

文章编号: 1000-4734(2004)04-0405-06

太湖五里湖表层沉积物中不同形态磷的分布特征

李 军^{1,2}, 刘丛强¹, 王仕禄¹, 朱兆洲^{1,2}, 周志华^{1,2}, 肖化云¹

(1. 中国科学院 地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002; 2. 中国科学院 研究生院 北京 100039)

摘要:利用连续提取法(SEDEX)详细调查了太湖五里湖表层沉积物中不同形态磷的组成和分布特征。结果显示:其中磷的含量较高,受人为污染输入的影响较大,并且已经有了一定的释放。总磷的变化范围为2.05~4.05 mg/g,平均约为2.80 mg/g。总磷主要由无机磷组成(70%~90%),大多数无机磷为CDB溶液提取的铁结合态磷(75%~85%)。CDB溶液的 $n(\text{Fe})/n(\text{P})$ 都较小(2.0~5.3),说明CDB溶液提取的铁主要是以无定形态存在的,并且铁与磷酸盐之间的吸附可能已经达到了平衡状态。除底部个别样品以外,多数样品 $n(\text{C}_{\text{org}})/n(\text{N}_{\text{org}})$ 较小(8.8~10.6),所有样品的 $n(\text{C}_{\text{org}})/n(\text{P}_{\text{org}})$ 都较大(135~320),表明沉积物在早期成岩作用过程中,湖泊内源自生有机质降解时有机磷优先释放。无机磷,特别是铁结合态磷,在氧化还原条件变化的情况下,能够通过沉积物-水体界面被再次释放到水体中去,这可能对湖泊的水体质量和营养状况有一定的影响。

关键词:连续提取;磷形态;沉积物;太湖**中图分类号:**X142 **文献标识码:**A**作者简介:**李军,男,1971年生,博士研究生,主要从事环境地球化学研究。

在淡水湖泊系统中,磷是影响湖泊富营养化的重要因素^[1]。虽然外源输入是控制湖泊富营养化的主要因素,但是湖泊沉积物中磷的再次释放也是影响湖泊富营养化的重要因素之一^[2,3]。在湖相环境中,各种形态的磷相互之间可以进行迁移和转化,最终可以形成正磷酸盐。正磷酸盐可以进入有机体或与Ca、Fe、Al等金属离子结合,形成难溶的磷酸盐,当体系的氧化还原条件或pH值发生变化时,金属磷酸盐可能溶解释放磷酸根离子^[4~7]。另外,沉积物释放到孔隙水中的磷,或者与其它颗粒结合或者被其吸附形成松散无机矿物或有机化合物,或者通过水平扩散、离子交换、分子扩散以及生物扰动等作用释放到上覆水体中去,从而改变上覆水体的营养状况^[4~7]。因此,湖泊沉积物中磷的形态及分布对于湖泊中磷的循环和埋藏,以及富营养化的机理研究和实际控制都具有十分重要的意义。

太湖位于长江中下游,是我国第三大淡水湖,面积约2350 km²,平均水深1.9 m,最大水深2.9 m。

磷是太湖藻类繁殖和生长的重要限制因子,亦是太湖水体富营养化的主控因素之一^[9]。因此,对太湖磷的研究也就显得尤为重要。前人主要集中于太湖水体和沉积物中磷的负荷或行为的研究,而对其中磷形态的研究则相对较少^[10~14]。本次研究以前人的研究结果为基础,详细调查了太湖五里湖表层沉积物中磷形态的分布特征,初步探讨了太湖沉积物中磷的循环机制。

1 沉积物采样

根据太湖各湖区的水文特点和富营养化程度,2002年10月我们利用柱状采样器采集了太湖五里湖表层沉积物样品。采样位置见图1,采样点用S表示,沉积物柱样垂直深度约25 cm,现场以1 cm间隔分样,并置于经酸和水浸洗过的离心管中,4℃条件下密闭保存。

