

太湖草源性“湖泛”水域沉积物营养盐释放估算*

申秋实¹, 周麒麟^{1,2}, 邵世光³, 刘成^{1,2}, 张雷¹, 范成新^{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: 中国科学院大学, 北京 100049)

(3: 河海大学水文水资源学院, 南京 210098)

摘要: 于太湖草源性“湖泛”暴发期, 采集柱状沉积物并应用 peeper 被动采样装置获得“湖泛”区原位沉积物间隙水. 泥水样品分析表明: “湖泛”发生水域表层(0~7 cm)沉积物的含水率、孔隙度和有机质含量均明显高于对照区, 其中有机质含量更是对照区样品的 4 倍左右, 沉水植物残体促使表层沉积物物化性质改变的作用明显; “湖泛”发生水域表层沉积物间隙水中铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、溶解性反应磷(SRP)及 Fe^{2+} 含量远高于未发生区, 植物残体降解对沉积物厌氧环境的营造显著. 运用分子扩散模型对沉积物释放通量估算: “湖泛”发生区沉积物 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、SRP 和 Fe^{2+} 的释放速率分别是对照区的 49.8、15.3 和 123.1 倍. 研究认为, 草源性“湖泛”水体氮、磷等营养物含量升高的主要原因是沉积物的释放, 而“湖泛”所营造的厌氧环境是氮、磷释放急剧增加的主要驱动因素.

关键词: 湖泛; 氮; 磷; 沉积物释放; peeper; 太湖

Estimation of *in-situ* sediment nutrients release at the submerged plant induced black bloom area in Lake Taihu

SHEN Qiushi¹, ZHOU Qilin^{1,2}, SHAO Shiguang³, LIU Cheng^{1,2}, ZHANG Lei¹ & FAN Chengxin¹

(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: *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P. R. China*)

(3: *College of Hydrology and Water Resource, Hohai University, Nanjing 210098, P. R. China*)

Abstract: During the submerged plant induced black bloom period in Lake Taihu, sediment cores were collected and pore waters were acquired using peeper *in-situ* passive pore water samplers at the black bloom and the control areas. The sediments analysis results showed that the water content, porosity and organic matter (LOI) were obviously higher in the surface sediment (0-7 cm) in the black bloom area than those in the control area, among which the LOI contents were about 4 times higher. The physical and chemical characteristics of surface sediments were influenced by the submerged plant residues greatly. Ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), soluble reactive phosphorus (SRP) and Fe^{2+} contents in surface pore waters at the black bloom area were significantly higher than those at the control area. The sediment release fluxes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, SRP, and Fe^{2+} were also estimated by using the pore water diffusion model approach. Compared to the control area, the release fluxes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, SRP, and Fe^{2+} in the black bloom area were 49.8, 15.3, and 123.1 times higher, respectively. The research implied that the increase of nutrients contents in the submerged plant induced black bloom were mainly due to sediments release, to which the black bloom caused anoxic condition was the major driving factor.

Keywords: Black bloom; nitrogen; phosphorus; sediment release; peeper; Lake Taihu

* 中国科学院南京地理与湖泊研究所“一三五”重点部署项目(NIGLAS2012135008)、江苏省产学研前瞻性联合研究项目(BY2011165)、江苏省太湖水污染治理专项项目(TH2013214)和江苏省自然科学基金项目(BK2001879)联合资助. 2013-06-17 收稿; 2013-08-22 收修改稿. 申秋实(1982~), 男, 博士, 助理研究员; E-mail: junma1202@sina.com.

** 通信作者; E-mail: cxfan@niglas.ac.cn.

继大规模重度蓝藻水华之后,“湖泛”问题已成为我国淡水富营养化浅水湖泊面临的又一严峻生态灾害.以太湖和巢湖为代表的富营养化湖泊近年来均有类型各异、规模不等的“湖泛”发生.“湖泛”不仅严重影响水体水质,造成水生生物大量死亡和生态系统破坏^[1-2],甚至还引发了周边城市饮用水供水危机并引起广泛的社会关注^[3].同时,由于“湖泛”水体具有缺氧/厌氧的还原性特征^[1]并能在湖体中存在较长时间^[4],因此,“湖泛”的发生会对湖泊水体及沉积物中环境敏感元素的迁移转化特征产生重要影响^[5].

