

近 50 年来环境变化对巢湖硅藻组合演替的影响*

陈旭^{1,2}, 羊向东^{1**}, 董旭辉¹, 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)

摘要: 湖泊生态系统往往受营养、水文和气候等诸多环境因子的影响。区分不同环境因子的影响是揭示湖泊生态环境演化机制的关键。本文基于巢湖岩芯²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 测年、硅藻、地球化学指标和粒度分析结果以及流域水文、气候、人口和农业资料, 利用冗余分析, 定量区分 1950 年来营养、水文和气候对硅藻组合演替的影响。1978 年前硅藻组合中 *Aulacoseira granulata* 占绝对优势, 此后耐营养种 *Cyclotella dubius* 大量出现。2000 年以来 *C. dubius* 占绝对优势, 并伴随 *Cyclotella tholiformis* 和 *Stephanodiscus parvus* 等其它耐营养种增加。结果表明, 沉积物 TP、TN、年均温、年均风速和水位变幅是影响硅藻组合演替的五个显著变量, 它们分别单独解释硅藻组合方差的 6.5%、4.7%、4.5%、4.7% 和 3.0%。这表明近 50 年来营养是巢湖硅藻组合演替的决定因素, 水文过程和气候变化也是硅藻组合演替的重要诱因。

关键词: 硅藻组合; 营养; 水文; 气候; 冗余分析; 巢湖

Effects of environmental changes on the succession of diatom assemblage during the last 50 years in Lake Chaohu

CHEN Xu^{1,2}, YANG Xiangdong¹, DONG Xuhui¹ & 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 the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P. R. China)

Abstract: Ecosystem in shallow lakes is generally subjected to the effects of multiple stressors, including nutrient, hydrology and climate. It is important to identify the impacts of multi-stressors for understanding the mechanism of environmental change in the lakes. Based on sedimentary proxies (i. e., ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs dating, diatom, geochemical indicators and particle size) from Chaohu sediment core and documentary data (i. e., hydrology, climate, population and agriculture) in Chaohu basin, this study estimated quantitatively the effects of nutrient, hydrology and climate on diatom succession since 1950 using the redundancy analysis. Before 1978 diatom assemblages were dominated by *Aulacoseira granulata*, followed by an abrupt increase in eutrophic species (i. e. *Cyclotella dubius*). Since 2000 diatom assemblages were characterized by *C. dubius*, with increases in eutrophic species (e. g., *Cyclotella tholiformis* and *Stephanodiscus parvus*). Results showed that sedimentary total phosphorus, total nitrogen, annual mean temperature, annual mean wind speed and annual water level amplitude were five significant variables, explaining solely 6.5%, 4.7%, 4.5%, 4.7% and 3.0% of the variances in diatoms respectively. Therefore, nutrient input was the most important factor on diatom succession. Meanwhile, changes in climate and hydrological conditions also imposed an effect on diatom succession in Lake Chaohu during the last 50 years.

Keywords: Diatom assemblage; nutrient; hydrology; climate; redundancy analysis; Lake Chaohu

长江中下游平原是我国浅水湖泊分布最集中的地区之一, 这些湖泊的形成多与长江水系的演变有关,

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2008ZX07103-003)、国家自然科学基金项目(40972217)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。2011-01-24 收稿; 2011-03-15 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.

长期以来,自然的江湖水力联系和季风气候在维系湖泊流域生态系统平衡中起着重要作用^[1-2]. 然而,近50年来伴随流域人口扩张和经济快速发展,人为活动导致长江中下游平原浅水湖泊生态环境退化. 一方面,围垦和筑坝等活动改变湖泊自然的水文过程,包括江湖水体交换量减少、水位变幅降低等^[3]. 水位变幅的变化会影响湖滨带水生植被发育,进而影响水质以及水生生物多样性^[4]. 另一方面,流域森林砍伐、农田化肥大量使用、城市生活和工业污水排放导致外源性营养盐大量输入,湖泊面临严重的富营养化问题^[5]. 此外,近50年来流域气温呈明显升高趋势^[6],增温会加快内源营养释放,同时提高水体初级生产力,已成为影响湖泊生态环境演化的重要因素^[7]. 显然,流域湖泊生态环境同时经受营养、水文和气候等多个环境因子的影响. 历史时期这些因素在多大程度上影响湖泊生态环境演化,能否定量区分它们的影响,目前是古湖沼学研究中的一个热点^[8]. 在长江中下游洪泛平原,由于缺乏长期的水质和生物监测资料,加之复杂的地理背景,相关的工作尚未开展.

