

河蚬 (*Corbicula fluminea*) 扰动对湖泊沉积物性质及磷迁移的影响

张雷^{1,2}, 古小治^{1,2}, 邵世光³, 胡海燕³, 钟继承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. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3. 河海大学水文水资源学院, 南京 210098)

摘要: 为探讨河蚬 (*Corbicula fluminea*) 扰动对湖泊沉积物性质及磷在沉积物-水界面迁移转化过程, 以太湖西岸富营养化湖区大浦口为对象, 开展室内培养实验, 利用 Rhizon 间隙水采集器获取实时间隙水, 测定溶解活性磷 (soluble reactive phosphorus, SRP) 在沉积物-水界面通量、分析沉积物基本性质。结果表明, 河蚬扰动破坏了沉积物表层原有结构、混合了沉积物原有分层, 增加氧气在沉积物中的渗透深度、沉积物含水率与总微生物活性。上覆水伴随河蚬活动下渗, 氧化了表层间隙水中 Fe^{2+} , 减小了间隙水中 Fe^{2+} 浓度。氧化生成的水合铁氧化物吸附间隙水中 SRP, 减小表层沉积物中间隙水 SRP 浓度。水合铁氧化物吸附的磷沉积到沉积物中, 增大了沉积物铁结合态磷含量。河蚬同时促进了沉积物中 SRP 向上覆水的释放, 且释放通量随河蚬密度的增加而增大, 河蚬自身代谢可能对促进 SRP 向上覆水释放具有主导作用。

关键词: 生物扰动; 溶解活性磷; 磷形态; 二价铁; 太湖

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)01-0088-08

Impacts of Asian Clams (*Corbicula fluminea*) on Lake Sediment Properties and Phosphorus Movement

ZHANG Lei^{1,2}, GU Xiao-zhi^{1,2}, SHAO Shi-guang³, HU Hai-yan³, ZHONG Ji-cheng¹, FAN Cheng-xin¹

(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; 3. College of Hydrology and Water Resources, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: To examine the impact of *Corbicula fluminea* on sediment properties and phosphorus dynamics across sediment-water interface in lake, the microcosm experiment was carried out with sediment and lake water from the estuary of Dapu River, a eutrophic area in Taihu Lake. Rhizon samplers were used to acquire pore water, and soluble reactive phosphorus (SRP) flux across sediment-water interface and sediment properties were determined. The activity of *C. fluminea* destroyed the initial sediment structure, mixed sediment in different depths, increased oxygen penetration depth, sediment water content, and total microbial activity in sediment. The downward movement of overlying water was enhanced by the activity of *C. fluminea*, which decreased Fe^{2+} in pore water by oxidation. The production of ferric iron oxyhydroxide adsorbed SRP from pore water and decreased SRP concentration in pore water, and this increased iron bound phosphorus in corresponding sediment. The emergence of *C. fluminea* accelerated SRP release from sediment to overlying water, and enhanced SRP flux increased with the rise of introduced *C. fluminea* density. Metabolization of *C. fluminea* might play an important role in accelerating SRP release.

Key words: bioturbation; soluble reactive phosphorus; phosphorus fraction; ferrous iron; Taihu Lake

底栖动物是沉积物-水界面的重要组成部分, 同时又是界面重要的环境因子^[1]。底栖动物通过挖穴、摄食、通风、排泄等活动改变沉积物粒径、孔隙度、渗透性等物理性质, 破坏沉积物原有生物分布、改变沉积物化学性质、化学反应速率, 影响沉积物-水界面间物质交换等^[2~4]。近年来, 关于生物扰动对生源要素在沉积物-水界面迁移转化过程展开了一些研究, 但尚未得到完善的结论, 很多方面还有待深入研究^[5~7]。

磷(P)被认为在控制湖泊初级生产力及水质中具有极为重要的作用^[8, 9]。随着外源治理工作的加

强, 沉积物中磷的成岩过程、磷在沉积物-水界面的迁移转化得到广泛关注^[4, 9, 10]。有研究表明生物扰动对磷在沉积物-水界面迁移转化有着重要的影响^[5, 9, 11~13]。一些底栖动物(如摇蚊幼虫、水丝蚓等)对磷在沉积物-水界面动力学过程的影响已得较多关注^[11~16]。但双壳类动物对磷在沉积物与上覆

收稿日期: 2010-02-05; 修订日期: 2010-03-30

基金项目: 国家自然科学基金项目(40730528, 50979102); 江苏省社会发展项目(BE2009603)

作者简介: 张雷(1982~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为沉积物-水界面环境地球化学, E-mail: laoshuldudu@163.com

* 通讯联系人, E-mail: cxfan@niglas.ac.cn

水之间循环过程的研究比较缺乏,仍需后续研究来补充^[17].

