

云南滇池和抚仙湖沉积物-水界面营养盐通量及氧气对其的影响^{*}

王建军, 沈 吉^{**}, 张 路, 范成新, 李文朝, 潘继征

(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: 采用间隙水连续采集法考察滇池和抚仙湖沉积物-水界面营养盐通量, 并比较在氧气缺乏及氧气充足条件下界面的氮磷行为. 结果表明, 滇池草海沉积物-水界面营养盐通量显著高于滇池湖心及抚仙湖. 对云南滇池及抚仙湖沉积物进行好氧和厌氧处理对照比较, 结果显示, 好氧组上覆水 pH 显著大于厌氧组, 而间隙水 pH 在两处理组之间差异不显著; 这可能与厌氧呼吸途径过程中产生酸性物质有关; 而在两种处理条件下, 间隙水均处于厌氧状态. 较好氧条件而言, 厌氧条件下间隙水磷和铵氮浓度的增加, 与有机质矿化增强有关; 而间隙水磷还可能受 FeOOH-P 模型控制. 由分子扩散模型计算获得的界面磷或者铵氮扩散通量均高于表观通量, 而且好氧条件下的扩散通量与表观通量之间的差异较厌氧条件下的大; 这表明两种营养盐均存在释放潜力, 但这种潜力的发挥受氧气的影响. 较好氧条件而言, 厌氧条件下使用分子扩散模型得到的界面营养盐扩散通量更接近于表观通量.

关键词: 沉积物-水界面; 氧气; 氮磷通量; 滇池; 抚仙湖

Sediment-water nutrient fluxes and the effects of oxygen in Lake Dianchi and Lake Fuxian, Yunnan Province

WANG Jianjun, SHEN Ji, ZHANG Lu, FAN Chengxin, LI Wenchao & PAN Jizheng

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

Abstract: Continuous porewater extraction method was used to study the sediment-water nutrient fluxes and oxygen effects on the benthic nutrient fluxes in Lake Dianchi and Lake Fuxian. Overlying water pH of oxic sediment cores were significantly larger than those of corresponding anoxic ones, while there were no significant differences of porewater pH between the two conditions. It is most likely that the former was dominated by oxic mineralization and less acidic products were produced, while porewater was under anoxic condition and the anoxic mineralization was dominated under both conditions. Porewater species concentration (PO_4^{3-} and NH_4^+) under the anoxic conditions was significantly larger than the oxic ones, which indicated an increasing of mineralization of organic matter under the former condition. It should be noted that the PO_4^{3-} concentration in porewater was also related to FeOOH-P model. Both phosphorus and ammonium fluxes calculated from the Fick's first law were all larger than the measured fluxes, which indicated that both nutrients had a potential to be released into the overlying water. However, it was interesting to find that the difference between the diffusive flux and measured flux under the oxic condition were greater than those under the anoxic condition. This implied that both fluxes were affected by oxygen, and the benthic nutrient fluxes could be better described by diffusive model under the anoxic condition than the oxic condition.

Keywords: Sediment-water interface; oxygen; nutrient flux; Lake Dianchi; Lake Fuxian

湖泊富营养化在中国普遍存在, 不仅长江中下游湖泊受到富营养化的困扰, 高原湖泊如滇池等, 同样存在着严峻问题. 人们在控制外源污染的同时, 发现湖泊水质并没有得到预期相应的恢复, 根本原因在于湖泊

^{*} 中国科学院知识创新工程重大项目 (KZCX1-YW-14)、江苏省自然科学基金项目 (BK2008055) 和归国人员基金 (瞿文川) 项目联合资助. 2008-12-30 收稿; 2010-05-12 收修改稿. 王建军, 男, 1979 年生, 博士, 助理研究员; E-mail: JJWang@niglas.ac.cn.

^{**} 通讯作者; E-mail: jishen@niglas.ac.cn.

富营养化影响的因素不仅是外源问题,沉积物内源氮磷或有机质负荷也可成为水体生源要素的重要来源^[1-3].因此,沉积物-水界面的研究,如界面氮磷行为等,对理解湖泊水体富营养化具有关键的作用.

对浅水湖泊而言,有研究表明,湖泊水动力下的界面生物地球化学过程是研究湖泊物质循环的关键因子之一^[4-7].水动力等物理扰动,不仅可加剧沉积物间隙水中生源要素与上覆水体交换,而且也是水体中氧气进入沉积物中的重要物理动力来源.但是,浅水湖泊也会存在弱风或者小风的时期,且在该时段内很有可能会出现缺氧甚至厌氧现象,如太湖^[8].当湖泊蓝藻水华暴发并在局部湖区堆积时,堆积区域也较易形成低氧或厌氧现象.在缺氧或者厌氧条件下,界面生源要素的交换也同样会受到影响,如铵氮^[9-10]、磷^[10-13]及碳^[11,14].但是,直接对好氧、厌氧条件下界面生源要素交换进行比较,且这种比较是采用沉积物或水质差异性较大的沉积物样品来进行的研究还较为少见.

