

# 长江口九段沙盐沼湿地芦苇和互花米草 生物量及碳储量\*

刘 钰<sup>1</sup> 李秀珍<sup>1\*\*</sup> 闫中正<sup>1</sup> 陈秀芝<sup>2</sup> 何彦龙<sup>1</sup> 郭文永<sup>1</sup> 孙培英<sup>1</sup>

(<sup>1</sup>华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200062; <sup>2</sup>上海九段沙湿地国家级自然保护区, 上海 200135)

**摘 要** 2010—2012年, 采用野外采样和实验室测定相结合的方法, 研究了长江口九段沙芦苇、互花米草植被带生物量的季节动态和碳储存能力. 结果表明: 两种植物生物部分(地上、地下、枯立物生物量之和)的有机碳储量均为秋季最高、春季最低. 地上活体互花米草单位面积的平均碳储量( $445.81 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ )高于芦苇( $285.52 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ), 芦苇枯立物的平均碳储量( $203.15 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ )低于互花米草( $315.28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ), 但芦苇区土壤表层(0~30 cm)有机碳储量( $1048.62 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ )约为互花米草区( $583.33 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ )的2倍. 芦苇区的碳储存能力( $3212.96 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ )总体上高于互花米草区( $2730.42 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ). 表明保护芦苇群落对于维护盐沼湿地的碳汇功能具有重要意义.

**关键词** 芦苇 互花米草 枯立物 土壤 碳储量 九段沙湿地

**文章编号** 1001-9332(2013)08-2129-06 **中图分类号** P94; X173 **文献标识码** A

**Biomass and carbon storage of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in Jiudian Shoal Wetland of Yangtze Estuary, East China.** LIU Yu<sup>1</sup>, LI Xiu-zhen<sup>1</sup>, YAN Zhong-zheng<sup>1</sup>, CHEN Xiu-zhi<sup>2</sup>, HE Yan-long<sup>1</sup>, Guo Wen-yong<sup>1</sup>, SUN Pei-ying<sup>1</sup> (<sup>1</sup>State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, China; <sup>2</sup>Shanghai Jiuduansha Wetland National Nature Reserve, Shanghai 200135, China). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 2013, 24(8): 2129–2134.

**Abstract:** By the methods of field survey and laboratory analysis, an investigation was conducted on the seasonal dynamics of biomass and carbon storage of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* dominated vegetation belts in the Jiudian Shoal Wetland of Yangtze Estuary, East China in 2010–2012. The organic carbon storage of the biomass (including aboveground part, underground part, and standing litter) of the two plants was the highest in autumn and the lowest in spring. The average carbon storage of the biomass of *S. alterniflora* per unit area ( $445.81 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) was much higher than that of *P. australis* ( $285.52 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ), and the average carbon storage of the standing litter of *S. alterniflora* ( $315.28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) was also higher than that of *P. australis* ( $203.15 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ). However, the organic carbon storage in the surface soil (0–30 cm) under *P. australis* community ( $1048.62 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) was almost as twice times as that under *S. alterniflora* community ( $583.33 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ). Overall, the carbon accumulation ability of *P. australis* community ( $3212.96 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) was stronger than that of the *S. alterniflora* community ( $2730.42 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ). Therefore, it is of significance to protect the *P. australis* community in terms of carbon sequestration at the salt marsh.

**Key words:** *Phragmites australis*; *Spartina alterniflora*; standing litter; soil; carbon storage; Jiudian Shoal Wetland.

\* 上海市科委科技攻关计划项目(10dz1200802)、国家自然科学基金项目(41271065)、科技部全球变化研究国家重大科学研究计划项目(2010CB951203)和科技部中荷战略科学联盟计划项目(2008DFB90240)资助。

\*\* 通讯作者. E-mail: xzli@sklec.ecnu.edu.cn

2012-10-09 收稿, 2013-06-02 接受.

