

# 内蒙古温带草地土壤有机碳组分含量和分解速率的空间格局及其影响因素

陈颖洁<sup>1,2</sup> 房 凯<sup>2,3\*</sup> 秦书琪<sup>2</sup> 郭彦军<sup>1,4</sup> 杨元合<sup>2,5</sup>

<sup>1</sup>西南大学动物科学技术学院, 重庆 400715; <sup>2</sup>中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093; <sup>3</sup>中国林业科学研究院林业研究所, 北京 100091; <sup>4</sup>青岛农业大学草业学院, 山东青岛 266109; <sup>5</sup>中国科学院大学, 北京 100049

**摘 要** 草地是陆地生态系统的重要组成部分, 在陆地碳循环中发挥着重要作用。然而, 目前地球系统模型对草地土壤碳动态的预测仍存在较大不确定性, 其主要原因是对土壤有机碳组分含量和分解速率的空间格局及其影响因素的认识尚不充分。该研究基于在内蒙古温带草地开展的样带调查, 按土壤颗粒的粒径大小进行土壤分级, 并通过室内培养方法测定土壤碳分解速率, 在此基础上进一步利用方差分解探究气候、土壤、植物和矿物4类因素对内蒙古温带草地表层土壤有机碳组分含量和分解速率影响的相对重要性。结果显示: 1)土壤有机碳及其组分含量呈现自西南向东北增加的空间格局, 草甸草原中整土及不同组分碳含量最大, 典型草原次之, 荒漠草原最小; 而有机碳标准化的碳分解速率呈现相反的趋势。2)气候和矿物是驱动土壤有机碳组分含量空间变异的主要因素, 且两者在不同组分中的相对重要性存在差异, 即随土壤粒径减小, 矿物的相对重要性逐渐增加。3)碳分解速率受矿物、土壤和气候因素共同影响。上述结果表明不同土壤碳组分含量和碳分解速率空间变异的影响因素存在差异, 矿物因素对细颗粒组分的影响尤为重要, 意味着地球系统模型中应考虑矿物因素在不同碳组分中的作用, 从而更准确地预测全球变化背景下的草地土壤碳动态。

**关键词** 土壤有机碳; 碳组分; 碳分解; 矿物; 温带草地

陈颖洁, 房凯, 秦书琪, 郭彦军, 杨元合 (2023). 内蒙古温带草地土壤有机碳组分含量和分解速率的空间格局及其影响因素. 植物生态学报, 47, 1245-1255. DOI: 10.17521/cjpe.2023.0028

## Spatial patterns and determinants of soil organic carbon component contents and decomposition rate in temperate grasslands of Nei Mongol, China

CHEN Ying-Jie<sup>1,2</sup>, FANG Kai<sup>2,3\*</sup>, QIN Shu-Qi<sup>2</sup>, GUO Yan-Jun<sup>1,4</sup>, and YANG Yuan-He<sup>2,5</sup>

<sup>1</sup>College of Animal Science and Technology, Southwest University, Chongqing 400715, China; <sup>2</sup>State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China; <sup>3</sup>Research Institute of Forestry, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China; <sup>4</sup>College of Grassland Science, Qingdao Agricultural University, Qingdao 266109, China; and <sup>5</sup>University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

### Abstract

**Aims** Grassland is an important component of terrestrial ecosystems around the world and plays an important role in terrestrial carbon cycling. However, large uncertainties still exist in predictions of soil organic carbon (SOC) dynamics in grassland ecosystems using earth system models, partly due to an inadequate understanding of the spatial patterns and drivers of soil carbon components and the rate of decomposition. In this study, we explored the determinants of the contents of total SOC and its components as well as the rate of soil carbon decomposition in the topsoil of temperate grasslands of Nei Mongol.

**Methods** Soil samples at depths of 0–10 cm were collected during July to August 2015 from field sites on the Nei Mongol Plateau. We measured the contents of total SOC and its partitioning in three soil aggregate size-classes, and the decomposition rate based on laboratory incubation. In addition, we acquired a suite of explanatory factors including climatic, edaphic, vegetation, and mineral variables. Variance partitioning analyses were then used to investigate the relative importance of the four factors in affecting the contents of total SOC, aggregate-classified carbon fractions and soil carbon decomposition rate.

**Important findings** The contents of total SOC and three carbon fractions displayed an increasing trend from southwest to northeast of the study area, while soil carbon decomposition rate (standardized by SOC) showed a

收稿日期Received: 2023-02-01 接受日期Accepted: 2023-04-21

\* 通信作者Corresponding author (fangkai@caf.ac.cn)

reverse trend. The carbon contents in bulk soil and different aggregate fractions are highest in the meadow steppe, followed by the typical steppe and the desert steppe; whereas soil carbon decomposition rate (standardized by SOC) was highest in the desert steppe, followed by the typical steppe and the meadow steppe. The spatial variations of carbon contents in the three soil aggregate fractions were mainly driven by climatic and mineral factors, with finer soil particles attaching greater relative importance in the effect by the mineral factor. The soil carbon decomposition rate (standardized by SOC) was affected by mineral, edaphic, and climatic factors. These findings highlight the importance of considering the differential influences by minerals in different soil aggregate carbon fractions, particularly the silt- and clay-associated carbon in the Earth system models, so as to improve the accuracy in the prediction of SOC dynamics in grassland ecosystems under changing environment.

**Key words** soil organic carbon; carbon fractions; carbon decomposition; mineral; temperate grasslands

Chen YJ, Fang K, Qin SQ, Guo YJ, Yang YH (2023). Spatial patterns and determinants of soil organic carbon component contents and decomposition rate in temperate grasslands of Nei Mongol, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 47, 1245-1255. DOI: 10.17521/cjpe.2023.0028

草地约占全球陆地面积的40%，是陆地生态系统的重要组成部分(White *et al.*, 2000)。全球草地的植被和土壤碳储量分别约为63 Pg和423 Pg (1 Pg =  $10^{15}$  g)，草地碳库相当于全球陆地生态系统碳库的15%–17% (Yang *et al.*, 2022)。其中，土壤是草地碳库的主体，在陆地碳循环中发挥着重要作用(Bai & Cotrufo, 2022)。然而，目前关于草地土壤碳源汇特征的认识仍存在较大不确定性，不同地球系统模型对21世纪内草地土壤碳库变化的预测结果介于–20 Pg至37 Pg之间(Todd-Brown *et al.*, 2014)。究其原因，对关键土壤碳过程(如土壤有机碳(OC)分解)以及土壤碳库的刻画不够准确可能是导致模型预测结果存在不确定性的重要因素(Luo *et al.*, 2016)。特别是，土壤碳模型通常将土壤划分为具有不同滞留时间的概念库(Davidson & Janssens, 2006; Lugato *et al.*, 2021)，这些库很难与实测碳组分直接关联，进而限制了模型参数化。因此，解析草地土壤有机碳组分含量和分解速率的空间格局及其影响因素，将有助于土壤碳模型改进和模型参数化，从而提高对草地生态系统碳动态的预测能力。

鉴于土壤碳组分在理解与预测土壤碳动态中的重要作用，现有研究通过密度和/或粒径分级方法获取来源、组成以及稳定机制存在差异的碳组分(Six *et al.*, 2000; Lavalley *et al.*, 2020)。其中，基于团聚体粒径的分级方法可以量化土壤碳在不同团粒结构中的分配(Doetterl *et al.*, 2015)，进而更好地反映团聚体对有机碳的物理保护作用。团聚体通过隔离底物和微生物、限制氧气扩散等途径减弱微生物对有机碳的利用(Six *et al.*, 2002; 周正虎等, 2022)。通常来讲，和大团聚体(>250  $\mu\text{m}$ )相比，微团聚体

