

盐沼植物对沉积物间隙水营养盐分布的影响

王伟伟, 李道季*, 高磊

(华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200062)

摘要: 通过 2007 年 8 月~2008 年 5 月对长江口崇明东滩中部潮间带 4 个不同植被带沉积物间隙水营养盐进行季节观测来研究盐沼植物对沉积物间隙水营养盐分布的影响。结果表明, 大型植物生长带间隙水的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度低于光滩, 尤其是夏、秋两季 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的浓度比光滩低 1 个数量级以上。在植物生长季节, 间隙水各种营养盐含量要明显高于冬季, 且植物生物量与间隙水氮、磷有明显的相关关系。氮盐受植物的影响最明显, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在互花米草与芦苇带分别是 44.21 、 $74.38 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 明显低于光滩与海三棱藨草带(分别是 340.14 、 $291.87 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$); $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 的浓度比 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 低 1~2 个数量级, 但以芦苇带最高($5.94 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)。沉积物-水界面分子扩散通量结果表明, 潮滩沉积物是上覆水中 $\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的源, $\text{NO}_x^- - \text{N}$ ($\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的总和)的汇, 其中 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 从上覆水向沉积物的扩散通量 [$16.23 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$] 大于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 从沉积物向上覆水的扩散通量 [$15.53 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]。植物的生长还通过影响沉积物-水界面的物质交换与间隙水中营养盐比值及其与上覆水间营养盐比值, 对毗邻富营养化河口生态系统营养盐结构起到调节作用。

关键词: 盐沼植物; 间隙水; 营养盐; 分子扩散通量; 崇明东滩

中图分类号: X173 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)11-3209-09

Vegetation Influence on Nutrients Distribution in Pore Water of Salt Marsh Sediment

WANG Wei-wei, LI Dao-ji, GAO Lei

(State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, China)

Abstract: The variations of nutrients in pore water of salt marsh sediment were surveyed in the middle intertidal zone of Chongming Dongtan during August 2007 to May 2008 to identify plant impact on nutrients distribution. The results show that $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ concentrations are lower in pore water of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* zones than in bare flat, and specially, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentrations in summer and autumn decrease by one more orders of magnitude. Compared to winter, nutrients concentrations are obviously higher during the period of plant growth, and plant biomass is clearly correlative to nitrogen and phosphorus. Vegetation growth influences nitrogen content intensively. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentrations in *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* zones are 44.21 and $74.38 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ respectively, distinctly lower than that in bare flat and *Scirpus mariquete* zone (340.14 and $291.87 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ respectively). Moreover, $\text{NO}_x^- - \text{N}$ concentration is one to two order(s) of magnitude lower than $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, and its highest value exists in *Phragmites australis* zone ($5.94 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$). The results of molecule diffusive flux of nutrients in the surface sediment-overlying water interface indicate that marsh sediment is the source for $\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$, and the rank for $\text{NO}_x^- - \text{N}$ ($\text{NO}_3^- - \text{N}$ + $\text{NO}_2^- - \text{N}$), and $\text{NO}_x^- - \text{N}$ flux from overlying water to sediment [$16.23 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$] is higher than $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ flux from sediment to overlying water [$15.53 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]. Vegetation growth accommodates nutrient structure of the estuarine ecosystem by affecting sediment-water interface mass flux and nutrient ratios in pore water and overlying water.

Key words: salt marsh plant; pore water; nutrients; molecule diffusive flux; Chongming Dongtan

盐沼广泛分布于世界中高纬海岸带, 具有作为动植物的栖息地与繁育场、维持生物多样性, 起到污染物过滤器、海洋灾害性动力缓冲器以及旅游、教育等重要生态价值^[1,2]。作为盐沼的生产者, 植物特别是大型维管束植物是影响潮滩水文过程的主要类群, 具有减缓水流、增加沉降以及降低侵蚀、增加沉积作用使潮滩沉积物成为外来颗粒物和有机质的汇等作用^[3,4]。另外, 沉积物有机质含量增加和植物凋落物、根系的生长会影响湿地土壤的渗透性以及沉积物中物质的循环, 特别是对盐沼化学成分产生明显的影响^[5,6]。

间隙水是联系沉积物与上覆水的重要渠道, 是岩石圈和水圈之间物质交换的媒介^[7]。有关研究可追溯到 20 世纪 30 年代沉积物间隙水与上覆水之间的盐度交换, 80 年代早期间隙水成为污染物化学过程, 特别是沉积物颗粒物的分解、解吸附作用研究的

收稿日期: 2008-12-23; 修订日期: 2009-03-11

基金项目: 科技部国际科技合作项目(2008DFB90240); 国家自然科学基金委员会创新研究群体基金项目(40721004); 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室科研项目(2008KYYW07)

作者简介: 王伟伟(1979~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为河口海岸生态与环境, E-mail: wangww2008@126.com

* 通讯联系人, E-mail: daojili@sklec.ecnu.edu.cn

首选对象^[8].它不仅提供了生物生长所必需的营养物质,而且对于调节沉积物与上覆水体以及盐沼与毗邻河口之间物质的交换具有重要作用.有学者提出沉积物与间隙水是静态水体营养评价的基础,二者都能反映水体的营养状态,应将此纳入到营养评价体系中^[9].因此,间隙水研究对于了解盐沼物质循环、沉积物-水界面物质交换及其对毗邻河口生态系统的响应具有重要意义.尽管国内外关于河口海岸生态系统沉积物间隙水营养盐及其与水界面间物质通量已有很多研究,但盐沼植物对间隙水中营养盐变化和沉积物-水界面营养盐释放通量的影响很少见报道.本实验选择长江口典型盐沼断面,对不同植被带沉积物间隙水营养盐的时空变化进行研究,初步探讨盐沼植物对间隙水营养盐的影响,以期对湿地生态系统的生物地球化学提供理论基础.