湿地因其较高的年生物量、土壤有机碳积累和较低的土壤呼吸, 被认为是一个巨大的碳汇<sup>[1]</sup>. 湿地植物通过光合作用固定大气中的  $\text{CO}_2$ , 具有很强的固碳、储碳能力, 在全球碳循环中占有重要的地位<sup>[2-3]</sup>. 因此, 关于湿地碳汇方面的研究日益增

多<sup>[4-6]</sup>. 近年来,随着全球气候变暖趋势的加剧,海岸盐沼湿地碳汇功能的研究逐渐引起关注<sup>[7-8]</sup>. 不同盐沼湿地碳库变化与相关植物各季节的生物量、周转率和分解速率有关<sup>[9]</sup>. 初级生产和分解过程是调节土壤含碳量和碳积累的主要生物过程<sup>[10-11]</sup>. Windham<sup>[12]</sup>研究了美国新泽西州河口湿地入侵植物芦苇 (*Phragmites australis*) 和土生植物狐米草 (*Spartina patens*) 的生物量和分解过程; Elsey-Quirk等<sup>[13]</sup>比较了美国中大西洋泻湖4种盐沼植物不同时间的碳含量;张林海等<sup>[14]</sup>研究了闽江河口湿地芦苇和互花米草 (*Spartina alterniflora*) 的生物量动态;梅雪英和张修峰<sup>[15]</sup>研究了崇明东滩植物的固碳能力. 这些研究初步证明滨海盐沼湿地具有较高的固碳能力.

九段沙是位于长江口的第三代新生河口湿地,正处于不断发育中,主要由芦苇、互花米草和海三棱藨草 (*Scirpus mariqueter*) 3种植物群落组成<sup>[16]</sup>. 根据2010年的SPOT遥感影像解译结果,芦苇和互花米草分别占九段沙植被的39.6%和40.8%,总面积达4490.62 hm<sup>2</sup>. 且两者的生态位和生物学特征相似<sup>[17-19]</sup>. 因此本文重点比较两种植物的固碳能力.

目前,有关不同季节植物生物量的动态变化研究较少. 张林海等<sup>[14]</sup>研究发现,闽江河口芦苇的总生物量低于互花米草,但二者差异不显著. 以往的研究大多关注活地被生物量的变化<sup>[15,20]</sup>,有关地面立枯生物量的研究较少. 事实上,在无收割的情况下,这两种植物的立枯生物量一年四季都存在,因此其在估算总体碳储量时的贡献不容忽视.

本研究以长江口九段沙湿地典型植被芦苇和互花米草为对象,探究其地上、地下及枯立物生物量和有机碳含量的季节变化,以及30 cm表土的有机碳含量,以阐明外来物种互花米草代替本地种芦苇对长江口湿地碳汇功能的影响,为新生河口湿地的碳循环研究和保护区有效管理提供参考依据.

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区概况

九段沙湿地位于长江口南北槽之间 (31°03′—31°17′ N, 121°46′—122°15′ E), 由上沙、中沙、下沙、江亚南沙及附近浅水水域组成,东西长约46.3 km、南北宽约25.9 km, -5 m等深线以上滩地面积约414 km<sup>2</sup> (2010年). 九段沙东临东海、西接长江,西南、西北分别与浦东新区和横沙岛隔水相望,是目前长江口最靠外海的一个河口沙洲<sup>[16]</sup>. 该地区受海

洋性气候和大陆性气候的影响,东亚季风盛行. 年均气温15.7℃,极端最低温度-7.7℃,极端最高温度为36.6℃,无霜期254 d. 年均降水量约1145 mm,夏季降水量最大,冬季降水量最小. 年均日照时数1798 h<sup>[7]</sup>. 受长江径流、潮汐和风暴潮的控制,九段沙呈现出潮汐河口特有的水文特征. 九段沙附近属非正规半日浅海潮,平均潮差2.67 m,最大潮差4.62 m<sup>[21]</sup>. 九段沙土壤发育过程短,主要分为滨海盐土类和潮土类两大类<sup>[22]</sup>.

植被主要由芦苇、互花米草和海三棱藨草组成,大部分区域的植被演替都在自然状况下进行<sup>[23]</sup>. 芦苇分布高程一般在2.8~3.6 m,潮水淹没时间短,甚至仅在大潮高潮时才被淹没;海三棱藨草分布高程在2.0~2.9 m,受波浪和潮汐作用较大,潮水淹没时间长;互花米草的分布上限可达芦苇带,下限至海三棱藨草带,具有较宽的生态幅<sup>[17,24]</sup>.

