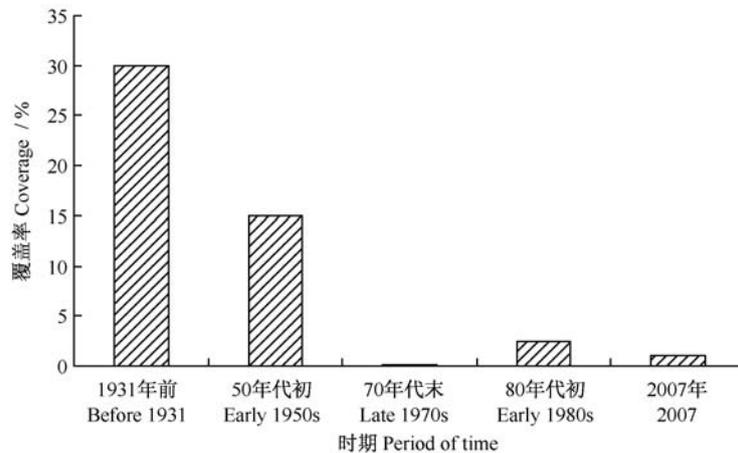


图6-4 巢湖水生植物覆盖率的历史变化 (数据源自巢湖市地方志编纂委员会, 1988, 曹特未发表数据)

Fig. 6-4 Historical changes in the coverage of macrophytes in Lake Chaohu (data sources Chorography Compiling Committee of Chaohu City, 1988, unpublished data of Cao T)

在1961年建闸前, 巢湖晚冬和早春期间湖滨湿地面积约有150 km², 建闸后湿地面积大幅下降 (20世纪80年代初约为16 km²) (Xu et al., 1999)。2~3月水位与湖滨湿地面积呈现显著的负相关关系 (图6-5)。

2. 鱼类——食藻鱼类 (鲢、鳙) 比例大幅降低 (38.3%→2.6%), 食浮游动物鱼类比例大幅上升 (11.2%→74%)

20世纪50年代以来, 巢湖的鱼产量有了大幅上升, 从1951年的4000 t增长到2002年的8644 t, 整整翻了一番多 (图6-6)。产量的增加主要来自小型鱼类 (鲢鱼、银鱼等) (图6-7), 而大型鱼类 (鲢、鳙、鮰、鲤、鲫等) (图6-8) 的产

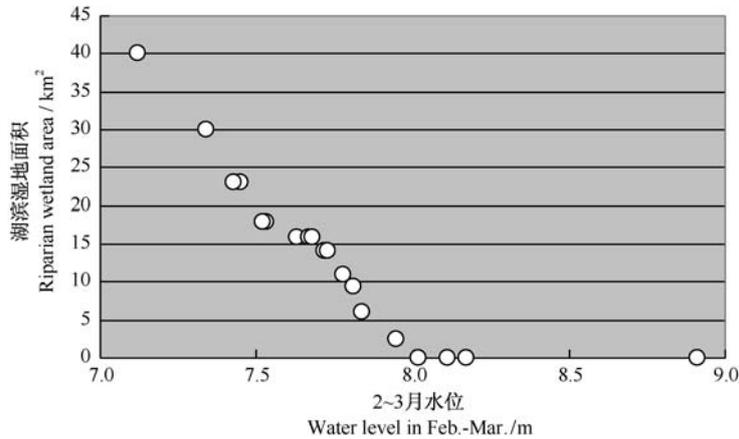


图 6-5 1962~1983 年期间，巢湖 2~3 月水位与湖滨湿地面积之间的关系（引自 Xu et al., 1999）

Fig. 6-5 The relationship between riparian wetland area and water levels in Feb. -Mar. during 1962~1983 in Lake Chaohu (cited from Xu et al., 1999)

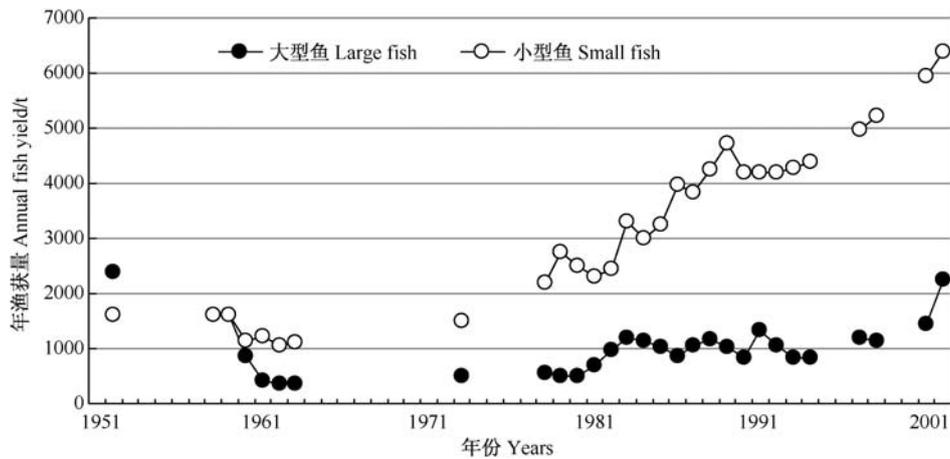


图 6-6 巢湖大型鱼类和小型鱼类年捕获量的历史变化（修改自过龙根等，2007）

Fig. 6-6 Historical changes in the annual fish yield of large and small fishes in Lake Chaohu (modified from Guo et al., 2007)

量不仅没有增加，反而有所下降。

从图 6-9 可以看出，1952 年，大量摄食浮游植物（虽然鲢、鳙也摄食浮游动物，但是在蓝藻大量存在的夏季它们主要摄食蓝藻）的鲢、鳙在鱼获物中的比例高达 38.3%，摄食浮游动物的鲚鱼和银鱼占 31.4%；而在 2002 年，前者下降到仅有 2.6%，而后者上升到 74%，这就是说，一方面蓝藻来自食藻鱼的摄食



图 6-7 巢湖的小型食浮游动物鱼类——湖鲚 (左) 和银鱼 (右) (过龙根博士提供)

Fig. 6-7 Small zooplanktivorous fishes- *Colia ectenes* (left) and *Neosalanx taihuensis* (right) from Lake Chaohu (photos from Dr. Guo L. G.)



图 6-8 大型的食藻鱼类——鲢 (左) 和鳙 (右) (引自中国科学院水生生物研究所和上海自然博物馆, 1982)

Fig. 6-8 Large phytoplanktivorous fishes-silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* (left) and bighead carp *Aristichthys mobilis* (right) (cited from Institute of Hydrobiology and Shanghai Natural Museum, 1982)

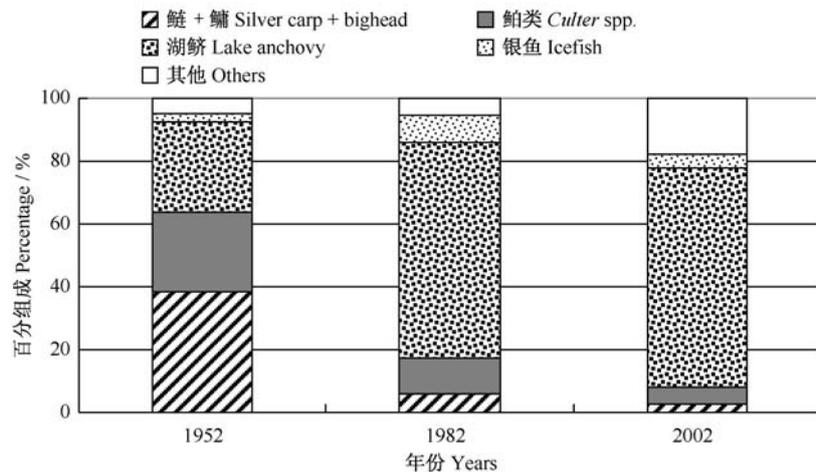


图 6-9 巢湖渔获物百分组成的历史变化 (数据来源过龙根等, 2007)

Fig. 6-9 Historical changes in percentage composition of annual fish yield (data sources Guo et al., 2007)

压力巨大降低,另一方面,由于鲚鱼和银鱼对大型浮游动物摄食压力的增加,也大大减缓了大型浮游动物对小群体蓝藻(一般这种小群体是春季蓝藻复苏和开始增长的主要形式)的牧食压力。

四、结 语

回顾巢湖流域生态系统的巨大变化对了解和预测巢湖生态系统的未来演变趋势十分重要。当然,在较短的时间尺度(如近几十年),这种变化主要是由于人类活动引起的。

今日的巢湖已大幅萎缩,据考证古巢湖面积约有 2000 km²,为现在巢湖的 2.6 倍,原有的 360 多个湖汊、湖湾已荡然无存。

1962 年巢湖闸竣工后,长江江水的入湖(通过裕溪闸)量降低到原来的 1/9,巢湖最低水位平均升高近 1.5 m,原来的丰水季节也可出现最低水位。

由于污染物的大量排放,1987~2006 年期间,西北湖区沉积物中 TP 水平大幅升高。有意思的是,在过去的 25 年间,水质指标经历了稳步上升到逐渐回落的过程:从 1982 至 1995 年 TN、TP 大幅上升,之后又逐渐回落到接近 1982 年的水平。

在过去的半个多世纪,巢湖生态系统发生巨大变化:水生植物覆盖率大幅下降(30%→1%),蓝藻的天敌——食藻鱼类(鲢、鳙)的比例大幅降低(38.3%→2.6%),而食浮游动物鱼类的比例却大幅上升(31.4%→74%),这也大大降低了大型浮游动物对小群体蓝藻(一般这种小群体是春季蓝藻复苏和开始增长的主要形式)的牧食压力。

第七章 巢湖和太湖水生态系统特征之比较

内 容

一、水文特征

1. 面积、容积和滞留时间——太湖为巢湖面积的 3.1 倍、容积的 2.3 倍、滞留时间的 1.8 倍
2. 水深和水位——太湖水深为巢湖的 2/3，太湖水位年内和年际变化也比巢湖小得多
3. 固体悬浮物浓度——很难判断巢湖的颗粒悬浮物浓度比太湖高多少，颗粒悬浮物浓度既与河流的泥沙输入有关，也受到风浪及藻类丰度的影响
4. 沉积速率——根据水沙平衡资料推测，巢湖的沉积速率为太湖的数倍

二、营养盐特征

1. 1987~1988 年的营养盐特征——湖水和沉积物中的 TN 水平基本接近，TP 水平则是巢湖远高于太湖
2. 近年（2001~2006）的营养盐特征——太湖湖水中的 TN 浓度反超巢湖，两湖之间 TP 浓度的差异有所缩小
3. TN/TP 的变化——2001~2006 年期间，太湖湖水中的平均 TN/TP 达 34.4，而巢湖仅为 11.7，相差近 3 倍！

三、为何太湖湖水中的 TN/TP 远高于巢湖？

1. 输入中的 TN/TP 是否存在差异——1987 年，巢湖和太湖输入中的 TN/TP 基本接近
2. 吸附能力的差异——在 1987~1988 年，表层沉积物中的 P 巢湖远高于太湖，而表层沉积物中的 N 巢湖略低于太湖
3. TP 负荷和滞留率——外源 TP 负荷巢湖（0.54 mg/L/a）高于太湖（0.45 mg/L/a），但 TP 的滞留率太湖为巢湖的 1.4 倍
4. TN/TP 的未来趋势——太湖湖水中的 TN/TP 可能还会不断下降，随着沉积物 P 的吸附能力不断饱和，最终可能向来水中的 TN/TP 靠近

四、蓝藻的特征

1. 蓝藻水华的历史——巢湖蓝藻水华的发生历史可能早于太湖
2. 蓝藻水华的优势种——太湖以非固氮的微囊藻占绝对优势，而巢湖中固氮的鱼腥藻为最大优势种，其次才是非固氮的微囊藻

五、水生植物

1. 透明度和水生植物分布的关系——水生植物的分布下限（深度）随透明度的增大而增加
2. 水深——太湖比巢湖浅，理论上更适合水生植物生长

3. 透明度——太湖透明度比巢湖略高，因此应该更有利于水生植物生长，特别是东太湖透明度最高，水生植物分布最丰富

4. 水生植物的演变——历史上巢湖的水生植被覆盖率高于太湖，现在却几近消失

5. 为何太湖和巢湖水生植物的命运相差如此之大——20世纪60年代初巢湖闸的修建导致的冬春季巢湖水位的大幅抬升可能是巢湖水生植物衰退的根本原因

六、蓝藻水华聚集特征

1. 形态上的差异——由于巢湖更为狭长，而太湖东北部分布有若干大的湖湾，在盛行东南风的情况下，蓝藻容易在巢湖西部湖区和太湖北部湖湾聚集

2. 蓝藻水华聚集特征——遥感影响资料显示，巢湖水华聚集在西部湖区，而太湖的水华有从北部湖湾向整个湖区蔓延的趋势，太湖水华的覆盖面积超过巢湖

七、蓝藻的重灾区

1. 巢湖蓝藻危害的重灾区——西部湖区

2. 太湖蓝藻危害的重灾区——北部湖湾

八、结语

我国的5大淡水湖除洪泽湖分布在淮河水系外，其余4个（鄱阳湖、洞庭湖、太湖、巢湖）均分布在长江流域，其中位于长江下游的太湖和巢湖（图7-1）的富营养化程度和蓝藻水华的危害程度最为严重，也是我国湖泊富营养化治理的重点。本章通过与太湖的比较，从水文、营养盐、蓝藻、水生植物等方面分析巢湖的特性。

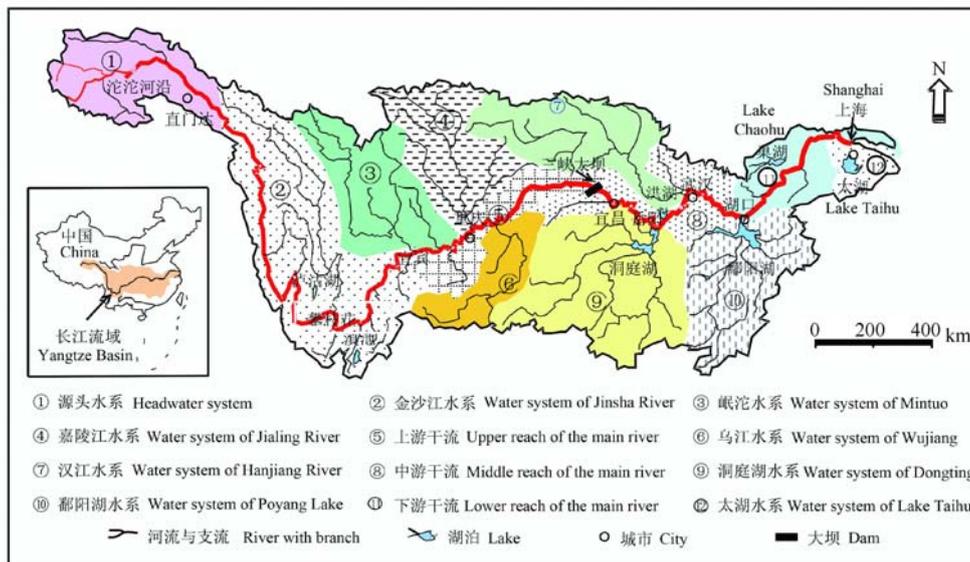


图 7-1 长江流域示意图（引自傅萃长，2003）

Fig. 7-1 Sketch map of the Yangtze River basin (cited from Fu, 2003)

一、水文特征

1. 面积、容积和滞留时间——太湖为巢湖面积的 3.1 倍、容积的 2.3 倍、滞留时间的 1.8 倍

巢湖多年平均水位为 8.31 m，对应的湖泊面积约为 760 km²，容积约为 19.5 × 10⁸ m³ (图 7-2)。巢湖出现最高水位是在 1954 年，达 13.02 m (槐林站)，出现最低水位是在 1958 年，为 6.03 m (槐林站)；年内水位变幅最大的年份为 1954 年，高达 6.48 m，最小的年份为 1966 年，仅有 1.44 m；年内水位变幅在 1959 年以前较大 (2.62~6.48 m)，1959 年巢湖闸建成后变幅缩小 (1.44~2.81 m) (合肥市水务局，<http://sswj.hefei.gov.cn>)。巢湖湖水的滞留期约为 168 天。

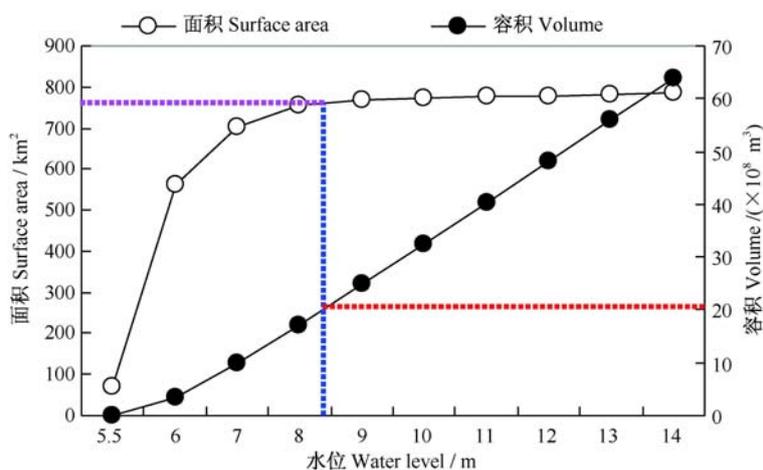


图 7-2 巢湖水位与面积、容积的关系 (数据来源屠清瑛等, 1990)

Fig. 7-2 Relationships between water level and surface area and volume of Lake Chaohu (data sources Tu et al., 1990)

2. 水深和水位——太湖水深为巢湖的 2/3，太湖水位年内和年际变化比巢湖小得多

巢湖正常水文年平均水深 3 m 左右，最大水深约 7 m，东部湖区水深 3~4 m，西部湖区水深 2 m 左右 (汪水源等, 1995)。

太湖实测历年最低水位 1.78 m (1934 年)，最高水位 5.08 m (1999)，多年平均水位为 3.07 m (1954~2001，洞庭西山站) (秦伯强等, 2004)。水位 2.99 m 时，对应的湖泊面积约为 2338 km²，容积约为 44.3 × 10⁸ m³ (图 7-3)，平均水深 1.9 m，最大水深 2.6 m。太湖枯水季节和洪水季节的水位变幅一般在 1~1.5 m 之间 (太湖网，<http://www.tba.gov.cn>)。太湖湖水的滞留期约为 309 天。

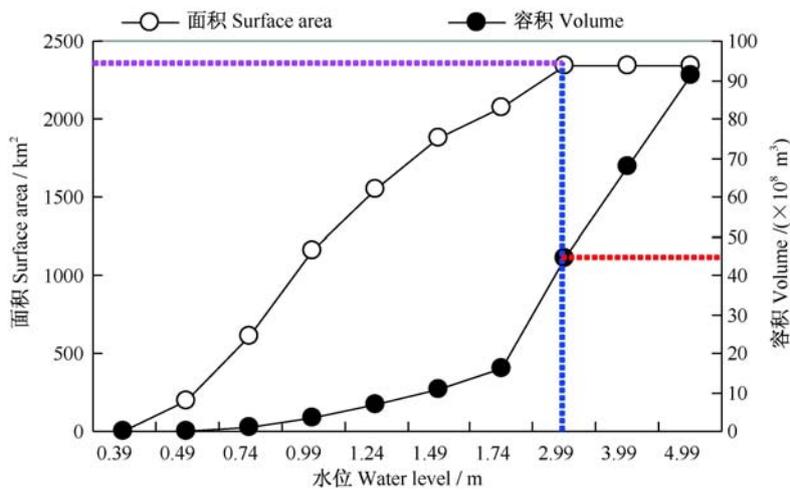


图 7-3 太湖水位与面积、容积的关系 (数据来源黄漪平等, 2001)

Fig. 7-3 Relationships between water level and surface area and volume of Lake Taihu (data sources Huang et al., 2001)

3. 固体悬浮物浓度——很难判断巢湖的颗粒悬浮物浓度比太湖高多少, 颗粒悬浮物浓度既与河流的泥沙输入有关, 还受到风浪及藻类丰度的影响

1) 巢湖

李素局和王学军 (2003) 于 2001 年 11 月 15~16 日, 在巢湖全湖布设 10 个采样点, 测得悬浮物含量的变动范围为 9.2~72.8 mg/L。

朱兆洲等 (2003) 在巢湖共设 4 个采样点 (图 7-4), 于 2002 年 10 月、2003 年

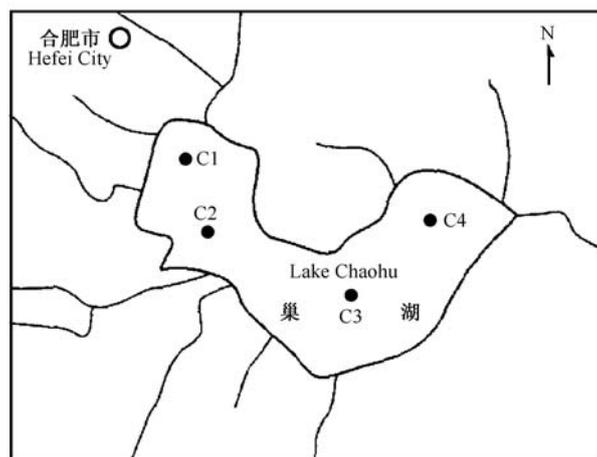


图 7-4 巢湖采样点示意图 (修改自朱兆洲等, 2003)

Fig. 7-4 Map for the sampling sites in Lake Chaohu (modified from Zhu et al., 2003)

1月、7月采样3次，测定了悬浮物含量，全湖平均悬浮物含量在10月、1月和7月分别为67.5 mg/L、58.3 mg/L和28.0 mg/L，各月平均值为51.3 mg/L。从颗粒悬浮物（SS）浓度的空间格局来看，最西边的C1点最高，最东边的C4点最低（图7-5）。

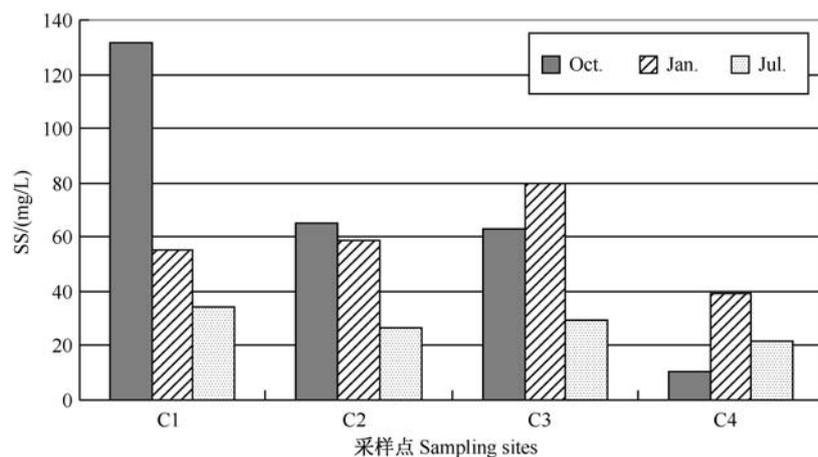


图 7-5 巢湖 4 个样点的颗粒悬浮物（SS）浓度（数据来源朱兆洲等，2006）
 Fig. 7-5 Concentrations of suspended solids (SS) in four sampling sites of Lake Chaohu (data sources Zhu et al., 2006)

张运林等（2004）于2002年10月11日（基本无风）和2003年1月4日（风速在4 m/s左右，波高为3~5 cm）在巢湖设置4个采样点（图7-6），采集表层水样，测定了颗粒悬浮物浓度。悬浮物的浓度在风平浪静时，呈现出明显的从

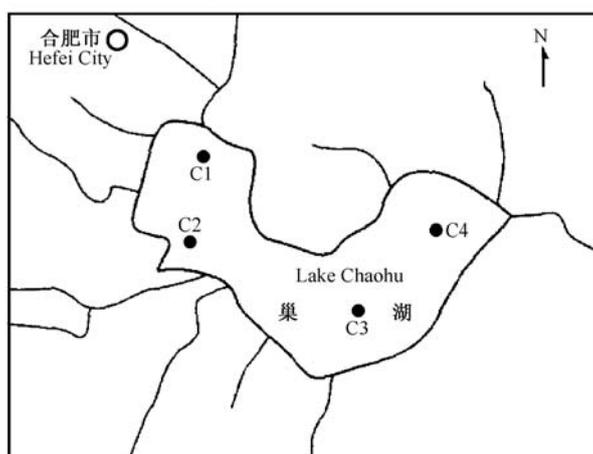


图 7-6 巢湖采样点示意图（引自张运林等，2004）
 Fig. 7-6 Map for the sampling sites in Lake Chaohu (cited from Zhang et al., 2004)

西向东递减的趋势（图 7-7）。两个月全湖平均 SS 浓度为 42.37 mg/L。

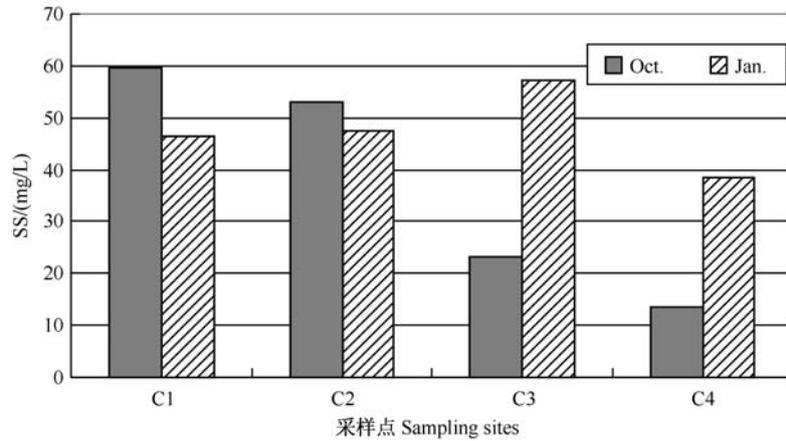


图 7-7 巢湖 4 个样点的颗粒悬浮物 (SS) 浓度 (数据来源张运林等, 2004)
 Fig. 7-7 Concentrations of suspended solids (SS) in four sampling sites of Lake Chaohu (data sources Zhang et al., 2004)

2) 太湖

张运林等 (2003) 根据 1993~2001 年中国科学院太湖湖泊生态系统研究站的常规监测资料以及 2001~2002 年周年实验资料指出, 太湖的悬浮物浓度绝大部分在 20 mg/L 以上, 平均在 40~50 mg/L, 其中有机质占 30%~50%。

2002 年太湖站各监测点全年测得的透明度与表层悬浮物 (SS) 浓度之间呈明显的反比关系, SS 最高超过 200 mg/L (图 7-8)。很显然, 由于太湖水很浅, 底泥在风浪的扰动下容易再悬浮, 可导致水中的悬浮物浓度达到很

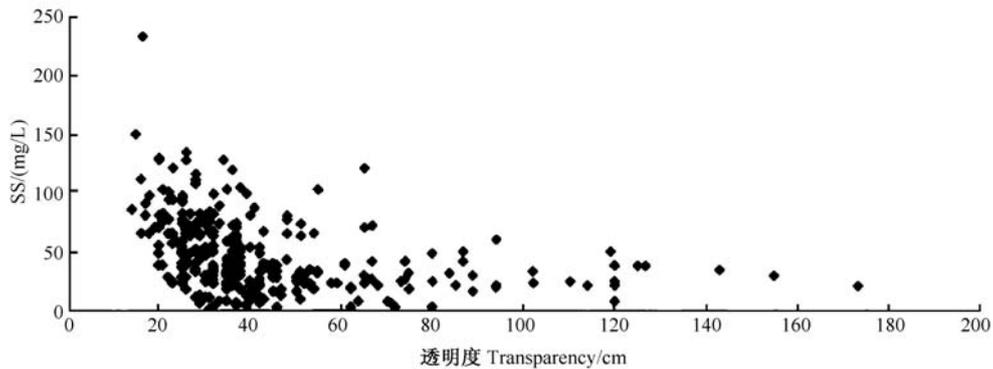


图 7-8 2002 年太湖表层湖水悬浮物与透明度之间的关系 (引自庞勇等, 2005)
 Fig. 7-8 Relation between concentration of suspended solid (SS) in surface water and transparency in Lake Taihu in 2002 (cited from Pang et al., 2005)

高的水平。

综上所述，很难判断巢湖的颗粒悬浮物浓度比太湖高多少，巢湖的相关资料也极为缺乏。一般而言，影响颗粒悬浮物浓度的因素十分复杂，既与河流的泥沙输入关系密切，在浅水湖泊中，还受到风等动力学因素的重要影响（可能湖泊越浅、风浪越大影响越大），此外还与营养水平有关（藻类增多，SS 也会相应增加）。

4. 沉积速率——根据水沙平衡资料推测，巢湖的沉积速率为太湖的数倍

通过水沙平衡估算巢湖、太湖沉积速率的研究结果出入很大，主要是出入湖悬移质总量的估算结果差异很大。

1) 巢湖

据汪水源等（1995）报道，根据 1951~1983 年共 33 年的资料计算，巢湖平均入湖悬移质泥沙总量为 260×10^4 t/a，其中引起河口泥岸向湖心延伸的推移质有 100×10^4 t/a，通过巢湖闸排到长江的泥沙量为 60×10^4 t/a，湖内年平均实际淤沙量为 100×10^4 t/a。根据湖泊底质粒级组成分析，还有 10%~20%，即 $10 \times 10^4 \sim 20 \times 10^4$ t/a 的推移质泥沙淤积在湖底，故湖盆年平均淤沙总量应为 $(110 \sim 120) \times 10^4$ t/a。

窦鸿身和姜加虎（2003）报道，根据 1958~1961 年的泥沙资料，巢湖年平均入湖沙量为 81.18×10^4 m³，出湖沙量为 29.51×10^4 m³，年淤积量为 51.67×10^4 m³。

2) 太湖

窦鸿身和姜加虎（2003）报道，根据 1977 年江苏水文手册和 1954 年太湖沿湖主要监测站含沙量资料以及沿湖崩岸调查资料，太湖因湖岸崩塌和上游水系的输沙作用，每年有 73.78×10^4 m³ 泥沙入湖，其中的 7.5×10^4 m³ 由出流携带出湖，因此太湖年泥沙淤积量为 66.28×10^4 m³。

3) 巢湖和太湖的比较

孙顺才和黄漪平（1993）报道，年平均淤积量巢湖为 42×10^4 m³（未标明哪一年），太湖为 34×10^4 m³（1954 年），因此平均沉积速率巢湖为 546 t/km²，太湖为 145 t/km²，两者相差 3.8 倍！

二、营养盐特征

1. 1987~1988 年的营养盐特征——湖水和沉积物中的 TN 水平基本接近，TP 水平则是巢湖远高于太湖

从 1987 年的数据来看，巢湖的富营养化早于太湖，当时湖水中的 TN、TP 巢湖均高于太湖，尤其是 TP，相差 4.7 倍（图 7-9）。

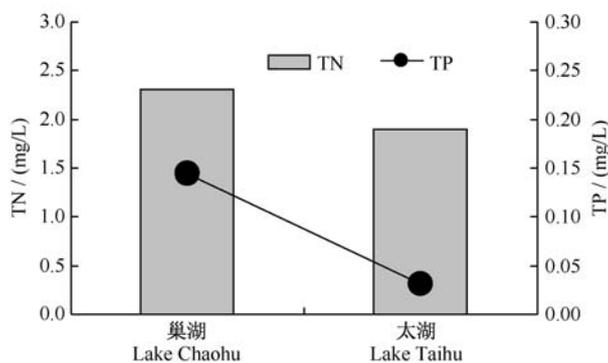


图 7-9 1987 年巢湖和太湖湖水中的年平均 TN 和 TP 浓度
(数据来源屠清瑛等, 1990, 黄漪平等, 2001)

Fig. 7-9 Annual mean TN and TP concentrations in Lakes Chaohu and Taihu in 1987 (data sources Tu et al., 1990, Huang et al., 2001)

沉积物中的 N、P 水平与湖水中略有差异。首先是, 巢湖表层沉积物中的 N 略低于太湖, 这与湖水中刚好相反。巢湖表层沉积物中的 TP 为太湖的 2.3 倍, 比湖水中的差异要小; 1987~1988 年, 太湖表层沉积物中的 TP 含量平均值为 0.22 mg/g (变动范围 0.11~0.63 mg/g), 而巢湖表层沉积物中的 TP 含量平均值达 0.51 mg/g (变动范围 0.25~0.64 mg/g) (图 7-10)。

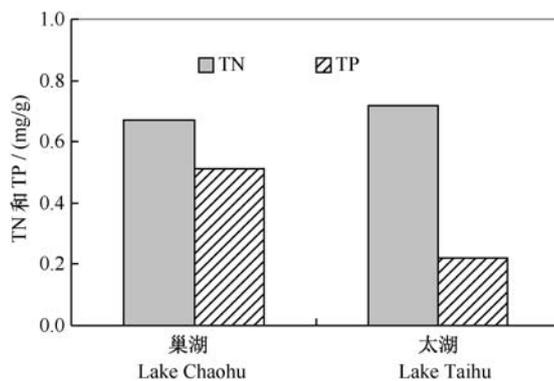


图 7-10 1987 年巢湖和太湖表层沉积物中的 TN 和 TP 含量
(数据来源屠清瑛等, 1990, 孙顺才和黄漪平, 1993)

Fig. 7-10 TN and TP contents in surface sediment of Lakes Chaohu and Taihu in 1987 (data sources Tu et al., 1990, Sun and Huang, 1993)

2. 近年（2001~2006）的营养盐特征——太湖湖水中的 TN 浓度反超巢湖，两湖之间 TP 浓度的差异有所缩小

根据 2001~2006 年的数据来看，太湖湖水中的 TN 浓度反超巢湖，两湖之间 TP 浓度的差异有所缩小，从 1987 年的 4.7 倍（图 7-9）缩小到近年的 2.5 倍（图 7-11）。

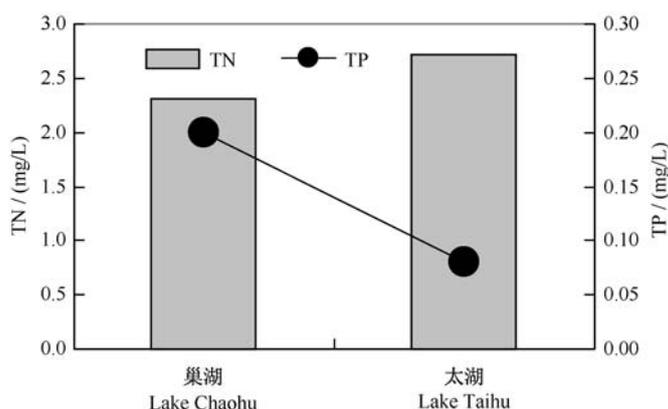


图 7-11 2001~2006 年期间太湖和巢湖全湖平均 TN 和 TP 含量的平均值
(数据来源国家环保总局 2001~2006 年度中国环境状况公告)

Fig. 7-11 Averages of the mean TN and TP of the whole lakes in Lakes Chaohu and Taihu during 2001~2006 (data sources Bulletins for Environmental Status in China in 2001~2006 from State Environmental Protection Administration of China)

3. TN/TP 的变化——2001~2006 年期间，太湖湖水中的平均 TN/TP 达 34.4，而巢湖仅为 11.7，相差近 3 倍！

TN/TP 可以用来度量 TN 与 TP 的相对丰度。2001~2006 年期间，太湖湖水中的平均 TN/TP 达 34.4，而巢湖仅为 11.7，相差近 3 倍！

长期监测数据显示，太湖湖水的 TN/TP 远大于巢湖。在 1984~2006 年的 23 年期间，对巢湖西部湖区 6 个监测点的年平均 TN、TP 进行平均，得到平均 TN 为 2.85 mg/L，平均 TP 为 0.256 mg/L，TN/TP 为 11.1 (Shang and Shang, 2007, 国家环保总局 2005~2006 年度中国环境状况公告)。1994~2006 年期间，太湖平均 TN 为 2.545 mg/L，而平均 TP 为 0.091 mg/L，TN/TP 达 28 (国家环保总局 1998~2006 年度中国环境状况公告)。

太湖湖水中的 TN/TP 的历史变化很大，1987 年高达 61，而 2001~2006 年期间，平均 TN/TP 为 34.4 (图 7-12)，下降了 43.6%。而巢湖湖水中的 TN/

TP的历史变化要小得多,1987年为15.9,而2001~2006年期间平均TN/TP为11.7,下降了26.4%。

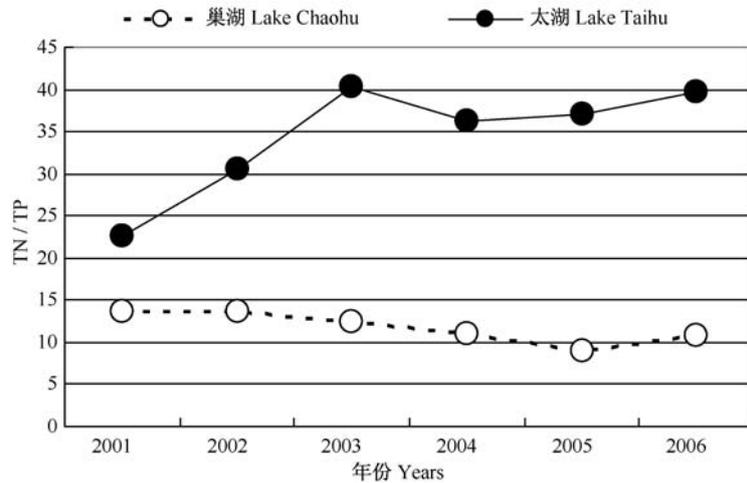


图 7-12 2001~2006 年期间太湖和巢湖湖水中 TN/TP 比的变化
(数据来源国家环保总局 2001~2006 年度中国环境状况公告)

Fig. 7-12 Changes in the TN/TP ratio of the lake water in Lakes Chaohu and Taihu during 2001~2006 (data sources Bulletins for Environmental Status in China in 2001~2006 from State Environmental Protection Administration of China)

比较图 7-9 和图 7-11 不难看出,巢湖湖水中的 TN 浓度几乎没有变化,TP 浓度有所上升,太湖湖水中的 TN 浓度有显著上升,而 TP 上升幅度更大,这就是为何两个湖泊中的 TN/TP 都有下降,但太湖的下降幅度更大的缘故。

三、为何太湖湖水中的 TN/TP 远高于巢湖?

