

DOI: 10.11686/cyxb2024462

http://cyxb.magtech.com.cn

冉健民, 宋小艳, 王丹, 等. 退化高寒草甸土壤有机碳组分变化与增汇潜力研究. 草业学报, 2025, 34(9): 38—52.

RAN Jian-min, SONG Xiao-yan, WANG Dan, *et al.* Changes in soil organic carbon fractions and carbon sequestration potential of degraded alpine meadows. Acta Prataculturae Sinica, 2025, 34(9): 38—52.

退化高寒草甸土壤有机碳组分变化与增汇潜力研究

冉健民^{1,2}, 宋小艳^{1,2*}, 王丹^{1,2,3}, 王长庭^{1,2}

(1. 西南民族大学草地资源学院, 四川 成都 610041; 2. 青藏高原高寒草地生态保护与利用四川林业草原重点实验室, 四川 成都 610041; 3. 四川省畜牧科学研究院饲草所, 四川 成都 610066)

摘要:为探究青藏高原退化高寒草甸土壤有机碳(SOC)组分变化以及各退化程度碳增汇潜力,本研究采用国际推荐的将SOC分组为颗粒态有机碳(POC)与矿物结合态有机碳(MAOC)的物理分组方法,分析了不同退化程度[未退化(ND)、轻度退化(LD)、中度退化(MD)、重度退化(HD)]下高寒草甸土壤有机碳组分变化特征与退化高寒草甸恢复增汇潜力,并探究其关键影响因子。结果显示:1)轻度、中度和重度退化导致高寒草甸0~30 cm土壤有机碳分别降低24.54%、34.45%和34.81%,其中0~10 cm与10~20 cm土层受退化影响显著($P < 0.05$)。退化使高寒草甸0~30 cm土壤POC降低43.47%~56.01%,MAOC降低17.61%~31.20%,POC是SOC流失的主要组分。2)随机森林分析结果显示土壤全氮(TN)、容重(BD)、pH是土壤有机碳及其组分变化的主要影响因子,其中土壤TN对土壤有机碳及其组分的影响最关键($P < 0.01$)。相关性分析结果显示SOC、POC和MAOC分别与TN呈正相关,与BD、pH呈负相关。3)研究估算,轻度、中度和重度退化高寒草甸恢复的土壤(0~30 cm)碳增汇潜力分别为1.97、2.78和2.86 kg·m⁻²。就土层来看,表层(0~10 cm)占总增汇量的54.93%,是该区域高寒草甸碳增汇潜力的核心土层。研究结果可为退化高寒草甸恢复提供理论依据,同时为青藏高原草地生态系统碳增汇提供科学支撑。

关键词:草地退化;土壤有机碳;颗粒态有机碳;矿物结合态有机碳;土壤碳增汇潜力

Changes in soil organic carbon fractions and carbon sequestration potential of degraded alpine meadows

RAN Jian-min^{1,2}, SONG Xiao-yan^{1,2*}, WANG Dan^{1,2,3}, WANG Chang-ting^{1,2}

1. College of Grassland Resources, Southwest Minzu University, Chengdu 610041, China; 2. Sichuan Provincial Forest and Grassland Key Laboratory of Alpine Grassland Conservation and Utilization of Tibetan Plateau, Chengdu 610041, China; 3. Sichuan Animal Science Academy, Chengdu 610066, China

Abstract: This study investigates the changes in soil organic carbon (SOC) components and the carbon sequestration potential associated with varying degrees of degradation in alpine meadow soil on the Qinghai-Xizang Plateau. Utilizing the internationally recognized physical grouping method, SOC is categorized into particulate organic carbon (POC) and mineral-associated organic carbon (MAOC). The analysis focuses on the characteristics of SOC component alterations and the carbon sequestration potential in alpine meadow soil subjected to different degradation levels: [no degradation (ND), light degradation (LD), moderate degradation (MD), and heavily degradation

收稿日期:2024-11-21;改回日期:2025-01-17

基金项目:国家自然科学基金项目(32101350),四川省科技厅自然科学基金项目(2023NSFSC1190)和西南民族大学研究生“创新型科研项目”重点项目(YCZD2024009)资助。

作者简介:冉健民(1999—),男,四川达州人,在读硕士。E-mail: imyun1999@163.com

*通信作者 Corresponding author. E-mail: songxy@swun.edu.cn

(HD)]. The findings reveal that light, moderate, and heavy degradation led to reductions in soil organic carbon in the 0–30 cm layer of the alpine meadow by 24.54%, 34.45%, and 34.81%, respectively, with significant impacts observed in the 0–10 cm and 10–20 cm layers ($P < 0.05$). Degradation resulted in a decrease of POC by 43.47%–56.01% and MAOC by 17.61%–31.20%, indicating that POC constitutes the primary component of SOC loss. Furthermore, the relative analysis using random forest methodologies identifies soil total nitrogen (TN), bulk density (BD), and pH as the principal influencing factors on soil organic carbon and its components, with soil TN exerting the most significant influence ($P < 0.01$). Correlation analysis indicates a significant positive relationship between SOC, POC, and MAOC with TN, while a negative correlation exists between BD and pH. The study estimates the carbon sequestration potential of the soil (0–30 cm) for the recovery of light, moderate, and heavy degradation in alpine meadows at 1.97, 2.78, and 2.86 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$, respectively. Notably, the surface layer (0–10 cm) contributes 54.93% of the total carbon sequestration, highlighting its critical role in carbon sequestration potential in this region. The research findings provide a theoretical foundation for restoring degraded alpine meadows and offer scientific support for carbon sequestration strategies within grassland ecosystems on the Qinghai-Xizang Plateau.

Key words: grassland degradation; soil organic carbon; particulate organic carbon; mineral-associated organic carbon; soil carbon increment potential

高寒草甸作为青藏高原重要的生态系统,具有独特的生态功能和环境价值^[1]。然而,受气候变化和人类活动等多重因素的影响^[2],青藏高原高寒草甸面临着不同程度的退化挑战^[3–4]。草地退化不仅威胁着生态系统的稳定性和服务功能,还会导致土壤有机碳的流失^[5]。土壤有机碳是土壤质量的核心指标之一^[6],其含量和组分的变化还决定了土壤肥力和生产力^[7]。土壤有机碳大量流失已成为制约恢复草地健康与稳定的关键因子。此外,土壤有机碳储量的流失还会对全球碳循环和气候变化产生深远影响^[8–10]。研究表明^[11],1960–2000年青藏高原草地退化导致的 CO_2 释放量约为 $29.53 \times 10^8 \text{ t C}$,恢复退化草地带来的固碳效应对于减缓气候变化至关重要。据估算^[12],青藏高原退化草地的增汇潜力达到 $9.06 \times 10^9 \text{ kg C} \cdot \text{a}^{-1}$ 。因此,深入研究草地退化过程中土壤有机碳及组分的变化规律与增汇潜力,对于指导退化草地恢复和保护青藏高原草地生态屏障安全具有极为重要的意义。

当前,为了更深入地理解土壤有机碳的复杂性和稳定性,专家学者们呼吁将土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)划分为颗粒态有机碳(particulate organic carbon, POC)和矿物结合态有机碳(mineral-associated organic carbon, MAOC)^[13–15]。因为,二者在来源、周转和功能等方面具有明显差异。前者由相对未分解或半分解的植物残体组成,在土壤中周转速率快,稳定性较差,缺乏矿物保护易被土壤微生物与酶分解,对于草地退化过程的响应非常敏感;后者由部分植物溢出物和微生物残体与土壤矿质结合形成,在土壤中周转时间较长,稳定性较好,通过与土壤矿物结合的保护方式对于土壤有机碳固存具有重要意义^[13–14]。因此,研究不同退化程度下POC与MAOC的组成,可以揭示SOC的来源和稳定性的变化,从而更好地认识草地退化下SOC的流失规律与增汇潜力,为草地生态恢复提供理论支持。现已开展的草地退化对土壤有机碳影响的相关研究中,关于退化草地土壤有机碳流失过程中组分变化的研究尚不充分^[16–17],仅有少量研究关注到草地退化对土壤团聚体结合碳的影响^[18],仍缺乏退化草地土壤有机碳组分(POC和MAOC)变化规律及其关键影响因子的深入研究。同时,关于土壤碳增汇潜力的研究多数偏向于农田生态系统^[19–20],鲜有针对青藏高原退化高寒草甸土壤碳增汇潜力相关研究。

基于此,本研究以不同退化程度高寒草甸为对象,通过测定不同土层深度POC与MAOC含量,分析高寒草甸土壤有机碳组分分布格局及其对退化的响应规律,计算不同退化程度高寒草甸土壤碳增汇潜力,并揭示土壤有机碳组分与碳增汇潜力的关键影响因子,以期为退化高寒草甸的恢复提供理论支撑。同时,本研究结果还可为土壤有机碳组分与草地碳增汇潜力的相关性研究提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于青藏高原东北部四川省西北部,阿坝藏族羌族自治州中部红原县(31°51′—33°33′ N, 101°51′—103°22′ E),该地区的平均海拔为3500 m。该区域属于高原大陆性气候,长冬无夏,春秋短促。年平均气温为1.4 °C,多年平均降水量769 mm,且多集中于5—9月。土壤类型为亚高山草甸土。高寒草甸是该区域主要植被类型,植物种类主要有垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、剪股颖(*Agrostis matsumurae*)、矮嵩草(*Kobresia humilis*)和四川嵩草(*Kobresia setchwanensis*)等禾本科和莎草科植物,黄花棘豆(*Oxytropis ochrocephala*)、异叶米口袋(*Tibetia himalaica*)等豆科植物,钝苞雪莲(*Saussurea nigrescens*)、湿生扁蕾(*Gentianopsis paludosa*)、高山紫菀(*Aster alpinus*)和鹅绒委陵菜(*Potentilla anserina*)等杂类草。

