

巢湖近代沉积硅藻种群变化与富营养化过程重建^{*}

陈旭^{1,2}, 羊向东^{1**}, 刘倩^{1,2,3}, 刘恩峰¹

(1:中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室,南京 210008)

(2:中国科学院研究生院,北京 100049)

(3:河海大学海洋学院,南京 210098)

摘要:根据巢湖西部湖心 40cm 长的沉积柱放射性核素定年和化石硅藻分析,结合长江中下游湖泊硅藻-总磷转换函数模型,重建了其过去 200 年来硅藻组合演替与湖水总磷浓度变化的历史。研究结果表明,巢湖硅藻经历了从 *Aulacoseira granulata* 优势组合(1826—1978 年)向耐营养种 *Cyclotephano dubius* 优势组合(1978 年以来)变化的两个重要阶段。1978 年前,水体总磷浓度在 60—75 μg/L 之间;此后迅速增高(80—100 μg/L),为明显的营养富集时期;至 2000 年以来总磷浓度进一步上升(>110 μg/L),硅藻组合以 *Cyclotephano dubius* 占绝对优势。硅藻数据的最大变率与总磷浓度的关系反映硅藻生态主要响应于营养富集的变化,但历史时期水动力条件对硅藻种群也有一定影响。70 年代以来,工农业以及生活污水排放是硅藻种群转变和富营养化发生的主要根源,而巢湖闸的建立引起的水文条件的改变也是水体营养富集的诱因。21 世纪开始富营养化进一步加重可能与生活污水排放、营养内负荷释放以及增温有关。

关键词: 硅藻组合; 总磷重建; 富营养化; 水动力条件; 巢湖

Sedimentary diatom flora changes and eutrophication reconstruction for the last 200 years in Lake Chaochu

CHEN Xu^{1,2}, YANG Xiangdong¹, LIU Qian^{1,2,3} & LIU Enfeng¹

(1: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China)

(2: Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P. R. China)

(3: College of Ocean, Hohai University, Nanjing 210098, P. R. China)

Abstract: The evolution of diatom flora and the dynamic process of total phosphorus concentration (TP), were reconstructed for the last 200 years in Lake Chaochu based on the sedimentary diatom analysis and radionuclide dating for a 40cm long core from the centre of West Lake Chaochu, combining with an established diatom - TP transfer function in Yangtze floodplain lakes. The results showed that the diatom flora experienced two important stages from the *Aulacoseira granulata* predominant assemblages (1826—1978AD) to the *Cyclotephano dubius* predominant flora (since 1978AD). Before 1978AD TP remained around 60—75 μg/L and afterward increased rapidly to 80—100 μg/L, which reflected an obvious nutrient accumulation. Since 2000AD TP had increased to 110 μg/L and *C. dubius* became dominant species. The relationship between main changes of diatom flora and TP reflected that diatom flora changes mostly attributed to the nutrient enrichment. However, hydrodynamic conditions also had certain influence on diatom composition in the historical period. Since 1970s industrial, agricultural and domestic sewage had become major cause of the eutrophication and diatom flora changes, while shift of hydrodynamic conditions resulted from the establishment of the Chaochu Gate was also an incentive of nutrient accumulation. From the beginning of the 21st Century the deterioration of eutrophication may be related to domestic sewage discharges, internal nutrient releases and the global warming.

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项课题项目(2008ZX07103-003)和中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-319)联合资助。2009—08—17 收稿;2009—10—29 收修改稿。陈旭,男,1984 年生,博士研究生;E-mail:chenx743@yahoo.cn.

** 通讯作者;E-mail: xdyang@niglas.ac.cn.

Keywords: Diatom assemblages; total phosphorus reconstruction; eutrophication; hydrodynamic conditions; Lake Chaohu

巢湖是我国五大淡水湖之一,跨合肥、巢湖等9县市,流域面积13350km²,湖泊面积769.55km²,平均水深2.7m,最大水深5.1m。主要入湖河流多位于流域西部,占全流域径流量90%以上,出湖河流为裕溪河,是巢湖唯一入江通道(图1)。巢湖自20世纪70年代有水质记录以来,就已呈现明显的富营养化态势,80年代中期富营养化向全湖扩展^[1],90年代以来全湖处于富营养状态,西部湖区水质降至V类和劣V类^[2];1999年以来,巢湖多次暴发大面积藻类水华,主要发生于西北部湖区^[3],据2005年水质监测,中庙附近水域年均TP浓度140μg/L左右^[4]。已有研究表明,氮、磷是巢湖的主要污染指标,而水体氮磷比(10:1~15:1之间)说明磷是巢湖水体的重要营养限制元素,是藻类水华发生的关键驱动因素^[1,2,5,6]。

巢湖的环境监测计划开始于80年代中后期富营养化发生以后,监测记录很短,缺乏水体富营养化发生的整个过程历史记录。因此如何获取巢湖长期营养富集历史,尤其是湖水总磷变化历史,成为认识和了解巢湖富营养化趋势原因和生态响应特征的关键有效途径。在早期的古湖沼学研究中,许多学者利用沉积物磷元素的含量作为湖泊富营养化的指标^[7,9],但由于风浪作用和沉积物-水界面氧化还原电位的变化,沉积物磷的迁移释放过程非常明显^[10];一些湖泊由于水生植物的发育,对营养富集有不同程度的自净能力^[11]。显然,沉积物磷并不能作为水体磷的替代指标^[8]。随着古生态学研究的深入,不同研究区域的生物-总磷转换函数模型被建立^[12-16],并用于浅水湖泊过去水体总磷的定量重建中。目前在长江中下游地区,利用硅藻-总磷转换函数,太湖、太白湖,龙感湖等湖泊的过去总磷值已被重建^[9,17-18],但由于缺乏巢湖沉积硅藻记录的研究工作,对其过去水体富营养化历史重建尚未开展。