1. 输入中的 TN/TP 是否存在差异——1987 年,巢湖和太湖输入中的 TN/TP 比基本接近

1987 年,巢湖 TN 输入 18 368 t, TP 输入 1050 t, TN/TP 为 17.5; TN 输出 11 098 t, TP 输出 693 t, TN/TP 为 16 (屠清瑛等, 1990)。1987~1988 年期间,太湖 TN 输入 28 106 t, TP 输入 1989 t, TN/TP 为 14.1; TN 输出 25 001 t (注:从 N 的低滞留率来判断,这一数据可能偏高), TP 输出 1043 t, TN/TP 比为 24.0 (黄漪平等, 2001)。也就是说,至少在 20 世纪 80 年代后期,巢湖和太湖输入中的 TN/TP 比基本接近(太湖甚至还低些),巢湖和太湖湖水中 TN/TP 的巨大差异(图 7-13)不大可能是由于输入的差异造成。

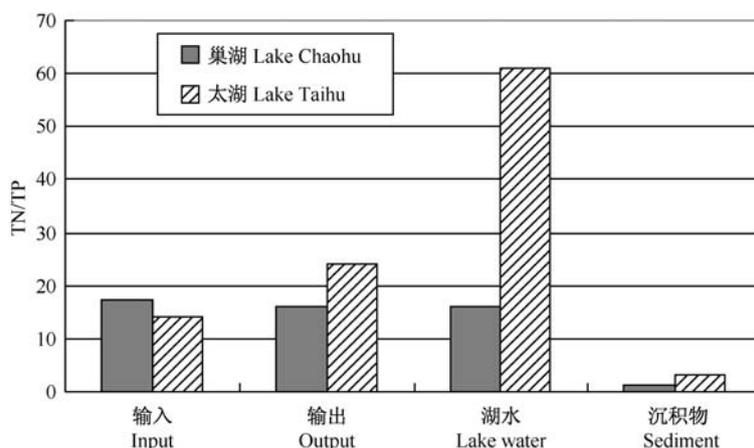


图 7-13 1987~1988 年巢湖和太湖输入、输出、湖水和表层沉积物中的 TN/TP (数据来源屠清瑛等, 1990, 孙顺才和黄漪平, 1993, 黄漪平等, 2001)

Fig. 7-13 TN/TP ratio in the input, output, lake water and surface sediment of Lakes Chaohu and Taihu in 1987~1988 (data sources Tu et al., 1990, Sun and Huang, 1993, Huang et al., 2001)

2. 吸附能力的差异——在 1987~1988 年, 表层沉积物中的 P 巢湖远高于太湖, 而表层沉积物中的 N 巢湖还略低于太湖

最大的一种可能就是沉积物吸附能力的差异, 即在太湖大量的 P 沉淀到了沉积物中, 而在巢湖 P 的沉淀量相对较小。其实, 在 1987~1988 年, 表层沉积物中的 P 巢湖远高于太湖, 而表层沉积物中的 N 巢湖还略低于太湖 (图 7-10), 那时湖水中的 TN、TP 巢湖均高于太湖, 尤其是 TP, 相差 4.7 倍 (图 7-9)。理论上讲, 如果沉积物的物理化学性质类似的话, 沉积物中 P 含量越高, 吸附位点越少, 吸附量也随之下, 解吸量也增加。据此也可以推测, 太湖沉积物对 P 的吸附能力应该大于巢湖。

还有另一个有趣的现象, 1987 年巢湖湖水的 TN 浓度明显高于太湖 (图 7-9), 而到了 2001~2006 年, 太湖湖水中的 TN 反而明显高于巢湖 (图 7-11), 这就是说, 太湖 TN 的滞留量也要大于巢湖。比较图 7-9 与图 7-11 不难看出, 巢湖湖水中的 TN 几乎没有增加。由于 1987 年巢湖 N 的滞留率达到 39.5%, 这些 N 只能有两种消失途径, 要么通过反硝化作用回到了大气, 要么沉淀到了底泥中。由于以往的 N 收支研究中未能估算反硝化损失的 N, 无从确认这种可能性有多大, 因此只能假定两个湖泊基本相同。因此, 输入到巢湖中的外源 N 可能主要沉淀到了底泥中。而太湖沉积物中的 TN 本来就比巢湖高, 因而吸附量可能比巢湖低, 加上太湖换水周期长, 因而导致 N 的累积速率快于巢湖, 致使湖水中的 TN

浓度出现大幅上升。根据这一点，也可以判断 1987 年太湖 N 的滞留率仅有 11% 的结果（屠清瑛等，1990）肯定被严重低估！

3. TP 负荷和滞留率——外源 TP 负荷巢湖（0.54 mg/L/a）高于太湖（0.45 mg/L/a），但 TP 的滞留率太湖为巢湖的 1.4 倍

1987 年，巢湖 TP 输入量为 1050 t/a（屠清瑛等，1990），1987~1988 年，太湖 TP 输入量为 1989 t/a（黄漪平等，2001）。若按平均水位下的容积计算，巢湖的年 TP 负荷约为 0.54 mg/L，太湖的年 TP 负荷约为 0.45 mg/L。

1987 年巢湖 P 的滞留率为 34.0%，而 1987~1988 年太湖 P 的滞留率达 47.6%，即太湖 P 的滞留率为巢湖的 1.4 倍。为何 P 的滞留率在巢湖和太湖之间存在如此大的差异？

首先，这可能与湖水的滞留期有一定关系：太湖湖水的滞留期约为 309 天，而巢湖约为 168 天，两者的比值高达 1.84。应该可以想象，在其他条件相似（如沉积物的吸附能力）的情况下，湖水的滞留期越短，N、P 的滞留率也会越低。

此外，前已述及，巢湖表层沉积物对 P 的吸附可能显著低于太湖，因此，虽然巢湖的 TP 负荷大于太湖，可能由于巢湖表层沉积物对 P 的吸附能力较弱，大部分 P 赋存在湖水中，随较快交换的水量大部分输出到系统外，导致巢湖 P 的滞留率远低于太湖。

4. TN/TP 的未来趋势——太湖湖水中的 TN/TP 可能还会不断下降，随着沉积物 P 的吸附能力不断饱和，最终可能向来水中的 TN/TP 靠近

从图 7-12 可以看出，太湖湖水中 TN/TP 的波动很大，但与 1987 年相比，仍然有很大下降，这可以认为是低 TN/TP 的来水（污水）不断输入及沉积物吸附量不断增加导致解吸量增加的结果，如果未来一段时间太湖仍然保持目前的收支状况，湖水中的 TN/TP 可能还会不断下降，随着沉积物 P 的吸附能力不断饱和，最终可能向来水中的 TN/TP 比靠近。

四、蓝藻的特征

1. 蓝藻水华的历史——巢湖蓝藻水华的发生历史可能早于太湖

巢湖的蓝藻水华（俗称湖靛）出现时间可追索到 19 世纪末，根据对巢湖沿岸数百位老农的社会调查，得知大水的年份（如 1899、1929、1930、1936、1954 和 1955 年）发生湖靛较多；湖靛在历史上曾是很受巢湖沿岸农民重视的一种天然肥料，湖滨地区群众历来就有捞湖靛作肥料的习惯（陆艾五等，1959）。

而在太湖，于 20 世纪 50 年代末才见到有蓝藻水华的发生（孙顺才和黄漪平，1993），这显然比巢湖要晚得多。

为何巢湖蓝藻水华的发生历史远远早于太湖，这可能与巢湖沉积物有较高的营养本底有关。譬如，在 1987~1988 年期间，表层沉积物中的 TP 含量太湖为 0.22 mg/g，而巢湖则高达 0.51 mg/g（图 7-10）。从图 3-3 可以看出，早在 1902 年左右 TP 即在 0.5 mg/g 上下波动（张敏，2005），表明巢湖具有很高的 TP 本底含量。巢湖沉积物中高 TP 本底含量可能与巢湖北部震旦系与寒武纪砂页岩中含有磷矿床有关（屠清瑛等，1990）。在 1987 年，巢湖的 TP 为太湖的 4.7 倍，巢湖的 TN 为太湖的 1.2 倍（图 7-9）。

2. 蓝藻水华的优势种——太湖以非固氮的微囊藻占绝对优势，而巢湖中固氮的鱼腥藻为最大优势种，其次才是非固氮的微囊藻

Liu 等（2008）于 2004 年 11 月~2005 年 10 月，对太湖梅梁湾和贡湖湾中浮游植物生物量进行了研究。从年平均生物量来看，梅梁湾（1.40 mg/L）和贡湖湾（0.78 mg/L）的蓝藻生物量分别占浮游植物总生物量的 32.7% 和 26.5%，微囊藻（*Microcystis*）（图 7-14，图 7-15）占蓝藻生物量的比例分别为 91.9% 和 85.8%。



图 7-14 微囊藻（引自虞左明博士）和鱼腥藻（引自 Briand et al., 2003）图片

Fig. 7-14 Photos of *Microcystis* sp. (cited from Dr. Yu Z M) and *Anabaena* sp. (cited from Briand et al., 2003)

Deng 等（2007）于 2002 年 9 月~2003 年 8 月期间，对巢湖浮游植物生物量进行了研究，从年平均生物量来看，鱼腥藻（*Anabaena*）（图 7-14）为 2.85 mg/L，微囊藻为 1.30 mg/L，藻类总生物量为 10.49 mg/L，蓝藻的年平均生物量占浮游植物总生物量的 36.8%（图 7-15），鱼腥藻和微囊藻占蓝藻总生物量的 88.7%。

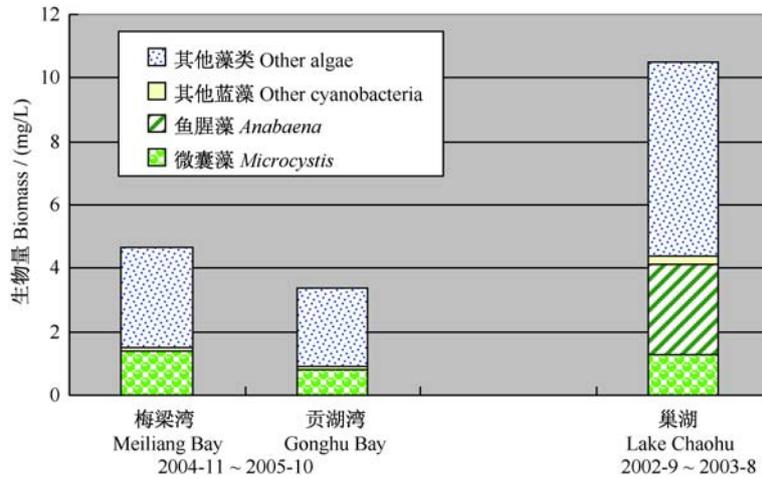


图 7-15 太湖（梅梁湾和贡湖湾）与巢湖浮游植物生物量组成的比较
(数据来源 Liu et al., 2008, Deng et al., 2007)

Fig. 7-15 A comparison of the composition of phytoplankton biomass between Lakes Chaohu and Taihu (data sources Liu et al., 2008, Deng et al., 2007)

因此，在太湖，以非固氮的微囊藻占绝对优势，而在巢湖，固氮的鱼腥藻为最大优势种，其次才是非固氮的微囊藻。这表明在巢湖存在 N 相对缺乏的情况，这与巢湖 TN/TP 较低而太湖 TN/TP 较高的情况十分吻合。需要指出的是，巢湖的 TN 水平也不低，但因为 TP 水平很高，所以可能导致了 N 相对缺乏，从而使具有固氮能力的蓝藻（鱼腥藻）成为蓝藻的最大优势种。

有趣的是，当将 2002 年 9 月~2003 年 8 月期间巢湖水中的 TN/TP 与微囊藻或鱼腥藻的生物量进行回归分析时发现，微囊藻或鱼腥藻均与 TN/TP 显著的负相关，而且微囊藻与 TN/TP 相关性更好。从图 7-16、图 7-17 可以看出，湖水中的 TN/TP 变动幅度很大，趋势上来看，较高的微囊藻或鱼腥藻生物量均与较低的 TN/TP 联系在一起。因此，从季节变化的尺度来看，TN/TP 的变化并不是驱动巢湖微囊藻和鱼腥藻优势更替的主要原因，这两种蓝藻生物量的季节变动趋势十分类似（图 1-8）。

需要指出的是，将图 7-16、图 7-17 中的值平均，TN=3.15 mg/L，TP=0.104 mg/L，TN/TP=33.5，这显然比国家环境公报 2002 年、2003 年的 TP 值（分别为 0.174 mg/L、0.231 mg/L）低了许多，TN 值（分别为 2.38 mg/L、2.85 mg/L）高了许多。这种显著的差异实在难以解释。

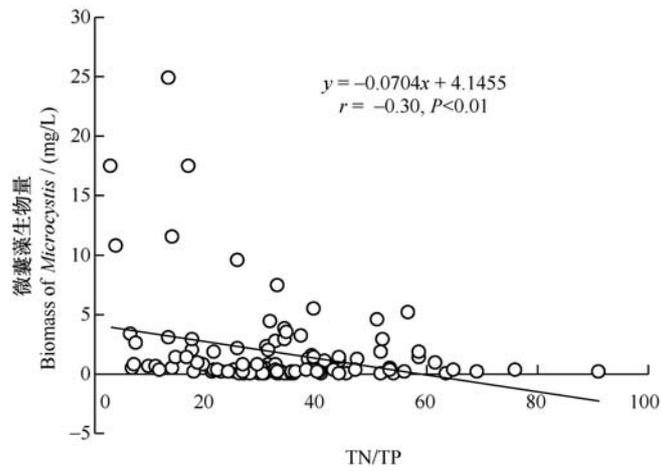


图 7-16 2002 年 9 月~2003 年 8 月期间巢湖水中的 TN/TP 与微囊藻生物量的相关关系 (数据来源张敏和邓道贵未发表资料)

Fig. 7-16 Correlation between TN/TP ratio and *Microcystis* biomass in the lake water during September 2002 and August 2003 (data source unpublished data of Drs. Min Zhang and Daogui Deng)

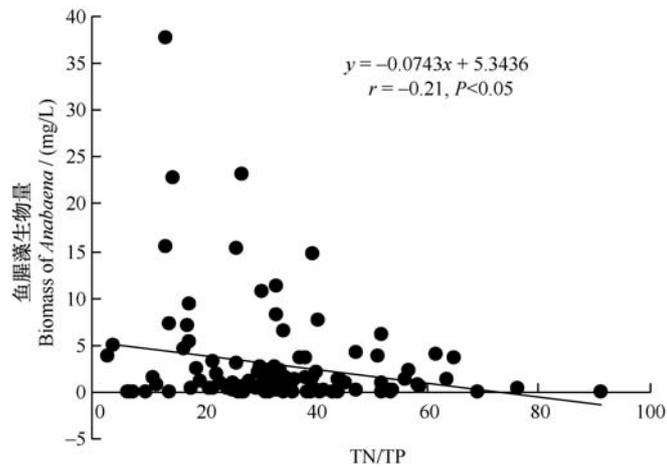


图 7-17 2002 年 9 月~2003 年 8 月期间巢湖水中的 TN/TP 与鱼腥藻生物量的相关关系 (数据来源张敏和邓道贵未发表资料)

Fig. 7-17 Correlation between TN/TP ratio and *Anabaena* biomass in the lake water during September 2002 and August 2003 (data source unpublished data of Drs. Min Zhang and Daogui Deng)

五、水生植物

1. 透明度和水生植物分布的关系——水生植物的分布下限（深度）随透明度的增大而增加

浅水湖泊中水生植物的动态往往十分难以确定，在许多研究中其驱动机制都未能清楚地确认，但是一般认为光照是限制沉水植物分布的重要因素，虽然还有一些其他因素，譬如，在一些情况下鸟类和鱼类的牧食可能很重要，不稳定的软性底质可能增加植物被动物或波浪连根拔起的可能 (Scheffer, 1998)。

大量的研究表明，水生植物所能达到的最大分布深度与水体透明度正相关 (Scheffer, 1998)。在一般的湖泊中通常没有测定消光度系数 (light attenuation coefficient)，而透明度容易测定，因而数据较为丰富。透明度和消光度之间存在近似的负相关关系。

从图 7-18 可以看出，回归线与 y 轴相交 (大约在 1 m 处)，表明即使在极端混浊的状态下，沉水植物也能在浅的地方生长，一种简单的解释是重要的不是到达底部的光，而是到达植被株冠 (canopy of the vegetation) 的光，也就是说浅水湖泊中浊度对植物生长的影响还密切地依赖于植物的生长型。譬如，生长在底部的植物比长得高，将大部分叶子聚集在水面下的种类更需要清洁的水体，因此，形成冠层 (canopy forming) 的种类 (如薹齿眼子菜 *Potamogeton pectinatus*、轮叶黑藻 *Hydrilla verticillata*) 常常在混浊的浅水水体中占优势，形成冠层的种类常常随着营养水平的增加而增加 (Chambers, 1987, Moss, 1988)。

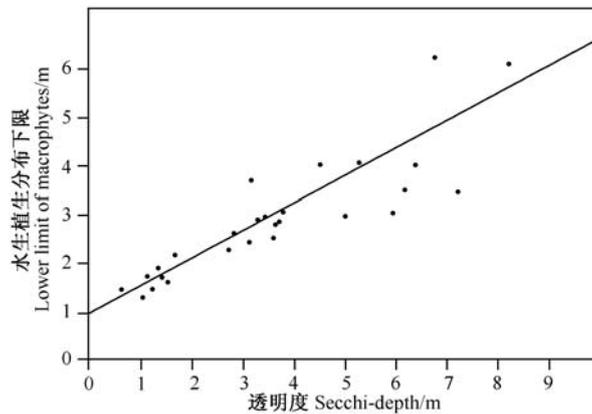


图 7-18 27 个芬兰湖泊中透明度增加导致水生植物分布最大

深度的线性增加 Scheffer (1998) 根据 Hutchinson (1975) 重新绘制

Fig. 7-18 Linear increase of the maximum depth inhabited by macrophytes with Secchi-depth in a set of 27 Finnish lakes. Redrawn from Hutchinson (1975) by Scheffer (1998)

但是，到达底部的光可能依然是十分重要的，因为在春季，植物通常从底泥表面开始生长 (Scheffer, 1998)。

从图 7-18 还可以看出，在透明度 1 m 时，水生植物的分布下限约为 1.5 m，在透明度 3 m 时，水生植物的分布下限约为 2.7 m，在透明度 5 m 时，水生植物的分布下限约为 3.8 m。这就是说，该直线的斜率小于 1。

Wang 等 (2005) 研究了长江流域 4 个浅水湖泊中水生高等植物年平均生物量 (B_{mac}) 和 3~6 月透明度与平均水深之比 (Z_{sd}/Z_m) 的关系，平均水深 1.8~3.79 m，透明度 0.72~2.93 m。3~6 月透明度与平均水深之比是决定水生高等植物年平均生物量的重要因素 (图 7-19)。也就是说，在平均水深相同的情况下，透明度越大，水生植物生物量越高；或者在透明度相同的情况下，水越浅，水生植物生物量越高。在透明度仅有 0.72~0.98 m，平均水深为 1.91~2.48 m 的几个湖区， $Z_{sd}/Z_m=0.29\sim0.51$ ，水生植物的生存十分困难，年平均生物量仅为 30~63 g/m (Wang et al., 2005)。

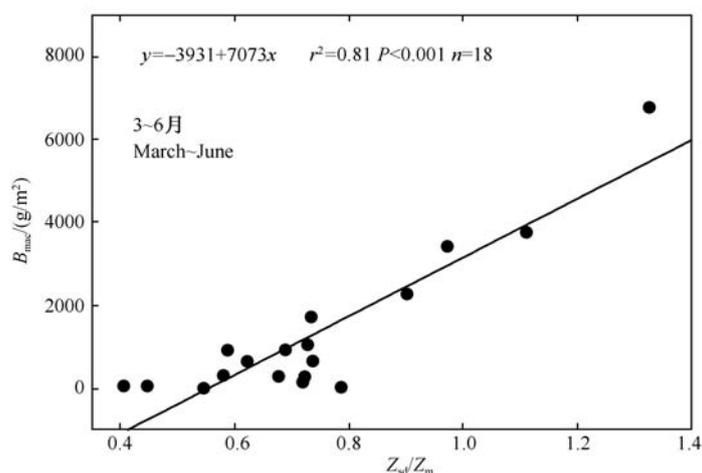


图 7-19 长江中游 4 个湖泊中水生高等植物年平均生物量 (B_{mac}) 和 3~6 月平均透明度与水深之比 (Z_{sd}/Z_m) 的关系 (引自 Wang et al., 2005)

Fig. 7-19 Relationship between annual mean biomass of macrophytes (B_{mac}) and mean Z_{sd}/Z_m of March~June in four lakes in the middle reach of the Yangtze River (cited from Wang et al., 2005)

袁龙义 (2007) 于 2005 年 11 月 7 日研究了湖北西凉湖水深对沉水植物的影响。西凉湖面积 72.1 km²，最大水深 4.1 m，平均水深 1.94 m，透明度为 1.77 m，全湖水生植被覆盖率达 61% (彭映辉等, 2003)。袁龙义 (2007) 沿着湖岸边垂直设定 5 个水位梯度 (1.4 m、1.6 m、1.8 m、2.0 m 和 2.2 m)，每个水位布设一条样线，采集了沉水植物的优势种——刺苦草 (*Vallisneria spiru-*

losa), 发现水深在 1.4~2.0 m, 刺苦草地上生物量和地下生物量随水深的增加而逐渐增加, 当水深超过 2.0 m 时, 地上生物量和地下生物量显著减少 (图 7-20a); 水深超过 2.0 m 时, 刺苦草的分株数显著减少 (图 7-20b), 说明其水平扩展能力受限, 水深超过 2.0 m 时, 刺苦草的有性繁殖受限 (图 7-20c, d)。值得指出的是, 相对于太湖和巢湖, 西凉湖的透明度较高 (1.77 m), 如果透明度降低, 水位上升对沉水植物的影响可能更为剧烈。

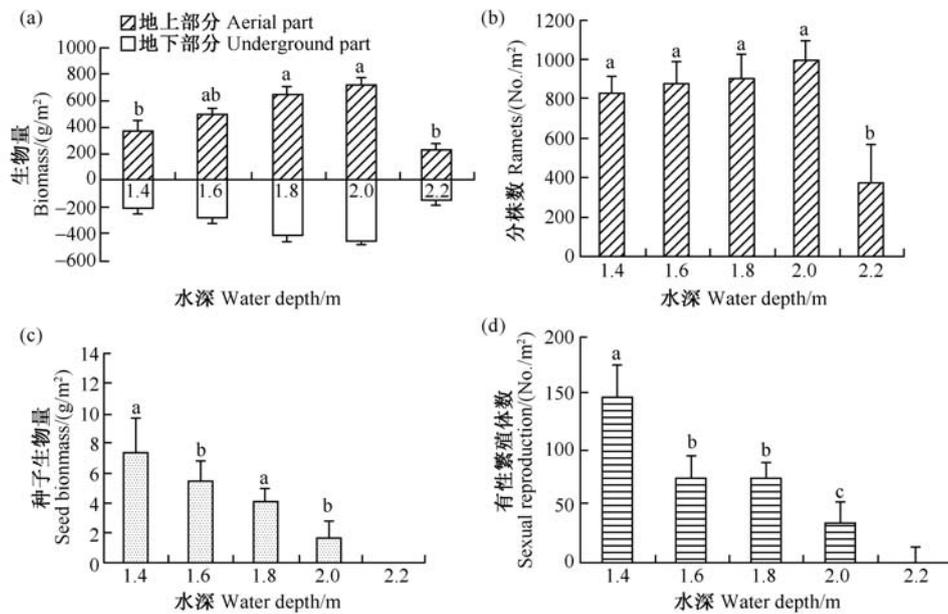


图 7-20 西凉湖水深对刺苦草生长和繁殖的影响: (a) 地上地下的生物量; (b) 分株数; (c) 种子生物量; (d) 有性繁殖体的数量 (引自袁龙义, 2007)

Fig. 7-20 Effects of water depth on the growth and reproduction of *Vallianeria spinulosa* in Lake Xiliang; (a) biomass of aerial and underground parts, (b) number of ramets, (c) seed biomass and (d) number of individuals with sexual reproduction (cited from Yuan, 2007)

2. 水深——太湖比巢湖浅, 理论上更适合水生植物生长

首先, 水深是决定水生植物分布的重要因素之一。太湖现在正常水文年份的平均水深为 1.9 m, 最大水深仅有 2.6 m, 枯水和洪水季节的水位变幅为 1~1.5 m。东太湖及太湖东部湖湾水更浅 (多在 1~1.5 m), 也是太湖水生植物的主要分布区。与太湖相比, 巢湖现在的水深状况不利于水生植物的生长: 巢湖正常水文年平均水深 3 m 左右, 最大水深约 7 m, 东湖水深 3~4 m, 西湖水深 2 m 左右。也就是说巢湖的平均水深和最大水深均显著大于太湖 (图 7-21), 因此, 仅从水深的角度来看应该比太湖更不适合水生植

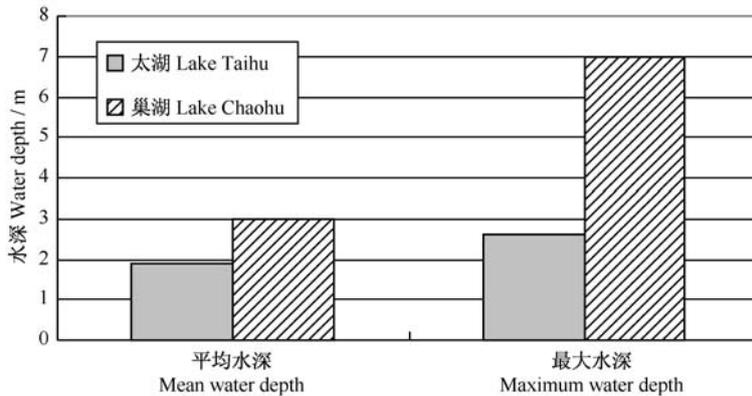


图 7-21 太湖和巢湖平均水深和最大水深的比较

Fig. 7-21 A comparison of mean and maximum water depths between Lakes Chaohu and Taihu

物的生存。

太湖水深 1 m 以内的湖面占太湖总面积的 19.3%，主要分布在太湖东部湖区，特别是东太湖（黄漪平等，2001），与太湖水生植物的分布区也基本一致。从图 7-18 可以看出，在水深不超过 1 m 的地方，即使在极端混浊的状态下，沉水植物也能生长。太湖水深 1 m 以内的湖面面积正好与通过卫星遥感图所估算的太湖水生植物的分布面积（21%）十分接近（张寿选等，2008）。

3. 透明度——太湖透明度比巢湖略高，因此应该更有利于水生植物生长，特别是东太湖透明度最高，水生植物分布最丰富

太湖和巢湖的透明度都不高，但是前者略高于后者（图 7-22，图 7-23）。太湖的透明度存在明显的区域差别：东太湖的透明度显著高于太湖其他湖区。东太湖也是太湖最浅的湖区，也是太湖水生植物分布最丰富的区域。

巢湖的透明度也存在一定的区域差别：根据 2002 年 9 月~2003 年 8 月对巢湖 22 个点的测定结果，巢湖西部湖区、中部湖区和东部湖区的年平均值分别为 34 cm、51 cm 和 71 cm，而且冬季和春季的透明度值低于全年平均水平；全湖透明度的年平均值为 49 cm（过龙根，2005）。东湖区的透明度虽然显著高于西湖区（图 7-24），但是，东湖区（水深 3~4 m）比西湖区（水深 2 m 左右）深得多，这与太湖明显不同（东太湖透明度最高，水也最浅，因此适合水生植物的生长）。

如果粗略地计算一下透明度与平均水深之比（ Z_{sd}/Z_m ），西湖区仅为 0.17，东湖区仅为 0.18~0.24。根据图 7-19 来判断，水生植物的大量生长几乎是不大可能。

