

# 太湖现代沉积物中磷的 沉积通量及空间差异性\*

朱广伟 秦伯强 高 光

(中国科学院南京地理与湖泊研究所 南京 210008)

**提要** 在水文状况、水质状况、生态类型均显著不同的三个太湖典型湖区,利用  $^{210}\text{Pb}$  定年测定了近百年来沉积物及磷的沉积通量。结果发现,三个湖区磷的沉积通量及其变化规律相差很大。发生蓝藻水华暴发的梅梁湾近百年来沉积物和磷的沉积通量都比较小,只是在近十几年来才有明显增加的趋势;太湖上游的夹浦沉积物沉积速率近百年来持续增加,只有表层有所下降,但表层 12cm 沉积物中磷的沉积通量却显著下降;处于太湖下游草型化的胥口湾湖区,在 20 世纪 60 年代以前沉积物沉积通量呈增加趋势,之后呈下降趋势,磷的沉积通量则呈振荡下降趋势。研究表明,太湖沉积物中磷的累积通量具有明显的空间异质性。

**关键词** 沉积通量,磷,空间异质性,铁磷比,太湖

中图分类号 P731

近百年来是人类活动对自然界扰动最为剧烈的一百年。湖泊沉积物记录的环境信息可以反映人类活动和自然变化的演化历史。在人类活动扰动较弱的深水湖泊中,这种记录的准确性相当高,但在人口密集、人类活动剧烈、水动力扰动频繁的平原浅水湖泊中,沉积物记录环境信息的提取、辨识更为困难。我国浅水湖泊地区往往也是人类活动集中的地区,与人类的生活息息相关,深入研究这些湖泊沉积物的记录信息具有十分重要的应用价值。太湖是长江三角洲最大的浅水湖泊,近 20 年来太湖的水质和生态迅速恶化(王雪梅等, 2006),北部湖区暴发了蓝藻水华,东部湖区则面临沼泽化的威胁(秦伯强等, 2004)。深入研究太湖生态恶化的过程,认识人类活动在这一过程中所起的作用,对我国普遍存在的湖泊蓝藻水华的控制、浅水湖泊生态系统的修复重建以及湖泊流域的环境管理都有十分重要的参考意义。本文作者对太湖的三个生态类型显著不同的湖区沉积物中磷的沉积通量进行了研究,为进一步研究

太湖生态演化过程提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

太湖面积 2338.1km<sup>2</sup>,平均水深 1.89m,最大水深 2.6m,是一个大型、浅水湖泊(Qin *et al.*, 2007)。西部、西南部、西北部为太湖的主要入流区,经小梅口入流的苕溪和大浦口入流的宜溧河入流量占太湖入湖水量的 90%以上。由梅梁湾入湖的直湖港和梁溪河及由竺山湾入湖太湖运河、漕桥港、太南运是太湖的主要污水来源。东部为太湖的主要出水区,其中与东太湖相连的太浦河是太湖的最大的出水通道,其次还有与贡湖湾相连的望虞河及与胥口湾相连的胥江。

太湖在水质和生态类型上具有明显的空间差异性,这也是浅水湖泊共有的一个特征(Wetzel, 2001; 李云梅等, 2006; 王雪梅等, 2006)。水质上,梅梁湾、竺山湾水体 TP 含量年均值一般在 0.11 mg/L 以上,湖心区在 0.07 mg/L 左右,东太湖在 0.03mg/L 左右<sup>1)</sup>。水体悬浮颗粒物浓度也呈现梅梁

\* 国家自然科学基金项目,40673078 号、中国科学院知识创新工程重要方向项目,KZCX2-YW-419 号资助。朱广伟,副研究员, E-mail: gwzhu@niglas.ac.cn

1) 引自中国生态研究网络(CERN)太湖湖泊生态系统研究站年报(1991—2001 年)

收稿日期: 2005-11-14, 收修改稿日期: 2006-12-09

湾显著高于湖心,湖心显著高于东太湖(张运林等,2004)。生态系统上,梅梁湾、竺山湾及大浦口一带自20世纪80年代以来频繁暴发大面积的蓝藻水华,呈现藻型湖泊特征(Dokulil *et al*, 2000);东太湖、胥口湾及贡湖湾的部分区域水草丰茂、水质清澈,呈现出草型湖泊特征,东太湖甚至出现沼泽化的苗头(杨清心,1998;李文朝,1997);西南太湖由于受上游来水及太湖流场的影响,除沿岸带零星分布芦苇等挺水植物外,主要湖面的水草和藻类分布都不多,水质多呈黄浑状。

