

黄河口湿地土壤中生物硅的分布与植硅体的形态特征^①

刘 森¹, 冉祥滨^{1*}, 车 宏¹, 马永星^{1,2}, 臧家业¹

(1 国家海洋局第一海洋研究所海洋生态研究中心, 山东青岛 266061; 2 青岛大学化学化工与环境学院, 山东青岛 266071)

摘 要: 硅是地壳中重要元素之一, 深刻影响着地表物质循环。湿地是全球碳、硅循环和气候变化研究的重要组成部分, 然而针对湿地硅循环方面的研究较少。本文分别运用化学提取法和无损提取法, 得出了黄河口三角洲湿地地表土壤中生物硅的含量、组成, 并对湿地硅的分布特征与影响因素进行了研究。结果发现: 黄河口湿地生物硅含量介于 2.48 ~ 19.3 g/kg 之间, 并具有冬季高、秋季低的特点; 生物硅与颗粒有机碳和颗粒有机氮含量具有显著的正相关关系, 表明三者具有相似的来源; 生物硅和植物可利用硅之间显著的相关性表明生物硅在土壤硅循环中起着主要作用。土壤中生物硅的含量与距离河道和海岸的长度均呈负相关关系, 在生物硅的“距离效应”中海洋的作用较为显著。湿地表层土壤中植硅体的形态丰富, 在黄河沿岸分别以哑铃形或突起棒形为主要植硅体形态, 这与其植被特点有关; 在 II 区域则主要以平滑棒形为主, 且硅藻对生物硅的贡献比例明显增加。I 区大部分站位发现的硅藻为圆筛藻, 而在 II 区发现的硅藻主要为月形藻和舟形藻(羽纹硅藻纲), 这与湿地水陆相互作用有关。植硅体主要来源于本地植物, 是土壤中生物硅的最主要贡献者, 同时黄河泥沙携带的来自上游流域的植硅体也对湿地生物硅含量和组成有一定的贡献。黄河口湿地土壤中生物硅的含量和组成受到河流和海洋的共同影响, 具有一定的区域特性, 并可能对河流和海洋硅循环产生重大影响。

关键词: 黄河口湿地; 生物硅; 植硅体

中图分类号: S153.6; P343.5

硅是地壳中的重要元素之一^[1-2]; 溶解硅和生物硅是硅跨区域输送的重要载体, 也是硅生物地球化学循环的实际参与者^[3-5]。在陆地上, 高等植物产生的生物硅(植硅体)数量庞大, 是陆地生物硅最主要的组成部分, 其总量高达 60 ~ 180 Tmol/a^[4,6], 接近于海洋硅藻年生产力(240 Tmol/a)的总和^[4,7]。虽然从量级上说生物硅的转化速度是很慢的, 但相比于成岩硅的化学风化速率^[8]而言, 硅藻、植硅体的溶解速率要高出成岩硅约 5 个数量级^[9], 因此其参与生物地球化学循环的速率要远快于成岩硅。若风化速率在较长时间内保持稳定, 生物硅溶出作用便有可能成为控制河流硅酸盐输送量及地表硅循环的主要控制因素; 如夏威夷地区, 河流输送的硅酸盐中植被因素贡献率占 60% ~ 90%, 而直接来自岩石的部分仅占 10% ~ 40%^[10]。由此可见, 生物硅的生产、滞留、输送和溶解过程在地表硅循环中起着十分重要的作用, 值得深入研究。

湿地是介于陆地和水体之间的一类重要的生态系统, 是全球碳、硅循环和气候变化研究的重要组成部分。常见的湿地类型包括红树林湿地、滨海湿地和北极泥炭湿地, 它们往往成为碳、氮和磷循环研究的热点区域^[11]; 然而, 人们对湿地中硅生物地球化学过程的了解并不多, 这使得我们尚无法真正了解水域富营养化、全球气候变化等重要环境问题^[12]。实际上, 湿地硅生物地球化学过程除对区域硅循环产生重要影响外, 还会对其相关联的水域硅收支产生深远影响^[10,13-17]。黄河三角洲湿地保护区是世界少有的河口湿地生态系统, 也是唯一一个处于扩张状态的湿地系统, 具有独特的河口和滨海湿地特性, 并可能对渤海硅循环产生重大影响。目前, 关于黄河口湿地的研究很多^[18-21], 也取得了一些较好的成果, 但对于硅循环的研究极为匮乏。本研究以黄河口湿地为研究对象, 对湿地土壤中生物硅的分布特征、组合结构进行对比和分析, 以期对区域硅循环研究提供科学依据。

基金项目: 国家自然科学基金项目(41106072)、山东省自然科学基金项目(ZR2010DM006)和中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目(GY02-2012G29)资助。

* 通讯作者(rxb@fio.org.cn)

作者简介: 刘森(1991—), 女, 山东肥城人, 硕士研究生, 主要从事区域物质循环与环境效应的研究。E-mail: yimi516@sina.com

1 材料与方法

1.1 样品的采集

根据黄河口湿地地貌、植被类型等特点,在湿地设置了16个采样点(图1),同时采集了湿地内土壤和植物样品(芦苇、柳叶、香蒲草和翅碱蓬),其中2011年冬季14个,2012年秋季3个(A1, B和AA 站位)。

