

太湖重金属和营养盐污染特征分析

袁和忠^{1,2}, 沈吉^{1*}, 刘恩峰¹

(1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:对太湖各湖区采样点沉积物的重金属 Zn、Cu、Mn、Cr、Pb 及营养盐 Fe-P、TP 含量进行分析。结果表明, 太湖重金属含量高于地壳中的背景值, Cr 和 Pb 富集程度高于其他金属。几乎所有采样点的沉积剖面的 Pb 含量自底部向表层迅速增加, 表明 1950 年以来太湖流域含 Pb 等污染物的工业废水大量排放。竺山湾的重金属及营养盐的污染程度显著高于其他湖区, 从沉积物底部向表层各重金属及磷含量自大约 20 cm 层位开始迅速增加, 指示 1950 年以来竺山湾一直都是太湖污染物的重要排放区。Fe-P 和 TP 之间的显著相关关系反映铁结合态磷是磷的重要形态, 在环境条件变化的情况下, 铁结合态磷可以释放到上覆水体中为藻类等生物所摄取利用, 这也是太湖北部及西北部藻类频发的重要原因。

关键词:评价; 重金属; 磷; 污染; 太湖

中图分类号:X524 **文献标识码:**A **文章编号:**0250-3301(2011)03-0649-09

Assessment and Characterization of Heavy Metals and Nutrients in Sediments from Taihu Lake

YUAN He-zhong^{1,2}, SHEN Ji¹, LIU En-feng¹

(1. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The concentrations of Zn, Cu, Mn, Cr, Pb, Al, Fe, iron-bound P (Fe-P) and TP in the sediments from Taihu Lake, a eutrophic shallow lake, China, were determined. The results show that the concentrations of heavy metals are higher than those in the earth crust. Particularly, enrichments of Cr and Pb are more conspicuous than other metals. Moreover, the Pb content in all the sample sites increase markedly from bottom to top, which related to the numerous run-off of Pb-containing wastewater and atmospheric precipitation since 1950. Pollution level in Zhushan Bay of heavy metals and phosphorus is much more serious than other lake regions, and heavy metals and phosphorus contents increase rapidly from about 20 cm of the sediment profile upward, which reveal that the Zhushan Bay is a serious sewage discharging area since 1950. Besides, the significant correlation between Fe-P and TP indicates that Fe-P is an important phosphorus form which can release into the overlying water and be ingested by aquatic organism. That is, Fe-P is responsible for the algae bloom in north and northwest region of Taihu Lake.

Key words: assessment; heavy metals; phosphorus; contamination; Taihu Lake

沉积物是湖泊水体污染物的最终蓄积库, 记录了区域的污染历史, 也记录了流域内人类活动的信息以及湖泊生态环境的演变过程^[1~3]。营养盐(C、N、P)及重金属污染物进入水体后, 记录了复杂的地球物理、化学、生物过程, 最终埋藏于沉积物中。在环境因子变化的条件下, 这些污染物可以释放出来, 成为湖泊水生生态系统的重要污染内源^[4,5]。

太湖位于我国长江三角洲南部, 是一大型浅水湖泊, 面积 2 338.1 km², 平均水深 2.6 m 左右。西部及南部为主要来水区, 东部为主要出水区, 太湖南部较北部水量交换周期短。西部分布着较厚的软泥, 最深处达 5 m 以上^[6]。未经处理的工农业及城市生活污水携带大量营养盐及金属元素排入水体, 已经导致西部及北部湖区营养盐严重超标, 出现不同程度的富营养状态, 对饮用水、工农业生产用水、渔业用水及观光业等造成不利影响^[7~10]。重金属由

于其生物毒性而受到关注^[11~13], 金属含量的空间分布能反映不同起源及各种污染污染源的混合^[14,15], 以往科研人员主要集中于太湖的营养盐的研究, 对重金属污染并未给予足够的重视, 本研究主要目的是, 对太湖全湖不同湖区沉积物的重金属及营养盐污染进行分析; 对太湖沉积物中近半个世纪以来的重金属及磷污染过程进行重建; 及对太湖沉积物重金属进行污染风险评估, 以期为管理部门决策提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集与分析

收稿日期: 2010-03-20; 修订日期: 2010-09-07

基金项目: 中国科学院知识创新工程重大项目(KZCX1-YW-14-5); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2008CB418103); 江苏省自然科学基金项目(BK2008055)

作者简介: 袁和忠(1981~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为湖泊沉积与环境, E-mail: yuanhezong@126.com

* 通讯联系人, E-mail: jishen@niglas.ac.cn

2009 年 11 月采用柱状采样器(内径 8 cm)于太湖北部梅梁湾(T1)、竺山湾(T2)、太湖西部(T3)、太湖南部(T4)、太湖东部(T5)及湖心区(T6)共计 6 个点位无扰动采集柱状沉积岩芯(图 1),每站采集得 3 个长约 30 cm 的平行样,现场上部 5 cm 以 1 cm 层距,下部以 2 cm 层距间隔分样,采得子样品立即置于密封聚乙烯袋中,混合均匀.并同时采集相应点位上覆湖水,一同放入敷有冰袋的保温箱中低温避光保存,水样带回实验室后立即分析.



图 1 太湖地形图及采样点分布

Fig. 1 Location of sampling sites in Taihu Lake

1.2 理化指标分析

太湖上覆水体指标包括总磷(TP)、总氮(TN)、总溶解性磷(SRP),水样经 0.45 mm GF/C 玻璃纤维滤膜(Whatman, UK)过滤后测 SRP,磷采用钼锑抗分光光度法测定.沉积物冷冻干燥后以玛瑙研钵研磨过 100 目筛后置于干燥器中备用.

沉积物中铁结合态磷(Fe-P)的提取采用欧洲标准测试委员会框架下发展起来的 SMT 法^[16,17],该方法将沉积物磷形态分为铁结合态磷(NaOH-P)、钙结合态磷(HCl-P)、无机磷(IP)、有机磷(OP)及总磷(TP),对探讨磷的来源及潜在风险具有良好的指示意义.取约 0.2 g 干样品加入 1 mol·L⁻¹ NaOH 溶液 20 mL,振荡 16 h 后离心测量.

