

## 中国长足摇蚊 (*Tanypus chinensis*) 幼虫底栖扰动对沉积物溶解氧特征及反硝化的影响\*

商景阁<sup>1,2</sup>, 张路<sup>1\*\*</sup>, 张波<sup>1,2</sup>, 范成新<sup>1</sup>

(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)

**摘要:**以中国长足摇蚊 (*Tanypus chinensis*) 幼虫对沉积物的生物扰动过程为研究对象, 运用稳定同位素示踪及同位素配对技术, 深入探讨长足摇蚊幼虫扰动对太湖梅梁湾沉积物硝酸盐界面迁移、溶解氧侵蚀深度及沉积物反硝化速率及两种不同反硝化过程(非耦合反硝化( $D_W$ )和耦合反硝化( $D_N$ ))的影响。摇蚊幼虫扰动后, 添加<sup>15</sup>N 两种处理沉积物氧气消耗速率由  $355.49 \pm 131.49 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  变化为  $546.39 \pm 261.41 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , 而未添加<sup>15</sup>N 两种处理由  $313.57 \pm 61.63 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  变化为  $554.17 \pm 184.36 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , 硝酸盐界面迁移结果表明: 扰动显著加强了水体硝酸盐向沉积物迁移的速率, 加强沉积物作为上覆水中  $\text{NO}_3^-$ -N 汇的作用, 摆蚊幼虫扰动组的硝酸盐迁移速率从  $-33.75 \pm 29.25 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  提高到  $-210.14 \pm 117.25 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。同位素添加实验发现, 摆蚊幼虫底栖扰动能显著提高沉积物总反硝化速率, 与对照组相比, 总反硝化速率从  $31.83 \pm 8.79 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  上升到  $228.98 \pm 54.09 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , 增加了约 6 倍左右。利用同位素配对法计算对两种不同反硝化过程进行区分, 发现非耦合反硝化速率从  $15.78 \pm 8.51 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  上升到  $182.96 \pm 45.22 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , 耦合反硝化速率从  $16.04 \pm 5.63 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  增加到  $46.01 \pm 8.97 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , 预示着底栖生物扰动能同时增加耦合和非耦合两种反硝化过程, 而非耦合反硝化过程的增加强度远大于耦合反硝化。

**关键词:**太湖; 反硝化; 中国长足摇蚊; 生物扰动

## Bioturbation effect of *Tanypus chinensis* larvae on denitrification rate and process in sediments

SHANG Jingge<sup>1,2</sup>, ZHANG Lu<sup>1</sup>, ZHANG Bo<sup>1,2</sup> & FAN Chengxin<sup>1</sup>

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

**Abstract:** Stable isotope tracing and Isotope Pairing Technique (IPT) were used to investigate the effects of bioturbation of *Tanypus chinensis* larvae in Meiliang Bay, Lake Taihu. The effects included nitrate flux at the sediment-water surface, dissolve oxygen penetration depth, denitrification rate, and the two different pathways, denitrification coupled to nitrification ( $D_N$ ) and denitrification from overlying water ( $D_W$ ). Compared to the control, the SOD after *Tanypus chinensis* added increased from  $355.49 \pm 131.49 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  to  $546.39 \pm 261.41 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  and from  $313.57 \pm 61.63 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  to  $554.17 \pm 184.36 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  with and without  $\text{Na}^{15}\text{NO}_3$  amended, respectively. The results of nitrate diffusion experiment showed that bioturbation stimulated nitrate diffusion from water to sediment and increase total nitrification rate compared with the non-bioturbated sediment. Total denitrification rate was significantly increased from  $31.83 \pm 8.79 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  to  $228.98 \pm 54.09 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ .  $D_W$  was stimulated from  $15.78 \pm 8.51 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  to  $182.96 \pm 45.22 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , and  $D_N$  from  $16.04 \pm 5.63 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  to  $46.01 \pm 8.97 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ . This result showed that zoobenthos bioturbation can stimulate both  $D_W$  and  $D_N$ , and the  $D_W$  was

\* 国家自然科学基金项目(40971253)和国家自然科学重点基金项目(40730528)联合资助. 2009-11-12 收稿;  
2010-03-02 收修改稿. 商景阁, 男, 1985 年生, 硕士; E-mail: shangjingge@163.com.

\*\* 通讯作者; E-mail: luzhang@niglas.ac.cn.

more stimulated than  $D_N$ .