1 材料与方法

1.1 研究区域

崇明东滩湿地是长江口规模最大,发育最完善的河口型潮滩湿地,也是淤长最快、最宽广的潮滩之一,其面积达10 000 hm²(指吴淞高程0 m线以上),最宽处达13 km^[10].陆向主要植被演替为:盐渍藻类(光滩)、海三棱藨草(*Scirpus mariquete*)、互花米草(*Spartina alterniflora*)和芦苇(*Phragmites australis*),其中海三棱藨草面积从1998年的1 508.8 hm²增加到2005年的2 952.54 hm²,芦苇群落则从969.44 hm²减少到451.8 hm²,而互花米草面积从引种到2005年增加了1 283.4 hm²^[11].芦苇和海三棱藨草群落的年固碳能力分别为 $(1.63 \pm 0.39) \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $(0.63 \pm 0.28) \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ^[12];而芦苇、互花米草、海三棱藨草地上部分蓄积的氮分别为227.5、45.9、68.2 t,其中互花米草的净生产力贡献率达40%左右^[13].

1.2 样品采集与处理

样品采集:本研究于2007年8、11月份以及2008年2、5月份对崇明东滩中部潮间带4个站位进行野外采样(图1).由海向陆方向,站位A(31°31.143'N, 121°58.955'E)、站位B(31°31.150'N, 121°58.867'E)、站位C(31°31.062'N, 121°58.237'E)和站位D(31°31.077'N, 121°57.912'E)的植物类型分别是光滩、海三棱藨草、互花米草和芦苇.选择无明显生物扰动的区域,用有机玻璃管(长25~30 cm,直径为14 cm)采集柱状样,深度取20 cm左右,立即以1 cm为间隔切割分装,最底层的几cm舍弃以免在采集过程中周围水体对柱状样产生污染,放入冰盒中

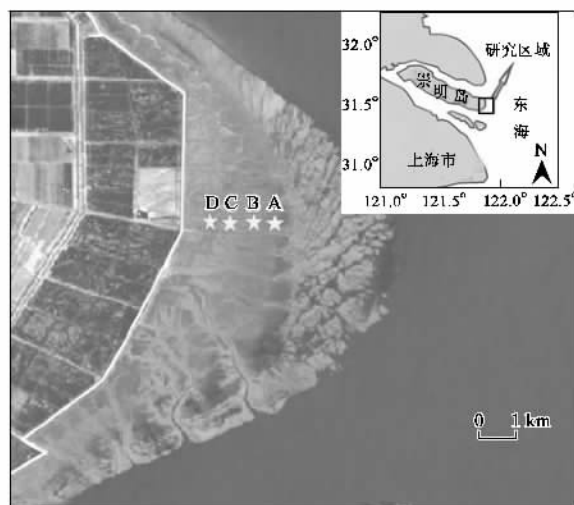


图1 研究区域与采样站位

Fig.1 Map of study area and sampling stations

立即带回实验室.自上而下间隔1~3 cm进行抽样分析.将沉积物样品4 000 r/min离心20~30 min,上清液经0.45 μm滤膜过滤,在酸洗HDPE瓶中冷冻保存,如果样品量不够则还需多次离心.同时采集其上覆水或最近的潮沟水,经同样方法处理保存.

营养盐、有机碳和总氮测定:取出保存的样品在4℃环境下缓慢化冰,以减少对硅酸盐等的影响.在SKALAR连续流动分析仪(Segmented Flow Analyzer, Sanplus System)上用分光光度法来测定其浓度^[14].另取离心后的沉积物在45℃干燥,用Vario EL CHNOS元素分析仪测定其有机碳(OC)及总氮(TN)含量,结果记为沉积物干重的质量分数.

含水量、叶绿素和植物生物量的测定:取适量沉积物在105℃干燥12 h至恒重(GB 7833-87)^[15],计算含水量.以1 cm为间隔取表层10 cm沉积物在4℃条件下用90%丙酮萃取,然后在荧光分光光度计(Hitachi F-2500)上测定叶绿素a浓度($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$).植物样品以25 cm × 25 cm × 30 cm(深度)为样方,重复3次进行采集,现场用潮水洗掉根系周围的泥沙带回实验室再次清洗干净.然后将植物样品60℃烘干至恒重,称量并计算生物量(以干重计 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$).用SPSS 11.5统计分析软件、Origin、Surfer等软件进行相关分析与作图.

2 结果与分析

2.1 间隙水营养盐剖面变化

不同植被带沉积物站位间隙水营养盐剖面变化如图2. SiO_3^{2-} -Si基本上呈现随深度而增加的趋势,

但 4 个季节的排序较为紊乱, 其中秋季排序较明显, $B > C > A$; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的变化较有规律性: 除 B 站位在冬季无明显的变化, A、B 均随深度而增长; C、D 两站位剖面变化除在春季稍有波动外, 其余季节都不明显, 且剖面浓度远低于 A、B 站位. 从图 2 也可以看出表层间隙水的 $\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在各采样站位中无明显的差异; 但与 $\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$ 相比较, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 剖面变化更易受到植物的影响.

$\text{NO}_x^- - \text{N}$ (因 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的含量非常低, 所以文中将 $\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N}$ 记作 $\text{NO}_x^- - \text{N}$)、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的剖面变化为: 秋季随深度总体呈降低趋势, 但在中等深度有小的峰值出现; 在其它季节出现较大起伏, 尤其是 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 的波动更为明显. 这与其他研究结果一致, 其原因可能是氧化态沉积物和/或大型动物存在的影响^[16, 17]. 但本研究在采样时尽可能采集没有明显动物扰动的区域, 而且间隙水中的 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 浓度少于 $20 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 远低于上覆水中的浓度, 所以动物的扰动很小, 植物生长导致根际沉积物氧化还原状态的改变可能起到更为主要的作用.

