

青藏高原高寒草甸土壤物理性质及碳组分 对增温和降水改变的响应

杨新宇^{1,*} 林笠^{1,*} 李颖² 贺金生^{1,2,†}

1. 地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京大学城市与环境学院生态学系, 北京 100871;

2. 高原生物进化与适应重点实验室, 中国科学院西北高原生物研究所, 西宁 810008;

* 同等贡献作者; † 通信作者, E-mail: jshe@pku.edu.cn

摘要 自2011年起, 在青藏高原高寒草甸实施人工模拟增温和降水改变实验, 2013年7月采集实验区土壤样品, 监测土壤物理特性(土壤粒径和pH值)以及碳组分(全碳、有机碳、可提取有机碳、微生物生物量碳)的变化, 得到如下结果。1) 增温显著改变0~20 cm土壤温度和含水量, 增水和减水显著提高和降低0~20 cm土壤含水量, 但不影响土壤温度。2) 在0~10 cm土层深度, 增温显著降低土壤微生物生物量碳; 增水降低土壤可提取有机碳含量, 增加土壤微生物生物量碳; 减水显著增加土壤黏粒比例和可提取有机碳含量, 降低土壤砂粒比例和微生物生物量碳。在10~20 cm土层深度, 增水显著降低土壤可提取有机碳含量。3) 增温和降水改变对土壤测定指标的影响不存在交互作用。4) 主成分分析结果表明, 土壤总体格局发生趋同主要是因为降水改变, 而不是增温。结果表明, 在未来青藏高原高寒草甸降水持续增加的情景下, 土壤黏粒比例和可提取有机碳含量的降低可能会进一步对高寒地区的植物生产力以及微生物群落产生重要影响。

关键词 土壤粒径; 土壤pH; 土壤全碳; 土壤有机碳; 土壤可提取有机碳; 土壤微生物生物量碳

中图分类号 S154

Effects of Warming and Altered Precipitation on Soil Physical Properties and Carbon Pools in a Tibetan Alpine Grassland

YANG Xinyu^{1,*}, LIN Li^{1,*}, LI Ying², HE Jinsheng^{1,2,†}

1. Key Laboratory for Earth Surface Processes of the Ministry of Education, Department of Ecology, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871; 2. Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008; * These authors contributed equally to this work;

† Corresponding author, E-mail: jshe@pku.edu.cn

Abstract The authors conducted experiments to simulate warming and alter precipitation since 2011, and investigated soil physical properties (soil particle size and pH) and carbon pools (soil total carbon (STC), soil organic carbon (SOC), soil extractable organic carbon (EOC) and microbial biomass carbon (MBC)) in July 2013. The results showed that warming significantly increased soil temperature and decreased soil moisture at the depths of 0–20 cm, and altered precipitation affected soil moisture at 0–20 cm depth, but had no influence on soil temperature. At the depth of 0–10 cm, warming significantly increased SMBC; increased precipitation significantly reduced EOC content and elevated MBC content; decreased precipitation significantly decreased soil sandy proportion, MBC content and increased soil clay proportion and EOC content. At the depth of 10–20 cm, increased precipitation led a reduction on EOC content. The interactions of warming and altered precipitation on soil indexes were not detected. The pattern of soil properties was changed mainly by altered precipitation, not warming,

according to the results of PCA. The results suggest that given precipitation will be continuously increased in the future, increased precipitation may lead a reduction in soil clay proportion and EOC content in the topsoil, and subsequently affect plant primary production and microbial communities in this region.

Key words soil particle size; soil pH; soil total carbon; soil organic carbon; soil extractable organic carbon; soil microbial biomass carbon

土壤是支撑植物生长和维持地下生物活动的载体,在地下生态过程中扮演着重要角色。由于地处低温、高辐射、降雨少的自然环境中,青藏高原土壤逐渐形成黏粒含量高,土壤全碳和有机质含量高以及可提取有机碳含量低的特点^[1-2]。随着近年来全球气候变化加剧,青藏高原土壤正发生快速的变化^[3-6]。不可否认的是,自 1960 年以来,青藏高原气温以每 10 年 0.2~0.3℃ 的速度上升,远高于全球平均增温幅度(每 10 年 0.05~0.08℃)^[7-9];降水格局也在发生改变,降水量在冬春季显现显著增加的趋势,但是在夏秋季有微弱的降低^[6]。Chen 等^[8]指出,IPCC 模型预测结果显示青藏高原将不断持续湿润化。尽管关于青藏高原气候变化对地上生产力^[10-11]、植物物候^[12]、物种组成^[11]、植物功能属性^[13]等地上生态过程的影响已有大量研究,但是对青藏高原土壤如何响应气候变化仍然不清楚。

目前,国内有关青藏高原土壤如何响应气候变化的研究主要基于样带数据,如土壤呼吸^[14]、土壤碳库^[15-17]、土壤氮库^[18-20]和土壤 pH^[21-22]等,基于站点模拟气候变化对土壤性质影响的研究十分缺乏。部分研究认为,增温可能显著影响高寒地区土壤有机碳和可提取有机碳含量^[23-25]。一方面,增温导致微生物生物量增加和酶活性增强,分解作用的加强导致有机碳含量和可提取有机碳含量下降^[26-27];另一方面,增温刺激植物生长,植物根系释放更多分泌物,使得土壤团聚体破碎化,而团聚体破碎会释放大量的可利用性碳^[28]。与开顶式气室法(open top chambers, OTC)和热红外辐射等增温实验相比,通过人工模拟研究青藏高原降水量变化对土壤性质影响的实验很少。衡涛等^[27]认为,降水量变化对高寒地区土壤有机碳含量影响不大。Yang 等^[15]的研究则表明,土壤有机质含量与降水之间存在显著的正相关关系。因此,有关增温和降水改变对青藏高原土壤的影响,仍然存在很大的争议。