(53–250  $\mu\text{m}$ )对土壤有机碳的物理保护作用更强；粉粒和黏粒组分(<53  $\mu\text{m}$ )中的有机碳则主要受矿物吸附作用而维持稳定(Six *et al.*, 2002; Dungait *et al.*, 2012)。利用团聚体分级方法，Doetterl等(2015)分析了智利和南极半岛天然草地和灌丛生态系统24个样地土壤有机碳及其组分的影响因素。Fang等(2019)基于同样的方法解析了青藏高原高寒草地土壤碳组分含量的空间格局及其驱动因素。上述研究均发现土壤碳组分含量存在明显的空间变异。同时，除以往普遍关注的气候因素外，地球化学要素如铁铝氧化物含量等对区域尺度土壤碳储量和碳组分的影响不容忽视(Doetterl *et al.*, 2015; Fang *et al.*, 2019)。尽管如此，来自其他草地生态系统，如我国内蒙古温带草地的研究主要关注整土有机碳含量的空间分布(陈庆美等, 2003; Shi *et al.*, 2012; Kou *et al.*, 2018)，不同土壤碳组分含量的空间格局尚不清楚。因此，基于统一的分级方法解析其他草地生态系统土壤碳组分含量的空间格局及其影响因素十分必要。

土壤有机碳分解导致的CO<sub>2</sub>排放是陆地生态系统碳循环的重要组成部分(Friedlingstein *et al.*, 2020)。和土壤碳组分相比，草地生态系统土壤有机碳分解的空间格局及其影响因素得到更多关注。Colman和Schimel (2013)对北美、波多黎各岛和夏威夷群岛84个样地(包括31个草地)的表层矿质土壤进行室内培养，发现土壤碳分解速率在空间上存在较大变异，进一步分析发现微生物生物量、气候和土壤质地等是碳分解速率的主要影响因素。不同草地类型的土壤碳分解速率同样可能存在差异。例如，来自青藏高原的一项室内培养结果表明，高寒草原的土壤有机碳分解速率低于高寒草甸，底物属性和

环境变量共同解释了高寒草原土壤碳分解空间变异的52% (Ding *et al.*, 2016)。内蒙古草原土壤的室内培养结果则表明土壤有机碳分解速率在荒漠草原、典型草原和草甸草原间无显著差异(Cao *et al.*, 2019)。基于上述研究, 气候和土壤变量等均会影响草地生态系统土壤有机碳分解。除了上述变量, 近年来越来越多的研究表明矿物保护在抑制土壤有机碳分解、维持土壤碳稳定性中发挥重要作用(Lehmann & Kleber, 2015; Qin *et al.*, 2021)。然而, 当前关于矿物保护对草原生态系统土壤有机碳分解速率影响的研究仍较为匮乏。因此, 解析矿物保护与区域尺度土壤有机碳分解速率的关系并量化矿物保护相对于其他因素的重要性将有助于深入理解与预测草地生态系统土壤碳分解过程。

内蒙古温带草地的总面积为 $51.4 \times 10^4 \text{ km}^2$ , 占我国草地面积的17.5% (方精云等, 2018)。该区域存在明显的降水梯度, 随降水量自西南向东北递增, 植被生物量和土壤有机碳库均呈现逐渐增加的空间分布特征(马文红等, 2008; Yang *et al.*, 2010), 为研究土壤有机碳组分含量和分解速率的空间格局及其影响因素提供了理想场所。为此, 本研究以内蒙古温带草地为研究对象, 基于区域尺度获取的38个样地的表层土壤样品, 试图揭示内蒙古温带草地土壤有机碳组分含量和分解速率的空间格局, 探究气候、植被、土壤和矿物因素对内蒙古温带草地土壤有机碳组分和分解速率影响的相对重要性。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区域概况和样品采集

研究区域位于内蒙古高原, 介于 $39.2^\circ\text{--}49.6^\circ \text{ N}$ ,  $107.9^\circ\text{--}120.1^\circ \text{ E}$ 之间。该区域降水量呈现从西南向东北递增的趋势, 年降水量范围为193–415 mm; 气温呈现自西南向东北递减的趋势, 年平均气温范围为 $-2.1\text{--}7.6^\circ \text{ C}$ 。内蒙古高原从西南向东北分布着荒漠草原、典型草原和草甸草原(中国科学院中国植被图编辑委员会, 2001), 主要优势物种分别为多年生矮小草本植物如小针茅(*Stipa klemenizii*)、短花针茅(*Stipa breviflora*); 典型旱生性多年生草本植物如大针茅(*Stipa grandis*)、克氏针茅(*Stipa krylovii*); 多年生旱生和中旱生植物如贝加尔针茅(*Stipa baicalensis*)、羊草(*Leymus chinensis*) (马文红等, 2008; Ma *et al.*, 2010)。相应地, 3种草地类型对应的

土壤类型为棕钙土、栗钙土和黑钙土(马文红等, 2008)。研究区域的土壤质地主要隶属砂土+壤质砂土、壤土、砂质黏土+粉质黏土等(内蒙古自治区土壤普查办公室和内蒙古自治区土壤肥料工作站, 1994)。

于2015年7–8月在内蒙古高原温带草地分布区调查了76处样地(Kou *et al.*, 2018)。在每个样地设置一个 $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ 的大样方, 并在大样方四个角和中心位置分别设置1个 $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ 的小样方。首先调查每个小样方的植物群落并收获植物地上部分。然后, 选取沿对角线的3个小样方, 用直径5 cm土钻采集不同层次(0–10、10–20、20–30和30–50 cm)的土壤样品, 每个小样方中沿其对角线采集3钻并混合均匀。所有植物和土壤样品运回实验室。土壤样品过2 mm筛除去粗根系和石块, 分为两部分储存: 一部分样品自然风干, 用于测定土壤理化性质; 另一部分样品保存于 $-20^\circ \text{ C}$ , 用于室内培养实验。需要说明的是, 本研究主要关注表层(0–10 cm)土壤。同时, 考虑到实验成本, 从中选取38个均匀分布的样地(其中10个来自荒漠草原, 20个来自典型草原, 8个来自草甸草原), 并将3个小样方的土壤样品等质量混合均匀用于后续所有实验。

### 1.2 样品测定与数据获取

为了揭示内蒙古温带草地土壤有机碳及其组分含量的空间格局, 采用湿筛法进行土壤分级(Elliott *et al.*, 1991)。首先将30 g风干土壤样品于去离子水中浸泡5 min。然后让土壤样品依次通过250  $\mu\text{m}$ 和53  $\mu\text{m}$ 筛, 分离得到250–2 000  $\mu\text{m}$ 、53–250  $\mu\text{m}$ 、<53  $\mu\text{m}$  (粉粒和黏粒)三级组分。在前两级组分中加入5 g·L<sup>-1</sup>的六偏磷酸钠溶液, 充分振荡并过筛去除沙粒, 分别得到大团聚体(250–2 000  $\mu\text{m}$ )和微团聚体(53–250  $\mu\text{m}$ )。分级的质量回收率为 $(98.0 \pm 0.9)\%$ 。用重铬酸钾氧化-外加热法测定整土及不同组分的有机碳含量(鲍士旦, 2000), 并用各组分中的总有机碳量除以用于分级的土壤质量, 得到大团聚体碳、微团聚体碳和粉粒黏粒碳含量。

为了解析土壤有机碳分解速率的空间格局, 开展为期38天的室内培养实验。称取25–30 g鲜土于250 mL棕色玻璃瓶中, 调节土壤含水量至60%田间持水量并在整个培养过程中保持水分恒定(Chen *et al.*, 2016)。将样品放入恒温恒湿箱(BPS-250CA, 上海一恒科学仪器有限公司, 上海)中, 于 $15^\circ \text{ C}$ 条件

下预培养7天(使微生物恢复活性与稳定), 正式培养38天。分别于第1、2、3、4、5、7、10、17、24、31和38天测定土壤有机碳的分解速率。每次测定时, 依据给定时间内培养瓶中CO<sub>2</sub>浓度累积量计算得到分解速率, CO<sub>2</sub>浓度采用红外气体分析仪(EGM-5, PP Systems, Haverhill, USA)测定。计算38天培养过程中的平均碳分解速率, 并将其标准化至单位质量土壤有机碳以减小不同样地间有机碳含量差异对碳分解速率的影响(Doetterl *et al.*, 2015; Qin *et al.*, 2021), 从而更好地反映土壤碳的可分解性。