2.2 间隙水营养盐季节分布

间隙水营养盐的季节变化和分布分别见表 1 和图 3. 4 个站位的 $\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$ 浓度范围分别是: $22.45 \sim 295.36$ 、 $52.09 \sim 381.16$ 、 $9.91 \sim 362.16$ 、 $36.91 \sim 267.32 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 其中 B 站位均值最高 ($208.45 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$), 其余则无明显差异; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的年均值分别为: 340.14 、 291.87 、 44.21 、 $74.38 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 大型植物特别是互花米草吸收作用明显. 另外, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 是间隙水中无机溶解氮的主要形式, 所占比例的均值在 80% 以上. $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 的含量比 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度低 1~2 个数量级, 最高值低于 $20 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 均值低于 $6 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 其中芦苇带最高 ($5.94 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$), 海三棱藨草带最低 ($3.65 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$), 显示了沉积环境不利于硝化反应. $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的浓度仅在几个 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 在 4 个站位的均值分别为: 1.59 、 1.10 、 1.30 、 $1.11 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$.

统计分析表明, 除了光滩冬季 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 很高外, 其余营养盐的冬季浓度都明显低于春、夏、秋季. 各种营养盐的高值多出现在夏、秋季, 如 A 站位的 $\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 与 C、D 站位的 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 夏季值最大, 而 B 站位的 $\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 以及 C、D 站位的 $\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$ 最高值均出现在秋季. A 站位的 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 与 B、D 站位的 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 含量高低则以季节排序. 这可能是温度对各种反应的抑制作用起主要作用. 不同植

被分布带之间的间隙水营养盐的差异主要表现在 C、D 站位 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度明显低于 A、B 站位的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度 ($p < 0.01$). 另外, B 站位的 $\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$ 、 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 与其他点差异也较为明显, 而且植物生长带间隙水中的 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度均低于光滩. 综合各采样站位间隙水营养盐的变化 (图 3), $\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$ 、 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 首个高值均出现在春末夏初的光滩, 第 2 个高值区分别分布在夏末秋初的芦苇与互花米草带; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的低值区是在夏秋季交替的 A、B 站位以及大型植物特别是芦苇带; $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的高值分布在秋末冬初的光滩与海三棱藨草带.

表 1 沉积物间隙水营养盐均值变化/ $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$
Table 1 Variations of nutrients average concentration in salt marsh sediments/ $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$

季节	营养盐	采样站位			
		A	B	C	D
春季	$\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$	151.48	192.91	123.67	138.36
	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	344.04	212.63	98.37	137.31
	$\text{NO}_x^- - \text{N}$	8.61	4.01	4.81	7.06
	$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	1.29	3.65	1.65	1.54
夏季	$\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$	199.25	204.60	161.58	208.08
	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	294.06	380.05	28.70	58.98
	$\text{NO}_x^- - \text{N}$	6.13	4.25	7.46	8.05
	$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	2.41	2.16	1.34	1.26
秋季	$\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$	181.17	277.59	257.75	—
	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	308.58	485.12	39.07	—
	$\text{NO}_x^- - \text{N}$	4.27	4.63	3.46	—
	$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	1.88	1.33	1.49	—
冬季	$\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$	97.78	144.30	98.70	112.65
	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	417.38	29.22	11.26	28.57
	$\text{NO}_x^- - \text{N}$	2.36	1.28	2.00	2.48
	$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	0.75	0.27	0.71	0.50

2.3 沉积物-水界面间营养盐通量变化

沉积物-水界面物质交换是沉积物与水环境物质迁移、累积和转化的重要过程, 其分子扩散通量根据改进后的 Fick 第一定律来计算:

$$F = - \Phi D_s \frac{\partial c}{\partial z} \tag{1}$$

式中, F 为分子扩散通量 ($\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$); Φ 为沉积物孔隙度 (泥质粉砂取 0.65, 粉砂质泥取 0.75^[18]); D_s 为扩散系数 ($\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), 当 $\Phi < 0.7$, $D_s = \Phi D_0$, 当 $\Phi \geq 0.7$, $D_s = \Phi^2 D_0$ ^[19], D_0 的取值见文献[20] (因间隙水中 NO_3^- 浓度远大于 NO_2^- 浓度, 所以 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 在海水中的扩散系数取 NO_3^- 的扩散系数), $\partial c / \partial z$ 为上覆水与间隙水间营养盐浓度的线性梯度.