水体 N、P 营养盐负荷和富营养化程度被认为与缺氧/厌氧区域的形成^[6-7]以及“湖泛”的暴发^[4]具有重要联系.特别地,“湖泛”的发生可能会增加沉积物-水界面溶解性 N、P 营养盐类物质的释放^[8,9],进而加重湖泊水体的富营养化程度. Bianchi 等^[10]综述认为:缺氧/厌氧条件下沉积物 P 的释放,在维持墨西哥湾缺氧区(尤其是浅水区域)初级生产力方面扮演着重要的角色.然而,当前有关“湖泛”的研究主要侧重于“湖泛”特征辨识^[1-2]以及生消过程模拟^[4,8]等方面,对“湖泛”可能造成的沉积物更大规模内源释放等环境效应缺乏有效研究.刘国锋等^[11]利用室内静态培养的方式,研究了藻源性“湖泛”对沉积物间隙水中溶解性 N、P 营养盐的影响,并认为“湖泛”的厌氧环境会加剧间隙水中 NH_4^+ -N 及溶解性反应磷(soluble reactive phosphorus, SRP)向上覆水体的释放.申秋实等^[8]通过室内动态模拟“湖泛”也得出了类似的结论.上述研究基本上解释清楚了“湖泛”过程对上覆水体及间隙水中 N、P 营养盐负荷产生的可能影响,并对其沉积物中营养盐类物质存在的可能释放进行了探讨.然而,却并未对受“湖泛”影响的沉积物释放特征进行分析,也未能对其释放潜力进行量化计算,且均属于室内模拟实验,不可避免地与野外实际情况存在差异.因此,“湖泛”水域沉积物 N、P 营养盐释放能力及其对富营养化的贡献依旧不明,相关研究存在明显的不足.

为获得较为准确的湖泊沉积物内源释放定量估算结果,国内外主要采用质量衡算法^[12]、分子扩散模型法^[13]、表层沉积物模拟法^[14]、沉积物柱状样模拟法^[15]和下水原位模拟法^[16]进行计算^[17].其中,质量衡算法无法对局部区域进行估算,表层沉积物模拟法不能维持沉积物原有物理性状而导致结果偏差较大,沉积物柱状样模拟法属于室内培养实验因而无法满足“湖泛”特殊的缺氧/厌氧环境要求,而下水原位模拟法操作复杂且实用性较差.分子扩散模型法可以利用野外原位实验结果进行估算,具有良好的操作性和可靠性,与其它方法相比更适合“湖泛”区域沉积物内源释放研究.

综上,本研究于 2012 年 5 月太湖藻源性“湖泛”暴发后,利用平衡式间隙水采样器(pore water equilibrators, peeper)获取“湖泛”水域沉积物原位间隙水中 NH_4^+ -N、SRP 以及 Fe^{2+} 的分布特征,并通过间隙水扩散模型法分析相应点位沉积物 NH_4^+ -N、SRP 以及 Fe^{2+} 的释放规律,旨在定量估算“湖泛”水域沉积物营养盐释放潜力,为进一步认识“湖泛”的环境效应,评估“湖泛”对水体富营养化的贡献提供一定的理论依据.

1 材料与方法

1.1 研究区域

太湖是我国第 3 大淡水湖泊^[18],是沿湖周边城市重要的饮用水水源地,同时也是我国富营养化程度最深、遭受蓝藻水华^[19-20]和“湖泛”灾害^[9]最为严重的湖泊之一.2007 年发生在太湖贡湖湾南泉水厂水源地附近的“湖泛”造成了无锡市历史上最严重的一次供水危机^[3].

2012 年 5 月 16 日,贡湖湾沙渚港近岸水域再次暴发“湖泛”,面积约 1 km^2 .该水域属典型的草型湖区,以沉水植物菹草和挺水植物芦苇为主.在“湖泛”发生现场,仅有大量沉水植物死亡,无蓝藻水华或聚集现象发生,表现为草源性“湖泛”.

本研究选择“湖泛”发生水域沙渚港(31°24'N, 120°14'E)为研究区,同时在距该“湖泛”区南部约 3 km 的无锡市南泉水厂取水口(31°21'N, 120°15'E)水域设置对照区.沙渚港“湖泛”区采样点及样品标记为“湖泛”,南泉水厂取水口采样点及样品记为对照.

