

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2017.05.028

摇蚊幼虫扰动对沉积物-水界面结构特征的影响

王 汗^{1,2}, 燕文明¹, 宋兰兰¹, 陈沐松², 吴挺峰², 黄 列^{1,2}

(1. 河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 江苏 南京 210098;

2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 江苏 南京 210008)

摘要:以摇蚊幼虫为研究对象,通过对不同时段摇蚊幼虫扰动下沉积物的测定,探讨生物扰动下沉积物-水界面含水率和烧失量的变化规律以及粒径垂向分布规律。结果表明:在实验初期,摇蚊幼虫的扰动改变了沉积物的含水率,到了实验的中后期,摇蚊幼虫的活动趋于稳定,含水率变化较小;摇蚊幼虫的扰动增加了沉积物的有机质质量百分比;摇蚊组实验前后沉积物颗粒的粒径变化较大,其中黏粒分布变化最大。

关键词:沉积物-水界面;摇蚊幼虫;含水率;烧失量;粒径分布

中图分类号:X524

文献标志码:A

文章编号:1004-6933(2017)05-0177-06

Bioturbation effects of *Chironomus plumosus* on structural characteristics of sediment-water interface

WANG Han¹, YAN Wenming¹, SONG Lanlan¹, CHEN Musong², WU Tingfeng², HUANG Lie^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Hohai University,

Nanjing 210098, China; 2. Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences,

Nanjing 210008, China)

Abstract: Targeting at *Chironomus plumosus* as study object, this paper probed into the variation rule of the water content rate of sediment-water interface and loss on ignition as well as the vertical distribution of particle size through measuring the sediment under *Chironomus plumosus* disturbance in different time periods. Results showed that at the beginning of the experiment, the disturbance of *Chironomus plumosus* altered the water content rate of sediment, and then at later stage in the experiment, the activities of *Chironomus plumosus* tended to be stable with the results of little change in water content. The disturbance of *Chironomus plumosus* increased the organic content in the sediment. Moreover, the particle size of sediments varied greatly before and after *Chironomus plumosus* group conducted the experiment, especially big changes happened to the clay particle distribution.

Key words: sediment-water interface; *Chironomus plumosus*; rate of water content; loss on ignition; particle size distribution

沉积物-水界面处的几厘米范围内是界面反应最为活跃的区域。生物扰动是指土壤或者沉积物的物理化学特性被生活在其中的动植物改变的过程^[1],其环境地球化学效应主要集中在海洋、湖泊、河流等沉积物-水界面物质迁移、转化上。生物扰动能改变沉积物的结构和性质,从而对其中的污染物

产生影响。摇蚊幼虫大量存在于富营养化底泥 U-型廊道里,通过生物引灌、生物扰动、沉积物再悬浮、吸收、消化、排便和分泌等过程影响着湖泊沉积物的环境^[2-4]。摇蚊幼虫栖息场所比较固定,不易发生水平迁移,最大上下迁移活动的范围不会超过 18 cm,主要集中在沉积物-水界面处活动^[5],间隙水中的溶

基金项目:国家自然科学基金(41301531,41471021)

作者简介:王汗(1993—),男,硕士研究生,研究方向为水环境保护。E-mail:wanghst@163.com

通信作者:燕文明,高级实验师,博士。E-mail:ywm0815@163.com

解物质随着生物引灌作用被输出到上覆水中^[6], 摇蚊幼虫把上覆水引灌入廊道以获得食物和 O_2 , 摄食浮游植物、沉积物微粒和细菌^[7], 吸收摄食微粒中的部分营养物质, 其余部分被排泄出来, 排泄物的结构、化学性质和微生物特征与周围的沉积物不同^[8]。综上所述, 摇蚊幼虫的生物扰动作用会破坏沉积物的结构, 但关于摇蚊幼虫生物扰动对沉积物-水界面结构特征影响机理研究较少。基于此, 本研究将重点探讨摇蚊幼虫对沉积物-水界面含水率、有机质和沉积物粒径分布的影响。