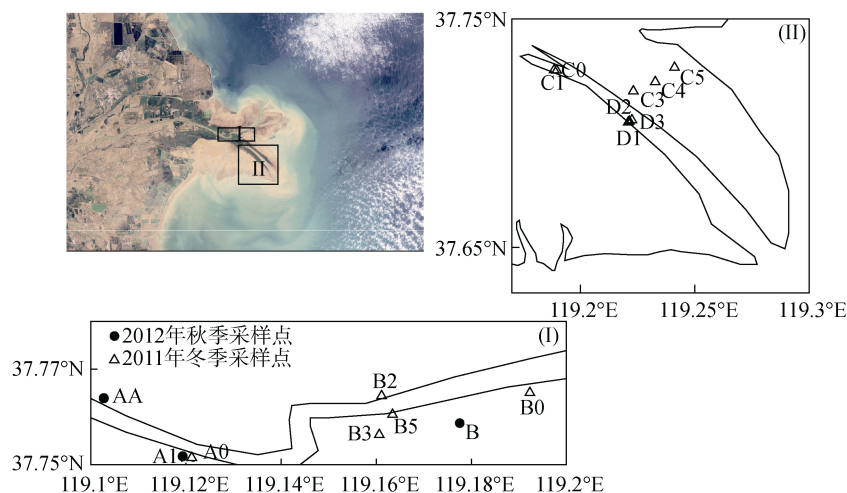


图1 黄河口湿地调查站位图

Fig. 1 Sampling stations in Yellow River estuary wetland

表层土壤的采集:首先将覆盖于土壤表面的植被去除,然后选取2 cm以上的土壤,将其移至样品袋中并做好标记。返回实验室后立即将土壤风干,用于植硅体、颗粒有机碳和颗粒有机氮以及土壤pH和植物可利用硅的分析。芦苇采集整株,放入样品袋中并做好标记,返回实验室后,将其晾干并避免腐烂,用于植硅体的分析。

1.2 实验方法

已有研究认为^[22-23],植硅体属于无定形硅,比重一般小于2.3 g/cm³,且在酸性条件下性质比较稳定。植物湿式灰化法(酸消解)可以最完好地保留植硅体的细微结构不变形。土壤样品经去除碳酸盐,去有机质和分散、去除黏粒矿物,然后通过重液浮选法使较轻的生物硅与较重的矿物相分离。针对植物、土壤样品,尽管不同学者之间操作方法并不完全相同,但最终得到的植硅体形态完整,能反映真实组合的植硅体。文中采用王永吉和吕厚远^[23]的形态术语描述植硅体镜下的形态。

1.2.1 植物中植硅体的分析方法 称取烘干后的植物样品5 g,将其剪碎放入烧杯中,加入浓硝酸20 ml,破坏有机质,反复加入该试剂,直至反应完全,并使溶液澄清,不呈黏稠状,冷却后再加入高氯酸,至反应完全后蒸干,出现白色粉末状物质,再加

从区域分布上来说,A0和A1站位位于芦苇丛中,植被相对丰富,B0、B2、B3和B5站位位于杂草较为密集的区域,植被覆盖同样较为丰富,上述6个站位都位于黄河岸边,记为I区域;C3、C4、C5位于碱蓬地块,植被相对单一、稀疏;C0、C1、D1、D2和D3位于古黄河入海河道中,植被覆盖也相对稀少,记为II区域。

入稀盐酸溶液并加热反应30 min,待反应完全后冷却,用蒸馏水离心清洗3~5次(2 000 r/min, 10~15 min),最后制片,通过显微镜(Nikon E100)观察植硅体的形态^[22-23]。

1.2.2 土壤参数的分析方法 pH的测定方法为:配置土壤溶液,土液比为1:2.5(质量比约为1:1),平衡后用pH计(Sartorius PB-10)测定土壤溶液的pH^[24-25]。土壤中有机碳和有机氮的测定方法为:取0.3 g风干研磨过筛后的土壤样品,用盐酸(v/v 1:1)溶液对土壤样品进行处理,反应完全后用蒸馏水清洗3~5次,烘干后称重,再用元素分析仪测定土壤中有机碳和有机氮的含量^[11]。土壤中的植硅体的提取方法为:风干采集回的土壤样品,并对样品进行轻微的研磨,过筛去除土壤中植物的根系,称取3~5 g土壤放入小烧杯中,加入一定体积的30%的双氧水去除土壤中的有机质,至反应完全后再加入盐酸(1:1)去除土壤中的碳酸盐成分,直至反应完全,然后用蒸馏水离心清洗处理后的样品3~5次(2 000 r/min, 2 min),样品清洗干净后用比重为2.35 g/cm³左右的溴化锌重液提取土壤中的植硅体(2 500 r/min, 10 min),最后制片镜检^[22-23]。土壤中生物硅提取方法为:取0.2 g风干研磨过筛后的土壤样品,加入盐酸(1:1)处理土壤样品,而后用蒸馏水将土壤清洗干净,烘干,配

置 2 mol/L 的碳酸钠溶液,对样品进行连续提取,提取液体积为 40 ml,反应温度为 85℃,提取间隔为一小时,冷却后吸取 125 μ l 反应溶液,连续提取 5~8 h,将其稀释 80 倍,后用硅钼蓝法测定硅的含量,最后根据曲线切线的截距计算生物硅的含量^[26-28]。土壤中植物可利用硅的提取:称取风干研磨过筛后的土壤 2.5 g,加入 25 ml 蒸馏水,72 h 不间断震荡提取,而后再将土壤溶液离心过滤,取上清液按 1:10 的体积比稀释后用硅钼蓝法测定硅的含量,后换算出植物可利用硅的含量^[24-25]。

