

# 光裸方格星虫(*Sipunculus nudus*)生物扰动对混养系统沉积物及间隙水中营养物质的影响\*

李俊伟<sup>1</sup> 朱长波<sup>1</sup> 郭永坚<sup>1</sup> 颀晓勇<sup>1</sup> 黄国强<sup>2</sup> 陈素文<sup>1</sup>

(1. 中国水产科学研究院南海水产研究所 农业部南海渔业资源开发利用重点实验室 广州 510300;  
2. 广西海洋研究所 海洋生物技术重点实验室 北海 536000)

**摘要** 采用养殖水化学测定方法分析沉积物中有机质和营养盐含量变化,研究方格星虫生物扰动对混养系统中沉积物的生态效应。混养试验在20个养殖桶内(水体积550 L)进行,方格星虫(1.2±0.1 g)养殖在桶底沙层中,其放养密度为0、50、100和150条/桶;鲮(24.5±0.5 g)的放养密度为3尾/桶,养殖在水体中的网箱中(直径0.8 m、高度0.6 m)。试验共分4个处理组(T0、T50、T100和T150),每个处理组各设5个重复。结果显示,与对照组(T0)相比,方格星虫组底层(6–8 cm)沙中有机质含量有所增加,但未达到统计学显著差异( $P>0.05$ )。随着试验的进行,4个试验组的间隙水中硝态氮( $\text{NO}_3\text{-N}$ )、氨氮( $\text{NH}_4\text{-N}$ )以及活性磷(SRP)浓度均呈现出升高的趋势。试验结束时,T100和T150组各层间隙水的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度均低于T0组( $P<0.05$ ),且底层间隙水的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度随方格星虫密度的增加而降低;T0组表层 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度高于方格星虫组,而底层氨氮却显著低于高密度方格星虫组(T100和T150)( $P<0.05$ )。结果表明,方格星虫的生物扰动在一定程度上可以促进沉积物表层的有机质向底层转移,从而影响间隙水中氮、磷营养盐的转化和释放。方格星虫的生物扰动在精养池塘中的底质修复作用仍需进一步研究。

**关键词** 方格星虫; 生物扰动; 沉积物; 间隙水; 营养物质

**中图分类号** Q958 **文献标识码** A **文章编号** 1000-7075(2015)01-0103-08

沉积物是水生生态系统中重要的组成部分,其理化特征和沉积物-水界面的营养盐动力学特征直接影响着水生生态系统中的水质和底质环境(Boyd, 1995; Sajana *et al*, 2013; 张小勇等, 2013; 孙超等, 2014)。投饵类养殖系统产生的大量有机物在系统底部的过度积累会导致水质恶化以及沉积物理化特征的变化(Karakassis *et al*, 2000; Diaz, 2001; Sanz-Lázaro *et al*, 2008),而大型底栖动物则可以通过对沉积物的摄食、排泄以及掘穴活动等途径,改善沉积环境(孙刚等, 2013)。大型底栖动物的表面摄食和深层排泄行为加速了表层沉积物的封埋过程,从而降低和减缓沉积物中的营养物质向水体中的转移(Hulth *et al*, 2005);底栖动物的掘穴等生物扰动可以改变有机质或污染物在沉积物中的垂直分布(Benninger *et al*, 1979);底栖

动物对沉积物的垂直搬运和混合作用也会加速间隙水与上覆水之间的营养盐通量,从而影响沉积物-水界面的营养盐通量(Widdows *et al*, 1998)。

方格星虫(*Sipunculus nudus*)隶属于星虫动物门,是一种营穴居生活的大型底栖动物,广泛分布于中国近海沿岸,多栖息于沙质为主的滩涂区域(李凤鲁等, 1992; 张琴等, 2011、2013、2014; 李俊伟等, 2014)。方格星虫具有重要的食用和药用价值(蒋定文等, 2004; 沈先荣等, 2004),在国内具有较大的消费市场。由于方格星虫摄食和利用表层沉积物中的营养物质,并将粪便排泄在洞穴深处,实现了将表层沉积物向底层的搬运和封埋,属于下行搬运者(孙刚等, 2013)。一般认为星虫类对表面沉积物及重金属具有明显的封埋和迁移效果,在生态系统的地球化学过程中发挥

\* 国家科技支撑计划(2011BAD13B03)、中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金(中国水产科学研究院南海水产研究所)(2014TS03; 2014ZD01)和国家自然科学基金项目(31160532)共同资助。李俊伟, E-mail: lijunwei303@163.com  
收稿日期: 2014-07-25, 收修改稿日期: 2014-09-22

着重要作用(Shields *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2012)。目前关于方格星虫与其他生物混养的研究主要侧重经济效益的分析(陈福, 2009; 蔡德建等, 2011), 而对于方格星虫在混养系统中发挥的生态效益研究较少。方格星虫对沉积物中有机质的摄食利用可以减少或减缓有机质在沉积物表层的积累, 可改善沉积物的理化特征, 因此研究方格星虫在投饵类混养系统沉积物中的生态效益具有重要意义。

该研究通过在室内进行方格星虫与鲮的混养试验, 研究方格星虫的生物扰动对沉积物及间隙水中氮、磷营养盐浓度变化的影响, 确定方格星虫的生物扰动在投饵类养殖系统沉积物中发挥的生态效益, 可为投饵类养殖系统的高效清洁养殖提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

