

兴凯湖百余年营养演化历史及营养物基准

李亮芳¹, 李春华², 叶春², 初元满³, 李秀宇⁴, 张钰珮¹, 冼汉标^{1,5},
谢自建², 魏伟伟², 董旭辉^{1,5*}

1. 广州大学 地理科学与遥感学院, 广州 510006

2. 中国环境科学研究院 湖泊水污染治理与生态修复技术国家工程实验室 国家环境保护湖泊污染控制重点实验室, 北京 100012

3. 鸡西市生态环境局, 鸡西 158100

4. 生态环境部环境工程评估中心, 北京 100012

5. 广州大学气候与环境变化研究中心, 广州 510006

摘要: 兴凯湖是东北亚地区典型湖泊。20 世纪末以来人类活动持续增强, 该湖营养快速富集, 水体生态状况发生转变, 但其环境演化历史及营养本底等信息尚知之甚少。本研究基于对该湖多根沉积钻孔年代、元素及沉积硅藻等多指标的分析, 重建了兴凯湖百余年来环境变化历史。结果表明: 兴凯湖历史上保持着良好的环境生态条件, 21 世纪第一个十年以前水体环境变化较小 (硅藻种群弦距 <0.0005), 近 20 a 来, 兴凯湖生态环境逐渐退化, 硅藻从以低—中营养 *Aulacoseira granulata* 的优势组合逐渐转变为以 *Cyclotella choctawhatcheeana* 为代表的富营养组合, 污染元素 (Pb、Zn 等) 含量及沉积速率快速升高。基于种群相似性的对比发现 2000 a 前的硅藻种群变化较小, 故采用 1994—1998 年的水体监测均值作为兴凯湖的营养基准, 即水体总磷 (TP)、总氮 (TN) 基准分别为 $35 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 及 $970 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; 结合参比元素回归分析得到的大、小兴凯湖沉积物 TP 基准分别为 $360 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 可作为该湖的沉积物 TP 浓度的治理基准。上述系列水土营养基准可为兴凯湖日益严重的湖泊富营养化治理提供重要的参考目标。

关键词: 兴凯湖; 沉积物; 营养演化; 硅藻; 总磷; 营养物基准

Nutrient history in the past century and its baseline of Xingkai Lake

LI Liangfang¹, LI Chunhua², YE Chun², CHU Yuanman³, LI Xiuyu⁴, ZHANG Yupei¹, XIAN Hanbiao^{1,5}, XIE Zijian², WEI Weiwei², DONG Xuhui^{1,5*}

1. School of Geography and Remote Sensing, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China

2. National Key Laboratory of Lake Pollution Control, National Engineering Laboratory of Lake Water Pollution Control and Ecological Restoration Technology, Chinese Research Academy of Environment Sciences, Beijing 100012, China

3. Ecology and Environment Bureau of Jixi City, Jixi 158100, China

4. Environmental Engineering Assessment Center, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100012, China

5. Centre for Climate and Environment Changes, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China

收稿日期: 2022-01-26; **录用日期:** 2022-02-24; **网络出版:** 2022-03-08

Received Date: 2022-01-26; **Accepted Date:** 2022-02-24; **Online first:** 2022-03-08

基金项目: 水污染防治中央储备库项目“兴凯湖流域生态环境调查项目”; 广州市校联合项目 (202201020148)

Foundation Item: Water Pollution Prevention and Control Central Reserve Project “Ecological Environment Investigation Project of Xingkai Lake Watershed”; Joint Project by Guangzhou City and University (202201020148)

通信作者: 董旭辉, E-mail: xhdong@gzhu.edu.cn

Corresponding Author: DONG Xuhui, Email: xhdong@gzhu.edu.cn

引用格式: 李亮芳, 李春华, 叶春, 等. 2022. 兴凯湖百余年营养演化历史及营养物基准 [J]. 地球环境学报, 13(5): 557–570.

Citation: Li L F, Li C H, Ye C, et al. 2022. Nutrient history in the past century and its baseline of Xingkai Lake [J]. Journal of Earth Environment, 13(5): 557–570.

Abstract: Background, aim, and scope Nutrient baseline can provide important information for lake eutrophication control and its restoration. The Xingkai Lake watershed has rich vegetation types and high biodiversity, which has essential ecological impact on the lake environment. Due to the continuous enhancement of human activities since the end of the 20th century, the nutrient level of the lake has increased rapidly, and its ecological status has changed. However, the information about its nutrient evolution history and natural background is still unknown. In this study, we reconstructed the history of environmental changes in the northern parts of the Xingkai Lake over the past 100 a by analyzing the chronology, elements and subfossil diatoms in three sediment cores. **Materials and methods** This study collected the basic information of Xingkai Lake (topography, hydrology and other characteristics) as well as socio-economic data (GDP, population, cultivated land area, etc.) and meteorological data (annual average temperature, annual precipitation and annual average wind speed, etc.) from its watershed. A gravity sampler was used to extract sedimentary cores from the eastern part of the Xiaoxingkai Lake and the middle of the north part of the Daxingkai Lake, naming as XK03, XK05 and XK07, respectively. The obtained sediment cores were sectioned at 1 cm intervals for experimental analysis (including chronology, loss on ignition (LOI), χ_{td} , geochemical elements, diatom, etc.). In this paper, diatom assemblages around 1850 AD are set as ecological reference, and the water environment conditions (such as TP, TN and sediment phosphorus) in 1994—1998 are set as physical and chemical reference for water environment management. Quantitative reconstruction of historical water environment is based on analogue matching approach. Square chord distance (SCD) is used to calculate the deviation of diatom community from its baseline in historical period. Baseline of sedimentary phosphorus in Xingkai Lake is determined by regression analysis of reference element Fe. **Results** Xingkai Lake maintained good environmental and ecological conditions in the past centuries. Before 2000s, the water environment changed little (the SCD of diatom population was <0.0005). In the past 20 a, the ecological environment of Xingkai Lake was degraded under the combined effects from both climate change and human activities. Due to the small changes in the diatom communities before 2000s, the water monitoring values from 1994 to 1998 can be used as the nutrient reference of Xingkai Lake, i.e., the TP and TN reference values are $35 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ and $970 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. Combined with the regression analysis of reference elements, the TP baseline of the sediments from the Daxingkai and Xiaoxingkai lakes are $360 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ respectively, which can be used as the control baseline of the total phosphorus concentration in the sediments of the lake. **Discussion** The sedimentary records of Xingkai Lake in the past 200 a show that large lake ecosystems often have great system resilience. The sediment indices reveal that during the 1950s, the lake watershed and water body had undergone great changes: the land use in the watershed was further strengthened, the total amount of nutrients and substances into the lake increased, the concentration of pollutants such as Pb was significantly higher than that in the historical period, and the water quality also decreased. However, the diatom community did not show synchronous changes until the end of the 20th century. The community shows considerable resilience, which is very similar to that of Taihu Lake, a large lake in the eastern China. It is also worth noting that the diatom community has low diversity, dominated by *Aulacoseira granulata*. The diatom community is very similar to that of Jingpo Lake near the Xingkai Lake. Based on the calculation results of chord distance from the 1850 reference environment, the ecological environment of Xingkai Lake is highly similar to the reference environment at the end of the 20th century, that is, before 1998, and the average level of actual monitoring concentration of TP in lake water before 1998 could be used as the reference of TP in Xingkai Lake. In this study, Fe is selected as the reference element, which can effectively screen samples mainly from natural sources, and then determine the natural background of TP in sediments of Daxingkai and Xiaoxingkai lakes. The average sedimentary TP concentration of Xiaoxingkai Lake is higher than that of Daxingkai Lake, which reflects the difference in the source and migration of P in the sediments of Xingkai Lake. **Conclusions** Xingkai

Lake transitioned from medium trophic level to slight eutrophication, which might resulted from the increasing local human activities. Considering the feasibility and necessity of environmental governance, although the total phosphorus concentration in the water body of the Xiaoxingkai Lake will be higher than that of Daxingkai Lake for a long time, the baseline epilimnetic TP value in the two Xingkai lakes can be set to $35 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, as a common water body governance goals. However, for the sediments, the sedimentary TP background values are set to $360 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ for Daxingkai and Xiaoxingkai lakes, respectively. **Recommendations and perspectives** From the perspective of long-term environmental evolution history, this study established corresponding sediment and water nutrient benchmarks for typical large shallow lakes in the Northeast China, which can provide important reference targets for lake management.