2 结果和讨论

2.1 土壤中生物硅的分布特征

由图 2 可以看出,湿地冬季表层土壤中的生物硅含量变化范围较大,最低值出现在 B0 站位,为 4.81 g/kg,最大值出现在 B2 站位,为 19.3 g/kg,平均值为 9.91 g/kg。由数据可以看出,I 区域表层土壤中生物硅的平均含量最高为 10.9 g/kg,其中芦苇地平

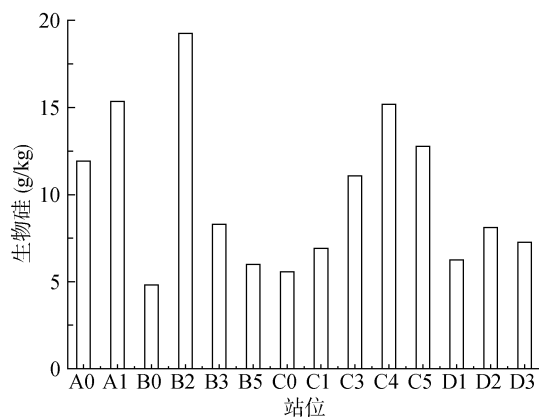


图 2 黄河口湿地土壤中生物硅含量

Fig. 2 Concentration of biogenic silica in soil of the Yellow River estuary wetlands

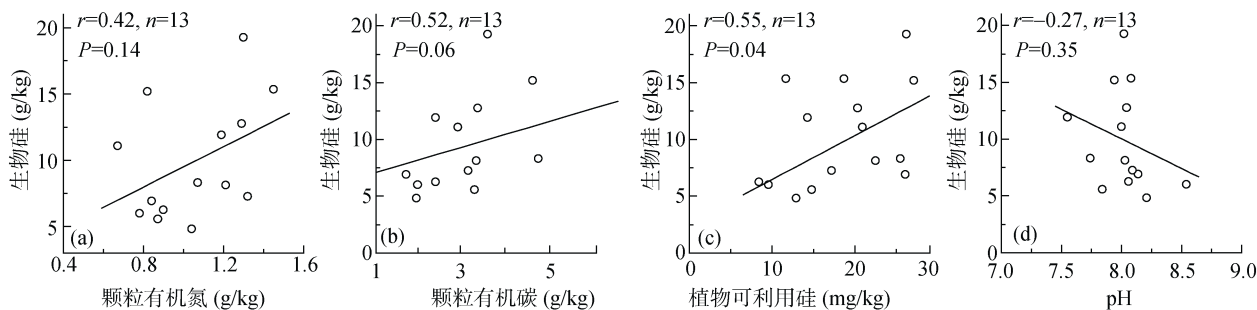


图 3 生物硅与颗粒有机氮、颗粒有机碳、植物可利用硅和 pH 的相关关系

Fig. 3 Relationship between biogenic silica and particle organic carbon and nitrogen, plant-available silica and pH

实际上,黄河口湿地受到河流和海洋的双重影响,其植被分布不同程度上受到河道和海洋的多重影响,在 I 区域更多的应该是受到河流的影响,而 II

均含量为 13.6 g/kg;II 区域平均含量为 9.15 g/kg,其中碱蓬地的平均含量为 13.0 g/kg,占黄河河道中的平均含量为 6.82 g/kg。由此可见,芦苇地和碱蓬地中表层土壤中生物硅的含量较高,而黄河古道表层土壤中生物硅的含量最低。

2012 年秋季采样 A1(芦苇地)、B(碱蓬地)、AA 3 个站位生物硅含量的分布分别为:5.31、5.53、2.48 g/kg,同样表现出芦苇地和碱蓬地中表层土壤中生物硅的含量高,AA 站位表层土壤中的生物硅含量少的特征。对比冬、秋两季表层土壤中生物硅可见,表层土壤中生物硅的含量差异较大,冬季含量较高。以 A1 站位为例,冬、秋两季土壤中生物硅的含量差异很大,冬季土壤中生物硅的含量是秋季的 3~9 倍,而秋季土壤中的植物可利用硅的含量却高于冬季。由此可见,季节的变化对生态系统中元素的循环有一定的影响。芦苇是黄河口湿地中的优势植物种,春天芦苇生长吸收土壤中的植物可利用硅,秋天土壤中水分的改变和土壤温度的改变导致微生物活跃程度发生变化,致使落回到土壤中的植物的枝茎叶缓慢地腐烂,以及植物对生物硅的利用程度减弱,使得土壤中的生物硅可以很好地富集在土壤中,导致冬天土壤中生物硅的含量明显升高。

由图 3 可以看出,黄河口湿地表层土壤中生物硅与颗粒有机氮、颗粒有机碳、植物可利用硅呈正相关关系,这一方面说明生物硅与颗粒有机氮和颗粒有机碳具有相似的来源,另一方面也说明生物硅的溶出作用是影响土壤中溶解硅含量的重要因素,其在土壤硅循环中起着主要作用。与此不同的是,生物硅与 pH 呈负相关关系,这表明 pH 是影响生物硅保存的重要因素之一。