另取约 0.5 g 沉积物干样品以 HCl-HNO₃-HF 湿法消解后,采用美国 Teledyne Leeman Labs 电感

耦合等离子体原子发射光谱仪(ICP-AES)测定 Al、Sr、Fe、Zn、Cu、Mn、Cr、Pb 及 TP 含量^[18],采用水系沉积物 GSD-9 和 GSD-11 为参考物质,样品分析误差 < ±10%.

样品中²¹⁰Pb、²²⁶Ra 及¹³⁷Cs 活度分析仪器采用美国 EG&G Ortec 公司生产的高纯锗井型探测器(Ortec HPGeGWL)与由 Ortec919 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.¹³⁷Cs 和²²⁶Ra 标准样品由中国原子能研究院提供;²¹⁰Pb 由英国利物浦大学做比对进行校准.测试误差 < 10%.

1.3 多因子分析

主成分分析法(principal component analysis, PCA)广泛应用于评估沉积物中污染物的来源及变化^[19~21].PCA 法能有效降低数据的维度,经过向量提取后只留下有效变量.取方差载荷 > 0.71 认为显著值,而方差载荷 < 0.32 则不显著,特征值 > 1.0 的主要成分予以保留^[22].主成分分析所得到的结果有助于区分数据变量中相对同源的组分^[23,24].采用统计软件 SPSS 13.0 (SPSS Inc, USA) 进行 PCA 及相关性统计分析.

富集因子法(enrichment factors, EFs)同样广泛用于评价重金属中人类活动对环境的影响^[25~27].采用 Glasby 修正的公式^[28]:

$$EF = \frac{[c_x/c_r]_{\text{sample}}}{[c_x/c_r]_{\text{background}}}$$

式中, c_x 指样品和背景中待分析元素的含量, c_r 指样品和背景中参考元素的含量.本研究选择地壳中金属元素的含量作为背景值^[29].保守元素 Al 经常被选择用做参考元素,用于抵消沉积物金属元素不同沉积特征的影响^[30,31].一般 EF > 1 反映人类活动污染已经达到较高水平,而 EF < 1 则表明沉积物未受到污染^[22, 28].

2 结果与分析

2.1 上覆水营养盐特征

本研究采样点覆盖了太湖的各个典型营养水平湖区.主要营养盐指标(表 1)中,太湖北部及西部湖区的 T1、T2、T3 点位的 TP 浓度高于 T4、T5 和 T6 点位 TP 的浓度,而 TP 也表现出 T2、T3 点位的浓度远高于其他点位,T2、T3 点位的 SRP 浓度同样相应的表现出明显的高浓度趋势.最高点位的 TN、TP 及 SRP 浓度分别为最低点位的 2.5 倍、2 倍及 10 倍以上,太湖水质状况在空间上表现出明显的异质

性,表明各湖区受到不同程度的污染.太湖1981年TN及TP的平均含量分别约为 $0.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[32],可以发现30 a来太湖重污染湖区包括梅梁湾、竺山湾及太湖西北部TN和TP浓度分别升高约2~5倍及2.5~5.5倍,富营养化程度明显加重,这一结论与Trolle等^[33]的结论一致.太湖北部及西北部湖区为太湖的主要进水区,据Kelderman等^[34]估算

太湖1998~2000年年平均河流输入太湖TP含量约 $1\,590\times10^3\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$,其中约有 $1\,035\times10^3\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ 累积沉积到湖泊沉积物中,此外通过大气沉降到达湖中的TN及TP约为 $4\,722\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $75\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[7],如此高浓度营养盐进入湖体并沉积到沉积物中,成为湖泊污染的内源,在后期的环境因子变化作用下释放出来,是太湖水体营养水平增加的重要原因^[35].

表1 采样点部分理化指标

Table 1 Values of physico-chemical indexes in the overlying wate of sample sites						
点位	T1	T2	T3	T4	T5	T6
位置	119°58'17"N 31°13'12"E	120°8'28"N 31°21'8"E	120°13'11"N 30°58'45"E	120°18'34"N 31°4'54"E	120°6'27"N 31°16'8"E	119°56'43"N 31°16'11"E
水深/m	2.5	2.1	2.7	2.5	2.8	2.7
TN/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	3.03 ± 0.08	4.40 ± 0.07	2.18 ± 0.02	1.76 ± 0.14	2.27 ± 0.21	1.75 ± 0.02
TP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.052 ± 0.010	0.099 ± 0.002	0.117 ± 0.002	0.070 ± 0.013	0.079 ± 0.007	0.058 ± 0.008
SRP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.011 ± 0.002	0.037 ± 0.001	0.047 ± 0.001	0.003 ± 0.001	0.020 ± 0.000	0.001 ± 0.000

2.2 沉积物中金属元素分析

2.2.1 年代测定

对太湖北部梅梁湾采样点(T1)进行了²¹⁰Pb、¹³⁷Cs和²²⁶Ra年代测定,并采用外推与内插法得到CRS模式下的²¹⁰Pb对年代关系曲线(图2).可能由于太湖风浪对表层沉积物的再悬浮作用及人类扰动,¹³⁷Cs的年代序列并不十分清晰,给T1点的¹³⁷Cs年代断定带来难度,但结合Rose等^[8]的数据,对太湖沉积物年代序列标志峰还是可以确定,约

10 cm处对应1986年的核泄露事件的¹³⁷Cs峰值,约17 cm处大致对应于1963年,约20 cm层位对应1952年的¹³⁷Cs初始值.1952~1968年T1采样点的年均沉积速率约为 $0.32\text{ cm}\cdot\text{a}^{-1}$,而1968年至今的年均沉积速率约为 $0.31\text{ cm}\cdot\text{a}^{-1}$,沉积速率并未发生大的变化,和陆敏等^[36]2003年的数据(0~9 cm, $0.28\text{ cm}\cdot\text{a}^{-1}$,另一数据为24 cm以下平均沉积速率为 $0.31\text{ cm}\cdot\text{a}^{-1}$)总体类似,这个数值略低于Rose的 0.41 、 $0.52\text{ cm}\cdot\text{a}^{-1}$.

