

# 互花米草入侵对滨海湿地土壤碳库的贡献——基于稳定同位素的研究

王 丹 张 荣 熊 俊 郭海强\* 赵 斌

复旦大学生物多样性与生态工程教育部重点实验室; 上海崇明东滩湿地生态系统国家定位观测研究站, 上海 200438

**摘 要** 互花米草(*Spartina alterniflora*)因良好的促淤能力被引种至我国东海岸, 目前已成为我国滨海湿地分布最为广泛的入侵种。当前的研究大多关注其生产力增加对生态系统固碳能力的直接影响, 却忽视了对其间接作用的定量研究, 如促淤对土壤碳库的贡献。该研究以上海崇明东滩湿地为研究地, 选择具有不同入侵时长(4年、6年、10年)的互花米草斑块, 同时选择芦苇(*Phragmites australis*)斑块和光滩作为对照, 采集土壤、植物和水体样品。通过测定土壤总碳、总氮、有机碳以及植物和土壤有机质的碳、氮稳定同位素比值( $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ ), 分析土壤碳库的变化; 同时, 针对群落结构不同的互花米草斑块分别采用同位素二源混合模型和三源混合模型定量分析土壤有机碳的来源。结果表明: (1)互花米草斑块土壤有机碳含量和 $\delta^{13}\text{C}$ 值逐年增加。互花米草入侵能显著增加土壤有机碳库, 并随入侵时间的延长表现出累积效应。土壤碳氮比值随入侵时间的增加而降低, 并趋近于雷德菲尔比率, 表明植物入侵增加土壤碳、氮输入的同时, 海源的潮汐输入也是土壤碳库的重要来源。(2)互花米草对土壤碳库的贡献随入侵时长的增加而增加, 而潮汐输入对土壤碳库的贡献率则不断降低。在入侵时长为4年的斑块中, 潮汐输入的贡献率在90.0%以上; 在入侵10年的斑块中, 潮汐输入的贡献率仅为18.4%, 而互花米草植株的贡献率高达73.5%。这说明互花米草对土壤碳库的贡献在入侵早期以促淤为主, 入侵后期主要依靠自身碳输入。

**关键词** 贡献率, 混合模型, 互花米草, 土壤碳库, 稳定同位素

**引用格式:** 王丹, 张荣, 熊俊, 郭海强, 赵斌 (2015). 互花米草入侵对滨海湿地土壤碳库的贡献——基于稳定同位素的研究. 植物生态学报, 39, 941–949. doi: 10.17521/cjpe.2015.0091

## Contribution of invasive species *Spartina alterniflora* to soil organic carbon pool in coastal wetland: Stable isotope approach

WANG Dan, ZHANG Rong, XIONG Jun, GUO Hai-Qiang\*, and ZHAO Bin

Ministry of Education Key Laboratory for Biodiversity Science and Ecological Engineering, Fudan University; National Field Research Station of Shanghai Chongming Dongtan Wetland Ecosystem, Shanghai 200438, China

### Abstract

**Aims** *Spartina alterniflora* was introduced into China because of its strong sedimentation promotion ability, currently, it became one of the most invasive species along coastal areas. Most researches focused on its high productivity which directly increased soil carbon (C) input. However, little is known about its indirect contribution to soil carbon via increased sedimentation.

**Methods** *Spartina alterniflora* patches with different invasion history (4, 6, and 10 years) was selected in Chongming Dongtan wetland, and *Phragmites australis* and mudflat were chosen as control respectively. The plant, soil and water samples were collected for C and nitrogen (N) analysis. Based on the stable isotope ratio of C and N in plant and soil organic carbon, the contribution of soil organic carbon pool from *S. alterniflora* patches were estimated by using 2 and 3 sources mixing model, respectively.

**Important findings** (1) The soil organic C content and stable carbon isotope ratio of *S. alterniflora* patches increased with time. *Spartina alterniflora* invasion cumulatively enhanced soil organic carbon pool. The soil C:N ratio decreased with invasion history and became close to the redfield ratio, indicating the important role of sedimentation input. (2) The contribution of invasive *S. alterniflora* to soil organic carbon pool increased with time, but the sedimentation contribution dropped gradually. In patch with 4 years invasion history, the contribution ratio of sedimentation was more than 90.0%. While in patch invaded 10 years ago, the sedimentation contribution

reduced by 18.4%, and in comparison, *S. alterniflora* contributed up to 73.5% to soil organic carbon pool. These findings suggested that *S. alterniflora* contributed to soil organic carbon pool mainly by promoting sedimentation in early invasion period, while gradually relied on its own productivity with invasion time.

**Key words** contribution ratio, mixing model, *Spartina alterniflora*, soil carbon pool, stable isotope

**Citation:** Wang D, Zhang R, Xiong J, Guo HQ, Zhao B (2015). Contribution of invasive species *Spartina alterniflora* to soil organic carbon pool in coastal wetland: Stable isotope approach. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 39, 941–949. doi: 10.17521/cjpe.2015.0091

作为全球碳库的重要组成部分, 滨海湿地是对全球气候变化响应最为迅速和敏感的一个区域(IPCC, 2007)。滨海湿地位于陆地和海洋交接处, 水文环境复杂且变化较快, 群落结构相对简单, 导致入侵种容易找到适合的生态位。我国环保总局公布的首批外来入侵植物中有1/3为湿地植物。植物入侵可以改变生物地球化学库和生物组成, 进而影响生态系统结构和功能(Ehrenfeld, 2010)。一般来说, 植物入侵会对生态系统过程和地形地貌带来单方面或综合影响, 生态过程的改变会引起种群和群落结构改变, 从而导致营养级和土壤碳、氮库等的转变, 并进一步对地形地貌进行修饰, 其中任一过程的变化都可能对其他过程造成连锁影响(Fei *et al.*, 2014)。