区域则受到海洋的影响较多。将 I 与 II 两个区域生物硅和植物可利用硅含量分别与距离河道或海岸的距离作相关分析,由图 4 可知,在 I 区域内,生物硅含

量大致与距河道距离呈负相关关系,而植物可利用硅则与之呈正相关关系;在 II 区域内,生物硅($P < 0.01$)与植物可利用硅的含量与距海岸线的距离均呈负相关关系。距离效应的产生应与水-陆相互作用相关,以 II 区域为例,其采样期间,土壤含水率明显高于 I 区域,这明显与海水入侵有关,高的盐度以及 pH 使得距海越近,越有利于碱蓬生长^[29];这一方面使得该区域生物硅含量增加,另一方面高 pH 也较易导致生物硅的溶解,这便使得生物硅含量与植物可利用硅含

量均较高。大量的生物硅和植物可利用硅可能随着潮汐作用入海,成为渤海硅的一个重要来源。

调查区域既有黄河河流的影响,又有渤海的作用。黄河口湿地生物硅含量与比利时 Schelde 河口湿地生物硅的含量较为接近,但与其他非滨海湿地相比,其浓度明显偏低(表 1)。另外,与渤海沉积物^[30]相比,黄河口湿地土壤生物硅含量明显较高;渤海对黄河口三角洲的侵蚀过程则可能会将大量植硅体携带入海,影响渤海硅收支。

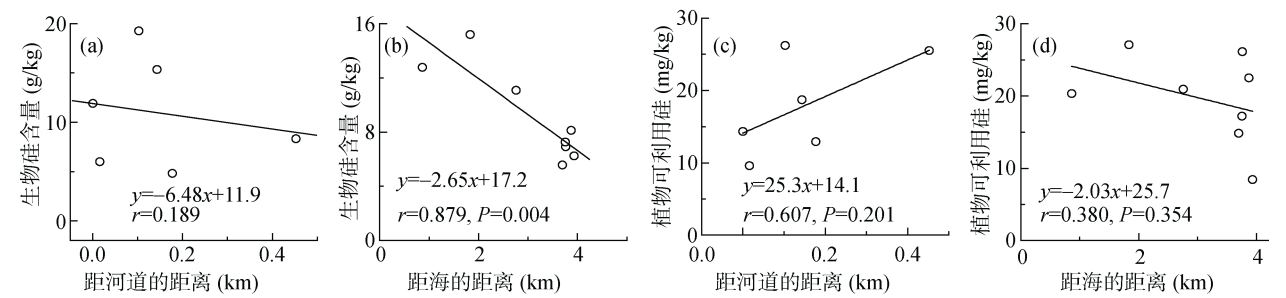


图 4 生物硅与植物可利用硅含量与距离河流或海岸线垂直距离的关系
Fig. 4 Distance effect on biogenic silica and plant-available silica

表 1 世界上不同生态系统中表层土壤中生物硅和植物可利用硅的含量

Table 1 Values of phytolith and plant-available silica in soils of the world			
地点	生物硅 (g/kg)	植物可利用硅 (mg/kg)	参考文献
中国黄河口湿地	4.91 ~ 19.3(9.91)	8.41 ~ 27.1(18.9)	本研究
比利时 Schelde 河口湿地	9 ~ 10	—	[31]
瑞士 Muddus National Park 湿地	0 ~ 110	—	[15]
美国 Great Plains 草地	17.6 ~ 45.0	—	[25]

2.2 植物中植硅体形态特征

图 5 显示了黄河口湿地芦苇叶片中植硅体的形态特征。由图可以看出,芦苇叶片中的植硅体形态包括哑铃形、突起棒形和刺状棒形,大小在 20 ~ 100 μm 之间,其中哑铃形多为 20 μm 大小,刺状棒形和突起棒形在 80 μm 左右(图 5a、5b)。芦苇穗中的植硅体形态则包括刺状棒形、竹节形和短鞍形,其中刺状棒形植硅体的大小在 100 μm 左右,而竹节形和短鞍形的植硅体只有 10 μm 左右(图 5c ~ 5e)。芦苇根系中的植硅体形态比较单一,仅有哑铃形,大小在 15 μm

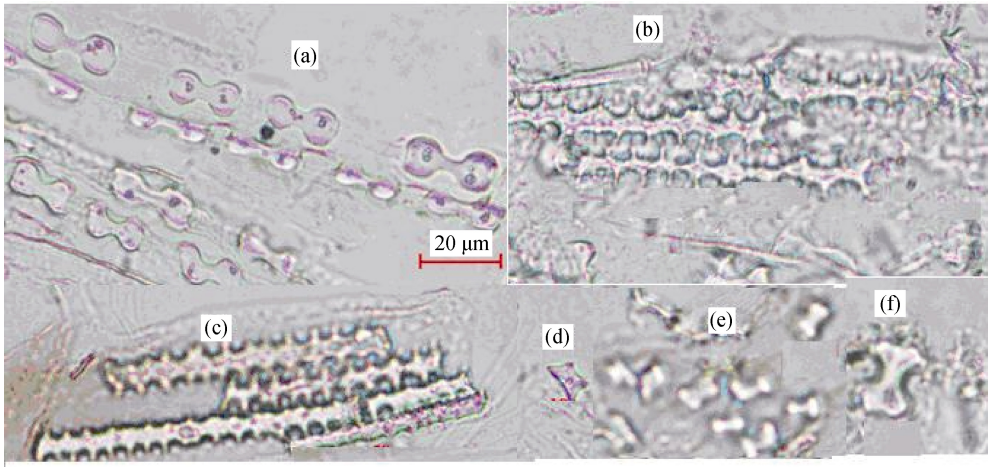


图 5 芦苇叶片(a、b)、穗(c~e)和根(f)中植硅体的形态特征
Fig. 5 Phytolith forms in leaves, spikes and roots of the *Phragmites australis*