1.2 样品采集

在“湖泛”发生的当天下午,于现场对“湖泛”区和对照区沉积物投放 peeper 进行间隙水采集. Peeper 是一种利用离子渗析原理获得原位沉积物间隙水,应用相对广泛的被动采样技术^[21-23].本研究所用的 peeper 由 36 个水平设置垂直排列的小室组成^[24],小室内预先充满去离子水,并置于去离子水环境中浸泡 12 h 以活化渗透膜(Pall,孔径 0.45 μm),同时充 N_2 2 h 除去水中 O_2 .在太湖沙渚港近岸带“湖泛”发生后,于研究

区域及对照区域利用专用投放装置将 peeper 投放进沉积物中,并利用 GPS 精确记录点位. 待在野外平衡 20 d 后,返回投放点进行回收,并收集 peeper 中获得的沉积物原位间隙水. 用于测定 NH_4^+ -N 和 SRP 的样品采集之后直接装于清洗干净的 10 ml 离心管中,用于测定 Fe^{2+} 的间隙水样品加入装有菲咯嗪(Ferrozine)缓冲液^[25]的离心管中固定,所有样品冷藏保存,并于 24 h 内完成测定. 沉积物柱状样用重力式采样器(Φ 8.4 cm \times 50 cm)采集,采样过程保持界面无扰动.

1.3 样品分析

间隙水中 NH_4^+ -N 和 SRP 利用流动注射分析仪(Skalar SAN + + System)进行测定. 间隙水中 Fe^{2+} 采用菲咯嗪分光光度法^[25]通过岛津 UV-2550 紫外可见分光光度计进行测定.

在实验室将沉积物柱状样以 0~1、1~2、2~3、3~5、5~7 cm 间隔分层,获得不同深度沉积物样品. 所有沉积物样品的含水率用烘干法进行测定. 将沉积物鲜样装于坩锅中,于 60℃ 下恒温烘干至恒重. 含水率即为烘干前后损失的重量与沉积物鲜样之比值,以百分比计. 沉积物孔隙度依据含水率计算^[8,26]得出. 沉积物有机质利用重铬酸钾-浓硫酸油浴氧化、硫酸亚铁滴定法测定^[27].

1.4 沉积物-水界面离子扩散通量计算

沉积物-水界面处离子扩散通量依据费克第一定律(Fick's first law)进行计算^[28],其公式为:

$$F = \varphi_0 D_s \left. \frac{\partial c}{\partial x} \right|_{x=0} \quad (1)$$

式中, F 为沉积物-水界面处离子扩散通量($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$); φ_0 为表层沉积物孔隙度; $\left. \frac{\partial c}{\partial x} \right|_{x=0}$ 为沉积物-水界面处离子的浓度梯度,其中 c 为离子浓度(mg/L), x 为沉积物深度(cm); D_s 为水溶液中离子的扩散系数(cm^2/s),其大小与理想稀溶液中离子的扩散系数 D_0 (cm^2/s)及孔隙度 φ_0 有关,Ullman 等给出了其计算经验公式^[29]:

$$D_s = \varphi_0 D_0 (\varphi_0 \leq 0.7) \quad (2)$$

$$D_s = \varphi_0^2 D_0 (\varphi_0 > 0.7) \quad (3)$$

作为热力学平衡中的重要参数之一,理想稀溶液中离子扩散系数 D_0 大小常受温度的影响. 对于 NH_4^+ -N 和 SRP,其 D_0 数值($\times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$)根据 Krom 等的方法进行计算(如公式(4)、(5)所示,其中 T 为实际温度)^[30]. D_0 (Fe^{2+})根据已有文献以 $7.19 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ 进行取值^[31].

$$D_0(\text{HPO}_4^{2-}) = 7.34 + 0.16(T - 25) \quad (4)$$

$$D_0(\text{NH}_4^+) = 19.80 + 0.40(T - 25) \quad (5)$$

1.5 数据处理与分析

所有图形均利用 Origin 8.5 软件进行绘制,曲线拟合及统计分析也在该软件中进行.

2 结果与讨论

2.1 沉积物的基本物理性质

对照区及“湖泛”区沉积物样品含水率及孔隙度均呈现出表层较高、随深度增加不断降低的剖面特征(表 1). 沉积物含水率及孔隙度的大小间接反映其疏松程度,根据费克第一定律,孔隙度的大小对间隙水中离子的扩散迁移具有重要影响. 与对照区相比,“湖泛”区样品普遍具有更高的含水率及孔隙度,其表层沉积物含水率和孔隙度分别达到 $71.52\% \pm 0.65\%$ 和 $60.39\% \pm 0.92\%$,表层底泥“软质”现象明显,具有蓄积的特征,更有利于间隙水中高浓度营养盐向上释放.

对照区和“湖泛”区沉积物中有机质含量均未随深度增加而发生显著的变化,但两个采样点沉积物中有机质含量差异显著.“湖泛”区样品中有机质含量在 $(9.62\% \pm 0.61\%) \sim (11.46\% \pm 1.05\%)$ 之间,普遍是对照区样品的 3.9~4.5 倍,其表层沉积物含量高达 $10.30\% \pm 0.48\%$,与刘国锋等^[11]报道的太湖竺山湾

“湖泛”区样品沉积物有机质含量相似. 由于“湖泛”区生长有大量的菹草等沉水植物, 菹草的死亡及大量降解被认为是引发这次“湖泛”的直接诱因^[32]. 因此, 菹草等水生植物残体通过沉积及矿化分解进入该区域沉积物中, 是“湖泛”区样品中高有机质的主要来源.

