

春季长江口崇明东滩沉积物-水界面 营养盐交换过程研究*

高磊^{1,2} 李道季² 余立华² 孔定江² 王延明²

(1. 同济大学海洋地质国家重点实验室 上海 200092; 2. 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室 上海 200062)

提要 2005 年 3—5 月, 选取位于长江口崇明东滩的 3 个典型站点, 对沉积物间隙水中营养盐剖面进行了观测; 同时, 通过模拟现场环境培养的方法测定了营养盐在沉积物-上覆水界面的交换通量。结果表明, 间隙水中 NH_4^+ 和 SiO_3^{2-} 浓度比 PO_4^{3-} 和 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 一般要高 2—3 个数量级。沉积物-水界面交换过程在春季表现为对 NO_3^- 和 SiO_3^{2-} 的吸收, 吸收的量在很大程度上取决于上覆水中这两种营养盐的浓度; 由上覆水和表层间隙水浓度梯度所决定的分子扩散通量对实际交换通量的控制有限。对 NO_3^- , 分子扩散通量占交换通量的比例不到 21%; 对 SiO_3^{2-} , 前者和后者的方向相反; 对 NH_4^+ , 较大的浓度梯度支持显著的释放通量, 而在培养过程中并没有发现上覆水中 NH_4^+ 浓度持续的增长。以上结果都说明其它因素, 如浮游植物吸收、颗粒物吸附以及底栖动物扰动在更大程度上决定着崇明东滩沉积物-水界面营养盐的交换过程。

关键词 营养盐, 沉积物-水界面, 间隙水, 生物扰动, 盐沼, 长江口

中图分类号 P734

潮滩作为由陆向海的过渡地带, 是陆海相互作用中各种物理过程、化学过程、生物过程和地质过程最为集中和活跃的地区。众多研究表明(Viel *et al.*, 1991; Rivera-Duarte *et al.*, 1994; Warnken *et al.*, 2000, 2001; Jahnke *et al.*, 2003), 河口海岸环境下沉积物-水界面的交换过程对于许多物质(如营养盐和痕量金属)在这些地区的生物地球化学循环起着至关重要的作用, 是造成它们不保守行为的重要原因。基于长江高的营养盐输出和长江口潮滩湿地广袤的面积, 有必要了解长江入海营养盐通量在多大程度上经过了潮滩湿地的改造, 沉积物-水界面交换过程——作为改造的一种重要手段对长江口营养盐浓度以及入海通量的贡献有多大。

在崇明东滩 3 个典型站点, 于 2005 年 3—5 月每月一次观测沉积物间隙水中营养盐的浓度剖面, 并通过培养实验测定了它们在沉积物-水界面的交换通量。本文中作者力图阐明春季崇明东滩间隙水中营养

盐的分布和变化规律以及决定它们交换通量的主要控制因素, 从而进一步了解生源要素在长江口陆海相互作用系统中的分布格局和生物地球化学行为。

1 研究地点、样品采集

研究区域和 3 个采样点位置见图 1。高潮滩站点(A: 31°28.4' N, 121°56.2' E)和中潮滩站点(B: 31°28.3' N, 121°56.4' E)被大量盐沼植物覆盖, 主要优势种为海三棱蔗草(*Scripus mariqueter*)和糙叶苔草(*Carex scabrifolia*)。而向海的低潮滩站点(C: 31°28.1' N, 121°56.6' E)表面无植物生长, 也被称为光滩。

沉积物用直径 14cm 的有机玻璃套管采集。采出后, 用于提取间隙水的柱状样, 立刻以 1cm 的间隔切割分装至聚乙烯自封袋中, 在 4h 之内以 4000r/min 的转速离心 30min, 之后吸出上层间隙水, 经 0.45 μm 孔径尼龙膜(Whatman Inc.)过滤后加入 HgCl_2 固定, 在 4 $^\circ\text{C}$ 下保存。随着深度的加大, 沉积物含水量逐渐

* 国家重点基础研究发展规划项目“中国典型河口-近海陆海相互作用及其环境效应”, 2002CB412405 号。高磊, 在站博士后, E-mail: lgao1011@sina.com

