

DOI: 10.20103/j.stxb.202311302618

杨洋, 张心昱, 苏文, 郭学兵, 唐新斋, 李向义, 李新虎, 马健. 新疆农田和荒漠生态系统土壤有机碳储量及其影响因素. 生态学报, 2024, 44(14): 6174-6185.

Yang Y, Zhang X Y, Su W, Guo X B, Tang X Z, Li X Y, Li X H, Ma J. Soil organic carbon storage and its influencing factors in farmland and desert ecosystems in Xinjiang. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(14): 6174-6185.

新疆农田和荒漠生态系统土壤有机碳储量及其影响因素

杨 洋^{1,2,5}, 张心昱^{1,3,*}, 苏 文¹, 郭学兵¹, 唐新斋¹, 李向义⁴, 李新虎⁴, 马 健⁴

1 中国科学院地理科学与资源研究所生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101

2 河北建筑工程学院市政与环境工程系, 张家口 075000

3 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100101

4 中国科学院新疆生态与地理研究所, 乌鲁木齐 830011

5 河北省水质工程与水资源综合利用重点实验室, 张家口 075000

摘要: 基于中国生态系统研究网络 (CERN) 长期监测数据, 选取新疆维吾尔自治区代表暖温带干旱区的绿洲农田生态系统 (阿克苏站)、代表暖温带荒漠区 (策勒站) 以及温带荒漠区 (阜康站) 的绿洲农田和荒漠生态系统综合观测场、辅助观测场和农户调查点 2005—2020 年 0—100 cm 土层的土壤有机碳 (SOC) 储量数据, 分析新疆农田和荒漠生态系统 SOC 储量的影响因素。研究表明, 2005—2020 年 0—100 cm 土层 SOC 总储量平均值为阿克苏站 (5.17 kg/m^2) > 阜康站 (4.20 kg/m^2) > 策勒站 (2.96 kg/m^2)。0—20 cm、20—40 cm、40—60 cm 土层的 SOC 分别约占 0—100 cm 土层储量的 27.3%—35.3%、23.1%—24.6% 和 15.8%—17.5%。在阿克苏站, 施肥量最高、灌溉量最低的农户调查点 SOC 储量最高; 而在策勒站和阜康站, 农户调查点和辅助观测场的施肥和灌溉措施分别最有利于提高 SOC 储量。总体来看, 土壤含水量、地上生物量与 SOC 储量呈正相关关系; 年平均气温与 0—40 cm 土层的 SOC 储量呈负相关关系。在单一生态站的生态系统尺度, 年平均气温与 SOC 储量相关性不显著; 地上生物量与策勒站和阜康站的 SOC 储量呈正相关关系, 但是与阿克苏站 0—40 cm 土层的 SOC 储量呈负相关关系; 施纯钾量与策勒站 0—60 cm 土层的 SOC 储量呈正相关关系, 但与阜康站 40—100 cm 土层的 SOC 储量呈负相关关系。总之, 与自然状态下的荒漠和农田不施肥相比, 灌溉和施肥的农田管理措施有利于增加干旱区 SOC 储量。不同生态站要根据自身区域特点制定合理的农田管理模式, 以维持较高的 SOC 储量。

关键词: 土壤有机碳储量; 气象因素; 长期监测数据; 农田和荒漠生态系统; 干旱区

Soil organic carbon storage and its influencing factors in farmland and desert ecosystems in Xinjiang

YANG Yang^{1,2,5}, ZHANG Xinyu^{1,3,*}, SU Wen¹, GUO Xuebing¹, TANG Xinzhai¹, LI Xiangyi⁴, LI Xinhui⁴, MA Jian⁴

1 Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 Department of Municipal and Environmental Engineering, Hebei University of Architecture, Zhangjiakou 075000, China

3 College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

4 Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, China

5 Hebei Key Laboratory of Water Quality Engineering and Comprehensive Utilization of Water Resources, Hebei University of Architecture, Zhangjiakou 075000, China

基金项目: 国家重点研发计划重点专项项目 (2019YFE0126500); 河北省高等学校科学技术研究项目 (BJK2022016)

收稿日期: 2023-11-30; **网络出版日期:** 2024-05-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhangxy@igsnr.ac.cn

Abstract: To understand the influencing factors of soil organic carbon (SOC) storage in farmland and desert ecosystems in Xinjiang, the SOC storage data of 0—100 cm soil layer in Comprehensive observation field, Auxiliary observation field, and Household survey field from 2005 to 2020 were selected from the oasis farmland ecosystem in a warm temperate arid areas (Aksu), and the oasis farmland and desert ecosystem in a warm temperate desert area (Cele), and a temperate desert area (Fukang) in Xinjiang Uygur Autonomous Region. The results demonstrated that the average SOC storage in 0—100 cm soil layer from 2005 to 2020 was Aksu (5.17 kg/m^2) > Fukang (4.20 kg/m^2) > Cele (2.96 kg/m^2). The SOC in 0—20 cm, 20—40 cm, and 40—60 cm soil layers accounted for 27.3%—35.3%, 23.1%—24.6%, and 15.8%—17.5% of 0—100 cm soil layer reserves, respectively. The SOC storage was the highest in the Auxiliary observation field with the highest fertilizer application and the lowest irrigation at Aksu. The fertilization and irrigation measures of the Household survey field and Auxiliary observation field were the most beneficial to increase SOC storage at Cele and Fukang, respectively. In general, the soil water content and the aboveground biomass were positively correlated with the SOC storage in the 0—100 cm soil profile. The annual mean temperature was negatively correlated with the SOC storage in the 0—40 cm soil layer. There was no correlation between annual mean temperature and the SOC storage when different ecological stations were considered separately. The aboveground biomass was positively correlated with the SOC storage at Cele and Fukang, but was negatively correlated with the SOC storage in the 0—40 cm soil layer at Aksu. The amount of pure potassium applied was positively correlated with the SOC storage in the 0—60 cm soil layer at Cele, but was negatively correlated with the SOC storage in the 40—100 cm soil layer at Fukang. In conclusion, farmland management measures of irrigation and fertilization are beneficial to increase SOC storage in arid areas, when compared with natural deserts and farmland without fertilization. Reasonable agricultural management should be developed in different ecological stations according to their regional characteristics to improve SOC storage.