崇明东滩表层 0~1 cm 沉积物与上覆水之间的

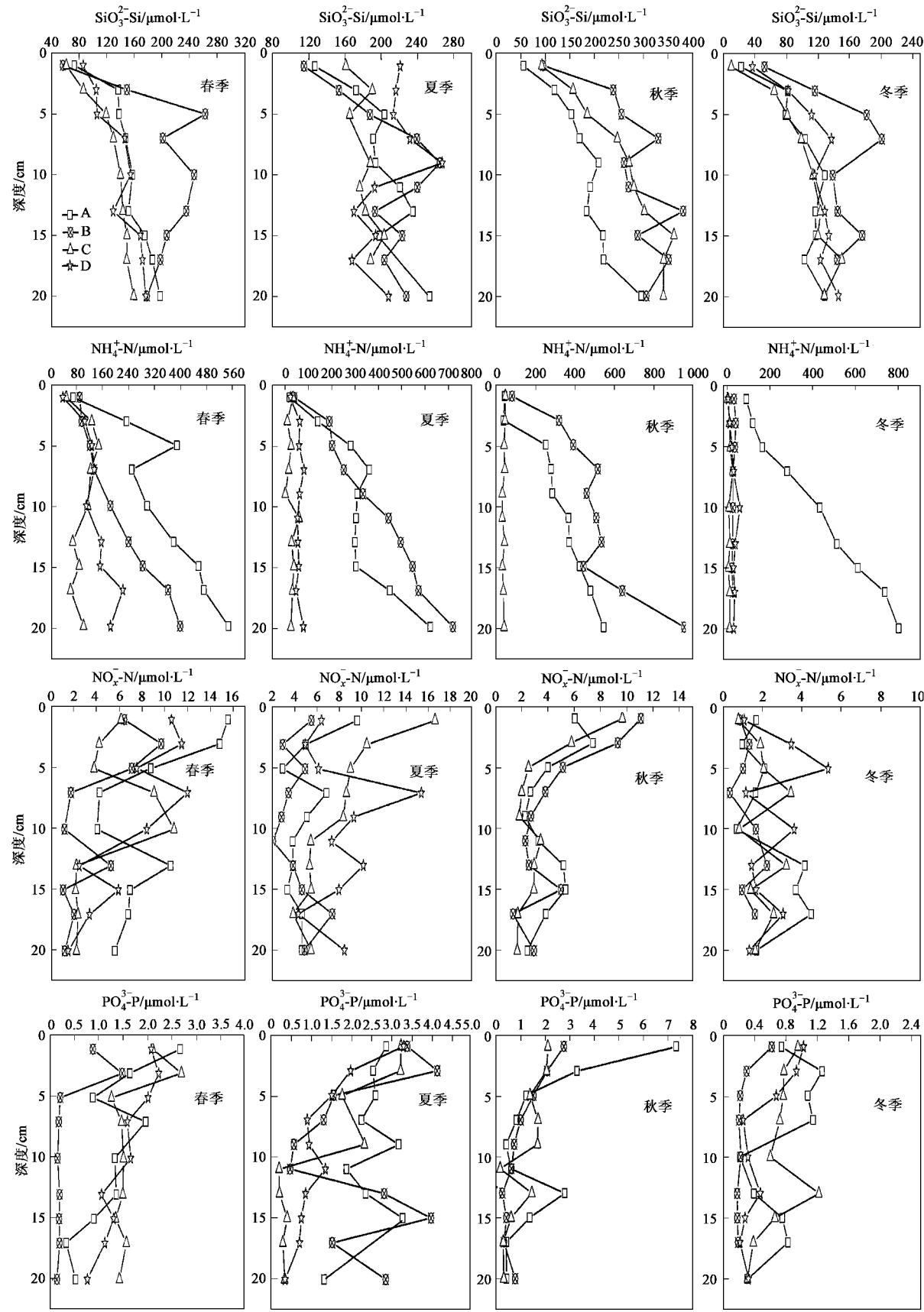


图 2 沉积物间孔隙水营养盐剖面变化

Fig.2 Profiles variations of nutrients concentration in pore water of salt marsh sediment