方格星虫与鲮(*Mugil cephalus*)的混养试验共4个处理组, 每个处理组分别设5个重复, 共20个养殖桶。在养殖桶(高0.8 m、直径1 m; 水体积为550 L)底部铺设沙层, 下层厚度为6 cm的粗沙(粒径0.8–1.5 mm), 表层为2 cm厚的细沙(0.1–0.2 mm)。在铺沙前, 每个养殖桶内铺设9个塑料板(7 cm×7 cm)埋于沙层底部, 以方便采集沉积物样品。方格星虫养殖于底部沙层中, 鲮置于养殖桶内的网箱中(高60 cm、直径80 cm)内。网箱用于分隔鲮与方格星虫, 其底部距离沙层10 cm, 可保证方格星虫不受到鲮干扰和伤害。

试验用方格星虫(1.2±0.1) g, 由广西海洋研究所海水增殖基地提供。养殖桶内方格星虫的放养条数分别为0、50、100、150条/桶(密度依次为0、65、127、191条/m<sup>2</sup>); 鲮[(24.5±0.5) g]的放养密度均为3尾/桶。

### 1.2 日常管理

试验期间按照鲮体重的3%进行投喂, 日投喂量为2–3 g。随着鲮体重的增加, 相应地增加饵料投喂量。采用充气石进行连续充氧, 溶氧浓度高于6 mg/L。养殖期间不换水。

### 1.3 样品的收集及测定

试验期为60 d, 每20 d采样1次, 共采样4次。每次采样时分别采集水样和沉积物。水体的温度、盐度、pH以及溶解氧(DO)采用YSI(556, YSI Incorporated, Yellow Springs, USA)进行现场测定。在试验初期和末期取水样测定水体中的总氮(TN)和总磷(TP)浓度, 采用过硫酸钾氧化法测定(雷衍之, 2006)。

采集沉积物时, 在每个养殖桶内采取3个样品混合为1个沉积物样品。将取样管(直径5 cm、高10 cm)插到沙底的塑料板上, 拎取塑料板上的绳子使取样管与塑料板紧密结合, 将沉积物样品取出。将沉积物分为表层(1–2 cm)、中层(3–5 cm)和底层(6–8 cm), 各层沉积物间隙水的氧化还原电位采用氧化还原电位仪测定(SX-630, 上海三信仪表公司)。通过真空抽滤方法获取间隙水并加入氯仿, 置于–20℃保存, 用于间隙水中硝态氮(NO<sub>3</sub>-N)、氨氮(NH<sub>4</sub>-N)及活性磷(SRP)浓度的测定(TitrIC全自动水质分析仪, 瑞士万通)。

将各层沉积物置于60℃烘干后保存, 采用马弗炉灼烧法(550℃)测定沉积物中的有机质含量。

### 1.4 数据分析

采用SPSS 17.0进行数据统计和分析。不同处理组之间的数据比较采用One-Way ANOVA进行分析, 显著度为 $P<0.05$ 。

## 2 结果

### 2.1 方格星虫生物扰动对沉积物中有机质垂直分布的影响

试验初期, 沙底中的表层、中层和底层有机质含量分别为2.0、2.0和2.2 mg/g。经过60 d的养殖试验, 4个处理组沉积物中有机质含量均具有一定程度的积累。在第20天采样时, 4个处理组的有机质浓度达到最高值, 随后有机质含量表现出缓慢降低的趋势(图1)。

试验结束时, 方格星虫组(T50、T100和T150)底层有机质含量均高于对照组(T0), 并且中层有机质含量也高于对照组。试验过程中, 底层有机质含量增幅最大, T0、T50、T100和T150组分别增加了5.16%、19.69%、14.52%和13.50%, 而方格星虫组的增幅高于对照组, 但4个试验组间的有机质含量未达到统计学上的差异水平( $P>0.05$ )。结果表明, 方格星虫的生物扰动在一定程度上促进了表层有机质向底部的转移。

### 2.2 方格星虫生物扰动对间隙水中氮、磷浓度的影响

**2.2.1 硝态氮浓度的变化** 试验初期, 4个试验组的间隙水中硝态氮浓度为0.07–0.11 mg/L, 组间无显著差异( $P>0.05$ )。随着养殖试验的进行, 各试验组的间隙水中硝态氮浓度均表现出升高的趋势。在第40天和第60天采样时, 随着沉积物深度的增加, 硝态氮浓度表现出降低的趋势, 尤其是底层间隙水的硝态氮浓度明显低于表层( $P<0.05$ ) (图2)。在第20天时, 高密度星虫组(T100和T150)的表层和中层间隙水中

硝态氮浓度高于对照组和 T50 组( $P<0.05$ ); 随着试验的进行, 在第 40 天和第 60 天时, 高密度星虫组(T100 和 T150)各层间隙水的硝态氮浓度均低于对照组(T0), 并且大多数层次的间隙水也低于 T50 组。试验后期(40 d 和 60 d), 底层间隙水中的硝态氮浓度表现出随方格星虫密度增加而降低的趋势。

**2.2.2 氨氮浓度的变化** 各试验组的间隙水中氨氮起始浓度范围为 0.06–0.08 mg/L, 组间无显著差异( $P>0.05$ ), 随着试验过程的推进呈缓慢增加趋势。在

第 20、40 和 60 天采样时, 高密度方格星虫组(T100 和 T150)表层、中层和底层间隙水均表现出较高的氨氮浓度, 尤其是 T100 组显著高于 T0 和 T50 组( $P<0.05$ )。在试验后期(40 d 和 60 d), 方格星虫组底层间隙水均表现出较高的氨氮浓度(图 3)。在整个采样过程中, T50 组表层、中层和底层均表现出较低的氨氮浓度。试验结束时对照组 T0 表层氨氮浓度最高, 底层氨氮浓度最低; 而 T50 组表层、中层氨氮浓度最