Key Words: soil organic carbon stocks; meteorological factor; long-term monitoring data; farmland and desert ecosystems; arid region

土壤有机碳 (SOC) 储量会对土壤健康、粮食安全及气候变化产生直接影响^[1-3]。从全球来看, SOC 库 (约 1550 Pg ; $1 \text{ Pg} = 10^{15} \text{ g}$) 约占土壤总碳库的 62%, 是陆地碳库最大的组成部分^[1, 4]。我国陆地生态系统 SOC 储量处于 $61.5-121.1 \text{ Pg}$ 之间, 其中干旱区 SOC 储量约占其总量的 12.24%, 是陆地生态系统碳循环的关键环节^[5-6]。评价 SOC 储量分布的方法多种多样, 包括立地测量、调查和基于经验/过程的模型等。SOC 储量的估计随着时间、空间、方法和数据库的不同而有很大差异。基于定位站点的长期监测数据深入研究 SOC 储量的影响机制可为干旱区绿洲农田和荒漠生态系统碳评估提供科学依据。

在大尺度上, 气候因子, 主要是气温和降水量, 被认为是影响 SOC 储量的重要因素^[7-10]。年平均降水量以及受其影响的土壤含水量增加会加快土壤呼吸, 促进 SOC 分解^[11-12]。近期的研究表明, 在干旱区 SOC 含量与年平均降水量的关系因生态系统类型的不同而有所差异^[13]。农田管理措施往往通过改变耕作方式、施肥量、灌溉量和植被类型等影响土壤温度、湿度、有机物输入, 进而改变 SOC 储量^[3, 14-15]。地上植被类型会通过改变地上及地下生物量影响土壤碳输入, 进而对 SOC 储量产生影响^[3, 16-17]。施肥则通过影响植物的生长和微生物生物量, 在一定程度上增加 SOC 储量^[18-20]。有机肥含有较高的苯酚和木质素等物质易形成非常稳定的化合物, 因而比无机肥更有利于提升 SOC 储量^[11, 21]。而无机肥会改变土壤 pH 值和离子浓度, 可能通过对土壤团聚体产生负面影响而造成 SOC 损失^[3]。总体而言, SOC 储量与植被类型及其生长状况有关, 主要受气候和土壤条件控制^[3, 10, 17]。而在水分缺乏的干旱区, 影响 SOC 储量的机制尚不清楚。

以往估计 SOC 储量的土壤采样深度通常为 20 cm, 约 90% 的土壤采样深度 < 30 cm, 而深层土壤贡献了 50% 以上的土壤碳储量^[22-24], 因此在分析 SOC 储量的影响机制时需考虑整个土壤剖面。干旱区以荒漠草原生态系统为主, 荒漠地区的河、湖沿岸分布有农田生态系统, 降水稀少, 年际变异性大, 生态系统对气候变化响应敏感。其中, 新疆维吾尔自治区是我国干旱指数最大的地区^[13]。为夯实粮食安全基础, 选择有利于提高 SOC 储量的农田管理模式对于加快新疆高标准农田建设及维持区域生态可持续发展至关重要。本研究主要

基于中国生态系统研究网络 (CERN) 在新疆维吾尔自治区的三个生态站——新疆阿克苏绿洲农田生态系统国家野外科学观测研究站 (简称“阿克苏站”)、新疆策勒荒漠草地生态系统国家野外科学观测研究站 (简称“策勒站”) 和新疆阜康荒漠生态系统国家野外科学观测研究站 (简称“阜康站”) 的长期定位监测数据, 分析了包含不同施肥和灌溉模式的综合观测场、辅助观测场和农户调查点中 0—100 cm 土层 SOC 储量及其影响因素, 研究结果可为干旱区绿洲农田生态系统碳评估和管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

选择位于新疆维吾尔自治区的三个 CERN 长期定位监测生态站——阿克苏站、策勒站和阜康站 (图 1)。阿克苏站 (AKA, 80°51'E, 40°37'N, 1028 m) 属于暖温带干旱型气候。2008—2020 年平均气温为 11.83 °C, 年平均降水量为 65.08 mm。该区是欧亚大陆胡杨林保存最完整的区域和塔里木河的源头, 其自然植被主要为梭梭、骆驼刺等。土壤为灌淤土, 母质为冲积物。该站主要为农田观测场, 主要农作物是棉花。策勒站 (CLD, 80°43'E, 37°00'N, 1318 m) 气候极端干旱, 属于典型内陆暖温带荒漠气候。2004—2020 年平均气温为 11.64 °C, 年平均降水量为 44.29 mm。土壤为风沙土, 母质为粉沙。该站有农田观测场和荒漠观测场。近几年来, 农田观测场主要农作物是棉花和玉米, 荒漠观测场的自然植被主要为骆驼刺和花花柴等。阜康站 (FKD, 87°55'N, 44°17'E, 450 m) 属于温带荒漠气候。2000—2020 年平均气温为 7.07 °C, 年平均降水量为 111.82 mm。该站农田观测场的土壤类型为灰漠土, 母质为第三纪红泥页岩, 主要种植棉花、小麦、葡萄等。荒漠观测场的土壤为风沙土, 母质为粉沙, 自然植被是以天然梭梭为主的灌木。本研究将调查样地分为综合观测场、辅助观测场、农户调查点三类。其中, 综合观测场、辅助观测场为台站控制的施肥和灌溉处理, 农户调查点是在台站附近农民自主经营的农田中进行采样, 代表当地农民自主经营的模式, 具体施肥、灌溉和作物情况见表 1。在没有农田管理措施干预的荒漠或不进行施肥和灌溉的对照农田中, 阿克苏站、策勒站和阜康站 2005—2020 年 0—100 cm 土层 SOC 总储量平均值分别为 4.18 kg/m²、2.01 kg/m² 和 1.78 kg/m²。

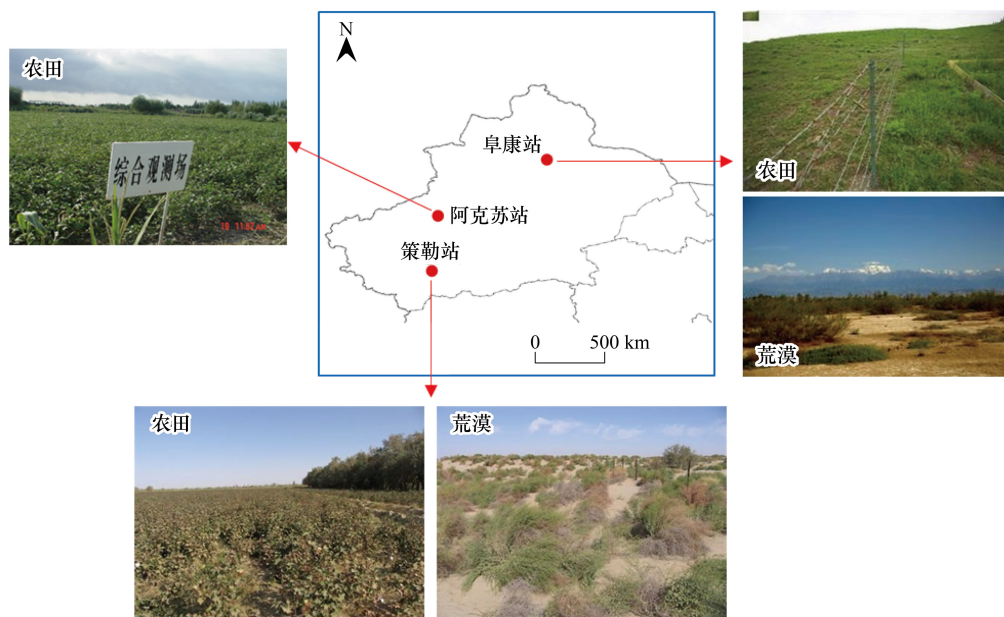


图 1 阿克苏站、策勒站、阜康站地理位置和景观示意图

Fig.1 Geographical location and landscape of Aksu, Cele and Fukang

表 1 长期观测样地和调查点的基本信息

Table 1 The basic information of the long-term monitoring fields and survey fields

