

利用薄膜扩散梯度技术估算红枫湖沉积物磷释放通量

罗婧^{1,2}, 陈敬安^{2*}, 王敬富², 丁士明³

1. 贵州大学 资源与环境工程学院, 贵阳 550025; 2. 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, 贵阳 550002; 3. 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

摘要:湖水因季节性分层而导致底层滞水带缺氧的亚深水型湖泊,其沉积物内源磷释放对水体磷循环和富营养化有着重要影响。选取典型的高原亚深水型湖泊——贵州红枫湖为研究对象,借助氧化锆薄膜扩散梯度技术获取了5个代表性湖区沉积物有效磷(labile P)的原位、二维、高分辨分布信息,在此基础上估算夏季红枫湖沉积物内源磷释放通量。结果表明,红枫湖后五沉积物有效磷浓度最高,羊昌河、大坝次之,南湖中与北湖中较低。红枫湖沉积物 labile P 浓度在亚毫米水平上有很大差异,空间分布不均一,时间上夏季磷释放量为 6270~7999 kg, 占全湖水体总磷的 22%~28%。沉积物磷释放是红枫湖水体磷的重要来源,在湖泊富营养化防治过程中应予以重视。

关键词:红枫湖; 沉积物; Zr-oxide DGT; 磷; 高分辨率

中图分类号:P593 **文章编号:**1007-2802(2015)05-1014-07 **doi:**10.3969/j.issn.1007-2802.2015.05.017

Estimation of the Phosphorus Flux from the Sediment of Hongfeng Lake Using the Zr-Oxide Diffusive Gradient in Thin Films (Zr-Oxide DGT) Technique

LUO Jing^{1,2}, CHEN Jing-an^{2*}, WANG Jing-fu², DING Shi-ming³

1. College of Resources and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 3. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China

Abstract: Phosphorus (P) released from sediments has a great effect on the lake eutrophication, especially in the deep-water lakes. In this study, in situ two-dimensional, high-resolution distribution of labile P in sediments from five typical lake areas in the Hongfeng lake, a typical sub-deep lake, were characterized using the Zr-oxide diffusive gradients in thin films (DGT) technique, and the P flux in a summer time was accurately estimated. Our results showed that the labile P concentration in Houwu was the highest among five areas of the lake. Concentrations of labile P in sediments of Yangchang and Dam areas were slightly lower than that of Houwu, and the Mid-north and Mid-south areas have the lowest labile P concentrations. The distribution of labile P exhibited large heterogeneity at the sub-millimeter spatial resolution. The calculated P flux based on the diffusion model ranged from 6270 kg to 7999 kg, accounting for 22% to 28% of the total P of the water. Thus, the internal P is an important source for water P in the Hongfeng lake and should be taken seriously in the management of eutrophication.

Key words: Hongfeng Lake; sediment; Zr-oxide DGT; phosphorus; high-resolution

湖泊富营养化是中国当前面临的最重要的水环境问题之一。磷是湖泊生态系统的重要养分元素,对浮游植物的生长有重要影响,被公认为湖泊富营养化的关键限制性因子(Eggleton and Thomas,

2004;范成新等,2006;Carpenter,2008;Chen *et al.*, 2009;Zhang *et al.*,2010)。水体中磷的来源包括外源输入和内源释放。外源磷主要包括流域生活污水、工业废水、农业面源污染、水产养殖和大气降水

收稿日期:2014-08-04 收到,2014-10-29 改回

基金项目:国家科技支撑计划课题(2011BAC02B02);国家自然科学基金项目(41173125);贵州省科学技术基金项目([2014]2163号)

第一作者简介:罗婧(1990-),女,硕士研究生,研究方向:湖泊环境科学. 535630540@qq.com.

* 通讯作者简介:陈敬安(1973-),男,研究员,研究方向:湖泊环境;全新世气候变化. E-mail: chenjingan@vip.skleg.cn.

等排放进入湖泊的磷。内源磷通常指湖泊沉积物向上覆水体释放的磷。很多湖泊的研究和观测结果表明,尽管近年来的外源污染治理工程使得外源污染物输入量大大减少,但湖泊水体磷酸盐浓度并未如预期那样显著降低,而是仍然维持在一个较高浓度水平。沉积物内源磷释放被认为是导致这一现象出现的主要原因(范成新和王春霞, 2007; Elsbury *et al.*, 2009)。