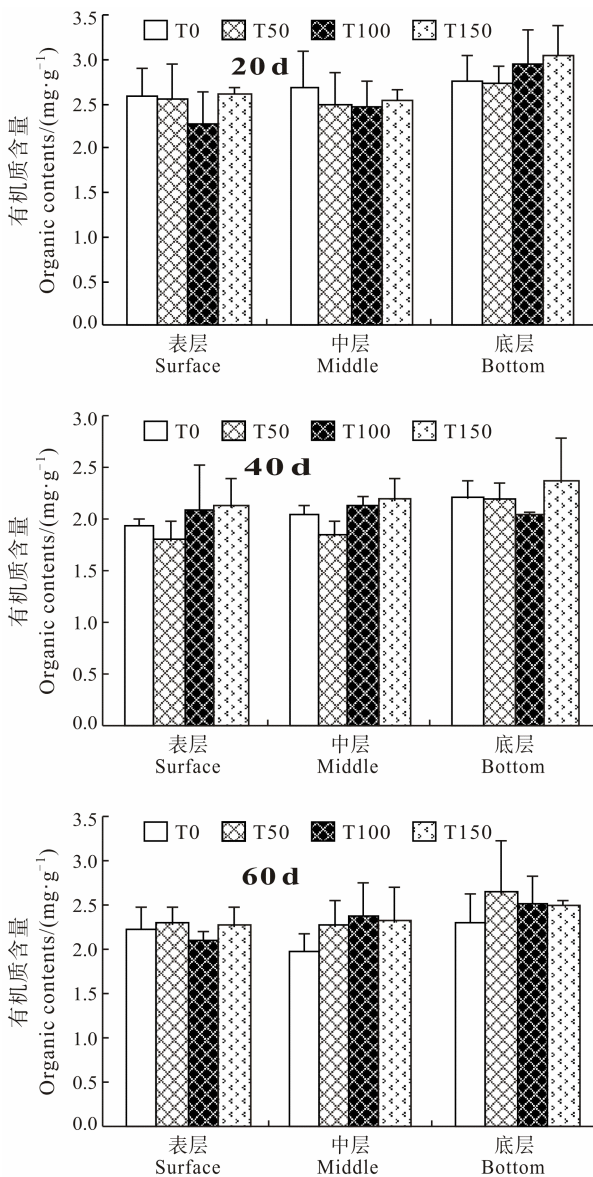


图 1 不同采样阶段沉积物不同层次中有机质含量的垂直分布

Fig.1 The contents of organic material in the three layers of the sediment during the experiment  
数据为平均值±标准误差  
Values were given as Mean ± SD (n=5)

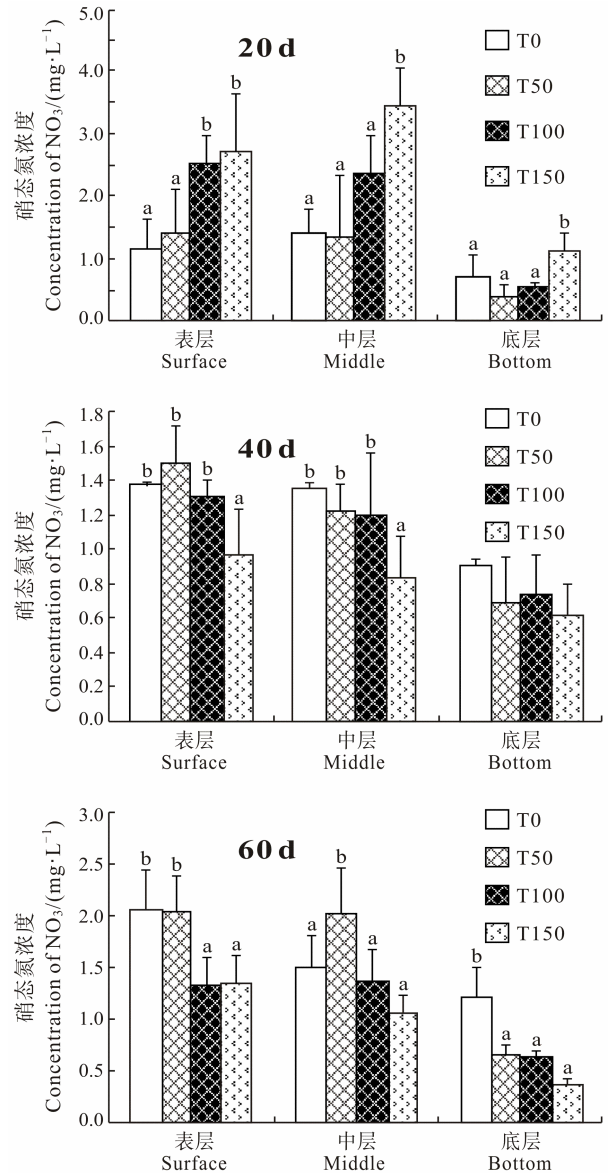


图 2 不同采样阶段沉积物的表层、中层和底层间隙水中硝态氮浓度的变化

Fig.2 The variation of nitrate nitrogen content in the three layers of the sediment during the experiment

字母 a 和 b 表示处理组之间的数据差异显著( $P<0.05$ )  
Different letters indicate significant difference among treatments ( $P<0.05$ )