本研究关注了气候、土壤、植物和矿物变量等潜在影响有机碳含量和碳分解速率的4类因素。对于气候因素, 首先从国家气象科学数据中心获取1980–2015年气象站的年平均气温(MAT)和年降水量(MAP)资料; 然后通过克里格差值法(Krige, 1951)将获取的MAT和MAP数据由样地尺度转换到区域尺度; 最后, 根据野外记录的经纬度提取各样地的MAT和MAP数据, 并计算35年平均值用于后续分析。此外, 从CGIAR-CSI Global Aridity and PET数据库获取各样地的干旱指数(AI, 即降水量与潜在蒸散量的比值, 值越低表示越干旱) (Zomer *et al.*, 2008)。对于土壤变量, 依据电位法采用2.5:1的水土质量比(Qin *et al.*, 2021), 用pH计测定土壤pH。对于植物变量, 将采集的植物样品于65 °C下烘干至恒质量, 称量地上生物量(AGB)。为解析矿物保护的作用, 测定土壤中弱结晶态铁铝氧化物(Fe<sub>o</sub> + Al<sub>o</sub>)、有机络合态铁铝氧化物(Fe<sub>p</sub> + Al<sub>p</sub>)、交换性Ca<sup>2+</sup> (Ca<sub>Exch</sub>)含量和黏粒粉粒含量。(Fe<sub>o</sub> + Al<sub>o</sub>)和(Fe<sub>p</sub> + Al<sub>p</sub>)分别采用0.2 mol·L<sup>-1</sup>的草酸-草酸铵溶液和0.1 mol·L<sup>-1</sup>的焦磷酸钠溶液浸提(Gentsch *et al.*, 2015)。参照全国农业技术推广服务中心(2006)报道的方法测定Ca<sub>Exch</sub>含量: 首先用70%的乙醇溶液洗去土壤中易溶氯化物和硫酸盐等, 然后用0.1 mol·L<sup>-1</sup>氯化铵-70%乙醇交换液提取, 获得Ca<sub>Exch</sub>待测液。铁、铝、钙元素含量均使用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES; iCAP 6300, Thermo Scientific, Waltham, USA)测定。使用激光粒度分析仪(Malvern Masterizer 2000, Malvern, Worcestershire, UK)测定土壤质地, 并计算黏粒和粉粒含量。

### 1.3 数据处理

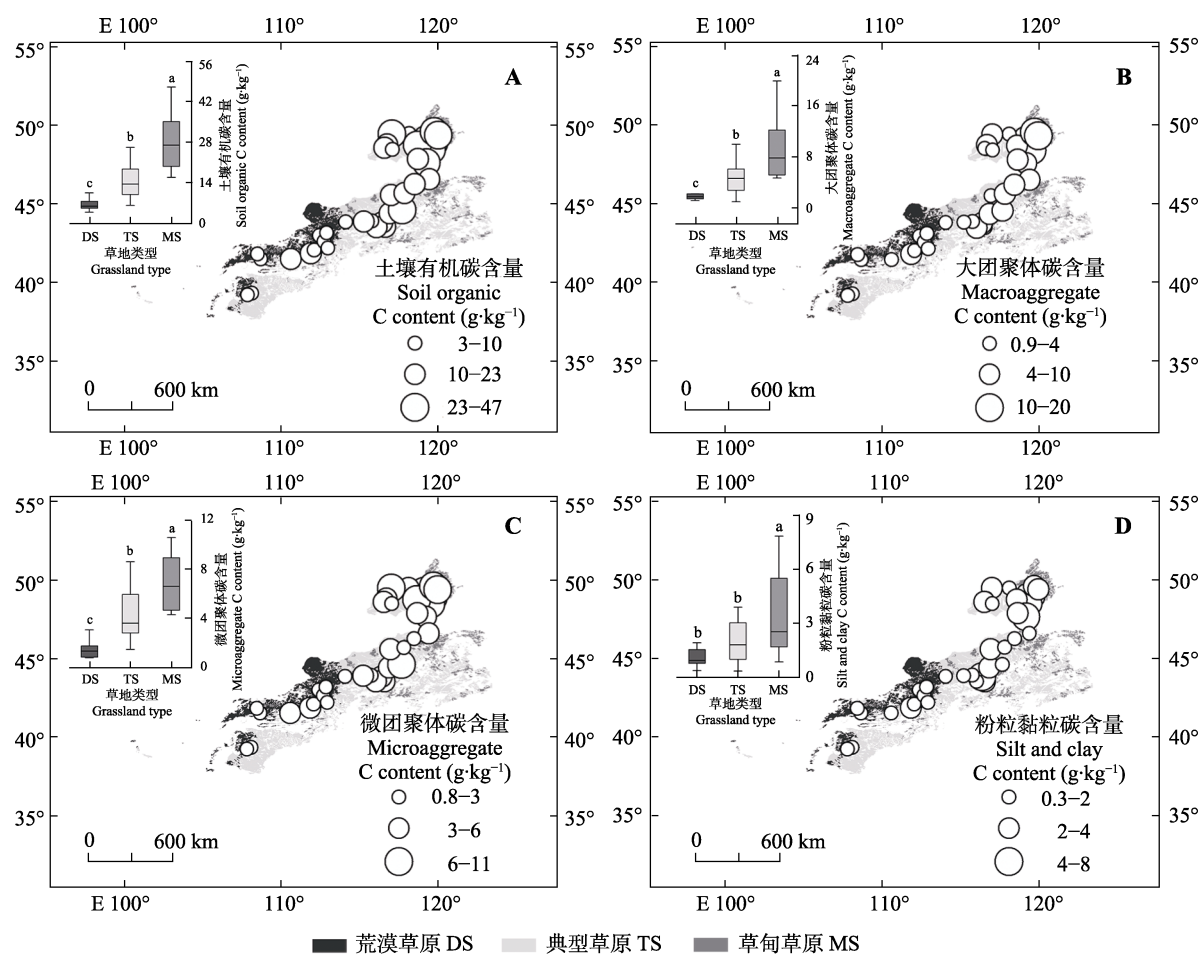
首先, 采用单因素方差分析和最小显著差异法比较3种草地类型间土壤有机碳、碳组分含量和有机

碳标准化的碳分解速率的差异, 以及不同碳组分有机碳含量的差异, 显著性水平为0.05。然后, 利用普通最小二乘回归分析探究土壤有机碳组分含量和分解速率与气候、土壤、植物和矿物变量之间的关系。为保证回归模型残差正态性, 对土壤有机碳、大团聚体碳、微团聚体碳、粉粒黏粒碳和有机碳标准化的碳分解速率log<sub>10</sub>(lg)转化。最后, 使用方差分解(R软件“MuMIn”程序包)评估4类因素对土壤有机碳组分含量和分解速率影响的相对重要性。详细步骤如下: (1)构建一个包括所有变量的全模型, 基于修正的赤池信息量准则(AICc, ΔAICc < 2) (Burnham & Anderson, 2002), 通过“MuMIn”包中的“dredge”功能来确定最佳预测变量。在分析前, 保证所有变量的方差膨胀因子小于10以避免各变量之间的高共线性(Were *et al.*, 2015), 同时所有变量都经过标准化处理(Z-score)。(2)当多个模型满足上述要求时, 计算模型的平均值, 获得参数估计的绝对值。(3)估计各类因素(即气候、土壤、植物和矿物4类因素)对土壤有机碳组分含量和有机碳标准化碳分解速率影响的相对重要性, 即计算同类因素参数估计的绝对值之和与所有参数估计的绝对值之和比值(Le Provost *et al.*, 2020)。所有统计分析均在R 4.2.0软件中完成。