硅藻是湖泊重要初级生产者,其对水质尤其是对水体总磷的敏感响应已经被许多研究所证实^[12-16]。而且,由于硅藻对不同水体生境条件的依赖性,可以依据硅藻生态特征和硅藻组合的变化,提供浅水湖泊环境变化的额外信息^[19],如生境类型、水文条件、浊度和透光度等。因此本研究拟利用巢湖西部湖心沉积浅钻高分辨率的硅藻分析,在建立硅藻演化序列的基础上,开展历史时期生态环境演化过程的重建,为巢湖富营养化机制研究和生态环境治理提供科学依据。

1 研究方法

1.1 采样和实验室分析

2007年利用奥地利UWITEC活塞采样设备,在巢湖西部湖区中心附近(31°35'47"N, 117°23'58"E;见图1)采集长1.2m的平行柱状沉积岩芯5根,采样点水深3.2m。浅孔顶部0~16cm段为灰黑色泥,16~65cm段为青灰色泥与粉砂质泥互层,65~120cm段过渡为青灰色粉砂质泥。现场对每个平行钻孔沉积物样品按0.5cm间隔进行采集。相关的实验室测试项目包括²¹⁰Pb、²²⁶Ra、¹³⁷Cs活度测定和硅藻分析。由于²¹⁰Pb定年的限制,本文只对钻孔上部40cm段沉积物进行分析研究。²¹⁰Pb_{tot}和¹³⁷Cs活度采用美国EG&G Ortec公司生产的高纯锗井型探测器(HPG GWL-120-15)测定,其中²¹⁰Pb标准样品由英国利物浦大学提供,¹³⁷Cs和²²⁶Ra标准样品由中国原子能科学研究院提供,测试误差小于10%。实验室内共分析硅藻样品60个,0~20cm段按0.5cm间隔、20cm以下按1cm间隔取样分析。样品采用盐酸和双氧水处理,标准方法依据Battarbee的描述^[20]。硅藻种属鉴定参照Krammer和Lange-Bertalot的分类系统^[21],依据硅藻保存情况,每个样品的硅藻统计数控制在200粒以上,属种丰度按百分比表示。

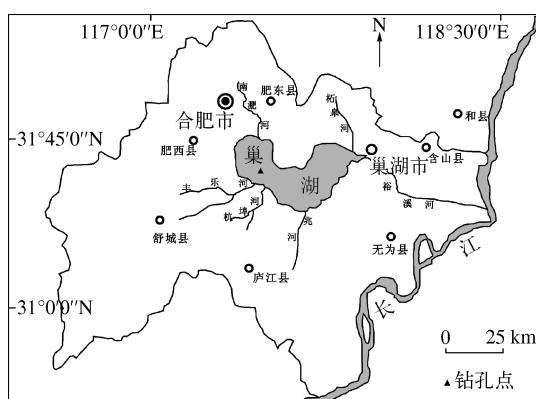


图1 巢湖地理位置和钻孔点分布

Fig. 1 Geographic position of Lake Chaohu and the core site location

1.2 数据分析

降维对应分析(Detrending Correspondence Analysis, DCA)用于提取化石硅藻数据的最大变率,以揭示硅藻种群组合分布的特征。这是一种间接梯度分析方法,依据属种和样点在前两个轴的得分排列,判识硅藻分布的模式^[22-24]。DCA 分析中,选择至少在两个样品中出现,含量至少在一个样品中超过 2% 的常见属种进行数值分析,60 个样品中共有 21 个主要硅藻属种用于分析。属种数据用平方根进行转换,同时对稀有属种进行降权处理,以减少对排序结果造成的偏差^[25]。数值分析用 CANOCO 4.5 软件^[25]运行。

巢湖过去水体总磷浓度的定量重建基于钻孔化石硅藻数据和已经建立的长江中下游地区硅藻-总磷转换函数模型^[16]。相似类比方法被用于对总磷重建结果进行评价,该方法就是通过平均最小差异性系数的计算,检查出那些与现代硅藻数据相似程度较差的样品,以判识重建结果可能存在的误差。该方法的详细步骤见 Birks 等的描述^[26]。定量重建模型和结果检验均用 C2 程序执行^[27]。

2 研究结果

2.1 钻孔年代序列

巢湖沉积钻孔中¹³⁷Cs 活度较低,但在 20.5cm 处出现一浓度峰值($10.7 \pm 2.2 \text{Bg/kg}$),对应于 1963 年全球核试验。²¹⁰Pb_{tot} 活度随深度增加呈指数降低,在 43cm 处与²²⁶Ra 达到平衡,考虑到长江中下游地区强烈人类活动的影响^[28],利用²¹⁰Pb CRS 模式对钻孔沉积物进行年代计算,但计年结果偏离¹³⁷Cs 获得的 1963 年时标。为解决这个问题本文采用复合模式(Composite model)方法^[29],即将¹³⁷Cs 时标对²¹⁰Pb CRS 模式进行矫正,以此获得真实的钻孔年代标尺。不同样品深度层位对应的年代结果见表 1,钻孔 40cm 以上的平均沉积速率为 2.31mm/a,平均沉积通量 $0.21 \text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ 。但由下至上沉积速率逐渐增加,31cm 以下平均为 0.99mm/a,20–31cm 段增加为 2.34mm/a,16–20cm 为 2.67mm/a,16cm 以上为 5.93mm/a。根据沉积速率变化,不难看出钻孔下部有明显的压实作用。