左右(图 5f)。由此可见,芦苇产生的植硅体组合结构为哑铃形、突起棒形、刺状棒形、竹节形和短鞍形。

图 6 为柳树中植硅体的形态特征,可以看出,植硅体在植物叶片中的排列形式较为规则,主要形态包括哑铃形、齿形,哑铃形大小多为 $20\ \mu\text{m}$,齿形大小

约为 $50\ \mu\text{m}$ 。在香蒲草中(图 7),主要的植硅体形态包括哑铃形、刺状棒形、螺旋导管形和不规则形,大小多在 $20\sim 120\ \mu\text{m}$ 之间。翅碱蓬的植硅体形态特征主要为刺状棒形、尖形、竹节形和长方形,大小多在 $10\sim 20\ \mu\text{m}$ 之间(图 8)。

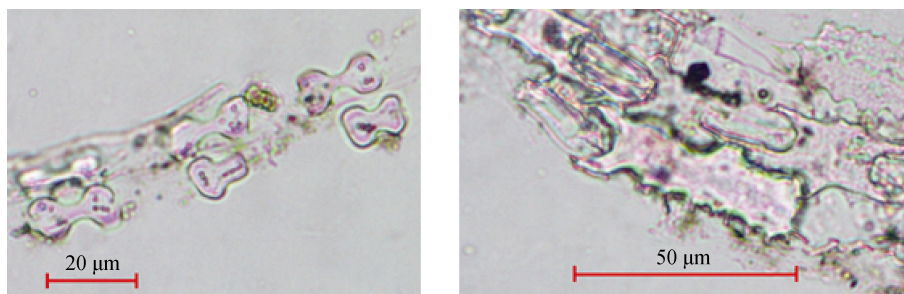


图 6 柳树中植硅体的形态特征
Fig. 6 Phytolith forms in the leaf of the *Willow* sp.

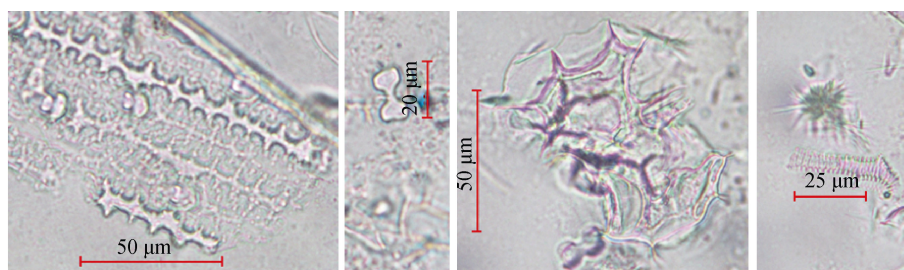


图 7 香蒲中植硅体的形态特征
Fig. 7 Phytolith forms in the cattail (*Typha* sp.)

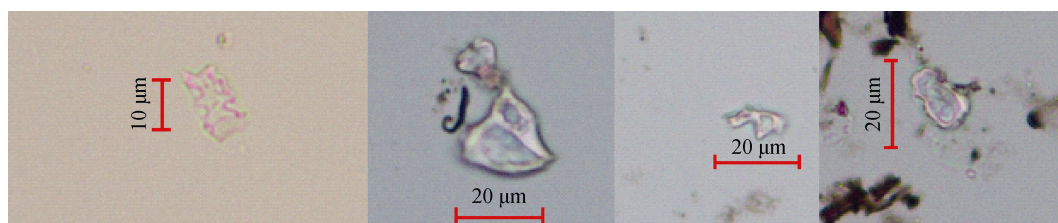


图 8 碱蓬植物中植硅体的形态特征
Fig. 8 Phytolith forms in the *Suaeda* sp.

2.3 生物硅的组成及来源

研究认为,植硅体是土壤生物硅最主要的来源,当然还包括硅藻和海绵骨针等^[2-6]。鉴于植硅体对生物硅的重要贡献,植硅体形态和组合结构一定程度上反映了生物硅来源和构成。作为河口湿地硅循环的重要参数,生物硅应主要由来源于高等植物(陆源)和浮游植物(陆源和海洋来源)的生物硅和黄河泥沙携带的生物硅所构成。

本研究中,A1 站位表层土壤中植硅体的形态见图 9(a~e)。由图可知,表层土壤中植硅体的形态较为丰富,包括:哑铃形、多铃形、突起棒形、刺状棒形、竹节形、短鞍形、扇形、三角形等,大小多介于 $20\sim 100\ \mu\text{m}$ 之间;其中哑铃形植硅体的数量明显多

