

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

陈振楼, 刘杰, 许世远, 王东启, 郑祥民

(华东师范大学资源与环境科学学院地理信息科学教育部重点实验室, 上海 200062)

摘要: 基于实验模拟, 通过对比分析潮滩无机氮长短期通量交换、循环规律及沉积物中无机氮的剖面特征在有/无底栖动物活动背景下的差异, 探讨了双壳类底栖动物河蚬对长江口潮滩沉积物-水界面无机氮交换的影响及其机制。研究发现: 潮滩无机氮界面交换中, 河蚬的钻穴活动能增加向上覆水方向氨氮和硝氮的通量值; 河蚬长期栖息对界面的生物扰动和代谢物排放能促进氨氮向上覆水的释放并逐渐加强沉积物氧化层中的硝化活动; 界面附近河蚬的扰动和喷灌活动改变了沉积物中无机氮的垂直剖面特征, 加速了沉积物中有机质的矿化分解和两相界面间氨氮的离子交换, 促进沉积物氮库向滨岸水体的释放输出。

关键词: 长江口; 潮滩; 沉积物-水界面; 无机氮; 底栖动物; 影响

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2005)06-0043-08

Impact of Macrofaunal Activities on the DIN Exchange at the Sediment-Water Interface Along the Tidal Flat of Yangtze River Estuary

CHEN Zhen-lou, LIU Jie, XU Shi-yuan, WANG Dong-qi, ZHENG Xiang-min

(Key Laboratory of Geo-information Science of the Ministry of Education, College of Resources and Environment Science, East China Normal University, Shanghai 200062, China)

Abstract: The macrofaunal activities exert intensive and extensive influences on the accumulation, transportation, exchange and geochemistry processes of pollutants and redox sensitive elements around the sediment-water interface. Based on the simulated and contrastive analysis method, effects of bivalve *Corbicula fluminea* activities on dissolved inorganic nitrogen (DIN) exchange between sediment-water interface in different experimental conditions and nitrogen biogeochemical cycling along the tidal flats of Yangtze River estuary are discussed. In short time experiment, *Corbicula fluminea* burrowing activities increased NH_4^+ release from sediments, and NO_3^- efflux to overlying water was much more in *Corbicula fluminea* inhabiting core. During long time incubation, NH_4^+ and NO_3^- released in turn from the sediments, bioturbation can facilitate NH_4^+ release from the sediments at the beginning of incubation, and stronger nitrification derived from bioturbation within the sediments enlarge NO_3^- concentration. Disturbance and bioirrigation of *Corbicula fluminea* can accelerate organic matter mineralization and NH_4^+ exchange between overlying water and pore water, result in a larger release from NH_4^+ pool in top sediment to overlying water. In conclusion, by means of excretion, burrowing, bioirrigation and bioturbation, *Corbicula fluminea* activities can evidently modify the nitrogen dynamics in sediment-water system.

Key words: Yangtze River estuary; tidal flat; sediment-water interface; DIN; macrofauna; impact

河口是海洋与河流的交汇地带, 具有波潮流水动力作用强烈、泥沙输移和物质交换频繁、物理化学要素梯度变化大、生物种类丰富多样等特点^[1]。由河流输入或者浮游沉降的氮在河口潮滩沉积物-水界面附近通过一系列的物理、化学和微生物的作用途径进行着复杂的生物地球化学循环。底栖动物既是沉积物-水界面的有机组成部分, 又是界面附近重要的环境因子, 其活动在很大程度上控制和影响着界面氮营养元素的迁移转化, 使界面附近氮的整个生物地球化学循环变得复杂多变, 间接加速或者减缓了河口滨岸水体的富营养化进程。研究底栖动物活动对滨岸潮滩沉积物-水界面氮交换的影响具有

重要的理论和现实意义。

从文献记录看, 国际上研究底栖生物对沉积物水界面氮循环的影响已有半个世纪以上的时间, Ganapati 1949 年即发表文章指出, 摇蚊 *riparius* 幼虫增加了沉积物中游离铵的释放^[2]。近 20a 来, 底栖动物已成为各国环境和生态科学工作的热点研究对

收稿日期: 2004-12-26; 修订日期: 2005-03-18

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(40131020); 国家自然科学基金项目(40173030); 上海市基础研究重点项目(02DJ14029); 上海市科委重大项目(04DZ19301); 教育部优秀青年教师资助计划。

作者简介: 陈振楼(1964-), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事城市水环境和水资源、河口滨岸生物地球化学研究, E-mail: zlchen@geo.ecnu.edu.cn

象,大到整个海洋生态系统,小到单个栖息穴的片段,底栖效应研究在宏观和微观 2 方面不断朝纵深发展,并广泛运用了放射性核素和微感应电极等新的技术^[3,4].大量系统的研究表明,底栖动物对滨海环境氮素界面循环的各个关键过程都具有显著的影响,例如有机氮矿化^[5,6],硝化^[7,8]和反硝化^[9-11]等,并依此建立了一系列实用的数学模型^[12,13].然而,国内迄今少见有专门的研究报道.本文以长江河口的沿岸及岛屿潮滩湿地为研究区域,基于实验室模拟的对比分析方法,初步研究了大型底栖动物河蚬活动在不同时间尺度上对长江口潮滩沉积物-水界面无机氮交换的影响.