准确估算沉积物内源磷的释放通量是评估沉积物内源磷对湖泊生态系统影响的关键,而了解沉积物-水界面磷酸盐的精细空间分布特征是准确估算其释放通量的重要前提(Monbet *et al.*, 2008; Ding *et al.*, 2010a; Xu *et al.*, 2012)。原位被动采样技术是一种新型的环境污染物采样方法,与传统离心法相比具有明显的优势,可以在不影响介质环境的前提下收集目标物,原位反映其在被测体系中的真实浓度或者是时间平均浓度。薄膜扩散梯度技术(diffusive gradients in thin-films technique, DGT)是目前应用最为广泛的原位被动采样技术之一,最早由 Davison 和 Zhang Hao 于 1994 年研究建立(Davison and Zhang, 1994)。DGT 技术具有极高的空间分辨率(毫米至亚毫米),尤其适用于浓度波动较大的痕量系统的总量分析和原位富集,已被广泛应用于湖泊、河流、土壤等环境介质中重金属(Cu, Cd, Pb, Zn, As 等)时空分布规律与迁移转化过程的研究(Bennett *et al.*, 2010; Chen *et al.*, 2011)。DGT 技术所测量的沉积物-水界面磷酸盐形态为有效态磷(labile P),包括:游离的溶解态、不稳定无机络合形态和不稳定有机络合形态(范洪涛等, 2010)。沉积物间隙水有效态磷(labile P)可直接被动植物利用,是反映沉积物磷地球化学特征的敏感指标(傅庆红和蒋新, 1994; Santner *et al.*, 2012)。Zhang 等(1998)以水铁矿作为扩散层结合相发展了水体磷酸盐原位富集 DGT 技术(Fe-oxide DGT),最早将 DGT 技术应用于水体磷酸盐的监测分析。Menzies 等(2005)应用该技术对重度施肥土壤中磷的有效性进行了研究, Monbet 等(2008)和 Pichette 等(2009)利用该技术揭示了淡水沉积物有效态磷浓度剖面分布和释放特征。Stockdale 等(2008)对水铁矿凝胶 DGT 进行了改进,拓宽了水铁矿凝胶 DGT 技术的使用范围。近年来, Ding 等(2010b)发展了 Zr-oxide DGT, 其测定容量比 Fe-oxide DGT 高 50 倍以上,结合电脑成像密度计量(CID)技术,可在亚毫米尺度获得有效磷的高分辨率分布信息,为估算沉积

物磷释放通量提供了有力技术支撑。

在湖水存在季节性分层而导致底层滞水带缺氧的深水型湖泊,沉积物内源磷释放可能对水体磷循环和富营养化有着更为重要的影响,某些湖泊的内源磷释放对水体磷酸盐的贡献超过了外源磷输入(Søndergaard *et al.*, 2003; Burger *et al.*, 2007; Özkundakci *et al.*, 2011)。本文选取典型的高原亚深水型湖泊—贵州红枫湖为研究对象,利用 Zr-oxide DGT 技术对代表性湖区沉积物 labile P 开展原位高分辨率研究,以准确估算红枫湖沉积物内源磷释放通量,为湖泊内源污染治理提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

红枫湖地处贵州高原中部清镇市、平坝县和安顺市西秀区境内,地理坐标为东经 106°19′~106°28′,北纬 26°26′~26°35′,湖泊长 16 km,平均宽度 4 km,最大水深 45 m,平均水深 10.5 m,流域面积 1596 km²,水面面积 57.2 km²,主要入湖河流包括麻线河、羊昌河、桃花源河、麦包河等(万国江等, 2010)。红枫湖是贵阳市及周边地区重要的饮用水源地,兼具发电、防洪、旅游、工农业用水、调节生态环境等功能。根据湖区水文、水环境和人为活动影响等特征,本文选取 5 个代表性湖区,即北湖中(1#, 水深约 18 m)、大坝(2#, 水深约 23 m)、后五(3#, 水深约 6 m)、南湖中(4#, 水深约 11 m)、羊昌河(5#, 水深约 5 m),开展沉积物磷时空分布特征研究(图 1)。