湖泊沉积物能有效地记录历史时期湖泊生态环境演化过程^[9]. 在洪泛平原湖泊中,沉积物物理指标如沉积速率、粒度等能有效地反映流域侵蚀强度和水动力条件^[10-11]; 营养元素(如总磷、总氮和总有机碳等)含量高低则与营养盐输入直接相关^[12]; 而生物指标则往往能有效地反映水环境变化(包括营养、水文、气候和污染等)的综合信息^[13-15]. 目前,在长江中下游平原湖泊开展的前期工作^[14,16-17]表明硅藻敏感地响应于环境变化,能很好地指示湖泊营养、水文和水生植被等特征. 因此,本文以巢湖沉积硅藻组合作为响应变量(指示水环境变化),同时以沉积物营养输入指标、流域水文数据和气候资料作为解释变量,通过冗余分析计算这三类因子对硅藻组合演替的单独解释份额,定量区分营养、水文和气候对硅藻组合演替的影响. 进而探讨营养、水文和气候变化共同作用下湖泊生态环境演化过程,并为制定流域湖泊生态修复措施提供参考.

1 研究方法

1.1 研究区概况

巢湖是我国第五大淡水湖泊,位于长江西岸,水域面积约770 km²,平均水深3 m左右,流域面积13350 km². 在气候分区上,巢湖位于亚热带季风气候区,年平均气温15-16℃,年平均降水量为1100 mm,其中6至8月占年降水量的39%^[18]. 受地形地貌特点影响,河流呈放射状汇入巢湖,最后经裕溪河汇入长江. 自然状态下长江入湖交换水量多年平均值约为13.6×10⁸ m³,1962年建闸后降至1.6×10⁸ m³左右^[18]. 1970s后期以来工农业和生活污水排放输入大量营养盐,导致水体营养富集^[19-20]. 1984-2006年间巢湖水体总磷和总氮的平均浓度分别为256和2850 μg/L,叶绿素a浓度在20-40 μg/L之间波动^[20].

1.2 采样与沉积指标分析

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)采集长1.2 m的柱状沉积岩芯,采样点水深3.2 m. 现场对钻孔沉积物样品按0.5 cm间隔进行采集. 与本文内容相关的实验室测试项目包括²¹⁰Pb、²²⁶Ra、¹³⁷Cs活度、总氮(TN)、总磷(TP)、总有机碳(TOC)、金属元素(Cu和Pb)含量、粒度和硅藻分析. 沉积柱样品0-20 cm按0.5 cm间隔,20 cm以下按1 cm间隔取样分析. ²¹⁰Pb和¹³⁷Cs活度采用高纯锗井型探测器(HPGe GWL-120-15)测定. TN和TOC采用CE440型元素分析仪测定,TP、Cu和Pb用等离子体原子发射光谱仪(ICP-AES)测定,仪器精度控制在重复测量误差小于±5%. 粒度用Mastersizer 2000型激光粒度仪测量,元素和粒度分析步骤方法详见参考文献^[21]. 硅藻样品采用盐酸和双氧水处理后制片的方法^[13],种属鉴定参照Krammer和Lange-Bertalot(1986-1991)的分类系统^[22],依据硅藻保存情况,每个样品的硅藻统计数以200粒为基数.

1.3 流域资料

巢湖闸站水文数据来自国家水文年鉴(1951-1987年)、安徽省历年水文统计资料和相关文献^[23-24]. 降水、气温和风速数据来自合肥市气象站观测记录. 水文数据包括:年内水位变幅和年均输沙率. 气候数据包括:年均温、年均风速和年总降水量. 安徽省化肥施用量和合肥市人口资料来自安徽省农业统计提要 and 安徽省统计年鉴^[25-26].

