

文章编号: 1000-0550(2012)06-1088-11

长江口盐沼硫酸盐还原菌的分布特征与环境机制^①

陈庆强¹ 唐媛² 杨艳¹ 谢冰² 吕宝一²

(1. 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室 上海 200062; 2. 华东师范大学环境科学系 上海 200062)

摘要 选择长江口崇明东滩两类植被区(互花米草、土著植被)纵向剖面,根据不同高程部位柱样土壤和植被根际硫酸盐还原菌(SRB)与异养菌的数量、颗粒有机碳(POC)含量与 $\delta^{13}\text{C}$ 值、孔隙水 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比等,研究盐沼SRB的空间分布特征与机制。自高潮滩向光滩,柱样氧含量降低, SO_4^{2-} 含量增加,导致SRB含量增加,SRB在有机质矿化中的作用增强。高潮滩柱样不同深度层位的异养菌数量明显大于中潮滩和光滩柱样的相应层位,这与由陆向海柱样氧含量及POC含量降低有关。SRB对植被根际环境的变化较敏感,芦苇根际最有利于SRB生长,蔗草根际次之;互花米草根际不利于SRB生长,根系分泌物可能对SRB有抑制作用。土壤有机质含量是导致不同纵向剖面相同高程部位柱样之间微生物数量差异的主要因素。同一纵向剖面不同高程部位柱样之间在土壤氧含量与 SO_4^{2-} 含量方面的不同,导致这些柱样微生物数量存在差异。盐沼柱样孔隙水 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比总体偏低,多小于19.33,指示有非海源 SO_4^{2-} 加入。非海源 SO_4^{2-} 的加入掩盖了硫酸盐还原作用对 SO_4^{2-} 的消耗,增加了利用孔隙水 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比定量研究盐沼硫酸盐还原作用强度的难度。柱样中SRB越多, $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比就越大,硫酸盐还原作用就越明显。

关键词 盐沼 硫酸盐还原菌 异养菌 长江口

第一作者简介 陈庆强 男 1969年出生 教授 博士 海洋沉积学与生物地球化学 E-mail: qqchen@sklec.ecnu.edu.cn

中图分类号 P736 Q938.1 文献标识码 A

海岸盐沼分布于全球中、高纬潮间带海岸,具备湿地的一般性质,因受到潮汐的影响,又有其自身特征^[1]。海岸盐沼为全球最高产的生态系统,这些地方水体 P_{CO_2} 异常高^[2],通过地下蓄水层输入到滨海水域的 CO_2 可能是滨浅海及大气的一个重要碳源^[3]。因此,科学评估海岸盐沼的碳源与汇潜力,对于陆地与海洋之间的碳交换以及全球碳循环研究均具有重要意义。碳矿化是土壤碳循环研究的关键内容之一,揭示盐沼土壤碳矿化的途径及其影响因素对于评估盐沼土壤的碳输出潜力至关重要。

微生物是湿地生态系统的分解者,推动着湿地生态系统的物质循环与能量流动^[4]。研究湿地土壤微生物与有机质矿化的相互关系,对于揭示湿地生态系统碳循环机制具有重要意义。海岸盐沼受到潮水的周期性影响,有机质降解以厌氧微生物代谢为主^[1]。目前,针对海岸盐沼土壤微生物动态与有机质矿化的研究正逐渐引起关注^[5,6]。

海水中硫酸盐含量丰富,潮间带土壤有机质的降解途径以硫酸盐还原作用最为重要^[7,8]。参与这一途径的主要微生物是硫酸盐还原菌(sulfate-reducing

bacteria, SRB),在厌氧条件下以硫酸盐或其它含硫化物作为电子受体,同化有机物获得能量^[6]。SRB是一类形态各异,营养类型多样的微生物。尽管能够利用硫酸盐或其他氧化态硫化物作为电子受体同化有机质,SRB获取能量的主要途径是硫酸盐异化还原作用^[9]。不同植被根际环境的根际效应直接影响SRB的数量,在群落结构等方面亦不同于非根际土壤^[10]。因此,研究盐沼植被根际SRB的分布与数量,有助于全面认识SRB对土壤有机质矿化的影响。

国外针对海岸盐沼微生物与有机质关系的研究已有报道^[11,12];国内关于天然湿地土壤微生物的研究相对较少^[13],对于海岸盐沼土壤微生物与有机质矿化关系的研究尚处于起步阶段^[14,15]。本文选择长江口崇明东滩盐沼两种植被类型的纵向剖面,根据不同高程部位柱样土壤和植被根际环境SRB与异养菌(heterotrophic bacteria, HB)的数量与分布、颗粒有机碳(POC)含量、孔隙水 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比,以及POC的 $\delta^{13}\text{C}$ 值等,研究盐沼SRB的数量、分布及其与有机质的关系,分析植物根际环境对SRB生长的影响,探讨SRB对有机质矿化的作用,为深入研究长江口崇

①国家自然科学基金项目(批准号:40772210,40202032)资助
收稿日期:2012-11-14; 收修改稿日期:2012-02-29

崇明东滩盐沼碳动态提供科学依据。硫酸盐还原作用是盐沼沉积物早期成岩作用中的重要一环,期间产生的一些指相矿物(如黄铁矿)可为识别古代沉积地层的形成环境提供依据,对于研究早期成岩作用的程度以及沉积物组分的变化亦具有重要意义。

1 研究区概况

崇明东滩是目前长江口规模最大、地貌单元最完善的潮汐滩涂湿地,人为干扰较弱。来自长江的巨量泥沙是崇明东滩不断淤积前展的充足物源,目前滩地仍快速向海淤涨推进(200 ~ 300 m · a⁻¹)。0 m 线以上面积达 222 km²[16]。崇明东滩湿地属于国际重要湿地(No. 1144),是国家级自然保护区,原始生境保护较好。研究区地处北亚热带南缘,受到东亚季风的显著影响。年平均气温为 15.0 ~ 15.8℃,年均降雨量为 900 ~ 1 050 mm;降水多集中在 5 ~ 9 月,约占全年总降水量的 60 ~ 70% [17]。

崇明东滩位于长江口咸、淡水交汇地带(平均盐度:0.21‰ ~ 5‰),受到非正规半日浅海潮的周期性影响,多年平均潮差为 2.40 ~ 3.20 m [18]。滩面宽缓,潮流流速较低,而风浪作用显著,多年平均波高约为 0.9 m,最大波高可达 6.2 m [19]。台风暴雨主要出现在夏、秋季节,每年平均 1 ~ 2 次 [19]。滩地植被主要集中在高潮滩至中潮滩下部 [19]。滩面冲刷主要发生在光滩及中潮滩下部外缘,而植被发育地带的淤积过程相对稳定 [20]。长江口淤泥质潮滩的百年尺度沉积速率可达 4.2 cm · a⁻¹ [21],明显高于世界其他地区的海岸盐沼湿地,是全球海岸带最具活力的物质汇聚与循环的场所之一。

崇明东滩盐沼植被主要为多年生草本植物,包括:芦苇(*Phragmites australis*)、蔗草(*Scirpus triqueter*)、海三棱蔗草(*Scirpus mariqueter*)、糙叶苔草(*Carex scabrifolia*) [19]。芦苇主要分布在高潮滩上部与海塘之间,多为人工种植,高 1 ~ 3 m,地下根茎发