表 1 沉积物基本物理性质

Tab. 1 Basic physical property of sediments

深度/cm	含水率/%		孔隙度/%		有机质/%	
	对照区	“湖泛”区	对照区	“湖泛”区	对照区	“湖泛”区
0~1	51.86 ± 0.30	71.52 ± 0.65	48.83 ± 1.59	60.39 ± 0.92	2.58 ± 0.03	10.30 ± 0.48
1~2	46.78 ± 0.22	64.45 ± 0.06	47.51 ± 2.89	54.89 ± 2.92	2.51 ± 0.08	11.39 ± 0.41
2~3	44.65 ± 0.39	62.10 ± 0.07	48.05 ± 1.19	56.16 ± 0.55	2.48 ± 0.11	9.62 ± 0.61
3~5	45.36 ± 0.40	65.54 ± 7.46	52.74 ± 2.05	58.73 ± 1.22	2.77 ± 0.07	11.46 ± 1.05
5~7	39.85 ± 1.25	54.58 ± 0.24	45.97 ± 1.08	53.78 ± 0.73	2.61 ± 0.19	10.87 ± 1.81

2.2 间隙水 NH_4^+ -N 的垂向变化特征

对照区样品沉积物间隙水中, NH_4^+ -N 含量总体较低, 并表现出自表层向底层逐渐增加的剖面特征. 与此相比, 发生“湖泛”的沉积物间隙水中 NH_4^+ -N 呈现出更强的自上而下逐渐增高的趋势, 且 NH_4^+ -N 含量明显高于对照区沉积物样品, 其表层沉积物 0 和 1 cm 处间隙水中 NH_4^+ -N 浓度达到 1.74 和 3.74 mg/L (图 1a), 分别是对照区沉积物间隙水相应层位 NH_4^+ -N 含量的 12.26 和 30.99 倍.

在沉积物中, NH_4^+ -N 含量主要受沉积物污染程度、微生物作用强弱、氧化还原条件以及水动力扰动等因素的影响^[33]. “湖泛”水域一般属于典型的强还原性水域, 缺氧/厌氧的环境条件深刻地影响了沉积物, 尤其是表层沉积物的原有氧化还原状态, 营造出典型的还原性环境. 这使得微生物参与的反硝化和氨化作用大大加强, 从而造成“湖泛”区样品表层沉积物间隙水中出现 NH_4^+ -N 积累现象. 同时, 大量菹草等沉水植物残体死亡凋落在表层沉积物上, 并在厌氧条件下由微生物降解, 其中部分 N 素被降解并以 NH_4^+ -N 的形式进入环境, 成为“湖泛”区沉积物样品间隙水高 NH_4^+ -N 含量的又一重要原因. 此外, “湖泛”条件下沉积物中 TN 的部分厌氧降解并向间隙水中迁移, 也是“湖泛”区沉积物间隙水 NH_4^+ -N 含量升高的可能影响因素之一.

2.3 间隙水中 SRP 的垂向变化特征

对照区样品间隙水中 SRP 含量总体呈现出随深度增加而缓慢增加的趋势, 表层间隙水 SRP 浓度较低.

