

腾格里沙漠东南缘荒漠草地不同群落类型土壤有机碳分布及储量特征

杨昊天 王增如* 贾荣亮

中国科学院西北生态环境资源研究院, 沙坡头沙漠研究试验站, 兰州 730000

摘要 荒漠生态系统环境的复杂性及其高度的空间异质性是土壤碳储量估算结果不确定性的的重要因素。通过调查取样和室内分析, 研究了腾格里沙漠东南缘10种主要荒漠草地群落各土壤层(0–5、5–10、10–20、20–30、30–50、50–70和70–100 cm土层)的土壤有机碳(SOC)含量、垂直分布特征和影响因素, 以及0–5、0–20、0–50和0–100 cm土层剖面的土壤有机碳密度(SOCD)。结果显示, 灌木群落是SOC含量的重要影响因素, 各土层SOC含量在10种群落间均存在显著差异。从土壤表层到深层, SOC含量主要表现为由高至低和先升高后降低两种特征。SOC含量与黏粉粒含量、全氮(N)、全磷(P)和电导率呈显著的正相关关系, 与砂粒含量呈显著的负相关关系。各群落之间, 0–5、0–20、0–50和0–100 cm土层剖面的SOCD均存在显著差异, 其平均值分别为0.118、0.478、1.159和1.936 kg·m⁻²。这一结果低于全球和全国草地SOCD的平均值, 利用全国数据或该研究的平均值可能会高估或低估区域土壤有机碳储量, 因此利用不同群落的SOCD能增加荒漠地区土壤有机碳储量估算的确定性。

关键词 腾格里沙漠; 荒漠草地; 土壤有机碳含量; 土壤有机碳密度

杨昊天, 王增如, 贾荣亮 (2018). 腾格里沙漠东南缘荒漠草地不同群落类型土壤有机碳分布及储量特征. 植物生态学报, 42, 288–296. DOI: 10.17521/cjpe.2017.0068

Distribution and storage of soil organic carbon across the desert grasslands in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China

YANG Hao-Tian, WANG Zeng-Ru*, and JIA Rong-Liang

Shapotou Desert Research and Experiment Station, Northwest Institute of Eco-environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China

Abstract

Aims The complexity of environments and high spatial heterogeneity of desert ecosystems are important factors contributing to the uncertainty in the estimation of soil organic carbon storage.

Methods Ten types of desert grassland communities in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China were investigated. The content and vertical distribution of soil organic carbon (SOC) content in seven soil depths (0–5, 5–10, 10–20, 20–30, 30–50, 50–70 and 70–100 cm) and the underlying drivers were examined. Soil organic carbon density (SOCD) of four soil profiles (0–5, 0–20, 0–50 and 0–100 cm) were quantified.

Important findings We found significant differences in SOC content among the 10 vegetation communities, and the shrub community type was an important factor affecting SOC content. Two types of trends in SOC content changes with soil depth were observed: 1) monotonic decrease, 2) increase followed by decrease. The SOC content was significantly positively correlated with clay content, total N, total P and conductivity, but negatively correlated with sand content. There were significant differences in SOCD for soil profiles of 0–5, 0–20, 0–50 and 0–100 cm among different communities, of which the mean values of SOCD were 0.118, 0.478, 1.159 and 1.936 kg·m⁻², respectively. Our results show that SOCD is far below the mean value of global or national grasslands. Using the average values of SOCD across either global or national grasslands (including the grassland in this study) to estimate the SOC storage of desert ecosystems may lead to the overestimation or underestimation. Using the SOCD of specific communities may greatly increase the accuracy of SOC storage estimation in desert grasslands.

收稿日期Received: 2017-03-19 接受日期Accepted: 2017-06-16

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(XDA05050406-1)、国家自然科学基金(41501110和41401112)和中国科学院“西部之光”人才培养引进计划。Supported by the Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences (XDA05050406-1), the National Natural Science Foundation of China (41501110 and 41401112) and the West Light Program for Talent Cultivation of Chinese Academy of Sciences.

* 通信作者Corresponding author (wangzengru2@163.com)

Key words the Tengger Desert; desert grassland; soil organic carbon content; soil organic carbon density

Yang HT, Wang ZR, Jia RL (2018). Distribution and storage of soil organic carbon across the desert grasslands in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 42, 288–296. DOI: 10.17521/cjpe.2017.0068

土壤有机碳(SOC)库是陆地生态系统中最大的有机碳库,其微小的变化都会影响大气中CO₂的浓度,因而在全球碳循环过程和全球气候变化中起着重要的作用(Post *et al.*, 1990; Davidson *et al.*, 2000)。SOC储量是土壤碳输入和输出之间的净差值,输入主要来自叶和根的凋落物,输出主要为根呼吸及有机物分解释放的CO₂(Kirschbaum, 2000)。不同的植被类型伴随着不同的生境条件和不同的生理生态特征,形成了不同的土壤有机质的输入和输出方式,进而影响SOC密度分布和土壤碳储量的大小(丁越岩等, 2012)。目前植被类型与SOC密度分布特征和SOC储量关系的相关研究主要集中在森林、草地和湿地生态系统,而荒漠植被类型因其具有较小的碳密度而受到较少的关注。

荒漠生态系统是陆地生态系统的重要组成部分,面积占全球陆地面积的30%以上,碳储量约为全球碳储量的8% (Janzen, 2004; Li *et al.*, 2015),主要以土壤碳的形式存在(Wohlfahrt *et al.*, 2008; 赵有益等, 2008)。由于荒漠生态系统较为脆弱,土壤碳储量容易受环境变化的影响,在气候变化和人类活动加剧的背景下,荒漠生态系统土壤碳在全球碳循环中可能起着更加重要的作用。有研究认为荒漠生态系统可能是全球碳循环长期寻找的“碳汇”所在地,近年来的研究表明荒漠生态系统具有很强的固碳潜力,是未来固定CO₂的重要区域(Stone, 2008; Rotenberg & Yakir, 2010; Evans *et al.*, 2014),但是,目前还缺乏强有力的证据(Luyssaert *et al.*, 2007; Wohlfahrt *et al.*, 2008; Schlesinger *et al.*, 2009)。环境的复杂性及高度的空间异质性给荒漠生态系统碳储量的精确评估带来较大的困难(Jasoni *et al.*, 2005; Xie *et al.*, 2009),与其他生态系统相比,荒漠生态系统土壤碳储量研究还很薄弱(Hastings *et al.*, 2005; Gao *et al.*, 2012)。近年来,我国典型荒漠生态系统碳储量的研究逐渐增多,如新疆温性荒漠碳储量(安尼瓦尔·买买提, 2006; 门学慧, 2013)、河西走廊荒漠草地碳储量(王敏, 2014)、内蒙古荒漠草原碳储量(马文红, 2006; 杨婷婷, 2013),虽然这些研究极大地丰富和完善了我国荒漠草地碳储量研究,但涉及荒漠植物群落与土壤碳储量关系的研究还较少,还远不能代