本研究涉及的两个湖泊——滇池和抚仙湖均位于云南省,属高原湖泊;但两者的水质状况差异显著.位于昆明市郊的滇池在 20 世纪 90 年代之后出现严重的富营养化;滇池外海水质恶化,水质已超Ⅳ类水标准(GB3838-2002),特别是氮、磷分别高达 1.5 和 0.14mg/L.滇池草海位于滇池北部,水面积仅为 7.5km²,水体发黑发臭,水质超Ⅴ类水标准,生物多样性破坏严重,鱼虾稀无.而位于云南澄江的抚仙湖,水质为Ⅰ-Ⅱ类,完全不同于滇池,如 1998-2005 年期间,其全湖水体总氮平均浓度为 0.179mg/L,总磷平均浓度仅为 0.009mg/L^[15].水体污染程度的不同,决定滇池在水体生物或化学耗氧方面都显著高于抚仙湖^[16].对于抚仙湖,也有证据表明,其 50m 以下溶解氧含量较 20 世纪 80 年代初期显著降低^[17].由此可推测,两个湖泊的沉积物性质也同样具有显著的差异性,并可能形成沉积物-水界面氮磷通量的差异.

在对生源要素界面行为研究的过程中,间隙水的获取是理解界面物质迁移的重要手段.间隙水采集的方式较多,比如压榨法和厌氧离心法^[18],但是,这两种方法均不能进行连续的样品采集.此外,平衡式间隙水采样法(Peeper)^[19]虽然能够提供高精度的间隙水原位信息,但是同样存在缺乏连续样品采集的缺陷且需较长时间平衡.而采用间隙水采集器(如 Rhizon SMS; Rhizonsphere Research Products, Wageningen, 荷兰)^[9],可提供实时且连续的样品采集.因此,在本研究采用间隙水采集针,在实验室内直接连续地观察沉积物间隙水生源要素含量随着时间的变化.

本文目的在于,以水质具有显著差异的湖泊为研究对象,采用间隙水采集针连续获取间隙水,考察在氧气缺乏及氧气充足的条件下,沉积物-水界面的氮磷行为,以期获得缺氧或厌氧条件下,沉积物可能会直接导致水体营养盐水平增加的结论;并通过该实验,探讨影响界面氮磷行为的部分因素.

1 材料与方法

沉积物柱样采用自制柱样采样器($\Phi=90\text{mm}$)获得,其中沉积物厚度为 $\sim 20\text{cm}$,上覆水高度为 $\sim 30\text{cm}$;采样点详见表 1.每个样点采集柱样 2-3 个,尽量少扰动地运回位于抚仙湖北岸的抚仙湖野外台站实验室.每个相应样点采集上覆水 20L,一并运回.随后,在沉积物表层下方 0.5cm 处直接植入一间隙水采集器.

表 1 滇池和抚仙湖采样位点描述
Tab.1 Sampling sites in Lake Dianchi and Lake Fuxian

采样点	经纬度	采样时间	水深(m)	注解
DC2	24°49'20.8"N,102°40'39.1"E	2005-12-12	6.2	滇池外海湖心
C1	24°59'32.3"N,102°38'25.6"E	2005-12-10	5.3	滇池外草海
C2	24°58'26.4"N,102°38'33.8"E	2005-12-10	5.0	滇池外草海
FXH1	24°35'01.1"N,102°53'51.8"E	2005-12-14	154.0	抚仙湖最深处
FXH2	24°37'05.1"N,102°54'06.8"E	2005-12-14	100.0	抚仙湖,距北岸 1km
FXH3	24°37'39.6"N,102°37'22.9"E	2005-12-14	16.0	抚仙湖,距北岸 0.5km

采用虹吸法尽量吸走每个沉积物柱样中的原上覆水,并小心地换上新鲜上覆水;然后柱样垂直放置于无光小室内,室温条件下培养.静置过夜,抽取间隙水 5-7ml 及上覆水 20ml.间隔 12h 后,抽取上覆水 20ml.每次抽取上覆水后,补给相应体积的上覆水.在静态释放实验后,每个样点的柱样被分为两组.其中一组盖

上橡皮塞, 视为厌氧处理; 对于另外一组, 在上覆水水体中通上经过 NaOH 过滤的空气曝气处理, 视为好氧处理. 分别在随后的 2, 4, 7, 11, 15, 22d 之内对每个处理组进行间隙水和上覆水取样, 分别获得间隙水 5~7ml, 上覆水 20ml. 对于厌氧处理组, 上覆水取样是通过穿过橡皮塞的硅胶管进行, 橡皮塞不揭开; 每次取样过程中, 同时补给取自相应位点的上覆水. 所有试验结束后, 取出植入沉积物的间隙水采样器, 并切取表层沉积物 (1cm), 所获样品装入塑料密封袋中 4℃ 保存.

上覆水或间隙水 pH, 采用固态电极测定 (Thermo Fisher Scientific, Woburn, MA); 溶解性磷酸盐、氨态氮、硝酸盐及亚硝酸盐采用 scalar 流动注射仪测定. 沉积物有机碳 (TOC), 总氮 (TN) 和总磷 (TP) 的测定分别采用 $K_2CrO_7-H_2SO_4$ (油浴) 氧化- $FeSO_4$ 滴定, $K_2CrO_7-H_2SO_4$ 消化-凯氏定氮法和 $HClO_4-H_2SO_4$ 酸溶-钼锑抗比色法. 含水率及孔隙率 (ϕ) 测定具体如下: 将沉积物填满固定体积的金属小环, 105℃ 烘 4h, 取出, 精确称量环的质量, 新鲜沉积物 + 环的质量以及干沉积物 + 环的质量, 含水率 (% W/W) 为沉积物在烘干前后质量的改变与原有新鲜沉积物质量的比值; 孔隙率 (% V/V) 为烘干前后损失的水体积与小环体积的比值.

沉积物-水界面磷酸盐、铵氮及硝态氮的通量通过以下两种方法计算获得.

(1) 根据 Fick 扩散定律, 由表层沉积物间隙水与上覆水间的浓度梯度进行估算^[20-21].