河蚬(*Corbicula fluminea*, Müller 1774)是一种双壳类软体动物,隶属于瓣鳃纲(Lamellibranchia)中真瓣鳃目(Eulamellibranchia)的异齿亚目(Heterodontta)的蚬科(Corbiculidae)中的蚬属(*Corbicula*),它们穴居于淡水及咸淡水底沉积物表层^[18, 19]. 河蚬原产于东亚(中国、泰国、菲律宾、朝鲜半岛、日本、俄罗斯东部等)、大洋洲、非洲,目前已经入侵到北美洲、南美洲与欧洲^[20]. 河蚬可以在水底高密度聚集,成为底栖生物群落的优势种^[21-23]. 河蚬不仅可以通过吸管滤食,也可以通过斧足上的纤毛在沉积物中摄食^[24, 25]. 陈振楼等^[1]与余婕等^[26]曾研究了河蚬对无机氮在长江口潮滩沉积物-水界面交换的影响. 河蚬对磷在沉积物-水界面动力学过程的影响尚未见报道.

太湖是一个典型大型浅水湖泊,分布着丰富的底栖动物^[27]. 其中双壳类生物量最大,而河蚬是双壳类的优势种、在太湖分布广泛^[28]. 本研究在太湖河蚬生物量调查基础上,通过开展室内培养实验,分析了河蚬扰动下沉积物特征的变化及磷的迁移转化过程.

1 材料与方法

1.1 研究地点与野外采样

前期调查结果表明河蚬在太湖西岸大浦口湖区生物量较大($1\,072\text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$, $2\,918\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$). 同时这一区域是富营养化程度较重的湖区,已有不少研究工作在此区域展开^[29, 30]. 因此本实验选择大浦口湖区为研究对象,研究点位于大浦河入湖河口处,地理坐标为 $31^{\circ}18'42.7''\text{N}$, $119^{\circ}56'52.2''\text{E}$. 此处表层4 cm 沉积物主要由黏土、粉砂构成($>90\%$),含水率48.2%,烧失重5.64%,总磷 $25.5\text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$.

于2009年6月10日利用大口径重力采样器($\Phi 110\text{ mm}\times 500\text{ mm}$)在研究点采集沉积物柱样,同时采集湖水. 另利用彼得森采样器采集表层沉积物收集河蚬. 所有样品在采集后立即运回实验室,将河蚬放在有采样点沉积物与湖水的水槽内暂养.

1.2 室内培养实验方法

室内培养实验采用流动培养系统,其主要培养单元培养管构造如图1所示. 培养管长17 cm,内径11 cm,底端用具O型密封圈的塞子密封;管壁留有安装Rhizon 间隙水采集器(Rhizon core solution sampler)的小孔,使用前用疏水胶带密封. 顶端配有

密封盖,并且安装有进行流动培养的进水管与出水管. 流动培养管外设有储水槽和培养水槽,储水槽用于储存流动培养系统所用的湖水,培养水槽用于放置处理好的培养柱样. 流动培养动力由蠕动泵供给.

将所采集沉积物柱样的表层12 cm 切分成6层,每层2 cm,把相同层位的沉积物收集在一起,然后过30目筛以去除其中底栖生物、大颗粒物. 将过筛后各层沉积物分别混匀,按其原顺序装填到培养管中,然后利用医用输液器轻轻地把所采集的湖水引到沉积物上. 共制得12个沉积物柱样,分4种不同处理:i 对照组,ii 低密度组,iii 中密度组,iv 高密度组,每种处理设3个平行样. 将所制柱样放在培养水槽内,加湖水淹没培养,并用微曝气头充氧预培养16d,以使沉积物沉降、稳定. Rhizon 间隙水采集器分别安装在沉积物0.5、1.5、2.5、4.0、6.0和8.0 cm 深处. 在预培养第12 d,将Rhizon 间隙水采集器通过管壁上预留的小孔插入沉积物,并用硅橡胶在壁外密封(图1).

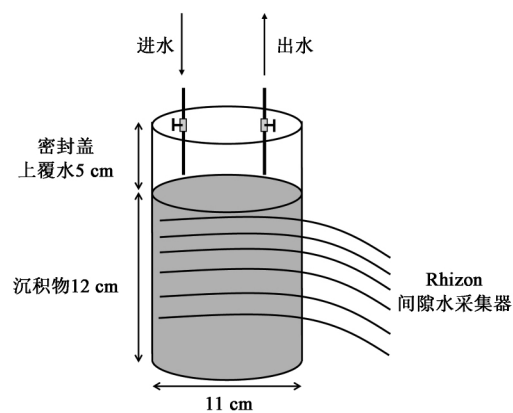


图1 用于SRP 通量测定及间隙水连续抽取的培养柱样
Fig. 1 Experimental microcosm set-up for SRP flux measurements and successive measurement of pore water

中密度组各柱样添加河蚬的密度、生物量与前期调查结果一样,低密度、高密度组分别在中密度基础上减小、增加50%,具体每组河蚬添加量如表1所示. 在实验第17 d,挑选个体中等大小($2.53\sim 3.20\text{ g}\cdot\text{ind}^{-1}$)、活性较强的河蚬,计数、称量后引入到对应沉积物柱样中(表1). 待河蚬钻入沉积物后,将所有柱样用密封盖盖住,并接入流动培养系统(图1). 流动培养共持续了16 d,每天光照12 h,黑暗培养12 h. 实验室温度在整个实验过程中保持恒定(15 ± 1) $^{\circ}\text{C}$.