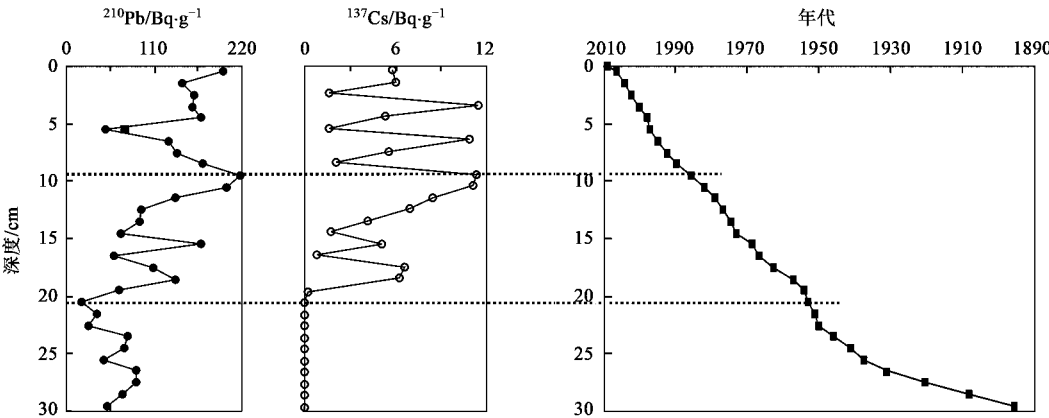


图2 太湖T1采样点¹³⁷Cs、²¹⁰Pb年代及²¹⁰Pb深度-年代关系曲线(CRS模式)

Fig. 2 ²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs radiometric dating and ²¹⁰Pb CRS depth-age model

2.2.2 不同深度重金属的变化

太湖不同湖区的6个采样点30 cm沉积物不同深度的重金属(Zn、Cu、Mn、Cr、Pb)含量分布见图3. T1采样点30 cm沉积物剖面上Zn、Cu、Mn、Cr、Pb的含量分别在57.9~117.3、17.2~35.1、416.6~907.5、69.1~89.7、28.2~40.4 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间变化;

T2采样点各金属的含量分别在56.0~98.6、14.7~25.2、525.7~1 019.7、69.2~77.7、21.5~46.3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间变化,该采样点自沉积物底部至约21 cm层位处重金属含量并未发生大的变化,自21 cm层开始,重金属含量迅速升高,直到近表层3~5 cm处含量不再发生大的变化;T3采样点Zn、

Cu、Mn、Cr、Pb 的含量分别在 53.1 ~ 283.7、15.9 ~ 82.1、415.4 ~ 2 081.4、65.0 ~ 193.3、24.4 ~ 50.0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间变化; T4 采样点各金属的含量分别在 59.8 ~ 95.4、15.9 ~ 34.2、596.9 ~ 1 427.2、66.9 ~ 99.0、25.8 ~ 36.3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间变化; T5 采样点各金属的含量的变化范围分别在 65.1 ~ 94.1、15.5 ~ 25.0、436.4 ~ 989.6、63.2 ~ 87.1、20.7 ~ 43.1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间; T6 采样点 Zn、Cu、Mn、Cr、Pb 的含量则分别在 53.9 ~ 93.4、15.1 ~ 22.9、337.0 ~ 792.5、68.6 ~ 84.1、29.8 ~ 38.0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间变化,

沉积剖面上重金属元素基本表现出表层含量高于下部层位含量的变化趋势. 值得关注的是, 整个深度剖面上, 竺山湾 (T2) 几乎所有重金属元素与其他采样点表现出显著的差异性, 约 20 cm 以下各采样点的金属含量未表现出明显的分化, 而 20 cm 开始, T2 采样点的金属含量急速增加, 约 9 cm 层位处增加速度趋缓, 但金属元素含量仍然保持增加的趋势. 此外, 几乎所有采样点约 10 cm 以上 Pb 含量保持增加的趋势, 约 4 cm 层位 Pb 的含量开始降低, 或保持无大的变化.