2.2 化石硅藻组合

巢湖钻孔沉积物中共鉴定硅藻 23 属 81 种,主要以浮游类型为主,附生和底栖类型很少。浮

游类型中 *Aulacoseira granulata* 和 *Cyclot Stephanos dubius* 是两个绝对优势种,少量 *Aulacoseira alpigena*、*Cyclot Stephanos tholiformis*、*Thalassiosira visurgis* 以及 *Stephanodiscus* 类型,如 *Stephanodiscus minutulus*、*Stephanodiscus parvus*。附生和底栖类型包括 *Cymbella affinis*、*Gyrosigma acuminatum*、*Eunotia*、*Gomphonema*、*Nitzschia*、*Fragilaria*、*Navicula* 和 *Pinnularia* 等种类。根据钻孔上部 40cm 深的沉积地层硅藻属种(图 2)、浮游和周丛种(附生和底栖类型,图 4)含量变化,由下至上划分出 3 个硅藻组合带,每个组合带又细划为 2 个组合亚带,具体变化特征如下:

组合带 I (40–27cm) 为 *A. granulata* 和 *C. dubius* 组合。总的特征是浮游硅藻呈现上升趋势,周丛种类型含量相应减少(<20%)。亚带 I a(40–34cm) 中浮游种 *A. granulata* 含量略低(平均 64%),而周丛种类较多,且频繁出现,其中 *Cymbella*、*Eunotia*、*Nitzschia*、*Fragilaria* 和 *Pinnularia* 的种类含量相对较多,但均不高于 5%。亚带 I b(34–27cm) 中浮游类型含量增加明显,其中 *A. granulata*(均值 74%)、*A. alpigena* 含量略有升高,*C. tholiformis*、*S. minutulus*、*S. parvus* 也有零星分布。两个亚带中,*C. dubius* 含量波动较大(6%–30%),

表 1 利用¹³⁷Cs 校正的²¹⁰Pb 年代(CRS 模式)序列

Tab. 1 The calibrated ²¹⁰Pb chronology
(CRS model) by ¹³⁷Cs result

深度(cm)	年代(AD) ± 误差	深度(cm)	年代(AD) ± 误差
0.5	2006 ± 0	20.5	1962 ± 6.4
1.5	2005 ± 0.1	21.5	1959 ± 7.4
2.5	2003 ± 0.3	22.5	1956 ± 8.5
3.5	2002 ± 0.6	23.5	1951 ± 7.2
4.5	2000 ± 0.6	24.5	1948 ± 8.4
5.5	1999 ± 0.7	25.5	1944 ± 8.7
6.5	1997 ± 1.1	26.5	1940 ± 10.1
7.5	1996 ± 1.3	27.5	1936 ± 9.6
8.5	1994 ± 1.6	28.5	1931 ± 10.9
9.5	1992 ± 1.8	29.5	1925 ± 13.4
10.5	1990 ± 1.9	30.5	1920 ± 13.3
11.5	1988 ± 2.6	31.5	1914 ± 13.7
12.5	1986 ± 2.8	32.5	1908 ± 14.2
13.5	1984 ± 3.7	33.5	1898 ± 14.2
14.5	1982 ± 4.2	34.5	1889 ± 14.6
15.5	1980 ± 3.7	35.5	1880 ± 12.6
16.5	1978 ± 4.1	36.5	1870 ± 13.7
17.5	1975 ± 4.0	37.5	1859 ± 20.4
18.5	1971 ± 4.4	38.5	1847 ± 21.1
19.5	1967 ± 4.6	39.5	1833 ± 20.5

变化趋势不明显。

组合带Ⅱ(27–16.3cm)过渡为*A. granulata* 占绝对优势组合。与前带相比,本带*A. granulata* 含量在整个钻孔剖面达到峰值(高达90%以上),*C. dubius*(1%–18%)和*A. alpigena* 含量变化与之相反,为剖面谷值段。其中亚带Ⅱa(27–20.5cm)中以浮游硅藻种类为主,但除*A. granulata* 含量增加外,其它种如*C. dubius*、*A. alpigena*、*C. tholiformis*、*S. minutulus*、*S. parvus* 均减少甚至消失,周丛种仅零星出现。亚带Ⅱb(20.5–16.3cm) 中浮游种类含量有所降低(71%–89%),以*A. granulata* 减少为主,但周丛种*Cymbella affinis* 和*Eunotia* 等含量有明显升高(12%–22%)。本亚带*C. dubius* 含量仍维持低值水平。

组合带Ⅲ(16.3–0cm)为*C. dubius* 和*A. granulata* 组合向*C. dubius* 单优势组合变化阶段过渡。自本带开始,硅藻组合发生快速转变,浮游种含量逐渐增多,周丛种逐渐减少。浮游硅藻组成中,*A. granulata* 和*C. dubius* 丰度呈急剧反向变化。*A. granulata* 在亚带Ⅲa(16.3–4.5cm)中仍有相当含量(34%–69%),但至亚带Ⅲb(4.5–0cm),*A. granulata* 含量进一步呈快速下降趋势(顶部下降到8%);*C. dubius* 自亚带Ⅲa 开始含量急剧上升到41%,此后在14%–46%范围内波动,但至亚带Ⅲb,出现快速上升势头(34%–77%)。此外,从本带开始,其它浮游种如*C. tholiformis*、*S. minutulus*、*S. parvus* 再次出现并有一定含量,至亚带Ⅲb,含量有所增加;周丛种除*G. acuminatum* 在亚带Ⅲa 中有少量分布外,其它常见种类开始减少,至亚带Ⅲb几乎消失。