**Keywords:** Lake Taihu; denitrification; *Tanypus chinensis*; bioturbation

氮是水生生态系统中重要的营养限制因子之一<sup>[1]</sup>,水体中氮负荷增加是导致湖泊水体富营养化的重要原因之一。氮素反硝化转化最终产物N<sub>2</sub>的惰性使反硝化过程是最理想、最彻底的氮去除过程之一,对于控制湖泊氮负荷,减缓湖泊富营养化有重要的意义<sup>[2-5]</sup>。湖泊沉积物是反硝化发生的最重要场所,反硝化的速率和过程受沉积物-上覆水反硝化底物(硝酸盐)的迁移速率<sup>[5-6]</sup>、氧化还原条件、有机碳水平<sup>[7]</sup>、反硝化微生物活性及温度等物理化学及生物因素<sup>[8]</sup>控制,且往往发生在距界面较浅的反硝化层内。而这一层位恰恰是生物扰动最为强烈的区域。底栖扰动对于改变湖泊表层沉积物反硝化层的氧化还原条件、通过生物筑穴和引灌等扰动作用改变上覆水硝酸盐迁移速率、反硝化微生物活性等因素至关重要,也将因此而改变湖泊沉积物的反硝化速率和过程。

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<sup>[9]</sup>,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。其中,沉积物中氧气、碳氮磷元素、有机物在生物扰动作用下的迁移转化过程是近些年来研究热点。许多研究都表明,底栖生物,尤其是生活在管状洞穴内的生物(如摇蚊幼虫)等的扰动会提高沉积物反硝化速率<sup>[10-14]</sup>。然而国内关于生物扰动对氮循环影响的研究目前仍主要集中在界面氮迁移上,且基本在海洋中开展,尤其在河口、近岸、浅海水域进行<sup>[15-17]</sup>,关于生物扰动对氮素反硝化转化影响的研究鲜见报道。太湖北部湖区受入湖河道污染物输入影响,其沉积物中赋存的有机碳、氮含量高。底栖动物,特别是摇蚊幼虫等耐污染种的密度也远高于湖心区,其反硝化速率和过程可能与其他湖区有较大差别。本文以太湖北部湖区梅梁湾为研究区域,通过对太湖典型底栖生物——中国长足摇蚊(*Tanypus chinensis*)幼虫扰动后沉积物反硝化过程的研究,初步揭示摇蚊幼虫扰动后沉积物反硝化过程的变化规律。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集与处理

研究采样点(31.50864°N, 120.17528°E)位于太湖北部湖区梅梁湾,此区域受入湖河道污染物输入影响,其沉积物中赋存的有机碳、氮含量高。底栖动物,特别是摇蚊幼虫等耐污染种的密度远高于湖心区。区域面积100km<sup>2</sup>,平均水深2.2m,属富营养程度较高的藻型湖区。于2009年1月使用彼得森采泥器采集表层沉积物,同步采集湖水100L,现场进行样方调查对摇蚊幼虫生物量进行定量,同时采集幼虫若干供室内培养。

表层沉积物使用60目筛网筛分以去除大块颗粒物及大型底栖生物,混匀后在恒温(20℃)、淹水、曝气条件下稳定4周。水样使用25号浮游生物网过滤后保存。摇蚊幼虫置于少量未筛分的沉积物中培养。4周后,使用有机玻璃管(直径75mm,长度35cm)竖直扎入培养后的沉积物中,上端立即使用橡皮塞密封以减少扰动保护界面,使其稳定<sup>[18]</sup>,缓慢拔出有机玻璃柱后迅速用橡皮塞封底并用铝箔包裹柱体以保持培养实验在避光条件下进行,共采集13根柱样,12根做培养实验,1根分析沉积物基本化学性质。

筛分沉积物pH为7.41、Eh为-193mV、LOI为4.322%±0.098%,原状沉积物pH为7.17、Eh为-264mV、LOI为5.346%±0.082%。筛分样品和原状沉积物基本性质的比较发现,筛分沉积物总磷0.036%±0.0042%略低于原状沉积物0.046%±0.0049%,而总氮含量没有显著变化,分别为0.201%±0.008%、0.199%±0.002%。