### 1.2 试验设计

分别于2010年夏、秋、冬季,2011年四季和2012年春季,采用样带与样方相结合的方法在九段沙上、中、下沙采集芦苇和互花米草植物样品 (图1). 在每个区域,根据九段沙的自然潮沟体系和水文影响因素<sup>[25]</sup>,共选择3条有3级分叉或4级分叉的典型潮沟沟系作为采样带. 沿垂直潮沟梯度,在不同潮滩的芦苇、互花米草群落中随机选取3个25 cm×25 cm样方,利用GPS定位,进行动态监测. 样方内植物高度、密度分布均匀. 记录样方内植株的平均株高、盖度、株数等信息,然后将样方内植物分为活体部分和枯立物,齐地割取,装入自封袋,带回实验室.

### 1.3 分析方法

样品带回实验室后,将植物活体按照叶 (叶鞘计入叶) 和茎分开,在105℃下杀青2 h,再在80℃下烘干48 h,测各部分干质量,计算两种植物地上部的干质量平均值,从而估算出其地上部分生物量. 将

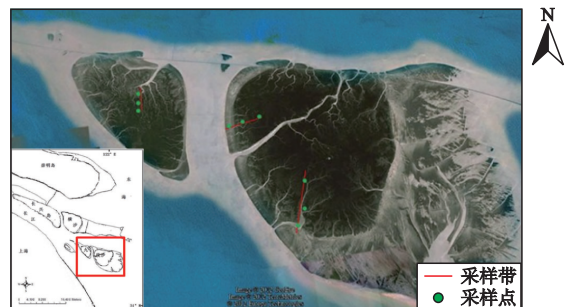


图1 研究区域与采样点示意图

Fig. 1 Sketch of the study area and sampling sites.

烘干后的植物各部位粉碎,过 100 目筛,用 Vario III 元素分析仪(德国 ELEMENTAR 公司)测定有机碳含量。根据廖成章等<sup>[26-27]</sup>的研究结果:芦苇和互花米草群落总生物量中,分配到地下的生物量年平均为 81.3% 和 72.7%,结合本研究实测地上部分生物量,可得到芦苇、互花米草的地上、地下部分生物量之和。

2012 年春季在相同采样点,采集不同潮滩芦苇和互花米草群落表层 0~30 cm 土样,芦苇和互花米草区土样各采集 27 个。将土样带回实验室,测量容重;风干后粉碎,过 100 目筛,用 10% 盐酸酸洗后,于 40 °C 烘干,用 Vario III 元素分析仪测定土壤有机碳含量。估算不同植被表层土壤的碳储量( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ )<sup>[28]</sup>:土壤碳储量 = 土壤碳含量( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) $\times$ 土壤容重( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ) $\times$ 厚度(m)。

#### 1.4 数据处理

采用单因素方差分析法(one-way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)检测同一植物不同季节生物量、碳含量的差异。采用配对样本 *t* 检验检测同一植物同一季节不同部位生物量、碳含量的差异( $\alpha = 0.05$ )。数据分析前先对数据进行正态分布、方差齐性检验,对于不满足方差齐性的数据进行对数转换。考虑到样品可比性,本文主要使用 2011 年的数据,2010 年和 2012 年的数据用来进行比较和验证,所有数据统计分析均采用 SPSS 18.0 软件完成,取平均值 $\pm$ 标准误,采用 Excel 2007 作图。