## 2 结果

### 2.1 土壤有机碳组分含量和分解速率的空间格局及其在不同草地类型间的差异

土壤有机碳组分含量和有机碳标准化的碳分解速率均呈现明显的空间分布规律(图1, 图2)。自西南向东北, 土壤有机碳及各组分碳含量呈增加趋势。其中, 土壤有机碳含量的分布范围介于3.9–46.9 g·kg<sup>-1</sup>之间, 平均值为(15.6 ± 1.7) g·kg<sup>-1</sup> (平均值±标准误, 下同) (图1A)。大团聚体、微团聚体和粉粒黏粒组分中的有机碳含量分别占土壤总有机碳含量的43.2%、36.8%和20.0%, 对应的碳含量分别介于0.9–19.8 g·kg<sup>-1</sup>、0.8–10.6 g·kg<sup>-1</sup>和0.3–7.9 g·kg<sup>-1</sup>之间(图1B–1D)。进一步分析发现, 大团聚体碳含量((5.0 ± 0.7) g·kg<sup>-1</sup>)和微团聚体碳含量((4.1 ± 0.4) g·kg<sup>-1</sup>)无显著差异, 二者均显著高于粉粒黏粒碳含量((2.1 ± 0.3) g·kg<sup>-1</sup>) (图3)。同时, 不同草地类型土壤有机碳及其组分含量存在显著差异: 草甸草原中土壤有机碳、大团聚体碳、微团聚体碳和粉粒黏粒碳含量均最高, 其次为典型草原和荒漠草原(图1)。



**图1** 内蒙古温带草地土壤有机碳含量(A)及碳组分含量(B-D)的空间格局。植被类型图基于1:1 000 000中国植被图(中国科学院中国植被图编辑委员会, 2001)绘制。箱线图上的线、底边和顶边以及误差棒分别表示一组数据的中位值、25百分位数和75百分位数以及标准差。不同小写字母表示不同草地类型存在显著差异( $p < 0.05$ )。

**Fig. 1** Spatial distributions of total soil organic carbon (C) content (A) and in three fractions content (B-D) in temperate grasslands of Nei Mongol. The vegetation map was obtained from China's vegetation atlas with a scale of 1:1 000 000 (The Editorial Committee of Vegetation Map of China, Chinese Academy of Sciences, 2001). The lines, lower and upper boundaries, and bars in the boxes show median values, 25th and 75th percentiles, and standard deviations of all data, respectively. Different lowercase letters denote significant differences among different grassland types ( $p < 0.05$ ). DS, desert steppe; MS, meadow steppe; TS, typical steppe.

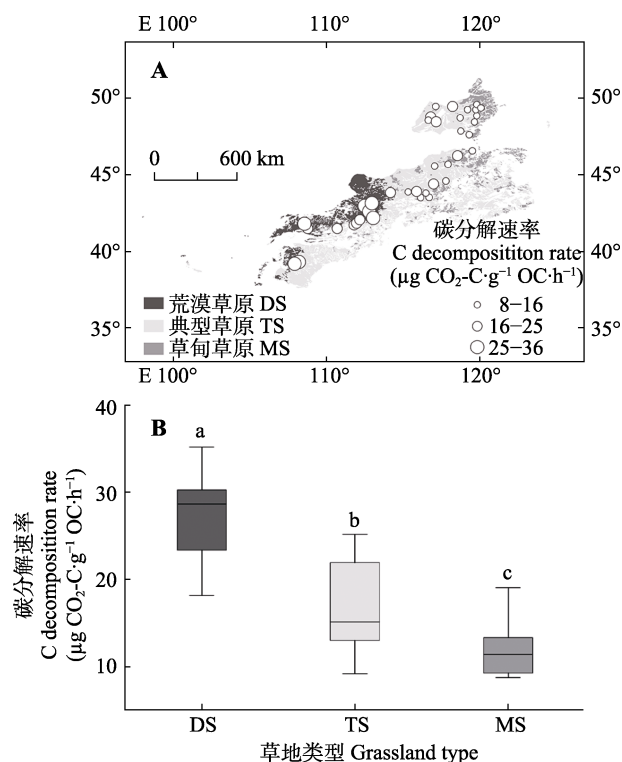
与土壤有机碳及其组分含量相反, 有机碳标准化的碳分解速率自西南向东北呈降低趋势。有机碳标准化碳分解速率的变化范围介于 $8.7\text{--}35.1 \mu\text{g CO}_2\text{-C}\cdot\text{g}^{-1} \text{OC}\cdot\text{h}^{-1}$ 之间, 平均值为 $(18.5 \pm 1.2) \mu\text{g CO}_2\text{-C}\cdot\text{g}^{-1} \text{OC}\cdot\text{h}^{-1}$  (图2A)。对3种草地类型而言, 荒漠草原的有机碳标准化碳分解速率显著高于典型草原, 二者均显著高于草甸草原(图2B)。

## 2.2 土壤有机碳组分含量的影响因素

整土和不同组分有机碳含量与气候、土壤、植物和矿物变量均显著相关( $p < 0.05$ ), Pearson相关系数( $r$ )的绝对值介于0.3–0.8 (图4)。整土和不同组分有机碳含量与MAT和pH呈显著负相关关系, 与MAP、AI、AGB、 $(\text{Fe}_0 + \text{Al}_0)$ 含量、 $(\text{Fe}_p + \text{Al}_p)$ 含量、 $\text{Ca}_{\text{Exch}}$

含量、(Clay + silt)含量呈显著正相关关系(图4)。方差分解的结果显示, 矿物和气候2类因素对土壤有机碳含量空间变异的总解释率为89%。其中气候和矿物因素分别贡献土壤有机碳含量总解释率的51.6%和48.4% (图5A)。不同组分有机碳含量的影响因素存在差异: 气候、矿物、土壤和植物共同解释大团聚体碳空间变异的80%, 4类因素的相对贡献分别为38.4%、35.9%、21.9%和3.9% (图5B)。对于微团聚体碳组分而言, 气候、矿物和土壤3类因素共同解释微团聚体碳空间变异的84%, 3类因素分别贡献总变异的63.9%、32.6%和3.5% (图5C)。此外, 矿物、气候和土壤共同解释粉粒黏粒碳空间变异的49%, 三者的相对贡献分别为58.3%、35.0%和6.7% (图5D)。



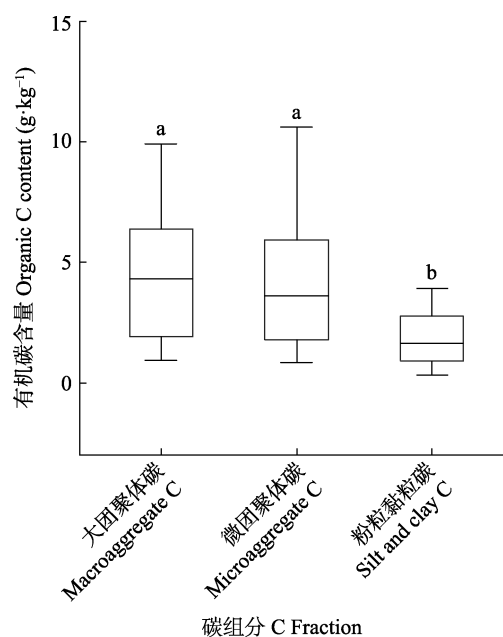


**图2** 内蒙古温带草地有机碳(OC)标准化碳分解速率的空间格局(A)及不同草地类型间土壤碳分解速率的差异(B)。植被类型图基于1:1 000 000中国植被图(中国科学院中国植被图编辑委员会, 2001)绘制。箱线图上的线、底边和顶边以及误差棒分别表示一组数据的中位数、25百分位数和75百分位数以及标准差。不同小写字母表示不同草地类型存在显著差异( $p < 0.05$ )。

**Fig. 2** Spatial distribution of soil carbon (C) decomposition rate standardized by soil organic C (OC) in temperate grasslands of Nei Mongol (A), and comparison of soil C decomposition rate among different grassland types (B). The vegetation map was obtained from China's vegetation atlas with a scale of 1:1 000 000 (The Editorial Committee of Vegetation Map of China, Chinese Academy of Sciences, 2001). The lines, lower and upper boundaries, and bars in the boxes show median values, 25th and 75th percentiles, and standard deviations of all data, respectively. Different lowercase letters denote significant differences among different grassland types ( $p < 0.05$ ). DS, desert steppe; MS, meadow steppe; TS, typical steppe.