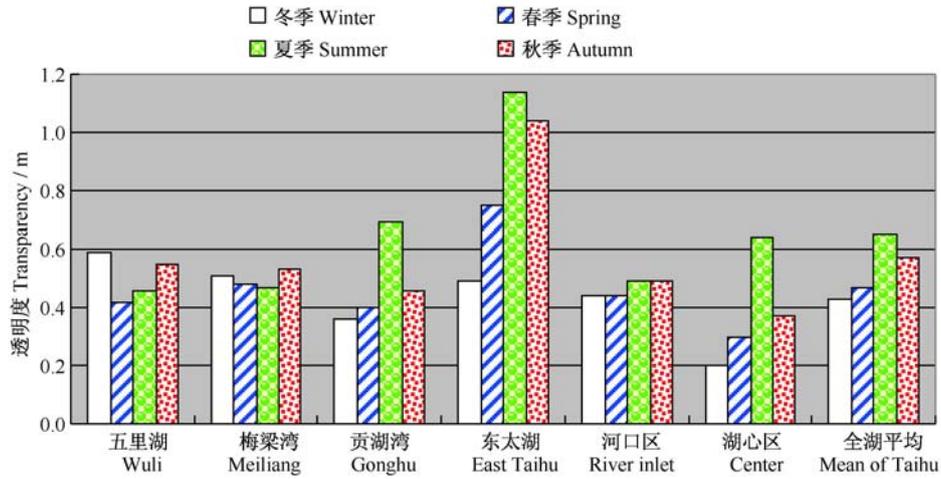


图 7-22 1993~2001 年期间，太湖各湖区不同季节透明度的变化（数据来源张运林等，2003）
 Fig. 7-22 Changes of transparency in various areas of Lake Taihu during different seasons of 1993~2001 (data sources Zhang et al., 2003)

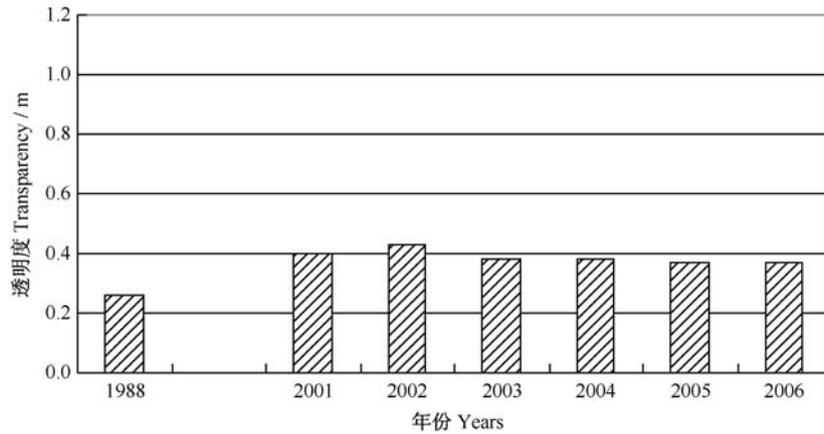


图 7-23 巢湖透明度的变化（数据来源屠清瑛等，1990；王凤，2007）
 Fig. 7-23 Changes of transparency in Lake Chaohu (data sources Tu et al., 1990, Wang, 2007)

4. 水生植物的演变——历史上巢湖的水生植被覆盖曾高达 30%，现在却几近消失

根据植被分布图及遥感影像资料可以粗略地判断，20 世纪 60 年代以来，太湖水生植物的覆盖面积变化不大，约为 20%（水利部太湖流域管理局，2000，

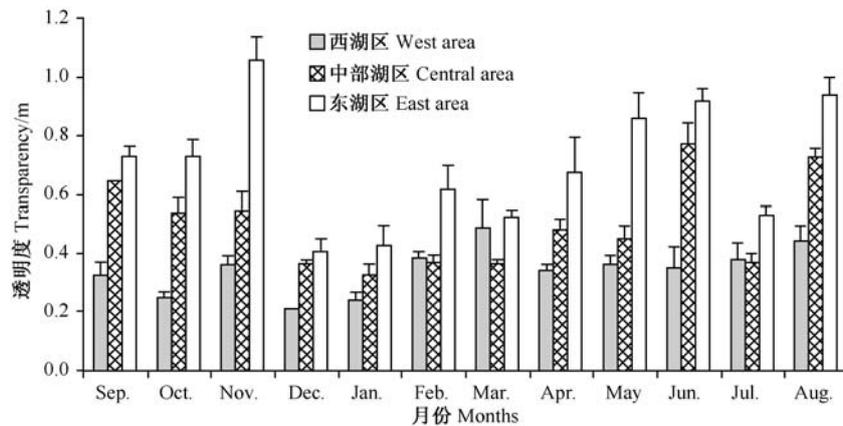


图 7-24 2002 年 9 月~2003 年 8 月期间巢湖不同湖区透明度的季节变化 (引自过龙根, 2005)

Fig. 7-24 Seasonal variation of transparency in different areas of Lake Chaohu during September 2002 and August 2003 (cited from Guo, 2005)

Qin et al., 2007, 张寿选等, 2008)。而在 1931 年, 巢湖水生植物的覆盖面积达到 30%, 20 世纪 50 年代初, 巢湖水生植物的覆盖面积在 10%~20%, 以后急剧下降, 现覆盖面积仅有 1% 左右 (图 6-4)。也就是说, 历史上巢湖的水生植被覆盖率曾高达 30%, 但现在却几近消失。

5. 为何太湖和巢湖水生植物的命运相差如此之大——20 世纪 60 年代初巢湖闸的修建导致的冬春季巢湖水位的大幅抬升可能是巢湖水生植物衰退的根本原因

20 世纪 60 年代修建的巢湖闸和裕溪闸显著改变了巢湖的水文状况: 巢湖建闸前, 夏季水位一般在 9~10 m, 冬春季水位在 6.2~7.0 m, 建闸后, 水位常年维持在 8.0 m 左右, 2、3 月水位抬升到 7.8 m, 即湖泊冬春季的水位抬高了 0.8~1.6 m (汪水源等, 1995)。一般来说, 在长江中下游地区与长江相连通的湖泊中, 春季的低水位是水生植物成功萌发生长的重要条件。由于光是限制水生植物生存范围的重要因素, 因此, 春季水位的大幅抬高对巢湖水生植物的生存可能是毁灭性的打击!

1954 年的特大洪水 (湖泊水位高达 12.93 m) 被认为导致了巢湖水生植物大量被淹死 (汪水源等, 1995, 窦鸿身和姜加虎, 2003), 但笔者认为这不大可能是最重要的原因, 因为通常一些水生植物的种子能保存数年甚至数十年, 一次大水不可能导致水生植物的灭绝, 因为在自然的历史进程中, 这种大的洪水过程是会经常遇到的。

那么是否还有其他原因 (如 N、P 浓度过高) 导致了巢湖水生植物的衰亡? 巢湖的 TN 不及太湖高, TN 过高的可能性不大。近年 (2001~2006 年) 巢湖的

平均 TP 浓度为 0.20 mg/L，虽然远高于太湖，但也不大可能是巢湖水生植物衰退的直接原因，因为从图 7-25 可以看出，接近 0.7 mg/L 的水体中都有大量水生植物存在。但是，不可否认，随着 TP 浓度的升高（特别是大约在 TP>100 $\mu\text{g/L}$ 以后），透明度急剧下降，对水生植物也会产生显著的负面影响。

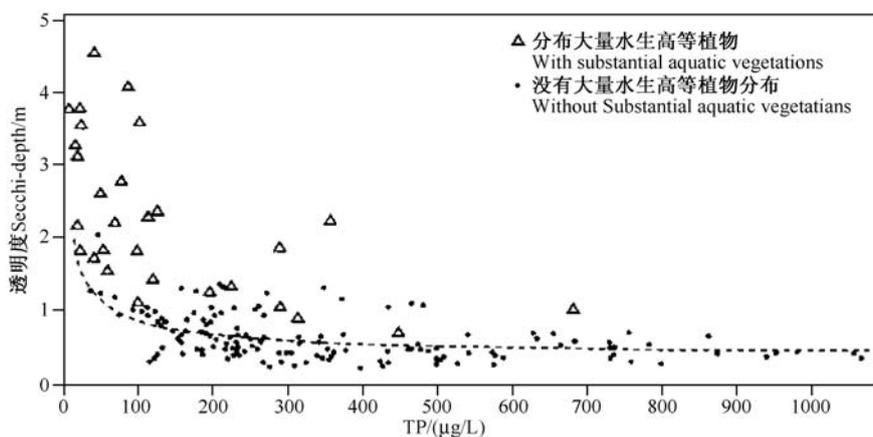


图 7-25 丹麦浅水湖泊湖水中 TP 浓度与夏季平均透明度的关系
(引自 Jeppesen et al., 1990)

Fig. 7-25 Summer mean transparency (Secchi-depth) in relation to total phosphorus concentration of the lake water in shallow Danish lakes (cited from Jeppesen et al., 1990)

六、蓝藻水华聚集特征

1. 形态上的差异——由于巢湖更为狭长，而太湖东北部分布有若干大的湖湾，在盛行东南风的情况下，蓝藻容易在巢湖西部湖区和太湖北部湖湾聚集

巢湖水位 8.37 m 时，湖长 61.7 km，平均宽 12.47 km，长宽比为 5.0；太湖水位 3.14 m 时，湖长 68 km，平均宽 35.7 km，长宽比为 1.9。因此，巢湖远比太湖狭长（图 7-26）。

太湖东部和北部有若干大的湖湾，而巢湖没有大的湖湾。因此，在水华仅能覆盖局部湖区的背景下，如果盛行东南风，巢湖西部湖区以及太湖北部湖湾将会是蓝藻水华的主要堆积区（图 7-26）。

2. 蓝藻水华聚集特征——遥感影响资料显示，巢湖水华聚集在西部湖区，而太湖的水华有从北部湖湾向整个湖区蔓延的趋势，太湖水华的覆盖面积超过巢湖

太湖的蓝藻水华经历着从北部湖湾→西部湖区和湖心区→整个湖区蔓延的演化过程：2000 年以前，蓝藻水华主要出现在北部湖湾（梅梁湾、竺山湾）及相连的水域，梅梁湾发生频率最高；2001 年以后，南部沿岸区也几乎每年都有发

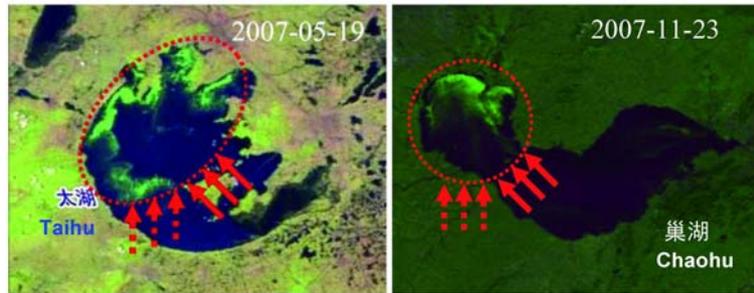


图 7-26 太湖和巢湖形态和蓝藻水华堆积的比较

Fig. 7-26 A comparison of morphology and cyanobacterial accumulation between Lakes Chaohu and Taihu

生，且集聚面积逐年扩大，持续时间越来越长，有时会与西部沿岸区连成一片；2003 年以来，蓝藻水华开始逐渐向湖心扩散，严重时几乎覆盖整个太湖近一半的区域。2005 年以来东北部的贡湖湾也时有蓝藻水华发生。

根据 2007 年的卫星遥感图资料，巢湖的蓝藻水华在绝大部分情况下聚集在西部湖区，而在东部湖区几乎未见到大量聚集的情况，水华的覆盖面积也都未超过整个湖泊面积的 1/4。

七、蓝藻水华的重灾区

巢湖和太湖的蓝藻水华主要发生在夏秋季。一般来说，长江中下游地区夏季盛行偏南风，冬季盛行偏北风。遥感影像资料显示，2000 年以前，太湖蓝藻水华主要出现在北部湖湾，以梅梁湾发生频率最高（马荣华等，2008）；而巢湖的蓝藻水华集中在西部湖区。显然，在盛行偏南风的背景下，巢湖西部湖区和太湖北部湖湾是蓝藻水华最容易堆积的区域，因而也是蓝藻危害的重灾区。事实上，巢湖和太湖历年严重蓝藻污染事件的发生地点与之十分吻合。

同时，巢湖西部湖区和太湖北部湖湾也是两湖中污染负荷最大的区域，湖水和沉积物中的 TN、TP 含量也最高，自身也适合蓝藻的大量繁衍。加上位于盛行的偏南风或下风处，其他区域的蓝藻也容易在此处堆积，可谓“雪上加霜”！

1. 巢湖蓝藻危害的重灾区——西部湖区

合肥一水厂修建于 1954 年，以南淝河（图 7-27）为水源，但南淝河随着合肥的发展，接纳大量污水，水厂被迫于 1988 年关闭。合肥二水厂和合肥三水厂分别建于 1961 年和 1980 年，取水自董铺水库（图 7-28），但该水库容量不足 1 亿 m^3 ，供不应求。



图 7-27 从当涂路桥看南淝河 (摄于 2008 年 5 月 6 日)

Fig . 7-27 View on Nanfei River from the Dang Tu Lu Bridge
(photo was taken on May 6 , 2008)



图 7-28 董铺水库和巢湖水源厂取水口位置

Fig . 7-28 Locations of Dongpu Reservoir and the water intakes of Chaohu Waterworks

合肥四、五水厂分别建于1987年和1994年，从巢湖水源厂（位于巢湖西北岸边）取水。合肥四水厂投产仅23天就因巢湖水源厂取水口蓝藻大量堆积腐烂导致自来水臭味严重而被迫停产，1988年夏季自来水有异臭味数十天。每到夏秋季，四水厂全厂动员，进入临战状态，机械的、化学的、人工的，各种方法都用上了，导致自来水成本翻了一番多，无奈之下，只得将巢湖水源厂取水口向湖中延伸了1.5 km（图7-29），以减少蓝藻堆积腐烂的影响。后来又将取水口延伸到湖心3 km处抽水。尽管如此，即使对源水加氯灭藻，用活性炭吸附，合肥70%的市民饮用的水依然是煮饭不香，泡茶茶异味！水厂不得不花巨资购买数百里之外的大别山水库的水（李方华等，2000）。2007年夏季开始，合肥市已完全停止从巢湖取水，巢湖变成了合肥市的备用水源地，位于巢湖西北岸边的巢湖水源厂也因此停止了运行。巢湖水源厂取水口附近的蓝藻堆积情况如图7-30所示。



图7-29 巢湖水源厂取水口位置（摄于2008年5月7日）

Fig. 7-29 Locations of water intakes of the Chaohu Waterworks
(photo was taken on May 7, 2008)

2. 太湖蓝藻危害的重灾区——北部湖湾

太湖水厂共有12个，主要位于梅梁湖、贡湖、胥湖和东太湖，分别属于无锡



图 7-30 巢湖水源厂取水口旁堆积的蓝藻 (摄于 2008 年 7 月 23 日)

Fig . 7-30 Accumulation of dense surface cyanobacterial blooms near the water intake of the Chaohu Waterworks (photo was taken on July 23 , 2008)

和苏州两市。2007年无锡水污染事件之前，无锡市取水水源地共4个，全部位于太湖，约占太湖取水总量的60%，分别位于梅梁湖和贡湖。因此，太湖北部湖区是重要的饮用水源地（图7-31）。

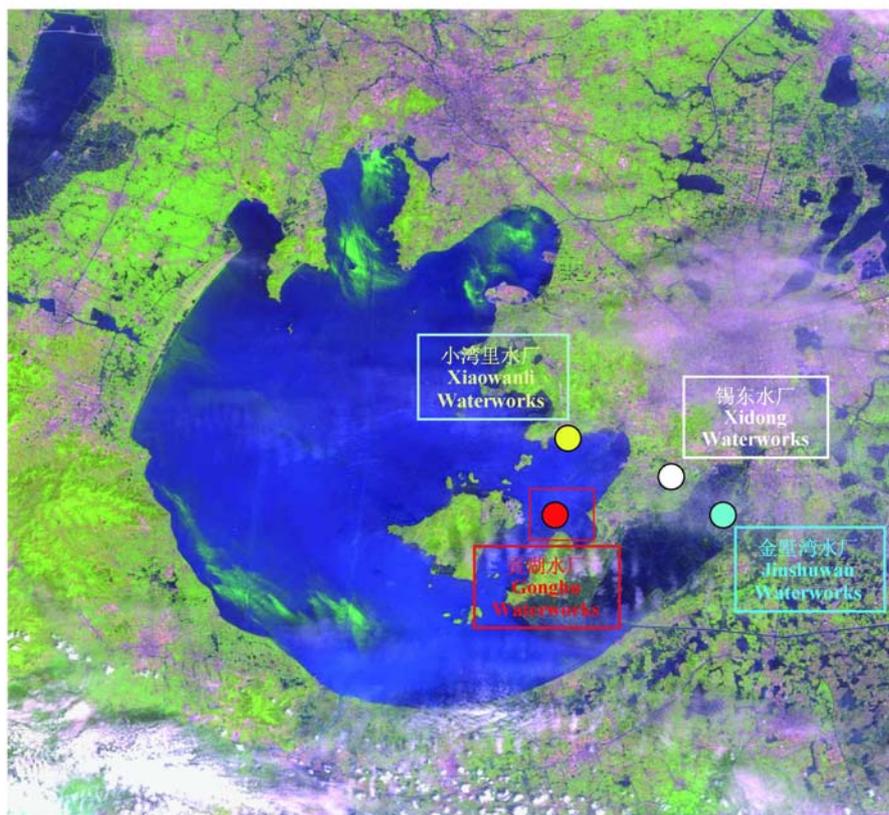


图 7-31 太湖北部湖湾主要饮用水源地分布示意图

Fig. 7-31 Map for the major waterworks in the northern bays of Lake Taihu

太湖北部湖湾——梅梁湾由于污染严重，于1990年7月、1994年7月、1995年7月和1998年8月由于蓝藻大暴发，湖水发臭引发了4次突发性水污染事件，致使自来水厂停产，经济损失数十亿元（朱喜和张扬文，2002）。

1990年7月下旬，由于蓝藻大量繁殖，数量过多，在太湖北部沿岸曾形成厚达0.5m的藻类聚集层，以五里湖和梅梁湖作为无锡市水源水的梅园水厂、马山水厂、疗养院水厂等自来水厂，因阻塞沙滤，日产量锐减，自来水质量也大大下降，水色呈淡绿色，且有浓臭的藻腥味。当时正值高温季节用水高峰期，全市30余万城市居民用水困难。由于自来水减产，不得不迫使116家工业企业自8月23日起分批停产，造成严重经济损失和恶劣的社会影响（金相灿等，1995）。

1994年7月，整个无锡湾和西北湖区约120 km²的湖面，全部被绿色油漆似

的蓝藻层覆盖。无锡梅园水厂、马山水厂取水口长期为一大片蓝藻所包围，水质腥臭。同时，西南风把平均水深仅两米的太湖底泥翻搅起来，腐烂的太湖底泥和水体混合在一起，引发了供水危机，当无锡市民拧开水龙头时，流淌出浑浊而又腥臭的污水。

2007年5月28日晚，由于蓝藻腐烂分解形成的污水团进入梅梁湾和贡湖湾交界的贡湖水厂，导致自来水恶臭难当，不仅不能喝，连洗澡都不能用，危及无锡市区70%~80%，超过250万人口的饮用水安全和部分工业用水，社会影响巨大。

八、结 语

同处长江下游的巢湖和太湖是我国湖泊富营养化治理的重点。通过从水文、营养盐、蓝藻、水生植物等方面与太湖进行比较，可以更加深刻地认识巢湖生态系统的特性。

在水文特征方面，太湖为巢湖面积的3.1倍、容积的2.3倍、滞留时间的1.8倍；太湖为巢湖水深的2/3，太湖水位年内和年际变化也要小得多；巢湖的沉积速率为太湖的数倍；但是很难判断巢湖的颗粒悬浮物浓度比太湖高多少，因为颗粒悬浮物浓度既与河流的泥沙输入有关，还受到风浪及藻类丰度的影响。

在营养盐特征方面，1987~1988年的营养盐特征——湖水和沉积物中的TN水平基本接近，TP水平则是巢湖远高于太湖；但是，近年（2001~2006）的营养盐特征——太湖湖水中的TN浓度反超巢湖，两湖之间TP浓度的差异有所缩小，太湖湖水中的平均TN/TP达34.4，而巢湖仅为11.7，相差近3倍！为何太湖湖水中的TN/TP远高于巢湖？1987年，巢湖和太湖输入中的TN/TP基本接近；在1987~1988年，表层沉积物中的P巢湖远高于太湖（可能巢湖本底P含量较高），而表层沉积物中的N巢湖还略低于太湖；外源TP负荷巢湖（0.54 mg/L/a）略高于太湖（0.45 mg/L/a），但TP的滞留率太湖为巢湖的1.4倍；太湖湖水中的TN/TP可能还会不断下降，随着沉积物P的吸附能力不断饱和，最终可能向来水中的TN/TP靠近。

在水生植物的特征方面，太湖比巢湖浅，理论上更适合水生植物生长，太湖透明度比巢湖略高，因此应该更有利于水生植物生长，特别是东太湖透明度最高，水生植物分布最丰富。历史上巢湖的水生植被覆盖率高于太湖，现在却几近消失，20世纪60年代初巢湖闸的修建导致的冬春季巢湖水位的大幅抬升可能是巢湖水生植物衰退的根本原因。

在蓝藻的特征方面，巢湖蓝藻水华的发生历史可能早于太湖，太湖以非固氮的微囊藻占绝对优势，而巢湖中固氮的鱼腥藻为最大优势种，其次才是非固氮的微囊藻，这可能与巢湖较低的TN/TP有关。由于巢湖更为狭长，而太湖东北部

分布有若干大的湖湾，在盛行东南风的情况下，蓝藻容易在巢湖西部湖区和太湖北部湖湾聚集。遥感影响资料显示，巢湖水华还聚集在北部湖区，而太湖的水华有从北部湖湾向整个湖区蔓延的趋势，太湖水华的覆盖面积超过巢湖。从空间上来看，巢湖蓝藻危害的重灾区在西部湖区，而太湖蓝藻危害的重灾区在北部湖湾。

合肥市已停止从巢湖取水，巢湖西部现仅作为合肥备用水源地，只有巢湖市的水源地位于巢湖东部靠近裕溪河河口附近，而巢湖蓝藻主要堆积在西部湖区，因此，蓝藻堆积对巢湖饮用水源的风险相对较小。而太湖北部湖湾（特别对无锡市来说）是重要的饮用水源地，又是蓝藻的大量堆积区，因此饮用水源面临的风险巨大。

第八章 从众多湖泊看巢湖的富营养化

内 容

一、六大淡水湖水文特征和形态度量的比较

1. 换水周期——换水周期与流域面积和湖泊面积之比呈反比关系，巢湖的换水周期约在中等水平，比滇池和太湖短，比鄱阳湖、洪泽湖和洞庭湖长

2. 水深——我国六大淡水湖均属浅水湖泊

二、长江流域湖泊湖水中 TN、TP 水平的比较

1. 巢湖、太湖和滇池（2001~2006）——TN 浓度巢湖、太湖和滇池外海相似，TP 浓度太湖明显较低，TN/TP 太湖为巢湖和滇池的 3 倍

2. 长江中下游 34 个湖泊（2003 年 4 月）——巢湖的 TN 和 TP 均明显超过平均水平，而太湖的 TN 超过平均水平，TP 在平均水平以内

三、长江中下游湖泊表层沉积物中 TN、TP 水平的比较

1. 长江中下游 30 个湖泊的表层（0~10 cm）沉积物——TN、TP 水平普遍较高，而巢湖的 TN 最低，TP 水平也在相对偏低的范围

2. 长江中下游 25 个湖泊表层（0~5 cm）沉积物——巢湖和太湖沉积物 TP 含量均呈现出很大的区域间差异

四、结语

湖泊的富营养化过程极为复杂，既与人类活动密切相关，也受到水文特征、地理与地质背景及生命过程的影响。特别是在其他条件类似的情况下，水文状况可对湖泊的富营养化进程产生深刻影响。我国六大淡水湖均为浅水湖，其中有五个分布在长江流域。本章主要是从水文特征、湖水和沉积物中的 TN、TP 水平将巢湖与长江流域众多浅水湖泊进行比较。

一、六大淡水湖水文特征和形态度量的比较

1. 换水周期——换水周期与流域面积和湖泊面积之比呈反比关系，巢湖的换水周期约在中等水平，比滇池和太湖短，比鄱阳湖、洪泽湖和洞庭湖长

换水周期是一个重要的水文参数，一般来说，在其他条件相似的情况下，换水周期越短，水的交换越快，N、P 及其他污染物在湖泊中的滞留率越低。在我国六大淡水湖中，滇池的换水周期最长，达到 2.5 年。巢湖的换水周期接近太湖的 1/2，但远长于鄱阳湖、洪泽湖和洞庭湖（图 8-1）。

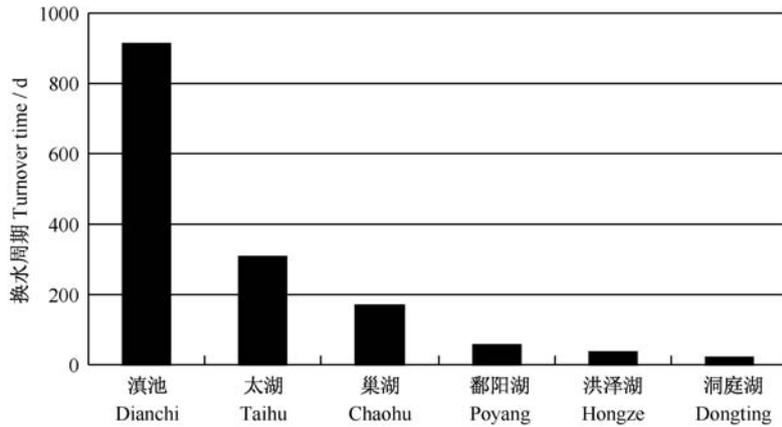


图 8-1 中国六大淡水湖换水周期的比较 (数据引自叶建春, 2007)

Fig. 8-1 A comparison of turnover time of the lake water among the six largest freshwater lakes in China (data sources Ye et al., 2007)

换水周期与流域面积和湖泊面积之比呈反比关系 (图 8-2), 即单位湖泊面积的流域面积越大, 换水周期越短, 这是容易理解的。但是, 流域面积/湖泊面积之比太湖为 15.05, 巢湖为 12.03, 而太湖的换水周期远高于巢湖。显然, 流域面积/湖泊面积并不是决定湖泊换水周期的唯一因素。其他一些因素 (如降水量的差异或流域的降水进入湖泊的比例等) 也会对进入湖泊的水量产生影响。

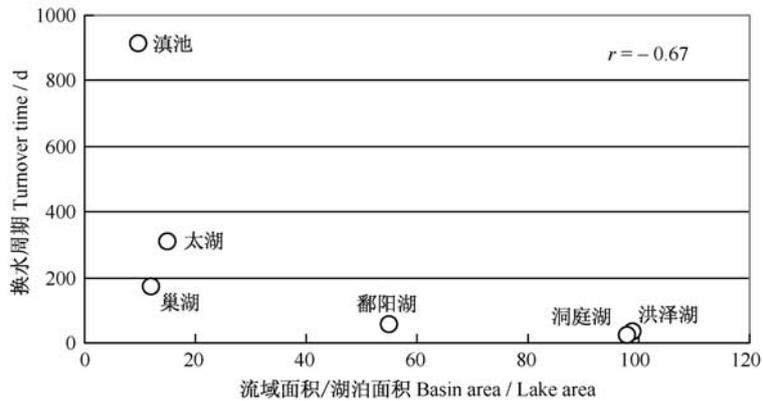


图 8-2 中国六大淡水湖换水周期与流域面积/湖泊面积的关系

Fig. 8-2 Relationship between turnover time and the ratio of basin area to lake area of the six largest freshwater lakes in China

2. 水深——我国六大淡水湖均属浅水湖泊

我国六大淡水湖均属浅水湖泊，平均水深最小的湖泊为洪泽湖（1.9 m），最大的湖泊为洞庭湖（6.4 m），最大水深最小的湖泊为太湖（3.3 m），最大的湖泊为鄱阳湖（29.2 m）（图 8-3）。从平均水深来看，在六大淡水湖中，富营养化严重的三湖（滇池、太湖和巢湖）居于中间水平。

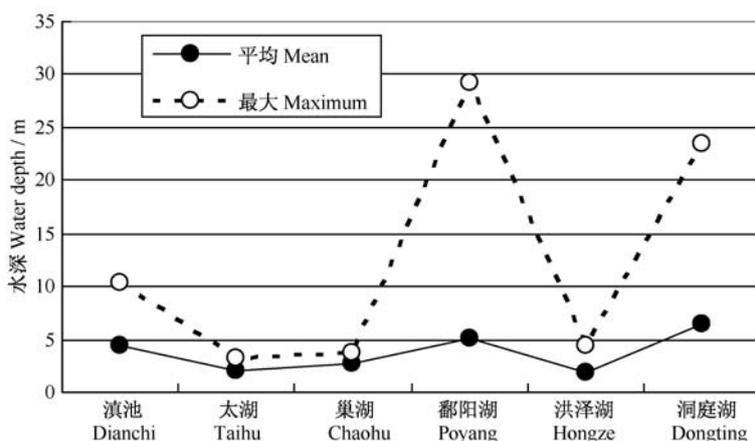


图 8-3 中国六大淡水湖的平均水深和最大水深

Fig. 8-3 The mean and maximum water depths of the six largest freshwater lakes in China

二、长江流域湖泊湖水中 TN、TP 水平的比较

1. 巢湖、太湖和滇池（2001~2006）——TN 浓度巢湖、太湖和滇池外海相似，TP 浓度太湖明显较低，TN/TP 太湖为巢湖和滇池的 3 倍

将近几年（2001~2006 年），巢湖、太湖和滇池（外海和草海）的 TN、TP 浓度进行比较发现，滇池草海的 TN、TP 浓度远高于其他湖泊，而巢湖、太湖和滇池外海的 TN 水平十分接近，而太湖的 TP 水平最低（图 8-4）。由于太湖 TP 水平相对较低，导致太湖的 TN/TP 远高于巢湖和滇池（相差近 3 倍）（图 8-5）。

2. 长江中下游 34 个湖泊（2003 年 4 月）——巢湖的 TN 和 TP 均明显超过平均水平，而太湖的 TN 超过平均水平，TP 在平均水平以内

通过对 2003 年 4 月（春季）采自长江中下游 34 个湖泊的湖水中的 TN、TP 分析发现，平均 TP 浓度为 0.089 mg/L，平均 TN 含量为 1.54 mg/L（范成新和王春霞，2006）。巢湖的 TN 和 TP 均明显超过平均水平，而太湖的 TN 超过

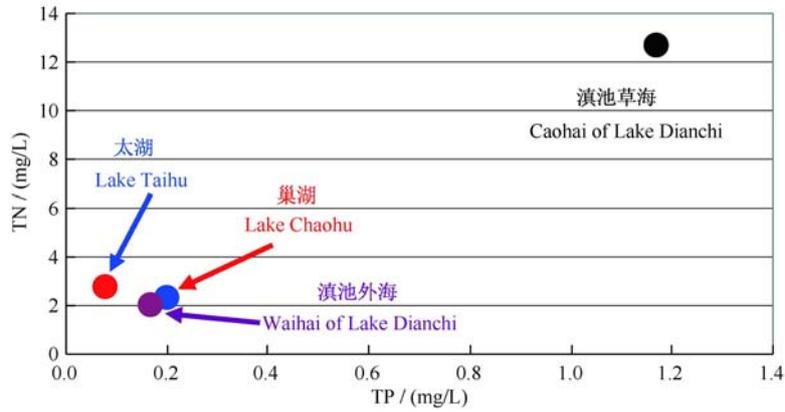


图 8-4 太湖和巢湖 (2001~2006 年) 以及滇池 (2001~2005 年) 平均 TN 和 TP 浓度的比较 (数据来源国家环保总局 2001~2006 年度中国环境状况公告)

Fig. 8-4 A comparison of mean TN and TP concentrations in Lakes Taihu and Chaohu (2001~2006) and Dianchi (2001~2005) (data sources Bulletins for Environmental Status in China in 2001~2006 from State Environmental Protection Administration of China)

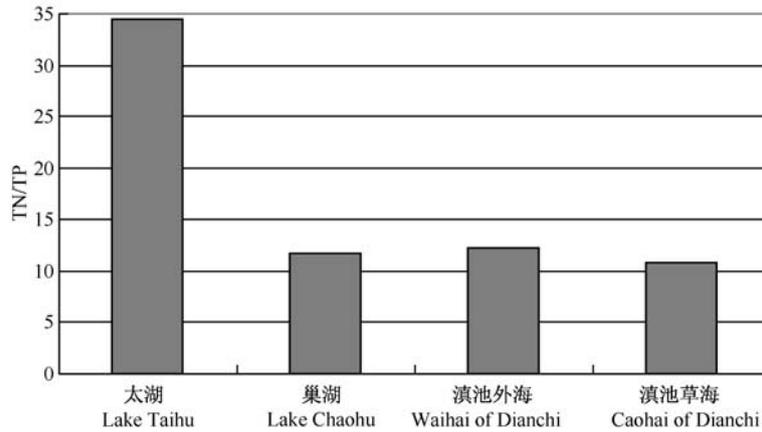


图 8-5 太湖和巢湖 (2001~2006 年) 以及滇池 (2001~2005 年) TN/TP 比的比较 (数据来源国家环保总局 2001~2006 年度中国环境状况公告)

Fig. 8-5 A comparison of TN and TP ratios in Lakes Taihu and Chaohu (2001~2006) and Dianchi (2001~2005) (data sources Bulletins for Environmental Status in China in 2001~2006 from State Environmental Protection Administration of China)