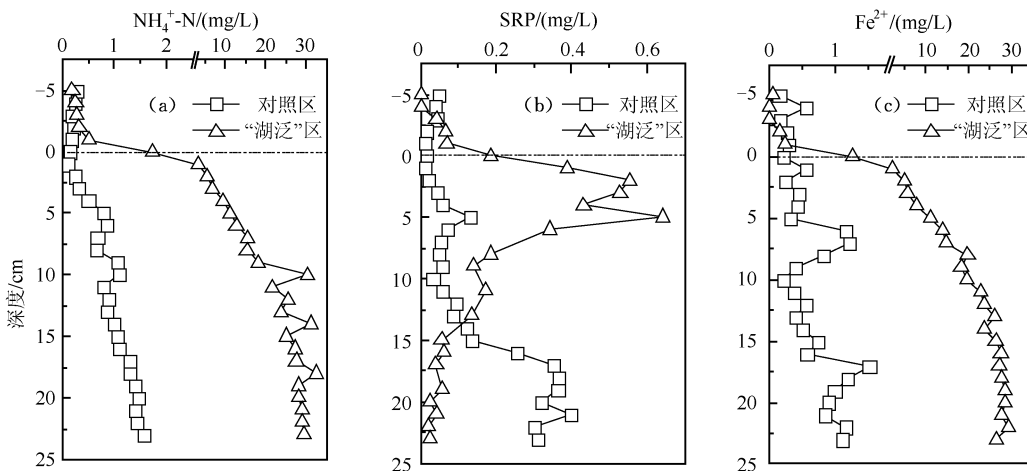


图 1 间隙水中 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 含量剖面特征 (图中纵坐标正值表示沉积物-水界面之下沉积物深度, 负值表示沉积物-水界面上上覆水高度)

Fig. 1 Profiles of NH_4^+ -N, SRP and Fe^{2+} in pore water

对于“湖泛”区域样品,其间隙水 SRP 含量呈现随深度增加先增高,达到峰值后逐渐降低的剖面特征.同时,该点位表层间隙水 SRP 浓度较高,0~5 cm 内达到 0.19~0.64 mg/L,远高于未发生“湖泛”的对照区样品对应深度间隙水中 SRP 含量(图 1b).

间隙水中 SRP 主要来源于沉积物中 P 素的迁移及转化,其中可交换态磷、铝磷和铁磷被认为是影响间隙水中 SRP 含量及沉积物 P 释放的重要因素^[34].在 DO 充足的水体中,表层沉积物具有较高的氧化还原电位,离子态的 SRP 可与 Fe³⁺、Al³⁺ 等离子共沉淀从而进入沉积物中,同时还可以被沉积物颗粒吸附,因此间隙水中 SRP 含量较低^[35].反之,在缺氧/厌氧条件下,沉积物中的铁磷、铝磷会部分溶解,从而使得沉积物中 P 素向间隙水迁移,造成间隙水中 SRP 含量增加.这是造成沙渚“湖泛”区域表层沉积物间隙水中 SRP 较高的主要原因.此外,在“湖泛”水域,菹草等水生植物大量死亡,其植物残体在沉积物表层降解过程也会分解出一定的 SRP 进入环境中,对表层沉积物间隙水 SRP 含量增加具有一定的贡献.

2.4 间隙水中 Fe²⁺ 的垂向分布特征

对照区样品间隙水中 Fe²⁺ 在表层含量较低,呈现出一定的随深度增加而波动增加的特征,整体上在整个剖面中浓度较低.与此相比,“湖泛”区沉积物间隙水 Fe²⁺ 含量显著高于对照区沉积物间隙水.其表层 0 和 1 cm 处间隙水 Fe²⁺ 浓度分别达到 1.27 和 2.32 mg/L,并呈现出随沉积物深度增加而剧烈增加的趋势(图 1c).

Fe 是氧化还原敏感元素,沉积物中氧化还原条件的改变对 Fe 在间隙水中的含量和分布具有重要影响^[36],Fe 结合形态通常随着氧化还原边界层的变化而变化^[37].自然条件的淡水体系中,Fe 主要以氧化物、氢氧化物或者硫化矿物的形式赋存于沉积物中^[38].而当环境从氧化态转向还原态时,在铁还原微生物作用下,高价态的 Fe³⁺ 被异化还原成为 Fe²⁺^[37],并从沉积物中部分溶出而进入间隙水^[39],从而导致间隙水中 Fe²⁺ 含量不断增加.本次研究的“湖泛”水域为“湖泛”发生区域,虽然在回收 peeper 时“湖泛”已经消退,但受此前“湖泛”的还原性环境以及沉积物表层死亡水生植

