

五台山高山林线典型植被土壤有机碳特征^①

刘楠¹, 韩进斌², 赵建儒², 刘敏³

(1 太原理工大学水利科学与工程学院, 太原 030024; 2 山西省林业和草原局, 山西省五台山树木园, 山西忻州 035500;

3 中国电力工程顾问集团西南电力设计院有限公司, 成都 610021)

摘要: 在全球变暖背景下, 土壤有机碳(SOC)已经成为全球碳循环和全球变化生态学研究热点, 特别是高山林线生态交错带这一气候变化敏感区。对五台山高山林线附近亚高山草甸(CD)、华北落叶松林(HL)和云杉×华北落叶松混交林(YH)SOC含量与土壤有机碳密度(SOCD)进行探讨, 结果表明3种植被SOC含量随土壤深度增加而减少, SOCD则与之相反, 且其SOC和SOCD分布均具有“表聚效应”。五台山亚高山森林(HL、YH)土壤SOC总含量和总SOCD都高于亚高山草甸(CD), 与中国亚高山土壤一致, 但与亚洲以外的世界各大洲不同; 且五台山亚高山土壤总SOC含量和SOCD与中国亚高山土壤均值近似, 大于其他各大洲均值。显著影响五台山SOC的因素($P < 0.05$)与世界尺度亚高山土壤不同, 且土壤厚度和气候因子($P < 0.05$)对世界尺度亚高山森林SOC的影响比亚高山草甸/草原土壤($P > 0.05$)显著。因此, 五台山亚高山森林土壤固碳能力比亚高山草甸强, 其亚高山土壤的SOC总含量和总SOCD在全国范围内处于平均水平, 而中国亚高山土壤碳库在世界范围内占据领先地位, 但仍需进一步探讨来减少多尺度研究的不确定性。

关键词: 土壤有机碳; 高山林线; 亚高山; 森林; 草甸; 气候变化

中图分类号: S714; Q948.1 **文献标识码:** A

土壤是陆地上最大的有机碳库, 其储量大于植物和大气中碳的总和, 0~1 m土层有机碳库高达 $1.55 \times 10^{18} \text{ g}^{[1-5]}$ 。土壤有机碳(SOC)主要来源于动植物残体和根系输入^[1,3-8], 并通过根系和微生物呼吸以 CO_2 形式离开土壤进入大气, 全球每年土壤呼吸释放的碳约为因燃烧燃料释放到大气中的碳的12倍^[9-12]。 CO_2 是最主要的温室气体之一, 人们普遍认为SOC与大气 CO_2 浓度密切相关, 即使是SOC的细微变化也能引起大气 CO_2 浓度的大幅改变^[13-15]。因此, 探明土壤碳储量对于评估大气 CO_2 浓度变化以及预测气候变化进程具有重要意义。高山林线是重要的生态交错带和分界线, 对气候变化具有高度敏感性^[17], 且具有明显的“边缘效应”, 因而成为全球变化生态研究的热点^[18]。林线SOC与林线动态有着非常密切的关系^[19], 在气候变化背景下, 可能使林线海拔和土壤有机质分解速率被改变^[20], 最终影响SOC储量和土壤温室气体排放。此外, 枯落物是SOC的最主要来源^[21-22], 且高山林线区域一个显著特点是冬季气候严寒寒冷, 广泛存在积雪覆盖、土壤冻融, 是枯落物

分解和SOC动态变化的重要影响因素^[23-25]。气候变化引起的冬季升温和积雪时空分布格局变化, 可能使枯落物和SOC分解剧烈变化, 导致高山林线土壤能在春季排放更多 CO_2 等温室气体, 进一步促进气候变化进程^[26]。然而, 对于高山林线枯落物和SOC储量及其时空分布格局仍需要进一步研究。

近几十年来, 随着山西五台山气温升高, 降水量下降, 其林线过渡带的某些植物物种有向更高海拔爬升的趋势^[27], 这一变化对高山林线土壤碳收支可能会产生深刻影响, 进而改变其SOC储量, 并可能进一步作用于区域气候进程。小尺度土壤固碳特征的研究, 减少了大尺度研究中的误差, 可提高土壤碳库研究的精准度, 为后续固碳速率、潜力和机制的分析提供基础^[1,9,21,28]。另外, 不同尺度研究对了解土壤的形成过程、结构和功能具有重要的理论意义^[29], 并有助于解释小尺度上局部林线随地形或立地条件变化而波动的原因^[17]。因此, 本研究选择五台山高山林线附近典型植被: 亚高山草甸、华北落叶松林和云杉×华北落叶松混交林, 探讨其SOC含量和SOCD(土壤

基金项目: 国家自然科学基金项目(31400618)、国家留学基金管理委员会项目(201708140203, 留金法[2017]5087号)和国家自然科学基金项目(51509176, 41503074)资助。

作者简介: 刘楠(1983—), 男, 河北石家庄人, 博士, 讲师, 主要研究方向为水土保持与生态水文。E-mail: lntx617129@126.com

有机碳密度)特征,以为该区气候变化背景下的碳循环和高山林线动态研究提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

五台山位于山西省东北部(38°27' ~ 39°15' N, 112°48' ~ 113°55' E),山体横跨五台、代县和繁峙,属太行山系支脉。五台山是亚洲典型的冰缘地貌发育区之一,也是我国东部垂直冰缘带发育最好的山地之一。年均气温 -4.2℃,年均降水量 880.6 mm,最高峰北台顶海拔 3 061.1 m,是太行山气温最低、降水量最高、湿度和风力最大的地区。本研究在东台至北台一线的高山林线附近开展,典型植被包括:亚高山草甸、华北落叶松林和云杉×华北落叶松混交林。华北落叶松林以华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*)为建群种,林下有少量灌木:照山白(*Rhododendron micranthum*)及金露梅(*Potentilla fruticosa*),草本层优势种为早熟禾(*Poa annua*)、珠芽蓼(*Polygonum viviparum*)、细果角茴香(*Hypocoum leptocarpum*)。云杉×华北落叶松混交林以华北落叶松(*Larix principis-*

rupprechtii)和云杉(*Picea meyeri*)为建群种,草本层优势种为珠芽蓼(*Polygonum viviparum*)、东方草莓(*Fragaria orientalis*)。亚高山草甸以嵩草(*Kobresia myosuroides*)为建群种。华北落叶松林和云杉×华北落叶松混交林土壤为棕壤,亚高山草甸土壤为亚高山草甸土。