平均水平, TP 在平均水平以内 (图 8-6, 图 8-7)。而洞庭湖和鄱阳湖的 TN 和 TP 均显著低于平均水平。

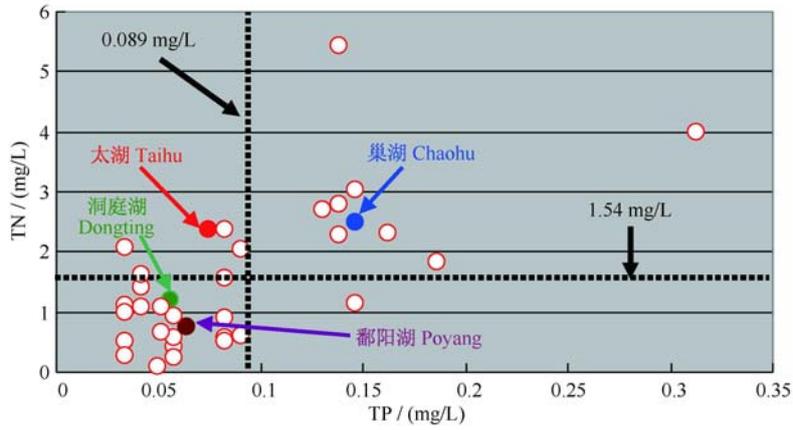


图 8-6 长江中下游 34 个湖泊中的 TN 和 TP 浓度
(2003 年 4 月) (数据来源范成新和王春霞, 2006)

Fig. 8-6 TN and TP concentrations in 34 lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River (April 2003) (data sources Fan and Wang, 2006)

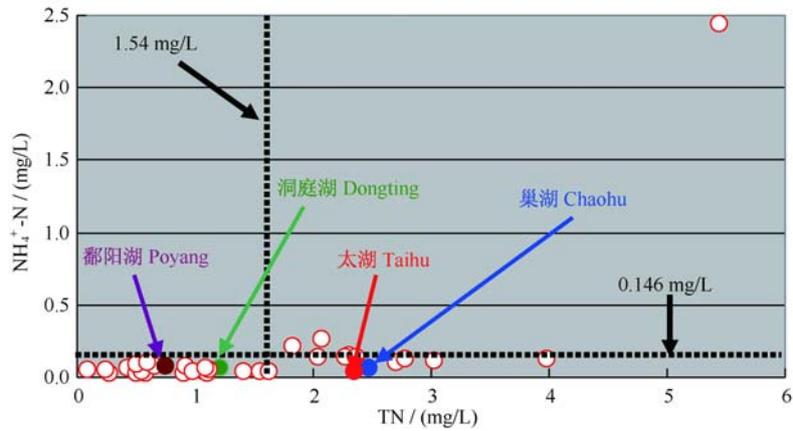


图 8-7 长江中下游 34 个湖泊中的 TN 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度
(2003 年 4 月) (数据来源范成新和王春霞, 2006)

Fig. 8-7 TN and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentrations in 34 lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River (April 2003) (data sources Fan and Wang, 2006)

2003 年 4 月 (春季), 四大淡水湖中的 TN 水平差别很大, 但是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度比较接近, 在 $0.04\sim 0.07\text{ mg/L}$ 之间变动。最高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度出现在北太湖 (2.438 mg/L), TN 达 5.44 mg/L 。因此, 在春季, 长江中下游的湖泊中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度还是相对较低的。

三、长江中下游湖泊表层沉积物中 TN、TP 水平的比较

1. 长江中下游 30 个湖泊的表层 (0~10 cm) 沉积物——TN、TP 水平普遍较高，而巢湖的 TN 最低，TP 水平也在相对偏低的范围

张敏 (2005) 于 2002~2004 年期间从长江中下游 30 个湖泊 (区) 中采集了表层 (0~10 cm) 沉积物, 分析了沉积物中的 TN、TP 含量。巢湖沉积物中的 TN 含量在所有湖泊中最低, TP 含量也接近最低水平 (图 8-8, 图 8-9)。这表明, 长江中下游地区的表层沉积物中的 TN、TP 水平普遍较高, 而巢湖沉积物中的 TN、TP 水平还是相对偏低的。这与图 8-6 所示的湖水中的 TN、TP 水平完全不同, 通过对 2003 年春季采自长江中下游 34 个湖泊的湖水中的 TN、TP 浓度 (范成新和王春霞, 2006) 的分析发现, 巢湖的 TN 和 TP 均明显超过平均水平。为何存在这种差异, 无法解释, 当然上述两个研究中所涉及的湖泊有所不同。一般来说, 湖水中的 TN、TP 与沉积物中的 TN、TP 存在正相关关系, 在同一湖泊的不同湖区这种相关性很好, 而当将不同类型湖泊一并比较时, 相关性会有所降低, 这可能是由于不同地质地理环境的湖泊, 水柱-底泥间氮、磷的相互作用机制有所不同的缘故 (谢丽强等, 2001)。

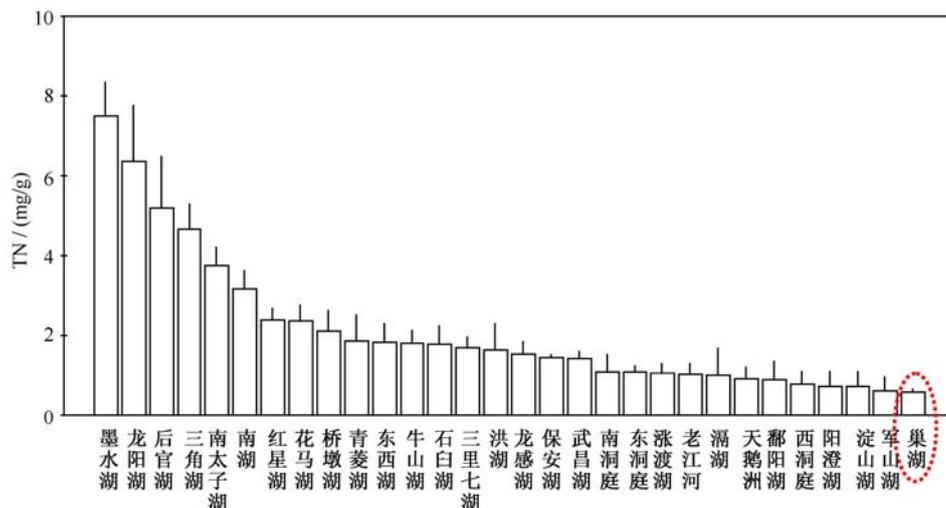


图 8-8 长江中下游 30 个湖泊 (区) 表层 (0~10 cm) 沉积物中的 TN 含量
(样品采自 2002~2004 年) (引自张敏, 2005)

Fig. 8-8 TN contents in surface (0~10 cm) sediments of 30 lakes (areas) in the middle and lower reaches of the Yangtze River (samples taken between 2002~2004) (cited from Zhang, 2005)

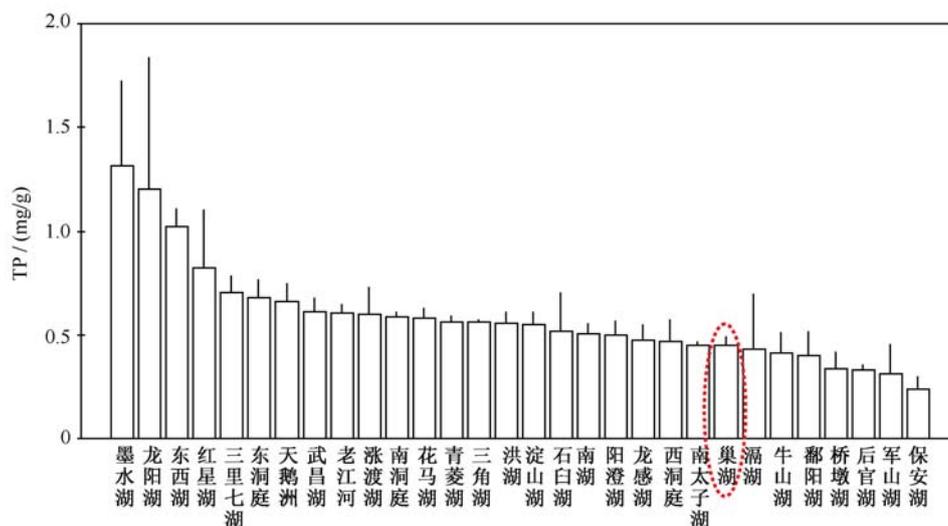


图 8-9 长江中下游 30 个湖泊 (区) 表层 (0~10 cm) 沉积物中的 TP 含量
(样品采自 2002~2004 年) (引自张敏, 2005)

Fig. 8-9 TP contents in surface (0~10 cm) sediments of 30 lakes (areas) in the middle and lower reaches of the Yangtze River (samples taken between 2002~2004) (cited from Zhang, 2005)

2. 长江中下游 25 个湖泊表层 (0~5 cm) 沉积物——巢湖和太湖沉积物 TP 含量均呈现出很大的区域间差异

朱广伟等 (2005) 于 2003 年 4 月从长江中下游 25 个湖泊采集了表层 (0~5 cm) 沉积物, 测定了沉积物中的 TP 含量。显然巢湖不同湖区的 TP 含量差异很大, 巢湖西北部 TP 含量达到了 1.19 mg/g, 巢湖其他区域的 TP 含量在 0.43~0.67 mg/g 之间变动。太湖 (五里湖除外) 沉积物中的 TP 水平总体上低于巢湖, 东太湖和太湖夹浦沉积物中的 TP 含量分别仅有 0.31 mg/g 和 0.27 mg/g (图 8-10)。

张敏 (2005) 和朱广伟等 (2005) 采集的表层沉积物的深度有所差别, 前者的结果更多地反应了近期沉积中的营养状态。当然, 不同湖泊的沉积速率也差异很大, 甚至同一湖泊的不同湖区也有很大差别, 而且还有沉积物的再悬浮问题, 沉积物背景值问题等。因此, 对表层沉积物信息的解读要十分慎重。

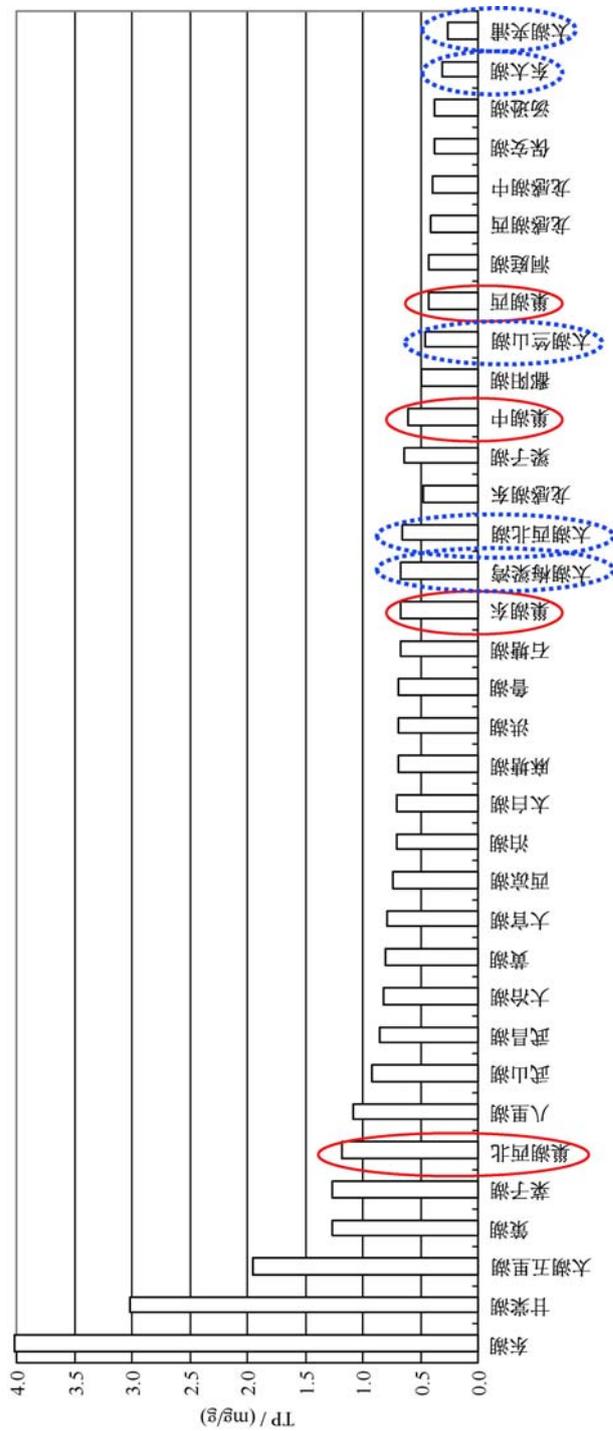


图8-10 长江中下游25个湖泊表层(0~5 cm)沉积物中的TP含量(样品采自2003年4月) (数据引自朱广伟等, 2005, 但东湖数据引自张敏, 2005)

Fig. 8-10 TP contents in the surface sediments (0~5 cm) of 25 lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River (samples taken in April 2003) (Data are cited from Zhu et al., 2005, while data of Lake Donghu are from Zhang, 2005)

四、结 语

中国六大淡水湖均属浅水湖泊，平均水深 1.9~6.4 m，换水周期与流域面积和湖泊面积之比呈反比关系，巢湖的换水周期约在中等水平，比滇池和太湖短，比鄱阳湖、洪泽湖和洞庭湖长。

湖水中的 TN 水平巢湖、太湖和滇池外海相似，TP 浓度太湖明显较低，TN/TP 太湖为巢湖和滇池的 3 倍。长江中下游 34 个湖泊（2003 年 4 月）中，巢湖的 TN 和 TP 均明显超过平均水平，而太湖的 TN 超过平均水平，TP 在平均水平以内。

长江中下游 30 个湖泊的表层（0~10 cm）沉积物中的 TN、TP 水平普遍较高，而巢湖的 TN 最低，TP 水平也在相对偏低的范围。长江中下游 25 个湖泊表层（0~5 cm）沉积物中的 TP 水平差异很大，巢湖和太湖沉积物的 TP 含量也呈现出很大的区域间差异。

第九章 从流域特征展望巢湖和太湖的未来

内 容

一、地貌格局

1. 山区分布格局——太湖流域山丘区仅分布于西部，巢湖流域四周均有山区分布
2. 地势特征——太湖流域的地势比巢湖要平坦得多，因此河流的比降也要小得多

二、水系特征和入湖河流水质

1. 水系特征——巢湖水系相对简单，有入湖河流 33 条，其中裕溪河是巢湖水汇入长江的唯一通道，太湖水系复杂，原有入湖河门口 225 个，东北面出水有上百条溇港
2. 入湖河流水质——巢湖和太湖水质差的入湖河流均集中在西北部人口密集地区，而较好的水质均来自人口相对稀少的西南山区，杭埠河对改善巢湖水质中的作用更大

三、土地利用和社会经济

1. 森林主要分布区——太湖主要在苕溪水系区，巢湖主要在杭埠-丰乐河水系区，太湖森林覆盖率为 12.6%，巢湖森林覆盖率约为 20%
2. 人口密度和人均 GDP——太湖的人口密度为巢湖的 1.8 倍，太湖的人均 GDP 为巢湖的 3.9 倍

四、结语

湖泊的富营养化在绝大多数情况下都起因于流域营养物质的大量输入，而影响输入量的因素十分复杂，既与流域人类活动密切相关，又受到地貌格局、植被覆盖率的影响，还与水系、水文特征关系密切。一般来说，较好的植被覆盖率将增强对水的净化能力，改善入湖水质，而较快的水交换可减少 N、P 在湖泊中的滞留，流域人口密度和 GDP 的增加会导致 N、P 负荷的上升，加速湖泊的富营养化进程。因此，流域特征对判断湖泊富营养化发展趋势至关重要。

一、地貌格局

1. 山区分布格局——太湖流域山丘区仅分布于西部，巢湖流域四周均有山区分布

巢湖流域地处江淮丘陵之间，西部有大别山区、北部有浮槎山区、东部及东南部有凤凰山、银屏山区等，海拔高度一般在 400~500 m，有的河流上游最高峰海拔高度达到 1539 m (屠清瑛等, 1990)。但是，巢湖的山区主要分布在西南部的杭埠河上游 (图 9-1, 图 9-2)。据称，巢湖是在构造盆地基础上发育起来的

断陷构造湖泊（屠清瑛等，1990）。

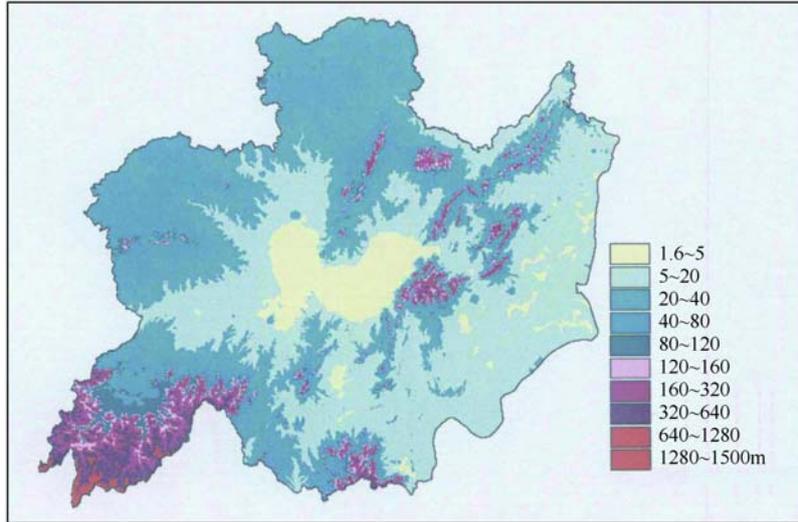


图 9-1 巢湖流域数字高程模型（引自王晓辉，2006）

Fig. 9-1 Digital elevation model of the Lake Chaohu Basin (cited from Wang, 2006)



图 9-2 巢湖流域遥感影像图（引自李长安等，2008）

Fig. 9-2 Remote sensing image of the Lake Chaohu basin (cited from Li et al., 2008)

太湖流域由西部山丘区、中部低平原区、沿江滨海高平原区以及太湖湖区组成，流域上游有天目山、太华山、茅山等，海拔 300~500 m，其中唯天目山脉的最高峰（龙王山）达 1587 m（秦伯强等，2004）。从图 9-3 不难看出，太湖的山区集中分布在西南部，主要在苕溪水系区。

关于太湖的成因，可谓众说纷纭，主要有构造成湖论、滬湖成因说、陨石冲击坑说等，孙顺才和黄漪平（1993）认为太湖的最后形成主要归结为两方面的原

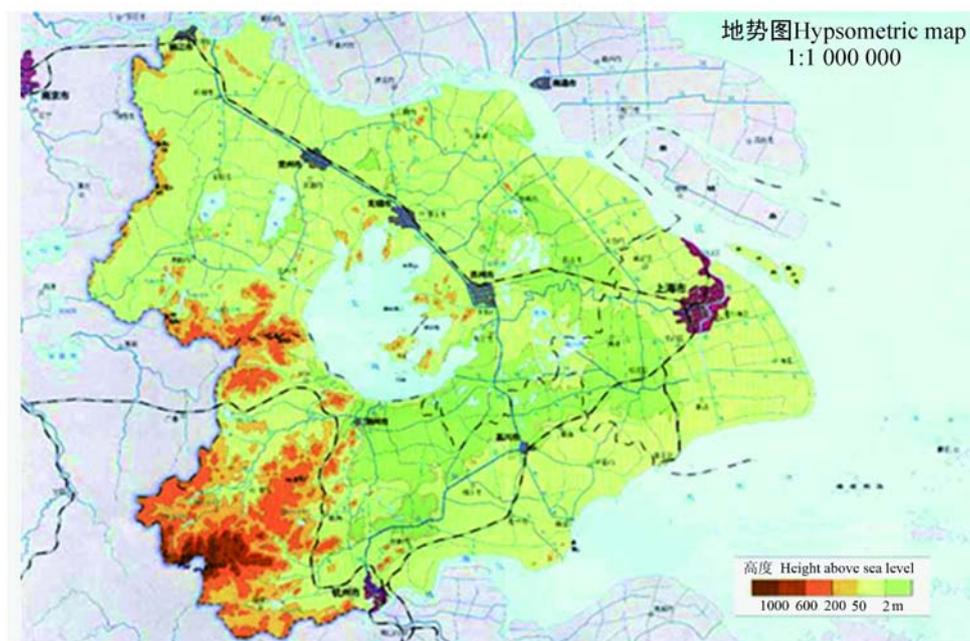


图 9-3 太湖流域地势图 (引自水利部太湖流域管理局, <http://www.tba.gov.cn/>)

Fig. 9-3 Hypsometric map of the Taihu basin (cited from Taihu Basin Authority, Ministry of Water Resources of China, <http://www.tba.gov.cn/>)

因：第一个原因是气候变化引起的洪涝灾害，第二个原因是泥沙淤积、人类围垦，引起河道宣泄不畅。太湖是在原河道基础上，因洪泛而扩展成湖，与长江中下游其他湖泊基本类同，如洪泽湖、鄱阳湖等。

山地往往植被发育良好，森林茂密；自上游的山地而下，至中游下段为起伏和缓的低山丘陵及河流冲积平原；在冲积平原，水土资源条件优越，是重要的农业区和居民较为集中之地；在入湖河流的尾端及滨湖区，这是由河流冲积和湖泊淤积共同作用所形成的水网平原（窦鸿身和姜加虎，2003）。

2. 地势特征——太湖流域的地势比巢湖要平坦得多，因此河流的比降也要小得多

太湖流域的地势比巢湖要平坦得多：太湖流域高程（吴淞基面）在 12 m 以内的陆地表面积占流域陆地面积的 71.5%（图 9-4），而巢湖流域海拔高度 > 50 m 以上的陆地表面积占流域陆地面积的 63.8%（图 9-5），巢湖多年平均水位为 8.31 m（屠清瑛等，1990），太湖多年平均水位为 3.07 m（秦伯强等，2004）。因此，巢湖流域中河流的比降（所谓河流比降指河流在水平距离上的铅直落差，用 m/km 或坡度百分比来表示，如 2% 的比降指每 100 m 的距离下降 2 m）平均要大于太湖流域河流。

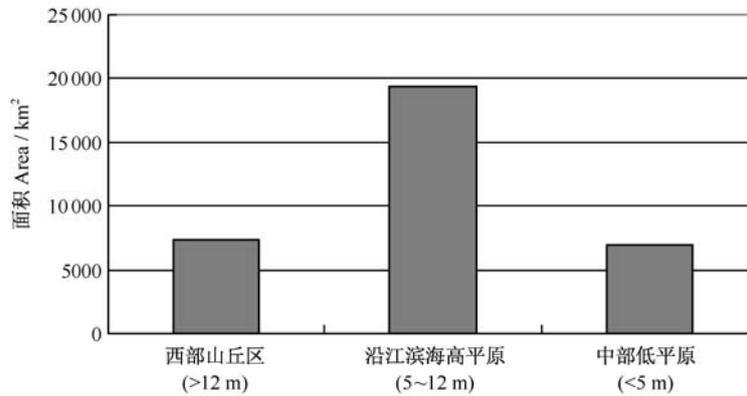


图 9-4 太湖流域各类地表面积 (数据来源秦伯强等, 2004)

Fig. 9-4 Area of different land types in the Taihu basin (data sources Qin et al., 2004)

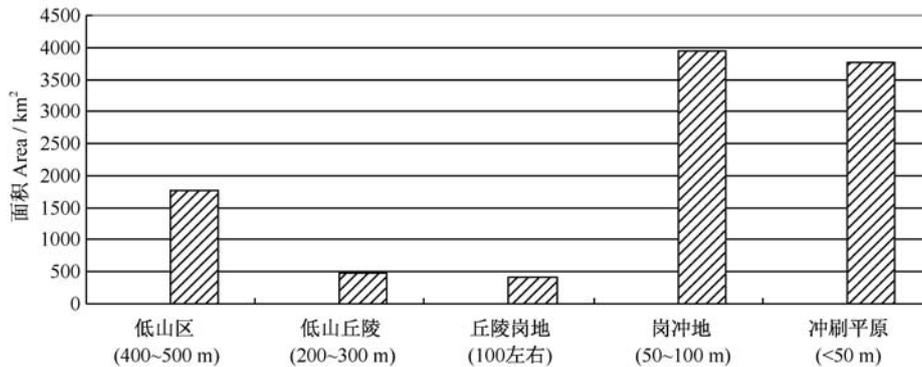


图 9-5 巢湖流域各类地表面积 (数据来源屠清瑛等, 1990)

Fig. 9-5 Area of different land types in the Chaohu basin (data sources Tu et al., 1990)

二、水系特征和入湖河流水质

1. 水系特征——巢湖水系相对简单，有入湖河流 33 条，其中裕溪河是巢湖水汇入长江的唯一通道，太湖水系复杂，原有入湖河门口 225 个，东北面出水有上百条溇港

巢湖流域内的入湖河流有 33 条，分别隶属于 7 个水系：杭埠-丰乐河、排河、南淝河-店埠河、柘皋河、兆河、白石山河、裕溪河，其中裕溪河是巢湖水汇入长江的唯一通道（图 5-11）。

太湖出入湖河流众多：环太湖沿岸带原有出入湖河道口门 225 个，环太湖大堤建成以后，封堵口门 54 处，在余下 171 处口门中，有 45 条入湖河道的口门保持开敞，其余均建闸控制（秦伯强等，2004）。环太湖，太湖流域可划分为苕溪

水系区、南河-洮鬲水系区、武阳区、杭嘉湖区和黄浦区 (图 9-6)。也有将上述区域称为浙西区、湖西区、苏锡常、浦东浦西和杭嘉湖区, 这种称呼更突出行政区划 (李恒鹏等, 2007)。

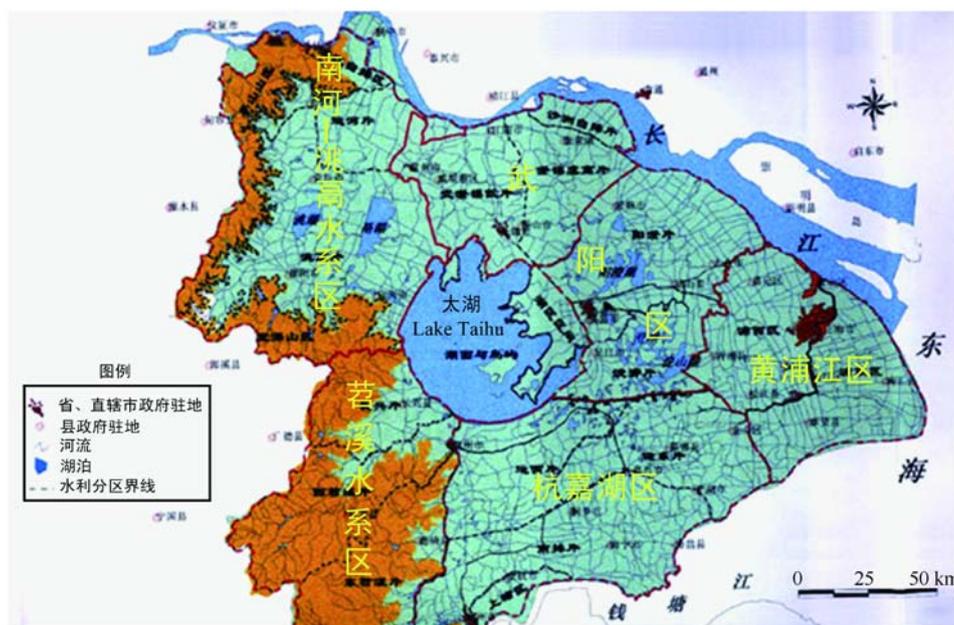


图 9-6 太湖流域水利分区图 (修改自水利部太湖流域管理局, <http://www.tba.gov.cn/>)
 Fig. 9-6 Division of Hydrological areas in the Taihu basin (modified from Taihu Basin Authority, Ministry of Water Resources of China, <http://www.tba.gov.cn/>)

太湖水的出湖情况比巢湖复杂得多, 出水口集中分布在湖东部和北部 (图 9-6)。太湖东北面出水有上百条缕港 (已湮废不少), 其中主要的有梁溪口、沙墩口、胥口、鲇鱼口、瓜泾口、南厓等, 越过京杭大运河入阳澄、淀泖湖群, 再通过黄浦江、吴淞江和太仓、常熟间众多港浦入长江、入海, 其中以黄浦江下泄量最大, 1954 年洪水期下泄量约占整个流域的 80%。京杭大运河纵贯太湖北、东、南三面, 沟通了众多东西向的排水河道, 起着相互调节的作用 (水利部太湖流域管理局, <http://www.tba.gov.cn/>)。

2. 入湖河流水质——巢湖和太湖水质差的入湖河流均集中在西北部人口密集地区, 而较好的水质均来自人口相对稀少的西南山区, 杭埠河对改善巢湖水质的作用更大

在巢湖, 水质差的入湖河流集中分布在巢湖西北部 (合肥市附近) 的南淝河、十五里河和派河 (图 4-1, 图 4-5), 而杭埠河、白石山河和兆河的水质相对

较好。由于杭埠-丰乐河的径流量占巢湖总径流量的 55.5% (图 4-3), 因此对巢湖水质的改善, 具有重要作用。此外, 杭埠河大量的泥沙输入使巢湖保持较高的泥沙沉积速率, 也可能是巢湖湖水中 N、P 维持相对平衡的重要原因。

巢湖流域多年平均降水量为 1100 mm, 降雨量存在显著的地域差异, 流域西部最大年降水量为 947.0~1596.5 mm, 最高降水量可达 2248.8 mm (屠清瑛等, 1990); 也就是说, 南部和西南部降雨量明显高于其他区域 (图 9-7), 这也就是为何巢湖西南部的杭埠河、南部的白石山河和兆河的径流量占据巢湖入湖水量 70% 的重要原因, 而这三条河流由于其上游的山地植被发育良好, 因而流达巢湖的水质也相对较好。

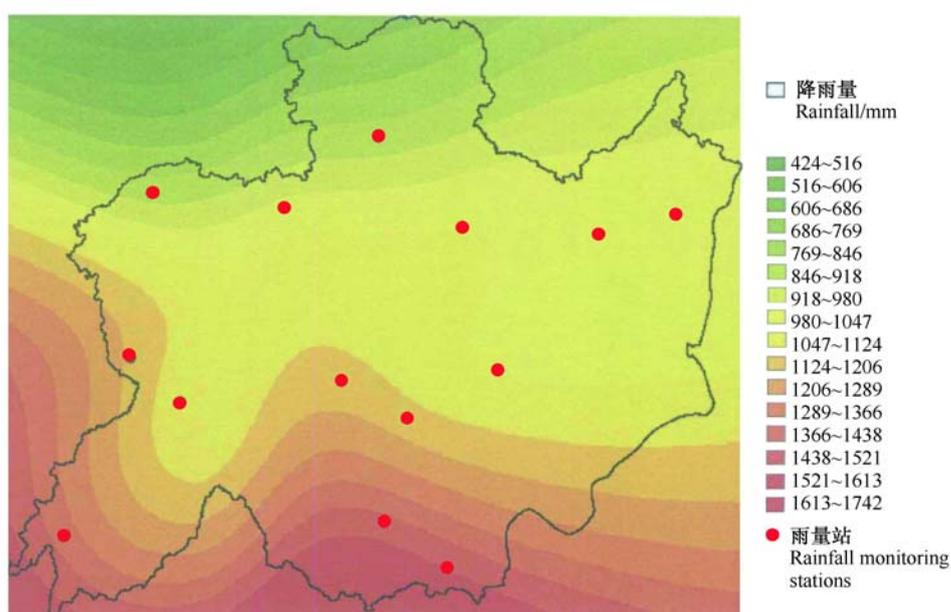


图 9-7 巢湖流域年降雨量等值线图 (修改自王晓辉, 2006)

Fig. 9-7 Contour map of annual rainfall in the Chaohu basin (modified from Wang, 2006)

但是, 在太湖流域, 降雨量未呈现明显的地域差异 (图 9-8), 浙西区的年降雨量在太湖上游地区的总降雨量的比重也远不及巢湖南部和西南区域降雨量在巢湖汇水中的重要性。

赖格英和于革 (2007) 以太湖流域上游来水区为对象, 利用 1995 年、1998 年和 2002 年实测的气象、水文水质资料和社会经济统计资料, 利用 SWAT 模型模拟了 TN、TP 的产出率。TN、TP 产出率高的区域主要在北部区域 (无锡、宜兴、常州、镇江、张家港) 以及太湖南面的湖州, 这些区域为主要城市所在地, 人口密集; 而相对低值位于人口密度较低的西部山区 (主要是苕溪水系区) (图 9-9)。

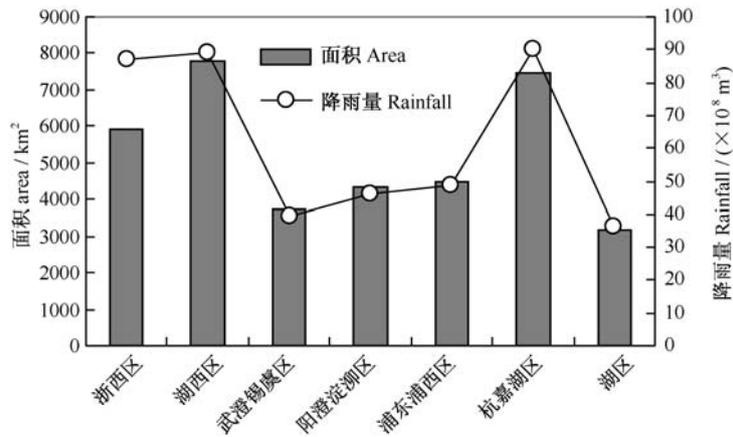


图 9-8 太湖流域分区多年平均降雨量 (数据来源朱威等, 2003)
 Fig. 9-8 Multi-year mean rainfall in different areas of the Taihu basin
 (data sources Zhu et al., 2003)