1.4 数值分析

降维对应分析(Detrending Correspondence Analysis, DCA)用于提取硅藻种群的动态变化,在排序分析中

选择至少在两个样品中出现且一个样品中含量超过 1% 的属种(共计 32 个). DCA 分析结果显示第一轴长度为 1.6 个标准单位,因此选用线性模式(冗余分析, Redundancy Analysis)进行分析^[27]. 沉积物指标通过 ²¹⁰Pb 年代与观测数据进行对接. 本文主要分析环境变化与硅藻组合长期变化的关系,因此将气候和水文观测数据进行 3 年滑动平均处理. 除水文和气候因子外,营养指标包括:TP、TN 和 TOC. 以硅藻组合数据做响应变量,所有环境因子作为解释变量,基于蒙特卡洛置换检验($P < 0.05$; $n = 499$ 非限制性置换)逐步预选(stepwise forward selection)筛选出解释硅藻组合演替的显著因子. 为去除显著因子之间共线性的影响,再对筛选出的所有显著变量进行冗余分析,去掉膨胀系数最大的显著因子,直到所有变量的膨胀系数小于 5. 确定显著因子后,每次选择一个显著因子做解释变量,余下显著因子做协变量(covariable),进行偏冗余分析(partial RDA)计算每个因子单独作用对硅藻组合演替的解释份额. 蒙特卡洛置换检验($P < 0.05$; $n = 499$ 非限制性置换)用于分析解释变量的显著水平. 所有排序分析用 CANOCO 4.5 软件进行^[28].

2 研究结果

2.1 钻孔年代

巢湖钻孔年代结果已发表,详细结果见参考文献^[11]. 为配合流域数据进行数值分析,根据年代结果,本研究仅取顶部 27 cm 相当于 1940 年以来的硅藻和其他环境指标结果进行分析. 总体上,平均沉积速率在 0.39 cm/a 左右,干沉积通量(Dry Mass Accumulation Rate, DMAR)在 0.11 - 0.31 g/(cm² · a) 间变化(图 1).

2.2 硅藻演替

巢湖钻孔中主要以浮游类型为主, *Aulacoseira granulata* 和 *Cyclostephanos dubius* 是两个主要优势种. 可以看出,在 1978 年前后硅藻组合出现重大转变. 在 1978 年前 *A. granulata* 占绝对优势,并略呈下降趋势. 1950s 后期 *Cymbella*、*Eunotia*、*Fragilaria* 和 *Navicula* 等附生和底栖类型硅藻少量出现, *C. dubius* 开始少量增加. 1978 年后 *C. dubius* 含量急剧上升到 41%, 此后在 17% - 46% 范围波动,同时伴随 *Aulacoseira alpigena* 和 *Thalassiosira visurgis* 等其他耐营养属种增多. *A. granulata* 含量在快速降低后,自 1980s 中后期开始有小幅升高趋势,1990s 中后期以来逐渐下降. 与之相反, *C. dubius* 急剧增加并伴随 *Stephanodiscus* 属增多,附生和底栖类型几乎消失(图 2).

硅藻组合数据的 DCA 分析结果显示,四个排序轴分别解释硅藻数据的 28.5%、9.1%、5.2% 和 3.0%. 表明第一轴捕获了绝大部分硅藻组合演替的信息. 第一轴得分同样显示在 1978 年前后硅藻组合发生了明显的变化(图 1),1978 年以来呈现逐渐下降趋势.

2.3 其他沉积指标与主要历史资料数据

干沉积通量(DMAR)基本在 0.2 g/(cm² · a) 上下波动,1965 至 1973 年为明显的谷值段(图 1). TP、TN、TOC、Pb 和 Cu 变化趋势基本一致,1950s 中期后开始缓慢增长;1978 年后 TP 出现快速增长趋势,1980s 初期开始 Pb 和 Cu 含量明显上升;1980s 后期以来 TP、Pb 和 Cu 含量保持高值, TN 和 TOC 仍快速增长. 中值粒径在 1950 至 1965 年间快速下降(14 - 10 μm), 1978 年后在 8 μm 上下波动. 而粘土(< 4 μm)含量从 1950 年开始增加,1960s 含量快速上升至 30% 左右,1970s 后期以来呈缓慢升高趋势. 由此可见,TP 和粒度组成变化与硅藻组合演替在时间上比较一致,而 1978 年以后 DCA 第一轴得分持续下降与 TP、TN、TOC 以及细颗粒含量进一步增加相对应.

历史资料表明,1950 至 2006 年合肥市城镇人口规模从不足 20 万人迅速扩张至 196 万人;化肥使用从 1950s 中后期开始,1970 年前每公顷耕地化肥施用量不超过 20 kg,1970s 后期呈线性增长. 化肥施用量的明显增加与硅藻组合演替在时间上吻合.

年均温在 1950 至 1985 年间波动变化,此后明显升高,虽然 2004 年有小幅回落,1950 年以来年均温增幅在 1 °C 以上. 1950 至 1967 年均风速总体呈减小的趋势,此后波动式升高,在 1997 年又呈明显减小的趋势(图 3a). 年降水量变化趋势不明显,在 800 - 1200 mm 之间波动(未显示). 1962 年前,年水位变幅基本在 4 m 以上,建闸后人为调控最低水位逐渐抬升,水位变幅明显减小,基本在 3 m 上下波动. 年均输沙率在 1970 年前波动较大,总体呈下降趋势,1970 年以来逐渐减小(图 3b).