## 2 结果与分析

### 2.1 植物地上生物量分配及季节动态

**2.1.1 地上生物量** 由图 2 可以看出,从春季开始,新生芦苇和互花米草的茎、叶各部分生物量逐渐增加,在夏季达到峰值,芦苇茎和叶分别为( $679.77 \pm 96.53$ )和( $329.21 \pm 38.57$ )  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ,互花米草分别为( $947.96 \pm 92.45$ )和( $725.75 \pm 58.04$ )  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。到冬季,新生芦苇、互花米草基本枯黄,成为枯立物。芦苇和互花米草的枯立物一年四季均存在。芦苇和互花米草枯立物生物量均在夏季最低,为( $106.07 \pm 20.43$ )和( $162.59 \pm 21.45$ )  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ,冬季最高,达到( $1231.20 \pm 207.54$ )和( $1903.28 \pm 148.82$ )  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。芦苇、互花米草地上部分总生物量的变化趋势均为:春季生长初期最低,随着时间推移逐渐增加,秋季达到最高。芦苇和互花米草的叶、茎生物量之比有明显的季节变化,春季最高,秋季最低。

**2.1.2 总生物量** 结合本研究地上部分生物量及文献<sup>[26-27]</sup>数据,得到芦苇和互花米草的地上、地下总生

物量(含枯立物)分别为 5807.18 ~ 7599.14  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$  和 5843.37 ~ 7609.96  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。二者总生物量均在秋季最高,春季最低,互花米草总生物量略高于芦苇。

### 2.2 芦苇、互花米草碳含量的季节变化

**2.2.1 植物不同部位的碳含量** 由图 3 可以看出,

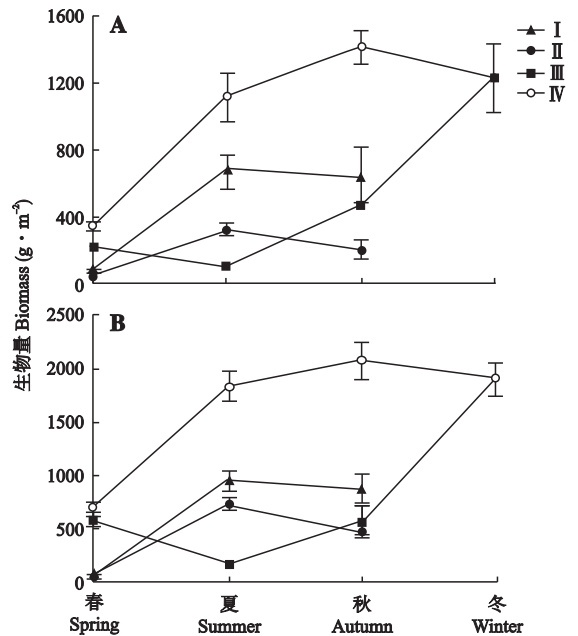


图 2 芦苇和互花米草地上生物量分配的季节变化  
Fig. 2 Seasonal dynamics of the aboveground biomass allocation of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora*.

A: 芦苇 *Phragmites australis*; B: 互花米草 *Spartina alterniflora*. I: 茎 Stem; II: 叶 Leaf; III: 枯立物 Standing litter; IV: 地上总和 Total aboveground. 下同 The same below.

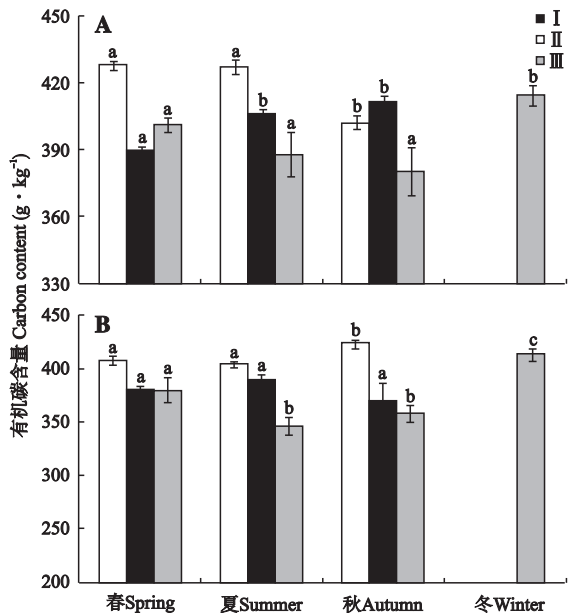


图 3 芦苇和互花米草碳含量的季节变化  
Fig. 3 Seasonal dynamics of carbon content in *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora*.