收稿日期: 2007-03-14, 收修改稿日期: 2008-10-16

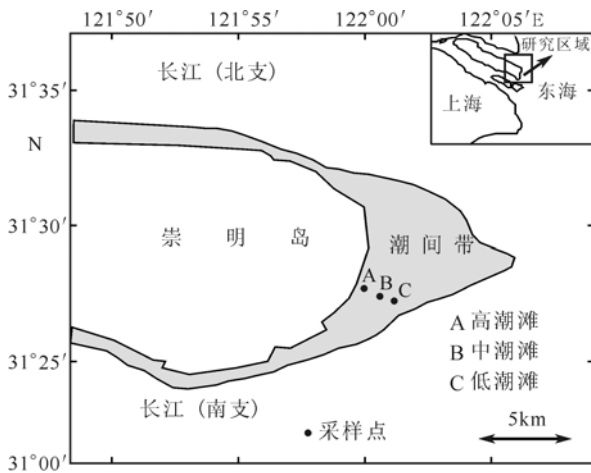


图1 研究区域与采样点

Fig.1 The study area and sampling stations

下降, 所以取样深度至得到的间隙水体积小于 4ml 为止(4ml 为测定所有指标所需的最小体积)。

测定沉积物-水界面交换通量的培养实验在采样后 2h 之内、距离东滩 5km 的实验室进行。实验室温度保持与室外一致, 并在避光条件下。为了最大限度拟合现场环境, 实验所用的上覆水分别取自离站点最近的江水(低潮滩)和潮沟水(高潮滩和中潮滩)。最初, 缓慢将 2 L(在套管内的高度约为 13cm)上覆水注到柱状样之上, 尽量减少这一过程对沉积物表面的扰动。之后, 在上覆水中部插入转速为 1r/s 的搅拌子, 这个转速既不会使沉积物产生再悬浮, 也可使上覆水混匀。培养中每隔 0.5—1h 取 20ml 上覆水, 经 0.45 μm 孔径尼龙膜过滤后加 HgCl_2 固定。随着取样的进行, 上覆水体积不断发生变化, 所以最终结果要进行校正。培养实验完成后, 所用沉积柱在 0.5mm 的筛网上水洗, 统计底栖动物的种类与数量。

2 样品分析

间隙水和上覆水样品在 SKALAR 营养盐自动分析仪(Segmented Flow Analyzer, San^{plus} System)上用分光光度法测试(Grasshoff *et al.*, 1999)。以空白样品 ($n=10$)测定结果的 3 倍标准偏差作为检出限, 分别为 NH_4^+ : 0.5 $\mu\text{mol/L}$; NO_2^- : 0.2 $\mu\text{mol/L}$; $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$: 0.1 $\mu\text{mol/L}$; PO_4^{3-} : 0.05 $\mu\text{mol/L}$; SiO_3^{2-} : 0.03 $\mu\text{mol/L}$ 。

用于测定含氮量(%)的沉积物按 1cm 间隔切割后, 在 50 $^\circ\text{C}$ 下烘干(48h), 稍加研磨过 0.125mm 筛混匀。含氮量约 40 μg 的样品用锡箔包好, 进入 FLASH EA 1112-CoFlo III-IR-MS(DELTA^{plus} XP, Thermo Finnigan)联用仪上测试(同时得到的还有 $\delta^{15}\text{N}$ (‰)数据, 本文

中未报告)。

3 结果

3.1 沉积物性质

根据刘清玉等(2003)的研究, 研究断面附近从高潮滩到低潮滩, 表层沉积物平均粒径由 22 μm 增加到 44 μm , 即由以中粉砂为主逐步过渡到以粗粉砂为主。此外, 类似 Berner (1980)与 Covelli 等(1999)的研究, 利用公式(1)计算沉积物孔隙度(Φ):

$$\Phi = \frac{M_W / \rho_W}{M_W / \rho_W + M_S / \rho_S} \quad (1)$$

其中, M_W 和 ρ_W 分别为间隙水的质量和密度, M_S 和 ρ_S 分别为烘干后沉积物的质量和密度。结果显示, 采集到的 9 个表层沉积物(高、中、低潮滩各 3 个)的孔隙度平均值为 0.66 ± 0.05 , 高、中、低潮滩样品间没有表现出显著差别(t-test, $P > 0.05$)。

此外, 测定了 3 月份采集的沉积柱的含氮量剖面(图 2)。从高潮滩向低潮滩, 沉积物含氮量明显下降, 高、中、低潮滩样品的平均值分别为 0.094%、0.058% 和 0.035%。对于含氮量较高的高潮滩和中潮滩沉积物, 含氮量随深度呈现出明显的下降趋势(图 2), 反映了有机物在早期成岩过程中的降解。