生态站 名称 Stations	样地名称 Sample field	农田管理模式 Farmland management mode	灌溉方式 Irrigation mode	灌溉量 Irrigation amount/ (mm/a)	施肥类型 Fertilizer type	施肥量/(kg hm ⁻² a ⁻¹)			作物/植被类型 Crop/vegetation type	地上生物量 Aboveground biomass/ (kg hm ⁻² a ⁻¹)
						总量	纯氮 含量	纯磷 含量		
阿克苏站	综合观测场	施用化肥	漫灌、涌泉灌	1483	磷酸二氢钾、尿素、磷酸二铵、硝酸钾、德迪金冲施滴灌肥等	1404	266	213	棉花	1399
	辅助观测场(对照)	不施肥	无记录	无记录	无	无	无	无	棉花	无记录
	辅助观测场(化肥+秸秆)	施用化肥和秸秆还田	漫灌、滴灌、涌泉灌	1315	磷酸二氢钾、尿素、磷酸二铵、硝酸钾、德迪金冲施滴灌肥等	2165	384	355	棉花	1358
	农户调查点	由农民自主进行种植和管理,种植作物、灌溉、施肥次数水平全部由农民自主决定	漫灌、滴灌	1000	磷酸二氢钾、尿素、磷酸二铵、硝酸钾、德迪金冲施滴灌肥等	2637	487	412	棉花,其中2015年种植水稻	1064
策勒站	绿洲农田综合观测场	施用化肥和有机肥	2005—2018年为漫灌,2019年开始滴灌	594	农家肥+化肥(尿素、磷酸二氢钾、磷酸二氨)	20719(包括农家肥19875)	597	91	棉花	1526
	绿洲农田辅助观测场(化肥+有机肥)	施用化肥和有机肥,采用曾经创造棉花世界最高产量的栽培方式进行栽培	2005—2018年为漫灌,2019年开始滴灌	558	农家肥+化肥(尿素、磷酸二氢钾、磷酸二氨)	31386(包括农家肥30000)	901	158	棉花	1704
	绿洲农田辅助观测场(对照)	不施肥	2005—2018年为漫灌,2019年开始滴灌	596	无	无	无	无	棉花	458
荒漠综合观测场	绿洲农田辅助观测场(自然空白对照)	不种植任何农作物,不灌溉不施肥,维持自然荒漠状态	无	无	无	无	无	无	骆驼刺、花柴等	无记录
	农户调查点1	由农民自主进行种植和管理,种植作物、灌溉、施肥次数水平全部由农民自主决定	漫灌	532	农家肥+化肥(尿素、磷酸二氢钾、磷酸二氨)	25000(包括农家肥24578)	414	148	2010年种植甜瓜,2015—2020年种植石榴	无记录
	农户调查点2	由农民自主进行种植和管理,种植作物、灌溉、施肥次数水平全部由农民自主决定	漫灌	403	农家肥+化肥(尿素、磷酸二氢钾、磷酸二氨)	24360(包括农家肥23955)	442	109	2010年开始种植玉米	无记录
	农户调查点3	由农民自主进行种植和管理,种植作物、灌溉、施肥次数水平全部由农民自主决定	漫灌	680	农家肥+化肥(尿素、磷酸二氢钾、磷酸二氨)	25803(包括农家肥25471)	442	84	2010年种植棉花,2015—2020年种植玉米	无记录
荒漠综合观测场	荒漠综合观测场	疏松铁丝网围栏,禁止放牧等人为干扰,自然生长更替	无	无	无	无	无	无	骆驼刺、柽柳等	486 (2010—2015年)

续表

生态站名称 Stations	样地名称 Sample field	农田管理模式 Farmland management mode	灌溉方式 Irrigation mode	灌溉量 Irrigation amount/(mm/a)	施肥类型 Fertilizer type	施肥量/(kg hm ⁻² a ⁻¹)			作物/植被类型 Crop/vegetation type	地上生物量 Aboveground biomass/(kg hm ⁻² a ⁻¹)
						总量	纯氮含量	纯磷含量		
阜康站	荒漠辅助观测场 1	维持自然状态,允许人为干扰和放牧等	无	无	无	无	无	无	骆驼刺、柽柳、花花柴等	72 (2005 年灌木层)
	荒漠辅助观测场 2	维持自然状态,允许人为干扰和放牧等	无	无	无	无	无	无	骆驼刺、柽柳、花花柴等	232 (2005 年和 2020 年灌木层平均值)
	合观测场	施用化肥	2005—2008 年为漫灌、沟灌,2009 年开始滴灌	648	尿素、磷酸二氢钾、磷酸二氨	988	293	193	棉花	1604
	农田辅助观测场	施用化肥	2005—2008 年为漫灌、沟灌,2009 年开始滴灌	650	尿素、磷酸二氢钾、磷酸二氨	951	282	192	小麦	1934 (2006—2008 年)
荒漠综合观测场	农户调查点	由农民自主进行种植和管理,种植作物、灌溉、施肥次数水平全部由农民自主决定	沟灌	740	尿素、磷酸二氢钾、磷酸二氨	1795	252	416	2010—2015 年种植葡萄,2020 年种植棉花	无记录
	荒漠综合观测场	用铁丝网围封,观测场内严禁采样、放牧和采药	无	无	无	无	无	无	天然梭梭为主的灌木	353

如表中未特别说明,阿克苏站的灌溉量、施肥量和地上生物量均为 2007—2020 年的平均值,策勒站和阜康站的灌溉量、施肥量和地上生物量均为 2005—2020 年的平均值;荒漠生态系统的地上生物量为草本层和灌木层生物量之和

1.2 研究方法

1.2.1 数据来源与处理

SOC 储量、年平均气温、年平均降水量、年灌溉量、土壤含水量、年施肥量、地上生物量数据均来源于国家生态科学数据中心资源共享服务平台 (www.cnern.org.cn) 的 CERN 长期定位监测数据。样地设置和采样方案均按照 CERN 生态系统监测规范实施,来保证样品的代表性。SOC 储量 = $0.58 \times \text{土壤有机质含量} \times \text{土壤容重} \times \text{土壤深度} \div 100$ 。土壤有机质主要采用 GB 7857—1987 规定的重铬酸钾氧化-外加热法测定。选择 2005 年(阿克苏站选择 2006 年)、2010 年、2015 年、2020 年中 0—100 cm 的土壤剖面数据,计算 0—20 cm、20—40 cm、40—60 cm、60—80 cm、80—100 cm 及 0—100 cm 土层 SOC 储量。其中,对应于每年的 SOC 储量数据,气象数据来源于对应生态站的气象观测场,采用年平均气温和年平均降水量。年灌溉量和年施肥量通过每年的灌溉量和施肥量计算。土壤含水量为中子仪(CNC 系列,超能科技)测定的土壤体积含水量。由于 SOC 储量样品采样时间为 10 月末或 11 月初,因此土壤含水量数据均采用 10 月末的土壤体积含水量。地上生物量采用收获法测定,选用 9 月末或 10 月初收获期土壤层以上所有活生物量,包括干、枝、皮、种、叶等,以干重表示。

