

湖泊底泥疏浚环境效应: I. 内源磷释放控制作用*

钟继承¹, 刘国锋¹, 范成新^{1**}, 张路¹, 丁士明¹, 任小龙²

(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: 江苏省水文水资源勘测局无锡分局, 无锡 214031)

摘要: 通过为期一年的疏浚模拟试验, 在试验室培养疏浚与对照柱样研究了底泥疏浚对内源磷释放的控制效果. 结果发现, 疏浚表层 30cm 能够有效的消减沉积物中不同形态磷含量与孔隙水中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 含量. 在一年的试验周期内, 疏浚和对照柱沉积物—水界面的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 通量分别为-143.8 至 14.4 与-237.3 至 3047.6 $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, 疏浚柱沉积物—水界面的磷通量总体上低于未疏浚对照的磷通量, 尤其是在温度较高的月份, 从 2006 年 3–10 月疏浚柱沉积物—水界面磷释放通量显著低于未疏浚对照柱, 疏浚沉积物的磷的释放潜力低于未疏浚对照沉积物. 研究表明, 在外源磷得到有效控制的前提下, 底泥疏浚是消减研究区内源磷负荷有效的技术手段.

关键词: 底泥疏浚; 磷形态; 磷释放; 太湖

Environmental effect of sediment dredging in lake (I) : the role of sediment dredging in reducing internal phosphorous release

ZHONG Jicheng¹, LIU Guofeng¹, FAN Chengxin¹, Zhang Lu¹, DING Shiming¹ & Ren Xiaolong²

(1: *State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China*)

(2: *Wuxi Reconnaissance Bureau of Hydrology and Water Resource, Wuxi 214001, P.R.China*)

Abstract: A laboratory experiment was carried out to study the effects of sediment dredging on phosphorus (P) release from lake sediments using incubation of undredged (control) and dredged cores through a year. We found that dredging the upper 30cm layer of the sediment can efficiently reduce the interstitial $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentration and different P forms in the sediment. The P fluxes of the undredged and dredged cores ranged from -237.3 to 3047.6 $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ and -143.8 to 14.4 $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, respectively. The fluxes of the dredged cores were generally lower than those of the undredged (control) cores, with significant ($P<0.05$) differences between the fluxes of the dredged and undredged cores occurring between March and October of 2006. The sediment P in the dredged cores had a lower release potential than those in the control cores. Our results suggested that dredging may be a useful approach for decreasing internal P loading in Lake Taihu once the external P loading is effectively controlled in advance.

Keywords: Sediment dredging; phosphorous forms; phosphorous release; Lake Taihu

水体的富营养化是世界范围内共同面临的一个主要的水污染问题^[1]. 在淡水生态系统中, 磷在控制初级生产力方面起着重要的作用, 通常被认为是一个重要的营养限制因子, 也是导致水体富营养化的一个主要因素^[2]. 湖泊中的磷来源于两个方面, 既外源与内源. 外源主要来自于面源(如农业排放)和点源(如工业与城市生活污水排放)等^[3]. 内源则来自于湖泊沉积物的释放, 内源负荷对上覆水磷的贡献率可以

* 中国科学院知识创新工程领域前沿项目(CXNIGLAS200804)、国家高技术研究发展计划(2007AA06Z411)和江苏省社会发展项目(BS2007161)联合资助. 2008-07-14 收稿; 2008-09-28 收修改稿. 钟继承, 男, 1978 年生, 博士, 助理研究员; E-mail: jczhong@niglas.ac.cn.

** 通讯作者; E-mail: cxfan@niglas.ac.cn.

达到甚至超过外源的水平^[4].

太湖是我国第三大淡水湖泊，其水体面积约为 2425km²，平均水深约为 2m，是典型的大型浅水湖泊^[5]. 梅梁湾位于太湖北部，是富营养化最严重的湖湾之一，近年来在温暖的季节里蓝藻水华频繁出现，已经严重影响到水体功能^[6]. 为了太湖湖泊生态系统的恢复与重建，从 1998 年开始，国家与地方政府制定相应的控制外源排放的对策. 近年来太湖的外源污染初步得到了有效控制，但是其蓝藻水华并没有明显消失，覆盖范围仍有不断扩张的趋势. 有研究表明太湖的内源负荷占太湖总负荷量的 1/4 左右^[7-8]，因此用底泥疏浚方法抑制区域内源负荷有可能成为首选方法. 2002–2004 年间，在太湖五里湖区实施了底泥疏浚计划，疏挖表层底泥 470×10⁴m³，疏浚深度 30–100cm，在太湖其他富营养化湖区(包括梅梁湾)目前仍有以疏浚为主相关治理方案正在计划和实施之中.

底泥疏浚被认为是一种重要湖泊重建技术，它是通过去除富含污染物的表层沉积物来控制污染物的释放或减少污染物生物有效性. 许多研究已经对底泥疏浚所产生的环境效应问题进行了评价^[9-10]. 研究表明底泥疏浚对营养盐释放的控制并不都是成功的^[11-12]. 由于疏浚工程耗资巨大，在疏浚工程实施前有必要通过室内的模拟试验对底泥疏浚对减少内源磷负荷的瞬时效应与长期效应进行评价.