表 1 不同处理组所投加河蚬的生物量

Table 1 Addition of <i>C. fluminea</i> in different treatments			
处理组	每管投加 河蚬/ind	河蚬密度 /ind·m ⁻²	生物量 /g·m ⁻²
对照组	0	0	0
低密度组	5	536	1 459
中密度组	10	1 072	2 918
高密度组	15	1 608	4 337

测定磷、二价铁(Fe²⁺)在沉积物-水界面通量时,将进、出水阀门关闭,测定上覆水中溶解活性磷(soluble reactive phosphorus, SRP)、Fe²⁺ 随时间的变化。每次用注射器通过出水管从沉积物-水界面上方 0.5 cm 处抽取 10 mL 上覆水,并用 10 mL 流动培养水补充被抽掉的上覆水。迅速将水样用 0.45 μm 醋酸纤维滤膜过滤,并用 0.1 mol·L⁻¹ 盐酸酸化至 pH<2,冷藏待第 2 d 分析。上覆水抽取分别在阀门关闭的 0、1、2、3、4 h 进行。同时取流动培养水样,根据其浓度校正所测定上覆水中 SRP。通量在实验第 14、20、25、30 d 分别测定一次。为减少光合作用的影响,通量的测定在黑暗环境中进行^[31]。间隙水采集在第 16、22、27 与 32 d,每次用 5 mL 注射器通过 Rhizon 间隙水采集器分别抽取 1 mL 间隙水,迅速用盐酸酸化至 pH<2,冷藏待第 2 d 分析。

培养实验结束时,将各柱样表层 5 cm 沉积物切成 3 层(0~1 cm、1~3 cm 与 3~5 cm),统计河蚬在沉积物中的分布情况。并将对照组、高密度处理组各自相同层位沉积物样混合在一起,用来分析沉积物含水率、总微生物活性及沉积物磷形态。

1.3 样品分析方法

沉积物含水率(%)在 60℃ 条件下将新鲜沉积物烘至恒重,将烘干的沉积物磨碎后放入到 550℃ 马弗炉中灼烧 5 h,通过质量变化得烧失重(%)。沉积物粒度分析利用激光粒度分析仪(Mastersizer 2000)。沉积物中总微生物活性采用荧光素双醋酸脂(FDA)法测定^[32],结果表示为单位干重沉积物单位时间水解 FDA 的摩尔数。沉积物中总磷(TP)采用 3.5 mol·L⁻¹ 盐酸提取法^[33]。磷形态分析采用连续提取法^[34],分别用 0.46 mol·L⁻¹ NaCl 提取弱结合态磷,0.11 mol·L⁻¹ NaBD 溶液提取铁、锰结合态磷,0.1 mol·L⁻¹ NaOH 提取铝、不可还原铁结合态磷与有机磷,0.5 mol·L⁻¹ HCl 提取磷灰石与其它无机磷,最后将残渣在 550℃ 灼烧 2 h,然后用 1.0 mol·L⁻¹ HCl 提取闭蓄态磷。上覆水、间隙水与提取液中 SRP 用钼蓝比色法测定^[35],上覆水、间隙水中二价铁(Fe²⁺)用菲啰啉比色法测定^[36]。另,文中所

出现河蚬质量均指其湿重,沉积物质量均指其干重。

1.4 数据计算与统计分析

SRP 或 Fe²⁺ 在沉积物-水界面通量的计算公式为:

$$F = k \times V/A \tag{1}$$

式中, F 为 SRP 或 Fe²⁺ 在沉积物-水界面通量 [μmol·(m²·h)⁻¹], k 是 SRP 或 Fe²⁺ 浓度随时间变化的线性回归斜率 [μmol·(L·h)⁻¹], V 为上覆水体积(L), A 为沉积物表面积(m²)。

加入河蚬前,各组沉积物 SRP 通量之间的区别采用单因子方差分析(ANOVA)进行检验。在加入河蚬后,利用单因子重复方差分析检验河蚬对 SRP 通量的影响,其中不同处理作为主自变量,时间作为重复因子。如果不同处理组间存在显著差异,再利用 Tukey 事后检验(Tukey's post hoc test)检验哪些组间相互存在显著差异。利用双因子方差分析检验对照组与高密度处理组不同层位沉积物含水率、总微生物活性、磷形态分析结果。所有统计分析利用软件 SPSS(13.0)完成。文中所有结果均表示为:平均值 ± 标准偏差(n=3)的形式。

2 结果与分析

2.1 实验过程观察结果

被引入沉积物柱样后,河蚬开始在沉积物表层挖穴,进而钻入沉积物中。河蚬的活动破坏了表层沉积物原有结构与微地貌特征,一些黑色厌氧沉积物被暴露在富含氧气的上覆水中。随着河蚬对新环境的适应,它们开始穴居生活,有时可以观察到它们的吸管,偶尔可以观察到它们活动的痕迹。从沉积物在垂向的颜色变化来看,对照组中棕黄色氧化层的厚度约 5 mm,而河蚬活动可以将棕黄色氧化层在其活动过的位置深入到沉积物 30 mm 深处。实验结束时沉积物分层结果表明河蚬分布在表层 4 cm。

