J. Lake Sci.(湖泊科学),2018,**30**(4):1109-1122
DOI 10.18307/2018.0423
© 2018 by *Journal of Lake Sciences*

云南杞麓湖沉积物记录的近现代生态环境变化及影响因子识别*

钱福明[1],张　恺[1],陈光杰[1,2**],尹永鑫[1],王教元[1,2],胡　葵[1,2]
(1:云南师范大学旅游与地理科学学院,昆明 650500)
(2:云南师范大学高原地理过程与环境变化云南省重点实验室,昆明 650500)

摘　要:随着云南社会经济的持续发展与极端气候事件的频发,高原大中型湖泊面临着水质恶化、生态与环境功能退化的长期胁迫.为识别亚热带大型湖泊面临的主要环境压力,以杞麓湖为研究对象,在对沉积物钻孔进行物理(粒度、烧失量)、生物(色素、硅藻)等指标分析的基础上,结合现代监测和湖泊调查数据,重建了近两百年来湖泊水文条件、富营养化和环境变化的历史,并对硅藻群落结构的演化进行了驱动过程识别.沉积物粒度在1958年之前变化总体较为稳定且有较高的黏土含量;随着围湖造田等流域开发的增强,沉积物粒度组成自1960s开始频繁波动且粗颗粒组分快速增加.1981－2000年期间,随着落水洞泄水工程的修建杞麓湖的水位控制与水文调控得到加强,沉积物砂质含量降低且粒度组成变化较小;2000－2013年期间,湖泊疏浚工程的开展和区域降水的持续减少都导致了沉积物粒度组成波动较大、粗颗粒组成较高.沉积物色素记录了湖泊初级生产力的缓慢上升出现于19世纪中后期,并自1960s开始总叶绿素与蓝藻色素含量总体出现了较大幅度的增加趋势并持续至今.而在2000－2005年期间,湖泊浅水区的疏浚清淤导致了内源营养盐输入量的降低与藻类生物量的明显下降;沉积物蓝藻色素含量在1998、2008和2012－2013年左右出现明显的峰值,指示杞麓湖可能出现了较大范围的蓝藻暴发事件.统计分析结果显示,湖泊硅藻群落结构出现了多次明显转变且呈现底栖硅藻百分比长期降低的特征,水体富营养化的持续是驱动硅藻群落结构演替的主要因子,而水生植物退化、水文条件与气候变化也对硅藻群落的构建产生了重要的叠加影响.本文的沉积物分析结果表明,亚热带大型湖泊的生态治理与环境保护需要重点围绕营养盐负荷控制、水文调控优化与底栖生境恢复,并需应对全球变暖与极端气候事件产生的叠加影响.
关键词:杞麓湖;湖泊沉积物;藻类色素;硅藻;富营养化;水文调控

Sediment-inferred recent pattern and drivers of environmental and ecological changes at Lake Qilu, Yunnan Province

QIAN Fuming[1], ZHANG Kai[1], CHEN Guangjie[1,2**], YIN Yongxin[1], WANG Jiaoyuan[1,2] & HU Kui[1,2]
(1: *School of Tourism & Geography, Yunnan Normal University, Kunming* 650500, *P.R.China*)
(2: *Provincial Key Laboratory of Plateau Geographical Processes & Environmental Change, Yunnan Normal University, Kunming* 650500, *P.R.China*)

Abstract: With the socio-economic development and increased occurrence of extreme climate, many lakes in Yunnan Province have experienced severe threats such as water quality deterioration and degradation of ecological and environmental functioning. To identify the main environmental stressors threatening the subtropical large and shallow lakes, we conducted multi-proxy sediment analyses for Lake Qilu, including the application of physio-chemical (grain size, nutrients) and biological (pigments, diatoms) indicators. Combined with modern meteorological monitoring and lake survey data, we reconstructed a two-century history of hydrodynamic changes, cyanobacteria bloom and lake eutrophication, and identified the driving factors for the succession in diatom community structure. The composition of sediment grain sizes generally remained stable until 1958 with a relatively high content of fine clays before showing frequent fluctuations and a rapid increase of coarse particles after the 1960s. The construction of a catavothre draining project led to a stronger control of water level and hydrological fluctuation in Lake Qilu, resulting in a smaller magnitude of

* 国家重点研发计划项目(2017YFA0605202)、国家自然科学基金项目(41771239,U1133601,41171048)、教育部科学技术研究项目(213034A)和云南师范大学施源大学生科技创新基金项目联合资助.2017-09-06收稿;2017-11-08收修改稿.钱福明(1994~),男,本科;E-mail:14787499946@163.com.
** 通信作者;E-mail: guangjiechen@gmail.com.

grain size fluctuation and a lower content of sandy components during the period of 1981-2000. More recently, both lake dredging and a continuous decrease of regional precipitation caused strong fluctuations of grain size components and a higher content of sandy sediments. The sediment pigment content, an indicator for lake production, increased slowly since the middle 19th century before showing an accelerating trend after the 1960s. During the period of 2000-2005, the dredging of the shallow lake basin significantly decreased the nutrient release from lake sediments, resulting in an abrupt drop of algal production. The spike of cyanobacterial pigments may suggest the existence of massive cyanobacterial blooming in Lake Qilu around the years of 1998, 2008 and 2012-2013. Multivariate analyses further showed that diatom community composition has significantly shifted several times with a sustained decreasing trend in the percentage of benthic diatoms. While nutrient enrichment played a major role in structuring diatom assemblages over time, the anthropogenic regulation of lake hydrology and habitat availability were also found to synergistically affect the community succession of diatoms. Our multi-proxy results revealed that a combination of increased nutrient control, reduced hydrological regulation and enhanced climate mitigation should be applied altogether for sustainable management and ecological restoration of subtropical large lakes in Southwest China.

Keywords: Lake Qilu; lake sediments; algal pigments; diatoms; eutrophication; hydrological regulation

湖泊与水库为云南社会经济发展提供重要的水资源与生态安全保障. 近年来在全球变暖和社会经济持续发展的背景下,以高原九大湖泊(面积>30 km^2)为代表的云南湖库面临着水资源紧缺、水质持续恶化和生态环境功能下降等问题[1-5]. 杞麓湖是一个构造断陷形成的大型湖泊,在经历长期地质演化过程后逐渐进入充填晚期[6]. 近年来,随着流域开发的持续,杞麓湖营养水平持续增高、生态环境功能持续退化,如 1950s 以来城镇扩张、农业开发等导致了废污水的大量排入,湖泊水质与环境指标严重超标且目前总体处于劣 V 类水平[7]. 流域水资源需求的持续增加使得湖泊水文改造与调控的力度显著增强,如 1958－1981 年期间杞麓湖落水洞被炸开泄水 19 次、共泄水 4.9×10^8 m^3,1981 年对湖泊东部落水洞兴建泄水工程,湖泊水深控制在 4.5~6.7 m 之间,并总体保持稳定[8];自 1958 年起,该湖泊也经历了围湖造田的大规模改造,先后共扩大湖滩地 8.2 km^2[9]. 杞麓湖作为大型湖泊对气候变化也较为敏感,如 2009－2013 年期间的西南大旱造成了湖泊水位的明显下降并濒临干涸(最大水深约 1.3 m),湖泊面积缩小了约 12 km^2[10]. 总之,杞麓湖过去几十年来受到富营养化、水文改造和极端干旱等干扰过程的多重影响,生态环境特征出现了明显改变、资源与环境功能持续下降[7,11]. 因此,对该湖泊的保护与治理急需评价湖泊环境变化的历史、特征与生态效应,并系统识别主要环境压力及其驱动强度.

湖泊沉积物是记录流域与水体环境变化的重要信息载体,可用来重建流域开发及湖泊演化的长期历史[6],而硅藻和色素记录是反映藻类变化可靠的代用指标[12]. 硅藻是淡水藻类的重要组成且对水体环境的变化十分敏感,部分种属具有稳定的生态适宜值和较窄的忍耐范围,因此硅藻群落组合能很好地指示水体环境的基本特征(如 pH 和总磷)[13],并被广泛应用于现代水质监测与生态评价[14]. 同时硅藻具有分布广泛、物种多样性高和抗腐蚀的硅质壳体等特征[15],其沉积物记录能够敏感地反映水环境的变化历史(如湖泊酸化[16]和富营养化[17]),已成为沉积物分析中常见的生物指标之一. 同时浮游与底栖硅藻的组合能够较好地反映水深、湖滨带等湖泊环境与栖息地的变化[18],从而有助于识别流域尺度上气候变化、人类活动等驱动过程的长期影响[19-21]. 近年来,基于硅藻群落组成与水体环境关系的转换函数数据库被广泛应用,使得硅藻记录在水质评价、水化学定量重建和生态环境修复方面成为一个较为成熟的湖沼学分析指标[22]. 目前硅藻指标已被应用于云南部分湖泊的水质现代评价及其生态环境变化的历史重建[23-25],但杞麓湖硅藻群落的近现代分布与变化特征目前还未见报道. 藻类光合作用产生的色素组分可以保存在湖泊沉积物中[26],已有沉积物研究表明叶绿素及其衍生物相较于有机碳来说是一个指示湖泊初级生产力更为敏感的代用指标[27],因此应用该指标可记录藻类生物量的长期变化特征[28]. 湖泊富营养化和气候变化导致的蓝藻暴发日益频繁[29-30],沉积物中某些特定来源的色素可以指示蓝藻生物量的变化[31-32],因此可被用于识别、评价富营养化和蓝藻暴发的历史[33-35].