1 材料与方法

1.1 样品来源和实验设计

在大纵湖湖心 ($31^{\circ}30'31.1''N$, $120^{\circ}10'31.0''E$) 采集 6 根沉积物柱样, 沉积物深度不小于 30 cm, 同时采集湖心上覆水用于室内培养。用彼得森采样器在采样点采集少量表层沉积物用于收集摇蚊幼虫, 沉积物过 2 mm 筛获得 4 龄期幼虫, 好氧 $5^{\circ}C$ 暂养^[9], 并立即运回实验室。对于需要做实验室静态培养的部分采样点则另取完整的沉积物柱, 直接运回实验室进行培养实验, 保留原位的上覆水, 并在原采样点位置另取适量上覆水作为备用。

构建室内培养系统 (图 1), 将培养管全部放入水槽恒温培养, 并用微孔曝气头轻微曝气, 温度控制在 $15 \pm 1^{\circ}C$, 以便于摇蚊在培养管内产卵繁殖, 光照周期 LD 为 12 h: 12 h, 预培养 16 d 以使沉积物稳定。挑选过 2 mm 筛的 4 龄期摇蚊幼虫, 计数、称重后引入到摇蚊幼虫组的 6 根预培养柱中 (对照组每根柱子添加个数为 0), 10 min/h 曝气培养, 摇蚊幼虫密度 1887 个/ m^2 。试验主要分为 3 个阶段, 进行微界面数据分析及相应的理化性质测定, 分别是加入摇蚊幼虫后的第 15 天、第 26 天、第 34 天。

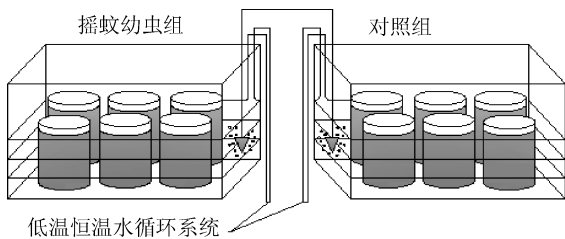


图 1 室内培养系统

1.2 实验方法

沉积物中的含水率、烧失量、颗粒粒径指标的测定需要用新鲜土样。沉积物样品的分析方法参照《土壤农业化学分析方法》^[10] 以及国内外相关文献, 粒径则依据 ISSS 国际制土壤质地分级标准^[10], 土壤结构分类按照 $0 \sim 2.0 \mu m$ 、 $2.0 \sim 20.0 \mu m$ 和 $20.0 \sim 2000 \mu m$ 3 组粒径将沉积物分为黏粒、粉砂

和砂粒 3 个不同等级。

a. 沉积物含水率分析方法。将空坩埚放入烘箱, $105^{\circ}C$ 条件下烘 30 min, 在干燥器中冷却 20 min 后称重, 直至恒重为止 (2 次称重相差不超过 $0.0005 g$), 取适量底泥置于坩埚中, 将装底泥的坩埚放入烘箱 $105^{\circ}C$ 条件下烘 12 h, 在干燥器中冷却 20 min 后称重, 直至恒重为止, 按下式计算沉积物含水率:

$$M_C = \frac{g_1 - g_2}{g_1 - g_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中: M_C 为沉积物含水率值; g_0 为坩埚烘干至恒重质量, g; g_1 为底泥和坩埚称重质量, g; g_2 为底泥和坩埚置于烘箱中一定高温下烘 12 h 至恒重质量, g。

b. 沉积物烧失量分析方法。将空坩埚放入烘箱, $105^{\circ}C$ 条件下烘 30 min, 在干燥器中冷却 20 min 后称重, 直至恒重为止, 取适量烘干后的底泥于坩埚中, 放入电炉 $550^{\circ}C$ 条件下烧 2 h, 在干燥器中冷却 20 min 后称重, 直至恒重为止, 按下式计算沉积物烧失量:

$$L_{OI} = \frac{g_1 - g_3}{g_1 - g_0} \times 100\% \quad (2)$$

式中: L_{OI} 为沉积物烧失量; g_3 为底泥和坩埚置于电炉中一定高温下烧 2 h 至恒重质量, g。

c. 沉积物粒径分析方法。为更好地反映沉积物的粒径分布特征, 需要去除样品中的有机质和钙质的影响。样品的预处理步骤: ①样品的分散。取适量约 1 g 样品放于小烧杯中, 加入分散剂。分散剂的选择: 中性土加 0.1 mol/L 草酸钠 5 mL, 酸性土加 0.1 mol/L 氢氧化钠 5 mL, 一般样品加入 0.1 mol/L 的六偏磷酸钠溶液 5 mL; ②加入 30% 的过氧化氢 2 mL 除去有机质; ③加入 0.1 mol/L 的稀盐酸 2 mL 除去钙质胶结物; ④超声 30 s 洗去盐分。静置过夜, 然后在激光粒度分析仪 (LS13320, 美国) 上测定各采样点沉积物的粒径分布情况。

1.3 数据处理

采用 SPSS 22.0 统计软件对试验数据进行 t 检验, $P < 0.01$ 为差异性极显著, $0.01 \leq P < 0.05$ 为差异性显著。

2 结果与讨论

2.1 摇蚊幼虫扰动对沉积物含水率的影响

沉积物含水率可以反映沉积物颗粒之间孔隙的大小, 即沉积物的疏松程度。沉积物中存在的孔隙使得孔隙水向沉积物内部渗透, 而位于孔隙中的水又是沉积物和上覆水之间进行物质和能量交换的介质。可以说, 沉积物中含水率的高低影响着营养物质迁移路径的多寡。图 2 为实验对照组与摇蚊组沉积物含水率的垂向分布。

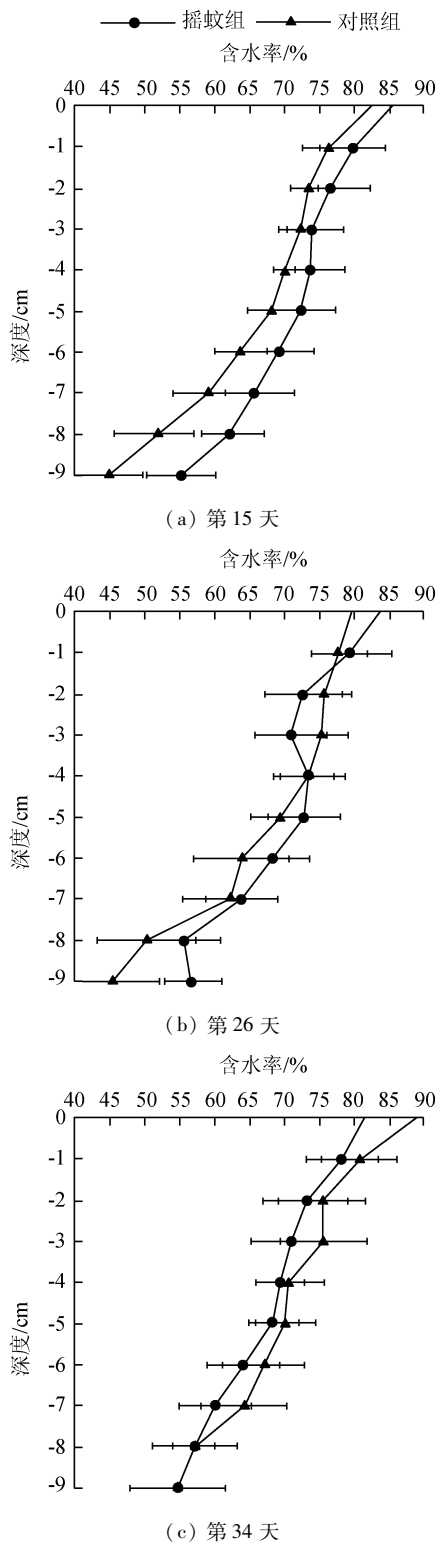


图 2 对照组与摇蚊组沉积物含水率的垂向分布

从图 2 可以看出,对照组和摇蚊组 3 个不同时段中沉积物含水率随深度的增加而降低。加入摇蚊幼虫后的第 15 天,摇蚊组含水率大于对照组,在 6 ~ 9 cm 达到显著性差异 ($P < 0.05$),这可能是因为通道与洞穴的出现增加了沉积物-水界面面积,加大溶解物质在沉积物-水界面的扩散。沉积物-水界面面积的增幅因底栖动物洞穴的大小与密度而异,Christensen 等^[11-12]的研究表明因洞穴所形成的沉