## 1.2 样品采集

2002年5月在夹浦(31.20686°N, 119.95415°E)、胥口湾(31.16069°N, 120.39750°E)及梅梁湾(31.48381°N, 120.20176°E)采集三个沉积物柱状样,具体采样点情况见文献(朱广伟等,2005)。采样期间夹浦采样点风浪较大,水质黄浑,透明度在30cm左右。胥口湾采样点分布了成片的马来眼子菜等水草,水质清澈,透明度在80cm以上。梅梁湾采样点已经大面积暴发蓝藻水华,驱开水华后的透明度在50cm左右。采样管为内径54mm,长100cm,所采样柱状样30cm以上。取柱状样的表层约30cm进行年代学研究。

## 1.3 样品分析

### 1.3.1 沉积物年代测定

沉积物柱自上而下每1cm分取一个样品,称取沉积物的鲜重,自然风干,再称取每层沉积物的干重,获得沉积物的含水率及干容重。样品研磨后,准确称取约5g样品进行<sup>210</sup>Pb、<sup>137</sup>Cs含量测定,分析仪器为美国EG & G Ortec公司生产的由高纯锗井型探测器(Ortec HPGe GWL)与Ortec 919型谱控制器和IBM微机构成的16k道多道分析器所组成的γ谱分析系统。<sup>137</sup>Cs和<sup>226</sup>Ra标准样品由中国原子能研究院提供,<sup>210</sup>Pb标准样品由英国利物浦大学做比对标准。梅梁湾、胥口湾沉积物柱样年代测定的有效深度为28cm,夹浦为25cm。

### 1.3.2 沉积物P、Fe含量分析

称取0.3g风干、研磨后的样品,105℃烘干,550℃灼烧5h测定烧失量(LOI),用以估算有机质含量。灼烧后的样品用30ml 1mol/L的优级纯盐酸溶液振荡提取16h,测定提取液中的Fe、P含量,用以估算沉积物中Fe、P含量。Fe的测定用邻菲啉分光光度法(波

长为510nm),磷的测定用钼锑抗分光光度法(波长为700nm)。为了解提取方法的提取效率,同步进行了GSD-9和GSD-12号水系沉积物标准样分析,以了解该方法提取的非残渣态P、Fe的情况。

## 2 结果与分析

### 2.1 沉积物的年代测定

三个沉积物柱的<sup>137</sup>Cs和<sup>210</sup>Pb测定结果见图1。除夹浦沉积物柱中的<sup>210</sup>Pb垂向变化规律较乱外,其余沉积物的<sup>137</sup>Cs和<sup>210</sup>Pb还比较稳定。然而,只有梅梁湾的<sup>137</sup>Cs时标还比较合理,其余两个点的<sup>137</sup>Cs时标由于含量太低,无法进行年代计算。因此,最终选择以<sup>210</sup>Pb时标来计算三个点沉积物的沉积速率。

利用<sup>210</sup>Pb定年时,采用作图法进行数据处理。作图法也称恒定通量和恒定沉积速率模式(constant initial concentration,简称CIC模式)。按照 $A_t = A_0 \cdot e^{-\lambda t}$ 的指数衰变模型对数据进行拟合,求出沉积物的平均沉积速率。其中梅梁湾柱的平均沉积速率为0.33cm/a,拟合的 $R^2$ 为0.76;夹浦柱的平均沉积速率为0.27cm/a,拟合的 $R^2$ 为0.19;胥口湾柱的平均沉积速率为0.27cm/a,拟合的 $R^2$ 为0.53。根据这一平均沉积通量数据,按照每层沉积物的质量等数据,推断出每一层的大致平均沉积年代。由于沉积物速率为0.3cm/a左右,而沉积物的分样为1cm/层,所以这一推断年代的精度为3—4年。另外,由上述数据可以看出,夹浦柱的沉积速率结果并不好,其年代分析的误差较大。

夹浦沉积物柱中的<sup>210</sup>Pb垂向变化规律不好的原因可能有两种:其一,沉积物沉积后的扰动,包括水动力扰动和人类活动扰动。作为一个大型的浅水湖泊,太湖的水动力作用对沉积物的扰动比较大。据观测,在风速6.5m/s以上时,风浪可以引起湖水中悬浮物浓度提高数倍甚至数十倍(Qin, 1999),而风速在6.5m/s以上的情况在太湖是相当常见<sup>1)</sup>,频繁的风浪扰动使得太湖的表层沉积物反复发生再悬浮,给沉积物年代的确定带来困难。夹浦由于湖面开阔,风浪扰动强度要大于其余两个样点。另外,太湖的风生流的流速一般在2cm/s以上(风速在3m/s以上)(秦伯强等,2000),尽管这样的流速对于沉积物的再悬浮影响较小,但仍可以造成明显的悬浮物的迁移。由