于其他形态的植硅体,其次为刺状棒形和突起棒形。该区域生长着大面积的芦苇,将土壤中植硅体的形态与植物中产生的植硅体形态进行比较发现,芦苇产生的不同形态的植硅体在表层土壤中均有存在,且在植物中为优势形态的植硅体,在表层土壤中同样占优势。由此可以说明,土壤中植硅体的主要贡献者为生长在该区域的植物。图 9(f~l)为 B 站位表层土壤中植硅体形态图,可以看到,其形态包括扇形、突起棒形以及腐蚀程度较为严重的棒形,植硅体的大小在 $20\sim 50\ \mu\text{m}$ 之间;还包括一定数量的硅藻残骸(圆筛藻),藻类直径在 $100\ \mu\text{m}$ 左右。总的来说,该站位显微镜下可以直接观测到的植硅体数量并不多,且生物硅含量较低,这说明该站位生物硅含量相对匮乏。统

计结果显示，尽管 B 站位土壤中存在一定量的硅藻残骸，其生物硅的主要成分仍然是植硅体。不过，B 站位并没有发现翅碱蓬的特征植硅体组合，这可能是由于该植硅体较易溶出。通过盐度分析还发现该站位间隙水中盐度为 29，已接近渤海海水的盐度，加之

在该站位发现的圆筛藻(表 2)，也可以说明海水的潮汐作用对该站位生物硅组成和溶出作用的影响。图 9(m~p)是 AA 站位表层土壤中植硅体的形态，包括突起棒形、刺状棒形、扇形，大小在 20~100 μm 之间，且有一定程度上的腐蚀、破碎。

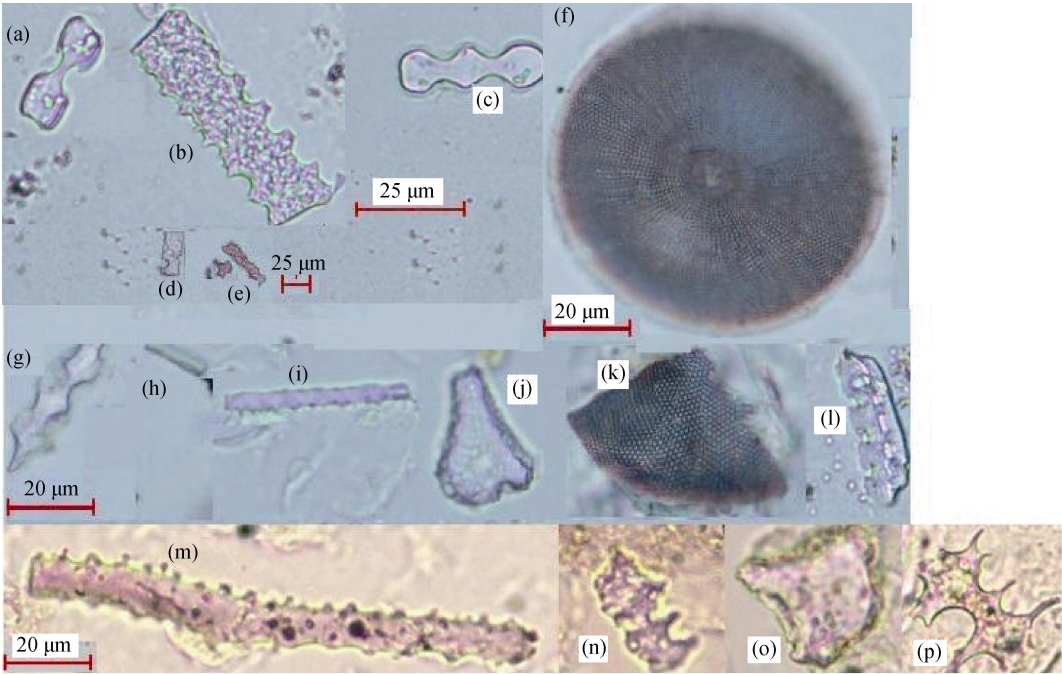


图 9 黄河口湿地表层土壤中植硅体形态(A1 站点: a~e; B 站点: f~l; AA 站点: m~p)
Fig. 9 Phytolith forms in soils of the Yellow River estuary wetland

表 2 湿地土壤中不同形态植硅体的个数百分比(%)
Table 2 Composition of phytolith in soil of Yellow River estuary wetland

站位	哑铃形	刺状棒形	突起棒形	短鞍形	多铃形	平滑棒形	扇形	竹节形	尖形	圆形	硅藻
A1	57.7	5.20	22.1	4.00	6.50	0	4.50	0	0	0	0
B	7.70	11.5	23.1	13.5	0	13.5	1.90	21.2	0	0	7.70
AA	0	22.3	36.7	10.9	0	0	2.40	16.1	0	0	11.6
C3	3.09	5.02	1.93	15.4	0	47.5	3.86	0	7.34	3.86	12.0
C5	0	5.13	2.05	11.3	0	53.8	3.08	0	5.13	0.51	19.0

注： 其中含单轴型海绵骨针，约占硅藻总数的 2.7%；C3、C5 站硅藻为月形藻和舟形藻(羽纹硅藻纲)。

表 2 为湿地土壤中不同形态植硅体的个数百分比，在湿地 I 区域对比芦苇产生的植硅体可以发现，湿地土壤中除有芦苇产生的植硅体外，还有黄河泥沙携带的植硅体，如短鞍形植硅体、扇形植硅体、竹节形植硅体。不过，相比于湿地芦苇产生的植硅体而言，来自于河流泥沙的植硅体很少。另外，在湿地 II 区域(图 1)，植硅体形态特性、组成明显有别于 I 区域，其主要以平滑棒形为主，硅藻比例还明显高于 I 区域，且随距海长度的减少硅藻比例有明显增加的趋势(表 2)。C3 和 C5 站位所在的 II 区域优势植物为碱蓬，但土壤中植硅体形态特征跟碱蓬产生的植硅体差异较大，同时也有别于芦苇产生的植硅体。实际上，II