Key words: Xingkai Lake; sediment; nutrient evolution; diatom; total phosphorus; nutrient baseline

湖泊生态系统是陆地生态系统重要组成部分,其健康与安全对社会经济发展、人类繁衍生息等方面起着重要保障作用(王苏民和窦鸿身,1998)。然而伴随着社会经济发展,湖泊污染和富营养化逐渐成为了当今世界普遍关注的生态安全问题。例如:近年来我国长江经济带93%的湖泊达到了富营养化水平,平均水质处于Ⅳ类和Ⅴ类之间,严重危及流域内的社会发展(羊向东等,2020a)。近些年来,尽管我国各级政府逐步意识到生态安全的重要性,加大了解决湖泊污染和富营养化问题的力度,湖泊生态系统尚未见根本性好转,恶化情况反复不绝,湖泊管理者也愈来愈意识到,水体历史环境演化过程,包括发生富营养化的时间、驱动因素等背景信息,特别是湖泊营养物基准的确立,对富营养化湖泊的治理意义重大(Battarbee et al, 2005; 羊向东等, 2020a)。

认识湖泊水体的演化历史往往需要借助长期的湖泊环境数据序列。在缺乏监测记录的情况下,湖泊沉积物中的大量生物、理化信息,可用于重建湖泊及其流域生态环境演变历史,从而为湖泊治理提供依据(沈吉,2009; 羊向东等, 2020b)。其中硅藻是使用最为广泛的一种指标,它是水生态系统初级生产力的重要组成部分,对水体环境指标如营养盐、pH值、盐度等变化响应敏感。特定的水环境存在着特定的硅藻群落,而一定群落特征的硅藻组合也指示着特定的环境特征(Stoermer and Smol, 2010)。基于此硅藻群落—水环境特征的映射关系,可以应用硅藻群落的演化特征来定性或定量重建(例如相似匹配的方法——Analogue Matching, Simpson et al, 2005),评估各种水体历史时期的环境特征(Birks and John, 2012)。例如:欧盟水框架委

员会指定硅藻作为一种必备的用于水环境评估的生物指标,将不同的硅藻群落构成与基准状态下的群落构成进行对比(计算生态距离),即可评估水体环境偏离自然背景环境的程度(European Community, 2000)。其余的多项沉积物指标,例如化学元素Pb、Zn、Cd、Cu等可提供湖泊的重金属污染信息,而沉积物总磷(TP)浓度在一定程度上(存在迁移趋势,但在非草型湖、风浪扰动大的湖泊中)提供了一种水体营养水平的间接指标(Liu et al, 2007)。这些指标的综合集成对比,可以揭示水体富营养化过程及驱动要素(Bennion et al, 2015),还可以用于确定人类活动较少时期的水体营养状态信息,可为具体湖泊的营养控制提供治理的参照目标,即基准环境(Bennion et al, 2011)。

湖泊营养物基准值是指营养物对湖泊产生的生态效应不危及其生存水体功能或用途的最大可接受浓度或限值(Bennion et al, 2011)。有关湖泊营养物基准的建立,国外早在20世纪80年代末就开始了研究工作。例如:美国率先在1998年制订了区域营养物基准国家战略,完成了湖泊、河流、河口海岸和湿地的营养物基准技术指南(EPA, 1998);欧洲于2000年也开始了对营养物基准的研究,并发布了水法《水框架指南》(WFD)(European Community, 2000);国外大量学者在研究营养物基准的过程中,逐步形成了统计分析法、压力—响应模型、模型推断法、古湖沼学法等多种研究方案(霍守亮等, 2017)。相比国外,国内学者对湖泊营养物基准研究的起步时间较晚,但也取得了丰富成果。例如:李小平等(2012)运用古湖沼学方法,对上海市郊淀山湖不同湖区进行钻孔分析,再根据多个沉积柱对

比研究及重建的硅藻—水体 TP 浓度结果, 提出治理淀山湖的营养物基准水体 TP 值为 $55 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; 陈奇等 (2010) 采用 TP、TN、叶绿素 a、塞氏透明度四项指标的历史监测数据, 结合若干统计学方法建立了巢湖营养物基准参照状态; 张亚丽 (2012) 通过大量调查分析优选蒙新高原湖区营养物基准指标, 研究矿化度作为蒙新高原湖区湖泊营养物基准影响指标的可行性, 并运用湖泊群体分析法初步建立了该湖区营养物基准建议值; 郭佳林等 (2012) 以结构方程模型 (SEM) 推测出的营养物基准候选值及文献确定的参照状态值为基础, 再通过比较大型蚤 (*Daphnia magna*) 的生长繁殖状况, 初步确定了中东部湖区营养物基准值; 揣小明等 (2012) 通过概率统计与 Carlson 模型相结合的方法, 制定出呼伦湖、太湖和滇池 TP 基准参考值分别为 $80 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $30 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $60 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。综上所述, 近年来国内外有关湖泊营养物基准的研究工作有着重要进展。然而, 完善营养物基准的制定, 仍需要更多的区域、湖泊个体研究案例。

本研究选择东北亚大型浅水湖泊——兴凯湖, 借助已有的水环境监测数据及多指标分析的古湖沼学方法, 结合放射性测年结果, 对湖内多个位置的钻孔进行物理、化学和生物多指标分析, 重建了该湖百余年的环境演变过程; 基于高分辨率的沉积硅藻群落分析, 定量分析兴凯湖富营养化转变的时间点, 以及富营养化转变前后生态环境响应特征, 利用兴凯湖硅藻群落差异及参比元素的方法确立了水体及沉积物中主要营养元素的环境基准, 为治理、维持兴凯湖及其流域良好的生态环境提供重要的科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究区域地处黑龙江省鸡西市密山市境内, 距离密山市区 50 km, 其范围西起白棱河口, 北邻穆棱河, 东北与鸡西市虎林市交界, 东以松阿察河、南与俄罗斯相接。兴凯湖南北长 95 km, 东西宽约 71 km。由于地壳构造陷落的缘故, 形成了大、小兴凯湖, 整体呈椭圆形、北宽南窄, 两湖之间隔着一条约 90 km、宽约 1 km 的天然湖岗 (陈利军等, 2017)。大兴凯湖是一个跨国境湖, 湖区总面积为 4380 km^2 , 平均水深 4 m, 最深处 10 m; 小兴凯湖湖区面积为 145.5 km^2 , 平

均水深为 1.8 m, 最大水深 3 m, 全部属我国所有 (胡富林, 2006) (图 1)。“兴凯”是满语, 表意为水从高处来。兴凯湖湖床坡度很缓, 地形大致为西南部高、东部低, 多年平均径流量为 $68.7 \times 10^8 \text{ m}^3$, 水位年际和年内变幅不大, 其水系是乌苏里江流域的组成部分。因为地处温带季风气候区, 夏季降水量大, 约占全年降水量的 50%—60%, 河流补给以降水为主, 湖泊水位明显地受入湖河流的水情控制 (孙冬和孙晓俊, 2006)。尽管早在 1994 年我国就批准设立了兴凯湖国家自然保护区, 且中俄两国在 1996 年也签署了《关于兴凯湖自然保护区协定》, 但近些年来兴凯湖流域内开发力度增强, 农场增多, 耕地面积加大, 水环境受到了城市化、旅游业发展, 特别是工农业生产污水排放的影响, 富营养化趋势增强, 水域生态系统有退化风险 (朴德雄和王凤昆, 2011)。2010 年与 2011 年兴凯湖水质监测数据显示 (嵇晓燕等, 2013; 毛玉梅等, 2013): 兴凯湖水体 pH 年均值在 7.56—7.97, 偏弱碱性, 大兴凯湖 TP 浓度为 $70—80 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 浓度为 $400—500 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 小兴凯湖 TP 浓度为 $80—90 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 浓度为 $700 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右。

1.2 样品采集及实验室分析

如图 1 所示, 2021 年 5 月下旬, 分别在小兴凯湖湖心东侧 ($45^{\circ}18'36''\text{N}$, $132^{\circ}40'48''\text{E}$)、大兴凯湖湖心附近 ($45^{\circ}14'24''\text{N}$, $132^{\circ}17'24''\text{E}$) 及与俄罗斯交界附近 ($45^{\circ}05'24''\text{N}$, $132^{\circ}42'00''\text{E}$), 利用重力采样器进行柱状沉积岩心的提取, 岩心名称相应标记为 XK03、XK05 和 XK07。现场对所得到的 3 根柱状沉积物按照 1 cm 间隔进行分样, 所得样品置于 4°C 冰箱中冷藏带回实验室。

根据沉积柱的岩心特征及沉积速率预估, 对各沉积柱的上部进行不同的指标分析 (如 XK03 孔的上部 30 cm, XK05 孔的上部 40 cm, XK07 孔的上部 14 cm), 测试间距均为 2 cm。本研究以 XK03 孔为主要测试岩心进行详细的年代测定, 年代放射性元素 ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 活度用高纯锗井型探测器 (HPGe GWL-120-15) 测定 (Appleby, 2002); 鉴于百余年时间尺度下的沉积速率具有非恒定性和沉积物的压实作用, 故采取恒定放射性通量模式 (CRS) 来计算湖泊底泥的沉积速率; 烧失量 (LOI) 通过把样品放入马弗炉中, 于 550°C 的高温下灼烧 4 h 测得; 地球化学元素 (包括 K、Al、