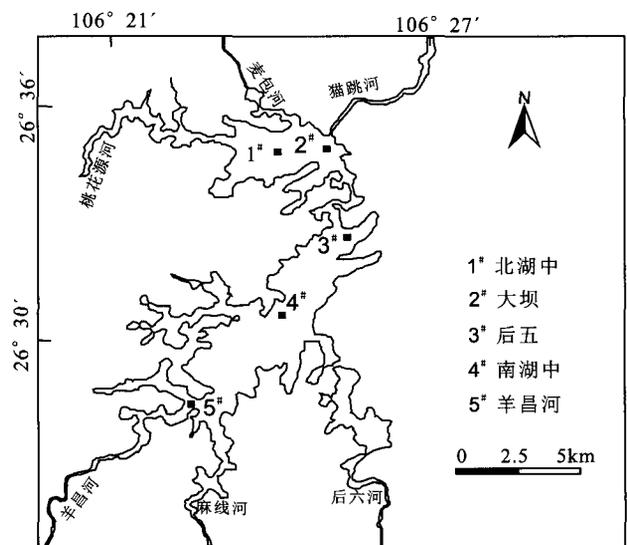


图 1 红枫湖采样点分布图

Fig.1 Sampling sites in the Hongfeng Lake

1.2 样品采集与分析

利用无扰动沉积物采样装置(李建等, 2011)采集沉积物柱心,采集的柱心利用锡纸包裹以保持避光状态。本文采用的 DGT 装置由中国科学院南京地理与湖泊研究所提供,现场将 DGT 装置(图 2)插入沉积物-水界面附近,平衡 24 h 后取出 DGT 装置,去除滤膜,取出 Zr-oxide 固定膜进行钼蓝法显色,显色温度为 35℃,时间为 45 min(Ding *et al.*, 2012, 2013)。

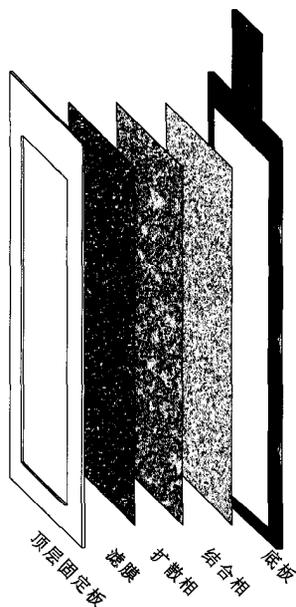


图 2 DGT 装置分解原理图

Fig.2 Schematic view of the DGT device

1.3 DGT 浓度计算

1.3.1 获取灰度值 Zr-oxide 膜磷积累量与灰度值的标准曲线获得方法如下:将 Zr-oxide 膜切成 $1.5 \times 1.5 \text{ cm}^2$ 后,分别加入到不同浓度(0.07 ~ 1.43 mg/L)体积为 50 mL 的磷溶液中平衡 2 h,测得 Zr-oxide 膜放入前后不同浓度磷溶液浓度变化差值,即为 Zr-oxide 膜吸附磷量;将吸附平衡的 Zr-oxide 膜显色后进行扫描得到各浓度对应灰度值,即可拟合得到浓度-灰度标准曲线。

1.3.2 灰度-浓度转换 Zr-oxide 膜显色扫描后,用截图工具在扫描图上分别截取包含上覆水 2 cm 与表层沉积物 5 cm 区域,用 ImageJ1.46 软件对图像进行处理,将扫描图转化成分率为 $169 \times 169 \mu\text{m}$ 灰度数据。利用已有的磷积累量与灰度对应的标准曲线(式 1),将得到的灰度数据转化为单位面积上磷的积累量 $M_0 (\mu\text{g}/\text{cm}^2)$,进一步得到相应分辨率下 Zr-oxide 膜上磷的积累量 $M (\mu\text{g})$ (式 2)。随

后,利用 DGT 公式(式 3)计算沉积物活性磷浓度 $C_{\text{DGT}}(\text{mg}/\text{L})$ 。

$$\text{Grayscale} = 87.125 \ln(M_0) + 197.39 \quad (1)$$

式中:Grayscale 为图像灰度值, M_0 为单位面积上磷的积累量($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)。

$$M = M_0 \times A \quad (2)$$

式中: M 为相应分辨率下 Zr-oxide 膜上磷的积累量, A 为相应分辨率下膜的面积(cm^2)。

$$C_{\text{DGT}} = \frac{M \Delta g}{DA t} = \frac{M_0 \Delta g}{Dt} \quad (3)$$

式中: C_{DGT} 为沉积物活性磷浓度, Δg 为扩散层厚度(cm), D 为磷的扩散系数(cm^2/s)(Zhang *et al.*, 1998), A 为相应分辨率下的面积(cm^2), t 为放置时间(s)。

根据上式计算获得每张 Zr-oxide 膜 C_{DGT} ,然后用 Origin8.6 作图软件制作高分辨率 labile P(有效磷)分布二维图。

1.4 沉积物磷释放通量计算

孔隙水中溶解物的扩散和沉积颗粒的沉积导致了磷从沉积物中释放和向沉积物中迁移的现象(Zhang *et al.*, 1998)。这与在垂直方向上沉积物-水界面受扩散作用和沉积作用支配有关,界面上的物质通量 $F_0 [\text{mg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{s})]$ 可表示为:

$$F_0 = \varphi \left[-D \frac{\partial C}{\partial Z} + UC + U_s C_s \right] \quad (4)$$