1 研究区域概况

长江口地区属亚热带季风气候区,年平均气温约为 16°C ^[14],平均盐度为 $0.21 \sim 5$ (PSU).长江每年携带 $4.68 \times 10^8 \text{ t}$ 泥沙,其中 50% 左右沉积在长江口^[15],使长江口成为典型的淤泥质潮滩分布区,滨海湿地广泛发育,面积^[16]达 $40\,470 \text{ km}^2$.目前长江口滨海湿地主要包括崇明东滩、横沙浅滩、南汇东滩等河口岛屿及边滩潮间带湿地,以及长兴岛头部岸滩、南支各沙洲和外海拦门沙等河口沙洲湿地^[17].本研究选取长江口南岸浒浦镇、顾路镇的边滩潮间带湿地以及崇明东滩潮间带湿地分别作为河口上游、河口下游以及岛屿潮滩的典型采样断面(见图 1),后文中 3 样点分别用 XP、GL 和 CM 代替,CM2 为中潮滩,CM3 为低潮滩.

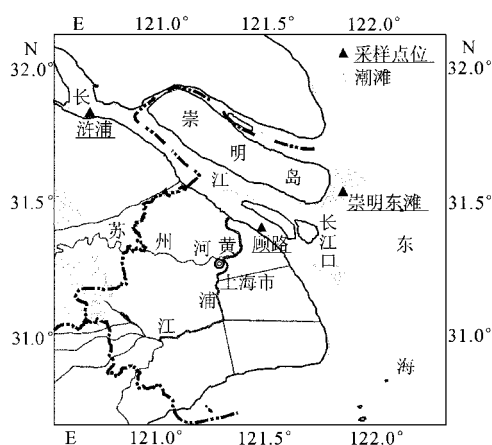


图 1 采样点位

Fig. 1 Sampling sites in the Yangtze River estuary

底栖动物(Zoobenthos)是指生活史的全部或大部分时间生活于水体底部的水生动物类群^[18].长江口潮滩湿地共有大型底栖动物 68 种^[19],河蚬

(*Corbicula fluminea*) 是突出的优势种,分布最广,生物量最大,因此被选为本研究的实验动物种.

2 研究方法

采样工作选在河蚬生物量最大的秋季进行(2002-11).现场测试上覆水体的盐度、温度、DO 及 pH 值等参数,并进行样方调查,收集实验用河蚬活体样本.低潮时用有机玻璃管($\phi = 8 \text{ cm}$, $L = 50 \text{ cm}$) 在自然疏松滩面 $50 \text{ cm} \times 50 \text{ cm}$ 区域内采取 9 根沉积物柱样($L = 25 \text{ cm}$).高潮时采集上覆水 50 L.所有样品采集后立即运送回实验室进行培养实验.

各点柱样运回后立即放入黑玻璃箱($40 \text{ cm} \times 40 \text{ cm} \times 70 \text{ cm}$) 中淹水通气培养,充气系统中设有冷凝和加湿装置.充气均衡 12 h 后,每个样点的 9 根沉积物柱样按以下方法进行处置:3 根保持原样作为平行控制样管,后文中标为 C 管.另外 6 根向管中上覆水充氮气 1 h,密封管口蔽光静置 12 h,这可以有效地将各种大型底栖动物逼至沉积物表面^[20],之后用长镊将管中原有动物去除.再将其与先前 3 根控制样管(C 管)置于充氧环境中均衡 24 h 后即开始实验采样.实验开始前,在 3 根去除动物管中投放一定量的河蚬,标定为 B 管,剩余 3 根为 D 管.虽然河蚬是潮滩绝对优势种,但其实际分布却较稀疏且极不均匀.为保证实验结果的显著,综合考虑实验样本情况和调查中的河蚬最大分布情况,XP、GL 和 CM 的 B 管中分别加入约 9 g、12 g 和 3 g 湿重的河蚬.

实验分为短期和长期实验 2 个步骤.短期实验前将 3 组实验管上覆水定容至 1 L 后进行同步采样.水样采集每隔 2 h 1 次共 4 次,取出水样(40 mL) 后经过滤($0.45 \mu\text{m}$),固定(HgCl_2) 后冷冻保存.短期采样后再淹没所有样品管,充气 24 h 后进行长期实验(29 d) 采样,采样时间间隔 3 ~ 10 d,方法同于短期实验.长期实验后将部分样点的沉积物芯柱按照 $1 \text{ cm} \sim 2 \text{ cm}$ 的间隔进行切分,离心法($3\,000 \text{ r/min}$, 10 min) 获取孔隙水,切分和离心均在氮气环境下进行.秋季野外实测水温约为 17°C ,短期实验水温为 17°C ,长期实验水温为 $17^{\circ}\text{C} \sim 15.5^{\circ}\text{C}$.

水样中无机氮(Dissolved inorganic nitrogen, DIN) 用铈-镉还原法(NO_3^-)、磺胺和盐酸萘乙二胺试剂法(NO_2^-) 以及次溴酸钠氧化法(NH_4^+) 测定^[21],计算结果以 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 表示.灼烧法得出 LOI 值(Loss on ignition) 测定沉积物有机质含量.通过沉积物-水界面的 DIN 的净通量使用 Aller^[22] 等的公式算出:

$$F = \sum V_t (c_t - c_{t-1}) A^{-1} t^{-1} \quad (1)$$

式中, V_t 、 A 、 c_t 和 c_{t-1} 分别表示上覆水的总体积 (L)、沉积物交换表面面积 (m^2) 以及在 t 时刻和 $t-1$ 时刻水中 DIN 的浓度。

3 结果

3.1 采样点样品基本理化参数

表 1 采样点样品基本理化参数

Table 1 Basic physical and chemical parameters of water and sediment in site spot										
采样站位	温度 / $^{\circ}\text{C}$	盐度 / ‰	溶解氧 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	pH	NH_4^+ / $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$	NO_2^- / $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$	NO_3^- / $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$	河蚬生物量 / $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$	沉积物孔隙度 / %	沉积物有机质含量 / %
XP	17.4	0.1	8.5	8.3	2.2	0.4	82.0	329.6	49.4	2.5
GL	15.5	0.5	8.7	8.0	6.8	3.3	101.5	57.3	63.9	3.6
CM2/CM3	17.9	0.3	8.1	7.6	2.5	0.1	79.0	97.0/9.5	44.8/40.3	2.3/1.5