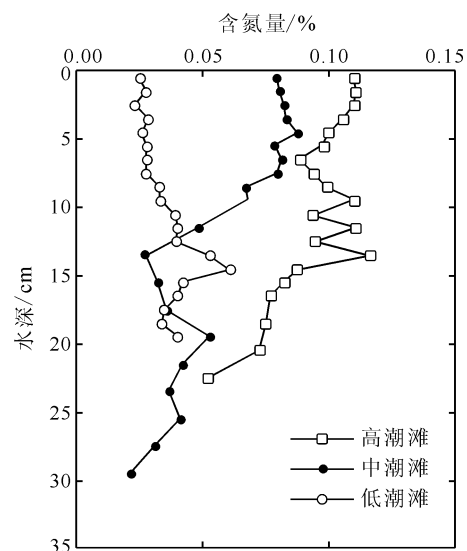
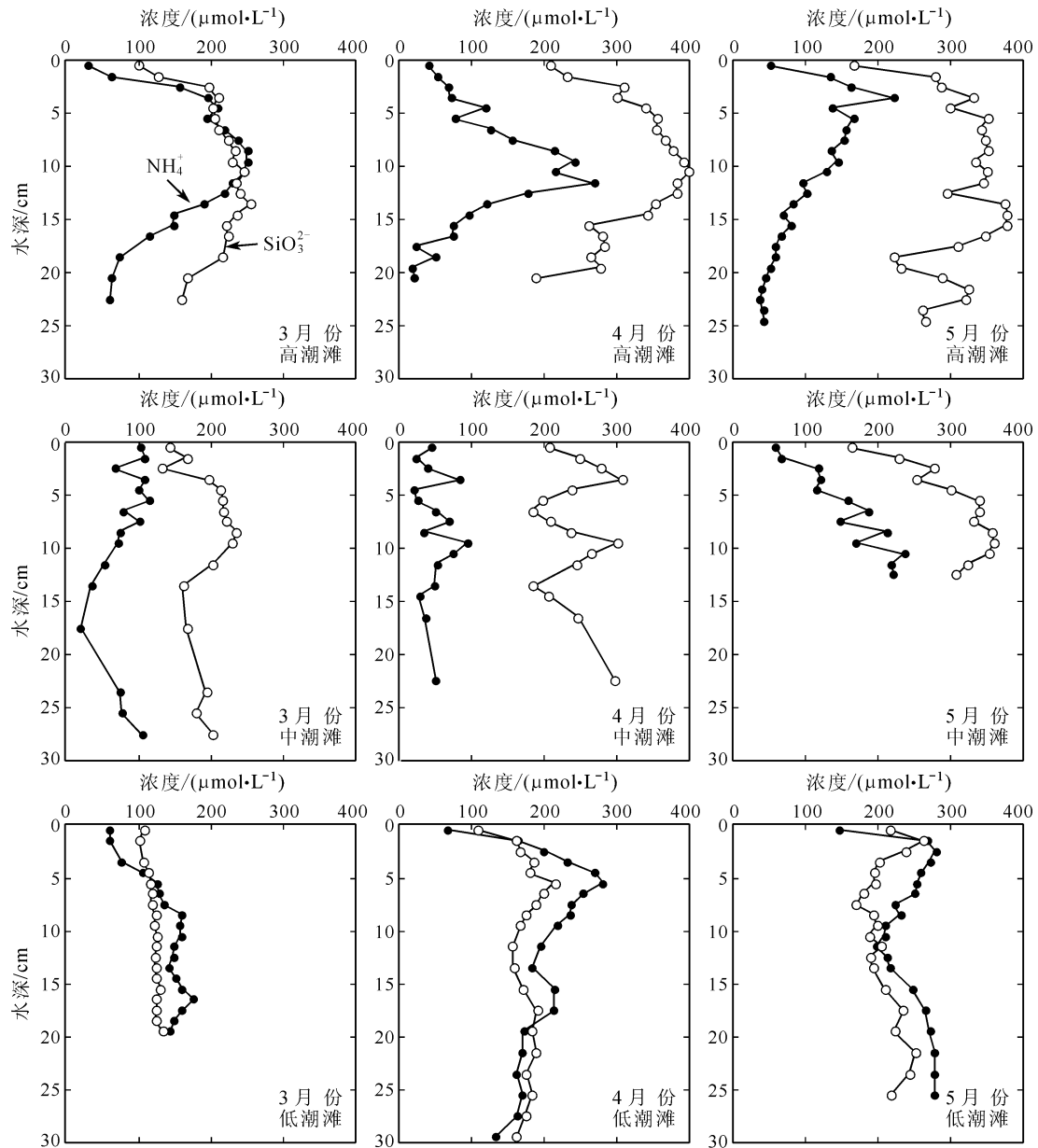


图2 沉积物中含氮量(%)随深度的变化

Fig.2 The vertical profiles of PN content (%) in sediment

3.2 间隙水中营养盐剖面

间隙水剖面中 NH_4^+ 与 SiO_3^{2-} 浓度一般具有相似的变化趋势(图 3)。对于高潮滩和中潮滩, SiO_3^{2-} 浓度一般大于同层 NH_4^+ 浓度; 而低潮滩则相反。以上规律

图3 间隙水中 NH_4^+ 和 SiO_3^{2-} 的浓度剖面Fig.3 The vertical profiles of NH_4^+ and SiO_3^{2-} concentrations in pore water

是 NH_4^+ 和 SiO_3^{2-} 浓度沿采样点位置共同变化的结果。统计结果表明,每月低潮滩间隙水中 NH_4^+ 平均浓度一般显著大于当月高潮滩和中潮滩(t -test, $P < 0.01$);而同时前者 SiO_3^{2-} 平均浓度却显著低于后者(t -test, $P < 0.01$)。

与 NH_4^+ 和 SiO_3^{2-} 在间隙水中100—300 $\mu\text{mol/L}$ 的浓度相比, $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 和 PO_4^{3-} 的浓度要低2—3个数量级(图4)。 NH_4^+ 浓度明显高于 NO_3^- 反映了沉积物中的还原环境。比较 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 和 PO_4^{3-} 浓度在各站点间的差别,发现除3月份 PO_4^{3-} 在中潮滩与低