不同小写字母表示差异显著( $P < 0.05$ ) Different small letters indicated significant difference at 0.05 level.

表1 不同季节芦苇、互花米草碳储量

Table 1 Carbon storage of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in different seasons ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )

季节 Season	芦苇 <i>Phragmites australis</i>				互花米草 <i>Spartina alterniflora</i>			
	地上活体 Aboveground live	枯立物 Standing litter	地下根茎 Underground rhizome	总计 Total	地上活体 Aboveground live	枯立物 Standing litter	地下根茎 Underground rhizome	总计 Total
春 Spring	52.28±4.53a	87.36±8.43a	1747.05	1886.69	36.70±3.69a	223.03±23.44a	1497.46	1757.19
夏 Summer	415.93±55.84b	41.13±7.92a	1551.29	2008.35	663.05±56.25b	56.41±7.44b	1418.11	2137.57
秋 Autumn	388.36±34.46b	174.29±5.71a	1976.99	2539.64	637.68±73.74b	201.32±55.15a	1604.41	2443.41
冬 Winter		509.81±85.94b	1712.88	2222.69		780.34±61.02c	1469.85	2250.19
平均 Mean	285.52	203.15	1747.05	2164.34	445.81	315.28	1497.46	2147.09

同列不同字母表示差异显著 ( $P < 0.05$ ) Different letters in the same column indicated significant difference at 0.05 level.

芦苇叶的碳含量随季节变化而降低,春夏季碳含量无显著差异 ( $426.97 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),且均显著高于秋季碳含量 ( $402.07 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ );茎的碳含量随季节推移而增高,春季碳含量 ( $389.51 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 显著低于夏秋季,而夏秋两季的碳含量无显著差异 ( $408.65 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ );枯立物碳含量为冬季最高 ( $414.08 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),秋季最低;春季地下根茎碳含量 ( $321.47 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 显著低于地上部分的碳含量.互花米草叶的碳含量随季节变化而升高,春夏季碳含量无显著差异 ( $406.05 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),均显著低于秋季碳含量 ( $423.00 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ );其茎的碳含量各季节无显著差异 ( $380.51 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ );枯立物碳含量为冬季显著高于其他季节 ( $413.99 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ );春季地下根茎碳含量 ( $293.36 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 也显著低于地上部分的碳含量.

**2.2.2 植物不同部位的固碳能力** 春、夏芦苇叶的碳含量均显著高于茎,秋季叶的碳含量显著低于茎;而互花米草春、夏、秋叶的碳含量均显著高于茎.

在春季,芦苇和互花米草茎的碳含量无显著差异,到夏秋季,芦苇茎的碳含量显著高于互花米草;芦苇叶的碳含量在春、夏季均显著高于互花米草,秋季显著低于互花米草,可能由于秋季采样时互花米草还在继续生长,而芦苇已经开始枯黄.另外,互花米草地下根茎的碳含量也显著低于芦苇地下根茎的碳含量.

### 2.3 芦苇、互花米草碳储量的季节变化

根据植被各部位的生物量和碳含量,推算得出芦苇、互花米草植被(地上活生物量、枯立生物量和地下根茎生物量)碳储量的季节变化(表1).芦苇地上活体碳储量为春季(约  $52.28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 显著低于夏秋季,枯立物碳储量为冬季显著高于其他季节(约  $509.81 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ).芦苇总碳储量在秋季最高,达到  $2539.64 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ .互花米草地上活体部分碳储量为夏秋季显著高于春季,枯立物碳储量为夏季最低

( $56.41 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ),冬季最高( $780.34 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ).互花米草总碳储量在秋季最高,达到  $2443.41 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ .

### 2.4 芦苇和互花米草区土壤表层碳储量

经估算,芦苇和互花米草群落0~30 cm土壤的碳储量分别为( $1048.62 \pm 12.26$ )和( $583.33 \pm 66.64$ )  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ .芦苇群落表层土壤碳储量显著高于互花米草群落.