表我国丰富的荒漠植物群落的土壤碳储量特征。现有的研究结果显示,荒漠生态系统土壤碳储量估算结果不确定性极为明显,这已成为国家和区域尺度上碳储量评估以及国家政策制定的主要障碍。腾格里沙漠东南缘植被为典型的荒漠草原类型,是草原化荒漠与荒漠化草原的过渡带,地带性植被发育在波状起伏的沙质草原上,母质是洪积冲积物,该区灌木、半灌木群落类型丰富。由稀疏植被或荒漠植被构成干旱地区典型的生态系统(斑块植被结构或镶嵌植被结构),这种植被类型基本是阿拉善高原沙质、沙砾质荒漠区的典型代表。其特殊的地理位置和气候条件,使得该区植物类型及其生物适应性特征更具独特性(李新荣等, 2016)。研究不同类型荒漠植物群落SOC密度特征,有助于我们在区域尺度上认识SOC的分布特征并在此基础上精确地估算荒漠生态系统SOC储量,减少荒漠生态系统土壤碳储量估算的不确定性,也对应气候变化、制定提高土壤碳储量的管理措施具有重要意义。本研究选择腾格里沙漠东南缘现有的主要类型群落研究SOC含量、分布特点及其差异,旨在全面地阐明在腾格里沙漠南缘这一特殊生境植被类型对SOC的影响。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

研究区位于腾格里沙漠东南缘,属典型的温带大陆性干旱气候和季风气候。这一区域的年降水量为180 mm,降水量年际变率大,80.0%集中于6–9月,年平均气温9.6 °C,1月平均气温为–6.9 °C,7月平均气温为24.3 °C,≥10 °C年有效积温3 000 °C以上,年蒸发量为3 200 mm,年平均风速4.2 m·s^{–1},每年的大风扬沙日数为80–90天,沙暴日数16–25天,多发生于4–6月,风向以西北风为主。土壤基质主要为疏松、贫瘠的流动风沙土。该区主要的植被类型有草原化荒漠、灌木荒漠,以及半灌木、小半灌木荒漠,其中草原化荒漠有短花针茅(*Stipa breviflora*)、猫头刺(*Oxytropis aciphylla*)、冷蒿(*Artemisia frigida*)、无芒隐子草(*Cleistogenes songorica*)、刺旋花(*Convolvulus tragacanthoides*)等植物群落;灌木荒漠主要有沙冬青(*Ammopiptanthus mongolicus*)、霸

DOI: 10.17521/cjpe.2017.0068

王(*Zygophyllum xanthoxylon*)、柠条锦鸡儿(*Caragana korshinskii*)、油蒿(即黑沙蒿(*Artemisia ordosica*))、白刺(*Nitraria tangutorum*)等植物群落; 半灌木、小半灌木荒漠主要有红砂(*Reaumuria songarica*)、珍珠猪毛菜(*Salsola passerina*)、驼绒藜(*Ceratoides latens*)、合头草(*Sympegma regelii*)、盐爪爪(*Kalidium foliatum*)、绵刺(*Potania mongolica*)等植物群落。

1.2 研究方法

1.2.1 采样点设置

在植被类型图(侯学煜, 1982)及预调查信息的基础上, 我们于2013年生长季7–9月在腾格里沙漠东南缘荒漠草地选取并调查了10个不同类型的灌木群落样地, 分别为红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落、驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落、珍珠猪毛菜群落、猫头刺群落、霸王群落、沙冬青群落、盐爪爪群落、白刺群落、红砂群落、绵刺群落。这些样地基本上覆盖了研究区的荒漠草地类型, 可以较好地代表研究区的天然植被特征。在每个样地内, 依据典型性原则, 选择能够代表整个样地的植被、地形及土壤等特征的地段, 按一定方向设置300 m样线, 每隔20 m布设一个10 m × 10 m的灌木样方用于灌木群落的调查和取样, 共10个灌木样方, 编号为G1–G10。每个灌木样方内设置一个1 m × 1 m的草本样方用于草本群落的调查和取样, 共10个草本样方, 编号为C1–C10。

1.2.2 样品采集与测定

1.2.2.1 灌木和草本调查 灌木调查: 灌木样方大小为10 m × 10 m, 调查样方内所有灌木的总盖度, 分物种调查所有灌木的株高及冠幅。草本调查: 草本样方大小为1 m × 1 m, 调查样方内所有草本植物的总盖度、群落高度。并分物种调查高度、株(丛)数量。用收获法获得样方内所有草本地上部分活体生物量、凋落物生物量和半分解层生物量。

1.2.2.2 土壤取样 在5个取过地上草本生物量的样方(C1、C3、C5、C7和C9)内将土壤表层的残留物和杂质清理干净, 在样方四角及中心部位设置5个取样点(5个重复), 利用内径为5 cm的土钻分0–5、5–10、10–20、20–30、30–50、50–70和70–100 cm共7个土层获取土壤样品。获得的样品按层分装在自封袋中, 带回室内置于牛皮纸上晾干风干后, 过2 mm土壤筛并剔除植物残体。

1.2.2.3 容重取样 每个样地在灌木样方G5中设置

一个容重坑, 挖出一个1.5 m × 1.0 m × 1.0 m (长×宽×深)的取样坑。将样方土壤表面的植物残留物和杂质清理干净, 用环刀按照0–5–10–20–30–50–70–100 cm的深度从上至下取样, 每层取5个重复。环刀的高度为5 cm, 体积为100 cm³。分层次取好后, 做好标记带回室内, 在105 °C条件下烘干至恒质量, 称量。土壤容重($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$) = W/V ; 其中 W = 烘干土壤质量(g), V = 环刀容积(cm³)。使用容重测定后的土壤样品进行土壤砾石含量(砾石与土壤的比值)的测定。