自1979年引种以来, 互花米草(*Spartina alterniflora*)已成为中国东海岸分布最广的1个入侵种, 总面积达到34 178 hm<sup>2</sup>(左平等, 2009; 章莹, 2010)。研究表明, 植物入侵通过改变地上和地下的碳、氮库(尤其是生物量)影响物质循环(Ehrenfeld, 2003, 2010)。滨海湿地生态系统的有机碳主要有外源输入和内源输入两种途径。外源输入通过水源载体, 例如潮汐等横向通量带来的悬浮颗粒和溶解的有机碳(Hemminga *et al.*, 1996)。内源输入包括土壤有机质与凋落物分解、浮游生物代谢等(Harvey & Mannino, 2001)。滨海湿地受到河水径流和海洋潮汐的影响, 因此水流和泥沙中携带的大量悬浮有机物可以通过横向通量进入土壤碳库(Wolaver & Spurrier, 1988)。互花米草具有密集粗壮的茎秆和发达的地下根系(Liao *et al.*, 2007), 其缓流消浪的能力更促进了泥沙的沉降和淤积, 因而在互花米草入侵对生态系统碳收支影响的研究中, 潮汐活动导致的横向通量是其中的重要组成部分(Zhao *et al.*, 2009)。但是, 目前的研究却较少单独将促淤带来的贡献视为土壤碳库的来源。

稳定同位素技术越来越多地被应用到滨海湿地生物地球化学循环过程的研究中(陈苑等, 2013)。植

物光合作用是碳循环的重要环节, 不同光合途径因光合羧化酶和羧化时空上的差异对<sup>13</sup>C有不同的识别和排斥, 导致了不同光合途径的植物具有明显不同的碳稳定同位素比值( $\delta^{13}\text{C}$ ), 由此可将光合途径不同的植物分为C<sub>3</sub>植物、C<sub>4</sub>植物和CAM植物。已知互花米草是典型的C<sub>4</sub>植物, 而其入侵的生境中本地种芦苇(*Phragmites australis*)、海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)、碱蓬(*Suaeda glauca*)等均为C<sub>3</sub>植物, 因此, 我们可以利用稳定同位素自然丰度法来研究其入侵后果。目前有很多研究利用这种同位素值的差异, 分析互花米草入侵带来的影响(Cheng *et al.*, 2006, 2008; Zhang *et al.*, 2010), 但这些研究主要集中在与本地种C<sub>3</sub>植物进行对比, 评价短时间入侵对生境的影响; 以及使用二源混合模型和C:N值对土壤碳库来源进行分析。然而, 对于互花米草入侵对滨海湿地土壤碳库的直接贡献(巨大的生物量)及间接贡献(较强的促淤能力), 目前了解尚不充分, 也一直缺乏针对性的定量研究。

本研究以上海崇明东滩湿地为研究地, 以互花米草为研究对象, 结合遥感分析和稳定同位素技术, 探讨互花米草入侵对土壤碳库的直接贡献和间接贡献, 定量分析各碳源贡献比例, 从而揭示其影响机制。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

崇明东滩湿地位于上海市崇明岛最东端(121.83°–122.08° E, 31.42°–31.63° N), 其以每年100–150 m的速度向东海方向延伸(Zhao *et al.*, 2009)。该湿地为淡咸水交汇地区, 每日有两次高潮和两次低潮, 属于不规则半日潮, 多年平均潮差为2.43–3.08 m(徐宏发和赵云龙, 2005)。互花米草自2001年和2003年两次大规模引种以来, 逐渐侵占崇明东滩本地种芦苇和海三棱藨草的生境, 成为优势种之一。在采样区域内, 植被结构由陆向海依次为:

互花米草与芦苇混生斑块—互花米草斑块—光滩(图1)。

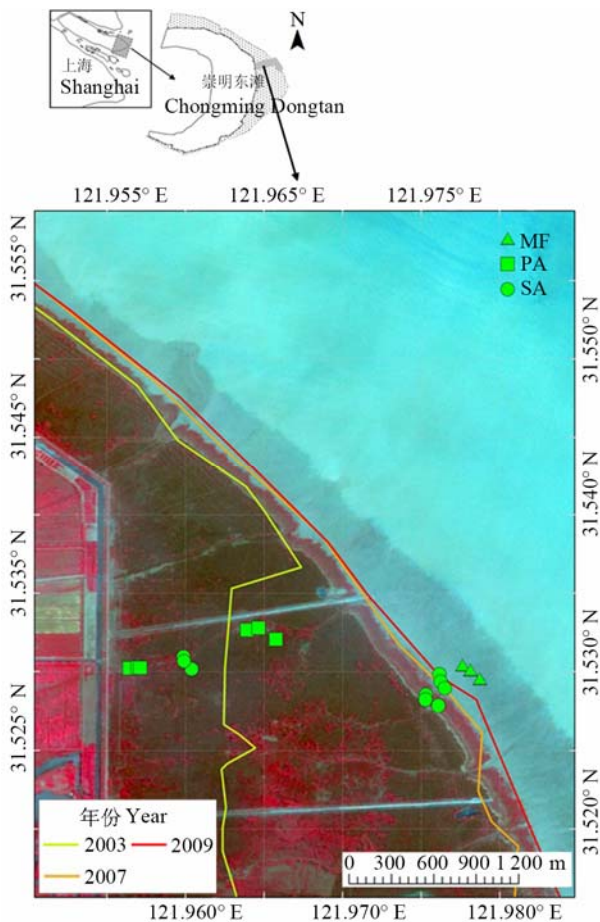


图1 研究区域和样点分布图。图中MF、PA、SA分别代表光滩、芦苇斑块和互花米草斑块采样点。

Fig. 1 Location of the study area and sampling sites. The MF, PA, SA represent mudflat, *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* sampling points, respectively.

