

互花米草入侵对漳江口红树林湿地土壤有机碳官能团特征的影响

孙慧敏¹ 姜 姜^{1*} 崔莉娜¹ 张水锋² 张金池¹

¹南方现代林业协同创新中心, 南京林业大学江苏省水土保持与生态修复重点实验室, 南京 210037; ²南京森林警察学院, 南京 210023

摘 要 红树林对全球气候变化敏感, 近年来不少区域又受互花米草(*Spartina alterniflora*)入侵的影响, 土壤碳库组成发生显著变化, 然而鲜有从有机碳官能团特征角度出发的关于两群落的研究。为了解在红树林群落与互花米草群落下土壤碳库及其有机碳官能团的特征差异, 在福建省云霄县漳江口红树林自然保护区湿地内由内陆到海岸方向选取3条样带, 每条样带依次选取3个样地: 红树林群落(MC)、秋茄(*Kandelia obovata*)-互花米草过渡带(TC)和互花米草群落(SC), 每个样地选取3个呈品字形分布的采样点, 分5层采集0–100 cm土壤样品, 分析土壤中的总有机碳(TOC)、颗粒有机碳(POC)以及可溶性有机碳(DOC)特征, 并利用核磁共振波谱法测定表层0–15 cm与深层75–100 cm土壤总有机碳官能团特征, 以空间换时间法研究入侵前后土壤碳库变化特征。结果表明: (1)从MC群落到SC群落, 土壤有机碳库显著减小, 各样地总有机碳与颗粒有机碳含量表现为MC > TC > SC, 并随着土层深度增加而减少, DOC含量没有表现出明显的变化趋势。(2)各植被类型土壤有机碳以烷基碳与烷氧碳为主, 其次是芳香碳与羧基碳, N-烷氧碳与酚基碳含量最少, 其中表层0–15 cm土壤从红树林群落到互花米草群落, 烷基碳与烷氧碳含量呈现增加趋势但不显著, 芳香碳与酚基碳含量显著减少, 其余有机碳组分含量无显著差异。在深层75–100 cm随着植被类型的改变, 土壤有机碳组成结构均无显著差异。(3)在0–15 cm土层, 烷基碳/烷氧碳含量表现为: SC > MC > TC; 芳香度表现为SC最小, MC与TC无显著差异; 疏水碳/亲水碳无显著差异; 脂族碳/芳香碳表现为SC显著大于其他两种植被类型, MC与TC无显著差异。在75–100 cm土层, 各比值无显著差异。综上所述, 红树林群落碳储量显著高于互花米草群落, 受植被的影响, 互花米草群落表层土壤有机碳分解程度显著高于红树林群落, 而红树林群落的土壤有机碳分子结构要比互花米草群落更复杂, 以维持其土壤有机碳的稳定性。因此, 互花米草入侵红树林后可能会加快有机碳的分解, 最终稳定在相对简单的分子结构, 降低土壤碳储量。

关键词 互花米草; 红树林; 有机碳官能团; 核磁共振

孙慧敏, 姜姜, 崔莉娜, 张水锋, 张金池 (2018). 互花米草入侵对漳江口红树林湿地土壤有机碳官能团特征的影响. 植物生态学报, 42, 774–784. DOI: 10.17521/cjpe.2018.0104

Effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil organic carbon composition of mangrove wetland in Zhangjiang River Estuary

SUN Hui-Min¹, JIANG Jiang^{1*}, CUI Li-Na¹, ZHANG Shui-Feng², and ZHANG Jin-Chi¹

¹ Co-Innovation Center of Sustainable Forestry in Southern China, Key Laboratory of Soil and Water Conservation and Ecological Restoration in Jiangsu Province, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China; and ² Nanjing Forest Police College, Nanjing 210023, China

Abstract

Aims The composition of soil organic carbon has been changed significantly in mangrove ecosystems due to the invasion of *Spartina alterniflora* in recent years. However, few studies were reported on functional groups of soil organic carbon in the two communities. The object of this study was to understand the differences in soil carbon pool and organic carbon functional group characteristics in mangrove community and *S. alterniflora* community of Zhangjiang Mangrove Nature Reserve in Fujian Province.

Methods We used the method of “space for time” to study the changes of soil carbon composition following the invasion of *S. alterniflora*. Three transects were selected from landward to seaward in the wetland of Zhangjiang Mangrove Nature Reserve in Fujian Province, with three sampling sites in each transect: mangrove community (MC), transitional community (TC), and *S. alterniflora* community (SC). We sampled three plots in each site for

收稿日期Received: 2018-05-04 接受日期Accepted: 2018-07-13

基金项目: 国家自然科学基金(41701225)、江苏省自然科学基金(BK20170920)和江苏省研究生培养创新工程项目(KYCX17_0854)。Supported by the National Natural Science Foundation of China (41701225), the Natural Science Foundation of Jiangsu Province (BK20170920), and the Postgraduate Research & Practice Innovation Program of Jiangsu Province (KYCX17_0854).

* 通信作者Corresponding author (ecologyjiang@gmail.com)

replicates. Soil samples from five soil layers at 0–100 cm were collected to analyze the characteristics of total organic carbon (TOC), particulate organic carbon (POC) and dissolve organic carbon (DOC). Nuclear magnetic resonance (NMR) spectroscopy was used to analyze the functional group characteristics for surface (0–15 cm) and deep layers (75–100 cm).

Important findings We found that: (1) soil organic carbon decreased from MC to SC, with TOC and POC following the pattern of MC > TC > SC. However, the DOC did not show a clear trend. (2) The functional groups of soil organic carbon in all vegetation types were mainly alkyl carbon and alkoxy carbon, followed by aromatic carbon and carbonyl carbon. In the surface soil 0–15 cm, the alkyl carbon and alkoxy carbon showed an increasing trend from MC to SC. The aromatic carbon and phenolic carbon decreased from MC to SC. In the deep layer of 75–100 cm soil, however, soil organic carbon composition showed no significant difference among the three communities. (3) In the surface 0–15 cm soil, alkyl carbon/alkoxy carbon showed the following pattern: SC > MC > TC; SC has the least aromaticity; hydrophobic carbon/hydrophilic carbon showed no significant difference; aliphatic carbon/aromatic carbon showed larger values in SC than in MC and TC. At the depth of 75–100 cm, there were no significant differences for all the ratios. In summary, the carbon storage of MC was higher than that of SC. The decomposition rate of soil organic carbon of SC in surface soil layer was higher than that of MC, indicating more complex organic carbon in MC. The deep layer carbon pool was more stable and less affected by vegetation type. The results indicated that *S. alterniflora* would reduce soil carbon storage after invading mangroves, as well as changing the composition of soil organic carbon functional groups. The molecular structure of soil organic carbon in SC was simpler than MC, and the degree of decomposition was greater in SC than MC.