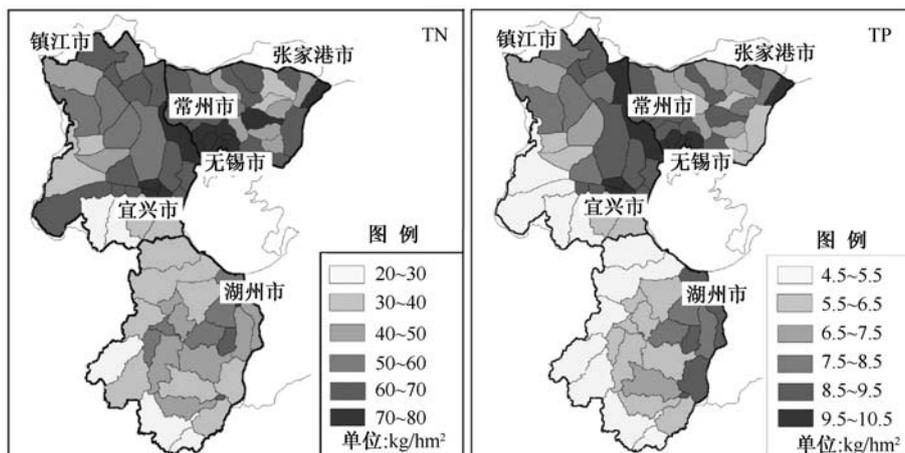


图 9-9 太湖流域 TN、TP 产出率的空间格局 (引自赖格英和于革, 2007)
 Fig. 9-9 Spatial pattern of TN and TP discharges in the Lake Taihu basin
 (cited from Lai and Yu, 2007)

水利部太湖流域管理局于 2001 年 1 月、5 月和 10 月, 在太湖全流域的主要水体共设 320 个监测断面 (点), 进行了大规模同步水质监测, 再以各分区监测点的各类水质 (年均水质) 所占的比例乘以分区地表水资源量, 得到各分区分质水资源量 (图 9-10)。较好的水源 (I~III 类) 主要分布在浙西区 (也即苕溪水系区), 那里是太湖流域最主要的森林分布区, 人口密度相对较低。

在太湖, 相对较好的水源主要来自浙西区 (西苕溪和东苕溪), 但是, 相对于巢湖的杭埠-丰乐河来说, 西苕溪和东苕溪的径流量占太湖入湖总径流量的比

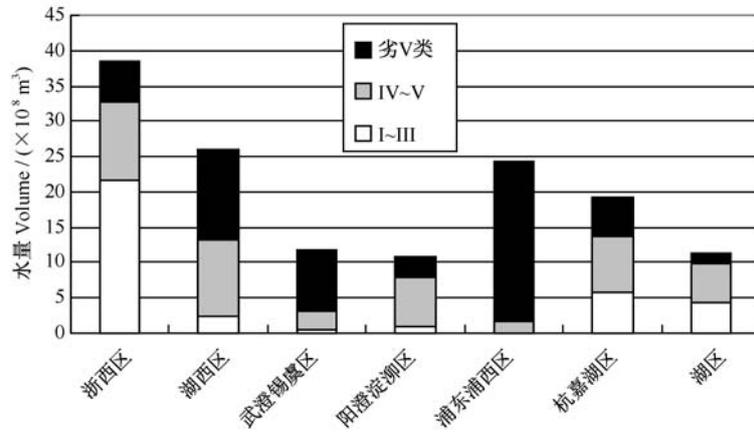


图 9-10 2001 年太湖流域主要区域的水质水资源量组成 (数据来源朱威等, 2003)

Fig. 9-10 A composition of water with different quality in areas of the Taihu basin in 2001 (data sources Zhu et al., 2003)

例要小得多, 譬如, 在 2001~2002 年, 西苕溪和东苕溪的径流量占主要河流入太湖水量的 28.4% (图 9-11)。

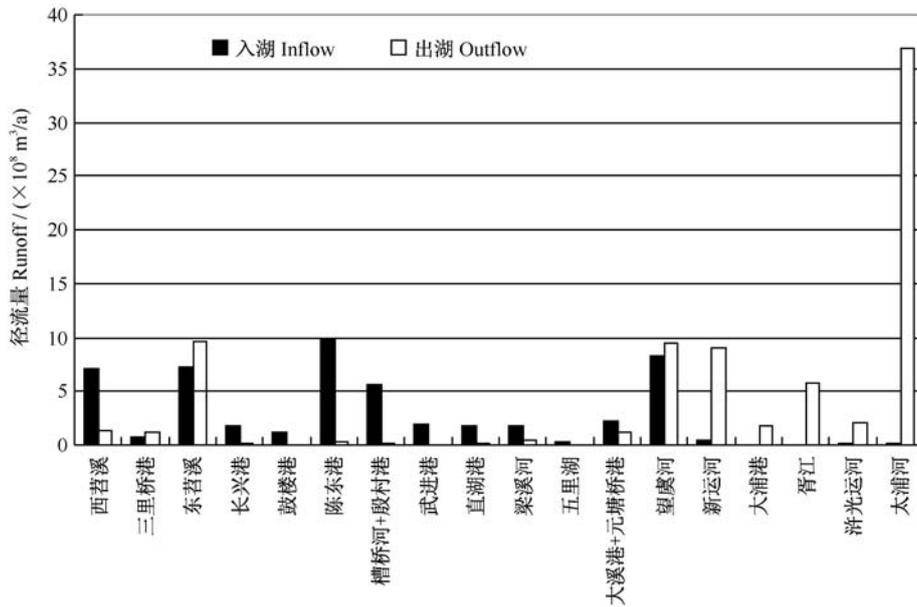


图 9-11 2001~2002 年期间太湖主要出入湖河道的年径流量 (数据来源秦伯强等, 2004)

Fig. 9-11 Rainoff from the main rivers of Lake Taihu during 2001~2002 (data sources Qin et al., 2004)

三、土地利用和社会经济

1. 森林主要分布区——太湖主要在苕溪水系区，巢湖主要在杭埠-丰乐河水系区，太湖森林覆盖率为 12.6%，巢湖森林覆盖率约为 20%

巢湖流域的森林植被主要分布在杭埠-丰乐河流域的上游山区（图 9-12）。杭埠-丰乐河流域面积为 4093 km²（图 9-13），覆盖整个舒城，涵盖肥西、六安、霍山、庐江 4 个县的部分地区，多年平均径流量 26.8 亿 m³，占巢湖水源的 55.5% 左右，是巢湖最大的入湖河流（屠清瑛等，1990，孙莉宁，2005）。值得指出的是，比较图 9-1 和图 9-12 不难发现，二者所示的流域形状有相当的差异！



图 9-12 杭埠-丰乐河流域示意图（绿线所围区域）（引自孙莉宁，2005）

Fig. 9-12 Map for the Hangbu-Fengle river basin (the closed area by the green lines)
(cited from Sun, 2005)

杭埠河流域的地势由南西向北东倾斜，呈阶梯状下降，地貌类型包括山地（海拔 > 400 m）、丘陵（海拔 100~400 m）、岗地（海拔 40~100 m）和冲积平原（海拔 7~40 m）（图 9-13）。杭埠河流域的森林覆盖率达 34.5%，主要分布在山地和丘陵区（图 9-14）。

太湖流域的地势总体上来看呈现出西高东低的格局，山地丘陵主要分布在西南部（图 9-15），面积约占总面积的 20%。太湖流域坡度较大的地区与山地丘陵的主要分布区相一致，也是主要的森林分布区（图 9-16）。

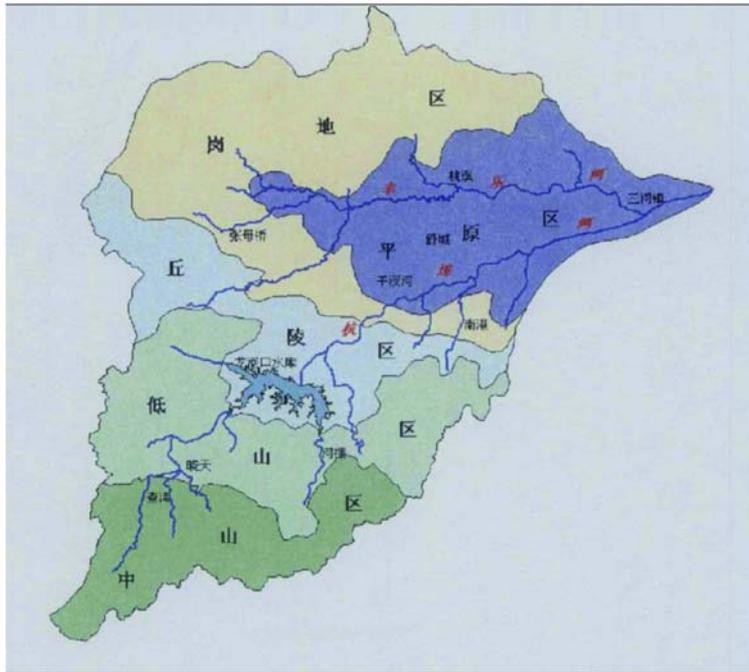


图 9-13 杭埠-丰乐河流域地貌 (引自孙莉宁, 2005)

Fig. 9-13 Physiognomy of the Hangbu-Fengle river basin (cited from Sun, 2005)

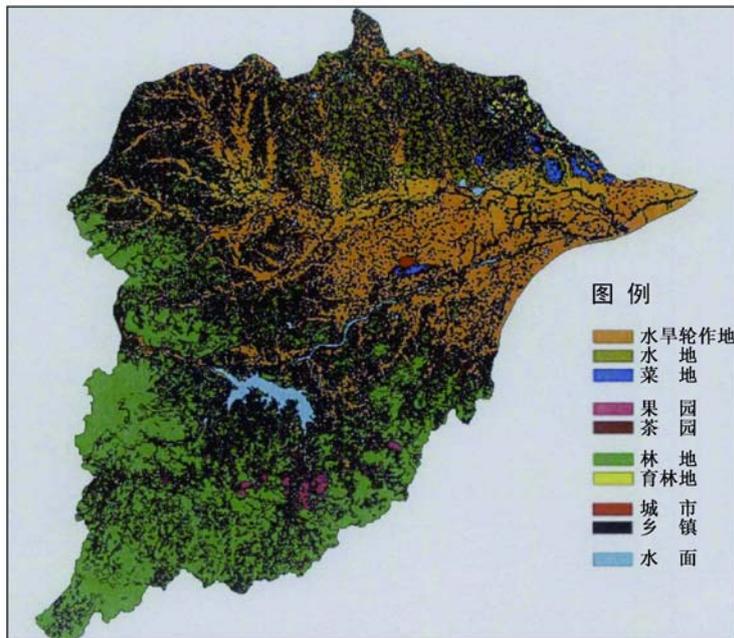


图 9-14 杭埠河流域土地利用格局 (引自孙莉宁, 2005)

Fig. 9-14 Land utilization of the Hangbu river basin (cited from Sun, 2005)

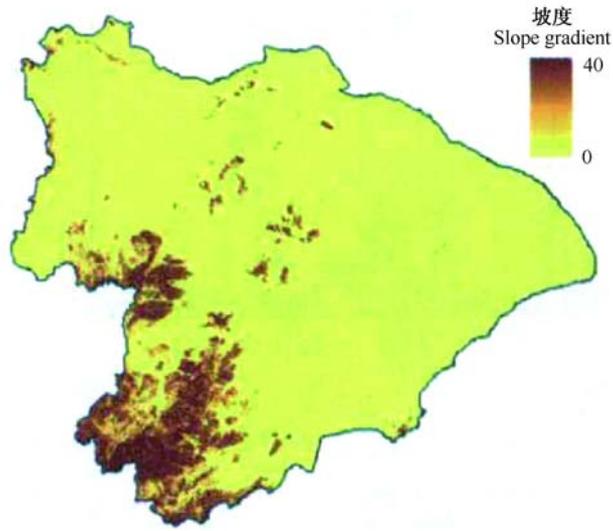


图 9-15 太湖流域坡度分布格局 (引自李恒鹏等, 2007)
 Fig. 9-15 Distribution pattern of the slopes in the Taihu basin (cited from Li et al., 2007)

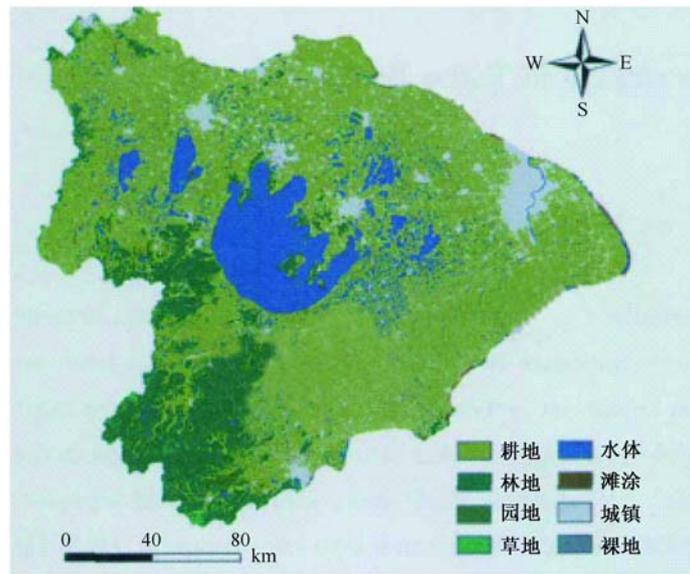


图 9-16 2000 年太湖流域土地利用格局 (引自李恒鹏等, 2007)
 Fig. 9-16 Land utilization of the Taihu basin in 2000 (cited from Li et al., 2007)

巢湖流域的森林覆盖率显著高于太湖流域。李恒鹏等(2007)采用 TM/ETM 影像目视解译方法,提取土地利用信息,利用 GIS 空间叠加功能分析了太湖流域 1985 和 2000 年土地利用变化,发现太湖流域林地覆盖率几乎没有变化,1985 年占 12.8%,2000 年占 12.6%。巢湖流域森林植被主要分布于舒城、庐江、巢湖、肥东等县(市),流域森林覆盖率为 20%,基本为人工林和次生林(尚广萍,2007)。

2. 人口密度和人均 GDP——太湖的人口密度为巢湖的 1.8 倍,太湖的人均 GDP 为巢湖的 3.9 倍

太湖流域面积 36 900 km²,流域总人口 1985 年为 3281 万,2000 年为 4313 万(万荣荣和杨桂山,2005)。2000 年流域国内生产总值约 9940 亿元。

巢湖流域面积为 13 350 km²,流域总人口 2000 年为 888.6 万人,2005 年增加到 922.4 万人,流域国内生产总值从 2000 年的 519.7 亿元增加到 2005 年的 893.4 亿元(尚广萍,2007)。

这样以 2000 年为例,太湖流域的人口密度为 1169 人/km²,巢湖流域的人口密度为 666 人/km²,太湖流域的人均 GDP 为 23 047 元,巢湖流域的人均 GDP 为 5849 元。因此,太湖的人口密度为巢湖的 1.8 倍,太湖的人均 GDP 为巢湖的 3.9 倍。

四、结 语

巢湖和太湖具有明显不同的地貌格局,譬如,太湖流域山丘区仅分布于西部,巢湖流域四周均有山区分布,太湖流域的地势比巢湖要平坦得多,因此河流的比降也要小得多。

巢湖水系相对简单,有入湖河流 33 条,其中裕溪河是巢湖水汇入长江的唯一通道,太湖水系复杂,原有入湖河门口 225 个,东北面出水有上百条淤港。巢湖和太湖水质差的入湖河流均集中在西北部人口密集地区,而较好的水质均来自人口相对稀少的西南山区,相对于太湖苕溪水系来说,杭埠河径流量在巢湖来水总量中所占比重更大,因此对改善巢湖水质的作用更大。

太湖森林的主要分布区位于苕溪水系区,巢湖主要在杭埠-丰乐河水系区,太湖森林覆盖率为 12.6%,巢湖森林覆盖率约为 20%。太湖的人口密度为巢湖的 1.8 倍,太湖的人均 GDP 为巢湖的 3.9 倍。

综上所述,相对于太湖来说,巢湖流域具有较多的山地,较高的森林覆盖率,较丰富的清洁水源,较低的人口密度和人均 GDP。因此,仅从这些方面来看,巢湖的水质改善应该更加容易一些。

第十章 巢湖的地质历史变迁

内 容

一、巢湖的区域地质特征

1. 区域地质特征——巢湖处在华北板块和扬子板块的交汇地带，位于两个重要的造山带——大别造山带和张八岭造山带的转折地带
2. 稳定性——庐庐断裂正好穿过巢湖，宿迁-庐江段东盘相对西盘向东和东南运动，断层活动速率为 0.80 mm/a，断裂带不稳定

二、巢湖形成的地质历史过程

1. 巢湖的成因——大多数学者都一致认为属于断陷湖泊
2. 巢湖形成过程——第四纪的气候变迁与新构造运动奠定了巢湖的基本形态，晚更新世前期，巢湖扩展至鼎盛，之后气候转向干冷，湖面缩小成今天的巢湖

三、全新世（Holocene，1 万年以来）巢湖的历史演变过程

1. 杭埠河三角洲平原钻孔——杭埠河下游确为古巢湖的一部分（存在于 8.73~2.15 kaBP 之间），7.4~4.3 kaBP 气候温暖、湖泊扩张，4.3~2.7 kaBP 气候冷干、湖泊收缩
2. 巢湖西湖区沉积柱——进入全新世以来，巢湖流域经历了长时间的气候温暖湿润期，后逐渐向干旱转化，近千年较为干冷，但变率加快，人类活动影响加剧
3. 巢湖中部地区的忠庙和姥山之间沉积柱（CH）——巢湖流域经历了两个湿润期和一个较长的平水期，近 300 年以来，流域气候的变化速率加快

四、古巢湖曾有多大？

1. 中国近万年（全新世）来的气候变化——大暖期出现于 8.5~3.0 kaBP，最暖在 5.5~6.0 kaBP 及 7.0 kaBP 前后，气温比近百年平均高 2℃以上
2. 古巢湖面积——考古证据表明，古巢湖范围在商代还是处于 10 m 等高线范围左右，面积约 2000 km²，之后随着区域性降温，湖泊面积不断减少

五、板块升降与水系变迁

1. 观点之一——巢湖西岸抬升与淤积，而巢湖东侧下沉
2. 观点之二——巢湖周围大部分区域正在抬升
3. 观点之三——巢湖中湖区不断抬升，西湖区和东湖区则相对下沉
4. 巢湖入江水系——自西向东迁移

六、湖岸崩塌

1. 崩岸概况——高达 48.1% 的湖岸发生不同程度的坍塌，西北岸极为严重，南岸严重，东南岸稍次，北岸微弱
2. 崩岸成因——崩塌主要发生在黏土质岸类型及断裂与湖岸线交界地区

七、从巢湖的历史变迁看今日之巢湖

1. 为何巢湖面积从 2000 km² 下降到现在的 760 km²——气候变化可能是主导因素，近千年以来的人类活动（围垦）加速了这一过程

2. 近几十年安徽的气候有明显变化吗——气温和降雨量的升高或降低的趋势均不明显，巢湖的富营养化进程似乎受气温或降雨的影响不大

3. 为何巢湖 P 水平远高于太湖——巢湖沉积物的本底 TP 含量比太湖高得多，巢湖北岸广泛分布（约 500 km² 以上）着一套古老的含磷变质岩系

4. 20 世纪 90 年代中期以来的水质变化趋势如何——有逐步改善的迹象，可能得益于企业达标排放、生活污水处理能力的提高、小磷矿开采的消失及造林绿化等

八、结语

湖泊并不是地球生来俱有的，也不是永恒的，经历着从诞生到消亡的历史过程。湖盆可由两类不同的地质过程形成，内营力（主要是地球内部力量）作用和 外营力（人类活动也属于其中特殊的一种）作用。内营力作用形成的湖包括火山湖、地震湖和构造湖，外营力作用形成的湖包括重力湖、侵蚀湖、风成湖、冰川湖、海成湖、生物成湖和陨石成湖（雅库绍娃等，1995）。

湖泊无论作为一个物理系统、化学系统还是生命系统都处在不断运动和变化之中，以天、月、年、十年、百年、千年、万年乃至更长的时间尺度。在不同的时间尺度上，驱动湖泊演化或变化的主控因子可能完全不同。对现代湖泊特性的认识程度在某种程度上来说可能依赖于对湖泊地质演化历史的了解，这与生物进化对我们了解现代生命的许多特征具有重要意义类似。

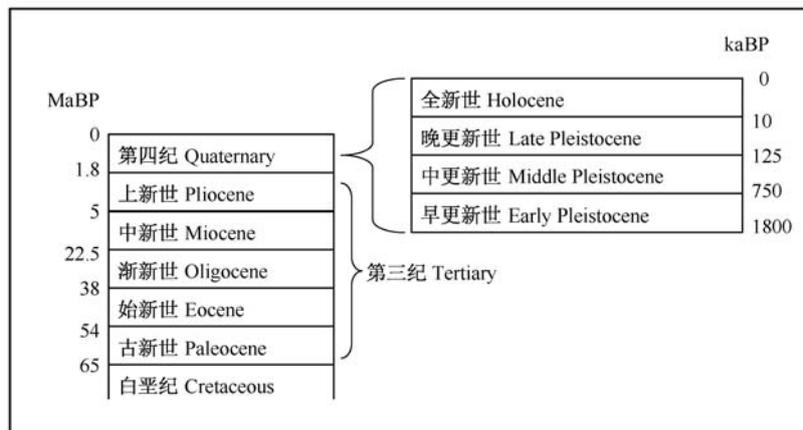


图 10-1 新生代和第四纪年表，Ma 表示百万年（10⁶ a），ka 表示千年（10³ a）（修改自 Williams et al., 1993）

Fig. 10-1 Geological time of the Cenozoic Era and the Quaternary. Ma indicates million years (10⁶ a), while ka indicates thousand years (10³ a) (modified from Williams et al., 1993)

首先简单概述一下地质年代。地球约诞生于46亿年前,根据生命的进化历史,将地球的地质历史划分成太古宙(38亿年前到25亿年前)、元古宙(25亿年前到6亿年前)和显生宙(6亿年前至今)。显生宙又被划分成古生代(寒武纪、奥陶纪、志留纪、泥盆纪、石炭纪和二叠纪)、中生代(三叠纪、侏罗纪和白垩纪)和新生代(第三纪和第四纪)(张昉,1998)。新生代和第四纪年表如图10-1所示。

一、巢湖的区域地质特征

1. 区域地质特征——巢湖处在华北板块和扬子板块的交汇地带,位于两个重要的造山带——大别造山带和张八岭造山带的转折地带

从一亿三四千万年前开始,到7000万年前左右,在我国许多地区,地壳因为受到强有力的挤压,褶皱隆起,成为绵亘的山脉,北京附近的燕山,是典型的代表。通常把出现在这个时期的强烈的地壳运动,总称为燕山运动。在远古时代,整个喜马拉雅山以及附近辽阔的区域还是大海一隅,大约始新世晚期(约4000万年前)兴起的喜马拉雅造山运动,使海下深处的岩层崛起出沧海,上升为最高最年轻的“世界屋脊”。

另一种称为剥蚀作用的地质过程将会抵消构造活动使地壳周期性抬升,即由各种活跃营力所进行的侵蚀、搬运和沉积等作用持续地将矿物质从大陆上较高的地方携带到较低的地方(只有少数例外),这种使陆地变低的整个作用称为剥蚀作用(Strahler, 1981)。陆地上的山丘根据不同的海拔高度分为不同的类型:海拔高度在200~500 m之间的山丘称丘陵,低山在500~1000 m之间,中山在1000~3500 m之间,高山在3500~5000 m之间,极高山>5000 m(中国地图出版社,2007)。

巢湖及其流域主要轮廓是由中生代燕山运动和新生代喜马拉雅运动奠定的。巢湖流域可分为北部剥蚀丘陵,该区包括柘皋河以西至撮镇一带,地质构造位于张八岭台拱范围;东部构造剥蚀低山,该区包括柘皋-槐林一线以东地区,地质构造位于下扬子台坳;西部剥蚀壑丘,该区包括撮镇-槐林一线以西地区,地质构造位于江淮台坪和北淮阳地槽褶皱带结合部位。与大别山造山带垂直的NNE横断裂——郟庐断裂(图10-2)正好穿过巢湖,并且一系列断裂在巢湖湖盆周围发育(郑海刚,2007)。

郟庐断裂带是中国大陆东部一条古老而现今仍在活动的巨型断裂带,它经历了复杂的演化过程,横跨中国东部三个古板块构造单元和两个重要的造山带。该断裂规模大,切割深,不仅常常控制着构造地质单元的分布,而且也控制着沉积盆地的发育和演化。新近纪(旧称晚第三纪)的挤压作用使郟庐断裂带逆冲兼小规模右行[图10-2,(1)表示计算的早期挤压应力场方向,(2)表示计算的晚期挤压应力场方向]。



图 10-2 郟庐断裂 (安徽段) 新近纪挤压应力场方向 (引自侯明金等, 2007)

Fig. 10-2 Direction of tensions in Tan Lu fault zone (Anhui Segment) during Neogen (cited from Hou et al., 2007)

2. 稳定性——郟庐断裂正好穿过巢湖，宿迁-庐江段东盘相对西盘向东和东南运动，断层活动速率为 0.80 mm/a ，断裂带不稳定

郭良迁等 (2007) 根据 1999-2001-2004 年的 GPS 站点速率求解了郟庐断裂带的水平活动速率 (图 10-3)。1999~2004 年，北部郟城潍坊段东盘相对西盘向北、北西运动，运动方向与断裂走向斜交，表示断裂带为左旋压扭运动，郟城淮

坊段的断层平均活动速率为 1.1 mm/a ；南部宿迁-庐江段东盘相对西盘向东和东南运动，宿迁-庐江段的断层活动速率为 0.80 mm/a 。断裂带位移速率越大，断裂带就越不稳定。

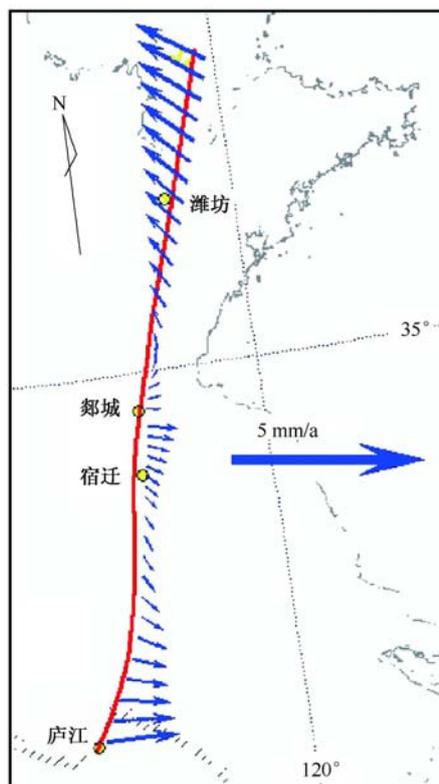


图 10-3 郯庐断裂带的位移速率 (引自郭良迁等, 2007)

Fig. 10-3 Dislocation rate of Tan Lu fault zone (cited from Guo et al., 2007)

二、巢湖形成的地质历史过程

1. 巢湖的成因——大多数学者都一致认为属于断陷湖泊

关于巢湖的成因及成湖年代，屠清瑛等（1990）认为根据探测结果和地质资料判断，巢湖是在构造盆地基础上发育起来的典型断陷构造湖泊；巢湖于晚更新世之后就开始沉降形成雏形，至晚更新世末，即奠定了巢湖的基本形态，距今已有一万多年。

窦鸿身等（2004）认为，巢湖坐落于构造盆地内，这一构造盆地在中生代燕山运动之后已具雏形，复经第三纪、第四纪时期的再次塑造，方形成今日之地表形态。有关巢湖的成因问题，现有地质资料和大多数学者都一致认为属于断陷

湖泊。

2. 巢湖形成过程——第四纪的气候变迁与新构造运动奠定了巢湖的基本形态，晚更新世前期，巢湖扩展至鼎盛，之后气候转向干冷，湖面缩小成今天的巢湖

根据安徽区域地质、巢湖志、长江中游安徽江段及巢湖水患区环境地质调查评价报告和其他相关文献，描绘出的巢湖形成与历史发展过程如下（周迎秋，2005 及所引相关文献）：

1) 燕山运动（Yanshanian Movement）时期

在印支运动以后的燕山运动期间（整个侏罗纪、白垩纪 1.95 亿~0.8 亿年前），巢湖流域以垂直断陷为特征，巢湖一带白垩纪沉积盆地的产生，明显地受北北东向的郟庐断裂和北西、东西向的断裂构造控制，形成了古河、肥北和古城等断裂凹槽。

2) 早第三纪（Paleogene Period）

到了约 2500 万年前的早第三纪时，这种构造控制更为突出。在上述凹槽的基础上又形成了长条状的花岗凹槽或肥东凹槽，沉积了湖相红色砂砾岩和火山岩等。近代巢湖就是在这些凹槽的构造基础上发展起来的。

3) 第四纪（Quaternary Period）

这一时期的气候变迁与新构造运动提供了巢湖形成的两个基本条件：盆地和水。加之这一时期长江的形成和江水的顶托对巢湖的影响，巢湖经历了几次扩张与收缩，最终成形。

干冷和温湿气候的交替是我国东部季风区第四纪气候的特征，湖泊的变化基本上与季风的进退一致，即气候温暖湿润时湖泊扩张，气候干燥寒冷时湖泊缩小。我国在第四纪时期，气候曾经有过多次的干湿和冷暖的交替变化，尤其是近二、三十万年以来，变化幅度加大，频率加快。气候变迁与新构造运动相互作用，在第四纪的不同时期作用的特征和强度不同。

第四纪初即早更新世，巢湖地区早更新世地层中采得的孢粉很少，气候特征为潮湿温凉，孢粉主要以草本植物和木本植物中的松、蒿、蕨类植物为主。由于受到气候变迁和新构造运动抬升的影响，构造盆地上升为剥蚀区，同时形成红色剥蚀面。流水的侵蚀、堆积作用加强，在古构造格局的基础上开始形成了较为宽阔的河谷，在槐林咀、林头腰庄一带形成了具有良好分选性和磨圆度的砾石层或砂砾层堆积物。在巢湖市南约 6 km 的银山村古溶洞下部堆积物（主要是砾石、角砾、砂和黏土等）中，发现有更新世早期的长鼻三趾马、巨剑齿虎、四棱嵌齿象、拟豺等化石。

第四纪中期即中更新世，巢湖流域的总体气候以湿热为主，孢粉中阔叶落叶树种占绝对优势。构造盆地下沉，周围山体上升幅度加大，加上气候冷、热变化交替，风化作用强烈，堆积物的来源增多，望城岗组（泥砾和网纹红土）堆积范

围扩大,在巢湖等地表现为丘间洼地。另外,在无为汤沟镇有湖相层分布,表明中更新世时,其处有较大的内陆湖泊存在的可能。堆积物成因复杂,可能有残积、坡积堆积物,泥流或泥石流堆积物,暂时性洪流堆积物,冰川或冰缘堆积物等。造成这种成因复杂的原因,除气候干-湿、冷-热交替频繁和后期次生改造外,新构造运动表现较为强烈也是一个重要原因。堆积物的大量发育,可能在局部地段阻塞河道,形成河间洼地和小湖泊群。此时,在银山村古溶洞中继续形成上部堆积物(主要为黏土、角砾和砂),其中发现有更新世中期的猿人化石,中国短吻鬣狗等化石。

晚更新世时期的气候总体以干冷为特征。区内的岩相古地理发生了重大变化,河流相沉积物分布较大,其次为风成和坡积相的大面积分布。无为等地发育了与现代长江河道河漫滩相似的二元结构的河床相沉积物,故认为长江在此处的贯通有根据。世界性的海面升降变化频繁、幅度加大。由于青藏高原的强烈隆起和东南季风的巨大影响,带来了大量雨水,长江水位也随之大幅度上涨,尤其是在汛期,沿江地带的小湖群和河间洼地由于江水倒灌和内涝积水,因而联片、扩大,形成湖泊,本区也不例外。前期形成的河间洼地、河流宽谷和小湖泊,也扩大成片,成为较大的湖泊,湖中还有为数不多的孤岛。因此认为在晚更新世的前期,巢湖的扩展达到鼎盛时期,正是在这个时期,在多种因素的综合作用下,巢湖盆地受拱曲掀斜运动,地面产生不等量下降。滨湖地带经河川切割,形成波状起伏的岗冲地形,巢湖至此才告定型。目前掌握的资料证实,湖盆底部沉积物属晚更新世即上更新统下属组黏土与沿岸广为分布的黏土质岸同属一个时代。据 ^{14}C 年龄同位素测试,下蜀黄土的最后形成年代距今有12 000年左右。下蜀黄土的物质分析证实它是干冷古气候条件下的产物。