2 实验仪器及方法

2.1 实验仪器

UV-2000型分光光度计分析P; PE2400-II型元素分析仪分析C、N; PE 5100-II型原子吸收光谱仪分析Fe; FD-3-85D-MP型冷冻干燥仪;离心机及震荡器等。

收稿日期:2004-03-01**基金项目:**中国科学院知识创新工程项目(KZCX1-SW-12);中国科学院知识创新工程项目(KZCX2-105);国家重点基础研究发展规划项目(2002CB412300)

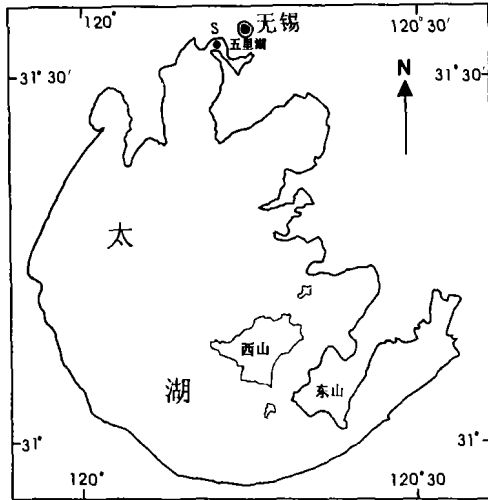


图1 采样点位置图
Fig. 1. Map of the sample localities.

2.2 实验方法

2.2.1 磷形态分析

在室内利用冷冻干燥仪将样品干燥,干燥后的样品利用玛瑙研钵研细待用(粒径 < 125 μm)。称量1.0 g干样,根据 SEDEX 法对沉积物中不同形态的磷进行分类,连续提取并分析了沉积物中的

弱吸附态磷(P_{ex})、铁结合态磷(P_{Fe})、自生磷灰石磷(P_{aut})及残留态磷(P_{det})的含量^[15]。另外,分别称取两份0.5 g干样,对其中一份进行灰化(灰化温度 500 °C,灰化时间 2 h),然后利用酸提法(1 mol/L HCl,提取时间 16 h)分别对其中的总磷(P_{tot})和无机磷(P_{in})进行提取和分析,最后由总磷和无机磷的差值获得有机磷(P_{org})的含量^[16]。所有样品各形态磷含量的分析均采用比色法^[15-17],分析结果表示为干样的磷含量(mg/g)。

2.2.2 其它元素分析

称取定量干样,利用3 mol/L HCl浸泡24 h除去无机碳,经超纯去离子水清洗去除盐酸后冷冻干燥,最后利用元素分析仪分析沉积物有机碳的含量(C_{org})和有机碳氮的原子比 $[n(C_{org})/n(C_{org})]$,并通过计算得到有机碳磷的原子比 $[n(C_{org})/n(P_{org})]$ ^[18]。另外,利用超纯稀 HNO₃酸化(体积比为 3%)CDB 溶液(铁结合态磷提取剂),并经原子吸收仪测定其中的铁含量(Fe_{CDB}),最后计算出 CDB 溶液铁磷的原子比 $[n(Fe_{CDB})/n(P_{CDB})]$ ^[19]。分析结果见表 1。

表 1 各种形态磷和 CDB 溶液中铁、有机碳含量分析结果
Table 1. Concentrations of different forms of P, Fe_{CDB} and C_{org}