## 1.2 采样方法

基于Landsat的TM/ETM影像解译结果, 我们于2012年10月在崇明东滩湿地开展了采样工作。我们选择了入侵时长不同(2003年、2007年和2009年入侵)的互花米草斑块, 分别表征具有10年、6年和4年入侵时长的互花米草斑块。同时, 我们选择了相邻的芦苇斑块和光滩作为对照, 其中2003年和2007年入侵的互花米草斑块周围有芦苇斑块。为了便于区分, 我们将以上斑块分别命名为SA-10 (入侵时长为10年的互花米草斑块)、SA-6 (入侵时长为6年的互花米草斑块)、SA-4 (入侵时长为4年的互花米草斑块)、PA-10 (对应具有10年入侵时长互花米草斑块的

芦苇斑块)、PA-6 (对应具有6年入侵时长互花米草斑块的芦苇斑块)及MF(光滩)。

我们在SA-4、SA-6、SA-10和MF区域分别随机选取3个独立采样斑块, 并且采用多样点混合法, 采集0–50 cm深度的土壤样品。考虑到植物根系分布特征, 每个采样斑块的土壤分为0–10 cm、10–20 cm、20–30 cm和30–50 cm 4种不同深度; 同时, 采集SA-4、SA-6和SA-10采样斑块内植物的叶片、细根和新鲜凋落物。水样在大潮平潮期间采取, 经真空抽滤通过事先经过高温处理的GF/F膜, 提取颗粒有机质(POC)。

## 1.3 样品处理与测定

植物样品经去离子水清洗后, 于55 °C烘干至恒定质量, 使用行星球磨机(QW-3SP04, 争先, 南京)分别研磨, 研磨后的样品过100目筛, 过筛后的样品待测。土壤样品经过15天通风阴干并剔除样品中植物残留物, 用玛瑙研钵进行研磨, 过100目筛。过筛后的土壤样品分为两部分: 一部分土壤酸化处理, 这是为了防止在测定土壤有机碳和同位素值时, 无机碳燃烧产生的CO<sub>2</sub>对测定结果产生影响; 另一部分未酸化的土壤样品用于测定总碳和总氮。土壤酸化的具体方法为HCl溶液(1 mol·L<sup>-1</sup>)浸泡已剔除植物残留物的土壤样品连续12 h以上, 待样品中无机物反应完全, 用超纯水稀释, 直至上清液pH值为中性, 再以55 °C烘干。水洗后剩余部分土壤中的碳被认为是土壤有机碳(Cheng *et al.*, 2006), 待测。

土壤样品中总碳、总氮和有机碳含量由元素分析仪(FlashEA1112, Thermo, Waltham, USA)测定获得; 植物和土壤样品δ<sup>13</sup>C、氮稳定同位素比值(δ<sup>15</sup>N)由同位素质谱-元素联用仪(IRMS-EA, IsoPrime 100, vario MICRO cube, Elementar, Hanau, Germany)测定。

## 1.4 数据分析

本研究中, 互花米草为典型的C<sub>4</sub>植物, 芦苇为C<sub>3</sub>植物(表1)。测定采集的植物和土壤样品的稳定同位素值后, 由仪器配套的软件直接输出, δ<sup>13</sup>C、δ<sup>15</sup>N的计算公式为:

$$\delta^{13}\text{C} (\delta^{15}\text{N}) = \left( \frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{caffeine}}} - 1 \right) \times 1000\text{‰} \quad (1)$$

式中,  $R$ 是碳、氮的重同位素比率,  $R = \frac{{}^{13}\text{C}({}^{15}\text{N})}{{}^{12}\text{C}({}^{14}\text{N})}$ , 咖

啡因(caffeine)为标准物质。根据遥感解析结果和实地考察,我们分别采用二源混合模型和三源混合模型计算SA-4、SA-6和SA-10区域土壤有机碳库各来源的贡献率。

$$f_1 + f_2 = 1$$

$$\delta^{13}C_1 f_1 + \delta^{13}C_2 f_2 = \delta^{13}C_T \quad (2)$$

$$f_1 + f_2 + f_3 = 1$$

$$\delta^{13}C_1 f_1 + \delta^{13}C_2 f_2 + \delta^{13}C_3 f_3 = \delta^{13}C_T$$

$$\delta^{15}N_1 f_1 + \delta^{15}N_2 f_2 + \delta^{15}N_3 f_3 = \delta^{15}N_T \quad (3)$$

公式(2)、(3)分别为二源混合模型和三源混合模型,其中贡献率 $f_x$  ( $x = 1, 2, 3$ )代表不同贡献源所占比例, $\delta^{13}C_x$  ( $x = 1, 2, 3$ )、 $\delta^{15}N_x$  ( $x = 1, 2, 3$ )为各碳源的同位素值, $\delta^{13}C_T$ 、 $\delta^{15}N_T$  (T为总量)则是产物或混合物的同位素值。

研究数据采用统计软件R进行描述性分析和方差分析等。表1以及图2到图7中的数据格式除特别说

明外都是平均值和标准误差(SE)。

## 2 结果

### 2.1 互花米草斑块土壤碳库变化

互花米草斑块中土壤总碳和有机碳含量随入侵时间延长而增加,并且远高于光滩土壤总碳( $p < 0.01$ ),其中SA-10显著大于SA-4 ( $p < 0.01$ )和SA-6 ( $p < 0.05$ )斑块的土壤总碳和有机碳含量。随着时间增加,土壤有机碳含量占总碳的比例也逐渐增加(图2)。互花米草斑块土壤碳氮比值,随入侵时间的增加而减小,且远小于光滩土壤碳氮比值( $p < 0.01$ ) (图3)。各互花米草斑块土壤剖面不同深度土壤碳氮比值变化程度具有显著差异( $p < 0.01$ )。

### 2.2 互花米草斑块同位素分布特征

互花米草植株的 $\delta^{13}C$ 值为 $-13.51\text{‰}$ – $-15.80\text{‰}$ ,  $\delta^{15}N$ 值为 $0.32\text{‰}$ – $6.83\text{‰}$ 。芦苇 $\delta^{13}C$ 值为 $-24.62\text{‰}$ – $-27.17\text{‰}$ ,  $\delta^{15}N$ 值为 $3.27\text{‰}$ – $7.06\text{‰}$ 。互花米草植株的 $\delta^{13}C$ 值显著大于芦苇植株( $p < 0.01$ ),  $\delta^{15}N$ 值的差异