1.2 样地设置与样品采集

依据空间退化代替时间退化演替序列,参考《川西北高寒草甸草地放牧退化分级》^[21],根据植物高度、盖度和地上生物量的变化情况判断高寒草甸草地退化等级(表1)。在研究区域分别选取具有代表性的未退化(none degradation, ND)、轻度退化(light degradation, LD)、中度退化(moderate degradation, MD)和重度退化(heavily degradation, HD)高寒草甸样地。除未退化与轻度退化草地之间的距离约100 m外,其余类型草地间隔1 km左右。未退化样地选取围栏内封育了约10年的草地,期间无任何放牧干扰。每个退化程度设置3个重复样地,每个样地面积10 m×10 m,各样地间隔至少50 m,共计12个样地^[22]。

于2020年,在每个样地内随机布置5个50 cm×50 cm的样方,共计60个样方。首先对样方内植被进行群落调查,用收获法^[22]测定植被地上生物量。在每个样方内随机分土层(0~10 cm、10~20 cm、20~30 cm)用土钻(内径5 cm)采集2钻土壤。5个样方土壤样品分层混合,得到该样地代表性样品。土壤样品分为2份,一份土壤保持原状,用于测定土壤团聚体结构,使用塑料盒小心保存和运输,防止挤压和碰撞对土壤结构的影响。带回实验室后,立即去掉根系和杂质,沿土样自身的缝隙轻轻掰成小块(<8 mm),然后将每个样地中采集的5个原状土等量混合,自然风干。另一份过2 mm筛,挑出肉眼可见的根系。根系用水洗净,于65 °C下烘干至恒重,称量后计算群落地下生物量。土壤一部分4 °C冷藏保存用于测定土壤含水量(soil water content, SWC)、微生物生物量碳(microbial biomass carbon, MBC)、可溶性有机碳(dissolved organic carbon, DOC)、铵态氮(ammonium nitrogen, NH₄⁺-N)、硝态氮(nitrate nitrogen, NO₃⁻-N);另一部分自然风干用于测定土壤有机碳组分、全量养分、土壤颗粒组成及pH。不同退化梯度下具体植被和土壤概况分别见表1和表2。

表1 植被特征

Table 1 Vegetation characteristics

项目 Item	未退化 None degradation	轻度退化 Light degradation	中度退化 Moderate degradation	重度退化 Heavily degradation
地上生物量 Above-ground biomass (g·m ⁻²)	297.51±15.74a	203.53±15.61b	137.00±19.17c	123.52±21.95c
0~30 cm 地下生物量 Below-ground biomass in 0—30 cm (g·m ⁻²)	519.95±69.59ab	627.41±113.33ab	908.18±192.67a	248.42±35.03b
高度 Height (cm)	23.58±0.56a	18.01±0.58b	15.56±0.25c	14.53±0.12d
盖度 Coverage (%)	87.4±2.5a	73.4±1.3b	63.0±1.6c	62.0±1.6c
香农—威纳指数 Shannon—Wiener index	2.71±0.04a	2.58±0.04a	2.35±0.09b	2.38±0.06b
辛普森指数 Simpson index	0.9271±0.0073a	0.9339±0.0020a	0.9225±0.0047a	0.9305±0.0044a
丰富度指数 Richness index	20.67±0.94a	19.33±0.29a	16.20±0.46b	17.20±0.31b
均匀度指数 Pielou index	0.90±0.06a	0.87±0.02ab	0.85±0.01ab	0.84±0.02b

不同字母表示不同退化程度间差异显著($P < 0.05$)。下同。Different letters indicate significant difference among different degrees of degradation ($P < 0.05$). The same below.

表 2 土壤理化性质

Table 2 Soil physical and chemical properties

土层 Soil layer (cm)	项目 Item	未退化 None degradation	轻度退化 Light degradation	中度退化 Moderate degradation	重度退化 Heavily degradation
0~10	土壤含水量 Soil water content (%)	32.67±2.06a	25.90±1.52a	28.50±1.44a	28.56±1.16a
	容重 Bulk density (g·cm ⁻³)	1.02±0.04b	1.14±0.02ab	1.19±0.02a	1.19±0.02a
	黏粒含量 Clay concentration (%)	5.76±1.23b	9.02±0.22ab	8.41±1.64ab	11.46±0.32a
	粉粒含量 Silt concentration (%)	32.67±5.59b	49.14±2.16ab	40.41±7.71ab	54.10±1.29a
	团聚体平均重量直径 Mean weight diameter (mm)	1.18±0.03a	1.18±0.03a	1.02±0.01b	1.00±0.03b
	pH	5.84±0.01a	5.86±0.06a	5.87±0.06a	6.02±0.06a
	全氮含量 Total nitrogen concentration (mg·g ⁻¹)	2.97±0.35a	2.07±0.03b	1.67±0.24b	1.83±0.09b
	全磷含量 Total phosphorus concentration (mg·g ⁻¹)	1.98±0.23a	1.76±0.28a	1.54±0.02a	1.50±0.22a
	速效磷含量 Available phosphorus concentration (mg·kg ⁻¹)	34.80±1.50b	49.50±0.30a	47.90±1.60a	13.60±1.40c
	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N (mg·kg ⁻¹)	14.50±2.60a	11.19±1.30ab	7.50±1.30b	7.20±0.60b
	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N (mg·kg ⁻¹)	62.80±20.30a	28.00±10.40ab	18.00±7.40b	10.10±4.40b
	可溶性有机碳 Dissolved organic carbon (mg·g ⁻¹)	0.30±0.06a	0.30±0.04a	0.23±0.04a	0.21±0.01a
	微生物生物量碳 Microbial biomass carbon (mg·g ⁻¹)	0.53±0.10a	0.66±0.10a	0.57±0.11a	0.58±0.11a
10~20	土壤含水量 Soil water content (%)	27.74±3.34a	24.88±0.46a	23.66±2.11a	28.92±3.64a
	容重 Bulk density (g·cm ⁻³)	1.19±0.06a	1.28±0.03a	1.31±0.05a	1.28±0.06a
	黏粒含量 Clay concentration (%)	9.13±0.69b	9.40±0.31b	7.44±1.30b	11.97±0.13a
	粉粒含量 Silt concentration (%)	53.10±4.52a	48.00±2.57a	34.17±5.17b	55.97±2.00a
	团聚体平均重量直径 Mean weight diameter (mm)	1.10±0.03a	1.08±0.01a	1.01±0.03a	1.05±0.01a
	pH	5.79±0.04b	6.05±0.06a	6.01±0.05ab	6.07±0.04a
	全氮含量 Total nitrogen concentration (mg·g ⁻¹)	1.50±0.06a	1.13±0.09a	1.07±0.07a	1.07±0.22a
	全磷含量 Total phosphorus concentration (mg·g ⁻¹)	2.01±0.29a	1.59±0.18a	1.65±0.25a	1.60±0.15a
	速效磷含量 Available phosphorus concentration (mg·kg ⁻¹)	39.30±0.10b	52.00±0.80a	36.70±2.20b	10.70±0.50c
	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N (mg·kg ⁻¹)	12.60±1.80a	9.00±1.10ab	7.10±1.70b	7.60±0.80b
	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N (mg·kg ⁻¹)	16.10±4.20a	16.80±7.10a	24.40±7.80a	10.70±4.20a
	可溶性有机碳 Dissolved organic carbon (mg·g ⁻¹)	0.30±0.02a	0.24±0.03ab	0.17±0.02b	0.18±0.03b
	微生物生物量碳 Microbial biomass carbon (mg·g ⁻¹)	0.46±0.10a	0.49±0.12a	0.36±0.13a	0.17±0.03a
20~30	土壤含水量 Soil water content (%)	21.31±1.45a	18.43±2.26a	21.82±1.65a	23.53±0.76a
	容重 Bulk density (g·cm ⁻³)	1.31±0.01a	1.38±0.07a	1.35±0.03a	1.38±0.03a
	黏粒含量 Clay concentration (%)	0.24±0.11b	0.15±0.20b	0.28±0.07b	0.99±0.08a
	粉粒含量 Silt concentration (%)	28.50±5.05b	23.70±0.77b	33.86±4.01b	54.34±2.40a
	团聚体平均重量直径 Mean weight diameter (mm)	0.99±0.03a	0.92±0.01ab	0.84±0.05b	0.78±0.04b
	pH	5.98±0.05a	6.16±0.04a	6.20±0.08a	6.20±0.03a
	全氮含量 Total nitrogen concentration (mg·g ⁻¹)	1.03±0.09a	0.83±0.15a	0.83±0.03a	0.73±0.15a
	全磷含量 Total phosphorus concentration (mg·g ⁻¹)	1.86±0.28a	1.82±0.03a	1.43±0.20a	1.70±0.08a
	速效磷含量 Available phosphorus concentration (mg·kg ⁻¹)	44.30±0.80b	50.80±0.50a	20.70±2.10c	10.60±8.00d
	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N (mg·kg ⁻¹)	21.10±9.50a	12.70±5.80a	7.60±1.20a	6.40±0.40a
	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N (mg·kg ⁻¹)	29.20±11.40a	31.60±21.60a	17.10±5.90a	13.20±3.70a
	可溶性有机碳 Dissolved organic carbon (mg·g ⁻¹)	0.25±0.04a	0.17±0.02a	0.21±0.06a	0.19±0.03a
	微生物生物量碳 Microbial biomass carbon (mg·g ⁻¹)	0.24±0.06a	0.33±0.06a	0.35±0.11a	0.08±0.01a

1.3 样品分析

1.3.1 土壤理化性质测定 土壤全氮(total nitrogen, TN)含量采用元素分析仪(Elementar, Vario macro cube, 德国)(杜马斯燃烧法)^[23]测定。土壤含水量(soil water content, SWC)采用土壤水分仪(Spectrum Field Scout TDR300, 美国)测定;土壤全磷(total phosphorus, TP)、铵态氮、硝态氮含量采用连续流动分析仪测定(Alliance, Proxima, 法国)(钼锑抗比色法)^[24]。土壤微生物生物量碳含量采用总有机碳分析仪(multi N 3100, HT1300, 德国)测定(氯仿熏蒸浸提法)^[25],未熏蒸组测定得到的有机碳含量即为可溶性有机碳。采用电位法^[24]测定土壤pH(水土比为2.5:1.0)。采用激光粒度仪(Malvern, Mastersize 2000, 英国)测定土壤颗粒组成。采用湿筛法^[26]测定土壤水稳定团聚体组成(>0.25 mm为大团聚体;0.053~0.250 mm为微团聚体;<0.053 mm为黏粉粒),并利用平均重量直径(mean weight diameter, MWD)和分形维数(fractal dimension, D_m)来评价团聚体稳定性。MWD的计算公式为:

$$MWD = \sum_{i=1}^n w_i \times x_i$$

式中: w_i 表示第*i*粒径团聚体组分的质量占土壤总质量的重量百分比(%); x_i 表示第*i*粒径团聚体组分的平均直径(mm)。

通过土壤粒径重量分布表征的土壤分形模型来计算土壤颗粒的分形维数^[27]。土壤颗粒质量分布与平均粒径的分形关系式:

$$\log_{10} \frac{M(r < \bar{x}_i)}{M_T} = (3 - D_m) \log_{10} \left(\frac{\bar{x}_i}{x_{\max}} \right)$$