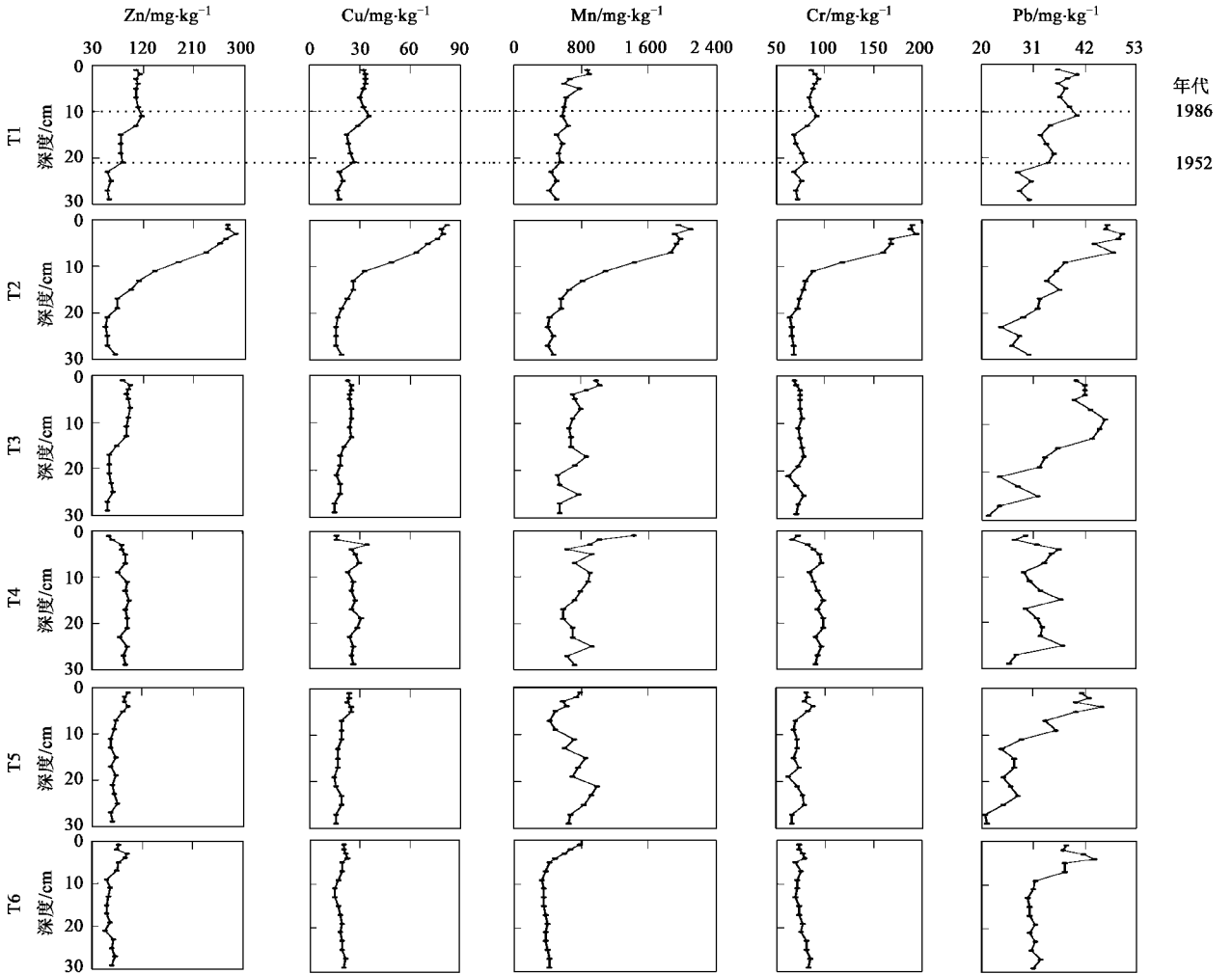


图3 太湖采样点不同深度重金属含量

Fig. 3 Vertical variation of heavy metals concentration vs. depth

2.2.3 重金属多因子分析

采用主成分分析法 (principal component analysis, PCA) 对太湖全部采样点的金属元素 Al、Sr、Fe、Zn、Cu、Mn、Cr 和 Pb 进行了载荷因子分析, 对原始数据归一化, 得到原始数据相关矩阵, 然后对相关矩阵进行特征向量提取, 取特征值 > 1, 累

积方差已达 78.112% 的前 2 个成分作为主成分, 得到全湖的主成分因子载荷 (表 2) 及主成分因子的贡献率 (图 4). 由表 2 可以看出, 第一主成分占方差的 53.939%, 包括 Zn、Cu、Mn、Cr、Pb 等重金属, 即本次所测所有重金属, 因子载荷图上表现为这些重金属的含量具有较高的正载荷. 第二主成分则包括

了元素 Al 和 Sr, 其贡献率占了方差的 24.172 % . 根据表 2 及图 4 可以把参与分析的金属元素进行分类, 第一主成分及第二主成分元素各为一类, 而 Fe 由于适中的矩阵载荷(0.425)单独被划为一类.

表 2 主成分分析结果

Table 2 Rotated component matrix, eigenvalues and factor loadings after varimax rotation

成分	初始特征值			元素	主成分	
	特征值	方差/%	累积方差/%		1	2
1	4.315	53.939	53.939	Al	-0.113	0.963
2	1.934	24.172	78.112	Sr	-0.295	0.857
3	0.962	12.020	90.131	Fe	0.285	0.425
4	0.456	5.704	95.836	Zn	0.984	-0.024
5	0.210	2.630	98.465	Cu	0.984	0.012
6	0.098	1.231	99.696	Mn	0.903	-0.009
7	0.017	0.209	99.905	Cr	0.958	0.063
8	0.008	0.095	100.000	Pb	0.683	0.293

采样点不同深度重金属元素 (Zn、Cu、Mn、Cr、Pb) 的富集因子(enrichment factors, EF) 分析结果见

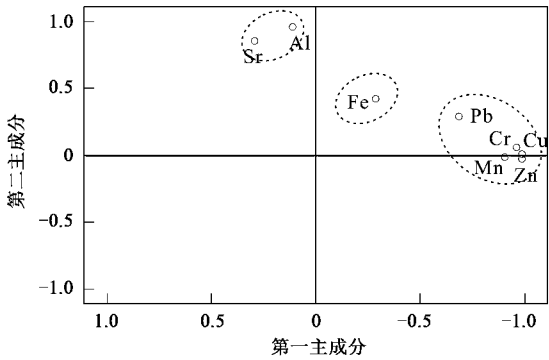


图 4 太湖 6 个采样点沉积物主成因载荷图

Fig.4 Component plot of metals in sediment cores from 6 sample sites

图 5. 可以看出, 各采样点的几乎所有元素的 EF 值都超过 1, 高于地壳元素含量, 但除竺山湾(T2)外, Zn、Cu 和 Mn 的 EF 基本在 1 ~ 2 之间, 表明太湖并未受到 Zn、Cu 及 Mn 元素的较大污染. 元素 Cr 则几乎所有点位的 EF 都 > 2. 值得注意的是, 竺山湾 (T2) 采样点由约 17 cm 层位开始 Zn、Cu、Mn 的 EF 值 > 2, 而 Cr、Pb 从最底部开始就表现出富集的特