4) 全新世(Holocene)时期

全新世(开始于约1万年前)时期气候温暖,但有几次较大的波动。早期,地壳发生了间歇性的抬升,使前期形成的堆积物,构成了二级阶地或二级基座阶地,古巢湖明显地缩小,进入了新巢湖形成时期。这个时期,从六安南边的中店、清风岭、龙家山,经肥西县的大潜山,合肥市的大柏店、将军岭、长岗店、吴山庙,到滁州的章广集一线抬升,形成了江淮分水岭。而东关-钓鱼台峡谷进一步深切、加宽,巢湖水流又恢复从这里汇入长江,东去大海。

距今8500~5500年间为全新世的气候最适宜期,气候转暖而且有充沛的雨量,新的最高温度顶峰在7000~6000年间,产生了全球性的大西洋海进,海面上升,海水入侵。此时的高海面又使长江水位抬升,长江河口退至镇江扬州一带,并引起长江的溯源堆积,在6500~5500 aBP高温期达到高峰,降水增多,长江水道水量达 $58\,000\text{ m}^3/\text{s}$ (现代为 $47\,000\text{ m}^3/\text{s}$)。长江的溯源堆积加快了河床抬高,水量的增加使长江水位迅速抬升,长江两岸的洼地和入江支流的尾间地区积水形成湖泊沼泽。根据长江中、下游地区大量的 ^{14}C 年代的测定,我国古代

的云梦泽也在此时形成。此时，巢湖的湖面又有些扩大，但是水深不大，形成了芜湖组中段淤泥质黏土和薄层泥炭层，据《安徽地层志》资料，测得的年龄为5500年上下。进入全新世晚期，大约在距今2000年，气候又较为干冷，长江水位下降，巢湖水面进一步缩小，形成了今天的巢湖。巢湖由此进入了现代发育阶段。中期形成的淤泥质黏土和泥炭层，构成了今天的河（湖）漫滩，其海拔高度一般为6~8 m。

综上所述，晚更新世前期，巢湖的扩展达到鼎盛时期，进入全新世晚期（大约在距今2000年），气候转向干冷，巢湖水面进一步缩小，形成了今天的巢湖。

三、全新世（Holocene，1万年以来）巢湖的历史演变过程

1. 杭埠河三角洲平原钻孔——杭埠河下游确为古巢湖的一部分（存在于8.73~2.15 kaBP之间），7.4~4.3 kaBP气候温暖、湖泊扩张，4.3~2.7 kaBP气候冷干、湖泊收缩

施育新（2006）在杭埠河三角洲采集平原钻孔ACN（图3-18），柱长16.5 m，其中湖相沉积层约有10 m。据分析，1.90 m深度处水下三角洲冒出水面转为氧化环境，1.40 m以上三角洲停止发育，转为陆地环境。

在实验室内按1 cm的间隔对样芯进行了分割，对13个样品进行¹⁴C加速器质谱计法（AMS）测年，对1420 cm长度的样芯共选择534个样品进行了粒度分析，其中0~145cm（陆地）以10 cm为间隔取样；150~640 cm以1 cm的间隔高密度取样；640~1420 cm以5 cm为间隔采样。通过AMS测年和多种古环境指标，包括粒度、磁性参数、有机碳、总氮、碳氮同位素、化学元素、黏土矿物等的实验分析，分析了巢湖杭埠河流域全新世以来的环境变化历史。

全新世早期（10.0~8.73 kaBP）发育冲—洪积，是在海平面上升和长江水的顶托作用下形成的。杭埠河下游确为古巢湖的一部分，ACN钻孔处古巢湖存在的时间是8.73~2.15 kaBP之间，其中7.4~4.3 kaBP时沉积物颜色较深、颗粒较细（图10-4），反映湖水较深，湖泊处于扩张时期；4.3~2.7 kaBP时湖水相对较浅、湖泊处于收缩时期。2.7~2.15 kaBP，湖泊逐渐淤浅，发育杭埠河水下三角洲。

自8.7 kaBP以来，巢湖—杭埠河流域的总体环境经历了升温期—寒冷期—暖湿期—温湿期—降温期—温湿期—冷干期的历史演化过程（表10-1），全新世大暖期开始于约8.5 kaBP，结束于约4.3 kaBP，约7.4~6.3 kaBP为大暖期的鼎盛时期（气候最温暖时期），1.0 kaBP以来，气候呈现偏冷干的趋势。ACN孔揭示的环境变化历史与全球进入冰后期后的环境变化框架基本一致。

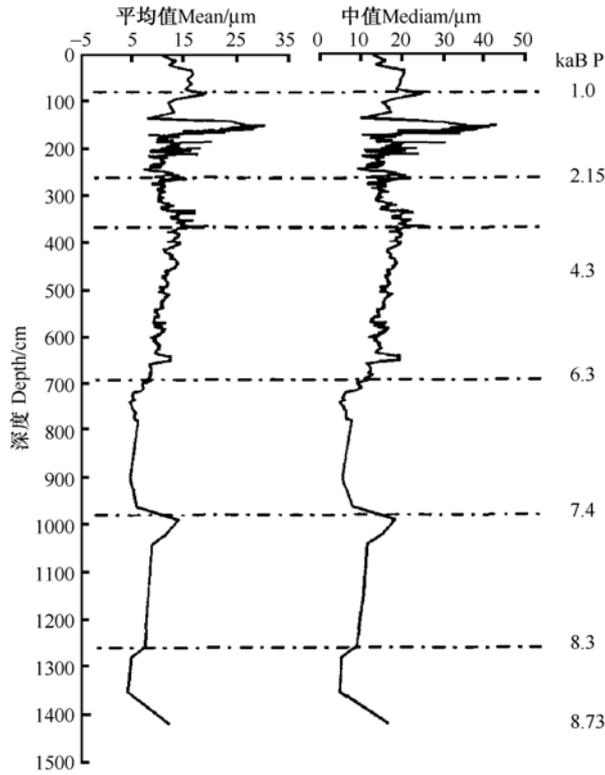


图 10-4 杭埠河冲击平原 ACN 孔粒度平均值和中值的垂直变化 (修改自施育新, 2006)

Fig. 10-4 Vertical changes in the median of grain-size from the Core ACN in the Hangbu alluvial plain (modified from Shi, 2006)

表 10-1 杭埠河冲击平原 ACN 钻孔全新世以来的环境演变

Table 10-1 Environmental changes of the Core ACN in the Hangbu alluvial plain since Holocene

时代 Period	阶段 Stage	年代 Age / kaBP	深度 Depth/cm	岩性 Lithological feature	气候 Climate	沉积类型 Sediment type
晚全新世	VII	0~1.0	0.95~0	黄褐色黏土质粉砂, 无层理	冷干	人工填土
	VI	1.0~2.1	2.70~0.95	灰褐色黏土质粉砂, 层理不明显	温湿	陆地
				黄褐色砂质粉砂、中粉砂和黏质粉砂的互层, 含垂向锈斑和根孔		水上三角洲
				青灰色黏土质粉砂, 含薄层水平层理		水下三角洲

续表

时代 Period	阶段 Stage	年代 Age / kaBP	深度 Depth/cm	岩性 Lithological feature	气候 Climate	沉积类型 Sediment type
中全 新世	V	2.1~4.3	4.5~2.7	青灰色粉质黏土,略据塑性。偶见贝壳、植物茎块	寒冷	湖相(水较浅)
	IV	4.3~6.3	7.0~4.5	青灰色粉质黏土,软塑,	温湿	湖相(水较深)
	III	6.3~7.4	9.8~7.0	常见黑色氧化锰斑点	暖湿	
早全 新世	II	7.4~8.3	12.5~9.8	褐黄色细粉砂-中粉砂	寒冷	冲击亚相
	I	8.3~8.7	14.2~12.5	青灰-黑灰色粉砂质黏土,含丰富泥炭颗粒	温暖	湖相 冲击相

(引自施育新,2006)(cited from Shi,2006)

全新世晚期(大约在距今 2.15 kaBP 以来),巢湖的演化明显受到流域环境变化和人类活动的双重影响。此时期气候开始变寒冷,降水量减少,钻孔所处位置已经演变为三角洲沉积,至 1.9 kaBP 以前三角洲开始冒出水面,至 1.4 kaBP 以前三角洲停止发育,至 1.0 kaBP 以后,为人工填土,其中主要分布灌木及禾本科花粉,说明当地人类定居已具一定规模。

2. 巢湖西湖区沉积柱——进入全新世以来,巢湖流域经历了长时间的气候温暖湿润期,后逐渐向干旱转化,近千年较为干冷,但变率加快,人类活动影响加剧

张广胜(2007)从巢湖西湖区采集湖泊柱状沉积物 CH-1(800 cm 长)(图 5-18),以 1 cm 间隔对样品进行分割取样,共获得 800 个样品。进行了 7 个样品的 AMS¹⁴C 测年,160 个样的孢粉鉴定和碳屑分析,400 个样的粒度分析和 400 个样的质量磁化率分析。通过年代学、孢粉学等的分析,并辅之粒度、磁化率等气候环境代用指标的研究,结合相邻区域环境演化的对比和区域人类活动的历史文献记载,重建了研究区域 9.87cal. kaBP 以来的环境演变序列。

陈敬安等(2003)通过对云南洱海和程海现代沉积物粒度的研究指出,在长时间尺度、低分辨率(百年、千年)研究中,沉积物粒度主要反映湖泊水位变化:粗粒沉积物指示湖泊收缩、湖水较浅的干旱气候期;细粒沉积物指示湖泊扩张、湖水较深的湿润气候期。在短时间尺度、高分辨率(年际、10a)研究中,湖泊水位相对稳定,降雨量成为控制沉积物粒度的重要因素,粗粒沉积物指示降雨量较大的湿润年份;细粒沉积物指示降雨量相对较小的干旱年份。

依据年代学、气候环境代用指标(粒度等)重建的环境演变序列(图 10-5,表 10-2):① 9.87~4.93 cal. kaBP 之间,巢湖流域总体气候温暖湿润,湖面扩张,水位较高,沉积物中值粒径较小;② 4.93~2.17cal. kaBP 之间,巢湖流域

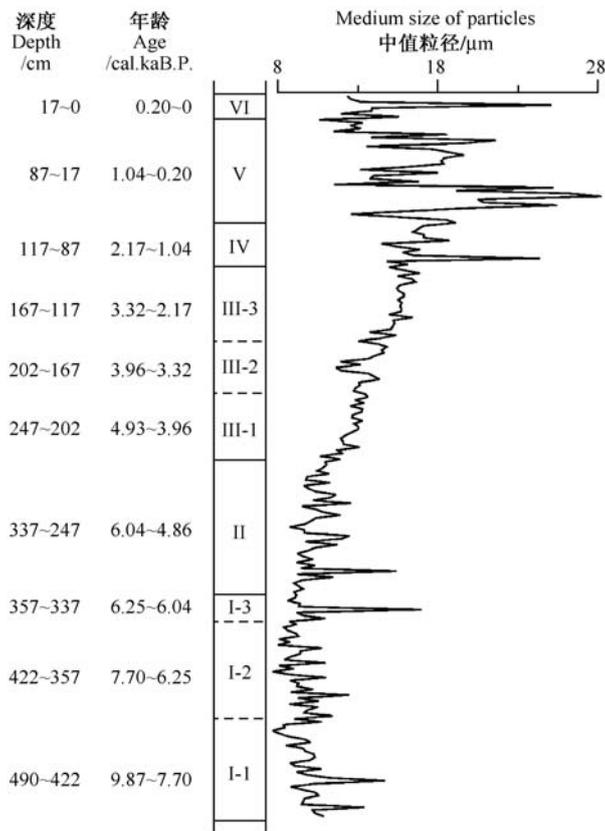


图 10-5 全新世期间巢湖西部湖区沉积柱 (CH-1) 粒度的变化 (修改自张广胜, 2007)

Fig. 10-5 Changes in grain size of sediments from Core CH-1 in west part of Lake Chaohu during the Holocene period (cited from Zhang, 2007)

气候开始向干旱、降雨量减小、湖面收缩转化, 沉积物中值粒径稳步增加; ③ 2.17~1.04 cal. kaBP 之间, 气候温暖湿润, 降雨量加大, 沉积物中值粒径较大; ④在 1.04~0.74 cal. kaBP 之间, 沉积物中值粒径总体上快速增大, 反映降雨量增大, 也可能有人类活动的叠加, 因为该时期对应历史上的唐、宋时期, 巢湖流域人类活动频繁, 可能导致地表植被破坏严重, 水土流失加剧, 入湖泥沙含量增加, 使沉积物粒度增大; ⑤0.75~0.62 cal. kaBP 之间, 沉积物粒度减小, 环境开始温暖湿润, 这一阶段对应历史上的宋代以后到明代时期; ⑥0.62~0.20 cal. kaBP 之间, 沉积物粒度总体上快速增大, 环境较为干旱, 湖面不断收缩, 这一阶段相当于历史上的明代早期到清代中期的乾隆时期, 人类活动的影响显著。这一时期可能是巢湖淤积较为严重的一个时期; ⑦0.20 cal. kaBP 以来, 巢湖流域气候仍处于温暖湿润阶段, 120 cal. kaBP 前后, 粒度出现一个极高值, 可能与人类大规模的开发活动有关。

表 10-2 巢湖西部湖区沉积柱(CH-1)全新世以来的环境演变

Table 10-2 Environmental changes of the Core CH-1 from western Lake Chaohu during Holocene

时代 Period	年代 Age / cal .kaBP	环境演变序列 Environmental changes
晚全新世	0~0.2	巢湖流域气候仍处于温暖湿润阶段。湖泊有机质含量增加,磁化率出现低值。在大约 0.12 cal .kaBP,粒度出现一个极高值,可能与人类大规模的开发活动有关
	0.62~0.2	环境较为干旱,湖盆不断缩小,湖面不断收缩,是巢湖淤积较为严重的一个时期
	0.75~0.62	环境比较温暖湿润
	1.04~0.75	气候向温暖湿润转化
	2.17~1.04	温暖湿润,降雨量加大,湖面开始再次扩张,气候宜居,巢湖流域也受到人类活动的强烈影响
中晚全新世	4.86~2.17	气温逐渐降低,湿度也下降,巢湖流域处于冷干时期
	5.40~4.86	开始向干旱、降雨量减小、湖面收缩转化
	5.55~5.40	更加温暖湿润,降雨量丰富
	5.65~5.50	前后对应着一段干旱时期
	5.9 前后	可能对应一次特别温暖湿润期
早中全新世	9.87~6.04	温暖湿润,巢湖处于高水位,湖面扩张

(资料来源张广胜,2007)(data sources Zhang,2007)

总之,根据沉积物的粒度变化(图 10-5)推测,进入全新世以来,巢湖流域的总体环境经历了长时间的气候温暖湿润期(湖面扩张,水位较高)(9.87~4.93 cal . kaBP),此后的较长时间,逐渐向干旱转化(降雨量减小、湖面收缩转化),近千年以来,总体处于较干旱的状况,虽然近期又有向湿润气候转化的趋势。近千年沉积物粒径的波动加大、变率加快,可能是人类活动剧烈影响的结果。

需要指出的是,沉积物的粒度与气候变化的关系十分复杂,粒度增大有时被解读为干旱,有时被解读为降雨量增加,虽然前者一般用于长时间尺度,后者用于短时间尺度,但是实际上有时很难区分,如上述④~⑦,时间尺度相似,但解读完全不同。此外,在近代还受人类活动的剧烈影响(如植被破坏、水利工程)。

3. 巢湖中部地区的忠庙和姥山之间沉积柱(CH)——巢湖流域经历了两个湿润期和一个较长的平水期,近 300 年以来,流域气候的变化速率加快

管章志(2007)在巢湖中部地区的忠庙和姥山之间(巢湖主航道南侧)

(图 10-6)采集了 CH (115 cm) 钻孔, 此处水动力较强, 但人为扰动比较小, 推测沉积环境相对稳定和连续。在实验室内对样芯 CH 按 1 cm 的间隔, 对柱样进行了分割, 共获得 115 个样进行粒度分析。利用²¹⁰Pb 的测年资料, CH 柱样沉积年代约一千年, 沉积速率为 1.5 mm/a。

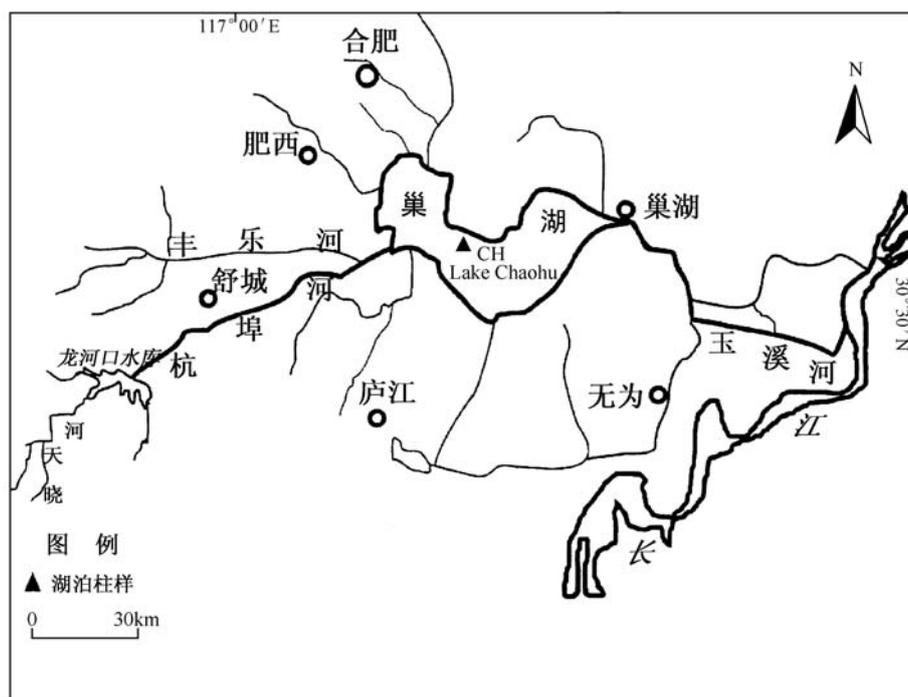


图 10-6 巢湖采样点示意图 (引自管章志, 2007)

Fig. 10-6 Map for the sampling sites in Lake Chaohu (cited from Guan, 2007)

一般来说, 粒径小指示湖泊扩张、湖水较深的湿润气候期, 粒径大代表湖泊水位下降, 流域气候干旱。由图 10-7 可见, 沉积物粒径在剖面上显示出不同层次的高低波动, 整体上经历了由“细→粗→细”的变化, 反映该岩芯记录了巢湖流域气候经历了由“湿润期→平水期→湿润期”的波动变化过程。也就是说, 巢湖流域经历了两个湿润期 (12 世纪末到 15 世纪初, 19 世纪末到现在) 和一个平水期 (15 世纪初到 19 世纪末), 平水期持续的时间相对较长, 约 500 年。自 34 cm 以上 (近 300 年以来), 平均粒径变化速率特别快, 说明该时期流域气候的变化速率加快。当然, 1962 年巢湖闸的建立, 抬高了平均水位, 可能也会对巢湖沉积物的粒径产生影响。

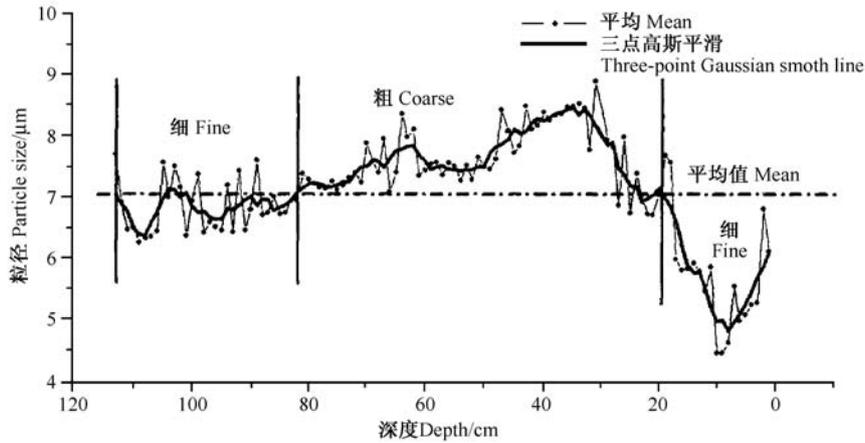


图 10-7 CH 柱沉积物平均粒径的垂向变化 (引自管章志, 2007)

Fig. 10-7 Vertical changes in the mean grain size of the sediment from Core CH (cited from Guan, 2007)

四、古巢湖曾有多大?

1. 中国近万年 (全新世) 来的气候变化——大暖期出现于 8.5~3.0 kaBP, 最暖在 5.5~6.0 kaBP 及 7.0 kaBP 前后, 气温比近百年平均高 2°C 以上

竺可桢 (1972) 根据历史文献及考古资料, 认为我国近 5000 年来温暖时期越来越短, 温暖程度越来越低, 而寒冷时期越来越长, 寒冷程度越来越严重 (图 10-8)。

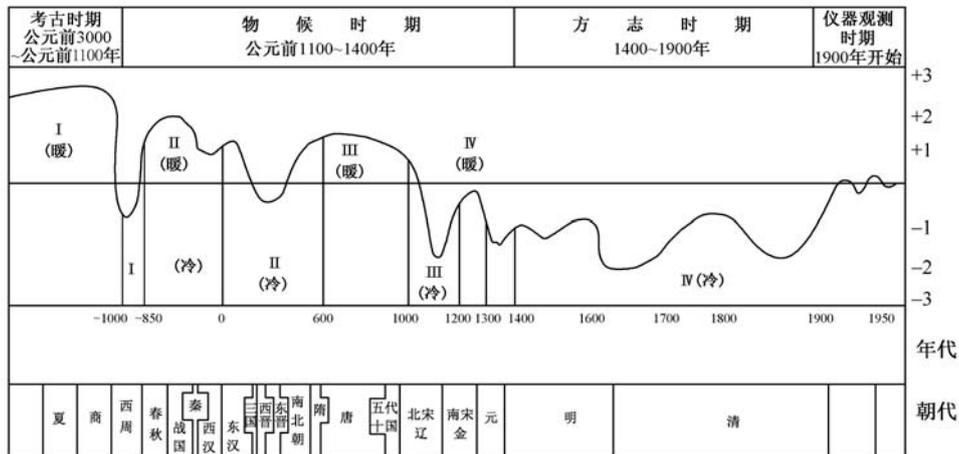


图 10-8 中国近 5000 年来的气候变迁 (引自竺可桢, 1972)

Fig. 10-8 Climate change in China during the past 5000 years (cited from Zhu, 1972)

王绍武和龚道溢 (2000) 在中国的 10 个区域, 选取了 10 个有代表性的孢粉序列, 然后按各区面积加权得到近万年中国的平均气温序列, 由于孢粉资料的时间分辨率较低, 所以采用每千年 4 个时间点, 即 10.00, 9.75, 9.50, 9.25 kaBP 等, 这样自 10.00 kaBP 到 0.25kaBP 共 40 个时间点, 现代气温距平为 0。如果以气温稳定高于现今为标准, 则大暖期在 8.5~3.0 kaBP, 大暖期的盛期, 全国平均气温比现今高 2.0℃, 时间在 5.5~6.0 kaBP 及 7.0 kaBP 前后 (图 10-9)。如果用四季来形容全新世以来的气温变化的话, 现在既不是夏季, 也不是冬季, 相当于温暖适宜的春秋季节。

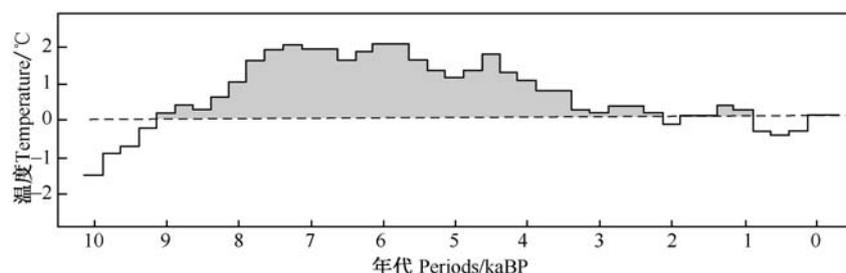


图 10-9 我国近一万年 (全新世) 的温度曲线 (10 个区平均) (引自王绍武和龚道溢, 2000)
Fig. 10-9 A temperature curve (averaged from 10 regions of China) during the past ten thousand years (the Holocene) (cited from Wang and Gong, 2000)

王绍武和龚道溢 (2000) 收集了最近发表的各种史料, 使时间分辨率缩短到 50 年, 重建了中国近 1200 年的气温序列 (图 10-10), 中国的中世纪暖期温暖程度与 20 世纪相差不多。

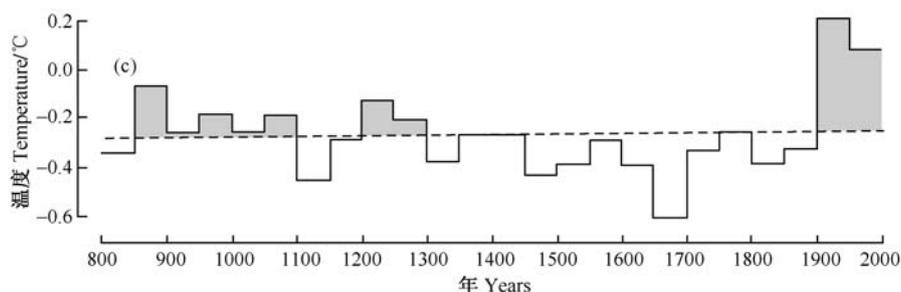


图 10-10 我国近 1200 年的温度曲线 (虚线为整个序列的平均值) (引自王绍武和龚道溢, 2000)
Fig. 10-10 A temperature curve during the past 1200 years (dotted line indicates a mean of the whole period) (cited from Wang and Gong, 2000)

完整的中国气温序列只有从 1951 年至今, 早期的记录残缺不全。王绍武和龚道溢 (2000) 充分利用冰芯、树木年轮及史料等代用资料, 补足了 1880 年以

来中国 10 个区的年平均序列，然后加权得到近百年中国气温序列（图 10-11）。值得注意的是，1998 年的气温是自 1880 年以来的最高气温。

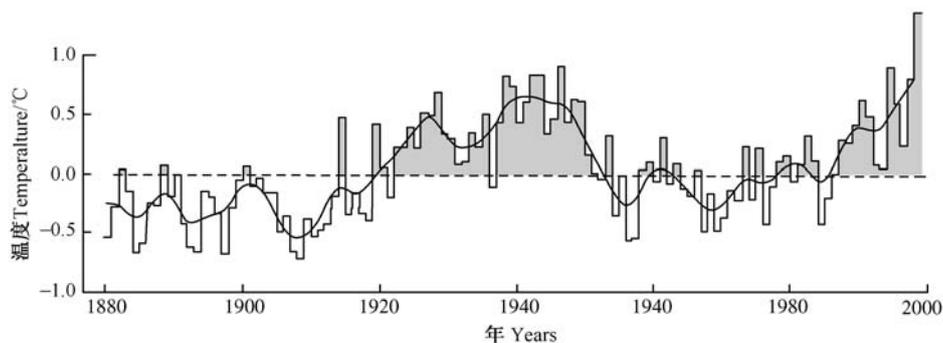


图 10-11 近百年中国年平均气温距平（对 1961~1990 年平均）（引自王绍武和龚道溢，2000）

Fig. 10-11 Annual mean temperature anomaly (relative to 1961~1990) for the most recent hundred years in China (cited from Wang and Gong, 2000)

2. 古巢湖面积——考古证据表明，古巢湖范围在商代还是处于 10 m 等高线范围左右，面积约 2000 km²，之后随着区域性降温，湖泊面积不断减少

据考证，盛期巢湖水域相当辽阔，通过湖区地貌特征分析，地图上 10m 等高线即为其当时的湖岸线轮廓，《水经注》所载的窰湖（位于今巢湖市城关附近，已湮塞消亡）以及白湖（已被围垦）和杭埠河、南淝河、柘皋河等下游的广大好田均是其湖体的构成部分，湖泊面积达 2000 余 km²。《古今图书集成·山川典》记载：大致在汉代末期，巢湖尚是“周回五百里，港汊大小三百六十一，占合肥、舒城、庐江、巢县四邑之境”（施育新，2006）。图 10-12 为古今巢湖示意图。这样，现在巢湖面积仅为古巢湖的 38%，比过去减少了近 2/3。

根据 1954 年航拍，1960 年绘制的现代地形图推测，今日巢湖周围的 10 m 等高线即为古巢湖湖岸的轮廓（图 10-13），涵盖了巢湖的“四大湖湾”，即杭埠河、南淝河和柘皋河的入湖口和巢湖目前唯一的一个外流通道裕溪河的湖口，在人类未围垦前是巢湖的四大湖湾，后被河流湖泊流水淤积形成了河口三角洲或湖滩地（高超，2006）。显然，图 10-12 与图 10-13 有一定差异。

从肥西县和庐江县分布的商周时期遗址点分布范围可以分析出，10 m 等高线范围内在商周时期及其以前没有古人类居民点的分布，商周遗址均分布于 10 m 等高线范围以外，即 10 m 等高线范围内在商周时期仍然不合适人类居住。另从庐江县福元乡张屋遗址附件有地名为螺蛳滩及飞雁投湖来分析，这里曾经是湖泊的一部分，古地名的考证也可以成为湖泊最大范围的佐证，同样的，在庐江县罗埠乡施庄遗址附件亦有地名为螺蛳墩，可能为湖泊岸线附件螺蛳贝壳堆积的地点（高超，2006）。

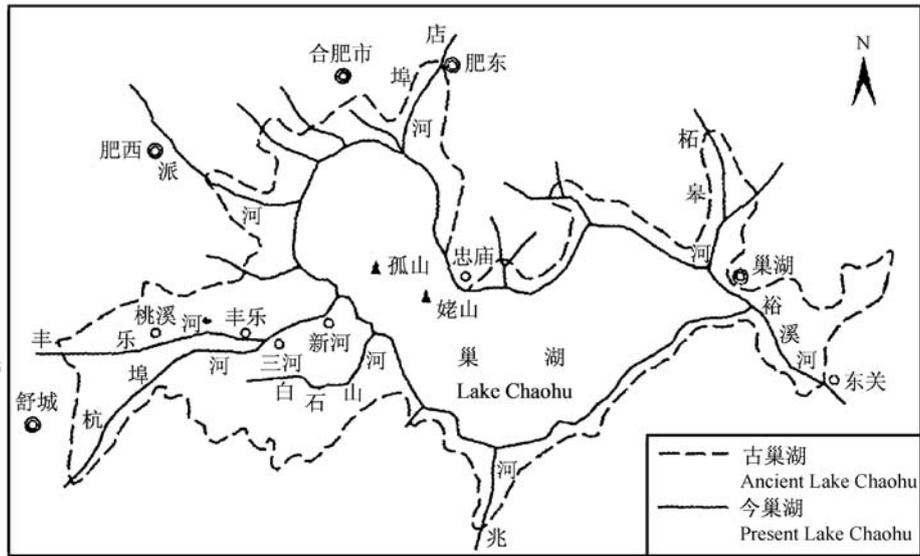


图 10-12 古今巢湖示意图 (修改自屠清瑛等, 1990)

Fig. 10-12 Map for ancient and present Lake Chaohu (modified from Tu et al., 1990)

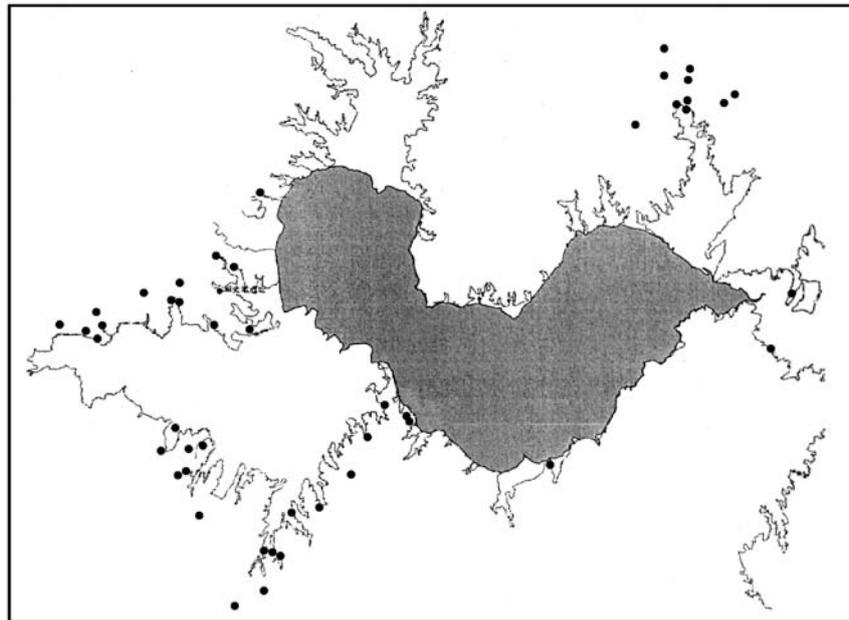


图 10-13 巢湖湖区 10 m 等高线图及附近遗址点分布图 (修改自高超, 2006)

Fig. 10-13 Map for the contour line of 10 m height in the Lake Chaohu basin with cultural heritage sites (modified from Gao, 2006)