深度/cm	$P_{tot}/(mg/g)$	$P_{in}/(mg/g)$	$P_{org}/(mg/g)$	$P_{ex}/(mg/g)$	$P_{Fe}/(mg/g)$	$P_{aut}/(mg/g)$	$P_{det}/(mg/g)$	$Fe_{CDB}/(mg/g)$	$C_{org}/\%$
0~1	2.72	2.00	0.72	0.048	1.71	0.233	0.008	16.33	3.73
1~2	2.85	2.20	0.65	0.092	1.83	0.273	0.005	13.09	3.49
2~3	2.92	2.34	0.58	0.123	1.92	0.291	0.006	10.67	3.33
3~4	2.84	2.41	0.42	0.144	1.96	0.306	0.005	10.14	3.58
4~5	3.15	2.78	0.37	0.143	2.31	0.321	0.006	10.90	3.75
5~6	3.35	2.86	0.49	0.142	2.35	0.363	0.007	10.44	3.68
6~7	3.25	2.75	0.50	0.083	2.30	0.366	0.007	10.91	3.43
7~8	3.72	3.03	0.69	0.081	2.55	0.388	0.005	11.06	3.86
8~9	4.02	3.44	0.58	0.076	2.87	0.487	0.009	10.46	3.83
9~10	3.05	2.73	0.32	0.069	2.29	0.363	0.005	10.20	3.63
10~11	3.14	2.72	0.42	0.065	2.31	0.334	0.005	10.88	3.75
11~12	3.09	2.66	0.43	0.041	2.30	0.309	0.007	11.64	3.78
12~13	2.49	2.22	0.27	0.038	1.87	0.306	0.006	10.06	3.34
13~14	2.24	1.94	0.30	0.032	1.58	0.316	0.005	10.02	2.94
14~15	2.54	2.10	0.43	0.037	1.58	0.474	0.007	9.88	3.01
15~16	2.20	1.83	0.37	0.044	1.42	0.364	0.007	10.18	3.09
16~17	2.05	1.75	0.30	0.054	1.36	0.335	0.007	9.14	2.93
17~18	2.09	1.77	0.32	0.059	1.41	0.292	0.005	9.71	2.88
18~19	2.17	1.87	0.30	0.074	1.50	0.287	0.006	10.14	2.92
19~20	2.20	1.94	0.26	0.074	1.55	0.307	0.007	11.25	2.84

注: P_{tot} 为总磷, P_{in} 为无机磷, P_{org} 为有机磷, P_{ex} 为弱吸附态磷, P_{Fe} 为铁结合态磷, P_{aut} 为自生磷灰石磷, P_{det} 为残留态磷, Fe_{CDB} 为 CDB 溶液铁的含量, C_{org} 为沉积物有机碳的含量。

3 结果与讨论

太湖五里湖表层沉积物中总磷的含量较高,变化范围为 2.05 ~ 4.05 mg/g,平均约为 2.80 mg/g (表 1)。总磷和无机磷之间存在着较好的相关关系(相关系数 $R = 0.97$),说明沉积物中总磷的含量主要由无机磷控制。总磷和无机磷在垂直空间上变化一致,由底部向上含量先降低后逐渐升高,在 9 cm 处升至最高的 4.02 mg/g,向上逐渐降低,在顶部降至最低 2.72 mg/g。有机磷的含量相对较低(10% ~ 30%),由底部向上逐渐升高,中部有波动,反映了有机质降解程度逐渐减弱的趋势。在浅水湖泊体系中,顶部 0 ~ 10 cm 沉积物中的磷能够参加整个湖泊的新陈代谢作用,这部分沉积物中的磷可以随时间的变化而逐渐释放,最终导致这部分沉积物中磷的含量逐渐降低^[20,21]。总磷和无机磷几乎都是在 9 cm 处为峰值,说明这部分沉积物中的磷可能已经有了较大的释放。太湖水体浅,风浪大,水动力强,沉积物的再悬浮作用显著,可以促进有机质的降解和悬浮颗粒物的水解,而在这些过程中必然伴随着有机磷和无机磷的释放。虽然如此,但是 9 cm 以上沉积物中磷的总体含量还是比 9 cm 以下的高些,说明了磷的积累以及输入的增大。