高寒草甸是青藏高原最重要的植被类型,高寒草甸土是青藏高原高寒地区重要的土壤类型之一。因此,本文选取青藏高原高寒草甸土作为研究对象,

通过野外控制实验的方法,研究增温和降水改变对土壤物理特性和碳组分的影响,为确定气候变化对高寒地区地下生态过程的影响提供科学数据和理论依据。

1 研究方法

1.1 研究地点概况

实验在海北高寒草甸生态系统国家野外科学观测研究站(简称“海北站”)进行。海北站位于青藏高原东北部的祁连山谷地(101°19'E, 37°36'N, 海拔 3215 m),该区属于典型的高原大陆性气候,夏季受东南季风气候影响,冬季受西伯利亚寒流影响^[29]。1983—2013 年,海北站年平均气温为 1.1℃,年平均降水量为 485 mm。土壤为草毡寒冻锥形土(即高寒草甸土)(China Soil Taxonomy)。在 0~10 和 10~20 cm 土层,土壤有机质含量分别为 63 和 36 g/kg,容重分别为 0.82 和 0.98 g/cm³,pH 分别为 7.84 和 7.95^[30]。

该地区为典型的高寒草甸生态系统,植被类型主要为青藏高原典型的地带性植被——以金露梅为建群种的高寒灌丛草甸和以嵩草属植物为建群种的高寒嵩草草甸^[11],主要优势种有 *Kobresia humilis*, *Festuca ovina*, *Elymus nutans*, *Poa pratensis*, *Carex scabrirostris*, *Scripus distigmaticus* 和 *Gentiana straminea*^[30]。在 1983—2012 年,年平均地上生物量为 368.7±45.6 g/(m²·a)。

1.2 实验设计

实验采用双因素(增温和降水改变)随机区组设计。增温设计有两个水平:对照(Control, C)和增温(Heated, H)。降水改变设计有 3 个水平:减水 50% (Dry, D),对照(C),增水 50% (Wet, W)。共 6 个处理:对照(C)、减水(D)、增水(W)、增温(H)、增温减水(HD)和增温增水(HW)。样地共有 6 个重复,随机选取 4 个进行实验。每个小区大小为 2.2 m × 1.8 m,设有 4 m 缓冲区。实验区从 2011 年 7 月开始采用红外增温系统增温。增温区采用两个不锈钢架固定中波红外加热器(220 V, 长 1 m, 宽 2.2 m),红外加热器距地面高度为 1.5 m。降水改变采用

“V”形透明聚碳酸酯树脂遮雨板来实现。通过遮雨板在减水区截留 50% 的降水人工转移到增水区。采用控制变量法原则,所有小区都安装红外加热器外装置(有或无灯管)和遮雨板(有或无漏雨孔)。

1.3 研究方法

1.3.1 土壤温湿度数据的自动测定

实验区采用 EM-50 仪器(Decagon devices, 美国)监测土壤 5, 10 和 20 cm 的温度和水分数据。该装置从 2011 年开始每分钟测定土壤数据一次,每小时记录平均值。

1.3.2 土壤粒径和 pH 的测定

2013 年 7 月 29 日,在海北站综合观测场增温和控水平台,随机选取 4 个重复收集土壤样品。每个小区用直径为 5 cm 的圆柱型土钻,随机取土 3 钻,分为两层: 0~10 cm 和 10~20 cm),每层土混合均匀。取土后立即转移至实验室 4℃ 冰箱保存。在实验室,将土壤样品过 2 mm 筛,去除根。土壤粒径的测定采用颗粒粒度分析仪(Mastersizer 2000, 英国)。取 0.2 g 过 2 mm 筛的鲜土,加入 3 mL 偏磷酸钠和 50 mL 蒸馏水,煮沸,用颗粒粒度分析仪进行测定。

土壤 pH 的测定采用 pH 计(FiveEasy FE20, 瑞士)。取 5 g 过 2 mm 筛的鲜土,用水土比 1:5 去 CO₂ 蒸馏水浸提,用 pH 测定仪测定。

1.3.3 土壤全碳、有机碳、可提取有机碳以及微生物生物量碳的测定

土壤全碳的测定采用碳氮元素分析仪(Perkin Elmer instruments series II, 美国)。土壤有机碳的测定采用重铬酸钾氧化法^[31]。取 0.5 g 过 20 目筛的风干土,在油浴加热的条件下用重铬酸钾氧化,用硫酸亚铁铵标准溶液滴定。

土壤可溶性有机氮和微生物生物量碳的测定采用氯仿-熏蒸浸提法^[32-33]。取 2 份各 10 g 过 2 mm 筛的鲜土,分别进行熏蒸和不熏蒸实验 24 小时,震荡 1 小时,用 20 mL(水土比 1:5) 0.5 mol/L K₂SO₄ 浸提,对浸提液采用流动分析仪测定土壤中可提取有机碳和氮的含量。土壤可提取有机碳浓度通过不熏蒸溶液测定的浓度计算得到,微生物生物量碳浓度通过熏蒸和不熏蒸溶液测定的浓度差值计算得到。