磷是太湖水生生态系统中重要的限制性营养元素，研究磷元素在水土界面的交换，有其重要意义. 在相关的评价性研究中，仅有少数研究采用无扰动柱样模拟疏浚研究对磷释放的控制效果^[11,13-14]，研究周期较短，不能对关键变化过程进行较全面的跟踪，且通常在夏季进行试验，这与实际的疏浚工程不符. 疏浚后强烈磷循环过程是否重新恢复仍不清楚，另外疏浚对内源磷释放是否具有长效的控制作用还不确定. 本研究采用为期一年的沉积物—水柱模拟疏浚试验研究了对磷释放的控制效应及其可能的机制，同时也研究了疏浚对沉积物对磷形态的影响来评价磷的释放风险.

1 材料与方法

1.1 研究点概述

本研究采样点(31°31'33.9"N, 120°12'35.2"E)位于太湖梅梁湾鼋头渚国家重点风景游览区附近(图 1). 研究点水体具有重要生态功能，除正常的航运和渔业功能外，研究湖区还是无锡城市用水的水源地之一. 由于地处风景游览区，研究点水体还具有景观用水的功能. 但是随着太湖流域经济的快速发展，研究点水体的富营养化及频繁的蓝藻水华的出现严重影响了研究点水体重要的生态功能. 在太湖相关的治理方案中，梅梁湾将是太湖污染治理的重要区域，且已有疏浚计划正在酝酿，本文重点选择该区域作为前期研究，具有重要的现实意义.

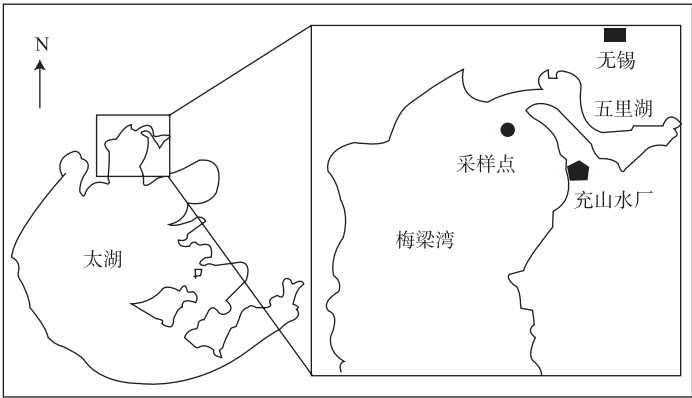


图 1 研究点位置图(太湖梅梁湾)

Fig.1 Map of studied area with sampling site in Meiliang Bay, Lake Taihu

1.2 样品采集与疏浚模拟试验

采用大口径柱样采样器($\Phi 110\text{mm} \times 500\text{mm}$), 采集 60–70cm 长的无扰动柱样 78 根, 考虑疏浚作业多安排在冬季实施, 因此采样试验日期起始于冬季(2005 年 12 月 19 日). 为了保证采集的沉积物柱样有较好的同质性, 所有柱样均在较小的区域内一次性采集, 同时采集取样点底层湖水, 样品采集后 5h 内运回实验室进行分析和培养, 在样品运输过程中尽量避免扰动影响.

采集的样品移入实验室后, 用虹吸法无扰动抽出柱样上覆水, 取用上顶法把表层 20cm 沉积物移入到另一洗净的有机玻璃管内($\Phi 110\text{mm} \times 500\text{mm}$), 然后再用虹吸法无扰动地灌注 20cm 高度水柱, 制作为未疏浚对照样. 同时用绞吸泵吸除表层 30cm 沉积物(模拟疏浚 30cm), 再把 30cm 以下剩余的沉积物(约 20cm 长度)上顶至另一洗净的有机玻璃管中, 然后立即用虹吸法无扰动灌注 20cm 水柱, 制成模拟疏浚柱样, 未疏浚和疏浚柱样灌注的上覆水为相同的原取样点湖水. 柱样下端用橡皮塞塞紧, 上端敞口, 柱样沉积物部分用铝箔包裹蔽光, 把柱样放入培养室内的水槽中, 根据湖底光强和光周期用金属卤灯提供光源(400W), 按照取样点原位水温进行培养(误差为 $\pm 2^\circ\text{C}$).

为了使培养实验更接近于取样点原位环境状况, 在培养期间, 每 2 周用太湖取样点湖水进行换水. 另外为模拟原位湖体疏浚后新生表层接受上覆水体的颗粒物沉降量, 每 2 周一次用悬浮物捕获器($\Phi 100\text{mm} \times 200\text{mm}$, 2 组)采集太湖取样点原位的悬浮沉降物, 目的是补充新鲜的有机质和模拟微生物群落的迁入和恢复. 根据取样点所处梅梁湾的平均沉积速率($0.25\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$)^[15], 在换水时逐管加入到未疏浚和疏浚的水柱中, 并在扰动下使其均匀覆盖于底泥表层.

在试验过程中, 逐月从水槽中分别取出未疏浚和疏浚各 3 个平行柱样, 用虹吸法无扰动采集底部上覆水. 排干剩余上覆水后用上顶法按 2cm 分层研究表层 10cm 沉积物, 用离心法获得间隙水. 把取得的上覆水和间隙水样品用 $0.45\mu\text{m}$ 的滤膜过滤, 过滤后的水样 4°C 保存直到分析. 取新鲜的沉积物样品冷冻干燥后, 研磨后过 100 目筛, 湿沉积物样品与过筛后的干样 4°C 保存待分析用.