巢湖湖泊范围在商代还是处于 10 m 等高线范围左右，但是到了周代经过了短暂的区域性降温之后，湖泊面积有所减少，此时多数遗址点在周代之后出现文化断层，呈不连续状，但是到了两汉时期又渐渐随着气温回升湖泊面积有所扩大，但没有回到 10 m 等高线范围，之后东汉末年湖泊萎缩，古人类活动向湖推进，而后再次的湖泊扩大，人类后退，到了宋之后，开始大量围湖造田，特别是在庐江肥西两县，到清代尤烈，湖泊面积迅速减少。

五、板块升降与水系变迁

在新构造运动的影响下，现代巢湖湖盆还处在活跃的变化之中。在巢湖地区一直流传着这样一句话：陷巢湖，长庐州。这里的“陷”与“长”指的就是地壳运动中的沉降与抬升。

今天，巢湖的湖盆仍然处在游移之中，由于西侧大别山的抬升降起（图 10-14），巢湖西部在不断的抬升和淤积，而东部湖区，湖岸受断裂带的控制，崩塌严重，湖面在不断扩大，因此，总体呈现西升东降的发展趋势。但是，不同的地质历史时期升降运动的幅度和形式（上升或下降）还会有所差异，土壤侵蚀还会带来大量的泥沙淤积，板块升降还又与气候变化交织在一起，因此，对一些信息的解读有时会很复杂。

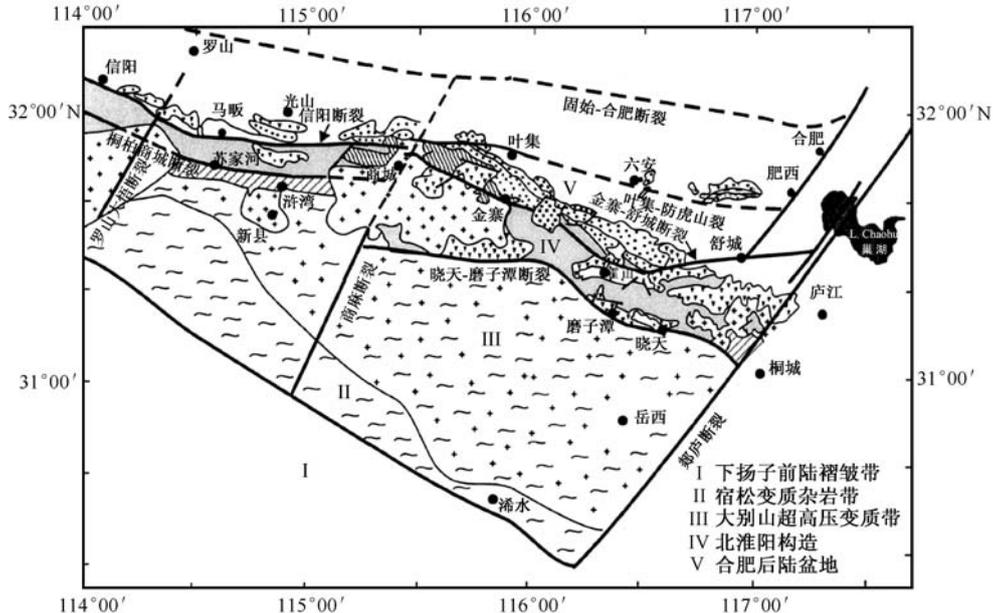


图 10-14 大别山造山带构造格架（引自李双应，2003）

Fig. 10-14 Structural framework of Dabie Orogen (cited from Li, 2003)

1. 观点之一——巢湖西岸抬升与淤积，而巢湖东侧下沉

1) 巢湖西岸——抬升与淤积

据历史记载，在明末清初，三河镇是濒临湖滨的重镇，经过三百多年变迁，如今三河镇已距湖边达十多公里（屠清瑛，1990）。

同时历史上还记载了杭埠河入湖河道原在新河东南 5~6 km 处的白石山河（古称马槽山河），即庐江横沟至南闸段，入丰乐河汇入后入巢湖，但由于地壳抬升降起，使河床变窄，排洪不畅而逐渐北移至今日的新河处入湖（屠清瑛，1990）。

合肥-槐林咀断层以西即巢湖西岸现代河流普遍抬高淤积堵塞。例如，新中国成立前杭埠河从舒城至湖口尚能通航，到了 20 世纪 50 年代就很难行航，现在杭埠河从湖口只能勉强通航到三河附近。由于地壳上升隆起，主要入巢河流的下游河床普遍加宽。杭埠河、丰乐河多次发生变迁改道，加速了自然截弯取直（周迎秋，2005）。

巢湖的西湖岸线不断向湖心推进，近 25 年来，湖岸线每年平均向湖区推进 3 m 多，最大水平幅度在 80~100m 之间，每年输入的泥沙使湖盆沉积厚度达 3.5~4.0 cm（高超，2006）。

2) 巢湖东侧——下沉

清代陈梦雷所编《古今图书集成》中记载“姥山西旧称巢湖，东则故巢州也，赤乌二年陷，巢湖袤五百里”，由此推测巢湖东湖区极有可能是在构造活动作用下形成的。在姥山两侧湖区进行钻孔发现，姥山东侧湖区，湖盆浅，钻深 3 m 即可见湖底下蜀黄土层，而在姥山西侧湖区钻孔深达 8 m 仍未见底，这一现象表明巢湖湖盆有一个明显陡坎存在，而姥山一带正是被庐江断裂带穿过（何慧，2007）。

2. 观点之二——巢湖周围大部分区域正在抬升

从航片解译的结果和现有的地质资料来看，巢湖湖盆是受着多组方向的断层控制，且活动十分强烈（图 10-15）。通过巢湖的断裂构造以及继承性活动断层主要有：北北东方向 ① 郟庐断裂带和 ② 全椒-槐林咀断裂带；北北西方向 ③ 合肥-槐林咀断裂；北西方向 ④ 巢县-合肥断裂；东西方向 ⑤ 防虎山断裂；北东方向 ⑥ 杭埠河断裂、⑦ 桐城-白湖断裂 7 条（屠清瑛，1990）。

由于受到合肥-巢县、全椒-槐林咀、合肥-槐林咀三条活动性断裂以及继承性断层的影响，近代巢湖湖盆及各侧湖岸相对湖底的升降运动表现为以这三条断层所围绕的三角沉降区和外围的抬升区，即西侧从北岸塘西经湖心姥山至南岸马尾河段表现为抬升运动，北面从合肥-巢县断层以北为抬升区，东侧以全椒-槐林咀断层以东为上升区（周迎秋，2005）。

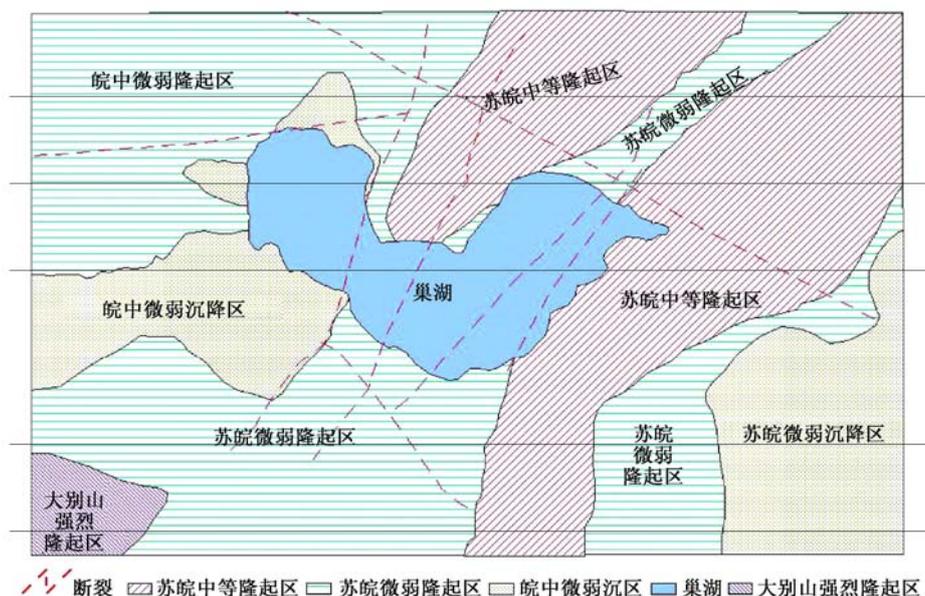


图 10-15 巢湖地区构造运动示意图 (引自周迎秋, 2005)

Fig. 10-15 Map for the structural movement of the Lake Chaohu area (cited from Zhou, 2005)

除前述巢湖西岸的抬升例证外, 近代合肥-巢县断层东北抬升的例子, 譬如, 柘皋河入湖口处的河口村原来为紧靠湖边的小村, 1998 年航片显示现在的河口村已经远离湖边达 700 m 左右 (周迎秋, 2005)。又如东湖岸杨家河入湖口处的冲积扇 (所谓冲积扇指较大的山地河流的出山口地带, 因地势骤然开阔, 流速降低, 在山地与平原交界地带发生大量沉积所形成的扇状地形), 在立体镜下可明显看到有两期叠加的现象。即早期形成的冲积扇最大, 后期形成的冲积扇叠加其上, 二者之间明显存在陡坡。最近代形成的冲积扇又叠加在后期形成的冲积扇之上, 二者之间又有陡坡存在, 并且扇体还发生偏斜 (图 10-16)。偏斜的原因是由于在近代冲积扇形成之前, 湖岸相对湖底在抬升 (受到全椒-槐林咀断裂控制), 河流发生偏移所致 (周迎秋, 2005)。

3. 观点之三——巢湖中湖区不断抬升, 西湖区和东湖区则相对下沉

巢湖形成以来整个湖区呈现不等量抬升, 西湖区不断下沉, 一直在接收来自大别山区水土流失带来的大量泥沙, 中湖区正好横跨郑庐断裂带, 不断构造抬升, 而东湖区亦相对下降, 整个湖泊岸线十分不稳定, 出现湖岸崩塌 (高超, 2006)。

在北岸塘西及南岸齐头咀等处湖滩的浅井进一步证实湖的底部均属于下蜀组黏土, 说明巢湖形成初期一边继续接受沉降 (即全新世开始之初), 同时也伴随

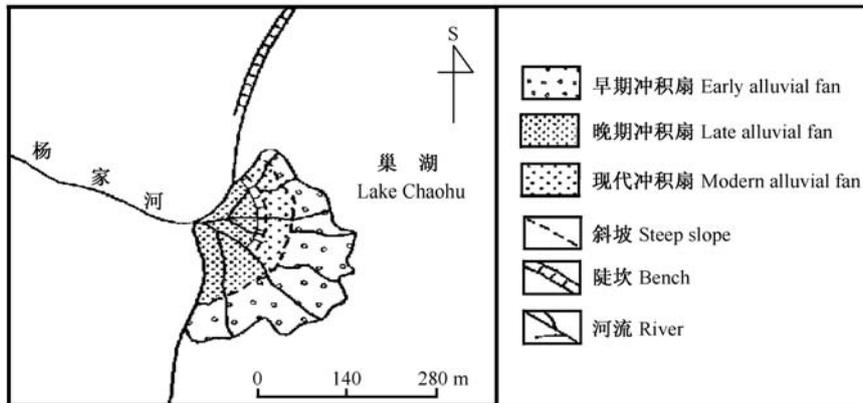


图 10-16 巢湖杨家河入湖口冲积扇航片解译图 (引自杨则东等, 2005)

Fig. 10-16 Airborne image interpretation of alluvial fan at the inlet of the Yangtze River into Lake Chaohu (cited from Yang, 2005)

着抬升运动；水井的存在表明，当时湖泊水位较低，该遗址距离湖泊较远，需要打井用来取水（周迎秋，2005）。

4. 巢湖入江水系——自西向东迁移

从柘皋河流域提取的古河道分布图上发现，在今天柘皋河的西部有一支较为庞大的古水系存在。随着古水系西部浮槎山的隆起，主要河流受到掀斜运动作用由西向东推移，在这一过程中留下了众多的古河道遗迹，并在相对沉降的区域内发育了最年轻的柘皋河（何慧，2007）。

裕溪河古称濡须水，濡须，即非常微小的意思，因民间口口相传，后被传为裕溪河（何慧，2007）。柘皋河在唐、宋时期名石梁河，后因地改名为柘皋河。发源于浮槎山东麓，流经柘皋镇，由北而南，于秦家湾左汇入夏阁河，至河口村在龟山西南脚下注入巢湖（高超，2006）。

古濡须水是巢湖最早的通江河道，在西汉时期，据《玉海引解》称：古水经注图（图 10-17）及清代的舆地图（图 10-18）都将柘皋河绘为裕溪河的支流。柘皋河在宋朝被称为石梁河，根据《宋史》的记载说明至少是在宋之后柘皋河就已经独流入湖了，这可能就是巢湖东部湖区岸线不断崩塌后蚀而形成的（何慧，2007）。

从总体上来看，巢湖入江水系变迁大致遵循自西向东迁移的方向，柘皋河流域古河道痕迹表明其水系是自西向东摆动，巢湖东部通江河道由可能的西河迁至濡须水再到现代的裕溪河，及至下游入江的濡须口曾经发生的三次重大挪移也基本上经历了一个自西而东的变化。

原裕溪河在太湖东关附近通过西河在无为凤凰颈一带反向入江，由此说明近

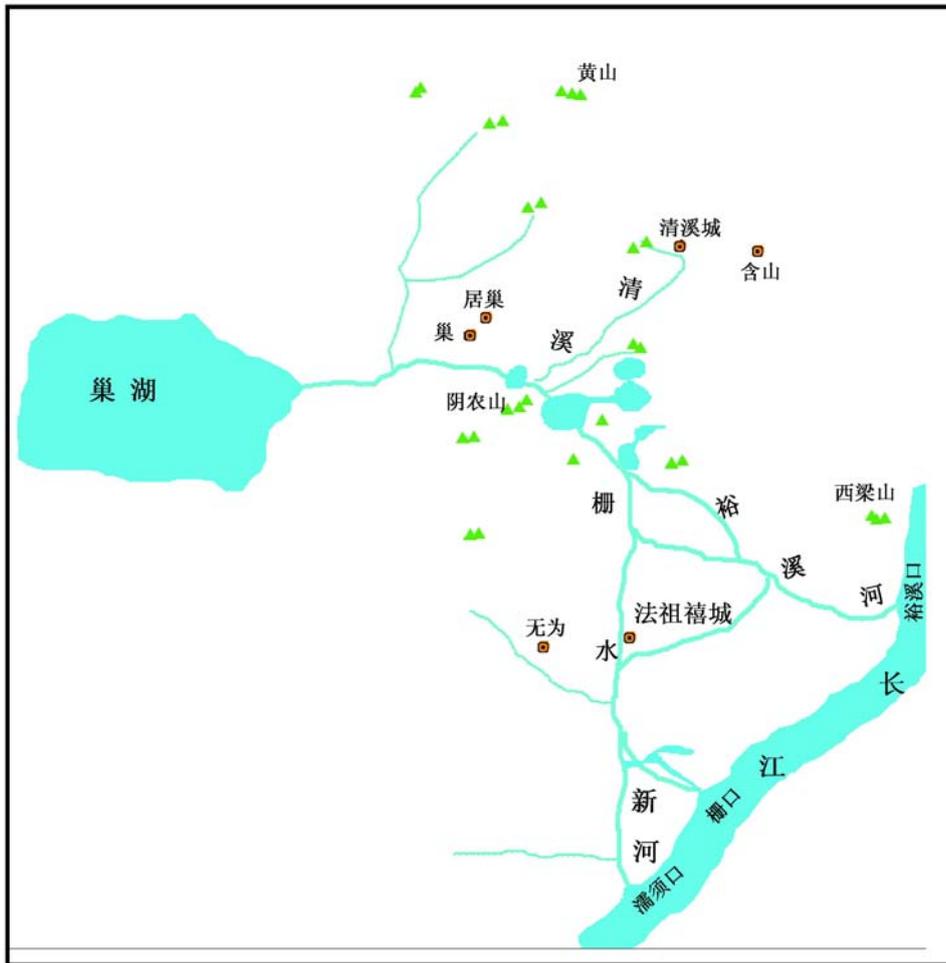


图 10-17 古水经注图

Fig. 10-17 Map from Gu Shui Jing (the Ancient Water Chant)

期裕溪河径流区地形曾受到太湖山山地隆升的影响，也呈抬升状态，迫使长江河道在沉降的右岸铜陵钟仓-丁家洲一带发育。现在，右岸开始上升，长江河道开始向左岸摆动，说明左岸在沉降，此时左岸分布的裕溪河和西河开始发育曲流，并改为顺向入江（何慧，2007）。

从图 10-15 中可以看出，大别山强烈隆起区及江淮分水岭抬升区对巢湖整个流域有着最为广泛的影响，这一地区的抬升使得流域内发生自西向东的掀斜运动，从总体上控制了巢湖湖盆及整个流域水系的变化。浮槎山及太湖山一带的中等隆起区的抬升，使本研究区发生自西北向东南方向的掀斜运动，进而控制着巢湖入江水系自西向东部发展（何慧，2007）。



图 10-18 清代的輿地图

Fig. 10-18 Yuditu (Map of China) of Qing Dyanasty

六、湖岸崩塌

1. 崩岸概况——高达 48.1% 的湖岸发生不同程度的坍塌，西北岸极为严重，南岸严重，东南岸稍次，北岸微弱

根据遥感调查资料，巢湖岸线总长约 185 km（水位约为 8 m 时），巢湖严重崩塌岸长 44.4 km（占湖岸线总长的 24.0%），次严重崩塌 20.0 km（占 10.8%），轻微崩岸 24.5 km（占 13.3%），即高达 48.1% 的湖岸发生不同程度的坍塌（杨则东等，1999，周迎秋，2005）。巢湖崩岸实景如图 10-19 所示。

巢湖的崩岸主要分布于西北岸（肥西县境内）、东南岸（巢湖市境内）及南岸（庐江县境内），地段崩岸率一般年均 3~5 m，强降水年（1991 年，1996 年）为 6~10 m，最大甚至可达 17 m；总体来看，巢湖崩岸西北岸极为严重，南岸严重，东南岸稍次，北岸微弱（孙凤贤，2000）。解放以来，巢湖湖岸崩塌的分布情况如图 10-20 所示。



图 10-19 在巢湖南岸堤坝上被风浪冲出的裸露的树根

Fig. 10-19 Naked tree roots on the south bank of Lake Chaohu due to erosion of wind waves

2. 崩岸成因——崩塌主要发生在黏土质岸类型及断裂与湖岸线交界地区

1) 岩性成分——崩塌主要发生在黏土质岸类型中，少数发生在砂土质岸上

巢湖湖岸按组成岩性成分不同可分为基岩石质湖岸、砂土质湖岸、黏土质湖岸三种类型；基岩石质湖岸抗蚀能力强，岩石坚硬能够阻挡湖浪的侵蚀；砂土质湖岸一般为宽阔的湖滩地，滩外有湖堤保护，水位达不到湖堤不能形成侵蚀；而黏土质岸具有较强的遇水膨胀、失水收缩的特性，一旦受到高水位的湖浪冲刷或雨水浸透之后，便产生大块崩塌，或因自身重力作用发生滑落形成陡直的崩岸地貌（图 10-21）；巢湖的崩塌主要发生在二级剥蚀阶地的黏土质岸类型中，少数发生在砂土质岸上。

2) 断裂构造——断裂与湖岸线交界的地区都是巢湖现在崩塌严重的地区

断裂构造控制着巢湖湖盆的形状，在巢湖东北部发育北西—南东经长丰岗集、合肥、巢湖及含山县东关一线长约 95 km 的巢湖断裂（图 10-22）；与之平行的有经炯场、复兴一线长约 43 km 断裂；在巢湖的西南部与之平行还有经盛桥、白山一线长约 60 km 断裂。在北东—南西向还发育着池河—太湖深断裂、嘉山—庐江深断裂、黄果树—破凉亭断裂以及经苏皖交界的亭子山北西麓和县石杨、含山县仙踪、巢湖大尖山一线长约 200 km 的滁河断裂。在巢湖西北部发育自西向东经六安、肥西防虎山至肥西县南东与郟—庐大断裂相交的长约 140 km 的六安深断裂。



图 10-20 20 世纪 50 年代以来，巢湖崩岸分布图 (引自杨则东等，1999)

Fig. 10-20 Map for the distribution of bank collapse around Lake Chaohu since the 1950s (cited from Yang et al., 1999)

这些断裂在卫星图片上线性特征清晰，可以明显看出它们对巢湖湖盆形状的控制。例如，滁河断裂控制约 43.2 km 西南岸，使西南岸线在湖盆演化中几乎沿断裂线平行后退；最新发育的巢湖断裂截断滁河断裂和郟-庐裂隙后控制着约 22.8 km 平直的巢湖东北岸；黄果树-破凉亭断裂控制着约 15.9 km 的北部岸线；池河-太湖深断裂控制着约 8.8 km 的岸线；炯场、复兴一线断裂控制着约 14.1 km 的岸线；盛桥、白山一线断裂控制着约 27.5 km 的西南岸线；六安深断裂控制着约 19.8 km 的西北岸线，这些断裂总共控制着约 152.1 km 的岸线，占巢湖岸线长度的 82.4% (高超等，2005)。

巢湖湖岸在演化的过程中，其岸线的崩塌亦是由断裂构造决定其轮廓的。从图 10-22 中我们可以看出六安深断裂与湖岸线交界的塘西和丙子埠、池河-太湖深断裂与岸线交界的孙家风、嘉山-庐江深断裂与岸线交界的二齐头咀、黄栗树-破凉亭断裂与岸线交界的夏塘咀和东管村等地区都是巢湖现在崩塌严重地区，这

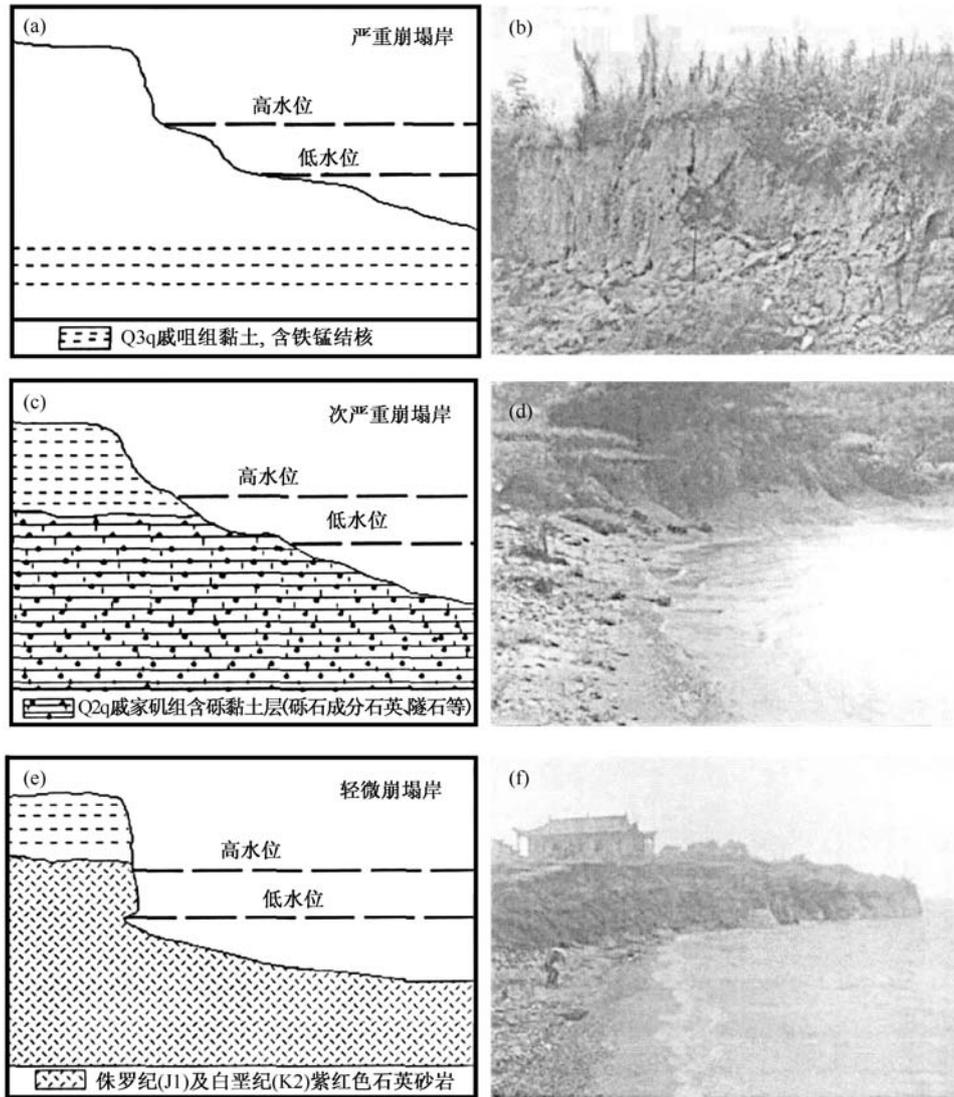


图 10-21 巢湖三种崩塌岸线地貌形态与对应的岩性剖面图 (引自高超, 2006)

Fig. 10-21 Section maps for physiognomy of three kinds of collapsed lakeshore with relevant lithology (cited from Gao, 2006)

些交界的地方由于断裂的发育,地质构造本身就不稳定,在自然条件下就加速了岸线的崩塌(高超等,2005)。

从图 10-22 中还可以看出有三条陆相坳陷不整合线通过湖盆,并交于井份、罗大郑、齐头咀、李家洼、大魏家等附近,而这些地方都是巢湖崩塌比较严重的地区,三条陆相坳陷不整合线的两侧地层的差异升降影响岸线稳定性,促使崩塌

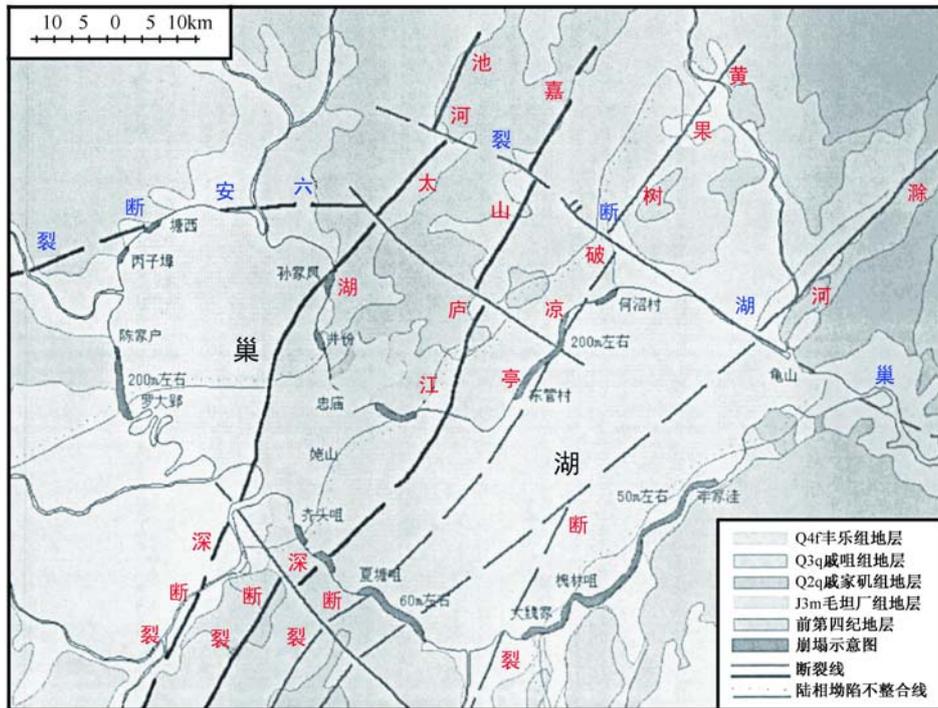


图 10-22 巢湖地区断裂、地层与崩塌相关示意图 (根据《安徽省区域地质志》有增减, 1987) (引自高超等, 2005)

Fig. 10-22 Map for the relations among fault, stratum and lakeshore collapse in the Chaohu basin (modified from *Anhui Bureau of Regional Geology*) (cited from Gao et al., 2005)

岸线的形成 (高超等, 2005)。

推测两大原因促进崩岸: ① 1959 年巢湖闸修建后, 由于人为的调控, 显著抬高了水位, 使崩塌地层长时间经受湖水侵蚀; ② 20 世纪 80 年代以来, 水生植物大量消亡, 减小了其防浪、吸浪和消浪作用, 加剧了岸线崩塌 (周迎秋, 2005)。

巢湖的湖岸崩塌究竟是功还是过? 有说它能扩大湖面但威胁寄居其上的人类的生存 (水利部门正力图治理巢湖的崩岸, 保护耕地和居民的生存地盘), 有说其向巢湖输入大量泥土加快巢湖的淤积。从另一方面来看, 水土流失和崩岸带来大量泥沙 (天然絮凝剂), 还使排入巢湖的大量 N、P 被埋葬在沉积物中, 从而或许在一定程度上减缓了巢湖的富营养化进程。此外, 也许湖泊该生则生, 该亡则亡, 只有淤积没有崩岸可能意味着巢湖的日益萎缩, 但是水最终还是得有出路的。

七、从巢湖的历史变迁看今日之巢湖

1. 为何巢湖面积从 2000 km² 下降到现在的 760 km²——气候变化可能是主导因素，近千年以来的人类活动（围垦）加速了这一过程

考古证据表明，古巢湖范围在商代还是处于 10 m 等高线范围左右，面积约 2000 km²，之后随着气温的逐渐降低，湖泊面积不断减少，现在仅剩 760 km²。虽然近千年以来，人类活动（围垦）加速了这一过程，但是气候变化可能仍然是巢湖面积大幅萎缩的主导因素。

2. 近几十年安徽的气候有明显变化吗——气温和降雨量的升高或降低的趋势均不明显，巢湖的富营养化进程似乎受气温或降雨量的影响不大

根据安徽省 20 个气象站 1961~2001 年气温、降水数据进行分析发现，气温自 1961 年开始下降，近期又有不断回升的趋势（图 10-23）。而降雨量则没有明显的变化趋势（图 10-24）。直观地看，研究期间，温度和降雨量之间几乎没有什么相关性。

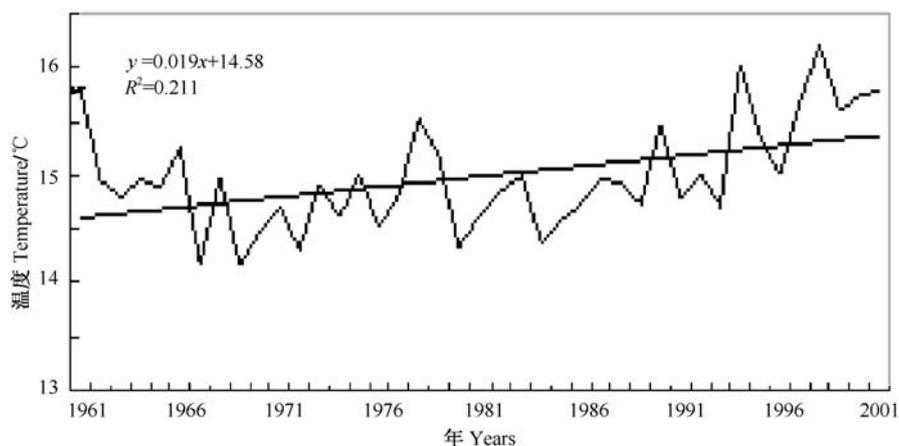


图 10-23 1961~2001 年期间，安徽省年平均气温的变化
(虚线为回归直线) (引自陈梦春和程先富，2007)

Fig. 10-23 Changes in the annual mean air temperature of Anhui Province during 1961~2001 (the dotted line represents the regressive line) (cited from Chen and Cheng, 2007)

从另一个方面来看，虽然温度和降雨量变化不大，巢湖的富营养化进程却经历了明显的变化历程（图 4-30），似乎与气温和降雨量的变化趋势没有什么相关性。

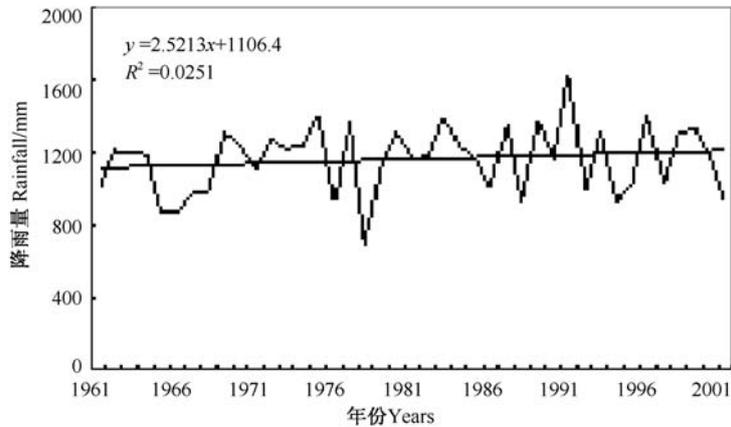


图 10-24 1961~2001 年期间, 安徽省年平均降雨量的变化
(虚线为回归直线) (引自陈梦春和程先富, 2007)

Fig. 10-24 Changes in the annual mean rainfall of Anhui Province during 1961~2001 (the dotted line represents the regressive line) (cited from Chen and Cheng, 2007)

3. 为何巢湖 P 水平远高于太湖——巢湖沉积物的本底 TP 含量比太湖高得多, 巢湖北岸广泛分布 (约 500 km² 以上) 着一套古老的含磷变质岩系

1987~1988 年, 南京地理与湖泊所在太湖设置 39 个采样点, 采集了表层 (0~1 cm) 泥样, 发现 TP (以 P₂O₅ 计) 变动于 0.5~2.9 mg/g 之间, 平均值为 1.02 mg/g (孙顺才和黄漪平, 1993)。若换算成 P, 则变动于 0.11~0.63 mg/g 之间, 平均值为 0.22 mg/g。