1.2.2 统计分析

采用单样本 Kolmogorov-Smirnov 检验确定 SOC 储量数据呈正态分布。采用线性混合效应模型中约束最大似然性(REML)方法对 SOC 储量进行差异性分析。以生态站为固定因子,以调查样地和年份为随机因子,分析不同生态站 0—100 cm 土层 SOC 总储量的差异;以年份为固定因子,以调查样地为随机因子,分析各生态站不同年份 0—100 cm 土层 SOC 总储量的差异;以调查样地为固定因子,以年份为随机因子,分析各生态站不同调查样地 0—100 cm 土层 SOC 总储量的差异。以不同土层为固定因子,以年份为随机因子,分析各生态站中相同调查样地不同土层 SOC 储量的差异;以调查样地为固定因子,以年份为随机因子,分析各生态站相同土层不同调查样地 SOC 储量的差异。采用 Pearson 相关分析分析 SOC 储量与年平均气温、年平均降水量、年灌溉量、土壤含水量、年施肥量、地上生物量之间的相关性。采用 SPSS 19 对数据进行统计分析,显著水平为 $P < 0.05$ 。用 Origin 2021 进行绘图。

2 结果与分析

2.1 土壤有机碳储量特征

2005—2020 年 0—100 cm 土层 SOC 总储量平均值的大小顺序为:阿克苏站 (5.17 kg/m^2) > 阜康站 (4.20 kg/m^2) > 策勒站 (2.96 kg/m^2) ($P < 0.05$; 图 2)。除了阜康站,2010—2020 年 0—100 cm 土层 SOC 总储量随时间呈增加趋势,在 2020 年达到最大值 ($P < 0.05$; 图 3)。总体来看,SOC 储量随着土壤深度的增加而降低,0—20 cm、20—40 cm、40—60 cm 土层的 SOC 占 0—100 cm 土层储量的比例在阿克苏站分别约为 31.6%、24.6% 和 15.8%,在策勒站分别约为 27.3%、23.1% 和 17.5%,在阜康站分别约为 35.3%、24.6% 和 16.6% ($P < 0.05$; 图 3)。

0—100 cm 土层 SOC 总储量在不同调查样地之间存在差异(图 2)。在阿克苏站,与不施肥的辅助观测场(对照)相比,综合观测场、辅助观测场(化肥+秸秆)及农户调查点 SOC 储量分别增加 26%、25% 和 33%,但在综合观测场和辅助观测场(化肥+秸秆),仅在 0—40 cm 土层增加最显著 ($P < 0.05$; 图 3 和图 4)。在策勒站,与自然状态下的荒漠相比,不施肥的辅助观测场(对照)不改变 0—100 cm 土层 SOC 储量 ($P > 0.05$),农户调查点使 SOC 储量显著提高 90%,综合观测场和辅助观测场(化肥+有机肥)仅使 0—40 cm 土层 SOC 储量显著增加 ($P < 0.05$; 图 3 和图 4)。在阜康站,与自然状态下的荒漠相比,综合观测场、辅助观测场和农户调查点分别使 SOC 储量提高 196%、302% 和 225% ($P < 0.05$; 图 3 和图 4)。

2.2 土壤有机碳储量与影响因子的相关性

Pearson 相关分析结果显示,当考虑所有生态站的生态系统类型时,0—100 cm 土层的 SOC 总储量与土壤

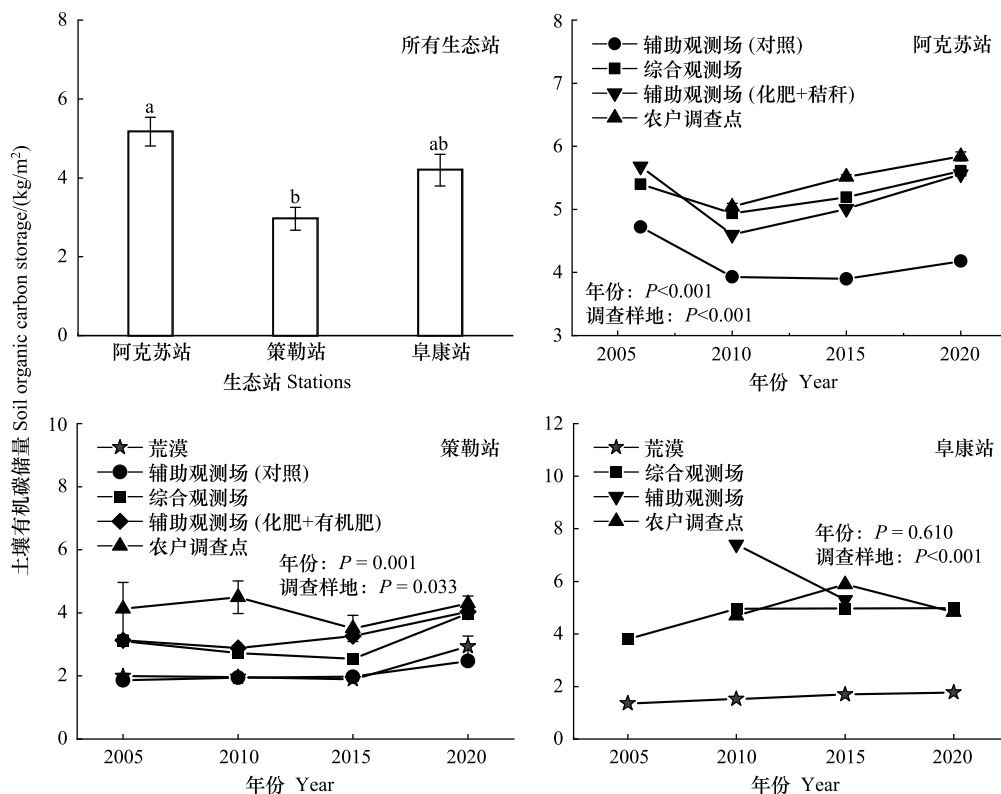


图2 2005—2020年阿克苏站、策勒站、阜康站0—100 cm土壤有机总碳储量分布

Fig.2 Characteristics of total soil organic carbon storage in 0—100 cm layer at Aksu, Cele and Fukang from 2005 to 2020