潮滩的浓度不具有显著性差异外(t -test, $P > 0.05$),各月低潮滩 PO_4^{3-} 和 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 的平均浓度都显著大于高潮滩和中潮滩(t -test, $P < 0.01$),说明与 SiO_3^{2-} 相比, PO_4^{3-} 和 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 的浓度变化规律与 NH_4^+ 更为接近。

3.3 营养盐在沉积物-水界面的交换通量

根据公式(2),计算沉积物-水界面的营养盐交换通量(F):

$$F = \frac{\Delta C V}{\Delta t A} \quad (2)$$

其中, C 为上覆水中营养盐浓度, t 为培养时间, V 为上

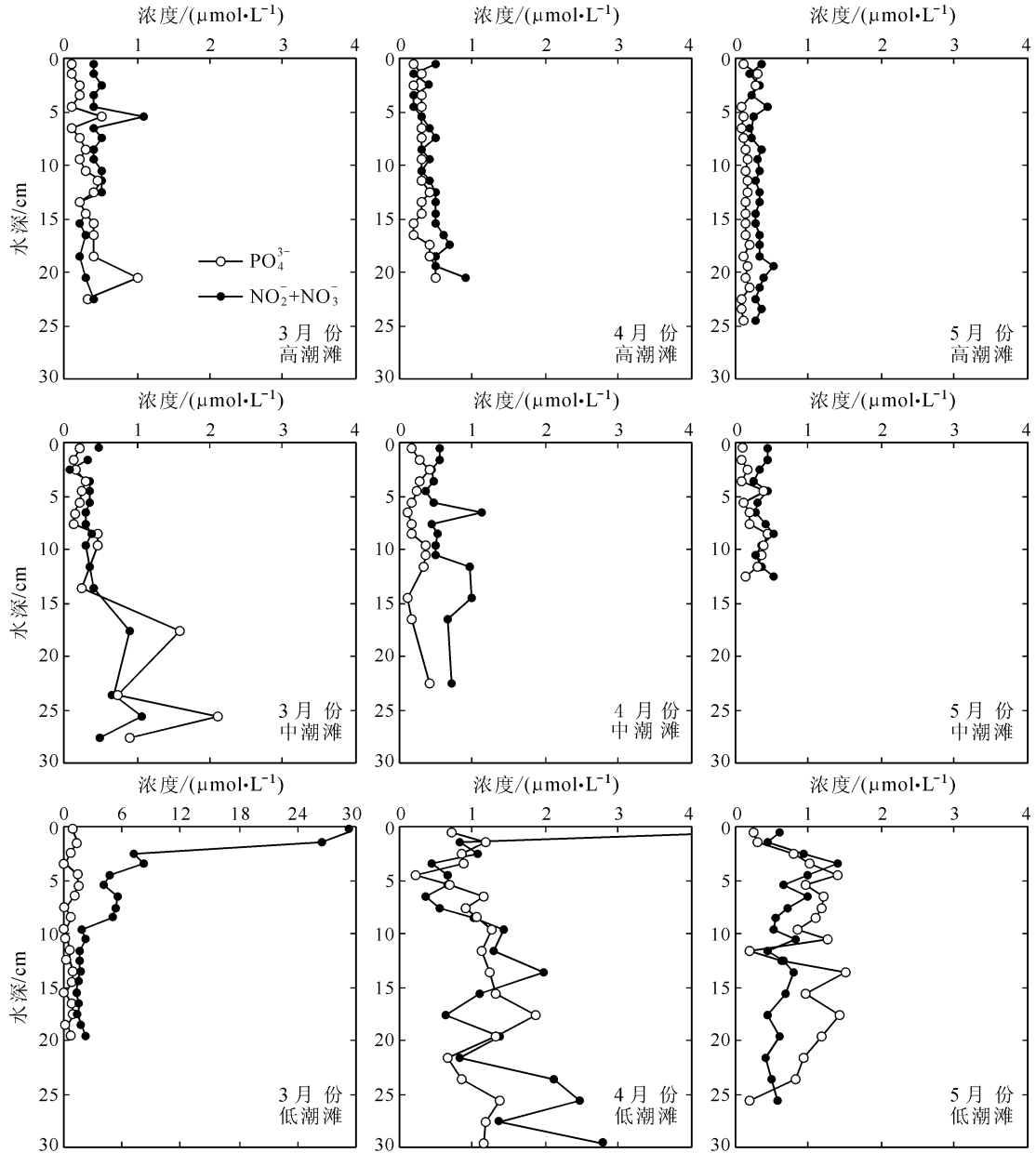


图4 间隙水中 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 和 PO_4^{3-} 的浓度剖面(注意3月份低潮滩图的横坐标与其它图不一样)

Fig.4 The vertical profiles of $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ and PO_4^{3-} concentrations in pore water (note that the X-axis scale in the diagram for low marsh in March is different from others')

覆水体积, A 为表面积。在3个月高、中、低潮滩的9次培养实验中, 上覆水中 NO_3^- 和 SiO_3^{2-} 浓度无一例外地表现出随时间连续下降的趋势(图5), 而 NH_4^+ 和 PO_4^{3-} 的浓度往往维持在较低水平; 对 NH_4^+ , 有时还呈现出强烈的波动(图5)。根据公式(2)计算得到的 NO_3^- 和 SiO_3^{2-} 的交换通量见表1的上半部分。