式中: M_T 表示土壤各粒级的总质量; $M(r < \bar{x}_i)$ 表示小于 \bar{x}_i 的累积土粒质量; \bar{x}_i 表示二筛分粒径 \bar{x}_i 与 \bar{x}_{i+1} 间粒径的平均值; x_{\max} 表示最大粒级土粒的平均直径; $3 - D_m$ 表示线性拟合方程的斜率; D_m 表示土壤团聚体分形维数。

1.3.2 土壤有机碳组分测定 土壤有机碳组分测定参考并改进 Cotrufo 等^[28]的方法。称取5 g过2 mm筛的风干土样,将其放置于50 mL离心管中,并加入25 mL NaI溶液[密度(1.70±0.02) g·cm⁻³],用手摇动1 min后将离心管放入摇床振荡(60 r·min⁻¹)30 min后,静置1 h,将离心管放入离心机,离心(3500 r·min⁻¹)15 min。离心结束后,将管中的上清液抽吸至0.45 μm的滤膜上,用超纯水洗涤滤膜上的样品3次后(每次25 mL),用超纯水将滤膜上的样品冲洗至铝盒中,60 °C恒温烘干至恒重后称重,即可得到土壤游离颗粒态有机质供试样品(free particulate organic matter, FPOM)。剩余部分用去离子水冲洗两次并离心后,加入30 mL 0.5%六偏磷酸钠和玻璃珠,在200 r·min⁻¹下振荡18 h,悬浊液倒入孔径为53 μm的筛子,用超纯水冲洗筛子至无浑浊液为止。残留于筛上的样品用超纯水洗入铝盒中,在60 °C条件下烘干至恒重后称重,即可得到土壤闭蓄颗粒态有机质供试样品(occluded particulate organic matter, OPOM)。通过53 μm筛的样品即为土壤矿物态颗粒有机质供试样品(mineral-associated organic matter, MAOM),将其用超纯水洗入铝盒中,60 °C恒温烘干至恒重后称重。

利用元素分析仪(Elemental vario MICRO CUBE, 德国)测定以上供试样品的有机碳含量,基于土壤样品的回收质量得到全土中游离颗粒态有机碳(free particulate organic carbon, FPOC)、闭蓄颗粒态有机碳(occluded particulate organic carbon, OPOC)和矿物结合态有机碳(MAOC)含量。具体计算公式如下:

$$\begin{aligned} \text{质量回收率}(\%) &= \frac{M_{\text{FPOM}} + M_{\text{OPOM}} + M_{\text{MAOM}}}{M_{\text{Bulk}}} \times 100 \\ \text{碳回收率}(\%) &= \frac{M_{\text{FPOM}} \times OC_{\text{FPOM}} + M_{\text{OPOM}} \times OC_{\text{OPOM}} + M_{\text{MAOM}} \times OC_{\text{MAOM}}}{M_{\text{Bulk}}} \times 100 \\ \text{FPOC}(\text{g C}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ soil}) &= \frac{M_{\text{FPOM}} \times OC_{\text{FPOM}}}{OC_{\text{Bulk}} \times M_{\text{Bulk}}} \times 100 \\ \text{OPOC}(\text{g C}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ soil}) &= \frac{M_{\text{OPOM}} \times OC_{\text{OPOM}}}{OC_{\text{Bulk}} \times M_{\text{Bulk}}} \times 100 \\ \text{MAOC}(\text{g C}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ soil}) &= \frac{M_{\text{MAOM}} \times OC_{\text{MAOM}}}{OC_{\text{Bulk}} \times M_{\text{Bulk}}} \times 100 \end{aligned}$$

$$POC(\text{g C}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ soil}) = \frac{M_{\text{FPOM}} \times OC_{\text{FPOM}} + M_{\text{OPOM}} \times OC_{\text{OPOM}}}{OC_{\text{Bulk}} \times M_{\text{Bulk}}} \times 100$$

式中： M_{FPOM} 、 M_{OPOM} 、 M_{MAOM} 和 M_{Bulk} 分别代表筛分后烘干得到的 FPOM、OPOM、MAOM 和全土的质量； OC_{FPOM} 、 OC_{OPOM} 、 OC_{MAOM} 和 OC_{Bulk} 分别表示 FPOM、OPOM、MAOM 和全土中有机碳含量，单位为 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组分。

1.4 数据分析

以未退化草地土壤有机碳为理论最大土壤固碳量，根据此参考系来估算单位面积各退化程度高寒草甸土壤理论碳增汇潜力。单位面积土壤有机碳增汇潜力等于未退化草地土壤有机碳密度与当前土壤有机碳密度的差值。采用 SPSS 22.0 对植物群落及功能群特征、土壤理化性质、有机碳组分进行单因素方差分析 (One-way ANOVA)。采用线性回归分析土壤有机碳组分与主要驱动因子间的关系。分析前检验数据分布，并对不满足正态分布的数据 (SOC、POC、TN) 进行对数转换，以满足正态分布。采用 R 4.2.2 中的 random Forest 包进行随机森林模型计算环境因子对有机碳及组分的相对重要性。用 Graphpad prism 9.4.1 和 OriginPro 2024 进行作图。

2 结果与分析

2.1 不同退化程度高寒草甸土壤理化性质

0~10 cm 土层，除土壤 SWC、pH、TP、DOC 和 MBC 外，高寒草甸退化显著影响土壤 BD、黏粒、粉粒、MWD、TN、 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量 ($P < 0.05$)。土壤 BD、黏粒和粉粒含量均在重度退化下显著高于未退化草甸 (表 2)。土壤 TN、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和 MWD 含量随退化加剧呈现降低趋势，各退化梯度土壤 TN、 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量均显著低于未退化草甸；土壤 MWD 含量在中度和重度退化下呈显著降低的趋势 ($P < 0.05$)。10~20 cm 土层，高寒草甸退化加剧导致土壤黏粒、粉粒、pH、 NH_4^+ -N 和 DOC 含量呈现显著变化 ($P < 0.05$)。与未退化草甸相比，土壤黏粒和粉粒含量在重度退化下皆呈现增加的趋势。土壤 pH 随退化加剧而增加，轻度和重度退化相较于未退化分别显著增加 0.26 和 0.28。土壤 NH_4^+ -N 和 DOC 含量皆在中度和重度退化梯度下显著低于未退化草甸 ($P < 0.05$)。20~30 cm 土层，高寒草甸退化显著影响土壤黏粒、粉粒和 MWD 的含量 ($P < 0.05$)。土壤黏粒和粉粒均呈现先减少后增加的趋势，且重度退化显著高于各退化梯度。土壤 MWD 含量随退化加剧呈现降低趋势。0~10 cm、10~20 cm 和 20~30 cm 土层 AP 含量皆呈现先升后降的趋势，表现为轻度退化升高，而中度和重度退化降低。

2.2 不同退化程度高寒草甸土壤有机碳含量与密度

土壤有机碳含量和密度随土层加深呈下降趋势，0~10 cm 土层土壤有机碳含量与密度显著高于其他土层 ($P < 0.05$)。高寒草甸退化显著影响 0~10 cm 和 10~20 cm 土层土壤有机碳含量 ($P < 0.05$)，各退化程度土壤有机碳含量均显著低于未退化草地，不同退化程度间无显著差异 (图 1)。对于土壤有机碳密度，仅在 0~10 cm 土层表现出对退化的显著响应，其他土层无显著变化。未退化草地 0~10 cm 土壤有机碳密度显著高于中度和重度退化 ($P < 0.05$)，与轻度退化无显著差异。20~30 cm 土层，退化对土壤有机碳含量和密度均无显著影响 ($P > 0.05$)。

2.3 不同退化程度高寒草甸土壤有机碳组分含量

在 LD 与 HD 处理下，各土层土壤 FPOC 含量差异显著 ($P < 0.05$)，10~20 cm 和 20~30 cm 较 0~10 cm 土层显著降低。ND 和 MD 处理下，FPOC 没有显著的土层差异 ($P > 0.05$)，图 2)。土壤 OPOC 和 POC 含量均随土层深度增加而显著降低，0~10 cm 土层 OPOC 和 POC 含量均显著高于其他土层 ($P < 0.05$)。MD 处理下 MAOC 含量表现出显著土层差异，20~30 cm 土层 MAOC 含量较 0~10 cm 土层显著降低 ($P < 0.05$)。ND、LD 和 HD 处理下，MAOC 没有显著的土层差异 ($P > 0.05$)。高寒草甸退化程度显著影响表层 (0~10 cm) 土壤 POC 与 OPOC 含量，LD、MD 和 HD 分别较 ND 处理显著降低 52.77%、50.65%、63.81% 和 51.88%、50.41%、63.09% ($P < 0.05$)。土壤 FPOC 和 MAOC 含量对高寒草甸退化的响应无显著差异 ($P > 0.05$)。