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

其中, F 为通过沉积物-上覆水界面的扩散通量, 正值表示自沉积物扩散至上覆水, ϕ 为表层沉积物的孔隙率, D_s 为一定温度下的有效扩散系数, $D_s = D_0 (1 - \ln \phi^2)$, 其中 D_0 为孔隙度和温度相关的沉积物分子扩散系数, 根据相关文献进行温度校正计算^[22-23], $\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=0}$ 为沉积物-水界面的营养盐浓度梯度, 采用界面附近营养盐的浓度差 $\Delta C / \Delta x$ 代替.

(2) 原柱样静态培养法, 即根据上覆水中营养盐浓度随时间的变化计算沉积物-水界面营养盐通量, 实质上是一种表观通量.

$$F = (\alpha \times V_t) / A \quad (2)$$

其中, α 是单位时间内上覆水营养盐浓度的变化量, V_t 为上覆水体积, A 为沉积物表面积.

2 结果与讨论

2.1 表层沉积物碳、氮、磷含量差异

抚仙湖湖心 FXH1 沉积物碳、氮、磷含量均高于该湖其他 2 个位点; 草海沉积物中的碳、氮、磷均表现出最强烈的积累; 但是抚仙湖沉积物碳、氮、磷含量均显著低于滇池 (包括草海) (图 1). 该结果与前述自两湖水质角度进行的推测相吻合, 即两湖沉积物碳、氮、磷含量或内源负荷之间也存在显著差异. 此外, 6 个样点的沉积物碳、氮、磷含量之间具有一定的梯度性, 采用该 6 个位点样品进行界面生源要素行为研究也较为理想.

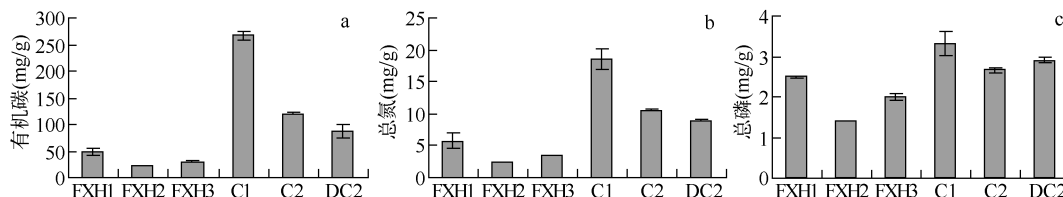


图 1 沉积物碳氮磷含量

Fig. 1 Sediment chemical characters with standard deviation

2.2 各位点界面氮、磷通量的差异

抚仙湖上覆水水体溶解性磷含量均低于 0.003mg/L , 但是间隙水中磷含量为 $0.029 - 0.079\text{mg/L}$; 间隙水与上覆水的浓度差表明磷具备自间隙水扩散进入上覆水水体的潜力. 对铵氮而言, 同样也存在类似的浓度差. 通过间隙水扩散模型计算获得磷酸盐、铵氮及硝酸盐的扩散通量 (图 2). 抚仙湖磷释放通量变化范围为 $14.1 - 33.9\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 滇池外海湖心 DC2 的磷释放通量为 $25.1\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. 该数值与太湖沉积物-水界面磷酸根通量有所类似^[24]. 但是, 草海中磷释放通量比上述释放通量高一个数量级 (C1 和 C2 分别为 $234.3\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $314.5\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$), 如此高的释放通量较为少见. 同样, 草海的铵氮释放通量也远高于抚仙湖. 草海 C1 和 C2 的铵氮释放通量分别为 $3771.6\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $2248.5\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. 而抚仙湖 FXH1 和 FXH2 的铵氮释放通量仅为 $150.0\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 左右. 但是, 与磷释放通量不同的是, 滇池外海湖心 DC2 的铵氮释放通量远较 FXH1 和 FXH2 高, 其值为 $1125.0\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. FXH3 的铵氮释放通量也较 FXH1 和 FXH2 高, 其值为 $977.2\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. 与磷酸盐和铵氮不同的是, 上覆水水体中硝酸盐氮浓度显著高于间隙水 (student *t*-test, $P < 0.01$). 因此, 硝酸盐氮通量为负值 (除 FXH2, 其硝酸盐氮通量为 $4.39\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$). FXH1, FXH3 以及 DC2 具有较低的硝酸盐氮通量 (分别为 $-6.74\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, $-2.28\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $-0.40\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$). 但是, 与磷酸根及铵氮通量相似的是, 草海 C1 和 C2 的硝酸盐氮通量同样高于其他位点, 甚至高出一个数量级; 他们分别为 $-169.3\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $-72.2\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. 以上结果表明, 草海沉积物-水界面营养盐通量显著地高于其他位点, 这一现象也可由磷酸盐和铵氮的表观营养盐通量得到佐证.