从表1看出, 无论是在同一站点随采样时间, 还是在同一月份随采样位置, NO_3^- 或 SiO_3^{2-} 交换通量一般都没有显示出规律性的变化。而统计结果表明, 这

两种营养盐的交换通量和它们在上覆水中初始浓度之间有一定的正相关关系(图6), 可见浓度的影响要大于采样时间和位置。

4 讨论

4.1 生物作用对间隙水中营养盐剖面的影响

对沉积物水洗过筛的结果表明, 高潮滩和中潮滩沉积物中底栖动物主要为大小2—5mm的螺类, 包括麋眼螺(*Rissoina sp.*)和光滑狭口螺(*Stenothyra*

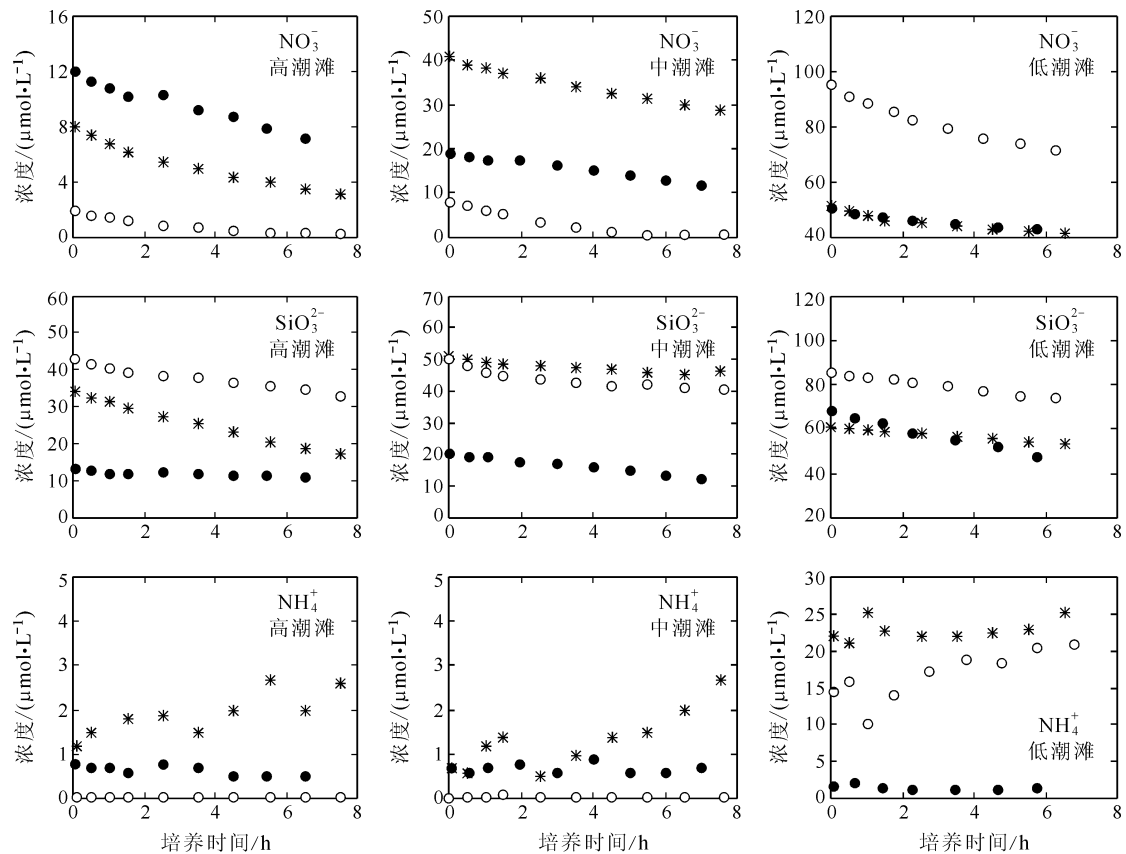


图 5 培养实验中上覆水 NO_3^- 、 SiO_3^{2-} 和 NH_4^+ 浓度随时间的变化

Fig.5 The variations in NO_3^- , SiO_3^{2-} , and NH_4^+ concentrations with incubation time for the overlying water

表 1 沉积物-水界面交换通量 [$\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$] 与计算得到的分子扩散通量 [$\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$] 的比较

Tab.1 Comparison between the exchange fluxes [$\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$] and the calculated molecule diffusive fluxes [$\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$]