达;糙叶苔草通常与芦苇镶嵌分布。蔗草广泛分布于高潮滩和中潮滩,是崇明东滩最重要的自然植被,高度一般为 25 ~ 40 cm,地下根系十分发达,主要分布于滩面以下 10 ~ 20 cm,甚至可达 30 cm 以下,固滩作用显著。海三棱蔗草亦为崇明东滩先锋植被,多分布于盐度较大的地带,如中潮滩的中上部。在海三棱蔗草分布地带外侧与光滩内侧有藻类出现,主要为硅藻 [22]。在崇明东滩东北部,于 1995 年首次发现外来的互花米草(*Spartina alterniflora*) [23]。该植物扩散迅速,目前已侵占了当地芦苇和海三棱蔗草的生长空间,成为崇明东滩北部的优势植被。

2 样品与方法

2.1 样品采集

在崇明东滩东北部的互花米草集中区(纵向剖面一)以及中南部的土著植被区(纵向剖面二)分别选择一个纵向剖面。在纵向剖面的典型高程部位(高潮滩上部、中潮滩下部、光滩)分别采集柱状样品,采样地点与柱样信息见表 1。

野外用内径 11 cm 的 PVC 管实施采样。采样管在室内先用自来水洗净,后用去离子水冲洗数次,风干,将两端用封箱胶带密封,备用。现场取样后,立即将 PVC 管两端用密实袋封堵,用封箱胶带将密实袋固定,密封 PVC 管口。在柱样孔位周围 3 m 范围内采集植物根系土壤(深度小于 20 cm)。在纵向剖面一,选取高潮滩芦苇和蔗草两个根系土壤样品,以及中潮滩互花米草根系土壤样品;在纵向剖面二,选取高潮滩蔗草根际土壤样品,分别装入自封袋保存。

将柱样与植物根系土样立即带回驻地,置于冰柜(0 ~ 4℃)保存。将储样冰柜尽快运回实验室。在实验室,将柱样沿深度方向剖分为二,记录柱样剖开面的沉积特征,拍照,之后按照 1 cm 深度间隔连续采集样品,置于自封袋低温(0 ~ 4℃)保存,并尽快开展各项分析。室内选择以下深度层段的样品做 SRB

表 1 取样地点的位置与地表植被

Table 1 Sampling location and aboveground vegetation

纵向剖面	取样时间	取样部位	柱样名称	经、纬度	柱样长度/cm	植被类型
剖面一	2008年4月	高潮滩	DT-01-2	121°56.712'E 31°33.130'N	100	芦苇、互花米草
	2008年4月	中潮滩	DT-02-1	121°56.842'E 31°33.413'N	60	互花米草
	2008年4月	光滩	DT-03-2	121°56.921'E 31°33.445'N	40	无植被
剖面二	2008年8月	高潮滩	DT-08-1	121°56.391'E 31°28.686'N	100	蔗草、少量芦苇
	2008年8月	中潮滩	DT-08-2	121°56.668'E 31°27.789'N	60	海三棱蔗草
	2008年8月	光滩	DT-08-3	121°56.608'E 31°27.700'N	40	无植被

分析:高潮滩柱样的21~22 cm、51~52 cm、81~82 cm;中潮滩柱样的21~22 cm、51~52 cm;光滩柱样的21~22 cm、39~40 cm。

2.2 含水量测定

将40 g左右的湿样置于50 ml烧杯,用电子天平称取样品质量(M_1)。之后,将土样置于恒温干燥箱40℃下烘48 h,样品在干燥器中冷至室温。用电子天平称取干样质量(M_2)。样品含水量(%)计算式为: $((M_1 - M_2) / M_2) \times 100\%$ 。

2.3 SRB 培养计数

采用MPN法对样品进行SRB培养计数;重复3次平行实验后,计算样品中SRB的平均含量。具体操作如下:

(1) 培养基的配置:将6 mL乳酸钠(60%)、1.0 g NH_4Cl 、0.5 g K_2HPO_4 、2.0 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、0.5 g Na_2SO_4 、0.1 g $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 溶于1 L海水中,用10% NaOH溶液调pH为7.0~7.5;煮沸,滤去沉淀;分装于试管中(每管约15 mL),在121℃下高压灭菌20 min,备用。

(2) 无菌水:称取8.5 g NaCl,溶解于1000 mL蒸馏水中,分别量取9 mL置于50只15 mL试管中,在121℃下高压灭菌20 min。

(3) 土壤悬液:称取1 g土壤样品,置于250 mL锥形瓶(内附玻璃珠),加入99 mL海水,震荡20 min,制成土壤悬液。

(4) 10%硫酸亚铁铵的配置:用分析天平称取10 g硫酸亚铁铵粉末,放入烧杯,加入90 mL蒸馏水,搅拌使其完全溶解,经0.45 μm 过滤除菌,转移至棕色瓶保存。

(5) 1%抗坏血酸的配置:用分析天平称取抗坏血酸固体1 g,放入烧杯,加入99 mL蒸馏水,搅拌使其完全溶解,经0.45 μm 过滤除菌,转移至棕色瓶保存。

(6) 加样:在紫外室中,紫外灯开5 min后关闭,向每个装有15 mL培养基的已灭菌试管中,再加入新配置的10%硫酸亚铁铵(经0.45 μm 过滤除菌)4滴(0.08 mL)以及1%抗坏血酸(经0.45 μm 过滤除菌)2滴(0.04 mL),震荡摇匀。用1 mL移液管(为避免污染,每一稀释度换移液管)吸取步骤(3)中配制的土壤悬液,注入装有无菌水的试管中,依次制成 10^{-3} ~ 10^{-7} 稀释度的土壤悬液。分别吸取不同稀释度的土壤悬液注入装有培养基的试管中接种,每个稀释度三个平行样,并做空白样对照。

(7) 培养:接种后,将试管放在30℃的恒温培养箱中培养14 d。

(8) 结果:若试管内有黑色沉淀生成,则表明其中有SRB生长。如果空白样有菌生长,则表明操作过程有污染,应当放弃这批样品,重新做。

(9) 计数:查表(MPN指数和95%置信度检索表),结果表示为cfu/g^[24]。

2.4 异养菌培养计数

采用平板计数法确定样品中的HB数量,具体操作如下:

(1) 培养基的配置:称取31 g营养琼脂(牛肉膏3~5 g,蛋白胨10 g,NaCl 5 g,琼脂15~20 g),加入1000 mL蒸馏水,加热并不断搅拌。待其完全溶解后,倒入锥形瓶中,塞好盖子并用报纸包裹,在121℃下高压灭菌20 min。

(2) 加样:在紫外室,选取 10^{-3} ~ 10^{-5} 三个稀释度,用移液管分别吸取1 mL不同稀释度的土壤悬液注入已灭菌且干燥的培养皿,每个稀释度三个平行样。

(3) 加培养基:向已接种的培养皿中加入已配置的培养基,以铺满培养皿底部为准,约15 mL。培养基在室温下容易凝固,加培养基时应保证培养基完全呈液体状态,没有悬浮物质。否则,培养基不均匀,易导致菌落成团分布而影响结果。