式中: φ 是表层沉积物孔隙率($0 < \varphi < 1$); Z 是垂直距离坐标,从界面($Z=0$)向下增加为正; C 是孔隙水中的浓度(mg/cm^3); C_s 是固体的浓度(mg/cm^3); D 是孔隙水溶液扩散系数; U 是界面处相应的孔隙水向下流动的速率(cm/s); U_s 是界面处相应的沉积物向下对流的速率(cm/s)。

为求得稳定的沉积物界面上的物质释放通量,一般可忽略孔隙水和沉积物向下对流所损失的通量,这时释放通量仅与界面处孔隙水的浓度梯度 dC/dZ 有关(范成新等, 2002),扩散系数 D 由自由状态下的 D_0 表达(Seiki *et al.*, 1989), D_0 为在无限稀释条件下只与溶质溶液有关的溶质扩散系数(cm^2/s)。对 HPO_4^{2-} 离子来说, $D_0 = 7.0 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ 。 f 为表层沉积物的形态阻碍因子 $f = 1/\varphi^m$, m 为指数因子,当 $\varphi \geq 0.7$ 时 $m = 2.5 \sim 3$;当 $\varphi < 0.7$ 时 $m = 2$ (范成新等, 2002)。

φ 为表层以下沉积物的孔隙率:

$$\varphi = \frac{M_w \omega}{\rho V} \quad (7)$$

式中: M_w 为沉积物柱心表层 5 cm 湿重, ω 为含水

表 1 红枫湖沉积物磷释放通量计算过程中的物理化学参数
Table 1 Physical and chemical parameters for calculating sediment phosphorus flux in the Hongfeng Lake

采样点	湿重/g	含水率	线性 x , 沉积物深度/cm; y , labile P 浓度/(mg/L)	R^2	$\frac{dC}{dZ}$	湖区面积/km ² 及占全湖百分比/%*
北湖中(1#)	114	90.78947	$y = -0.1231x + 0.2276$	0.9745	-0.1231	14.3(25%)
大坝(2#)	138	91.88406	$y = -0.138x + 0.404$	0.9794	-0.138	8.6(15%)
后五(3#)	116.5	89.95708	$y = -0.2295x + 0.3112$	0.9793	-0.2295	8.6(15%)
南湖中(4#)	142.3	83.55587	$y = -0.3296x + 0.2884$	0.9949	-0.3296	17.1(30%)
羊昌河(5#)	163.9	68.76144	$y = -0.6078x + 0.3749$	0.8988	-0.6078	8.6(15%)

注: * 据各采样点的空间分布等情况赋值。

率, ρ 为水体密度为 1 g/cm^3 , V 为柱心表层 5 cm 沉积物体积(柱心内径 5.9 cm)。

值得指出的是,本研究采用的 DGT 技术所测定得到的磷浓度为沉积物中有效态磷(labile P)浓度,根据以上方法计算获得的沉积物内源磷释放通量为表观通量。

各柱心拟代表湖区面积所释放的磷总量:

$$M_p = F_0AT \quad (8)$$

式中: A 为各柱心代表的湖区面积, T 为夏季湖泊季节性分层天数(按 4 个月计算)。

2 结果与讨论

2.1 沉积物中 labile P 浓度的二维分布特征

根据红枫湖 5 个代表性湖区沉积物柱状样品 labile P 浓度分析统计可知(图 3),北湖中(1#)、大坝(2#)、后五(3#)、南湖中(4#)、羊昌河(5#)上覆水 labile P 浓度分别为 $0.15 \sim 0.27 \text{ mg/L}$ 、 $0.26 \sim 0.43 \text{ mg/L}$ 、 $0.18 \sim 0.32 \text{ mg/L}$ 、 $0.17 \sim 0.31 \text{ mg/L}$ 、 $0.17 \sim 0.35 \text{ mg/L}$,表层 5 cm 沉积物 labile P 浓度分别为 $0.22 \sim 0.74 \text{ mg/L}$ 、 $0.39 \sim 0.90 \text{ mg/L}$ 、 $0.29 \sim$