Na、P、Ca、Fe、Mg、Zn、V、Ti、Ba、Be、Sr、Cr、As、Ni、Sb、Mo、Cu 及 Tl 等 24 种元素) 含量采用美国 Leeman Labs Profile 电感耦合等离子体原子发射光谱仪 (ICP-AES) 测定; 频率磁化率 (χ_{fd}) 采用捷克 AGICO 公司生产的 MFK1 系列卡帕桥磁化率仪测得高频磁化率、低频磁化率后经计算两者差异百分比所得, 仪器工作条件低频为

976 Hz, 高频为 15616 Hz。硅藻用盐酸和双氧水对沉积物样品处理后制片鉴定 (Battarbee, 1984), 属种鉴定主要以 Krammer & Lange-Bertalot 分类系统为标准 (Krammer and Lange-Bertalot, 1999), 同时参考兴凯湖流域已有的硅藻属种图版 (葛蕾, 2014), 每片沉积物样品至少鉴定出 300 个硅藻以上, 硅藻属种丰富度用百分比表示。

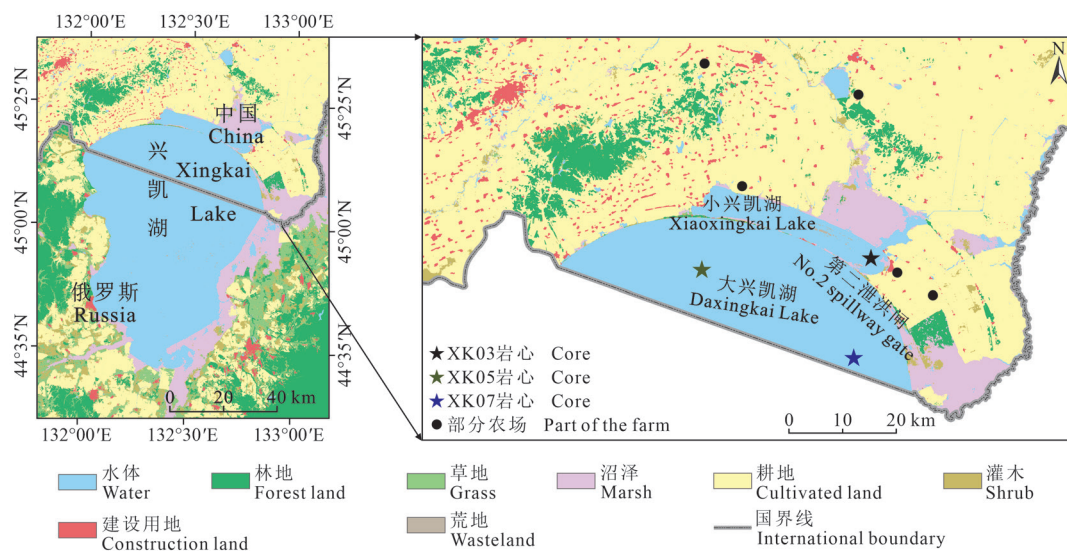


图1 兴凯湖区域概况

Fig. 1 Overview of Xingkai Lake region

1.3 水质数据及流域资料的搜集

本研究区位于我国黑龙江省鸡西市, 故选取鸡西市国民生产总值 (GDP)、人口和耕地面积等指标来反映流域人口和社会经济发展状况, 数据来源于《2020 年鸡西市统计年鉴》(鸡西市统计局和国家统计局鸡西调查队, 2020) 和《1949—2009 龙江六十年》(李玉涛, 2009)。流域气候参数来自鸡西市气象观测站——虎林站的年均气温、降水量和风速数据, 部分气象数据来源于国家气象信息中心网 (<http://data.cma.cn>), 年均降水量获取于廖东霞等 (2021) 的研究成果。如图 2 所示: GDP 在 2000 年后整体呈现快速增加的态势; 除去个别异常年份, 人口数量自 20 世纪 50 年代至 2000 年, 增长速度由快变慢, 2000 年后人口数量持续降低, 总体上该地区人口密度偏低; 耕地面积前 50 a 增长缓慢, 近 20 多年增长加速; 年均气温呈波动升高趋势; 年均降水量波动起伏性较大, 但整体趋势较为稳定; 年均风速呈逐年减少趋势。兴凯湖的水质监

测数据较少, 最早的纪录来源于黑龙江省鸡西市环境监测站, 监测结果取自 1994—1998 年, 大兴凯湖 COD_{Mn} 为 $5.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, BOD_5 为 $1.59—2.91 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TP 为 $35 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (朴德雄和王凤昆, 2011)。

1.4 兴凯湖基准环境的确立

欧美国家通常将基准环境的时间设定在工业革命和欧洲移民之前, 即 1850 年左右 (Bennion et al, 2011)。在我国, 工业革命开始的较晚, 但由于长期的农业活动, 湖泊生态系统在漫长的历史中也受到了不同程度的影响。尽管如此, 基于治理目标的现实性及可操作性, 我国湖泊的基准状况时间通常选择在 19 世纪 50 年代左右 (李小平等, 2012; Dong et al, 2016), 甚至更晚的 20 世纪 50 年代 (董旭辉和羊向东, 2012)。本文选择以 XK03 岩心为代表的 1850 年前生态环境为基准环境, 则 1850 年前后的硅藻属种组合可作为生态群落基准, 当时的水环境状况 (如水体 TP、TN 及沉积物磷) 作为水环境治理的理化基准。

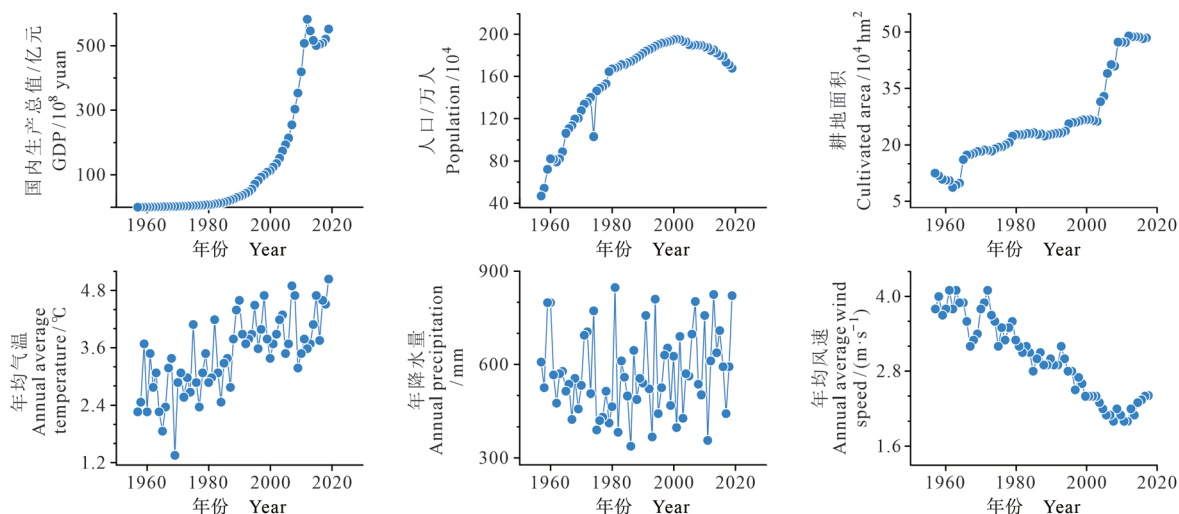


图 2 20 世纪 50 年代以来兴凯湖流域经济和气候指标变化
Fig. 2 Changes of economic and climate indices in Xingkai Lake Basin since 1950s

历史水体环境的定量重建基于相似匹配 (analogue matching) 的方法, 即通过对比生物群落差异来确定环境要素的相对差异 (Overpeck et al, 1985; Simpson et al, 2005), 该方法的优势在于可以避免多驱动要素的共线性干扰而被广泛地应用于过去环境重建, 例如: 基于孢粉群落差异可同时重建温度和降水的历史值, 可弱化两者间 (或与其他潜在环境要素) 的共线性关系 (Birks and John, 2012)。生物群落的差异利用弦距 (squared chord distance, SCD) 来计算历史时期硅藻群落演替偏离基准的大小, 弦距范围 0—2 分别代表了两个完全一样 (SCD=0) 或完全不同的属种组合 (SCD=2) (Overpeck et al, 1985)。弦距计算公式如下:

$$d_{ij} = \sum k \times (p_{ik}^{\frac{1}{2}} - p_{jk}^{\frac{1}{2}})^2 \quad (1)$$