1.3 样品分析方法

上覆水与间隙水中的溶解性活性磷(SRP)采用流动注射分析仪(SKALAR-SA1000)分析.

沉积物含水率(W%W.W)在 105°C 条件下烘 24h 至恒重, 孔隙率与容重用金属环法^[16]. 沉积物氧化还原电位值在分割沉积物时分层测定. 烧失重(LOI)用 105°C 烘干的沉积物放入到马弗炉中在 550°C 条件下灼烧 6h.

沉积物磷形态分级采用欧盟用于淡水沉积物磷形态分级的标准分析测试程序(SMT 法)^[17]. 该方法包括 3 个独立的磷提取步骤, 步骤一专门用于总磷(TP)的分析, 取 0.2g 沉积物干样在 450°C 条件下灼烧 3h, 然后用 3.5mol/L HCl 在振荡培养箱中在 20°C 条件下振荡提取(160r/min)16h, 提取液经离心过滤后 4°C 保存待测. 步骤二用于无机磷(IP)和有机磷(OP)的测定, 取 0.2g 沉积物干样用 1mol/L HCl 提取, 提取液经离心过滤后保存用作无机磷分析(IP), 剩余的沉积物残渣在 450°C 条件下灼烧 3h, 然后再用 1mol/L HCl 提取, 提取液经离心过滤后用作有机磷(OP)分析. 步骤三用作钙磷(AP)与非钙无机磷(NAIP)分析, 非钙无机磷是指与 Al、Fe、Mn 氧化物和氢氧化物结合的磷. 取 0.2g 沉积物干样用 1mol/L NaOH 提取, 提取液经离心过滤后用作 NAIP 的测定, 剩余的沉积物残渣用 1mol/L HCl 提取, 提取液经离心过滤后用作 AP 的测定. 为了弥补上述分级方法的不足, 另外一个独立的步骤用于松散结合态磷(LB-P)或不稳定磷的提取, 取 1g 沉积物用 1mol/L NH_4Cl 在 $\text{pH}=7$ 条件下提取 2h^[18], 提取液经离心过滤后收集待分析. 各步提取液中的溶解活性磷(SRP)用钼蓝比色法测定^[19].

1.4 沉积物—水界面的磷通量计算方法

水土界面磷扩散通量的计算采用 Fick 第一扩散定律^[20]:

$$J = \phi D_s \frac{dC}{dz} \quad (1)$$

式中, ϕ 为沉积物样品的孔隙率; D_s 为磷酸根磷在沉积物中的扩散系数; dC/dz 为沉积物—水界面的浓度梯度, 是间隙水样品与上覆水样品之间的浓度差, 在本试验中, 采用表层 0–2cm 沉积物间隙水与底层上覆水之间的浓度差来计算($dz=1\text{cm}$). 沉积物的扩散系数($D_s, \text{cm}^2/\text{s}$)可以用下式来计算^[16]:

$$D_s = D^{SW} / \theta^2 \quad (2)$$

式中, D^{SW} 为海水中扩散系数, θ 为沉积物弯曲度. 在逐月的通量计算时扩散系数(D^{SW} , HPO_4^{2-} 为 $7.34 \times 10^{-6} \text{cm}^2/\text{s}$)根据原位的温度进行校正^[21]. 沉积物的弯曲度可以通过下式来计算^[22]:

$$\theta^2 = 1 - \ln(\phi^2) \quad (3)$$

1.5 数据分析与统计

沉积物与间隙水中各种磷浓度的等值线图用软件 Suefer 8.0 (Golden Software) 来整合逐月的测定值. 等值线图的最上方的值为表层(0–2cm)的平均值.

数据处理与统计分析采用统计分析软件 SPSS(Statistical Product and Service Solutions)12.0, 利用独立样品 t 检验方法来检验逐月的未疏浚和疏浚磷通量之间的差异显著性.

2 结果

2.1 沉积物基本理化性质

用作培养试验的初始沉积物样品性质(图 2)说明, 培养前柱样的含水率、孔隙率在垂直的剖面上均呈现出明显的自上而下减小趋势, 容重则相应增加. 氧化还原电位(Eh)也呈现下降的趋势, 并在 6–8cm 之间 Eh 值有个急剧降低的过程, 即由约 380mV 迅速降至约 120mV. 有机质含量(LOI)在垂直的剖面上同样呈现出降低的趋势, 特别是在 30cm 以下沉积物有机质含量明显降低.