图 2 显示了短期实验中 DIN 在 3 类处置管中 通 量 交 换 的 对 比 情 况。短 期 实 验 中 沉 积 物-水 界 面 DIN 交 换 通 量 值 最 大 的 是 硝 氮 其 次 是 氨 氮, 亚 硝 氮 交 换 值 最 小。氨 氮 主 要 为 进 入 沉 积 物 通 量, 数 值 在 $-46.4 \sim 40.0 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 之 间, 相 比 D、C 管, 各 点 B 管 表 现 为 进 入 水 体 的 氨 氮 通 量 的 增 加 或 者 进 入 沉 积 物 的 氨 氮 通 量 的 减 小。硝 氮 以 沉 积 物 释 放 为

表 1 列出了各采样点潮滩表层水和沉积物的理化参数。各点表层水盐度受长江冲淡水影响均处于较低水平,溶解氧含量水平较高。从 DIN 3 种形态看,含量序列为 $\text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+ > \text{NO}_2^-$, 这与长江口径流氮输入量和近海水体中 3 态氮的特征基本一致^[23]。4 个样点中河蚬生物量 XP 最大 CM3 最小。

3.2 无机氮短期交换通量

主, 仅有 CM2 的 C 管为负通量值, 最大的释放通量为 GL 的 B 管, 数值为 $929.1 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 相比 D、C 控制管, 硝氮在 B 管的释放量明显较高。亚硝氮以沉积物释放为主, 各样点交换通量数值在 $-2.5 \sim 14.6 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 之间, 其在 B 管和 D、C 控制管间并不存在一致的对比关系。

3.3 上覆水无机氮长期浓度变化

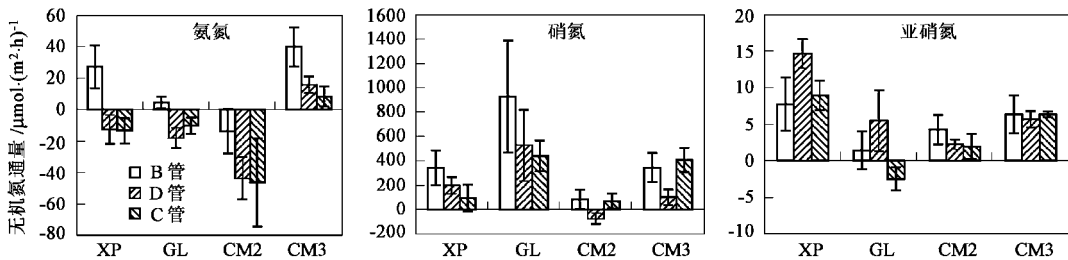


图 2 短期实验 3 态无机氮的通量
Fig.2 Fluxes of DIN in short time experiment

图 3 表示各样点由于沉积物性质差异、河蚬个体大小及实验条件的不同而体现了各自的特点。从亚硝氮浓度来看,有河蚬活动的 B 管在各点均出现了下降→上升→下降的变化规律,而各点 D、C 控制管浓度变化较一致,总体上呈现逐步下降的趋势。各点实验初期氨氮从沉积物释放使浓度曲线先后出现峰值,相比之下,有动物活动的 B 管的峰值浓度显著高于两控制管,且在整个实验过程中都高于后者。各样点硝氮在 B 管的释放比较明显, D、C 控制管中释放量较小或者没出现明显释放。

3.4 孔隙水中无机氮的垂直分布

由图 4 可见,沉积物浅层孔隙水 DIN 的垂直分

布在有/无底栖动物活动时体现了相似的分布模式,即氨氮浓度随深度增大,硝氮随深度减小,亚硝氮在亚表层出现浓度峰值。河蚬的活动使得孔隙水中 DIN 的浓度分布在 B、D 处置管间差异明显: B 管孔隙水氨氮浓度在小于 D 管的,且近表层 (0~2 cm) 的增大趋势远不如后者明显;硝氮在表层孔隙水中的浓度呈现急剧下降的趋势,到 2~3 cm 处硝氮浓度即降为上覆水的 3%~7%, B 管上覆水中硝氮浓度远大于 D 管,使得上层孔隙水中硝氮浓度亦大于后者,而在 2~3 cm 深处 B、D 管则降到相似的浓度水平;亚硝氮在孔隙水中浓度比较低,其浓度的垂直分布出现了在沉积物亚表层显著积累的现象,顾路和