交换通量	低潮滩		中潮滩		高潮滩	
	NO_3^-	SiO_3^{2-}	NO_3^-	SiO_3^{2-}	NO_3^-	SiO_3^{2-}
3 月	117	312	121	131	70	30
4 月	142	121	214	92	47	170
5 月	304	152	123	96	21	112
分子扩散通量	低潮滩		中潮滩		高潮滩	
	NO_3^-	SiO_3^{2-}	NO_3^-	SiO_3^{2-}	NO_3^-	SiO_3^{2-}
3 月	10	-11	8	-33	5	-23
4 月	26	-13	24	-42	4	-47
5 月	54	-35	4	-30	1	-33

glabra), 它们在柱状样整个深度(约 40cm)均有分布, 为绝对优势群体(表 2)。另外, 这两个站点沉积柱中(尤其在表层)还经常有沙蚕活动。较深处活体螺类的存在应该与盐沼植物根系的输氧作用以及大型底栖动物(如招潮蟹)的扰动向沉积物深处带入的 O_2 有关 (Andersen *et al.*, 1988; Holmer *et al.*, 2002; Wenzhöfer

et al., 2004); 在水洗过筛中也发现螺类活体主要粘附在植物根系上。另外, 从 4 月份开始, 高潮滩和中潮滩随处可见大小 5cm 以上的招潮蟹, 它们的掘洞行为对沉积物产生了明显的扰动。

与高、中潮滩不同, 低潮滩则很少有盐沼植物和底栖动物(如螺类、沙蚕和招潮蟹)的分布(表 2)。

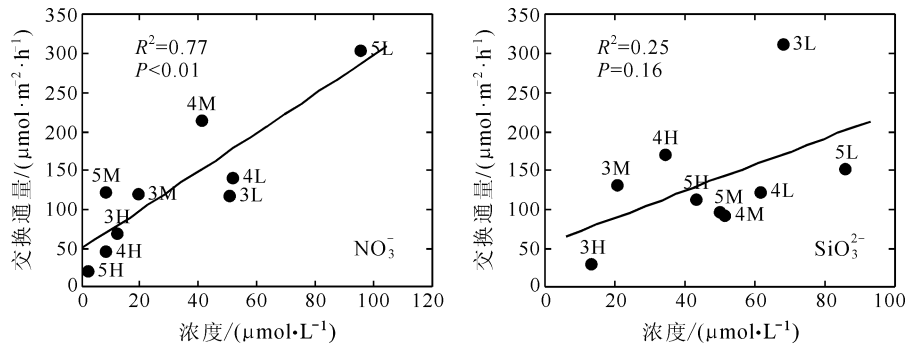


图 6 沉积物-水界面 NO_3^- 和 SiO_3^{2-} 的交换通量与它们在上覆水中初始浓度的关系(图中 3H、3M、3L 分别表示高、中、低潮滩在 3 月份的数据点, 依此类推)

Fig.6 Relationships between the exchange fluxes of NO_3^- and SiO_3^{2-} and their initial concentrations in the overlying water (3H, 3M, and 3L represent the data of high, middle, and low marsh in March, respectively; and so on as others for April and May)

表 2 培养实验所用沉积柱中螺类的数量 ($\times 10^2$ ind/ m^2)
Tab.2 The amounts ($\times 10^2$ ind/ m^2) of shell individuals in the incubation sediments

潮滩类型	3 月			4 月			5 月		
	低潮滩	中潮滩	高潮滩	低潮滩	中潮滩	高潮滩	低潮滩	中潮滩	高潮滩
螺类数量	0	26	99	0	34	98	0	138	120

以上提及, 低潮滩间隙水中 NH_4^+ 的平均浓度要显著高于高潮滩和中潮滩(图 3); 而与后者相反, 低潮滩却极少有盐沼植物和底栖动物分布(表 2)。Kristensen (1988) 对此的解释是, 尽管沉积物中生物作用可以促进矿化, 加之其新陈代谢会使更多的 NH_4^+ 产出并进入间隙水; 但这些生物的活动也加强了间隙水和上层含有较低 NH_4^+ 浓度的上覆水之间的交换以及 NH_4^+ 的氧化(生物作用增加了有氧沉积物的体积), 使间隙水中 NH_4^+ 浓度反而降低。

另外, 本文中培养所用的高潮滩和中潮滩的沉积柱均避开了招潮蟹的洞穴, 它们对沉积物的影响可能比螺类还要强烈。事实上, 根据招潮蟹的分布密度, 准确定量其扰动作用需要使用较大的培养装置, 使培养的沉积物中含有具有统计意义的、足够数量的个体(Gribsholt *et al.*, 2002; Kristensen *et al.*, 2006); 而本文中所用培养套管的表面积只有 0.015m^2 , 显然无法满足这一点。

4.2 分子扩散通量与交换通量的比较

上覆水中 NO_3^- 和 SiO_3^{2-} 浓度较高; 与间隙水不同, NH_4^+ 浓度一般较低。对于 NO_3^- 和 SiO_3^{2-} , 它们在上覆水中的浓度一般分别高于和低于表层间隙水, 意味着这两种营养盐分子扩散通量的方向分别为由上覆水向沉积物和由沉积物向上覆水。分子扩散通量的计算根据 Fick 第一定律:

$$F = -\Phi D_s \frac{\partial C}{\partial z} \quad (3)$$

其中, F 为分子扩散通量 [$\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]; 正值表示方向为由沉积物向上覆水, 负值相反。 Φ 为表层沉积物孔隙度(统一取 0.66)。 D_s 为扩散系数 (cm^2/s); 当 $\Phi < 0.7$ 时, $D_s = \Phi D_0$ (Ullman *et al.*, 1982)。 D_0 为分子扩散系数, 取值见 Wollast 等 (1971) 和 Li 等 (1974)。浓度梯度按上覆水与 0—1 cm 表层间隙水浓度的差值除以 0.5 cm 计算。