Key words *Spartina alterniflora*; mangrove; organic carbon functional group; nuclear magnetic resonance

Sun HM, Jiang J, Cui LN, Zhang SF, Zhang JC (2018). Effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil organic carbon composition of mangrove wetland in Zhangjiang River Estuary. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 42, 774–784. DOI: 10.17521/cjpe.2018.0104

滨海湿地生态系统的碳汇过程是近10多年“蓝碳”研究的热点问题(Cai, 2011; Mcleod *et al.*, 2011; Doughty *et al.*, 2016; 周晨昊等, 2016)。作为“蓝碳”的重要组成部分, 海岸带的红树林、海草床和盐沼储存大量的碳, 具有极高的固碳效率。红树林生态系统是生产力最高的森林生态系统, 生长于热带到亚热带之间的海陆交界处, 有很强的固碳能力以及与周边海域的碳交换能力, 其有机碳储量对全球碳平衡有重要影响(Bouillon *et al.*, 2008; Alongi, 2014)。然而自1979年互花米草(*Spartina alterniflora*)引种到我国滨海湿地之后, 同时由于城市建设以及人为干扰, 红树林湿地面积不断缩减, 其生态服务功能受到严重干扰, 土壤碳库组成发生显著变化(张莉等, 2013; 廖宝文和张乔民, 2014)。湿地土壤碳库与植被覆盖类型以及生态系统的生物量有很强的相关性(Ouyang *et al.*, 2016), 植物入侵主要通过改变生物量以及土壤碳库和氮库来影响生态系统物质循环过程(Ehrenfeld, 2010)。关于互花米草入侵滨海湿地的研究近年来成为热点, 不少学者将互花米草与本地生态系统的固碳能力以及入侵前后生态系统碳储量的大小作比较。如张旭辉等(2008)的研究结果表明, 在互花米草入侵红树林生态系统30年后, 红树林生态系统土壤碳库减少0.4–0.8 t·km⁻², 土壤

固碳能力下降; 有研究发现, 在江苏盐城采集互花米草光滩0–20 cm表层土, 选择入侵1年、3年、5年与12年样地测定土壤有机碳组分以及分布, 发现互花米草的入侵可以显著改变土壤有机碳组分(王刚等, 2013)。这些研究都集中突出土壤碳库的变化, 且大部分研究主要是针对0–20 cm的表层土壤, 关于0–100 cm深度土壤碳库的变化鲜有报道。而表层土与深层土在物理、化学性质上有很大差异, 碳的动态循环过程以及对外界环境的响应也有不同的机制, 土壤剖面上由表层到深层的差异性不可忽略(Fontaine *et al.*, 2007; Rumpel & Kögel-Knabner, 2011)。虽然表层土壤有机碳含量更高, 但是大量的有机碳储存在深层土壤中, 深层土壤的有机碳储存机制尚未得到清晰的研究(Wang *et al.*, 2004)。因此研究深层土壤剖面上的有机碳组分及结构变化了解土壤固碳机制有重要意义。

土壤有机碳库是全球最大的碳库(Fontaine *et al.*, 2007; Schmidt *et al.*, 2011)。有机碳库的分解、转化以及储存可以影响大气中的碳浓度进而影响全球气候变暖进程, 其转化及稳定过程一直是土壤学研究的核心内容(Albaladejo *et al.*, 2013)。目前土壤有机碳稳定机制理论认为有机碳的固定机制主要包括物理、化学和生物稳定机制(Sollins *et al.*, 1996; 刘

DOI: 10.17521/cjpe.2018.0104

满强等, 2007)。到目前为止, 关于互花米草与红树林群落的土壤碳库稳定机制的研究较为缺乏, 较少有研究通过土壤有机碳官能团含量及结构去揭示其化学稳定机制。土壤有机碳是由不同的官能团组成的(李婷等, 2011)。官能团是指决定化合物化学特性的原子或原子团(Mikutta *et al.*, 2006)。不同的官能团含量在不同环境下的土壤中差异较大, 植物在分解与腐殖化过程中, 土壤有机碳官能团组成也呈现动态变化, 官能团组成特征与土壤有机碳的分解密切相关(Li *et al.*, 2015), 因此其结构特征在某种程度上可以揭示植被更替过程中土壤碳库稳定性以及性质变化规律, 同时揭示土壤有机碳化学稳定机制。关于入侵种互花米草对滨海红树林生态系统影响的研究, 在土壤碳库变化以及垂直分布等方面已有大量文献(王刚等, 2013; 白静等, 2017), 然而对于互花米草以及红树林群落的土壤官能团特征还未见报道。

综上所述, 红树林作为一种特殊的海岸带湿地生态系统, 处于海陆交界处, 是全球气候变化的敏感区域, 对指示气候变化有重要作用, 因此了解互花米草入侵后红树林生态系统土壤碳库变化及有机碳官能团特征变化, 对评价互花米草入侵红树林生态系统的效应以及了解沿海湿地碳储量和碳汇能力有着重要的意义。本研究以福建漳江口红树林自然保护区作为研究区域, 采用空间换时间的方法对红树林-互花米草生态交错区不同群落的土壤进行官能团结构特征分析, 以了解互花米草入侵后土壤碳组分及结构变化, 分析互花米草入侵对土壤生物地球化学循环过程的影响, 以期科学掌握互花米草入侵对红树林土壤有机碳库的影响提供理论依据。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

研究区域处于福建省漳州市云霄县漳江口国家级红树林自然保护区内(23.90°–23.93° N, 117.40°–117.50° E), 保护区位于漳江入海口, 属亚热带海洋性季风气候, 年平均气温21.2 °C, 最高气温38.1 °C, 最低气温0.2 °C。最热月份在7–9月; 年降水量1 714.5 mm, 降水主要集中在4–9月。样地内有蜡烛果(*Aegiceras corniculatum*)林等13个群系, 优势红树植物为秋茄(*Kandelia obovata*)、海榄雌(*Avicennia marina*)、木榄(*Bruguiera gymnorrhiza*), 冠层高度为

3–5 m。保护区内湿地资源丰富, 生态环境典型且具代表性。

1.2 样品采集

2017年7月在漳江口国家级红树林湿地自然保护区由海向陆选取未受入侵的红树林群落(MC), 秋茄-互花米草过渡带(TC)以及全被互花米草占据的互花米草群落(SC)共3条样带T1、T2、T3(图1), 每条样带选取以上3个类型样地, 每个样地选取3个采样点(呈品字形分布, 每两个采样点之间相距5–10 m), 用1 m深土钻分层取5层样品(0–15、15–30、30–50、50–75、75–100 cm)放入自封袋保存。

1.3 研究方法

“空间换时间”是一种比较常见的研究种群更替以及群落生态的手段, 在研究植被入侵、群落更替等方面得到了广泛使用。尽管这种方法不可避免会因为空间上选择的不同样地存在其他非可控的差异性, 但目前在海陆交错带的研究中“空间换时间”仍然是比较流行的研究方法。海陆交错带总体上存在海陆相对位置的差异, 但在样地尺度上由于当地地形地貌的影响, 海陆位置带来的影响往往较小。本文由陆向海选取MC-TC-SC样带, 拟通过不同的植被覆盖类型去模拟不同的入侵状态, 揭示互花米草入侵对红树林生态系统土壤碳库的影响。

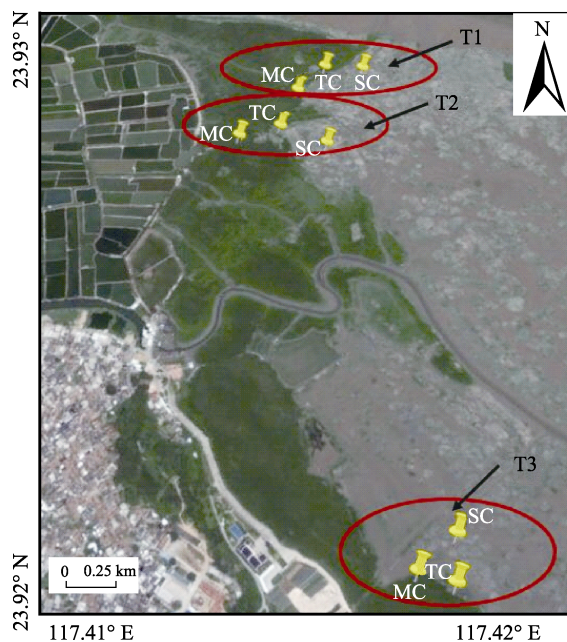


图1 研究区域位置及采样点分布。MC, 红树林群落; SC, 互花米草群落; TC, 秋茄-互花米草过渡带。

Fig. 1 The location of study area and sampling sites. MC, mangrove community; SC, *Spartina alterniflora* community; TC, *Kandelia obovata*-*S. alterniflora* transitional community.