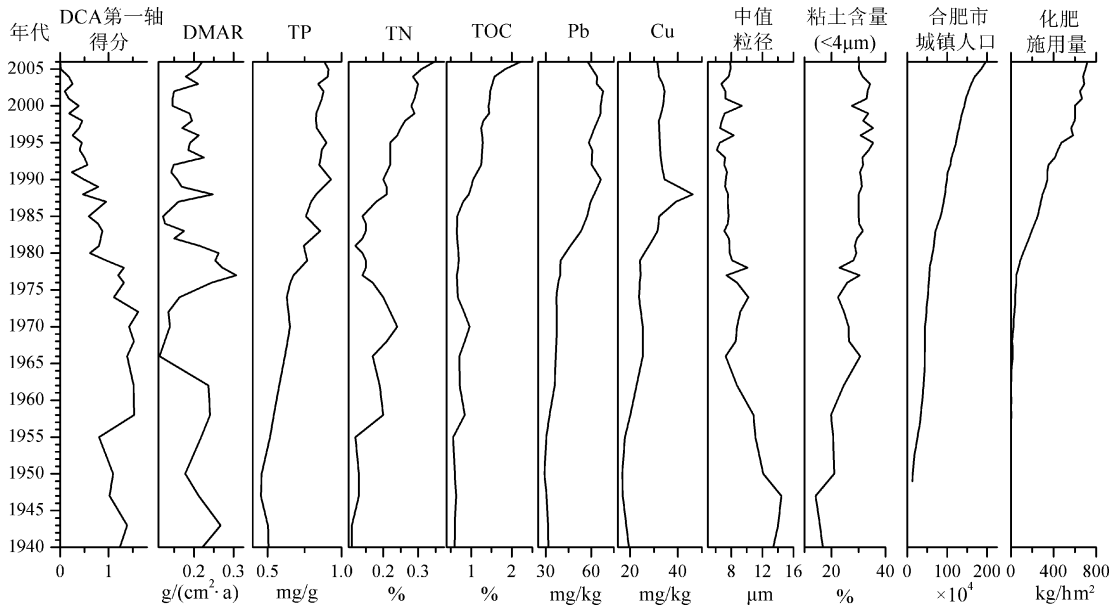


图1 巢湖钻孔沉积物指标、合肥市城镇人口和安徽省化肥施用量

Fig.1 Sedimentary proxies in Lake Chaohu core, urban population in Hefei City and fertilizer usage in Anhui Province