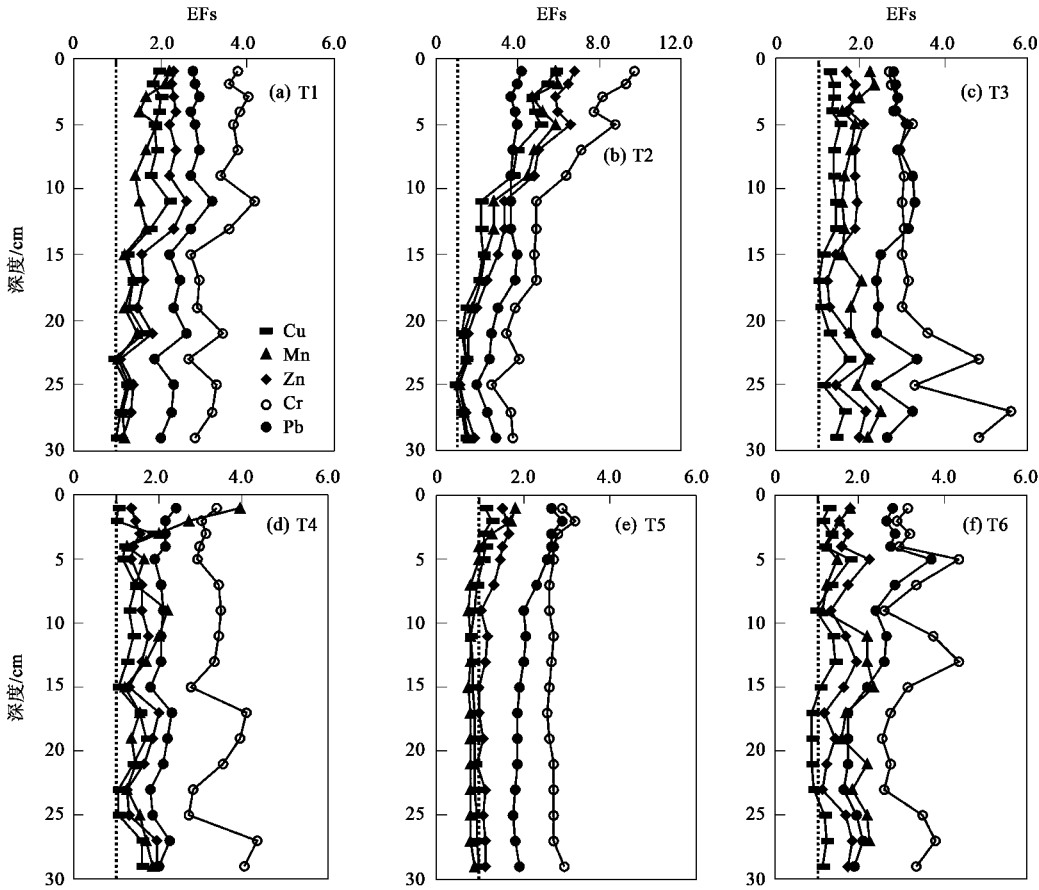


图 5 太湖采样点沉积物重金属富集因子 (EFs) 不同深度的变化

Fig.5 Enrichment factors of heavy metals in the sediment profiles from Taihu Lake

点($EF > 2$). 元素 Pb 的特点表现为, 北部湖区 T1、T2、T3 整个剖面上都 > 2 , 而南部 T4、T5、T6 采样点基本在 13 cm 层位开始表现出高值($EF > 2$). 竺山湾(T2)表现出 EF 急剧增加的趋势, 表层 2 cm 的 Zn、Cu、Mn、Cr、Pb 的 EF 值分别为 6.75、5.88、5.96、9.71 和 4.18, 反映太湖竺山湾已经受到重金属较严重的污染. 所有采样点 Cr 的 EF 值几乎都高于其他重金属元素, 表明全太湖的 Cr 的富集程度已经超过其他元素.

2.3 沉积物中铁及磷的变化

铁在金属元素的因子分析表现出不同于其他元

素的特性, 由于其氧化-还原敏感性一直受到关注. 图 6 为太湖 6 个不同深度采样点沉积物中 Fe、Fe-P 及 TP 含量的垂向变化, 各采样点的 Fe、Fe-P 含量分别在 34.3 ~ 39.0、29.7 ~ 39.8、30.4 ~ 42.8、37.6 ~ 64.8、29.5 ~ 40.8 和 28.2 ~ 38.5 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 之间以及 117.2 ~ 234.8、121.5 ~ 804.1、115.3 ~ 226.6、64.7 ~ 191.7、51.3 ~ 127.7 和 87.8 ~ 138.1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间变化, 而 TP 的含量则在 345.0 ~ 622.5、331.9 ~ 1337.8、347.4 ~ 590.8、478.3 ~ 753.6、442.3 ~ 554.2、350.9 ~ 566.8 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间变化.