## 3 讨论

本文对比了九段沙两种生态位和形态特征高度相似的物种的碳汇能力,结果发现,二者各具优势.新生互花米草的地上部分生物量高于芦苇,其各季节的叶、茎生物量之比均大于芦苇.这是由于互花米草为  $C_4$  植物,能更有效地利用光能进行光合作用<sup>[29]</sup>,从而转化为较高的生物量.这与张林海等<sup>[14]</sup>和闫芳等<sup>[30]</sup>对崇明东滩湿地的研究结论一致.互花米草和芦苇的叶、茎生物量之比在春季最高,是由于春季植物生长初期叶的生物量所占比重较大,其作为主要光合作用器官,光合产物几乎全部转化为自身的形态建成.夏秋季,随着叶片的建成、光合速率的增加,光合产物逐渐向茎转移,茎的生物量迅速增加,叶、茎生物量之比逐渐下降<sup>[14]</sup>.芦苇地上活体部分的平均碳储量 ( $285.52 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 低于互花米草 ( $445.81 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ),枯立物单位面积碳储量 ( $203.15 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 也低于互花米草 ( $315.28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ).因此互花米草的碳捕获能力高于芦苇.

互花米草和芦苇枯立物的生物量均为夏季最低,冬季最高.这是由于在夏季以后,当年生互花米草、芦苇的部分新生植株逐渐变成枯立物,到了冬季,几乎所有新生植株均变成枯立物.从春季到夏季,枯立物逐渐被分解,生物量降低,而且互花米草的分解速率要高于芦苇.

除了芦苇枯立物生物量夏季最低,碳含量秋季最低以外,芦苇、互花米草地上活体部分生物量和碳

含量的季节变化趋势基本一致. 因此在估算植物碳储量时, 应根据不同季节进行估算. 本文中地下生物量的估算采用了文献数据中的年平均值<sup>[26-27]</sup>, 使得不同季节的总碳储量估算存在一定误差, 尤其是春季地上生物量增长迅速, 而地下生物量相对稳定, 故采用夏、秋、冬季地下生物量的平均值来代替春季的地下生物量. 此外, 不同发育年限、不同潮滩部位同种植被类型的地下生物量也有差异. 本研究中的样品采自九段沙的不同部位, 同一植被类型的地下生物量均按一个平均数据估算, 也会给估算结果带来一定偏差.

土壤有机碳储量的平衡由输入和输出两方面共同决定<sup>[31]</sup>. 在自然条件下, 植物的分解速率明显受到 C/N、纤维素和木质素含量的影响<sup>[32]</sup>. 根据唐玉姝<sup>[7]</sup>的研究, 芦苇的纤维素和木质素含量高于互花米草, 分解性低于互花米草; 而芦苇的含氮量较低, C/N 高于互花米草. 本研究中, 芦苇区 0~30 cm 土壤有机碳储量 ( $1048.62 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 约为互花米草区 ( $583.33 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 的 2 倍. 累积在芦苇区土壤中的有机碳储量比较高. 本研究中的土壤样品主要采自春季 (4 月), 没有对土壤有机碳的年变化进行相应研究, 这有一定局限性. 根据黄炜娟<sup>[33]</sup>的研究结果, 与生物量的季节变化相比, 土壤有机碳的变化幅度要小得多. 此外, 本研究只计算了 0~30 cm 土壤表层碳储量, 对 30 cm 以下土壤碳储量没有计算, 由此造成了土壤碳储量的低估.

唐玉姝<sup>[7]</sup>研究发现, 芦苇区的土壤呼吸/植被生物量低于互花米草区. 本研究中, 芦苇区植被及表层土壤有机碳储量 ( $3212.96 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 高于互花米草区 ( $2730.42 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ), 佐证了芦苇区的碳汇聚能力高于互花米草. 在长江口新生盐沼湿地, 芦苇较外来物种互花米草具有更强的碳汇功能, 保护芦苇更有利于单位面积总有机碳的积累.