1) 据中国生态研究网络(CERN)太湖湖泊生态系统研究站年报(1991—2001年)分析

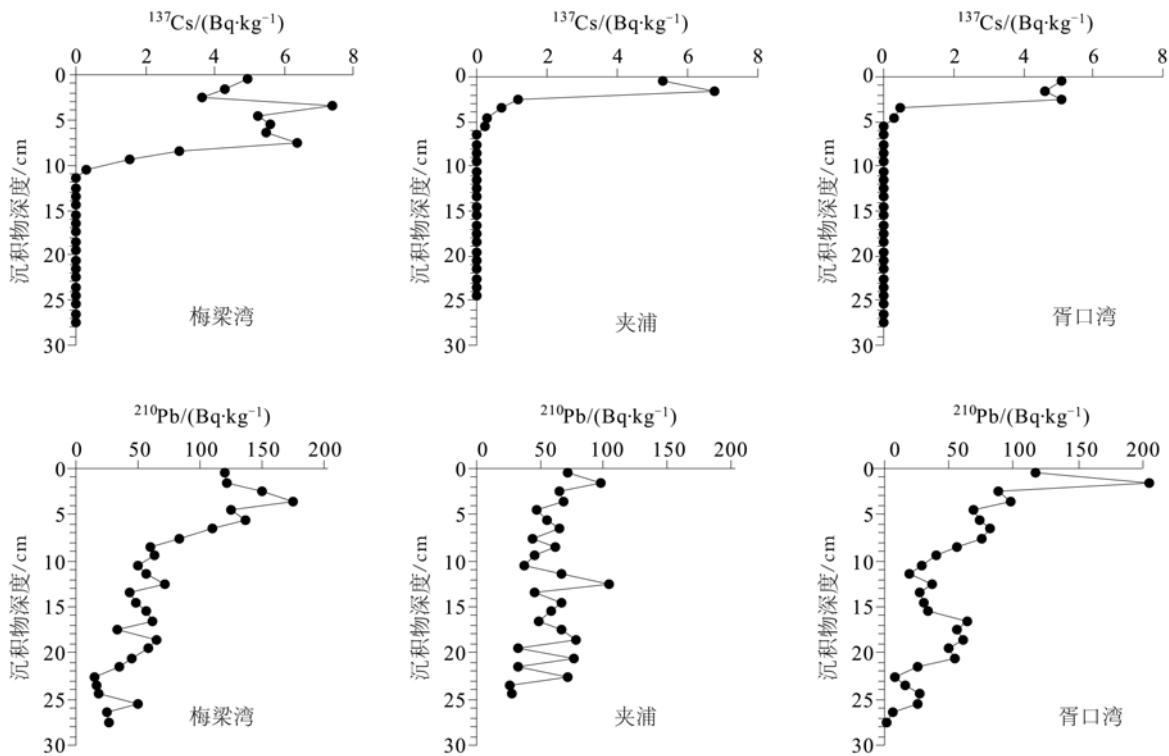


图 1 沉积物中  $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{210}\text{Pb}$  含量的垂向分布

Fig.1 Vertical distribution of the content of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in sediment cores

于胥口湾和梅梁湾处于湖湾中, 而太湖风生流主要在大太湖区形成一个环流(逢勇等, 1996), 因此从湖流角度看夹浦受到的扰动频率和强度也要大于其余两点。太湖的捕鱼、捉虾、淘螺蛳等人类活动频繁, 其中对沉积物影响最大的是淘螺蛳, 即渔民用网筛刮淘表层沉积物来捕捉湖底的螺蛳。这些沉积后的扰动可能会引起沉积物  $^{210}\text{Pb}$  垂向分布的无规律。其二, 沉积物沉积过程泥沙分离所引起的地球化学分异作用也会导致  $^{210}\text{Pb}$  沉积层序异常。夹浦位于太湖的上游, 大量来自上游流域的地表冲刷物从这一带湖区进入湖体。而夹浦又处于太湖湖流较大、流场稳定的区域, 使得该湖区更多沉积一些粒径较大、比重较大的颗粒物。这就产生了两种结果: 1) 粗颗粒物的样品代表性较差, 往往造成分析样品的变异性较高; 2) 粗颗粒物中对重金属、磷等的吸附能力及其本身的含量较低(陈静生等, 1994), 可能导致其中 Pb 的含量较低。从表观上可以看出, 夹浦湖区水体的泥沙含量明显高于下游的梅梁湾和胥口湾湖区。以往的研究也反映出, 该湖区沉积物粒度相对于其他湖区较粗。因此, 夹浦湖区沉积物  $^{210}\text{Pb}$  的垂向递减规律不好很可能是外源输入影响大和粗颗粒沉积物的选择性沉积所致。

