

不同放牧方式下高寒草甸土壤碳组分的对比研究^①

展鹏飞¹, 刘振亚¹, 郭玉静¹, 田 昆¹, 肖德荣¹, 王 行^{1, 2*}

(1 西南林业大学国家高原湿地研究中心/湿地学院, 昆明 650224; 2 浙江大学环境与资源学院环境科学研究所, 杭州 310058)

摘 要: 高寒草甸具有重要的碳汇功能。在冷湿环境下, 土壤有机质分解缓慢, 碳库积累对区域碳平衡发挥着重要的作用。然而, 高寒草甸土壤退化对人类活动异常敏感, 研究土壤碳库变化对放牧干扰的响应, 可以为深入揭示高寒草甸的退化机理提供科学依据。藏猪放牧是目前存在于我国海拔 3 000 ~ 4 000 m 地区的主要放牧形式之一, 本文以滇西北高原湿地——纳帕海作为研究对象, 对比分析了纳帕海高寒草甸上的牛羊与猪拱放牧对土壤碳库特征的差异化影响。研究表明, 猪拱放牧较牛羊放牧降低了土壤总有机碳以及活性有机碳(高活性碳、中活性碳以及低活性碳)的含量。与其他碳库相比, 中活性碳库对猪拱放牧的响应最为敏感, 可以作为重要的干扰指示因子。猪拱放牧影响下, 土壤微生物生物量碳含量小于牛羊践踏下的土壤微生物生物量碳含量。随着土层深度的增加, 土壤碳库储量呈下降趋势, 对放牧干扰的响应也逐渐减弱, 表层土壤(0 ~ 10 cm)受放牧干扰的影响最大。在不同研究区域上, 由于土壤理化性质的差异, 与沼泽化草甸相比, 陆生草甸对猪拱放牧的响应较大。冗余分析(RDA)进一步表明, 土壤碳库与土壤含水率、容重与孔隙度等理化因子的变化密切相关。综上, 土壤碳库改变与放牧方式、放牧区域以及土壤剖面深度有关, 猪拱放牧导致土壤表层裸露并引起土壤结构发生变化, 进而导致土壤有机碳含量显著下降。其生态破坏程度较牛羊放牧更为严重。

关键词: 滇西北; 纳帕海湿地; 高寒草甸; 碳库分级; 微生物生物量碳

中图分类号: S153.6 **文献标识码:** A

湿地是最具生产力的生态系统之一, 水文的依赖性决定其生态脆弱性^[1]。近年来随着人类活动的加剧, 世界范围内的湿地发生了不同程度的退化或消失, 过度放牧加速湿地湖泊和沼泽向沼泽化草甸、陆生草甸演替, 湿地退化已成为全球性问题^[2]。土壤有机碳作为关键的生源要素, 不仅是湿地生态系统中极为重要的生态因子, 也是全球气候变化的指示物, 对区域碳循环和温室气体的平衡起着重要作用^[3]。土壤活性碳虽然仅占土壤总有机碳含量的一小部分, 但是对人类活动的响应却十分敏感, 能够真实反映土壤在不同状态下的变化, 并在植物养分驱动的元素循环过程中扮演重要角色^[4]。与土壤总碳相比, 土壤活性碳和微生物生物量碳在数量和分配上的变化是指示陆地生态系统土壤有机质存储和动态变化的决定因素。

研究发现, 高寒草甸土壤中营养物质的积累和转化直接影响湿地生态系统的碳汇功能, 而放牧干扰强度

影响土壤理化性质和营养物质的积累, 离牧民定居点越近, 高寒草甸所承受的放牧践踏和啃食越严重, 土壤紧实度增加, 有机质流失严重^[5]。不同放牧方式与放牧强度对土壤理化性质及其相互关系具有不同的生态作用, 导致土壤碳库对放牧的响应具有差异性^[6]。在高原典型湿地中, 土壤碳空间分布格局的差异性集中反映出不同放牧方式下土壤表层养分的转化与流失^[7]。其中, 牛羊践踏型放牧在高寒草甸较为普遍, 常表现为植物地上部分被牛羊践踏和采食, 从而破坏地上部分的植物群落结构。藏猪翻拱扰动型放牧是目前仅存于我国海拔 3 000 ~ 4 000 m 地区的放牧方式, 主要表现为散养型藏猪在寻觅食物的过程中对土壤进行剧烈翻拱, 一方面破坏地表植物造成亚表层土壤裸露, 另一方面破坏地下草根层造成土壤结构发生改变, 土壤有机质矿化、养分流失, 从而使湿地生态系统功能退化, 严重影响生态系统的碳“汇”功能。然而, 有关不同放牧方式下, 尤其是牛羊