本研究拟以杞麓湖为研究对象,通过提取该大型湖泊深水区的沉积物记录并开展物理、生物等指标的综合分析,识别近现代以来杞麓湖水环境与生物群落变化的历史与主要特征. 结合现代监测和湖泊调查数据并应用多变量统计等分析方法,定量评价藻类生物量与生物群落变化的长期模式,并进一步评价水体富

营养化、水动力条件改变和栖息地退化等对湖泊的长期胁迫作用及其生态效应. 围绕低纬高原湖泊的生态修复与流域管理,本研究的开展可有助于识别大型浅水湖泊的环境变化模式与生态响应特征,并为建立亚热带湖泊系统的演化机制提供基础数据与科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

杞麓湖(24°5′~24°14′N,102°34′~120°53′E)位于云南省玉溪市通海县境内,属珠江流域西江水系,湖面高程在 1796.8 m 时,湖泊面积 36.86 km^2,最大水深 6.8 m,平均水深 4.0 m,平均蓄水量 1.486×10^8 m^3(表 1). 杞麓湖主要入湖河流为红旗河、里山大沟及大新河,水资源的来源仅靠降雨径流补给且杞麓湖径流面积小、补给量有限,目前无明显的外流出口、为一封闭型高原淡水湖泊. 湖泊流域属中亚热带半湿润高原季风气候,年平均气温 15.6℃,干湿季分明,年平均蒸发量 1164 mm,年平均降雨量 882 mm,全年 53% 的雨量集中在 6－8 月[8]. 流域森林覆盖率较低,约为 32.7%(含灌木),且分布不均,植被类型以农田和灌木林地为主[36]. 至 1985 年,入湖泥沙输入量约 1.3×10^6 t, 年均约 5.4×10^4 t, 导致了湖底高程比 1950s 高出约 0.2~0.3 m[37].

表 1 杞麓湖湖沼学基本特征*

Tab.1 Summary of key limnological features of Lake Qilu

水域面积/ km^2	容积/ m^3	平均水深/ m	最大水深/ m	pH	透明度/ m	总磷/ (μg/L)	总氮/ (mg/L)	叶绿素/ (μg/L)
36.86	1.49×10^8	4.03	6.8	8.29	0.45	82.7	3.93	18.78

* 水域面积、容积、平均水深、最大水深数据来源于文献[8],其他数据来自本次研究结果.

蒙自国家气象站近 60 年来监测数据显示,流域内年平均气温(平均值±1SD,下同)在 1951－1995 年期间总体保持相对稳定(18.6±0.4℃),而从 1995－2013 年期间气温上升趋势明显(19.2±0.2℃). 同时,杞麓湖流域呈现旱涝交替的长期变化特征(图 1a). 如流域范围内年平均降水量近 60 年来为 840 mm,而 1968－1977 和 1992－2003 年期间年平均降水量偏高,分别为 902.5±32.9 和 895.8±30.1 mm;其中,1972、1984 和 1998 等年份降水量偏高(如>925 mm),而降水偏低的年份分布在 1979、1989 和 2011 年(如<780 mm).

现代湖泊监测数据表明,1991－2008 年期间杞麓湖水体总磷、总氮浓度均值出现明显波动,且变化趋势基本同步(图 1b)[38]. 如 1990 年水体总磷、总氮浓度分别为~59 μg/L、1.8 mg/L,总体处于富营养水平[40],近 20 年来总磷和总氮浓度总体呈增加趋势(图 1b),与杞麓湖流域人口稳步上升同步. 总磷、总氮浓度分别于 1993 年、1996 年达到 92 μg/L、2.8 mg/L 后,在 1997－2005 年间有所下降(分别为 47±0.2 μg/L、2.4±0.2 mg/L),而 2006－2011 年期间持续增加,至 2011 年总磷、总氮浓度分别为 112 μg/L、3.9 mg/L. 1990s 湖泊浮游植物密度保持较高水平(图 1c),2000 年开始呈现波动减少的特征并在 2009－2013 年期间持续增加,同期水体透明度总体较低(<1 m)并与浮游植物密度呈现显著的反向变化模式.

1.2 样品采集与处理

1.2.1 样品采集　2014 年 10 月对杞麓湖进行湖沼学监测与样品采集. 使用多参数水质监测仪 YSI 现场测定部分水质参数,并对浮游生物进行采样. 采用瑞典 HTH 重力采样器在杞麓湖深水区提取岩芯(24°10′N,102°47′E;QLH-1-GC1,实际水深 4.8 m;钻孔长度 51.5 cm),另取平行钻(QLH-1-GC2;钻孔长度 55 cm)用于年代学测定(图 2);所有钻孔样品在野外以 0.5 cm 间隔进行分样并置于 4℃保温箱内避光保存,之后立即带回实验室冷藏保存.

1.2.2 年代测定　利用 ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 测年方法建立沉积物样品近 200 年来的年代序列. 具体处理方法:取 1.5 g 冻干样品放入与标准源同一规格的塑料离心管中压实至约 3 cm 高度,胶封静置一周左右使 ^{226}Ra 与 ^{210}Pb 处于平衡状态,然后置于 GAMMA 仪器中测定放射性核素 ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 比活度. 测定仪器为美国 Canberra 公司生产的高纯锗探测器、数字化谱仪及多通道分析系统,并应用恒定补给速率模型(CRS)建立该钻孔的年代－深度系列[42]. 测定样品按钻孔深度 30 cm 以上间隔 2 cm,30 cm 以下深度间隔 5 cm,在此基础上计算出年代

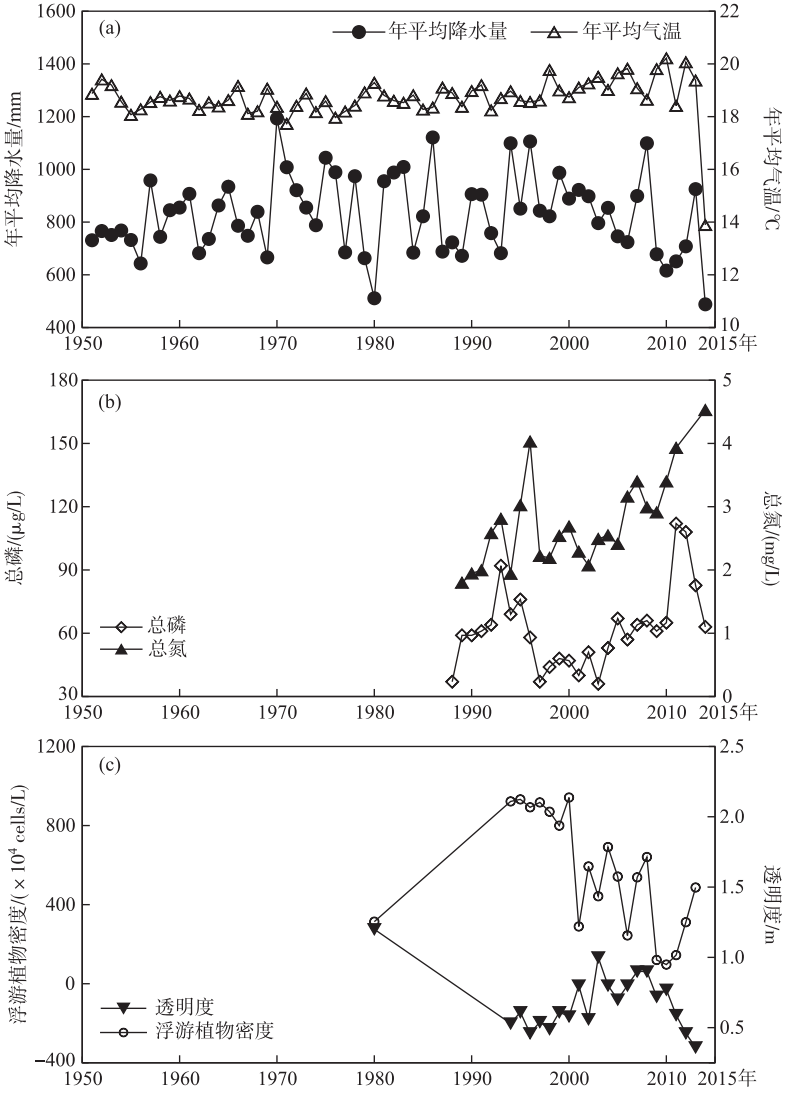


图 1 杞麓湖流域气候特征与水质年际变化时间序列:(a)温度与降水;(b)水体总磷和总氮浓度[38];(c)水体透明度和浮游植物密度[39]

Fig.1 Time series showing the annual mean changes of meteorological data(a), lake-water total phosphorus and total nitrogen(b), and water transparency and phytoplankton density(c) for Lake Qilu, respectively

学序列. 以上测试在云南师范大学高原地理过程与环境变化云南省重点实验室完成.