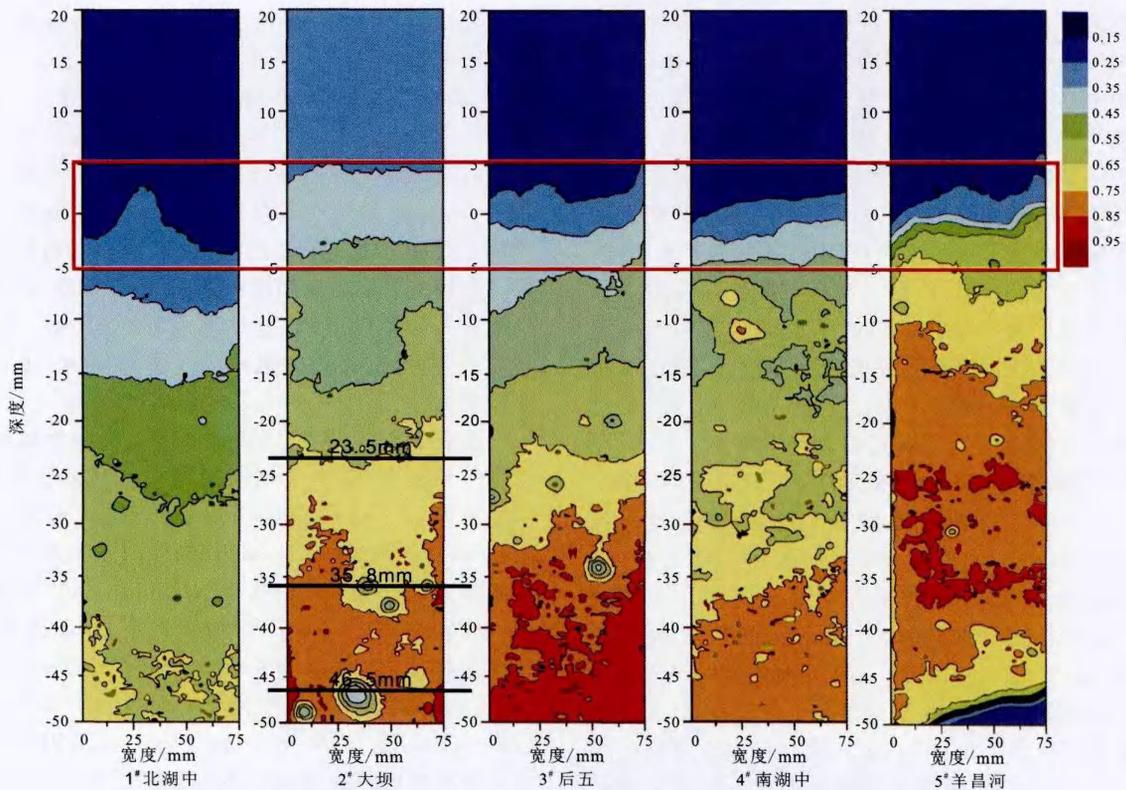


图 3 不同采样点上覆水及表层沉积物 labile P 浓度空间分布图

Fig.3 Spatial distribution of labile P in overlying water and surface sediment in different sites

0.92 mg/L、0.24 ~ 0.83 mg/L、0.22 ~ 0.77 mg/L。各点沉积物-水界面 1 cm 处 labile P 浓度从大到小依次为: 大坝(0.407 mg/L) > 羊昌河(0.391 mg/L) > 后五(0.311 mg/L) > 南湖中(0.304 mg/L) > 北湖中(0.237 mg/L), 反映了人为活动(网箱养鱼、工业废水排放等)强度对不同湖区沉积物磷污染水平的影响。

从整体污染水平来看, 后五沉积物 labile P 浓度显著高于其他湖区, 羊昌河和大坝湖区次之, 南湖中部和北湖中部沉积物 labile P 浓度较低。从垂向分布来看, 红枫湖沉积物 labile P 浓度均随深度增加而升高, 但各湖区沉积物 labile P 浓度梯度存在差异。例如, 北湖中(1[#]) labile P 在沉积物 25 mm 处达到 0.53 mg/L, 后五(3[#]) 则在沉积物 15 mm 深处达到该值, 而羊昌河(5[#]) 在沉积物表层即达到该值; 北湖中(1[#]) labile P 最高值在沉积物 50 mm 处, 为 0.66 mg/L, 后五(3[#]) 在沉积物 24 mm 处达到该值, 且沉积物 labile P 含量最高达 0.88 mg/L。

后五湖区表层沉积物 3~5 cm labile P 浓度高, 这可能与上世纪 90 年代大规模网箱养鱼有关。网箱饵料残渣和鱼类粪直接沉降到沉积物, 导致沉积物总磷和孔隙水 labile P 浓度升高, 而 1999 年红枫湖人工养鱼活动被禁止, 因而后五表层 1~3 cm 沉积物中 labile P 又有所降低。羊昌河是南湖的主要入湖河流, 主导着南湖水体沉积物磷的污染水平。位于羊昌河上游河段的化工厂生产大量磷肥而产生的磷废渣是导致羊昌河沉积物中 labile P 浓度高的主要原因。采样点北湖中与大坝都位于北湖, 但大坝是全湖唯一出口, 这一湖区沉积物磷主要受控于南湖污染物的输入。该区是全湖水深最大的湖区, 因筑坝的拦截作用, 湖区淤泥厚度大, 磷在沉积物中大量累积, 导致大坝区域的上覆水与沉积物 labile P 浓度明显高于邻近的北湖中部。