## 2.2 沉积物的沉积通量

三个沉积物柱中不同年代的沉积物质量沉积通量见图 2。需要说明的是, 年代测定的精度误差在 3—4 年, 图中所给的年代沉积通量结果应有 3—4 年的年代误差。

三个样点的沉积物年沉积通量的特点截然不同。梅梁湾的沉积物通量最小, 从 1920 年以来年沉积通量均在  $300\text{mg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$  以下。1966—1989 年, 梅梁湾的沉积通量持续下降到  $190\text{mg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$  左右。表层 4cm 的沉积物大约为 1992—2000 年的沉积, 年沉积通量迅速增加。分析 1966 年以后下降的原因, 可能与马山围垦活动有关。20 世纪 60 年代中后期到 70 年代早期, 太湖沿岸先后进行了  $133\text{km}^2$  的围垦。其中 1969—1971 年对竺山湖沿岸的围垦面积就达  $85\text{km}^2$  之多(顾丁锡, 1983), 使马山由湖中岛变成半岛, 对梅梁湾、竺山湖水中层流场的影响很大, 大大降低了梅梁湾和竺山湖湖水的交换量(胡维平等, 2000), 结果造成大太湖泥沙量较高的湖水更少地进入梅梁湾, 降低了沉积量。表层 4cm 沉积通量增加是由于表层沉积物中含有较多未分解有机物的缘故。

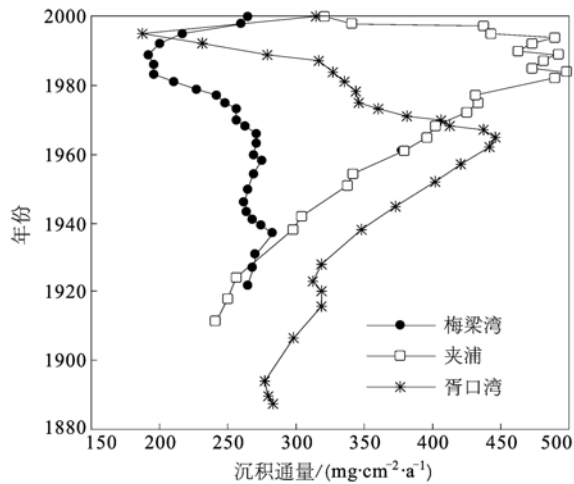


图2 沉积物的年沉积通量变化

Fig.2 Variation of sedimentation flux in recent 100 years at three sampling sites

夹浦的沉积通量变化与梅梁湾相反。1920年前后,夹浦的沉积通量与梅梁湾差不多,但自1911年至1984年几乎呈线性增加,1984年沉积通量达 $495\text{mg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ ,1984—1994年,夹浦的沉积通量停止了增加,维持在 $490\text{mg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ 左右。表层4cm,则呈快速下降趋势。夹浦位于太湖两个最大的入流河口——小梅口和大浦口之间,而且处于太湖环形湖流的主流通道上(Qin, 1999),既可以接受苕溪入流的泥沙,也可以接受宜河入流的泥沙。沉积物沉积通量的持续增加反映了太湖整个西南部的上游流域人类活动强度持续增大。据研究,宜河流域20世纪80年代期间林地面积有所下降,居民用地面积则明显增加,反映出流域人类活动强度的增加<sup>1)</sup>。在紧靠太湖的沿岸地区,人类的活动强度更大。夹浦附近的岸边,公路建设、环湖大堤等大型建设项目都会带来沉积通量的增加。除土地利用因素外,降水也是影响太湖上游N、P、悬浮物向太湖输入一个主要因素<sup>1)</sup>。据分析,自1970年以来太湖流域上游暴雨强度明显大于1950—1970年间(罗淑葱等, 2004),外源颗粒物输入强度也相应加大。表层4cm沉积通量的急速下降可能是由于20世纪90年代后期太湖流域水环境的治理项目或是苕溪、环湖沿岸带等处的水利工程项目造成入湖流向变化等所致。

胥口湾的沉积通量年际变化与梅梁湾和夹浦都不同。从1887—1965年,胥口湾沉积物的沉积通量呈阶梯状增加,1965年以后则又快速下降,

直到表层1cm时又有一个回升。1965年以前沉积通量的逐年增加反映了人类活动强度的不断加大。1965年以后的沉积速率的大幅下降则可能是由于胥口湾水文状况变化或西山岛和东山半岛一带1970年前后的大规模围垦(围垦面积为 $58\text{km}^2$ 左右<sup>1)</sup>)等水利工程有关。尽管由于缺乏足够的资料,尚不能完全解释这一现象。但是20世纪80年代后西山通往岸边的西山大桥建立改变了西山岛上的生活方式,以及近十几年来胥口湾发生的逐步草型化,都反映出该湖湾的水文特征、营养盐供给和循环模式发生了剧烈的变化。