1.2 研究方法

1.2.1 样地设置和样品采集 样品采集于 2015 年 9 月进行。在华北落叶松林(HL)、云杉×华北落叶松混交林(YH)和亚高山草甸(CD)群落内,分别在坡上、坡中、坡下设置一个 20 m × 20 m 样地,每个样地均匀布置 5 个土壤剖面。挖掘前,在 HL 和 YH 样地于每个土壤剖面位置,分别采集 1 块 30 cm × 30 cm 的枯落物,用于枯落物化学性质检测。CD 样地没有采集到枯落物。土壤剖面挖好后,按 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 50 cm 分层采集土壤,每层 1 kg,用于土壤化学性质、机械组成检测。同时,使用 100 cm³ 环刀(直径 5 cm)分层采集原状土壤用于容重检测,每层 3 个;使用铝盒分层采集土壤用于含水量检测,每层 3 个。样地基本情况见表 1。

表 1 研究样地基本情况
Table 1 Basic information of plots

样地	海拔 (m)	坡向	坡度 (°)	土壤 pH	土壤含水量 (g/kg)	植被密度 (株/hm ²)	植被郁 闭度(%)
CD	2 500	北	19.60	6.37	689.80	-	-
HL	2 440	北	21.50	6.22	734.71	4417	81.93
YH	2 400	北	27.50	6.38	669.90	3000	75.04

样地	草本盖度	枯落物碳密度 (kg/m ²)	平均积雪深度 (cm)	<0.002 mm 黏粒 (g/kg)	0.002 ~ 0.05 mm 粉粒(g/kg)	0.05 ~ 2 mm 砂粒(g/kg)	C/N
CD	1.00	-	12.80	111.57	602.14	286.29	13.82
HL	0.92	0.311	49.50	136.60	613.13	250.27	14.80
YH	0.90	0.457	57.10	109.54	651.14	239.33	15.50

注:土壤 pH、含水量、黏粒、粉粒和砂粒含量为土壤剖面均值。

1.2.2 样品检测和数据处理 土壤有机碳(SOC)和枯落物总碳(TC)含量采用重铬酸钾氧化-外加加热法检测,土壤全氮(TN)采用凯氏定氮法检测,土壤容重采用环刀法测定,土壤机械组成采用比重计法测定,土壤含水量采用烘干法测定,土壤 pH 采用电极法测定。土壤有机碳密度(SOCD)的计算参照 GB/T 33027—2016《森林生态系统长期定位观测方法》^[30]。枯落物碳密度计算参照岑宇等^[31]的方法。数据计算和做图采用 Microsoft Office Excel 2007。

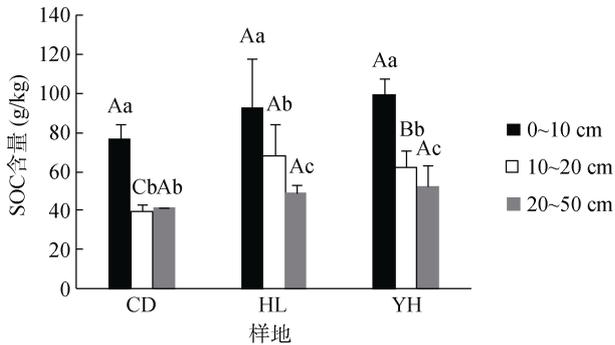
2 结果与分析

由图 1 可知,3 种植被 SOC 含量均随着土壤深

度的增加而极显著或显著减小(CD 和 YH 样地减小幅度达 $P < 0.01$ 显著水平,HL 样地减小幅度达 $P < 0.05$ 显著水平),且 3 种植被 SOC 主要集中在 0 ~ 20 cm 土层,分别占剖面总和的 73.91%(CD)、76.55%(HL)、75.39%(YH)。CD 样地土壤剖面 SOC 含量总和为 157.71 g/kg,小于 HL 样地(210.51 g/kg),YH 样地最大(214.75 g/kg),本研究区亚高山森林(HL、YH)土壤 SOC 总含量大于亚高山草甸(CD),且 3 种植被 SOC 含量有随海拔增加而降低的趋势,然而,这仍需要进一步设置更多海拔梯度来探讨。3 种植被土壤仅 10 ~ 20 cm 土层 SOC 含量差异显著($P < 0.05$)。

由图 2 可知,3 种植被土壤 SOCD 随着土壤深度

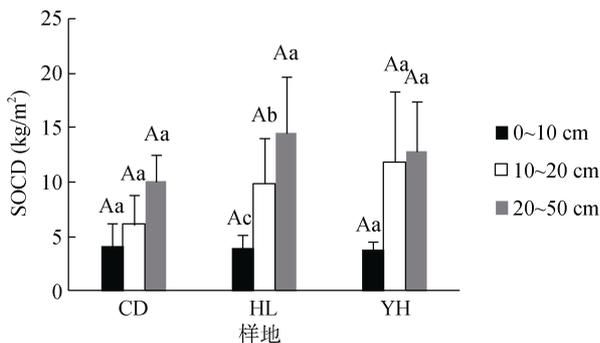
增加而递增,但仅有 HL 样地不同土层的 SOCD 具有显著差异($P<0.05$)。3 种植被 SOCD 剖面总和分别为 20.35(CD)、28.33(HL)、28.66 kg/m²(YH), 亚高山森林(HL、YH)土壤 SOCD 总量大于亚高山草甸(CD), 且和 SOC 含量一样有随海拔升高而减少的趋势, 3 种植被 0~20 cm 土层 SOCD 分别占整个剖面的 50.42%(CD)、48.71%(HL)、54.95%(YH)。



(不同大写字母代表同一土层 SOC 含量在不同植被间差异显著($P<0.05$), 不同小写字母代表同一植被不同土层 SOC 含量差异显著($P<0.05$))