(4) 培养:将培养皿倒置于37℃恒温培养箱中培养1 d。

(5) 菌落计数:一般用肉眼计数。对长得相当接近,但不接触的菌落,应予以一一计数。对链状菌落,应当作为一个菌落来计算。平皿中若有较大片状菌落时则不宜采用。若片状菌落少于平皿的一半而另一半菌落分布均匀时,可将其菌落数的2倍作为全皿的菌落数。计算得出同一稀释度的平均菌落数,供下一步计算用。

(6) 计算:按照下式计算每克干土中的菌落数, $1 \text{ g 干土中的菌数} = (\text{平板菌落数} \times \text{稀释度}) / \text{干土的质量}$

2.5 孔隙水 SO_4^{2-} 与 Cl^- 浓度测定

用电子天平称取10 g左右已研细(<200目)干样,置于烧杯,按5:1的水土比加入超纯水,浸泡24 h。之后,抽滤(0.45 μm 滤膜);用移液器取5 mL滤液,加入超纯水稀释10倍。用离子色谱仪(ICS—2500型,美国戴安公司制造, DIONEX)测定稀释液中的 Cl^- 、 SO_4^{2-} 浓度。根据样品含水量,换算得到孔隙

水中的离子含量。

色谱条件: ASRS—ULTRA (2 mm) 阴离子抑制器; 柱压: 1240 Psi; 流速: 0.20 ml/min; 淋洗液: 10 mmol/L 的 NaOH 溶液(EG50 阴离子淋洗液发生器自动产生)。标样: 用氯离子与硫酸根离子(1 g/L)的二级单标(上海计量测试研究院产)配成 5 mg/L 的混标。

土壤 POC 含量与碳稳定同位素组成($\delta^{13}C$)的分析方法参照文献[25]。

3 结果与讨论

3.1 SRB 与 HB 的含量与分布

崇明东滩盐沼高潮滩、中潮滩、光滩样品,以及高潮滩蘆草、高潮滩芦苇、中潮滩互花米草根际土样的微生物含量,见表 2 所示。

表 2 崇明东滩盐沼不同高程柱样及植物根际土中的 SRB 与异养菌(HB)的含量

Table 2 Concentrations of SRB and heterotrophic bacteria (HB) in samples of the cores with different altitudes and plant rhizospheres in the Chongmingdongtan saltmarsh

样点高程	深度 /cm	异养细菌(HB)		SRB	
		$/(\times 10^4 \text{ cfu} \cdot \text{g}^{-1}(\text{DW}))$		$(\times 10^3 \text{ cfu} \cdot \text{g}^{-1}(\text{DW}))$	
		4月份	8月份	4月份	8月份
高潮滩	21 ~ 22	261.01	19.83	1.16	0.27
	51 ~ 52	51.98	18.50	13.10	0.09
	81 ~ 82	29.52	11.94	0.006	0.20
中潮滩	21 ~ 22	21.34	4.10	36.19	0.36
	51 ~ 52	13.40	3.72	106.00	0.21
光滩	21 ~ 22	29.59	1.00	2441.28	0.56
	39 ~ 40	16.92	0.67	119.00	0.19
高潮滩蘆草根系土		136.11	32.99	27.47	2.94
高潮滩芦苇根系土		84.61	--	327.34	--
中潮滩互花米草根系土		100.36	--	0.85	--

3.1.1 SRB 的分布及影响因素

长江口盐沼不同高程柱样,SRB 的深度分布特征差异明显(表 2)。2008 年 4 月份高潮滩柱样(DT-01-2)与中潮滩柱样(DT-02-1) 51 ~ 52 cm 层位的 SRB 含量均较突出,而 21 ~ 22 cm 层位的 SRB 含量明显低于 51 ~ 52 cm 层位(表 2)。SRB 的这一分布特征可能与不同深度层位溶解氧的浓度有关。SRB 属兼性厌氧菌,其硫酸盐还原反应必须在较低的氧化还原电位(Eh)下进行;较高的氧浓度导致环境的 Eh 过高,SRB 异化硫酸盐反应受阻^[9]。因此,在氧浓度较高的层位,如柱样上部土层,SRB 的生长受到抑制。

相反,较深土层的含氧量急剧下降,加之有机质等其他养分并不缺乏,这些均有利于 SRB 生长。

2008 年 4 月份光滩柱样(DT-03-2)两个深度层位的 SRB 含量均特别高,其 21 ~ 22 cm 层位的 SRB 含量比高潮滩与中潮滩柱样相应层位的 SRB 含量高 2 ~ 3 个数量级(表 2)。柱样 DT-03-2 上部 21 ~ 22 cm 层位的 SRB 含量比底部 39 ~ 40 cm 层位的高一个数量级,明显不同于柱样 DT-01-2 与 DT-02-1 中 SRB 含量的深度趋势。2008 年 8 月份光滩柱样(DT-08-3) 21 ~ 22 cm 层位的 SRB 含量,是该月份三个高程部位柱样不同层位 SRB 含量的最高值(表 2)。这很可能与光滩经受的海水浸泡时间较长有关。长时间的海水浸泡,使得光滩柱样上部氧含量并不突出,加上柱样上部 SO_4^{2-} 与有机质等养分较下部丰富,导致上部 SRB 含量反而比下部高。

2008 年 8 月份 3 个高程部位柱样(表 1)不同深度层位的 SRB 含量,均明显低于 2008 年 4 月份对应高程柱样的相应深度层位的 SRB 含量(表 2)。这可能与这两个月份柱样的有机质含量不同有关。高潮滩柱样 DT-01-2 的 POC 含量平均值为 0.8%,而 DT-08-1 的为 0.47%;中潮滩柱样 DT-02-1 的 POC 含量平均值为 0.38%,明显高于柱样 DT-08-2(0.11%)。总体上,纵向剖面一的两个柱样(DT-01-2,DT-02-1)的 POC 含量分别比纵向剖面二的两个柱样(DT-08-1,DT-08-2)的 POC 含量高(图 1)。有机质含量高的环境更有利于 SRB 生长^[9],盐沼土壤 POC 含量存在的区域差异导致不同区域 SRB 含量明显不同。

2008 年 8 月份三个柱样的上部 21 ~ 22 cm 层位 SRB 含量均分别高于下部层位(表 2)。夏季气温较高,表土层有机质更新速度快,耗氧量大,易导致氧含量的相对不足。柱样的 21 ~ 22 cm 层位的氧含量很可能不会抑制 SRB 的生长,该层位 SO_4^{2-} 与有机质等养分的含量比下部土层高,这些均有利于 SRB 生长。

长江口盐沼不同高程柱样 SRB 含量的比较,呈现如下趋势:光滩柱样 > 中潮滩柱样 > 高潮滩柱样,这在两个纵向剖面上表现一致(表 2)。从高潮滩向光滩,经受潮水淹没的时间逐渐延长,土样中氧含量逐渐减少,而 SO_4^{2-} 含量逐渐增多,环境条件逐渐有利于 SRB 生长,从而导致 SRB 含量的上述滩面趋势。崇明东滩盐沼不同高程柱样 POC 含量的高低趋势^[25]与 SRB 含量的上述趋势恰好相反,有机质含量并未显著影响盐沼同一纵向剖面不同高程部位柱样之间 SRB 含量的趋势性变化。因此,在土壤 POC 含