分子扩散通量的计算结果见表 1 的下半部分。与交换通量的比较表明, 对于 NO_3^- , 分子扩散通量仅仅占到实际交换通量的 3%—18%, 平均为 9%。较低的比值在以往的研究中并不鲜见。Warnken 等(2000) 对美国得克萨斯州 Galveston 湾的研究表明, NH_4^+ 分子扩散通量只占交换通量的 10%—27%, SiO_3^{2-} 占 6%—22%。他们对相同地点的研究还表明(Warnken *et al.*, 2001), Mn 和 Zn 分别只占到 5%—38%和 25%—38%。Choe 等(2004) 对旧金山湾的研究表明, Hg 和 MMHg(甲基汞)的分子扩散通量只占到实际交换通量的 0.2%—24%和 0.3%—65%。Covelli 等(1999) 对意大利 Trieste 湾的研究还发现, MMHg 交换通量中只有不到 10%为分子扩散通量。以上研究均认为, 较低的比值与沉积物中的生物作用有关。

此外, 由于间隙水中营养盐浓度在表面可能存在较大的梯度, 样品分辨率不够可能会低估分子扩

散通量。对于本研究, 即使把表层间隙水的 NO_3^- 浓度设置为 0, 这时可排除由于浓度梯度的不准确造成的对分子扩散通量的低估; 而计算结果仍表明其所占实际通量的比例依旧不会超过 21%。

在图 6 中, NO_3^- 的交换通量与上覆水中 NO_3^- 浓度有显著的正相关关系, 而计算结果又表明分子扩散通量仅占到交换通量的很小一部分; 所以上覆水浓度不仅通过改变其与表层间隙水之间的浓度梯度影响分子扩散通量, 还会影响到交换通量中的其它部分。

对于 SiO_3^{2-} , 分子扩散的方向是由沉积物向上覆水, 而实际交换通量却相反(表 1 和图 5)。生物作用加强了上覆水与间隙水之间的交换, 那么这种作用的结果也应该使更多间隙水中较高浓度的 SiO_3^{2-} 进入上覆水。所以可能的一种情况是, SiO_3^{2-} 表层实际浓度要比测得的 0—1cm 深度间隙水中的平均浓度低得多。此外, 上覆水以及沉积物中所含硅藻对 SiO_3^{2-} 的吸收、沉积物颗粒对 SiO_3^{2-} 的吸附等因素都有可能使培养过程中上覆水 SiO_3^{2-} 浓度产生持续的下降趋势。

从以上 NO_3^- 和 SiO_3^{2-} 的结果得知, 分子扩散通量对沉积物-水界面交换通量的决定作用有限, 这一点也同样体现在 NH_4^+ 上。对于 NH_4^+ , 沉积物表层较大的浓度梯度(图 3)预示着显著的释放通量, 而这也与培养实验的结果不符(图 5)。在图 5 中, 上覆水中 NH_4^+ 浓度要么始终维持在较低水平($<3\mu\text{mol/L}$, 高潮滩和中潮滩的 6 次培养实验以及低潮滩 3 月份的培养实验), 要么浓度较高并显示出明显的波动($>10\mu\text{mol/L}$, 低潮滩 4 月和 5 月的 2 次培养实验)。说明上覆水中颗粒物的吸附(刘敏等, 2005)或浮游植物的吸收等机制对 NH_4^+ 浓度起到了缓冲作用。另外, 由于上覆水 NH_4^+ 浓度比间隙水低得多, 沉积物表层底栖动物(如沙蚕)的扰动可能造成 NH_4^+ 的快速释放, 使其浓度在较短时间内呈现出较大变化。

5 结论

本文中作者研究了崇明东滩沉积物间隙水中营养盐的浓度剖面及其在沉积物-水界面处的交换通量。间隙水中 NH_4^+ 和 SiO_3^{2-} 的浓度比 PO_4^{3-} 和 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 高 2—3 个数量级。培养实验的结果表明, 沉积物-水界面的交换过程表现为对 NO_3^- 和 SiO_3^{2-} 的吸收, 吸收的量主要取决于它们在上覆水中的浓度;

而培养过程中其它营养盐则一般没有持续的、被沉积物吸收或释放的趋势。 NO_3^- 、 SiO_3^{2-} 和 NH_4^+ 的结果均表明, 由间隙水表层和上覆水之间的浓度梯度决定的分子扩散通量对实际交换通量的决定作用不大; 相反, 浮游植物的吸收、颗粒物的吸附以及底栖动物的扰动可能对培养过程中上覆水营养盐浓度的变化起到了更加主要的作用。