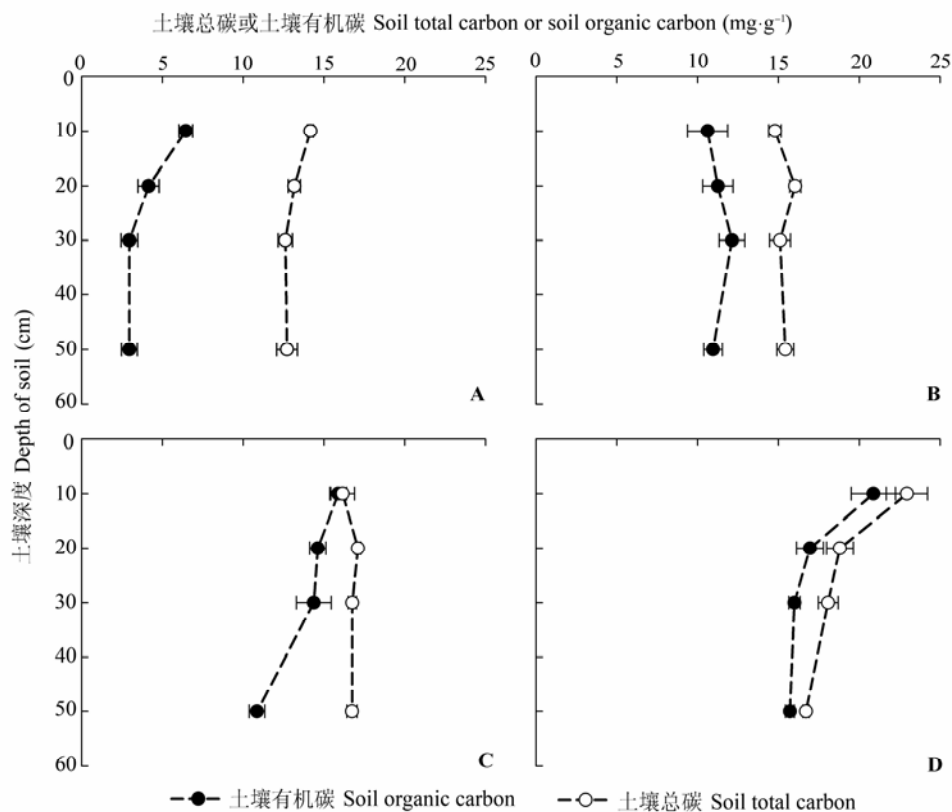


图2 互花米草斑块土壤总碳( $16 \pm 0.6$ )和有机碳( $12 \pm 1.3$ )( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$  dry soil)的变化(平均值 $\pm$ 标准误差)。图中A、B、C、D分别为对照光滩、入侵时长为4年、6年和10年的互花米草斑块。

**Fig. 2** Changes in soil total carbon ( $16 \pm 0.6$ ) and organic carbon ( $12 \pm 1.3$ ) ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$  dry soil) in *Spartina alterniflora* patches (mean  $\pm$  SE). The A, B, C and D represent the mudflat, *Spartina alterniflora* patches of about 4 years, 6 years and 10 years of invasion time, respectively.

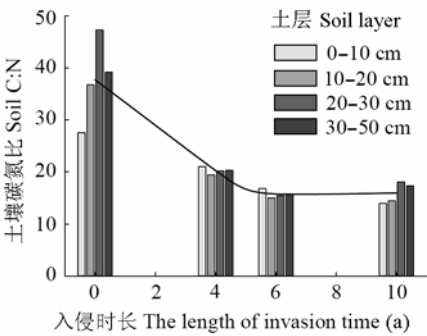


图3 互花米草斑块土壤碳氮比。  
Fig. 3 The soil C:N ratio in *Spartina alterniflora* patches.

也极为显著( $p < 0.01$ )(表1)。

总体而言, SA-10区域土壤 $\delta^{13}\text{C}$ 值显著高于其他区域, 且各区域间差异显著( $p < 0.05$ ),  $\text{SA-10} > \text{SA-6} > \text{SA-4}$ 。互花米草斑块各深度土壤 $\delta^{13}\text{C}$ 值均表现出随入侵时间的延长逐渐变大, 且趋近互花米草植株 $\delta^{13}\text{C}$ 值( $-14.22\text{‰} \pm 0.32\text{‰}$ )的特征(图4A)。

具有不同入侵时长的互花米草斑块的土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 值存在显著差异( $p < 0.05$ ), 且都显著高于光滩土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 值( $p < 0.01$ )。互花米草斑块土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 值大小均在植株 $\delta^{15}\text{N}$ 值( $4.70\text{‰} \pm 0.05\text{‰}$ )和潮汐悬浮颗粒物(POC)  $\delta^{15}\text{N}$ 值( $-3.54\text{‰} \pm 1.09\text{‰}$ )之间, 并随入侵时间的延长趋近于互花米草植株的 $\delta^{15}\text{N}$ 值(图4B)。

表1 互花米草和芦苇植株碳、氮稳定同位素比值( $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ )  
Table 1 The  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  values of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* plants

植株 Plant	区域 Area	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
互花米草	SA-4	-14.66	5.29
<i>Spartina alterniflora</i> (C <sub>4</sub> )	SA-6	-14.42	3.06
	SA-10	-13.59	2.18
芦苇	PA-6	-26.04	4.65
<i>Phragmites australis</i> (C <sub>3</sub> )	PA-10	-26.24	4.74

SA-4、SA-6、SA-10分别代表入侵4年、6年和10年的互花米草斑块, PA-6、PA-10代表对照的芦苇斑块。  
The SA-4, SA-6 and SA-10 represent the *S. alterniflora* patches of about 4 years, 6 years and 10 years of invasion time, respectively. The PA-6, PA-10 represent the comparing *P. australis* patches.  $\delta^{13}\text{C}$ , stable carbon isotope ratio;  $\delta^{15}\text{N}$ , stable nitrogen isotope ratio.