1.4 试验方法

(1) 土壤理化性质测定 土壤pH值采用pH计(PHS-3D, 雷磁, 上海)测定(水土体积质量比5:1), 土壤有机碳、颗粒有机碳用元素分析仪(Vario MACRO cube, Elementar, Langenselbold, Germany)测定, 土壤可溶性有机碳用总有机碳分析仪(TOC-L CPH/CPN, Shimadzu, Kyoto, Japan)测定。

(2) 土壤无机碳的去除 称取1 g土壤置于洗净的50 mL烧杯中, 加入5 mL $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的HCl溶液, 待土壤溶液无反应后将烧杯置于105 °C的电热板上加热溶液至近干, 然后将烧杯放入105 °C烘箱中烘干至恒质量。研细后干燥环境下保存, 用元素分析仪测定其有机碳含量。

(3) 可溶性有机碳(DOC)的测定 称取土样5 g, 按水土体积质量比5:1加蒸馏水, 振荡机振荡30 min ($200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$), 离心20 min ($4000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$), 并用0.45 μm 滤膜抽气过滤。土壤提取液中DOC采用总有机碳分析仪(TOC-L CPH/CPN)测定。

(4) 颗粒物有机碳(POC)的测定 取过2 mm筛的风干土10 g, 放入150 mL三角瓶中, 加入5 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的六偏磷酸钠50 mL, 恒温振荡器振荡18 h ($90 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$), 将上部悬浮液过53 μm 滤膜, 并用蒸馏水反复冲洗, 直到冲下的水清澈。滤膜上的物质即为POC。然后于烘箱中60 °C恒温下烘至恒质量, 称量并计算其在土壤中的含量。分离出的颗粒有机碳干物质用元素分析仪测定其有机碳含量, POC含量($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) = 颗粒物中SOC含量($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) \times 颗粒物占土壤的百分比。

(5) 本研究中土壤有机碳官能团结构分析采用核磁共振(NMR)波谱法, 该方法不仅能进行定性分析, 而且可以对样品进行定量分析, 并且适应性较强, 因此样品的前期处理操作相对简单, 谱图能提供比较全面的土壤有机碳官能团结构信息(王俊美等, 2008)。图谱中不同波峰对应不同的碳官能团结构, 图谱积分面积转化为百分比后可以表示不同碳组分在土壤有机质中的相对含量(李国栋等, 2010)。

核磁共振土壤样品的预处理 为了去除样品中金属离子的干扰, 提高核磁共振测定结果的精确度, 土壤样品在进行核磁共振分析前先用HF去除金属离子干扰。具体实验步骤如下: 称取6 g (等量混合3个采样点)土壤样品置于100 mL离心管中, 加入50 mL HF (10%, V/V)溶液, 摇床振荡1 h (25 °C,

$160 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$)后, 置于离心机3000 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心10 min, 倒出上清液, 残留物继续用HF溶液处理。以上步骤共重复8次, 摇床时间依次设置为: 第1–4次1 h, 第5–7次12 h, 第8次24 h。上述处理完成后离心管内剩余的残留物用蒸馏水清洗以除去其中残留的HF溶液, 操作如下: 离心管内加50 mL蒸馏水, 振荡10 min, 离心10 min ($3000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$), 倒出上清液后继续重复此步骤4次。最后离心管内的剩余残留物在40 °C的烘箱中烘干, 过60目筛后干燥环境下保存待测。处理后的样品用固体核磁共振仪(AVANCE III 600 MHz, Bruker Instrument, Billerica, USA)进行测定。测试参数: 光谱频率75.5 MHz、旋转频率5000 Hz、接触时间2 ms、循环延迟时间2.5 s。

1.5 数据分析

用SPSS 17.0对实验数据进行单因素方差分析和相关性分析, 选择单因素方差分析进行显著性检验。用Origin 9.0作图。

2 结果和分析

2.1 不同植被覆盖下土壤TOC含量差异

由图2可知, 3种植被类型土壤TOC含量随土层深度的增加显著减少(表1), 在同一土层, 土壤TOC含量表现为MC > TC > SC。SC的TOC含量显著低于其他两个植被类型。MC各土层之间差异较大, 最大值为18.09 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 在0–15 cm处, 最小值为9.01 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$

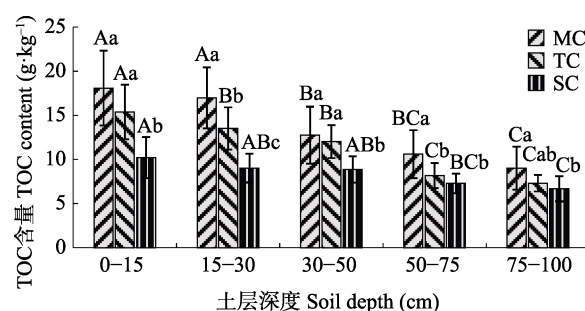


图2 各土层土壤有机碳(TOC)含量(平均值 \pm 标准偏差)。不同大写字母表示同一植被类型不同土层间差异显著, 不同小写字母表示同一土层不同植被类型间显著差异($p < 0.05$)。MC, 红树林群落; SC, 互花米草群落; TC, 秋茄-互花米草过渡带。

Fig. 2 Total organic carbon (TOC) content at different soil depths (mean \pm SD). Different capital letters indicate significant differences in different soil layers of the same vegetation type ($p < 0.05$); and different lowercase letters indicate significant differences in different vegetation types of the same soil layer ($p < 0.05$). MC, mangrove community; SC, *Spartina alterniflora* community; TC, *Kandelia obovata*-*S. alterniflora* transitional community.