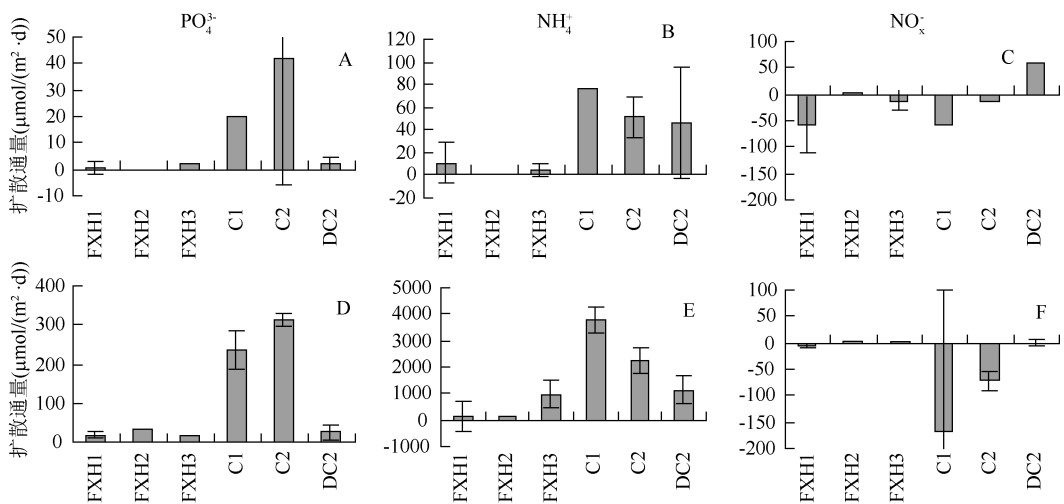


图 2 沉积物-水界面营养盐通量 (分别使用原柱样静态培养法 (A, B 和 C) 和间隙水扩散模型 (D, E 和 F) 计算获得)

Fig. 2 Nutrient fluxes at the sediment-water interface

草海较高的界面营养盐通量可能来源于生物等物理扰动, 但是, 在本研究的实验体系中, 却无法获得草海沉积物中的生物扰动高于其他位点的证据. 草海沉积物呈现黑色, 大部分是一些植物残体; 而且其 TOC、TP 以及 TN 显著高于其他位点 (图 1), 这与草海界面营养盐通量异常相一致. 富含有机质 (或富含有机碳) 的沉积物较易消耗沉积物-水界面处的氧气而造成界面处缺氧或者厌氧. 事实表明, 较高的界面营养盐通量, 常常出现在厌氧性的沉积物-水界面. 如 Spagnoli 等^[25] 的实验结果显示, 厌氧的海洋性沉积物具有很高的磷酸盐或者铵氮通量. 厌氧状态可增加磷酸盐及铵氮通量的现象, 也被本研究随后的实验结果所证实. 因此, 草海中界面通量的异常性可能是沉积物-水界面处于缺氧或者厌氧状态造成的.

2.3 好氧、厌氧处理后上覆水及间隙水的 pH 值变化

好氧和厌氧处理后, 上覆水及间隙水的 pH 值表明, 对于每个处理组样品而言, 好氧组的上覆水 pH 值均

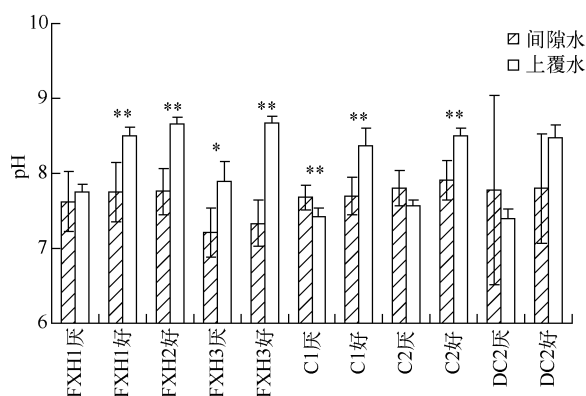


图3 好氧和厌氧条件下间隙水和上覆水 pH 值 (pH 值是实验期间 6 次测定值的平均值; 间隙水与上覆水 pH 值间的差异性采用 student *t*-test 检验; *, $P < 0.05$, 差异显著; **, $P < 0.01$, 差异较显著)

Fig. 3 pH in porewater and overlying water during anoxic and oxic treatments

显著高于其间隙水的 pH 值 ($P < 0.01$), 一个特例是 DC2 ($P > 0.05$); 而厌氧组的规律性较好氧组的弱, 即上覆水和间隙水之间的差异并不显著 ($P > 0.05$, 除 FXH2 和 C1 之外). 在实验期间好氧组间隙水 pH 值不显著高于厌氧组, 而好氧组上覆水 pH 值则显著高于厌氧组 (student *t*-test, $P < 0.01$). 该结果表明, 好氧条件下上覆水 pH 值较厌氧条件下高, 其原因可能为: 在好氧条件下, 氧气改变水体中的氧化-还原平衡, 有机质矿化可以通过有氧途径进行, 降低厌氧呼吸或者发酵反应带来的酸性物质; 而在间隙水中, 由于氧气很难侵入至间隙水采集针所在的位置 (沉积物-水界面下 0.5cm), 从而造成在好氧及厌氧条件下获得的间隙水均处于还原状态, 因此, 无法观察到实验期间内好氧和厌氧处理对沉积物间隙水 pH 的显著影响.

2.4 好氧、厌氧处理后沉积物-水界面磷通量

好氧及厌氧处理后, 原柱样静态培养法结果表明, 厌氧沉积物柱样的界面磷酸盐通量显著大于好氧沉积物柱样, 且将近一个数量级甚至更高 (图 4). 在好氧条件下, 6 个位点磷释放通量变化范围为 -0.17 至 $12.49 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 但厌氧条件下磷释放通量范围却为 $1.79 - 96.23 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. 如草海 C1 界面磷通量