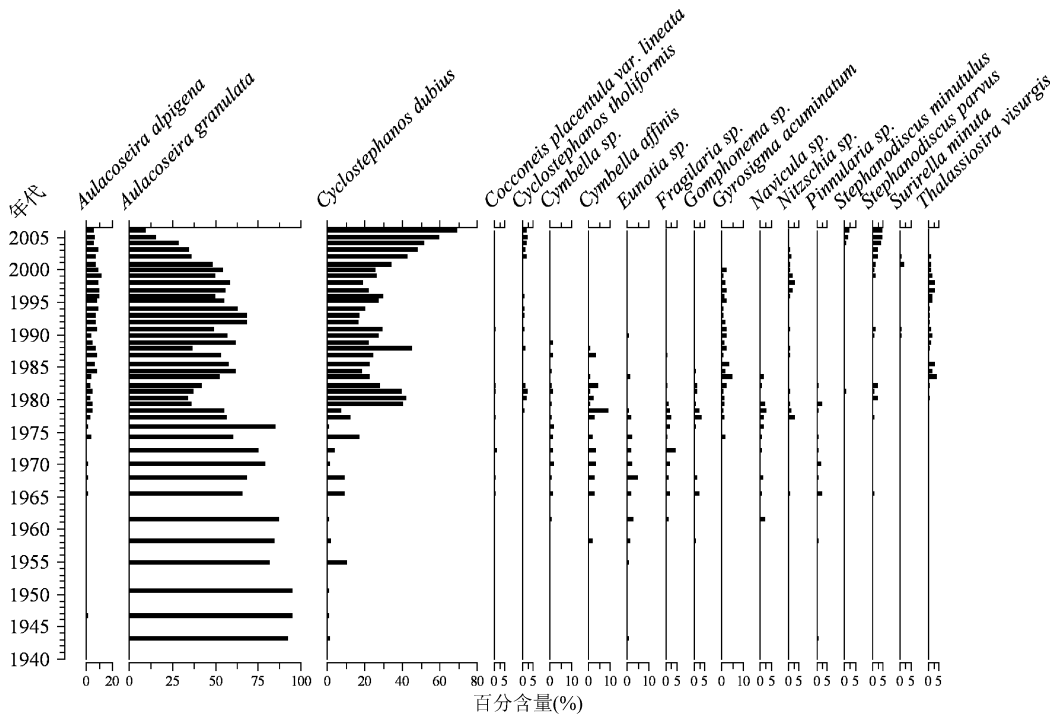


图2 巢湖钻孔主要硅藻属种组合图式

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

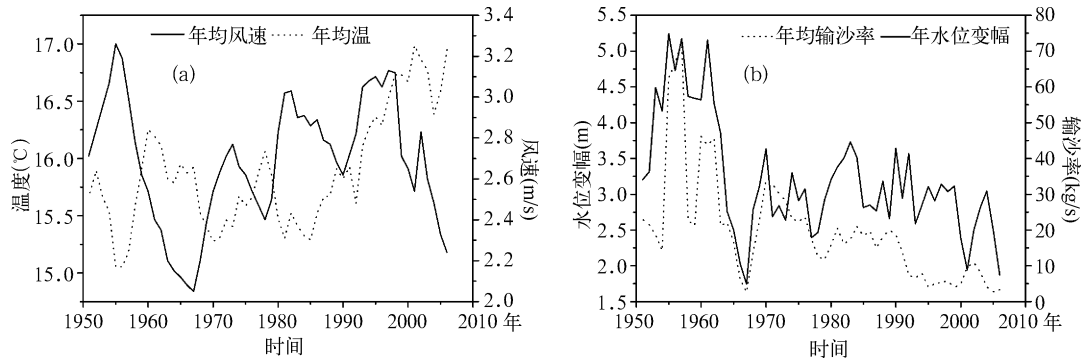


图 3 1950 年以来合肥市气候和巢湖闸站水文资料(三年滑动平均):(a) 年均温与年均风速;
(b) 年水位变幅与年均输沙率

Fig.3 Climate data of Hefei City and hydrology data of Chaohu Sluice since 1950 (3-year moving averages):
(a) annual mean temperature and annual mean wind speed; (b) annual water level fluctuation
and average sediment discharge

2.4 定量区分结果

结合上述营养、水文和气候资料数据以及硅藻数据进行 RDA 分析,删除冗余变量后,TP、TN、年均温、年均风速和水位变幅组成影响近 50 年来硅藻组合演替的五个显著因子,它们共同解释了硅藻组合方差的 37.6%。偏冗余分析的结果显示,TP、TN、年均温、年均风速和水位变幅分别单独解释硅藻组合方差的 6.5%、4.7%、4.5%、4.7% 和 3.0%。显然,近 50 年来营养水平升高是控制硅藻组合演替的主要因素,同时水位变幅减小、增温和风速变化也是硅藻组合演替的重要诱因。从图 4 来看,五个显著因子将样品点自右向左分为三个不同的组合带:1950-1978 年间样品点沿风速和水位变幅减小的梯度自上而下排列;1978-2000 年间样品点受风速增加、增温和营养水平升高的影响自右向左分布;2000 年以来样品点主要受营养水平升高和增温的影响。