表1 土壤有机碳含量的土层深度与植被类型的双因子方差分析
Table 1 Two-way analysis of variance for total organic carbon content in vegetation types and soil depth

效应 Source of effects	平方和 Sum of squares (SS)	自由度 d.f.	均方 Mean square (MS)	F	p
土层深度 Soil depth	853.659	4	213.415	34.747	<0.001
植被类型 Vegetation type	521.694	2	260.847	42.470	<0.001
土层深度×植被类型 Soil depth × Vegetation type	136.912	8	17.114	2.786	0.008

表2 颗粒有机碳含量的土层深度与植被类型的双因子方差分析
Table 2 Two-way analysis of variance for particulate organic carbon content in vegetation types and soil depth

效应 Source of effects	平方和 Sum of squares (SS)	自由度 d.f.	均方 Mean square (MS)	F	p
土层深度 Soil depth	961.322	4	240.330	525.104	<0.001
植被类型 Vegetation type	440.351	3	146.784	320.711	<0.001
土层深度×植被类型 Soil depth × Vegetation type	118.343	8	14.793	32.321	<0.001

在75–100 cm处。SC各土层之间差异较小，最大值为表层土的 $2.33 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，最小值为75–100 cm的 $1.43 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

2.2 不同植被覆盖下土壤POC含量差异

由图3可知，随土层变深，3种植被类型POC含量显著减少(表2)，除SC在15–30 cm到30–50 cm处稍有增加。在同一土层，POC含量表现为MC > TC > SC，SC的POC含量始终显著低于MC，在50–75 cm土层SC稍高于TC。各植被类型POC含量随土层变化差异较大。

2.3 不同植被覆盖下土壤DOC含量差异

土壤溶解性有机碳是指能溶解于水，并且能通过 $0.45 \text{ }\mu\text{m}$ 滤膜的含碳有机物，有已被微生物分解

的特性，是土壤中微生物可直接利用的一种土壤碳源(卫东等, 2011)。由图4可知，随着土层深度的变化，MC与SC的DOC含量均没有表现出明显的变化趋势，TC有减少趋势，各土层间DOC含量差异较大(表3)，在75–100 cm处稍有增加。在同一土层，除30–50 cm处，其他土层都表现出SC显著低于MC。

2.4 不同植被覆盖下土壤NMR波谱变化

土壤有机碳固态NMR碳谱主要可划分为以下7个共振区域(Mathers *et al.*, 2002)，烷基碳($0\text{--}45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、N-烷氧碳($45\text{--}60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、烷氧碳($60\text{--}90 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、缩醛碳($90\text{--}110 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、芳香碳($110\text{--}145 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、酚基碳($145\text{--}165 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和羰基碳($165\text{--}210 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。根据现有的文献(Biederbeck *et al.*, 1994; Mathers *et al.*, 2002; Chen *et al.*, 2004; 薛菁芳等, 2007)所述，在烷基碳共振区内，可在 $21\text{--}22$ 、 $25\text{--}26$ 、 31 、 33 和 $43\text{--}44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 等处观察到吸收峰，其中 $30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处的吸收峰最明显；烷氧碳共振区内 $50\text{--}60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处的吸收峰为甲氧基碳， $60\text{--}110 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处的吸收峰为碳水化合物碳；芳香碳区内， $110\text{--}145 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处的吸收峰是芳香碳， $145\text{--}160 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处的吸收峰为酚基碳；羰基碳区内， $172\text{--}174 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处的吸收峰为羧基、酰胺和脂碳。

不同植物群落表层土壤(0–15 cm)与深层土壤(75–100 cm)有机碳化学组分的化学位移见图5。0–15 cm的表层土从MC到SC，吸收峰最明显的区域由 $60\text{--}90 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 转移到 $0\text{--}45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，即有机碳组成由以烷氧碳为主转变为以烷基碳为主。 $90\text{--}110 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 范围内吸收峰趋于平缓，即缩醛碳含量逐渐减少。75–100 cm的深层土有机碳含量最高的组

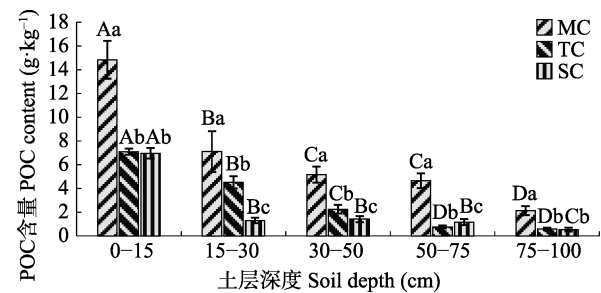


图3 各土层土壤颗粒有机碳(POC)含量(平均值±标准偏差)。不同大写字母表示同一植被类型不同土层间差异显著，不同小写字母表示同一土层不同植被类型间显著差异($p < 0.05$)。MC, 红树林群落; SC, 互花米草群落; TC, 秋茄-互花米草过渡带。
Fig. 3 Particulate organic carbon (POC) content at different soil depths (mean ± SD). Different capital letters indicate significant differences in different soil layers of the same vegetation type ($p < 0.05$); and different lowercase letters indicate significant differences in different vegetation types of the same soil layer ($p < 0.05$). MC, mangrove community; SC, *Spartina alterniflora* community; TC, *Kandelia obovata*-*S. alterniflora* transitional community.

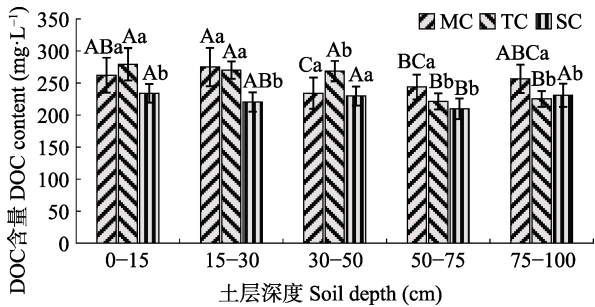


图4 各土层土壤溶解有机碳(DOC)含量(平均值±标准偏差)。不同大写字母表示同一植被类型不同土层间差异显著,不同小写字母表示同一土层不同植被类型间显著差异($p < 0.05$)。MC, 红树林群落; SC, 互花米草群落; TC, 秋茄-互花米草过渡带。
Fig. 4 Dissolved organic carbon (DOC) content at different soil depths (mean \pm SD). Different capital letters indicate significant differences in different soil layers of the same vegetation type ($p < 0.05$); and different lowercase letters indicate significant differences in different vegetation types of the same soil layer ($p < 0.05$). MC, mangrove community; SC, *Spartina alterniflora* community; TC, *Kandelia obovata*-*S. alterniflora* transitional community.

表3 溶解有机碳(DOC)含量的土层深度与植被类型的双因子方差分析
Table 3 Two-way analysis of variance for dissolved organic carbon content in forest types and soil depth

效应	Source of effects	平方和	Sum of squares (SS)	自由度	d.f.	均方	Mean square (MS)	F	p
土层深度	Soil depth	19 929.215		4		4 982.304		13.063	<0.001
植被类型	Vegetation type	24 698.588		2		12 349.294		32.379	<0.001
土层深度×植被类型	Soil depth \times Vegetation type	19 651.572		8		2 456.446		6.441	<0.001