1.2.2.4 样品理化性质测定 SOC采用重铬酸钾氧化-外加热法测定(鲍士旦, 2000)。土壤颗粒组成采用激光粒度仪(Microtrac s3500, Microtrac, Montgomeryville, USA)测定。土壤pH值采用电位法测定。土壤电导率采用电导仪(Cole-Parmer Instrument Company, Illinois, USA)测定。全氮采用半微量凯氏定氮法测定, 全磷采用钼锑抗比色法测定(鲍士旦, 2000)。

1.2.3 数据分析

土壤有机碳密度(SOCD ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$))是指单位面积内一定深度土层中的SOC储量。SOCD不仅是估算和评价SOC储量的重要指标, 而且是反映土壤特性的重要指标。它由SOC含量、砾石含量及容重共同确定。本文采用Batjes (1996)的计算方式获得SOCD。

首先计算某一土层 i 的有机碳密度:

$$\text{SOC}_i = C_i \times T_i \times \rho_i \times (1 - \tau_i) / 10 \quad (1)$$

式中, SOC_i 是土层 i 的土壤有机碳密度, C_i 为土层 i 的有机碳含量(%), T_i 是土层 i 的厚度(cm), ρ_i 是土壤容重($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$), τ_i 是直径> 2 mm的砾石含量百分比。

如果土体剖面由 j 层组成, 那么该剖面的有机碳密度为:

$$\text{SOCD} = \sum_{i=1}^j C_i \times T_i \times \rho_i \times (1 - \tau_i) / 10 \quad (2)$$

数据统计分析在Excel和SPSS 19.0中进行。

2 结果和分析

2.1 不同植被类型的土壤有机碳含量特征

在自然条件下, 植被是SOC的重要来源, 植被类型会影响SOC的输入和输出方式, 进而影响SOC含量。本研究显示, 在腾格里沙漠南缘的荒漠化草地, 灌木群落类型是SOC含量的重要影响因素。对于7个土层(0–5、5–10、10–20、20–30、30–50、50–70

和70–100 cm土层)的SOC含量, 10个以灌木为优势种的典型荒漠植物群落之间均存在显著差异(表1), 0–5 cm土层SOC含量, $F = 26.549$, $p < 0.05$; 5–10 cm土层SOC含量, $F = 8.651$, $p < 0.05$; 10–20 cm土层SOC含量, $F = 21.810$, $p < 0.05$; 20–30 cm土层SOC含量, $F = 15.652$, $p < 0.05$; 30–50 cm土层SOC含量, $F = 7.488$, $p < 0.05$; 50–70 cm土层SOC含量, $F = 23.374$, $p < 0.05$; 70–100 cm土层SOC含量, $F = 6.992$, $p < 0.05$ (表1)。

2.2 不同植被类型对土壤有机碳含量垂直分布的影响

不同群落的SOC含量在土壤剖面上的垂直分布特征存在差异, 具体表现为: 红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落、驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落、珍珠猪毛菜群落、沙冬青群落和白刺群落的SOC含量在土壤剖面上表现为从表层至深层逐渐减少的规律; 霸王群落、盐爪爪群落、红砂群落和绵刺群落的SOC含量从表层至深层的土壤剖面上表现为先升高再降低的规律; 猫头刺群落的SOC含量在土壤剖面上的规律不明显(表1)。

2.3 典型荒漠群落土壤有机碳含量的影响因素

SOC含量的大小受各种因素的影响, 在本研究中我们分析了SOC含量与pH值、电导率、砂粒(2.00–0.05 mm)含量、黏粉粒(<0.05 mm)含量、全氮(N)和全磷(P)含量的相关性。结果显示SOC含量与pH值和砂粒含量呈显著的负相关关系, 而与电导

率、黏粉粒含量、全N和全P含量呈显著的正相关关系(图1)。

2.4 不同植被类型的土壤有机碳密度特征

为了与其他的研究有可比性, 我们分别分析了0–5、0–20、0–50和0–100 cm土层剖面的SOCD。不同类型群落之间, SOCD差异显著, 不同深度土壤剖面有机碳密度在样地间的差异表现为: 0–5 cm土层SOCD, $F = 33.066$, $p < 0.05$; 0–20 cm土层SOCD, $F = 23.676$, $p < 0.05$; 0–50 cm土层SOCD, $F = 17.461$, $p < 0.05$; 0–100 cm土层SOCD, $F = 29.852$, $p < 0.05$ 。群落间SOCD的差异可以达到7–10倍。10个群落0–5、0–20、0–50和0–100 cm土层剖面的SOCD平均值分别为(0.118 ± 0.028)、(0.478 ± 0.110)、(1.159 ± 0.265)和(1.936 ± 0.358) kg·m⁻²。0–5 cm土层SOCD表现为红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落最大, 驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落、盐爪爪群落和珍珠猪毛菜群落次之, 猫头刺群落、霸王群落、沙冬青群落、白刺群落、红砂群落和绵刺群落较小。0–20 cm土层SOCD表现为红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落最大, 盐爪爪群落、驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落、珍珠猪毛菜群落和绵刺群落次之, 猫头刺群落、霸王群落、沙冬青群落、白刺群落和红砂群落较小。0–50 cm土层SOCD表现为盐爪爪群落和红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落最大, 红砂群落、驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落、珍珠猪毛菜群落和绵刺群落次之, 猫头刺群落、霸王群落、沙冬青群落和白刺群落较小。

表1 不同类型群落土壤有机碳含量(g·kg⁻¹) (平均值±标准偏差)
Table 1 Soil organic carbon content (g·kg⁻¹) of different communities (mean ± SD)