### 1.2 实验设计

实验分四种处理:(1)<sup>15</sup>N+T,上覆水为湖水添加<sup>15</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>(同位素标记的硝酸盐最终浓度约为50μmol/L,总硝酸盐浓度为4.866mg/L),沉积物添加长足摇蚊(*Tanypus chinensis*)幼虫;(2)<sup>15</sup>N+C,上覆水条件同(1),沉积物不添加长足摇蚊;(3)T,即上覆水为原位湖水(硝酸盐浓度为4.120mg/L),沉积物添加长足摇蚊幼虫;(4)C,上覆水同(3),沉积物不添加摇蚊幼虫。每种处理三个平行,向实验柱添加体长约为1cm,平均重量为0.015g的摇蚊幼虫10条(密度2264ind./m<sup>2</sup>,生物量33.96g/m<sup>2</sup>),现场生物量为4.34g/m<sup>2</sup>),投入摇蚊

幼虫后,将柱样置于恒温水浴(20℃)中淹水稳定24h,同时观察摇蚊幼虫的活动情况,及时替换死亡个体。

样品稳定24h后,使用无顶空流动培养<sup>[18-19]</sup>,调节培养柱顶端O型环使上覆水高度约为10cm。柱样用铝箔包裹,避光置于恒温水浴中(20℃),以避免沉积物中藻类光合作用影响反硝化速率及溶解氧的测定。

<sup>15</sup>N+T处理进、出水NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度分别为4.866mg/L、4.452±0.057mg/L;<sup>15</sup>N+C处理进、出水NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度分别为4.866mg/L、4.819±0.0398mg/L;T处理进、出水NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度分别为4.120mg/L、3.891±0.0931mg/L,C处理进、出水NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度分别为4.120mg/L、4.083±0.0237mg/L。四种处理出水水样NO<sub>3</sub><sup>-</sup>浓度均低于进水水样,而且扰动组(<sup>15</sup>N+T和T)出水水样中NO<sub>3</sub><sup>-</sup>浓度要分别低于未扰动组(<sup>15</sup>N+C和C),这表明经摇蚊幼虫扰动后,水样中NO<sub>3</sub><sup>-</sup>向沉积物迁移的量增加,即摇蚊幼虫扰动过程加强了沉积物对水样中NO<sub>3</sub><sup>-</sup>的吸收速率。

### 1.3 样品分析与测定方法

培养24h后,收集流动培养的进、出水样品,0.45μm醋酸纤维滤膜过滤后使用流动注射分析仪(Skalar-SA1000)测定NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N含量。沉积物溶解氧侵蚀深度以及水样中溶解氧浓度使用溶解氧微电极系统(Presens,德国)测定。反硝化速率的测定采用同位素配对法<sup>[20]</sup>,用注射器小心采集进水样品,在无气泡产生情况下装满并充分溢流至细长的溶解性气体采集管中,出水样品直接溢流收集,用膜接口质谱仪测定水样中可溶性气体(<sup>28</sup>N<sub>2</sub>、<sup>29</sup>N<sub>2</sub>、<sup>30</sup>N<sub>2</sub>)含量。

使用碱性过硫酸钾氧化法测定沉积物总氮、总磷。烧失重(LOI)用105℃烘干的沉积物放入马弗炉中在550℃下灼烧5h,然后测定灼烧前后的重量差。

### 1.4 计算方法

根据沉积物中反硝化过程底物NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N的来源,将其分为非耦合反硝化过程(底物来自上覆水,D<sub>w</sub>)和耦合反硝化过程(底物来自沉积物中的硝化作用,D<sub>n</sub>)<sup>[5-6,11]</sup>,这两种过程可以通过同位素示踪及同位素配对法区分。将一定量的Na<sup>15</sup>NO<sub>3</sub>加入到上覆水中,加入的<sup>15</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>与上覆水和沉积物表层中原有的<sup>14</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>充分混合后参与到沉积物-水界面的化学反应中,由这些硝酸盐(<sup>15</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>和<sup>14</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)产生的反硝化产物N<sub>2</sub>有三类:<sup>28</sup>N<sub>2</sub>、<sup>29</sup>N<sub>2</sub>和<sup>30</sup>N<sub>2</sub>,然后根据三种产物的量计算反硝化速率<sup>[20]</sup>。其中,总反硝化速率(D<sub>tot</sub>)为耦合反硝化(D<sub>n</sub>)和非耦合反硝化(D<sub>w</sub>)之和。