低, 底层较高。随着密度增加, 方格星虫对于沉积物间隙水的影响也有所增强。

**2.2.3 活性磷浓度变化** 试验初期, 方格星虫组和对照组间隙水中的活性磷浓度相近, 变化范围为 0.004–0.008 mg/L, 且无显著差异 ( $P>0.05$ )。随着试验的进行, 所有处理组的间隙水中活性磷浓度均表现出增加的趋势(图 4)。在第 20 天采样时, 方格星虫组(T50、T100 和 T150)的表层和中层的间隙水活性磷浓度低于对照组, 底层间隙水则高于 T0 组。在第 40 天采样时, T100 和 T150 组的底层间隙水活性磷浓度仍高于对照组和低密度组 T50。试验结束时, 处理组

之间的底层间隙水活性磷浓度差异明显, T150 组底层间隙水活性磷浓度显著高于 T0 组( $P<0.05$ )。3 个采样阶段中对照组和低密度组(T50)的间隙水活性磷表现出随着深度增加而降低的趋势; 而在整个试验期间, 高密度组(T100 和 T150)间隙水活性磷浓度均表现为由底层向表层增加的趋势。

**2.3 方格星虫的生物扰动对水层的影响**

养殖期间, 水体中总氮和总磷浓度均呈显著升高的趋势(图 5)。试验初期 4 个处理组养殖水体中的总氮(TN)、总磷(TP)浓度相近 ( $P>0.05$ )。试验结束时, 所有处理组中的水体总氮浓度均显著高于初始浓度

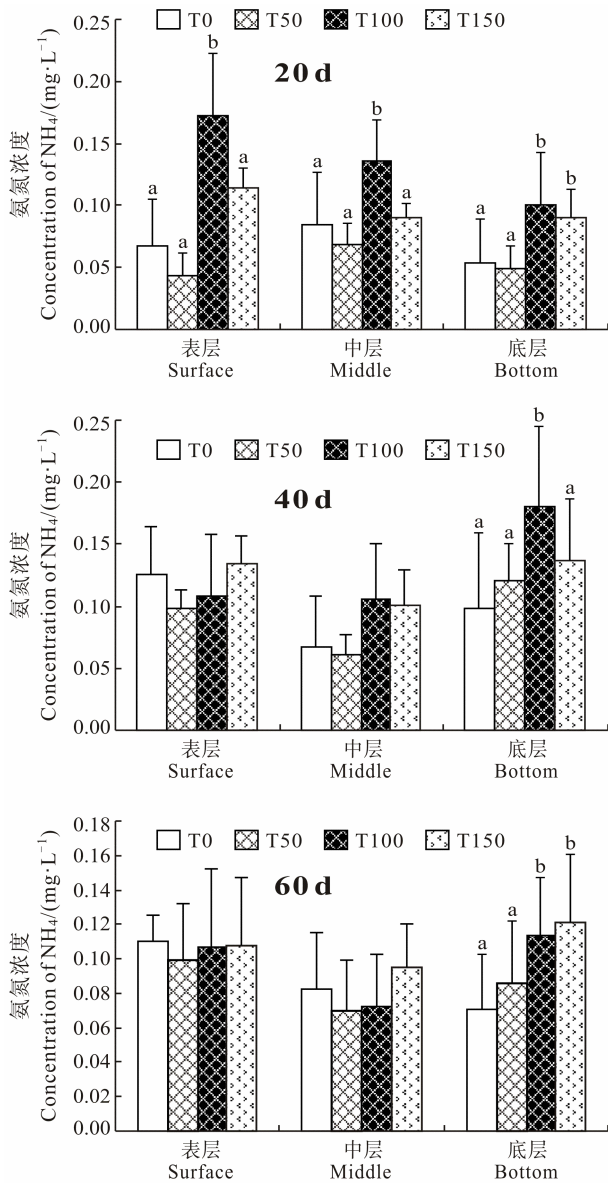


图 3 不同采样阶段沉积物的不同层次间隙水中氨氮浓度的变化

Fig.3 The variation of ammonia nitrogen content in the three layers of the sediment during the experiment