1.2.3 沉积物理化指标及色素处理 有机质含量测定应用烧失量方法[43],主要步骤包括:称取 0.1 g 冻干样品,置于已灼烧恒量的白金坩埚中,将其置于马弗炉中,在 550℃高温下灼烧 3 h,待冷却后取出干燥 2 h 后称量,计算出烧失量(LOI550,%). 沉积物粒度测定的步骤包括:称取 0.05 g 沉积物干样加 10 ml 30% H_2O_2 加热至有机质充分反应完全,之后加 10 ml 10% 盐酸去除碳酸盐,加蒸馏水静置 12 h 后添加 10 ml 的 0.05 mol/L 六偏磷酸钠超声波震荡后在马尔文 2000 激光粒度仪上进行测定. 为确保所测数据准确,每个样品重复测试 3 次,重复测量误差<1%. 沉积物色素含量使用分光光度计进行测定[27]:取 0.5 g 沉积物干样,用 90% 的丙酮进行 4 次萃取,将萃取液合并,定容至 20 ml. 取上述溶液 10 ml 测定 666 nm 处的吸光值;进一步取上述溶液 5 ml 用无水乙醇定容到 25 ml,测定在 412、504 和 528 nm 处的吸光值,参照文献[27,33]相关公

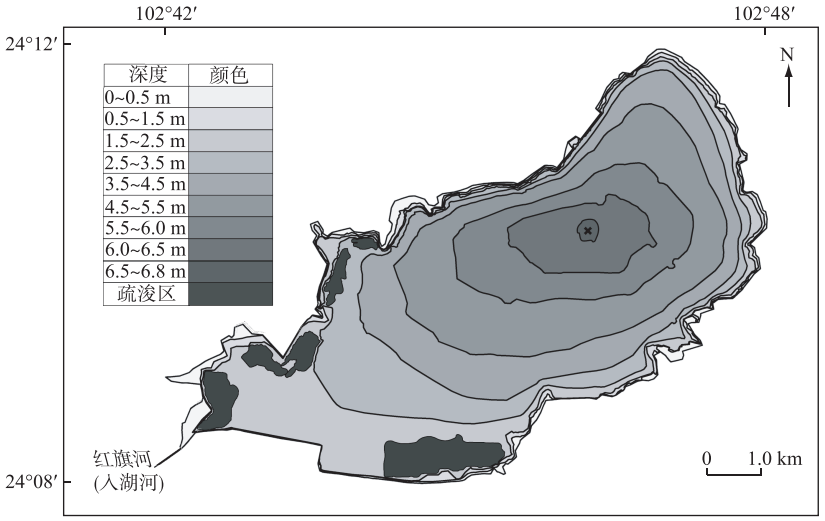


图 2 杞麓湖采样点位置(疏浚区分布源于文献[41])

Fig.2 Location and coring site of Lake Qilu

式计算叶绿素及其衍生物总量(CD)、颤藻黄素(Osc)和蓝藻叶黄素(Myx)含量.

1.2.4 沉积物硅藻样品处理 对硅藻指标进行生物群落分析,实验处理方法包括前处理和玻片制作[44]. 硅藻前处理:首先称取 0.2 g 沉积物放入 50 ml 的烧杯中,加入 6 ml 10% 的 HCl 充分去除碳酸盐,再加约 30 ml 30% 的 H_2O_2,并放于 80℃水浴锅中水浴 4 h 以去除沉积物及硅藻细胞壁上的有机质. 充分反应后离心并清洗 4 次后取 1 ml 转移至玻片,静置干燥,最后用 Naphrax® 胶固定后鉴定,硅藻鉴定是在 Leica(DM2500)显微镜 1000 倍(相差,油镜)下对每个样品完成 400 个硅藻壳体的计数,并计算硅藻属种百分比表示其相对含量.

1.3 数据分析方法

为了甄别硅藻群落变化的主要时段,对硅藻数据进行限制性聚类分析(CONISS)并应用 Broken-stick 模型进行统计显著性检验. 为识别硅藻群落结构变化的主要方向,对硅藻群落百分比数据平方根转换后进行 PCA(principal components analysis)主成分分析[45],进一步应用 Broken-stick 模型对主成分分析的主轴进行显著性检验. 为了识别驱动硅藻群落变化的主要环境因子,我们对 PCA 主轴得分与各环境变量进行相关分析. 以上生物与环境数据的统计分析主要基于软件 R(程序包 vegan),沉积物数据的地层制图主要应用 C2 软件(V1.5).

2 结果

2.1 沉积物年代序列

杞麓湖沉积物样品的 ^{210}Pb 活度随深度增加总体呈指数降低(图 3a),柱芯沉积速率由底部至表层持续增加(图 3b). 本钻孔的年代序列以基于表层至约 30 cm 深度样品的结果所建立的 CRS 年代模型(即约 1920－2014 AD)为基础,并应用本年代模型推算至钻孔深度 40 cm(约 1806AD),因此本文各指标的分析结果以表层至 40 cm 深度的钻孔样品(即约 1806－2014 AD)为主. ^{137}Cs 由于发生了向下运移,因此对年代测定贡献不大[45].

2.2 杞麓湖环境变化的长期特征

烧失量(LOI550, %)结果表明了沉积物有机质含量持续增加的长期特征(图 4). 沉积物有机质含量在 1900－1950 年间为 11.7%±0.7%,此后总体有较平缓的上升趋势,1950－1990 年期间为 14.8%±1.0%. 在 1990s 开始呈现迅速上升且波动增大的特征,1990 年至今有机质平均含量为 24.4%±4.9%. 沉积物粒度结果表明该钻孔总体以粉砂(2~64 μm)为主,黏土(<2 μm)含量呈现持续降低,尤其在 1950 年以后沉积物中值

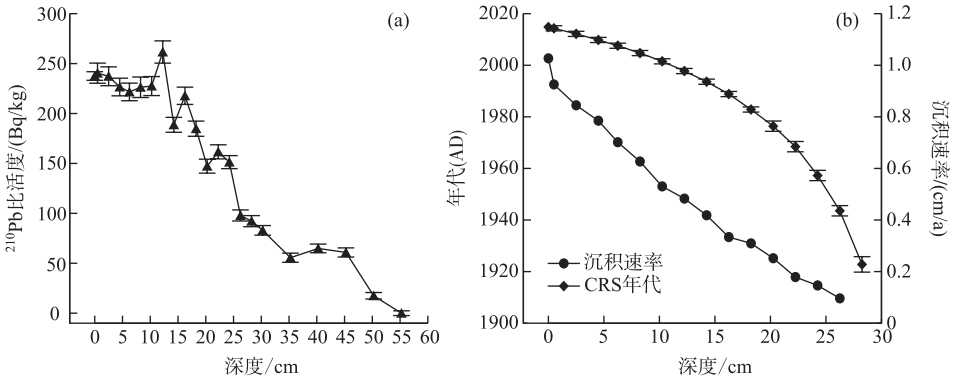


图 3 杞麓湖沉积物样品^{210}Pb 比活度曲线(a),年代-深度 CRS 模型和沉积速率变化(b)

Fig.3 Depth profiles showing the^{210}Pb radio activities(a), CRS-based age model and sedimentation rate (b) for the sediment core of Lake Qilu

粒径与粗颗粒物质组分明显增加. 如 1900－1950 年间沉积物中值粒径较小(4.9±0.7 μm),1950－1990 年间中值粒径波动增大(11.0±3.6 μm),在 1990 至今(25.8±18.5 μm)粒度进一步增大且出现剧烈波动,其中在 2000、2009 和 2013 年左右中值粒径分别为 81.6、58.5 和 51.0 μm.

2.3 湖泊初级生产力变化的历史

杞麓湖岩芯色素含量变化总体分析(图 4)可看出,湖泊色素含量总体呈现长期上升的趋势且与现代水体叶绿素浓度的变化特征一致. 其中岩芯底部至 1960s 期间总叶绿素含量处于低值,叶绿素含量为 0.8±0.4 units/g org;1960－1990 年,总叶绿素含量逐渐上升至 2.8±0.6 units/g org;而 1990s 至今,总叶绿素含量出现了一次较大的波动,在 12 cm(约 1998 年)处达到了峰值(5.0±1.4 units/g org)之后迅速降低,而大约 2005 年开始呈现持续升高的趋势. 蓝藻黄素和颤藻黄素含量呈现出与总叶绿素含量变化趋势相同且同步的特征,如钻孔底部至 1960 年,总体水平较低且波动较小,蓝藻黄素含量为 0.9±1.0 μg/g org,颤藻黄素含量为 3.1±4.0 μg/g org;从 1960－1990 年,蓝藻黄素与颤藻黄素含量均逐渐增加且波动增大(分别为 3.2±1.4 和 8.4±7.3 μg/g org). 而 1990s 至今,2 种色素与总叶绿素一样在 12 cm(约 1998 年)处达到峰值后迅速降低,之后又总体升高,期间蓝藻黄素与颤藻黄素平均含量分别为 26.4±17.9 和 28.9±19.3 μg/g org. 但与总叶绿素含量变化有所差异的是,蓝藻黄素和颤藻黄素含量在 2008 年左右出现 1 个明显峰值(图 4).