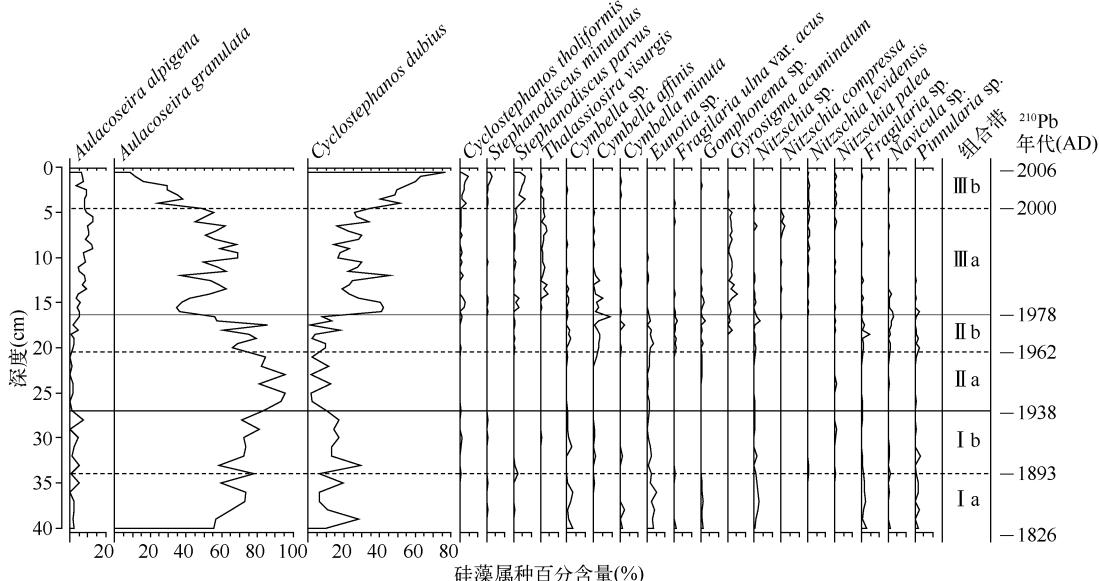


图2 巢湖钻孔主要硅藻属种百分含量

Fig. 2 Diatom diagram of selected main taxa in abundance from Lake Chaohu core

2.3 数值分析和水体总磷重建

硅藻数据的DCA分析显示,四个排序轴的特征值分别为:0.21、0.06、0.03、0.02,因第一、二排序轴特征值较大,分别解释了硅藻数据变率的34.8%、10.1%,所以采用第一、二排序轴的特征值作排序图(图3)。以*C. dubius*、*C. tholiformis*、*S. parvus* 和*A. alpigena* 等为代表的浮游种分布在DCA第一轴左边,大多数周丛种主要分布在双轴图右边和右下方,而另一主要浮游种*A. granulata* 主要分布在右上方。相应地,在样点分布上,第一轴很好地区分了16.3cm上下层段(带Ⅲ和带Ⅱ的界线)以及4.5cm上下层段(亚带Ⅲa和Ⅲb)的样点,而第二轴较好地区分*A. granulata* 含量很高的样品层段(亚带Ⅱa和Ⅰb)和周丛种含量稍高的层段(亚带Ⅱb和Ⅰa)。由此可见,第一轴和第二轴代表了两个相对重要的环境变量,显著影响了硅藻种群的分布。