采用SPSS 15.0软件对数据进行统计分析。

## 2 实验结果

### 2.1 沉积物氧气消耗及侵蚀深度

不同处理间沉积物氧气消耗(SOD)情况可以看出,生物扰动能提高沉积物氧气消耗。无扰动的情况下(<sup>15</sup>N+C)SOD为355.49±131.49μmol/(m<sup>2</sup>·h),而扰动组(<sup>15</sup>N+T)SOD为546.39±261.41μmol/(m<sup>2</sup>·h)(P=0.450)。同样地,在未添加<sup>15</sup>N的两种处理间,T组氧气消耗为554.17±184.36μmol/(m<sup>2</sup>·h),对照组氧气消耗为313.57±61.63μmol/(m<sup>2</sup>·h)(P=0.186)(图1),虽然其差异未达到统计显著水平,但从SOD绝对值看,摇蚊幼虫扰动的确提高了沉积物的氧气消耗速率。

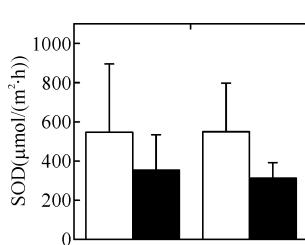


图1 沉积物氧气消耗速率  
(误差线代表三次重复  
平均值的标准偏差,下同)

Fig. 1 Rates of sediment  
oxygen demand

底栖生物扰动能显著提高表层沉积物溶解氧侵蚀深度,无扰动情况下溶解氧侵蚀深度平均在4mm左右,且在空间上较均匀(图2a);而扰动组(<sup>15</sup>N+T)的侵蚀剖面就表现出明显的不同,测定区域内(面积10mm×10mm,测定时避开摇蚊幼虫洞穴)溶解氧侵蚀深度最深可超过8mm,平均侵蚀深度超过6mm,表明扰动能明显增强沉积物溶解氧侵蚀深度(图2b)。同时,即使在同一柱子内,侵蚀深度也表现出一定的差异,图2b中有两个剖面的溶解氧含量在4~6mm左右有一个明显的增加过程,显示此处极有可能存在摇蚊洞穴,这表明摇蚊幼虫的扰动不仅能提高溶解氧平均侵蚀深度,也能造成沉积物溶解氧侵蚀在同一柱子内的空间分布差异。

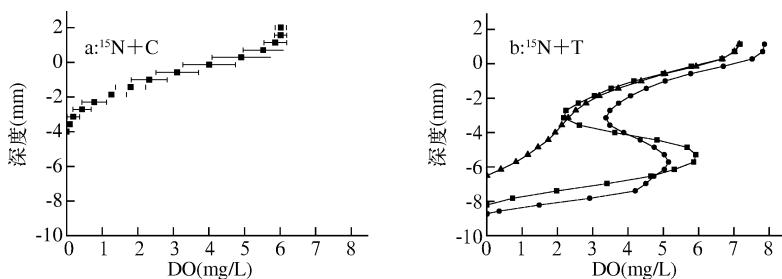


图2 溶解氧侵蚀深度

Fig. 2 Penetration depths of DO in the sediment

## 2.2 硝酸盐氮通量

沉积物-水界面的  $\text{NO}_3^-$ -N 通量情况可以看出,生物扰动能显著地增强沉积物-水界面的  $\text{NO}_3^-$ -N 通量(图3).  $^{15}\text{N} + \text{T}$  组的  $\text{NO}_3^-$ -N 通量为  $-381.33 \pm 76.15 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , 而  $^{15}\text{N} + \text{C}$  组的  $\text{NO}_3^-$ -N 通量为  $-43.03 \pm 48.22 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  ( $P = 0.002$ ). 同样上覆水未经同位素处理的两组之间,  $\text{T}$  组  $\text{NO}_3^-$ -N 通量为  $-210.14 \pm 117.25 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,  $\text{C}$  组为  $-33.75 \pm 29.25 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  ( $P = 0.065$ ). 表明摇蚊幼虫底栖扰动提高了上覆水中  $\text{NO}_3^-$ -N 向沉积物中的迁移量, 强化沉积物作为  $\text{NO}_3^-$ -N 汇的作用.