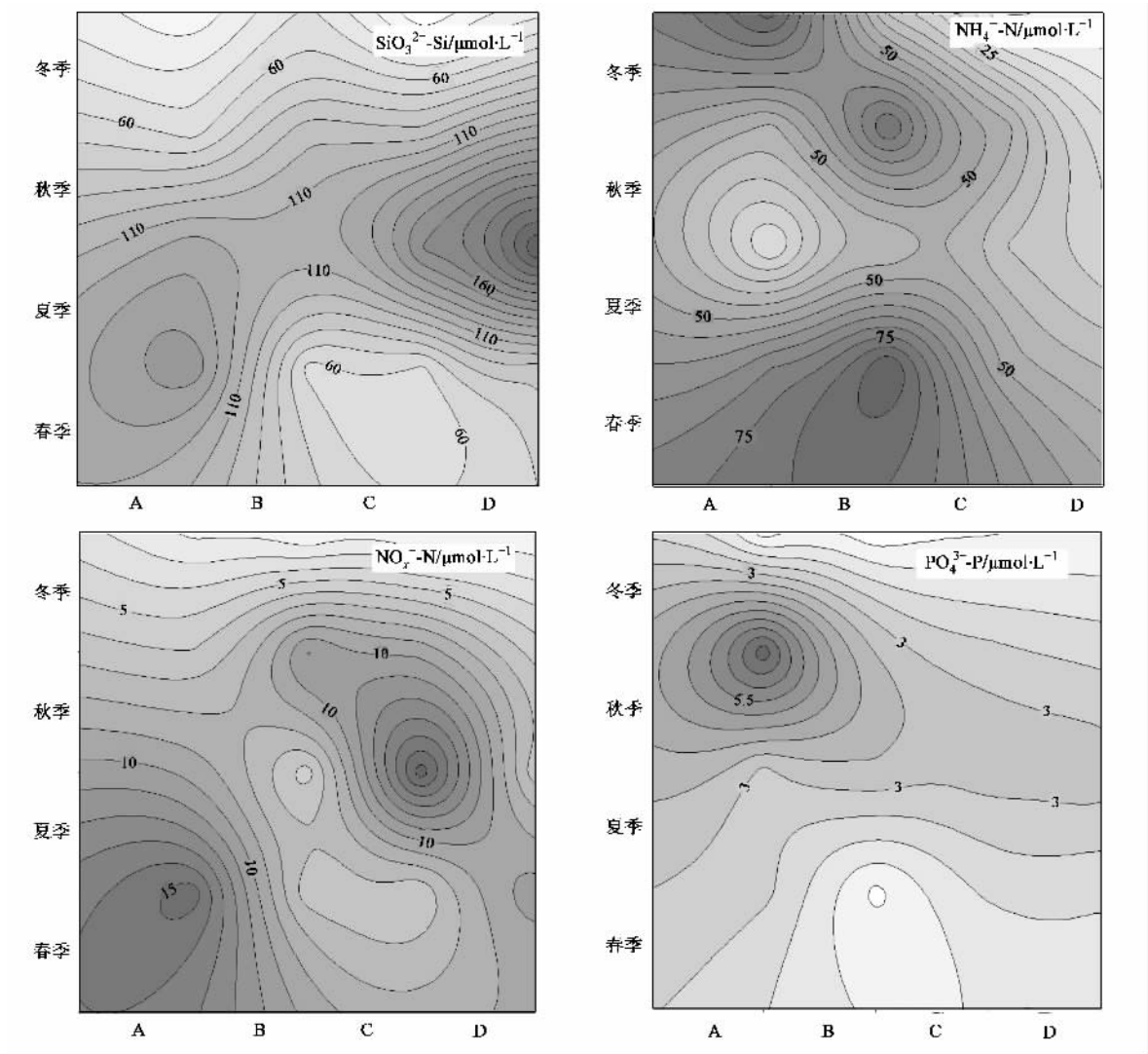


图 3 沉积物间隙水营养盐季节分布

Fig.3 Seasonal variations of nutrients in pore water of salt marsh sediment

分子扩散通量如图 4. 大部分数据表明 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 是由沉积物向上覆水扩散, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 则完全表现为由沉积物向上覆水扩散, 而且光滩的扩散量要大于其他站点. $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 的扩散方向与此相反. 从整体上计算 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 从上覆水向沉积物的扩散通量 ($16.23 \mu\text{mol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$) 大于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 从沉积物向上覆水的扩散通量 ($15.53 \mu\text{mol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$). 与光滩相比, 芦苇、互花米草带营养盐通量减少, 有时甚至改变了扩散方向. 总之, 沉积物是上覆水 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的源, $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 的汇.

3 讨论

河口盐沼是净化陆源污染、削减其入海通量的一道天然屏障, 在邻海营养状况的控制和营养盐循

环过程中扮演着十分重要的角色. 植物对物质的滞留与去除则是其净化功能的重要机制之一^[21,22]. 对崇明东滩不同植被带沉积物间隙水营养盐的调查发现, 大型维管束植物对此影响明显, 主要表现为: ① 互花米草、芦苇带的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 低于光滩, 而 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 较高, 相关分析也表明植物生物量与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度具明显的负相关, 与 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 呈正相关(图 5). ② 植物的存在导致间隙水与上覆水营养盐结构(表 2) 以及沉积物-上覆水界面之间物质通量发生明显变化, 对河口水体营养盐结构起到调节作用. ③ 植物对各种营养盐浓度变化的影响是不同的, 如在 4 个植被带中硅的变化与植物生长量无明显的相关性(图 5), 而且营养盐之间相关性也有所不同. 在光滩与海三棱蔗草带, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 有较好的相关性 ($p < 0.05$); 而在

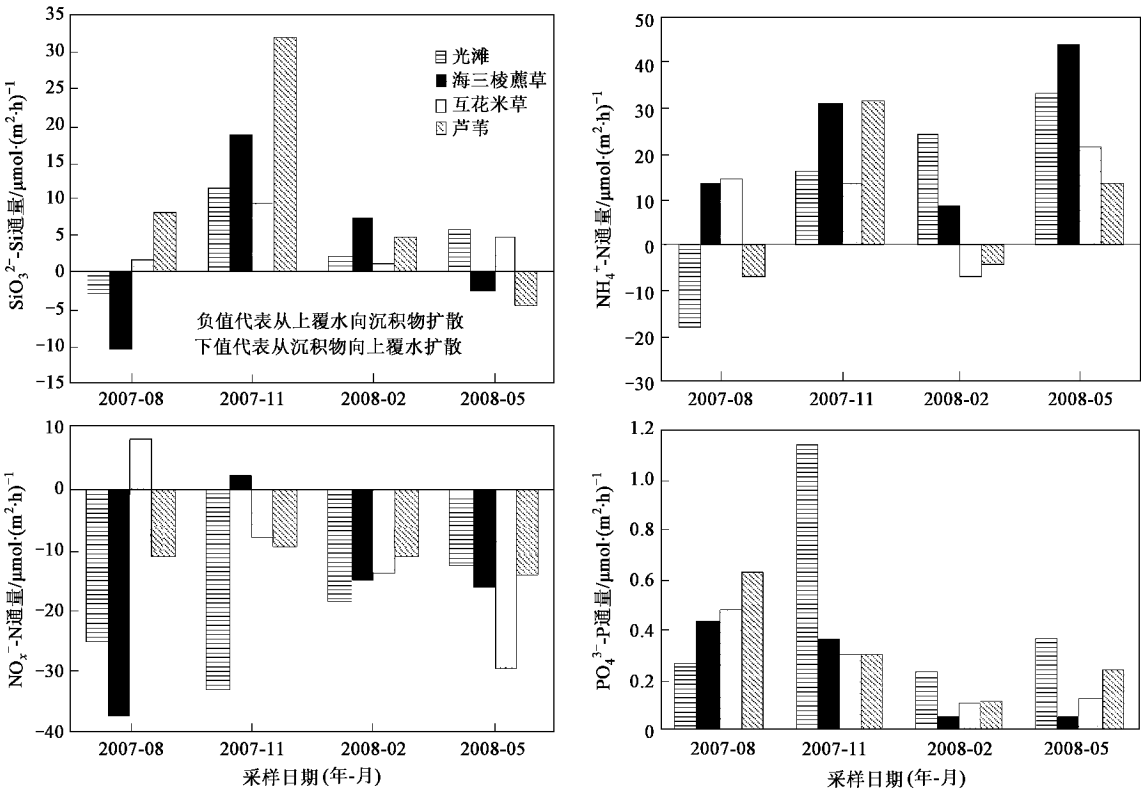


图 4 表层间隙水-上覆水营养盐分子扩散通量

Fig.4 Molecule diffusive flux of nutrients in the surface sediment-overlying water interface