积物-水界面面积是沉积物水平表面积的 1.3 ~ 5 倍。在实验初期,摇蚊幼虫在表层底泥挖掘通道、建造巢穴并进行排泄等活动扰动了表层底泥和其排泄物,使摇蚊组柱状样上覆水较空白组浑浊,摇蚊幼虫的筑穴和引灌作用构筑了直径约为 2 mm 廊道,廊道增加了沉积物的孔隙度,增大了含水率。周易勇等^[13]研究指出摇蚊幼虫对太湖梅梁湾和大浦口沉积物扰动显著增大了沉积物孔隙度 ($P < 0.001$),与本实验结果一致。加入摇蚊幼虫后第 26 天,除了 1 ~ 4 cm 处摇蚊组含水率低于对照组外,1 cm 以下和 4 cm 以上摇蚊组含水率均高于对照组,且均无显著性差异 ($P > 0.05$)。加入摇蚊幼虫后的第 34 天,摇蚊组含水率略低于对照组,无显著性差异 ($P > 0.05$),这可能是因为在实验的中后期,摇蚊幼虫构筑廊道活动已完成,摇蚊幼虫仅在廊道内进行引灌、冲刷活动,很少会构筑新的廊道,摇蚊幼虫的活动趋于稳定期,沉积物孔隙度变化较小,含水率变化也较小。

通过重复双因素方差分析检验发现,3 个不同时段不同处理组沉积柱之间含水率无明显差异 ($P > 0.05$)。在实验结束后,对两组实验底泥进行分层的过程中发现,对照组底泥较密实,而摇蚊组底泥较为松软。可见,沉积物含水率可以反映沉积物的界面特征以及沉积物物理结构受环境的影响程度,摇蚊幼虫通过筑穴、引灌等生命活动改变了沉积物的孔隙,增大了含水率,尤其是在加入摇蚊幼虫的初期阶段这种现象更为明显。

2.2 摇蚊幼虫扰动对沉积物烧失量的影响

采用沉积物烧失量 (L_{OI}) 来衡量沉积物中有机质质量百分比。从图 3 可以看出,实验中摇蚊幼虫的扰动改变了沉积物 L_{OI} 的垂向分布。

通过对比图 3 可知,摇蚊组和对照组沉积物 L_{OI} 随深度的增加而降低。加入摇蚊幼虫后的第 15 天,表层 5 cm 以上摇蚊组和对照组同一分层中的 L_{OI} 大小交替变换,同一分层处的两组差别小于 0.5%; 5 cm 以下,摇蚊组的 L_{OI} 略高于对照组。加入摇蚊幼虫后的第 26 天,表层 4 cm 以上摇蚊组和对照组无显著差异 ($P > 0.05$); 4 cm 以下摇蚊组大于对照组,最大差值达到 3%,差异性显著 ($P < 0.05$)。加入摇蚊幼虫后的第 34 天,摇蚊组和对照组无显著差异 ($P > 0.05$),在 5 cm 处摇蚊组沉积物 L_{OI} 值低于对照组,其他点均是摇蚊组 L_{OI} 值高于对照组。摇蚊幼虫通过摄食、扰动、构筑洞穴、通风等活动影响有机质向沉积物的输入和分布,扰动改变了沉积物的理化特征,加速沉积物中有机质的矿化,降低有机质浓度。