图 1 不同植被土壤有机碳含量

Fig.1 SOC contents under different vegetations



(不同大写字母代表同一土层 SOCD 在不同植被间差异显著($P<0.05$), 不同小写字母代表同一植被不同土层 SOCD 差异显著($P<0.05$))

图 2 不同植被土壤有机碳密度

Fig.2 SOCD under different vegetations

3 讨论

3 种植被 SOC 含量均具有明显的“表聚效应”, 这与许多研究的结果一致^[3, 32-36]。有研究表明植物根系主要分布在 0~50 cm 土层, 且大约一半以上的植物地下生物量集中在土壤表层^[1, 21, 37, 38], 而枯落物和腐殖质层对 SOC 积累的影响也会随着土壤深度的增加而降低, 因而表层土壤的碳储存能力较强, SOC 含量显著高于下层土壤^[39]; 再则不同植被地下根系分布、根系碳、氮含量及其承接的枯落物和根系分泌物的差异^[2, 40], 最终使 CD 样地土壤 10~20 cm 层次 SOC 含量显著小于 HL 和 YH 样地。然而, 3 种植被

0~10 cm 土层 SOC 含量却并无显著差异(图 1), 这与一些研究结果一致^[41-42], 可能是高山林线土壤生物对 SOC 的消耗减小了不同植被 SOC 的差异性。不过很多研究得出相反结果: 不同亚高山植被类型下表层土壤 SOC 具有显著差异, 可能是植被与土壤养分交互作用的结果, 也可能是有机质矿化、淋溶、迁移和土壤侵蚀的差异造成的^[3, 9, 29, 32]。

与本研究不同, 很多研究表明, SOC 含量随海拔变化存在先增加后减少或者先减少后增加的波动变化趋势, 这可能是因为海拔梯度变化引起的温度、湿度、植被类型、土壤性质等要素的显著改变和交互作用的结果^[10, 13, 37, 41, 43-45]。但本研究 SOC 含量仅与粉粒含量、枯落物碳密度和 C/N 显著正相关($P<0.05$)。因为土壤粉粒可通过增加土壤保水能力促进植物生长来提高对 SOC 的输入, 还可通过抑制有机质分解和减少有机质的迁移使有机碳在土壤中积累^[4, 13, 22], 而 YH 样地土壤粉粒平均含量和 SOC 含量均为是最高(表 1、图 1)。枯落物往往对 SOC 含量具有决定作用^[21], YH 样地枯落物碳密度大于 HL 样地(表 1), 且 YH 样地在冬季的平均积雪深度最大, 其次是 HL 和 CD 样地(表 1), 较深的积雪可能会促进枯落物分解、回归^[25, 46], 使 YH 样地的 SOC 含量较高。土壤 C/N 低则有利于有机质矿化分解^[38, 47-48], 由表 1 可知, CD 样地土壤 C/N 均值最低, 可能具有更高的 SOC 分解速率, 使其 SOC 含量低于 HL 和 YH 样地。坡度可能也会改变 SOC 含量, 随着坡度增加, 土壤厚度减少, 植物不易着生, 水土流失的可能性提升^[21, 39, 44], 使 SOC 不易积累, 不过本研究结果却与此结论相反, 可能与 YH 样地具有较好的植被覆盖和较高的枯落物碳归还有关(表 1、图 1)。然而, 有研究指出, 土壤 pH、含水量可通过调控植被类型、枯落物分解、土壤微生物群落结构和活性影响土壤有机质分解和累积^[3, 8, 18, 43, 45, 49], 本研究 SOC 含量与土壤 pH 和含水量无相关性, 可能是因为土壤 pH 和含水量不是仅依靠自身变化产生影响, 而是通过不同环境因素综合作用达到对 SOC 含量的影响^[8, 43], 且在区域或国家尺度上, 气候、植被和土壤属性共同控制着 SOC 储量的分布格局, 而对于小尺度研究, 植被的作用比气候更重要^[21]。另外 CD 样地土壤较低的 SOC 含量可能阻碍林线树种向上侵展, 在气候变暖背景下控制着高山林线侵展动态, 这也是高山林线形成和动态变化的重要影响因素^[32]。但也有研究表明, 有些入侵植物可以增加土壤固氮能力, 同时增加土壤真菌生物量, 影响土壤养分^[43]。高山林线上侵是否改变五台山林线土壤有机碳库的“源”、“汇”平衡, 仍需进一步研究。

刘晓琴等^[12]、阿米娜木·艾力等^[33]指出,不同土壤层次之间 SOCD 无显著性差异,与本研究 CD、YH 样地土壤一致,这可能和枯落物的分解速率、土壤理化性质、微生物活性及其在不同深度的分布等有关。但与本研究不同的是,马素辉等^[4]、常宗强等^[9]的研究结果表明,SOCD 随土壤深度的增加而递减,这可能是采样时设置的不同土壤层次厚度决定的。根据本研究 3 种植被 20~50 cm 土层的 SOCD 计算其每 10 cm 土层的 SOCD,CD 样地为 3.36 kg/m²,HL 样地为 4.84 kg/m²,YH 样地为 4.30 kg/m²,均小于其 0~20 cm 土层的每 10 cm 土层 SOCD(CD 样地为 5.13 kg/m²,HL 样地为 6.90 kg/m²,YH 样地为 7.88 kg/m²)。且 3 种植被 0~20 cm 土层 SOCD 分别占整个剖面的 50.42%(CD)、48.71%(HL)、54.95%(YH),与上述 SOC 的“表聚效应”一致,阿米娜木·艾力等^[33]和洪雪姣^[39]也得出同样结论。3 种植被 SOCD 剖面总和与 SOC 含量一样有随海拔升高而减少的趋势,说明亚高山森林土壤比亚高山草甸土壤具有更好的固碳能力;3 种植被土壤总 SOCD 全部高于全国 SOCD(8.01~19.05 kg/m²)^[50],且常宗强等^[9]、刘晓琴等^[12]、阿米娜木·艾力等^[33]、王德旺^[38]、洪雪姣^[39]对亚高山不同植被下土壤 SOCD 的研究结果也高于全国 SOCD,表明亚高山土壤是中国土壤的一个重要碳库。此外有研究指出,在全球尺度上,年平均温度每升高 1℃,SOCD 减少 3.3%^[22],而寒冷区域土壤呼吸对温度变化的敏感性高于温暖区域,全球变暖背景下,高寒区土壤更容易损失有机碳^[51]。因此,应进一步加强高海拔、高纬度等高寒地区的 SOC 研究,特别是高山林线这一气候变化敏感区,可为区域气候变化应对和土壤生态保护措施制定提供基础数据。