其他两带 PO_4^{3-} -P分别仅与 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N明显相关($p < 0.01$)。植物吸收及其引起的沉积物氧化微环境变化等生物效应改变了盐沼及其毗邻河口生态系统中营养盐浓度与结构,并影响盐沼生源要素的存在形式,进而影响其地球化学循环及生物有效性^[6, 16, 17, 23]。

表 2 沉积物间隙水营养盐比值及其与上覆水间营养盐浓度比¹⁾

采样 站 位	c_p/c_0				Si:N	N:P
	SiO_3^{2-} -Si	NH_4^+ -N	NO_3^- -N	PO_4^{3-} -P		
A	3.10	7.16	0.16	5.75	0.68	500.97
B	3.53	10.77	0.48	2.77	1.87	576.93
C	1.58	4.03	0.16	6.49	5.16	59.75
D	2.61	1.36	0.26	27.44	2.91	95.50

1) c_p 表示间隙水中营养盐的浓度; c_0 表示上覆水体中营养盐的浓度

由研究结果可以看出植物对间隙水中营养盐有着重要影响,但又因营养盐的种类而异,其中对氮素的影响更为明显.有学者^[18]归纳为 3 种机制:植物的吸收;氧化环境的形成促进硝化作用以及磷与铁离子的化合;造成缺氧环境促进反硝化作用.总结已

有的研究也可以发现,除了植物对营养盐的直接吸收外,植物还通过改变盐沼的物理化学及生物地球化学过程等间接影响盐沼中元素分布。

首先,植物通过吸附、促进颗粒物沉降以及抑制再悬浮等过程引起盐沼沉积物粒径陆向细化现象^[4],而且使盐沼中的流速、波高也比相邻光滩减少 50% 以上^[24].盐沼潮汐及沉积层厚的变化显著影响间隙水流模式、物质交换以及输送^[25, 26].其次,盐沼植物改变沉积物的化学属性,如芦苇最初 2 a 会使最上层土壤盐度迅速降低,而较浅的土层降速缓慢、稳定,10 a 后降到一个很低的水平,而且分层之间没有大的差异^[27];互花米草(*Spartina alterniflora*)和针茅状灯芯草(*Juncus roemarianus*)的生长降低了间隙水 pH、碱度及溶解性还原溶质,还通过沉积物氧化状态及铁含量影响间隙水中磷酸盐的浓度,进而影响各种元素的生物有效性^[6].本实验研究了其他一些沉积物理化性质(表 3),发现沉积物含水量呈陆向降低趋势,并没有对间隙水中营养盐浓度起到浓缩效应.有机碳与总氮的含量则呈增加趋势,但统计分析表明它们与间隙水中 SiO_3^{2-} -Si、 NH_4^+ -N在个别季节和个别采样站位有一定的相关性,但在此过程中植物的影响更为明显(图 2 和图 5).原因可能是沉