**致谢** 野外采样和室内分析过程中得到华东师范大学唐莹莹、陈俊、任璘婧同学, 以及山西农业大学武小刚老师的大力协助, 在此一并感谢.

#### 参考文献

- [1] Brix H, Sorrell BK, Lorenzen B. Are phragmites-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany*, 2001, **69**: 313-324
- [2] Scholes RJ, Noble IR. Storing carbon on land. *Science*, 2001, **294**: 1012-1013
- [3] Maltby E, Immirzi P. Carbon dynamics in peatlands and other wetland soils: Regional and global perspectives. *Chemosphere*, 1993, **27**: 999-1023
- [4] He H (何浩), Pan Y-Z (潘耀忠), Zhu W-Q (朱文泉), et al. Measurement of terrestrial ecosystem service value in China. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2005, **16**(6): 1122-1127 (in Chinese)
- [5] Lü G-H (吕国红), Zhou L (周莉), Zhou X-L (周先丽), et al. Vertical distribution of soil organic carbon and total nitrogen in reed wetland. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2006, **17**(3): 384-389 (in Chinese)
- [6] Ma X-H (马学慧), Lü X-G (吕宪国), Yang Q (杨青), et al. Carbon cycle of a marsh in Sanjiang Plain. *Scientia Geographica Sinica* (地理科学), 1996, **16**(4): 323-330 (in Chinese)
- [7] Tang Y-S (唐玉姝). Spatial Variability of Carbon Accumulation Ability on Soil/Water System in Jiuduansha Wetland and Its Influence Factors. PhD Thesis. Shanghai: Tongji University, 2011 (in Chinese)
- [8] Chmura GL, Anisfeld SC, Cahoon DR, et al. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, **17**: 1-12
- [9] Neves JP, Ferreira LF, Simões MP, et al. Primary production and nutrient content in two salt marsh species, *Atriplex portulacoides* L. and *Limoniastrum monopetalum* L. in southern Portugal. *Estuaries and Coasts*, 2007, **30**: 459-468
- [10] Bouchard V, Lefeuvre JC. Primary production and macro-detritus dynamics in a European salt marsh: Carbon and nitrogen budgets. *Aquatic Botany*, 2000, **67**: 23-42
- [11] Craft C. Freshwater input structures soil properties, vertical accretion, and nutrient accumulation of Georgia and U. S. tidal marshes. *Limnology and Oceanography*, 2007, **52**: 1220-1230
- [12] Windham L. Comparison of biomass production and decomposition between *Phragmites australis* (common reed) and *Spartina patens* (salt hay grass) in brackish tidal marshes of New Jersey, USA. *Wetlands*, 2001, **21**: 179-188
- [13] Elsey-Quirk T, Seliskar DM, Sommerfield CK, et al. Salt marsh carbon pool distribution in a mid-atlantic lagoon, USA: Sea level rise implications. *Wetlands*, 2011, **31**: 87-99
- [14] Zhang L-H (张林海), Zeng C-S (曾从盛), Tong C (仝川). Study on biomass dynamics of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in the wetlands of Minjiang River Estuary. *Journal of Subtropical Resources and Environment* (亚热带资源与环境学报), 2008, **3**(2): 25-33 (in Chinese)
- [15] Mei X-Y (梅雪英), Zhang X-F (张修峰). Carbon storage and carbon fixation during the succession of natural vegetation in wetland ecosystem on east beach of Chongming Island. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2007, **18**(4): 933-936 (in Chinese)
- [16] Chen J-K (陈家宽). Shanghai Jiuduansha Wetland Na-