1.4 统计与绘图

对增温、降水改变以及土层深度对土壤物理性质和碳组分的影响,采用裂区试验分析和 HSD 检验法多重比较分析方法进行分析。对不同深度的土

层,增温和降水改变对土壤物理性质和碳组分的影响,采用双因素方差分析和 HSD 检验法多重比较分析方法进行分析。对土壤物理性质和碳组分的处理间差异采用 HSD 检验法多重比较分析方法进行分析。在增温和降水改变的条件下,对土壤测定指标的总体格局变化,采用主成分分析(PCA)方法进行分析。所有数据处理和作图使用 R v. 3.1.1 软件(R Core Team, 2015)。

2 结果与分析

2.1 土壤温度和湿度对增温和降水改变的响应

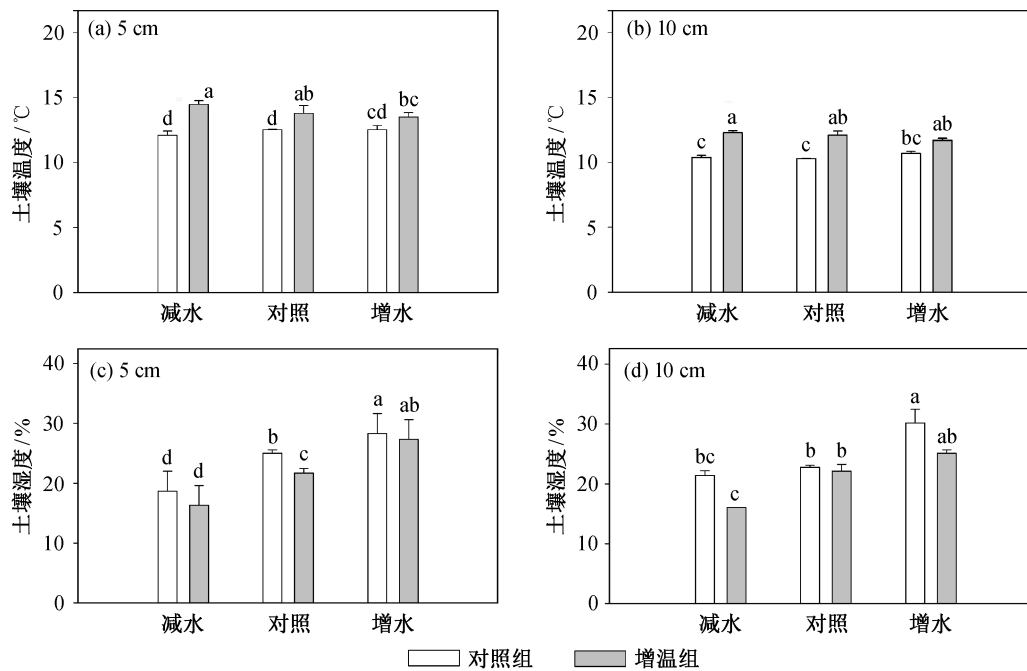
在 2011—2013 年生长季期间(5—9 月),青藏高原高寒草甸实验样地生长季平均温度为 7.14℃,平均降水量为 377.9 mm。从图 1 可以看出,增温显著增加 5 cm ($P<0.001$)和 10 cm ($P<0.001$)土层土壤温度。与不增温区相比,增温区 5 cm 和 10 cm 土层土壤平均温度分别增加 1.64℃和 1.68℃。但是,降水改变及其与增温的交互作用对土壤温度没有显著影响。增温($P<0.001$)和降水改变($P<0.001$)以及其交互作用($P=0.02$)显著影响土壤含水量。在 2011—2013 年生长季期间,增温和减水分别降低土壤含水量 2.1%和 7.7%;增水增加土壤含水量 4.9%。在 6 个处理中,增温减水小区(HD)的土壤含水量最低,只增水小区(W)的土壤含水量最高。

2.2 增温和降水改变对土壤粒径、pH 以及土壤氮组分的影响

通过裂区试验分析,得到表 1 所示的结果。可以看出: 1) 增温对土壤微生物生物量碳含量有显著的影响($P=0.05$); 2) 降水改变对土壤砂粒($P=0.01$)、黏粒($P=0.01$)、可提取有机碳($P<0.001$)以及微生物生物量碳($P<0.001$)有显著的影响; 3) 增温和降水改变的交互作用不影响土壤粒径、pH 以及土壤碳组分,因此增温和降水改变对土壤测定指标的影响可以根据不同的影响因子分别讨论; 4) 区组内(Block)土层之间的土壤粒径($P<0.001$)、pH ($P=0.02$)以及土壤碳组分($P<0.001$)有显著差异。

2.2.1 增温对不同土层土壤粒径、pH 以及土壤碳组分的影响

在 0~10 cm 土壤深度,通过双因素方差分析得到,增温显著影响土壤微生物生物量碳($P=0.02$) (表 2)。与不增温的小区相比,增温区土壤微生物生物量碳降低了 12.6%,为 573 mg/kg (图 2)。在



不同的字母代表处理间的差异性($P < 0.05$); 图中数值为平均值 \pm 标准误差; 下同

图 1 2011—2013 年生长季期间不同深度土层中土壤温度和含水量对增温和降水改变的响应

Fig. 1 Soil temperature and soil moisture at depths of 5 and 10 cm under warming and altered precipitation regimes during the growing seasons from 2011 to 2013