2.4 硅藻群落长期变化特征

沉积物硅藻的分析共鉴定硅藻 21 属 91 种,其中百分比含量大于 5%的常见硅藻共有 15 种(图 5). 优势种主要有 *Aulacoseira ambigua*、*Cyclotella comta*、*C. pseudostelligera*、*Fragilaria crotonensis*、*C. meneghiniana*、*F. construens*、*F. breviastriata* 和 *Cocconeis placentula*. 近 200 年来,包含所有物种的硅藻群落结构总体表现为底栖硅藻(包括附生硅藻,下同)的逐渐减少(如从 70%降至 20%),并出现优势种从贫营养物种到富营养种的转变.

非限制性聚类分析(CONISS)结果表明,硅藻群落结构的长期演替存在 4 次明显变化(图 5). 在约 1916 年之前,硅藻群落中底栖硅藻与浮游硅藻约各占一半,底栖硅藻(47.5%±9.8%)优势种为 *F. pinnata* 和 *C. placentula*,而浮游硅藻以 *A. ambigua* 为优势种(30.4%±9.9%);1916－1962 年期间,底栖硅藻大幅减少且持续下降(19.7%±8.1%),*A. ambigua*(50.9%±5.9%)是主要优势种,*C. comta* 数量持续上升. 1962－1986 年期间,浮游物种进一步增多并占据群落的绝对优势地位(91.6%±2.0%)、底栖硅藻数量极低(8.5%±2.0%);同时优势种群的百分含量出现明显波动,如 *A. ambigua* 含量总体下降(28.7%±5.4%),而 *C. comta* 快速增加并达到峰值(48.9%±8.3%),同时 *A. granulata* 开始少量出现(1.4%±1.0%). 在 1986－2007 年期间,底栖硅藻含量出现小幅回升(14.6%±4.6%), *Achnanthes minutissima*、*F. nanana* 和 *Nitzschia palea* 等底栖硅藻出现少量增长;同期,浮游硅藻持续占据优势(85.1%±4.4%)但优势物种出现明显的演替,如 *C. comta* 持续降低(7.5%±6.6%)且迅速被 *F. crotonensis* 所替代(33.2%±12.9%),而 *A. ambigua* 丰度变化不明显(26.0%±

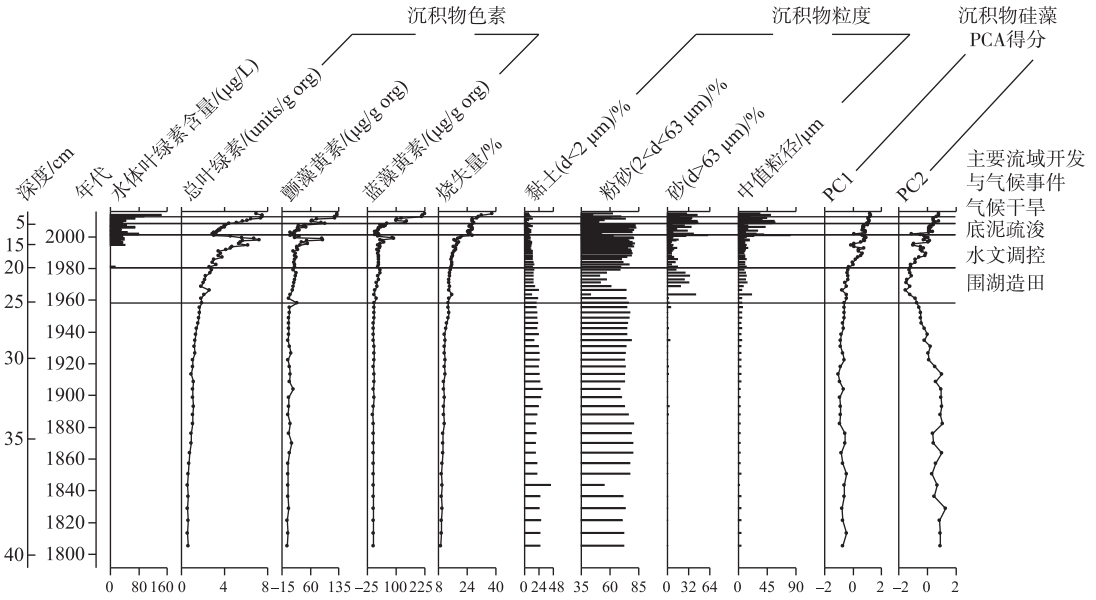


图 4 杞麓湖沉积物色素指标、理化指标、硅藻群落 PCA 主轴得分与现代水体叶绿素含量[39]、主要流域开发与气候事件[10,47]对比

Fig.4 Sedimentary profiles of pigments, physical-chemical indexes, grain sizes and diatom PCA site scores, with the annual mean lake-water Chl.a content and documented major watershed development and climate events for Lake Qilu[10,47]

11.9%)、*C. pseudostelligera* 缓慢增长,*A. granulata* 进一步增加至 3.3%±2.8%,同时 *Stephanodiscus hantzschii* 出现并缓慢增多,至 2000 年达到峰值后缓慢下降,到 2007 年基本消失. 2007 年至今,底栖种类占总硅藻群落的比例持续偏低(13.6%±2.3%),主要底栖物种为 *N. palea* 且其他底栖种基本消失;浮游物种持续占绝对优势但出现优势种的转变,即 *C. pseudostelligera* 含量快速增加并成为主要优势种(37.6%±11.5%)、*F. crotonensis* 含量总体减少但仍为次优势物种,而 *A. ambigua* 则大幅减少、*C. comta* 基本消失.

2.5 硅藻群落变化的驱动因子识别

杞麓湖沉积物硅藻数据的主成分分析与零模型检验结果显示(图 6),有 4 个 PCA 主轴显著,且 PCA 第 1 和第 2 主轴分别解释了硅藻群落变化的 51.0% 和 18.9%,而第 3、4 主轴解释量较少(分别为 6.6% 和5.4%). PCA 主轴 1 负半轴方向主要是 *F. construens*、*F. brevistriata*、*F. leptostauron* 和 *A. ambigua* 等贫中营养属种的得分较高,而正半轴方向则以 *F. crotonensis*、*C. pseudostelligera* 和 *C. meneghiniana* 这一类中富、富营养种为主. 而从主轴 2 来看,正半轴方向多以附着水生植物的底栖种得分较高,如 *F. pinnata*、*C. placentula* 和 *F. construens* 等,而负半轴方向则以 *A. ambigua* 和 *C. comta* 等湖泊敞水区常见的浮游种为主.

进一步利用总叶绿素指标指代湖泊营养状况、底栖硅藻百分比反映湖泊栖息地特征,与硅藻群落主成分分析样品点得分的相关分析显示(图 7),硅藻群落 PCA 轴 1 得分与沉积物总叶绿素呈显著相关($r=0.88$, $P<0.001$),反映了驱动湖泊生物群落变化的主要环境因子是水体营养水平. 而底栖硅藻百分比与群落 PCA 轴 2 得分呈显著相关($r=0.79$, $P<0.001$),反映了硅藻群落变化的第 2 个主要方向与底栖环境和栖息地明显相关.