表 2 列出了中国各地区和世界各大洲高山林线附近亚高山草甸和亚高山森林 SOC 情况。中国是全球高山林线分布最广泛的区域之一,占据亚洲绝大多数高山林线分布区,因此中国高山林线 SOC 足以代表亚洲,表 2 没有单独列出亚洲。由表 2 可知,世界不同地区亚高山草甸/草原土壤剖面 SOC 总含量在 47.50~331.00 g/kg,五台山亚高山草甸土壤剖面 SOC 总含量为 157.71 g/kg,仅小于中国罕山(331.00 g/kg)、中国青藏高原东北缘祁连山(208.07 g/kg)和南美洲(179.90 g/kg),且与中国亚高山草甸/草原 SOC 总含量均值(162.65 g/kg)相差无几,大于欧洲、北美洲、南美洲和大洋洲均值(121.98 g/kg)。世界不同地区亚高山草甸/草原土壤剖面总 SOCD 在 5.4~48.22 kg/m²,五台山亚高山草甸土壤剖面总 SOCD 为 20.35 kg/m²,是

中国亚高山草甸/草原均值的 78.72%(25.85 kg/m²),是北美洲、欧洲和南美洲均值的 1.37 倍(14.89 kg/m²)。说明中国亚高山草甸/草原土壤碳库在全球占有重要地位,而五台山亚高山草甸土壤碳库则接近于全国平均水平,但是大于世界大多数地区。世界亚高山草甸/草原 SOC“表聚效应”明显,0~20 cm 土层 SOC 含量和 SOCD 占整个剖面的比例均值分别是 50.32%和 40.90%。从全球来看,亚高山草甸/草原 SOC 总含量与土壤含水量、C/N 显著正相关($P<0.05$),与粉粒含量极显著正相关($P<0.01$),与黏粒和砂粒含量显著负相关($P<0.05$);总 SOCD 与土壤含水量、植被盖度和 C/N 显著正相关($P<0.05$),与粉粒含量极显著正相关($P<0.01$),与砂粒含量极显著负相关($P<0.01$)(通过表 2 参考文献数据计算获得,篇幅原因不在本文列出)。可见,土壤含水量、C/N、植被覆盖和土壤质地对 SOC 具有显著影响。但本研究区五台山仅 SOC 总含量与粉粒含量、C/N 和枯落物碳密度之间存在显著正相关关系($P<0.05$),且该区哪些因素对亚高山草甸 SOC 有显著影响,还要进一步扩大研究范围和增加样点才能确定。由表 2 计算得出的相关性与本研究的差异可能是研究区尺度不一造成的。然而,目前仍然缺少对亚高山草甸/草原土壤剖面总 SOC 含量和 SOCD 的研究,很多研究只关注 0~20 cm 土壤,将之作为研究土壤微生物、植物生物量、枯落物分解时的一个参考条件,也忽视了枯落物对土壤碳库的重要意义,如在非洲、中国长白山、贺兰山和太白山的研究,其中仅有中国太白山亚高山草甸表层土壤 SOC 含量(49.54 g/kg)小于世界均值(72.82 g/kg)(由表 2 计算得到)。亚高山草甸/草原是气候变化响应敏感区,其土壤碳库仍需进一步探讨。

世界不同地区亚高山森林土壤剖面 SOC 总含量在 77.00~313.85 g/kg(表 2),五台山亚高山森林土壤剖面 SOC 总含量均值为 212.63 g/kg,稍高于中国亚高山森林 SOC 总含量均值(204.53 g/kg),大于欧洲、北美洲和南美洲均值(175.12 g/kg)。世界不同地区亚高山森林土壤剖面总 SOCD 在 3.80~74.48 kg/m²,五台山亚高山森林土壤剖面总 SOCD 均值为 28.50 kg/m²,略小于中国亚高山森林土壤剖面总 SOCD 均值(29.27 kg/m²),是北美洲、欧洲和南美洲总 SOCD 均值(8.68 kg/m²)的 3.28 倍。说明中国亚高山森林土壤碳库在全球占有重要地位,而五台山亚高山森林土壤碳库则接近于全国平均水平,且大于世界大多数地区。另外,本研究亚高山森林 SOC 总含量和总 SOCD 均大于亚高山草甸,这在中国范围内体现出相同结

表 2 世界不同区域高山林线附近土壤性质
Table 2 Soil properties near alpine timberline in various regions on earth