2.4 不同退化程度高寒草甸土壤各有机碳组分的贡献率

土壤有机碳组分以 MAOC 为主，其对土壤有机碳的贡献率均大于 49.70% (图 3)。POC 的贡献率较小，为

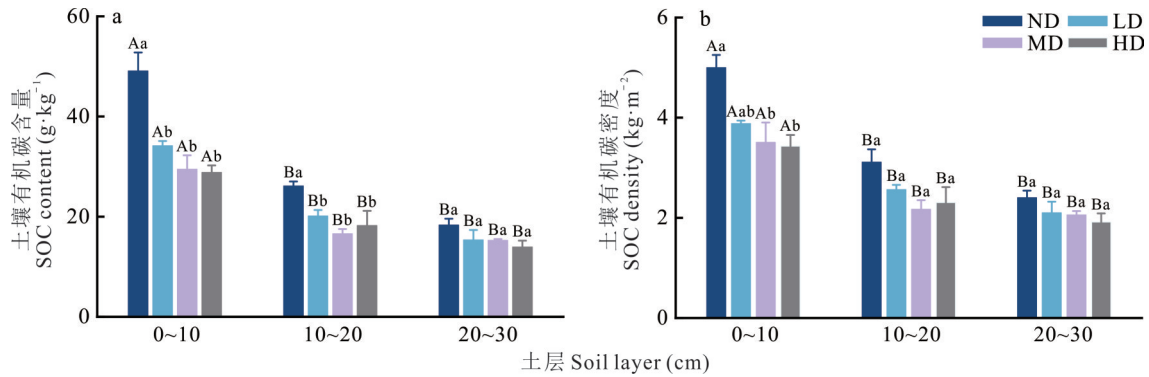


图1 不同退化程度高寒草甸的土壤有机碳含量与密度

Fig. 1 Soil organic carbon content and density of alpine meadow under different degradation degrees

SOC: 土壤有机碳 Soil organic carbon; ND: 未退化 None degradation; LD: 轻度退化 Light degradation; MD: 中度退化 Moderate degradation; HD: 重度退化 Heavily degradation. 不同大写字母表示相同退化程度下不同土层间差异显著 ($P < 0.05$), 不同小写字母表示相同土层下不同退化程度间差异显著 ($P < 0.05$). Different uppercase letters indicate significant difference among different soil layers under the same degree of degradation ($P < 0.05$), different lowercase letters indicate significant difference among different degrees of degradation under the same soil layer ($P < 0.05$); 下同 The same below.

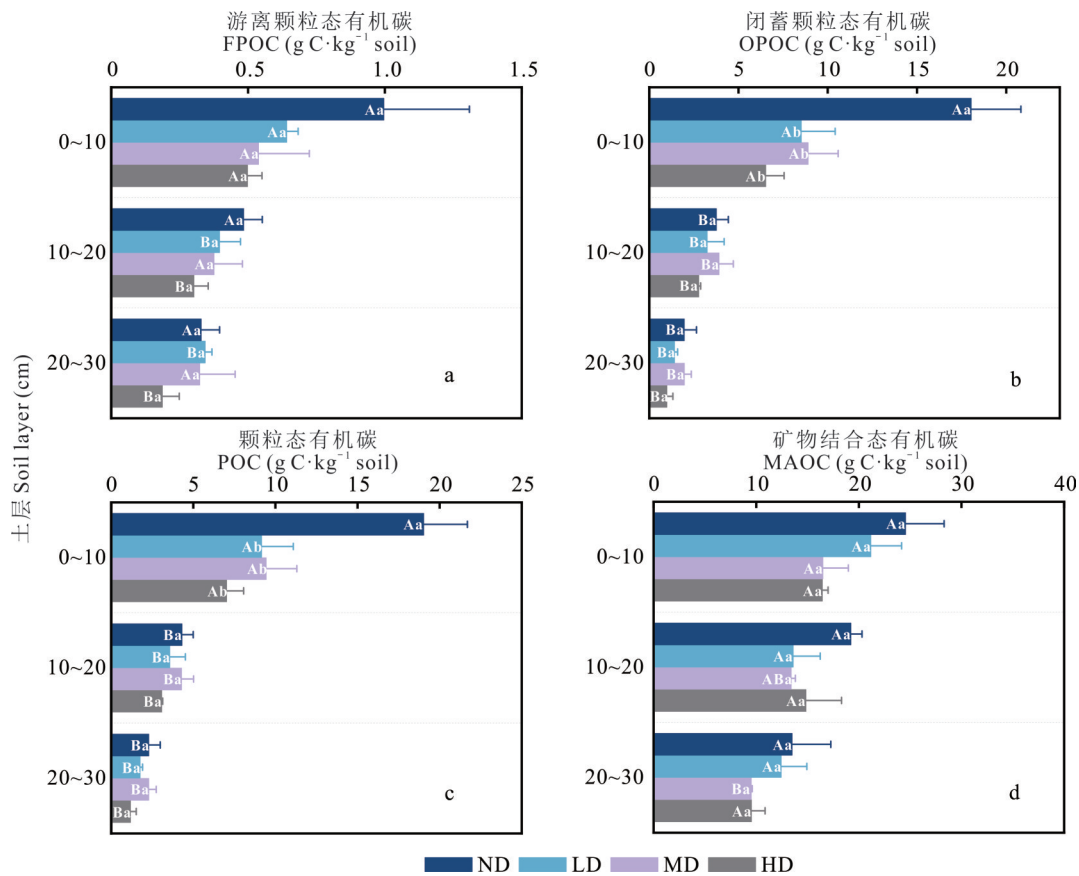


图2 不同退化程度高寒草甸土壤有机碳组分含量

Fig. 2 Soil organic carbon fractions content of alpine meadow under different degradation degrees

FPOC: 游离颗粒态有机碳 Free particulate organic carbon; OPOC: 闭蓄颗粒态有机碳 Occluded particulate organic carbon; POC: 颗粒态有机碳 Particulate organic carbon; MAOC: 矿物结合态有机碳 Mineral-associated organic carbon. 下同 The same below.

8.11%~38.99%, POC 中以 OPOC 占绝对优势。土壤有机碳 FPOC、POC 和 MAOC 的贡献率随土层深度的变化而显著变化 ($P < 0.05$)。FPOC/SOC、POC/SOC 随土层加深均呈降低的趋势, 0~10 cm 土层 ND 和 MD 显著高于其他土层, LD 和 HD 显著高于 20~30 cm 土层 ($P < 0.05$)。而 MAOC/SOC 随土层加深呈增加的趋势 ($P <$

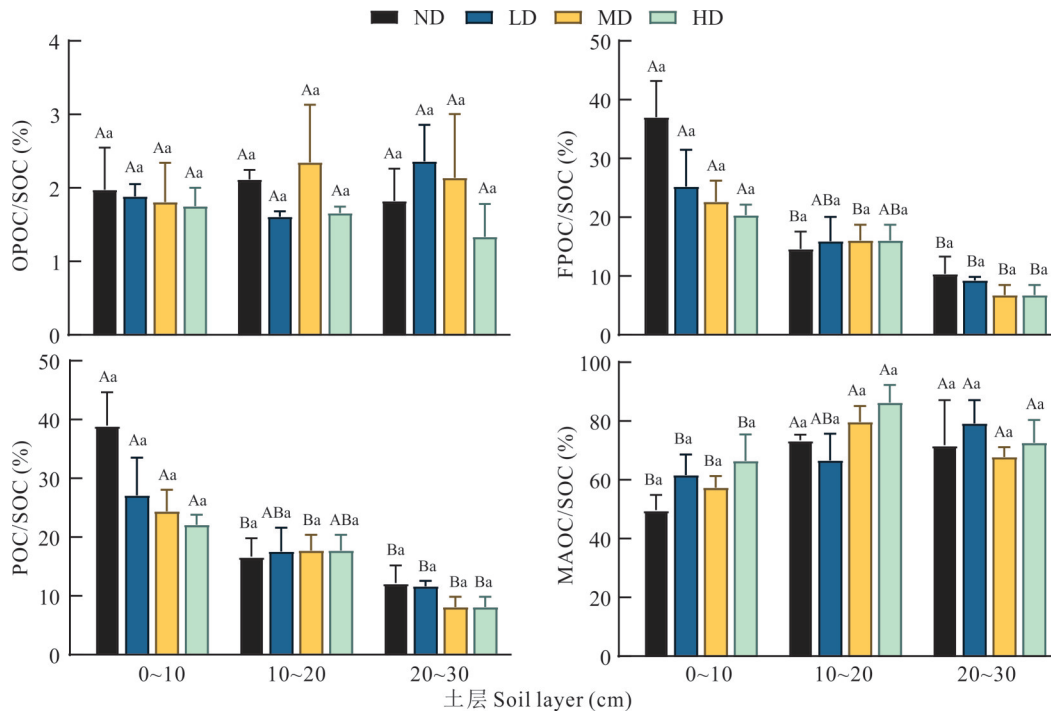


图 3 不同退化程度高寒草甸土壤有机碳组分贡献率

Fig. 3 Contribution rate of soil organic carbon fraction of alpine meadow under different degradation degrees

FPOC/SOC: 游离颗粒态有机碳在土壤有机碳中的占比 Proportion of free particulate organic carbon in soil organic carbon; OPOC/SOC: 闭蓄颗粒态有机碳在土壤有机碳中的占比 Proportion of occluded particulate organic carbon in soil organic carbon; POC/SOC: 颗粒态有机碳在土壤有机碳中的占比 Proportion of particulate organic carbon in soil organic carbon; MAOC/SOC: 矿物结合态有机碳在土壤有机碳中的占比 Proportion of mineral-associated organic carbon in soil organic carbon.