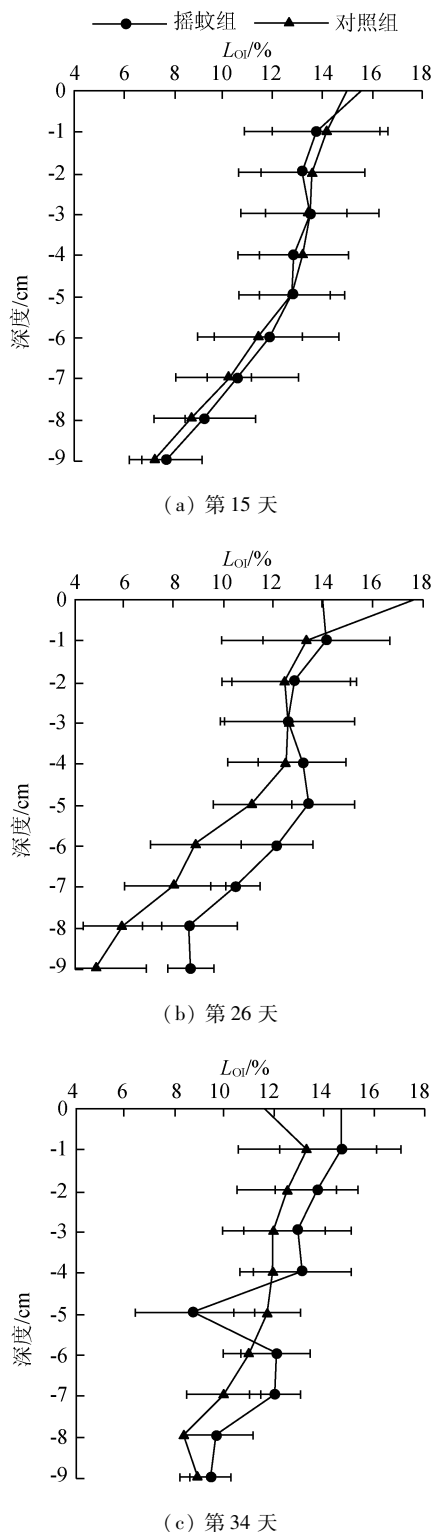


图3 对照组与摇蚊组沉积物 L_{OI} 的垂向分布

但摇蚊幼虫摄食细菌、浮游植物、藻类等,这些物质富含有机质,其摄食过程可以造成有机质在廊道内的累积,并且摇蚊幼虫的排泄物也富含有机质,可以增加沉积物中有机质浓度,这可能是产生上述结果的重要原因。另外测定 L_{OI} 时,没有去除摇蚊幼虫在沉积物中的残体,这也可能会使得摇蚊组中的 L_{OI} 增加。加入摇蚊幼虫后的第 34 天,摇蚊组 5 cm 处沉积物出现了突变点,该处的 L_{OI} 值明显降低,这可能

是因为伴随生物引灌等对流作用、扩散作用的增强,摇蚊幼虫的扰动增大了沉积物耗氧速率,沉积物的氧化及微生物活性的增强又加强了该点附近的有机质降解,加速了沉积物的矿化。

2.3 摇蚊幼虫扰动对沉积物粒径分布的影响

在实验设计时,对照组和摇蚊组采用相同的粒径填充方法,将实验前后的粒径进行对比可知,摇蚊组的粒径分布变化高于对照组,尤其是黏粒分布变化最大。由图 4 可知,对照组的粒径变化在 1% 以内;摇蚊组的颗粒大小变化较大,沉积物底层的粒径分布变化比在表层处更显著。同一分层处对照组的粒径差异多介于 0.3% ~ 0.8%,粒径差异小于 1%。摇蚊组实验前后变化较大,摇蚊组沉积物粒径垂向变幅在 31.9% ~ 12.4%,其中表层 1 ~ 3 cm 的黏粒占比降低,降幅分别为 5.3%、4.7%、3.1%;4、5 cm 处黏粒占比略微增加,增幅分别为 2.0%、12.4%;6 cm 处黏粒占比降低,降幅 8.9%;7、8 cm 变化很小;9、10 cm 处黏粒占比降幅较大,分别为 20%、31.9%。摇蚊组沉积物中壤粒占比实验前后变幅较小,介于 -7.8% ~ 9.2%;且表层 5 cm 以上的沉积物中壤粒占比变幅明显小于 5 cm 以下沉积物;1 ~ 5 cm 的变幅分别为 0.04%、2.3%、-1.5%、-1.3%、2.9%;6 ~ 10 cm 的变幅分别为 -4.1%、9.2%、-5.9%、-7.8%、-2.0%。摇蚊