不同小写字母表示生态站之间土壤有机碳储量存在显著性差异

含水量、地上生物量呈正相关关系 ($P < 0.05$); 0—40 cm 土层的 SOC 储量与年平均气温呈负相关关系 ($P < 0.05$)。在单一生态站的生态系统尺度, SOC 储量与各影响因素的相关性有所不同。在阿克苏站, 0—40 cm 土层的 SOC 储量与地上生物量呈负相关关系 ($P < 0.05$)。在策勒站, 0—60 cm 土层的 SOC 储量与地上生物量、施纯钾量呈正相关关系 ($P < 0.05$)。在阜康站, 各土层的 SOC 储量都与土壤含水量、地上生物量呈正相关关系 ($P < 0.05$); 40—100 cm 土层的 SOC 储量与施纯氮量、施纯钾量呈负相关关系 ($P < 0.05$; 图 5)。

3 讨论

本研究结果表明, 与不受人干扰的荒漠或者农田不施肥对照相比, 人为的施肥和灌溉会增加 SOC 储量。这是因为施肥和灌溉有利于农田作物的生长, 增加地上生物量^[3, 19]。由于本研究中不同生态站的管理模式不同, 且不同生态站相同调查样地的年灌溉量和年施肥量均有较大差异 (表 1), 相同调查样地在不同生态站的 SOC 储量有所差异。在 2005—2020 年间, 农户调查点的管理模式最有利于增加阿克苏站和策勒站的 SOC 储量; 而辅助观测场 (化肥) 最有利于提高阜康站的 SOC 储量 (图 2、图 3 和图 4)。在农田管理过程中, 本研究主张采取最有利于提高 SOC 储量的调查样地的农田管理模式。但是, 农户调查点是农户根据自己的判断选择最有利于作物生长的方式, 往往比其他调查样地施用更多的肥料, 特别是在不配以农家肥进行施肥的阿克苏站 (表 1)。长期大量施用化肥可能改变土壤 pH 值, 造成土壤板结, 最终导致 SOC 损失^[3, 25]。为了维持较高的 SOC 储量和农田生态系统的可持续性, 建议该生态站采用化肥+秸秆的农田管理模式。除了阜康站, 阿克苏站和策勒站 0—100 cm 土层的 SOC 储量随着时间变化有增加趋势, 进一步表明, 人为的农田管理措施对 SOC 储量的增加具有时间累积效应。0—100 cm 土层 SOC 总储量为阿克苏站 > 阜康站 > 策勒站 (图 2), 这主要受年平均气温、土壤含水量、年施肥量以及地上生物量的影响。但在单一生态站的生态系统尺度,

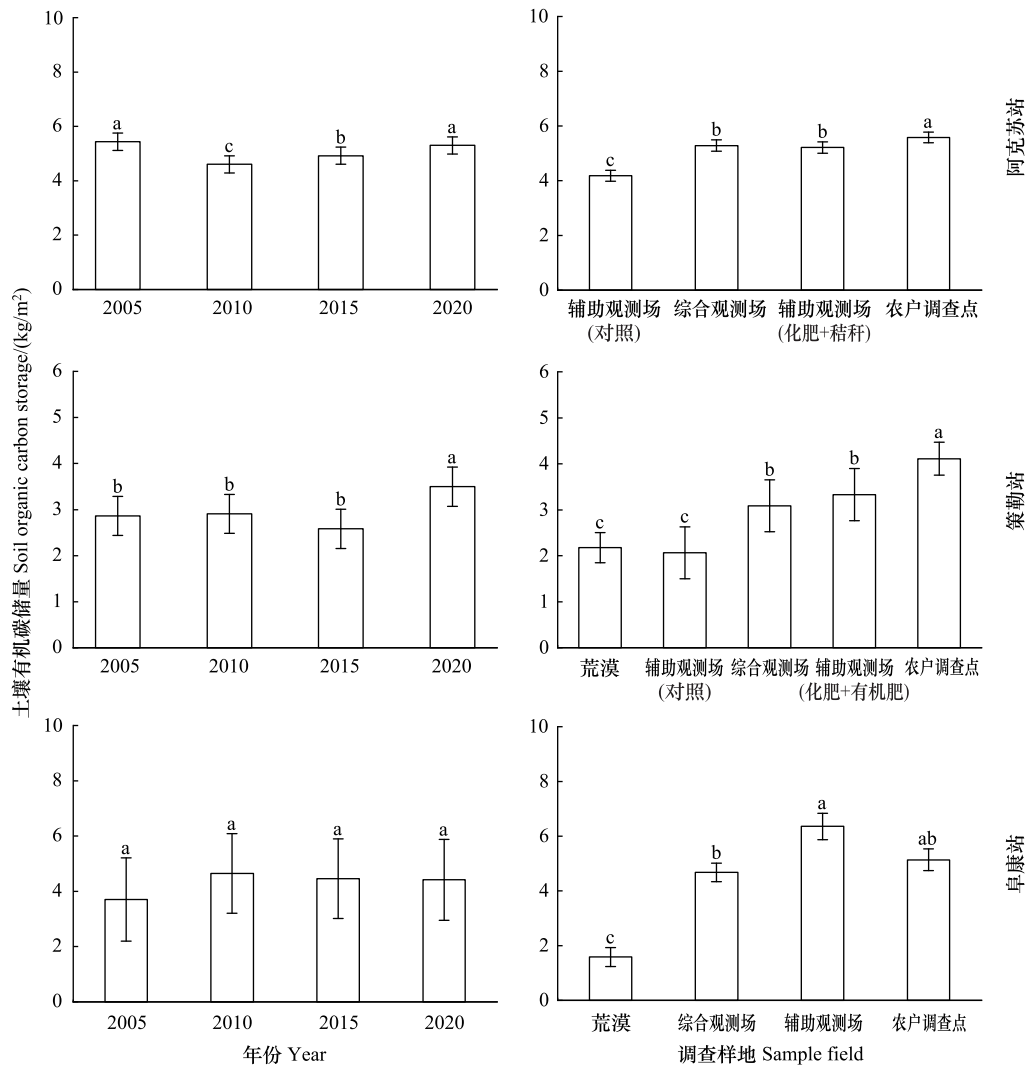


图3 混合效应模型分析 2005—2020 年阿克苏站、策勒站、阜康站 0—100 cm 土壤有机碳总储量

Fig.3 Results of mixed effects model analysis of total soil organic carbon storage in 0—100 cm layer at Aksu, Cele and Fukang from 2005 to 2020

