

潮滩湿地植被发育年限对土壤有机碳含量及积累速率的影响

张 骞¹ 姜俊彦^{1,2} 李秀珍^{1*} 张运清¹

(¹华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200062; ²上海环科环境评估咨询有限公司, 上海 200032)

摘要 潮滩湿地海陆交互作用强烈,部分环境因子随植被发育年限快速更替,对土壤的固碳过程有着重要影响。本研究选取长江口典型潮滩湿地崇明东滩,通过遥感影像确定各植被带发育年限,利用“空间代替时间”的方法对土壤有机碳含量及积累速率进行探究。结果表明:随植被发育年限增加,土壤有机碳含量逐年增加,植被发育14年的土壤有机碳含量约为发育1年的1.3倍。同时,土壤有机碳积累速率在植被发育初期最高,随后不断降低,约在10年后趋于稳定并保持在 $11 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 左右。土壤有机碳含量与国内其他滨海湿地接近,但积累速率远低于美国东海岸新生滨海湿地,很可能是过度放牧、收割等人为干扰所致。因此,保护和恢复滨海湿地对我国实现增汇减排具有重要意义。

关键词 土壤有机碳积累速率; 潮滩湿地; 群落演替; 土壤盐度

Impacts of vegetation establishment duration on soil organic carbon accumulation in Chongming-Dongtan, China. ZHANG Qian¹, JIANG Jun-yan^{1,2}, LI Xiu-zhen^{1*}, ZHANG Yun-qing¹ (¹State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, China; ²Shanghai Jianke Environmental Consulting Co., Ltd, Shanghai 200032, China).

Abstract: Estuarine tidal wetlands are highly influenced by land and sea. Some environmental factors change quickly with the vegetation establishment duration and have an important influence on the soil carbon sequestration. Based on field survey and remotely sensed data, we investigated the relationship between soil organic carbon (SOC) content, its accumulation rate and vegetation establishment duration in Chongming-Dongtan, the Yangtze Estuary. With the increase of vegetation establishment duration, SOC content increased significantly. SOC content in the vegetation establishment duration of 14 years was about 1.3 times that of 1 year. Soil organic carbon accumulation rate decreased with time and was stabilized at $11 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 10 years later. SOC content of tidal wetland from Yangtze Estuary was close to those of other coastal wetlands in China, but the accumulation rate was far lower than that on the east coast of the United States, probably due to human disturbance such as overgrazing and harvest. Therefore, there is a great potential for carbon sequestration enhancement by conservation and restoration of coastal wetlands.

Key words: soil organic carbon accumulation rate; tidal wetland; community succession; soil salinity.

海岸湿地处于海陆交错地带,与近海海域交互作用复杂且强烈(张春鹏等,2014)。全球海岸湿地分布广泛,且具有很高的碳储量,因此在全球碳循环中占有重要地位(Brix *et al.*, 2001; Delaune *et al.*,

2011)。海岸湿地对整个生态单元及全球变化的重要影响,研究土壤碳元素的循环特征对于了解其生物地球化学过程以及对全球变化的响应具有重要的科学意义。潮滩湿地作为一种特殊类型的海岸湿地,其生态系统生物地球化学过程的研究已日益成为海岸生态系统相关研究的热点问题之一(高建华

等,2004)。

潮滩湿地土壤有机碳在长期海陆作用下积累汇集,主要有陆源和海源两种补充途径:陆源主要包括潮滩植物、腐殖化产物等,海源则主要包括水体携带的有机碳及浮游生物等(邵学新等,2011)。前人通过大量研究认为,土壤盐度、高程值和定殖植被类型作为最主要的影响因子,对潮滩湿地土壤有机碳含量及其分布特征有重要的影响(Choi *et al.*, 2001; 胡敏杰等, 2014)。但在强烈的海陆交互作用下,潮滩湿地土壤理化性质、植被带分布、地形地貌都在快速发生着改变(Montemayor *et al.*, 2008)。正是由于其环境因子具有快速变化的特征,在潮滩湿地生态系统的相关研究中,以往只考虑采集样品时环境特征的做法具有一定的局限性,应在研究中综合考虑土壤在整个发育过程中的环境更替情况。因此,在潮滩湿地生态系统的相关研究中加入对植被发育年限的考虑,可以更加科学准确地解释和探究生物化学过程和生态学现象。我国滨海湿地多为新生湿地,且在发育过程中受到较大的人为活动影响,湿地固碳能力和积累特征难以用国外成熟滨海湿地的标准来衡量,因此在综合考虑环境特征的基础上,探究土壤有机碳随植被发育年限的变化规律,可为分析碳素源汇关系、湿地碳储量估算及预测提供重要的理论依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 自然概况