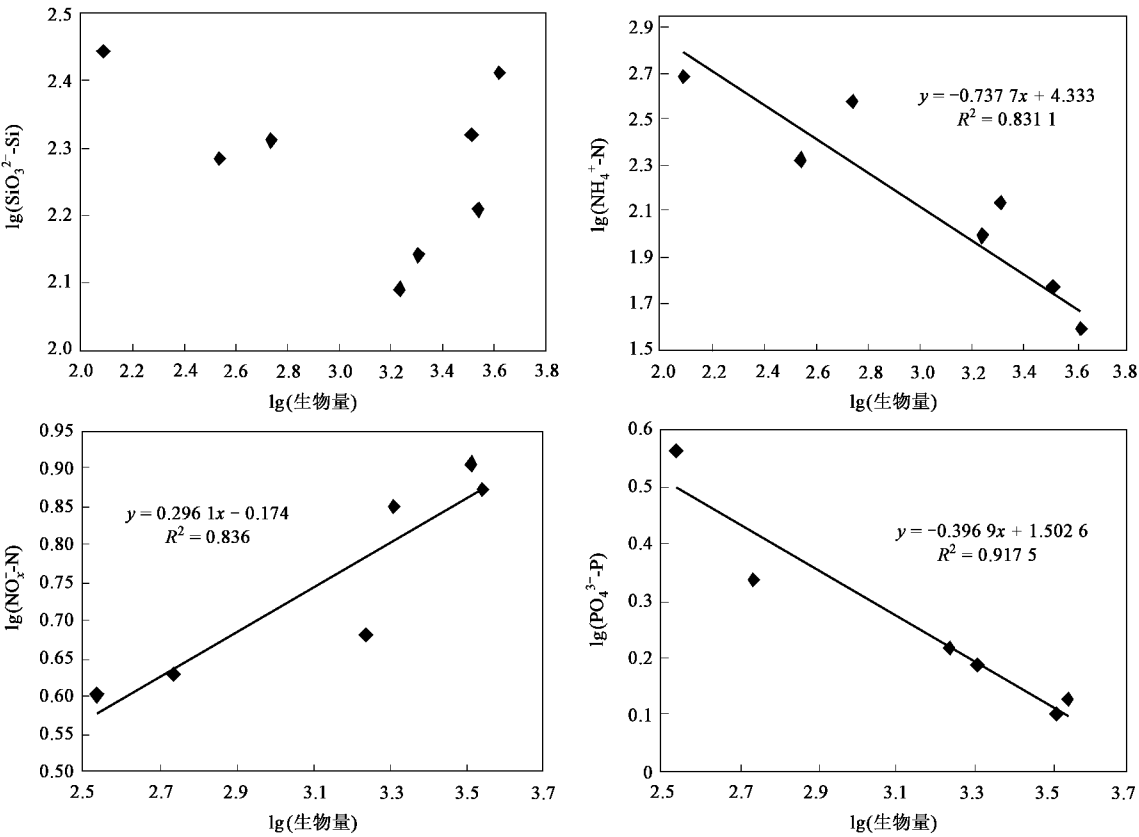


图 5 植物生物量与间隙水中营养盐的相关分析

Fig.5 Correlation analysis between plant biomass and nutrient in pore water

表 3 崇明东滩沉积物理化性质				
Table 3 Physical and chemical characteristics of sediments				
in Chongming Dongtan				
站位	含水量/%	叶绿素 a/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	OC/%	TN/%
A	36.70 ± 8.62	0.97 ± 0.68	0.39 ± 0.17	0.054 ± 0.022
B	35.46 ± 5.58	0.64 ± 0.60	0.41 ± 0.12	0.062 ± 0.020
C	33.73 ± 4.59	0.68 ± 0.60	0.50 ± 0.10	0.074 ± 0.016
D	31.46 ± 3.16	0.64 ± 0.53	0.51 ± 0.09	0.074 ± 0.013

积物中有机质主要是植物降解过程中难溶的能长期保存的成份,这也说明研究沉积物理化性质对营养盐的影响还要注重过程的研究.叶绿素 a 与间隙水中营养盐无明显相关性说明大型植物的生长以及沉积深度增加影响了底栖藻类对光的利用.最后,植物对沉积物中营养物质的影响最重要的一个方面就是改变沉积物的氧化还原环境.一方面增加了沉积物有机质和总氮的含量(在崇明东滩也表现出这一趋势,见表 3),为反硝化作用提供物质来源,同时产生有利于反硝化作用进行的缺氧条件^[28,29].另一方面,通过茎、叶将氧输送到根,过量的氧超出代谢需求扩散到根际的土壤介质中形成一个氧化微环境^[1,16,17],从而改变沉积物及沉积物-水界面间的硝化-反硝化

过程,促进铵的硝化过程,甚至也促进硝化与反硝化的耦合作用^[30].上述 2 个方面存在着密切联系,在有氧条件下,有机质降解会消耗很少的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$,产生大量的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$;而在缺氧的条件下,则消耗大量的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,形成 NH_4^+ ,并释放 N_2 ^[31].

盐沼沉积物间隙水营养盐以及沉积物-水界面通量变化是湿地系统对河口系统变化的一种响应.作为一种重要的物质交换方式,间隙水大大延长了物质在盐沼的滞留时间,促进营养盐的吸收、固定以及反硝化率^[32],另外,除降解碎屑物中氮固定对外源营养盐的需求导致间隙水营养盐暂时性降低外,植被及碎屑物对沉积物氮的截留起更为主要的作用,占到氮输送量的 13% ~ 99%^[33].分子扩散通量虽然要比实际通量小,但研究表明有植物生长的盐沼起到了氮汇的作用,减少了河口系统氮污染,起到净化功能.并通过沉积物与水体的作用调整邻近河口系统中营养盐结构.正如有学者指出^[34]潮滩营养物质的输出/入除了与潮汐、水流、冲刷时间等物理因素有关外,与植物群落优势种有较大的相关性,当生态系统中大型的、多年生的根生植物占优势时,由

于大型植物对河口向外海的水平输出贡献比浮游植物小,因而会提高营养物质在河口的滞留时间.本实验也可以看出植物与间隙水营养盐的变化有着较好的相关性,对于盐沼系统以及毗邻的河口系统具有重要作用.

4 结论

(1)对崇明东滩 4 个不同植被带沉积物间隙水营养盐剖面变化及季节变化研究发现,除 SiO_3^{2-} -Si 外,大型植物生长带中 NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P 的浓度低于光滩,尤其是 NH_4^+ -N 的浓度在夏秋两季浓度比光滩低 1 个数量级以上.间隙水营养盐多在植物生长季节出现高值,与冬季差异明显. NO_x^- -N 的剖面变化波动明显,比 NH_4^+ -N 含量低 1~2 个数量级,以芦苇带最高.

(2)大型植物分布带的间隙水营养盐比值及其与上覆水间营养盐比值与光滩差异明显,从营养盐比值来看氮并没有成为本研究区域的限制因子,但植被带沉积物-上覆水界面之间物质通量尤其是氮营养盐通量减少或扩散方向发生变化,从而间隙水与上覆水体之间营养盐结构发生变化,对河口水体营养盐结构起到调节作用.

(3)间隙水营养盐与植物生长量的相关分析表明:植物生物量与 NH_4^+ -N、 NO_x^- -N、 PO_4^{3-} -P 量具明显的相关性,其中 NH_4^+ -N 与 NO_x^- -N 的分布变化说明植物对氮的影响更为显著,也说明植物对盐沼营养盐的影响机制是不同的.植物的吸收、截留、间隙水与上覆水的物质交换都延长营养盐在盐沼的滞留时间,对毗邻河口生态系统起到净化功能及调节作用.

(4)鉴于沉积物间隙水营养盐变化实际上反映的是滩涂所有因子共同作用的结果,同时植物对沉积物间隙水营养盐影响的复杂性,因此,要清楚判明植物对间隙和间隙水在滩涂湿地生物地球化学循环中的生态功能,还有待更深入的研究.

致谢: 本研究在采样过程中得到沈会涛、章飞燕、程辉、方涛等研究生的帮助,张国森实验员对样品分析给予很多帮助和指导,在此一并表示衷心感谢.