基金项目: 国家自然科学基金项目(31500409, 31370497), 云南省应用基础研究计划项目(2015FD026)和云南省高原湿地科学省创新团队项目(2012HC007)资助。

* 通讯作者(hwang17@163.com)

作者简介: 展鹏飞(1992—), 男, 河南驻马店人, 硕士研究生, 主要从事高原湿地与高寒草甸土壤碳循环研究。E-mail: zhanpengfei1@163.com

践踏与藏猪翻拱对土壤碳库和碳存储量是否造成影响?不同研究区域所表现出来的影响是否不同?目前尚缺乏系统性研究。

滇西北高原是藏民的聚集地,当地对高寒草甸的利用途径主要是放牧,放牧强度以及放牧方式的不同对土壤碳“汇”功能和养分循环产生显著影响^[8]。研究滇西北高原地区的高寒草甸对深入理解土壤碳循环过程及其对人为干扰的响应十分必要,对维持区域生态系统的多样性也具有重要的现实意义^[9]。通过开展高寒草甸土壤碳库研究,分析不同放牧方式对土壤有机碳库和微生物生物量碳的影响,以期高寒草甸的科学管理、维持区域生物多样性以及对高原湿地生态系统的可持续发展提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

纳帕海位于迪庆藏族自治州香格里拉县境内的大中甸盆地内,距县城 8 km,海拔 3 266 m,其地理位置为 99°37′~99°43′E、27°49′~27°55′N^[10]。区域气候属寒温带高原季风气候区,由于地理位置偏北且海拔较高,冬季受青藏高原冷空气的影响,年均温仅为 5.4℃,水量补给主要靠降雨。湿地区域年降水量为 619.9 mm,干湿季分明,6—10 月为湿季,11 月至次年 5 月份为干季。

纳帕海区域生境寒冷,植物凋落物分解缓慢,有机质在土壤中大量积累,土壤剖面下层发生潜育化和泥炭化过程,形成典型的沼泽湿地类型^[11]。土壤 pH 较高,有机质平均含量为 85.30 g/kg,属于较肥沃的土壤。环境复杂性导致高寒草甸区域生境的多样性,纳帕海地区根据水文条件差异主要分为沼泽化草甸和陆生草甸^[12]。

1.2 样地设置与采样

选择纳帕海境内 3 处放牧干扰较为典型的区域,包括布伦、哈木谷和伊拉。其中,布伦属于沼泽化草甸,土壤类型为泥炭土,季节性淹水。哈木谷和伊拉属于陆生草甸,土壤类型为草甸土,常年无淹水。布伦区域的土壤母质为高度发育的泥炭层,哈木谷和伊拉区域的土壤母质为河流冲积物,草根层直接发育在潜育层上,潜育层常年积水,土体下部常呈浅绿色^[13]。前期调查发现,在植物生长盛期的每个区域内,牛羊践踏影响下的布伦地上生物量为 111.35 g/m²,哈木谷地上生物量为 311.27 g/m²,伊拉地上生物量为 298.88 g/m²。藏猪拱地取食植物根茎,影响植物的更新能力,导致生物量积累减少,3 个区域的地上生物

量较牛羊践踏型放牧分别降低了 18.8%、96.1%、92.2%。整个土层的扰动,使湿地生态系统正常的植被演替过程遭到破坏,严重影响湿地功能的发挥。依据姚茜等^[14]的研究结果,于 2015 年 8 月植物生长盛期在每个区域内调查藏猪扰动较为明显、扰动深度较深的猪拱景观斑块(平均扰动次数为 2~3 次),随机设置 0.5 m×0.5 m 的样方,共设置 6 个样方,每个样方之间间隔 3~4 m。在猪拱斑块内设置样方的同时,选取临近位置分别设置对照样方(牛羊践踏区域)。取样剖面深度为 0~20 cm 土层,利用环刀法采集 0~10 cm 表层以及 10~20 cm 亚表层完整土壤样品后,带回实验室分别进行分析。