表 1 裂区试验分析得到的增温(W)、降水(P)以及土层(L)对土壤指标的影响

Table 1 Summary of split-plot design of the effects of warming (W), altered precipitation (P), layer (L) and their interactions on soil properties

处理	自由度	粉粒		砂粒		黏粒		pH		TC		SOC		EOC		MBC	
		F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
W	1	1.28	0.27	2.65	0.11	0.53	0.47	0.01	0.93	0.03	0.88	0.05	0.82	2.00	0.17	4.29	0.05*
P	2	2.90	0.07 [†]	5.61	0.01**	5.88	0.01**	1.36	0.27	0.89	0.42	0.27	0.77	29.86	0.00**	8.97	0.00**
Block	1	445.30	0.00**	172.20	0.00**	570.40	0.00**	22.70	0.02*	165.40	0.00**	417.50	0.00**	39.30	0.00**	451.90	0.00**
W*P	2	1.39	0.26	1.82	0.18	0.36	0.70	0.92	0.41	1.62	0.22	0.89	0.42	1.13	0.34	0.74	0.49
W*L	1	0.00	0.97	0.01	0.94	0.01	0.94	0.05	0.83	0.07	0.79	0.40	0.53	0.80	0.38	1.77	0.19
P*L	2	0.15	0.86	0.84	0.44	0.37	0.69	2.04	0.15	0.72	0.50	0.17	0.84	0.61	0.55	3.48	0.04*
W*P*L	2	0.09	0.92	1.05	0.36	0.58	0.57	1.79	0.19	0.20	0.82	0.01	0.99	0.04	0.96	0.46	0.64

说明: TC 为全碳, SOC 为有机碳, EOC 为可提取有机碳, MBC 为土壤微生物生物量碳, 下同; ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, [†] $P < 0.1$ 。

10~20 cm 的土壤深度, 增温不影响所有的土壤监测指标。

2.2.2 降水改变对不同土层土壤粒径、pH 以及土壤碳组分的影响

在 0~10 cm 土壤深度, 通过双因素方差分析得

到, 降水改变显著影响土壤粒径中的砂粒含量($P=0.01$)、黏粒含量($P<0.001$)、可提取有机碳($P<0.001$)以及微生物生物量碳($P<0.001$)(见表 2)。根据图 2 数据分析, 与不改变降水的小区相比, 增水区土壤可提取有机碳降低 13.0%, 为 243 mg/kg, 土壤

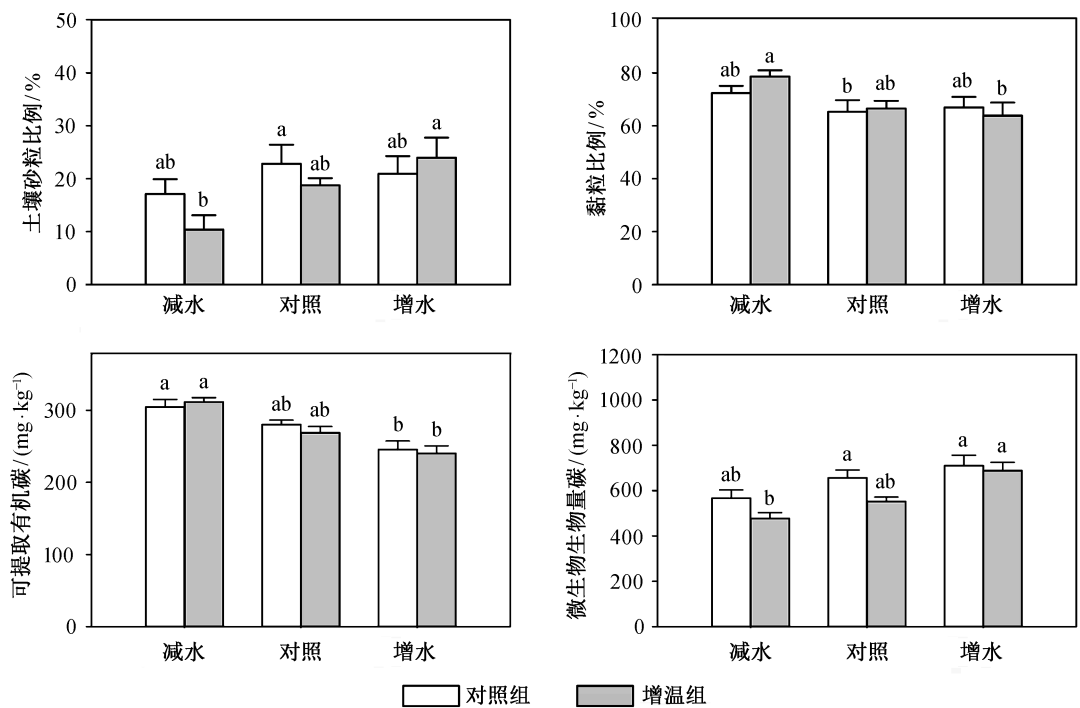


图 2 0~10 cm 土层深度, 土壤砂粒比例、黏粒比例、可提取有机碳以及微生物生物量碳对增温和降水改变的响应
Fig. 2 Soil sandy proportion, clay proportion, dissolved organic carbon and microbial biomass carbon at depths of 0–10 cm under warming and altered precipitation regimes