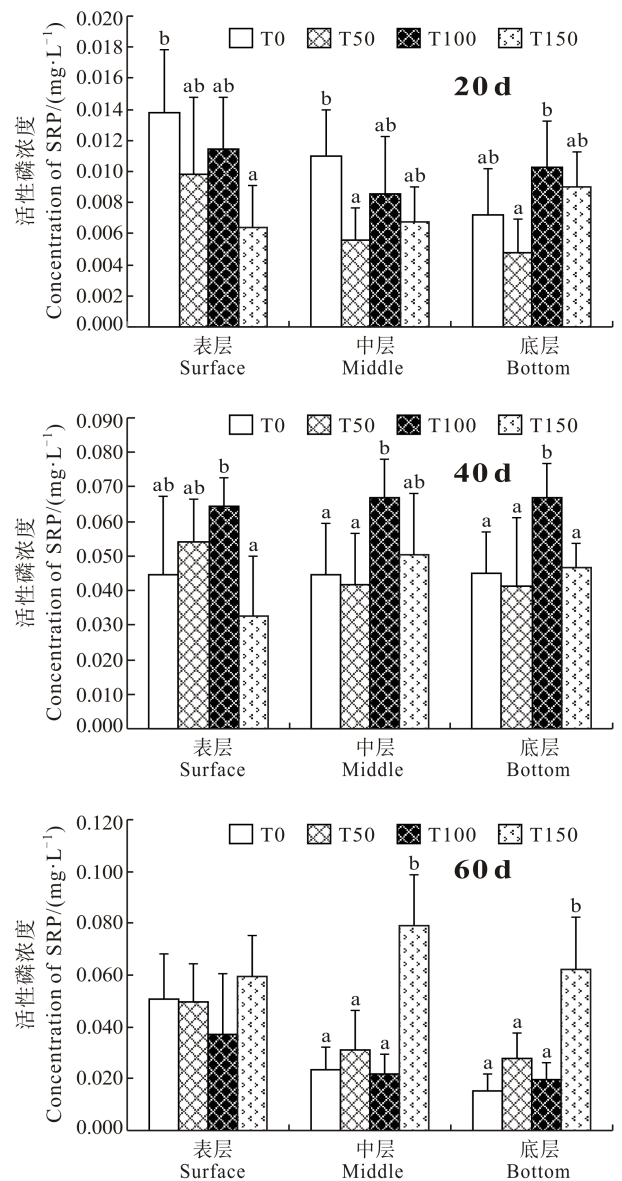


图 4 不同采样阶段沉积物的不同层次间隙水中活性磷浓度的变化

Fig.4 The variation of SRP in the three layers of the sediment during the experiment

( $P < 0.05$ ), 表明输入的氮源在水体中有显著积累, 尤以对照组 TN 浓度的增加趋势最为明显。方格星虫的密度越大, 养殖水体中 TN 的积累越少; 与对照组相比, 高密度组水体中的 TN 浓度降低了近 2 mg/L。

试验结束时水体中 TP 浓度也显著高于初始浓度。对照组(T0)水体中 TP 浓度增加量高于其他方格星虫处理组, 差异不显著( $P > 0.05$ )。T50 组水体中的 TP 浓度最低, 所有处理组间的 TP 浓度变化无明显变化趋势。

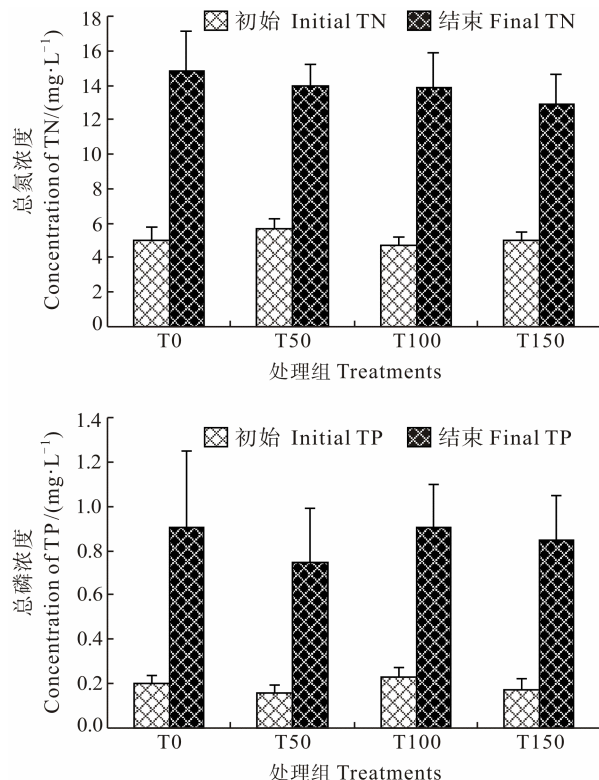


图 5 试验结束时 4 个处理组水层中总氮和总磷浓度  
Fig.5 The contents of TN and TP in the water column during the end of the experiment

#### 2.4 方格星虫和鲢的生长情况

试验结束时不同处理组的方格星虫表现出不同的生长性能(表 1)。低密度组(T50)的存活率为 92%, 大于高密度组 T100(91%)和 T150(85%)。整个养殖期间 T50 组方格星虫具有一定程度的增重, 由初始重量 1.24 g 增加到 1.34 g; 而 T100 和 T150 组的方格星虫却损失了一定重量, 分别由初始重量 1.15 g 和 1.22 g 降低到 0.97 g 和 0.99 g。

试验期间, 各处理组中的鲢均未出现死亡, 其存活率达到 100%。T0、T50、T100 和 T150 组鲢的终

末体重分别为 42.54 g、45.66 g、42.86 g 和 44.13 g。

表 1 方格星虫的存活和生长性能  
Tab.1 The survival rate and growth of *S. nudus* (Mean±SD)

组别 Group	成活率 Survival rate(%)	初始重量 Initial weight(g)	终末重量 Final weight(g)
T0	—	—	—
T50	92	1.24±0.03	1.34±0.14
T100	91	1.15±0.06	0.97±0.11
T150	85	1.22±0.02	0.99±0.07

### 3 讨论

以往研究表明, 大型底栖动物的摄食或钻沙活动可以影响沉积物的化学特征, 如疣拟海参(*Parastichopus parvimensis*) (Yingst, 1982)、加州拟海参(*Parastichopus californicus*) (Ahlgren, 1998)、招潮蟹(*Uca tangeri*) (Wolfrath *et al*, 1992)、多毛类动物如多齿围沙蚕(*Perinereis nuntia*)等(Honda *et al*, 2002; Palmer, 2010; Musale *et al*, 2011)对沉积物中有机质含量及其垂直分布、间隙水溶氧以及营养盐浓度变化具有显著影响。星虫类动物对沉积物的影响不同于刺参的表面摄食习性, 也异于蟹对底层沉积物的上移, 与活动频繁的多毛类也有区别, 其在生态系统中的重要作用主要体现在其可以将表面沉积物快速地消解和封埋(Shields *et al*, 2009; Li *et al*, 2015)。Graf (1992)研究发现星虫(*Nephasoma lilljeborgi*)可以将表面沉积物转运到 9 cm 的深处。该研究中高密度方格星虫组底层沉积物的有机质含量高于对照组, 且随着深度增加, 有机质含量增加幅度较大。试验结束时, 对照组的底层有机质含量比表层高 3.17%, 而星虫组 T50、T100 和 T150 底层沉积物比表层分别高出 15%、19% 和 11%, 表明方格星虫对表层沉积物具有一定的向下迁移和封埋作用。沉积物中层的有机质含量与表层相近, 均低于底层有机质含量, 表明有机质积累主要在底层, 原因可能是方格星虫的底部栖息特性以及其排泄物在底部的积累造成了底层具有较高的有机质含量。郑忠明 (2010)<sup>1</sup>研究发现, 可口革囊星虫(*Phascolosoma esculenta*)的生物扰动可以显著降低底层沉积物中的有机质稳定性; 方格星虫所栖息的管道中物质变为黑色, 表明底层有机质稳定性较差。