位置	植被	SOC (g/kg)	SOCD (kg/m ²)	C/N	土壤厚 度(cm)	ME (m)	MAP (mm)	MAT (°C)	文献来源
中国青藏高原-四川盆地过渡带(99°46'~104°10' E, 27°47'~33°02'N)	M	90.33/17.13 (141.82)	7.95/0.42 (14.70)	12.57/10.85 (11.85)	63	3733	1427	1.97	[18],[32], [40],[48], [52]
	F	161.88/30.85 (238.13)	10.64/1.16 (17.15)	21.85/ 13.60 (16.78)	64	3546.25	1478.43	3.75	
中国青藏高原腹地(73°18'52"~104°46'59" E, 26°00'12"~39°46'50" N)	M	17.80/77.20 (47.50)	7.12/4.26 (13.15)	8.07	65	4169.67	464.40	2.55	[3],[14-15],[22], [51],[53-54]
	F	81.44/28.20 (225.66)	10.51/ 8.28 (24.52)	19.68 *	60	4198.75	1162.20	-1.52	
中国青藏高原东北缘祁连山(97°20'~102°12' E, 37°28'~39°04' N)	M/G	77.27/28.18 (208.07)	8.85/7.07 (24.88)	13.38/8.52 (10.13)	67.50	3547.90	506.67	-1.05	[4],[7-10], [12-13], [55]
	F	79.13/51.73 (195.66)	2.17/1.22 (9.54)	13.83*	60	3022	471.27	0.66	
中国阿尔泰山(86°00'~91°00' E, 46°00'~49°00' N)	M	74.60*	6.67/18.13 (48.22)	-	100	2400~ 2680	550	2.70	[50],[56-58]
	F	109.40*	16/26.25 (74.48)	-	100	2400			
中国天山(79°53'~96°06' E, 42°51'~46°12' N)	M/G	50.98/31.24 (89.81)	33.82#	17/8.01 (11.62)	56.25	2928.36	430.48	-5.70	[1],[33-38], [59]
	F	114.12/34.56 (180.04)	12.19/1.75 (28.59)	15.04/15.47 (14.01)	61.67	2633.33	568.33	-0.53	
中国贺兰山(105°00'~106°41' E, 38°19'~39°22' N)	M	98.75	15.75	17.14	20	2980	418	-0.99	[2],[28], [45],[49], [60]
	F	74.34/25.70 (142.54)	5.30/8.02 (20.79)	16.24*	63.33	2679	370.25	2.26	
中国太白山(107°22'25"~107°51'30"E, 33°49'30"~34°07'35" N)	M	49.54	6.93	14.66	10	3420	694.20	-1.89	[16],[61-64]
	F	101.98/43.54 (249.57)	4.64/12.34 (31.39)	15.67/15.06 (15.56)	70	3305.50	900.07	-1.89	
中国罕山(118°45'1" E, 44°11'13.7" N)	M	86/31.500 (331)	-	13.44/18.53 (15.83)	60	1910	400	2	[47]
中国长白山(127°9'~128°55' E, 41°5'~42°28' N)	T	120.46	7.08	16.52	20	2063.75	1241.43	-7.38	[11],[17],[19-21], [29],[43],[65]
	F	65.21/20 (180.21)	-	13.34*	60	1948.67	1147	-3.13	
中国中央山脉(121.28° E, 24.15° N)	F	124.90~8.33 (208.20)	-	-	49	3176	2941	6.50	[66]
欧洲	M	76.88 #	16.91 #	11.86 #	37.19	2120.19	1512.50	3.46	[67-69]
	F	111.50/3 (134.50)	2.40/1.64(5.96)	30.40*	110	1640	714.30	-3	
非洲	M	69.25	8.71	10.40	18	3666.50	1000	-	[70-71]
大洋洲	M/G	54.03/17.20 (144.23)	-	12.46*	90	1365.25	1589.75	6.35	[72-73]
北美洲	M	59.17/24.24 (86.91)	5.40#	13.90/13.60 (13.75)	70	3364	890.50	-2.03	[42],[74-75]
	F	63/1.50 (77)	3.80#		100	3200	775	-0.25	
南美洲	G	94.25/9.80 (179.9)	8.36/4.61 (22.37)	16.75/12.20 (14.32)	70	3566	2061.67	8.53	[76-78]
	F	120.2/36.85 (313.85)	3.76/5.46 (16.29)	17.15/14.98 (15.60)	70	3386.50	2061.67	8.93	
中国五台山(112°48'~113°55' E, 38°27'~39°15' N)	CD	76.98/41.15 (157.71)	4.09/10.09 (20.35)	12.20/14.41 (13.82)	44.10	2500	880.60	-4.20	本研究
	HL	93.01/49.37 (210.51)	3.91/14.53 (28.33)	13.91/15.99 (14.80)	51.70	2440			
	YH	99.41/52.83 (214.75)	3.88/12.91 (28.66)	15.11/17.01 (15.50)	51.70	2400			

注：SOC、SOCD 数据意义为：表层/底层数值(剖面总和)；C/N 数据意义为：表层/底层数值(剖面均值)；土壤厚度、海拔(ME)、年均降水量(MAP)、年均气温(MAT)为研究区均值；M：亚高山草甸，M/G：亚高山草甸/草原，T：亚高山苔原，G：亚高山草原，F：亚高山森林；“*”：表层土壤数据，“#”：整个剖面数据。

果,说明中国亚高山森林土壤碳汇能力强于亚高山草甸/草原。但是从其他各大洲均值来看,则是亚高山森林 SOC 总含量大于亚高山草甸/草原,其总 SOCD 却小于亚高山草甸/草原,说明大尺度研究具有不确定性,这是由自然和人为等诸多因素综合决定的。世界亚高山森林土壤 SOC 含量“表聚效应”明显,0~20 cm 土层 SOC 含量占整个剖面的比例均值是 53.12%,但 SOCD 仅为 29.34%,可能和土壤质地等因素有关。从全球来看,亚高山森林 SOC 总含量与黏粒含量极显著正相关($P<0.001$),与 MAP(年均降水量)、MAT(年均气温)和 C/N 显著正相关($P<0.05$),与土壤厚度显著负相关($P<0.05$),与砂粒含量和郁闭度极显著负相关($P<0.01$);总 SOCD 与土壤含水量极显著正相关($P<0.01$),与黏粒含量显著正相关($P<0.05$),与 C/N 极显著负相关($P<0.01$)(通过表 2 参考文献数据计算获得,由于篇幅原因未列出),同本研究存在差异,但亚高山森林 SOC 与亚高山草甸/草原最明显差别在于其对土壤厚度和气候因子(MAP、MAT)的响应显著($P<0.05$)。

4 结论

1) 五台山高山林线 3 种植被土壤 SOC 含量随土壤深度增加而减小,SOCD 则随土壤深度增加而增加,3 种植被 0~20 cm 土层 SOCD 分别占剖面总和的 50.42%(CD)、48.71%(HL)、54.95%(YH),SOC 则分别占剖面总和的 73.91%(CD)、76.55%(HL)、75.39%(YH),有明显的“表聚效应”。从全国和世界范围内来看,亚高山森林和草甸/草原 SOC、SOCD 分布也普遍存在较明显的“表聚效应”。