3 讨论

沉积物多指标分析揭示了近 200 年来杞麓湖生态环境变化的历史,其中近百年以来湖泊初级生产力与水动力条件出现明显的改变. 而沉积物色素浓度与硅藻群落记录指示了湖泊藻类的敏感响应,反映了杞麓

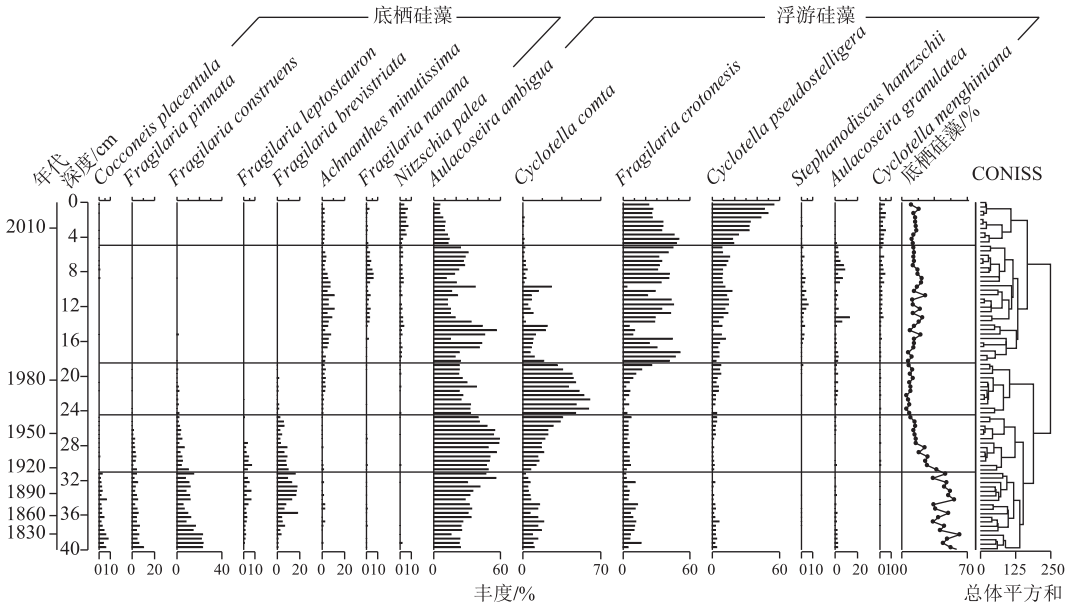


图 5 杞麓湖沉积柱岩芯常见硅藻(百分比大于 5%)的群落结构地层图

Fig.5 Stratigraphic profile of common diatoms (>5% relative abundance in at least one sample) with CONISS clustering at Lake Qilu

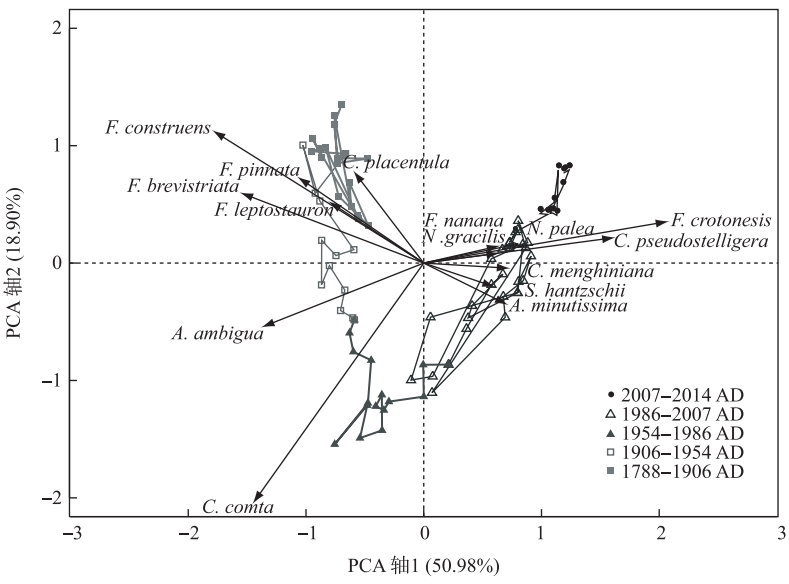


图 6 杞麓湖钻孔硅藻群落主成分分析第 1 和第 2 主轴样品点双图

Fig.6 PCA biplot showing the first and second axes for diatom assemblages in Lake Qilu

湖湖泊生产力总体持续增加的趋势,与现代监测记录相一致;同时,沉积物硅藻群落出现的附着水生植物底栖硅藻种群被富营养浮游种所替代的特征可能指示了湖滨带破坏和水体富营养化等人类活动增强的长期影响. 沉积物粒度组成和气候监测数据等综合反映了水文改造和极端干旱等过程明显改变了杞麓湖水动力

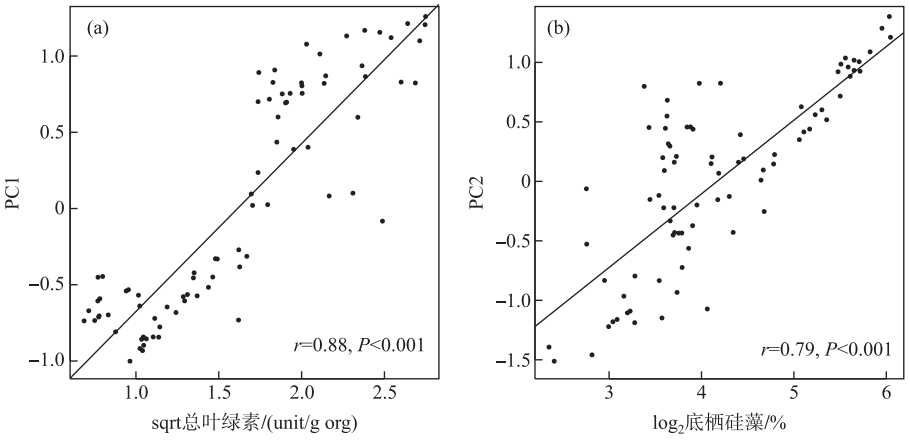


图 7 硅藻 PC1 样点得分与总叶绿素散点图(a)和硅藻 PC2 样点得分与底栖硅藻百分比散点图(b)

Fig.7 Scatterplots showing the correlations of diatom PCA site scores with sediment pigment concentrations (a) and the percentage of benthic diatoms (b), respectively

条件和栖息地环境,从而叠加影响了湖泊生物群落的长期演替特征.

3.1 湖泊富营养化与藻类长期响应

杞麓湖沉积物色素水平呈长期上升的趋势,尤其是在 1960s 后呈现出加速升高的特征,这与滇池、抚仙湖[25]和星云湖[48]等滇中地区大型湖泊沉积物色素变化的趋势相似. 沉积物叶绿素及其衍生物(CD)、颤藻黄素(Osc)和蓝藻叶黄素(Myx)是指示湖泊藻类与蓝藻浓度变化的主要指标[49],如颤藻黄素指示湖泊初级生产者的生物量变化[50-51],而蓝藻叶黄素则指示蓝藻浓度的波动[45,52]. 近几十年来湖泊初级生产力加速升高的区域模式,与 1980s 开始流域人类活动的持续加强及湖泊富营养化的现代过程一致. 杞麓湖现代水体的调查表明,1957 年颤藻是较为常见的浮游植物优势种,而 2008 年夏季蓝藻门(如水华束丝藻、颤藻)则占了浮游植物生物量 50% 以上[53];同期浮游植物生物量出现至少 1 个数量级的增加,与沉积物记录的总叶绿素与蓝藻黄素含量变化趋势一致(图 4). 杞麓湖 1990s 出现的沉积物色素浓度峰值与水体总磷、总氮峰值出现的时段同步,而 1996－2004 年期间湖泊营养盐水平有所下降,沉积物色素的变化反映了总叶绿素含量的减少. 而近 10 年来营养盐的持续上升促进了藻类的生长(图 2),从而导致湖泊初级生产力的持续上升(图 4);颤藻和蓝藻叶黄素含量结果进一步表明,在 1998、2008 和 2012－2013 年左右杞麓湖出现了较大范围的蓝藻水华暴发现象,与已报道的蓝藻水华暴发时段基本一致[39]. 对杞麓湖水体化学特征与藻类叶绿素含量的多变量分析表明,水体总磷浓度和温度的上升是驱动杞麓湖藻类数量与初级生产力的主要驱动因子[53]. 董琼[36]对该区域土地利用变化研究表明,杞麓湖流域内农用地与非点源污染对于流域与水体污染负荷贡献率最大. 如 2004 年,农业排放、工业废水和生活污水分别贡献了湖泊水体总氮负荷的 54%、32% 和 10%,及水体总磷负荷的 47%、17.5% 和 31%[54].

杞麓湖沉积硅藻群落的组成与演替直接反映了湖泊营养水平增加的长期特征. *F. construens* 为 1916 年之前杞麓湖硅藻群落的优势种(图 5),该种是高山地区中-贫营养湖泊常见的底栖物种[55],同期湖泊沉积物色素含量总体较低且变化幅度小,反映了 1916 年之前该湖泊水体的营养水平总体不高. 1916 年以前,中富营养水平的浮游种 *A. ambigua* 数量逐渐增加且在约 1920－1962 年期间达到峰值,时间尺度上与总叶绿素指标反映的湖泊初级生产力逐渐增加的变化趋势一致,表明了湖泊水体营养盐(如磷)长期而缓慢的富集过程[56]. 近几十年来,藻类群落的变化反映了湖泊水体营养盐浓度的快速上升趋势,并呈现群落结构变化与湖泊初级生产力变化的显著相关(图 7). 1980s 开始,*F. crotonensis* 数量的明显上升指示了水体营养盐的持续富集,特别是流域输入的总氮与总磷负荷大幅上升[57-61]. 同时*A. minutissima*数量开始少量出现,*A. minutissima* 是一种附生于水生植物并且耐有机氮的底栖硅藻[62],与水体氮浓度的升高变化同步. 而 1986－2007 年期间,水体总磷和总氮浓度总体保持上升趋势,硅藻优势种 *C. comta* 逐渐被 *F. crotonensis* 所替代. 从 2007 年

开始湖泊主要营养盐(如氮、磷)呈现出上升趋势并达到较高水平(图2),特别是2007和2010年左右浓度均加速上升并达到高峰,同期 *A. ambigua* 与 *F. crotonensis* 数量持续下降、*C. meneghiniana* 数量有所增加,而 *C. pseudostelligera* 数量迅速增加并成为新的主要优势种. 长江中下游地区的研究结果表明 *C. pseudostelligera* 为富营养水体的常见浮游种[61],*C. meneghiniana* 的增长则被认为是湖泊富营养水平的指示物种[59].