底栖动物的生物扰动会对沉积物中氮、磷的释放具有促进作用(余婕等, 2004; 吴淑娟, 2010)<sup>2</sup>。星虫

1) 郑忠明. 刺参养殖池塘沉积物-水界面营养盐通量的研究. 中国海洋大学博士学位论文, 2010, 105-111

2) 吴淑娟. 颤蚓扰动作用对东洞庭湖沉积物污染物释放的影响研究. 长沙理工大学硕士学位论文, 2010, 22-51

类动物通过其管道网络及其生物扰动将上覆水引入到管道中(Romero-Wetzel, 1987),从而增强沉积物间隙水与上覆水的水体交换。高密度的管道网络提高了水体的交换面积(Aller, 1988),提高了与管道相联的沉积物中细菌数量以及生物活力(Aller, 2001)。间隙水中溶解氧浓度以及微生物数量和活力的变化等影响到间隙水中氮、磷营养盐浓度的变化。该试验中,方格星虫的生物扰动对间隙水中的硝氮、氨氮以及活性磷浓度产生影响。试验前期(20 d),高密度星虫组(T100 和 T150)表层和中层间隙水高于对照组,而到试验后期,高密度方格星虫组(T100 和 T150)各层间隙水硝态氮浓度低于对照组(T0)和低密度方格星虫组(T50)。同时,高密度方格星虫组(T100 和 T150)中层、底层间隙水氨氮浓度高于对照组(T0)。试验前期,由于较少的沉积物积累造成厌氧程度较低,氮元素的形态转换以硝化反应为主导。高密度组在初期表现出较高的硝态氮浓度,可能是由于其释放的氨氮能够快速释放和转化成硝氮;高密度星虫组(T100 和 T150)在试验后期表现出较低的硝态氮浓度和较高的氨氮浓度,可能是因为星虫的呼吸代谢、异养微生物的生长和繁殖导致氨氮浓度增加,其生物扰动所带入的氧气不足以完成硝化反应,导致反硝化反应占主导。由结果可知,星虫类和沙蚕(*Perinereis aibuhitensis*)均可以通过摄食表面沉积物延缓表面有机质的积累,其生物扰动也会促进溶氧水平的提高和矿化过程的进行(张付国等, 1996; 邓锦松等, 2006)。不同的是,沙蚕活动频繁且剧烈,会导致氮营养盐的快速释放,而方格星虫活动缓慢,更有利于底层氨氮的缓慢释放,可以缓解表层沉积物的氧化层状况。由于方格星虫活动缓慢, T50 组在大部分时间内具有最低的氨氮浓度,原因可能是适宜密度的方格星虫对表面沉积物的利用以及生物扰动的增氧效果有利于沉积物中氨氮的转化,促进方格星虫的生长,并且 T50 组表现出较优的生长性能。各处理组间沉积物有机质含量未达到显著差异(图 1),并且 T150 组间隙水中的硝氮反而比其他组更低(图 2),原因可能是:一方面,方格星虫可以将表面有机质转运到沉积物深处,导致沉积物有机质及间隙水中硝氮、氨氮等增加;另一方面,方格星虫的生物扰动会对有机物的矿化及沉积物中氮、磷的释放具有促进作用,导致有机质和间隙水中硝氮、氨氮等减少。

水体底部经常存在活性有机碎屑层,其中有机磷的溶解和转化维持着较高浓度的活性磷,容易在间隙

水中形成高于上覆水的活性磷浓度(孙刚等, 2013)。底栖动物的生物扰动和生态习性对沉积物中磷的释放具有明显影响。以往研究发现,底栖动物颤蚓(*Limnodrilus hoffmeisteri*)的生物扰动会加快底层的磷扩散到亚表层和表层,最后释放到上覆水中(吴淑娟, 2010)<sup>1)</sup>。颤蚓和铜锈环棱螺(*Bellamyia aeruginosa*)的生物扰动均会增加沉积物中活性磷的释放(Mermillod *et al*, 2008; 吕敬等, 2010)。该研究中,试验前期(第 20 天)方格星虫组(T50、T100 和 T150)的表层和中层间隙水活性磷低于 T0 组,而底层间隙水却高于 T0 组,主要原因是高密度方格星虫组通过摄食和生物扰动将较多的有机质迁移到底部。同时,由于方格星虫栖息于底层、活动缓慢,对于底层活性磷起到缓慢释放的作用。然而,随着试验的进行,间隙水中的活性磷浓度均表现出增加的趋势。高密度方格星虫组仍然表现出对磷的底部封埋、缓慢释放的效果,而不同于颤蚓的快速运动加速磷的释放(吴淑娟, 2010)<sup>1)</sup>。