群落类型 Community type	土壤深度 Soil depth (cm)						
	0–5	5–10	10–20	20–30	30–50	50–70	70–100
AM	1.014 ± 0.186 ^{de}	0.951 ± 0.183 ^{de}	0.846 ± 0.154 ^{fe}	0.913 ± 0.463 ^{de}	0.663 ± 0.140 ^d	0.591 ± 0.471 ^e	0.649 ± 0.470 ^{bc}
CLA	3.440 ± 1.312 ^{bc}	2.411 ± 1.104 ^{bc}	1.962 ± 0.738 ^{de}	1.796 ± 0.922 ^{cd}	1.469 ± 0.443 ^{cd}	0.912 ± 0.199 ^{de}	1.288 ± 0.533 ^b
KF	2.960 ± 1.050 ^c	3.700 ± 1.667 ^a	4.660 ± 1.228 ^a	5.460 ± 2.281 ^a	4.040 ± 1.504 ^a	4.080 ± 1.270 ^a	2.420 ± 1.240 ^a
NT	1.200 ± 0.346 ^{de}	1.350 ± 0.311 ^{cde}	1.200 ± 0.245 ^{ef}	0.960 ± 0.288 ^{de}	0.880 ± 0.295 ^d	0.900 ± 0.361 ^{de}	0.760 ± 0.114 ^{bc}
OAL	0.439 ± 0.113 ^e	0.278 ± 0.050 ^e	0.254 ± 0.057 ^e	0.300 ± 0.101 ^e	0.438 ± 0.122 ^d	0.323 ± 0.075 ^e	0.393 ± 0.157 ^c
PM	1.720 ± 0.396 ^d	2.880 ± 0.814 ^{ab}	3.720 ± 0.444 ^b	3.780 ± 0.476 ^b	2.280 ± 0.228 ^{bc}	1.780 ± 0.311 ^{bc}	1.180 ± 0.476 ^b
RS	0.838 ± 0.094 ^e	1.700 ± 1.144 ^{cd}	2.445 ± 1.094 ^{cd}	3.376 ± 0.255 ^b	2.959 ± 0.313 ^{ab}	2.227 ± 0.213 ^b	2.322 ± 0.200 ^a
RSK	4.660 ± 0.720 ^a	3.760 ± 1.064 ^a	2.980 ± 0.268 ^{bc}	2.180 ± 0.192 ^c	2.580 ± 1.972 ^{bc}	1.180 ± 0.217 ^{cde}	1.080 ± 0.444 ^{bc}
SP	3.860 ± 0.684 ^{ab}	2.880 ± 0.676 ^{ab}	3.180 ± 0.756 ^{bc}	2.800 ± 1.037 ^{bc}	2.400 ± 1.384 ^{bc}	1.400 ± 0.447 ^{cd}	1.100 ± 0.728 ^{bc}
ZX	0.887 ± 0.265 ^e	1.301 ± 0.404 ^{cde}	1.511 ± 0.416 ^{ef}	1.703 ± 0.129 ^{cd}	1.571 ± 0.197 ^{cd}	1.352 ± 0.228 ^{cd}	1.166 ± 0.193 ^b

AM, 沙冬青群落; CLA, 驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落; KF, 盐爪爪群落; NT, 白刺群落; OAL, 猫头刺群落; PM, 绵刺群落; RS, 红砂群落; RSK, 红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落; SP, 珍珠猪毛菜群落; ZX, 霸王群落。不同字母表示不同群落土壤有机碳含量差异显著($p < 0.05$)。
AM, *Ammopiptanthus mongolicus* community; CLA, *Ceratoides latens*, *Caragana korshinskii*, and *Caragana ordosica* community; KF, *Kalidium foliatum* community; NT, *Nitraria tangutorum* community; OAL, *Oxytropis aciphylla* community; PM, *Potania mongolica* community; RS, *Reaumuria songarica* community; RSK, *Reaumuria songarica*, *Salsola passerine*, and *Kalidium foliatum* community; SP, *Salsola passerine* community; ZX, *Zygophyllum xanthoxylon* community. Different superscript letters indicate significant difference of soil organic carbon content between different communities ($p < 0.05$).

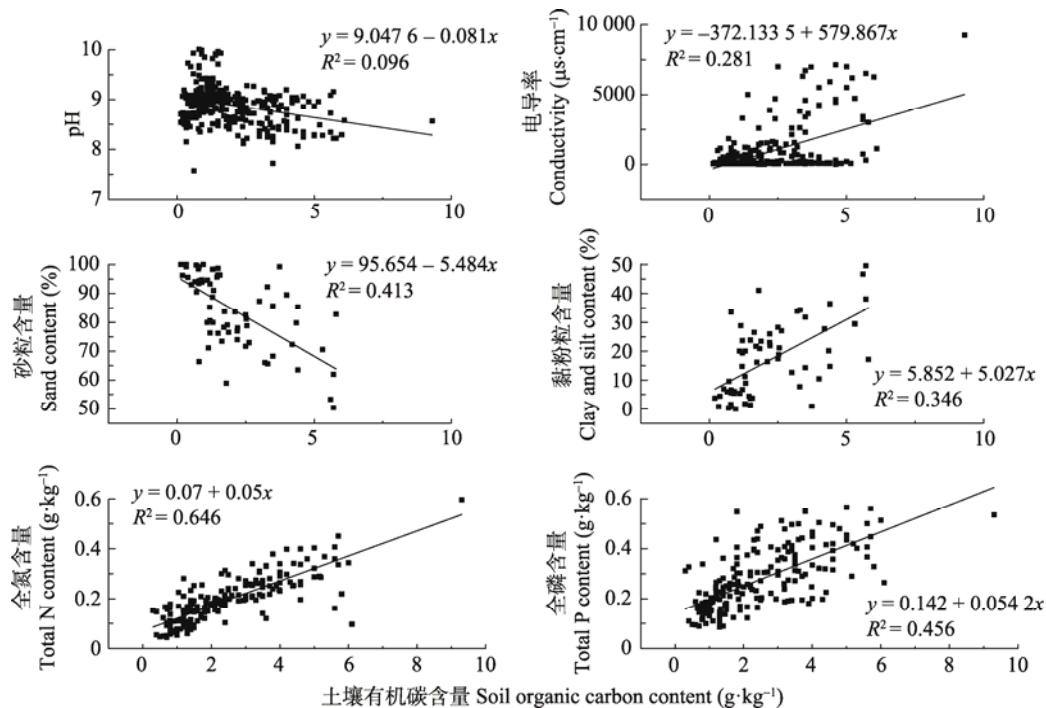


图1 土壤有机碳含量与pH值、电导率、砂粒含量、黏粉粒含量、全氮(N)和磷(P)含量的关系。

Fig. 1 The relationships between soil organic carbon content and pH value, conductivity, sand content, clay and silt content, total nitrogen (N) and total phosphorus (P) content.