崇明东滩位于崇明岛最东端(121°50' E—122°05' E, 31°25' N—31°38' N),呈近长方形,由长江径流夹带的巨量泥沙在江海相互作用下沉积而成,是长江口规模最大、发育最完善的河口型潮汐滩涂湿地(黄华梅等,2007)。根据地貌分类的形态成因和长江口地区地貌形成的外动力过程,崇明东滩属于潮滩地貌单位,土壤类型为潮滩盐土(王莹等, 2010)。

崇明东滩主要分布有3种植物群落:芦苇群落中主要为芦苇(*Phragmites australis*),同时混生有小面积白茅(*Imperata cylindrica*)、稗草(*Echinochloa crusgalli*)、结缕草(*Zoysia japonica*)等禾本科植物;互花米草群落内罕有混生植物(丁文慧等,2015);海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)、藨草(*Scirpus triqueter*)、糙叶苔草(*Carex scabrifolia*)等同属莎草科,生态位相近且相互混生,故在本研究中合称为莎草

群落。

1.2 数据来源和研究方法

本文利用遥感技术结合野外观察,对历年崇明东滩植物群落进行判别,并确定植被发育界线(使用1999-09-24、2002-10-02的Landsat-5 TM和2006-02-07、2009-10-29、2012-11-06的Landsat-7 TM共计5张多光谱卫星遥感影像)。随后自北向南沿潮滩扩张方向选取3条样线L1、L2、L3,在各样线于不同植被发育年限处选取5个采样点,由陆向海分别为P1至P5,分别位于发育14、11、7、4和1年的植被带内,代表相应植被发育年限的滩面沉积物(图1);各采样点所处的土壤盐度、滩面高程、植物群落分布也相应代表不同发育年限下的潮滩环境。通过分析不同植被发育年限下土壤有机碳的含量,结合发育过程中环境因子随年限的变化情况,可以对潮滩湿地土壤有机碳含量受各环境因子的影响从整体发育进程的视角进行分析,并得出植被发育年限对土壤有机碳积累的影响规律。

1.3 样品采集与处理

2014年3月,在上述采样点以10 m为间距,S型路线用环刀采集5个有植被定殖的表层30 cm土壤样品,装入自封袋;同时用RTK差分式全球定位系统定位并测量样点高程值。(由于考虑植被对土壤有机碳的影响,土壤采集深度应低于根系的影响深度。根据野外采样得知海三棱藨草的根系最短,且在0~40 cm,因此选取30 cm作为土壤采样深度)。

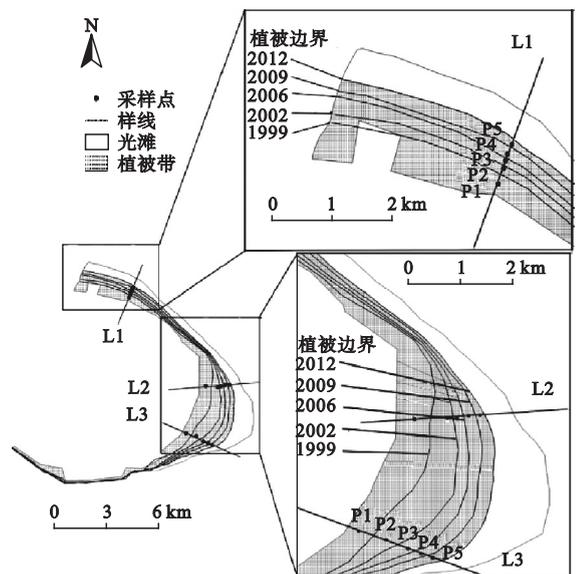


图1 崇明东滩采样点分布示意图

Fig.1 Distribution of sampling points at Chongming Dongtan

回到实验室将土壤样品置于 50 °C 烘箱内烘干至恒重,获得土壤容重,研磨后过 100 目筛网,取 1 g 左右筛后土样用 10% 盐酸酸化去除无机碳后再烘干至恒重,用 Vario III 元素分析仪(德国 Elementar 公司)测定土壤有机碳含量。另取 50 g 筛后土样,用 5:1 水土比溶解并过滤,用中国产的 DDS-11A 电导仪测定土壤析出液电导率,再通过经验公式换算为土壤全盐量。土壤有机碳密度和积累速率计算公式如下:

$$D_{\text{soc}} = \omega_{\text{soc}} \times D \times H \times (1-g) \times 100 \quad (1)$$

$$R_{\text{soc}} = (D_{\text{soc } t_2} - D_{\text{soc } t_1}) / (t_2 - t_1) \quad (2)$$

式中, D_{soc} 为土壤有机碳密度($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$); ω_{soc} 为土壤有机碳含量($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); D 为土壤容重($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$); H 为土层厚度,本研究取值 30 cm; g 为粒径大于 2 mm 石砾的体积分数(%),因崇明东滩湿地石砾较少,(1- g)可以近似为 1; R_{soc} 为 $t_1 \sim t_2$ 时间段内土壤有机碳积累速率; t_1 、 t_2 为不同发育时间; $D_{\text{soc } t_1}$ 、 $D_{\text{soc } t_2}$ 为不同发育年限下的土壤有机碳密度。

本文采用 SPSS 18.0 统计软件进行数据处理,采用单因素方差分析(one-way ANOVA)和最小显著差数法(LSD)进行差异显著性检验($\alpha=0.05$),图表数据为平均数±标准差。

2 结果与分析

2.1 不同植被发育年限下土壤有机碳含量变化规律

土壤有机碳含量在 3 条采样线上均随植被发育时间的增长而增长(图 2)。LSD 比较表明,样线 L1 和 L2 上土壤有机碳在不同发育年限之间差异性显著($P<0.05$);L3 上各发育年限之间差异不显著。

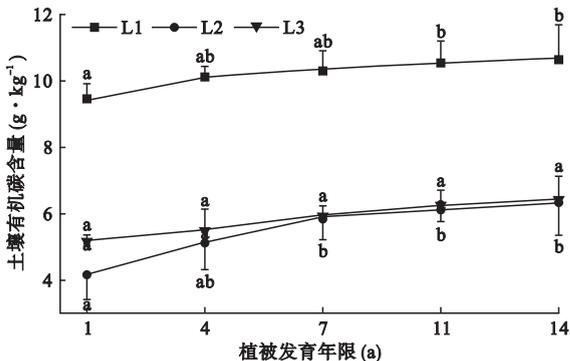


图 2 土壤有机碳含量
Fig.2 Soil organic carbon content along different sampling lines
图中字母代表 1 条样线上不同年份的显著性差异。

L1、L2、L3 各样线植被发育 14 年的土壤有机碳含量分别为发育 1 年的 1.3、1.5 和 1.2 倍。

2.2 不同植被发育年限下主要环境因子变化规律

土壤全盐量随植被发育年限的变化规律如图 3 所示。3 条采样线土壤全盐量均随植被发育年限的增加呈先升高后降低的规律,在各样线的 P3 点(发育 7 年)最高。滩面高程随发育年限的变化规律如图 4,3 条采样线滩面高程均随植被发育年限的增加而不断抬升,主要由于在潮汐作用影响下,泥沙不断淤积所致。

各样线植物群落分布及 1999—2012 年的群落演替情况见图 5:北部样线 L1 自 2002 年起逐步被互花米草占据,随后植物群落无明显演替;中部样线 L2 由于受互花米草扩张的影响,各发育年限的植物群落演替进程存在一定差异,P1 点群落演替模式为“莎草群落→芦苇群落→互花米草群落→芦苇群落”,P2 点为“莎草群落→互花米草群落→芦苇群落”,P3 之后的样点由于发育时间较短,难以确定其演替规律;南部样线 L3 呈现出“莎草群落→芦苇群