区域位于老黄河口，其同样受到黄河输运泥沙的影响，植硅体应主要来源于黄河流域，即早期的泥沙淤积，而硅藻则主要来源于海水(潮汐的作用)。由此可见，控制 I 和 II 区域生物硅/植硅体含量和形态的机制并不完全一致，河流和海洋在其中所扮演的角色也不完全相同，这值得进一步研究。

值得一提的是，本研究生物硅(以 Si 计)占土壤的含量范围在 0.25%~1.9% 之间，较一般土壤层次中的含量偏低^[13-15]。若以 SiO₂ 计，则土壤中植硅体的含量范围应在 0.54%~4.1% 之间，这个数值接近于其他区域土壤样品的含量^[15, 25, 32]。实际上，目前分离植硅体的方法主要集中在土壤的砂粒和粉粒

部分,即 2~200 μm 之间,其中黏土部分中小于 2 μm 的植硅体并未包括在内,原因在于还没有相应的实验室方法或标准^[23]。另外,重液分离植硅体的过程中多有杂质掺杂在其中。上述原因使得重液分离获取的植硅体的重量存在不确定的误差。而化学提取法避免了上述杂质干扰的问题,且包含小于 2 μm 的部分,因此其更接近于土壤生物硅的真实含量^[26-28],但是化学法无法获知生物硅的组成情况。两种方法的结合既可以保证生物硅含量的准确性,又可以获得其组成情况。不过,从目前的研究来看,生物硅在整个湿地硅循环中的比例、大小和输出通量,都还不是很清楚,其具体控制机制也还不了解,需要进行系统的观测和研究。

3 结论

(1) 黄河口湿地生物硅含量介于 2.48~19.3 g/kg 之间,并具有冬季高、秋季低的特点;生物硅与颗粒有机碳和颗粒有机氮含量具有显著的正相关关系,表明三者具有相似的来源;生物硅和植物可利用硅之间显著的相关性还表明生物硅在土壤硅循环中起着主要作用。

(2) 黄河口湿地土壤中生物硅的含量和组成受到河流和海洋的共同影响,具有一定的区域特性,其中,生物硅的含量与距离河道和海岸的长度均呈负相关关系,在生物硅的“距离效应”中海洋的作用较为显著。

(3) 湿地表层土壤中植硅体的形态丰富,在黄河沿岸的 I 区域分别以哑铃形或突起棒形为主要植硅体形态,其主要来源于本地植物;在 II 区域则主要以平滑棒形为主。I 区域发现的硅藻为圆筛藻,其在生物硅中的比例为 0~11.6%,而在 II 区发现的硅藻主要为月形藻和舟形藻(羽纹硅藻纲),在生物硅中的比例为 12%~19%;硅藻在 II 区域对生物硅的贡献明显高于 I 区域。

参考文献:

- [1] Jones HP, Handreck KA. Silica in soils, plants, and animals[J]. *Advances Agronomy*, 1967, 19: 107-149
- [2] Sommer M, Kaorek D, Kuzyakov Y, Breuer J. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes-A review[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2006, 169: 310-329
- [3] Alexandre A, Meunier JD, Colin F, Koud JM. Plant impact on the biogeochemical cycle of silicon and related weathering processes[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1997, 61: 677-682
- [4] Conley DJ. Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16: 681-688
- [5] Meunier JD, Guntzer F, Kirman S, Keller C. Terrestrial plant-Si and environmental changes[J]. *Mineralogical Magazine*, 2008, 72(1): 263-267
- [6] Conley DJ. The biogeochemical silica cycle: Elemental to global scale[J]. *Oceanis*, 2002, 28: 353-368
- [7] Tréguer P, Nelson DM, Van Bennekom AJ, Demaster DJ, Leynaert A, Quéguiner B. The silica balance in the world ocean: A reestimate[J]. *Science*, 1995, 268: 375-379
- [8] Lerman A. Weathering rates and major transport processes: An introduction[A]//Lerman A, Meybeck M, Physical and Chemical Weathering in Geochemical Cycle[M]. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1988: 1-10
- [9] Hurd DC. Physical and chemical properties of siliceous skeletons[A]//Aston SR. Silicon Geochemistry and Biogeochemistry[M]. London: Academic Press, 1983: 187-244
- [10] Derry LA, Kurtz AC, Ziegler K, Chadwick OA. Biological control of terrestrial silica cycling and export fluxes to watersheds[J]. *Nature*, 2005, 433: 728-731
- [11] Reddy KR, DeLaune RD. Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications[M]. Boca Raton: CRC Press, 2008: 1-5
- [12] Struyf E, Conley DJ. Silica: An essential nutrient in wetland biogeochemistry[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, 7: 88-94
- [13] Struyf E, Dausse A, Van Damme S, Bal K, Gribsholt B, Boschker HTS, Middelburg JJ, Meire P. Tidal marshes and biogenic silica recycling at the land-sea interface[J]. *Limnology and Oceanography*, 2006, 51: 838-846
- [14] Struyf E, Temmerman S, Meire P. Dynamics of biogenic Si in freshwater tidal marshes: Si regeneration and retention in marsh sediments (Scheldt estuary) [J]. *Biogeochemistry*, 2007, 82: 41-53
- [15] Struyf E, Mörtz CM, Humborg C, Conley DJ. An enormous amorphous silica stock in boreal wetlands[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2010, 115: G04008
- [16] Carey JC, Fulweiler RW. Human activities directly alter watershed dissolved silica fluxes[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 111(1-3): 125-138
- [17] Carey JC, Fulweiler RW. Watershed land use alters riverine silica cycling[J]. *Biogeochemistry*, 2013, 113(1-3): 525-544
- [18] 王海梅, 李政海, 宋国宝, 高吉喜, 闫军. 黄河三角洲植被分布、土地利用类型与土壤理化性状关系的初步研究[J]. *内蒙古大学学报(自然科学版)*, 2006, 37(1): 69-75
- [19] 赵广明. 黄河口湿地保护区沉积环境与生境初步研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2009: 1-63
- [20] 丁喜桂, 叶思源, 王吉松. 黄河三角洲湿地土壤、植物碳氮稳定同位素的组成特征[J]. *海洋地质前沿*, 2011, 27(2): 66-71
- [21] 姚鹏, 尹红珍, 姚庆祯, 陈洪涛, 刘月良. 黄河口湿地土壤中正构烷烃分子指标及物源指示意义[J]. *环境科学*, 2012, 33(10): 3 457-3 465
- [22] Kelly EF. Methods for Extracting Opal Phytoliths from Soil and Plant Material[D]. Fort Collins: Colorado State University, 1990