其中: d_{ij} 为弦距, p_{ik} 、 p_{jk} 分别是第 i 、 j 个样品种属 k 的百分含量。具体计算过程在 Excel 2016 中进行。

兴凯湖底泥沉积物 TP 基准通过参比元素的回归分析来确定。湖泊沉积物中的元素会受土壤母质、流域侵蚀、沉积速率、沉积物构成如粒度、有机质等条件的影响, 这些影响通常可采用自然来源的参比元素如 Al、Fe、Ti、Ca 和 Li 等进行矫正 (Soto-Jiménez and Páez-Osuna, 2001; Bing et al, 2016)。本研究中, 由于 Fe 元素分别与 3 根沉积柱的沉积物 TP 有最佳的相关性, 因此 Fe 被用作参比元素。通过建立参比元素 Fe 与沉积物 TP 浓

度间的线性回归关系 (公式 (2)), 即同参比元素百分含量拟合较好的沉积物 TP 浓度, 说明这些沉积物 TP 是来源于受外界干扰程度相对较低的样品。因此可将这些样品的沉积物 TP 浓度 (B_{TP}) 均值作为其自然背景下沉积物 TP 的基准值 (Teng et al, 2009), 回归公式为:

$$B_{TP} = a \times C_{Fe} + b \quad (2)$$

其中: a 和 b 为 $P < 0.01$ 和 $R^2 > 0.9$ 条件下的线性回归常数, C_{Fe} 为参比元素浓度值。

2 结果

2.1 沉积年代的确定

自然放射性核素 ^{210}Pb (半衰期为 22.3 a) 在沉积物中随时间发生衰变递减, 根据沉积物中 ^{210}Pb 比活度随深度变化曲线的拟合方程, 结合 ^{210}Pb 衰变常数, 可以计算出不同深度沉积物经历的埋藏时间, 从而建立年代与深度的对应关系。图 3 所示兴凯湖柱状沉积物样品 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 活度、 ^{137}Cs 活度、湖泊底泥沉积速率以及依据 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 、 ^{137}Cs 活度测试情况而确定的年代序列。 ^{137}Cs 活度数据显示 XK03 沉积物在 9 cm 处出现峰值, 此处大约对应于 1959 年。通过 CRS 模式计算 XK03 沉积岩心 24 cm 所处的年代是 1806 年。XK03 沉积岩心 1850 年以后的沉积速率 (sediment accumulation rate, SAR) 相比之前呈增大趋势, 平均沉积速率为 $0.174 \text{ g} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。据此平均沉积速率计算, XK05 沉积岩心底部 20 cm 处的年代早于 1900 年。

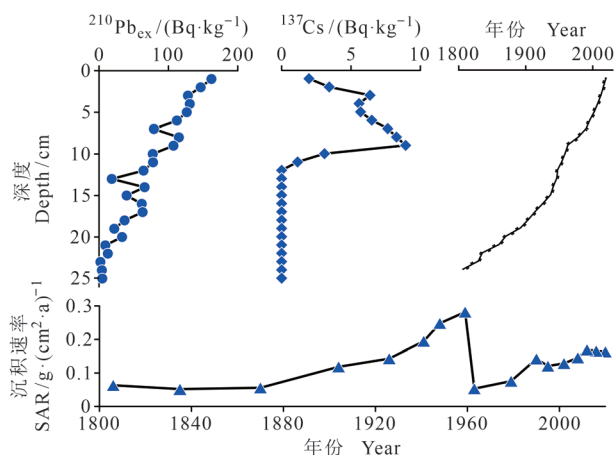


图3 XK03 岩心沉积物 ^{210}Pb 活度、 ^{137}Cs 比活度、年代—深度对应及沉积速率

Fig. 3 The ^{210}Pb activity, ^{137}Cs specific activity, age—depth relationship and sediment accumulation rate (SAR) of XK03 core

2.2 硅藻属种组合

对兴凯湖 XK03 及 XK05 孔 (分别代表小、大兴凯湖) 进行硅藻鉴定, 检出硅藻共 30 属 37 个种 (亚种), 主要为浮游和底栖类型, 附生类型较少。据鉴定结果可知: XK03 柱、XK05 柱硅藻属种变化基本相同, 主要的优势种都是颗粒直链藻 (*Aulacoseira granulata*) (图 4)。在 XK03 柱对应的 2000 年和 XK05 柱对应的 2005 年前后, 颗粒直链藻的含量和硅藻属种组合发生了较大改变。硅藻组合带 I: 20 世纪末以前, 硅藻属种类型较少, 颗粒直链藻是绝对的优势种, 直到钻孔底部, 都占每层样品硅藻总含量的近 90% 或以上, 偶尔伴有低营养的附生种 *Eunotia* sp.、*Fragilaria* sp.、*Fragilaria construens*、*Gyrosigma strigilis* 和 *Nitzschia* sp. 等, 含量比较低 (<5%)。硅藻组合带 II: 21 世纪以来, 颗粒直链藻含量下降明显, 逐年降低到 45% 左右, 与此同时硅藻属种类型开始增多, 特别是富营养属种 *Aulacoseira alpigena*、*Cyclostephanos dubius*、*Cyclotella meneghiniana*、*Fragilaria* sp. 和 *Gomphonema* 等, 其中 *Cyclostephanos dubius* 含量增加最明显, XK03 柱中超过 10%, XK05 柱中则接近 40%。

以 XK03 岩心的 1850 年前样品中硅藻属种组合百分比取平均值作为生态基准, 利用弦距分别计算 XK03 和 XK05 岩心历史时期硅藻群落演替偏离基准 (SCD) 的大小 (图 4)。可以看出: 无论是 XK03 岩心还是 XK05 岩心, 在 20 世纪末以前, 硅藻群落演替较为稳定, 几乎与

1850 年以前的硅藻属种组合相当 (SCD 范围 0.00014—0.00051), 说明兴凯湖及其流域生态环境在 20 世纪末以前相对良好, 生物群落未发生重大变化; 然而自 21 世纪以来, 硅藻群落演替明显偏离基准环境, 富营养属种在硅藻组合中所占比例增大, 特别是大兴凯湖, 其生态环境偏离基准环境更大 (SCD 达 0.27), 说明近 20 a 内兴凯湖营养水平上升显著, 流域内的人类活动干扰日益增强, 外源污染物入湖量增多 (朴德雄和王凤昆, 2011), 表明兴凯湖具有向富营养化状态转变的趋势。

2.3 多指标分析

图 5 显示了兴凯湖 XK03 孔近 200 a 来沉积指标 TP、Pb、Fe、Fe/Mn 比值、烧失量、磁化率和沉积速率 (SAR) 的综合对比结果。Pb、Fe 总体呈现明显的上升趋势; 沉积物 TP 增加显著, 从 1850 年前的 $300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增加到目前的 $600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 左右, Fe/Mn 比值在 1900 年前相对稳定, 此后呈下降趋势, 顶部达最低值; 频率磁化率整体在减小, 近 20 a 来减少速度略有加快; LOI 在 1980 年前保持相对稳定, 此后逐年增大; SAR 总体呈现增大的趋势, 在 20 世纪 60 年代前后发生一次重大转折, 降至低值但此后仍持续缓慢升高。由此可知, 自 1850 年以来, 特别是 21 世纪以来, 兴凯湖有机物质含量增加, 水体平均含氧量下降, 重金属污染显现, 表明兴凯湖正趋于营养富集。

2.4 兴凯湖水体 TP 基准的制定

根据相似匹配重建原理, 相似硅藻属种组合具备相似的环境特征。旋距计算结果揭示: 兴凯湖 1994—1998 年的硅藻属种组合与 1850 年以前的几乎一致, 具有高度相似性 ($\text{SCD} < 0.0005$, 图 3 和图 4), 说明在 20 世纪末以前的 1994—1998 年兴凯湖生态环境状况与基准环境相差甚微, 故可根据 1994—1998 年的兴凯湖水体 TP 监测值 (朴德雄和王凤昆, 2011) 的平均水平 (TP: $35 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, TN: $970 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 建立兴凯湖的水体营养基准。

2.5 兴凯湖沉积物 TP 基准的确定

利用参比元素 Fe 可分别与 XK03、XK05 和 XK07 柱 (考虑到后两根沉积柱均采自大兴凯湖, 所以将其合并扩大样品容量) 沉积物 TP 的参比元素进行回归分析。回归分析结果如图 6b、6c 所

示, 选取每根柱子沉积物 TP 与参考元素拟合度 ($R^2 > 0.9$) 较好的点进行平均计算, 得到大小兴凯湖柱沉积物 TP 的基准分别为 $360 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和

$500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。对比各沉积柱底部样品 (对应于 20 世纪 50 年代或 19 世纪 50 年代以前的环境) 沉积物 TP 的平均浓度较为相符 (图 6a)。