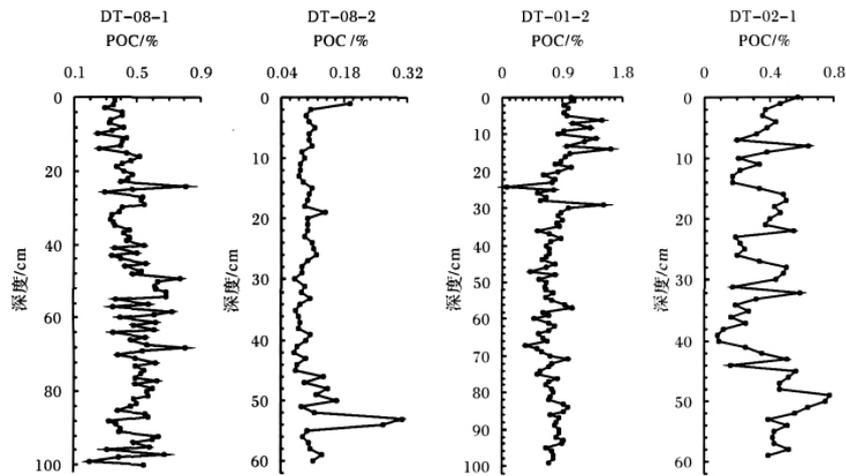


图1 长江口崇明东滩柱样颗粒有机碳的深度分布

Fig. 1 Distribution of particulate organic carbon with depth at sites with different altitudes in the Chongmingdongtan salt marsh of the Yangtze Estuary

量较充足的情况下,土壤氧气与 SO_4^{2-} 含量是控制崇明东滩 SRB 生长的主要因素。这在海岸盐沼不同高程柱样之间表现得尤为突出。

植物根际环境受根系分泌物直接影响,根际土壤的 pH、水分、盐分、营养成分等均不同于非根际土壤^[26]。对比三类植被的根际土,高潮滩芦苇根际环境的 SRB 含量最高,比高潮滩柱样 21~22 cm 层位的 SRB 含量高两个数量级,比 51~52 cm 层位的高一个数量级(表 2),表明芦苇根际非常有利于 SRB 生长。中潮滩互花米草根际的 SRB 含量最低,亦远低于同期中潮滩柱样 21~22 cm 层位的 SRB 含量,表明互花米草根际环境不利于 SRB 生长,这很可能与互花米草根际分泌物抑制 SRB 生长有关。高潮滩蘆草根际环境的 SRB 含量较高,比同期高潮滩柱样 21~22 cm 层位的 SRB 含量高一个数量级,亦高于 51~52 cm 层位的 SRB 含量(表 2),表明蘆草根际环境有利于 SRB 生长。不同类型植被的根际环境,SRB 数量明显不同,这是盐沼植被制约有机质矿化的一个重要途径。

3.1.2 异养菌的分布

在同一纵向剖面上,高潮滩柱样不同深度层位的 HB 数量,明显高于中潮滩和光滩柱样的相应层位;中潮滩与光滩柱样不同深度层位的 HB 数量分别相近,差异不明显(表 2)。

HB 利用环境中的有机物作为碳源维持其正常生长代谢,土壤有机质含量是制约 HB 生长的一个重

要因子;另外,土壤中的溶解氧也是限制 HB 生长的一个重要因素^[27]。HB 大部分为好氧微生物,只有在有氧的生境中才能氧化有机物获得能量而生存。潮水涨落导致盐沼不同高程部位被潮水浸没的时间不同,由陆向海,滩面被潮水淹没的时间逐渐延长,露空时间缩短。因此,高潮滩土壤中溶解氧的含量要高于中、低潮滩,更有利于 HB 氧化有机物获得能量。高潮滩柱样的 POC 含量明显高于中潮滩(图 1)和低潮滩^[25],而中、低潮滩柱样有机质含量^[25]差异不明显。同一纵向剖面的中潮滩与光滩柱样的孔位相距不远(表 1),这两个高程柱样相应层位的溶解氧含量可能相近。因此,同一纵向剖面从高潮滩向光滩,土壤有机质含量与土壤中氧含量的规律性变化造成 HB 数量的趋势性变化。

同一纵向剖面的三个高程部位柱样,其 HB 数量均随深度增加而降低(表 2)。由于柱样的 POC 含量随深度的趋势性变化不显著(图 1),土壤中氧含量随深度增大而降低可能是造成 HB 数量向下降低的主要原因。纵向剖面二的 3 个高程部位柱样(表 1)不同深度层位的 HB 数量,均明显低于纵向剖面一的对应该高程柱样的相应深度层位的 HB 数量(表 2)。这可能与纵向剖面二的 3 个高程部位柱样的 POC 含量明显低于纵向剖面一的对应该高程柱样的 POC 含量(图 1)有关。因此,盐沼不同植被类型区域土壤 POC 含量的显著差异导致这些区域 HB 数量明显不同。这可能是盐沼植被制约有机质矿化的又一个重要途径。

盐沼不同类型植被的根际土中, HB 数量均高于非根际土(表 2), 说明植物根际环境有利于多数 HB 的生长。不同类型植被的根际土 HB 含量之间的差异(表 2), 可能与这些根际的有机质含量与氧含量等分别存在差异有关。

3.1.3 SRB 和 HB 的比较

在一个纵向剖面上, 每一个高程部位柱样的同一取样层位中, HB 数量均明显高于 SRB 的数量(表 2)。纵向剖面一上, 三个柱样的 21 ~ 22 cm 层位, 中潮滩与光滩柱样的 HB 和 SRB 的含量均较可观; 高潮滩柱样 DT-01-2 这一层位的 HB 数量是三个高程部位柱样不同取样层位 HB 数量的最高值, 但该层位 SRB 的数量却很少(表 2)。

HB, 尤其是 SRB, 其数量与多样性同时受土壤层次、盐浓度、pH、有机质含量、含氧量等因素的综合影响^[9, 27]。HB 是一类好氧的微生物, 由于高潮滩受潮水淹没时间较短, 其表层土壤的氧气含量较高, 有利于 HB 的有氧呼吸; 另外, 土壤上部 POC 含量较高(图 1), 这些因素均有利于 HB 生长。SRB 属厌氧菌, 较高的氧含量可以制约其生长。高潮滩受到潮水淹没的机会较少, 土壤氧气含量较高, SO_4^{2-} 含量较低, 电子受体较少, 这些因素导致柱样 DT-01-2 上部 21 ~ 22 cm 层位 SRB 数量明显减少。

2008 年 8 月份高潮滩蔗草根际土的 SRB 与 HB 的含量, 分别低于 2008 年 4 月份高潮滩蔗草根际土的 SRB 与 HB 含量(表 2), 这可能与高潮滩柱样 DT-01-2 的 POC 含量明显高于柱样 DT-08-1(图 1)有关。2008 年 8 月份高潮滩蔗草根际土的 SRB 与 HB 的含量, 分别明显高于同期三个高程部位柱样不同层位 SRB 与 HB 的含量值(表 2), 再次说明蔗草根际环境比非根际土更有利于 SRB 与 HB 生长。