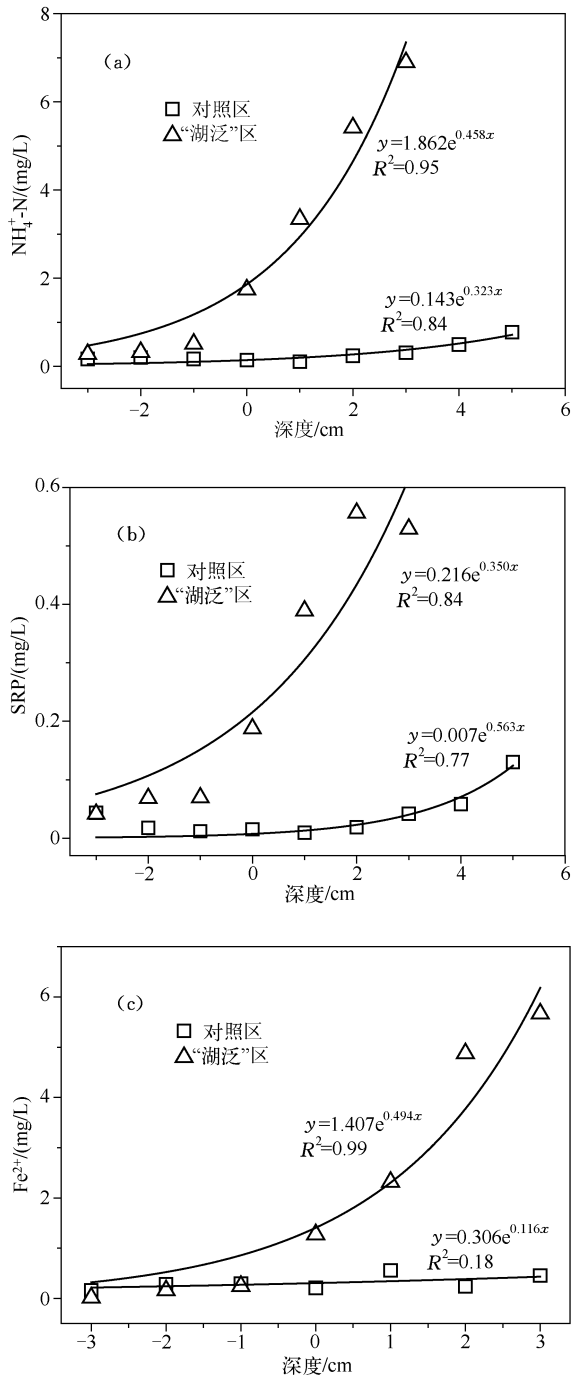


图2 沉积物-水界面 NH₄⁺-N、SRP 和 Fe²⁺ 浓度的拟合 (图中横坐标正值代表沉积物-水界面之下沉积物深度,负值代表沉积物-水界面之上上覆水高度)

Fig. 2 Fitting of NH₄⁺-N, SRP and Fe²⁺ at sediment-water interface

物残体分解的影响,该区域沉积物在较长一段时间内依旧保持还原性状态.在这种环境下,Fe的异化还原微生物在沉积物中繁殖生产,将 Fe^{3+} 还原为 Fe^{2+} 并从沉积物向间隙水溶出,是造成“湖泛”区沉积物间隙水中 Fe^{2+} 增加的主要原因.

2.5 间隙水 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 的释放特征

在无生物及物理扰动条件下,间隙水和上覆水间离子交换在浓度梯度的作用下通过向上扩散和向下渗透的途径完成,扩散作用是间隙水与上覆水间物质交换的主要途径.一般认为间隙水中离子扩散服从一级反应动力学,因此其含量对深度的变化应服从指数分布规律.在本研究中,我们选择沉积物水界面之上 3 cm 及界面下 3 cm 内 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 含量对深度进行指数拟合,并通过拟合结果获得沉积物-水界面处浓度梯度,拟合结果如图 2 所示.除对照样品 Fe^{2+} 外,其它拟合均具有较好的相关系数,说明运用一级反应动力学对其扩散过程进行解释是较为贴切的.

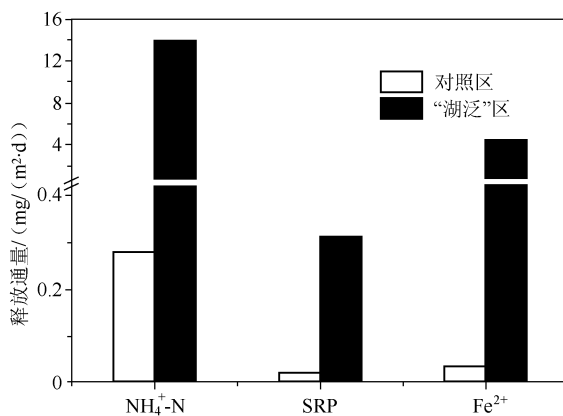


图 3 不同点位 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 释放通量

Fig. 3 Release fluxes of NH_4^+ -N, SRP and Fe^{2+} from different sampling sites