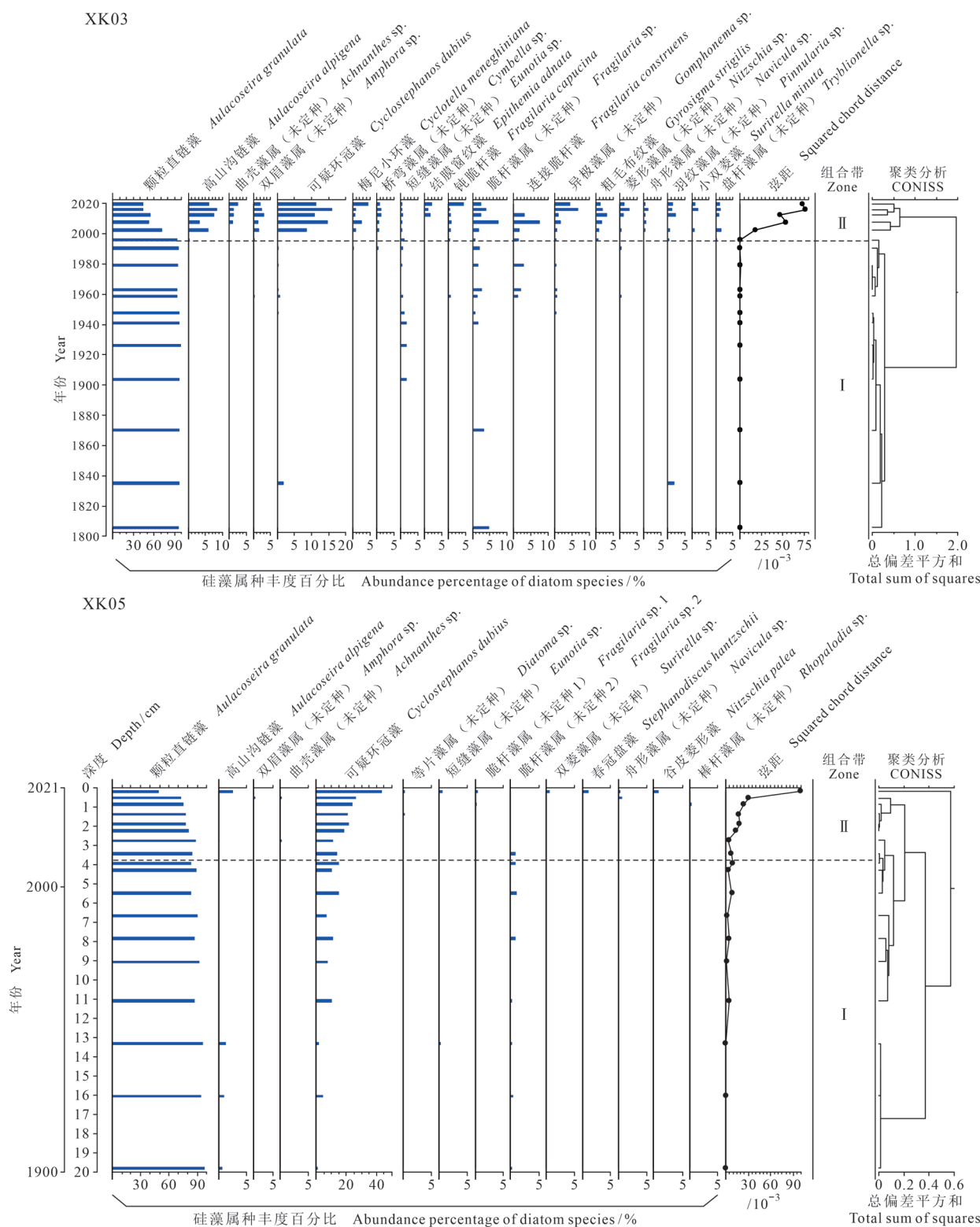


图 4 兴凯湖沉积柱 XK03、XK05 硅藻种群演替和种群相似性 (弦距) 比较结果

Fig. 4 Diatom succession in core XK03 & XK05 and community similarity (SCD) comparison results in Xingkai Lake

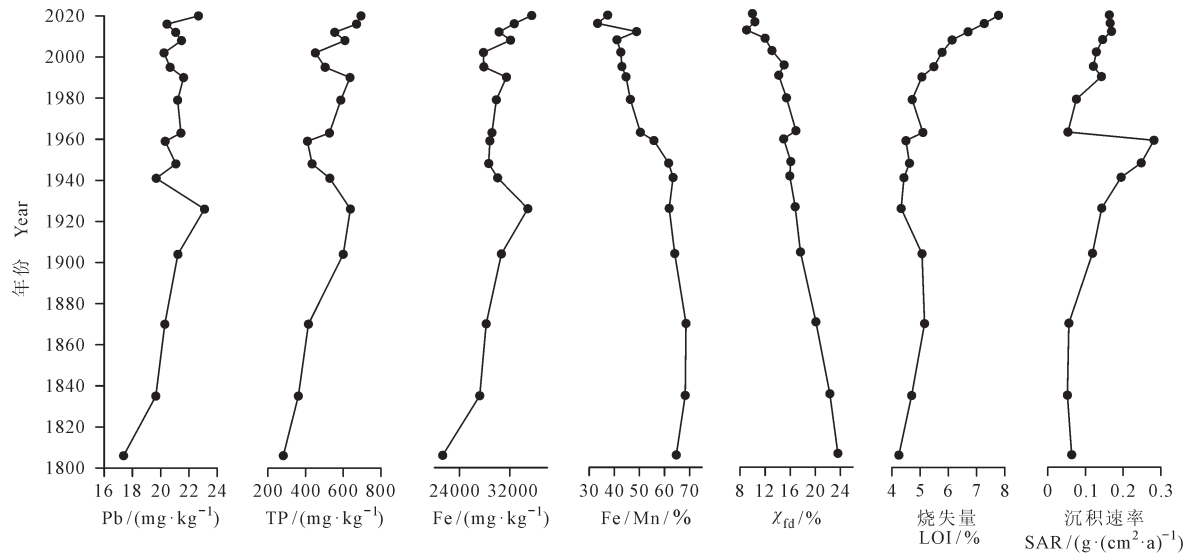


图5 兴凯湖(XK03岩心)沉积物多指标分析结果
Fig. 5 Multi-index of sediment core XK03 in Xingkai Lake

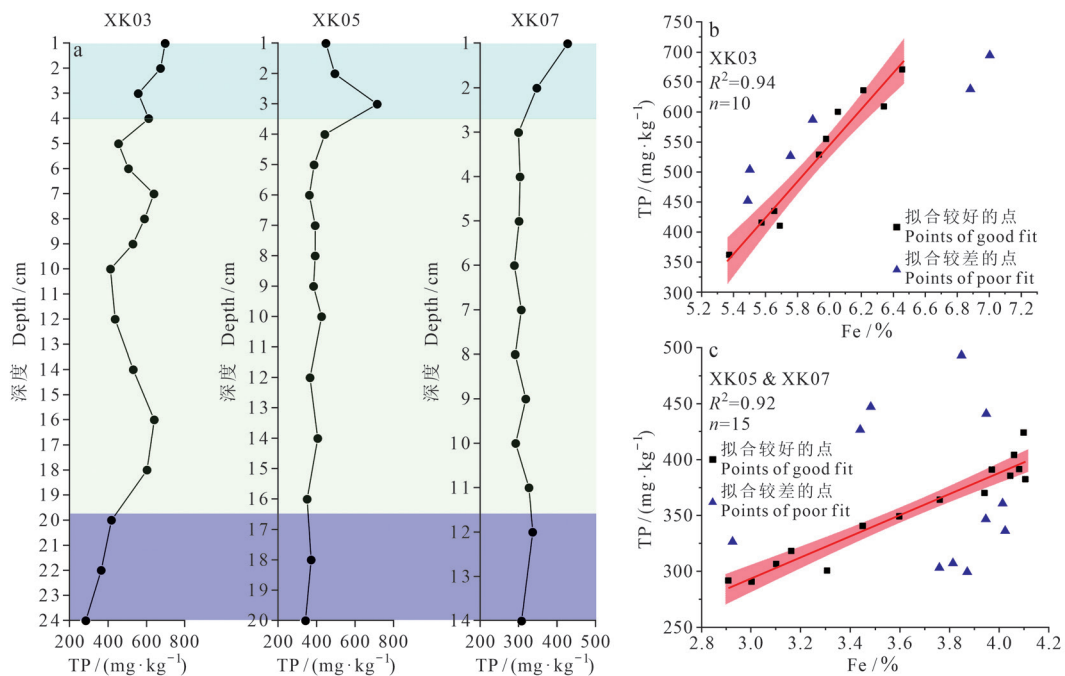


图6 3根沉积柱TP含量及与参比元素(Fe)回归分析结果
Fig. 6 Historical sediment TP concentration and linear regression between sediment TP and reference elements (Fe) in sediment cores