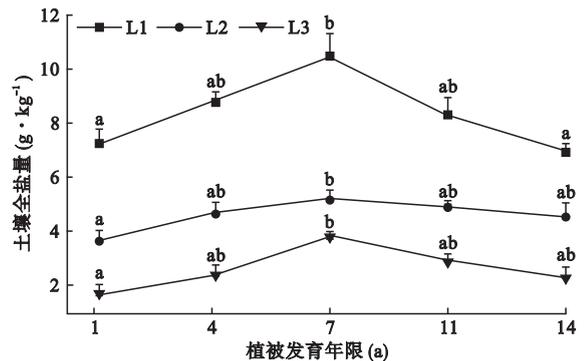


图 3 各样线土壤全盐量分布
Fig.3 Soil salt content along different sampling lines
图中字母代表 1 条样线上不同年份的显著性差异。

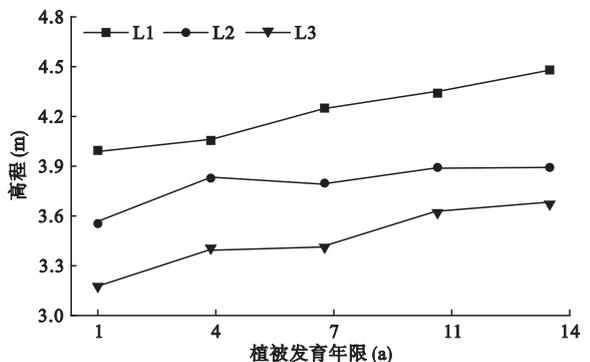


图 4 各样线高程值分布
Fig.4 Elevation along different sampling lines

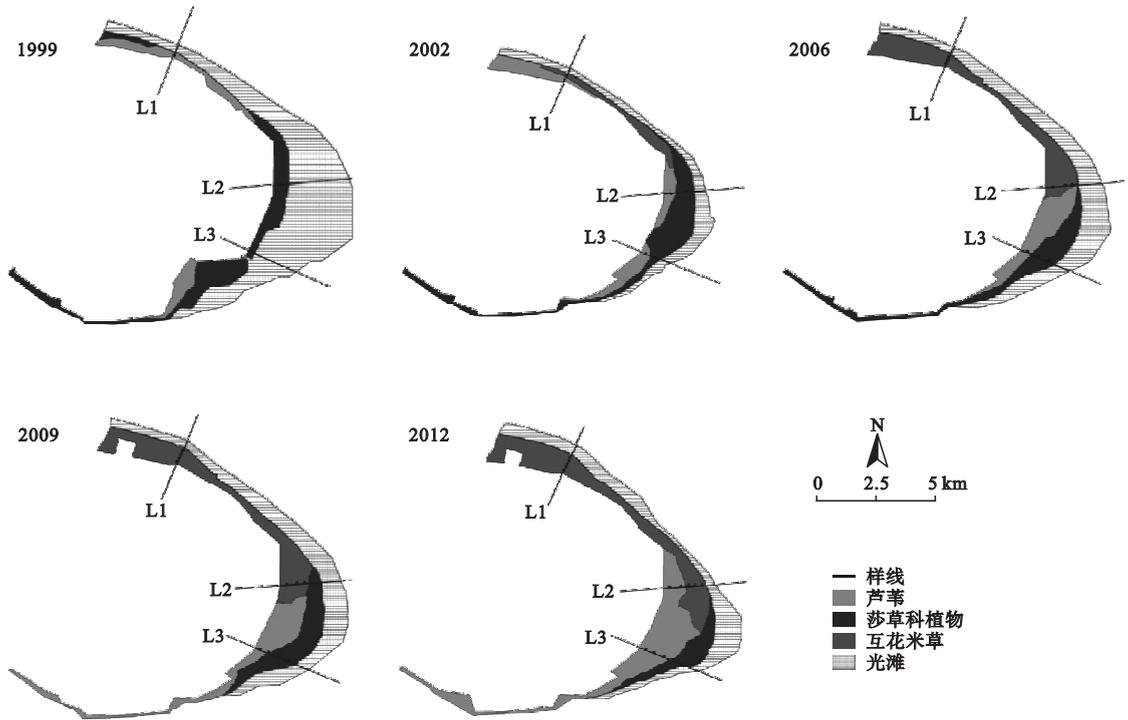


图5 植物群落分布

Fig.5 Distribution of plant communities

落”的明显演替规律。崇明东滩3种主要植物群落生物量大小关系为互花米草群落($5750 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) > 芦苇群落($4655 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) > 海三棱藨草群落($812 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) (严格等, 2014), 因此, 植物群落演替模式虽然在南北方向具有一定差异(图5), 但总体均呈现出低生物量群落向高生物量群落的演替规律。