不同类型植被根际土的 HB 数量对比, 以及 SRB 数量的比较(表 2), 说明 SRB 对植被根际环境的差异较敏感, 而 HB 对根际环境的变化不太敏感。环境中的氧含量与有机质含量高, 有利于 HB 生长。环境中较高的氧含量以及有机质与 SO_4^{2-} 含量低, 均不利于 SRB 生长。SRB 对来自互花米草的有机成分比较敏感; 在这种情况下, 有机质含量高反而会抑制 SRB 生长。

不同纵向剖面之间, 相同高程部位柱样的比较, 土壤有机质含量不同是导致不同柱样微生物数量差异的主要因素。同一纵向剖面不同高程部位柱样之间, 滩面被潮水淹没时间的长短导致的在土壤氧含量

与 SO_4^{2-} 含量方面的差异, 是导致不同柱样微生物数量差异的主要因素。从高潮滩向光滩, 柱样 SRB 含量呈增加趋势, 这与 HB 含量的滩面变化趋势恰好相反(表 2)。因此, 由高潮滩向光滩, SRB 在有机质矿化中的作用逐渐增强。

在不同时期、不同地点采集的土壤样品, HB 和 SRB 的数量分别存在显著差异(表 2), 说明细菌群落组成也可能有一定的季节性差异。这必然导致 HB 和 SRB 的数量、群落组成均发生一定变化。四月份的气候条件可能更适宜菌体的繁殖与生长, 具体机制有待于进一步研究。

3.2 土壤有机质对 SRB 与 HB 的影响

土壤颗粒有机碳 $\delta^{13}\text{C}$ 值与 POC 含量的相关关系可以指示有机质矿化特征的复杂程度^[28], 对于有机质的来源与组成具有很好的指示意义。高潮滩柱样 DT-08-1 的 $\delta^{13}\text{C}$ ~ POC 相关关系差(图 2), 说明处于不同矿化阶段的有机质组分混杂; 中潮滩柱样 DT-08-2 的 $\delta^{13}\text{C}$ ~ POC 相关关系显著, 表明有机质组分的矿化程度较一致。因此, 高潮滩有机质组成较复杂, 而中潮滩有机质组成相对简单。纵向剖面二的盐沼植被属于崇明东滩的土著类型; 对于崇明东滩土著植被区, 已有研究中的 $\delta^{13}\text{C}$ 与 POC 含量的相关关系特征^[29]与上述结果一致。

互花米草为 C4 植物, 2008 年 4 月份高潮滩柱样(DT-01-2)的 $\delta^{13}\text{C}$ 与 POC 含量成正相关(图 2), 表明来自互花米草的有机物质在该高程部位土壤有机质中占主导地位。由于互花米草根际的 SRB 含量最低(表 2), 源于互花米草的有机成分很可能抑制 SRB 的生长。因此, 柱样 DT-01-2 上下的 SRB 含量均较低(表 2)。中潮滩柱样(DT-02-1)的 $\delta^{13}\text{C}$ 与 POC 含量为弱的负相关(图 2), 与以长江径流携带泥沙为母质的盐沼土壤剖面的这一关系^[29]一致。这表明柱样 DT-02-1 的有机质中, 原始母质有机质成分占主导地位, 来自互花米草的有机物质并未显著改变土壤有机质的组成。地表植被为互花米草的中潮滩柱样 DT-02-1, 其 SRB 含量反而比 POC 含量高的高潮滩柱样 DT-01-2(图 1)相应层位的高(表 2)。因此, 环境中的有机质成分可能是制约 SRB 生长的又一因素。

土壤有机质含量高, 有利于 HB 生长, 但不一定有利于 SRB 生长。SRB 对有机质成分敏感, 来自互花米草的有机质成分会抑制 SRB 生长。这不利于 SRB 通过硫酸盐还原作用进行有机质矿化。因此, 源于互花米草的有机质的矿化可能主要由 HB 完成。

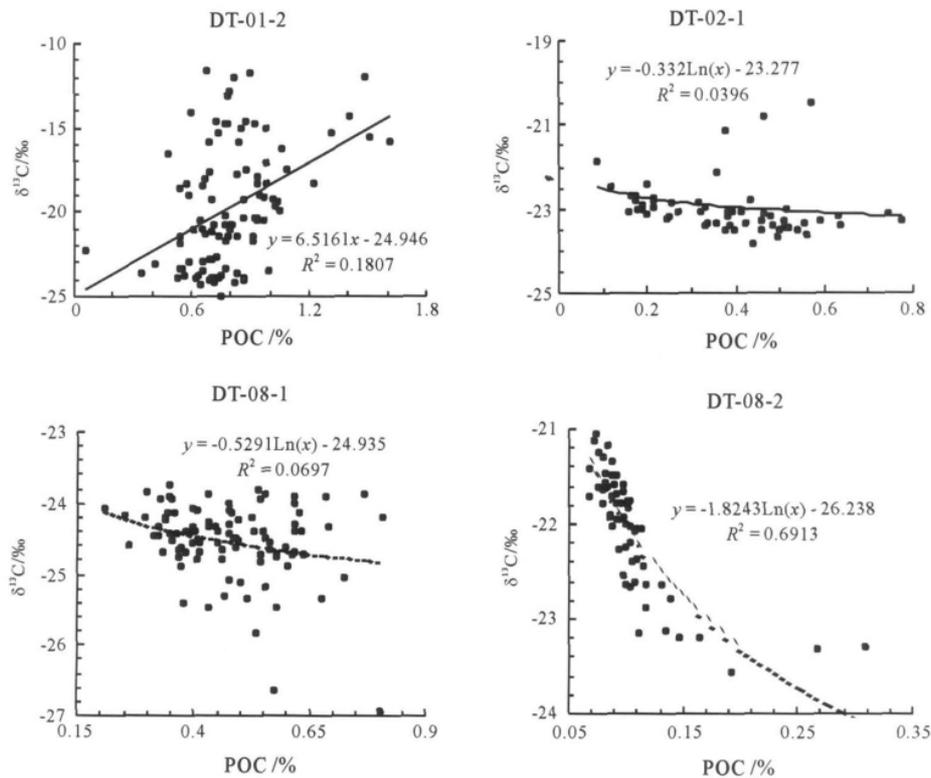


图2 长江口崇明东滩柱样 $\delta^{13}\text{C}$ 值与 POC 含量相关关系特征

Fig. 2 Correlation between $\delta^{13}\text{C}$ of particulate organic carbon and POC content for cores at different altitudes in the Chongmingdongtan saltmarsh of the Yangtze Estuary

柱样 DT-01-2 的 HB 含量很高(表 2),来自互花米草的有机物质在该柱样土壤有机质中占主导地位,这些均支持上述推断。

高潮滩柱样 DT-08-1 的 $\delta^{13}\text{C}$ 平均值为 -24.52‰ ,而 DT-01-2 的为 -19.73‰ 。中潮滩柱样 DT-08-2 的 $\delta^{13}\text{C}$ 平均值为 -22.06‰ ,柱样 DT-02-1 的为 -22.92‰ 。同一纵向剖面,高潮滩与中潮滩柱样 $\delta^{13}\text{C}$ 平均值对比,柱样 DT-08-1 的低于 DT-08-2,而柱样 DT-01-2 的明显高于 DT-02-1 柱。因此,在不同植被类型的纵向剖面上,由高潮滩向中潮滩有机质组成的变化趋势并不一致,反映了盐沼有机质组成的区域性差异。