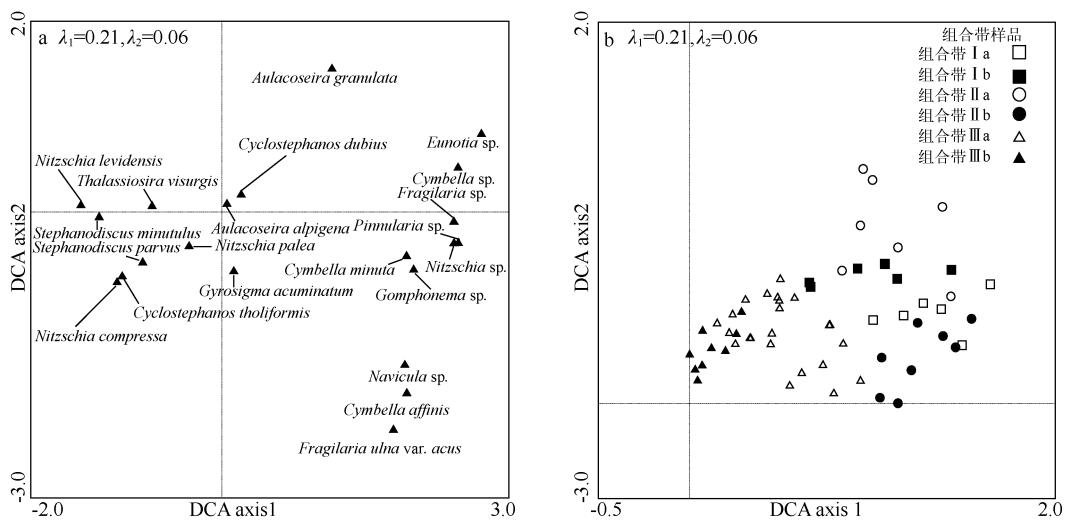


图3 巢湖钻孔硅藻数据的DCA排序分析结果

Fig. 3 DCA ordination results of diatom data in Lake Chaohu core

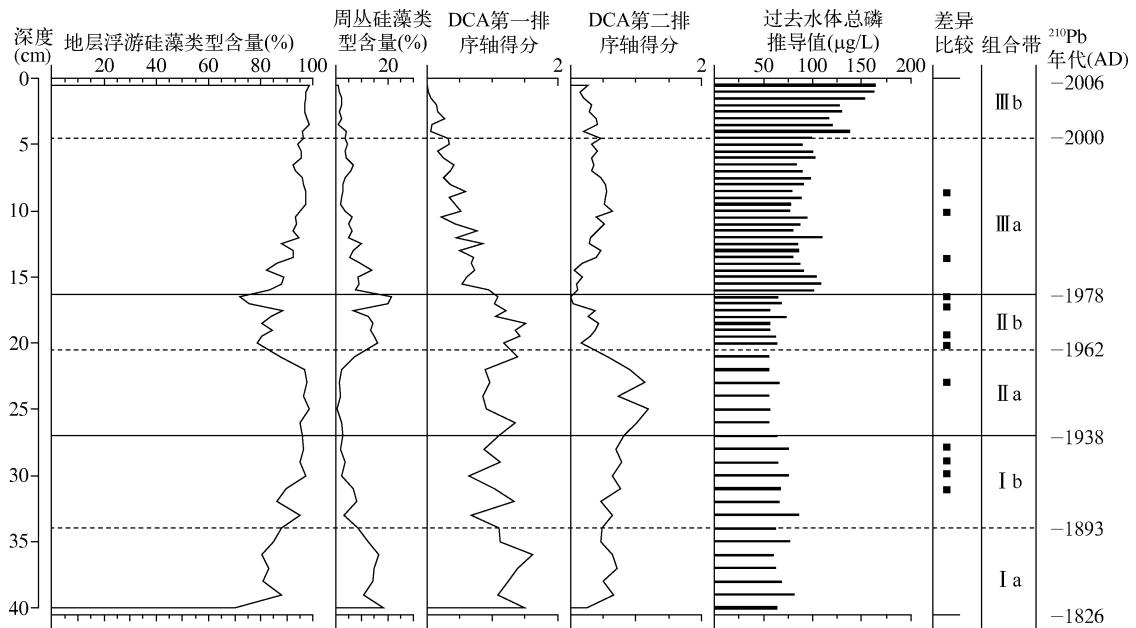


图4 巢湖钻孔地层浮游和周丛硅藻类型含量、DCA第一和第二排序轴得分、过去水体总磷推导值和古-今硅藻数据的差异比较结果(实心方块代表与现代硅藻数据的对比结果较差,表明重建结果可信度偏低)

Fig. 4 Percentages of planktonic and periphytic diatoms, the first two DCA ordination axis scores, inferred water phosphorous concentration in the past, and result of analog analyses between fossil and modern diatoms in Lake Chaohu core

钻孔样品中,共有42硅藻种类在区域硅藻-总磷转换函数数据库^[16]中出现,这42个类型在每个沉积样品中的总含量都超过90%。利用这些化石数据和转换函数模型,对巢湖西部湖心过去200年来的水体总磷浓度进行了推导(图4)。化石数据和现代硅藻的相似类比结果显示,有12个层位样品与现代数据库样品类比性

较差,这些样品主要分布在硅藻组合带 I 和带 II 内,表明其推导值与实际值可能存在较大偏差,但钻孔大多数层位,推导值有较高的可信度。根据总磷推导的结果,可以看出,约 1938AD 前(相当于硅藻组合带 I),采样点附近水域的总磷浓度在 $69\mu\text{g/L}$ 上下波动;随后在 1938~1978AD 期间(相当于硅藻组合带 II),总磷浓度略有下降($65\mu\text{g/L}$ 左右),但较稳定;1978AD 后,总磷浓度快速上升至 $100\mu\text{g/L}$,此后虽有回落,但仍维持在 $78\sim110\mu\text{g/L}$ 范围内(相当于硅藻组合亚带 IIIa);2000AD 后,总磷浓度又一次迅速增高($>110\mu\text{g/L}$;相当于硅藻组合亚带 IIIb),并呈现上升趋势($116\sim164\mu\text{g/L}$)。

3 讨论

3.1 硅藻组合与种群特征

巢湖钻孔中硅藻以浮游种类为主,*A. granulata* 和 *C. dubius* 是主要的优势种,在剖面中两者呈明显的反向变化关系。其中 *C. dubius* 是典型的耐营养种,与其它耐营养种 *C. tholiformis*、*S. parvus*、*S. minutulus* 等广泛分布于世界不同地区的浅水富营养湖泊中^[30-32],在长江中下游地区湖泊,该种的总磷适宜值在 $140\mu\text{g/L}$ 左右^[16]。*A. granulata* 是一个普生种,可生活在不同的环境条件下,但在营养梯度上,主要分布在中-中富营养水体中^[33-34];在长江中下游地区,其总磷浓度适宜值在 $70\mu\text{g/L}$ 左右^[16]。由此,根据硅藻生态分布特点和样点在 DCA 双轴图中的排列(图 3),不难得出第一轴指示营养梯度,并很好地区分了组合带 III 和带 I -带 II 的样点。*C. dubius* 含量、总磷推导结果与 DCA 第一轴得分的显著负相关性(R^2 分别为 0.633 和 0.690, $P < 0.01$)(图 5a),进一步表明了硅藻种群变化与营养富集的关系。