### 2.3 土壤碳分解速率的影响因素

普通最小二乘回归分析的结果显示, 随MAT和pH增加, 有机碳标准化的碳分解速率显著增加。而随MAP、AI、AGB、( $\text{Fe}_0 + \text{Al}_0$ )含量、( $\text{Fe}_p + \text{Al}_p$ )含量、 $\text{Ca}_{\text{Exch}}$ 含量和(Clay + silt)含量增加, 土壤碳分解速率显著降低( $p < 0.05$ ) (图4)。进一步基于方差分解分析的结果表明矿物、土壤和气候因素对有机碳标准化碳分解速率的空间变异具有较高解释率( $R^2 = 0.84$ ) (图5E)。其中, 矿物变量(( $\text{Fe}_0 + \text{Al}_0$ )含量、 $\text{Ca}_{\text{Exch}}$ 含量、(Clay + silt)含量)贡献总解释率的



**图3** 内蒙古温带草地不同碳组分有机碳含量的差异。箱线图上的线、底边和顶边以及误差棒分别表示一组数据的中位数、25百分位数和75百分位数以及标准差。不同小写字母表示不同草地类型碳组分存在显著差异( $p < 0.05$ )。

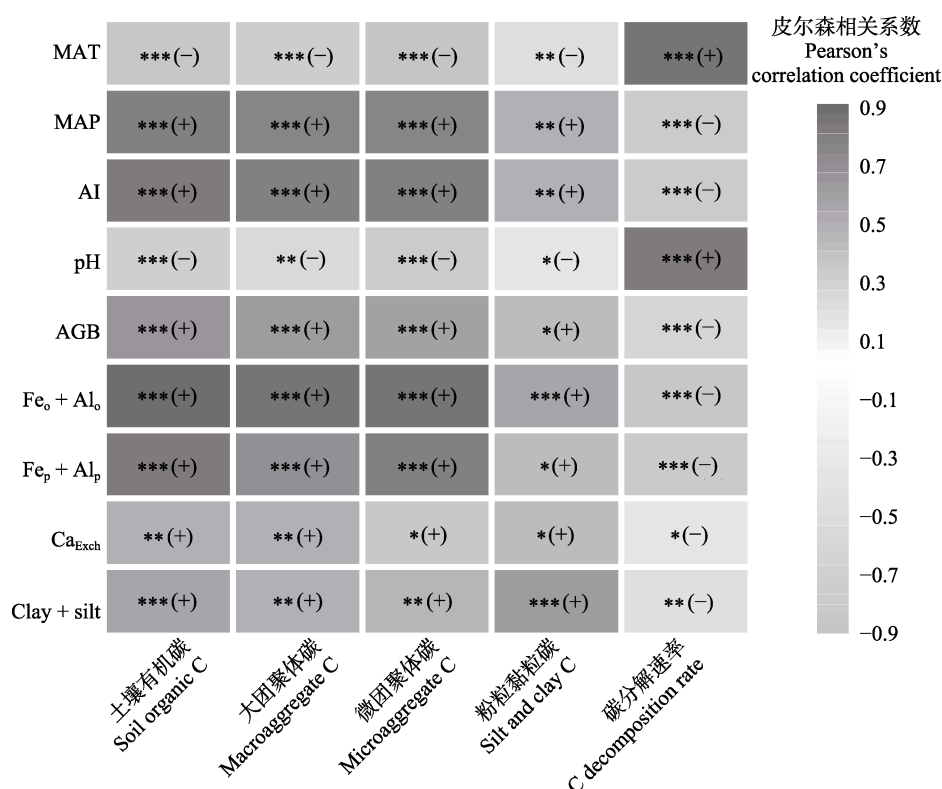
**Fig. 3** Comparison of organic carbon (C) contents among different soil aggregate fractions in temperate grasslands of Nei Mongol. The lines, lower and upper boundaries, and bars in the boxes show median values, 25th and 75th percentiles, and standard deviations of all data, respectively. Different lowercase letters denote significant differences of C fractions among different grassland types ( $p < 0.05$ ).

39.8%, 土壤pH贡献总解释率的33.8%, 气候因素即AI的解释率占总解释率的26.4% (图5E)。

## 3 讨论

### 3.1 不同草地类型土壤有机碳组分含量和分解速率的差异

本研究揭示了内蒙古温带草地表层土壤有机碳组分含量和分解速率的空间格局, 发现碳组分含量和有机碳标准化的碳分解速率均呈现明显的空间分布规律。土壤有机碳和各碳组分的含量均呈现自西南向东北增加的空间分布特征, 即草甸草原最高, 典型草原次之, 荒漠草原最低(图1)。有机碳标准化的碳分解速率则呈现相反的变化趋势(图2)。不同草地类型土壤有机碳含量的差异可能与土壤碳输入和输出过程有关。一方面, 不同草地类型的土壤碳输入量存在差异。内蒙古温带草地的113个地面数据表明, 草甸草原中植被地上生物量与地下生物量显著高于典型草原, 且二者均显著高于荒漠草原(马文



**图4** 内蒙古温带草地土壤有机碳含量、碳组分含量、碳分解速率与气候、土壤、植物和矿物变量的相关性。土壤有机碳、大团聚体碳、微团聚体碳、粉粒黏粒碳含量和有机碳标准化的碳分解速率数据经过了lg转化。括号中的“+”和“-”分别代表正相关关系和负相关关系。AGB, 地上生物量; AI, 干旱指数; Ca<sub>Exch</sub>, 交换性钙; Clay + silt, 黏粒和粉粒含量; Fe<sub>o</sub> + Al<sub>o</sub>, 弱结晶态铁铝氧化物; Fe<sub>p</sub> + Al<sub>p</sub>, 有机络合态铁铝氧化物; MAP, 年降水量; MAT, 年平均气温。\*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ 。