3.2 湖泊环境变化与硅藻群落演变

沉积物多指标记录同时表明,杞麓湖水体环境近现代以来经历了栖息地和水动力条件的长期波动. 已有沉积物钻孔研究表明,杞麓湖全新世期间在长期气候影响下水深较浅、硅藻以附生水生植物的底栖群落为主[63]. 与之相类似,本研究结果表明在约1916年以前杞麓湖硅藻以附着水生植物的底栖物种含量较高(如 *Cocconeis placentula*、*Fragilaria pinnata*、*F. breviastriata*),是在水生植物覆盖度较高的云南湖泊中较为常见的底栖硅藻[64-65]. 而本研究也发现,沉积物粒度组成在1960s之前均较为稳定,以粉砂为主且黏土含量总体较高(图4),反映了较高的植被覆盖度下较弱的湖泊水动力条件和水位变化. 在1916－1962年期间,底栖硅藻明显减少并持续维持在较低的水平(图5和图6),同时与硅藻群落变化的第2个主要方向显著相关(图7b),可能指示了水生植物退化的长期过程并与历史记录反映的湖滨带持续破坏的趋势一致[66]. 同时,*Cyclotella* 等浮游硅藻替代底栖硅藻的长期模式与云南已有湖泊沉积物的记录相似,指示了湖泊富营养化的过程与水生植物持续退化的变化特征基本同步[47,64].

沉积物粒度指标能够提供湖泊水文波动与区域气候的信息[6],而杞麓湖沉积物记录较好地反映了水文改造的长期影响与藻类的敏感响应. 如1958年开始杞麓湖经历了大规模的围湖造田,1957－1982年期间湖泊水位下降2.82 m、湖泊面积减少了50.2%[9],沉积物记录了粗颗粒物质出现的明显波动,且中值粒径由1960年之前的4.6±0.9 μm显著增加到1960－2000年期间的15.1±13.6 μm. *A. ambigua* 在1950年左右达到峰值(约占60%)后持续降低,同时底栖硅藻在1960s基本被浮游种取代. 由于 *A. ambigua* 个体具有较高的硅质含量和沉降速率并具有较低的光利用率[56],1958年后杞麓湖水体扰动增强水动力增强,水体悬浮物质的增加与透明度的下降可能抑制了 *A. ambigua* 的生长,导致该物种在1960年开始持续减少[25]. 同期,*A. granulata* 开始少量出现,已有研究表明在营养盐增加的背景下水体扰动的增强使得 *A. granulata* 具有较大的竞争优势[56]. 而 *A. granulata* 在长江中下游中富营养湖泊中较为常见而在重富营养湖泊中较少出现[67],可能表明该时段杞麓湖硅藻群落的变化受水动力增强的控制. 2000－2005年,杞麓湖湖泊西部和南部浅水区进行了2次疏浚清淤(图2),各清除约100万 m^3 底泥、清淤面积1.49 km^2,合计去除内源污染物总氮2021 t、总磷215 t[41]. 同期,湖泊深水区钻孔记录了沉积物色素含量的明显下降、中值粒径出现最大峰值(81 μm),浮游硅藻中 *C. comta* 数量有所降低而 *A. ambigua* 和 *F. crotonensis* 等物种数量出现波动变化,反映了湖泊疏浚清淤导致底泥释放到水体中的总氮等营养盐负荷下降(图1),同时可能也受到降水变化和人类活动的调节作用,并对藻类生物量和硅藻群落的构建产生了一定影响(图4和图5).

结合气温、降水数据变化及文献记录[9],沉积物记录同时反映了气候变化对杞麓湖水文过程的调节效应并对硅藻群落的构建产生了叠加作用. 如1953年前后流域经历了一个明显的干旱事件,此时 *A. ambigua* 含量小幅下降、*C. comta* 快速增加,但中值粒径没有明显变化,表明此时干旱气候对藻类优势物种产生了影响但对湖泊水动力条件的影响不明显. 自约1962年开始,在水动力较强的水体中具有竞争优势的 *A. ambigua* 开始减少并被 *C. comta* 所替代,表明了 *A. ambigua* 随着营养盐的增加逐渐失去了竞争优势[25]. 1970－1972年间,降水量增加、流域汇水量上升,沉积物中值粒径相应增大,大量粗颗粒物质进入水体. 1981年开始,随着落水洞泄水工程的使用湖泊水位受到控制并总体保持稳定状态,沉积物粒度变化特征总体表现为小幅度的波动. 而1990s期间,杞麓湖经历先旱后涝的降水量变化而水体营养盐水平经历了先增加后降低的特征(图1),反映了面源污染物输入负荷量受到地表径流强度的调节作用,从而导致了 *A. ambigua* 和 *F. crotonensis* 数量波动且交替上升的显著特征. 在2009－2013年期间出现降水量明显降低、持续干旱的区域气候事件(图1),湖泊水位急剧下降[68],导致了沉积物中值粒径进一步增加(29.4±17.4 μm)、河流相底栖种 *N. palea* 数量上升,而重富营养水体中常见的浮游种 *Stephanodiscus hantzschii* 在经历了1986－2007年期间的持续出现后基本消失,表明了湖泊营养水平较高的背景下硅藻群落的构建受到了水位持续下降的影响(图6). 同时,*A. ambigua* 与 *F. crotonensis* 等大型浮游硅藻组分的明显下降而小环藻 *C. pseudostelligera* 成为优势物种,反映了

区域气候的持续变暖促进了藻类生物量的持续上升也叠加影响了硅藻群落的结构,导致沉降速率较大的中大型硅藻种被小环藻等小型硅藻所替代[69].

4 结论

通过提取杞麓湖沉积物记录与多个指标的综合分析,重建了近两百年来湖泊富营养化、水动力与栖息地变化的历史,发现水体营养水平与水动力环境变化明显、湖泊藻类群落与生产量出现显著转变,并与湖泊现代调查资料反映的杞麓湖生态环境变化模式基本一致. 杞麓湖经历了长期的水体富营养化与硅藻群落演替过程,尤其是 1960s 以来围湖造田等人类活动与农业开发的明显增强,直接导致了杞麓湖的水位降低、水动力波动的幅度增强和流域污染物的持续输入,沉积物记录了粗颗粒物质含量的快速增加与粒度组成变化的明显波动,同时硅藻群落结构出现由中富营养物种为主向以重富营养物种为优势种的演替. 1980s 开始水体营养水平和藻类生物量的增加进一步加速, 同期沉积物粒度变化幅度的降低,与 1981 年开始湖泊落水洞疏水工程的修建与水位人为调控的持续增强同步. 2000－2005 年期间,湖泊浅水区的疏浚导致了湖泊水动力波动的增强与底泥释放营养盐总量的较少,直接导致了湖泊藻类生物量的快速降低,随后区域干旱事件的出现导致了藻类生物量的快速增加与硅藻优势物种的转变. 另外,硅藻群落结构的演替模式同时揭示了 1916 年左右出现了底栖物种的快速降低并被浮游硅藻替代的明显特征,可能指示了流域人类活动的持续增强, 导致了湖滨带破坏与营养盐输入增加等过程的叠加影响. 总之,湖泊沉积物的多指标记录反映了 20 世纪以来杞麓湖流域开发的持续对湖泊生态环境产生了明显的影响,尤其是 1960s 以来水文改造的增强和营养盐输入的加速显著改变了湖泊栖息地、水文动力条件和水体营养水平,导致了藻类生物量的持续增加、硅藻群落结构的快速演替与蓝藻水华暴发的出现,同时极端干旱事件的出现也对湖泊藻类产生了叠加影响. 因此对杞麓湖的生态修复与流域管理需要在严格控制营养盐输入的基础上,降低对湖泊水文循环的控制、增加湖滨带栖息地和水生植物的恢复,并积极应对区域气候变暖与极端干旱事件的长期影响.

致谢: 感谢云南省高原地理过程与环境变化云南省重点实验室各位老师与同学在野外采样及室内分析中给予的大力帮助.

5 参考文献

[1] Chen G, Shi H, Tao J *et al*. Industrial arsenic contamination causes catastrophic changes in freshwater ecosystems. *Scientific Reports*, 2015, **5**: 17419.

[2] Wang R, Dearing JA, Langdon PG *et al*. Flickering gives early warning signals of a critical transition to a eutrophic lake state. *Nature*, 2012, **492**(7429): 419-522.