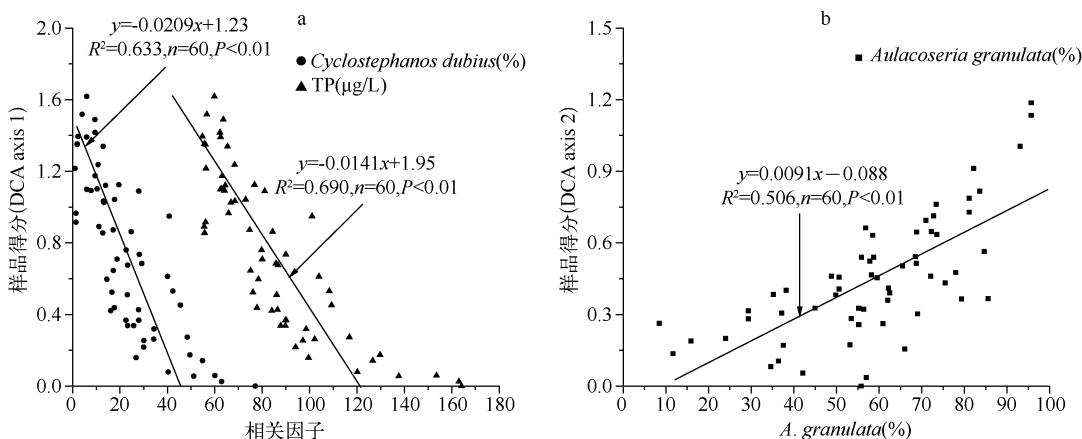


图 5 主要硅藻含量、DCA 第一和第二轴得分、总磷浓度的相关性分析
(a: *C. dubius* 含量、总磷浓度与 DCA 第一轴得分相关分析; b: *A. granulata* 含量与 DCA 第二轴得分相关分析)

Fig. 5 The correlations between the key diatom's percentage, the first and two DCA axis scores and inferred TP

然而,在 DCA 样点分布图中(图 3b),第一轴很难区分组合带 I 和带 II 的样点,尽管带 I 中 *C. dubius* 有一定含量,且定量推导结果也显示该带总磷值较带 II 稍高。相关分析表明,*A. granulata* 含量与 DCA 第二轴得分呈显著的正相关关系(图 5b)。显然,以 *A. granulata* 为优势硅藻组合反映的信息并不完全由营养变化解释。事实上,*A. granulata* 具有较厚的硅质壳体,在水体中易于沉降,因此作为浮游种,该种通常生活在扰动的水体中^[35]。已有研究发现 *A. granulata* 只有在扰动足够大的条件下其优势才明显^[36]。钻孔中,亚带 I a 和亚带 II b 附生硅藻也存在一定含量,DCA 第二轴较好地将这些亚带与 *A. granulata* 占绝对优势的亚带区分开来。通常附生和底栖类型的增多可以指示水生植被的发育情况^[16,37-38],而水生植被具有对悬浮物质的吸附和净化等功能^[39]。Biggs 和 Chambers 等的研究表明在低流速状态下水生维管束植物拓殖能力增强^[40-41];经验模型研究表明在长江中下游湖泊中水生维管束植物主要依赖透明度和水深^[42],暗示了水动力条件对水生植被发育的影响。因此,剖面中亚带 I a 和亚带 II b 附生硅藻含量的增加反映当时巢湖西部沿岸带水生植被有一定长势,且范围略有扩大,水动力条件有所减弱。可以推断,DCA 第二轴应指示水动能的变化,硅藻组合中

A. granulata 的增多反映水动力条件的增强,进而引起水体浊度的增加或光透度的减少,而附生种的增加则反映相反的情况。沉积物粒度通常指示水动力条件的变化,在过水性浅水湖泊中,细颗粒含量的增多往往代表水动力条件的减弱^[43],剖面中细颗粒($<4\mu\text{m}$)含量与 *A. granulata* 含量表现为显著的负相关关系($R^2 = 0.34, P < 0.05$;数据待发表),进一步证实水动力条件对硅藻种群变化的影响。

3.2 巢湖过去 200 年来的营养富集与水环境变化

DCA 第一轴得分与富营养硅藻种和总磷浓度的显著相关性表明,硅藻种群的最大变率揭示了过去水体营养状况的变化。根据²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 年代序列,约 1978AD 前后(带Ⅱ和带Ⅲ界线),硅藻组合由 *A. granulata* 优势组合向 *C. dubius* 优势组合变化,反映了一次重要的营养富集事件。1978AD 前,营养水平相对较低,水体总磷浓度值在 $65\mu\text{g/L}$ 上下波动,但早期阶段(1938AD 前,相当于组合带Ⅰ)营养水平略高(总磷在 $69\mu\text{g/L}$ 上下波动),与较高的 *C. dubius* 含量有关;但随后至 20 世纪中期(1938—1978AD),总磷浓度略有下降,并稳定在 $60\mu\text{g/L}$ 左右。1978AD 开始, *C. dubius* 含量急剧增高,其它耐营养种如 *A. alpigena*、*Thalassiosira visurgis* 等也有所增多,标志着巢湖西部水域过去一个世纪以来首次富营养化的发生,推导的总磷浓度也从之前的 $60\mu\text{g/L}$ 迅速上升至 $100\mu\text{g/L}$ 。硅藻组合还显示,2000AD 以来,几乎所有的耐营养种含量均有不同程度的增加,反映富营养化程度的进一步加重,总磷浓度也呈现稳步增长趋势(116 — $164\mu\text{g/L}$)。根据 2001—2005 年钻孔附近中庙测点的总磷监测数据,其总磷监测值在 111 — $149\mu\text{g/L}$ ^[4],推导值与实测值之间较好的可比性,说明利用转换函数推导的总磷结果基本可靠。