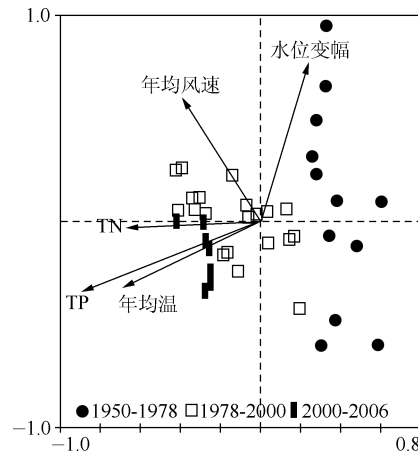


图 4 冗余分析双轴图

Fig.4 The biplot of redundancy analysis

3 讨论

3.1 硅藻组合演替的驱动因子分析

冗余分析结果显示,营养指标 TP 和 TN 是显著因子,两者独立作用共解释硅藻组合变化的 11.2%,是影响硅藻组合演替的最主要因素. 1950 至 1978 年间沉积物 TP、TN 和 TOC 缓慢增长,反映水体营养水平缓慢升高,此时耐营养硅藻属种 *C. dubius* 只是少量增加且 DCA 第一轴得分变化很小,表明营养输入对硅藻组合的影响较小,同时暗示湖泊具有一定负反馈调节功能. 1970s 后期 Pb 和 Cu 含量快速升高反映流域工业快速发展导致废水排放增多,同时城市人口以及农业化肥施用量快速增长暗示城市生活污水以及农业面源污染输入急剧增加,因而沉积物 TP 快速升高. 同时建闸后输沙率呈下降趋势,细颗粒物含量逐渐升高,由于细颗粒物往往是营养物质的吸附载体^[29],这将加速营养物质累积过程. 随着水体营养水平升高,硅藻组合中耐营养种 *C. dubius* 开始大量出现. 事实上,在长江中下游地区伴随 1970s 后期工业化和城市化快速发展以及农业化肥大量使用,外源营养输入的迅速增加,在多个湖泊沉积硅藻记录中出现耐营养种明显增加的趋势^[16-17]. 例如在太湖沉积钻孔中 1980 年前后 *Stephanodiscus minutulus* 和 *Cyclostephanos tholiformis* 等耐营养种显著增多^[17]. 1978 至 1990s 中期耐营养种 *C. dubius* 并未持续增加,而在 17% - 46% 之间上下波动,而且耐

生和底栖类型硅藻零星分布. 这表明湖泊并未处于稳定的富营养化状态. 1980s 后期以来 TN 和 TOC 的快速增长表明湖泊营养水平进一步升高, 随后在 1990s 后期 *C. dubius* 开始持续增加, 伴随着其他耐营养种 *Stephanodiscus parvus* 增加.

A. granulata 是硅藻组合中另一优势种, 在营养梯度上通常生长在中到中富营养水体^[14]; 由于其壳体厚易沉降, 因而通常生长在扰动的水体环境^[30]. 例如: 在 Jurumirim 水库 *A. granulata* 在流速增加条件下优势趋于明显^[31]; 在维多利亚湖 *A. granulata* 在风速增强的条件下含量呈增加趋势^[32]. 因此, 该种对径流和风速引起的水体扰动均响应敏感. 冗余分析结果显示, 1950 年以来水位变幅和年均风速是影响硅藻组合演替的显著因子. 1962 年巢湖建闸后最低水位逐渐抬升, 水位变幅明显减小, 湖泊吞吐流减弱^[18]. 沉积物中值粒径减小以及细颗粒含量快速升高, 反映吞吐流引起的湖泊水动力呈减弱趋势^[10]. 与此同时年均风速也呈明显减缓趋势, 因而可推测风生流也会相应减弱. 由于水体扰动减小, *A. granulata* 含量自 1960s 以来呈降低趋势. 1980s 以来江湖水力联系相对稳定, 而年均风速明显增加, 风生流增强促进 *A. granulata* 发育, 因而其含量呈小幅增加趋势. 然而, 1990s 中后期以来年均风速快速下降, *A. granulata* 含量也随之逐渐下降, 导致硅藻组合向 *C. dubius* 单一优势种组合演替.

此外, 年均温是影响硅藻组合演替的另一显著变量, 1950 年以来流域温度增幅在 1 °C 以上, 以 1990s 增幅尤为显著. Anderson 认为硅藻对温度的直接变化并不敏感, 但其生长所依赖的环境因子(如: 营养、光照和扰动条件等)受气候因子调控^[33]. 尽管气候变化对湖泊生态系统的影响因地理位置和湖泊初始条件而异, 但已有的研究表明在浅水富营养湖泊中, 增温会增强内源营养负荷释放, 进而促进耐营养生物属种发育^[7]. 例如, 在太湖的模拟实验发现, 随着温度升高, 细菌、底栖藻类和浮游植物的活性增强, 进而加快底泥营养盐释放^[34]. 因此, 1990s 以来增温叠加在营养输入增加的背景下, 促使湖泊营养负荷不断升高, 1990s 后期以来富营养种持续增加, 特别是 2000 年以来富营养种占绝对优势, 附生和底栖类型硅藻几乎消失. 这表明巢湖已进入稳定的富营养化状态.