3 讨论

3.1 兴凯湖近二百余年环境演化

本研究以采集的3根沉积岩心进行对比分析,诸多沉积物指标均呈现出相似的变化趋势,预示着小兴凯湖与大兴凯湖受到共同的驱动要素的影

响。尽管存在响应幅度、时间先后等细节上的一些差异,但总体上仍有较好的环境演变同步性。

硅藻群落的弦距计算结果揭示了该湖历史上在相当长的时期内生态系统保持稳定。在20世纪末之前的百余年时间里(1800—1998年),该湖底泥沉积速率整体呈现增大的趋势(图3和图

5), 暗示了湖泊淤积较快。由兴凯湖流域内地形及水文特征可知, 兴凯湖处于地势较低处, 其湖面开阔, 水源来自穆棱河等多条水流量较大的河流。据《鸡西市志》与《密山县志》记载, 在清朝政府对鸡西市实施封禁政策 200 a 后的 1880 年, 逐步开发包括鸡西市在内的边境地区, 吸引了众多劳动人口, 人类耕地活动愈来愈强 (鸡西市地方志编纂委员会, 1996), 兴凯湖所处的密山县, 开垦面积从 1912 年的 362.65 km² 上升到 1928 年的 442.1 km², 人均耕地达 0.009 km², 可见土地开垦力度之大自古有之 (密山县志编纂委员会, 1993), 这势必加重当地的水土流失, 导致松动的土壤等颗粒物质逐渐增加并随着河流汇入湖内逐渐沉积 (孙冬和孙晓俊, 2006; 于淑玲等, 2016; 陈利军等, 2017)。值得注意的是, 沉积速率在 1959—1963 年的变化较为特殊, 其从 1959 年的峰值突然降低, 这恰好对应国家 20 世纪 60 年代的“三年困难时期”, 可能是自然灾害频发、气候较为干旱、河水流量较低以及农产量急速下降、农民耕作积极性受挫的原因 (鸡西市地方志编纂委员会, 1996), 致使随河流入湖土壤颗粒、岩石碎屑等物质减少。该阶段湖泊中的硅藻属种组合无明显演替特征, *Aulacoseira granulata* 是优势属种, 平均含量接近 90%, 伴有少量的低营养属种 *Gyrosigma strigilis* 和富营养属种 *Cyclotella meneghiniana*, 表明了该湖流域内环境变化不大, 保持着与基准环境相似的生态状况。*Aulacoseira granulata* 一般生活在富营养水体之中, 其硅化程度比较高, 偏好扰动强烈的水体 (Liu et al, 2012)。兴凯湖属大型浅水湖泊, 水体易受风浪影响, 此时流域内年均风速较大, 因此出现大量的 *Aulacoseira granulata* 属种是正常的, 说明湖泊水动力可能较强。此外, 兴凯湖自古以来是东北亚迁徙水鸟重要的“休憩廊道”, 具有比较强的生物多样性, 有着“三江平原基因库”的美誉 (刘化金等, 2020), 也证实了此阶段该湖流域内农田开垦度不高, 人类活动干扰程度较低, 具有良好的环境背景, 这与湖泊沉积物 TP、Pb 等营养或重金属元素含量增加缓慢的情况相符。

自 20 世纪末以来 (1999—2020 年) 该湖流域环境逐渐偏离基准环境, 发生了显著变化, 水体营养进一步富集。此时硅藻属种类型变得丰富, 即

中营养属种 *Aulacoseira granulata* 数量大幅下降, 富营养属种 *Aulacoseira alpigena*、*Cyclotella dubius*、*Cyclotella meneghiniana* 等大量出现, 特别是硅藻属种 *Cyclotella dubius* 数量增加明显, 指示了兴凯湖营养水平升高的趋势。据近 20 多年来的地方资料记载, 当地城市发展迅速, 经济生产大幅上涨, 流域内开垦的耕地面积快速扩大, 表明工、农业得到了大力发展 (图 2)。工业的发展必会导致工业废水排放量增大, 这与沉积物中 Pb 等重金属元素含量上升相吻合。而该阶段的沉积速率较 1959 年有所降低, 表明兴凯湖自然保护区的保护效果初现。但是当地开垦种植的面积还在继续扩大 (图 2), 水土流失仍然严重, 大量肥沃的黑土随着农田废水排放入湖, 加之化肥的使用加快了农田磷的流失, 势必加重湖泊的富营养化, 致使沉积物中 TP 等营养元素的快速增加。与此同时, 年均气温逐年升高、年均降水量回升到 600 mm 及以上水平、年均风速逐年下降等气候因素变化显著, 这对该湖流域环境的影响不可忽视, 往往会与其他因素一起促使湖泊向更高富营养演化, 比如湖泊水生植物过量繁殖、湖泊有机物含量增多等等 (于丹等, 1992; 于淑玲等, 2016), 但其具体的驱动机制仍有待进一步分析。

兴凯湖过去 200 a 来的沉积记录体现出大湖生态系统往往具备较大的系统弹性。沉积物多指标揭示出在 20 世纪 50 年代前后, 该湖流域及水体曾发生过较大的变化 (图 5): 流域土地利用进一步加强, 入湖的营养盐及物质总量加大, 污染物如 Pb 等浓度显著高于历史时期, 水体质量也有所下降 (Fe/Mn 比值降低表明水体缺氧状况有所上升 (Liu et al, 2012))。然而, 硅藻群落却未体现出同步变化, 直至 20 世纪末才发生较为显著的变化, 生物群落体现出相当的弹性。这一变化特征与同处我国东部的大型湖泊——太湖非常相似, 太湖在显著富营养化前, 也是长期维持着以 *Aulacoseira granulata* 为主的硅藻群落 (Dong et al, 2008)。值得注意的是, 硅藻群落分布较为单调, 除 *Aulacoseira granulata* 外, 其他属种分布数量较少。这一硅藻群落分布特征与位于兴凯湖附近的镜泊湖非常相近, 硅藻群落也较为单调, 属种分布数量亦较少 (廖梦娜和李艳玲, 2018)。据早期关于兴凯湖硅藻群落的研究结果

(于丹等, 1992; 范亚文和胡征宇, 2004; 边归国等, 2012; 葛雷, 2014): 兴凯湖流域硅藻历史上群落较为单调的原因可能是水生植物的生长繁殖以及湖水的浑浊度较高, 湖中水生植物的生长繁殖会分泌化感物质, 大量的化感物质会抑制硅藻群落的发育, 尤其是富营养化的藻类。

3.2 兴凯湖营养物 (TP) 基准的建立

基于 1850 年基准环境的弦距计算结果可知: 兴凯湖在 20 世纪末即在 1998 年以前的生态环境与基准环境具有高度相似性, 1998 年以前湖泊水体 TP 实际监测浓度的平均水平可作为兴凯湖的水体 TP 基准。该湖历史上的水环境监测数据不多, 且主要集中于 2000 年后 (图 7), 因此本研究采用朴德雄和王凤昆 (2011) 于 1994—1998 年的大小兴凯湖实际监测浓度平均值作为基准建立的参考。监测记录表明 1994—1998 年大小兴凯湖 TP 值分别为 13—49 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (均值 35 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 和 13—71 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, TN 范围为 87.6—2650 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 均值 970 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。监测记录还表明 2016 年以前大小兴凯湖同期水体 TP 浓度较为接近, 但 2016 年后小兴凯湖水体 TP 整体低于大兴凯湖, 在一定尺度上表明我国所辖水体相关的环保措施已收到显著成效。与此同时, 水体 TP 浓度年内变化较大, 例如 2010 年大小兴凯湖浮动变幅可达 100 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 但在历史时期大小兴凯湖的变幅较为一致 (如 2016 年前), 因此在历史时期特别是人为干扰相对弱的时期, 大小兴凯湖水体环境会更为接近。因此, 从最终的水环境治理目标来看, 可以将大小兴凯湖的水体 TP 基准值均设置为该时期水环境监测的均值, 即 35 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 作为共同的水体治理目标。该基准虽然比《湖泊营养物基准——中东部湖区》(征求意见稿) 中最新提出的建议基准 (29 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 偏高, 但是比刘丽娜 (2019) 设立的黑龙省典型湖泊 TP 59 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的基准则更趋稳妥。

大、小兴凯湖沉积物 TP 的基准存在较大差异, 两者基准值分别为 360 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 500 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。已有研究显示: 未污染的沉积物中元素的含量主要受控于沉积物的粒度、矿物组成和环境条件等因素 (Murray et al, 1999), 而这种效应可以根据自然沉积状态下, 沉积物目标元素与参比元素具有较好的相关性, 或目标元素与沉积物某一类