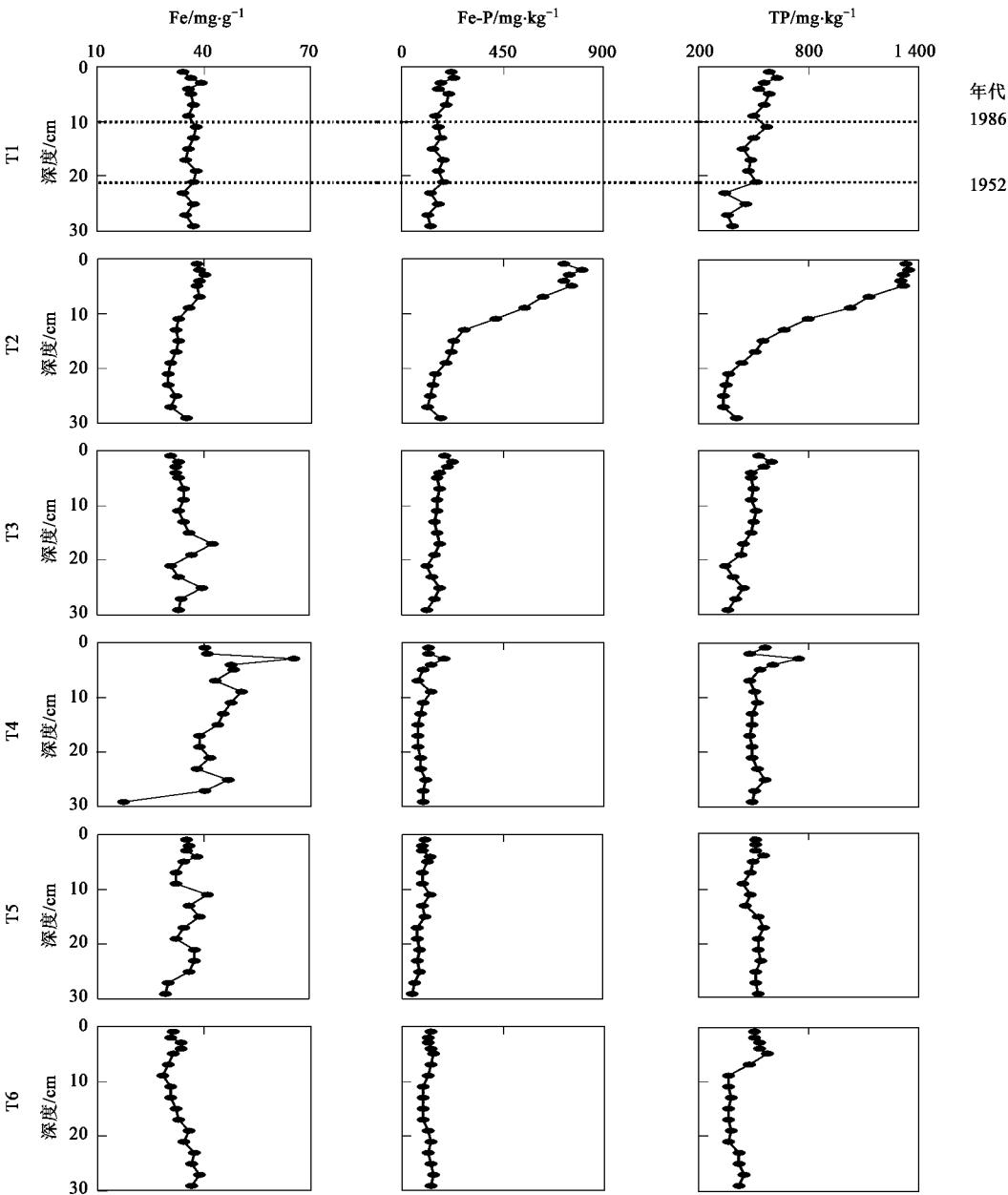


图 6 太湖采样点不同深度 Fe、Fe-P 及 TP 的含量变化
Fig. 6 Vertical variation of Fe, Fe-P and TP concentration vs. depth

整个深度剖面上 Fe 的含量表现为 T1 和 T6 采样点由底部到表层总体呈略降趋势,而采样点 T2、T4 由底部到表层总体呈略升高,T3、T5 则由底部到表层小幅度波动,但总体无大的变动。除 T6 采样点无大的变化外,其余 5 个采样点的 Fe-P 含量由底部到表层总体都表现出略升高的趋向,特别是竺山湾(T2)表层含量约是底部含量的 6.6 倍。除 T5 采样点外,其他采样点位 TP 的变化和 Fe-P 变化规律比较相似,也都呈现出由底部到表层总体升高的变化趋势。表 3 列出了 Fe、Fe-P 及 TP 三者之间的相关关系。可以发现 T2、T4 及 T5 采样点 Fe 与 Fe-P 之间表现出显著的相关性,而除了 T5 采样点外,Fe-P 和 TP 之间也存在显著的相关性,相关系数在 0.619~0.996 之间,但 Fe 含量和 TP 含量之间只有 T2、T4 采样点表现出显著的相关性,说明了 Fe 和 TP 之间并不存在来源上的一致性。

表 3 太湖采样点 Fe、Fe-P 及 TP 相关系数¹⁾

Table 3 Pearson's correlation coefficients between Fe, Fe-P and TP

位置	P 形态	Fe	Fe-P
T1	FP	0.079	1
	TP	0.261	0.900 ** ²⁾
T2	FP	0.930 **	1
	TP	0.926 **	0.996 *
T3	FP	-0.003	1
	TP	-0.121	0.884 **
T4	FP	0.831 **	1
	TP	0.816 **	0.877 **
T5	FP	0.724 **	1
	TP	0.127	-0.172
T6	FP	0.317	1
	TP	-0.086	0.619 **

1) n = 19; 2) ** 表示在 0.01 水平上显著相关

3 讨论

据估算,年输入湖体 TN 和 TP 量约为 28.658 t、1.029 t, 约占 61.2 %、70.7% 的 TN 和 TP 来源于太湖流域北部地区^[37], 北部及西北部湖区已经呈比较严重富营养化状态, 河流携带及农业漫灌是太湖污染物质的最主要来源。该流域北部及西北部是中国工农业生产最为发达的地区之一, 大量营养盐及重金属元素未经处理排入水中, 这直接导致太湖北部及西北部湖区水体的营养盐的污染程度明显高于其他湖区。特别是竺山湾(T2)沉积物中重金属及营养盐-磷的含量从 21 cm 层位开始迅速增加, 远

远超过其他湖区, 一方面表明 1950 年开始该地区工业及农业生产技术以及规模迅速发展, 另一方面也指示该区域作为太湖流域入湖河道的重要输入区, 是污染物质重要源头, 也是管理部门最应该予以关注的区域。

由于生物致毒性, 水体及沉积物中的重金属一直受到关注。太湖 6 个采样点沉积物中重金属元素(Zn、Cu、Mn、Cr、Pb)都超过地壳中的含量, 特别是 Cr 和 Pb 的 EF 值达到 3 以上, 说明太湖的 Cr 和 Pb 污染已经较为严重。Cr 的污染与当地皮革生产企业有关, Pb 则可能是由在常州、武进的许多生产合成橡胶和 PVC 的工厂所用添加剂(稳定剂)造成。此外, 太湖行船含 Pb 汽油的使用以及汽车等排放的含 Pb 尾气的大气沉降可能是造成几乎整个太湖所有采样点 Pb 含量偏高的原因之一。竺山湾(T2)沉积物中 Zn、Cu 和 Mn 则大量来源于金属电镀过程^[38], Chi 等^[39]的研究表明太湖梅梁湾内鱼类的可食用部分的金属 Zn 含量已经高于中国食品健康标准值。需要指出的是, 竺山湾(T2)几乎所有重金属及磷等基本在约 20 cm 层位处开始升高, 这可能对应 20 世纪 50 年代蓬勃兴起的工业污染, 也是太湖竺山湾湖泊生态清淤的一个重要基面。