### 2.3 磷的沉积通量及Fe:P比

太湖沉积物中磷的沉积通量及铁、磷含量的质量比(Fe:P比)见图3。梅梁湾沉积物中的磷沉积通量除了1941年和1950年出现两个异常高值外,自1922—1989年沉积物的磷沉积通量始终低于 $0.08\text{mgP}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ ,而自1989年开始,沉积物的磷沉积通量直线上升,这种现象与梅梁湾的蓝藻水华暴发现象非常一致。是否是由于梅梁湾1989年以来水体磷含量不断增高而导致沉积物磷含量的增加?图4列出了1991—2001年每年10月份梅梁湾水体总磷(TP)和叶绿素(Chl-a)浓度变化情况<sup>2)</sup>。图中显示1993年以后梅梁湾TP含量的确由 $0.05\text{mg}/\text{L}$ 迅速增加到 $0.1\text{mg}/\text{L}$ 以上,而这一浓度也是湖泊发生富营养化的重要浓度阈值。水体叶绿素含量与TP含量的变化趋势也相当一致(图4),相关系数为 $0.618(n=10, p=0.05)$ ,说明沉积物中磷的沉积通量的增加与水体磷含量增高有关。由于磷浓度增高的同时,水体蓝藻水华暴发频繁,而蓝藻对水体磷的最终吸收能力要小于水草类的高等水生植物,反过来又加速了水体中磷的沉积。另外,表层沉积物的沉积通量增加也是磷沉积通量增加的一个因素。

夹浦的磷沉积通量变化与沉积物质量沉积通量不同:1977年达到峰值以后就迅速下降(图3),而不是像沉积通量那样在1990年以后才迅速下降(图2)。这实质上是由于1977年以后夹浦沉积的沉积物中磷的含量在下降。然而,1977年之后应当是我国化肥开始大量普及的时期,通过农业非点源排放进入太湖的磷含量应当更高。

1) 焦锋, 2003. 宜河流域水环境分析及污染物输移模拟. 中国科学院研究生院博士学位论文, 21—37

2) 引自中国生态研究网络(CERN)太湖湖泊生态系统研究站年报(1991—2001年)

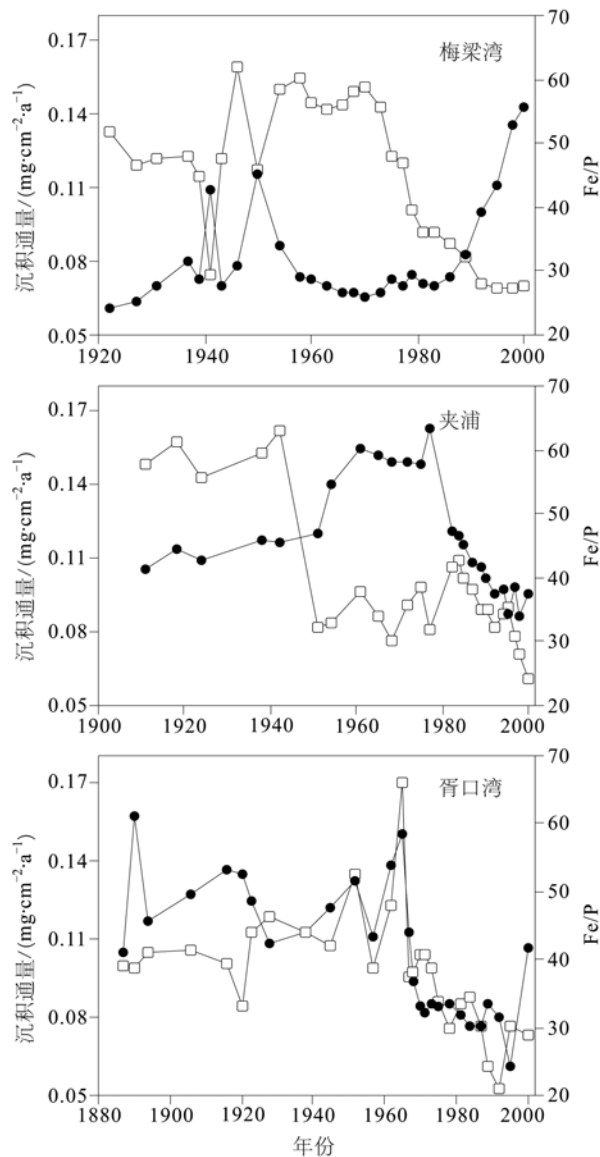


图3 沉积物中磷的沉积通量及铁磷比

Fig.3 Variation of phosphorus sedimentation flux in recent 100 years of three sampling lake areas