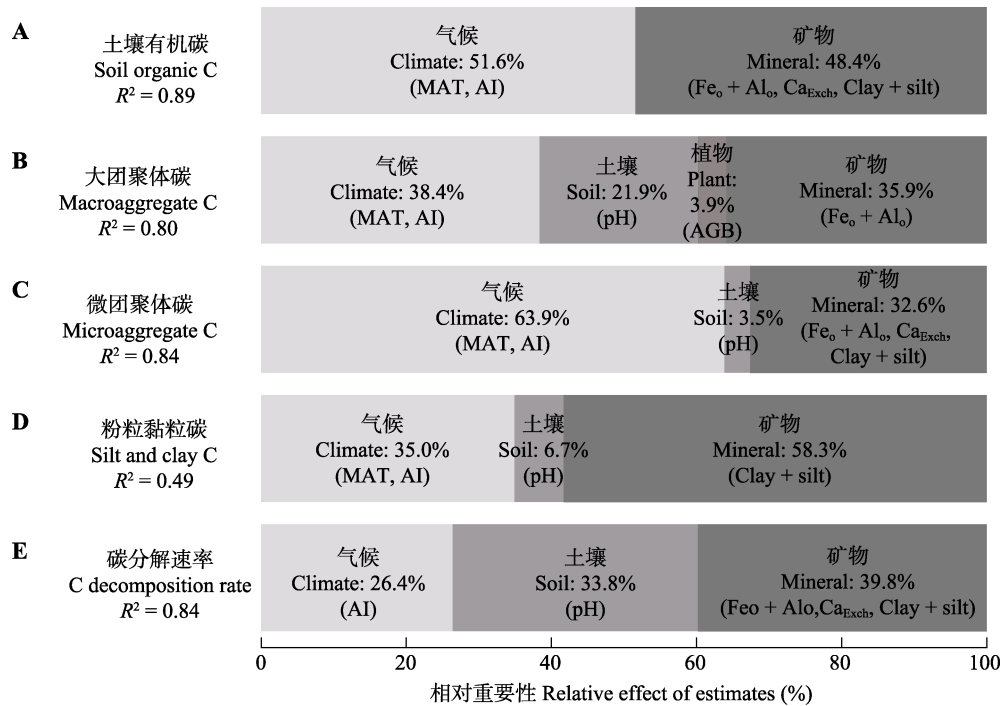
**Fig. 4** Correlations of total soil organic carbon (C) content, C content in different aggregate fractions and C decomposition rate with climatic, edaphic, plant and mineral variables in temperate grasslands of Nei Mongol. Soil organic C, macroaggregate C, microaggregate C, silt and clay C, and C decomposition rate standardized by SOC are lg transformed. The “+” and “-” in parentheses represent positive and negative correlations, respectively. AGB, aboveground biomass; AI, aridity index; Ca<sub>Exch</sub>, exchangeable Ca<sup>2+</sup>; Clay + silt, clay and silt content; Fe<sub>o</sub> + Al<sub>o</sub>, poorly crystalline Fe/Al oxide; Fe<sub>p</sub> + Al<sub>p</sub>, organically complexed Fe/Al oxide; MAP, mean annual precipitation; MAT, mean annual air temperature. \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ .

红等, 2008)。鉴于植物地上和地下部分是土壤有机碳的主要来源(周正虎等, 2022), 土壤有机碳含量和植物生物量呈现出相同的变化规律。另一方面, 土壤有机碳分解速率会影响不同草地类型的土壤碳输出过程。通过计算单位质量土壤有机碳的碳分解速率, 本研究发现荒漠草原、典型草原、草甸草原的碳分解速率依次降低(图2B)。此外, 通过指数拟合累积碳释放量( $C_{cum}$ )与培养时间( $t$ )的关系( $C_{cum}(t) = C_0 \times (1 - e^{-kt})$ ,  $k$ 为分解速率常数)得到有机碳潜在矿化量( $C_0$ ) (Rey & Jarvis, 2006), 发现荒漠草原的有机碳潜在矿化量最大(显著高于典型草原和草甸草原)。同时, 有机碳潜在矿化量与有机碳标准化的碳分解速率呈显著正相关关系( $r = 0.91$ ,  $p < 0.001$ ), 共同表明荒漠草原中的土壤碳具有较强的可分解性。本研究发现, 由草甸草原到典型草原到荒漠草原,

(Fe<sub>o</sub> + Al<sub>o</sub>)含量( $(4.2 \pm 1.6) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  vs  $(3.1 \pm 1.3) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  vs  $(1.8 \pm 0.4) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )以及土壤粉粒和黏粒含量( $(29.8 \pm 12.8)\%$  vs  $(20.8 \pm 9.3)\%$  vs  $(19.2 \pm 8.6)\%$ )均呈现逐渐降低的趋势, 表明矿物保护作用对碳分解的抑制作用逐渐减弱。碳可分解性高可能促进土壤碳输出过程, 进而降低土壤碳含量。综上, 不同草地类型间土壤碳组分的差异取决于植物输入量和土壤有机碳可分解性的差异。

### 3.2 土壤有机碳及其组分含量的影响因素

本研究结果表明, 气候和矿物是内蒙古温带草地土壤有机碳和碳组分含量空间变异的主要影响因素(图4, 图5), 但两者在不同组分中的相对重要性存在差异。微团聚体碳组分含量的空间变异主要受气候因素影响, 而粉粒黏粒碳组分含量主要受矿物影响。除此之外, 土壤和植物因素解释了大团聚体



**图5** 气候、土壤、植物和矿物变量对内蒙古温带草地土壤有机碳含量(A)、碳组分含量(B-D)和碳分解速率(E)影响的相对重要性。土壤有机碳、大团聚体碳、微团聚体碳、粉粒黏粒碳含量和有机碳标准化的碳分解速率数据经过了lg转化。AGB, 地上生物量; AI, 干旱指数; Ca<sub>Exch</sub>, 交换性钙含量; Clay + silt, 黏粒和粉粒含量; Fe<sub>o</sub> + Al<sub>o</sub>, 弱结晶态铁铝氧化物含量; MAP, 年降水量; MAT, 年平均气温。

**Fig. 5** Relative effects of climatic, edaphic, plant and mineral variables on soil organic carbon (C) content (A), aggregate C fractions content (B-D), and C decomposition rate (E) in temperate grasslands of Nei Mongol. Soil organic C, macroaggregate C, microaggregate C, silt and clay C contents, and C decomposition rate standardized by SOC are lg transformed. AGB, aboveground biomass; AI, aridity index; Ca<sub>Exch</sub>, exchangeable Ca<sup>2+</sup> content; Clay + silt, clay and silt content; Fe<sub>o</sub> + Al<sub>o</sub>, poorly crystalline Fe/Al oxide content; MAP, mean annual precipitation; MAT, mean annual air temperature.

碳含量的部分空间变异。不同碳组分含量影响因素的差异可能与其有机碳来源不同有关。大团聚体中的碳主要来源于植物残体(Six *et al.*, 2002), 因此与其他组分相比, 大团聚体碳组分更易受植物因素的影响。随植物地上生物量增加, 植物向土壤的碳输入增加(周正虎等, 2022), 进而提高大团聚体碳含量(图4)。气候和土壤属性则可能通过影响植物生长间接影响大团聚体碳含量。一方面, 在干旱半干旱区, 植物生长普遍受到水分限制(Li *et al.*, 2020)。张存厚等(2013)在内蒙古草原生态系统中的研究发现, 随MAP增加, 地上净初级生产力显著提高。因此, 土壤水分限制减弱(即AI增大)导致植物地上生物量增加, 进而促进大团聚体碳累积。另一方面, 研究区域的土壤多呈中性或碱性(pH介于6.0–8.9, 平均值为7.6 ± 1.0), 因而pH增加意味着土壤盐碱化程度升高, 可能降低植被生产力(Zhuang *et al.*, 2022), 进而减小大团聚体碳含量。与此推论一致, 本研究中土壤pH和地上生物量呈显著负相关关系( $r = -0.54, p < 0.001$ )。

与大团聚体碳组分不同, 微团聚体碳主要来源于半分解的植物残体, 并受到团聚体的物理保护(von Lützow *et al.*, 2006)。来自内蒙古草地生态系统的研究表明, 降水是影响土壤团聚体形成的重要因素(王甜等, 2017)。降水量增加有利于地上和地下生物量的升高, 进而使得土壤碳输入增加, 促进土壤团聚体形成, 增强团聚体对有机碳的保护作用(王甜等, 2017)。与此推论一致, 本研究中微团聚体碳含量和MAP呈显著正相关关系( $r = 0.72, p < 0.001$ )。与降水的促进作用相反, 微团聚体碳含量和MAT呈显著负相关关系(图4)。这可能是因为在本研究区域, 气温随降水量增加而降低, 而降水量是干旱半干旱区植物生长等过程的关键限制因素。

与大团聚体碳和微团聚体碳相比, 粉粒黏粒碳组分含量受矿物的影响较大。这主要是因为粉粒黏粒组分中的碳多为微生物来源, 易与土壤矿物结合(Ni *et al.*, 2020)。土壤矿物含量增加可提供更多吸附位点, 有利于形成有机-矿物复合体(von Lützow *et*



al., 2006), 进而促进粉粒黏粒碳的积累。除吸附有机碳形成化学保护外, 土壤细颗粒如粉粒和黏粒含量增加可提高土壤持水保肥能力, 促进植被生产力进而增加土壤碳输入(Yang *et al.*, 2008), 因此矿物对总土壤有机碳积累同样具有十分重要的作用。来自青藏高原高寒草地的研究同样表明矿物因素是土壤有机碳及其组分(特别是细颗粒组分)含量空间变异的关键驱动因素(Fang *et al.*, 2019), 本研究结果与之一致。