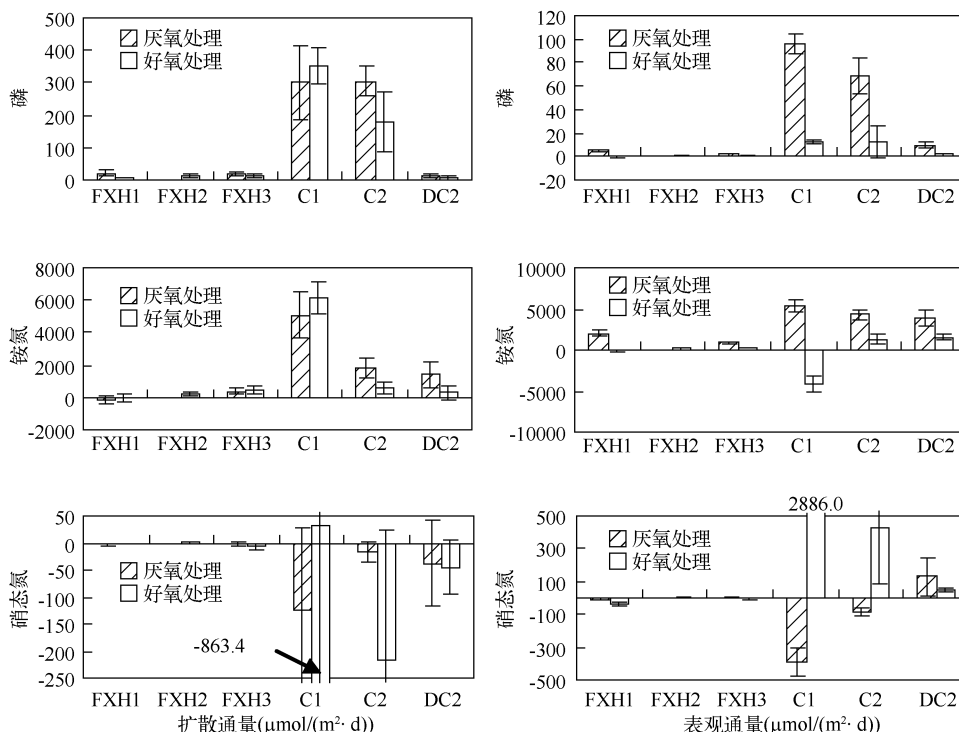


图4 好氧及厌氧处理后沉积物-水界面营养盐扩散通量和表观通量

Fig. 4 Nutrient diffusive and observed fluxes under anoxic and oxic treatments

好氧条件下为 $12.12 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 而厌氧条件下为 $96.2 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. 本研究在好氧及厌氧条件下的磷释放通量的较大差异与已发表结果类似^[26]. 在富营养化湖泊 Okeechobee 中, 厌氧条件下的磷酸盐通量为 $80 - 397 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 好氧条件下的通量平均值为 $8.4 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ^[27]. 本研究的结果增加厌氧条件下磷释放通量增加的证据. 有实验表明, NO_3^- 的添加能够增加界面磷的释放速率, 这被解释为 NO_3^- 促进微生物的矿化^[28], 但 NO_3^- 并不是对所有沉积物均能够发挥作用^[29]. 比如, 在本实验体系中, 好氧条件下上覆水水体中较高浓度的 NO_3^- 以及界面正向的 NO_3^- 释放通量并没有加快界面磷的释放速率. 硫还原作用在湖泊沉积物中对磷释放的作用可能会不显著^[30]. 如果不考虑湖泊中硫的还原及磷灰石的溶解, 厌氧条件下的磷释放将有一种解释, 那就是微生物群落以有机质为电子受体获得能量, 同时释放有机质中的磷^[31]. 如厌氧条件下间隙水 PO_4^{3-} 和 NH_4^+ 含量的增加以及厌氧条件下界面 PO_4^{3-} 和 NH_4^+ 通量的增加, 表明厌氧条件下有机质矿化过程加剧. 有趣的是, 不管在厌氧还是在好氧条件下, 沉积物有机质均能与界面磷扩散通量保持较好的正相关(图 6); 这似乎表明, 在该研究体系中, 有机质的矿化作用不足以完全描述好氧及厌氧条件下界面磷通量之间的差异. 厌氧条件下, 间隙水中磷含量显著高于好氧条件下的数值, 这一现象还可诉诸于经典的 FeOOH-P 模型, 即厌氧条件下, 还原条件改变 Fe 的价态 (Fe^{3+} 至 Fe^{2+}), Fe 结合态磷进入间隙水, 进而通过界面扩散进入上覆水水体^[11, 32-36]. 因此, 可推论有机质矿化及 FeOOH-P 模型这两种机制共同导致厌氧和好氧条件下间隙水 PO_4^{3-} 含量和界面 PO_4^{3-} 通量之间的显著差异.