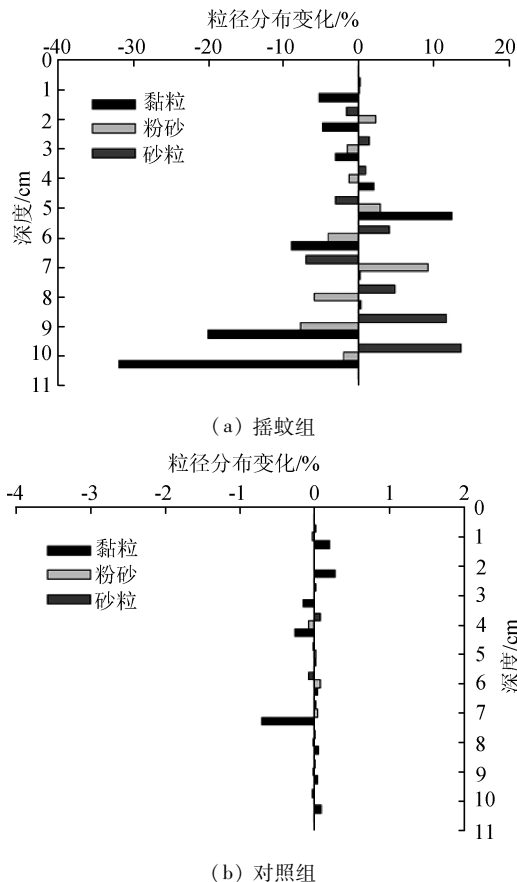


图4 对照组与摇蚊组实验前后沉积物粒径分布变化

组沉积物中的砂粒占比变幅介于 $-7.0\% \sim 13.6\%$,其中表层 $1 \sim 5\text{ cm}$ 以上变幅较小,介于 $-3.0\% \sim 1.4\%$; $6 \sim 10\text{ cm}$ 变幅较大,分别为 -4.2% 、 -7.0% 、 4.9% 、 11.6% 、 13.6% 。

从图 5 可以看出,摇蚊组底层沉积物粒径的占比变化明显大于表层沉积物,对照组沉积物中的粒径分布实验前后变化很小。黏粒占比分布情况为中间 5 cm 处,摇蚊组大于对照组,其他深度摇蚊组黏粒占比小于对照组, $9 \sim 10\text{ cm}$ 黏粒占比差值达到 $25.24\% \sim 46.23\%$,可能是因为摇蚊幼虫引灌作用使得黏粒容易向上覆水中迁移。对照组和摇蚊组沉积物中同一分层处的壤粒百分比无显著性差异

($P>0.05$) ;砂粒占比 $8 \sim 10\text{ cm}$ 处摇蚊组与对照组呈显著性差异($P<0.05$) ;摇蚊组的粒径平均值占比在 $8 \sim 10\text{ cm}$ 处也明显大于对照组,具有显著性差异($P<0.05$) 。可见摇蚊幼虫在引灌过程中可能会引起大颗粒的沉降,使得底层沉积物中大颗粒增加,扰动对沉积物颗粒的垂直分布具有重要影响,并进一步改变沉积物的底质环境和理化特性。

3 结 论

分析了摇蚊幼虫扰动作用对沉积物-水界面物理化学特征的影响。在实验初期,摇蚊幼虫的扰动行为使沉积物的表层和深层颗粒在垂直方向发生迁移和重新分布,摇蚊幼虫在引灌过程中引起大颗粒的沉降,使得底层沉积物中大颗粒增加,从而改变了沉积物的底质环境和理化特性。摇蚊幼虫的扰动作用改变了沉积物烧失量和含水率的垂向分布,在实验初期,摇蚊组的沉积物含水率高于对照组,在实验的中后期,摇蚊组的沉积物含水率低于对照组。摇蚊幼虫的扰动作用研究成果可为揭示生物扰动对湖泊沉积物-水界面影响提供理论依据。

参考文献:

[1] KOGURE K, WADA M. Impacts of macrobenthic bioturbation in marine sediment on bacterial metabolic activity [J]. Microbes and Environments, 2005, 20 (4) : 191-199.

[2] ALLER R C, ALLER J Y. The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments [J]. Journal of Marine Research, 1998, 56(4) :905-936.