2.3 不同植被发育年限下土壤有机碳积累速率

根据不同植被发育年限的土壤有机碳密度, 计算各时间段内土壤有机碳积累速率如图6。样线L1、L2、L3在植被发育初期(1~4年)的积累速率最

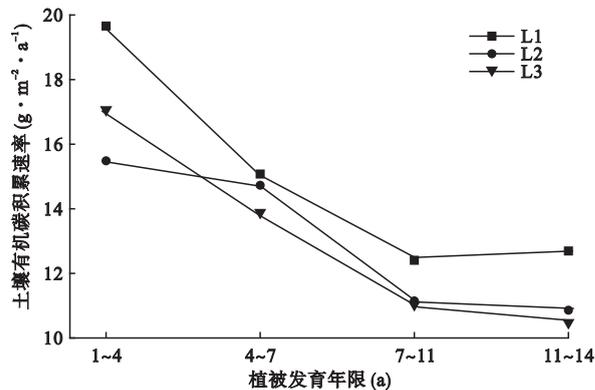


图6 不同植被发育年限土壤有机碳积累速率

Fig.6 Soil organic carbon accumulation rate in different sampling lines

高, 分别为 19.0 、 16.5 和 $15.14 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 后随发育年限的增加而不断降低, 发育 $11 \sim 14$ 年的积累速率最低, 分别为 12.4 、 10.3 、 $10.7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 且积累速率基本保持稳定。

3 讨论

3.1 土壤有机碳含量的变化特征

在崇明东滩, 植被发育年限对土壤碳储量的影响受多种因素共同作用。一方面, 发育年限的增加可以为土壤有机碳的积累提供更多时间, 直接导致了土壤有机碳含量的提高; 另一方面, 潮滩湿地环境因子随发育年限的快速变化, 对土壤有机碳的积累产生明显的影响: 其中, 土壤全盐量在植被发育前期不断增加, 抑制微生物活性, 降低有机质的分解速率; 滩面高程逐年抬升削弱了潮汐作用和淹水胁迫, 促进了潮滩植被的生长和生物量积累; 定殖植物由早期的先锋物种演替至大型禾本科植物, 可积累更多生物量并向土壤输入更多有机质, 均会导致土壤固碳能力的增强。

本研究中, 潮滩湿地土壤有机碳含量随植被发育年限的增大而增大, 与其他学者的研究结果一致, 如 Krull 等(2009)在美国东海岸湿地的研究中也发现土壤有机碳含量随湿地年龄增大而增加。潮滩植

被多以禾本科和莎草科植物为主,群落演替迅速,生长周期较短,不同发育年限下群落结构差异较小,但在剧烈的海陆交互作用下,土壤盐度、滩面高程等迅速变化的环境因子对土壤有机碳含量产生重要的影响。当土壤盐度过高时,为减弱蒸腾作用,一些盐沼生物会关闭部分气孔,减弱光合能力,从而影响植物的生活史进程(郑文教等,1992),在一定程度上降低植物的生理活性以及生物量积累;但同时,高盐度环境也会抑制微生物的活性,降低微生物对有机质的分解(王红丽等,2009)。因此土壤盐度与有机碳含量的关系均需要限定在某一盐度区间内:胡敏杰等(2014)在闽江口的研究中发现,土壤盐度高的区域有机质含量也较高;而 Wieski 等(2010)在美国乔治亚州的研究中发现,土壤盐度高于 1.5% 的区域内植被生物量及有机碳含量要小于盐度低于 1.5% 的区域;姜俊彦等(2015)研究发现崇明东滩的土壤全盐量范围在 1.0~15.8,与土壤有机碳含量呈显著正相关。滩面高程直接决定了潮汐作用的强度及淹水特征,对潮滩植物的生长和演替都有重要的影响;陈曦等(2010)研究表明,长期淹水导致的厌氧环境会减缓土壤有机质的分解,在一定程度增加土壤有机碳含量,但高频率的潮汐涨落也将冲走部分枯落物,减少土壤有机物的输入。