### 3.3 土壤碳分解速率的影响因素

本研究结果显示, 矿物、土壤和气候因素共同驱动土壤碳分解的空间变异。近年来, 越来越多的研究强调矿物保护在调控土壤碳稳定性和碳分解中的重要作用(Qin *et al.*, 2021; 周正虎等, 2022)。矿物-有机碳结合是一种重要的土壤碳稳定机制, 主要包括活性铁铝氧化物与有机碳的配位体交换作用(Oades, 1988)以及多价阳离子桥(尤其是 $\text{Ca}^{2+}$ )对层状硅酸盐和有机质的结合作用(Rowley *et al.*, 2018)。矿物保护主要通过以下两条途径抑制土壤碳分解: 首先, 矿物吸附限制有机碳在土壤溶液中的扩散, 使微生物难以接触和利用底物, 进而抑制土壤碳分解(Rowley *et al.*, 2018); 其次, 矿物可与土壤有机碳分解相关的胞外酶结合并导致其失活, 从而抑制微生物分解作用(Zimmerman & Ahn, 2011)。除矿物因素外, 随土壤pH升高, 有机碳标准化的碳分解速率显著增加(图4)。pH可能通过影响矿物含量间接影响土壤碳分解(Ye *et al.*, 2022)。随pH升高, ( $\text{Fe}_0 + \text{Al}_0$ )含量显著降低( $R^2 = 0.38$ ,  $p < 0.001$ ), 可能减弱铁铝氧化物对有机碳的保护作用, 进而导致较高的土壤碳分解速率。此外, 有机碳标准化的碳分解速率与 $\text{Al}$ 显著负相关(图4)。降水可能通过影响土壤团聚体形成间接影响碳分解速率。如上所述, 降水增加有利于土壤团聚体形成, 进而增强团聚体保护作用, 限制微生物与土壤有机碳和氧气接触(Six *et al.*, 2002), 抑制土壤碳分解过程。

## 4 结论

基于样带调查和室内培养相结合的手段, 本研究揭示了内蒙古温带草地土壤有机碳组分含量和分解速率的空间格局及其驱动因素。结果发现, 土壤有机碳组分含量和碳分解速率分别呈现从西南向东北递增和递减的趋势。进一步分析发现气候和矿物

因素是驱动土壤有机碳组分含量和分解速率空间变异的主要因素。此外, 不同碳组分的影响因素存在差异, 随土壤碳颗粒粒径减小, 矿物因素的相对重要性增强, 意味着矿物保护对于维持土壤碳长期固存起着重要作用。上述发现意味着地球系统模型中应区分不同碳组分的影响因素, 特别是考虑矿物对惰性碳组分和碳分解的影响, 进而更准确地预测土壤碳-气候反馈关系。

**致谢** 本研究得到了内蒙古大学马文红教授在野外考察工作中给予的大力帮助, 同时也感谢中国科学院植物研究所内蒙古温带草地考察队成员帮助采集土壤样品。

## 参考文献

- Bai Y, Cotrufo MF (2022). Grassland soil carbon sequestration: current understanding, challenges, and solutions. *Science*, 377, 603-608.
- Bao SD (2000). *Soil and Agricultural Chemistry Analysis*. 3rd ed. China Agriculture Press, Beijing. [鲍士旦 (2000). 土壤农化分析. 3版. 中国农业出版社, 北京.]
- Burnham KP, Anderson DR (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. 2nd ed. Springer, New York.
- Cao YQ, Xu L, Zhang Z, Chen Z, He NP (2019). Soil microbial metabolic quotient in Inner Mongolian grasslands: patterns and influence factors. *Chinese Geographical Science*, 29, 1001-1010.
- Chen LY, Liang JY, Qin SQ, Liu L, Fang K, Xu YP, Ding JZ, Li F, Luo YQ, Yang YH (2016). Determinants of carbon release from the active layer and permafrost deposits on the Tibetan Plateau. *Nature Communications*, 7, 13046. DOI: 10.1038/ncomms13046.
- Chen QM, Wang SQ, Yu GR (2003). Spatial characteristics of soil organic carbon and nitrogen in Inner Mongolia. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 14, 699-704. [陈庆美, 王绍强, 于贵瑞 (2003). 内蒙古自治区土壤有机碳、氮蓄积量的空间特征. 应用生态学报, 14, 699-704.]
- Colman BP, Schimel JP (2013). Drivers of microbial respiration and net N mineralization at the continental scale. *Soil Biology & Biochemistry*, 60, 65-76.
- Davidson EA, Janssens IA (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440, 165-173.
- Ding JZ, Chen LY, Zhang BB, Liu L, Yang GB, Fang K, Chen YL, Li F, Kou D, Ji CJ, Luo YQ, Yang YH (2016). Linking temperature sensitivity of soil  $\text{CO}_2$  release to substrate, environmental, and microbial properties across alpine ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 30,