2) 五台山高山林线 3 种植被土壤剖面 SOC 含量总和为 YH 样地最大(214.75 g/kg),HL 样地次之(210.51 g/kg),CD 样地最小(157.71 g/kg);土壤剖面总 SOCD 也是 YH 样地最大(28.66 kg/m²),HL 样地次之(28.33 kg/m²),CD 样地最小(20.35 kg/m²)。五台山亚高山森林(HL、YH)土壤剖面 SOC 总含量和总 SOCD 均大于亚高山草甸(CD),与中国亚高山 SOC 总含量和总 SOCD 均值、其他各大洲亚高山 SOC 总含量均值表现规律一致,但与其他各大洲亚高山总 SOCD 均值表现规律相反,表明大尺度研究的不确定性,但也说明亚高山森林土壤碳汇能力强于亚高山草甸/草原。

3) 五台山 3 种亚高山植被土壤 SOC 总含量和总 SOCD 与中国亚高山土壤均值相近,但都大于其他各大洲亚高山土壤,表明中国亚高山土壤碳库在世界范围内占有重要地位,五台山土壤具有较好的碳汇功能。

4) 世界范围内,亚高山草甸/草原 SOC 受土壤含水量、土壤质地、植被盖度和 C/N 的显著影响($P<0.05$ 或 $P<0.01$);亚高山森林土壤有机碳与亚高山草甸/草原的区别在于,除了上述影响因子外,还对土壤厚度和气候因子响应显著($P<0.05$),但均与五台山亚高山土壤不同,表明显著影响大尺度研究和小尺度土壤 SOC 的因素存在差异。

参考文献:

- [1] 安尼瓦尔·买买提,杨元合,郭兆迪,等.新疆天山中段巴音布鲁克高山草地碳含量及其垂直分布[J].植物生态学报,2006,30(4):545-552
- [2] 杨益,牛得草,文海燕,等.贺兰山不同海拔土壤颗粒有机碳、氮特征[J].草业学报,2012,21(3):54-60
- [3] 马和平,郭其强,刘合满,等.西藏色季拉山东麓垂直带土壤碳氮分布特征及其影响因素[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2013,41(1):91-96
- [4] 马素辉,牟翠翠,郭红,等.祁连山黑河上游多年冻土区不同植被类型土壤有机碳密度分布特征[J].冰川冻土,2018,40(3):426-433
- [5] 汤松波,刁丹,任文丹,等.鹤山不同植被土壤有机碳分布特征[J].土壤,2018,50(1):122-130
- [6] 常宗强,冯起,司建华,等.祁连山不同植被类型残体碳库贮量研究[J].山地学报,2007,25(6):714-720.
- [7] 赵维俊,刘贤德,金铭,等.祁连山青海云杉林叶片—枯落物—土壤的碳氮磷生态化学计量特征[J].土壤学报,2016,53(2):477-489
- [8] 张鹏,张涛,陈年来.祁连山北麓山体垂直带土壤碳氮分布特征及影响因素[J].应用生态学报,2009,20(3):518-524
- [9] 常宗强,冯起,司建华,等.祁连山不同植被类型土壤碳贮量和碳通量[J].生态学杂志,2008,27(5):681-688
- [10] 薛晓娟,李英年,杜明远,等.祁连山东段南麓不同海拔土壤有机质及全氮的分布状况[J].冰川冻土,2009,31(4):642-649
- [11] 魏晶,邓红兵,吴钢.长白山高山冻原生态系统的碳储量[J].生态学杂志,2005,24(12):1380-1382
- [12] 刘晓琴,吴启华,李红琴,等.不同封育年限高寒草甸植被/土壤碳密度及净生态系统 CO₂ 交换量的比较[J].冰川冻土,2013,35(4):848-856
- [13] 朱凌宇,潘剑君,张威.祁连山不同海拔土壤有机碳库及分解特征研究[J].环境科学,2013,34(2):668-675
- [14] 王长庭,龙瑞军,曹广民,等.三江源地区主要草地类型土壤碳氮沿海拔变化特征及其影响因素[J].植物生态学报,2006,30(3):441-449
- [15] Guan S, An N, Zong N, et al. Climate warming impacts on soil organic carbon fractions and aggregate stability in a Tibetan alpine meadow[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 116: 224-236
- [16] 李佩茹.秦岭林线土壤有机碳和养分的空间变化特征[D].西安:西北大学,2014