3.1 无机磷的形态与垂直分布

根据 SEDEX 法对磷形态的分类,太湖五里湖湖区沉积物的无机磷主要由弱吸附态磷、铁结合态磷、自生磷灰石及残留态磷等组成(表 1)。弱吸附态磷(P_{ex})主要指被沉积物中的氧化物、氢氧化物以及粘土矿物颗粒表面等吸附的磷。物化条件如温度、pH 值、水动力条件及生物扰动作用等因素,都可导致这种形态的磷向上覆水体的扩散,从而对水体的营养状况有着一定的影响。有机磷的降解释放,铁结合态磷的还原释放等作用,都可导致弱吸附态磷含量的增高^[6,7,22]。剖面弱吸附态磷含量较低,由底部向上逐渐升高,至 4 cm 处升至最高(0.14 mg/g),随后随着剖面含水率的增大由于孔隙水的稀释作用而减小。自生磷灰石磷(P_{aut})主要指自生成因或生物成因的自生磷灰石磷,以及与自生碳酸钙共同沉淀的磷。一般被看作是永久性的磷汇,但在弱酸条件下可以产生一定的释放。形成自生磷灰石必须具备很高的磷酸盐浓度,促使磷灰石晶核形成和晶体沉淀,而有机磷的降解释放和铁

结合态磷的还原释放等都可促使自生磷灰石的形成^[23]。剖面自生磷灰石含量较高,变化趋势和铁结合态磷十分相似,说明铁结合态磷的还原释放可能对自生磷灰石的形成具有一定的影响。残留态磷(P_{det})主要指外源输入的变质岩或火成岩岩石中的磷灰石,以及与粘土矿物结合或存在与其它矿物相中且不溶于弱酸的磷,可以反映流域侵蚀速率的大小和侵蚀程度的强弱。剖面残留态磷含量极低且比较稳定,由底部至顶部变化不大,反映流域的侵蚀变化相对较小。

铁结合态磷(P_{fe})主要指易与铁的氧化物或氢氧化物结合的磷,在有氧环境下被认为是一种永久性的磷汇,而在厌氧环境中被看作是一种暂时性的磷汇。此时,作为磷源重要组成部分的铁结合态磷对磷的循环起着重要的作用。剖面铁结合态磷含量较高,是无机磷的主要组成部分(75% ~ 85%),也是总磷的主要组成部分(55% ~ 75%)(表 1)。铁结合态磷与总磷和无机磷之间具有较好的相关关系(相关系数 R 分别为 0.97 和 0.99),变化趋势与总磷和无机磷的变化趋势一致。CDB 溶液提取的铁主要为铁的氧化物和氢氧化物,可能含少量铁的硫化物和被粘土矿物颗粒所吸附的铁^[15]。CDB 溶液中铁的含量较高,一般都在 10 mg/g 附近变化,最高可达 16.3 mg/g,说明 CDB 溶液对铁的氧化物和氢氧化物提取效率较高(表 1)。在顶部 1 ~ 3 cm,向上扩散的 Fe(II)可能被氧化为 Fe(III)而固定下来,导致顶部沉积物铁含量的升高,往下铁含量逐渐趋于稳定^[6]。铁的氧化物和氢氧化物对磷酸盐具有较强的吸附性,对于氧化层向上扩散的磷酸盐来说,铁是作为一种捕获陷阱而存在的,可以吸附并固定迁移的磷酸盐。与结晶态铁相比,无定形态铁具有更大的表面面积,所以对磷具有更大的吸附能力,这可反映在铁磷原子比的变化上^[24]。所有 CDB 溶液铁磷的原子比值都较小(图 2),介于 2.0 ~ 5.3 之间,说明被 CDB 溶液提取的铁主要是以无定形态存在的,而不是以结晶态存在的,并且铁的氧化物和氢氧化物与磷酸盐之间的吸附可能已经达到了平衡状态。铁结合态磷为太湖五里湖表层沉积物中磷存在的主要形式,如果氧化—还原条件发生变化,这部分磷可能由于铁的还原溶解而被释放到孔隙水中,并且能够通过扩散作用等方式经由沉积物—水体界面再次被释放到水体中去,这个过程可能对湖泊的营养状况和水体质量有着重要的影响。