2.2 河蚬对 SRP、Fe²⁺ 在沉积物-水界面通量的影响

投加河蚬前,不同处理组 SRP 在沉积物-水界面通量相近(图 2, p>0.05)。河蚬的出现增大了 SRP 在沉积物-水界面间的通量(图 3, p<0.05)。SRP 通量随所投加河蚬密度的增加而增加。但是 Tukey 事后检验结果表明只有高密度处理组与对照组之间存在显著差异(图 3, p<0.05),其它组与组之间不存在显著差异。另外 SRP 在沉积物-水界面间通量没有随时间发生显著波动(p>0.05),同时不同处理与时间两者之间不存在交互作用(p>0.05)。在整

个实验过程中,未能检测到 Fe^{2+} 发生释放的情况.

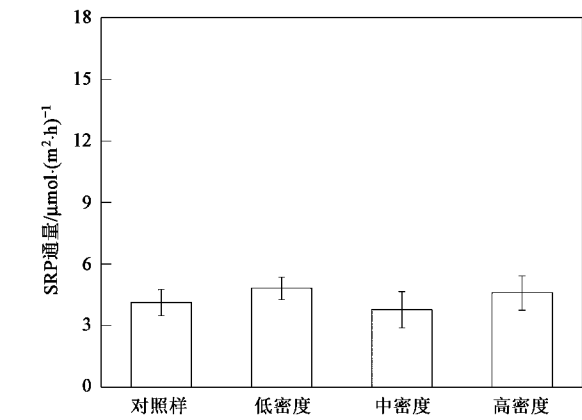


图2 投加河蚬前SRP在各组沉积物-水界面间通量
Fig. 2 SRP fluxes across the sediment-water interface in microcosms of different treatments before the introduction of *C. fluminea*

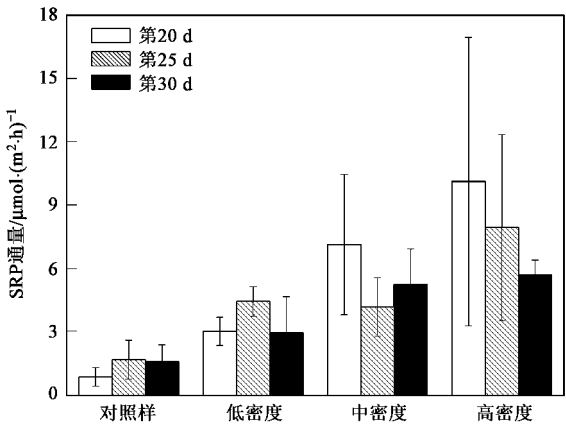


图3 投加河蚬后SRP在各组沉积物-水界面间通量
Fig. 3 SRP fluxes across the sediment-water interface in microcosms of different treatments after the introduction of *C. fluminea*

2.3 河蚬对间隙水中 Fe^{2+} 、SRP 的影响

河蚬加入前(实验第16 d),不同处理组间隙水 Fe^{2+} 、SRP 垂向剖面相似(图4). Fe^{2+} 浓度随深度的增加而增高,>2 cm 后趋于稳定;SRP 浓度在表层2 cm 先增加,>2 cm 后有稍微减小的趋势. 河蚬

减小了沉积物间隙水中 Fe^{2+} 、SRP 浓度,减小的程度随河蚬生物量的增加而加大,为清楚表达结果,图4中仅给出了对照组与高密度组的间隙水剖面情况. 间隙水中 Fe^{2+} 与 SRP 的变化均发生在表层4 cm,并且两者剖面形状的变化基本保持一直.