沉积物中 Al 和 Sr 元素含量并未表现出大的波动, 且整个剖面上都低于地壳中的背景值, 这说明太湖 Al 和 Sr 主要来源于流域碎屑岩的带入。Fe 可以形成颗粒较细的氧化物和氢氧化物颗粒, 这些颗粒具有较强的吸附性, 从而能够吸附重金属元素和磷, 并固定在沉积物中。铁结合态 P 是 TP 的重要形态之一, 除 T5 采样点 Fe-P 和 TP 垂直深度上存在极显著的相关关系, 特别是北部及西北部湖区, 相关系数达到 0.877 以上, 最高值达到 0.996, 说明 Fe-P 是这些湖区重要的磷形态。Fe 存在 Fe²⁺ 和 Fe³⁺ 2 种价态, 易于受氧化还原电位变化的影响, 还原条件下从铁的氧化物或者氢氧化物颗粒(如黄铁矿和针铁矿等)转化为游离态的 Fe²⁺, 这导致铁结合态的 P 解析到间隙水中^[40,41], 并通过与上覆水的浓度差释放到水体中, 从而导致水体中 P 含量的升高, 这就是磷的内源释放机制^[42~45], 在外源输入得到控制的情况下, 这种机制将会延缓太湖水体的恢复。表层沉积物中 Fe-P 的含量可作为指示环境污染程度的指标之一^[46], 其在水体中的快速转化是藻类大量繁殖的动态营养盐重要来源^[47,48]。而 T5 采样点位于太湖东部, 属于草型湖区, 生物量较高, 铁结合态磷占 TP 的比例在 14.9

% ~ 26.8 % 之间, 钙结合态磷及有机磷等不易为生物直接利用的磷形态占大的比例, 从而表现出与铁的相关性较低.

4 结 论

(1) 太湖水体中重污染湖区包括梅梁湾、竺山湾及太湖西北部 TN 和 TP 浓度 10 a 来升高 10 倍以上, 特别是竺山湾升高达 20 倍以上, 营养盐超标严重.

(2) 太湖各湖区采样点沉积物的重金属 Zn、Cu、Mn、Cr、Pb 含量高于地壳中的背景值, Cr 和 Pb 富集程度高于其他金属. 几乎所有采样点的沉积剖面的 Pb 含量自底部向表层迅速增加, 表明 50 年代以来太湖流域含 Pb 工业废水等的大量排放, 而航船含 Pb 汽油的使用以及汽车等含 Pb 尾气的大气沉降可能是导致所有采样点 Pb 含量升高的原因之一.

(3) 竺山湾的重金属及营养盐的污染程度明显高于其他湖区, 自沉积物底部向表层重金属及磷含量自大约 20 cm 层位开始迅速增加, 指示自 20 世纪 50 年代以来竺山湾一直就是太湖污染物的重要排放区, 也应该是太湖的重点监控湖区.

(4) Fe-P 和 TP 之间的显著相关关系反映铁结合态磷是磷的重要形态, 是太湖除东部外生物可利用活性磷的重要来源, 在环境条件变化的情况下, 铁结合态磷可以释放到上覆水体中为藻类等生物所摄取, 这也是太湖北部及西北部经常发生藻华的重要原因.

参考文献:

[1] Jeppesen E, Søndergaard M, Meerhoff M, *et al.* Shallow lake restoration by nutrient loading reduction-some recent findings and challenges ahead [J]. *Hydrobiologia*, 2007, **584**: 239-252.

[2] Søndergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes [J]. *Hydrobiologia*, 2003, **506-509**: 135-145.

[3] Chowdhury M, Bakri D A. Diffusive nutrient flux at the sediment-water interface in Suma Park Reservoir, Australia [J]. *Hydrological Sciences Journal*, 2006, **51**(1): 144-156.

[4] Hickey C W, Gibbs M M. Lake sediment phosphorus release management- Decision support and risk assessment framework [J]. *New Zealand Journal of Marine Freshwater Research*, 2009, **43**: 819-856.

[5] Lijklema L, Koelmans A A, Portielje R. Water quality impacts of sediment pollution and the role of early diagenesis [J]. *Water Science and Technology*, 1993, **28**: 1-12.

[6] 范成新, 张路, 秦伯强, 等. 风浪作用下太湖悬浮态颗粒物中磷的动态释放估算 [J]. *中国科学 (D 辑)*, 2003, **38**(3): 760-768.

[7] Luo L C, Qin B Q, Song Y Z, *et al.* Seasonal and regional variations in precipitation chemistry in the Lake Taihu Basin, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2007, **41**: 2674-2679.

[8] Rose N L, Boyle J F, Du Y, *et al.* Sedimentary evidence for changes in the pollution status of Taihu in the Jiangsu region of eastern China [J]. *Journal of Paleolimnology*, 2004, **32**(1): 41-51.

[9] Jin X C, Wang S R, Pang Y, *et al.* Phosphorus fractions and the effect of pH on the phosphorus release of the sediments from different trophic areas in Taihu Lake, China [J]. *Environmental Pollution*, 2006, **139**: 288-295.

[10] 邓建才, 陈桥, 翟水晶, 等. 太湖水体中氮、磷空间分布特征及环境效应 [J]. *环境科学*, 2008, **29**(12): 3382-3386.

[11] Castro-González M I, Méndez-Armentab M. Heavy metals: Implications associated to fish consumption [J]. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2008, **26**: 263-271.

[12] Adhikari S, Ghosh L, Giri B S, *et al.* Distributions of metals in the food web of fishponds of Kolleru Lake, India [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2009, **72**: 1242-1248.

[13] Vicente-Martorell J J, Galindo-Ria o M D, García-Vargas M, *et al.* Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **162**: 823-836.

[14] Filgueiras A V, Lavilla I, Bendicho C. Evaluation of distribution, mobility and binding behaviour of heavy metals in surficial sediments of Louro River (Galicia, Spain) using chemometric analysis: a case study [J]. *Science of the Total Environment*, 2004, **330**: 115-129.

[15] Baptista- Neto J A, Smith B J, McAllister J J. Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba Sound, Southeast Brazil [J]. *Environmental Pollution*, 2000, **109**: 1-9.

[16] Ruban V, López-Sánchez J F, Pardo P, *et al.* Harmonized protocol and certified reference material for the determination of extractable contents of phosphorus in freshwater sediments-A synthesis of recent works [J]. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 2001, **370**: 224-228.