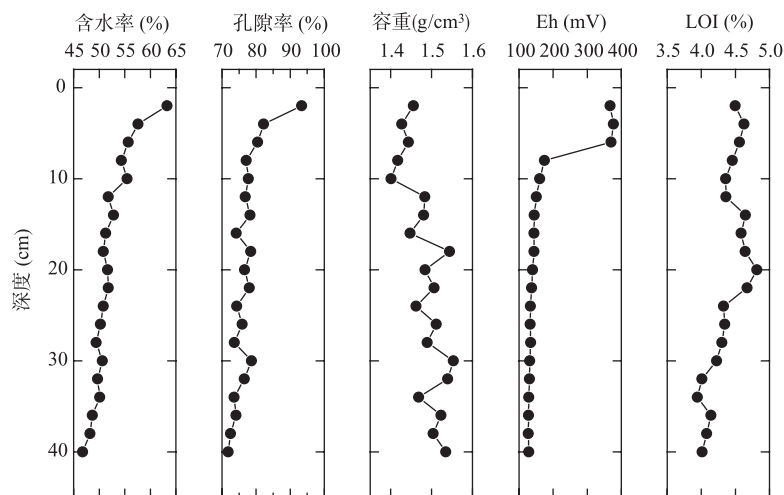


图 2 用作培养试验的初始柱样沉积物性质的垂直剖面

Fig.2 Vertical profile of sediments characteristics of the initial sediments cores from December 19th 2005, used for microcosm experiments

不同形态的磷含量在垂直剖面上均呈现出降低的趋势(图 3), 特别是在 30cm 以下各种磷形态呈现出明显降低的过程, 而钙磷在垂直剖面上降低的幅度较小. 本试验模拟疏浚 30cm 能够显著的降低疏浚后新生表层中磷负荷.

松散结合态磷(LB-P)通常称为即时有效态磷, 很容易由沉积物向间隙水中释放, 所以本试验着重考察了松散结合态磷(LB-P)在一年的试验周期内的变化(图 4). 未疏浚对照沉积物中松散结合态磷(LB-P)含量具有明显的季节性分布特征, 冬季较低, 其他季节维持较高的含量(图 4a). 疏浚沉积物中的松散结合态磷(LB-P)也具有相似的季节性特征, 但只是夏秋季节维持较高的含量, 冬季和春季含量较低(图 4b). 总体上说, 未疏浚对照沉积物中松散结合态磷(LB-P)含量约为疏浚沉积物中含量的 4 倍.

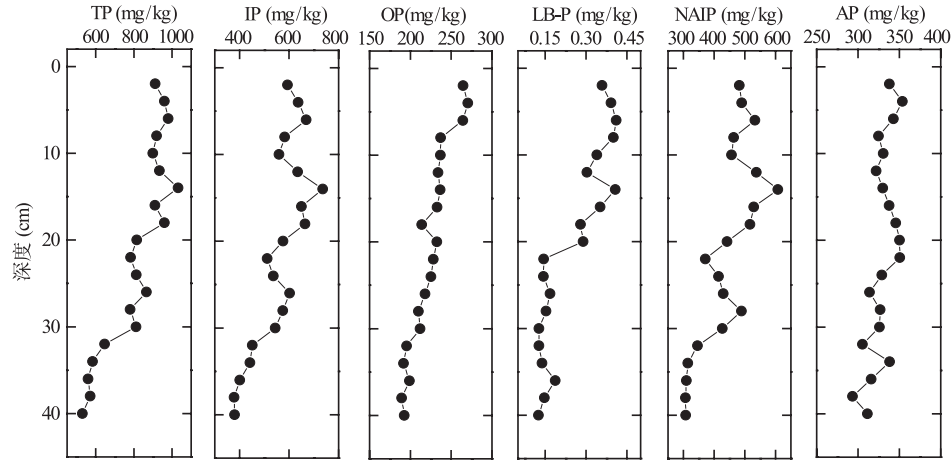


图 3 用作微环境试验的初始柱样沉积物各种磷形态含量垂直分布
Fig. 3 Vertical profile of different P forms distribution of the initial sediments cores
from December 19th 2005 used for microcosm experiments

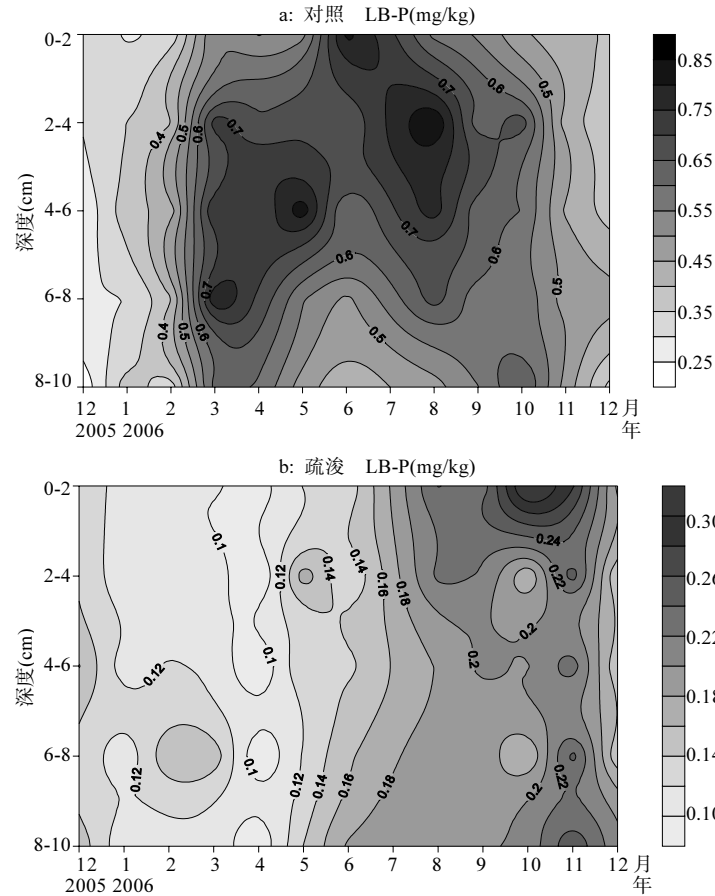


图 4 微环境试验中逐月的疏浚与未疏浚沉积物松散结合态磷等值线
Fig.4 Isopleths for percentages of labile P in the undredged and dredged sediments cores sampled monthly
in the laboratory microcosm experiment(Dec. 2005–Dec. 2006)