根据拟合结果利用费克第一定律(公式(1))对不同采样点 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 的释放通量进行计算,其结果如图 3 所示.对于对照区和“湖泛”区样品, NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 的释放通量均为正值,说明在这 2 个采样点沉积物-水界面处 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 均表现出自沉积物向上覆水扩散释放的特征,沉积物扮演了“源”的角色.对照沉积物样品中 NH_4^+ -N 和 SRP 营养盐释放通量较小,分别只有 $0.28 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $0.02 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$.与此相比,“湖泛”区沉积物中 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 释放通量显著高于对照区沉积物,其释放通量分别是对照区样品的 49.8、15.3 和 123.1 倍.同时,与已有研究结果相比,“湖泛”沉积物 NH_4^+ -N 释放通量($13.93 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)也远高于东太湖($4.44 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)及梅梁湾($4.02 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)^[24]水域,SRP 释放通量与东太湖及梅梁湾相当,而与已有文献^[36]相比,其 Fe^{2+} 亦具有显著的释放潜力与特征.因此可以认为,“湖泛”区水域沉积物间隙水中 NH_4^+ -N 向上覆水释放程度强烈,并具有较强的 SRP 及 Fe^{2+} 的释放能力.

“湖泛”区沉积物上覆水中具有较高的 N、P 营养盐负荷^[1],这减小了间隙水和上覆水中营养盐浓度梯度,从理论上讲不利于间隙水中较高浓度的 NH_4^+ -N 和 SRP 向上释放.然而,在“湖泛”消退过程中及消退后,上覆水体中营养盐含量显著降低并趋于恢复^[4].而相对于上覆水而言,沉积物从厌氧状态转入有氧甚至好氧状态明显缓慢,使得沉积物间隙水中 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 在较短时间内并不能被大量消耗及转化,进而令其高浓度得以继续维持.这使得沉积物-水界面处 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 形成显著的自沉积物向界面水及上覆水的较高的浓度梯度,从而加速了上述离子的向上释放.因此,“湖泛”水域沉积物表现出更强的 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 释放能力.这表明,受“湖泛”影响水域沉积物内源营养盐释放风险较大,在“湖泛”发生并消退后其内源释放将对水体富营养化产生重要的贡献.

3 结论

本文通过对太湖草源性“湖泛”发生区域沉积物间隙水中 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 的分布特征进行分析,利用分子扩散模型法对“湖泛”水域沉积物 NH_4^+ -N、SRP 和 Fe^{2+} 释放进行了初步估算.结果表明:“湖泛”区域表层沉积物间隙水中 NH_4^+ -N、SRP 及 Fe^{2+} 含量远高于未发生“湖泛”的对照区域,表层沉积物间隙水 NH_4^+ -N 和 SRP 污染较重.更为重要的是,“湖泛”区域沉积物 NH_4^+ -N 和 SRP 具有较高的向上释放速率,因而具备了较

强的释放潜力和较大的释放风险。因此,在“湖泛”消退后,相应区域沉积物内源高浓度 N、P 营养盐将通过较强的释放能力进入上覆水,并将持续为水体富营养化做出长期贡献。