0–100 cm土层SOCD表现为盐爪爪群落(3.958 ± 0.321) $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 和红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落(2.778 ± 0.258) $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 最大, 红砂群落(2.578 ± 0.109) $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 、珍珠猪毛菜群落(2.108 ± 0.301) $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 和绵刺群落(2.150 ± 0.073) $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 次之, 猫头刺群落(0.561 ± 0.068) $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 、驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落(1.639 ± 0.176) $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 、霸王群落(1.629 ± 0.082) $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 、沙冬青群落(0.862 ± 0.090) $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 和白刺群落(1.096 ± 0.125) $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 较小(图2)。

0–5、0–20和0–50 cm土层有机碳密度占0–100 cm土层有机碳密度的比率分别为6.1%、24.7%和59.9%。但各群落之间存在差异, 对0–5 cm土层而言, 红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落和驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落的比率达到11.3%和10.4%, 而霸王群落的比率仅为3.3%; 这是因为红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落和驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落土壤表层有生物土壤结皮层发育生长, 增加了SOC的输入, 而霸王群落土壤表层有流沙覆盖, 生物生长较少; 对0–20 cm土层而言, 红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落、驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落和珍珠猪毛菜群落的占比较高, 分别达到了34.8%、30.6%和29.9%, 远远高于平均水平, 而猫头刺群落和红砂群落仅为

17.4%和15.1%, 远低于平均水平; 对0–50 cm土层而言, 红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落、珍珠猪毛菜群落和绵刺群落的占比较高, 分别达到了72.5%、68.2%和67.4%, 而猫头刺群落仅占50.0%(表2)。

3 讨论

增加土壤碳储量是缓解温室效应加剧的一个有效方法, 是陆地生态系统碳循环研究的热点问题。荒漠生态系统具有高度的空间异质性, 对其SOC储量的估算结果具有很大的不确定性, 有可能是未来增加碳汇的重要区域(Stone, 2008; Rotenberg & Yakir, 2010; Evans *et al.*, 2014)。

本研究结果显示, 植物群落类型是SOC含量的重要影响因子, 荒漠生态系统SOC含量在水平方向和垂直方向上均具有高度的空间异质性, 不同类型植物群落间各土层(0–5、5–10、10–20、20–30、30–50、50–70和70–100 cm)的SOC含量差异显著, SOC含量在土壤剖面的分布特征也具有特殊性, 各群落之间存在差异。表土层(0–5、5–10和10–20 cm) SOC含量表现为红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落、驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落、珍珠猪毛菜群落和盐爪爪群落较高, 这4个群落除灌木盖度较高外, 草本种类和数量也相对较多, 且有部分生物土壤结皮覆盖, 因此表

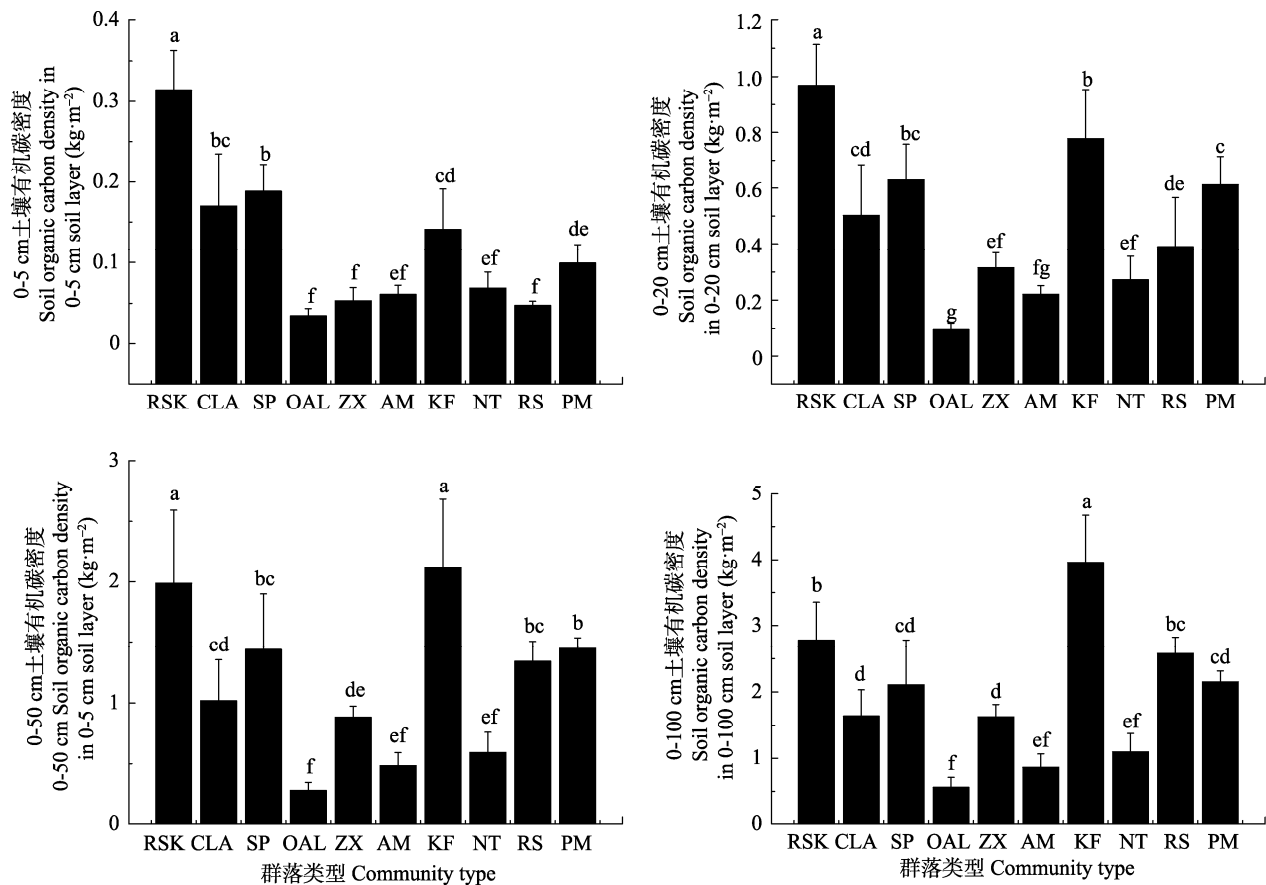


图2 不同类型群落土壤有机碳密度特征(平均值±标准偏差)。群落类型代码见表1。不同字母表示不同群落土壤有机碳密度差异显著($p < 0.05$)。
Fig. 2 Soil organic carbon density in different depth for different community types (mean ± SD). The abbreviations of community types are the same as in Table 1. Different superscript letters indicate significant difference of soil organic carbon density between different communities ($p < 0.05$).