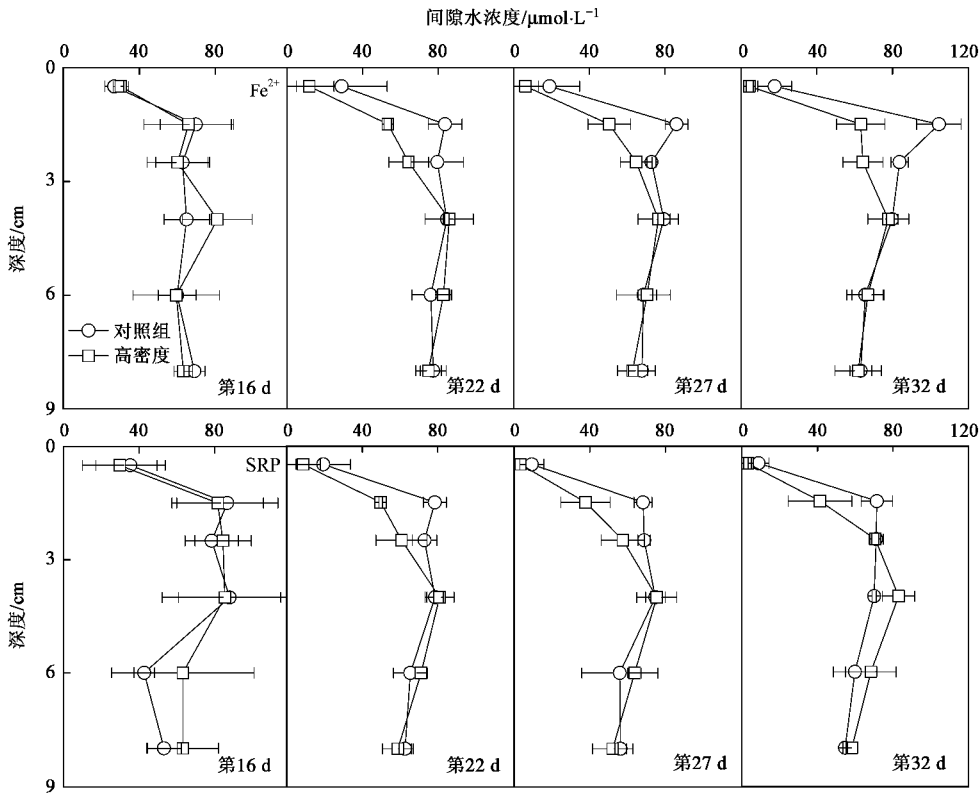


图4 间隙水中 Fe^{2+} 、SRP 在不同时间的剖面
Fig. 4 Fe^{2+} and SRP profiles in pore water sampled on days 16, 22, 27, and 32

2.4 河蚬对沉积物含水率与微生物活性的影响

同对照样相比,高密度组河蚬扰动显著增加了沉积物含水率(图 5, $p < 0.01$),有无河蚬扰动的沉积物含水率均随深度的增加显著减小($p < 0.001$),河蚬对沉积物含水率的增加在表层最大,随深度增加而递减,不同处理组与深度之间交互作用显著($p < 0.001$)。河蚬的扰动同样显著增加了沉积物总微生物活性(图 6, $p < 0.01$),沉积物总微生物活性也随深度的增加显著降低($p < 0.001$)。总微生物活性增加量在表层最大,随深度的增加趋于减小。统计分析表明不同处理与深度之间不存在显著交互作用($p > 0.05$)。

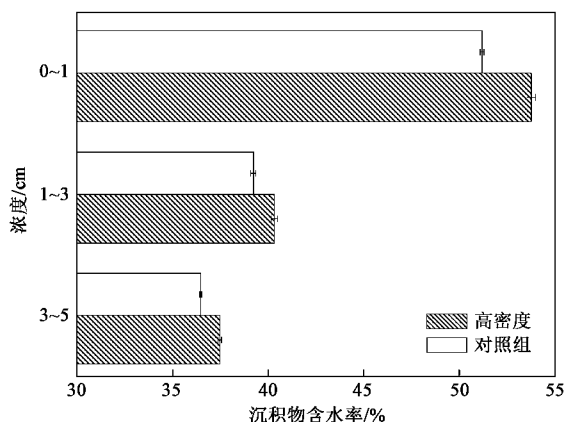


图 5 培养结束时对照组与高密度组沉积物含水率

Fig. 5 Sediment water content in the control and high density treatments at the end of the incubation

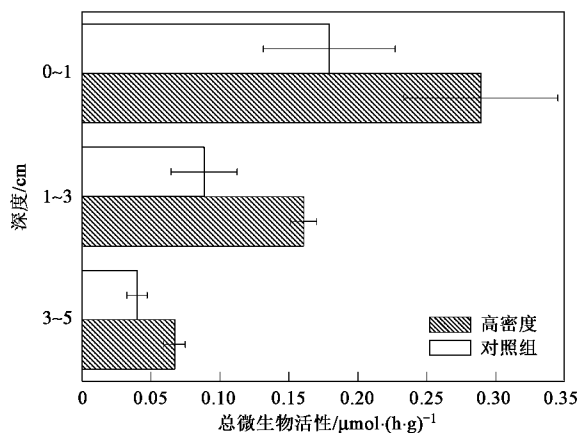


图 6 培养结束时对照组与高密度组沉积物总微生物活性

Fig. 6 Total microbial activity in sediments of the control and high density treatments at the end of the incubation

2.5 河蚬对沉积物磷形态的影响

对照组与高密度处理组表层 5 cm 的沉积物磷形态分析结果表明,只有 NaBD-P 存在组间显著差

异(图 7, $p < 0.001$),其它形态磷不存在组间差异(图 7, $p > 0.05$)。两组沉积物中 NaBD-P 含量在表层最高,不同层位 NaBD-P 含量差异显著($p < 0.001$)。同时不同处理与深度之间交互作用显著($p < 0.05$)。