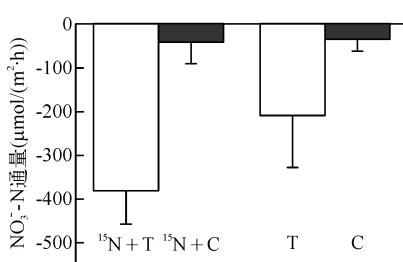
图3 不同处理间  $\text{NO}_3^-$ -N 通量

Fig. 3 Flux of nitrate among different treatments

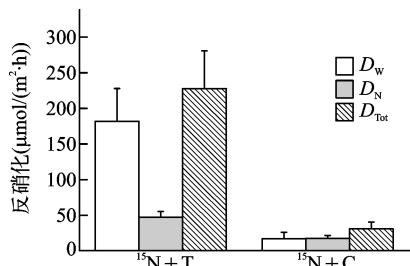


图4 沉积物反硝化速率

Fig. 4 Denitrification rates in the sediment

## 2.3 反硝化速率及不同反硝化过程

生物扰动能显著提高沉积物反硝化速率(图4), 对添加 $^{15}\text{N}$ 同位素的沉积物( $^{15}\text{N} + \text{T}$  和  $^{15}\text{N} + \text{C}$ )使用IPT法计算反硝化速率,发现添加摇蚊幼虫后,总反硝化速率从  $31.83 \pm 8.79 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  上升到  $228.98 \pm 54.09 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,二者之间差异显著( $P = 0.022$ ). 生物扰动作用下沉积物耦合和非耦合反硝化均有不同程度的增强,相比对照组, $D_w$ 从  $15.78 \pm 8.51 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  ( $^{15}\text{N} + \text{C}$ )上升到  $182.96 \pm 45.22 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  ( $P = 0.021$ ), $D_N$ 从  $16.04 \pm 5.63 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  增加为  $46.01 \pm 8.97 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  ( $P = 0.008$ ),但扰动对非耦合反硝化的影响要明显强于对耦合反硝化的影响.

## 3 讨论

### 3.1 沉积物溶氧特征

摇蚊扰动后沉积物氧气消耗增加(图1),SOD增加的原因有底栖生物和微生物呼吸作用消耗,此外沉积物中由微生物主导的矿化<sup>[21-22]</sup>、硝化反应增强也会提高沉积物耗氧量<sup>[10-11]</sup>.

SOD的增加一方面来源于底栖生物本身的呼吸作用,Webb等通过对虾类的研究发现SOD的增加有15%左右来源于虾类呼吸消耗<sup>[23]</sup>.另一方面,由于底栖扰动造成的孔穴等增加了表层沉积物的比表面积,也因此增加了沉积物对上覆水氧气的消耗速率.沉积物剖面溶解氧侵蚀深度可以看出,摇蚊幼虫的扰动的确造成了更多的上覆水溶解氧侵入,不仅表现为溶解氧侵蚀深度增加,而且使得在某些深度上,溶解氧水平远高于无扰动对照组(图2).这种底栖扰动不仅使得氧气消耗速率的增加,同时也使孔隙水和上覆水之间物质

交换速率的增加。与此同时,由于沉积物溶解氧条件的改变,洞穴内壁以及洞穴周围沉积物的物理化学性质随之改变,也增强了沉积物中的好氧微生物群落(如硝化细菌)的活性,从而提高沉积物的氧气消耗<sup>[24]</sup>。管状洞穴内壁上底栖生物的分泌物也会提高微生物群落的活性,使更多的微生物参与到沉积物中的化学反应中,沉积物内硝化、有机质矿化作用都会增强,这是生物扰动造成沉积物氧气消耗增加的另一原因<sup>[10,23-26]</sup>。

### 3.2 底栖扰动对反硝化速率影响

摇蚊幼虫扰动能显著增强沉积物总反硝化速率( $D_{\text{tot}}$ )。相比对照组,扰动组总反硝化速率从 $31.83 \pm 8.79 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 增加到 $228.98 \pm 54.09 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,增加了约6倍,其差异达到显著水平( $P < 0.05$ ) (图4)。国内外关于海洋、河口及淡水生态系统的研究也表明底栖动物的扰动能够提高反硝化速率,而一些生存在管状洞穴中的底栖生物,如沙蚕、摇蚊幼虫等的扰动对反硝化速率的影响则更为明显<sup>[10,13,23-24,27]</sup>,Svensson等对摇蚊幼虫扰动( $1974 \text{ind.}/\text{m}^2$ )的研究发现沉积物的总反硝化速率较对照样品增加了约3.5倍<sup>[10]</sup>。