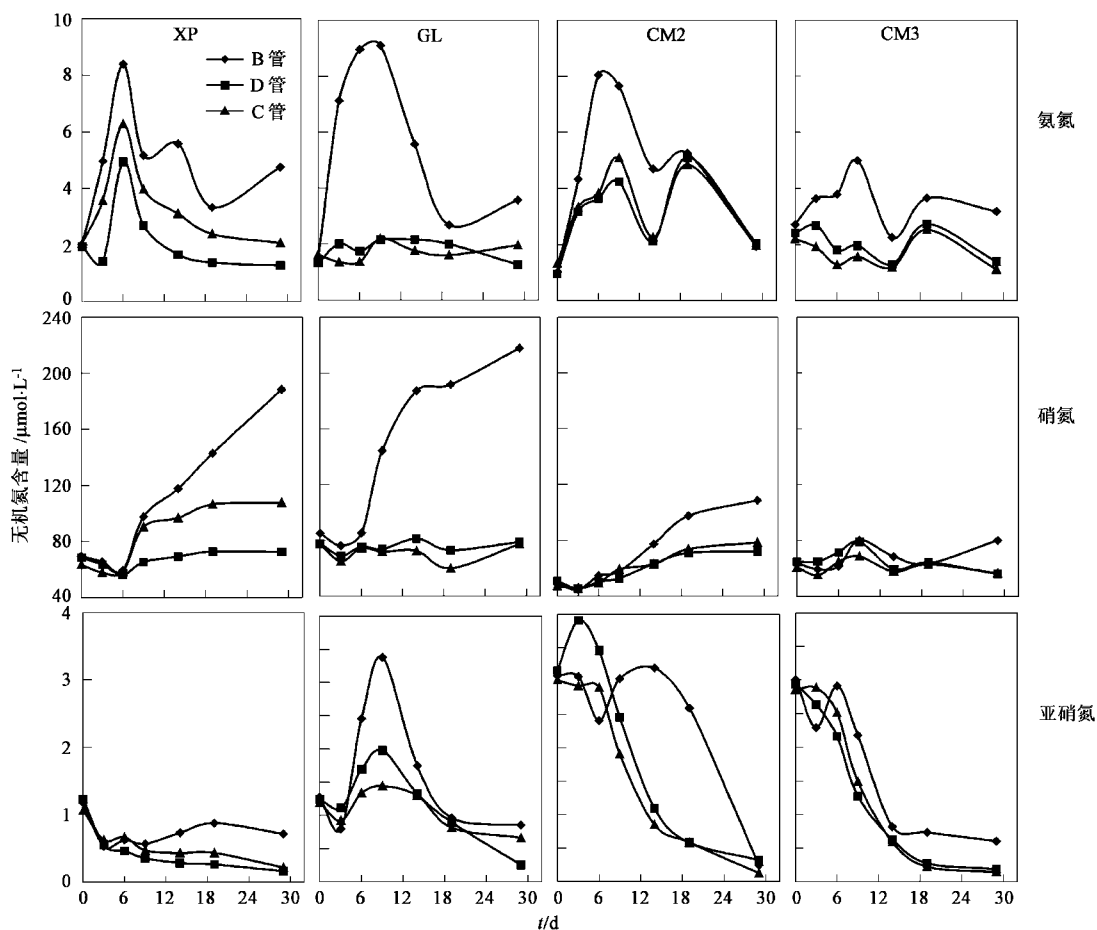


图3 长期实验3态无机氮的浓度变化

Fig.3 DIN concentration change profile in long time experiment

浒浦不同处置实验管都在亚表层处出现浓度峰值。

4 底栖动物对潮滩 DIN 界面交换的影响

底栖动物主要通过取食、排泄、分泌和生物扰动活动来影响底栖层的营养盐循环和界面通量^[24~16]。本研究欲通过一系列微系统培养实验初步探讨河蚬的掘穴和栖息活动对无机氮在潮滩沉积物-水界面交换和无机氮界面地球化学循环的影响。

4.1 底栖动物短期扰动对潮滩无机氮界面交换的影响

在洁净滨岸地区,沉积物一般是水体氨氮来源^[27]。长江口潮滩表层水中氨氮浓度高,秋季水温较低,氧气在沉积物表层的强烈下渗促进了硝化过程,导致界面处溶解态的氨氮迅速氧化,这时,沉积物成为氨氮的汇。观察发现,短期实验初河蚬投放于沉积物表面时,能在几分钟内用斧状足挖掘沉积物进而将全部躯体钻入栖息,对沉积物表面造成了强烈的破坏和扰动,这瞬间破坏了沉积物表面的氧化

层,使沉积物中氨氮得以迅速突破氧化屏障进入上覆水中。河蚬属半运动食悬浮颗粒物的底栖动物,借助虹吸和过滤上覆水俘获悬浮有机颗粒,将其消化分解后与自身新陈代谢的产物一同排入上覆水中^[28],如此排出的代谢物和消化残留物易于分解产生大量氨氮。以上是河蚬活动增大B管向上覆水方向氨氮通量的主要机制。

河蚬的活动在促进沉积物中氨氮释放的同时也增大了硝氮向上覆水的释放通量(图2),其原因主要在于河蚬活动改善了沉积物中的硝化活动。温度、氨氮浓度、氧气压、pH、可溶CO₂的浓度、盐度、光照等是控制滨岸沉积物中硝化活动的主要因子^[4]。河蚬活动促进了界面处溶解态和吸附态的氨氮交换,生理排泄物亦为硝化活动提供了充足的活性铵,从而在物源上促进了界面硝化活动。其次,河蚬的扰动增加了沉积物与水的接触面,加深了氧气的渗入,增大了沉积物氧化区的面积和体积,从而扩展了硝化细菌活动的范围并改善硝化活动进行的环境条件。