- [17] 刘佳庆, 孟莹莹, 包也, 等. 长白山林线植物岳桦和牛皮杜鹃养分化学计量特征及其影响因子[J]. 生态学杂志, 2013, 32(12): 3117-3124
- [18] 张林, 吴彦, 吴宁, 等. 林线附近主要植被类型下土壤非生长季磷素形态[J]. 生态学报, 2010, 30(13): 3457-3464
- [19] 李圣文, 王晓东, 吴正方, 等. 长白山北坡和西坡林线土壤有机质含量的对比分析[J]. 农业与技术, 2017, 37(2): 54-55
- [20] 王晓东, 刘惠清. 长白山北坡林线岳桦种群与土壤关系[J]. 地理研究, 2011, 30(3): 531-539
- [21] 司高月, 李晓玉, 程淑兰, 等. 长白山垂直带森林叶片-凋落物-土壤连续体有机碳动态——基于稳定性碳同位素分析[J]. 生态学报, 2017, 37(16): 5285-5293
- [22] 徐梦. 海拔梯度及土地利用方式对藏东南地区土壤有机碳和微生物群落的影响[D]. 北京: 中国农业大学, 2016
- [23] 杨红, 扶胜兰, 刘合满, 等. 藏东南色季拉山不同海拔森林土壤碳氮分布特征[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2018, 46(10): 15-23
- [24] 陈文静, 贡璐, 刘雨桐. 季节性雪被对天山雪岭云杉凋落叶分解和碳氮磷释放的影响[J]. 植物生态学报, 2018, 42(4): 487-497
- [25] 郭彩虹, 杨万勤, 吴福忠, 等. 川西亚高山森林林窗对凋落枝早期分解的影响[J]. 植物生态学报, 2018, 42(1): 28-37
- [26] Matzner E, Borken W. Do freeze-thaw events enhance C and N losses from soils of different ecosystems? A review[J]. European Journal of Soil Science, 2008, 59: 274-284
- [27] 戴君虎, 潘源, 崔海亭, 等. 五台山高山带植被对气候变化的响应[J]. 第四纪研究, 2005, 25(2): 216-223
- [28] 季波, 王继飞, 何建龙, 等. 宁夏贺兰山自然保护区青海云杉林的有机碳储量[J]. 草业科学, 2014, 31(8): 1445-1449
- [29] 魏晶, 邓红兵, 吴钢, 等. 长白山北坡高山冻原土壤碳和养分的分布特征[J]. 土壤通报, 2005, 36(6): 840-845
- [30] 中国国家标准化管理委员会. 森林生态系统长期定位观测方法: GB/T 33027—2016[S]. 北京: 中国标准出版社, 2016: 23-25
- [31] 岑宇, 王成栋, 张震, 等. 河北省天然草地生物量和碳密度空间分布格局[J]. 植物生态学报, 2018, 42(3): 265-276
- [32] 齐泽民, 王开运, 张远彬, 等. 川西亚高山林线过渡带及邻近植被土壤性质[J]. 生态学报, 2009, 29(12): 6325-6332
- [33] 阿米娜木·艾力, 常顺利, 张毓涛, 等. 天山云杉森林土壤有机碳沿海拔的分布规律及其影响因素[J]. 生态学报, 2014, 34(7): 1626-1634
- [34] 陈曦, 许文强, 罗格平, 等. 天山北坡不同环境条件下雪岭云杉(*Picea schrenkiana*)林限土壤属性[J]. 生态学报, 2008, 28(1): 53-61
- [35] 戴丽, 罗格平, 许文强, 等. 天山北坡三工河流域高山林线植被与土壤的关系[J]. 干旱区研究, 2016, 33(4): 780-788
- [36] 杨敏, 杨飞, 杨仁敏, 等. 祁连山中段土壤有机碳剖面垂直分布特征及其影响因素[J]. 土壤, 2017, 49(2): 386-392
- [37] 孙慧兰, 李卫红, 杨余辉, 等. 伊犁山地不同海拔土壤有机碳的分布[J]. 地理科学, 2012, 32(5): 603-608
- [38] 王德旺. 天山北坡草地生态系统固碳现状空间分布特征及其影响因素分析[D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2013
- [39] 洪雪姣. 大、小兴安岭主要森林群落类型土壤有机碳密度及影响因子的研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2012
- [40] 王君. 滇西北不同土地利用方式下的土壤呼吸研究[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2007
- [41] 谢锦, 常顺利, 张毓涛, 等. 天山北坡植物土壤生态学计量特征的垂直地带性[J]. 生态学报, 2016, 36(14): 4363-4372
- [42] Shiels A B, Sanford Jr. R L. Soil nutrient differences between two krummholz-form tree species and adjacent alpine tundra[J]. Geoderma, 2001, 102: 205-217
- [43] 李林. 长白山亚高山苔原带土壤微生物研究[D]. 长春: 吉林大学, 2017
- [44] 刘羽霞, 许嘉巍, 靳英华, 等. 基于地形因子的长白山高山苔原土壤理化性质空间差异[J]. 生态学杂志, 2017, 36(3): 640-648
- [45] 刘秉儒. 贺兰山东坡典型植物群落土壤微生物量碳、氮沿海拔梯度的变化特征[J]. 生态环境学报, 2010, 19(4): 883-888
- [46] 陈文静, 贡璐, 刘雨桐. 季节性雪被对天山雪岭云杉凋落叶分解和碳氮磷释放的影响[J]. 植物生态学报, 2018, 42(4): 487-497
- [47] 邢雅玲. 赛罕乌拉自然保护区不同植被类型下土壤碳氮特征分析[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2011
- [48] 王琳, 欧阳华, 周才平, 等. 贡嘎山东坡土壤有机质及氮素分布特征[J]. 地理学报, 2004, 59(6): 1012-1019
- [49] 王斌. 贺兰山西麓不同海拔高度土壤氮素矿化作用变异特征[D]. 兰州: 兰州大学, 2006
- [50] 陈廷舰, 胡玉昆, 柳妍妍, 等. 阿尔泰山南坡土壤有机碳密度的分布特征和储量估算[J]. 干旱区地理, 2014, 37(6): 1231-1239
- [51] 田玉强, 欧阳华, 徐兴良, 等. 青藏高原土壤有机碳储量与密度分布[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 933-942
- [52] 谌贤, 刘洋, 邓静, 等. 川西亚高山森林凋落物不同分解阶段碳氮磷化学计量特征及种间差异[J]. 植物研究, 2017, 37(2): 216-226
- [53] 吴雅琼, 刘国华, 傅伯杰, 等. 青藏高原土壤有机碳密度垂直分布研究[J]. 环境科学学报, 2008, 28 (2): 362-367
- [54] 方江平. 西藏色季拉山土壤的性状与垂直分布[J]. 山地研究, 1997, 15(4): 228-233
- [55] 秦嘉海, 张勇, 赵芸晨, 等. 祁连山黑河上游不同退化草地土壤理化性质及养分和酶活性的变化规律[J]. 冰川冻土, 2014, 36(2): 335-346
- [56] 徐华君. 阿尔泰山区土壤有机碳氧化稳定性的初步比较分析[J]. 水土保持研究, 2007, 14(6): 27-29
- [57] 张景路, 张绘芳, 地力夏提·包尔汉, 等. 基于 Landsat 数字影像的阿尔泰山乔木林空间分布[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2018, 42(4): 154-158