[3] 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.

[4] LINDROTH A. Periodische ventilation bei der larve von *Chironomus plumosus* [J]. Zool. Anz, 1942, 138 (11/12) : 244-247.

[5] CUFREY J M, KEMP W M. Influence of the submersed plant, *Potamogeton perfoliatus*, on nitrogen cycling in estuarine sediments [J]. Limnology and Oceanography, 1992, 37(7) :1483-1495.

[6] WALSHE B M. Feeding mechanisms of *Chironomus larvae* [J]. Nature, 1947, 160 (4066) :474-474.

[7] HYMEL S N, PLANTE C J. Fate of bacteria transiting the gut of the deposit feeder *Abarenicola pacifica*; influence of temperature and sediment food concentration [J]. Aquatic Microbial Ecology, 2000, 22(1) :93-101.

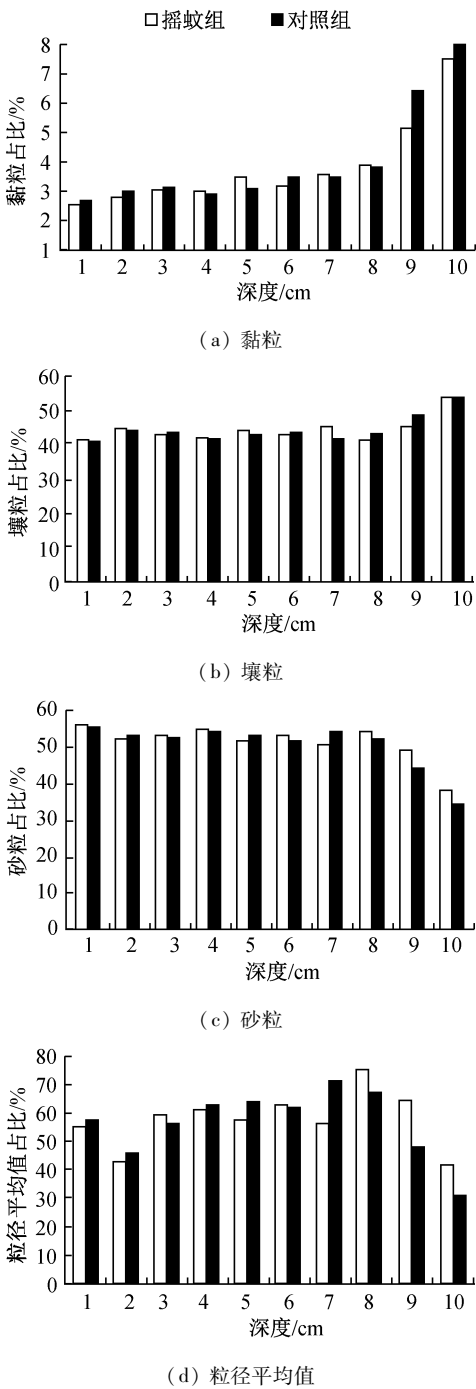


图 5 对照组与摇蚊组不同粒径沉积物分布对比

[8] KRISTENSEN E, MIKKELSEN O L. Impact of the burrow-dwelling polychaete *Nereis diversicolor* on the degradation of fresh and aged macroalgal detritus in a coastal marine sediment [J]. Marine Ecology Progress, 2003, 265: 141-153.

[9] 金相灿, 王圣瑞, 赵海超, 等. 五里湖和贡湖不同粒径沉积物吸附磷实验研究 [J]. 环境科学研究, 2004, 17 (增刊 1): 6-10. (JIN Xiangcan, WANG Shengrui, ZHAO Haichao, et al. Study on the phosphate sorption of the different particle size fractions in the sediments from Wuli Lake and Gonghu Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2004, 17 (sup1): 6-10. (in Chinese))

[10] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[11] CHRISTENSEN B, VEDEL A, KRISTENSEN E. Carbon and nitrogen fluxes in sediment inhabited by suspension-feeding (*Nereis diversicolor*) and non-suspension-feeding (*N. virens*) polychaetes [J]. Marine Ecology Progress, 2000, 192 (1): 203-217.