致谢 审稿人对本文提出了宝贵意见, 谨致谢忱。

参 考 文 献

- 刘 敏, 侯立军, 许世远等, 2005. 长江口潮滩表层沉积物对 NH_4^+ -N 的吸附特征. 海洋学报, 27(5): 60—66
- 刘清玉, 戴雪荣, 何小勤, 2003. 崇明东滩表层沉积物的粒度空间分布特征. 上海地质, 88: 5—8
- Andersen F Ø, Kristensen E, 1988. Oxygen microgradients in the rhizosphere of the mangrove *Avicennia marina*. Marine Ecology Progress Series, 44: 201—204
- Berner R A, 1980. Early Diagenesis: A Theoretical Approach. Princeton: Princeton University Press, 15—56
- Choe K Y, Gill G A, Lehman R D *et al*, 2004. Sediment-water exchange of total mercury and monomethyl mercury in the San Francisco Bay-Delta. Limnology and Oceanography, 49: 1512—1527
- Covelli S, Faganeli J, Horvat M *et al*, 1999. Porewater distribution and benthic flux measurements of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 48: 415—428
- Grasshoff K, Kremling K, Ehrhardt M, 1999. Methods of Seawater Analysis (third ed). Weinheim: Wiley-VCH, 1—600
- Gribsholt B, Kristensen E, 2002. Effects of bioturbation and plant roots on salt marsh biogeochemistry: a mesocosm study. Marine Ecology Progress Series, 241: 71—87
- Holmer M, Gribsholt B, Kristensen E, 2002. Effects of sea level rise on growth of *Spartina anglica* and oxygen dynamics in rhizosphere and salt marsh sediments. Marine Ecology Progress Series, 225: 197—204
- Jahnke R A, Alexander C R, Kostka J E, 2003. Advective pore water input of nutrients to the Satilla River Estuary, Georgia, USA. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 56: 641—653
- Kristensen E, 1988. Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: microbial activities and fluxes. In: Blackburn T H, Sørensen J ed. Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, 275—299
- Kristensen E, Alongi D M, 2006. Control by fiddler crabs (*Uca vocans*) and plant roots (*Avicennia marina*) on carbon, iron, and sulfur biogeochemistry in mangrove sediment. Limnology and Oceanography, 51: 1557—1571

- Li Y H, Gregory S, 1974. Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 38: 703—714
- Rivera-Duarte I, Flegal A R, 1994. Benthic lead fluxes in San Francisco Bay, California, USA. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58: 3307—3313
- Ullman W J, Aller R C, 1982. Diffusion coefficients in nearshore marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 27: 552—556
- Viel M, Barbanti A, Langone L *et al*, 1991. Nutrient profiles in the pore water of a deltaic lagoon: Methodological considerations and evaluation of benthic fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 33: 361—382
- Warnken K W, Gill G A, Santschi P H *et al*, 2000. Benthic exchange of nutrients in Galveston Bay, Texas. *Estuaries*, 23: 647—661
- Warnken K W, Gill G A, Griffin L L *et al*, 2001. Sediment-water exchange of Mn, Fe, Ni and Zn in Galveston Bay, Texas. *Marine Chemistry*, 73: 215—231
- Wenzhöfer F, Glud R N, 2004. Small-scale spatial and temporal variability in coastal benthic O₂ dynamics: Effects of fauna activity. *Limnology and Oceanography*, 49: 1471—1481
- Wollast R, Garrels R M, 1971. Diffusion coefficient of silica in seawater. *Nature Physical Science*, 229: 94

SEDIMENT-WATER EXCHANGE OF NUTRIENTS IN DONGTAN SALT MARSH WITHIN THE CHANGJIANG (YANGTZE RIVER) ESTUARY IN SPRING

GAO Lei^{1,2}, LI Dao-Ji², YU Li-Hua², KONG Ding-Jiang², WANG Yan-Ming²

(1. State Key Laboratory of Marine Geology, Tongji University, Shanghai, 200092; 2. State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai, 200062)

Abstract From March to May 2005, nutrient profiles in sediment pore waters were studied at the three representative stations in Dongtan salt marsh within the Changjiang (Yangtze River) estuary. Meanwhile, incubation experiments were conducted to measure the benthic nutrient fluxes. Concentrations of NH₄⁺ and SiO₃²⁻ in pore water were generally much higher than other nutrients by 2—3 orders of magnitude. During incubations, significant uptake fluxes of NO₃⁻ and SiO₃²⁻ were commonly shown at the sediment-water interface, and largely controlled by their concentrations in the overlying water. The molecule diffusive fluxes, calculated from the concentration gradients between overlying water and surface pore water, seemed not so important in the exchange fluxes. For NO₃⁻, the molecule diffusive fluxes were no more than 21% of the measured fluxes; and for SiO₃²⁻, the former was always provided with an opposite direction of the latter. With respect to NH₄⁺, the concentration gradient at the interface was sharp, suggesting significant and consistent release fluxes out of sediments; however, that was not the case in practice. Therefore, factors such as phytoplankton assimilation, particulate adsorption and bioturbation might have a larger influence on benthic nutrient exchanges.

Key words Nutrients, Sediment-water exchanges, Pore water, Bioturbation, Salt marshes, the Changjiang (Yangtze River) estuary