表2 不同土层土壤有机碳密度占0–100 cm土层有机碳密度的比率

Table 2 The ratio of soil organic carbon density of 0–5, 0–20, and 0–50 cm soil profile to soil organic carbon density of 0–100 cm soil profile

群落类型 Community type	土层 Soil layer		
	0–5	0–20	0–50
AM	0.071	0.256	0.562
CLA	0.104	0.306	0.622
KF	0.036	0.197	0.535
NT	0.063	0.248	0.541
OAL	0.062	0.174	0.500
PM	0.046	0.284	0.674
RS	0.018	0.151	0.520
RSK	0.113	0.348	0.715
SP	0.089	0.299	0.682
ZX	0.033	0.193	0.543
平均值 Mean	0.061	0.247	0.599

群落类型代码见表1。
The abbreviations of community types are the same as in Table 1.

层土壤具有较高的有机碳含量。猫头刺群落、霸王群落和红砂群落有机碳含量较低，主要是因为这几个群落表层受风蚀影响，表层覆沙较多，影响了草本植物和生物土壤结皮的发育和繁殖，故有机碳的输入较少。下层土壤(20–30、30–50、50–70和70–100 cm) SOC含量主要表现为盐爪爪群落、红砂群落和绵刺群落较大，红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落、驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落、霸王群落和珍珠猪毛菜群落次之，猫头刺群落、沙冬青群落和白刺群落较小，下层土壤有机碳的输入与输出主要受灌木根系的生长、呼吸、根际微生物活动以及土壤动物活动等影响，而不同灌木类型的根系分布特征、生理生态特征以及根区微生物群落和土壤动物群落特征可能存在差异，因此灌木类型可能是下层SOC含量的重要生物影响因子。

SOC含量还受自然因子(温度、水分、土壤理化性质等)、人类活动(开垦耕作、放牧、火烧、围封、

植被重建等)以及气候变化(气候变暖和CO₂浓度升高)等因素的影响。土壤中的砂粒和黏粉粒含量会通过影响养分循环和微生物活性等,进而影响有机质的稳定性和分解速率。本研究显示典型的荒漠生态系统SOC含量与土壤黏粉粒含量呈正相关关系,而与土壤砂粒含量呈负相关关系,我们的研究支持李新荣等(2016)的研究结果。因此有效地防止沙漠化,并通过人为措施促进荒漠生态系统土壤黏粉粒含量的增加对提升荒漠生态系统SOC含量具有重要意义。土壤pH值通过影响土壤微生物的活性影响土壤碳素的输出,本研究中10个群落的土壤均偏碱性,差异不大,仅与有机碳含量呈弱负相关关系。N和P是SOC的重要影响因子,本研究显示SOC含量与全N和全P含量呈显著的正相关关系。

SOC储量估算中的不确定性主要是由于缺少土壤剖面数据以及现有的土壤剖面数据不统一(方精云等, 2010)。本研究中选取的10个群落类型在腾格里沙漠东南缘广泛分布且具有很好的代表性,这些土壤剖面可以很好地代表研究区的SOCD分布特征。SOCD受SOC含量、土壤容重和砾石含量的综合影响。本研究显示,研究区荒漠生态系统0–100 cm土壤剖面的SOCD约为1.936 kg·m⁻²,这一结果与其他地区荒漠生态系统都显著低于全国草地0–100 cm土层SOCD平均水平(8.00 kg·m⁻²)(方精云等, 2010),也显著低于全球草地0–100 cm土层SOCD平均水平10.60 kg·m⁻² (Post *et al.*, 1982)。如果用全球平均值或全国平均值估算腾格里沙漠南缘荒漠草地的SOC储量,其结果势必会远远高于实际情况。草地SOC的来源主要是植物凋落物的输入及根系的周转,其大小取决于凋落物输入量、植物根系的死亡率和周转率以及土壤有机质的分解释放量(李东等, 2010)。荒漠草地一般处于干旱和半干旱区,受降水量的限制,植被生产力较小,风沙较大,土壤只能获得有限的碳源,故而有机碳密度较小。

不同类型群落0–5、0–20、0–50和0–100 cm土层土壤剖面的SOCD差异显著,最大的群落与最小的群落相差7–10倍,鉴于不同群落面积不同,如果利用平均值估算腾格里沙漠南缘荒漠生态系统土壤碳储量,可能会出现高估或低估的情况,增加了区域碳储量结果的不确定性。因此在本研究的基础上,按群落类型估算土壤碳储量是增加区域土壤碳储量精确性的有效方法。同时我们发现0–100 cm土层

土壤剖面有机碳密度最高的盐爪爪群落和红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落的SOCD分别达到3.958和2.778 kg·m⁻²,而最小的猫头刺群落的SOCD仅为0.561 kg·m⁻²,这也就意味着腾格里沙漠南缘的一些植被类型还具有巨大的固碳潜力,采取合理的人工管理措施,如禁止放牧、采伐以减少沙漠化、人工促进植被土壤系统恢复等,都可以增加荒漠生态系统的土壤碳储量,这已在沙坡头人工固沙植被区得到验证(Li *et al.*, 2007a, 2007b; Yang *et al.*, 2014)。