[12] WELSH D T. It's 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.

[13] 周易勇, 吴庆龙, 范成新. 湖泊沉积物界面过程与效应 [M]. 北京: 科学出版社, 2013.

(收稿日期: 2016 - 10 - 12 编辑: 王 芳)

(上接第 182 页)

[10] CHEN S S, CHENG C Y, LI C W, et al. Reduction of chromate from electroplating wastewater from pH 1 to 2 using fluidized zero valent iron process [J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 142 (1): 362-367.

[11] GUAN X, SUN Y, QIN H, et al. The limitations of applying zero-valent iron technology in contaminants sequestration and the corresponding countermeasures; the development in zero-valent iron technology in the last two decades (1994—2014) [J]. Water Research, 2015, 75224-75248.

[12] YOON I H, BANG S, CHANG J S, et al. Effects of pH and dissolved oxygen on Cr (VI) removal in Fe (0) / H₂O systems [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186 (1): 855-862.

[13] QIU S, LAI H F, ROBERSON M, et al. Removal of contaminants from aqueous solution by reaction with iron surfaces [J]. Langmuir, 2000, 16 (5): 2230-2236.

[14] BANG S, JOHNSON M D, KORFIATIS G P, et al. Chemical reactions between arsenic and zero-valent iron in water [J]. Water Research, 2005, 39 (5): 763-770.

[15] BANG S, KORFIATIS G P, MENG X. Removal of arsenic from water by zero-valent iron [J]. Journal of Hazardous Materials, 2005, 121 (1): 61-67.

[16] 马前, 叶少丹, 李义久, 等. 铁屑微电解法处理光致抗蚀剂废水的初步研究 [J]. 四川环境, 2003, 22 (4): 16-19. (MA Qian, YE Shaodan, LI Yijiu, et al. Preliminary study on wastewater treatment by iron chips micro-electrolysis [J]. Sichuan Environment, 2003, 22 (4): 16-19. (in Chinese))

[17] 兰希平, 姜国君. 氢化物-原子荧光法测定水中的 As (III) 和五价砷 [J]. 农业环境与发展, 2003, 20 (6): 37-38. (LAN Xiping, JIANG Guojun. Determination of arsenic (III) and arsenic (V) in the water using hydride generation atomic fluorescence spectrometry [J]. Agricultural Environment and Development, 2003, 20 (6): 37-38. (in Chinese))

[18] DANG Q H, NEKRASSOVA O, COMPTON R G. Analytical methods for inorganic arsenic in water: a review [J]. Talanta, 2004, 64 (2): 269-277.

[19] RAVEL B N M, NEWVILLE M. Data analysis for X-ray absorption spectroscopy using IFEFFIT [J]. Journal of Synchrotron Radiation, 2005, 12 (4): 537-541.

[20] SU C, PULS R W. Arsenate and arsenite removal by zerovalent iron: kinetics, redox transformation, and implications for in situ groundwater remediation [J]. Environmental Science & Technology, 2001, 35 (7): 1487-1492.

[21] KATSOYIANNIS I A, RUETTIMANN T, HUG S J. pH dependence of Fenton reagent generation and As (III) oxidation and removal by corrosion of zero valent iron in aerated water [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 42 (19): 7424-7430.

[22] LEE J, KIM J, CHOI W. Oxidation on zerovalent iron promoted by polyoxometalate as an electron shuttle [J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41 (9): 3335-3340.

[23] BATAINEH H, PESTOVSKY O, BAKAC A. pH-induced mechanistic changeover from hydroxyl radicals to iron (IV) in the Fenton reaction [J]. Chemical Science, 2012, 3 (5): 1594-1599.

[24] BISSEN M, FRIMMEL F H. Arsenic-a review. Part II: oxidation of arsenic and its removal in water treatment [J]. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 2003, 31 (2): 97-107.

[25] SHIMIZU A, TOKUMURA M, NAKAJIMA K, et al. Phenol removal using zero-valent iron powder in the presence of dissolved oxygen: roles of decomposition by the Fenton reaction and adsorption/precipitation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 20160-20167.

(收稿日期: 2016 - 12 - 08 编辑: 徐 娟)