1.3 样品处理与实验室分析

将采回的土样一分为二,一份进行风干处理,另一份放入冰箱保存。风干样品放入研钵中研磨后过 1 mm 筛孔。风干过筛的土壤通过重铬酸钾容量法测定土壤有机碳。

新鲜样品直接进行土壤活性碳库以及微生物生物量碳的测量。土壤活性碳库利用 KMnO₄ 氧化法测定。根据 KMnO₄ 氧化剂的浓度(33, 167, 333 mmol/L)将活性有机碳分为 3 个组分,其中,能够被 33 mmol/L KMnO₄ 氧化的为高活性有机碳,能够被 167 mmol/L KMnO₄ 氧化而不能被 33 mmol/L KMnO₄ 氧化的为中活性有机碳,能够被 333 mmol/L KMnO₄ 氧化而不能被 167 mmol/L KMnO₄ 氧化的为低活性有机碳。参照《土壤微生物研究法》,土壤微生物生物量碳利用氯仿熏蒸法进行测定^[15]。

在测定土壤碳库的同时,参考《土壤农化分析》,采用环刀法一次性连续测量土壤容重、总孔隙度、土壤含水率、pH 等基本土壤理化指标^[16]。

1.4 数据处理与统计分析

采用 Excel 2007 对数据进行录入与整理,然后用 SPSS 16 统计软件对数据进行统计分析。首先建立双因素方差模型(two-way ANOVA),对比分析猪拱与牛羊放牧干扰条件下的土壤总有机碳、土壤活性碳库(高、中、低、总活性碳)以及微生物生物量碳等指标在 $P=0.05$ 水平上的差异性。在双因素方差分析的基础上,进一步通过事后比较(Post Hoc Tests)分析每个采样点内部各相关指标的统计学差异。在进行 ANOVA 以及 Post Hoc Tests 之前,对数据进行 one sample Shapiro-Wilk 正态性检验。对不符合正态分布的数据进行基于 $\log_{10}$ 的对数转换,使其数据满足正态性要求。运用 Canoco 4.5 生态学多元统计分析模型分析样本的空间差异特征,通过冗余分析(RDA),探

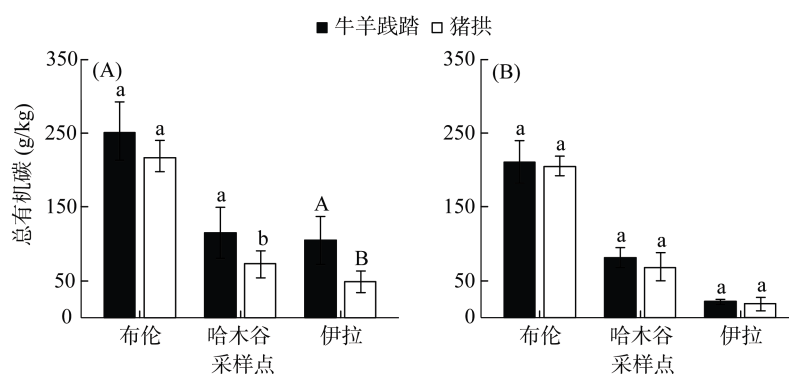
讨土壤基本理化指标(土壤容重、总孔隙度、土壤含水率、pH等)与土壤碳库指标的相关性。

2 结果与分析

2.1 土壤总有机碳含量与土壤碳存储量

由图1可知,3个采样点之间的土壤总有机碳含量存在差异,布伦区域的土壤总有机碳含量最大,并呈现出布伦>哈木谷>伊拉的趋势。同时,与牛羊践踏下的土壤相比,猪拱干扰下的土壤总有机碳含量较低。在哈木谷和伊拉0~10 cm的表层土壤中(图1A),猪拱干扰下的土壤总有机碳含量较牛羊践踏下的土壤总有机碳含量分别显著下降了36.9%($P=0.025$)和