4 参考文献

- [1] 陆桂华,马 倩. 太湖水域“湖泛”及其成因研究. 水科学进展,2009,**20**(3):438-442.
- [2] 陈荷生. 太湖宜兴近岸水域“湖泛”现象初析. 水利水电科技进展,2011,**31**(4):33-37.
- [3] Yang M, Yu JW, Li ZL *et al.* Taihu Lake not to blame for Wuxi's woes. *Science*, 2008,**319**(5860):158.
- [4] 申秋实,邵世光,王兆德等. 风浪条件下太湖藻源性“湖泛”的消退及其水体恢复进程. 科学通报,2012,**57**(12):1060-1066.
- [5] 刘国锋,钟继承,何 俊等. 太湖竺山湾藻华黑水团沉积物中 Fe、S、P 的含量及其形态变化. 环境科学,2009,**30**(9):2520-2526.
- [6] Diaz RJ, Rosenberg R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 2008,**21**(5891):926-929.
- [7] Dodds WK. Nutrients and the “dead zone”: The link between nutrient ratios and dissolved oxygen in the northern gulf of Mexico. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2006,**4**(4):211-217.
- [8] 申秋实,邵世光,王兆德等. 太湖月亮湾湖泛发生过程模拟及水土物化性质的响应. 水科学进展,2011,**22**(5):710-719.
- [9] 陆桂华,马 倩. 2009 年太湖水域“湖泛”监测与分析. 湖泊科学,2010,**22**(4):481-487.
- [10] Bianchi TS, Dimarco SF, Cowan JH *et al.* The science of hypoxia in the Northern Gulf of Mexico: A review. *Science of the Total Environment*, 2010,**408**(7):1471-1484.
- [11] 刘国锋,申秋实,张 雷等. 藻源性黑水团环境效应:对水-沉积物界面氮磷变化的驱动作用. 环境科学,2010,**31**(12):2917-2924.
- [12] 黄绍基,赵海洲,方满萍. 质量衡算模型计算太湖底泥磷的交换. 环境科学,1992,**13**(1):83-84.
- [13] Seiki T, Izawa AH, Date E. Benthic nutrient re-mineralization and oxygen consumption in the coastal area of Hiroshima Bay. *Water Research*, 1989,**23**(2):219-228.
- [14] Austin ER, Lee GF. Nitrogen release from lake sediments. *Journal Water Pollution Control Federation*, 1973,**45**(5):870-879.
- [15] Boers PCM, Vanhese O. Phosphorus release from the peaty sediments of the Loosdrecht Lakes (The Netherlands). *Water Research*, 1988,**22**(3):355-363.
- [16] Market BE, Tesmer MG, Parker PE. An *in-situ* sediment oxygen-demand sampler. *Water Research*, 1983,**17**(6):603-605.
- [17] 范成新,张 路,杨龙元等. 湖泊沉积物氮磷内源负荷模拟. 海洋与湖沼,2002,**33**(4):370-378.
- [18] Qin BQ, Xu PZ, Wu QL *et al.* Environmental issues of Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 2007,**581**:3-14.
- [19] Guo L. Doing battle with the green monster of Taihu Lake. *Science*, 2007,**317**(5842):1166-1166.
- [20] Paerl HW, Xu H, Mccarthy MJ *et al.* Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Research*, 2011,**45**(5):1973-1983.
- [21] Hesslein RH. An *in situ* sampler for close interval pore water studies. *Limnology and Oceanography*, 1976,**21**(6):912-914.
- [22] Bufflap SE, Allen HE. Sediment pore water collection methods for trace metal analysis: A review. *Water Research*, 1995,**29**(1):165-177.
- [23] Bufflap SE, Allen HE. Comparison of pore water sampling techniques for trace metals. *Water Research*, 1995,**29**(9):2051-2054.
- [24] 范成新,张 路. 太湖——沉积物污染与修复原理. 北京:科学出版社,2010:136-150.
- [25] Stookey LL. Ferrozine—a new spectrophotometric reagent for iron. *Analytical Chemistry*, 1970,**42**(7):779-781.
- [26] Cermelj B, Bertuzzi A, Faganeli J. Modelling of pore water nutrient distribution and benthic fluxes in shallow coastal waters (Gulf of Trieste, Northern Adriatic). *Water, Air, and Soil Pollution*, 1997,**99**(1/2/3/4):435-443.
- [27] 金相灿,屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范:第 2 版. 北京:中国环境科学出版社,1990:229-230.

- [28] Ullman WJ, Aller RC. Diffusion coefficients in nearshore marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 1982, **27**(3): 552-556.
- [29] Ullman WJ, Sandstrom MW. Dissolved nutrient fluxes from the nearshore sediments of Bowling Green Bay, central Great Barrier Reef Lagoon (Australia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1987, **24**(3): 289-303.
- [30] Krom MD, Berner RA. The diffusion coefficients of sulfate, ammonium, and phosphate ions in anoxic marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 1980, **25**(2): 327-337.
- [31] 宋金明. 中国近海沉积物—海水界面化学. 北京: 海洋出版社, 1997: 7.
- [32] Shen QS, Zhou QL, Shang JG *et al.* Beyond hypoxia: Occurrence and characteristics of black blooms due to the decomposition of the submerged plant *Potamogeton crispus* in a shallow lake. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, **26**(2) (in press). doi:10.1016/S1001-0742(13)60452-0.
- [33] 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. 湖泊科学, 2000, **12**(4): 359-366.
- [34] 张 路, 范成新, 王建军等. 长江中下游湖泊沉积物氮磷形态与释放风险关系. 湖泊科学, 2008, **20**(3): 263-270.
- [35] 范成新, 相崎守弘. 好氧和厌氧条件对霞浦湖沉积物—水界面氮磷交换的影响. 湖泊科学, 1997, **9**(4): 337-342.
- [36] 王建军, 范成新, 张 路等. 太湖底泥间隙水中金属离子分布特征及相关性. 中国环境科学, 2004, **24**(1): 120-124.
- [37] 万国江, 陈振楼, 万 曦等. 湖泊沉积物—水界面铁—锰循环研究新进展. 地质地球化学, 1996, (2): 5-7.
- [38] 汪福顺, 刘丛强, 梁小兵. 湖泊沉积物—水界面铁的微生物地球化学循环及其与微量金属元素的关系. 地质地球化学, 2003, **31**(3): 63-69.
- [39] 翁焕新, 张兴茂, 吴能友等. 海洋沉积物中铁-磷积累的环境生物地球化学过程. 科学通报, 2004, **49**(9): 898-904.