参考文献:

- [1] Mitsch J W, Gosselink J G. Wetland [M]. (third edition). New York: John Wiley & Sons Inc, 2000. 261-305.
- [2] Goodwin P, Mehta A J, Zedler J B. Coastal wetland restoration: An introduction [J]. Journal of Coastal Research, 2001, 27: 1-6.
- [3] Leonard L A, Luther M E. Flow hydrodynamics in tidal marsh canopies [J]. Limnology and Oceanography, 1995, 40: 1474-1484.
- [4] Yang S L, Li H, Ysebaert T, et al. Spatial and temporal variations in sediment grain size in tidal wetlands, Yangtze Delta: On the role of physical and biotic controls [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2008, 77: 657-671.
- [5] Middelburg J J, Nieuwenhuize J, Lubberts R K, et al. Organic carbon isotope systematics of coastal marshes [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1997, 45: 681-687.
- [6] Koretsky C M, Haveman M, Cuellar A, et al. Influence of *Spartina* and *Juncus* on salt marsh sediment. I. Pore water geochemistry [J]. Chemical Geology, 2008, 255: 87-99.
- [7] 顾德宇,汤荣坤,余群.大亚湾沉积物间隙水的无机磷硅氮营养盐化学[J].海洋学报,1995, 17(5): 73-80.
- [8] Chapman P M, Wang F, Germano J D, et al. Pore water testing and analysis: the good, the bad, and the ugly [J]. Marine Pollution Bulletin, 2002, 44: 359-366.
- [9] Maassen S, Uhlmann D, Röske I. Sediment and pore water composition as a basis for the trophic evaluation of standing waters [J]. Hydrobiologia, 2005, 543: 55-70.
- [10] 高占国,张利权.应用间接排序识别湿地植被的光谱特征:以崇明东滩为例[J].植物生态学报,2006, 30(2): 252-260.
- [11] 黄华梅,张利权,袁琳.崇明东滩自然保护区盐沼植被的时空动态[J].生态学报,2007,27(10): 4166-4172.
- [12] 梅雪英,张修峰.崇明东滩湿地自然植被演替过程中储碳及固碳功能变化[J].应用生态学报,2007, 18(4): 933-936.
- [13] 闫芊,何文珊,陆健健.崇明东滩湿地植被演替过程中生物量与氮含量的时空变化[J].生态学杂志,2006, 25(9): 1019-1023.
- [14] 高磊,李道季,王延明,等.长江口最大浑浊带滩涂沉积物间隙水营养盐剖面研究[J].环境科学,2006, 27(9): 1744-1752.
- [15] GB 7833-87, 森林土壤含水量的测定[S].
- [16] Sollie S, Verhoeven J T A. Nutrient cycling and retention along a littoral gradient in a Dutch shallow lake in relation to water level regime [J]. Water Air soil Pollut, 2008, 193: 107-21.
- [17] Mäkelä K, Tuominen L. Pore water nutrient profiles and dynamics in soft bottoms of the northern Baltic Sea [J]. Hydrobiologia, 2003, 492: 43-53.
- [18] 刘敏,侯立军,许世远,等.河口海岸滩涂沉积物-水界面 N、P 的扩散通量[J].海洋环境科学,2001,20(3): 19-23.
- [19] Ullman W J, Aller R C. Diffusion coefficients in nearshore marine sediments [J]. Limnology and Oceanography, 1982, 27: 552-556.
- [20] Schulz H D, Zabel M. Marine Geochemistry (second edition) [M]. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 2006. 73-124.
- [21] Sousa A I, Lillebø A I, Caçador I, et al. Contribution of *Spartina maritima* to the reduction of eutrophication in estuarine systems [J]. Environmental Pollution, 2008, 156: 628-635.
- [22] Maltais-Landry G, Maranger R, Brisson J, et al. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands [J]. Water Research, 2009, 43: 535-545.
- [23] Villar C, de Cabo L, Vaithiyathan P, et al. Pore water N and P concentration in a floodplain marsh of the lower Paran'a river [J]. Hydrobiologia, 1999, 392: 65-71.

[24] 李华,杨世伦,Ysebaert T,等.长江口潮间带淤泥质沉积物粒径空间分异机制[J].中国环境科学,2008,28(2): 178-182.

[25] Packman A I, Marion A, Zaramella M, et al. Development of layered sediment structure and its effects on pore water transport and hyporheic exchange [J]. Water Air and Soil Pollution: Focus, 2006, 6: 69-78.

[26] Gibbes B, Robinson C, Carey H, et al. Tidally driven pore water exchange in offshore intertidal sandbanks: Part I. Field measurements [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2008, 79: 121-132.

[27] Li X. Purification function of wetland: Spatial modeling and Pattern analysis of nutrient reduction in the Liaoh Delta [D]. Wageningen: Doctoral Thesis Wageningen University, 2000. 21-36.

[28] Hamersley M R, Howes B L. Control of denitrification in a septage-treating artificial wetland: the dual role of particulate organic carbon [J]. Water Res, 2002, 36: 4415-4427.

[29] 王东启,陈振楼,许世远,等.长江口潮滩沉积物反硝化作用及其时空变化特征[J].中国科学 B 辑:化学, 2007, 37(6): 604-611.

[30] Caffrey T M, Kemp W M. Nitrogen cycling in sediments with estuarine populations of *Potamogeton perfoliatus* and *Zostera marina* [J]. Mar Ecol Prog Ser, 1999, 66: 147-160.

[31] Dhakar S P, Burdige D. A couple, non-clear, steady-state model for early diagenetic processes in Pelagic sediment [J]. American Journal of Science, 1996, 296: 296-330.

[32] Hefting M M, Clement J C, Bienkowski P, et al. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe [J]. Ecological Engineering, 2005, 24: 465-482.

[33] Harvey J W, Odum W E. The influence of tidal marshes on upland grounder discharge to estuaries [J]. Biogeochemistry, 1990, 10: 217-236.

[34] 黄健骝,李君华,朱小明.与植物有关的河口营养迁移过程及研究进展[J].厦门大学学报(自然科学版), 2007, 46 (Sup. 1): 62-66.