不同小写字母表示年份或者调查样地之间土壤有机碳储量存在显著性差异

SOC 储量的影响因素有所不同 (图 4)。

本研究中,地上生物量是影响 SOC 储量的最主要因素 (图 5)。总体来看,地上生物量有利于增加 SOC 储量,这在策勒站和阜康站表现的尤为明显。这与 Awale 等^[26]基于中国灌丛的数据发现 SOC 储量与地上生物量呈正相关关系一致。与策勒站和阜康站的结果相反,在以农田生态系统为主的阿克苏站,地上生物量的增加反而会造成表层 SOC 的损失。这是因为地表植被对 SOC 库有两种截然相反的影响:一方面,植物光合作用产生的碳水化合物可以通过植物根系分泌到土壤中,是 SOC 的一个重要来源^[27];另一方面,植物根系来源的碳能够招募更多的土壤微生物分泌酶活性,通过激发效应促进土壤有机质分解,从而降低 SOC 含量^[28]。在阿克苏站和策勒站,地上生物量对 SOC 储量的影响仅表现在表层土壤中,对下层 SOC 储量无影响。这可能与地上凋落物输入、植物根系分布、SOC 的剖面迁移转化等有关,但需要更多的数据来支撑^[22—23]。

土壤含水量升高是有助于增加 SOC 储量的另一个重要因素。三个生态站都是位于降水稀少的干旱区,灌溉是影响土壤含水量的重要因素,但本研究未发现年灌溉量会直接影响 SOC 储量 (图 5)。在阜康站,土壤含水量与 0—100 cm 土层的 SOC 储量均密切相关 (图 5)。这与 Ge 等^[10]研究发现土壤有机化合物随着土壤

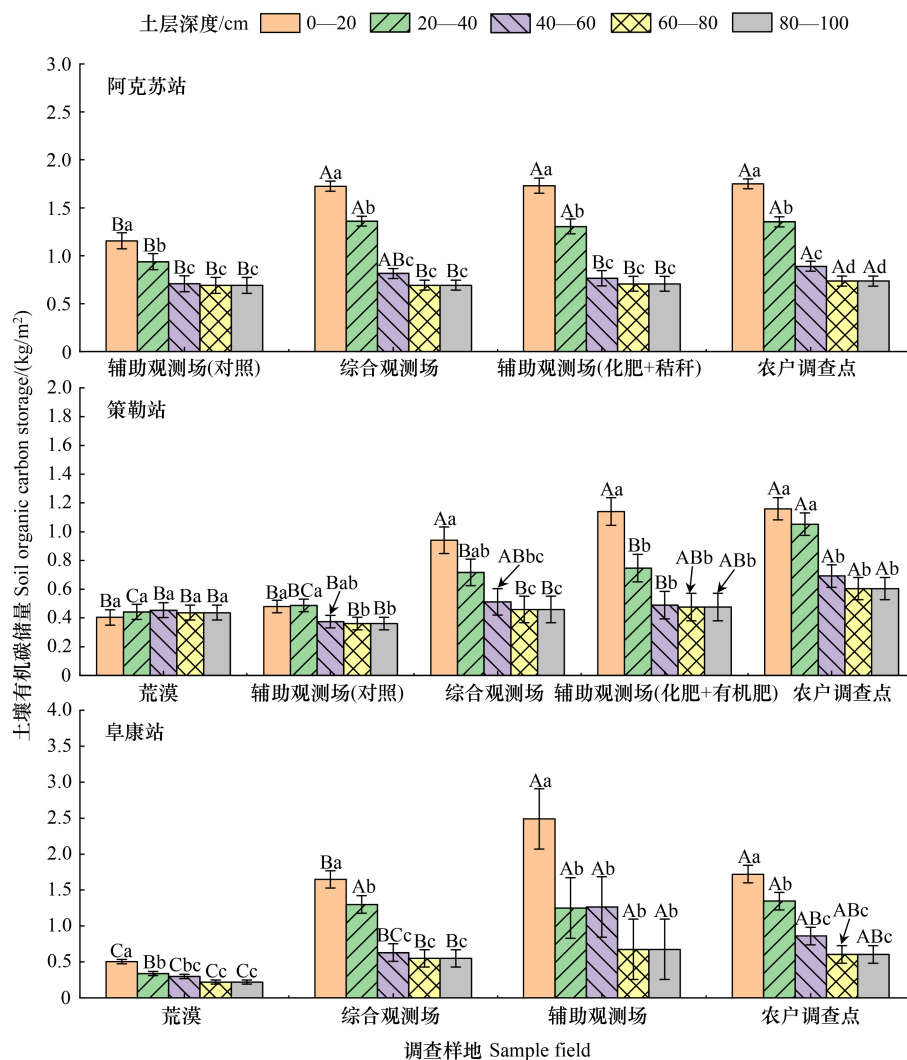


图 4 2005—2020 年阿克苏站、策勒站、阜康站各土层有机碳储量分布

Fig.4 Characteristics of soil organic carbon storage in different soil layers at Aksu, Cele and Fukang from 2005 to 2020

不同小写字母表示土层之间土壤有机碳储量存在显著性差异,不同大写字母表示调查样地之间土壤有机碳储量存在显著性差异

水分的增加而显著增加的结果一致。在干旱条件下,土壤长时间处于缺水状态,土壤水分以及有机质的扩散受到限制,随着土壤水分增加,这些限制逐渐得以缓解会促进微生物生长、提高作物产量,导致地上和地下生物量增加,从而提高 SOC 含量^[3, 29]。同时,土壤水分也通过增加底物的可利用性提高微生物和胞外酶活性,或者通过促进土壤呼吸,加快土壤有机质分解^[12, 17, 30],因而导致阿克苏站和策勒站的 SOC 储量与土壤含水量相关性不显著。

年平均气温升高是影响 SOC 的不利因素,但这些影响只在 0—40 cm 土层比较明显(图 5)。在单个生态站的生态系统尺度,年平均气温对 SOC 储量无影响。这与本研究中每个生态站在 2005—2020 年间的年平均气温变化不大有关。但在考虑所有生态站的较大空间格局尺度上,年平均气温与 SOC 储量呈负相关关系,这与以往大多数大尺度的研究发现气温升高不利于 SOC 积累的结果一致^[8—10]。这是因为气温升高会加快土壤有机质的分解速率,刺激土壤呼吸^[8, 12, 31]。

施肥对 SOC 储量的影响往往因施肥的种类和数量而异^[18, 32]。本研究中,施钾肥与 SOC 储量的相关性似乎大于施氮肥或施磷肥。施钾肥有利于增加策勒站 0—60 cm 土层的 SOC 储量,但不利于阜康站 40—100 cm 土层的 SOC 的积累。策勒站 0—100 cm 土层全钾含量(14.7 g/kg)低于阿克苏站(19.8 g/kg)和阜康站