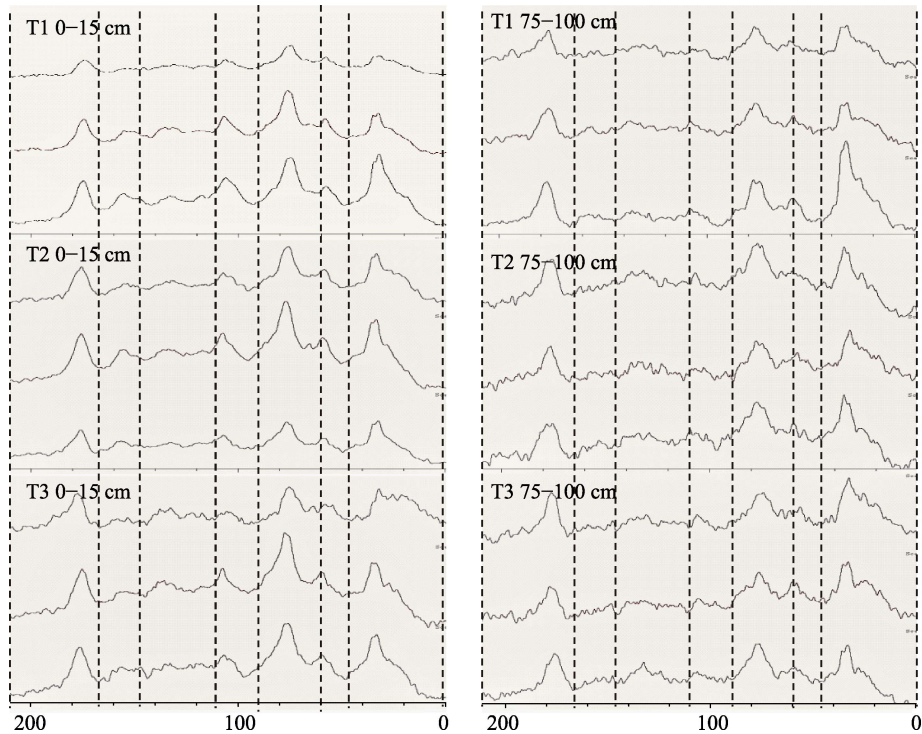


图5 两个土层3种植被类型土壤有机碳核磁共振波谱图。T1、T2、T3分别为互花米草群落、秋茄-互花米草过渡带和红树林群落样带。
Fig. 5 Nuclear magnetic resonance spectra of three vegetation types at different soil depths. T1, T2 and T3 are three transect lines of *S. alterniflora* community, transitional community and mangrove community, respectively.

分为烷基碳, 其次为烷氧碳与芳香碳, 3种植被类型下的深层土有机碳组分变化差异很小, 碳组分组成稳定, 说明深层土壤碳库稳定, 没有大程度受到植被变化的干扰。在3种植被类型下, 表层土与深层土吸收峰最明显的区域集中在0-45、60-90、110-145和165-210 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 4个共振区域, 即有机碳含量最高的组分中包含烷基碳、烷氧碳、芳香碳以及羧基碳。

2.5 不同植被类型土壤有机碳组成结构特征分析

3种植被类型下土壤中的有机碳形态都以烷基碳与烷氧碳为主(表4), N-烷氧碳与酚基碳含量最少。在0-15 cm土层, 从MC到SC, 烷基碳与烷氧碳呈现增加趋势, 但并无显著差异, 芳香碳与酚基碳显著减少, 其余有机碳组分无显著差异。在75-100 cm土层, 随着植被类型的变化, 土壤有机碳组成结构统一表现为无显著差异, 说明深层土壤有机

碳组成结构趋于稳定, 不易受植被干扰。

烷基C₀₋₄₅/烷氧C₄₅₋₁₀₀比值反映了物质烷基化程度的高低。在0–15 cm土层, 烷基C₀₋₄₅/烷氧C₄₅₋₁₀₀比值表现为SC > MC > TC, 但MC与SC之间差异不显著, 反而过渡带烷基化程度最低, 反映出未完全分解的可能性; 在75–100 cm土层, 各群落类型间无显著差异。

芳香度(C₁₁₀₋₁₆₅/C₀₋₁₆₅×100%), 在0–15 cm土层, 芳香度表现为SC最小, MC与TC无显著差异; 在75–100 cm土层, 芳香度在各植被类型下均无显著差异。

烷基碳+芳香基碳为疏水碳, 烷氧碳+羰基碳为亲水碳, 疏水C/亲水C = (C₀₋₄₅ + C₁₁₀₋₁₆₅)/(C₄₅₋₁₁₀ + C₁₆₅₋₂₁₀)。在表层与深层土中, 疏水碳和亲水碳的比值均没有表现出显著差异, SC与MC比值差别甚微。

脂族C₀₋₁₁₀/芳香C₁₁₀₋₁₆₅, 在0–15cm土层, 该比值表现为SC > TC > MC, SC显著大于其他两种植被类型, MC与TC无显著差异; 在75–100 cm土层, 各比值无显著差异。

3 讨论

3.1 不同植被类型下土壤有机碳差异

互花米草群落进入盐沼湿地之后, 会逐渐替代本土植物盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)然后形成以互花米草为优势群落的湿地生态系统, 表层土壤有机碳含量显著增加达70%, 且随着入侵时长而明显增加(张耀鸿等, 2011)。因此, 互花米草的入侵可能会加速沿海湿地生态系统的碳积累过程。然而, 有研究表明在互花米草入侵红树林群落长达40年后, 土壤碳密度减少40 t C·hm⁻², 且由于互花米草生物量显著低于红树林, 因此互花米草入侵红树林后可能会加

快红树林生态系统碳汇过程的衰退(Kelleway *et al.*, 2015)。

本研究中土壤TOC含量随土层深度逐层递减, 在同一土层, 土壤TOC含量表现为MC > TC > SC, 与白静等(2017)在闽东滨海湿地红树林的研究结果一致。SC的TOC含量显著低于其他两个植被类型。各土层之间TOC含量差异显著。

颗粒有机碳(粒径在53–2 000 μm之间), 通常被定义为易被微生物分解的有机碳组分, 其属于植物枯枝落叶转变为土壤腐殖质过程的中间产物, 在某种程度上可以用来表征土壤碳库含量, 在土壤有机碳积累以及周转中发挥着至关重要的作用。在气候、地形等环境因素相似的条件下, 枯落物是土壤有机碳的主要来源。不同森林类型的物种组成不同, 就直接导致了其枯落物的种类以及数量也不同, 与此同时也影响了土壤微生物群落的环境与分解效率(Wynn *et al.*, 2006; 杨万勤等, 2007)。而POC由分解过程中的植物残体和微生物构成, 因此不同植被类型直接影响颗粒有机碳的含量与分布(Tiessen & Stewart, 1983)。

本研究对不同植被覆盖下土壤POC的变化研究表明, 从MC到SC, 颗粒有机碳含量有明显的差异, 互花米草POC含量在各土层都显著低于红树林群落, 且差异较大, 除表层土互花米草POC含量稍高, 其余各土层含量都很低, 总体呈下降趋势, 与陈志杰等(2016)关于漳江口土地利用变化下有机碳组分研究中POC研究结果一致。MC与TC颗粒有机碳含量高于互花米草, 且随土层深度变化趋势明显, 红树林POC含量显著高于其他两种植被类型。

可溶性有机碳占总有机碳比例很小, 但由于其是土壤有机质中最活跃的碳组分, 很容易被微生物

表4 不同植被类型土壤有机碳官能团比例

Table 4 The ratios of soil organic carbon functional groups for different vegetation types