屠清瑛等 (1990) 于 1987~1988 年期间, 研究了巢湖表层沉积物中的 TP 含量, 全湖平均值为 0.51 mg/g, 变动范围为 0.25~0.64 mg/g (图 3-14)。也就是说, 早在 20 年前, 巢湖表层沉积物中的 TP 含量就是太湖的 1 倍多。太湖的人口及 GDP 都显著高于巢湖, 湖水的交换周期也是太湖慢于巢湖, 而巢湖表层沉积物中的 TP 含量却远高于太湖, 这似乎只能用巢湖沉积物的本底 TP 含量高来解释。

在巢湖北岸的肥东县和巢湖市交界处桥头集-西山驿一带, 广泛分布着一套古老的含磷变质岩系, 含磷变质岩系中的含磷层位在多处构成了中、小型的工业磷矿床, 面积约 40 km², 是安徽省重要的产磷层位和产磷区之一。发育于巢湖沿岸的各时代地层中, 有很多地层都不同程度地含磷, 但大部分含磷层位和含磷品位均未达到工业矿床的要求, 只有出露的下远古界肥东群 (Pt₁) 中含磷层位, 是目前发现的唯一达到中小型工业磷矿床标准的含磷层位, 其分布范围南起孤山, 北至文集, 西自南淝河, 东到苏家湾-柘皋一线, 约 500 km² 以上, 矿区主要矿石类型为磷灰岩 (屠清瑛等, 1990)。该区域内各时代地层含磷地层列

于表 10-3。

表 10-3 巢湖流域含磷地层概况

Table 10-3 Information on phosphoric strata in the Chaohu basin

地层特征		含磷地层及其主要岩性	分布地区	
地层系统				
古生界	Pz ²	二叠系	孤峰组:为页岩类磷质页岩或磷结核层,厚 1~5 m,含 P ₂ O ₅ 5%~7%	调查区内未出露
	P ^{'z}	志留系	茅山组:下部为黄绿色粉砂岩、粉砂质泥岩及薄层不凝砂岩、交薄层透镜状磷矿岩,厚 0.2~1 m,长数十米至数百米,含 P ₂ O ₅ 4%~14%	分布于本区的西南巢县一带,区内出露面积很少
			坟山组:黄绿色粉砂质页岩、粉砂质中局部夹透镜状磷质,单层厚度小于 1 m,不稳定,延长数米至千米,含 P ₂ O ₅ 5%~10%	分布情况同上
		寒武系	黄栗树组:下部为硅质炭质页岩,含结核状磷块岩和硅质磷块岩薄层,总厚 1.5~10 m,结核含磷 P ₂ O ₅ 10%~20%,磷块岩含 P ₂ O ₅ 3%~7%,个别达 17%	分布于调查区东北部六安山一带
元古界	Pt ₃	震旦系	灯影组:主要为砂岩及白云质灰岩,中下部夹磷质粉砂岩	出露于苏家湾和柘皋一带
			陡山沱组:中下部为粉砂岩、砂质千枚岩及千枚岩互层,加数层含磷岩层,呈层状和透镜状,厚 4.3~9.3 m,含 P ₂ O ₅ 5%左右	
	Pt ₁	肥东群	双山组:矿层产于白云质大理岩之下部的片麻岩、片岩和透镜状大理岩中,主要矿层三层,成似层状和透镜状,断续延长 2~3 km,矿体延长一般数十米至数百米,厚一般在 5 m 左右,含 P ₂ O ₅ 一般在 10%~20%	为调查区内主要含磷层位和工业类型矿体,分布在西山驿—桥头集一带

(引自屠清瑛等,1990)(cited from Tu et al.,1990)

2008年7月23日,笔者与中国环境科学研究所的姜霞博士、安徽省环境科学研究所的李堃博士等一起走访了位于合肥市肥东县桥头集镇的合肥四方磷复肥有限责任公司,向有关技术人员了解了磷矿开采情况,并参观了大横山西矿段露采场(图 10-25)和采集的磷矿石(图 10-26),该采场磷矿石的品位较低,P₂O₅含量仅为 9%(P₂O₅>30%为高品位、24%~30%为中品位、14%~24%为低品位)。该地段现有多处开采深度几米至几十米的露天坑,曾经被民采过,据称由于磷矿品位低,近十多年来已没有了民间开采。就连大横山西矿段露采场采矿工程 1991 年建成后,也一直未开始生产性开采,主要是由于原矿品位低,需选矿才能满足磷肥生产需求,而选矿成本远高于从云贵鄂等省外购的高品位磷矿。近期,由于磷肥价格大幅上升,才开始在大横山西矿段露采场开采磷矿石。

巢湖北岸的含磷地层可能是巢湖沉积物具有较高 TP 本底含量的重要因素。在这些地区土壤中磷的自然背景值较高,直接覆盖于磷矿上部的土壤为普通黄棕壤,经过对 44 个土样的分析,其总磷含量平均值为 0.69 mg/g,此值与巢湖底泥总磷含量(0.58 mg/g)接近,与东半湖夏季底泥 TP(0.70~0.77 mg/g)相



图 10-25 合肥市肥东县桥头集镇大横山的露天磷矿坑 (摄于 2008 年 7 月 23 日)
Fig . 10-25 An open pit mine of phosphate rock at the foot of the Daheng Moutain in the Qiaotouji Town , Feidong County , Hefei City (photo was taken on July 23 , 2008)



图 10-26 从大横山露天磷矿坑中开采出来的磷矿石 (摄于 2008 年 7 月 23 日)
Fig . 10-26 Phosphate rock from the open pit mine at the foot of the Daheng Moutain (photo was taken on July 23 , 2008)

当；从湖区 66 个水井取水样的分析表明，66 个井水样的 TP 平均值为 0.08 mg/L，低于巢湖湖水周年平均值 0.14 mg/L（屠清瑛等，1990）。

由于地质构造、地形地貌的影响，从磷矿区和含磷地层发源的水系大部分都汇入巢湖。其中从磷矿和含磷地层出露区起源的河流有店埠河、歧阳河、炯炀河、山王河、桐荫河、柘皋河等，这些河流补给来源于含磷岩层出露区的地表径流，大部分汇集于二级或三级水道，最后通过高一级的水道汇入巢湖（屠清瑛等，1990）。

20 世纪 80 年代中期至 90 年代中期，磷矿开采基本是国营、集体、个人一起上，且后者居首，1988~1990 年的调查和实验数据表明，矿山每年通过地表径流输入到巢湖的总磷 37.7~54.3 t，相当于点源和非点源输入巢湖总磷量的 4% 或入湖河道输入巢湖总磷量的 6.4%（屠清瑛等，1990，汪水源等，1995）。这就是说，曾经发生过的大规模磷矿开采也向巢湖（通过河流）输送了大量的磷。

为何 100 多年前在巢湖就有水华出现？那时的 TN、TP 水平已无从得知，但推测那时的人口密度和人类活动都远不如今日，不大可能像今天这样有大量的生活污水和农业面源，最可能的还是营养背景。如前所述，巢湖地下水中的 TP 含量还是很高的（0.08 mg/L），这与 2006 年太湖全湖平均 TP 含量（0.08 mg/L，国家环保总局 2006 年度中国环境状况公告）相等，而 1981 年太湖湖水中的 TP 含量只有 0.02 mg/L（Wang et al., http://old.cgs.gov.cn/zt_more/34/zhaiyao/html/02/202.htm）。也就是说，当时巢湖地下水中的 TP 含量就达到了现在太湖全湖平均 TP 含量，这或许可以解释为何 19 世纪末在巢湖就发生了湖靛。据称，巢湖湖靛的发生数量与降雨多少有关，即大水的年份，湖靛也越多，这有可能是由于水生微管束植物被淹死以及可能由于湖泊四周耕地，村庄中肥沃的污水流入，增加了湖水的肥力所致（陆艾五等，1959）。如果如此，那类似的机制应该在其他的湖泊中也一样发生。因此，笔者认为这似乎更应该与裸露的含磷岩石受到降水淋溶和浸泡向湖区输送的磷增加有关。

综上所述，最有可能的是巢湖流域含磷岩石的大量分布和沉积物中的高 TP 背景值造就了巢湖湖靛的悠久历史，在这点上，巢湖的富营养化治理比太湖更难。

4. 20 世纪 90 年代中期以来的水质变化趋势如何——有逐步改善的迹象，可能得益于企业达标排放、生活污水处理能力的提高、小磷矿开采的消失及造林绿化等

从图 4-30 不难看出，20 世纪 90 年代中期以来，巢湖的 TN 和 TP 浓度均呈现从高点逐渐回落的趋势，表明水质正在逐步改善，或许这与 90 年代后期开始实施的巢湖流域工业企业的达标排放、城镇生活污水处理能力的逐渐提高有密切关系，小磷矿开采（由于生产工艺落后，管理水平低，露天作业面积广，因而有大量尾矿粉与尾矿水排入巢湖）的消失也许在一定程度上减少了向巢湖磷的输入量。此外，20 世纪 90 年代以来，巢湖闸年均输沙率呈减小趋势（图 5-16），可能得益于造林绿化使下垫面条件改善因而减少了水土流失（迟本良，2007），但这也许从另外一

个侧面说明陆地植被的恢复可能增加净化能力，使巢湖 N、P 输入降低。

历史上巢湖的水生植物曾经高达 30%，现在的覆盖率只有 1% 左右，而水生植物又是湖泊生态系统中的关键生物类群，在水质净化、维持物种多样性等方面具有不可替代的作用。在巢湖北岸近 10 km 的岸边，抛石生态恢复工程区（数年前由中国环境科学研究院金相灿研究员等设计实施）中开始出现水生植物成片生长的势头（图 10-27），在一些水较浅的区域还有向石埂外扩展的趋势。也许近



图 10-27 巢湖北岸抛石生态恢复工程区中的水生植物（摄于 2008 年 7 月 24 日）

Fig. 10-27 Growth of macrophytes within the area closed by underwater riprap bank near the northern shore of Lake Chaohu (photo was taken on July 24, 2008)

年巢湖的水质在缓慢地改善，加上石埂的消浪和促淤等作用，终于达到了水生植物在一些浅水区域恢复的临界条件。事实上，在示范区中，水生植物与蓝藻还处于相持共存状态（图 10-28），断定今后一定向着水生植物恢复和不断扩展的方向发展还为时过早，但是我们应该通过恢复水位变动的自然节律、逐步降低外源



图 10-28 巢湖北岸抛石生态恢复工程区中的水生植物与蓝藻水华（摄于 2008 年 7 月 24 日）
Fig. 10-28 Coexistence of macrophytes and cyanobacterial blooms within the area closed by underwater riprap bank near the northern shore of Lake Chaohu (photo was taken on July 24, 2008)

N、P 的输入量等举措，逐渐减少和遏制蓝藻的发生，恢复适合于水生植物等生存的自然条件，使巢湖回复到水质良好、物种丰富多样（理想的是接近未受人类活动干扰前的自然的群落结构）、人与湖泊和谐共存的自然生态系统状态，这或许还有很长的路要走，但应该是我们努力和奋斗的目标。

八、结 语

巢湖处在华北板块和扬子板块的交汇地带，位于两个重要的造山带——大别造山带和张八岭造山带的转折地带。著名的郟庐深断裂正好穿过巢湖，宿迁-庐江段东盘相对西盘向东和东南运动，断层活动速率为 0.80 mm/a，断裂带不稳定。

大多数学者都一致认为巢湖属于断陷湖泊，第四纪的气候变迁与新构造运动奠定了巢湖的基本形态，晚更新世前期，巢湖扩展至鼎盛，之后气候转向干冷，巢面缩小成今天的巢湖。

通过沉积柱来重建全新世（1 万年以来）巢湖的历史演变过程。① 通过杭埠河三角洲平原钻孔的研究推测，杭埠河下游确为古巢湖的一部分（存在于 8.73~2.15 kaBP），7.4~4.3 kaBP 气候温暖、湖泊扩张，4.3~2.7 kaBP 气候冷干、湖泊收缩。② 通过巢湖西湖区沉积柱——进入全新世以来，巢湖流域经历了长时间的气候温暖湿润期，后逐渐向干旱转化，近千年较为干冷，但变率加快，人类活动影响加剧。③ 通过巢湖中部地区的忠庙和姥山之间沉积柱（CH）研究推测，巢湖流域经历了两个湿润期和一个较长的平水期，近 300 年以来，流域气候的变化速率加快。

近万年（全新世）来，中国气候变化的特点是暖期出现于 8.5~3.0 kaBP，最暖在 5.5~6.0 ka 及 7.0 kaBP 前后，气温比近百年平均高 2℃ 以上。如果用四季来形容全新世以来的气温变化的话，现在既不是夏季，也不是冬季，相当于温暖适宜的春秋季节。考古证据表明，古巢湖范围在商代还是处于 10 m 等高线范围左右，面积约 2000 km²，之后随着区域性降温，湖泊面积不断减少。

巢湖呈现活跃的板块升降、水系变迁和湖岸崩塌。关于板块升降，迄今为止有三种观点为：① 巢湖西岸抬升与淤积，而巢湖东侧下沉；② 巢湖周围大部分区域正在抬升；③ 巢湖中湖区不断抬升，西湖区和东湖区则相对下沉。巢湖入江水系自西向东迁移。巢湖高达 48.1% 的湖岸发生不同程度的坍塌，西北岸极为严重，南岸严重，东南岸稍次，北岸微弱。崩塌主要发生在黏土质岸类型及断裂与湖岸线交界地区。

从巢湖的历史变迁看今日之巢湖：① 为何巢湖面积从 2000 km² 下降到现在的 760 km²？气候变化可能是主导因素，近千年以来的人类活动（围垦）加速了这一过程；② 近几十年安徽的气候有明显变化吗？气温和降雨量的升高或降低

的趋势均不明显，巢湖的富营养化进程似乎受气温或降雨的影响不大；③为何巢湖 P 水平远高于太湖——巢湖沉积物的本底 TP 含量比太湖高得多，巢湖北岸广泛分布（约 500 km² 以上）着一套古老的含磷变质岩系，这或许就造就了巢湖湖旋的悠久历史；④20 世纪 90 年代中期以来的水质变化趋势如何：有逐步改善的迹象，可能得益于企业达标排放、生活污水处理能力的提高、小磷矿开采的消失及造林绿化等。

参考文献

- 安徽省规划编制领导小组. 2001. 巢湖流域综合防治规划 (2001~2015)
- 安徽省人民政府. 2008. 巢湖流域水环境综合治理总体方案. 皖政 [2008] 13 号附件
- 巢湖市地方志编纂委员会. 1988. 巢湖志. 安徽: 黄山书社
- 陈敬安, 万国江, 张峰, Zhang D D, 黄荣贵. 2003. 不同时间尺度下的湖泊沉积物环境记录——以沉积物粒度为例. 中国科学 (D 辑), 33: 563~568
- 陈梦春, 程先富. 2007. 安徽省近 41 年气候变化特征. 巢湖学院学报, 9: 60~64
- 陈云峰, 殷福才, 陆根法. 2006. 水华爆发的突变模型——以巢湖为例. 生态学报, 26: 878~883
- 迟本良. 2007. 巢湖闸站水沙关系回归分析. 安徽水利水电职业技术学院学报, 7: 6~9
- 邓道贵. 2004. 大型浅水湖泊——巢湖的富营养化对浮游生物影响的生态学研究. 中国科学院水生生物研究所 (博士论文)
- 邓道贵, 谢平, 周琼, 杨华. 2006. 巢湖微囊藻和浮游甲壳动物昼夜垂直迁移的初步研究. 生态科学, 25: 8~12
- 邓英春. 2002. 水利工程对降低巢湖淤积速度的作用. 水资源保护, 2: 22~43
- 邓英春, 曾昭慈, 陈昌新. 1997. 巢湖水环境问题的探讨. 安徽地质, 7: 32~33
- 窦鸿身, 姜加虎. 2003. 中国五大淡水湖. 合肥: 中国科学技术出版社
- 杜磊, 易朝路, 潘少明. 2004. 长江下游巢湖沉积物的粒度特征与成沉积环境. 安徽师范大学学报, 27: 101~104
- 范成新, 王春霞. 2006. 长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化. 北京: 科学出版社
- 范晓慧. 2006. 巢湖水体营养状况及其与水体叶绿素 a 的关系. 安徽科技, 11: 26~27
- 傅萃长. 2003. 长江流域鱼类多样性空间格局与资源分析——兼论银鱼的生物多样性与系统发育. 复旦大学 (博士论文)
- 高超. 2006. 基于遥感的巢湖岸线及外流通道的变化研究. 安徽师范大学 (硕士学位论文)
- 高超, 王心源, 杨则东, 陆应诚. 2005. 巢湖崩岸成因初步研究. 水土保持研究, 12: 49~56
- 高荣清. 1996. 安徽省磷化工现状及发展的探讨. 安徽化工, 84: 19~23
- 顾成军. 2005. 巢湖历史沉积记录与流域环境变化. 华东师范大学 (硕士学位论文)
- 管章志. 2007. 长江下游流域环境变化的黏土矿物表征及其意义. 华东师范大学 (硕士学位论文)
- 郭良迁, 马青, 杨国华. 2007. 华北地区主要构造带的现代运动和应变. 国际地震动态, 343: 67~75
- 过龙根. 2005. 大型浅水富营养湖泊——巢湖的渔业生态学研究. 中国科学院水生生物研究所 (博士学位论文)
- 过龙根, 谢平, 倪乐意, 胡万明, 李洪远. 2007. 巢湖渔业资源现状及其对水体富营养化的响应研究. 水生生物学报, 31: 700~705
- 韩小勇. 1998. 巢湖水质调查与研究. 水资源保护, 1: 24~28
- 何慧. 2007. 巢湖东部古河道遥感信息提取及水系变迁研究. 安徽师范大学 (硕士学位论文)
- 侯明金, 朱光, Mercier J, Verg dy P, 王勇敏. 2007. 郟庐断裂 (安徽段) 及邻区的动力学分析与区域构造演化. 地质科学, 42: 362~381
- 胡雯, 杨世植, 霍武全, 程小泉. 2002. NOAA 卫星监测巢湖蓝藻水华的试验分析. 环境科学与技术, 25: 16~39

- 黄清辉. 2006. 湖泊沉积物磷形态分布及来源. 见: 范成新, 王春霞. 长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化. 北京: 科学出版社, 71~84
- 黄漪平, 范成新, 濮培民, 姜加虎, 戴全裕. 2001. 太湖水环境及其污染控制. 北京: 科学出版社
- 金相灿, 刘树坤, 章宗涉, 屠清瑛, 徐南妮. 1995. 中国湖泊环境. 北京: 海洋出版社
- 赖格英, 于革. 2007. 太湖流域营养物质输移的模拟评估研究. 河海大学学报 (自然科学版), 25: 140~144
- 李长安, 杨则东, 鹿献章, 邵磊. 2008. 长江皖江段近期河道岸线变化的遥感调查. 第四纪研究, 28: 319~325
- 李方华. 2000. 巢湖沧桑. 绿叶, 4: 32~33
- 李恒鹏, 杨桂山, 金洋. 2007. 太湖流域土地利用变化的水文响应模拟. 湖泊科学, 19: 537~543
- 李江, 金相灿, 姜霞, 刘利军. 2007. 太湖不同营养水平湖区沉积物物理化学性质和磷的垂向变化. 环境科学研究, 20: 64~69
- 李双应. 2003. 大别造山带北缘中生代沉积学、盆地分析和构造演化. 合肥工业大学 (博士学位论文)
- 李素局, 王学军. 2003. 巢湖水体悬浮物含量与光谱反射率的关系. 16: 66~68
- 李文达. 2007. 基于遥感的巢湖悬沙浓度和时空分布变化. 安徽师范大学 (硕士学位论文)
- 刘建康, 何碧梧. 1992. 中国淡水鱼类养殖学 (第三版). 北京: 中国学术出版社
- 刘贞秋, 蒙仁宪. 1989. 巢湖浮游蓝藻的初步研究. 海洋湖沼通报, 2: 35~41
- 陆艾五等. 1959. 巢湖湖底的调查研究初报. 安徽农学院学报, 4: 91~99
- 马荣华, 段洪涛, 孔繁翔, 张寿选, 孔维娟, 郝景燕. 2008. 基于卫星遥感的太湖蓝藻水华时空分布. 湖泊科学 (待刊)
- 蒙仁宪, 刘贞秋. 1988. 以浮游植物评价巢湖水质污染及富营养化. 水生生物学报, 12: 13~26
- 逢勇, 李一平, 罗激葱. 2005. 水动力条件下太湖透明度模拟研究. 中国科学 D 辑地球科学, 35 (增刊): 145~156
- 彭映辉, 简永兴, 倪乐意, 李仁东. 2003. 西凉湖水生植物多样性研究. 广西植物, 23: 211~216
- 秦伯强, 胡维平, 陈伟民. 2004. 太湖水环境演化过程和机理. 北京: 科学出版社
- 商兆堂, 张芳, 曹颖. 2007. 太湖蓝藻气象服务的实践与思考. 气象软科学, 3: 60~63
- 尚广萍. 2007. 流域水污染控制规划 SEA—以巢湖流域为例. 华东师范大学 (博士学位论文)
- 施育新. 2006. 安徽巢湖杭埠河流域环境变化的湖泊沉积地球化学记录. 中国科学院广州地球化学研究所 (博士学位论文)
- 水利部太湖流域管理局. 2000. 太湖生态环境地图集. 北京: 科学出版社
- 孙凤贤. 2000. 巢湖崩岸的特征及其规律. 地质灾害与环境. 11, 287~291
- 孙莉宁. 2005. 基于 WARMF 模型的流域非点源污染分析——以杭埠-丰乐河流域为例. 合肥工业大学 (硕士学位论文)
- 孙顺才, 黄漪平. 1993. 太湖. 北京: 海洋出版社
- 屠清瑛, 顾丁锡, 尹澄清, 徐卓然, 韩久智. 1990. 巢湖——富营养化研究. 合肥: 中国科学技术大学出版社
- 万荣荣, 杨桂山. 2005. 太湖流域土地利用与景观格局演变研究. 应用生态学报, 16: 475~480
- 汪水源, 金传圣, 蒙仁宪, 徐福留. 1995. 安徽巢湖. 见: 金相灿等. 中国湖泊环境 (第二册). 北京: 科学出版社. 150~197
- 王成贵, 曹勇, 汪海波. 2005. 巢湖西半湖水体富营养化污染状况及防治对策. 安徽农业科学 33: 1475~1476
- 王东红. 2006. 湖泊沉积物氮形态的时空分布特征. 见: 范成新和王春霞. 长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化. 北京: 科学出版社. 84~88

- 王凤. 2007. 巢湖水体营养状态分析及富营养化防治对策. 江苏环境科技, 20 (增刊): 47~49
- 王绍武, 龚道溢. 2000. 全新世几个特征时期的中国气温. 自然科学进展, 10: 325~332
- 王晓辉. 2006. 巢湖流域非点源 N、P 污染排放负荷估算. 合肥工业大学 (硕士学位论文)
- 王绪伟, 王心源, 封毅, 薛纪平. 2007. 巢湖沉积物总磷含量及无机磷形态的研究. 水土保持学报, 21: 56~59
- 王永华, 钱少猛, 徐南妮, 金相灿, 黄健, 赵秋华. 2004. 巢湖东区底泥污染物分布特征及评价. 环境科学研究, 17: 22~26
- 谢丽强, 谢平, 唐汇娟. 2001. 武汉东湖不同湖区底泥总磷含量及变化的研究. 水生生物学报, 25: 305~310
- 谢平. 2006. 水生动物体内的微囊藻毒素及其对人类健康的潜在威胁. 北京: 科学出版社
- 谢平. 2007. 论蓝藻水华的发生机制—从生物进化、生物地球化学和生态学观点北京. 北京: 科学出版社
- 谢平. 2008. 太湖蓝藻的历史发展与水华灾害—为何 2007 年在贡湖水厂出现水污染事件? 30 年能使太湖摆脱蓝藻威胁吗? 北京: 科学出版社
- 薛滨, 姚书春, 王苏民, 夏威岚. 2007. 长江中下游不同类型湖泊沉积物营养盐累积变化过程及其原因分析. 第四纪研究, 27: 122~127
- 雅库绍娃 АФ, 哈茵 В Е, 斯拉温 ВИ. 1995. 普通地质学. 何国琦等译. 北京: 北京大学出版社
- 阎伍玖, 张建春, 纪敏. 1999. 巢湖河流河水中 N、P 盐分组成特征分析. 土壤侵蚀与水土保持学报, 5: 35~38
- 杨华. 2006. 巢湖和太湖微囊藻毒素的生态学研究. 中国科学院水生生物研究所 (博士学位论文)
- 杨则东, 晁玉珠, 褚进海, 陈秀其, 鹿宪章. 2005. 巢湖淤积及其对水患形成的影响遥感分析研究. 地质灾害与环境, 16: 53~57
- 杨则东, 徐小磊, 谷丰. 1999. 巢湖湖岸崩塌及淤积现状遥感分析. 43, 1~7
- 姚书春, 李世杰. 2004. 巢湖富营养化过程的沉积记录. 沉积学报, 22: 343~347
- 叶建春. 2007. 实施太湖流域综合治理与管理, 改善流域水环境. 中国水利网站
- 叶诗鸣, 兰俊英. 1981. 巢湖浮游植物区系及其变动规律的研究. 巢湖渔业资源增值研究资料 (第一集), 3~12
- 叶诗鸣, 蓝俊英, 吴先成, 车家甫. 1981. 巢湖铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 的动物毒性的研究. 巢湖渔业资源增值研究资料 (第二集), 1~5
- 叶诗鸣, 周万平, 张祥根. 1963. 浮游植物. 安徽省水产研究所和中国科学院南京地理研究所 (编) 巢湖资源调查研究——渔业资源调查报告 (内部资料), 1~10
- 余秋梅, 印士勇, 周良伟. 2001. 巢湖水环境质量现状分析. 人民长江, 32: 29~30
- 袁龙义. 2007. 环境因子对沉水植物生活史对策的影响研究. 中国科学院武汉植物园 (博士学位论文)
- 张崇岱, 潘宝林. 1990. 巢湖湖盆及其变迁研究. 安徽师大学报, 1: 48~56
- 张崇岱, 王培华, 张之源. 1997. 巢湖水域近十年水质状况及特征分析. 安徽地质, 7: 28~31
- 张广胜. 2007. 湖泊沉积记录的 1980 年以来巢湖流域环境演变研究. 安徽师范大学 (硕士学位论文)
- 张海林, 张卫国, 俞立中, 顾成军. 2006. 安徽巢湖杭埠河流域近 50a 来降水和径流特征探讨. 华中师范大学学报 (自然科学版), 40: 617~620
- 张敏. 2005. 长江中下游浅水湖泊富营养化机制与重金污染研究. 中国科学院水生生物研究所 (博士学位论文)
- 张寿选, 段洪涛, 谷孝鸿. 2008. 基于水体透明度反演的太湖水生植被遥感信息提取. 湖泊科学, 20: 184~190
- 张昀. 1998. 生物进化. 北京: 北京大学出版社

- 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 胡维平, 杨顶田. 2003. 太湖水体透明度的分析、变化及相关分析. 海洋湖沼通报, 2: 30~36
- 张运林, 朱广伟, 吴生才, 陈伟民, 杨顶田. 2004. 巢湖秋冬季水体生物光学特性对比研究. 农业环境科学学报, 23: 949~953
- 赵影, 王志强, 杨志平, 黄晓沐. 2002. 巢湖浮游藻类定性研究. 安徽预防医学杂志, 8: 3~5
- 郑海刚. 2007. 郟庐断裂带巢湖段两侧滑坡地质模型. 合肥工业大学 (硕士学位论文)
- 郑利. 2004. 浅水湖泊微囊藻毒素的化学生态学研究. 中国科学院水生生物研究所 (博士后工作报告)
- 中国地图出版社 (编制). 2007. 中国自然地理图集 (第二版). 北京: 中国地图出版社
- 中国科学院水生生物研究所和上海自然博物馆. 1982. 中国淡水鱼类原色图谱 (一). 上海: 上海科学技术出版社
- 周慧平, 高超, 孙波, 赵和苍, 张桃林. 2007. 巢湖流域土壤全磷含量的空间变异特征和影响因素. 农业环境科学学报, 26: 2112~2117
- 周迎秋. 2005. 基于遥感的巢湖流域环境变化研究. 安徽师范大学 (硕士学位论文)
- 周志华, 刘丛强, 李军, 朱兆洲. 2007. 巢湖沉积物 $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 记录的生态环境演化过程. 环境科学, 28: 1338~1443
- 朱广伟, 秦伯强, 张路. 2005. 长江中下游湖泊沉积物中磷的形态及藻类可利用量. 中国科学 D 辑, 35 (增刊 II): 24~32
- 朱威, 耿玉琴, 孙文龙. 2003. 太湖流域地表水资源量及分质评价方法探讨. 水利规划与设计, 3: 24~29
- 朱喜, 张扬文. 2002. 梅梁湖水污染现状及防治对策. 水资源保护, 4: 28~30
- 朱兆洲, 刘丛强, 王中良, 李军, 周志华, 王仕禄. 2006. 巢湖悬浮物中稀土元素 (REE) 的物源精确示踪作用. 湖泊科学, 18: 267~272
- 竺可桢. 1972. 中国近五千年来气候变迁的初步研究. 中国科学, 2: 168~189
- Chambers P A. 1987. Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure: II. In situ observations. J. Ecol., 75: 621~628
- Chen J and Xie P. 2005. Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins -LR and -RR in two freshwater shrimps, *Palaemon modestus* and *Macrobrachium nipponensis*, from a large shallow, eutrophic lake of the subtropical China. Toxicon, 45: 615~625
- Chen J, Xie P, Guo L G, Zheng L and Ni L Y. 2005. Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins -LR and -RR in a freshwater snail (*Bellamya aeruginosa*) from a large shallow, eutrophic lake of the subtropical China. Environ. Pollut., 134: 423~430
- Chorus I and Bartram J. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water, A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon, London and New York
- Deng D G, Xie P, Zhou Q, Yang H and Guo L G. 2007. Temporal and spatial variations of phytoplankton in a large shallow Chinese lake with dense cyanobacterial blooms. J. Integr. Plant Biol., 49: 409~418
- Gupta N, Pant S C, Vijayaraghavan R and Lakshmana Rao P V. 2003. Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice. Toxicology, 188, 285~296
- Huang Q H, Wang Z J, Wang C X, Wang S R and Jin X C. 2005. Phosphorus release in response to pH variation in the lake sediments with different ratios of iron-bound P to calcium-bound P. Chemical Speciation and Bioavailability, 17: 55~61
- Hutchinson G E. 1975. A Treatise on Limnology. Vol. III, Limnological Botany. New York: John Wiley and Sons
- Jeppesen E, Jensen J P, Kristensen P, Sondergaard M, Mortensen E, Sortkjær O and Orlík K. 1990.

- Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow , eutrophic , temperature lakes 2 : threshold levels , long-term stability and conclusion . *Hydrobiologia* , 200 /201 : 219~228
- Liu Y Q , Xie P , Zhang D W and Wen Z R . 2008 . Seasonal dynamics of microcystins with associated biotic and abiotic parameters in two bays of Lake Taihu , the third largest freshwater lake in China . *B. Environ . Contam . Tox .* , 80 : 24~29
- Moss B . 1988 . *Ecology of Fresh Waters* . 2nd ed . Man and Medium . UK ; Blackwell Scientific , Oxford
- Qin B Q , Xu P Z , Wu Q L , Luo L C and Zhang Y L . 2007 . Environmental issues of Lake Taihu , China . *Hydrobiologia* , 581 : 3~14
- Scheff M . 1998 . *Ecology of Shallow Lakes* . London . Weinheim . New York . Tokyo . Melbourne . Madras : Chapman & Hall
- Shang G P and Shang J C . 2007 . Spatial and temporal variation of eutrophication in western Chaohu Lake , China . *Environ . Monit . Assess .* , 130 : 99~109
- Strahler A N . 1981 . *Physical Geology* . New York ; Harper & Row
- Wang H Z , Wang H J , Liang X M , Ni L Y , Liu X Q and Cui Y D . 2005 . Empirical modeling of submerged macrophytes in Yangtze lakes . *Ecol . Model .* , 188 : 483~491
- Williams M A J , Dunkerley D L , Deckker P De , Kershaw A P and Stokes T J . 1993 . *Quaternary Environments* . Edward Arnold (Publishers) Ltd .
- Xie L Q , Xie P , Guo L G , Li L , Miyabara Y and Park H D . 2005 . Organ distribution and bioaccumulation of microcystins in freshwater fish at different trophic levels from the eutrophic Lake Chaohu , China . *Environ . Toxicol .* , 20 : 293~300
- Xu F L , Tao S and Xu Z R . 1999 . The restoration of riparian wetlands and macrophytes in Lake Chao , an eutrophic Chinese lake : possibilities and effects . *Hydrobiologia* , 405 : 169~178
- Yang H , Xie P , Zheng L , Deng D G , Zhou Q , Wu S K and Xu J . 2006 . Seasonal variation of microcystins concentration in Lake Chaohu , a shallow subtropical lake in China . *B. Environ . Contam . Tox .* , 77 : 367~374