土壤有机碳的垂直分布特征不仅受凋落物量、淋溶作用的影响,而且受植物根系分布特征及其周转以及微生物活动等多种因素的影响。揭示SOC的垂直分布特征有助于认识SOC库的动态变化,对预测SOC库对全球变化的响应以及评估土壤碳库在全球碳循环中的地位具有重要作用(Jobbágy & Sala, 2000; 杨元合, 2008)。在全球尺度上,灌丛和草地生态系统0–20 cm土层的有机碳库分别占0–100 cm土层的33.0%和42.0% (Jobbágy & Sala, 2000)。在区域尺度上: 内蒙古温带草地的SOC垂直分布特征为温带草地、典型草原和荒漠草原的SOC含量随土壤深度增加逐渐下降,0–20 cm土层SOC库占0–100 cm土层的39.0%–64.0%,其中荒漠草地为41.0% (马文红, 2006); 新疆温性草原、荒漠草原和草原化荒漠的SOC含量均随土壤深度增加而下降,0–20 cm土层有机碳储量分别占0–100 cm剖面的42.0%、45.0%和43.0% (安尼瓦尔·买买提, 2006)。总的来说,多数研究表明草地生态系统的SOC主要分布在表层0–50 cm,尤其是在表层0–20 cm。本研究部分结果支持上述研究结果,但也存在差异,分布在0–20和0–50 cm土层的有机碳库仅为0–100 cm土层有机碳库的24.7%和59.9%。但各群落之间存在差异,就0–20 cm而言,红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落达到了34.8%,远远高于平均水平,红砂群落仅为15.1%,远低于平均水平。不同植被类型的土壤有机碳在土壤剖面上的垂直分布特征不同,因此植被类型可能是影响土壤有机碳垂直分布的重要因素。其主要的原因可能是: 由于样地位于沙漠周边,风沙活动剧烈,有部分样地表层覆盖有沙层,这部分样地表层SOC含量较小,从整体上降低了0–20 cm土层有机碳库的比例。由于表层土壤碳库容易受到自然和人为因素的干扰,其稳定性不如深层土壤碳库,尤其是荒漠生态系统的响应更为强烈,因此表层土壤是荒漠生

态系统碳循环最重要的区域(李新荣, 2012)。这从0–5 cm土层SOC特征可以得到验证, 红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落和驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落的表层土壤保护较好, 且有生物土壤结皮覆盖, 其有机碳密度占0–100 cm土层有机碳密度的比率达到了11.3%和10.4%, 而霸王群落地表风蚀较为严重, 表层土壤有较厚的覆沙层, 其有机碳密度占0–100 cm土层有机碳密度的比率仅为3.3%。

4 结论

群落类型是荒漠生态系统土壤有机碳含量和有机碳密度的重要影响因素, 各群落之间土壤有机碳含量和有机碳密度均存在显著差异, 主要表现为盐爪爪群落和红砂-珍珠猪毛菜-盐爪爪群落最大, 红砂群落、珍珠猪毛菜群落和绵刺群落次之, 驼绒藜-柠条锦鸡儿-油蒿群落、霸王群落、白刺群落和沙冬青群落较小, 猫头刺群落最小的特征。按群落类型进行荒漠生态系统SOC储量的估算是减小区域碳储量不确定性的方法。SOC含量与黏粉粒含量、全N含量、全P含量和电导率呈显著的正相关关系, 通过人工促进提高荒漠生态系统黏粉粒含量、全N和全P含量是增加荒漠生态系统碳储量的重要方法。腾格里沙漠南缘荒漠草地表层的土壤碳密度小于全球平均水平和其他地区, 而且表层SOC库的占比较小, 本研究中分布在0–20 cm土层的有机碳库仅为0–100 cm土层的24.7%, 远低于全球水平(33%)。这就意味着这一区域是一个潜在而巨大的碳库, 在合理的管理措施下, 可能会增加该地区的SOC库。荒漠生态系统表层土壤易受干扰而沙化, 因此减少强烈的人为干扰破坏, 并适当地进行人工干预以稳定土壤表面, 有助于维持土壤碳库的稳定性。

参考文献

- Bao SD (2000). *Agricultural Chemistry Analysis of Soil*. China Agriculture Press, Beijing. [鲍士旦 (2000). 土壤农化分析. 中国农业出版社, 北京.]
- Batjes NH (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47, 151–163.
- Davidson EA, Trumbore SE, Amundson R (2000). Biogeochemistry: Soil warming and organic carbon content. *Nature*, 408, 789–790.
- Ding YK, Yang J, Song BY, Hu GJLT, Zhang L (2012). Effect of different vegetation types on soil organic carbon in Mu Us Desert. *Acta Prataculturae Sinica*, 21(2), 18–25. [丁越岷, 杨劼, 宋炳煜, 呼格吉勒图, 张琳 (2012). 不同植被类型对毛乌素沙地土壤有机碳的影响. 草业学报, 21(2), 18–25.]
- Evans RD, Koyama A, Sonderegger DL, Chen X, Maisupova B, Madaminov AA, Han Q, Djenbaev BM (2014). Greater ecosystem carbon in the Mojave Desert after ten years exposure to elevated CO₂. *Nature Climate Change*, 4, 394–397.
- Fang JY, Yang YH, Ma WH, Mohhamot A, Shen HH (2010). Ecosystem carbon stocks and their changes in China's grasslands. *Scientia Sinica Vitae*, 40, 566–576. [方精云, 杨元合, 马文红, 安尼瓦尔·买买提, 沈海花 (2010). 中国草地生态系统碳库及其变化. 中国科学: 生命科学, 40, 566–576.]
- Gao YH, Li XR, Liu LC, Jia RL, Yang HT, Li G, Wei Y (2012). Seasonal variation of carbon exchange from a revegetation area in a Chinese desert. *Agricultural and Forest Meteorology*, 156, 134–142.
- Hastings SJ, Oechel WC, Muhlia-Melo A (2005). Diurnal, seasonal and annual variation in the net ecosystem CO₂ exchange of a desert shrub community (Sarcocaulis) in Baja California, Mexico. *Global Change Biology*, 11, 927–939.
- Hou XY (1982). *Vegetation Map of the People's Republic of China and Its Illustration*. China Cartographic Publishing House, Beijing. [侯学煜 (1982). 中华人民共和国植被图简要说明. 地图出版社, 北京.]
- Janzen HH (2004). Carbon cycling in earth systems—A soil science perspective. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 104, 399–417.
- Jasoni RL, Smith SD, Arnone JA (2005). Net ecosystem CO₂ exchange in Mojave Desert shrublands during the eighth year of exposure to elevated CO₂. *Global Change Biology*, 11, 749–756.
- Jobbágy EG, Sala OE (2000). Controls of grass and shrub aboveground production in the Patagonian steppe. *Ecological Applications*, 10, 541–549.
- Kirschbaum MUF (2000). Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? *Biogeochemistry*, 48, 21–51.
- Li C, Zhang C, Luo G, Chen X, Maisupova B, Madaminov AA, Han Q, Djenbaev BM (2015). Carbon stock and its responses to climate change in Central Asia. *Global Change Biology*, 21, 1951–1967.
- Li D, Huang Y, Wu Q, Ming Z, Jin DY (2010). Modeling dynamics of soil organic carbon in an alpine meadow ecosystem on Qinghai-Tibetan Plateau using the Century model. *Acta Prataculturae Sinica*, 19(2), 160–168. [李东, 黄耀, 吴琴, 明珠, 靳代樱 (2010). 青藏高原高寒草甸生态系统土壤有机碳动态模拟研究. 草业学报, 19(2), 160–168.]