[3] Dong YX, Zhao L, Chen YH *et al*. Succession of nine Plateau lakes and regulation of ecological safety in Yunnan Province. *Ecological Economy*, 2015, (1): 185-191. [董云仙, 赵磊, 陈异晖等. 云南九大高原湖泊的演变与生态安全调控. 生态经济, 2015, (1): 185-191.]

[4] Ni ZK, Wang SR, Jin XC *et al*. Study on the evolution and characteristics of eutrophication in the typical lakes on Yunnan-Guizhou Plateau. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, **31**: 2681-2689. [倪兆奎, 王圣瑞, 金相灿等. 云贵高原典型湖泊富营养化演变过程及特征研究. 环境科学学报, 2011, **31**: 2681-2689.]

[5] Yu Y, Zhang M, Qian SQ *et al*. Current status and development of water quality of lakes in Yunnan-Guizhou Plateau. *J Lake Sci*, 2010, **22**(6): 820-828. DOI:10.18307/2010.0603. [于洋, 张民, 钱善勤等. 云贵高原湖泊水质现状及演变. 湖泊科学, 2010, **22**(6): 820-828.]

[6] Shen J *et al* eds. Lake sedimentary evolution and the environment. Beijing: Science Press, 2010. [沈吉等. 湖泊沉积与环境演化. 北京: 科学出版社, 2010.]

[7] Shi Q. Lake Qilu water quality variation analysis and protection countermeasures. *Pearl River*, 2012, **3**(3): 45-47. [师琼. 杞麓湖水质变化分析及保护对策探讨. 人民珠江, 2012, **3**(3): 45-47.]

[8] Wang SM, Dou HS eds. Chinese lakes. Beijing: Science Press, 1998. [王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998.]

[9] The Annals Working Committee of Tonghai County Yunnan Province ed. Annals of Tonghai count. Kunming: Yunnan People's Publishing House, 1992. [云南省通海县史志工作委员会. 通海县志. 昆明: 云南人民出版社, 1992.]

[10] Li HJ, Zhong D, Fan S *et al*. Remote sensing monitoring of the nine plateau lakes' surface area in Yunnan in recent thirty years. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2016, **25**: 32-37.[李浩杰, 种丹, 范硕等. 近三十年云南九大高原湖泊水面面积遥感变化监测. 长江流域资源与环境, 2016, **25**: 32-37.]

[11] Dong YX, Liu Y, Li YX *et al*. Ecologically fragile factor analysis of Lake Qilu in Yunnan province. *Environmental Science Survey*, 2011, **30**(5): 24-29.[董云仙, 刘宇, 李荫玺等. 云南杞麓湖生态脆弱因素分析. 环境科学导刊, 2011, **30**(5): 24-29.]

[12] Ma Y, Wang SM, Pan HX. Meaning of Diatoms and pigment in ancient environmental evolution study: Take gucheng lake as an example. *J Lake Sci*, 1996, **8**(1): 16-26. DOI:10.18307/1996.0103.[马燕, 王苏民, 潘红玺. 硅藻与色素在古环境演化研究中的意义——以固城湖为例. 湖泊科学, 1996, **8**(1): 16-26.]

[13] McCormick P. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology*, 1994, **6**(5/6): 509-526.

[14] Blinn DW. Diatom community structure along physicochemical gradients in saline lakes. *Ecology*, 1993, **74**(4): 1246-1263.

[15] Potapova M, Charles DF. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*, 2007, **7**(1): 48-70.

[16] 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**(10):1963-1975.

[17] Battarbee W. The importance of palaeolimnology to lakerestoration. *Hydrobiologia*, 1999, **395/396**(1): 149-159.

[18] Laird KR, Cumming BF. Diatom-inferred lake level from near-shore cores in a drainage lake from the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, Canada. *Journal of Paleolimnology*, 2009, **42**(1): 65-80.

[19] Martin D, Kathrin L, Ulrich S. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, **106**(31): 12788-12793.

[20] Finkel ZV, Vaillancourt CJ, Irwin AJ *et al*. Environmental control of diatom community size structure varies across aquatic ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences*, 2009, **276**(1662): 1627-1634.

[21] Winder M, Reuter JE, Schladow SG. Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences*, 2008, **276**(1656): 427-435.

[22] Hall RI, Smol JP. Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: Stoermer EF, Smol JP eds. The Diatoms: Applications for the environmental and earth sciences. UK: Cambridge University Press, 1999: 128-168.

[23] Hu ZJ, Li YL, Li SX. Spatial and temporal distributions of diatom communities and their relationships with environmental factors in Lake Erhai. *J Lake Sci*, 2012, **24**(3): 400-408. DOI:10.18307/2012.0311.[胡竹君, 李艳玲, 李嗣新. 洱海硅藻群落结构的时空分布及其与环境因子间的关系. 湖泊科学, 2012, **24**(3): 400-408.]

[24] Zhang ZK, Wu RJ, Wang SM *et al*. Environmental evolutionlake sedimentary records in warm period Holocene of Erhai lake in Yunnan province. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2000, **31**(2): 210-214.[张振克, 吴瑞金, 王苏民等. 全新世大暖期云南洱海环境演化的湖泊沉积记录. 海洋与湖沼, 2000, **31**(2): 210-214.]

[25] Chen XL, Chen GJ, Lu HB *et al*. Long-term diatom biodiversity responses to productivity in lakes of Fuxian and Dianchi. *Biodiversity Science*, 2015, **23**(1): 89-100.[陈小林, 陈光杰, 卢慧斌等. 抚仙湖和滇池硅藻生物多样性与生产力关系的时间格局. 生物多样性, 2015, **23**(1): 89-100.]

[26] Huo KS ed. Lake sedimentology principle. Beijing: Science Press, 1992: 82.[霍坎松. 湖泊沉积学原理. 北京: 科学出版社, 1992: 82.]

[27] Swain EB. Measurement and interpretation of sedimentary pigments. *Freshwater Biology*, 1985, **15**(1): 53-75.

[28] Shen HY, Li SJ, Shu WX. Pigments in the lake sediments: environmental indicator. *Marine Geology and Quaternary Geology*, 2007, **27**(3): 37-42.[申慧彦, 李世杰, 舒卫先. 湖泊沉积物中色素的研究及其环境指示意义. 海洋地质与第四纪地质, 2007, **27**(3): 37-42.]

[29] Paerl HW, Huisman J. Climate. Blooms like it hot. *Science*, 2008, **320**(5872): 57-58.

[30] Kong FX, Gao G. Hypothesis on cyanobacteria bloom-forming mechanism in large shallow eutrophic lakes. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**: 589-595.[孔繁翔, 高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. 生态学报, 2005, **25**: 589-595.]

[31] Liang J, Hou JS, Li D *et al*. Review on investigating changes in lake ecosystems using sedimentary pigments. *Quaternary Sciences*, 2016, **36**: 630-645.[梁洁, 侯居峙, 李栋等. 沉积色素定量重建湖泊系统变化研究进展. 第四纪研究, 2016, **36**: 630-645.]

[32] Shen HY, Li SJ, Shu WX. Pigments in the lake sediments: Environmental indicator. *Marine Geology and Quaternary Geology*, 2007, **27**: 37-42. [申慧彦, 李世杰, 舒卫先. 湖泊沉积物中色素的研究及其环境指示意义. 海洋地质与第四纪地质, 2007, **27**: 37-42.]

[33] Chen CH, Wang JZ, Zhu C *et al*. Relationship between the sediment pigment records of Lake Lugu and the regional climate change over the last 200 a. *J Lake Sci*, 2012, **24**(5): 780-788. DOI:10.18307/2012.0520. [陈传红, 汪敬忠, 朱迟等. 近 200 a 来泸沽湖沉积物色素记录与区域气候变化的关系. 湖泊科学, 2012, **24**(5): 780-788.]

[34] Qu WC, Pan HX, Su CW. Determination of pigment in lake sediments by ultraviolet visible spectrophotometry. *Analysis and Testing Technology and Instruments*, 1995, **1**(4): 36-39. [瞿文川, 潘红玺, 苏晨伟. 紫外可见分光光度法对湖泊沉积物中的色素测定. 分析测试技术与仪器, 1995, **1**(4): 36-39.]

[35] Wang JY, Chen GJ, Huang LP *et al*. Spatio-temporal patterns and drivers of cyanobacteria blooms in Erhai Lake, Southwest China. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, **37**(14): 4831-4842. [王教元, 陈光杰, 黄林培等. 洱海蓝藻爆发的时空特征及影响因子. 生态学报, 2017, **37**(14): 4831-4842.]

[36] Dong Q. Plateau Lake Qilu watershed land use change and ecological security evaluation[Dissertation]. Beijing: Beijing Forestry University, 2009. [董琼. 高原湖泊杞麓湖流域土地利用变化及生态安全评价[学位论文]. 北京: 北京林业大学, 2009.]