表 2 在不同土壤深度, 采用双因素方差分析研究增温(W)和降水(P)对土壤指标的影响
Table 2 Summary of two-way analysis of variance (ANOVA) of the effects of warming (W), altered precipitation (P) and their interactions on soil properties

深度/cm	因素	自由度	粉粒		砂粒		黏粒		pH		TC		SOC		EOC		MBC	
			F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
0~10	W	1	1.05	0.32	1.41	0.81	0.39	0.54	0.04	0.85	0.01	0.94	0.05	0.82	0.18	0.68	6.49	0.02*
	P	2	1.83	0.19	6.02	0.01*	7.79	0.00**	2.45	0.12	0.37	0.70	0.18	0.84	24.08	0.00**	13.13	0.00**
	W*P	2	0.62	0.55	1.79	0.20	1.32	0.30	1.97	0.17	0.27	0.77	0.38	0.69	0.50	0.62	0.80	0.47
10~20	W	1	0.45	0.51	1.27	0.28	0.22	0.64	0.01	0.91	0.13	0.73	0.71	0.41	2.14	0.16	0.25	0.63
	P	2	1.38	0.28	1.15	0.34	1.31	0.30	0.17	0.84	1.59	0.24	0.33	0.73	9.92	0.00**	0.67	0.53
	W*P	2	0.80	0.47	1.17	0.34	0.14	0.87	0.11	0.90	2.05	0.16	0.67	0.53	0.64	0.54	0.66	0.66

注: ** $P < 0.01$; * $P < 0.05$ 。

微生物生物量碳增加13.6%, 达到700 mg/kg; 减水区分别增加土壤黏粒和土壤可提取有机碳 12.7%和 10.9%, 分别降低土壤砂砾和土壤微生物生物量碳31.1%和15.8%。

在 10~20 cm 土壤深度, 通过双因素方差分析得到, 降水改变仍然显著影响土壤可提取有机碳的

含量($P < 0.001$)。与不改变降水的小区相比, 增水区土壤可提取有机碳降低了 21.8%, 为 163 mg/kg (见图 3)。

2.3 增温和降水改变对 0~10 cm 土壤理化性质的影响

由于增温和降水改变对土壤粒径、pH 以及土

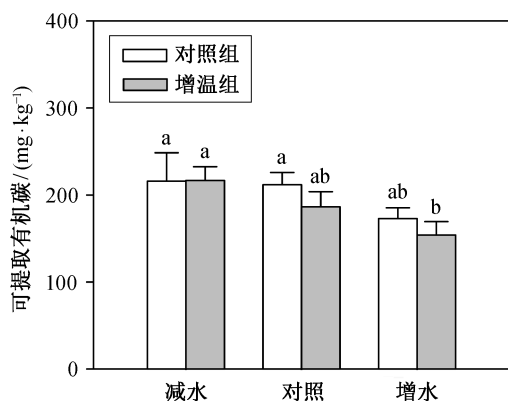


图 3 10~20 cm 土层深度, 土壤可提取有机碳对增温和降水改变的响应

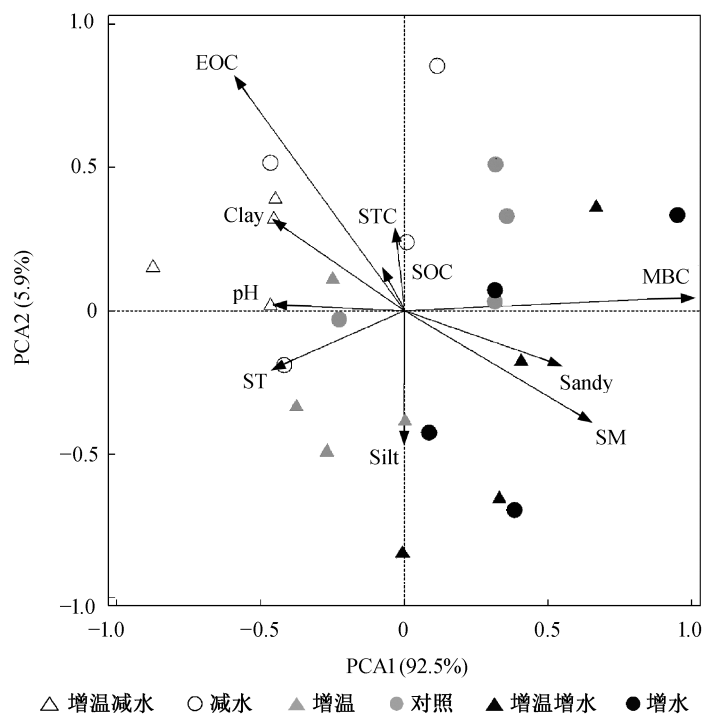
Fig. 3 Soil extractable organic carbon at depths of 10–20 cm under warming and altered precipitation regimes

壤碳组分的影响主要集中在 0~10 cm 的土层深度, 我们通过主成分分析方法, 分析 0~10 cm 的土壤测定指标的总变化格局, 如图 4 所示。主成分 1 和 2 分别解释 92.5% 和 5.9% 的全部变量。主成分分析结果表明, 减水区、对照区以及增水区的样点位置沿

着 PCA1 轴方向分布, 并且各自聚拢, 说明增水和减水区的土壤性质趋于相同的变化趋势。与不增温区相比, 增温区样点位置随机分布, 性质分散, 说明增温对土壤性质的影响不明显。