3 讨论

河蚬的活动破坏了沉积物表层原有结构、增加了沉积物的含水率(图 5)。与已有双壳类动物扰动的研究结果相比较^[37],河蚬对表层沉积物的破坏深度与力度较小,这是因为河蚬个体较小。双壳类动物个体越大,对沉积物造成的破坏作用也越强^[38]。与其它双壳动物一样,河蚬的活动增加了富含氧气上覆水的下渗,增加了含氧沉积物体积与有氧-无氧沉积物界面的面积^[11, 37, 39]。除氧气外,伴随河蚬的扰动,沉积物氧化层中硝化活动得到加强,间隙水中硝态氮浓度升高,也为沉积物中氧化还原反应提供电子受体^[1]。沉积物氧化还原环境与有氧-无氧界面的变化,以及伴随河蚬活动所产生的平流、生物引灌等过程,改变了沉积物的化学特征(图 4、图 7)与总微生物活性(图 6)。

引起间隙水中 Fe^{2+} 浓度降低的原因可能有:河蚬扰动促进了间隙水中 Fe^{2+} 向上覆水的释放,河蚬扰动促进了间隙水中 Fe^{2+} 的氧化,含水率的增加稀释了间隙水中 Fe^{2+} 浓度。在整个实验过程中,没有检测到 Fe^{2+} 向上覆水的释放;同时河蚬对沉积物含水率的改变程度远不及对间隙水中 Fe^{2+} 的改变大(图 4、图 5);作者认为河蚬的活动氧化了间隙水中 Fe^{2+} ,从而较大程度地减小其浓度。 Fe^{2+} 氧化反应所生成的水合铁氧化物对 SRP 具有良好的吸附作用,进而可以在一定程度上吸附间隙水中 SRP,减小间隙水中 SRP 浓度^[13]。磷形态分析结果表明河蚬扰动增加了沉积物中铁结合态磷(图 7),这一结果同样有力佐证了河蚬扰动促进了沉积物间隙水中 Fe^{2+} 的氧化,促进了 SRP 与水合铁氧化物结合并沉积到沉积物中。

间隙水中 SRP 浓度的降低会减小 SRP 向上覆水扩散的浓度梯度,进而减小 SRP 向上覆水的释放通量,甚至产生沉积物对上覆水中 SRP 的吸附^[13, 40]。但是本研究的 SRP 通量结果表明河蚬不仅没有减缓 SRP 向上覆水的释放,却促进了 SRP 向上覆水的释放(图 3)。这是因为在产生这些抑制 SRP 向上覆水释放的同时,河蚬同时制造了一些促进 SRP 向上覆水释放的过程。

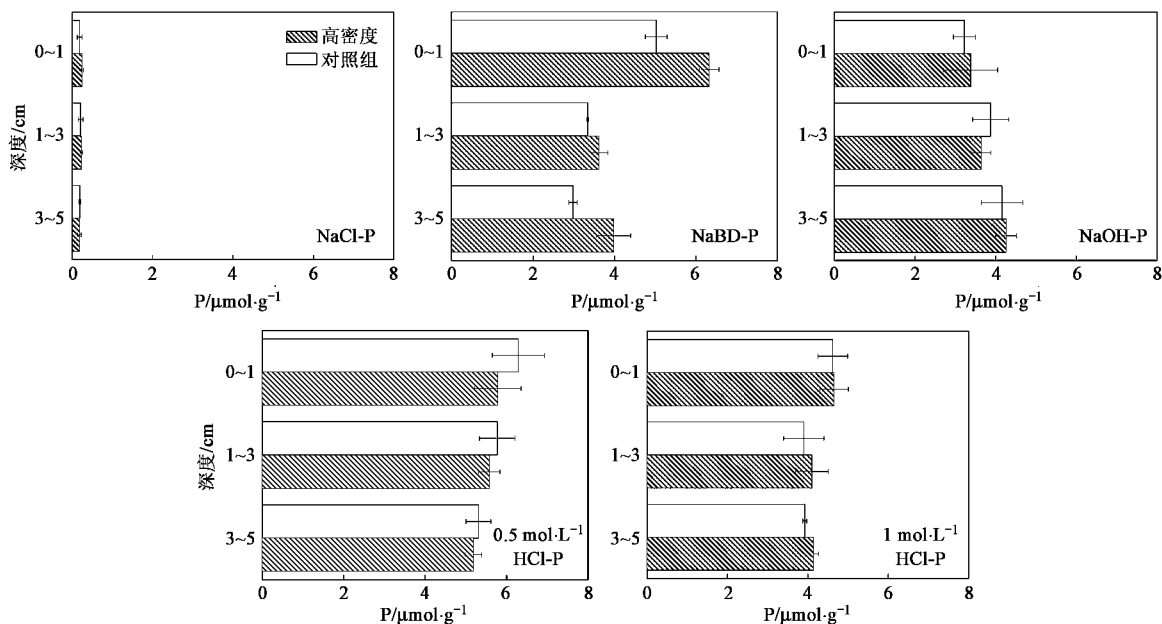


图 7 培养结束时对照组与高密度组沉积物磷形态

Fig. 7 Phosphorus fractions in sediments of the control and high density treatments at the end of the incubation