土壤深度 Soil depth	植被类型 Vegetation type	烷基碳 Alkyl C	N-烷氧碳 N-alkyl C	烷氧碳 O-alkyl C	缩醛碳 di-O-alkyl C	芳香碳 Aromatic C	酚基碳 Phenolic C	羰基碳 Carbonyl C	烷基碳/ 烷氧碳 A/O-A	芳香度 Aromaticity	疏水碳/亲水碳 Hydrophobic/ hydrophilic C	脂族碳/芳香碳 Aliphatic/ aromatic C
0–15 cm	MC	0.199 6 ^{ab}	0.072 9 ^a	0.216 5 ^a	0.108 0 ^{ab}	0.172 3 ^a	0.091 1 ^a	0.139 7 ^a	0.503 0 ^{ab}	0.3065 ^a	0.862 9 ^a	2.269 7 ^a
0–15 cm	TC	0.157 2 ^a	0.080 0 ^a	0.260 0 ^a	0.118 5 ^a	0.185 8 ^b	0.084 1 ^a	0.114 3 ^a	0.343 6 ^a	0.304 8 ^a	0.746 0 ^a	2.281 8 ^a
0–15 cm	SC	0.240 3 ^b	0.083 7 ^a	0.234 9 ^a	0.095 8 ^b	0.157 5 ^c	0.065 6 ^b	0.122 3 ^a	0.602 6 ^b	0.254 7 ^b	0.867 3 ^a	2.941 0 ^b
75–100 cm	MC	0.234 6 ^a	0.076 5 ^a	0.228 9 ^a	0.085 3 ^a	0.156 9 ^a	0.068 0 ^a	0.149 8 ^a	0.628 2 ^a	0.264 1 ^a	0.855 8 ^a	2.892 9 ^a
75–100 cm	TC	0.270 4 ^a	0.088 7 ^a	0.213 7 ^a	0.077 9 ^a	0.150 0 ^a	0.061 3 ^a	0.138 1 ^a	0.710 4 ^a	0.246 0 ^a	0.930 2 ^a	3.161 2 ^a
75–100 cm	SC	0.216 9 ^a	0.078 3 ^a	0.220 2 ^a	0.082 2 ^a	0.170 9 ^a	0.071 4 ^a	0.160 0 ^a	0.584 7 ^a	0.288 6 ^a	0.854 6 ^a	2.502 5 ^a

SC、TC、MC分别为互花米草群落、秋茄-互花米草过渡带和红树林群落。

SC, TC, and MC represent *S. alterniflora* community, transitional community and mangrove community, respectively.

利用, 因此是有机质中至关重要的组分(李淑芬等, 2002)。DOC直接参与土壤生物化学转化过程, 对土壤微环境的变化十分敏感(Coleman *et al.*, 2017), 由于其活跃性, 其对土壤的重要作用近年来逐渐成为全球碳循环的研究热点。溶解有机碳含量与土壤理化性质、地表植被覆盖类型以及土地利用方式乃至不同的提取方法等因素有密切关系, 随环境不同DOC含量差异很大。

本研究中DOC含量范围在209–279 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, 与Linn和Doran (1984)认为在森林土壤中DOC含量一般不超过200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 结论不一致, 可能是由于本研究中的森林生态系统是滨海湿地生态系统, 由于频繁的潮汐运动, 其与周边海域碳交换的能力较强, 另外红树林生态系统以及互花米草群落本身的固碳能力显著高于其他类型的森林生态系统, 淋溶作用以及分解的DOC含量也会高于其他类型森林生态系统。有研究对比了江苏盐城的互花米草与碱蓬(*Suaeda glauca*)、芦苇(*Phragmites communis*)的土壤有机碳组分, 发现互花米草对盐沼的入侵显著增加了水溶性有机碳(Yang *et al.*, 2013)。有研究认为DOC含量随土层深度增加而下降, 土壤越深, DOC停留时间越长, 有效性越低(Gregorich *et al.*, 1991)。本研究中随着土壤深度变化, 红树林群落与互花米草群落的可溶性有机碳含量均没有表现出明显的变化趋势, 过渡带有减少趋势, 在75–100 cm处稍有增加。在同一土层, 除30–50 cm处, 其他土层都表现出互花米草群落显著低于红树林群落, 可能是由于其地理位置特殊性, DOC很大程度上受到潮汐以及采样时间的影响。

3.2 不同植被类型下土壤有机碳官能团特征差异

Mathers和Xu (2003)的研究结果认为, 土壤有机碳中含量最高的组分为烷基碳; 杭子清等(2014)对盐城互花米草盐沼的研究结果表明土壤有机碳结构以烷氧碳和芳香碳为主, 芳香碳的平均比例最高; 从本研究结果来看, 3种植被类型下土壤中的有机碳形态都以烷基碳与烷氧碳为主, N-烷氧碳与酚基碳含量最少。不同的研究中有机碳结构所占比例差异较大, 与森林类型、植被种类以及环境因素等都有很密切的关系。在0–15 cm, 过渡带的有机碳结构除芳香碳外均和红树林群落没有显著差异, 可能是因为采样点更靠近红树林群落, 土壤有机碳积累更易受到红树林群落的影响, 其烷氧碳比例高于其他两

种群落, 即稳定性低于红树林群落与互花米草群落, 土壤更易分解, 所以造成在0–15 cm过渡带颗粒有机碳含量显著低于红树林群落; 然而其烷基碳比例低于其他两种群落, 说明其有机碳分子结构更复杂, 造成总有机碳含量显著高于互花米草群落。

烷基 C_{0-45} /烷氧 C_{45-100} 比值可以表示物质烷基化程度的高低。一般认为, 烷基碳来自于微生物代谢产物和木栓质、角质等植物生物聚合物(Ussiri & Johnson, 2003; Dou *et al.*, 2008)。烷氧碳则相对易于分解, 因此烷基碳/烷氧碳的比值可以反映土壤有机碳库分解程度的指标。在0–15 cm, 烷基 C_{0-45} /烷氧 C_{45-100} 比值表现为 $\text{SC} > \text{MC} > \text{TC}$, 这说明当植被从红树林变为互花米草后, 土壤有机碳库分解程度更高; 在75–100 cm, 比值无明显差异, 表示深层土壤有机碳库稳定。该结果与吴亚萍(2015)在江苏盐城互花米草盐沼得出的结论一致, 其结果认为, 互花米草凋落物烷基 C_{0-45} /烷氧 C_{45-100} 比值最大, 分解水平高, 且盐沼发育时间较长、更靠近陆地的样地在一定时间内分解水平较低, 而发育时间短、更靠近海洋的互花米草样地分解程度更高。

芳香度($\text{C}_{110-165}/\text{C}_{0-165}\times 100\%$)值越大, 表明芳香核结构越多, 分子结构越复杂。在0–15 cm, 芳香度表现为 SC 最小, MC 与 TC 无显著差异, 表明红树林在表层土壤中有机碳分子结构复杂, 腐殖质中芳香核结构更多, 也说明红树林群落的土壤有机碳库稳定性更强。在75–100 cm, 芳香度在各植被类型下表现为 $\text{SC} > \text{MC} > \text{TC}$, 无显著差异。此结果表明互花米草入侵红树林可能会导致表层土壤有机碳稳定性降低, 分解程度提高, 不利于土壤有机碳的积累, 此结果与陈桂香等(2017)在沿海红树林湿地的研究结果一致。

烷基碳+芳香基碳为疏水碳, 烷氧碳+羰基碳为亲水碳, 疏水碳和亲水碳的比值能够反应土壤有机碳和团聚体结合的稳定性。疏水 $\text{C}/$ 亲水 $\text{C} = (\text{C}_{0-45} + \text{C}_{110-165})/(\text{C}_{45-110} + \text{C}_{165-210})$, 其比值越大则说明由团聚体作用引起的有机碳稳定性越高(Spaccini *et al.*, 2006)。在表层与深层土中, 疏水碳和亲水碳的比值均没有表现出显著差异。本研究两者比值范围在0.75–0.93之间, 说明红树林群落与互花米草群落有机碳稳定性较高, 与杭子清(2013)在盐城互花米草盐沼的研究结果范围一致。