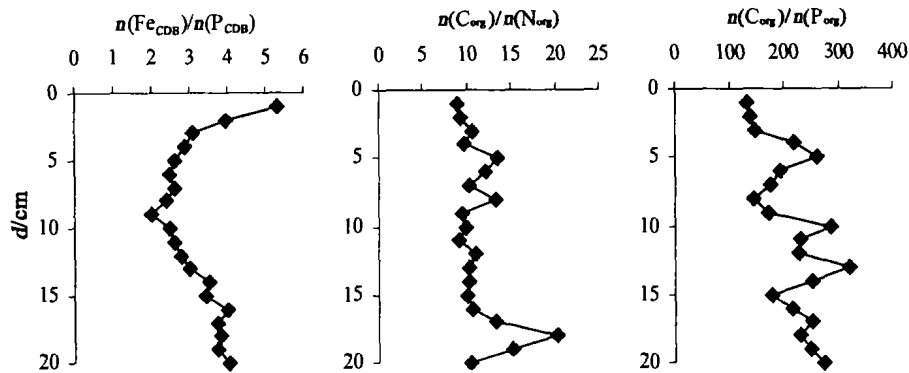


图2 CDB溶液Fe/P原子比及有机C/N和C/P原子比的垂直变化

Fig. 2. Vertical changes of Fe/P atomic ratios in CDB solutions, organic C/N and C/P atomic ratios.

3.2 有机磷的垂直变化

有机碳、有机碳氮和碳磷原子比可以用来反映沉积物中有机质的特征,有机质降解程度的大小以及有机磷的地球化学行为。有机碳的含量变化较小,相对比较稳定(2.8~4.0%,表1)。顶部至12 cm有机碳含量总体比较稳定,中间偶有波动,可能反映了有机质的堆积过程;12~14 cm有机碳含量迅速降低,可能反映了有机质的迅速降解过程;14 cm至底部有机碳含量趋于稳定,可能反映沉积环境逐渐趋于稳定的特点。除底部个别点可能受陆地外源输入影响较大,或是藻类降解过程中含氮蛋白质优先释放氮,致使有机C/N原子比值较高以外,整个剖面有机C/N原子比值介于8.8~10.6之间,并且变化较小,说明沉积物中的有机质主要以湖泊内源自生为主,受陆地外源输入的影响较小,以及在早期成岩作用过程中没有发生明显的有机质的选择性降解^[25,26](图2)。淡水湖泊生物有机微粒的C/P原子比值一般为100左右^[27],而剖面有机C/P原子比值都大于100,介于135~320之间(图2)。由顶部至底部比值大小变化频繁,但总体趋势为比值逐渐增大,可能反映了早期成岩作用过程中有机质降解程度的逐渐增大,以及在此过程中有机磷的优先释放^[28]。较高的有机C/P原子比显示了较高的湖泊初级生产力,同时也反映了人为营养物质输入的增加^[26,29]。另外,顶部沉积物的有机C/P原子比值也较大,可能反映了有机质由水体向沉积物沉降的过程中已经由部分有机质发生降解,并且在此过程中也伴随着有机磷的释放。