52.6% ($P=0.003$)。两种放牧方式下,布伦区域的土壤总有机碳差异不显著($P=0.094$)。在10~20 cm的亚表层土壤中,3个区域的土壤总有机碳含量在牛羊践踏和猪拱两种放牧方式下的差别均不显著($P>0.05$,图1B)。由图2可知,土壤中的碳存储量在不同区域存在差异。在0~10 cm土壤层次中(图2A),伊拉区域猪拱干扰下的碳存储量与牛羊践踏相比显著降低了34.3%($P<0.05$),哈木谷区域表现为差异边缘显著(marginally significant, $P=0.073$),而布伦区域差异不显著($P=0.203$)。在10~20 cm亚表层土壤中(图2B),3个采样地点在不同放牧条件下,土壤碳存储量的差异均不显著($P>0.05$)。



(A. 0~10 cm 表层; B. 10~20 cm 亚表层; 图中小写字母和大写字母不同分别表示同一采样点不同放牧方式间差异达到 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 显著水平,下同)

图1 牛羊践踏与猪拱放牧方式下的土壤总有机碳含量

Fig. 1 Total organic carbon contents in soils under yak trampling and pig uprooting

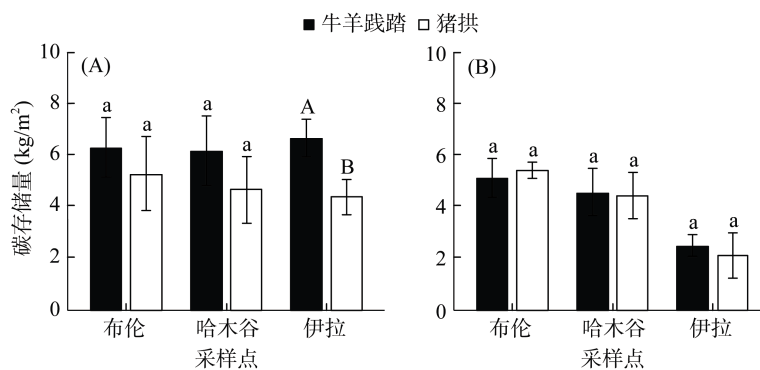


图2 牛羊践踏与猪拱放牧方式下的土壤碳存储量

Fig. 2 Carbon storages in soils under yak trampling and pig uprooting

2.2 基于 KMnO_4 化学提取的土壤碳库分级

由图3可知,同土壤总有机碳整体变化趋势一致,土壤高活性有机碳含量在不同区域存在差异,布伦高活性碳含量最高,并呈现出布伦>哈木谷>伊拉的变化趋势。对比不同放牧方式,哈木谷0~10 cm土壤中的高活性有机碳差异显著($P=0.017$),猪拱干扰下的土壤高活性有机碳含量较牛羊践踏下降了33.3%。在10~20 cm土层中,高活性有机碳库在牛

羊和猪拱放牧之间的差异均不显著($P>0.05$,图3A)。

与牛羊践踏干扰相比,猪拱干扰下的土壤中活性有机碳含量下降明显(图3B)。其中,在0~10 cm土层中,布伦、伊拉、哈木谷区域分别显著下降了61.0%($P=0.006$)、34.2%($P=0.032$)和25.1%($P<0.001$)。在10~20 cm土层中,受猪拱干扰后仅布伦区域土壤中活性有机碳下降显著(63.2%, $P=0.022$)。在相同的采样点和土层条件下,与其他活性碳库相比,中活性

有机碳的整体变化最为显著。

低活性有机碳含量在伊拉 0~10 cm 表层土壤中最高(图 3C), 这与其他碳库含量的规律相反, 且哈木谷区域的低活性有机碳含量在不同放牧方式下具有显著性差异($P=0.020$), 猪拱干扰下土壤低活性有机碳含量较牛羊践踏干扰下降了 40.4%, 而其他区域差异不显著($P>0.05$)。在 10~20 cm 土层中, 布伦、