[17] Ruban V, Brigault S, Demare D, *et al.* An investigation of the origin and mobility of phosphorus in freshwater sediments from Bort-Les-Orgues Reservoir, France [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, **1**: 403-407.

[18] EPA. Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry[EB/OL]. 1994, http://www. accustandard. com/ asi/epa_downloads. php3#200_series.

[19] Davis H T, Marjorie-Aelion C, McDermott S, *et al.* Identifying natural and anthropogenic sources of metals in urban and rural soils using GIS-based data, PCA, and spatial interpolation[J]. *Environmental Pollution*, 2009, **157**: 2378-2385.

[20] Zaharescu D G, Hood P S, Soler A P, *et al.* Trace metals and their source in the catchment of the high altitude Lake Respomuso, Central Pyrenees [J]. *Science of the Total Environment*, 2009, **407**: 3546-3553.

- [21] Gong M, Wu L, Bi X Y, *et al.* Assessing heavy-metal contamination and sources by GIS-based approach and multivariate analysis of urban-rural topsoils in Wuhan, central China [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2010, **2** (1): 59-72.
- [22] Garc   J H, Li W W, Arimoto R, *et al.* Characterization and implication of potential fugitive dust sources in the Paso del Norte region [J]. *Science of the Total Environment*, 2004, **325**: 95-112.
- [23] Blashfield R K, Morey L C. Mixture model tests of cluster analysis: Accuracy of four agglomerative hierarchical methods [J]. *Psychological Bulletin*, 1976, **83**(3): 377-388.
- [24] Han Y M, Du P X, Cao J J, *et al.* Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China [J]. *Science of the Total Environment*, 2006, **355**: 176-186.
- [25] Liu E F, Shen J, Yang L Y, *et al.* Assessment of heavy metal contamination in the sediments of Nansihu Lake Catchment, China [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, **161**: 217-227.
- [26] Mil-Homens M, Stevens R L, Abrantes F, *et al.* Heavy metal assessment for surface sediments from three areas of the Portuguese continental shelf [J]. *Continental Shelf Research*, 2006, **26**: 1184-1205.
- [27] Hwang H H, Green P G, Young T M. Historical trends of trace metals in a sediment core from a contaminated tidal salt marsh in San Francisco Bay [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2009, **31**: 421-430.
- [28] Glasby G P, Szefer P, Geldon J, *et al.* Heavy-metal pollution of sediments from Szczecin Lagoon and the Gdansk Basin, Poland [J]. *Science of the Total Environment*, 2004, **330**: 249-269.
- [29] Taylor S R, McLennan S M. The geochemical evolution of the continental crust [J]. *Reviews of Geophysics*, 1995, **33** (2): 241-265.
- [30] Rule J H. Assessment of trace element geochemistry of Hampton Roads harbor and lower Chesapeake Bay area sediments [J]. *Environmental Geology*, 1986, **8**(4): 209-219.
- [31] Loska K, Cebula J, Pelczar J, *et al.* Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1997, **93**: 347-365.
- [32] 成小英, 李世杰. 长江中下游典型湖泊富营养化演变过程及其特征分析 [J]. *科学通报*, 2006, **51**(7): 848-855.
- [33] Trolle D, Zhu G W, Hamilton D, *et al.* The influence of water quality and sediment geochemistry on the horizontal and vertical distribution of phosphorus and nitrogen in sediments of a large, shallow lake [J]. *Hydrobiologia*, 2009, **627**: 31-44.
- [34] Kelderman P, Wei Z, Maessen M. Water and mass budgets for estimating phosphorus sediment-water exchange in Lake Taihu (China P. R.) [J]. *Hydrobiologia*, 2005, **544**: 167-175.
- [35] 秦伯强, 杨柳燕, 陈非洲, 等. 湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用 [J]. *科学通报*, 2006, **51**(16): 1957-1866.
- [36] 陆敏, 张卫国, 师育新, 等. 太湖北部沉积物金属和营养元素的垂向变化及其影响因素 [J]. *湖泊科学*, 2003, **15**(3): 213-220.
- [37] 许朋柱, 秦伯强. 2001~2002 水文年环太湖河道的水量及污染物通量 [J]. *湖泊科学*, 2005, **17**(3): 213-218.
- [38] Qu W C, Mike D, Wang S M. Multivariate analysis of heavy metal and nutrient concentrations in sediments of Taihu Lake, China [J]. *Hydrobiologia*, 2001, **450**: 83-91.
- [39] Chi Q Q, Zhu G W, Alan L. Bioaccumulation of heavy metals in fishes from Taihu Lake, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, **19**: 1500-1504.
- [40] 王超, 邹丽敏, 王沛芳, 等. 典型城市浅水湖泊沉积物中磷与铁的形态分布及相关关系 [J]. *环境科学*, 2008, **29** (12): 3400-3404.
- [41] 牛晓君, 王计平. 模拟沉积磷迁移转化行为的铁盐影响机制研究 [J]. *环境科学*, 2009, **30**(12): 3502-3508.
- [42] Pettersson K. Phosphorus characteristics of settling and suspended particles in Lake Erken [J]. *Science of the Total Environment*, 2001, **266**: 79-86.
- [43] Hupfer M, Lewandowski J. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments-a long-lasting paradigm in limnology [J]. *International Review of Hydrobiology*, 2008, **93**(4-5): 415-432.
- [44] Jensen H S, Andersen F O. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes [J]. *Limnology and Oceanography*, 1992, **37**(3): 577-589.
- [45] Herman G, Nishri A, Berman T. A long-term prediction model for total phosphorus concentrations in lake kinneret [J]. *Water Research*, 1989, **23**(1): 61-66.
- [46] Hisashi J. Fractionation of phosphorus and releasable traction in sediment mud of Osaka Bay [J]. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 1983, **49**(3): 447-454.
- [47] Heisler J, Glibert P M, Burkholder J M, *et al.* Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus [J]. *Harmful Algae*, 2008, **8**: 3-13.
- [48] Jensen H S, Thamdrup B. Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction [J]. *Hydrobiologia*, 1993, **253**: 47-59.