研究结果表明,崇明东滩 0~30 cm 土壤有机碳含量平均值为 $7.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,较接近于闽东滨海湿地(0~60 cm,平均 $7.7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,夏季,苗娟等,2014);高于黄河三角洲新生湿地(0~20 cm,平均 $3.9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,夏季,董洪芳等,2010);而低于青海湖高寒湿地(0~40 cm,平均 $19.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,夏季,曹生奎等,2013);更远低于三江平原淡水沼泽湿地(0~60 cm,平均 $280 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,冬季,张文菊等,2004)。这主要是因为,大规模的填海工程下,我国滨海湿地多为新生湿地,土壤发育时间较短,定殖植被处于初级演替阶段,植株矮小且生物量较低,因此土壤有机碳含量普遍低于内陆湿地。以上各研究选取土壤深度在 20~60 cm 不等,但均属于湿地植物根系影响范围内,同时本文在比较时选取土壤有机碳含量($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)而非土壤有机碳密度($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$),在一定程度消除采样深度的影响,可基本对各区域的土壤有机碳分布进行比较。

3.2 土壤有机碳的积累速率

本研究表明,崇明东滩土壤有机碳积累速率随植被发育年限的增加而降低,与之前的研究结果一

致。如 Krull 等(2009)在美国东海岸湿地研究中发现,随着滨海湿地的发育,土壤有机碳积累速率会不断下降,最终在 200 年后达到稳定值。关于积累速率降低的原因,Osgood 等(1993)在美国维吉尼亚州滨海湿地的研究结果表明,新生湿地(10~13 年)和成熟湿地的植物的株高不存在显著差异;同时,Craft 等(1988)在美国滨海湿地的研究也表明,新生湿地(10~16 年)与成熟湿地(超过 40 年)的植物生物量基本相同,并提出滩面抬升是新老湿地土壤有机碳积累速率差异的主要原因。而何彦龙(2014)在崇明东滩各植物群落内土壤有机碳累积速率的研究中发现,互花米草群落的土壤有机碳累积速率约为 $(35.8 \pm 8.1) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,显著高于海三棱蔗草群落的 $(6.6 \pm 5.9) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,表明定殖植物对土壤有机碳积累速率的影响,高生物量的禾本科植物相比矮小的莎草科植物具有更强的固碳能力,但由于潮滩湿地植物先锋种定殖后会快速演替至较稳定的群落,因此植物群落的演替仅在发育最初期对土壤有机碳积累速率造成影响。滩面高程在淤积作用下不断抬升,升高的滩面受潮汐影响减弱,泥沙淤积减少,将逐渐减缓滩面抬升速度并最终到达稳定值;在此过程中,土壤盐度以及海源有机物质的输入量也将趋于稳定,从而导致土壤有机碳积累速率不断下降至稳定状态。

本研究表明,崇明东滩表层 0~30 cm 土壤平均有机碳积累速率为 $13.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,约在 10 年后趋于稳定并保持在 $11 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 左右。与何彦龙(2014)使用土壤分层方法所得的崇明东滩土壤有机碳积累速率接近 $((6.6 \pm 5.9) \sim (35.8 \pm 8.1) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}, 0 \sim 30 \text{ cm}, \text{秋季})$,但远低于美国东海岸的新生湿地土壤有机碳积累速率 $((260 \pm 40) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}, 0 \sim 40 \text{ cm}, \text{秋季})$ (Krull *et al.*, 2009)。可能是由于崇明东滩放牧、收割等人为活动对草场造成一定的破坏,减少了有机物质的输入,从而降低土壤有机碳的积累速率;此外,围垦工程对土壤有机碳积累过程的影响,也需进一步深入研究。

3.3 土壤有机碳积累速率研究方法比较

目前对土壤有机碳积累速率的研究,主要通过测量目标生态系统在不同发育年限下的土壤有机碳含量,从而计算出积累速率,即“空间代替时间”的方法。如 Chmura 等(2003)在全球范围选取了不同发育年限的土壤样品,从而对滨海湿地土壤有机碳积累速率进行了估算。通过该方法可直接获取到不