因此,很可能由于1950—1970年间太湖上游流域点源污染或采矿行为导致了大量含磷泥沙进入太湖,引起该时段沉积物中磷含量高。由图3发现,该时段夹浦磷的沉积速率大大高于梅梁湾。

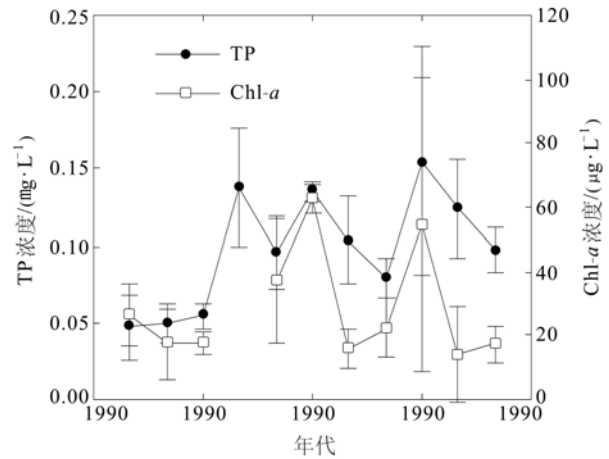


图4 10月份梅梁湾水体TP、Chl-a浓度年际变化  
Fig.4 Annual variation in concentration of total phosphorus and chlorophyll a in October in Meiliang Bay, Lake Taihu

胥口湾沉积物中磷的沉积通量呈现波动下降趋势(图3),尽管像其沉积物沉积通量的变化曲线那样在1965年前后也出现了峰值(图2),但磷沉积通量的峰值要锐利得多。结合沉积物的沉积通量判断,1965年以后,胥口湾的泥沙和营养盐来源都明显下降,导致泥沙沉积速率的下降。而表层12cm磷的沉积通量的下降,可能是由于该湖区草型化过程中,表层沉积物中磷被水草大量吸收而导致磷含量下降。研究表明,草型湖泊沉积物中有效态磷的含量显著低于其他生态类型的湖泊(朱广伟等,2004)。

沉积物中Fe:P比可以反映沉积物中磷的再释放潜力(Jensen *et al.*, 1992)。从图3可以看出,在梅梁湾沉积物中,磷的沉积通量与Fe:P比呈显著负相关,即磷的沉积通量高的时候,Fe:P比就低,而当磷的沉积通量低的时候,Fe:P比就高。这并不意味着是沉积物中Fe:P比影响了P的沉积通量,反而说明沉积物中Fe含量对磷的沉积通量并未起到很大的影响,由于沉积物中Fe的含量变化不大才导致磷的沉积通量与Fe:P比具有严格的反比关系。

表1 磷的沉积通量与沉积物性质的关系

Tab.1 Relationship between phosphorus sedimentation flux and the properties of sediment

| 湖区         | Al      | Ca      | Fe      | P       | 沉积物沉积通量 | Fe:P     |
|------------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|
| 梅梁湾 (n=28) | 0.357   | 0.782** | 0.257   | 0.885** | -0.004  | -0.632** |
| 夹浦 (n=25)  | -0.001  | 0.550** | 0.204   | 0.572** | 0.008   | -0.049   |
| 胥口湾 (n=28) | 0.636** | 0.582** | 0.886** | 0.709** | 0.297   | 0.638**  |

\*\*极显著相关 ( $p < 0.01$ )

表 1 中的相关分析结果也证明了这一点: 梅梁湾沉积物磷的沉积通量与沉积物磷含量关系密切, 而与沉积物 Fe 含量关系不大。这反映出梅梁湾磷的沉积速率主要受水体磷含量增加影响。梅梁湾沉积物中磷的沉积通量也受 Ca 含量的显著影响, 说明过磷酸钙等难溶性钙磷化合物沉积作用是水体磷沉积的一种主要途径。夹浦沉积物中, 磷的沉积通量不但与 Fe 含量无关, 与 Fe:P 的比也没有任何相关(表 1)。磷的形态分析表明, 湖泊生物状况、水动力状况都对沉积物中磷的地球化学行为产生至关重要的影响(朱广伟等, 2004)。三个湖区中, 夹浦沉积物柱中铁磷的含量最低, 但钙磷的含量很高(张路等, 2004)。形态分析表明, 夹浦湖区外源性输入的有机磷含量呈现典型的表层高, 下层低的趋势, 具有外源积累的特点, 而另外两个湖区则基本呈现上、下层含量相近的情况, 说明该湖区的更多地受外源有机磷输入的影响, 因为太湖两个主要河道沉积物有机磷含量和比例都明显高于湖区(张路等, 2004)。更多的外源输入、更大的水动力扰动、生产力相对低下的生态类型等特征, 使得夹浦沉积物的层序更多地受到流域输入强度及不同粒径的矿物在水动力作用下分异的影响。