研究表明,方格星虫的养殖可以将表面有机质转移到底部,对于间隙水中氮、磷营养盐的释放具有重要影响。T50 组表现出较优的存活率和生长性能,同时该组水体中总氮和总磷的积累处于较低水平,表明适宜密度的方格星虫可以延缓沉积物中氨氮的积累,有利于保持沉积物的良好状态。同时,有机质在底部的积累有助于氮、磷营养盐向水体中缓慢释放。

#### 4 结论

试验结果表明,方格星虫可以通过转移表层有机物质,缓解表层沉积物的有机质积累,有利于沉积物-水界面的营养盐通量。方格星虫甚至可以钻到 30–40 cm 深的沙质底部,通过将有机质封埋于底部,对于缓解沉积物表面的有机质积累具有重要作用。因此,在精养池塘中进行方格星虫的养殖对于养殖水体、沉积物-水界面氧化层的保持具有一定的生态效益。鉴于生物扰动对于间隙水溶氧、异养细菌的生物量和活力具有一定影响,深入研究方格星虫对上述因素的影响具有重要意义。

#### 参 考 文 献

- 邓锦松, 马牲, 牛化欣, 等. 投喂双齿围沙蚕对虾池底质的修复作用. 中国海洋大学学报, 2006, 36(2): 99–104
- 孙超, 朱玲, 毛玉泽, 等. 象山港南沙岛不同养殖模式沉积物微生物群落结构分析. 渔业科学进展, 2014, 35(4): 13–21

1) 吴淑娟. 颤蚓扰动作用对东洞庭湖沉积物污染物释放的影响研究. 长沙理工大学硕士学位论文, 2010, 22–51

- 孙刚, 房岩. 底栖动物的生物扰动效应. 北京: 科学出版社, 2013, 30–40
- 吕敬, 郑忠明, 陆开宏, 等. 铜锈环棱螺生物扰动对“蓝藻水华”水体底泥及其间隙水中碳、氮、磷含量的影响. 生态科学, 2010, 29(6): 538–542
- 陈福. 南美白对虾与沙虫生态混养技术. 中国水产, 2009(12): 39–40
- 李凤鲁, 周红, 王玮. 中国沿海星虫动物门名录. 中国海洋大学学报, 1992, 22(2): 72–88
- 李俊伟, 朱长波, 颀晓勇, 等. 方格星虫的繁育、养殖及研究开发进展. 南方水产科学, 2014, 10(5): 94–98
- 沈先荣, 蒋定义, 贾福星, 等. 方格星虫延缓衰老作用研究. 中国海洋药物, 2004, 25(1): 30–32
- 余婕, 刘敏, 侯立君, 等. 底栖穴居动物对潮滩 N 迁移转化的影响. 海洋环境科学, 2004, 23(2): 1–4
- 张付国, 侯明泉, 郭建军. 利用生物改善虾池底质试验. 齐鲁渔业, 1996, 13(2): 5–7
- 张琴, 童万平, 董兰芳, 等. 饲料中脂肪水平对方格星虫稚虫生长性能、体组成及消化酶活性的影响. 渔业科学进展, 2011, 32(6): 99–106
- 张琴, 许明珠, 程光平, 等. 不同糖对方格星虫稚虫生长、成活率及体组成的影响. 渔业科学进展, 2013, 34(5): 82–88
- 张琴, 许明珠, 童潼, 等. 饲料中不同糖对方格星虫稚虫日增重和消化酶的影响. 南方水产科学, 2014, 10(1): 21–26
- 张小勇, 杨茜, 孙耀, 等. 桑沟湾养殖海域柱状沉积物中磷的赋存形态和生物有效性. 渔业科学进展, 2013, 34(2): 36–44
- 蒋定义, 沈先荣, 贾福星, 等. 海洋星虫提取物的营养分析及免疫调节作用的初步观察. 中国生化药物杂志, 2004, 25(2): 96–97
- 雷衍之. 养殖水环境化学实验. 北京: 中国农业出版社, 2006, 80–85
- 蔡德建, 蒋艳. 沙虫与文蛤滩涂生态混养初试. 科学养鱼, 2011(11): 37–38
- Ahlgren MO. Consumption and assimilation of salmon net pen fouling debris by the red sea cucumber *Parastichopus californicus*: implications for polyculture. J World Aquacult Soc, 1998, 29(2): 133–139
- Aller RC. Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: the role of burrow structures//Blackburn TH, Sørensen J (Eds.), Nitrogen cycling in coastal marine environments. Wiley, New York, 1988, 301–338
- Aller RC. Transport and reactions in the bioirrigated zone//Boudreau BP, Jørgensen BB (Eds.), The Benthic Boundary Layer. Oxford University Press, Oxford, 2001, 269–301
- Benninger LK, Aller RC, Cochran JK, et al. Effects of biological sediment mixing on the <sup>210</sup>Pb chronology and trace metal distribution in a Long Island Sound sediment core. Earth Planet Science Lett, 1979, 43(2): 241–259
- Boyd CE. Bottom Soils, sediment and pond aquaculture. Chapman & Hall, New York, USA, 1995, 1–348
- Diaz RJ. Overview of hypoxia around the world. J Environ Qual, 2001, 30(2): 275–281
- Graf G. Benthic pelagic coupling: a benthic view. Oceanogr Mar Biol: An Annual Review, 1992, 30: 149–190
- Honda H, Kikuchi K. Nitrogen budget of polychaete *Perinereis nuntia vallata* fed on the feces of Japanese flounder. Fisheries Sci, 2002, 68(6): 1304–1308
- Hulth S, Aller RC, Canfield DE, et al. Nitrogen removal in marine environments: Recent findings and future research challenges. Mar Chem, 2005, 94(3): 125–145
- Karakassis I, Tsapakis M, Hatziyanni E, et al. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. ICES J Mar Sci, 2000, 57(5): 1462–1471
- Li JW, Zhu CB, Guo YJ, et al. Experimental study of bioturbation by *Sipunculus nudus* in a polyculture system. Aquaculture, 2015, 437: 175–181
- Mermillod BF, Nogaro G, Vallier F. Laboratory study highlights the key influence of stormwater sediment thickness and bioturbation by tubificid worms on dynamics of nutrients and pollutants in stormwater retention system. Chemosphere, 2008, 72(2): 213–223
- Musale AS, Desai DV. Distribution and abundance of macrobenthic polychaetes along the South Indian coast. Environ Monit Assess, 2011, 178(4): 423–436
- Palmer PJ. Polychaete-assisted sand filters. Aquaculture, 2010, 306(1): 369–377
- Romero-Wetzel MB. Sipunculans as inhabitants of very deep, narrow burrows in deep-sea sediments. Mar Biol, 1987, 96(1): 87–91
- Sajana TK, Ghangrekar M, Mitra MA. Application of sediment microbial fuel cell for in situ reclamation of aquaculture pond water quality. Aquacult Eng, 2013, 57(1): 101–107
- Sanz-Lázaro C, Marín A. Assessment of finfish aquaculture impact on the benthic communities in the Mediterranean Sea. Dynamic Biochemistry, Process Biotechnology and Molecular Biology 2. Ed Global Science Books (Special Issue I), 2008, 21–32
- Shields MA, Kedra M. A deep burrowing sipunculan of ecological and geochemical importance. Deep Sea Research, 2009, 56(1): 2057–2064
- Wang F, Wang WX, Huang XP. Spatial distribution of gut juice extractable Cu, Pb and Zn in sediments from the Pearl River Estuary, Southern China. Mar Environ Res, 2012, 77(6): 112–119
- Wolfrath B. Burrowing of the fiddler crab *Uca tangeri* in the Ria Formosa in Portugal and its influence on sediment structure. Mar Ecol Prog Ser, 1992, 85(3): 237–243
- Widdows J, Brinsley MD, Bowley N, et al. A benthic annular flume for in situ measurement of suspension feeding/bio-deposition rates and erosion potential of intertidal cohesive sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1998, 46(1): 27–28
- Yingst JY. Factors influencing rates of sediment ingestion by *Parastichopus parvimensis* (Clark), an epibenthic deposit-feeding holothurian. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1982, 14(2): 119–134