- [58] 崔宇, 张同文, 袁玉江, 等. 新疆阿尔泰山森林上树线树轮宽度的气候响应[J]. 干旱区研究, 2014, 31(4): 658–664
- [59] 贾宏涛. 干旱地区陆地生态系统碳循环规律研究[D]. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2004
- [60] 宋雄儒, 尚振艳, 李旭东, 等. 贺兰山西坡不同海拔梯度草地土壤磷特征及其影响因素[J]. 草业科学, 2015, 32(7): 1054–1060
- [61] 李丹维. 太白山不同海拔土壤微生物及酶活性的空间变异特征[D]. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2016
- [62] 李丹维, 王紫泉, 田海霞, 等. 太白山不同海拔土壤碳、氮、磷含量及生态化学计量特征[J]. 土壤学报, 2017, 54(1): 160–170
- [63] 郭建明, 胡理乐, 林伟, 等. 秦岭太白红杉林土壤有机碳密度研究[J]. 环境科学研究, 2010, 23(12): 1464–1469
- [64] 马新萍, 白红英, 郭帅, 等. 秦岭太白山气温垂直递减率研究[J]. 干旱区资源与环境, 2017, 31(7): 139–144
- [65] 高雅芳, 王雷, 杜海波, 等. 长白山苔原带土壤温度与肥力随海拔的变化特征[J]. 冰川冻土, 2018, 40(4): 702–714
- [66] Bao H, Kao S, Lee T, et al. Distribution of organic carbon and lignin in soils in a subtropical small mountainous river basin[J]. Geoderma, 2017, 306: 81–88
- [67] Stützer A. Podzolisation as a soil forming process in the alpine belt of Rondane, Norway[J]. Geoderma, 1999, 91: 237–248
- [68] Müller M, Alewell C, Hagedorn F. Effective retention of litter-derived dissolved organic carbon in organic layers[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41(6): 1066–1074
- [69] Garcia-Pausas J, Casals P, Camarero L, et al. Soil organic carbon storage in mountain grasslands of the Pyrenees: Effects of climate and topography[J]. Biogeochemistry, 2007, 82(3): 279–289
- [70] Gütlein A, Zistl-Schlingmann M, Becker J N, et al. Nitrogen turnover and greenhouse gas emissions in a tropical alpine ecosystem, Mt. Kilimanjaro, Tanzania[J]. Plant and Soil, 2017, 411: 243–259
- [71] Zech M, Hördold C, Leiber-Sauheitl K, et al. Buried black soils on the slopes of Mt. Kilimanjaro as a regional carbon storage hotspot[J]. Catena, 2014, 112: 125–130
- [72] Doolette A L, Smernik R J, McLaren T I. The composition of organic phosphorus in soils of the Snowy Mountains region of south-eastern Australia[J]. Soil Research, 2017, 55: 10–18
- [73] Harrow G, Hawke D J, Holdaway R N. Surface soil chemistry at an alpine procellariid breeding colony in New Zealand, and comparison with a lowland site[J]. New Zealand Journal of Zoology, 2006, 33(2): 165–174
- [74] Munroe J S. Physical, chemical, and thermal properties of soils across a forest-meadow ecotone in the Uinta Mountains, northeastern Utah, U.S.A.[J]. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 2012, 44(1): 95–106
- [75] Freppaz M, Williams M W, Seastedt T, et al. Response of soil organic and inorganic nutrients in alpine soils to a 16-year factorial snow and N-fertilization experiment, Colorado Front Range, USA[J]. Applied Soil Ecology, 2012, 62: 131–141
- [76] Nottingham A T, Whitaker J, Turner B L, et al. Climate warming and soil carbon in tropical forests: insights from an elevation gradient in the Peruvian Andes[J]. BioScience, 2015, 65(9): 906–921
- [77] Farley K A, Kelly E F, Hofstede R G M. Soil organic carbon and water retention after conversion of grasslands to pine plantations in the Ecuadorian Andes[J]. Ecosystems, 2004, 7: 729–739
- [78] Zimmermann M, Meir P, Silman M R, et al. No differences in soil carbon stocks across the tree line in the Peruvian Andes[J]. Ecosystems, 2010, 13(1): 62–74

Soil Organic Carbon Under Typical Vegetations at Alpine Timberline in Wutai Mountain

LIU Nan¹, HAN Jinbin², ZHAO Jianru², LIU Min³

(1 College of Water Resources Science and Engineering, Taiyuan University of Technology, Taiyuan 030024, China;

2 Shanxi Wutai Mountain Arboretum, Shanxi Provincial Forestry and Grassland Administration, Xinzhou, Shanxi

035500, China; 3 CPECC Southwest Electric Power Design Institute, Chengdu 610021, China)

Abstract: Under the background of global warming, soil organic carbon (SOC) has become one of the most important issues in study of global carbon cycle and global change ecology, especially in the alpine timberline ecotone with sensitivity of climate change. Therefore, both of SOC contents and density (SOCD) were studied under subalpine meadow (CD), *Larix principis-rupprechtii* forest (HL) and *Picea meyeri*×*Larix principis-rupprechtii* mixed forest (YH) near the alpine timberline in Wutai Mountain. The results showed that SOC contents of all three vegetations were decreased with soil depth. SOCD values of studied soils were increased with soil depth. SOC and SOCD were mainly concentrated in surface soil, showed surface assembly effect. As the same as the subalpine soils in China, in our study region, total SOC contents and SOCD of subalpine forest (HL, YH) soils were both larger than those of subalpine meadow soils (CD). But it was different from subalpine soils in other continentals except Asia. Total SOC contents and SOCD in subalpine soils of Wutai Mountain were approximately equal to the mean total SOC and SOCD of subalpine soils in China, and they were larger than those of other continentals except Asia. The differences of significant impact factors ($P<0.05$) on subalpine SOC were observed between Wutai Mountain and global scale. On the global scale, soil depth and climate factors ($P<0.05$) in subalpine forests had more significant effects on SOC than subalpine meadow/grassland ($P>0.05$). Thus, in Wutai Mountain, subalpine forest soils have more capability of carbon sequestration than subalpine meadow soils. Their total SOC contents and SOCD are both approximately equal to the mean values of Chinese national scale. Carbon pool of subalpine soils in China takes a leading position from a global view. However, more researches are desired in order to reduce the uncertainties in multi-scale studies.

Key words: Soil organic carbon; Alpine timberline; Subalpine; Forest; Meadow; Climate change