胥口湾沉积物中磷的沉积通量除与沉积物沉积通量无关以外, 与沉积物 Al、Ca、Fe、P 含量均呈显著正相关, 说明胥口湾沉积物中磷的沉积更多地受到地球化学因素的控制。由于与含 Al、Ca、Fe 的矿物发生吸附、沉淀作用是水体磷沉积的主要生物地球化学机制, 胥口湾沉积物中 P 沉积通量与它们密切相关及与沉积物本身的沉积通量不相关反映出在太湖下游的胥口湾, 地球化学沉积是磷沉积的主要控制因素。形态分析还表明, 胥口湾表层沉积物中铁磷含量高于其他两个湖区。而 Fe:P 比与 P 沉积通量的显著正相关更加说明了是 Fe 的控制作用, 而非 P 本身的含量, 是控制沉积物中磷沉积通量的主要因素。

### 3 讨论

作为一个大型、浅水湖泊, 太湖水质、生态类型、水文状况等方面都存在着明显的空间差异性。而本文作者通过对三个湖区沉积物的质量沉积通量、P 沉积通量年际变化及其相关因素分析, 更加说明了大型浅水湖泊这种空间异质性的存在。研究太湖的营养盐内源负荷、生态系统转换、

水动力的生态效应的问题时, 必须考虑到大型浅水湖泊这种空间异质性的存在。

本研究结果显示, 太湖北部的梅梁湾在蓝藻水华频繁暴发以前, 沉积物的质量沉积通量及 P 的沉积通量都是非常低的, 显著低于目前未发生水华的夹浦湖区和正在逐步草型化的胥口湾。这说明, 浅水湖泊是否发生蓝藻水华暴发与沉积物中营养盐积累量关系不大。水质、水动力、光照等条件适合就可能引起蓝藻水华暴发并长期维持。90 年代以后梅梁湾沉积物中 P 的沉积通量迅速上升, 反映出水华暴发所引发的水环境状况的改变明显影响着沉积物中营养盐及其他物质和元素的沉积行为。在试图利用沉积物中的古湖沼学记录指标重建湖泊的营养状况演化历史中也要注意这种现象。

夹浦表层 12cm 的沉积物中 P 沉积通量的显著降低, 目前仍是一个没有定论的现象。在水动力作用下不同粒度和比重的矿物发生再悬浮、再沉积过程中的分异也许是表层 P 沉积通量明显偏低的原因之一。沉积物中重金属、营养盐等的含量也存在显著的“粒度效应”, 更多地富集在细粒沉积物上(陈静生等, 1994), 因此造成沉积物环境记录的“失真”。另外, 根据罗淑葱等的数值模拟研究, 夹浦位于太湖大环流的西侧, 在盛行风作用下夹浦处于较强的湖流侵蚀区(Luo *et al.*, 2004)。侵蚀输沙作用势必造成该区域细颗粒物难以沉降, 造成底泥颗粒偏粗, 同时这也很可能是该区域沉积通量较低的原因之一。

致谢 中国科学院湖泊沉积与环境重点实验室夏威夷高级实验师承担了年代测定工作, 太湖湖泊生态系统研究站提供了部分监测资料, 华东地质学院实习生王达成、张渠、崔芳兰、李强参加了样品的采集和前处理工作, 谨致谢忱!

### 参 考 文 献

- 王雪梅, 杨龙元, 秦伯强等, 2006. 太湖流域春季降水化学组成及其来源研究. 海洋与湖沼, 37(3): 249—255
- 朱广伟, 秦伯强, 高光等, 2004. 长江中下游浅水湖泊沉积物中磷的形态及其与水相磷的关系. 环境科学学报, 24(3): 381—388
- 朱广伟, 高光, 秦伯强等, 2004. 浅水湖泊沉积物中磷的地球化学特征. 水科学进展, 14(6): 714—719
- 张路, 范成新, 池俏俏等, 2004. 太湖及其入湖河流沉积物磷形态分布研究. 地球化学, 33(4): 423—432
- 张运林, 秦伯强, 陈伟民等, 2004. 太湖水体中悬浮物研