2.3 互花米草斑块土壤有机碳来源

随着互花米草入侵时间的增加, 其对土壤有机碳的贡献比例不断变大( $6.2\% \sim 78.0\%$ )(图5), 而潮汐贡献的比例逐年递减(图5)。潮汐贡献最大比例为93.8%, 出现在SA-4区域, 而最小值为15.8%, 出现在SA-10区域。芦苇对土壤碳的贡献则随互花米草入侵时间的延长而减小( $p < 0.01$ )(图5)。三个碳源——互花米草(SA)、芦苇(PA)、潮汐输入(POC)对土壤碳库的贡献比例在年际尺度上存在差异: 在SA-6区域,  $\text{PA} > \text{POC} > \text{SA}$ ; 在SA-10区域,  $\text{SA} > \text{POC} > \text{PA}$ 。

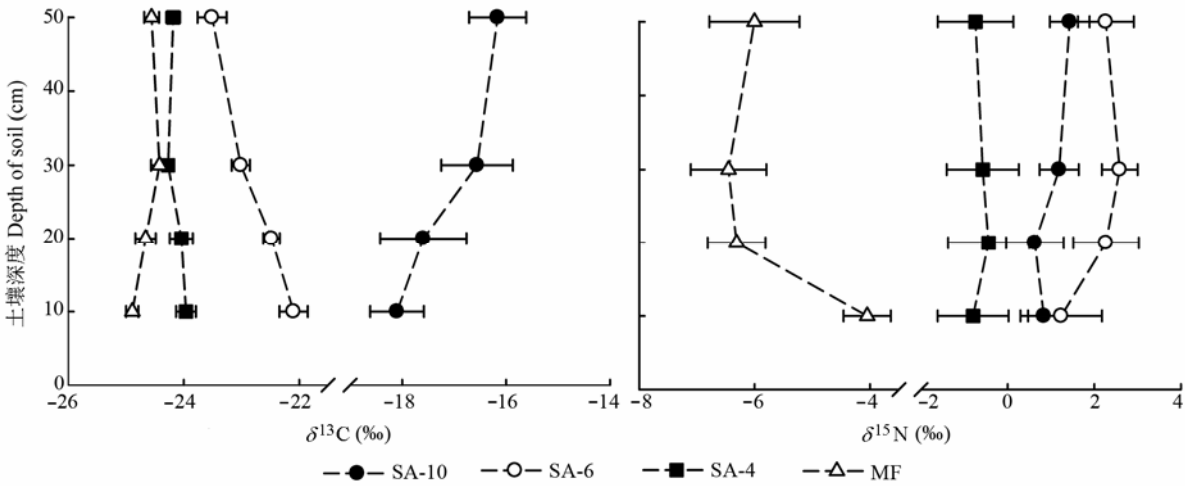


图4 互花米草斑块和光滩土壤碳、氮稳定同位素比值( $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ )垂直变化(平均值 $\pm$ 标准误差)。MF、SA-4、SA-6和SA-10分别表示光滩、互花米草入侵4年、6年和10年的土壤。  
Fig. 4 Vertical changes in the values of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  of different *Spartina alterniflora* patches and mudflat soil (mean  $\pm$  SE). The MF, SA-4, SA-6 and SA-10 represent the mudflat, *S. alterniflora* patches of about 4 years, 6 years and 10 years of invasion time, respectively.  $\delta^{13}\text{C}$ , stable carbon isotope ratio;  $\delta^{15}\text{N}$ , stable nitrogen isotope ratio.

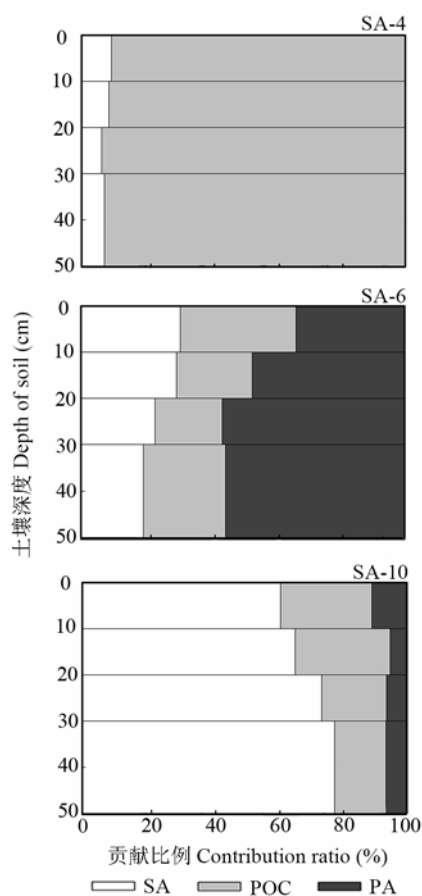


图5 互花米草斑块中土壤碳库各贡献源比例。其中SA、POC、PA分别代互花米草植株、悬浮颗粒有机碳和芦苇植株对土壤碳库的贡献比例。

Fig. 5 Proportions of soil carbon pools in *Spartina alterniflora* patches. The SA, POC and PA represent the proportion of *S. alterniflora* plant, particulate organic carbon and *Phragmites australis* plant, respectively.

### 3 讨论

#### 3.1 互花米草入侵对土壤碳库的影响

互花米草对土壤总碳、有机碳量和土壤 $\delta^{13}\text{C}$ 值有较大的影响。Zhang等(2010)和王刚等(2013)在江苏盐城湿地也有类似的发现,即互花米草入侵增加了土壤总碳、有机碳及 $\delta^{13}\text{C}$ 值。已有研究表明,互花米草对土壤碳库的影响主要是通过凋落物和根系分泌物输入实现,由于输入物具有较低的活性有机碳含量(Yang *et al.*, 2013),其周转较慢,因此互花米草能够明显增加土壤有机碳和总氮(Cheng *et al.*, 2006, 2008; Liao *et al.*, 2007),并在时间尺度上表现出累积效应(Zhang *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2013)。在王刚等(2013)的研究中,入侵1年、3年、5年、12年的互花米草群落表层土壤(0–20 cm)有机碳的含量