2.2 间隙水中溶解性活性磷(SRP)分布特征

溶解性活性磷(SRP)在间隙水中的分布呈现出明显的季节性(图 5)，疏浚与未疏浚对照具有相似的规律性，既在冬季浓度较低，春季开始迅速增加，夏秋季节维持较高的浓度，冬季迅速降低。需要着重指出的是疏浚的表层沉积物(0-2cm)间隙水 SRP 一直维持相对较低的水平，浓度范围为 3-40 $\mu\text{g/L}$ (图 5b)；但未疏浚沉积物中的 SRP 却随季节差异较大，浓度范围为 9-752 $\mu\text{g/L}$ (图 5a)。总体上说，在一年的试验过程中未疏浚沉积物间隙水中的 SRP 浓度要远高于疏浚沉积物。

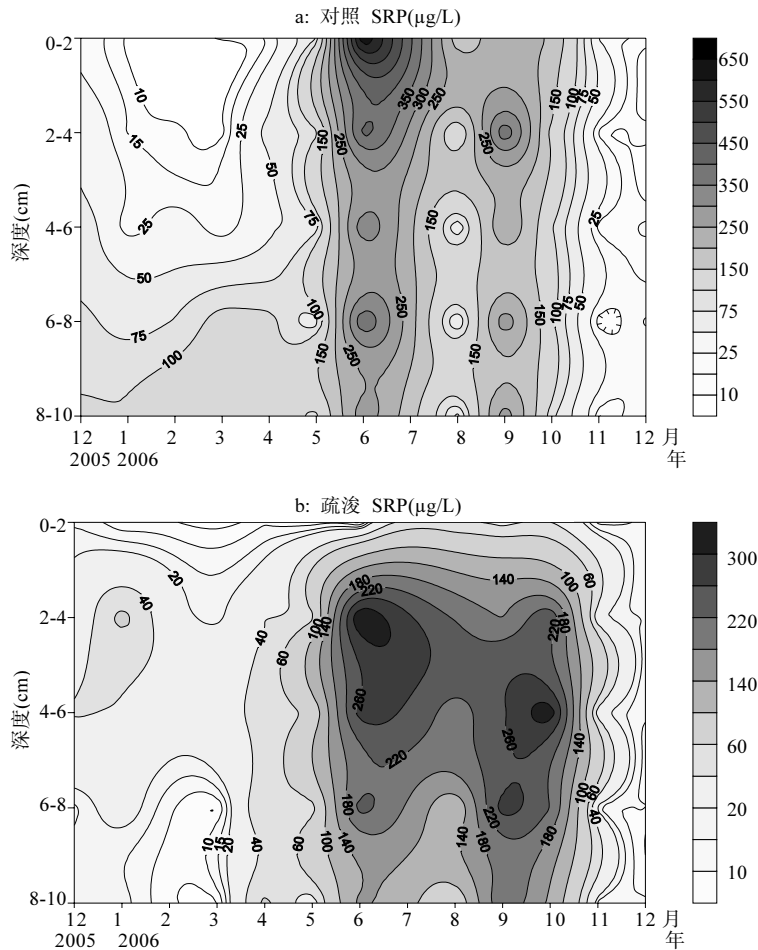


图 5 微环境试验中逐月的疏浚与未疏浚沉积物间隙水 SRP 浓度等值线
Fig.5 Isopleths for the mean interstitial SRP concentration in sediments of the undredged and dredged cores sampled monthly in the laboratory microcosm experiment

2.3 沉积物—水界面磷通量

表 1 是根据 Fick 第一扩散定律计算得到的水土界面 SRP 通量，总体上说，未疏浚柱呈现出明显的季节性变化，这与间隙水 SRP 浓度变化较为一致，而疏浚柱 SRP 通量却没有表现出明显的季节性，这则与间隙水 SRP 浓度变化情况有所不同，其原因是疏浚柱表层 0-2cm 层 SRP 浓度一直维持较低的水平。对于未疏浚柱来说，除 2006 年 1 月、11 月和 12 月外沉积物对上覆水表现为源，既向上的通量，磷通量表现出明显的季节性与动态性，最大的通量在夏季 6 月份。而对于疏浚柱来说，刚疏浚后前 4 个月内沉积物对上覆水表现为源，其他月份均表现为汇，既是向下的通量。用 t -检验来检验逐月的未疏浚与疏浚柱通量之

间的差异性, 统计表明在 2006 年 3 月至 10 月疏浚柱的磷释放通量显著($P<0.05$)低于未疏浚柱.