脂族 $\text{C}_{0-110}/$ 芳香 $\text{C}_{110-165}$, 该比值越高表明腐殖

质中芳香核结构越少、脂肪族侧链越多、缩合程度越低、分子结构越简单。在0–15 cm, 该比值表现为SC显著大于其他两种植被类型, MC与TC无显著差异。说明互花米草土壤有机碳分子结构更简单, 即当植被从红树林转变为互花米草后, 土壤有机碳库稳定性会减弱, 此结果与芳香度表现一致。在75–100 cm, 该比值在3种植被类型下无显著差异。在江苏盐城关于互花米草盐沼的研究结果表明, 互花米草群落随着发育时间的增长, 有机碳组分的分子结构变化有限, 建群5年的互花米草群落脂族C₀₋₁₁₀/芳香C₁₁₀₋₁₆₅比值低于建群1年、12年与23年, 差异不显著(杭子清, 2013)。

综上所述, 红树林群落的土壤碳储量显著高于互花米草群落, 说明互花米草入侵红树林群落后, 会显著降低生态系统碳储量; 在0–15 cm表层土壤, SC土壤有机碳分子结构简单, 分解程度更高, MC有机碳分子结构复杂, 有机碳库稳定性更强, 说明红树林被互花米草入侵之后, 土壤有机碳结构会更加简单, 加速分解, 分解程度更高; 在75–100 cm土壤有机碳组分结构在两群落类型间无显著差异, 说明深层土壤碳库稳定, 受植被变化影响较小。以上结果表明, 互花米草入侵红树林湿地在一定程度上减弱了土壤的固碳能力以及有机碳稳定性, 进而影响滨海红树林湿地土壤有机碳库的储存以及周转。本研究为互花米草入侵红树林湿地对有机碳稳定性的影响提供了数据支撑, 对研究互花米草与红树林的碳汇潜力有重要意义。

致谢 感谢南京林业大学现代分析测试中心杨世龙老师在核磁共振实验中的耐心帮助。

参考文献

Albaladejo J, Ortiz R, Garcia-Franco N, Navarro AR, Almagro M, Pintado JG (2013). Land use and climate change impacts on soil organic carbon stocks in semi-arid Spain. *Journal of Soils and Sediments*, 13, 265–277.

Alongi DM (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, 6, 195–219.

Bai J, Yan JY, He DJ, Cai JB, Wang R, You WB, Xiao SH, Hou DL, Li WW (2017). Effects of *Spartina alterniflora* invasion in eastern Fujian coastal wetland on the physico-chemical properties and enzyme activities of mangrove soil. *Journal of Beijing Forestry University*, 39(1), 70–77. [白静, 严锦钰, 何东进, 蔡金标, 王韧, 游巍斌, 肖石红, 侯栋梁, 李威威 (2017). 互花米草入侵对闽东滨海

湿地红树林土壤理化性质和酶活性的影响. 北京林业大学学报, 39(1), 70–77.]

Biederbeck VO, Janzen HH, Campbell CA, Zentner RP (1994). Labile soil organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment. *Soil Biology & Biochemistry*, 26, 1647–1656.

Bouillon S, Borges AV, Castañeda-Moya E, Diele K, Dittmar T, Duke NC (2008). Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2), 1–12.

Cai WJ (2011). Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO₂ sinks or sites of terrestrial carbon incineration? *Annual Review of Marine Science*, 3(3), 123–145.

Chen C (2004). Soil carbon pools in adjacent natural and plantation forests of subtropical Australia. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 282–291.

Chen GX, Gao DZ, Chen G, Zeng CS, Wang WQ (2017). Effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil carbon fractions in mangrove wetlands of China. *Journal of Soil and Water Conservation*, 31(6), 249–256. [陈桂香, 高灯州, 陈刚, 曾从盛, 王维奇 (2017). 互花米草入侵对我国红树林湿地土壤碳组分的影响. 水土保持学报, 31(6), 249–256.]

Chen ZJ, Han SJ, Zhang JH (2016). Effects of land use change on soil organic carbon fractions in mangrove wetland of Zhangjiangkou. *Chinese Journal of Ecology*, 35, 2379–2385. [陈志杰, 韩士杰, 张军辉 (2016). 土地利用变化对漳江口红树林土壤有机碳组分的影响. 生态学杂志, 35, 2379–2385.]

Coleman DC, Callahan MA, Crossley Jr DA (2017). Fundamentals of soil ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 161, 321.

Dou S, Zhang JJ, Li K (2008). Effect of organic matter applications on ¹³C-NMR spectra of humic acids of soil. *European Journal of Soil Science*, 59, 532–539.

Doughty CL, Langley JA, Walker WS, Feller IC, Schaub R, Chapman SK (2016). Mangrove range expansion rapidly increases coastal wetland carbon storage. *Estuaries and Coasts*, 39, 1–12.

Ehrenfeld JG (2010). Ecosystem consequences of biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41, 59–80.

Fontaine S, Barot S, Barré P, Bdioui N, Mary B, Rumpel C (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450, 277–280.

Gregorich EG, Voroney RP, Kachanoski RG (1991). Turnover of carbon through the microbial biomass in soils with different texture. *Soil Biology & Biochemistry*, 23, 799–805.

Hang ZQ (2013). *Soil Organic Carbon Composition, Source and Structural Characteristics of Spartina alterniflora*. Master degree dissertation, Nanjing Normal University, Nanjing. [杭子清 (2013). 互花米草 (*Spartina al-*