3 讨论

在实验中, 我们发现增温、降水改变及其交互作用对土壤 pH、全碳和有机碳没有显著影响。土壤 pH 对增温没有显著响应的实验结果与前人研究结果一致, 如 Zheng 等^[34]的研究表明, 增温对青藏高原高寒草甸土壤 pH 没有显著影响。然而, 土壤 pH 对降水改变的响应则与前人研究结果不同, 如陈美玲^[35]的研究结果显示, 土壤 pH 随着降水增加而显著降低。本实验的结果可能是因为研究周期较短, 降水对土壤 pH 的影响难以显现。不过, 我们发现增温增水区的 pH 值比增温减水区低 0.13。本实验结果与以前的结果^[27]一致, 对此主要有两种解释。第一种解释是, 由于土壤碳组分处于平衡状态^[36], 土壤全碳以及有机碳含量不会因环境变化而



Silt 为粉粒, Sandy 为砂粒, Clay 为黏粒

图 4 0~10 cm 土层深度土壤理化性质主成分分析

Fig. 4 Ordination plot of principal components analysis (PCA) of six properties at depth of 0–10 cm across treatment

发生改变。一方面, 温度和水分等环境因子会影响微生物生物量^[37-38], 促进底物消耗^[39], 可能导致土壤全碳和有机碳含量下降; 另一方面, 增温和降水改变刺激植物生长, 促进了植物生产力, 导致土壤有机质含量增加。第二种解释是, 由于目前测定土壤全碳和有机碳的空间异质性较大, 土壤全碳以及有机碳的微小变化无法检测^[40]。本文重点讨论增温和降水改变对发生变化的指标的影响。

3.1 增温对土壤物理特性及碳组分的影响

实验结果表明, 增温显著降低土壤微生物生物量碳的浓度。该实验结果与以前的研究成果^[27,41-42]不一致。Li 等^[41]和 Zhang 等^[42]在青藏高原草地的增温实验结果表明, 增温显著增加土壤微生物生物量碳含量。

实验结果的差异可能主要由于实验区域土壤水分不同。大部分实验结果揭示, 微生物生物量与土壤水分有着密切的正相关关系^[14,43-45]。我们的实验表明, 增温在增加土壤温度的同时, 显著降低土壤含水量。因此, 干旱化的环境会降低微生物生物量碳^[25,44,46]。

3.2 降水改变对土壤物理特性及碳组分的影响

实验结果表明, 增水降低土壤的黏粒比例, 增加砂粒比例。目前, 在高寒地区模拟降水改变对土壤粒径的实验国内外仍然是空白。因此, 我们的实验结果无法进行充分比较。产生该结果主要有两个原因。第一, 与内蒙古草地相比, 青藏高原高寒草甸土的土壤含水量相对较高。生长季的部分时期, 增水区的土壤含水量接近土壤最高持水量, 容易形成淋溶。淋溶带走土壤中的黏粒, 导致砂粒比例增加。在增水的条件下, 土壤可提取有机碳含量在 0~10 cm 和 10~20 cm 显著下降, 也支持淋溶作用的观点。第二, 本研究组的其他实验结果显示, 增水显著增加根系寿命, 导致植物根系残体量向土壤有机质输入减少。充足的植物根系残体形成的有机质是形成黏粒的重要条件^[47-48], 因此, 增水导致黏粒比例下降。此外, 土壤黏粒含量与土壤的肥沃程度有密切的关系^[49-50]。一般认为, 黏粒越多的土壤越肥沃, 植物生物量越高。假如在未来降水持续增加的情景下, 黏粒含量下降, 可能会导致高寒草甸植物生物量下降。然而, 土壤粒径在一些环境中发生变化的时间尺度较长, 短期处理有可能不会改变土

壤质地。为了排除上述可能性, 后续研究中将关注样地土壤本底值的情况, 再进一步分析土壤质地变化的原因。

实验结果还表明, 增水显著降低土壤可提取有机碳, 增加微生物生物量碳。降水改变对土壤可提取有机碳的影响, 除增水加剧淋溶的原因外, 促进植物生长, 吸收更多的养分, 导致土壤可提取有机碳含量降低, 也是重要的原因^[51]。增水增加微生物生物量碳浓度, 主要是因为土壤含水量的增加能够促进微生物活动。

3.3 增温和降水对土壤格局的影响

研究结果表明, 影响高寒草甸土总体格局变化的影响因素是降水, 而不是温度。这与以前大部分研究青藏高原生态系统限制因子的实验结果一致^[14-15,18-20,22]。一方面, 研究结果表明, 增温不显著影响土壤理化性质。Rui 等^[25]研究发现, 3 年红外增温没有显著改变 10~20 cm 高寒草甸土壤有机碳。衡涛等^[27]在青海祁连县峨堡镇的研究结果显示, 3 年 OTC 增温没有显著影响 5~15 cm 土壤有机碳含量。王蓓等^[53]在四川红原高寒生态系统研究站的研究表明, 0~15 cm 土壤碳组分在生长季 7 月份对 OTC 增温没有显著响应。上述结果与本研究结果一致。另一方面, 降水还控制着青藏高原土壤呼吸^[14]以及地上生物量^[54]等。因此, 在青藏高原, 降水改变可以通过淋溶、植物生长、微生物等方式共同作用于土壤, 而增温对高寒草甸土的影响程度有限。