2.2 沉积物中 labile P 浓度的空间分布不均一性

以大坝(2[#])为例, 在图 3 中截取不同深度沉积物剖面, 分析其在水平方向上 labile P 分布特征(图 4)。由图 4 可知, 在水平方向 3.5~6.0 mm 范围内, 大坝沉积物深度 46.5 mm 处 labile P 浓度从 0.80 mg/L 降低至 0.38 mg/L; 在水平方向 6.0~9.0 mm 范围内, labile P 浓度又上升至 0.80 mg/L。这表明红枫湖沉积物 labile P 浓度不仅在厘米尺度上存在较大差异, 即使在亚毫米水平上亦存在很大差异, 沉积物 labile P 存在高度的空间分布不均一

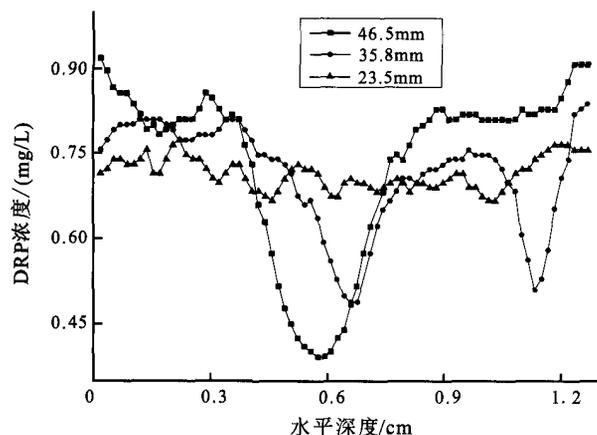


图 4 大坝采样点沉积物不同深度 labile P 浓度分布
Fig.4 Labile P concentrations in sediments with different depths in the Daba site

性, 反映了沉积物在亚毫米尺度上的物质组成、结构和生物活动等方面的异质性。研究表明, 硫化物分布不均一和局部湖区丰富有机物质的腐烂可能是引起沉积物化学空间异质性的主要原因 (Widerlund and Davison, 2007; Stockdale *et al.*, 2009; Ding *et al.*, 2013)。沉积物高度的空间异质性在已有的研究中仅见少量报道 (Ding *et al.*, 2013), 其在沉积物微尺度生物地球化学循环过程与机制研究中应引起重视。

2.3 沉积物中 labile P 向上覆水释放通量

DGT 作为一种原位监测技术, 克服了传统沉积物分样法对样品产生破坏的弊端, 可真实刻画沉积物中 labile P 浓度在微尺度上的分布, 并能精确分辨沉积物-水界面, 有助于准确估算沉积物磷释放通量。在精确获取红枫湖沉积物-水界面 labile P 浓度空间分布的基础上, 对夏季湖水分层期(按 120 天计算)各湖区沉积物向水体释放磷总量 M_p 进行了定量估算, 结果详见表 2。

由表 2 可知, 各湖区表层 5 mm 沉积物磷释放通量差异较大, 其中大坝与南湖中释放通量较大。牛凤霞等 (2013) 利用传统的采样方法(采集表层 5 cm 样品, 分样间隔 2 cm) 计算得到三峡库区沉积物磷释放速率为 0.15~2.47 mg/(m²·a); 毛建忠等 (2005) 采集 30 cm 沉积物柱心, 按 2 cm 或 5 cm 分样计算得到滇池全湖平均磷释放速率为 950 mg/(m²·a)。红枫湖沉积物释放速率在 118~226 mg/(m²·a), 均值为 165 mg/(m²·a)。由沉积物分样方法测得的磷释放通量从表层到底层的变化较大, 且受分样精度等多种因素控制。运用 DGT 方法, 可以准确获取沉积物 labile P 浓度梯度, 从而更精确

表2 表层5 mm 沉积物磷释放通量与总释放量计算结果
Table 2 P flux and the total amount in surface sediments(5 mm) with different m values

		北湖中	大坝	后五	南湖中	羊昌河	总量
φ		0.758	0.928	0.767	0.871	0.825	
$F_0 / (\text{mg}/\text{cm}^2 \cdot \text{s})$	$m = 2$	4.95×10^{-10}	8.32×10^{-10}	9.46×10^{-10}	1.75×10^{-9}	2.90×10^{-9}	
	$m = 2.5$	4.31×10^{-10}	8.01×10^{-10}	8.28×10^{-10}	1.63×10^{-9}	2.63×10^{-9}	
	$m = 3$	3.75×10^{-10}	7.72×10^{-10}	7.25×10^{-10}	1.52×10^{-9}	2.39×10^{-9}	
M_p / kg	$m = 2$	733	742	843	3099	2582	7999
	$m = 2.5$	638	715	738	2891	2345	7327
	$m = 3$	556	689	647	2698	2130	6270