巢湖 70 年代后期的营养富集与流域工业废水、生活污水排放以及农业肥料的大量使用有关。大量营养物质随地表径流经河流排入湖泊中,从而引起无机可溶性磷酸盐的增加、水质恶化和藻类暴发。硅藻和总磷推导显示最近 10 年来巢湖富营养化程度明显加重,可能主要与生活污水的排放有关。根据巢湖市十五环境质量报告,自 2000 年以来,流域 N-P-K 肥和复合化肥施用量和工业废水污水排放量都呈下降趋势,然而生活污水的排放总量变化不大且 COD 和氨氮排放量呈逐年增加趋势^[4]。另外内源释放对巢湖富营养化有一定影响^[3]。值得指出的是,最近 10 年来,随着全球增温,气候变暖引起的藻类暴发和严重富营养化现象突显^[44]。显然,升温对富营养化也有一定贡献,但如何评估和区分气候和人类活动对湖泊富营养化的贡献,有待今后作进一步的深入研究。

许多研究表明,淡水湖泊硅藻可以指示水文环境的变化^[35-36,45],巢湖硅藻组合与水动力的关系信息由 DCA 第二轴所揭示。19 世纪初期至 20 世纪 50 年代, *A. granulata* 含量逐渐增加,反映了水动力的不断增强,由此引起水体浊度的增加或透明度的下降。至 1962—1978AD, *A. granulata* 开始减少,附生种增多,水生植被有一定长势,表明水动力条件在该时期有所减弱。1978AD 后,湖泊进入富营养化阶段,但 DCA 第二轴得分相对较低,反映过去几十年来巢湖西半湖水动力可能一直较弱。值得一提的是,推导的水动力条件变化的拐点出现在约 1962AD 前后,早于 1978AD 前后富营养化发生的时间。这与 60 年代巢湖唯一出流河流裕溪河的建闸时间一致,巢湖闸的建立改变了江湖水力交换关系,换水周期明显加长,直接导致了水动力条件减弱,与硅藻推断的水生植被的扩展、厚壳 *A. granulata* 的降低相对应。此外,巢湖闸的建立,在一定程度上也有助于营养物质在水体的富集,也可能是引起富营养化和藻类增殖的诱因。

4 结论

(1) 巢湖西部湖心钻孔揭示了过去 200 年来硅藻种群演替的历史。约 1978AD 前后,硅藻组合经历了由 *Aulacoseira granulata* 占优势向 *Cyclostephanos dubius* 优势组合的转变过程。

(2) 硅藻数据的最大变率反映了营养态的变化。巢湖首次富营养化发生在 1978AD,流域工业废水、生活污水排放以及农业肥料的大量使用是主要原因。最近 10 年来,富营养化程度的进一步加重,生活污水排放是主要原因,内源释放和气候变暖对富营养化可能有一定影响。

(3) 硅藻数据的次要信息反映了水动力条件的变化。1962AD 巢湖闸的建立改变了江湖水力交换关系,水动能由强转弱,巢湖水环境由水动力扰动转变为以营养干扰为主。

(4) 过去湖水总磷的定量重建表明,巢湖总磷本底值偏高(65 — $78\mu\text{g/L}$ 之间),耐营养种的变化反映在早期人类活动干扰下,巢湖可能已经具备富营养化发生的条件。

致谢:吴艳宏研究员、薛滨研究员、吴敬禄研究员、张恩楼副研究员、肖霞云副研究员、潘红玺高级工程师等协助完成野外采样,夏威岚高级工程师负责完成²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 测定,李艳玲副研究员协助鉴定部分硅藻样品,在此深表感谢。

5 参考文献

- [1] 尹清瑛,顾丁锡,徐卓然等.巢湖——富营养化研究.合肥:中国科学技术大学出版社,1990: 21-32.
- [2] 张之源,王培华,张崇岱.巢湖富营养化状况评价及水质恢复探讨.环境科学研究,1999,12(5):45-48.
- [3] Shang GP, Shang JC. Spatial and temporal variations of eutrophication in western Lake Chaohu, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2007, 130: 99-109.
- [4] 巢湖市环境保护局.巢湖市环境质量报告书(2001-2005), 2006:57-74.
- [5] Wang HJ, Liang XM, Jiang PH et al. TN:TP ratio and planktivorous fish do not affect nutrient-chlorophyll relationships in shallow lakes. *Freshwater Biology*, 2008, 53: 935-944.
- [6] Correll DL. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27: 261-266.
- [7] Leavitt PR, Hann BJ, Smol JP et al. Paleolimnological analysis of whole-lake experiments: an overview of results from Experimental Lakes Area Lake 227. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1994, 51: 2322-2332.
- [8] Anderson NJ, Rippey B, Gibson CE. A comparison of sedimentary and diatom-inferred phosphorus profile: implications for defining pre-disturbance nutrient conditions. *Hydrobiologia*, 1993, 253(1-3): 357-366.
- [9] 羊向东,王苏民,沈吉等.近 0.3ka 来龙感湖流域人类活动的湖泊响应.中国科学(D辑),2001,31(12): 1031-1038.
- [10] Sondergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of lake Søbygaard, Denmark. *Hydrobiologia*, 1993, 253(1): 345-356.
- [11] 羊向东,沈吉,董旭辉等.长江中下游浅水湖历史时期营养态演化及湖泊生态响应——以龙感湖和太白湖为例.中国科学(D辑),2005,35(增刊Ⅱ):45-54.
- [12] Hall RI, Smol JP. A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology*, 1992, 27:417-434.
- [13] Bennion H. A diatom-phosphorus transfer function for shallow, eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia*, 1994, 275/276: 391-410.
- [14] Lotter AF, Birks HJB, Hofmann W et al. Modern diatom, cladocera, chironomid, chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. *Journal of Paleolimnology*, 1998, 19: 443-463.
- [15] Bradshaw EG, Anderson NJ. Validation of a diatom-phosphorus calibration set for Sweden. *Freshwater Biology*, 2001, 46: 1035-1048.
- [16] Yang XD, Anderson NJ, Dong XH et al. Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology*, 2008, 53: 1273-1290.
- [17] 董旭辉,羊向东,刘恩峰.湖北太白湖 400 多年来沉积硅藻记录及湖水总磷的定量重建.湖泊科学,2006,18(6): 597-604.
- [18] Dong XH, Bennion H, Battarbee RW et al. Tracking eutrophication in Taihu Lake using the diatom record: potential and problems. *Journal of Paleolimnology*, 2008, 40: 413-429.
- [19] Smol JP, Cumming BF. Tracking long-term changes in climate using algal indicators in lake sediments. *Journal of Phycology*, 2000, 36: 986-1011.
- [20] Battarbee RW. Diatom analysis. In: Berglund BE ed. *Handbook of holocene palaeoecology and palaeohydrology*. Chichester: Wiley, 1986: 527-570.
- [21] Krammer K, Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae(1-4 Teil). In: Ettl H, Gerloff J, Heyning H et al eds. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart and Jena: Gustav Fischer Verlag, 1986-1991, 2(1-4).
- [22] ter Braak CJF, Prentice IC. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 1988, 18: 271-317.