盐沼土壤有机质的含量与组成对 SRB 与 HB 的影响不同,表明作为土壤有机质重要来源的盐沼植被^[25]在盐沼有机质的累积与矿化过程中的作用复杂。因此,研究 SRB 与 HB 对某些有机质成分的敏感性,确定盐沼不同类型植被对土壤微生物的影响,对于盐沼有机质矿化过程研究具有重要意义。

3.3 SRB 与硫酸盐还原作用

硫酸根离子在土壤孔隙水中易于迁移,单用孔隙水 SO_4^{2-} 的浓度来表征硫酸盐还原作用的强弱是不现实的。 SO_4^{2-} 与 Cl^- 的地球化学性质相似,盐沼环境中的 Cl^- 只存在迁移作用,因此,可以用 Cl^- 作为 SO_4^{2-} 数量变化的参照。表层海水 Cl^- 与 SO_4^{2-} 含量的摩尔比为 19.33^[5];孔隙水 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比 > 19.33 表明土壤中 SO_4^{2-} 发生了净损失,指示 SRB 发生了硫酸盐还原作用, SO_4^{2-} 被消耗,同时发生硫化物沉淀。

崇明东滩盐沼高潮滩与中潮滩不同柱样 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比的深度特征各异(图 3),指示盐沼柱样垂向上硫酸盐还原作用的复杂性。不同柱样的 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比总体偏低,大部分小于 19.33,仅柱样 DT-01-2 若干层位的这一比值大于 19.33(图 3)。高潮滩柱样 DT-01-2 的 SRB 含量并不高(表 2),但 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比指示该柱样若干层位发生了明显的硫酸盐还原作用。这可能与该高潮滩部位经受潮水淹没的机会较少,柱样处于相对封闭状态,后续加入

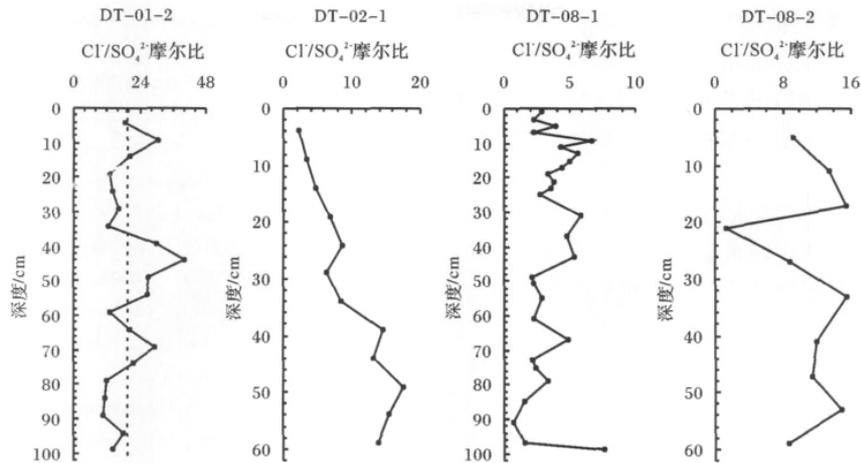


图3 崇明东滩高潮滩与中潮滩柱样 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比的深度特征

Fig. 3 Vertical variations in molar ratio of Cl^- to SO_4^{2-} for cores at high tidal flat and middle tidal flat of the Chongmingdongtan saltmarsh

的 Cl^- 与 SO_4^{2-} 较少有关。因此,柱样 DT-01-2 若干层位 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比大于 19.33,较真实地反映了 SO_4^{2-} 的消耗,指示硫酸盐还原作用的发生。

2008年4月份中潮滩柱样 DT-02-1 的 SRB 含量可观(表2),但该柱样 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比均小于 19.33(图3),表明有不明来源的 SO_4^{2-} 加入。该柱样 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比随深度呈增大趋势(图3),说明自上向下,由于 SO_4^{2-} 不断被消耗,硫酸盐还原作用更为明显。这与该柱样自上向下 SRB 含量增加(表2)是一致的。

纵向剖面二的高潮滩柱样 DT-08-1 的 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比小于 7,说明该取样部位很可能遭受过污染。不明来源 SO_4^{2-} 的加入,严重干扰了 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比对于柱样 DT-08-1 硫酸盐还原作用的指示。由于柱样 DT-08-1 的 SRB 含量较低(表2),对于 SO_4^{2-} 的消耗量不足以显著改变 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比,致使该柱样上下这一比值均较低(图3)。中潮滩柱样 DT-08-2 的 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比在 8~16 之间,明显大于柱样 DT-08-1 的这一比值(图3),这与该柱样 SRB 含量明显高于柱样 DT-08-1(表2)是一致的。这说明 SRB 数量越多,硫酸盐还原作用就越明显。尽管有外源 SO_4^{2-} 的加入,柱样 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比还是能够指示硫酸盐还原作用的发生。

入海河口盐沼是一个开放的环境,受到来自海洋与陆地物质的双重影响。相对于海水,长江径流的 Cl^- 与 SO_4^{2-} 的浓度很低;但是,流域污染以及近河口

段工业污水的非达标排放,均可能提高长江径流中 Cl^- 与 SO_4^{2-} 的浓度。另外,纵向剖面二附近存在放牧现象,大型食草动物的排泄物很可能加剧对盐沼本底 SO_4^{2-} 的污染。因此,来自长江流域的污染以及盐沼现场放牧活动均导致盐沼柱样孔隙水 SO_4^{2-} 浓度高于其本底值,从而掩盖了由于硫酸盐还原作用引起的 SO_4^{2-} 消耗。这大大增加了利用孔隙水 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比定量判断硫酸盐还原作用强度的难度;在一些层位,利用该比值只能做定性或半定量的推断。

4 结论

(1) 崇明东滩盐沼柱样 SRB 含量自高潮滩向光滩增加,这是自高潮滩向光滩土样氧含量逐渐减少, SO_4^{2-} 含量逐渐增加造成的。柱样 POC 含量并未显著影响 SRB 含量的滩面趋势,土壤含氧量与 SO_4^{2-} 含量是制约 SRB 生长的关键因素。高潮滩柱样不同深度层位的 HB 数量,明显大于中潮滩和光滩柱样的相应层位,这是由于高潮滩柱样氧含量与 POC 含量分别大于中、低潮滩柱样所致。不同柱样 HB 数量均随深度增大而降低,土壤氧含量随深度增大而下降是主要原因。盐沼土壤 POC 含量高的区域,其 HB 数量明显大于土壤 POC 含量低的区域。

(2) 不同植被根际 SRB 含量呈现:高潮滩芦苇 > 高潮滩蔗草 > 中潮滩互花米草。芦苇根际最有利于 SRB 生长,蔗草根际次之;互花米草根际不利于 SRB 生长,很可能与互花米草根系分泌物抑制 SRB

生长有关。不同类型植被根际的 SRB 数量明显不同,根际 HB 数量均高于非根际土。SRB 对植被根际环境的变化较敏感,而 HB 则不太敏感。根际环境对 SRB 与 HB 的影响,是盐沼植被制约有机质矿化的一个重要途径。