0.05), 除 10~20 cm 土层 LD 处理外, 10~20 cm 和 20~30 cm 土层各退化梯度均显著高于 0~10 cm 土层。高寒草甸土壤各有机碳组分贡献率对退化无显著响应 ($P > 0.05$)。整体而言, 高寒草甸土壤有机碳组分中 POC 受退化影响较大, 而 MAOC 表现出较高稳定性; 尽管不同土层间土壤有机碳组分贡献率存在显著差异, 但对总有机碳的贡献情况并不会随退化而发生显著改变。

2.5 环境因子对高寒草甸土壤有机碳含量与组分的影响

MAOC、POC 和 OPOC 这 3 种碳组分共同影响土壤有机碳的变化, 其中 MAOC 是解释 SOC 变化的最主要组分 ($P < 0.01$)。通过随机森林分析环境因子对土壤有机碳及其组分的相对重要性发现, TN、BD、pH、MWD、MBC 和 SWC 均显著影响土壤有机碳, 其中 TN 是解释 SOC 最主要的因子 ($P < 0.01$, 图 4a), 与 SOC 含量呈正相关 (图 5a)。其次, 土壤 BD 和 pH 作为解释 SOC 的主要影响因子, 与 SOC 呈负相关 (图 5b, c)。SOC 各组分影响因子相对重要性研究结果显示, FPOC、OPOC、POC 与 MAOC 的主要影响因子相同, 均为 TN、BD 和 pH (图 4b~e), 其中 FPOC 受 3 种因子的主要影响, TN 和 BD 是解释 OPOC、POC 与 MAOC 的最主要因子 ($P < 0.01$)。土壤 POC 和 MAOC 含量分别与 TN 呈显著正相关 (图 5d, g), 与土壤 BD 和 pH 呈显著负相关 (图 5e, f, h, i)。OPOC 除了受 BD、TN 和 pH 的显著影响, 还受到 D_m 的显著影响, 其中 TN 对 OPOC 的影响最大 (图 4c)。

2.6 退化高寒草甸恢复的理论土壤有机碳增汇潜力

本研究以未退化草甸土壤有机碳为理论最大固碳量, 若轻度、中度和重度退化草甸恢复到未退化草甸状态, 理论上可以使 0~30 cm 土层土壤有机碳密度分别增加 1.97、2.78 和 2.86 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 。退化程度增加, 高寒草甸土壤有机碳增汇潜力增加, 但无显著性差异 ($P > 0.05$, 表 3)。就土层来看, 0~10 cm 土层的增汇潜力最大, 占 0~30 cm 总增汇潜力的 54.93% (表 3)。

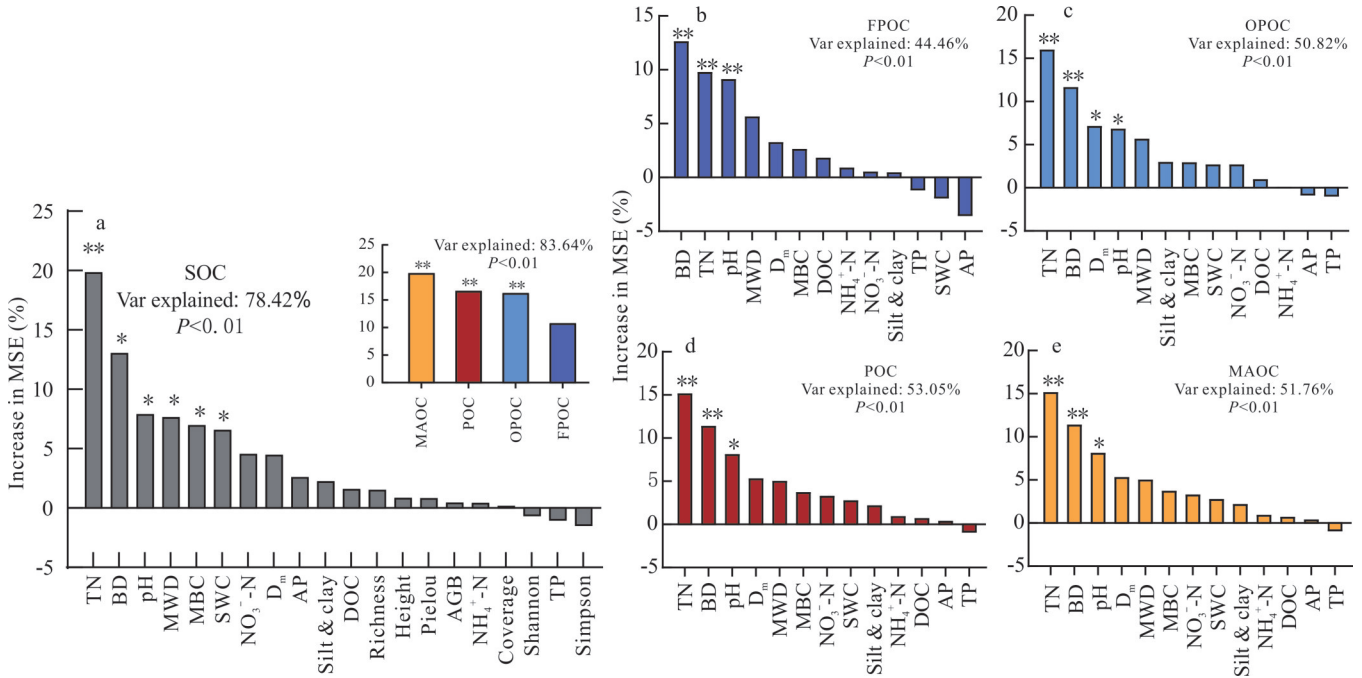


图4 环境因子对土壤有机碳及其组分影响相对重要性的随机森林分析

Fig. 4 Relative importance of environmental factors to soil organic carbon and its fractions from random forest analysis

*: $P < 0.05$; **: $P < 0.01$. Increase in MES (%): 均方误差百分比 Increase in mean square error (%); Var explained: 方差解释度 Variance explained; TN: 全氮 Total nitrogen; BD: 容重 Bulk density; MWD: 平均重量直径 Mean weight diameter; MBC: 微生物生物量碳 Microbial biomass carbon; SWC: 含水量 Soil water content; NO_3^- -N: 硝态氮 Nitrate nitrogen; NH_4^+ -N: 铵态氮 Ammonium nitrogen; AP: 速效磷 Available phosphorus; Silt & clay: 粉粒与黏粒 Silt and clay; DOC: 可溶性有机碳 Dissolved organic carbon; Richness: 物种丰富度指数 Species richness index; TP: 全磷 Total phosphorus concentration; Pielou: 均匀度指数 Species evenness index; Height: 植物群落高度 Plant community height; Coverage: 植被盖度 Vegetation coverage; AGB: 地上生物量 Above-ground biomass; Shannon: 香农-威纳指数 Shannon-Wiener index; Simpson: 辛普森指数 Simpson index; D_m : 分形维数 Fractal dimension. 下同 The same below.

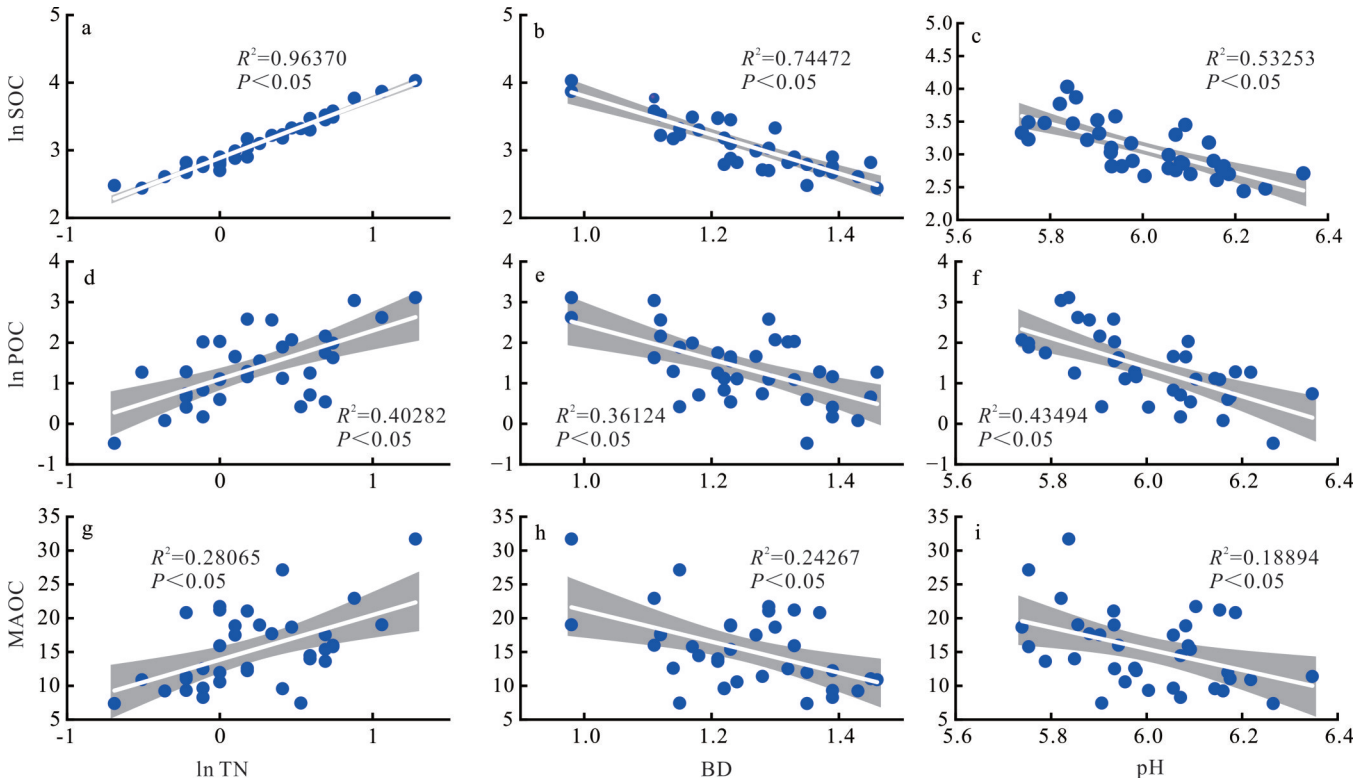


图5 土壤有机碳组分与主要土壤因子间的关系

Fig. 5 Relationships of soil organic carbon fractions with dominate soil properties