3 讨论

3.1 沉积物中的磷形态变化

松散结合态磷(LB-P, NH_4Cl 提取态)很活泼, 尽管它只占总磷(TP)很小的比例, 但常被看作为沉积物水柱相互作用重要过程的较为实用的指示物^[23]. 在本试验中, 未疏浚沉积物中的松散结合态磷较为活泼, 从 2006 年 3 月开始其含量比冬季试验开始时大约升高了一倍(图 4a). 松散结合态磷浓度变化与间隙水中溶解性活性磷(SRP)浓度变化趋势较一致, 这个结果印证了松散结合态磷是能够溶解到间隙水中磷化合物季节性变化较大的磷库^[24]. 疏浚沉积物中松散结合态磷含量远低于对照沉积物的含量, 虽然它的含量在夏秋季节也有所增加, 但绝对含量增加较少(图 4b). 松散结合态磷(LB-P)为即时有效态磷, 也被认为是指示湖泊污染状况有效的指示物^[25-26]. 疏浚 30cm 可以有效减少疏浚沉积物松散结合态磷含量, 而且在试验过程中与对照沉积物相比一直维持较低含量, 具有较少的释放潜力.

Ruban 等认为非钙无机磷(NAIP)与有机磷(OP)为潜在可释放态磷库^[1]. 非钙无机磷(NaOH 提取态)代表着与 Al、Fe、Mn 氧化物与氢氧化物结合的磷, 在厌氧状况下可以释放供浮游植物生长利用, 它经常被用来估计沉积物短期与长期的有效态磷^[3,27]. 而有机磷则是代表与有机质结合的磷库, 它也是潜在可释放形态^[1]. 本试验中非钙无机磷与有机磷在垂直剖面上含量降低较为明显(图 3), 模拟疏浚 30cm 能够有效的减少沉积物中非钙无机磷与有机磷的含量, 从而减少沉积物这两种形态磷的释放风险.

表 1 沉积物-水界面的磷交换通量(平均值±标准误差, 2006 年 7 月没有数据)
Tab.1 Exchange fluxes of phosphorus at the sediment-water interface
(mean±standard error of the mean of the replicates, No data in July 2006)

时间 (月/年)	温度 (℃)	SRP 通量($\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$)		<i>t</i> -检验 <i>P</i> 值
		对照	疏浚	
12/2005	5	30.8±10.4	14.4±7.1	0.263
1/2006	5	-5.1±1.6	4.3±2.7	0.040
2/2006	7	21.7±8.1	8.2±1.5	0.234
3/2006	10	26.1±3.8	4.6±0.5	0.005
4/2006	15	17.7±4.3	-30.7±16.0	0.043
5/2006	20	200.3±49.1	-17.7±6.0	0.011
6/2006	25	3047.6±184.1	-60.7 ±21.4	0.003
8/2006	28	528.7±31.2	-29.4±6.7	0.001
9/2006	24	1335.5±223.8	-127.1±71.5	0.003
10/2006	22	435.7±100.3	-143.8±29.5	0.005
11/2006	15	-237.3±33.4	-89.1±24.2	0.023
12/2006	8	-120.1±38.7	-25.5±7.6	0.130

钙磷(AP, HCl 提取态磷)一般是指磷灰石磷或钙结合态磷, 磷吸附在碳酸钙表面是沉积物中的钙磷形成的一种机制, 另外钙磷也可以通过沉淀作用形成^[17]. 在垂直剖面上当总磷与其他磷形态大幅度减少时, 而钙磷减少的幅度较小, 这与早期成岩过程中钙磷相对稳定的性质有关. 根据已有的研究, 钙磷(AP)是沉积的磷中相对稳定的磷形态, 甚至可看作为沉积物中永久埋藏的磷^[28-29], 而且钙磷在沉积物的物理化学过程中难以释放^[30]. 模拟疏浚 30cm 后, 虽然沉积物钙磷(AP)含量消减量较小, 但由于钙磷不易释放, 所以疏浚沉积物中的钙磷释放风险较小(图 3).

3.2 疏浚对磷释放的控制效应与影响磷释放的因素

本试验中, 疏浚 30cm 可以有效的减少磷的释放(表 1), 这与已有的研究结果相一致, 根据 Ryding 的

研究^[11], 在好氧与厌氧两种情况下疏浚沉积物的磷释放速率均可以减少 50%; Peters 等的模拟疏浚试验表明疏浚沉积物中磷释放速率与未疏浚相比可以降低 90%^[13]; 另外 Kleeberg 等模拟疏浚 10–50cm 不同深度沉积物, 在好氧条件下疏浚沉积物的磷释放速率与未疏浚对照相比可以减少 82%(疏浚 10cm)到 99.7%(疏浚 50cm), 在厌氧条件下可以减少 67%(疏浚 10cm)到 99.5%(疏浚 50cm)^[14]. 上述研究通常周期较短, 且大多是在温度较高的季节(夏季)进行, 疏浚试验对磷的控制效果较好. 本试验开展的周期较长, 在疏浚初期磷的释放速率也能降低 50%以上(表 1), 尤其在温度较高的月份, 控制效果更为明显. 另外在本试验过程中沉积物存在汇源转换现象(表 1), 已有的研究也曾报道过太湖沉积物年度内磷的汇源转换现象^[8].