(3) 土壤有机质含量是导致不同纵向剖面相同高程部位柱样之间微生物数量差异的主要因素。同一纵向剖面不同高程部位柱样之间在土壤氧含量与 SO_4^{2-} 含量方面的差异,是导致这些柱样微生物数量差异的主要因素。自高潮滩向光滩柱样 SRB 含量增加,SRB 在有机质矿化中的作用逐渐增强;这与 HB 含量的滩面趋势恰好相反。SRB 对来自互花米草的有机成分比较敏感,互花米草成分含量较高的有机质很可能抑制 SRB 生长。源于互花米草的有机质组分的矿化可能主要由 HB 完成。

(4) 崇明东滩盐沼不同柱样的孔隙水 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比总体偏低,大部分层位的小于 19.33,表明有非海源 SO_4^{2-} 加入。柱样中 SRB 越多, $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比就越大,硫酸盐还原作用就越明显。长江径流携带的污染物以及盐沼现场大型食草动物的排泄物可能提供了非海源 SO_4^{2-} ,导致柱样孔隙水 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比多小于 19.33。这掩盖了由于硫酸盐还原作用引起的 SO_4^{2-} 消耗,严重干扰了利用盐沼孔隙水 $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ 摩尔比定量研究硫酸盐还原作用的强度。

致谢 在野外作业与室内分样期间,得到环境科学系研究生崔玉雪、李丹的大力协助;在室内分析过程中得到张国森、崔莹与吴瑞明老师等的热情指导,在此表示衷心感谢。

参考文献 (References)

- Mitsch W J, Gossilink J G. Wetlands (the third edition) [M]. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2000: 261-305
- Raymond P A, Bauer J E, Cole J J. Atmospheric CO_2 evasion, dissolved inorganic carbon production, and net heterotrophy in the York River Estuary [J]. *Limnology & Oceanography*, 2000, 45: 1707-1717
- Cai W J, Wang Y C, Krest J, et al. The geochemistry of dissolved inorganic carbon in a surficial groundwater aquifer in North Inlet, South Carolina, and the carbon fluxes to the coastal ocean [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2003, 67(4): 631-637
- 刘兴士. 我国湿地的主要生态问题及治理对策 [J]. *湿地科学与管理*, 2007, 1(3): 18-22 [Liu Xingtu. Main ecological problems of wetlands in China and their countermeasures [J]. *Wetland Science & Management*, 2007, 1(3): 18-22]
- Weston N B, Porubsky W P, Samarkin V A, et al. Porewater stoichiometry of terminal metabolic products, sulfate, and dissolved organic carbon and nitrogen in estuarine intertidal creek-bank sediments [J]. *Biogeochemistry*, 2006, 77: 375-408
- 幸颖, 刘常宏, 安树青. 海岸盐沼湿地土壤硫循环中的微生物及其作用 [J]. *生态学杂志*, 2007, 26(4): 577-581 [Xing Ying, Liu Changhong, An Shuqing. Microbes and their functions in sulfur cycle of coastal salt marsh sediments [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2007, 26(4): 577-581]
- 孙炳寅, 经美德. 废黄河口盐沼土硫酸盐还原速率的研究 [J]. *应用生态学报*, 1990, 1(3): 248-253 [Sun Bingyin, Jing Meide. A study on sulfate reduction in salt marsh near the estuary of obsolete Huanhge River [J]. *Journal of Applied Ecology*, 1990, 1(3): 248-253]
- Miley G A, Kiene R P. Sulfate reduction and porewater chemistry in a gulf coast *Juncus roemerianus* (Needlerush) marsh [J]. *Estuaries*, 2004, 27(3): 472-481
- Barton L L. Sulfate-reducing Bacteria [M]. New York: Plenum Press, 1995: 1-22, 217-234
- 丁浩, 凌云, 徐亚同, 等. 梦清园芦苇湿地根际微生物特性初步研究 [J]. *四川环境*, 2007, 26(2): 6-10 [Ding Hao, Ling Yun, Xu Yatong, et al. Investigation on rhizosphere microbes of bulrush wetland of Mengqing Garden [J]. *Sichuan Environment*, 2007, 26(2): 6-10]
- Kostka J E, Gribsholt B, Petrie E, et al. The rates and pathways of carbon oxidation in bioturbated saltmarsh sediments [J]. *Limnology and Oceanography*, 2002, 47(1): 230-240
- Hyun J H, Smith A C, Kostka J E. Relative contributions of sulfate- and iron (III) reduction to organic matter mineralization and process controls in contrasting habitats of the Georgia saltmarsh [J]. *Applied Geochemistry*, 2007, 22(12): 2637-2651
- 裴希超, 许艳丽, 魏巍. 湿地生态系统土壤微生物研究进展 [J]. *湿地科学*, 2009, 7(2): 181-186 [Pei Xichao, Xu Yanli, Wei Wei. A review on soil microorganisms in wetland ecosystem [J]. *Wetland Science*, 2009, 7(2): 181-186]
- 王红丽, 肖春玲, 李朝君, 等. 崇明东滩湿地土壤有机碳空间分异特征及影响因素 [J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(7): 1522-1528 [Wang Hongli, Xiao Chunling, Li Chaojun, et al. Spatial variability of organic carbon in the soil of wetlands in Chongming Dongtan and its influential factors [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(7): 1522-1528]
- 袁琦, 崔玉雪, 陈庆强, 等. 崇明东滩潮间带硫酸盐还原菌及有机质含量的初步研究 [J]. *环境科学*, 2010, 31(9): 170-175 [Yuan Qi, Cui Yuxue, Chen Qingqiang, et al. Primary study on contents of sulfate reducing bacteria (SRB) and organic matter from intertidal zone of Chongming Dongtan [J]. *Environmental Science*, 2010, 31(9): 170-175]
- 袁兴中, 陆健健, 刘红. 河口盐沼植物对大型底栖动物群落的影响 [J]. *生态学报*, 2002, 22(3): 326-333 [Yuan Xingzhong, Lu Jianjian, Liu Hong. Influence of characteristics of *Scirpus mariqueter* community on the benthic macro-invertebrate in a salt marsh of the Changjiang Estuary [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(3): 326-333]