- [23] 王永吉, 吕厚远. 植物硅酸体研究及应用[M]. 北京: 海洋出版社, 1993: 170–177
- [24] Lajtha K, Jarrell WM, Johnson DW, Sollins P. Collection of soil solution[A] // Robertson GP, Coleman DC, Bledsoe CS, Sollins P. Standard Soil Methods for Long-term Ecological Research[M]. New York: Oxford University Press, 1999: 166–182
- [25] Blecker SW, McCulley RL, Chadwick OA, Kelly EF. Biologic cycling of silica across a grassland bioclimosequence[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2006, 20: GB3023
- [26] DeMaster DJ. The supply and accumulation of silica in the marine environment[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1981, 45: 1 715–1 732
- [27] Conley DJ. An interlaboratory comparison for the measurement of biogenic silica in sediments[J]. *Marine Chemistry*, 1998, 63: 39–48
- [28] Sauer D, Saccone L, Conley DJ, Herrmann L, Sommer M. Review of methodologies for extracting plant-available and amorphous Si from soils and aquatic sediments[J]. *Biogeochemistry*, 2006, 80(1): 89–108
- [29] 赵勐, 范海, 赵可夫. NaCl、KCl 和 NaNO₃ 对盐地碱蓬生长以及植物体内离子组成和分布的效应[J]. *植物生理学通讯*, 2008, 44(2): 263–267
- [30] Liu SM, Ye XW, Zhang J, Zhao YF. Problems with biogenic silica measurement in marginal seas[J]. *Marine Geology*, 2002, 192: 383–392
- [31] Struyf E, Van Damme S, Gribsholt B, Middelburg JJ, Meire P. Biogenic silica in tidal freshwater marsh sediments and vegetation (Schelde estuary, Belgium) [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2005, 303: 51–60
- [32] 何跃, 张甘霖. 热带地区玄武岩发育土壤中的生物硅及其发生学意义[J]. *土壤学报*, 2010, 47(3): 385–392

Distribution of Biogenic Silica and Composition of Phytolith in the Yellow River Estuary Wetland

LIU Sen¹, RAN Xiang-bin^{1*}, CHE Hong¹, MA Yong-xing^{1,2}, ZANG Jia-ye¹

(1 *Research Center for Marine Ecology, First Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Qingdao, Shandong 266061, China*; 2 *College of Chemistry and Chemical Engineering & Environment, University of Qingdao, Qingdao, Shandong 266071, China*)

Abstract: Silicon is crucial in numerous biochemical and geochemical processes, its cycle is a hot issue of global environmental change and also an important area of marine science. Despite the importance of silicon, less knowledge is available on wetland silicon cycle. Base on the investigation in Yellow River estuary wetland in January of 2011 and October of 2012, distributions and sources of biogenic silica (BSi) were discussed. The results showed that: BSi in soil ranged from 2.48 to 19.3 g/kg, a significant linear relationship was found between BSi and particle organic carbon (POC) and particle organic nitrogen (PON), which indicated their sources were same to some extent. Phytoliths were very rich in surface sediment, with forms of spiny bar, bar, pie, short saddle, corrugated shape, triangle, dumb-bell shape, etc. Spiny bar and dumb-bell shape were main forms of phytolith in I area of the Yellow River estuary wetland. While smooth bar model was the dominant form in II area. In this study, BSi in sediment was composed by diatoms and phytolith. As a small amount in the BSi, part of phytolith in I area came from the basin of Huanghe River transferred by river. While in II area, most of phytolith came from sediment of the Huanghe River deposited before the Yellow River diversion. Phytolith is co-affected by river and ocean and may influence the silicon cycle in Huanghe River and Bohai Sea.

Key words: Yellow River estuary wetland, Biogenic silica, Phytolith