DOI: 10.17521/cjpe.2023.0028

- 1310-1323.
- Doetterl S, Stevens A, Six J, Merckx R, Van Oost K, Pinto MC, Casanova-Katny A, Muñoz C, Boudin M, Venegas EZ, Boeckx P (2015). Soil carbon storage controlled by interactions between geochemistry and climate. *Nature Geoscience*, 8, 780-783.
- Dungait JAJ, Hopkins DW, Gregory AS, Whitmore AP (2012). Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, 18, 1781-1796.
- Elliott ET, Palm CA, Reuss DE, Monz CA (1991). Organic matter contained in soil aggregates from a tropical chronosequence: correction for sand and light fraction. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 34, 443-451.
- Fang JY, Geng XQ, Zhao X, Shen HH, Hu HF (2018). How many areas of grasslands are there in China? *Chinese Science Bulletin*, 63, 1731-1739. [方精云, 耿晓庆, 赵霞, 沈海花, 胡会峰 (2018). 我国草地面积有多大? 科学通报, 63, 1731-1739.]
- Fang K, Qin SQ, Chen LY, Zhang QW, Yang YH (2019). Al/Fe mineral controls on soil organic carbon stock across Tibetan alpine grasslands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124, 247-259.
- Friedlingstein P, O'Sullivan M, Jones MW, Andrew RM, Hauck J, Olsen A, Peters GP, Peters W, Pongratz J, Sitch S, le Quéré C, Canadell JG, Ciais P, Jackson RB, Alin S, et al. (2020). Global carbon budget 2020. *Earth System Science Data*, 12, 3269-3340.
- Gentsch N, Mikutta R, Alves RJE, Barta J, Čapek P, Gittel A, Hugelius G, Kuhry P, Lashchinskiy N, Palmtag J, Richter A, Šantrůčková H, Schnecker J, Shibistova O, Urich T, et al. (2015). Storage and transformation of organic matter fractions in cryoturbated permafrost soils across the Siberian Arctic. *Biogeosciences*, 12, 4525-4542.
- Kou D, Ma WH, Ding JZ, Zhang BB, Fang K, Hu HF, Yu JC, Wang T, Qin SQ, Zhao X, Fang JY, Yang YH (2018). Dryland soils in northern China sequester carbon during the early 2000s warming hiatus period. *Functional Ecology*, 32, 1620-1630.
- Krige DG (1951). A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 52, 119-139.
- Lavallee JM, Soong JL, Cotrufo MF (2020). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 26, 261-273.
- le Provost G, Badenhausser I, le Bagousse-Pinguet Y, Clough Y, Henckel L, Violle C, Bretagnolle V, Roncoroni M, Manning P, Gross N (2020). Land-use history impacts functional diversity across multiple trophic groups. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117, 1573-1579.
- Lehmann J, Kleber M (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528, 60-68.
- Li P, Sayer EJ, Jia Z, Liu WX, Wu YT, Yang S, Wang CZ, Yang L, Chen DM, Bai YF, Liu LL (2020). Deepened winter snow cover enhances net ecosystem exchange and stabilizes plant community composition and productivity in a temperate grassland. *Global Change Biology*, 26, 3015-3027.
- Lugato E, Lavallee JM, Haddix ML, Panagos P, Cotrufo MF (2021). Different climate sensitivity of particulate and mineral-associated soil organic matter. *Nature Geoscience*, 14, 295-300.
- Luo YQ, Ahlström A, Allison SD, Batjes NH, Brovkin V, Carvalhais N, Chappell A, Ciais P, Davidson EA, Finzi AC, Georgiou K, Guenet B, Hararuk O, Harden JW, He YJ, et al. (2016). Toward more realistic projections of soil carbon dynamics by earth system models. *Global Biogeochemical Cycles*, 30, 40-56.
- Ma WH, He JS, Yang YH, Wang XP, Liang CZ, Anwar M, Zeng H, Fang JY, Schmid B (2010). Environmental factors covary with plant diversity-productivity relationships among Chinese grassland sites. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 233-243.
- Ma WH, Yang YH, He JS, Zeng H, Fang JY (2008). Above and belowground biomass in relation to environmental factors in temperate grasslands, Inner Mongolia. *Scientia Sinica (Vita)*, 38, 84-92. [马文红, 杨元合, 贺金生, 曾辉, 方精云 (2008). 内蒙古温带草地生物量及其与环境因子的关系. 中国科学: 生命科学, 38, 84-92.]
- National Agricultural Technology Extension and Service Center (2006). *Soil Analysis Technology Standard*. 2nd ed. China Agriculture Press, Beijing. [全国农业技术推广服务中心 (2006). 土壤分析技术规范. 2版. 中国农业出版社, 北京.]
- Ni XY, Liao S, Tan SY, Wang DY, Peng Y, Yue K, Wu FZ, Yang YS (2020). A quantitative assessment of amino sugars in soil profiles. *Soil Biology & Biochemistry*, 143, 107762. DOI: 10.1016/j.soilbio.2020.107762.
- Oades JM (1988). The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5, 35-70.
- Qin SQ, Kou D, Mao C, Chen YL, Chen LY, Yang YH (2021). Temperature sensitivity of permafrost carbon release mediated by mineral and microbial properties. *Science Advances*, 7, eabe3596. DOI: 10.1126/sciadv.abe3596.
- Rey A, Jarvis P (2006). Modelling the effect of temperature on carbon mineralization rates across a network of European forest sites (FORCAST). *Global Change Biology*, 12, 1894-1908.
- Rowley MC, Grand S, Verrecchia ÉP (2018). Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. *Biogeochemistry*, 137, 27-49.
- Shi Y, Baumann F, Ma Y, Song C, Kühn P, Scholten T, He JS

- (2012). Organic and inorganic carbon in the topsoil of the Mongolian and Tibetan grasslands: pattern, control and implications. *Biogeosciences*, 9, 2287-2299.
- Six J, Conant RT, Paul EA, Paustian K (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155-176.
- Six J, Elliott ET, Paustian K (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*, 32, 2099-2103.
- Soil Census Office of Inner Mongolia Autonomous Region, Soil and Fertilizer Workstation of Inner Mongolia Autonomous Region (1994). *Soil of Inner Mongolia*. Science Press, Beijing. [内蒙古自治区土壤普查办公室, 内蒙古自治区土壤肥料工作站 (1994). 内蒙古土壤. 科学出版社, 北京.]
- The Editorial Committee of Vegetation Map of China, Chinese Academy of Sciences (2001). *1:1000000 Vegetation Atlas of China*. Science Press, Beijing. [中国科学院中国植被图编辑委员会 (2001). 1:1000000中国植被图集. 科学出版社, 北京.]
- Todd-Brown KEO, Randerson JT, Hopkins F, Arora V, Hajima T, Jones C, Shevliakova E, Tjiputra J, Volodin E, Wu T, Zhang Q, Allison SD (2014). Changes in soil organic carbon storage predicted by Earth system models during the 21st century. *Biogeosciences*, 11, 2341-2356.
- von Lützow M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, Matzner E, Guggenberger G, Marschner B, Flessa H (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—A review. *European Journal of Soil Science*, 57, 426-445.
- Wang T, Xu S, Zhao MY, Li H, Kou D, Fang JY, Hu HF (2017). Allocation of mass and stability of soil aggregate in different types of Nei Mongol grasslands. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 41, 1168-1176. [王甜, 徐姗, 赵梦颖, 李贺, 寇丹, 方精云, 胡会峰 (2017). 内蒙古不同类型草原土壤团聚体含量的分配及其稳定性. 植物生态学报, 41, 1168-1176.]
- Were K, Bui DT, Dick ØB, Singh BR (2015). A comparative assessment of support vector regression, artificial neural networks, and random forests for predicting and mapping soil organic carbon stocks across an Afrotropical landscape. *Ecological Indicators*, 52, 394-403.
- White RP, Murray S, Rohweder M (2000). *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems*. World Resources Institute, Washington D.C., USA.
- Yang YH, Fang JY, Ma WH, Smith P, Mohammad A, Wang SP, Wang W (2010). Soil carbon stock and its changes in northern China's grasslands from 1980s to 2000s. *Global Change Biology*, 16, 3036-3047.
- Yang YH, Fang JY, Tang YH, Ji CJ, Zheng CY, He JS, Zhu B (2008). Storage, patterns and controls of soil organic carbon in the Tibetan grasslands. *Global Change Biology*, 14, 1592-1599.
- Yang YH, Shi Y, Sun WJ, Chang JF, Zhu JX, Chen LY, Wang X, Guo YP, Zhang HT, Yu LF, Zhao SQ, Xu K, Zhu JL, Shen HH, Wang YY, et al. (2022). Terrestrial carbon sinks in China and around the world and their contribution to carbon neutrality. *Science China: Life Sciences*, 65, 861-895.
- Ye CL, Huang WJ, Hall SJ, Hu SJ (2022). Association of organic carbon with reactive iron oxides driven by soil pH at the global scale. *Global Biogeochemical Cycles*, 36, e2021GB007128. DOI: 10.1029/2021GB007128.
- Zhang CH, Wang MJ, Zhang L, Yang LP (2013). Response of meadow steppe ANPP to climate change in Hulunbeir, Inner Mongolia—A simulation study. *Acta Prataculturae Sinica*, 22(3), 41-50. [张存厚, 王明玖, 张立, 杨丽萍 (2013). 呼伦贝尔草甸草原地上净初级生产力对气候变化响应的模拟. 草业学报, 22(3), 41-50.]
- Zhou ZH, Liu L, Hou L (2022). Soil organic carbon stabilization and formation: mechanism and model. *Journal of Beijing Forestry University*, 44(10), 11-22. [周正虎, 刘琳, 侯磊 (2022). 土壤有机碳的稳定和形成: 机制和模型. 北京林业大学学报, 44(10), 11-22.]
- Zhuang QW, Shao ZF, Li DR, Huang X, Cai BW, Altan O, Wu SX (2022). Unequal weakening of urbanization and soil salinization on vegetation production capacity. *Geoderma*, 411, 115712. DOI: 10.1016/j.geoderma.2022.115712.
- Zimmerman AR, Ahn MY (2011). Organo-mineral-enzyme interaction and soil enzyme activity//Shukla G, Varma A. *Soil Biology: Soil Enzyme*. Springer, Berlin.
- Zomer RJ, Trabucco A, Bossio DA, Verchot LV (2008). Climate change mitigation: a spatial analysis of global land suitability for clean development mechanism afforestation and reforestation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 126, 67-80.

责任编辑: 孙建新 责任编辑: 乔鲜果