- 究. 长江流域资源与环境, 13(3): 266—271
- 李云梅, 黄家柱, 陆晓宁等, 2006. 基于分析模型的太湖悬浮物浓度遥感监测. 海洋与湖沼, 37(2): 171—177
- 李文朝, 1997. 东太湖茭黄水发生原因与防治对策探讨. 湖泊科学, 9(4): 364—368
- 杨清心, 1998. 东太湖水生植被的生态功能及调节机制. 湖泊科学, 10(1): 67—72
- 陈静生, 王飞越, 陈江麟, 1994. 论小于 63 $\mu\text{m}$  粒级作为水体颗粒物重金属研究介质的合理性及有关粒级转换模型研究. 环境科学学报, 14(4): 419—425
- 罗淑葱, 秦伯强, 朱广伟, 2004. 太湖流域上游降水特征分析. 地理科学, 24(4): 472—476
- 胡维平, 秦伯强, 濮培民, 2000. 太湖水动力学三维数值试验研究——3 马山围垦对太湖风生流的影响. 湖泊科学, 12(4): 335—342
- 逢 勇, 濮培民, 1996. 太湖风生流三维数值模拟试验. 地理学报, 51(4): 322—328
- 秦伯强, 胡维平, 陈伟民, 2004. 太湖水环境演化过程与机理. 北京: 科学出版社, 19—51
- 秦伯强, 胡维平, 陈伟民等, 2000. 太湖梅梁湾水动力及相关过程的研究. 湖泊科学, 12(4): 327—335
- 顾丁锡, 1983. 二十年来太湖生态环境的若干变化. 见: 太湖环境质量调查研究. 上海师范学院学报(自然科学版环境保护专辑), 133
- 焦 锋, 秦伯强, 黄文钰, 2003. 小流域水环境管理——以宜兴湖滏镇为例. 中国环境科学, 23(2): 220—224
- Dokulil M, Chen W, Cai Q, 2000. Anthropogenic impacts to large lakes in China: the Tai Hu example. Aquatic Ecosystem Health and Management, 3: 81—94
- Jensen H S, Kristensen P, Jeppesen E *et al*, 1992. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. Hydrobiologia, 235/236: 731—743
- Luo Lian-Cong, Qin Bo-Qiang, 2004. Three dimensional numerical simulation of wind-induced circulation in Lake Taihu. Journal of Hydrodynamics, 16(3): 341—349
- Qin B Q, 1999. Hydrodynamics of Lake Taihu, China. Ambio, 28(8): 669—673
- Qin B, Xu P, Wu Q *et al*, 2007. Environmental issues of Lake Taihu, China. Hydrobiologia, 581: 3—14
- Wetzel R G, 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems (Third Edition). San Diego: Academic Press, USA, 625—627

## PHOSPHORUS SEDIMENTATION FLUX AND ITS SPATIAL HETEROGENEITY IN TAIHU LAKE, CHINA

ZHU Guang-Wei, QIN Bo-Qiang, GAO Guang

(Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, 210008)

**Abstract** The accumulation of phosphorus is studied in recent sediments of Taihu Lake, a large (2338.1 km<sup>2</sup>) and shallow (mean depth 1.89 m) eutrophic freshwater lake in eastern China. Sediments dated back for nearly 100 years were core-sampled from three ecologically unique localities, including Meiliang Bay (a eutrophic area where *Microcystis* algae bloom occurs every summer since 1986), Jiapu (a turbid upper area of the lake with no algae bloom and macrophyte flourish), and Xukou Bay (the downstream of the lake that gradually become macrophytes-dominated). The sediment cores were studied with <sup>210</sup>Pb and <sup>137</sup>Cs and chemical analysis for determining the sedimentation flux and phosphorus accumulation flux in the lake. The results revealed large spatial heterogeneity in sediment accumulation rate and also the phosphorus accumulation rate. The phosphorus accumulation rate in Meiliang Bay is small before 1989, while it increased rapidly in the last dozen years. In Jiapu, however, the accumulation rate is very low in top 12cm (about 25 years) sediment. The sediment accumulation flux in Xukou Bay kept decreasing in recent 100 years, and so did the phosphorus flux. The results suggested that the recent phosphorus sedimentation flux in the lake is strongly location-dependent, reflecting the spatial differences in ecological type and hydrological condition in this large and shallow lake. To study the eutrophication in the lake, one should consider the spatial difference with proper strategy deployment.

**Key words** Sedimentation flux, Phosphorus, Spatial heterogeneity, Iron:phosphorus ratio, Taihu Lake