摇蚊底栖扰动增强反硝化速率主要是由于以下这些因素:反硝化底物 $\text{NO}_3^-$ -N的增加、反硝化微生物群落的数量及活性增强等。首先,扰动增强了上覆水 $\text{NO}_3^-$ -N向沉积物的迁移速率(图3),并增强了反硝化底物的供给。生物扰动后由于生物洞穴的存在以及引灌作用<sup>[10,21]</sup>,加强了上覆水中 $\text{NO}_3^-$ -N向沉积物中的扩散过程,同时,扰动后氧气侵蚀深度的加强造成上层沉积物中氨氮的硝化过程增强,其产物 $\text{NO}_3^-$ -N向沉积物反硝化层位的迁移也会增强,更多的 $\text{NO}_3^-$ -N进入底层反硝化层参与到反硝化过程中<sup>[10,26,28-29]</sup>。其次,摇蚊幼虫的管状洞穴会增加水-土界面接触面积<sup>[21]</sup>,并成为硝化和细菌反硝化大量增殖、活动的场所,微生物活性增强<sup>[10,24,30]</sup>,这些因素的综合作用使得总反硝化速率增加。

### 3.3 底栖扰动对两种反硝化过程的影响

反硝化过程分为非耦合反硝化和耦合反硝化过程,非耦合反硝化( $D_w$ )所需的 $\text{NO}_3^-$ -N来自于上覆水中的 $\text{NO}_3^-$ -N。摇蚊洞穴以及生物引灌作用提高了 $\text{NO}_3^-$ -N从上覆水向沉积物的迁移速率及迁移量(图3),上覆水中更多的 $\text{NO}_3^-$ -N通过迁移至底层反硝化层参与非耦合反硝化过程( $D_w$ )使非耦合反硝化过程( $D_w$ )反应所需的底物 $\text{NO}_3^-$ -N增加,从而提高了非耦合反硝化速率。

耦合反硝化( $D_n$ )所需的 $\text{NO}_3^-$ -N来源于沉积物硝化层中氨氮的硝化作用。所以,耦合反硝化过程是由沉积物上端硝化层中硝化反应驱动的。由于摇蚊幼虫扰动加强溶解氧的侵入(图2b),给上端硝化层中提供了更多的氧气作为硝化反应的电子受体,因此,生物扰动将可能促进硝化层中硝酸盐产物的积累,并强化硝化层中硝酸盐产物向下端反硝化层的迁移,也就强化了耦合反硝化过程。另外,管状洞穴造成的好氧环境也使得硝化层微生物的分布和活性增强,也导致沉积物硝化层硝化作用增强,最终加强沉积物中由硝化作用驱动的耦合硝化-反硝化( $D_n$ )速率。

尽管底栖扰动对于两种反硝化过程都有促进作用,但其影响程度有一定差别。由于耦合反硝化必须经过沉积物氨氮的硝化过程这个中间阶段,所以生物扰动对耦合反硝化的促进并不像对非耦合反硝化那样直接<sup>[14,27]</sup>,从而导致实验中摇蚊幼虫扰动对耦合反硝化的促进作用不如非耦合反硝化那么显著。

致谢:中国科学院太湖湖泊生态系统研究站在样品采集中提供了帮助,徐徽、钟继承、张雷、王建军等在实验过程中给予了重要帮助,特此感谢!

## 4 参考文献

- [1] Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW et al. Ecology: controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 2009, **323**: 1014-1015.
- [2] Howarth RW, Marino R, Cole JJ. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems: 2. biogeochemical controls. *Limnology and Oceanography*, 1988, **33**(4, Part 2): 688-701.
- [3] Martin TL, Kaushik NK, Trevors JT et al. Review: Denitrification in temperate climate riparian zones. *Water Air and Soil Pollution*, 1999, **111**: 171-186.
- [4] 王东启,陈振楼,许世远等.长江口崇明东滩沉积物反硝化作用研究.中国科学(D辑),2006,**36**(6):544-551.
- [5] Seitzinger SP. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical. *Limnology and Oceanography*, 1988, **33**: 702-724.