- terniflora*)盐沼土壤有机碳组分、来源及结构特征研究. 硕士学位论文, 南京师范大学, 南京.]
- Hang ZQ, Wang GX, Liu JE, Wang G, Wang H (2014). Characterization of soil organic carbon fractions at *Spartina alterniflora* saltmarsh in North Jiangsu. *Acta Ecologica Sinica*, 34, 4175–4182. [杭子清, 王国祥, 刘金娥, 王刚, 王会 (2014). 互花米草盐沼土壤有机碳库组分及结构特征. 生态学报, 34, 4175–4182.]
- Kelleway JJ, Saintilan N, Macreadie PI, Skilbeck CG, Zawadzki A, Ralph PJ (2015). Seventy years of continuous encroachment substantially increases “blue carbon” capacity as mangroves replace intertidal salt marshes. *Global Change Biology*, 22, 1097–1109.
- Li GD, Liu GQ, Zhuang SY, Gui RY (2010). Changes of organic matter in soils planted lei bamboo with different years. *Chinese Journal of Soil Science*, 41, 845–849. [李国栋, 刘国群, 庄舜尧, 桂仁意 (2010). 不同种植年限下雷竹林土壤的有机质转化. 土壤通报, 41, 845–849.]
- Li SF, Yu YC, He S (2002). Summary of research on dissolved organic carbon (DOC). *Soil and Environmental Sciences*, 11, 422–429. [李淑芬, 俞元春, 何晟 (2002). 土壤溶解有机碳的研究进展. 土壤与环境, 11, 422–429.]
- Li T, Zhao SW, Zhang Y, Ma S, Li XX (2011). Effect of revegetation on functional groups of soil organic carbon on the Loess Plateau. *Acta Ecologica Sinica*, 31, 5199–5206. [李婷, 赵世伟, 张杨, 马帅, 李晓晓 (2011). 黄土区次生植被恢复对土壤有机碳官能团的影响. 生态学报, 31, 5199–5206.]
- Li Z, Zhao B, Wang Q, Cao X, Zhang J (2015). Differences in chemical composition of soil organic carbon resulting from long-term fertilization strategies. *PLOS ONE*, 10, e0124359. DOI: 10.1371/journal.pone.0124359.
- Liao BW, Zhang QM (2014). Area, distribution and species composition of mangroves in China. *Wetland Science*, 12, 435–440. [廖宝文, 张乔民 (2014). 中国红树林的分布、面积和树种组成. 湿地科学, 12, 435–440.]
- Linn DM, Doran JW (1984). Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. *Soil Science Society of America Journal*, 48, 794–799.
- Liu MQ, Hu F, Chen XY (2007). A review on mechanisms of soil organic carbon stabilization. *Acta Ecologica Sinica*, 27, 2642–2650. [刘满强, 胡锋, 陈小云 (2007). 土壤有机碳稳定机制研究进展. 生态学报, 27, 2642–2650.]
- Mathers NJ, Xu Z (2003). Solid-state ^{13}C NMR spectroscopy: Characterization of soil organic matter under two contrasting residue management regimes in a 2-year-old pine plantation of subtropical Australia. *Geoderma*, 114, 19–31.
- Mathers NJ, Xu Z, Bernersprice SJ, Perera MCS, Saffigna PG (2002). Hydrofluoric acid pre-treatment for improving ^{13}C CPMAS NMR spectral quality of forest soils in south-east Queensland, Australia. *Soil Research*, 40, 665–674.
- McLeod E, Chmura GL, Bouillon S, Salm R, Björk M, Duarte CM (2011). A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO_2 . *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 552–560.
- Mikutta R, Kleber M, Torn MS, Jahn R (2006). Stabilization of soil organic matter: Association with minerals or chemical recalcitrance? *Biogeochemistry*, 77, 25–56.
- Ouyang X, Lee SY, Connolly RM (2016). Structural equation modelling reveals factors regulating surface sediment organic carbon content and CO_2 efflux in a subtropical mangrove. *Science of the Total Environment*, 578, 513–522.
- Rumpel C, Kögel-Knabner I (2011). Deep soil organic matter—A key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil*, 338, 143–158.
- Schmidt MW, Torn MS, Abiven S, Dittmar T, Guggenberger G, Janssens IA (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478, 49–56.
- Sollins P, Homann P, Caldwell BA (1996). Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. *Geoderma*, 74(1–2), 65–105.
- Spaccini R, Mbagwu JSC, Conte P, Piccolo A (2006). Changes of humic substances characteristics from forested to cultivated soils in Ethiopia. *Geoderma*, 132, 9–19.
- Tiessen H, Stewart JWB (1983). Particle-size fractions and their use in studies of soil organic Matter: II. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. *Soil Science Society of America Journal*, 47, 509–514.
- Ussiri DAN, Johnson CE (2003). Characterization of organic matter in a northern hardwood forest soil by ^{13}C NMR spectroscopy and chemical methods. *Geoderma*, 111, 123–149.
- Wang G, Yang WB, Wang GX, Liu JE, Hang ZQ (2013). The effects of *Spartina alterniflora* seaward invasion on soil organic carbon fractions, sources and distribution. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 2474–2483. [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.]
- Wang JM, Ouyang J, Shang Q, Deng ZW (2008). Application of the NMR techniques in studies on organic matters in soil. *Chinese Journal of Magnetic Resonance*, 25, 287–295. [王俊美, 欧阳捷, 尚倩, 邓志威 (2008). 土壤有机质研究中的核磁共振技术. 波谱学杂志, 25, 287–295.]
- Wang S, Mei H, Shao X, Mickler RA, Li K, Ji J (2004). Vertical distribution of soil organic carbon in China. *Environmental Management*, 33, S200–S209.
- Wei D, Dai WH, Tang J (2011). Study of soils dissolved organic carbon in different landuse. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 27(18), 121–124. [卫东, 戴万宏, 汤佳 (2011). 不同利用方式下土壤溶解性有机碳含量研究. 中国农学通报, 27(18), 121–124.]

- Wu YP (2015). *In situ Decomposition of Organic Carbon in Litter of Spartina alterniflora*. Master degree dissertation, Nanjing Normal University, Nanjing. [吴亚萍 (2015). 互花米草(*Spartina alterniflora*)凋落物有机碳原位分解动态. 硕士学位论文, 南京师范大学, 南京.]
- Wynn JG, Bird MI, Vellen L, Grand-Clement E, Carter J, Berry SL (2006). Continental-scale measurement of the soil organic carbon pool with climatic, edaphic, and biotic controls. *Global Biogeochemical Cycles*, 20, GB1007. DOI: 10.1029/2005GB002576.
- Xue JF, Gao YM, Wang JK, Fu SF, Zhu FC (2007). Microbial biomass carbon and nitrogen as an indicator for evaluation of soil fertility. *Chinese Journal of Soil Science*, 38, 247–250. [薛菁芳, 高艳梅, 汪景宽, 付时丰, 祝凤春 (2007). 土壤微生物量碳氮作为土壤肥力指标的探讨. 土壤通报, 38, 247–250.]
- Yang W, Zhao H, Chen X, Yin S, Cheng X, An S (2013). Consequences of short-term C₄ plant *Spartina alterniflora*, invasions for soil organic carbon dynamics in a coastal wetland of eastern China. *Ecological Engineering*, 61(12), 50–57.
- Yang WQ, Deng RJ, Zhang J (2007). Forest litter decomposition and its responses to global climate change. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 18, 2889–2895. [杨万勤, 邓仁菊, 张健 (2007). 森林凋落物分解及其对全球气候变化的响应. 应用生态学报, 18, 2889–2895.]
- Zhang L, Guo ZH, Li ZY (2013). Carbon storage and carbon sink of mangrove wetland: Research progress. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 24, 1153–1159. [张莉, 郭志华, 李志勇 (2013). 红树林湿地碳储量及碳汇研究进展. 应用生态学报, 24, 1153–1159.]
- Zhang XH, Li DY, Pan GX, Li LQ, Lin F, Xu XW (2008). Conservation of wetland soil C stock and climate change of China. *Advances in Climate Change Research*, 4, 202–208. [张旭辉, 李典友, 潘根兴, 李恋卿, 林凡, 许信旺 (2008). 中国湿地土壤碳库保护与气候变化问题. 气候变化研究进展, 4, 202–208.]
- Zhang YH, Zhang FC, Zhou XD, Xie XJ, Wang XW, Li Q (2011). Effects of plant invasion along a *Spartina alterniflora* chronosequence on organic carbon dynamics in coastal wetland in north Jiangsu. *China Environmental Science*, 31, 271–276. [张耀鸿, 张富存, 周晓冬, 谢晓金, 王小巍, 李强 (2011). 互花米草对苏北滨海湿地表土有机碳更新的影响. 中国环境科学, 31, 271–276.]
- Zhou CH, Mao TY, Xu X, Fang CM, Luo YM, Li B (2016). Preliminary analysis of C sequestration potential of blue carbon ecosystems on Chinese coastal zone. *Scientia Sinica: Vitae*, 46, 475–486. [周晨昊, 毛覃愉, 徐晓, 方长明, 骆永明, 李博 (2016). 中国海岸带蓝碳生态系统碳汇潜力的初步分析. 中国科学: 生命科学, 46, 475–486.]

责任编辑: 何维明 责任编辑: 李 敏



扫码加入读者圈
听语音, 看问答