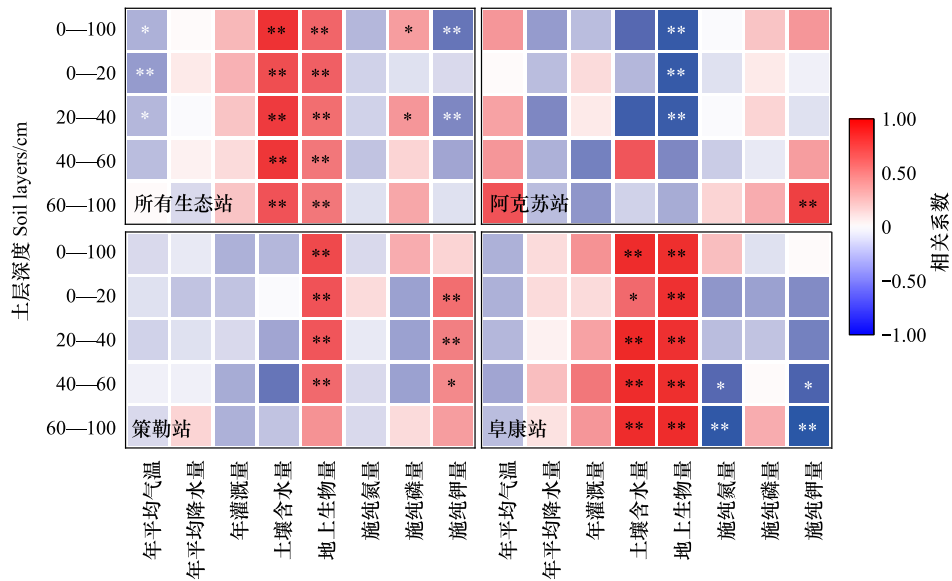


图 5 2005—2020 年阿克苏站、策勒站、阜康站土壤有机碳储量与气象因素、农田管理因素的相关性

Fig.5 Relationships between soil organic carbon storage and meteorological factors and farmland management factors at Aksu, Cele and Fukang from 2005 to 2020

** 表示 $P < 0.01$, * 表示 $P < 0.05$; 由于阿克苏站的气象数据和土壤含水量从 2008 年开始有记录, 因此用 2008—2009 年的年平均气温、年平均降水量和平均土壤含水量代表 2006 年的年平均气温、年平均降水量和土壤含水量; 由于 2020 年阜康站的土壤含水量改为用 TDR (Hydro-Probe, Stevens Water) 测定, 且用 TDR 测定的土壤体积含水量与用中子仪测定的土壤体积含水量之间没有明确的转换关系, 因此, 采用 2016—2019 年中子仪测定的平均数据代替 2020 年的土壤含水量; 由于阿克苏站的地上生物量从 2007 年开始有记录, 因此, 采用 2007—2009 年的地上生物量平均值代替 2006 年的地上生物量

(22.1 g/kg)。策勒站较低的土壤全钾含量可能意味着该地生态系统存在钾限制, 施钾肥可通过提高地上生物量增加了土壤碳输入^[33]。但施化肥也会通过改变土壤 pH 值和离子浓度影响土壤团聚, 造成 SOC 损失^[3, 25]。阿克苏站和阜康站土壤全钾含量已经达到或者高于大多数农田土壤全钾含量 (10—20 g/kg) 的最大值^[34]。本研究中未发现 SOC 储量或者施钾肥量与土壤全钾含量之间存在显著相关性 (数据未给出)。施钾肥对 SOC 储量的影响机制还需要更深入的研究。有机肥往往比化肥更有利于提高 SOC 含量, 这是因为农家肥本身含有大量成分复杂的有机质以及活性有机碳^[3]。但在本研究中, 施用农家肥的策勒站的 SOC 储量比其他两个生态站低, 可能与 SOC 储量的背景值较低有关。因此, 在施肥过程中, 为了维持或提高 SOC 储量, 要尽量施用农家肥或者寻求最佳的有机肥和化肥、氮磷钾肥配合比率。

4 结论

本研究基于中国生态系统研究网络 (CERN) 长期监测数据, 选取 2005—2020 年阿克苏站、策勒站和阜康站综合观测场、辅助观测场和农户调查点 0—100 cm 土层的 SOC 储量数据, 分析了 SOC 储量的分布及影响因素。研究结果表明, 土壤 SOC 储量主要集中于 0—40 cm 土层, 在阿克苏站、策勒站和阜康站分别约占 0—100 cm 土层总储量的 56%、50% 和 60%。2005—2020 年 0—100 cm 土层 SOC 总储量为阿克苏站 (5.17 kg/m²) > 阜康站 (4.20 kg/m²) > 策勒站 (2.96 kg/m²)。在阿克苏站, 农户调查点的农田管理模式 (施肥量高、灌溉量低) 最有利于提高 SOC 储量; 而在策勒站和阜康站, 农户调查点和辅助观测场的施肥和灌溉措施分别最有利于提高 SOC 储量。总体来看, 土壤含水量和地上生物量对 SOC 储量有显著影响。各生态站要进行合理的施肥和灌溉并寻求最佳的有机肥和化肥、氮磷钾肥配合比率, 以维持合理的土壤含水量和地上生物量。施钾肥对 SOC 储量的影响大于施氮肥和施磷肥。施钾肥对各生态站不同土层 SOC 储量的影响不同, 未来需要

对施钾肥如何影响 SOC 储量进行深入研究。

致谢:感谢中国生态系统研究网络新疆阿克苏站、策勒站、阜康站提供长期监测数据。

参考文献 (References):