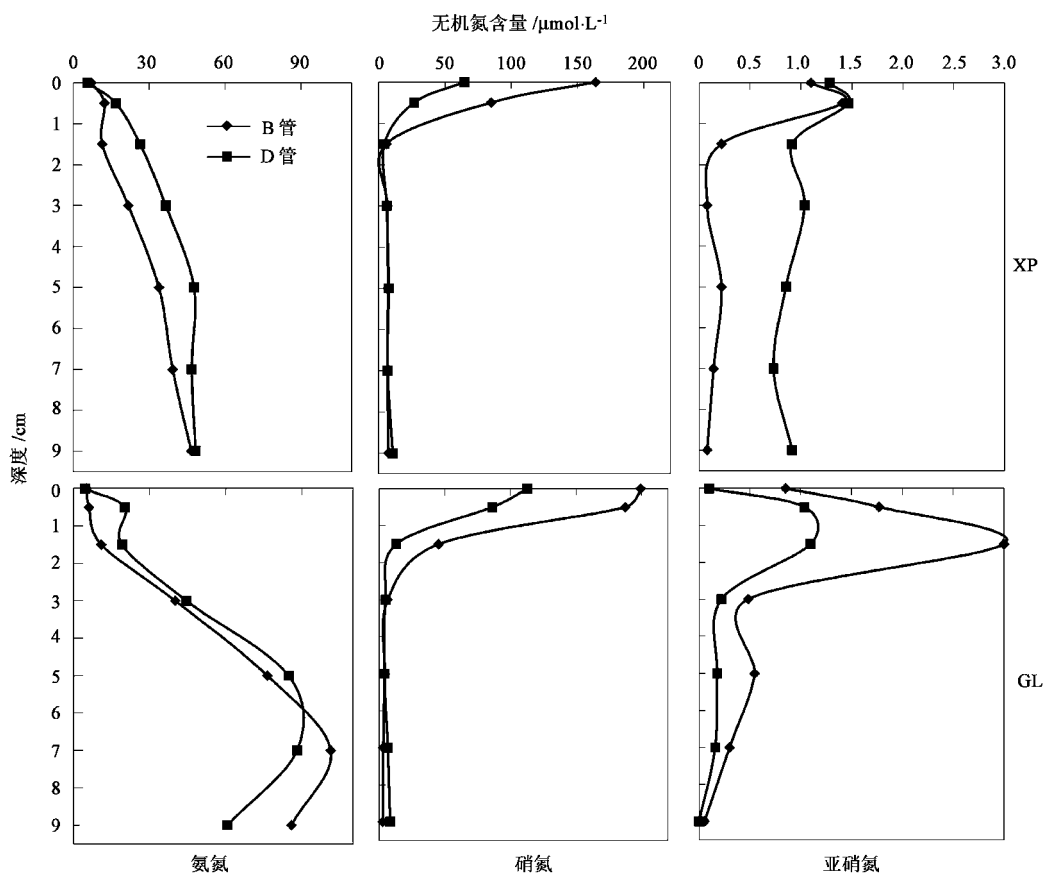


图 4 沉积物孔隙水中 3 态无机氮的含量分布
Fig.4 Vertical profile of DIN in sediment pore water

亚硝氮处于低氧化态,为氨氮与硝氮转化的中间产物,界面交换主要为沉积物释放,河蚬的活动对其界面通量的影响未表现出明显的规律性.

4.2 底栖动物长期栖息对潮滩无机氮界面交换的影响

长期实验使用的隔离培养系统便于有目的的控制环境条件,广泛用于底栖动物对沉积物有机质矿化、界面营养盐交换影响的研究^[6, 29].通过对比不同实验管上覆水中 DIN 的浓度变化,能间接得出底栖动物对界面 DIN 交换过程的影响.经过短期实验的培养,上覆水中氨氮因逐渐氧化浓度降低,进入长期实验后,氨氮浓度转而升高,此时沉积物为氨氮源.表 2 列出了长期实验初期(0d~6d)氨氮的平均交换通量.从表 2 中可以看到,各样点 B 管前 6d 释放氨氮的速率明显大于 D、C 管.以顾路为例,虽然其孔隙水氨氮浓度较高(0~4cm 孔隙水中氨氮浓度是上覆水的 7 倍,见图 4),而在通气条件下,孔隙水中的氨氮难以穿透沉积物表面的强氧化层,实验过程中 D、C 管氨氮浓度变化不大(图 3).B 管中河蚬

的扰动破坏了这种平衡状态,有效的促进孔隙水中高浓度氨氮释放到上覆水中.崇明中低潮滩进行了同步的长期实验,二者仅在沉积物的特性存在差异.中潮滩有机质含量较高,且沉积物中存在腐败炭化的草根,矿化产生的无机氮库较大.而低潮滩沉积物主要由粗粉砂构成,其中少有表生植物残体.这样,相同的扰动产生了不同的响应,中潮滩 B 管上覆水氨氮浓度峰值先于低潮滩出现,且数值较大($C_{M2} \approx 8 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, $C_{M3} \approx 5 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$,见图 3),从氨氮的释放量来看,前者也远大于后者(表 2).

表 2 长期实验初期氨氮的界面交换/ $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$
Table 2 Interface exchange of ammonia in early days of long time incubation/ $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$

管	GL	XP	C M2	C M3
B 管	229.07	194.69	214.81	33.18
D 管	13.21	91.83	82.56	-18.68
C 管	-7.87	128.84	76.34	-28.31

河蚬的活动虽不如短期实验时对沉积物表面产生显著破坏,但其栖息活动仍有效的加强了沉积物

作为铵源的作用.因为,①河蚬稳定的生理活动排出于易于释铵的代谢产物;②河蚬个体的喷灌活动产生界面扰动,使上覆水与沉积物孔隙水溶质交换速率维持较高的水平;③河蚬的长期活动能促进沉积物中有机质的矿化释铵^[29].这种促进作用在实验初期硝化活动较弱的情况下表现最明显.

硝化和反硝化是沉积物中氮循环的核心过程^[30],研究表明,各种底栖动物在沉积物-水界面的活动都在很大程度上同时促进了沉积物的硝化和反硝化作用^[7,10,31].尽管在长期实验初期出现了少量进入沉积物的硝氮通量(图3),但自第6天起上覆水中硝氮开始大幅增加,这恰好与上覆水中氨氮的浓度下降期相对应,预示着沉积物中硝化细菌群体的增长^[29].硝化细菌是一个增殖较慢的微生物群体^[32],这是长期实验中置后一段时间才出现硝氮大

量释放的一个主要原因.长期实验各点沉积物中硝氮的显著释放一般出现在6~19d间,此后硝氮浓度增加速率有所下降.