试验中水土界面的磷通量是通过 Fick 第一定律计算的, 水土界面溶解性活性磷(SRP)浓度梯度、温度与沉积物性质(如孔隙率)是影响磷通量几个关键因素. 其中由于沉积物进行中的早期成岩过程, 在垂直剖面上由于随深度逐渐增加的压实与脱水作用(图 2), 疏浚沉积物的孔隙率要小于未疏浚对照, 沉积物孔隙率小, 相应的沉积物弯曲度大, 从而不利于磷的释放. 另外疏浚柱水土界面的 SRP 浓度梯度要比未疏浚对照小的多, 从而疏浚沉积物磷通量也相应减小; 另外温度对水土界面的磷通量季节性变化影响较大, 下面将着重讨论其中的机制.

试验过程中疏浚的表层沉积物(0–2cm)间隙水中溶解性活性磷(SRP)一直维持在较低的水平(图 5b), 这个现象归因于在疏浚的沉积物表层形成了黄褐色的薄层. 从沉积物氧化还原电位值可以看出疏浚前 30cm 以下的沉积物是厌氧($E_h < 200\text{mV}$)的沉积物(图 2), 模拟疏浚 30cm 后深层沉积物成为新生表层暴露于水土界面与上覆水相互作用. 黄褐色薄层的出现是沉积物表面形成 Fe(III)氢氧化物的标志, 疏浚的表层沉积物暴露与水土界面后可溶性的 Fe(II)化合物氧化成难溶的氧化物与氢氧化物, 这个薄层阻止下层磷的解吸, 同时它也能够吸附溶解性磷化合物^[4]. 同时 Mn 的氧化物与氢氧化物也有相似的作用, 尽管它们的作用机制还不是完全清楚^[31].

间隙水中溶解性活性磷(SRP)的分布受有机质分解、氧化物还原与微生物活性影响较大^[32–33]. 试验初期的冬季间隙水中 SRP 保持较低的浓度, 从春季到夏季随着温度的升高 SRP 浓度逐渐升高, 夏秋季节温度较高, SRP 也维持较高的浓度, 到秋末冬初温度下降, SRP 浓度也随之降低(图 5). 在试验过程中间隙水 SRP 浓度变化与沉积物中松散结合态磷(LB-P)变化趋势相一致, 这个结果预示着在温度较高的月份沉积物具有较强烈的微生物活性. 从培养开始的冬季到试验中期的夏季, 温度从 5℃升高到 28℃(表 1). 温度的升高会直接导致了磷吸附的减少, 并间接地导致微生物活性的增强^[34], 随之而来是有机质分解的加速, 所造成的厌氧环境促使氧化物还原并释放吸附的磷, 这些结果都反映了水土界面的磷释放过程受温度与微生物活性影响较大^[35].

在试验过程中, 疏浚柱表层 10cm 沉积物间隙水 SRP 浓度总体上要低于未疏浚对照沉积物(图 5). 这个结果可归因于疏浚沉积物中较弱的微生物活性与较低的易分解利用的有机质含量, 另外, 与未疏浚对照沉积物相比, 疏浚沉积物中的总磷与各种形态磷含量明显降低, 在培养过程中松散结合态磷(LB-P)的绝对含量和升高幅度都较低, 导致疏浚沉积物磷较低的有效性与释放潜力, 疏浚沉积物水土界面的 SRP 浓度梯度始终低于未疏浚对照. 沉积物水土界面的磷释放是由溶解性活性磷在间隙水与上覆水之间的浓度梯度发起的^[36], 疏浚沉积物水土界面较小的 SRP 浓度梯度决定着疏浚沉积物磷具有较小的释放通量.

4 结论

尽管本试验不能完全模拟湖泊原位的环境状况, 研究结果表明研究区疏浚 30cm 可以有效的减少沉积物磷负荷, 并能够较好的控制沉积物—水界面的磷释放. 疏浚沉积物表面形成的氧化层能够很好的阻止沉积物—水界面磷的释放, 疏浚沉积物中各种磷形态具有较小的释放潜力, 结果表明, 在太湖流域外源磷排放得到有效控制的前提下, 底泥疏浚可作为研究区控制内源磷负荷可选的措施之一.

5 参考文献

- [1] Ruban V, López-Sánchez JF, 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. *Fresenius J Anal Chem*, 2001, **370**:

- 224-228.
- [2] Pant HK, Reddy KR. Phosphorus sorption characteristics of estuarine sediments under different redox conditions. *J Environ Qual*, 2001, **30**: 1474-1480.
- [3] Kaiserli A, Voutsas D, Samara C. Phosphorus fraction in lake sediment—Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. *Chemosphere*, 2002, **46**: 1174-1155.
- [4] Penn MR, Auer MT, Doerr SM *et al*. Seasonality in phosphorus release rates from sediments of a hypereutrophic lake under a matrix of Ph and redox conditions. *Can J Fish Aquat Sci*, 2000, **57**: 1033-1041.
- [5] 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998: 261-268.
- [6] Pu PM, Hu WP, Yan JS *et al*. A physico-ecological engineering experiment for water treatment in a hypertrophic lake in China. *Ecological Engineering*, 1998, **10**: 179-190.
- [7] 范成新, 张 路, 秦伯强等. 太湖沉积物—水界面生源要素迁移机制及其定量化 I. 铵态氮释放速率的空间差异及源—汇通量. 湖泊科学, 2004, **16**(1): 8-16.
- [8] 范成新, 张 路, 包先明等. 太湖沉积物—水界面生源要素迁移机制及定量化 II. 磷释放的热力学机制及源—汇转换. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 207-217.
- [9] Voie OA, Johnsen A, Rossland HK. Why biota still accumulate high levels of PCB after removal of PCB contaminated sediments in a Norwegian fjord. *Chemosphere*, 2002, **46**(9-10): 1367-1372.
- [10] Weston DP, Jarman WM, Cabana G *et al*. An evaluation of the success of dredging as remediation at a DDT—Contaminated site in San Francisco Bay, California, USA. *Environ Toxicol Chem*, 2002, **21**(10): 2216-2224.
- [11] Ryding SO. Lake Trehörningen restoration project, Changes in water quality after sediment dredging. *Hydrobiologia*, 1982, **92**: 549-558.
- [12] Annadotter T, Cronberg G, Aagren R *et al*. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia*, 1999, **395/396**: 77-85.
- [13] Peters J, van Liere L. Dredging and groundwater movement, effects on phosphorus release from sediments. *Verh Int Verein Limnol*, 1985, **22**: 3340-3344.
- [14] Kleeberg A, Kohl JG. Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee (Germany). *Hydrobiologia*, 1999, **394**: 153-161.
- [15] 秦伯强, 胡维平, 陈伟民等. 太湖水环境演化过程与机理. 北京: 科学出版社, 2004: 162-166.
- [16] Graca B, Burska D, Matuszewska K. The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Water, Air and Soil Pollution*, 2004, **158**: 237-259.
- [17] Ruban V, López-Sánchez JF, Pardo P *et al*. Selection and evaluation of sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in lake sediment. *J Environ Monit*, 1999, **1**: 51-56.
- [18] Hieltjies AHM, Lijklema L. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *J Environ Qual*, 1980, **9**: 405-407.
- [19] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 246-248.
- [20] Ullman WJ, Aller RC. Diffusion coefficients in nearshore marine sediments. *Limnol & Oceanogr*, 1982, **27**: 552-556.
- [21] Krom MD, Berner BR. The diffusion coefficients of sulfate, ammonium and phosphate ions in anoxic marine sediment. *Limnol & Oceanogr*, 1980, **25**(2): 327-337.
- [22] Boudreau B. The diffusive tortuosity of fine-grained unlithified sediments. *Geochim Cosmochim Acta*, 1997, **60**: 3139-3142.
- [23] Petersson K, Boström B, Jacobsen O. Phosphorus in sediments—speciation and analysis. *Hydrobiologia*, 1988, **170**: 91-101.
- [24] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. *Water Res*, 2000, **34**(7): 2037-2042.
- [25] Fytianos K, Kotzakioti A. Sequential fractionation of phosphorus in lake sediments of Northern Greece. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, **100**: 191-200.
- [26] Zhu GW, Qin BQ, Zhang L *et al*. Geochemical forms of phosphorus in sediments of three large, shallow lakes of China. *Pedosphere*, 2006, **16**(6): 726-734.
- [27] Ting DS, Appan A. General characteristics and fractions of phosphorus in aquatic sediments of two tropical reservoirs. *Water Sci Technol*, 1996, **34**(7-8): 53-59.

- [28] Gonsiorezyk T, Casper P, Koschel R. Phosphorus binding froms in the sediment of an oligotrophic and an eutrophic hardwater lake of Baltic district (Germany). *Water Sci Technol*, 1998, **37**(3): 51-58.
- [29] Kozerski HP, Kleeberg A. The sediments and the benthic pelagic exchange in the shallow lake Muggelsee. *Int Rev Hydrobiologia*, 1998, **83**: 77-112.
- [30] Ruban V, Brigault S, Demare D *et al.* An investigation of the origin and mobility of phophorus in freshwater sediments from Bort-Les-Orgues Reservoir, France. *J Environ Monit*, 1999, **1**: 403-407.
- [31] Christophoridis C, Fytianos K. Conditions affecting the release of phosphorus from surface Lake Sediments. *J Environ Qual*, 2006, **35**: 1181-1192.
- [32] Sundby B, Cobeil C, Silverberg N *et al.* The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnol & Oceanogr*, 1992, **37**: 1129-1145.
- [33] Reddy KR, Fisher MM, Ivanoff D. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. *J Environ Qual*, 1996, **25**: 363-371.
- [34] Perkins RG, Underwood GJC. The potential for phosphorus release across the sediment-water interface in an eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate. *Water Res*, 2001, **35**: 1399-1406.
- [35] Kleeberg A, Dudel GE. Changes in extent of phosphorus release in a shallow lake (Lake Grober Müggelsee; Germany, Berlin) due to climatic factors and load. *Marine Geology*, 1997, **139**: 61-75.
- [36] Eckert W, Nishri A, Parparova R. Factors regulating the flux of phosphate at the sediment-water interface of a subtropical calcareous lake: a simulation study with intact sediment cores. *Water, Air and Soil Pollution*, 1997, **99**: 401-409.