同发育年限下土壤的有机碳特征;但缺点在于难以保证各研究区具有相同的土壤发育环境,因此可能对土壤有机碳积累速率的计算产生一定误差。此外,也有学者采用土壤分层的方法对土壤有机碳积累速率进行推算,如 Krull 等(2009)将土壤表层与次表层视作不同发育时间下的土壤样本,进而对滨海湿地土壤有机碳积累速率进行估算。该方法的优点是避免了因发育环境不同而造成的误差,只需在一个发育样带内进行土壤柱状分层分析,便可对土壤有机碳积累速率进行计算,极大地简化了工作流程;但难以确定不同沉积层对应的发育时间,虽然 Zhang 等(2016)、Bao 等(2010)在中国东北内陆湿地通过²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 的方法对不同沉积层发育时间进行定年,并计算出土壤有机碳积累速率,但由于植物地下生物量对土壤有机碳的影响通常可达数米,而沉积物的堆积多是只发生在表层,因此用不同发育年限的土壤层来计算对应时间内土壤有机碳特征的方法,在短时间尺度的研究中难免会造成较大的误差。

潮滩湿地具有横向扩张和快速淤积的发育特征,不同年份植被带界限明显。针对潮滩湿地的环境特征,本研究采取“空间代替时间”的采样方法,可最大程度地保证各采样点发育环境相同,并能较准确地获取不同植被发育年限的土壤有机碳特征和环境变化规律。但由于该方法在应用时较依赖于潮滩湿地的植被发育特征,因此在其他生态系统中的应用还存在一定的局限性。此外,本文所得结论中,滩面高程和盐度作为潮滩湿地的典型环境因子,其变化规律可适用于其他潮滩湿地;但植被演替规律作为土壤有机碳含量的重要影响变量,在各区域存在一定差异,因此在不同植被类型的潮滩湿地还需进一步研究验证。

相关研究中闽东滨海湿地(苗娟等,2014)和青海湖高寒湿地(曹生奎等,2013)的土壤有机碳含量测定方法为重铬酸钾法,其结果可能较使用本研究的方法偏低;黄河三角洲湿地(董洪芳等,2010)和美国东海岸新生湿地(Krull *et al.*,2009)的测定方法是未经酸化去除无机碳的元素分析仪法,结果可能高于本研究。此外,还有部分学者使用烧失法对土壤有机碳进行测量,其结果可能偏高于元素分析仪法,且精度较低(钱宝等,2011)。由于不同土壤有机碳含量测量方法的差异将直接影响到积累速率的计算结果,因此在对比各学者的研究结果时还需对

此加以考虑。

4 结 论

随植被发育年限增加,崇明东滩土壤有机碳含量不断增长,植被发育 14 年的土壤有机碳含量约为发育 1 年的 1.3 倍。但土壤有机碳积累速率逐渐缓慢,约在 10 年后趋于稳定并保持在 $11 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 左右。

国内滨海湿地多为新生湿地,因此土壤有机碳含量普遍低于内陆湿地。同时,崇明东滩土壤有机碳积累速率远低于美国东海岸新生滨海湿地,则可能是由于过度放牧、收割等人为干扰所致。因此,保护和恢复滨海湿地将对我国增汇减排具有重要意义。

参 考 文 献

- 曹生奎,曹广超,陈克龙,等. 2013. 青海湖高寒湿地土壤有机碳含量变化特征分析. 土壤, **45**(3): 392–398.
- 陈曦,张利权,袁琳. 2010. 持续淹水治理互花米草技术对盐沼土壤的影响. 环境科学学报, **30**(5): 1093–1100.
- 丁文慧,姜俊彦,李秀珍,等. 2015. 崇明东滩南部盐沼植被空间分布及影响因素分析. 植物生态学报, **39**(7): 704–716.
- 董洪芳,于君宝,孙志高,等. 2010. 黄河口滨岸潮滩湿地植物-土壤系统有机碳空间分布特征. 环境科学, **31**(6): 1594–1599.
- 高建华,欧维新,杨桂山. 2004. 潮滩湿地 N、P 生物地球化学过程研究. 湿地科学, **2**(3): 220–227.
- 何彦龙. 2014. 中低潮滩盐沼植被分异的形成机制研究(博士学位论文). 上海:华东师范大学.
- 胡敏杰,邹芳芳,邹双全. 2014. 盐度梯度下闽江口短叶荇菜湿地土壤生态化学计量学特征. 城市环境与城市生态, **27**(4): 17–21.
- 黄华梅,张利权,袁琳. 2007. 崇明东滩自然保护区盐沼植物的时空动态. 生态学报, **27**(10): 4166–4172.
- 姜俊彦,黄星,李秀珍,等. 2015. 潮滩湿地土壤有机碳储量及其与土壤理化因子的关系——以崇明东滩为例. 生态与农村环境学报, **31**(4): 540–547.
- 苗娟,周传艳,李世杰,等. 2014. 不同林龄云南松林土壤有机碳和全氮积累特征. 应用生态学报, **25**(3): 625–631.
- 钱宝,刘凌,肖潇. 2011. 土壤有机质测定方法对比分析. 河海大学学报:自然科学版, **39**(1): 34–38.
- 邵学新,杨文英,吴明,等. 2011. 杭州湾滨海湿地土壤有机碳含量及其分布格局. 应用生态学报, **22**(3): 658–664.
- 王红丽,肖春玲,李朝君,等. 2009. 崇明东滩湿地土壤有机碳空间分异特征及影响因素. 农业环境科学学报, **28**(7): 1522–1528.