- Li XR (2012). *Eco-hydrology of Biological Soil Crusts in Desert Regions of China*. Higher Education Press, Beijing. [李新荣 (2012). 荒漠生物土壤结皮生态与水文学研究. 高等教育出版社, 北京.]
- Li XR, He MZ, Duan ZH, Xiao HL, Jia XH (2007a). Recovery of topsoil physicochemical properties in revegetated sites in the sand-burial ecosystems of the Tengger Desert, northern China. *Geomorphology*, 88, 254–265.
- Li XR, Kong DS, Tan HJ, Wang XP (2007b). Changes in soil and vegetation following stabilisation of dunes in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China. *Plant and Soil*, 300, 221–231.
- Li XR, Zhang ZS, Liu YB, Li XJ, Yang HT (2016). *Fundamental Ecohydrology of Ecological Restoration and Recovery in Sandy Desert Regions of China*. Science Press, Beijing. [李新荣, 张志山, 刘玉冰, 李小军, 杨昊天 (2016). 中国沙区生态重建与恢复的生态水文学基础. 科学出版社, 北京.]
- Luyssaert S, Ingliina I, Jung M, Richardson A, Reichstein M, Papale D, Piao S, Schulze ED, Wingate L, Matteucci G (2007). CO₂ balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. *Global Change Biology*, 13, 2509–2537.
- Ma WH (2006). *Carbon Storage of Grasslands in Inner Mongolia*. PhD dissertation, Peking University, Beijing. [马文红 (2006). 内蒙古温带草地碳储量. 博士学位论文, 北京大学, 北京.]
- Men XH (2013). *The Spatial Distribution Characteristics of Biomass and Carbon Density of Temperate Desert Grassland in Northern Xinjiang*. Master degree dissertation, Xinjiang Agricultural University, Ürümqi. [门学慧 (2013). 北疆温性荒漠类草地生物量与碳密度空间分布特征. 硕士学位论文, 新疆农业大学, 乌鲁木齐.]
- Mohhamot A (2006). *Carbon and Nitrogen Storage of Grassland and Ecosystem in Xinjiang*. PhD dissertation, Peking University, Beijing. [安尼瓦尔·买买提 (2006). 新疆草地生态系统碳、氮储量的研究. 博士学位论文, 北京大学, 北京.]
- Post WM, Emanuel WR, Zinke PJ, Stangenberger AG (1982). Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298, 156–159.
- Post WM, Peng TH, Emanuel WR, King AW, Dale VH, DeAngelis DL (1990). The global carbon cycle. *American Scientist*, 78, 310–326.
- Rotenberg E, Yakir D (2010). Contribution of semi-arid forests to the climate system. *Science*, 327, 451–454.
- Schlesinger WH, Belnap J, Marion G (2009). On carbon sequestration in desert ecosystems. *Global Change Biology*, 15, 1488–1490.
- Stone R (2008). Have desert researchers discovered a hidden loop in the carbon cycle? *Science*, 320, 1409–1410.
- Wang M (2014). *Vegetation Biomass and Soil Organic Carbon Storage in Desert Grasslands of Hexi Corridor*. PhD dissertation, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing. [王敏 (2014). 河西走廊荒漠草地生物量和土壤有机碳储量. 博士学位论文, 中国科学院大学, 北京.]
- Wohlfahrt Q, Fenstermaker LF, Arnone JA (2008). Large annual net ecosystem CO₂ uptake of a Mojave Desert ecosystem. *Global Change Biology*, 14, 1475–1487.
- Xie J, Li Y, Zhai C, Li C, Lan Z (2009). CO₂ absorption by alkaline soils and its implication to the global carbon cycle. *Environmental Geology*, 56, 953–961.
- Yang HT, Li XR, Wang ZR, Jia RL, Liu LC, Chen YL, Wei YP, Gao YH, Li G (2014). Carbon sequestration capacity of shifting sand dune after establishing new vegetation in the Tengger Desert, northern China. *Science of the Total Environment*, 478, 1–11.
- Yang TT (2013). *Study on Biomass Dynamics and Carbon Storage Distribution in Desert Steppe*. PhD dissertation, Inner Mongolia Agricultural University, Huhhot. [杨婷婷 (2013). 荒漠草原生物量动态及碳储量空间分布研究. 博士学位论文, 内蒙古农业大学, 呼和浩特.]
- Yang YH (2008). *Carbon and Nitrogen Storage in Alpine Grasslands on the Tibetan Plateau*. PhD dissertation, Peking University, Beijing. [杨元合 (2008). 青藏高原高寒草地生态系统碳氮储量. 博士学位论文, 北京大学, 北京.]
- Zhao YY, Long RJ, Lin HL, Ren JZ (2008). Study on pastoral security and its assessment. *Acta Prataculturae Sinica*, 17(2), 143–150. [赵有益, 龙瑞军, 林慧龙, 任继周 (2008). 草地生态系统安全及其评价研究. 草业学报, 17(2), 143–150.]

责任编辑: 黄建辉 责任编辑: 王 葳



扫码加入读者圈
听语音, 看问答