参比元素具有较好的相关性, 以消除沉积物成岩作用对元素含量的影响, 同时也可以判定沉积物自然来源变化对元素含量的影响 (Soto-Jiménez and Páez-Osuna, 2001; Liu et al, 2007)。本研究选择 Fe 作为参比元素, 可以有效地筛选出自然来源为主的样品, 进而确定 TP 的自然背景。过去百年来的沉积记录揭示: 小兴凯湖沉积物 TP 的平均浓度值 (XK03 孔上部 20 cm 沉积物 TP 平均值 560 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 均高于大兴凯湖 (XK05、XK07 孔上部 20 cm 沉积物 TP 的平均值分别为 417 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、318 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。这一特征反映了兴凯湖沉积物磷的来源及迁移差异, 靠近小兴凯湖周边陆源的物质来源丰富, 可携带大量的营养盐入湖, 同时因其迁移距离相对较小, 沉积物吸附的磷大多未向水体释放, 沉积物主要表现为营养物质的“汇” (Sondergaard et al, 2001), 因此其营养本底值较大兴凯湖高, 这与我国其他地区如长江中下游地区湖泊相当, 例如: 淀山湖沉积物 TP 基准为 550 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (李小平等, 2012), 湖南省大通湖为 600 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (廖粤军等, 2021)。显然, 在营养更为贫瘠的历史时期, 因为水体磷的缺乏, 大小兴凯湖沉积物的磷浓度应该相差无几。因此, 如果强调更高的治理目标, 大小兴凯湖沉积物 TP 的基准值均可定在 360 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

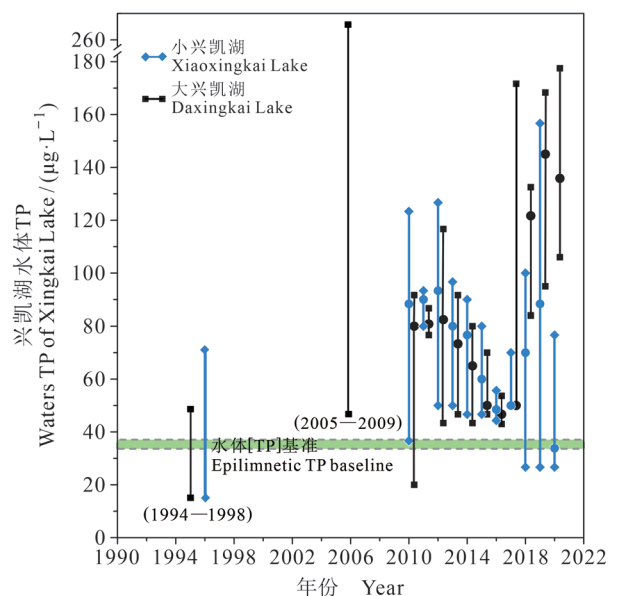


图7 兴凯湖水体总磷 (TP) 部分年代监测值及基准值

Fig. 7 Monitoring records and the baseline of TP concentration in Xingkai Lake

4 结论

百余年来兴凯湖长期维持较为健康的生态环境状况, 沉积硅藻群落无显著变化, 仅在 20 世纪末以来人类活动干扰程度增强的背景下, 硅藻属种从以 *Aulacoseira granulata* 为代表的中营养优势属种组合过渡到以 *Cyclotella meniscus* 等为代表的富营养属种组合。兴凯湖从中营养水平过渡到轻富营养化, 当地日益增强的人类活动是主导因子。从环境治理的可行性及必要性考虑, 尽管长期以来小兴凯湖同期水体 TP 浓度高于大兴凯湖, 但兴凯湖水体 TP 的基准值可设置为 $35 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 作为共同的水体治理目标。对沉积物而言, 大小兴凯湖因受到沉积物来源及迁移的影响, 大小兴凯湖沉积物 TP 本底值分别设置为 $360 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $500 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。本研究工作从长期环境演化历史的角度为东北典型的大型淡水湖泊制定了相应的水土营养基准, 可为该湖的治理提供重要的参考目标。

参考文献

- 边归国, 赵卫东, 达来. 2012. 沉水植物化感作用抑制藻类生长的研究与应用 [J]. *北方环境*, 24(1): 59–64. [Bian G G, Zhao W D, Da L. 2012. Thea research and applicatian of the allelopathic effects of submerged plants inhibit the growth of algae [J]. *Northern Environment*, 24(1): 59–64.]
- 陈利军, 刘闯, 石瑞香. 2017. 兴凯湖 [J]. *全球变化数据学报*, 1(3): 370. [Chen L J, Liu C, Shi R X. 2017. Outline Data of the Khanka Lake [J]. *Journal of Global Change Data & Discovery*, 1(3): 370.]
- 陈奇, 霍守亮, 席北斗, 等. 2010. 湖泊营养物参照状态建立方法研究 [J]. *生态环境学报*, 19(3): 544–549. [Chen Q, Huo S L, Xi B D, et al. 2010. Study on establishing lake reference condition for nutrient [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 19(3): 544–549.]
- 揣小明, 陈小锋, 杨柳燕. 2012. 呼伦湖、太湖和滇池总磷基准与控制标准制定探讨 [J]. *安徽农业科学*, 40(33): 16307–16310. [Chuai X M, Chen X F, Yang L Y. 2012. Formulation of the criteria and control standard of total phosphorus in Hulun, Taihu and Dianchi lakes [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 40(33): 16307–16310.]
- 董旭辉, 羊向东. 2012. 湖泊生态修复基准环境的制定: 古生态学面临的机遇 [J]. *湖泊科学*, 24(6): 974–984. [Dong X H, Yang X D. 2012. Establishing reference condition for lake restoration: the opportunity for palaeoecology [J]. *Journal of Lake Sciences*, 24(6): 974–984.]
- 范亚文, 胡征宇. 2004. 黑龙江省兴凯湖地区管壳缝目硅藻初步研究 [J]. *水生生物学报*, 28(4): 421–425. [Fan Y W, Hu Z Y. 2004. Studied on aulonorphidinales from Xingkaihu Lake in Heilongjiang Province [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 28(4): 421–425.]
- 葛蕾. 2014. 黑龙江兴凯湖湿地硅藻植物的初步研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨师范大学. [Ge L. 2014. Studied on baciliariophyta from Xingkai Lake in Heilongjiang Province [D]. Harbin: Harbin Normal University.]
- 郭佳林, 胡翔, 欧阳洋, 等. 2012. 中东部湖区营养物基准推荐值的生态毒理学评价 [J]. *环境工程技术学报*, 2(3): 212–217. [Guo J L, Hu X, Ouyang Y, et al. 2012. Ecotoxicological evaluation of the recommended values of nutrient criteria for lakes in east-central China [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2(3): 212–217.]
- 胡富林. 2006. 我国最大的界湖——兴凯湖 [J]. *黑龙江史志*, (2): 41, 52. [Hu F L. 2006. China's largest boundary lake—Xingkai Lake [J]. *Historical Records of Heilongjiang*, (2): 41, 52.]
- 霍守亮, 马春子, 席北斗, 等. 2017. 湖泊营养物基准研究进展 [J]. *环境工程技术学报*, 7(2): 125–133. [Huo S L, Ma C Z, Xi B D, et al. 2017. Progress in research on lake nutrient criteria [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 7(2): 125–133.]
- 鸡西市地方志编纂委员会. 1996. 鸡西市志 (上卷) [M]. 北京: 方志出版社. [Jixi City Chorography Compilation Committee. 1996. Jixi City chronicle (volume I) [M]. Beijing: China Local Records Publishing.]
- 鸡西市统计局, 国家统计局鸡西调查队. 2020. 2020 年鸡西市统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社: 19–122. [Statistics Bureau of Jixi City, NBS Survey Office in Jixi. 2020. Jixi statistical yearbook: 2020 [M]. Beijing: China Statistics Press: 19–122.]
- 嵇晓燕, 刘廷良, 刘京, 等. 2013. 兴凯湖中国区域水质及污染现状调查研究 [J]. *中国环境监测*, 29(6): 79–84. [Ji X Y, Liu T L, Liu J, et al. 2013. Investigation and study on water quality and pollution condition in Lake Xingkai of China [J]. *Environmental Monitoring in China*, 29(6): 79–84.]