有机碳与总磷和无机磷具有显著的正相关关系(R 分别为0.88和0.84),说明有机质可能对总磷和无机磷起到了一定的控制作用。同时,有机碳与有机磷也存在着较好的正相关关系($R = 0.62$),说明有机质可能是有机磷的主要来源(图3)。在总磷轴上存在较大的正截距(1.8 mg/g),说明沉积物中存在一定数量不明来源的无机磷,这可能也意味着人为营养物质的输入^[29,30]。另外,还可以发现无机磷和有机磷与有机碳的关系图上,有机碳轴上分别具有一段较小的正截距,即沉积物中没有无机磷和有机磷时,还可发现少量有机碳存在(分别为1.2%,1.6%),说明有机质降解时有机磷的优先释放,并且这种释放主要是以无机磷形态进行(图3)^[29,30]。同时也说明利用酸提法提取无机磷时,部分有机磷确实由于水解而被提取^[15]。另外,沉积物中的一些细菌在有氧条件下可以吸收过多的磷,这些磷以有机聚磷酸盐形态被储存起来^[31,32]。在厌氧条件下,细菌可以以这些有机磷为能量进行新陈代谢作用^[31,32]。这样,这些有机磷便以无机磷形态再次被释放出来,这个过程可能促进了沉积物中不同形态磷之间的迁移和转化。

4 结论

(1)五里湖湖区表层沉积物中总磷的含量较高,受人为活动的影响较大,并且可能已经有了较大的释放。总磷的变化范围为2.05~4.05 mg/g,平均约为2.80 mg/g,总磷主要由无机磷组成(70%~90%)。铁结合态磷含量较高,是无机磷的主要组成部分(75%~85%)。除底部个别样品以外,多数样品的 $n(C_{org})/n(N_{org})$ 较小,为8.8~

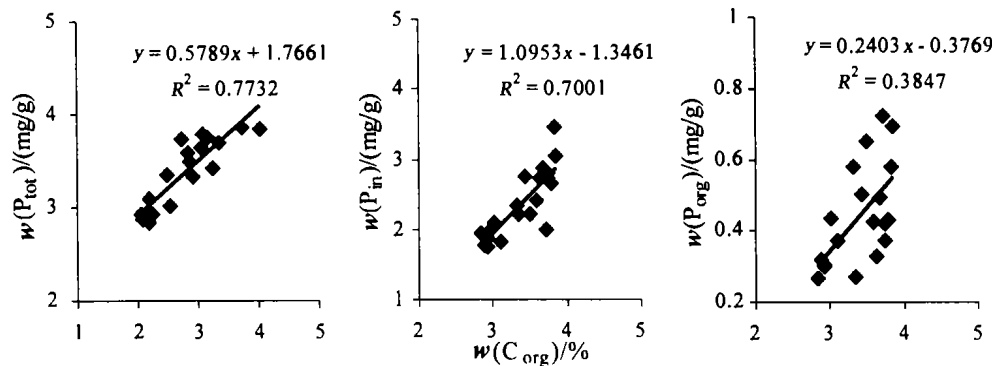


图3 有机碳与总磷、无机磷及有机磷的关系

Fig. 3. Diagram of C_{org} versus P_{tot} , P_{in} and P_{org} .

10.6, 而 $n(C_{org})/n(P_{org})$ 则所有样品都大于淡水湖泊生物有机微粒的 100, 表明湖泊内源自生有机质在早期成岩作用过程中, 有机磷通过有机质的降解作用被优先释放出来。无机磷, 特别是铁结合态磷, 在氧化还原条件变化的情况下, 能够通过沉积物-水体界面被再次释放到水体中去, 这个过程可能对湖泊的水体质量和营养状况有一定

的影响。

(2) 有机碳与总磷、无机磷及有机磷之间存在一定的正相关关系 ($R = 0.88, 0.84, 0.62$), 可能显示了有机质对不同形态磷的控制作用, 以及它们相互之间的迁移和转化, 其具体的生物地球化学机制还有待于进一步地研究。

参 考 文 献:

- [1] Vollenweider R A. *Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lake and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication* [R]. Paris, France: Organ Econ Coop Dev Rep, 1968.
- [2] Frink C R. Nutrient budget; Rational analysis of eutrophication in a connecticut lake [J]. *Environ Sci Technol*, 1967, 1: 425 ~ 428.
- [3] Garber K J and Hartman R T. Internal phosphorus loading to shallow Edinbro Lake in northwestern Pennsylvania [J]. *Hydrobiologia*, 1985, 122 (1): 45 ~ 52.
- [4] Emsley J. The phosphorus Cycle [A]. Hutzinger F. *Natural and Biogeochemical Cycles* [M]. Berlin: Springer, 1980.
- [5] Gunnars A. Exchange of phosphorus and silicon over the sediment-water interface positive redox turnover; The role of iron and manganese [J]. *Chem Commun*, 1990, 4: 51.
- [6] Davison W. Iron and manganese in lakes [J]. *Earth Sci Rev*, 1993, 34: 119 ~ 163.
- [7] Flimi K B. The phosphorus cycle, phosphogenesis and marine phosphate-rich deposits [J]. *Earth Sci Rev*, 1996, 40: 55 ~ 124.
- [8] 蔡启铭. 前言[A]. 蔡启铭. 太湖环境生态研究[M]. 北京: 气象出版社, 1998.
- [9] 廖文根, 彭静, 铁灵芝. 太湖水体中的磷负荷分析[J]. 水利学报, 1994, 11: 77 ~ 81.
- [10] 王晓蓉, 华兆哲, 徐菱, 等. 环境条件变化对太湖沉积物磷释放的影响[J]. 环境化学, 1996, 15(1): 15 ~ 19.
- [11] 李文朝, 陈开宁, 吴庆龙, 等. 东太湖表层沉积物的磷饱和度初步研究[J]. 湖泊科学, 1998, 10(3): 49 ~ 54.
- [12] 范成新, 杨龙元, 张路. 太湖底泥及其间隙水中氮磷垂直分布及相互关系分析[J]. 湖泊科学, 2000, 12(4): 359 ~ 366.
- [13] 张路, 范成新, 秦伯强, 等. 模拟扰动条件下太湖表层沉积物磷行为的研究[J]. 湖泊科学, 2001, 13(1): 35 ~ 42.
- [14] 袁旭音, 陈骏, 陶于祥, 等. 太湖北部底泥中氮、磷的空间变化和环境意义[J]. 地球化学, 2002, 31(4): 321 ~ 328.
- [15] Ruttnerberg K C. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments [J]. *Limnol Oceanogr*, 1992, 37: 1460 ~ 1482.
- [16] Aspila K I, Agemian H, Chau A S Y. A semiautomated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediment [J]. *Analyst*, 1976, 101: 187 ~ 197.
- [17] Koroleff F. Determination of nutrient [A]. Ehrhardt G M, Kremling K. *Methods of Seawater Analysis* [M]. New York, USA: Verlag-Chemie, 1976.
- [18] Schelske C L, Hodell D A. Recent changes in productivity and climate of Lake Ontario detected by isotopic analysis of sediments [J]. *Limnol Oceanogr*, 1991, 36: 961 ~ 975.
- [19] Wu F C, Wan G J, Pu Y, et al. Geochemical processes of iron and manganese in a seasonally stratified lake affected by coal-mining drainage in