那么, 在间隙水中积累高 PO_4^{3-} 浓度的同时, 界面释放是否一定会得到加强, 并导致好氧及厌氧之间 PO_4^{3-} 通量的显著差异呢? 可以肯定的是, 间隙水高磷含量会增加界面磷释放的潜力; 由分子扩散模型计算获得的磷通量在厌氧条件下虽较高, 但是界面磷释放潜力却没有表现出与表观通量类似的较大差异(图 5). 同时, 在厌氧条件下, 表观通量与分子扩散潜力之间的线性关系比好氧条件下显著(图 5a), 且线性拟合斜率较大(好氧条件下为 0.039, 而厌氧条件下为 0.269). 如抚仙湖 FXH1 厌氧条件下表观界面磷通量为 $4.96 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 而好氧条件下通量为 $-0.17 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 表现为沉积物对磷的吸收; 间隙水与上覆水之间磷浓度差在好氧和厌氧条件下均表现出正向的释放潜力(分别为 $5.2 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $19.6 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$). 该现象表明, 间隙水和上覆水之间存在很强烈的浓度差(即释放潜力), 但是磷通量似乎不完全受该释放潜力的控制^[27]; 较好氧条件而言, 在厌氧条件下, 分子扩散作用可能发挥更大的作用; 这是因为在好氧条件下, 沉积物表层毫米级别的好氧层或者沉积物-水界面处的底层扩散边界层(Diffusive Boundary Layers, DBL)可能会阻止间隙水磷进一步向上覆水水体中迁移^[37-38], 在有氧条件下, 表层沉积物表现为一种扩散的缓冲层^[39], 并形成磷汇^[40]. 一旦上覆水水体中氧气降低, 将会导致沉积物-水界面处的好氧性沉积物及氧气的底层扩散边界层(DBL)变薄或消失; 随着相应的界面扩散阻力的降低, 间隙水中的溶解性磷将会随着磷浓度梯度而向上覆水水体中扩散. 由于生物扰动等物理扰动很难发生在厌氧性沉积物-水界面, 因此本研究的结果表明, 在厌氧性的沉积物-水界面磷的扩散更趋向于使用分子扩散模型来描述.

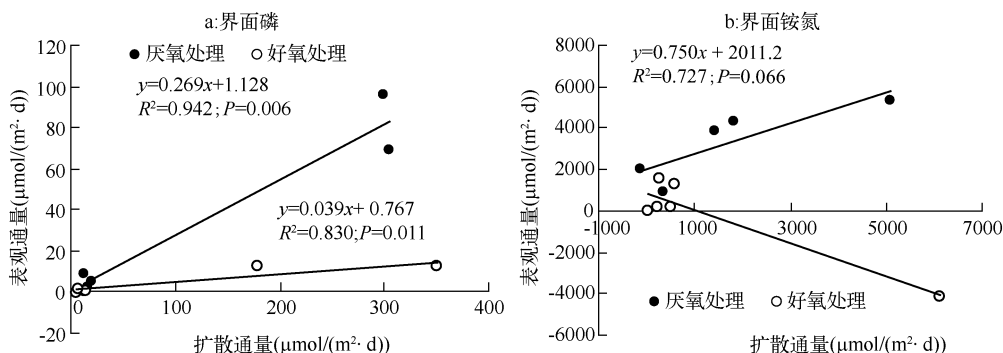


图 5 扩散通量与表观通量之间的关系(实心线代表对好氧或者厌氧条件下的两种释放通量的线性拟合)

Fig. 5 The relationship between the diffusive and observed fluxes

2.5 好氧、厌氧处理后沉积物-水界面氮通量

与界面磷通量一样,原柱样静态培养法结果也表明,铵氮通量在厌氧条件下显著高于好氧条件下的数值.如抚仙湖 FXH1 厌氧条件下铵氮释放通量为 $1972.3 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,而好氧条件下,表现为汇 ($-30.7 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$);两种处理条件下的草海 C1 铵氮释放差别最大(好氧条件下为 $5371.3 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,厌氧条件下为 $-4153.7 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$).且事实表明,在实验期间,特别是在实验后期,厌氧条件下的间隙水铵氮含量显著大于好氧条件下的数值(数据未给出).间隙水铵氮含量的增加,主要来源于有机质的矿化作用,特别是在有机质含量较高的情况下(图6).而间隙水铵氮的消减,除通过分子扩散作用外,还可通过硝化或氨氧化过程进行.在厌氧条件下,界面铵氮通量主要是由分子扩散作用形成的^[9];而在好氧条件下,分子扩散作用虽然也同样存在,但是,当铵氮通过表层兼性好氧性沉积物时,硝化反应^[41]和脱氮反应,如厌氧氨氧化^[42-44]很有可能会发生,并且有可能在兼性厌氧层中降低间隙水中铵氮浓度,从而降低间隙水与上覆水水体中的铵氮释放潜力.本实验中获得间隙水来自于沉积物界面以下 0.5 cm ,由于较高的有机质含量使得氧气很难侵蚀至该深度,因此可推测,该处的间隙水是处于厌氧还原状态,通过分子扩散模型可能过高估算界面铵氮通量;这可解释为什么铵氮释放潜力与表观铵氮释放通量之间存在极显著差异(图5).