- ture Reserve Scientific Investigation. Beijing: Science Press, 2003 (in Chinese)
- [17] Wang D-H (王东辉), Zhang L-Q (张利权), Guan Y-J (管玉娟). Population expansion of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* at Jiuduansha, Shanghai based on cellular automata model. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2007, **18**(12): 2807–2813 (in Chinese)
- [18] Chen ZY, Li B, Zhong Y, *et al.* Local competitive effects of introduced *Spartina alterniflora* on *Scirpus mariqueter* at Dongtan of Chongming Island, the Yangtze River estuary and their potential ecological consequences. *Hydrobiologia*, 2004, **528**: 99–106
- [19] Yan Q (闫芊), Lu J-J (陆健健), He W-S (何文珊). Succession character of salt marsh vegetations in Chongming Dongtan wetland. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2007, **18**(5): 1097–1101 (in Chinese)
- [20] Ren L-J (任丽娟), Wang G-X (王国祥), Qiu L (仇乐), *et al.* Morphology and biomass distribution of *Spartina alterniflora* growing in different tidal flat habitats in Jiangsu. *Journal of Ecology and Rural Environment* (生态与农村环境学报), 2010, **26**(3): 220–226 (in Chinese)
- [21] Huang H-M (黄华梅), Zhang L-Q (张利权). Remote sensing analysis of range expansion of *Spartina alterniflora* at Jiudian Shoals in Shanghai, China. *Chinese Journal of Plant Ecology* (植物生态学报), 2007, **31**(1): 75–82 (in Chinese)
- [22] Gao Y-F (高云芳). The Analysis of Distribution Pattern of Plant Species in Salt Marsh Wetland on Yangtze River Estuary: Wetlands of Chongming Dongtan and Jiuduansha as the Case. Master Thesis. Shanghai: Shanghai Normal University, 2009 (in Chinese)
- [23] Chen J-Y (陈吉余), Li D-J (李道季), Jin W-H (金文华). Eco-engineering of Jiuduansha Island caused by Pudong International Airport construction. *Engineering Science* (中国工程科学), 2001, **3**(4): 1–8 (in Chinese)
- [24] Song G-Y (宋国元), Yuan J-F (袁峻峰), Zuo B-R (左本荣). The research of vegetation distribution and its environment factors in Jiuduansha. *Journal of Shanghai Normal University* (Natural Science) (上海师范大学学报·自然科学版), 2001, **30**(1): 69–73 (in Chinese)
- [25] Chen X-Z (陈秀芝), Zhu L-L (朱莉莉), Guo S-L (郭水良). Species diversity and population niche of plant community within typical tidal creek of Jiuduansha Nature Reserve in the Yangtze River Estuary. *Resources and Environment in the Yangtze Basin* (长江流域资源与环境), 2010, **19**(suppl. 2): 20–27 (in Chinese)
- [26] Liao C-Z (廖成章). The Effects of Invasive Alien Plants on Ecosystem Carbon and Nitrogen Cycles: A Case Study of *Spartina alterniflora* Invasion in the Yangtze Estuary and a Meta-analysis. PhD Thesis. Shanghai: Fudan University, 2007 (in Chinese)
- [27] Liao CZ, Luo YQ, Jiang LF, *et al.* Invasion of *Spartina alterniflora* enhanced ecosystem carbon and nitrogen stocks in the Yangtze estuary, China. *Ecosystems*, 2007, **10**: 1351–1361
- [28] Wissing L, Kölbl A, Vogelsang V, *et al.* Organic carbon accumulation in a 2000-year chronosequence of paddy soil evolution. *Catena*, 2011, **87**: 376–385
- [29] Mahaney WM, Smemo KA, Gross KL. Impacts of  $C_4$  grass introductions on soil carbon and nitrogen cycling in  $C_3$ -dominated successional systems. *Oecologia*, 2008, **157**: 295–305
- [30] Yan Q (闫芊), He W-S (何文珊), Lu J-J (陆健健). Temporal and spatial changes of plant biomass and its N content during vegetation succession at Chongming Dongtan wetland. *Chinese Journal of Ecology* (生态学杂志), 2006, **25**(9): 1019–1023 (in Chinese)
- [31] Singh JS, Gupta SR. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *The Botanical Review*, 1977, **43**: 449–528
- [32] Huang Y (黄耀), Shen Y (沈雨), Zhou M (周密), *et al.* Decomposition of plant residue as influenced by its lignin and nitrogen. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), 2003, **27**(2): 183–188 (in Chinese)
- [33] Huang W-J (黄炜娟). Study on Carbon Storage in Minjiang River Estuary. Master Thesis. Fujian: Fujian Agriculture and Forestry University, 2008 (in Chinese)

---

作者简介 刘钰,女,1988年生,硕士研究生.主要从事湿地生态学研究. E-mail: liu1988yu@163.com

责任编辑 李凤琴

---