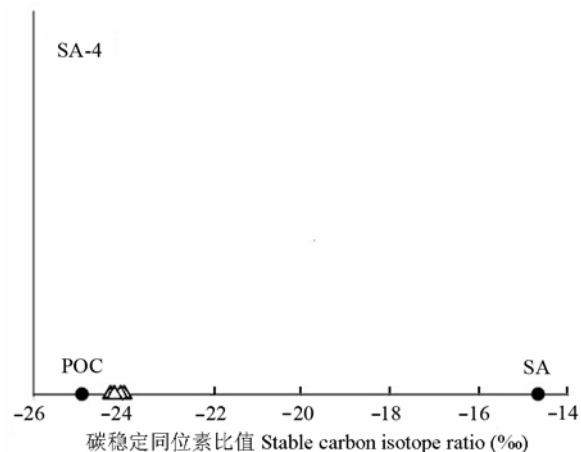


图6 土壤碳库的两个来源及具有一个元素的混合模型示意图。图中三角形为SA-4的样点土壤,POC和SA分别代表潮汐悬浮沉积物和互花米草两个来源。

Fig. 6 Mixing diagram for a mixing model utilizing one isotope value and two sources for the soil organic carbon pool, the triangles represent the soils of SA-4 sampling points, the POC and SA represent sediment and *Spartina alterniflora* plant sources, respectively.

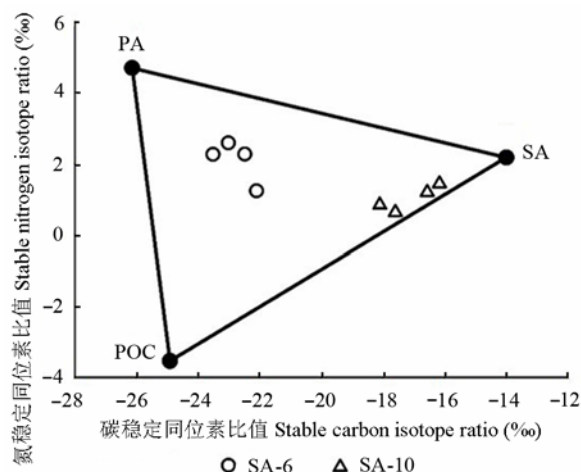


图7 土壤有机碳库的3个来源及具有两个元素的混合模型示意图。图中圆形和小三角形分别代表SA-6和SA-10采样点土壤,PA、SA和POC分别代表芦苇、互花米草和潮汐沉积物来源。

Fig. 7 Mixing diagram for a mixing model utilizing two isotope values and two sources for the soil organic carbon pool, the circles and small squares represent the soil of SA-6, SA-10 sampling points. The PA, SA and POC represent *Phragmites australis* plant, *Spartina alterniflora* plant, and sediment, respectively.

为 $0.82\text{--}7.60\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,小于我们的研究中表层土壤(0–20 cm)的有机碳含量( $9.8\text{--}19.1\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ )。这两方面的原因:一方面可能是因为我们的研究地位于长江入海口,长江携带的大量有机质通过潮汐沉积在崇明东滩湿地;另一方面,崇明东滩湿地的互花米

草的地上生物量明显高于江苏盐城湿地(布乃顺, 2012; 冯振兴等, 2015)。

我们的研究发现, 互花米草斑块土壤表层有机碳含量显著大于深层( $p < 0.05$ ), 表层土壤碳氮比值减小幅度也显著大于深层, 同时土壤碳氮比值远小于光滩和芦苇斑块, 且随入侵时间的延长, 其不断减小并趋近雷德菲尔得比(Redfield ratio)。雷德菲尔得比一般用来表示海洋浮游植物体内碳和氮元素的组成含量关系, 即C:N值约为6.7, 沉积物中的C:N越是接近雷德菲尔得比, 则有机物来源越是接近海源(高建华等, 2007)。因此, 我们可以得出, 互花米草入侵为土壤碳库带来大量的碳、氮输入(Liao *et al.*, 2008)的同时, 其促淤能力带来的间接海源输入, 也在很大程度上影响了土壤碳库的构成, 尤其是表层土壤(0–20 cm)的性质。

我们的研究表明, 入侵前期(入侵4年), 互花米草斑块土壤碳库的主要贡献源为潮汐, 随入侵时间的延长(入侵6年以后), 土壤碳库增加则主要依靠植物自身的碳输入(图5)。潮汐在盐沼中涨落的距离除了受到滩面糙度和高程变化率的影响, 还受到水体和植物茎叶之间的摩擦影响(史本伟等, 2010)。SA-4区域互花米草斑块毗邻光滩, 潮汐能耗少, 生物量包括凋落物和倒伏的植株等流失较多, 潮汐表现出显著的贡献优势(贡献率高达90%以上)(图5)。SA-6和SA-10区域土壤中海源碳输入维持在15.8%–35.7%, 互花米草的贡献率达到19.3%–78.0%, 互花米草成为土壤碳库的主要贡献源。在滨海湿地, 由于潮汐频繁的周期性影响, 为土壤碳库带来了不可忽视的海源输入(图4, 图5), 并在互花米草入侵早期表现出绝对的优势, 但随着滩面糙度、高程等微环境的变化, 潮汐可能较少到达高程较高的互花米草斑块(入侵早期的互花米草斑块), 从而导致互花米草本身巨大的生物量成为土壤碳库贡献的主要来源。

### 3.2 同位素混合模型的选择

土壤碳库贡献率分析主要考虑两方面的因素: 第一, 研究区域的碳源数量; 第二, 各碳源与产物的稳定同位素值是否满足模型要求。本研究中, SA-4区域互花米草向外扩张的基底为光滩, 主要由来源于近海的沉积物悬浮再淤积而成。该区域的碳源为植物和潮汐(悬浮沉积物), 且不同深度土壤碳

同位素值在两个碳源的 $\delta^{13}\text{C}$ 值之间(具体见图6), 因此二源混合模型能够较好地模拟该区域情况(Cheng *et al.*, 2008)。SA-6和SA-10的相邻区域内存在芦苇斑块, 因此这两个区域的碳源主要为互花米草、芦苇及潮汐(悬浮沉积物)。各深度土壤碳、氮同位素值均在3个碳源之间(具体见图7)。因此, 三源混合模型能很好地定量模拟各来源的贡献情况。这与Phillips (2012)对动物食物来源的研究中采用的方法相同。