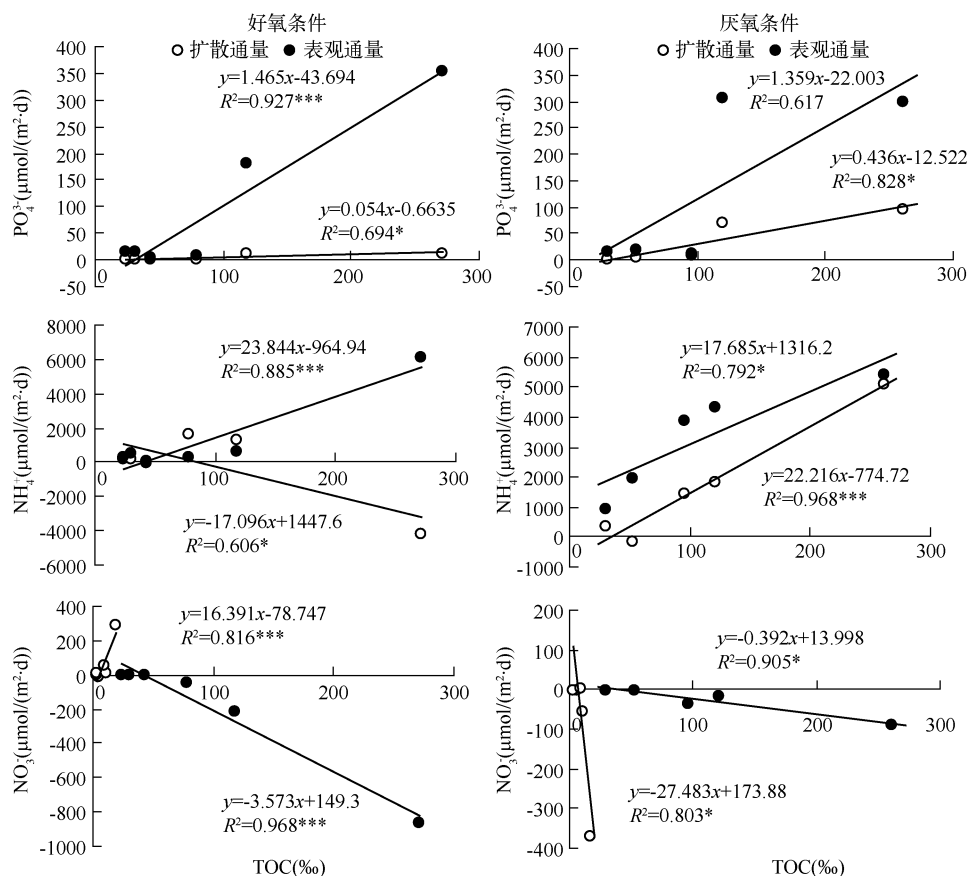


图6 沉积物有机质含量与界面营养盐通量的关系(实心线代表好氧或者厌氧条件下两种释放通量的线性拟合(*, $P < 0.05$, 差异显著; **, $P < 0.01$, 差异较显著; ***, $P < 0.001$, 差异极显著))

Fig.6 The relationship between TOC and nutrient fluxes under two treatments, fitted by generalized linear model

3 结论

水质差异较大的两个湖泊(滇池和抚仙湖),在沉积物性质方面,如沉积物有机碳、氮、磷含量等方面,同

样具有类似的显著差异,其中草海沉积物中的有机碳、总氮和总磷含量最高,抚仙湖最低;同样,对于沉积物-水界面磷酸根通量与铵氮通量,也均表现为草海最高,抚仙湖最低。此外,对于草海界面铵氮和磷通量的异常高值,除与沉积物营养物质含量较高有关之外,还可能与草海沉积物易处于厌氧状态有关。

与传统的方法如离心法相比,本研究使用的间隙水采集器可无破坏性、重复且方便地采集沉积物间隙水。通过连续获取沉积物间隙水,本采集器可作为一种有效手段用来研究沉积物-水界面营养盐通量变化。对每个样点的沉积物进行好氧和厌氧处理对照比较,结果显示,好氧组上覆水 pH 值显著大于厌氧组,而间隙水 pH 在两处理组之间差异性不显著;这与厌氧途径过程中产生酸性物质有关;而间隙水处于厌氧状态而进行着有机质的厌氧途径降解。较好氧条件而言,厌氧条件下间隙水磷和铵氮浓度的增加,与有机质矿化增加有关;而间隙水磷还可能与 FeOOH-P 模型有关。由分子扩散模型计算获得界面磷或者铵氮扩散通量均高于表观界面通量,这表明两种营养盐均存在释放潜力,但是这种潜力的发挥受氧气的影响,如在氧气存在的条件下,磷酸根容易与氧化态物质(如 Fe^{3+})生成沉淀,而铵氮在微生物的作用下发生硝化或氨氧化反应。因此,好氧和厌氧条件下界面磷酸根和铵氮通量具有显著的差异,一般表现为厌氧条件下磷和铵氮释放通量显著大于好氧条件下的数值。

4 参考文献

- [1] Søndergaard M, Jensen JP, Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 2003, **506-509**(1):135-145.
- [2] Phillips G, Jackson R, Bennett C *et al.* The importance of sediment phosphorus release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads, England) and implications for biomanipulation. *Hydrobiologia*, 1994, **275**(1):445-456.
- [3] Burger D, Hamilton DP, Pilditch CA *et al.* Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, polymictic lake. *Hydrobiologia*, 2007, **584**(1):13-25.
- [4] Qin B, Zhu G, Zhang L *et al.* Estimation of internal nutrient release in large shallow Lake Taihu, China. *Science in China Series D*, 2006, **49**(Suppl.):38-50.
- [5] 范成新,王春霞. 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,2007.
- [6] Luo L, Qin B, Zhu G *et al.* Nutrient fluxes induced by disturbance in Meiliang Bay of Lake Taihu. *Science in China Series D*, 2006, **49**(Suppl.):186-192.
- [7] Søndergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arres, Denmark. *Hydrobiologia*, 1992, **228**(1):91-99.
- [8] Zhu G, Wang F, Zhang Y *et al.* Hypoxia and its environmental influences in large, shallow, and eutrophic Lake Taihu, China. *Verh Internat Verein Limnol*, 2008, **30**(3):361-365.
- [9] Song J, Luo YM, Zhao QG *et al.* Novel use of soil moisture samplers for studies on anaerobic ammonium fluxes across lake sediment-water interfaces. *Chemosphere*, 2003, **50**(6):711-715.
- [10] Moore PA, Reddy KR, Graetz DA. Nutrient transformations in sediments as influenced by oxygen supply. *Journal of Environmental Quality*, 1992, **21**(3):387-393.
- [11] Song J, Luo Y, Zhao Q *et al.* Microcosm studies on anaerobic phosphate flux and mineralization of lake sediment organic carbon. *Journal of Environmental Quality*, 2004, **33**(6):2353-2356.
- [12] 金相灿,姜霞,姚扬等. 溶解氧对水质变化和沉积物吸磷过程的影响. 环境科学研究,2004, **17**(增刊):34-39.
- [13] Appan A, Ding-Sie T. A laboratory study of sediment phosphorus flux in two tropical reservoirs. *Water Science and Technology*, 1996, **34**(7):45-52.
- [14] Gale PM, Reddy KR, Graetz DA. Mineralization of sediment organic matter under anoxic conditions. *Journal of Environmental Quality*, 1992, **21**(3):394-400.
- [15] 师莉莉,杨晓红. 滇中三大湖泊氮、磷水质变化趋势研究. 环境科学导刊,2007, **26**(增刊):67-69.
- [16] 吕俊杰,杨浩,陈捷等. 滇池水体 BOD_5 和 COD_{Mn} 空间变化研究. 中国环境科学,2004, **24**(3):307-310.
- [17] 王建云,普发贵. 抚仙湖垂向水质状况及特征研究. 玉溪师范学院学报,2003, **19**(增刊):53-58.
- [18] Reeburgh WS. An improved interstitial water sampler. *Limnology and Oceanography*, 1967, **12**(1):163-165.
- [19] Hesslein RH. An in situ sampler for close interval pore water studies. *Limnology and Oceanography*, 1976, **21**(6):