注: m 为指数因子,用于计算沉积物的形态阻碍因子。

计算出沉积物磷的释放通量。计算结果表明,红枫湖夏季 labile P 总释放量在 6270~7999 kg。

红枫湖水体总磷平均浓度约为 0.025 mg/L,湖水面积 57.2 km²,平均水深 10.5 m,因此,红枫湖水体磷总量约为 15 000 kg,考虑到红枫湖下泄水,红枫湖水体总磷负荷约为 28 t。根据计算获得的沉积物释放量(6270~7999 kg),可知红枫湖夏季分层期沉积物磷释放量占全湖水体总磷负荷的 22%~28%。由此可见,红枫湖沉积物磷释放是水体磷的重要来源。在红枫湖富营养化防治过程中,应重视沉积物内源磷释放,并研究建立行之有效的内源污染控制途径。

3 结论

(1) 利用 DGT 技术精确获取了红枫湖 5 个代表性湖区沉积物 labile P 浓度的原位、高分辨率空间分布特征。后五沉积物 labile P 浓度显著高于其他湖区,羊昌河和大坝湖区次之,南湖中部和北湖中部沉积物 labile P 浓度最低。从垂向分布来看,沉积物 labile P 浓度均随深度增加而升高,但各湖区沉积物 labile P 浓度梯度存在明显差异。

(2) 红枫湖沉积物 labile P 浓度存在高度的空间分布不均一性,不仅在厘米尺度上存在较大差异,即使在亚毫米水平亦存在明显变化,应加强沉积物微尺度生物地球化学循环过程与机制研究。

(3) 红枫湖夏季湖水分层期沉积物向上覆水体磷释放量为 6270~7999 kg,占全湖水体总磷的 22%~28%,是红枫湖水体磷的重要来源,在红枫湖富营养化防治过程应高度重视。

参考文献 (References):

Bennett W W, Teasdale P R, Panther J G, Welsh D T, Jolley D F. 2010. New diffusive gradients in a thin film technique for measuring

inorganic arsenic and selenium(IV) using a titanium dioxide based adsorbent. *Analytical Chemistry*, 82(17): 7401-7407

Burger D F, Hamilton D P, Pilditch C P, Gibbs M M. 2007. Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, polymictic lake. *Hydrobiologia*, 584(1): 13-25

Carpenter S R. 2008. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(32): 11039-11040

Chen H, Sun T, Sui D P, Dong J. 2011. Effective concentration difference model to study the effect of various factors on the effective diffusion coefficient in the dialysis membrane. *Analytica Chimica Acta*, 698(1-2): 27-35

Chen J A, Zhang W, Zhang R Y, Li J, Zeng Y, Wang J F. 2009. Time and spatial distribution characteristics of nitrogen and phosphorus in the sediment of Lake Hongfeng. 13th World Lake Conference: 2226-2230

Davison W, Zhang H. 1994. *In-situ* speciation measurements of trace components in natural-water using thin-film gels. *Nature*, 367(6463): 546-548

Ding S M, Wang Y, Xu D, Zhu C G, Zhang C S. 2013. Gel-based coloration technique for the submillimeter-scale imaging of labile phosphorus in sediments and soils with diffusive gradients in thin films. *Environment Science & Technology*, 47(14): 7821-7829

Ding S M, Sun Q, Xu D. 2010a. Development of the DET technique for high-resolution determination of soluble reactive phosphate profiles in sediment pore waters. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 90(14-15): 1130-1138

Ding S M, Xu D, Sun Q, Yin H B, Zhang C S. 2010b. Measurement of dissolved reactive phosphorus using the diffusive gradients in thin films technique with a high-capacity binding phase. *Environment Science & Technology*, 44(21): 8169-8174

Ding S M, Sun Q, Xu D, Jia F, He X, Zhang C S. 2012. High-resolution simultaneous measurements of dissolved reactive phosphorus and dissolved sulfide: The first observation of their simultaneous release in sediments. *Environment Science & Technology*, 46(15): 8297-8304

Eggleton J, Thomas K V. 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, 30(7): 973-980