一般认为在水体营养盐含量达到某一阈值时, 水生生态系统会由清水状态向浊水状态转变^[35]. 近年来研究发现湖泊稳态转变并不是单一环境因子作用的结果, 而是多因子(例如水位变化、气候变暖等)共同作用所导致^[7, 36]. 事实上, 每个环境因子变化都可能减弱水生生态系统的恢复力直到任何扰动促发湖泊稳态转变^[37]. 本文分析结果表明, 营养水平升高是导致巢湖生态环境演化的主要原因, 这与在长江中下游地区已开展的研究结果一致^[14-17]. 值得注意的是, 近 50 年来增温、水文过程和风速变化影响湖泊能量和营养物质循环过程, 在外源营养输入增加的背景下, 加速湖泊营养富集过程. 因而, 水文过程和气候变化是巢湖生态环境演化的重要诱因. 1950s - 1960s 以来长江中下游地区很多湖泊受筑坝影响, 且流域气温呈明显升高趋势, 因而长江中下游其他建坝湖泊可能经历类似的生态环境演化轨迹, 但需更多结果验证.

3.2 冗余分析的应用

一般认为在具有年纹层的湖泊沉积钻孔中, 能精确地进行沉积物指标和观测数据对接, 因而是进行古湖沼与现代观测记录结合分析的理想材料^[38]. 本文基于沉积物指标与水文、气候观测数据, 通过冗余分析, 结果很好地揭示了营养、水文和气候共同作用下巢湖硅藻组合演替过程, 这表明在沉积速率快的浅水湖泊该方法也具有很好的应用前景. 但值得注意的是, 排序分析仅显示出各个环境因子与硅藻组合演替的数学关系, 其内在机理则需要结合相关专业进行详细的解释. 另外, 有 60% 左右的硅藻组合演替未被解释, 主要原因可能是本文仅分析外驱动力的作用, 并未考虑湖泊内驱动力的影响. 事实上, 物种之间的捕食和竞争关系对生物群落演替可能起到决定性作用^[39]. 例如: 在丹麦的 Lading 湖和 Søbygaard 湖鱼类密度和水生植物丰度是调控藻类群落结构的关键因子, 而营养状态对其影响很小^[40]. 1950 年以来巢湖食浮游动物鱼类(鲢鱼和银鱼等)产量增加达两倍以上, 极大地减缓了浮游动物对藻类的捕食压力^[20], 食物网的‘下行效应’也可能是导致硅藻演替的诱因之一. 因此, 在下一步工作中应结合沉积物中色素、植物大化石以及枝角类等指标, 综合考虑水生生态系统的内外驱动力, 这样才能更全面地了解湖泊生态环境演化过程.

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, 夏成岚高级工程师负责完成²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 测定, 数值分析得到 Loughborough 大学 John Anderson 教授和 David Ryves 博士帮助, 在此一并致谢.