912-914.

- [20] Berner RA. Early diagenesis: a theoretical approach. Princeton University Press, 1980.
- [21] Boudreau BP. The diffusive tortuosity of fine-grained unlithified sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1996, **60**(16):3139-3142.
- [22] Li YH, Gregory S. Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1974, **38**(5):703-714.
- [23] Borowski WS, Paull CK, Ussler W. Marine pore-water sulfate profiles indicate in situ methane flux from underlying gas hydrate. *Geology*, 1996, **24**(7):655-658.
- [24] 张 路, 范成新, 王建军等. 太湖水土界面氮磷交换通量的时空差异. 环境科学, 2006, **27**(8):1537-1543.
- [25] Spagnoli F, Bergamini M. Water-sediment exchange of nutrients during early diagenesis and resuspension of anoxic sediments from the Northern Adriatic Sea shelf. *Water Air & Soil Pollution*, 1997, **99**(1):541-556.
- [26] Nowlin WH, Evarts JL, Vanni MJ. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biology*, 2005, **50**(2):301-322.
- [27] Moore PA, Reddy KR, Fisher MM. Phosphorus flux between sediment and overlying water in Lake Okeechobee, Florida: Spatial and temporal variations. *Journal of Environmental Quality*, 1998, **27**(6):1428-1439.
- [28] Jensen HS, Andersen FO. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography*, 1992, **37**(3):577-589.
- [29] Boström B, Pettersson K. Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. *Hydrobiologia*, 1982, **91-92**(1):415-429.
- [30] Suplee MW, Cotner JB. An evaluation of the importance of sulfate reduction and temperature to P fluxes from aerobic-surfaced, lacustrine sediments. *Biogeochemistry*, 2002, **61**(2):199-228.
- [31] Golterman HL. Phosphate release from anoxic sediments or 'What did Mortimer really write?' *Hydrobiologia*, 2001, **450**(1):99-106.
- [32] Mortimer CH. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *Journal of Ecology*, 1941, **29**(2):280-329.
- [33] Mortimer CH. Chemical exchanges between sediments and water in the great lakes-speculations on probable regulatory mechanisms. *Limnology and Oceanography*, 1971, **16**(2):387-404.
- [34] Jensen HS, Kristensen P, Jeppesen E *et al.* Iron: phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 1992, **235**(1):731-743.
- [35] Gunnars A, Blomqvist S. Phosphate exchange across the sediment-water interface when shifting from anoxic to oxic conditions an experimental comparison of freshwater and brackish-marine systems. *Biogeochemistry*, 1997, **37**(3):203-226.
- [36] 张 路. 太湖水土界面过程及内源发生机制. 北京:中国科学院研究生院, 2004.
- [37] Riber HH, Wetzel RG. Boundary-layer and internal diffusion effects on phosphorus fluxes in lake periphyton. *Limnology and Oceanography*, 1987, **32**(6):1181-1194.
- [38] Glud RN, Berg P, Fossing H *et al.* Effect of the diffusive boundary layer on benthic mineralization and O₂ distribution: A theoretical model analysis. *Limnology and Oceanography*, 2007, **52**(2):547-557.
- [39] Sørengaard M. Phosphorus release from a hypertrophic lake sediment: experiments with intact sediment cores in a continuous flow system. *Archiv für Hydrobiologie*, 1989, **116**(1):45-59.
- [40] Holdren Jr GC, Armstrong DE. Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Environmental Science & Technology*, 1980, **14**(1):79-87.
- [41] Carpenter EJ, Capone DG. Nitrogen in the marine environment. New York: Academic Press, 1983.
- [42] Risgaard-Petersen N, Meyer RL, Revsbech NP. Denitrification and anaerobic ammonium oxidation in sediments: effects of microphytobenthos and NO₃. *Aquatic Microbial Ecology*, 2005, **40**(1):67-76.
- [43] Dalsgaard T, Thamdrup B. Factors controlling anaerobic ammonium oxidation with nitrite in marine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, **68**(8):3802-3808.
- [44] Mulder A, Graaf AA, Robertson LA *et al.* Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology*, 1995, **16**(3):177-184.