[37] Yang DP. Lake Qilu formation and evolution analysis based on the geographical environment of Lake Qilu. *Journal of Yuxi Normal University*, 1985, (1): 60-66. [杨德浦. 从杞麓湖的地理环境看杞麓湖的形成和演化. 玉溪师专学报, 1985, (1): 60-66.]

[38] Shi LL, Yang XH. Water quality change trend of nitrogen and phosphorus study of three lakes in Yunnan. *Environmental Science Survey*, 2007, **26**(S1): 67-69. [师莉莉, 杨晓红. 滇中三大湖泊氮、磷水质变化趋势研究. 环境科学导刊, 2007, **26**(S1): 67-69.]

[39] Qi YK, Liu Y, Liu SJ *et al*. Health evaluation of aquatic ecosystem of Lake Qilu. *Environmental Science Survey*, 2015, **6**: 81-85. [祁云宽, 刘宇, 刘绍俊等. 杞麓湖水生态系统健康评估. 环境科学导刊, 2015, **6**:81-85.]

[40] Wang MC, Liu XQ, Zhang JH. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. *Environmental Monitoring in China*, 2002, **18**(5): 47-49. [王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准. 中国环境监测, 2002, **18**(5): 47-49.]

[41] He LP, Chen YH, Zhao XH. Evaluation and study on environmental dredging engineering of polluted sediment in Lake Qilu during the Tenth-five-year Planning Period. *Environmental Science Survey*, 2007, **26**(5): 31-36. [和丽萍, 陈异晖, 赵祥华. 杞麓湖"十五"期间污染底泥环境疏浚工程效益评估研究. 环境科学导刊, 2007, **26**(5): 31-36.]

[42] Xia WL, Xue B. The ^{210}Pb and ^{137}Cs chronological meansurement on sedimentation rate of Xiaolongwan, Jiling. *Quaternary Sciences*, 2004, **24**(1): 124-125. [夏威岚, 薛滨. 吉林小龙湾沉积速率^{210}Pb 和^{137}Cs 年代学方法测定. 第四纪研究, 2004, **24**(1): 124-125.]

[43] Heiri O, Lotter AF, Lemcke G. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 2000, **25**(1): 101-110.

[44] Battarbee RW, Jones VJ, Flower RJ *et al* eds. Diatoms, terrestrial, algal, and siliceous indicators. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001: 155-202.

[45] Soininen J, Paavola R, Muotka T. Benthic diatom communities in boreal streams:community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecography*, 2004, **27**(3): 330-342.

[46] Zhang XB, Long Y, Wen AB *et al*. Some questions of ^{137}Cs and ^{210}Pb dating of China lake sediment. *Journal of Quaternary Research*, 2012, **32**(3): 430-440. [张信宝, 龙翼, 文安邦等. 中国湖泊沉积物^{137}Cs 和^{210}Pb$_{ex}$断代的一些问题. 第四纪研究, 2012, **32**(3): 430-440.]

[47] Wang Y. The development and management of Lake Qilu since Yuan Dynasty. *Areal Research and Development*, 2015, **34**(4): 175-180. [王毅. 元以来云南杞麓湖的开发与治理. 地域研究与开发, 2015, **34**(4): 175-180.]

[48] Liu YY, Chen GJ, Shi HB *et al*. Responses of a diatom community to human activities and climate changes in Xingyun Lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, **36**(10): 3063-3075. [刘园园, 陈光杰, 施海彬等. 星云湖硅藻群落响应近现代人类活动与气候变化的过程. 生态学报, 2016, **36**(10): 3063-3075.]

[49] Prahl FG, Bennett JT, Carpenter R. The early diagenesis of aliphatic hydrocarbons and organic matter in sedimentary ticulates from Dabob Bay. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1980, **44**(12): 1967-1976.

[50] Leavitt PR, Hodgson DA. Sedimentary Pigments. In: Last WM, Smol JP eds. Tracking environmental change using lake

sediments. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002: 295-325.

[51] Soma Y, Tanaka A, Soma M. Composition and vertical profiles of photosynthetic pigments in the sedimentof Lake Kasumigaura. *Geochemical Journal*, 1995, **29**(2): 107-113.

[52] Swain EB. Measurement and interpretation of sedimentary pigments. *Freshwater Biology*, 1985, **15**(1): 53-75.

[53] Zhang M, Yu Y, Qian SQ *et al*. Phytoplankton community structure and biodiversity in summer Yunnan-Guizhou Plateau lake. *J Lake Sci*, 2010, **22**(6): 829-836. DOI:10.18307/2010.0604. [张民, 于洋, 钱善勤等. 云贵高原湖泊夏季浮游植物组成及多样性. 湖泊科学, 2010, **22**(6): 829-836.]

[54] Yong L, Guo HC, Yang PJ *et al*. Exploring the influence of lake water chemistry on chlorophyll a: A multivariate statistical model analysis. *Ecological Modelling*, 2010, **221**(4): 681-688.

[55] Liu Y, Wu G, Gao ZW. Impacts of land-use change in Fuxian and Qilu basins of Yunnan Province on lake water quality. *Chinese Journal of Ecology*, 2008, **27**(3): 447-453. [刘阳, 吴钢, 高正文. 云南省抚仙湖和杞麓湖流域土地利用变化对水质的影响. 生态学杂志, 2008, **27**(3): 447-453.]

[56] Lotter AF. The recent eutrophication of Baldeggersee (Switzerland) as assessed by fossil diatom assemblages. *The Holocene*, 1998, **8**(4): 395-405.

[57] Gibson CE, Anderson NJ, Haworth EY. *Aulacoseira subarctica*: taxonomy, physiology, ecology and palaeoecology. *European Journal of Phycology*, 2003, **38**(2):83-101.

[58] Interlandi SJ, Kilham SS. Assessing the effects of nitrogen deposition on mountain waters: a study of phytoplankton community dynamics. *Water Science and Technology*, 1998, **38**(10): 139-146.

[59] Saros JE, Michel TJ, Interlandi SJ *et al*. Resource requirements of *Asterionella formosa* and *Fragilaria crotonensis* in oligotrophic alpine lakes: Implications for recent phytoplankton community reorganizations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2005, **62**(7): 1681-1689.

[60] Dong XH, Yang XD, Wang R. Diatom indicative species of eutrophication of the lakes in the middle and lower reach regions of Yangtze River. *China Environmental Science*, 2006, **26**(5): 570-574. [董旭辉, 羊向东, 王荣. 长江中下游地区湖泊富营养化的硅藻指示属种. 中国环境科学, 2006, **26**(5): 570-574.]

[61] Rühland KM, Paterson AM, Smol JP. Lake diatom responses to warming: reviewing the evidence. *Journal of Paleolimnology*, 2015, **54**(1): 1-35.

[62] Malik HI, Saros JE. Effects of temperature, light and nutrients on five *Cyclotella sensu lato* taxa assessed with in situ experiments in arctic lakes. *Journal of Plankton Research*, 2016, **38**(3): 431-442.

[63] Dong XH, Yang XD, Pan HX. Distribution of modern lake sediment diatoms in the middle and lower reaches of Yangtze River Catchment. *J Lake Sci*, 2004, **16**(4): 298-304. DOI:10.18307/2004.0402. [董旭辉, 羊向东, 潘红玺. 长江中下游地区湖泊现代沉积硅藻分布基本特征. 湖泊科学, 2004, **16**(4): 298-304.]

[64] Brenner M, Dorsey K, Song X *et al*. Paleolimnology of Qilu Hu, Yunnan Province, China. *Hydrobiology*, 1991, **214**(1): 333-340.

[65] Kang WG, Chen GJ, Wang JY *et al*. Identification of the long-term patterns of catchment development and diatom community changes in Xihu Lake, Dali, Yunnan, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2017, **28**(3): 1001-1012. [康文刚, 陈光杰, 王教元等. 大理西湖流域开发历史与硅藻群落变化的模式识别. 应用生态学报, 2017, **28**(3): 1001-1012.]

[66] Wang MS, Tan MC. Diatom study in parts of Yunnan. *Journal of Southwest China Normal University: Natural Science*, 1992, (1): 127-138. [王明书, 谭明初. 云南部分地区硅藻调查研究. 西南师范大学学报: 自然科学版, 1992, (1): 127-138.]

[67] Yang XD, Wang SM, Shen J *et al*. Lake environmental response of the human activity of Dragon lake basin in nearly 0.3 ka. *Scientia Sinica*, 2001, **31**(12): 1031-1038. [羊向东, 王苏民, 沈吉等. 近0.3 ka 来龙感湖流域人类活动的湖泊环境响应. 中国科学, 2001, **31**(12): 1031-1038.]

[68] Dam HV, Mertens A, Sinkeldam J. A coded check list and ecological indicator values of freshwater diatoms from theNetherlands. *Aquatic Ecology*, 1994, **28**(1): 117-133.

[69] Winder M, Reuter JE, Schladow SG. Lake warming favors small-sized planktonic diatom species. *Proceedings Biological Sciences*, 2009, **276**(1656): 427-435.