各样点B管沉积物在长期实验中期有一个较大的硝氮释放通量,远大于同期的D、C管(表3).由于长期实验的封闭环境,硝氮在上覆水中的积累效应会使这种差异变得更加显著.在浒浦和崇明中潮滩B管中的硝氮释放通量是D、C管的2~5倍.顾路沉积物有机质含量丰富,活跃的反硝化活动与硝化活动到达平衡,整个实验过程中D、C管没出现硝氮的明显释放,而B管内河蚬的活动打破了界面硝化和反硝化活动的平衡,导致硝氮释放量的成倍增长.同样,由于沉积物性质不同,崇明中潮滩B管沉积物硝氮释放量在整个实验中比有相同底栖动物活动强度的低潮滩B管高出近3倍.

表3 长期实验硝氮的界面交换/ $\mu\text{mol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$

Table 3 Interface exchange of nitrate in long time incubation/ $\mu\text{mol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$

样点	GL		XP		CM2		CM3	
	6d~14d	14d~29d	6d~9d	9d~29d	6d~19d	19d~29d	3d~9d	9d~29d
B管	2085.46	310.68	2085.14	688.1	539.76	168.98	567.93	-0.88
D管	118.03	-22.58	494.95	55.56	264.46	16.23	379.46	-174.45
C管	-40.45	48.68	1741.21	132.82	304.88	74.79	369.31	-90.84

硝化细菌在沉积物中的分布受控于氧气扩散深度而限制在表面薄层内(1~6.5mm)^[4,33],河蚬长期栖息对沉积物-水界面的扰动使溶解氧突破在沉积物中的薄层分布,同时,河蚬分泌物粘附在栖息洞穴壁上形成利于硝化细菌良好生境,促进沉积物中硝化作用的活动范围和强度.再者,河蚬在栖息穴内或沉积物表面的排泄物为硝化作用提供了丰富的铵源.这些都是底栖动物对硝化作用的正面影响,从而增大了B管沉积物硝氮向上覆水的释放.长期实验初期,B管上覆水亚硝氮浓度的骤降暗示着河蚬活动促进了亚硝氮的氧化过程,而后B管亚硝氮含量的短期增高则是因为上覆水中氨氮大量硝化所致.长期实验后期,反硝化活动因可利用硝氮增加得到激化,去除了部分硝氮,故此阶段其浓度增幅相对缓和(图3,表3).

4.3 底栖动物活动对潮滩沉积物孔隙水无机氮垂直分布的影响

分析沉积物中氮的垂直剖面特征能间接反映沉积物和上覆水之间氮元素的交换情况,揭示底栖动物活动对界面氮循环中矿化、硝化、反硝化等过程的影响.沉降在沉积物表面的有机物相当一部分将参与早期成岩过程而被矿化和分解.河蚬在沉积物水

界面的扰动活动为浅层沉积物引入更多的氧气和其它电子受体,促进了界面附近有机质的矿化活动.本研究长期实验培养后各样点B管浅层沉积物有机质含量低于D管(图5).扰动活动加速了有机质的分解,促进了有机物大分子上营养元素的游离,其中氮元素以氨氮为主要形式释放出来,“新生”的氨氮扩散进入上覆水,或者发生氧化还原以及被同化吸收,剩下的部分则在沉积物库(吸附态及孔隙水溶解态)中存留.河蚬促进沉积物中的矿化作用,伴随着以氨氮为主要形式的无机氮的加速释放,本应在沉积物孔隙水中产生较高的氨氮浓度,而实际上河蚬的扰动活动大大的提高了孔隙水与上覆水间的溶质交换,使界面两端溶质的浓度差异减小.

已知浓度梯度情况下通过分子扩散模型能评估稳态两相界面间溶解物质的交换,而在底栖动物活动背景下运用这种方法必定低估界面物质的交换通量.所以,通过对比实际测量和理论计算的通量,能评估底栖动物对界面物质交换的影响^[34].本文以顾路沉积物-水界面氨氮交换为例来作一比较.

理论通量值 F_c 采用 Fick's 第一定律计算,利用 Berner 等^[35]的公式:

$$F_c = - \varphi D_s \partial c_i / \partial x$$

(2)

$$D_s = D_0 / \varphi_0 f \quad (3)$$

式中, φ 为表层 (0 ~ 2 cm) 沉积物的孔隙度 (%) ; $\partial c_i / \partial x$ 为孔隙水氮氮的浓度梯度 [$\mu\text{mol} \cdot (\text{ml} \cdot \text{cm})^{-1}$]; D_s 是溶质的扩散系数 ($\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), 对于氨氮 $D_0 = 17.6 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ [36]; φ_0 是沉积物的平均孔隙度, f 为表层沉积物的形态阻碍因子, 符合 Achies' s 关系的修正系数 [37], 当 $\varphi_0 < 0.7$ 时, $F = \varphi_0^{-2}$.

测量通量值 F_m 则按照上覆水始末浓度差计算 (见式 1). 经过计算算得 GL-B 管中 F_c 为 $20.41 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 而测量值 F_m 为 $281.20 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, $F_m : F_c$ 的比值为 13.8, 说明了实验中河蚬扰动对界面氮氮交换的促进作用. Mortimer 计算 3 类底栖动物 (多毛类, 双壳类和片脚类) 共同作用于英国 Humber 河口不同部位沉积物时得到的不同比值为 1 ~ 25 [34]. 河蚬对表层沉积物孔隙水中氨氮浓度的“稀释”作用会向下传递, 促进沉积物中氨氮的释放, 最终导致上层沉积物氮氮库变小. 长期实验后, 河蚬扰动造成沉积物孔隙水溶解态氮氮库的明显减小: 相比 D 管, 顾路 B 管沉积物氮氮库 (0 ~ 6 cm) 减小了约 20%, 浒浦减小了约 25%.