- [ 6 ] Risgaard-Petersen N. Denitrification. In: Nielsen SL, Banta GT, Pedersen MF eds. *Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers*. Dordrecht: Kluwer Academic, 2004: 263-280.
- [ 7 ] Burford JR, Bremner JM. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 1975, **7**(6): 389-394.
- [ 8 ] Korom SF. Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water Resources Research*, 1992, **28**(6): 1657-1668.
- [ 9 ] Kogure K, Wada M. Impacts of macrobenthic bioturbation in marine sediment on bacterial metabolic activity. *Microbes and Environments*, 2005, **20**(4): 191-199.
- [ 10 ] Svensson JM. Influence of *Chironomus plumosus* larvae on ammonium flux and denitrification (measured by the acetylene blockage-and the isotope pairing-technique) in eutrophic lake sediment. *Hydrobiologia*, 1997, **346**: 157-168.
- [ 11 ] Svensson JM, Leonardson L. Effects of bioturbation by tube-dwelling chironomid larvae on oxygen uptake and denitrification in eutrophic lake sediments. *Freshwater Biology*, 1996, **35**(2): 289-300.
- [ 12 ] Svensson JM, Carrer GM, Bocci M. Nitrogen cycling in sediments of the lagoon of venice, Italy. *Marine Ecology Progress Series*, 2000, **199**: 1-11.
- [ 13 ] Nizzoli D, Welsh DT, Fano EA et al. Impact of clam and mussel farming on benthic metabolism and nitrogen cycling, with emphasis on nitrate reduction pathways. *Marine Ecology Progress Series*, 2006, **315**: 151-165.
- [ 14 ] Svensson JM, Enrich-Prast A, Leonardson L. Nitrification and denitrification in a eutrophic lake sediment bioturbated by oligochaetes. *Aquatic Microbial Ecology*, 2001, **23**(2): 177-186.
- [ 15 ] 刘敏,侯立军,许世远等.长江口潮滩生态系统氮微循环过程中大型底栖动物效应实验模拟.生态学报,2005,**25**(5):1132-1137.
- [ 16 ] 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.海洋环境科学,2004,**23**(2):1-4.
- [ 17 ] 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.环境科学,2005,**26**(6):43-50.
- [ 18 ] 徐徽,张路,商景阁等.太湖水土界面氮磷释放通量的流动培养研究.生态与农村环境学报,2009,**25**(4):66-71.
- [ 19 ] 徐徽,张路,商景阁等.太湖梅梁湾水土界面反硝化和厌氧氨氧化.湖泊科学,2009,**21**(6):775-781.
- [ 20 ] Nielsen LP. Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS Microbiology Letters*, 1992, **86**(4): 357-362.
- [ 21 ] Fukuhara H, Sakamoto M. Enhancement of inorganic nitrogen and phosphate release from lake sediment by tubificid worms and chironomid larvae. *OIKOS*, 1987, **48**: 312-320.
- [ 22 ] Fukuhara H, Sakamoto M. Ecological significance of bioturbation of zoobenthos community in nitrogen release from bottom sediments in a shallow eutrophic lake. *Arch Hydrobiol*, 1988, **113**(3): 425-445.
- [ 23 ] Webb AP, Eyre BD. Effect of natural populations of burrowing thalassinidean shrimp on sediment irrigation, benthic metabolism, nutrient fluxes and denitrification. *Marine Ecology Progress Series*, 2004, **268**: 205-220.
- [ 24 ] Stieff P, Poulsen M, Nielsen LP et al. Nitrous oxide emission by aquatic macrofauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2009, **106**(11): 4296-4300.
- [ 25 ] Leal JJF, Enrich-Prast A, Esteves FA et al. Influence of *Campsurus notatus* bioturbation on oxygen profile and uptake in sediments of an amazonian lake impacted by bauxite tailings. *Archiv für Hydrobiologie*, 2005, **162**(4): 557-574.
- [ 26 ] Michaud E, Desrosiers G, Mermilliod-Blondin F et al. The functional group approach to bioturbation the effects of biodifusers and gallery-diffusers of the macoma balthica community on sediment oxygen uptake. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2005, **326**: 77-88.
- [ 27 ] Nizzoli D, Bartoli M, Cooper M et al. Implications for oxygen, nutrient fluxes and denitrification rates during the early stage of sediment colonisation by the polychaete *Nereis* spp. in four estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2007, **75**(1-2): 125-134.
- [ 28 ] Rysgaard S, Christensen PB, Nielsen LP. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Marine Ecology Progress Series*, 1995, **126**: 111-121.
- [ 29 ] Kristensen E. Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. *Hydrobiologia*, 2000, **426**(1): 1-24.
- [ 30 ] Jørgensen BB, Revsbech NP. Diffusive boundary layers and the oxygen uptake of sediments and detritus. *Limnology and Oceanography*, 1985, **30**(1): 111-122.