同位素混合模型的选择可能在一定程度上影响贡献率计算的准确性。土壤有机质来源的研究多采用质量平衡方程(刘敏等, 2004)或同位素二源混合模型(Cheng *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2010; 王刚等, 2013)。在江苏盐城新洋港的研究采用C/N的二源混合模型对海源有机质输入进行区分, 结果表明, 在入侵3–5年的互花米草斑块土壤(0–20 cm)中, 来源于互花米草的有机碳占12.28–19.97% (王刚等, 2013)。本研究采用三源混合模型, 计算得出互花米草入侵4年的斑块表层土壤(0–20 cm)中互花米草对土壤有机碳的贡献率为8.5%–9.3%, 低于盐城新洋港的研究结果。这主要取决于在应用二源混合模型时元素的选择, 他人研究中使用C:N值进行计算, C:N值虽然可以表征有机物质的陆源与海源, 但易受到微生物活动和植物吸收等多种作用的影响, 由于滨海湿地具有较大的空间异质性, 因此C:N值不能很好地定量反映土壤有机碳的来源, 更适合用于定性分析(Cifuentes *et al.*, 1996; Kirkby *et al.*, 2011)。

另一方面, 当存在多个来源时, 同位素混合模型的选择同样会影响计算结果的准确性。二源混合模型只考虑新的来源(互花米草), 将其他来源视为本底不予区分考虑, 三源混合模型则引入3种碳源的同位素值, 进行区分计算。本研究采用三源混合模型对滨海湿地土壤碳库进行定量区分, 然而在土壤碳库有机质来源的分析中, 前人大多应用二源混合模型(Cheng *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2010; 王刚等, 2013)。这可能忽视或低估了滨海湿地潮汐作用带来的碳输入, 并且在一定程度上高估了互花米草对土壤碳库的贡献。我们认为, 对土壤有机质进行定量溯源分析时, 应根据植被组成和研究地的碳源特征, 选择不同的稳定同位素和混合模型, 才能相对准确地进行分析。

## 4 结论

(1)在崇明东滩湿地,互花米草斑块的土壤中总碳和有机碳含量随入侵时长增加而递增,碳氮比值却递减,并不断接近雷德菲尔德比。这说明互花米草入侵不仅为土壤碳库带来更多碳、氮输入,同时相比本地种芦苇,其为土壤带来更多的海源输入。因此,互花米草巨大的生物量和强劲的促淤能力对土壤碳汇能力起到了积极作用。

(2)随入侵时间的延长,互花米草对土壤碳库的贡献逐渐增加,增幅在30%–58%。潮汐对土壤碳库的贡献比例则逐年减小,在入侵6年和10年的斑块中,潮汐贡献率保持在15.8%–35.7%。表明在互花米草入侵早期(入侵4年),土壤碳库的增加主要来自潮汐悬浮沉积物的输入,而随着入侵时间的延长(入侵6年以后),土壤有机碳库的主要来源为植物自身的碳输入,此时互花米草巨大的生物量起主导作用。

(3)前人研究多采用C:N值和二源混合模型对土壤有机来源进行定量分析,而这会因为研究地较大的空间异质性和潮汐的强烈影响,导致计算结果不准确。同时,大部分研究忽视了潮汐对土壤碳库的贡献,并高估了互花米草自身的输入量。我们认为,相关研究应根据互花米草扩散历史和研究地的碳源数量对贡献率的计算方法进行选择,以便更准确地分析互花米草入侵对土壤碳库的影响。

**基金项目** 国家自然科学基金(31100409)和上海市自然科学基金(11ZR1430700)。

**致谢** 感谢复旦大学生物多样性与生态工程教育部重点实验室的同学们在实验开展中给予的帮助。感谢上海市环境科学研究院的王卿、吴建强、谭娟在遥感图像解析和同位素测定上给予的指导和帮助。

## 参考文献

- Bu NS (2012). *Soil CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> Emissions and Carbon Dynamic in Wetland of Yangtze Estuary*. Doctor dissertation, Fudan University, Shanghai. 25. (in Chinese with English abstract). [布乃顺 (2012). 长江河口湿地土壤CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>排放及碳动态研究. 博士学位论文, 复旦大学, 上海. 25.]
- Chen Y, Xi M, Li Y, Kong FL, Kong FT (2013). Applications of stable carbon isotope to the studies of carbon biogeochemical cycle in coastal wetland: A review. *Chinese Journal of Ecology*, 32, 1613–1619. (in Chinese with English abstract) [陈苑, 郗敏, 李悦, 孔范龙, 孔凡亭 (2013). 稳定碳同位素在滨海湿地碳生物地球化学循环

中的应用. 生态学杂志, 32, 1613–1619.]