- China [J]. *Limnol*, 2001, 2: 55 ~ 62.
- [20] Boström B, Jansson M, Forsberg C. Phosphorus release from lake sediments [J]. *Arch Hydrobiol Beih Ergeb Limnol*, 1982, 18: 5 ~ 59.
- [21] Sndergaard M, Jensen J P, Jeppeden E. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes [J]. *Hydrobiologia*, 1999, 408/409: 145 ~ 152.
- [22] Krom M D, Berner R A. The diagenesis of phosphorus in nearshore marine sediment [J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1981, 45: 201 ~ 216.
- [23] Van Cappellen P, Berner R A. A mathematical model for the early diagenesis of phosphorus and fluorine in marine sediments: Apatite precipitation [J]. *Am J Sci*, 1988, 288: 289 ~ 333.
- [24] Borggaard O K. Effect of surface area and mineralogy of iron oxides on their surface charge and anion-adsorption properties [J]. *Clays Clay Miner*, 1983, 31: 230 ~ 232.
- [25] Meyers P A. Organic geochemical proxies of paleoenvironmental, paleolimnologic, and paleoclimatic processes [J]. *Org Geochem*, 1997, 27: 213 ~ 250.
- [26] Emmeis K C, Struck U, Leipe T, et al. Changes in the C, N, and P burial rates in some Baltic Sea sediments over the last 150 years-relevance to phosphorus regeneration rates and the phosphorus cycle [J]. *Mar Geol*, 2000, 167: 43 ~ 59.
- [27] 金相灿. 沉积物污染化学[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992.
- [28] Ingall E D, Van Cappellen P. Relation between sedimentation rate and burial of organic phosphorus and organic carbon in marine sediments [J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1990, 57: 303 ~ 316.
- [29] Ruiz-Fernández A C, Hillaire-Marcel C, Ghaleb B, et al. Recent sedimentary history of anthropogenic impacts on the Culiacan River Estuary, northwestern Mexico: geochemical evidence from organic matter and nutrients [J]. *Environ Pollut*, 2002, 118: 365 ~ 377.
- [30] Eijsink L M, Krom M D, de Lange G J. The use of sequential extraction techniques for sedimentary phosphorus in eastern Mediterranean sediments [J]. *Mar Geol*, 1997, 139: 147 ~ 155.
- [31] Marais G V R, Loewenthal R E, Siebriz I P. Observations supporting phosphate removal by biological excess uptake - a review [J]. *Wat Sci Technol*, 1983, 15: 15 ~ 41.
- [32] Khoshmanesh A, Hart B T, Duncan A. Luxury uptake of phosphorus by sediment bacteria [J]. *Wat Res*, 2002, 36: 774 ~ 778.

DISTRIBUTION CHARACTERISTICS OF DIFFERENT FORMS OF PHOSPHORUS IN SURFICIAL SEDIMENTS FROM WULI, TAIHU LAKE, CHINA

LI Jun^{1, 2}, LIU Cong-qiang¹, WANG Shi-lu¹, ZHU Zhao-zhou^{1, 2}, ZHOU Zhi-hua^{1, 2}, XIAO Hua-yun¹

(1. The State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China;

2. Graduate School, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract: In order to investigate the cycling and burial of phosphorus in Taihu Lake, the SEDEX method, a sequential extraction method for separating different forms of phosphorus was used in measuring phosphorus in surficial sediments. The sediments were sequentially extracted for loosely bound + exchangeable P, Fe-bound P, authigenic + biogenic + CaCO₃-bound P, and detrital apatite + other inorganic P, and non-sequential total P and inorganic P, where the difference between total and inorganic P was assumed to be organic P. The results suggest the anthropogenic inputs can have very high impact on nutrients of the lake, and the release of phosphorus could have occurred in surface sediments. The concentrations of total P are very high in dry sediments, with an average value of ~ 2.80 mg/g, and a variation between 4.02 mg/g and 2.05 mg/g. Total P is composed mainly of inorganic P (70% - 90%), and most of inorganic phosphorus (75% - 85%) is the CDB-extractable iron oxide phase. The low Fe/P atomic ratios (2.0 - 5.3) indicate that the Fe compounds extracted with CDB have a lower proportion of relatively crystalline phases in all samples, and the absorption between iron and phosphorus could have apparently reached certain equilibrium. Except few bottom samples, organic C/N atomic ratios are lower (8.8 - 10.6), suggesting a lacustrine authigenic source of organic matter in the sediments. Moreover, organic C/P atomic ratios in all samples are usually higher than those of the particles of lacustrine living organisms (100:1), which indicate that the organic phosphorus had been preferentially released via organic matter degradation during the early diagenesis process. Fe-bound phosphorus can be removed through the sediment-water interface by a variety of the redox conditions in the sediments, which could have a distinct impact on water quality and trophic condition of the lake.

Key words: sequential extraction; phosphorus; sediment; Taihu Lake