哈木谷、伊拉 3 个区域的土壤低活性有机碳在不同的放牧方式下的变化均不显著($P>0.05$)。

土壤总活性碳库是高、中、低有机碳含量的总和。与高活性碳库、低活性碳库的变化规律一致, 仅在哈木谷 0~10 cm 的表层土壤中发现藏猪翻拱较牛羊践踏干扰下的总活性有机碳含量显著下降($P=0.005$), 其他区域和 10~20 cm 亚表层土壤中的差异不显著(图 3D)。

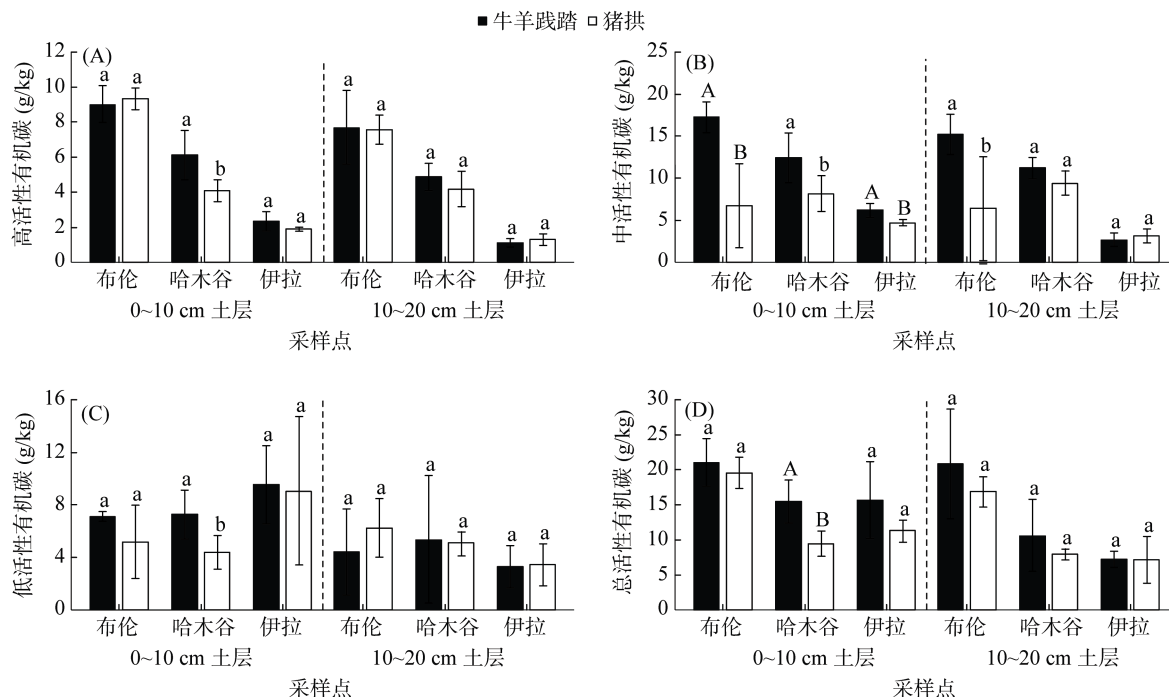


图 3 牛羊践踏与猪拱放牧方式下的土壤活性碳(A. 高活性碳, B. 中活性碳, C. 低活性碳, D. 总活性碳)的含量
Fig. 3 Labile organic carbon contents(A. highly labile organic carbon, B. medium labile organic carbon, C. low labile organic carbon, D. total labile organic carbon) under soils under yak trampling and pig uprooting

2.3 土壤微生物生物量碳

由图 4 可以看出, 土壤微生物生物量碳含量在不同区域存在差异。牛羊践踏与猪拱干扰对土壤微生物生物量碳含量的影响因采样点的不同而不同。在伊拉区域 0~10 cm 的表层土层中(图 4A), 猪拱干扰下的

土壤微生物生物量碳较牛羊践踏区域显著($P=0.002$)降低了 86.5%, 而在 10~20 cm 的亚表层土层中(图 4B)显著($P=0.010$)降低了 86.1%。在哈木谷 0~10 cm 土层中, 土壤微生物生物量碳的差异边缘显著($P=0.054$)。