- Cheng XL, Chen JQ, Luo YQ, Henderson R, An SQ, Zhang QF, Chen JK, Li B (2008). Assessing the effects of short-term *Spartina alterniflora* invasion on labile and recalcitrant C and N pools by means of soil fractionation and stable C and N isotopes. *Geoderma*, 145(3–4), 177–184.
- Cheng XL, Luo YQ, Chen JQ, Lin GH, Chen JK, Li B (2006). Short-term C<sub>4</sub> plant *Spartina alterniflora* invasions change the soil carbon in C<sub>3</sub> plant-dominated tidal wetlands on a growing estuarine Island. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 3380–3386.
- Cifuentes LA, Coffin RB, Solorzano L, Cardenas W, Espinoza J, Twilley RR (1996). Isotopic and elemental variations of carbon and nitrogen in a mangrove estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43, 781–800.
- Ehrenfeld JG (2003). Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 6, 503–523.
- Ehrenfeld JG (2010). Ecosystem consequences of biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41, 59–80.
- Fei SL, Phillips J, Shouse M (2014). Biogeomorphic impacts of invasive species. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45, 69–87.
- Feng ZX, Gao JH, Chen L, Wang YP, Gao JH, Bai FL (2015). The response of organic carbon content to biomass dynamics in *Spartina alterniflora* marsh. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 2038–2047. (in Chinese with English abstract) [冯振兴, 高建华, 陈莲, 汪亚平, 高建慧, 白凤龙 (2015). 互花米草生物量变化对盐沼沉积物有机碳的影响. 生态学报, 35, 2038–2047.]
- Gao JH, Wang YP, Pan SM, Zhang R, Li J, Bai FL (2007). Source and distribution of organic matter in seabed sediments of the Changjiang river estuary and its adjacent sea area. *Acta Geographica Sinica*, 62, 981–991. (in Chinese with English abstract) [高建华, 汪亚平, 潘少明, 张瑞, 李军, 白凤龙 (2007). 长江口外海域沉积物中有机物的来源及分布. 地理学报, 62, 981–991.]
- Harvey HR, Mannino A (2001). The chemical composition and cycling of particulate and macromolecular dissolved organic matter in temperate estuaries as revealed by molecular organic tracers. *Organic Geochemistry*, 32, 527–542.
- Hemminga MA, Cattrijsse A, Wielemaker A (1996). Bedload and nearbed detritus transport in a tidal saltmarsh creek. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42, 55–62.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Kirkby CA, Kirkegaard JA, Richardson AE, Wade LJ, Blanchard C, Batten G (2011). Stable soil organic matter: A comparison of C:N: P:S ratios in Australian and other world soils. *Geoderma*, 163, 197–208.
- Liao CZ, Luo YQ, Jiang LF, Zhou XH, Wu XW, Fang CM,

- Chen JK, Li B (2007). Invasion of *Spartina alterniflora* enhanced ecosystem carbon and nitrogen stocks in the Yangtze Estuary, China. *Ecosystems*, 10, 1351–1361.
- Liao CZ, Peng RH, Luo YQ, Zhou XH, Wu XW, Fang CM, Chen JK, Li B (2008). Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: A meta-analysis. *New Phytologist*, 177, 706–714.
- Liu M, Hou LJ, Xu SY, Ou DN, Jiang HY, Yu J, Wayne SG (2004). Carbon and nitrogen stable isotopes as tracers to source organic matter in the Yangtze estuary. *Acta Geographica Sinica*, 59, 918–926. (in Chinese with English abstract) [刘敏, 侯立军, 许世远, 欧冬妮, 蒋海燕, 余婕, Wayne SG (2004). 长江口潮滩有机质来源的C、N稳定同位素示踪. 地理学报, 59, 918–926.]
- Phillips DL (2012). Converting isotope values to diet composition: The use of mixing models. *Journal of Mammalogy*, 93, 342–352.
- Shi BW, Yang SL, Luo XX, Xu XJ (2010). A wave attenuation over the transitional zone of mudflat and salt marsh: A case study in the eastern Chongming on the Changjiang delta. *Acta Oceanologica Sinica*, 32(2), 174–178. (in Chinese with English abstract) [史本伟, 杨世伦, 罗向欣, 徐晓君 (2010). 淤泥质光滩-盐沼过渡带波浪衰减的观测研究: 以长江口崇明东滩为例. 海洋学报, 32(2), 174–178.]
- Wang G, Yang WB, Wang GX, Liu JE, Hang JQ (2013). The effects of *Spartina alterniflora* seaward invasion on soil organic carbon fractions, sources and distribution. *Acta Ecological Sinica*, 33, 2474–2483. (in Chinese with English abstract) [王刚, 杨文斌, 王国祥, 刘金娥, 杭子清 (2013). 互花米草海向入侵对土壤有机碳组分、来源和分布的影响. 生态学报, 33, 2474–2483.]
- Wolaver TG, Spurrier JD (1988). Carbon transport between a euhaline vegetated marsh in South Carolina and the adjacent tidal creek: Contributions via tidal inundation, runoff and seepage. *Marine Ecology-Progress Series*, 42, 53–62.
- Xu HF, Zhao YL (2005). *Scientific Survey on Chongming Dongtan Migratory Birds Nature Reserve of Shanghai*. China Forestry Publishing House, Beijing. 19–23. (in Chinese with English abstract) [徐宏发, 赵云龙 (2005). 上海市崇明东滩鸟类自然保护区科学考察集. 中国林业出版社, 北京. 19–23.]
- Yang W, Zhao H, Chen XL, Yin SL, Cheng XL, An SQ (2013). Consequences of short-term C<sub>4</sub> plant *Spartina alterniflora* invasions for soil organic carbon dynamics in a coastal wetland of Eastern China. *Ecological Engineering*, 61, 50–57.
- Zhang Y (2010). *The Spatial Distribution and Bioenergy Estimation of an Invasive Plant Spartina alterniflora in China*. Master degree dissertation, Zhejiang University, Hangzhou. 65. (in Chinese with English abstract). [章莹 (2010). 中国沿海滩涂入侵物种互花米草(*Spartina alterniflora*)的空间分布及生物质能估测研究. 硕士学位论文, 浙江大学, 杭州. 65.]
- Zhang YH, Ding WX, Luo JF, Donnison A (2010). Changes in soil organic carbon dynamics in an Eastern Chinese coastal wetland following invasion by a C<sub>4</sub> plant *Spartina alterniflora*. *Soil Biology & Biochemistry*, 42, 1712–1720.
- Zhao B, Yan YE, Guo HQ, He MM, Gu YJ, Li B (2009). Monitoring rapid vegetation succession in estuarine wetland using time series MODIS-based indicators: An application in the Yangtze River Delta area. *Ecological Indicators*, 9, 346–356.
- Zuo P, Liu CA, Zhao SH, Wang CH, Liang YB (2009). Distribution of *Spartina* plantations along the China's coast. *Acta Oceanologica Sinica*, 31(5), 101–111. (in Chinese with English abstract) [左平, 刘长安, 赵书河, 王春红, 梁玉波 (2009). 米草属植物在中国海岸带的分布现状. 海洋学报, 31(5), 101–111.]

责任编辑: 程晓莉 责任编辑: 王 威