3 讨论

3.1 高寒草甸退化对土壤有机碳及组分的影响

土壤有机碳是高寒草甸生态系统碳库的核心组成部分^[29],轻度、中度和重度退化高寒草甸(0~30 cm)土壤有机碳含量较未退化高寒草甸分别降低 24.54%、34.45%、34.81%(图 1a),这与刘育红等^[30]研究报道的三江源地区(0~30 cm)轻度、中度和重度退化高寒草甸土壤有机碳含量分别降低 17.4%、38.2%、53.2%的结论基本一致。土壤有机碳的来源主要分为植物源(凋落物、根系分泌物等)与微生物源(微生物残体及其代谢产物)^[31-32],随草地退化土壤有机碳含量显著降低,可能是由于以下原因:首先,草地退化减少了植物碳源的输入(凋落物、植物根系以及根系分泌物),这些组分是土壤有机碳的重要来源^[33];其次,草地退化后会导致土壤养分含量降低意味着微生物可获得的营养资源减少,进而抑制其生长和微生物残体碳产生,导致土壤微生物源碳形成减少^[34];最后,草地退化后土壤裸露与侵蚀风险增大,使得土壤团聚体结构发生破坏,加速土壤有机碳分解过程^[35-36]。此外,本研究发现,退化对土壤有机碳含量的影响存在土层差异,表层(0~10 cm)和亚表层(10~20 cm)土壤有机碳含量受退化的影响更为显著,而深层(20~30 cm)受草地退化的影响相对较弱(图 1a)。主要是由于表层和亚表层是植物根系最为集中^[37]、微生物活动最为频繁的区域^[38]。草地退化会直接导致植物盖度减少^[28],根系生物量下降,以及微生物群落结构的变化^[39],这些变化会直接影响到表层和亚表层土壤有机碳的积累和转化。而深层土壤有机碳对退化表现出更好的稳定性,其原因可能是深层土壤有机质主要是由难分解的酯类生物大分子化合物组成^[40],稳定的矿物结合态有机碳比例升高^[41],同时土层较深也避免了牲畜的直接影响。因此,在草地退化过程中,深层土壤有机碳可能保持相对稳定,其含量变化相对较小。

将土壤有机碳区分为 POC 与 MAOC^[13,42],能更精确地描述土壤有机碳的来源、分布特征和稳定性。川西北原生高寒草甸土壤有机碳以 MAOC 为主,且随着土层加深,MAOC 的比例由 50.01% 上升至 86.32%(图 3),表明 MAOC 在深层土壤中表现出更高的占比。这与内蒙古温带草地中 POC 与 MAOC 占比结果基本一致^[43],说明草地土壤有机碳普遍以 MAOC 为主要组分。高寒草甸退化导致(0~30 cm)土壤 POC 含量降低 43.47%~56.01%,土壤 MAOC 降低 17.61%~31.20%(图 2),说明高寒草甸退化过程中土壤 POC 降低是土壤有机碳流失的主要形式,相比 POC,MAOC 面对退化表现出较好的稳定性。土壤 POC 由相对未分解的植物残体组成^[13],受到植物残体输入制约^[31](地上植物残体和根系残体)。一般草地退化后会降低植物残体和根系的累积^[33],导致植物碳源输入减少。由于植物碳源输入具有表聚现象^[44],退化草地表层受植被变化的直接影响较大,所以草地退化会显著降低 0~10 cm 的土壤 POC 含量。此外,土壤 POC 以 FPOC 和 OPOC 形式存在于土壤中,OPOC 占比高达 70% 以上是解释 POC 变化的关键组分(图 2b)。OPOC 是闭蓄在土壤大团聚体结构中的颗粒有机碳^[45],退化导致土壤团聚体破坏和分解^[18,35-36],团聚体稳定性(MWD)下降(表 2),使得团聚体内部保护的颗粒有机质被暴露,从而被微生物分解,造成土壤 OPOC 的显著减少。本研究结果显示,0~30 cm 土壤 MAOC 含量随草地退化出现降低趋势(图 2d)。一方面,草地退化导致微生物将植物来源的碳整合进入土壤碳库的能力减弱,从而减少土壤

表 3 不同退化程度高寒草甸理论土壤有机碳增汇潜力

Table 3 Theoretical soil organic carbon increment potential of alpine meadow with different degrees of degradation

退化程度 Degradation degree	土层 Soil layer (cm)	理论土壤有机碳增汇潜力 Theoretical potential of SOC increment (kg·m ⁻²)
轻度退化 Light degradation	0~10	1.12±0.06Aa
	10~20	0.55±0.09ABa
	20~30	0.30±0.22Ba
中度退化 Moderate degradation	0~10	1.97±0.32a
	10~20	1.49±0.40Aa
	20~30	0.94±0.18ABa
重度退化 Heavily degradation	0~10	0.34±0.08Ba
	10~20	2.78±0.61a
	20~30	1.57±0.23Aa
	0~10	0.81±0.31ABa
	10~20	0.49±0.17Ba
	20~30	2.86±0.35a

不同大写字母表示相同退化程度下不同土层间差异显著($P<0.05$),不同小写字母表示相同土层下不同退化程度间差异显著($P<0.05$)。Different uppercase letters indicate significant difference among different soil layers under the same degree of degradation ($P<0.05$), different lowercase letters indicate significant difference among different degrees of degradation under the same soil layer ($P<0.05$).

MAOC形成的来源。另一方面,土壤MAOC不仅受微生物活动过程影响,还与土壤矿物含量有关^[14]。Lehmann等^[46]强调微团聚体和矿物质是土壤MAOC形成的主要载体。本研究结果表明,土壤MWD随着退化加剧而降低(表2),这可能导致团聚体对MAOC的保护减弱,从而增加微生物与MAOC的接触,加速其分解。尽管土壤MAOC含量随草地退化呈下降趋势,但其含量未受到退化的显著影响,这可能与土壤MAOC较高的稳定性有关^[13-14]。作为土壤有机碳库中最为持久的组分,MAOC通常与土壤矿物颗粒紧密结合,从而具有较强的抗分解能力^[14]。即使草地退化导致有机碳输入和保护机制减弱,但土壤MAOC的解聚和转化受到矿物质的结合强度与微生物活性的影响^[47],这些过程对于土壤MAOC的释放和分解可能需要较长的时间响应。

3.2 高寒草甸退化下环境因子对土壤有机碳及组分的影响

土壤有机碳的含量和组成由多个过程决定,植物碳源输入是土壤有机碳的最初来源^[44],土壤环境因子决定着微生物对植物残体和根系的分解作用,土壤团聚体与矿物保护等影响着土壤有机碳保存^[4,28]。随机森林分析结果显示土壤TN是高寒草甸生态系统中土壤有机碳及组分含量最主要的影响因子(图4)。土壤全氮被认为是土壤有机碳循环和固存的关键因素,主要通过影响地上植物生产与光合碳的固定,以及地下微生物代谢活动来调控SOC、POC和MAOC^[48-49]。相关研究表明,土壤氮素的减少会导致土壤中具有较高的C/N,进而影响植物残体向土壤有机碳的转化效率^[50];同时,草地退化导致土壤环境相对贫瘠,限制了微生物的生长和活性^[29,34]。Cotrufo等^[28]认为土壤POC和MAOC的固存需要氮来维持。回归分析表明,土壤全氮含量分别与SOC、POC和MAOC呈显著正相关,也进一步验证了上述的结果(图5a,d,g)。土壤BD作为表征土壤物理性质的重要指标,其变化影响着土壤孔隙度、植物根系与微生物活性以及土壤有机质输入与分解等多个方面^[51]。本研究中土壤容重是仅次于TN,影响SOC、POC和MAOC的重要因子,其与土壤有机碳及组分呈显著负相关(图5b,e,h),即随着土壤容重增大土壤有机碳及组分含量降低,这与孙飞达等^[52]在若尔盖退化高寒草地相关性研究结果一致。当土壤容重增大时,会导致土壤孔隙度降低、紧实度增加^[53]。这种变化会限制植物根系活性,并阻碍土壤微生物对有机质的分解。此外,土壤容重的增加还会削弱土壤有机碳的物理保护(如团聚体结构)^[54],且降低土壤阳离子交换量^[55]。因此,本研究发现土壤团聚体平均重量直径(MWD)随退化程度加剧显著降低(表2)^[56]。这些过程一方面影响植物根系和微生物对有机质的输入与分解,导致植物生物量贡献减少,降低POC的累积量,另一方面影响微生物残体转化和矿物吸附能力来间接减少MAOC的固定和转化。在高寒草甸土壤有机碳及组分的影响因子中,本研究发现,土壤pH占有重要地位,与SOC、POC和MAOC呈负相关(图5c,f,i)。Liu等^[57]在青藏高原退化高寒草地的研究结果也发现,土壤pH与SOC负相关,其认为土壤微生物活性随着土壤pH增大而增强,加速土壤有机质分解。同时,土壤pH增加还会降低土壤中植物源有机碳含量,特别是根系来源的软木脂的保存,从而减少POC形成来源^[58]。随着土壤pH升高,土壤有机碳与矿物的结合能力也会减弱,导致MAOC的稳定性降低^[47]。此外,MWD、MBC和SWC也是影响SOC的重要因子(图4)。土壤MWD降低意味着土壤团聚体稳定性的减弱,导致土壤有机碳物理保护减少,增加土壤有机碳与微生物和酶的接触面积,从而加速分解^[36];土壤MBC和SWC可通过影响微生物活动,改变有机碳的分解过程与微生物残体碳的形成过程,从而影响SOC含量^[39,59]。

3.3 川西北退化高寒草甸恢复的土壤碳增汇潜力探讨

青藏高原高寒草甸面积广泛,是全国土壤有机碳密度最高的区域之一^[60]。然而,据卢海涯等^[61]估算,青藏高原高寒草甸土壤有机碳库年最低损失量达 $4.86 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2}$ 。因此,通过草地治理,恢复青藏高原退化草地土壤有机碳含量,将具有很大的碳增汇潜力。本研究估算,轻度、中度和重度退化高寒草甸土壤碳增汇潜力分别为 1.97 、 2.78 和 $2.86 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$,略低于李英年等^[62]报道的青藏高原轻度、中度和重度退化高寒草甸(0~40 cm)土壤增汇潜力(3.54 、 4.16 、 $5.94 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$),其中差异可能与不同退化程度的界定有关。高寒草甸土壤碳增汇潜力主要受到土层厚度和草地退化程度的深刻影响^[63]。本研究中表层(0~10 cm)碳增汇比例占总碳汇量的 54.93% (表3),表明高寒草甸土壤的碳增汇潜力主要体现在表层。在高寒草甸的退化过程中,土壤有机碳的流失主要表现为POC含量的显著降低。而在退化草甸的生态恢复过程中,短期的(10 a)植被恢复措施主要提升了POC含量,对MAOC含量没有显著影响^[64]。因此,短期内提高土壤POC含量应该是恢复和提升退化高寒草甸土壤碳库的第一步。由