- 王 莹, 郑丽波, 俞立中, 等. 2010. 基于神经网络模型的崇明东滩湿地生态系统健康评估. 长江流域资源与环境, **19**(7): 776-781.
- 严 格, 葛振鸣, 张利权. 2014. 崇明东滩湿地不同盐沼植物群落土壤碳储量分布. 应用生态学报, **25**(1): 85-91.
- 张春鹏, 刘敬伟, 郑存德, 等. 2014. 基于遥感的鸭绿江河口湿地结构演变分析. 海洋湖沼通报, (4): 160-167.
- 张文菊, 吴金水, 肖和艾, 等. 2004. 三江平原典型湿地剖面有机碳分布特征与积累现状. 地球科学进展, **19**(4): 558-563.
- 郑文教, 林 鹏. 1992. 盐度对红树植物海莲幼苗的生长和某些生理生态特性的影响. 应用生态学报, **3**(1): 9-14.
- Bao K, Yu X, Lin J, *et al.* 2010. Recent carbon accumulation in Changbai Mountain Peatlands, Northeast China. *Mountain Research & Development*, **30**: 33-41.
- Brix H, Sorrell BK, Lorenzen B. 2001. Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany*, **69**: 313-324.
- Chmura GL, Anisfeld SC, Cahoon DR, *et al.* 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, **17**: 1111.
- Choi Y, Wang Y, Hsieh YP, *et al.* 2001. Vegetation succession and carbon sequestration in a coastal wetland in northwest Florida: Evidence from carbon isotopes. *Global Biogeochemical Cycles*, **15**: 311-319.
- Craft CB, Broome SW, Seneca ED. 1988. Nitrogen, phosphorus and organic carbon pools in natural and transplanted marsh soils. *Estuaries & Coasts*, **11**: 272-280.
- Delaune RD, White JR. 2011. Will coastal wetlands continue to sequester carbon in response to an increase in global sea level? A case study of the rapidly subsiding Mississippi river deltaic plain. *Climatic Change*, **110**: 297-314.
- Krull K, Craft C. 2009. Ecosystem development of a sandbar emergent tidal marsh, Altamaha River Estuary, Georgia, USA. *Wetlands*, **29**: 314-322.
- Montemayor MB, Price JS, Rochefort L, *et al.* 2008. Temporal variations and spatial patterns in saline and waterlogged peat fields. 1. Survival and growth of salt marsh graminoids. *Environmental & Experimental Botany*, **62**: 333-342.
- Osgood DT, Zieman JC. 1993. Factors controlling aboveground *Spartina alterniflora*, (smooth cordgrass) tissue element composition and production in different-age barrier island marshes. *Estuaries*, **16**: 815-826.
- Więski K, Guo H, Craft CB, *et al.* 2010. Ecosystem functions of tidal fresh, brackish, and salt marshes on the Georgia Coast. *Estuaries & Coasts*, **33**: 161-169.
- Zhang Z, Craft CB, Xue Z, *et al.* 2016. Regulating effects of climate, net primary productivity, and nitrogen on carbon sequestration rates in temperate wetlands, Northeast China. *Ecological Indicators*, **70**: 114-124.
-
- 作者简介 张 骞,男,1992年生,硕士研究生,主要从事湿地生态学研究。E-mail: z_hangqian@sina.cn
责任编辑 魏中青
-