## Influence of Bioturbation of *Sipunculus nudus* on the Nutrients of Sediment and Pore Water in the Polyculture System of *S. nudus* and *Mugil cephalus*

LI Junwei<sup>1</sup>, ZHU Changbo<sup>1</sup>, GUO Yongjian<sup>1</sup>, XIE Xiaoyong<sup>1</sup>, HUANG Guoqiang<sup>2</sup>, CHEN Suwen<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of South China Sea Fishery Resources Exploitation & Utilization, Ministry of Agriculture of China, South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300;

2. Key Laboratory of Marine Biotechnology, Guangxi Institute of Oceanology, Beihai 536000)

**Abstract** To study the effects of bioturbation of *Sipunculus nudus* on the sediment and the pore water, we established a polyculture ecosystem consisting of *S. nudus* and *Mugil cephalus* in the laboratory conditions. The experiment was conducted in 20 breeding tanks (diameter 1 m, height 0.8 m, water volume 550 L). *S. nudus* [mean weight (1.2±0.1) g] was stocked at four different densities in the sandy sediment at the bottom of the tank: 0 (control), 50, 100 and 150 individuals per tank. In each tank 3 juvenile *M. cephalus* [mean weight (24.5±0.5) g] were cultured with normal ration supply in a net cage (diameter of 0.8 m, height of 0.6 m). The sediment was prepared in layers: the bottom layer was 6 cm thick medium sand (grain size 0.40–1.10 mm), and the top layer was 1 cm thick fine sand (grain size 0.10–0.28 mm). The results showed that the organic content in the bottom sediment (6–8 cm) in the experimental groups was slightly but insignificantly higher than that in the control group ( $P>0.05$ ). The contents of nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), ammonia nitrogen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) and soluble reactive phosphorus (SRP) in the pore water increased gradually as the experiment lasted. At the end of the experiment, it was found that the  $\text{NO}_3\text{-N}$  content in the bottom pore water was negatively correlated with the density of *S. nudus*, and it was lower in pore water of the T100 and T150 groups than in the T0 group ( $P<0.05$ ). The  $\text{NH}_4\text{-N}$  content of the pore water in the surface layer was the highest in the T0 group. The TN content in the water column rose along with the increase in the density of *S. nudus*. During the experiment, the  $\text{NH}_4\text{-N}$  content of the bottom pore water in the T100 and T150 groups was significantly higher than that in the T0 group ( $P<0.05$ ). The lowest  $\text{NH}_4\text{-N}$  content was observed in all layers of the pore water in the T50 group. These results suggested that the bioturbation of *S. nudus* could partly boost the downward transportation of organic content across the sediment, and consequently affect the nutrients content in the pore water.

**Key words** *Sipunculus nudus*; Bioturbation; Sediment; Pore water; Nutrients

① Corresponding author: LI Junwei, E-mail: lijunwei303@163.com