4 结论

本文通过实验研究增温、降水改变及其交互作用对土壤物理特性和碳组分的影响。研究结果表明, 增温和降水改变对土壤 pH、全碳和有机碳没有显著影响, 但增水显著降低土壤黏粒的比例和可提取有机碳含量。气候变化对青藏高原土壤碳库的影响仍有不确定性, 本研究中土壤全碳和有机碳没有显著改变, 表明短期水热变化不会对青藏高原高寒草甸土碳库造成改变。本文实验结果可为高寒草甸生态系统土壤模型的开发提供参数支持, 并为长期监测提供了参照。土壤黏粒比例和可提取有机碳含量显著降低的结果表明, 在未来青藏高原高寒草甸降水持续增加的情景下, 土壤淋溶作用的加剧会改变土壤物理性质, 导致土壤养分流失, 从而对高寒地区的地上生产力、温室气体排放以及地下碳氮循环产生重要影响。本文研究结果将有助于我们进一

步认识高寒地区土壤对全球气候变暖的响应,为解决日益严峻的高寒地区环境问题提供理论基础。

致谢 感谢中国科学院西北高原生物研究所在野外研究期间给予的支持、北京大学城市与环境学院王妮副教授在写作上的指导以及中国科学院植物研究所博士研究生庞爽和硕士研究生贾秀在室内试验中给予的帮助。

参考文献

- [1] 周华坤, 赵新全, 周立, 等. 青藏高原高寒草甸的植被退化与土壤退化特征研究. 草业学报, 2005, 14(3): 31–40
- [2] 赵新全. 高寒草甸生态系统与全球变化. 北京: 科学出版社, 2009
- [3] Yao T, Shi Y, Thompson L. High resolution record of paleoclimate since the Little Ice Age from the Tibetan ice cores. *Quaternary International*, 1997, 37(2): 19–23
- [4] Liu X, Chen B. Climatic warming in the Tibetan Plateau during recent decades. *International Journal of Climatology*, 2000, 20(14): 1729–1742
- [5] Duan A, Wu G, Zhang Q, et al. New proofs of the recent climate warming over the Tibetan Plateau as a result of the increasing greenhouse gases emissions. *Chinese Science Bulletin*, 2006, 51(11): 1396–1400
- [6] Li L, Yang S, Wang Z, et al. Evidence of warming and wetting climate over the Qinghai-Tibet Plateau. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 2010, 42(2): 449–457
- [7] Piao S, Ciais P, Huang Y, et al. The impacts of climate change on water resources and agriculture in China. *Nature*, 2010, 467: 43–51
- [8] Chen H, Zhu Q, Peng C, et al. The impacts of climate change and human activities on biogeochemical cycles on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Global Change Biology*, 2013, 19(10): 2940–2955
- [9] IPCC. Climate change 2013: summary for policymaker [R]. Valencia, 2013
- [10] Shi Y, Ma Y, Ma W, et al. Large scale patterns of forage yield and quality across Chinese grasslands. *Chinese Science Bulletin*, 2013, 58(10): 1187–1199
- [11] Wang S, Duan J, Xu G, et al. Effects of warming and grazing on soil N availability, species composition, and ANPP in an alpine meadow. *Ecology*, 2012, 93(11): 2365–2376
- [12] Jin Z, Zhuang Q, He J S, et al. Phenology shift from 1989 to 2008 on the Tibetan Plateau: an analysis with a process-based soil physical model and remote sensing data. *Climatic Change*, 2013, 119(2): 435–449
- [13] Geng Y, Wang Z, Liang C, et al. Effect of geographical range size on plant functional traits and the relationships between plant, soil and climate in Chinese grasslands. *Global Ecology and Biogeography*, 2012, 21(4): 416–427
- [14] Geng Y, Wang Y, Yang K, et al. Soil respiration in Tibetan alpine grasslands: belowground biomass and soil moisture, but not soil temperature, best explain the large-scale patterns. *PLoS One*, 2012, 7(4): e34968
- [15] Yang Y H, Fang J Y, Tang Y H, et al. Storage, patterns and controls of soil organic carbon in the Tibetan grasslands. *Global Change Biology*, 2008, 14(7): 1592–1599
- [16] Tan K, Ciais P, Piao S, et al. Application of the ORCHIDEE global vegetation model to evaluate biomass and soil carbon stocks of Qinghai-Tibetan grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24(1): GB1013
- [17] 韩道瑞, 曹广民, 郭小伟, 等. 青藏高原高寒草甸生态系统碳增汇潜力. 生态学报, 2011, 31(24): 7408–7417
- [18] Yang Y H, Ma W H, Mohammad A, et al. Storage, patterns and controls of soil nitrogen in China. *Pedosphere*, 2007, 17(6): 776–785
- [19] Baumann F, He J S, Schmidt K, et al. Pedogenesis, permafrost, and soil moisture as controlling factors for soil nitrogen and carbon contents across the Tibetan Plateau. *Global Change Biology*, 2009, 15(12): 3001–3017
- [20] Liu W, Chen S, Qin X, et al. Storage, patterns, and control of soil organic carbon and nitrogen in the northeastern margin of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Environmental Research Letters*, 2012, 7(3): 035401
- [21] Yang Y, Ji C, Ma W, et al. Significant soil acidification across northern China's grasslands