沉积物含水率的增加、沉积物-水界面面积的增大均可以加快间隙水中 SRP 向上覆水的扩散。河蚬的挖掘、生物引灌等行为可以在间隙水与上覆水之间产生平流作用,加快 SRP 向上覆水的运动。河蚬通过斧足摄食、以及沉积物微生物活性的增强可以引起有机质的降解^[1, 16, 25],有机质降解为间隙水提供更多溶解态磷^[16],促进 SRP 向上覆水扩散。另外,河蚬新陈代谢速率很高^[25],在新陈代谢过程可以将大量的磷释放到水体中^[22, 41]。在实验进程中,可以观察到河蚬将吸管伸出沉积物,进行滤食、排泄等活动,这些活动可能会促进 SRP 向上覆水的释放。底栖动物排泄所释放磷在其所影响 SRP 向上覆水释放中占有主导作用^[14]。这些促进 SRP 向上覆水释放的过程占据主导优势、超过了前述抑制 SRP 释放的效应,则表现为河蚬的出现促进了 SRP 向上覆水的释放,并且释放强度随所投加河蚬生物量的增加而加大(图 3)。

虽然河蚬的扰动作用促进了 SRP 向上覆水的释放、显著改变了 SRP 在间隙水中的分布,但是除铁结合态磷外,河蚬的出现并未能对其它形态磷产生显著的改变作用(图 7)。Lewandowski 等^[13]通过室内培养研究摇蚊幼虫与水丝蚓扰动沉积物中磷结合形态的影响,结果也表明生物扰动仅改变了铁结合态磷在沉积物中的分布,没有能够改变其它形态

磷的分布。这可能与室内培养时间较短,底栖动物对磷形态的影响还是仅仅通过氧化还原电位变化等敏感化学条件的变化来实现,还未能形成对其它形态磷产生影响的有效机制。长期生物扰动下,磷结合形态会发生怎样的变化仍需进一步研究。由于河蚬通过斧足纤毛摄食可以加快沉积物中有机质的降解,而河蚬通过吸管从上覆水滤食可以为沉积物累积有机质^[25],再加上河蚬活动下沉积物微生物活性的增强,河蚬长期扰动下沉积物中磷结合形态会发生怎样的变化,还有待下一步的深入探究。

4 结论

(1) 河蚬的扰动破坏了沉积物表层的原有结构,改变了沉积物的微地貌特征,增加了氧气渗入深度、沉积物含水率、总微生物活性,改变了间隙水、沉积物化学性质等。这些变化发生在表层 4 cm,与河蚬在沉积物中的分布位置相一致。

(2) 伴随河蚬的活动,间隙水中 Fe^{2+} 被部分氧化,减小了间隙水中 Fe^{2+} 浓度;氧化生成的水合铁氧化物吸附间隙水中 SRP,并沉积到沉积物颗粒上;从而减小了间隙水中 SRP 的浓度,增加了沉积物中铁结合态磷的含量。

(3) 河蚬的出现增加了 SRP 向上覆水的释放速率,加快磷在沉积物-水界面间的循环过程,且

SRP 释放速率随河蚬密度的增加而增大。

致谢:感谢申秋实、商景阁在样品采集过程中给予的帮助。

参考文献:

- [1] 陈振楼, 刘杰, 许世远, 等. 大型底栖动物对长江口潮滩沉积物-水界面无机氮交换的影响[J]. 环境科学, 2005, **26**(6): 43-50.
- [2] Shull D H. Bioturbation[A]. In: John H S, Karl K T, Steve A T, (eds). Encyclopedia of Ocean Sciences[M]. Oxford: Academic Press, 2009. 3513-3518.
- [3] Meysman F J R, Middelburg J J, Heip C H R. Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea[J]. Trends in Ecology and Evolution, 2006, **21**(12): 688-695.
- [4] Boström B, Andersen J M, Fleischer S, et al. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface[J]. Hydrobiologia, 1988, **170**: 229-244.
- [5] Vanni M J. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems[J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 2002, **33**: 341-370.
- [6] Welsh D. Its a dirty job but someone has to do it: The role of marine benthic macrofauna in organic matter turnover and nutrient recycling to the water column[J]. Chemistry and Ecology, 2003, **19**(5): 321-342.
- [7] Aller R. Transport and reactions in the bioirrigated zone[A]. In: Boudreau B P, Jørgensen B B, (eds). The benthic boundary layer: transport processes and biogeochemistry[M]. New York: Oxford University Press, 2001. 269-301.
- [8] Correll D. Role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review[J]. Journal of Environmental Quality, 1998, **27**(2): 261-266.
- [9] Søndergaard M, Jensen P, Jeppesen E. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes[J]. The Scientific World Journal, 2001, **1**: 427-442.
- [10] 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——2. 磷释放的热力学机制及源-汇转换[J]. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 207-217.
- [11] Matisoff G, Fisher J, Matis S. Effects of benthic macroinvertebrates on the exchange of solutes between sediments and freshwater[J]. Hydrobiologia, 1985, **122**: 19-33.
- [12] Andersson G, Granéli W, Stenson J. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems[J]. Hydrobiologia, 1988, **170**: 267-284.
- [13] Lewandowski J, Hupfer M. Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study[J]. Limnology and Oceanography, 2005, **50**(4): 1106-1118.
- [14] Gallepp G W. Chironomid influence on phosphorus release in sediment-water microcosms[J]. Ecology, 1979, **60**(3): 547-556.
- [15] Hansen K, Mouridsen S, Kristensen E. The impact of *Chironomus plumosus* larvae on organic matter decay and nutrient (N, P) exchange in a shallow eutrophic lake sediment following a phytoplankton sedimentation[J]. Hydrobiologia, 1998, **364**: 65-74.
- [16] Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Detry T, et al. Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? [J]. Environmental Pollution, 2005, **134**: 57-69.
- [17] Vaughn C, Hakenkamp C. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems[J]. Freshwater Biology, 2001, **46**(11): 1431-1446.
- [18] 张虎才, 陈羽, 樊红芳, 等. 河蚬分布的气候环境及壳体稳定同位素[J]. 海洋地质与第四纪地质, 2007, **27**(3): 77-84.
- [19] 刘敏, 熊邦喜. 河蚬的生态习性及其对重金属的富集作用[J]. 安徽农业科学, 2008, **36**(1): 221-224.
- [20] Karatayev A Y, Padilla D K, Minchin D, et al. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves[J]. Biological Invasions, 2007, **9**(2): 161-180.
- [21] Cherry D L, Roy R L, Lechleitner R A, et al. Corbicula fouling and control measures at the Celco Plant, Virginia[J]. American Malacological Bulletin, 1986, **2**: 69-81.
- [22] Lauritsen D, Mozley S. Nutrient excretion by the Asiatic clam *Corbicula fluminea* [J]. Journal of the North American Benthological Society, 1989, **8**(2): 134-139.
- [23] Poff N, Palmer M A, Angermeier P L, et al. Size structure of the metazoan community in a Piedmont stream [J]. Oecologia, 1993, **95**(2): 202-209.
- [24] Reid R, McMahon R F, Foighil D O, et al. Anterior inhalant currents and pedal feeding in bivalves[J]. The Veliger, 1992, **35**(2): 93-104.
- [25] Hakenkamp C, Palmer M. Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream[J]. Oecologia, 1999, **119**(3): 445-451.
- [26] 余婕, 刘敏, 侯立军, 等. 底栖穴居动物对潮滩 N 迁移转化的影响[J]. 海洋环境科学, 2004, **23**(2): 1-4.
- [27] 秦伯强, 胡维平, 陈伟民. 太湖水环境演化过程与机理[M]. 北京: 科学出版社, 2004. 389.
- [28] 蔡永久, 龚志军, 秦伯强. 太湖大型底栖动物群落结构及多样性[J]. 生物多样性, 2010, **18**(1): 50-59.
- [29] 尤本胜. 太湖沉积物再悬浮和沉降过程中物质的动态迁移及其定量化[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2007.
- [30] 范成新, 张路. 太湖-沉积物污染与修复原理[M]. 北京: 科学出版社, 2009. 390.
- [31] Michaud E, Desrosiers G, Mermillod-Blondin F, et al. The functional group approach to bioturbation; II. The effects of the *Macoma balthica* community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment-water interface[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2006, **337**(2): 178-189.
- [32] Adam G, Duncan H. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2001, **33**(7-8): 943-951.

[33] 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**(2): 224-228.

[34] Lukkari K, Hartikainen H, Leivuori M. Fractionation of sediment phosphorus revisited: I Fractionation steps and their biogeochemical basis [J]. Limnology and Oceanography: Methods, 2007, **5**: 433-444.

[35] Murphy J, Riley J. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters [J]. Analytica Chimica Acta, 1962, **27**(3): 31-36.

[36] Stookey L. Ferrozine - a new spectrophotometric reagent for iron [J]. Analytical Chemistry, 1970, **42**(7): 779-781.

[37] McCall P, Tevesz M, Schwelgien S. Sediment mixing by *Lampsilis radiata siliquoidea*(mollusca) from Western Lake Erie [J]. Journal of Great Lakes Research, 1979, **5**(2): 105-111.

[38] McCall P, Tevesz M J S, Wang X, *et al.* Particle mixing rates of freshwater bivalves: *Anodonta grandis* (Unionidae) and *Sphaerium striatinum* (Pisidiidae) [J]. Journal of Great Lakes Research, 1995, **21**(3): 333-339.

[39] McCall P, Matisoff G, Tevesz M J S. The effects of a unionid bivalve on the physical, chemical, and microbial properties of cohesive sediments from Lake Erie [J]. American Journal of Science, 1986, **286**: 127-159.

[40] Mortimer R, Davey J T, Krom M D, *et al.* The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes in the intertidal zone of the Humber Estuary [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1999, **48**(6): 683-699.

[41] Wittmann M, Reuter J, Schladow G, *et al.* Asian clam (*Corbicula fluminea*) of Lake Tahoe: Preliminary scientific findings in support of a management plan [EB/OL]. <http://169.237.166.248/research/AsianClam2009.pdf>.