一般海洋沉积物孔隙水中硝氮主要分布于 1 ~ 5 cm 范围 [38], 上覆水氮负荷较低时孔隙水硝氮峰值出现在沉积物亚表层 [11], 由此向上扩散进入上覆水中或向下扩散进入还原层中参与反硝化过程. 本研究因长期培养的积累使上覆水中存在着较高的硝氮浓度, 这种情况下硝氮浓度呈现由上覆水向浅层、深层孔隙水逐渐减小的趋势. 低价态的亚硝氮是潮滩界面无机氮氧化还原反应中的一个中间产物. 硝化过程中, 相对于氨氮的氧化 ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$), 亚硝氮的氧化过程 ($\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$) 对较低的氧浓度更加敏感 [39], 沉积物表层以下氧分压的减小更容易阻止亚硝氮的氧化导致亚硝氮的累积. 而硝酸盐的还原

过程中, 反应中间产物亚硝氮浓度又更容易随氧分压的上升而增高 [40]. 所以在沉积物亚表层低氧的情况下, 无论硝化和反硝化反应都能导致亚硝氮在这一层次的积累 (图 4), 此处也是硝化和反硝化耦合度最高的区域.

5 结论

(1) 通过钻穴活动对界面结构的破坏和生理排泄, 河蚬能显著影响 DIN 短期界面交换行为, 表现为朝上覆水方向氨氮通量值的引入迭加以及沉积物中硝氮输出速率的显著增大.

(2) 长期隔离系统中, 沉积物中首先出现氨氮的输出, 上覆水中氨氮浓度到达峰值后逐渐降低, 硝氮的大量释放相对置后一段时间, 基本对应于氨氮的浓度下降阶段, 亚硝氮则在上覆水中逐渐降低.

(3) 河蚬在沉积物中的长期栖息促进了封闭沉积物水系统中氨氮由沉积物向上覆水的释放, 逐渐加强了沉积物氧化层中的硝化活动, 最终导致上覆水中硝氮浓度的累积升高.

(4) 河蚬的扰动活动加速了沉积物中有机物质的矿化分解和两相界面间氨氮的离子交换, 进而促进了沉积物无机氮库向上覆水的释放, 河蚬活动情况下实测的氨氮释放通量值大大高于理论的扩散通量值.

参考文献:

- [1] Jickells T D. The biogeochemistry of nutrients along the tidal zone [J]. Science, 1998, 281: 217 ~ 222.
- [2] Ganapati S V. The role of the bloodworm, *Chironomus plumosus*, in accounting for the presence of phosphates and excessive free ammonia in the filtrates from the slow sand filters of the Madras water works [J]. J. Zool. Soc. Ind., 1949, 6: 4 ~ 13.
- [3] 张志南. 水层-底栖耦合生态动力学研究的某些进展 [J]. 青岛海洋大学学报, 2000, 30(1): 115 ~ 122.
- [4] Herbert R A. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems [J]. FEMS Microbiology Reviews, 1999, 23: 563 ~ 590.
- [5] Mayer L M, Chen Z, Findlay R H, et al. Bioavailability of sedimentary contaminants subject to deposit-feeder digestion [J]. Environmental Science and Technology, 1996, 30: 2641 ~ 2645.
- [6] Sun M Y, Aller R C, et al. Enhanced degradation of algal lipids by benthic macrofaunal activity: Effect of *Yoldia limatula* [J]. Journal of Marine Research, 1999, 57: 775 ~ 804.
- [7] Pelegri S P, Blackburn T H. Bioturbation effects of the amphipod *Corophium volutator* on microbial nitrogen transformations in marine sediment [J]. Marine Biology, 1994, 121: 253 ~ 258.
- [8] Hansen K, Kristensen E. The impact of the polychaete *Nereis diversicolor* and enrichment with macroalgal (*Chaetomorpha*