4 参考文献

- [1] 王苏民, 窦鸿身主编. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998: 5-6.
- [2] 杨达源, 李徐生, 张振克. 长江中下游湖泊的成因与演化. 湖泊科学, 2000, **12**(3): 226-232.
- [3] Nakayama T, Watanabe M. Role of flood storage ability of lakes in the Changjiang River catchment. *Global and Planetary Change*, 2008, **63**(1): 9-22.
- [4] White MS, Xenopoulos MA, Hogsden K *et al.* Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region. In: Wantzen KM, Rothhaupt KO, Mortlet M *et al.*, eds. Ecological effects of water level fluctuations in lakes. Netherlands: Springer, 2008, **204**: 21-31.
- [5] Gao C, Zhang TL. Eutrophication in a Chinese context: understanding various physical and socio-economic aspects. *Ambio*, 2010, **39**(5-6): 385-393.
- [6] 杨桂山, 马超德, 常思勇. 长江保护与发展报告(2009). 武汉: 长江出版社, 2009: 1-18.
- [7] Jeppesen E, Moss B, Bennion H *et al.* Interaction of climate change and eutrophication. In: Kernan MR, Battarbee RW, Moss B, eds. Climate change impacts on freshwater ecosystems. Chichester: Wiley-Blackwell, 2010: 119-151.
- [8] Leavitt PR, Fritz SC, Anderson NJ *et al.* Paleolimnological evidence of the effects on lakes of energy and mass transfer from climate and humans. *Limnology and Oceanography*, 2009, **54**: 2330-2348.
- [9] Smol JP. The power of the past: using sediments to track the effects of multiple stressors on lake ecosystems. *Freshwater Biology*, 2010, **55**(suppl. 1): 43-59.
- [10] 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.
- [11] 刘恩峰, 薛滨, 羊向东等. 基于²¹⁰Pb与¹³⁷Cs分布的近代沉积物定年方法——以巢湖、太白湖为例. 海洋地质与第四纪地质, 2009, **29**(6): 89-94.
- [12] 姚书春, 李世杰. 巢湖富营养化过程的沉积记录. 沉积学报, 2004, **22**(2): 343-347.
- [13] Battarbee RW, Jones VJ, Flower RJ *et al.* Diatoms. In: Smol JP, Birks HJB, Last WM, eds. Tracking environmental change using lake sediments. Volume 3. Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 2002: 155-202.
- [14] 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**(7): 1273-1290.
- [15] Zhang EL, Jones R, Langdon P *et al.* A 150-year record of recent changes in human activity and eutrophication of Lake Wushan from the middle reach of the Yangtze River, China. *Journal of Limnology*, 2010, **69**: 235-241.
- [16] 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.
- [17] Dong XH, Bennion H, Battarbee R *et al.* Tracking eutrophication in Taihu Lake using the diatom record: potential and problems. *Journal of Paleolimnology*, 2008, **40**: 413-429.
- [18] 屠清瑛, 顾丁锡, 尹澄清等. 巢湖富营养化研究. 合肥: 中国科技大学出版社, 1990: 1-226.
- [19] Shang GP, Shang JC. Causes and control countermeasures of eutrophication in Chaohu Lake, China. *Chinese Geographical Science*, 2005, **15**(4): 348-354.
- [20] 谢平. 翻阅巢湖的历史——蓝藻、富营养化及地质演化. 北京: 科学出版社, 2009: 1-144.
- [21] Liu EF, Yang XD, Shen J *et al.* Environmental response to climate and human impact during the last 400 years in Taibai Lake catchment, middle reach of Yangtze River, China. *Science of the Total Environment*, 2007, **385**(1-3): 196-207.
- [22] Krammer K, Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae (1-4 Teil). In: Ettl H, Gerloff J, Heynig H *et al.*, eds. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart and Jena: Gustav Fischer Verlag, 1986-1991, **2**(1-4).
- [23] 巢湖志编纂委员会. 巢湖志. 合肥: 黄山书社, 1989: 1-163.
- [24] 迟本良. 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, 2007, **7**(1): 6-9.
- [25] 安徽省统计局. 安徽统计年鉴 1990. 北京: 中国统计出版社, 1991: 1-628.
- [26] 安徽省统计局. 安徽统计年鉴 2006. 北京: 中国统计出版社, 2007: 1-699.

- [27] Jongman RHG, ter Braak CJF, van Tongeren. Data analysis in community and landscape ecology (2nd). Cambridge: Cambridge University Press, 1995: 1-324.
- [28] Ter Braak CJF, Smilauer P. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). New York: Microcomputer Power, 2002: 1-500.
- [29] He HJ, Yu ZG, Yao QZ *et al.* The hydrological regime and particulate size control phosphorus form in the suspended solid fraction in the dammed Huanghe (Yellow River). *Hydrobiologia*, 2010, **638**(1): 203-211.
- [30] 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.
- [31] Nogueira MG. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), Sao Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 2000, **431**(2): 115-128.
- [32] Stager J, Hecky R, Grzesik D *et al.* Diatom evidence for the timing and causes of eutrophication in Lake Victoria, East Africa. *Hydrobiologia*, 2009, **636**(1): 463-478.
- [33] Anderson NJ. Diatom, temperature and climatic change. *European Journal of Phycology*, 2000, **35**: 307-314.
- [34] Jiang X, Jin XC, Yao Y *et al.* Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water Research*, 2008, **42**(8-9): 2251-2259.
- [35] Scheffer M, Hosper SH, Meijer ML *et al.* Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 1993, **8**(8): 275-279.
- [36] Bozelli RL, Caliman A, Guariento RD *et al.* Interactive effects of environmental variability and human impacts on the long-term dynamics of an Amazonian floodplain lake and a south Atlantic coastal lagoon. *Limnologia*, 2009, **39**(4): 306-313.
- [37] Scheffer M, Carpenter S, Foley JA *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, **413**(6856): 591-596.
- [38] Hausmann S, Lotter AF, van Leeuwen JFN *et al.* Interactions of climate and land use documented in the varved sediments of Seebergsee in the Swiss Alps. *The Holocene*, 2002, **12**(3): 279-289.
- [39] Anderson NJ, Brodersen KP, Ryves DB *et al.* Climate versus in-lake processes as controls on the development of community structure in a low-Arctic lake (South-West Greenland). *Ecosystems*, 2008, **11**(2): 307-324.
- [40] McGowan S, Leavitt PR, Hall RI *et al.* Controls of algal abundance and community composition during ecosystem state change. *Ecology*, 2005, **86**(8): 2200-2211.