- 李小平,陈小华,董旭辉,等. 2012. 淀山湖百年营养演化历史及营养物基准的建立 [J]. *环境科学*, 33(10): 3301–3307. [Li X P, Chen X H, Dong X H, et al. 2012. Nutrient dynamics over the past 100 years and its restoration baseline in Dianshan Lake [J]. *Environmental Science*, 33(10): 3301–3307.]
- 李玉涛. 2009. 1949—2009 龙江六十年 [M]. 北京: 中国统计出版社: 257–259. [Li Y T. 2009. 1949—2009 sixty years of Longjiang [M]. Beijing: China Statistics Press: 257–259.]
- 廖东霞,郭海婷,吴孟孟,等. 2021. ^{137}Cs 测年的东北兴凯湖现代沉积速率研究 [J]. *沉积学报*, 1–15. [Liao D X, Guo H T, Wu M M, et al. 2021. Sedimentation rate in Lake Xingkai, northeastern China, based on ^{137}Cs dating [J]. *Acta Sedimentologica Sinica*: 1–15.]
- 廖梦娜,李艳玲. 2018. 东北镜泊湖硅藻对近现代气候变化和人类干扰的响应过程 [J]. *生态学报*, 38(4): 1458–1469. [Liao M N, Li Y L. 2018. Diatom response to climate changes and anthropogenic disturbances in Jingpo Lake (NE China) [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 38(4): 1458–1469.]
- 廖粤军,李春华,董旭辉,等. 2021. 湖南省大通湖百余年环境演化历史及营养物基准的建立 [J]. *水生生物学报*, 45(1): 206–215. [Liao Y J, Li C H, Dong X H, et al. 2021. Environmental evolution of Datong Lake over the past 160 years and its nutrient baseline [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 45(1): 206–215.]
- 刘化金,陈丽霞,贾茹,等. 2020. 基于环志数据探讨兴凯湖水鸟的迁徙规律 [J]. *动物学杂志*, 55(4): 456–461. [Liu H J, Chen L X, Jia R, et al. 2020. Migration patterns of waterbird at Khanka Lake based on the analysis of banding and recovery data [J]. *Chinese Journal of Zoology*, 55(4): 456–461.]
- 刘丽娜. 2019. 山口湖流域生态安全评估及营养物基准阈值研究 [D]. 哈尔滨: 东北农业大学. [Liu L N. 2019. Ecological security assessment and nutrient criteria threshold determination in Shankou Lake Basin [D]. Harbin: Northeast Agricultural University.]
- 毛玉梅,王玉峰,许其功,等. 2013. 兴凯湖细菌时空分布 [J]. *东北农业大学学报*, 44(5): 56–60. [Mao Y M, Wang Y F, Xu Q G, et al. 2013. Temporal and spatial distribution of bacteria in Xingkai Lake [J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 44(5): 56–60.]
- 密山县志编纂委员会. 1993. 密山县志 [M]. 北京: 中国标准出版社. [Mishan County Local Chronicle Compilation Committee. 1993. Mishan County local chronicles [M]. Beijing: Standards Press of China.]
- 朴德雄,王凤昆. 2011. 兴凯湖水环境状况及其保护对策 [J]. *湖泊科学*, 23(2): 196–202. [Piao D X, Wang F K. 2011. Environmental conditions and the protection countermeasures for waters of Lake Xingkai [J]. *Journal of Lake Sciences*, 23(2): 196–202.]
- 沈吉. 2009. 湖泊沉积研究的历史进展与展望 [J]. *湖泊科学*, 21(3): 307–313. [Shen J. 2009. Progress and prospect of palaeolimnology research in China [J]. *Journal of Lake Sciences*, 21(3): 307–313.]
- 孙冬,孙晓俊. 2006. 兴凯湖水文特性 [J]. *东北水利水电*, 24(4): 21, 27. [Sun D, Sun X J. 2006. Hydrological characteristics of Xingkai Lake [J]. *Water Resources & Hydropower of Northeast China*, 24(4): 21, 27.]
- 王苏民,窦鸿身. 1998. 中国湖泊志 [M]. 北京: 科学出版社. [Wang S M, Dou H S. 1998. Chronicles of Chinese Lakes [M]. Beijing: Science Press.]
- 羊向东,董旭辉,陈旭,等. 2020a. 长江经济带湖泊环境演变与保护、治理建议 [J]. *中国科学院院刊*, 35(8): 977–987. [Yang X D, Dong X H, Chen X, et al. 2020. Past environmental changes and management suggestions for lakes in the Yangtze River Economic Belt [J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 35(8): 977–987.]
- 羊向东,王荣,董旭辉,等. 2020b. 中国湖泊古生态研究进展 [J]. *湖泊科学*, 32(5): 1380–1395. [Yang X D, Wang R, Dong X H, et al. 2020. A review of lake palaeoecology research in China [J]. *Journal of Lake Sciences*, 32(5): 1380–1395.]
- 于丹,杨国亭,刘丽华. 1992. 小兴凯湖的水生植被及其生态作用 [J]. *水生生物学报*, 16(1): 24–32. [Yu D, Yang G T, Liu L H. 1992. Aquatic vegetation of small Xingkai Lake and its ecological effects [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 16(1): 24–32.]
- 于淑玲,李秀军,陈国双,等. 2016. 小兴凯湖富营养化和沼泽化程度分析 [J]. *湿地科学*, 14(2): 271–275. [Yu S L, Li X J, Chen G S, et al. 2016. Analysis of eutrophication and terrestrialization of Xiaoxingkai Lake [J]. *Wetland Science*, 14(2): 271–275.]
- 张亚丽. 2012. 我国蒙新高原湖区湖泊营养物基准制定技术研究 [D]. 北京: 中国环境科学研究院. [Zhang Y L. 2012. Study on the guidelines for setting lake nutrient criteria in Mongolia-Xinjiang Plateau, China [D]. Beijing:

- Chinese Research Academy of Environmental Sciences.]
- Appleby P G. 2002. Chronostratigraphic techniques in recent sediments [M]// Last W M, Smol J P. 2001. Tracking environmental change using lake sediments (vol 1). Dordrecht: Springer: 171–203.
- Battarbee R W, Anderson N J, Jeppesen E, et al. 2005. Combining palaeolimnological and limnological approaches in assessing lake ecosystem response to nutrient reduction [J]. *Freshwater Biology*, 50(10): 1772–1780.
- Battarbee R W. 1984. Diatom analysis and the acidification of lakes [J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 305(1124): 451–477.
- Bennion H, Battarbee R W, Sayer C D, et al. 2011. Defining reference conditions and restoration targets for lake ecosystems using palaeolimnology: a synthesis [J]. *Journal of Paleolimnology*, 45(4): 533–544.
- Bennion H, Simpson G L, Goldsmith B J. 2015. Assessing degradation and recovery pathways in lakes impacted by eutrophication using the sediment record [J]. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3: 94. DOI: 10.3389/fevo.2015.00094.
- Bing H J, Wu Y H, Zhou J, et al. 2016. Historical trends of anthropogenic metals in Eastern Tibetan Plateau as reconstructed from alpine lake sediments over the last century [J]. *Chemosphere*, 148: 211–219.
- Birks B, John H. 2012. Strengths and weaknesses of quantitative climate reconstructions based on Late-Quaternary biological proxies [J]. *Quaternary International*, 279/280: 52. DOI: 10.1016/j.quaint.2012.07.228.
- Dong X H, Bennion H, Battarbee R, et al. 2008. Tracking eutrophication in Taihu Lake using the diatom record: potential and problems [J]. *Journal of Paleolimnology*, 40(1): 413–429.
- Dong X H, Yang X D, Chen X, et al. 2016. Using sedimentary diatoms to identify reference conditions and historical variability in shallow lake ecosystems in the Yangtze floodplain [J]. *Marine and Freshwater Research*, 67(6): DOI: 10.1071/MF14262.
- EPA. 1998. National strategy for the development of regional nutrient criteria [R]. Washington: USEPA Office of Water: 1–72.
- European Community. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy [J]. *Official Journal of the European Parliament*, L327: 1–82.
- Krammer K, Lange-Bertalot H. 1999. Süßwasserflora von Mitteleuropa [M]. G. Fischer: Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg: 149–472.
- Liu E F, Yang X D, Shen J, et al. 2007. Environmental response to climate and human impact during the last 400 years in Taibai Lake catchment, middle reach of Yangtze River, China [J]. *Science of the Total Environment*, 385(1/2/3): 196–207.
- Liu Q, Yang X D, Anderson N J, et al. 2012. Diatom ecological response to altered hydrological forcing of a shallow lake on the Yangtze floodplain, SE China [J]. *Ecohydrology*, 5(3): 316–325.
- Murray K S, Cauvet D, Lybeer M, et al. 1999. Particle size and chemical control of heavy metals in bed sediment from the rouge river, southeast Michigan [J]. *Environmental Science & Technology*, 33: 987–992.
- Overpeck J T, Webb T III, Prentice I C. 1985. Quantitative interpretation of fossil pollen spectra: dissimilarity coefficients and the method of modern analogs [J]. *Quaternary Research*, 23(1): 87–108.
- Simpson G L, Shilland E M, Winterbottom J M, et al. 2005. Defining reference conditions for acidified waters using a modern analogue approach [J]. *Environmental Pollution*, 137(1): 119–133.
- Sondergaard M, Jensen P J, Jeppesen E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes [J]. *The Scientific World Journal*, 1: 676350. DOI: 10.1100/tsw.2001.72.
- Soto-Jiménez M F, Pérez-Osuna F. 2001. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from mazatlán harbor (SE Gulf of California) [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53(3): 259–274.
- Stoermer E F, Smol J P. 2010. The diatoms: applications for the environmental and earth sciences [M]. Cambridge: Cambridge University Press.
- Teng Y G, Ni S J, Wang J S, et al. 2009. Geochemical baseline of trace elements in the sediment in Dexing area, South China [J]. *Environmental Geology*, 57(7): 1649–1660.