- 17 上海市海岸带和海涂资源综合调查报告编写组. 上海市海岸带和海涂资源综合调查报告 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1988 [Editorial Group of Shanghai Coastal Zone and Tidal Flat Resources Comprehensive Investigation. Report of Shanghai Coastal Zone and Tidal Flat Resources Comprehensive Investigation [M]. Shanghai: Shanghai Scientific & Technological Publisher, 1988]
- 18 袁兴中, 陆健健. 长江口岛屿湿地的底栖动物资源研究 [J]. 自然资源学报, 2001, 16(1): 37-41 [Yuan Xingzhong, Lu Jianjian. Studies on zoobenthos resources in the islands of the Changjiang estuary [J]. Journal of Natural Resources, 2001, 16(1): 37-41]
- 19 上海市海岛资源综合调查报告编写组. 上海市海岛资源综合调查报告 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1996: 13-49, 22-31, 121-128 [Editorial Group of Shanghai Island Comprehensive Investigation. Report of Shanghai Islands Comprehensive Investigation [M]. Shanghai: Shanghai Scientific & Technological Publisher, 1996: 13-19, 22-31, 121-128]
- 20 杨世伦, 陈沈良, 王兴放. 长江口未来环境演变的若干影响因子及减灾对策 [J]. 自然灾害学报, 1997, 6(4): 74-81 [Yang Shilun, Chen Shenliang, Wang Xingfang. Controlling factors of changes of natural environment and countermeasures in the Yangtze River Estuary [J]. Journal of Natural Disasters, 1997, 6(4): 74-81]
- 21 范代读, 李从先, 陈美发, 等. 长江三角洲泥质潮坪沉积间断的定量分析 [J]. 海洋地质与第四纪地质, 2001, 21(4): 1-6 [Fan Daidu, Li Congxian, Chen Meifa, et al. Quantitative analyses on diastems of the mudflat deposits in the Yangtze River Delta [J]. Marine Geology & Quaternary Geology, 2001, 21(4): 1-6]
- 22 何小勤, 戴雪荣, 刘清玉, 等. 长江口崇明东滩现代地貌过程实地观测与分析 [J]. 海洋地质与第四纪地质, 2004, 24(2): 23-27 [He Xiaolin, Dai Xuerong, Liu Qingyu, et al. Observation and analysis of the process of present-day morphology in the Chongming tidal flat of the Yangtze River Estuary [J]. Marine Geology & Quaternary Geology, 2004, 24(2): 23-27]
- 23 Yuan L, Zhang L Q, Xiao D R, et al. The application of cutting plus waterlogging to control *Spartina alterniflora* on saltmarshes in the Yangtze Estuary, China [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2011, 92(1): 103-110
- 24 许光辉, 郑洪元. 土壤微生物分析方法手册 [M]. 北京: 农业出版社, 1986 [Xu Guanghui, Zheng Hongyuan. Analytical Methods for Soil Microbes [M]. Beijing: Agriculture Press, 1986]
- 25 陈庆强, 周菊珍, 孟翊, 等. 长江口盐沼滩面演化的有机碳累积效应 [J]. 自然科学进展, 2007, 17(5): 614-623 [Chen Qingqiang, Zhou Juzhen, Meng Yi, et al. Accumulation of organic carbon during evolution of the tidal flat in the Yangtze Estuary [J]. Progress in Natural Science, 2007, 17(5): 614-623]
- 26 张福锁, 曹一平. 根际动态过程与植物营养 [J]. 土壤学报, 1992, 29(3): 239-250 [Zhang Fusuo, Cao Yiping. Rhizosphere dynamics and plant nutrition [J]. Acta Pedologica Sinica, 1992, 29(3): 239-250]
- 27 周德庆. 微生物学教程 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1993: 99-121, 193-199 [Zhou Deqing. Microbiology [M]. Beijing: High Education Press, 1993: 99-121, 193-199]
- 28 陈庆强, 沈承德, 孙彦敏, 等. 土壤有机碳含量与同位素特征 [J]. 生态学杂志, 2007, 26(9): 1327-1334 [Chen Qingqiang, Shen Chengde, Sun Yanmin, et al. Characteristics of soil organic carbon and its isotopic compositions [J]. Chinese Journal of Ecology, 2007, 26(9): 1327-1334]
- 29 Chen Q Q, Gu H Q, Zhou J Z, et al. Trends of soil organic matter turnover in the salt marsh of the Yangtze River Estuary [J]. Journal of Geographical Sciences, 2007, 17(1): 101-113

Distribution Pattern of Sulfate-reducing Bacteria and Its Environmental Mechanism in the Saltmarsh of the Yangtze Estuary

CHEN Qing-qiang¹ TANG Yuan² YANG Yan¹ XIE Bing² LÜ Bao-yi²

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

2. Department of Environment Science, East China Normal University, Shanghai 200062)

Abstract: Coastal saltmarshes are among the most productive ecosystems in the world, and scientific evaluations of their potentials as carbon sources or sinks have great significances for the studies on carbon exchanges between land and the sea. Sulfate reduction is the most important process for degradation of soil organic matters of saltmarshes, and the main functional microbes in this process are sulfate-reducing bacteria. Two transects from high tidal flat to bare flat were selected from areas with *Spartina alterniflora* and native vegetation, respectively, for investigations of spatial distribution characteristics and mechanism of sulfate-reducing bacteria (SRB) in the Chongmingdongtan saltmarsh of the Yangtze Estuary. This study was based on data including concentrations of both SRB and heterotrophic bacteria (HB) in soil samples with different depths and plant rhizospheres, content and $\delta^{13}\text{C}$ value of particulate organic carbon (POC), and molar ratio of $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ of interstitial water in drilling cores with different altitudes in the saltmarsh. SRB concentrations of the cores increase from the high tidal flat to the bare flat, due to decrease of oxygen content and

increase of SO_4^{2-} content of the cores from land to the sea. This suggests that SRB turn to be more important in mineralization of organic matters from the high tidal flat to the bare flat. The variation trend of SRB concentration from the high tidal flat to the bare flat, however, has not been influenced markedly by POC content of the soils. The concentrations of HB in samples with different depths of the drilling core from high tidal flat are markedly greater than those of HB in samples with corresponding depths of the drilling cores from both middle tidal flat and bare flat. This is due to the decreases in both oxygen content and POC content of the cores from land to the sea. Different cores are similar in that the concentrations of HB decrease with depth due to the decrease of soil oxygen content with depth. The concentration of HB in the area with higher POC content is markedly greater than that of HB in the area with lower POC content. The concentrations of SRB are markedly different in rhizospheres of different types of vegetations. SRB is susceptible to rhizospheres of different types of vegetations. Rhizosphere of *Phragmites australis* is the most favorable one for SRB growth, and that of *Scirpus triquetus* comes next. Rhizosphere of *Spartina alterniflora* is unfavorable to SRB growth, and the root secretion may restrain the development of SRB. The concentration of HB in the rhizosphere soil is greater than that of HB in nonrhizosphere soil, and HB is not susceptible to the rhizospheres of different types of vegetations. Soil organic matter content is the key factor that result in the difference in microbe amount between the drilling cores with the same altitudes from different transects. The difference in microbe amount between drilling cores with different altitudes in one transect, is due to the differences in both soil oxygen content and SO_4^{2-} content between the cores. SRB is susceptible to the organic components originating from *Spartina alterniflora*, and the organic matters with much components coming from *Spartina alterniflora* may restrain the growth of SRB. Mineralizations of the organic components originating from *Spartina alterniflora* probably attribute to HB. The molar ratio of $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ of interstitial water is low, and is less than 19.33 in most cases, indicating addition of SO_4^{2-} with sources other than the sea. Such additions of SO_4^{2-} offset the consumption of SO_4^{2-} due to sulfate reduction, and make it more difficult to determine quantitatively the intensity of sulfate reduction based on the molar ratio of $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ of interstitial water in the salt marsh. The more SRB there exists, the greater the molar ratio of $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ is, and the more marked sulfate reduction is in one drilling core.

Key words: saltmarsh; sulfate-reducing bacteria; heterotrophic bacteria; the Yangtze Estuary