于POC主要来源于植物残体^[13],通过补植缺株、降低牧压指数、牲畜粪便回归等措施提高有机残体输入将有利于POC的形成。同时,本研究发现,POC主要受到土壤TN、BD与pH的影响。因此,还需要通过合理措施提高土壤氮含量及土壤pH,改善土壤结构,从而为POC的累积提供有利的土壤环境。另外,退化高寒草甸土壤有机碳恢复是一个动态变化的过程^[12],前人研究发现经过50年以上生态恢复,能显著提升荒漠草地MAOC含量^[65],说明较长周期的生态恢复才能提高土壤MAOC含量。由于微生物残体作为MAOC形成和累积的重要来源^[13-14],考虑草地退化下微生物群落的复杂性、土壤环境的不稳定性以及有机质的供应与分解等变化,通过长期改善土壤环境、增加有机质供应、促进微生物群落平衡等过程,将有利于退化草地MAOC的恢复。因此,结合退化高寒草甸土壤有机碳组分特征,采取合理措施以及较长的恢复周期是增加草地土壤碳固存的重要路径。

4 结论

本研究表明高寒草甸退化导致土壤有机碳的大量流失,轻度、中度和重度退化下0~30 cm土壤有机碳分别流失24.54%、34.45%和34.81%。土壤有机碳的流失以表层(0~10 cm与10~20 cm)更加显著,且以POC组分的流失占主导,MAOC降低不显著。在高寒草甸退化过程中,土壤TN、BD、pH是土壤有机碳及其组分变化的主要影响因子。同时,简单估算得出,通过恢复轻度、中度和重度退化高寒草甸,土壤(0~30 cm)碳增汇潜力分别为1.97、2.78和2.86 kg·m⁻²,表层(0~10 cm)占总增汇量的54.93%,是该区域高寒草甸碳增汇潜力的核心土层。因此,高寒草甸的恢复中,通过提高有机残体输入,并结合土壤养分、pH和结构改善措施恢复和提高表层土壤POC含量应是土壤有机碳恢复的第一步,持续地长期恢复得以提升MAOC,最终使土壤有机碳含量与稳定性得以恢复和提升。

参考文献 References:

- [1] Fu B J, Ouyang Z Y, Shi P, *et al.* Current condition and protection strategies of Qinghai-Tibet Plateau ecological security barrier. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2021, 36(11): 1298-1306.
傅伯杰, 欧阳志云, 施鹏, 等. 青藏高原生态安全屏障状况与保护对策. *中国科学院院刊*, 2021, 36(11): 1298-1306.
- [2] Chen B X, Zhang X Z, Tao J, *et al.* The impact of climate change and anthropogenic activities on alpine grassland over the Qinghai-Tibet Plateau. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2014, 189/190: 11-18.
- [3] Wang Z Q, Zhang Y Z, Yang Y, *et al.* Quantitative assess the driving forces on the grassland degradation in the Qinghai-Tibet Plateau, in China. *Ecological Informatics*, 2016, 33: 32-44.
- [4] Shi M M, Wang Z, Zhou B R, *et al.* Characteristics of grassland degradation and its relationship with climate factors on Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(12): 3271-3278.
石明明, 王喆, 周秉荣, 等. 青藏高原草地退化特征及其与气候因子的关系. *应用生态学报*, 2022, 33(12): 3271-3278.
- [5] Wen L, Dong S X, Li Y Y, *et al.* The impact of land degradation on the C pools in alpine grasslands of the Qinghai-Tibet Plateau. *Plant and Soil*, 2013, 368(1/2): 329-340.
- [6] Garsia A, Moinet A, Vazquez C, *et al.* The challenge of selecting an appropriate soil organic carbon simulation model: A comprehensive global review and validation assessment. *Global Change Biology*, 2023, 29(20): 5760-5774.
- [7] Zhang W L, Kolbe H, Zhang R L, *et al.* Research progress of SOC functions and transformation mechanisms. *Scientia Agricultura Sinica*, 2020, 53(2): 317-331.
张维理, Kolbe H, 张认连, 等. 土壤有机碳作用及转化机制研究进展. *中国农业科学*, 2020, 53(2): 317-331.
- [8] Ren S, Wang T, Guenet B, *et al.* Projected soil carbon loss with warming in constrained earth system models. *Nature Communications*, 2024, 15(1): 102.
- [9] Spohn M, Bagchi S, Biederman L A, *et al.* The positive effect of plant diversity on soil carbon depends on climate. *Nature Communications*, 2023, 14(1): 6624.
- [10] Kramer M G, Chadwick O A. Climate-driven thresholds in reactive mineral retention of soil carbon at the global scale. *Nature Climate Change*, 2018, 8(12): 1104-1108.
- [11] Wang G X, Cheng G D, Shen Y P. Soil organic carbon pool of grasslands on the Tibetan Plateau and its global implication. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2002, 24(6): 693-700.
王根绪, 程国栋, 沈永平. 青藏高原草地土壤有机碳库及其全球意义. *冰川冻土*, 2002, 24(6): 693-700.

- [12] Wang T, Wang X Y, Liu D, *et al.* The current and future of terrestrial carbon balance over the Tibetan Plateau. *Science China Earth Sciences*, 2023, 53(7): 1506–1516.
汪涛, 王晓晔, 刘丹, 等. 青藏高原碳汇现状及其未来趋势. *中国科学: 地球科学*, 2023, 53(7): 1506–1516.
- [13] Lavalley J M, Soong J L, Cotrufo M F, *et al.* Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 2020, 26(1): 261–273.
- [14] Xue Z J, Li X Y, Jiao L, *et al.* Advance in the formation and stabilization mechanisms of soil mineral-associated organic carbon. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2023, 37(5): 12–23.
薛志婧, 李霄云, 焦磊, 等. 土壤矿质结合态有机碳形成及稳定机制的研究进展. *水土保持学报*, 2023, 37(5): 12–23.
- [15] Angst G, Mueller K E, Castellano M J, *et al.* Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key. *Nature Communications*, 2023, 14(1): 2967.
- [16] Dong L J, Li J H, Chen S, *et al.* Changes in soil organic carbon content and their causes during the degradation of alpine meadows in Zoigê Wetland. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2021, 45(5): 507–515.
董利军, 李金花, 陈珊, 等. 若尔盖湿地高寒草甸退化过程中土壤有机碳含量变化及成因分析. *植物生态学报*, 2021, 45(5): 507–515.
- [17] Liu Y H, Wei W D, Wen X C, *et al.* Characteristics of soil organic carbon fractions in alpine meadow with different degradation. *Acta Agriculturae Boreali-occidentalis Sinica*, 2015, 24(2): 168–174.
刘育红, 魏卫东, 温小成, 等. 退化高寒草甸土壤有机碳组分特征. *西北农业学报*, 2015, 24(2): 168–174.
- [18] Song X Y, Wang C T, Hu L, *et al.* Changes in soil aggregate-associated organic carbon of degraded alpine meadow in the Zoigê plateau. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(4): 1538–1548.
宋小艳, 王长庭, 胡雷, 等. 若尔盖退化高寒草甸土壤团聚体结合有机碳的变化. *生态学报*, 2022, 42(4): 1538–1548.
- [19] Xu Y D. Conservation agriculture-mediated soil carbon sequestration: A review. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2022, 30(4): 658–670.
徐英德. 基于保护性农业的土壤固碳过程研究进展. *中国生态农业学报*, 2022, 30(4): 658–670.
- [20] Chang L X, Liang X R, Wang L, *et al.* Characteristics and influencing factors of soil organic carbon sink in paddy fields in China: A review. *Soils*, 2023, 55(3): 487–493.
常琳溪, 梁新然, 王磊, 等. 中国稻田土壤有机碳汇特征与影响因素的研究进展. *土壤*, 2023, 55(3): 487–493.
- [21] Sichuan Provincial Bureau of Quality and Technical Supervision. Classification of grazing degradation in alpine meadows in northwestern Sichuan: DB51/T 1978-2015. Chengdu: Sichuan Standards Press, 2015.
四川省质量技术监督局. 川西北高寒草甸草地放牧退化分级: DB51/T 1978-2015. 成都: 四川省标准出版社, 2015.
- [22] Liu W H, Song X Y, Wang C T, *et al.* Effects of the degree of degradation on roots morphological traits and biomass of different dominant plant species in alpine meadows. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2024, 48(12): 1666–1682.
刘代会, 宋小艳, 王长庭, 等. 退化程度对高寒草甸不同优势种植物根系形态性状和生物量的影响. *植物生态学报*, 2024, 48(12): 1666–1682.
- [23] Chen Y H, Xie Z Q, Xue L P. Process optimization for measurements of soil and plant samples with carbon/nitrogen element analyzer. *Modern Chemical Industry*, 2016, 36(4): 185–187, 189.
陈雅涵, 谢宗强, 薛丽萍. 碳氮元素分析仪测试土壤与植物样品的流程优化. *现代化工*, 2016, 36(4): 185–187, 189.
- [24] Bao S D. Agrochemical analysis of soil. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [25] Deng Z H, Chen Z J, Han S J, *et al.* The impact of nitrogen application on the stoichiometry of soil and microorganisms in secondary forests of Changbai Mountain. *Journal of Forest and Environment*, 2025, 45(1): 20–30.
邓子豪, 陈志杰, 韩士杰, 等. 施氮对长白山次生林土壤与微生物化学计量比的影响. *森林与环境学报*, 2025, 45(1): 20–30.
- [26] Wang X Y, Gao X F, Liu H P, *et al.* Review of analytical methods for aggregate size distribution and water-stability of soil macro-aggregates. *Science of Soil and Water Conservation*, 2011, 9(3): 106–113.
王秀颖, 高晓飞, 刘和平, 等. 土壤水稳性大团聚体测定方法综述. *中国水土保持科学*, 2011, 9(3): 106–113.
- [27] Yang P L, Luo Y P, Shi Y C. The fractal characteristics of soil characterized by the weight distribution of particle sizes. *Chinese Science Bulletin*, 1993(20): 1896–1899.
杨培岭, 罗远培, 石元春. 用粒径的重量分布表征的土壤分形特征. *科学通报*, 1993(20): 1896–1899.
- [28] Cotrufo M F, Ranalli M G, Haddix M L, *et al.* Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 2019, 12(12): 989–994.