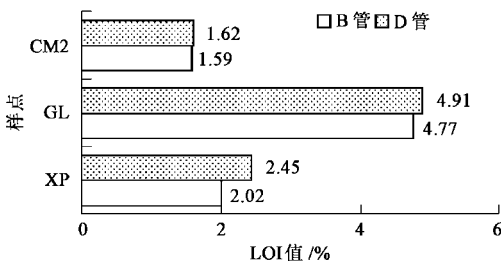


图 5 长期实验末期浅层沉积物有机质含量

Fig. 5 Organic matter content of surface sediment

- linum*) detritus on benthic metabolism and nutrient dynamics in organic-poor and organic-rich sediment [J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 1998, **231**: 201 ~ 223 .
- [9] Pelegri S P, Blackburn T H. Nitrogen cycling in lake sediments bioturbated by *Chironomus plumosus* larvae, under different degrees of oxygenation [J]. Hydrobiologia, 1996, **325**: 231 ~ 238 .
- [10] Svensson J M. Influence of *Chironomus plumosus* larvae on ammonium flux and denitrification (measured by the acetylene blockage and the isotope pairing-technique) in eutrophic lake sediment [J]. Hydrobiologia, 1997, **346**: 157 ~ 168 .
- [11] Tuominen L, Makela K, Lehtonen K K, *et al.* Nutrient fluxes, porewater profiles and denitrification in sediment influenced by algal sedimentation and bioturbation by *Monoporeia affinis* [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1999, **49**: 83 ~ 97 .
- [12] Gulbert F, Aller R C, Hulth S. The influence of macrofaunal burrow spacing and diffusive scaling on sedimentary nitrification and denitrification: An experimental simulation and model approach [J]. Journal of Marine Research, 2003, **61**: 101 ~ 125 .
- [13] Furukawa Y, Bentley S J, Lavoie D L. Bioirrigation modeling in experimental benthic mesocosms [J]. Journal of Marine Research, 2001, **59**: 417 ~ 452 .
- [14] 沈焕庭. 长江河口物质通量[M]. 北京: 海洋出版社, 2001 . 30 ~ 31 .
- [15] 汤奇成. 中国河流水文[M]. 北京: 科学出版社, 1998 . 133 .
- [16] 袁兴中. 长江口湿地的分级, 分类保护对策研究[J]. 生态经济, 2001 . 69 ~ 70 .
- [17] 程和琴. 上海市岸滩冲淤与海平面上升趋势调查研究报告 [R]. 1998 . 10 ~ 40 .
- [18] 龚志军, 谢平, 阎云君. 底栖动物次级生产力研究的理论与方法[J]. 湖泊科学, 2001, **13**(1) : 79 ~ 88 .
- [19] 袁兴中, 陆健健. 长江口潮滩湿地大型底栖动物群落的生态学特征[J]. 长江流域资源与环境, 2002, **11**(5) : 414 ~ 420 .
- [20] Andersen F Ø, Kristensen E. The importance of benthic macrofauna in decomposition of microalgae in a coastal marine sediment [J]. Limnology and Oceanography, 1992, **37**(7) : 1392 ~ 1403 .
- [21] 韩舞鹰, 容荣贵, 黄西能, 等. 海水化学要素调查手册[M]. 北京: 海洋出版社, 1986 . 121 ~ 148 .
- [22] Aller R C, Mackin J E, *et al.* Early chemical diagenesis, sediment-water solute exchange, and storage of reactive organic matter near the mouth of the Changjiang East China [J]. Continental Shelf Research, 1985, **4**: 227 ~ 251 .
- [23] 林以安, 唐仁友, 李炎, 等. 长江口生源元素的生物地球化学特征与絮凝沉降的关系[J]. 海洋学报, 1995, **17**(5) : 65 ~ 71 .
- [24] Rysgaard S, Christensen, P B, Nielsen L P. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna [J]. Marine Ecology Progress Series, 1995, **126**: 111 ~ 121 .
- [25] Sundback K, Miles A. Balance between denitrification and microalgal incorporation of nitrogen in microtidal sediments, NE Kattegat [J]. Aquat. Microb. Ecol., 2000, **22**: 291 ~ 300 .
- [26] Berg P, Rysgaard S, Funch P, *et al.* Effects of bioturbation on solutes and solids in marine sediments [J]. Aquat. Microb. Ecol., 2001, **26**: 81 ~ 94 .
- [27] Nedwell D B, Jickells T D, Trimmer M, *et al.* Nutrient in estuaries [A]. In: Nedwell D B, Raffaelli D G. Advances in Ecological Research [C]. London: Academic Press, 1999 . 43 ~ 85 .
- [28] Nakamura Y, Kerciku F. Effects of filter-feeding bivalves on the distribution of water quality and nutrient cycling in a eutrophic coastal lagoon [J]. Journal of Marine Systems, 2000, **15**: 209 ~ 221 .
- [29] Kristensen E, Blackburn T H. The fate of organic carbon and nitrogen in experimental marine sediment systems: influence of bioturbation and anoxia [J]. Journal of Marine Research, 1987, **45**: 231 ~ 257 .
- [30] Soonmo A, Samantha B J. Enhancement of coupled nitrification denitrification by benthic photosynthesis in shallow estuarine sediments [J]. Limnology and Oceanography, 2001, **46**(1) : 62 ~ 74 .
- [31] Kristensen E. Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: Microbial activities and fluxes [A]. In: Blackburn T H, Sørensen J. Nitrogen cycling in coastal marine environments [C]. New York: Wiley, 1988 . 275 ~ 299 .
- [32] Kaplan W A. Nitrification [A]. In: Carpenter E J, Capone D G. Nitrogen in the Marine Environment [C]. New York: Academic press, 1983 . 139 ~ 191 .
- [33] Revsbech N P, Sørensen J, Blackburn T H, *et al.* Distribution of oxygen in marine sediments measured with microelectrodes [J]. Limnology and Oceanography, 1980, **25**: 403 ~ 411 .
- [34] Mortimer R J G, 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**: 683 ~ 699 .
- [35] Krom M D, Berner R A. The diffusion coefficients of sulfate, ammonium, and phosphate ions in anoxic marine sediment [J]. Limnology and Oceanography, 1980, **25**: 327 ~ 337 .
- [36] 范成新, 张路, 杨龙元. 湖泊沉积物氮磷沉积物内源负荷模拟[J]. 海洋与湖沼, 2002, **33**(4) : 370 ~ 378 .
- [37] Manheir F T. The diffusion of ions in unconsolidated sediment [J]. Earth and Planetary Science Letters, 1970, **9**: 307 ~ 309 .
- [38] Henriksen K, Hansen J I, Blackburn T H. The influence of benthic infauna on exchange rates of inorganic nitrogen between sediment and water [J]. Ophelia Suppl., 1980, **1**: 249 ~ 256 .
- [39] Henriksen K, Kemp W M. Nitrification in Estuarine and Coastal Marine Sediments [A]. In: Blackburn T H, Sørensen J. Nitrogen cycling in coastal marine environments [C]. New York: Wiley, 1988 . 207 ~ 240 .
- [40] Tiedje J M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium [A]. In: Zehnder A J B. Biology of Anaerobic Microorganisms [C]. New York: John Wiley and Sons, 1988 . 179 ~ 244 .