- [1] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 2004, 304 (5677): 1623-1627.
- [2] Moinet G Y K, Hijbeek R, van Vuuren D P, Giller K E. Carbon for soils, not soils for carbon. *Global Change Biology*, 2023, 29 (9): 2384-2398.
- [3] Ali Wani O, Kumar S S, Hussain N, Ali Wani A I, Babu S, Alam P, Rashid M, Popescu S M, Mansoor S. Multi-scale processes influencing global carbon storage and land-carbon-climate nexus: a critical review. *Pedosphere*, 2023, 33 (2): 250-267.
- [4] Piao S L, Wang X H, Wang K, Li X Y, Bastos A, Canadell J G, Ciais P, Friedlingstein P, Sitch S. Interannual variation of terrestrial carbon cycle: issues and perspectives. *Global Change Biology*, 2020, 26 (1): 300-318.
- [5] 张杰, 李敏, 敖子强, 邓冕, 杨春燕, 吴永明. 中国西部干旱区土壤有机碳储量估算. *干旱区资源与环境*, 2018, 32 (9): 132-137.
- [6] 王绍强, 刘纪远, 于贵瑞. 中国陆地土壤有机碳蓄积量估算误差分析. *应用生态学报*, 2003, 14 (5): 797-802.
- [7] Zhao W, Zhang R, Cao H, Tan W F. Factor contribution to soil organic and inorganic carbon accumulation in the Loess Plateau: structural equation modeling. *Geoderma*, 2019, 352: 116-125.
- [8] Tang X L, Zhao X, Bai Y F, Tang Z Y, Wang W T, Zhao Y C, Wan H W, Xie Z Q, Shi X Z, Wu B F, Wang G X, Yan J H, Ma K P, Du S, Li S G, Han S J, Ma Y X, Hu H F, He N P, Yang Y H, Han W X, He H L, Yu G R, Fang J Y, Zhou G Y. Carbon pools in China's terrestrial ecosystems: new estimates based on an intensive field survey. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115 (16): 4021-4026.
- [9] Guan J H, Deng L, Zhang J G, He Q Y, Shi W Y, Li G Q, Du S. Soil organic carbon density and its driving factors in forest ecosystems across a northwestern province in China. *Geoderma*, 2019, 352: 1-12.
- [10] Ge J L, Xu W T, Liu Q, Tang Z Y, Xie Z Q. Patterns and environmental controls of soil organic carbon density in Chinese shrublands. *Geoderma*, 2020, 363: 114161.
- [11] Zhang K R, Dang H S, Zhang Q F, Cheng X L. Soil carbon dynamics following land-use change varied with temperature and precipitation gradients: evidence from stable isotopes. *Global Change Biology*, 2015, 21 (7): 2762-2772.
- [12] Wan S Q, Norby R J, Ledford J, Weltzin J F. Responses of soil respiration to elevated CO₂, air warming, and changing soil water availability in a model old-field grassland. *Global Change Biology*, 2007, 13 (11): 2411-2424.
- [13] 赵玮, 王新兴, 杨昊天, 杨荣, 叶学华, 刘新平, 曾凡江, 马健, 李向义, 高永平, 刘宇, 于秀波. 土壤碳氮特征沿干旱梯度时空格局及对气候变化的响应——基于中国生态系统研究网络 (CERN) 长期定位监测数据. *生态学报*, 2023, 43 (9): 3582-3591.
- [14] 张心昱, 陈利顶, 傅伯杰, 李琪, 齐鑫, 马岩. 不同农业土地利用方式和管理对土壤有机碳的影响——以北京市延庆盆地为例. *生态学报*, 2006, 26 (10): 3198-3204.
- [15] 张心昱, 陈利顶, 李琪, 齐鑫, 马岩, 傅伯杰. 不同农业土地利用类型对北方传统农耕地土壤养分含量及垂直分布的影响. *农业环境科学学报*, 2006, 25 (2): 377-381.
- [16] Wu Y P, Liu S G, Tan Z X. Quantitative attribution of major driving forces on soil organic carbon dynamics. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 2015, 7 (1): 21-34.
- [17] Luo Z K, Feng W T, Luo Y Q, Baldock J, Wang E L. Soil organic carbon dynamics jointly controlled by climate, carbon inputs, soil properties and soil carbon fractions. *Global Change Biology*, 2017, 23 (10): 4430-4439.
- [18] Liu Y H, Li C, Cai G, Sauheitl L, Xiao M L, Shibistova O, Ge T D, Guggenberger G. Meta-analysis on the effects of types and levels of N, P, and K fertilization on organic carbon in cropland soils. *Geoderma*, 2023, 437: 116580.
- [19] Xu Y G, Peng Z P, Tu Y T, Huang J C. Combining organic and inorganic fertilization increases rice yield and soil nitrogen and carbon: dissolved organic matter chemodiversity and soil microbial communities. *Plant and Soil*, 2023, 492 (1): 557-571.
- [20] 顾峰雪, 黄玫, 张远东, 李洁, 闫慧敏, 郭瑞, 钟秀丽. 氮输入对中国东北地区土壤碳蓄积的影响. *生态学报*, 2016, 36 (17): 5379-5390.
- [21] Li J, Wen Y C, Li X H, Li Y T, Yang X D, Lin Z A, Song Z Z, Cooper J M, Zhao B Q. Soil labile organic carbon fractions and soil organic carbon stocks as affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Soil and Tillage Research*, 2018, 175: 281-290.

- [22] Rumpel C, Kögel-Knabner I. Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil*, 2011, 338 (1): 143-158.
- [23] 温学发, 张心昱, 魏杰, 吕斯丹, 王静, 陈昌华, 宋贤威, 王晶苑, 戴晓琴. 地球关键带视角理解生态系统碳生物地球化学过程与机制. *地球科学进展*, 2019, 34 (5): 471-479.
- [24] Fontaine S, Barot S, Barré P, Bdioui N, Mary B, Rumpel C. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 2007, 450 (7167): 277-280.
- [25] Somenahally A, McLawrence J, DuPont J I, Brady J, Sarkar R, Rouquette M Jr. Root-mycorrhizae interactions contributed to organic carbon density in the sandy soil profiles of adapted grazing lands. *Applied Soil Ecology*, 2020, 154: 103656.
- [26] Awale R, Emeson M A, Machado S. Soil organic carbon pools as early indicators for soil organic matter stock changes under different tillage practices in inland Pacific northwest. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2017, 5: 96.
- [27] Kuzyakov Y, Blagodatskaya E. Microbial hotspots and hot moments in soil: concept & review. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 83: 184-199.
- [28] 孙悦, 徐兴良, KUZAKOV Yakov. 根际激发效应的发生机制及其生态重要性. *植物生态学报*, 2014, 38 (1): 62-75.
- [29] 苏娜, 焦菊英, 马祥华. 黄土丘陵沟壑区主要群落地上生物量季节变化及其与土壤水分的关系. *水土保持研究*, 2012, 19 (6): 7-12.
- [30] Brockett B F T, Prescott C E, Grayston S J. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 44 (1): 9-20.
- [31] Crowther T W, Todd-Brown K E O, Rowe C W, Wieder W R, Carey J C, Machmuller M B, Snoek B L, Fang S, Zhou G, Allison S D, Blair J M, Bridgman S D, Burton A J, Carrillo Y, Reich P B, Clark J S, Classen A T, Dijkstra F A, Elberling B, Emmett B A, Estiarte M, Frey S D, Guo J, Harte J, Jiang L, Johnson B R, Kröel-Dulay G, Larsen K S, Laudon H, Lavallee J M, Luo Y, Lupascu M, Ma L N, Marhan S, Michelsen A, Mohan J, Niu S, Pendall E, Peñuelas J, Pfeifer-Meister L, Poll C, Reinsch S, Reynolds L L, Schmidt I K, Sistla S, Sokol N W, Templer P H, Treseder K K, Welker J M, Bradford M A. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, 2016, 540 (7631): 104-108.
- [32] Zhang X Y, Dong W Y, Dai X Q, Schaeffer S, Yang F T, Radosevich M, Xu L L, Liu X Y, Sun X M. Responses of absolute and specific soil enzyme activities to long term additions of organic and mineral fertilizer. *The Science of the Total Environment*, 2015, 536: 59-67.
- [33] Chen B Z, Fang J C, Piao S L, Ciais P, Black T A, Wang F, Niu S L, Zeng Z Z, Luo Y Q. A meta-analysis highlights globally widespread potassium limitation in terrestrial ecosystems. *The New Phytologist*, 2024, 241 (1): 154-165.
- [34] Zörb C, Senbayram M, Peiter E. Potassium in agriculture-status and perspectives. *Journal of Plant Physiology*, 2014, 171 (9): 656-669.