- [23] ter Braak CJF. Canonical correspondance analysis: a new eigenvector tecniqe for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 1986, **67**(5) : 1167-1179.
- [24] Jongman RHG, ter Braak CJF, van Tongeren OFR. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1995 : 109-110.
- [25] ter Braak CJF, Smilauer P. CANOCO regerence manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination(version 4.5). New York: Microcomputer Power,2002.
- [26] Birks HJB, Line JM, Juggins S *et al.* Diatoms and pH reconstruction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 1990, **327** : 263-278.
- [27] Juggins S. Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualization. C2 Version 1.5 User guide. Newcastle upon Tyne: Newcastle University, 2007 : 1-73.
- [28] Xiang L, Lu X, Higgitt DL *et al.* Recent lake sedimentation in the middle and lower Yangtze basin inferred from ^{137}Cs and ^{210}Pb measurements. *Journal of Asian Earth Science*, 2002, **21** : 77-86.
- [29] Last WM, Smol JP. Tracking environmental change using lake sediments, volume 1: basin analysis, coring, and chronological techniques. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001 : 171-196.
- [30] Bennion H. Surface-sediment diatom assemblages in shallow, artificial, enriched ponds, and implications for reconstructing trophic status. *Diatom Research*, 1995, **10** : 1-19.
- [31] Bradshaw EG, Anderson NJ, Jensen JP *et al.* Phosphorus dynamics in Danish lakes and the implications for diatom ecology and palaeoecology. *Freshwater Biology*, 2002, **47** : 1963-1975.
- [32] Anderson NJ. Variability of diatom-inferred phosphorus profiles in a small lake basin and its implications for histories of lake eutrophication. *Journal of Paleolimnology*, 1998, **20** : 47-55.
- [33] Van Dam H, Mertens A, Sinkeldam Jos. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 1994, **28**(1) : 117-133.
- [34] Gomez N, Riera LJ, Sabater S. Ecology and morphological variability of *Aulacoseira granulata* (Bacillariophyceae) in Spanish reservoirs. *Journal of Plankton Research*, 1995, **17**(1) : 1-16.
- [35] Bradbury JP. Diatom stratigraphy and human settlement in Minnesota. *Geological Society of America*, 1975, **74** : 71-74.
- [36] Hoetzel G, Groome R. Population dynamics of *Aulacoseira granulata* (HER.) SIMONSON (Bacillariophyceae, Centrales), the dominant alga in the Murray River, Australia. *Archiv für Hydrobiologie*, 1996, **136**(2) : 191-215.
- [37] Karst TL, Smol JP. Paleolimnological evidence of limnetic nutrient concentration equilibrium in a shallow, macrophyte-dominated lake. *Aquatic Sciences*, 2002, **62**(1) : 20-38.
- [38] Smol JP. Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective (2nd edition). Oxford: Blackwell Publishing, 2002 : 179-182.
- [39] Dhote S, Dixit S. Water quality improvement through macrophytes: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009, **152** : 149-153.
- [40] Biggs BJF. Hydraulic habitat of plants in streams. *Regulated Rivers: Research and Management*, 1996, **12** (2-3) : 131-144.
- [41] Chambers PA, Prepas EE, Hamilton HR *et al.* Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecological Applications*, 1991, **1**(3) : 249-257.
- [42] Wang HZ, Wang HJ, Liang XM *et al.* Empirical modelling of submersed macrophytes in Yangtze lakes. *Ecological Modelling*, 2005, **188**(2-4) : 483-491.
- [43] 殷志强, 秦小光, 吴金水等. 湖泊沉积物粒度多组分特征及其成因机制研究. 第四纪研究, 2008, **28**(2) : 345-353.
- [44] Matzinger A, Schmid M, Sarafloska EV *et al.* Eutrophication of ancient lake Ohrid: global warming amplifies detrimental effects of increased nutrient inputs. *Limnology and Oceanography*, 2007, **52**(1) : 338-353.
- [45] St Jacques JM, Cumming BF, Smol JP. A 900-yr diatom and chrysophyte record of spring mixing and summer stratification from varved lake Mina, west-central Minnesota, USA. *The Holocene*, 2009, **19**(4) : 537-547.