- during 1980s–2000s. *Global Change Biology*, 2012, 18(7): 2292–2300
- [22] Ji C J, Yang Y H, Han W X, et al. Climatic and edaphic controls on soil pH in alpine grasslands on the Tibetan Plateau, China: a quantitative analysis. *Pedosphere*, 2014, 24(1): 39–44
- [23] 裴志永, 欧阳华, 周才平. 青藏高原高寒草原碳排放及其迁移过程研究. *生态学报*, 2003, 23(2): 231–236
- [24] 李娜, 王根绪, 高永恒, 等. 模拟增温对长江源区高寒草甸土壤养分状况和生物学特性的影响研究. *土壤学报*, 2010, 47(6): 1214–1224
- [25] Rui Y C, Wang S P, Xu Z H, et al. Warming and grazing affect soil labile carbon and nitrogen pools differently in an alpine meadow of the Qinghai-Tibet Plateau in China. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, 11(6): 903–914
- [26] Andersson S, Nilsson S I. Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(9): 1181–1191
- [27] 衡涛, 吴建国, 谢世友, 等. 高寒草甸土壤碳和氮及微生物生物量碳和氮对温度与降水量变化的响应. *中国农学通报*, 2011, 27(3): 425–430
- [28] Mastepanov M, Sigsgaard C, Dlugokencky E J, et al. Large tundra methane burst during onset of freezing. *Nature*, 2008, 456: 628–630
- [29] Zhao X Q, Zhou X M. Ecological basis of alpine meadow ecosystem management in Tibet: Haibei alpine meadow ecosystem research station. *Ambio*, 1999, 28(8): 642–647
- [30] Wang Y H, Liu H Y, Chung H, et al. Non-growing-season soil respiration is controlled by freezing and thawing processes in the summer monsoon-dominated Tibetan alpine grassland. *Global Biogeochemical Cycles*, 2014, 28(10): 1081–1095
- [31] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2005
- [32] Brookes P C, Landman A, Pruden G, et al. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a repaid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17(6): 837–842
- [33] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(6): 703–707
- [34] Zheng Y, Yang W, Sun X, et al. Methanotrophic community structure and activity under warming and grazing of alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2012, 93(5): 2193–2203
- [35] 陈美玲. 模拟增氮和增雨对贝加尔针茅草甸草原的植被、土壤以及土壤真菌群落的影响[D]. 长春: 东北师范大学, 2013
- [36] Smith P, Fang C, Dawson J J, et al. Impact of global warming on soil organic carbon. *Advances in Agronomy*, 2008, 97(7): 1–43
- [37] Zhang B, Chen S Y, Zhang J F, et al. Depth-related responses of soil microbial communities to experimental warming in an alpine meadow on the Qinghai-Tibet Plateau. *European Journal of Soil Science*, 2015, 66(3): 496–504
- [38] De Vries F T, Manning P, Tallowin J R, et al. Abiotic drivers and plant traits explain landscape-scale patterns in soil microbial communities. *Ecology Letters*, 2012, 15(11): 1230–1239
- [39] Feng X, Simpson A J, Wilson K P, et al. Increased cuticular carbon sequestration and lignin oxidation in response to soil warming. *Nature Geoscience*, 2008, 1(12): 836–839
- [40] Smith P. How long before a change in soil organic carbon can be detected?. *Global Change Biology*, 2004, 10(11): 1878–1883
- [41] Li N, Wang G X, Yang Y, et al. Plant production, and carbon and nitrogen source pools, are strongly intensified by experimental warming in alpine ecosystems in the Qinghai-Tibet Plateau. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(5): 942–953
- [42] Zhang B, Chen S, He X, et al. Responses of soil microbial communities to experimental warming in alpine grasslands on the Qinghai-Tibet Plateau. *PLoS One*, 2014, 9(8): e103859
- [43] Davidson E A, Verchot L V, Catt  nio J H, et al. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia.

- Biogeochemistry, 2000, 48(1): 53–69
- [44] Clark J S, Campbell J H, Grizzle H, et al. Soil microbial community response to drought and precipitation variability in the Chihuahuan Desert. *Microbial Ecology*, 2009, 57(2): 248–260
- [45] Liu W X, Zhang Z H E, Wan S Q. Predominant role of water in regulating soil and microbial respiration and their responses to climate change in a semiarid grassland. *Global Change Biology*, 2009, 15(1): 184–195
- [46] Fu G, Shen Z X, Zhang X Z, et al. Response of soil microbial biomass to short-term experimental warming in alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Applied Soil Ecology*, 2012, 61: 158–160
- [47] Giardina C P, Ryan M G. Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature*, 2000, 404: 858–861
- [48] 黄昌勇. 土壤学. 北京: 中国农业出版社, 2009
- [49] Dexter A. Soil physical quality: Part I. theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, 2004, 120(3/4): 201–214
- [50] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 2005, 124(1/2): 3–22
- [51] Yang H J, Li Y, Wu M Y, et al. Plant community responses to nitrogen addition and increased precipitation: the importance of water availability and species traits. *Global Change Biology*, 2011, 17(9): 2936–2944
- [52] Tan K, Ciais P, Piao S L, et al. Application of the ORCHIDEE global vegetation model to evaluate biomass and soil carbon stocks of Qinghai-Tibetan grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24(1): 425–427
- [53] 王蓓, 孙庚, 罗鹏, 等. 模拟升温 and 放牧对高寒草甸土壤有机碳氮组分和微生物生物量的影响. *生态学报*, 2011, 31(6): 1506–1514
- [54] Yang Y H, Fang J Y, Ji C J, et al. Above and belowground biomass allocation in Tibetan grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 2009, 20(1): 177–184