- Elsbury K E, Paytan A, Ostrom N E, Kendall C, Young M B, McLaughlin K, Rollog M E, Watson S. 2009. Using oxygen isotopes of phosphate to trace phosphorus sources and cycling in Lake Erie. *Environment Science & Technology*, 43(9): 3108-3114
- Menzies N W, Kusumo B, Moody P W. 2005. Assessment of P availability in heavily fertilized soils using the diffusive gradient in thin films (DGT) technique. *Plant and Soil*, 269(1-2): 1-9
- Monbet P, McKelvie I D, Worsfold P J. 2008. Combined gel probes for the in situ determination of dissolved reactive phosphorus in porewaters and characterization of sediment reactivity. *Environment Science & Technology*, 42(14): 5112-5117
- Özkundakci D, Hamilton D P, Gibbs M M. 2011. Hypolimnetic phosphorus and nitrogen dynamics in a small, eutrophic lake with a seasonally anoxic hypolimnion. *Hydrobiologia*, 661(1): 5-20
- Pichette C, Zhang H, Sauvé S. 2009. Using diffusive gradients in thin-films for in situ monitoring of dissolved phosphate emissions from freshwater aquaculture. *Aquaculture*, 286(3-4): 198-202
- Santner J, Zhang H, Leitner D, Schnepf A, Prohaska T, Puschenreiter M, Wenzel W W. 2012. High-resolution chemical imaging of labile phosphorus in the rhizosphere of *Brassica napus* L. cultivars. *Environmental and Experimental Botany*, 77: 219-226
- Seiki T, Zwaza H, Date E. 1989. Benthic nutrient remineralization and oxygen consumption in the coastal area of Hiroshima Bay. *Water Resources*, 23(2): 219-228
- Søndergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509(1-3): 135-145
- Stockdale A, Davison W, Zhang H. 2008. High-resolution two-dimensional quantitative analysis of phosphorus, vanadium and arsenic, and qualitative analysis of sulfide, in a freshwater sediment. *Environmental Chemistry*, 5(2): 143-149
- Stockdale A, Davison W, Zhang H. 2009. Micro-scale biogeochemical heterogeneity in sediments: A review of available technology and observed evidence. *Earth Science Review*, 92(1-2): 81-97
- Widerlund A, Davison W. 2007. Size and density distribution of sulfide-producing microniches in lake sediments. *Environment Science & Technology*, 41(23): 8044-8049
- Xu D, Wu W, Ding S M, Sun Q, Zhang C S. 2012. A high-resolution dialysis technique for rapid determination of dissolved reactive phosphate and ferrous iron in pore water of sediments. *Science of the Total Environment*, 421-422: 245-252
- Zhang H, Davison W, Gadi R, Kobayashi T. 1998. In situ measurement of dissolved phosphorus in natural waters using DGT. *Analytica Chimica Acta*, 370(1): 29-38
- Zhang S Y, Liu A F, Ma J M, Zhou Q H, Xu D, Cheng S P, Zhao Q, Wu Z B. 2010. Changes in Physicochemical and biological factors during regime shifts in a restoration demonstration of macrophytes in a small hypereutrophic Chinese lake. *Ecological Engineering*, 36(12): 1611-1619
- 范成新, 王春霞. 2007. 长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化. 北京: 科学出版社
- 范成新, 张路, 包先明, 尤本胜, 钟继承, 王建军, 丁士明. 2006. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及量化——2. 磷释放的热力学机制及源-汇转换. *湖泊科学*, 18(3): 207-217
- 范成新, 张路, 杨龙元, 黄文钰, 许朋柱. 2002. 湖泊沉积物氮磷内源负荷模拟. *海洋与湖沼*, 33(4): 370-378
- 范洪涛, 隋殿鹏, 陈宏, 董佳, 臧淑艳, 孙挺. 2010. 原位被动采样技术. *化学进展*, 22(8): 1672-1678
- 傅庆红, 蒋新. 1994. 湖泊沉积物中磷的形态分析及其释放研究. *四川环境*, 13(4): 21-24
- 李建, 张维, 陈敬安, 朱正杰, 曾艳, 王敬富, 杨永琼, 杨海泉. 2011. 一种可实现不同水深条件下采样的湖泊沉积物柱芯采样装置. *地球与环境*, 39(1): 121-124
- 毛建忠, 王雨春, 赵琼美, 吴秀萍. 2005. 滇池沉积物内源磷释放初步研究. *中国水利水电科学研究院学报*, 3(3): 229-233
- 牛凤霞, 肖尚斌, 王雨春, 刘德富, 黎国有, 王亮, 纪道斌, 杨正健. 2013. 三峡库区沉积物秋末冬初的磷释放通量估算. *环境科学*, 34(4): 1308-1314
- 万国江, 万恩源, 陈敬安, 万曦, 白占国, 吴丰昌, 王仕禄, 王敬富. 2010. 深水人工湖环境生物地球化学过程研究: 以贵州红枫湖、百花湖为例. *地球与环境*, 38(3): 262-270

(本文责任编辑: 刘莹)