- [29] Huang Y Z, Xin Z B, Liu J H, *et al.* Divergences of soil carbon turnover and regulation in alpine steppes and meadows on the Tibetan Plateau. *Science of the Total Environment*, 2022, 814: 152687.
- [30] Liu Y H, Li X L, Li C H, *et al.* Vegetation decline and reduction of soil organic carbon stock in high-altitude meadow grasslands in the source area of Three major rivers of China. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(12): 2559–2567.
刘育红, 李希来, 李长慧, 等. 三江源区高寒草甸湿地植被退化与土壤有机碳损失. *农业环境科学学报*, 2009, 28(12): 2559–2567.
- [31] Chen L Y, Fang K, Wei B, *et al.* Soil carbon persistence governed by plant input and mineral protection at regional and global scales. *Ecology Letters*, 2021, 24(5): 1018–1028.
- [32] Yang Y, Wang B R, Dou Y X, *et al.* Advances in the research of transformation and stabilization of soil organic carbon from plant and microbe. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2024, 35(1): 111–123.
杨阳, 王宝荣, 窦艳星, 等. 植物源和微生物源土壤有机碳转化与稳定研究进展. *应用生态学报*, 2024, 35(1): 111–123.
- [33] Deng Y, Li F, Yao S R, *et al.* Vegetation and soil characteristics of degraded grassland and their relationship. *Pratacultural Science*, 2021, 38(7): 1260–1269.
邓燕, 李钊, 姚树冉, 等. 不同程度退化草地的植被土壤特征及其相互间的关系. *草业科学*, 2021, 38(7): 1260–1269.
- [34] He Y L, Zhang Q, Zhang Z H, *et al.* Research progress on the impact of high-altitude grassland degradation on soil microorganisms in the Qinghai–Tibet Plateau. *Chinese Qinghai Journal of Animal and Veterinary Sciences*, 2020, 50(6): 43–51.
贺有龙, 张骞, 张中华, 等. 青藏高原高寒草地退化对土壤微生物影响研究进展. *青海畜牧兽医杂志*, 2020, 50(6): 43–51.
- [35] Chen Q J, Zhang N N, Zhong B, *et al.* Change of soil nutrient and aggregate structure during the desertification process of grassland in Zoigê. *Ecological Science*, 2019, 38(4): 13–20.
陈秋捷, 张楠楠, 仲波, 等. 若尔盖高寒草地退化沙化过程中土壤养分与团聚体结构的变化特征. *生态科学*, 2019, 38(4): 13–20.
- [36] Li L Z, Ma Y, Zhang X Y, *et al.* Distribution characteristics of soil aggregates and its organic carbon with different degradation degrees in alpine meadow. *Acta Agrestia Sinica*, 2023, 31(1): 210–219.
李林芝, 马源, 张小燕, 等. 不同退化程度高寒草甸土壤团聚体及其有机碳分布特征. *草地学报*, 2023, 31(1): 210–219.
- [37] Huang W G, Kuzyakov Y, Niu S L, *et al.* Drivers of microbially and plant-derived carbon in topsoil and subsoil. *Global Change Biology*, 2023, 29(22): 6188–6200.
- [38] Bahram M, Hildebrand F, Forslund S K, *et al.* Structure and function of the global topsoil microbiome. *Nature*, 2018, 560(7717): 233–237.
- [39] Wang C T, Long R J, Wang Q L, *et al.* Changes in soil organic carbon and microbial biomass carbon at different degradation successional stages of alpine meadows in the headwater region of three rivers in China. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 2008, 14(2): 225–230.
王长庭, 龙瑞军, 王启兰, 等. 三江源区高寒草甸不同退化演替阶段土壤有机碳和微生物量碳的变化. *应用与环境生物学报*, 2008, 14(2): 225–230.
- [40] Liang C, Balsler T C. Preferential sequestration of microbial carbon in subsoils of a glacial-landscape toposequence, Dane County, WI, USA. *Geoderma*, 2008, 148(1): 113–119.
- [41] Georgiou K, Jackson R B, Vindušková O, *et al.* Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. *Nature Communications*, 2022, 13(1): 3797.
- [42] Hu Y L, FU L C, AO G, *et al.* Climate, plant and microorganisms jointly influence soil organic matter fractions in temperate grasslands. *Science of the Total Environment*, 2025, 958: 178133.
- [43] Niu G, Liu L, Wang Y, *et al.* Effects of decadal nitrogen addition on carbon and nitrogen stocks in different organic matter fractions of typical steppe soils. *Ecological Indicators*, 2022, 144: 109471.
- [44] An L W, Li Z G. Effects of the degraded desert grassland restoration on soil organic carbon and its driving factors. *Acta Ecologica Sinica*, 2024, 44(13): 5519–5531.
安立伟, 李志刚. 退化荒漠草地恢复对土壤有机碳及其驱动因子的影响. *生态学报*, 2024, 44(13): 5519–5531.
- [45] Han X R, Wang L L, Yang J F, *et al.* Effect of long-term fertilizations on particulate organic carbon and enzyme activities in a brown earth. *Chinese Journal of Soil Science*, 2008, 39(2): 266–269.
韩晓日, 王玲莉, 杨劲峰, 等. 长期施肥对土壤颗粒有机碳和酶活性的影响. *土壤通报*, 2008, 39(2): 266–269.
- [46] Lehmann J, Kleber M. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 2015, 528(7580): 60–68.
- [47] Zhou Z H, Ren C J, Wang C K, *et al.* Global turnover of soil mineral-associated and particulate organic carbon. *Nature*

- Communications, 2024, 15(1): 5329.
- [48] Li L S, Cheng S L, Fang H J, *et al.* Effects of nitrogen enrichment on transfer and accumulation of soil organic carbon in alpine meadows on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52(1): 183-193.
李林森, 程淑兰, 方华军, 等. 氮素富集对青藏高原高寒草甸土壤有机碳迁移和累积过程的影响. *土壤学报*, 2015, 52(1): 183-193.
- [49] Tang B, Rocci K S, Lehmann A, *et al.* Nitrogen increases soil organic carbon accrual and alters its functionality. *Global Change Biology*, 2023, 29(7): 1971-1983.
- [50] Neff J C, Townsend A R, Gleixner G, *et al.* Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. *Nature*, 2002, 419(6910): 915-917.
- [51] Wang L, Wang K, Sheng M, *et al.* Changes in land use are associated with the accumulation of soil phytolith-occluded organic carbon. *Ecological Indicators*, 2023, 151: 110300.
- [52] Sun F D, Lu H, Hu Y X, *et al.* The soil organic carbon storage and its spatial characteristics in an alpine degraded grassland of Zoigê, Southwest China. *Chinese Journal of Grassland*, 2016, 38(6): 78-84.
孙飞达, 路慧, 胡亚茜, 等. 若尔盖高寒退化草地土壤有机碳储量空间分异特征. *中国草地学报*, 2016, 38(6): 78-84.
- [53] Yang C, Sun J. Impact of soil degradation on plant communities in an overgrazed Tibetan alpine meadow. *Journal of Arid Environments*, 2021, 193(10): 104586.
- [54] Guo L, Qu C, Zhou Y, *et al.* Trade-off between pore-throat structure and mineral composition in modulating the stability of soil organic carbon. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(23): 10084-10094.
- [55] Fang K, Kou D, Wang G, *et al.* Decreased soil cation exchange capacity across northern China's grasslands over the last three decades. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2017, 122(11): 3088-3097.
- [56] Zhao Y F, Wang X, Chen F, *et al.* Soil organic matter enhances aboveground biomass in alpine grassland under drought. *Geoderma*, 2023, 433: 116430.
- [57] Liu S B, Zamanian K, Schleuss P-M, *et al.* Degradation of Tibetan grasslands: Consequences for carbon and nutrient cycles. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018, 252: 93-104.
- [58] Bull I D, Bergen P F, Nott C J, *et al.* Organic geochemical studies of soils from the Rothamsted classical experiments-V. The fate of lipids in different long-term experiments. *Organic Geochemistry*, 2000, 31(5): 389-408.
- [59] Chen K, Huo T, Zhang Y, *et al.* Response of soil organic carbon decomposition to intensified water variability co-determined by the microbial community and aggregate changes in a temperate grassland soil of northern China. *Soil Biology and Biochemistry*, 2023, 176: 108875.
- [60] Tang X L, Zhao X, Bai Y F, *et al.* 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.
- [61] Lu H Y, Li W J, Yu S Y, *et al.* ¹³⁷Cs-based estimation of soil erosion and organic carbon loss in alpine meadow soil on Tibetan Plateau. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2023, 43(3): 330-337, 348.
卢海涯, 栗文佳, 于世永, 等. 基于¹³⁷Cs的青藏高原高寒草甸土壤侵蚀及碳流失估算. *水土保持通报*, 2023, 43(3): 330-337, 348.
- [62] Li Y N, Xu S X, Zhao L, *et al.* Carbon sequestration potential of vegetation and soil of degenerative alpine meadows in southern Qinghai Province. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2012, 34(5): 1157-1164.
李英年, 徐世晓, 赵亮, 等. 青南退化高寒草甸植被土壤固碳潜力. *冰川冻土*, 2012, 34(5): 1157-1164.
- [63] Cao G M, Long R J, Zhang F W, *et al.* A method to estimate carbon storage potential in alpine *Kobresia* meadows on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(23): 6591-6597.
曹广民, 龙瑞军, 张法伟, 等. 青藏高原高寒矮嵩草草甸碳增汇潜力估测方法. *生态学报*, 2010, 30(23): 6591-6597.
- [64] Jiang M H, Lü M K, Lin W S, *et al.* Effects of ecological restoration on soil organic carbon components and stability in a red soil erosion area. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(13): 4861-4868.
江森华, 吕茂奎, 林伟盛, 等. 生态恢复对红壤侵蚀地土壤有机碳组成及稳定性的影响. *生态学报*, 2018, 38(13): 4861-4868.
- [65] Li Y, Zhang X, Wang B, *et al.* Revegetation promotes soil mineral-associated organic carbon sequestration and soil carbon stability in the Tengger Desert, northern China. *Soil Biology and Biochemistry*, 2023, 185: 109155.