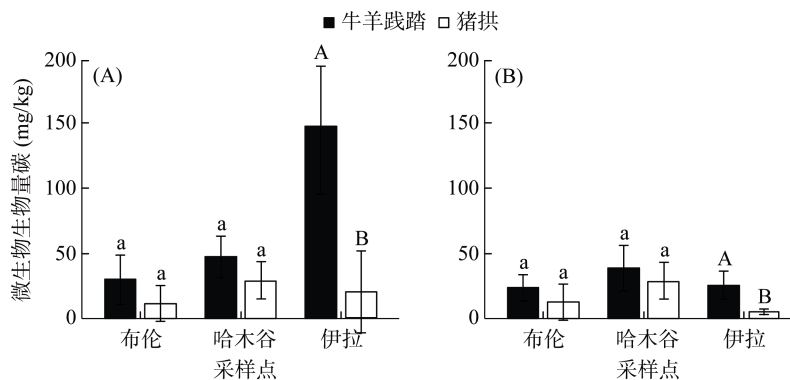


图 4 牛羊践踏与猪拱放牧方式下的土壤微生物生物量碳含量
Fig. 4 Microbial biomass carbon contents under yak trampling and pig uprooting

2.4 土壤碳组分与土壤微生物生物量碳的相关性分析

由表 1 可知，不同放牧方式对土壤活性有机碳，总活性有机碳和微生物生物量碳产生显著影响($P<0.05$)，而不同采样点对土壤高活性碳、中活性碳、总活性碳和微生物生物量碳产生显著影响($P<0.05$)。不同土壤层次对中活性碳未产生显著的影响($P>0.05$)，

而对土壤其他碳库(高活性碳、低活性碳、总活性碳、微生物生物量碳)产生显著影响($P<0.05$)。不同土壤层次、采样点与放牧方式存在明显的交互作用，其中，微生物生物量碳含量受不同放牧方式的影响，其影响程度与土壤层次和采样点均有关。而土壤高活性有机碳和中活性有机碳含量主要受放牧方式和采样点的交互作用影响，其他有机碳库指标的交互作用不明显。

表 1 土壤活性碳组分与土壤微生物生物量碳的多因素方差分析
Table 1 ANOVA analyses for components of soil labile carbon and soil microbial biomass carbon

因素	高活性碳(g/kg)		中活性碳(g/kg)		低活性碳(g/kg)		总活性碳(g/kg)		微生物生物量碳(mg/kg)	
	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
放牧方式	6.26	0.015	60.7	<0.001	1.69	0.198	17.6	<0.001	51.0	<0.001
采样点	421	<0.001	58.2	<0.001	0.900	0.412	65.3	<0.001	15.4	<0.001
土壤层	25.6	<0.001	5.12	0.027	16.4	<0.001	23.1	<0.001	49.4	<0.001
放牧方式×采样点	5.64	0.006	25.1	<0.001	0.331	0.562	0.745	0.479	23.7	<0.001
放牧方式×土壤层	1.85	0.178	2.53	0.117	2.53	4.221	1.37	0.246	18.5	<0.001

由表 2 可知，不同放牧方式下的土壤碳库和微生物生物量碳的两两相关性差异较为明显。土壤中的高活性有机碳和中活性有机碳在牛羊践踏放牧干扰下呈极显著的正相关性($P<0.01$)，而在猪拱放牧干扰下无显著相关性($P>0.05$)。土壤高活性碳和土壤微生物生物量碳在牛羊践踏干扰下呈显著的负相关($P<0.05$)，而在猪拱放牧干扰下无显著

相关性($P>0.05$)，这表明猪拱放牧对不同土壤碳库的影响具有差异性，导致碳库之间相互转化，使原有的碳库平衡遭到破坏。在相关性(正负相关)的变化趋势上，牛羊践踏型放牧下的土壤中活性有机碳与低活性有机碳表现为正相关性，与微生物生物量碳为负相关性，而在猪拱放牧方式下的相关性完全相反。

表 2 土壤的碳库分级与微生物生物量碳的相关性分析
Table 2 Soil carbon fractionation and correlation analyses of microbial biomass carbon

放牧方式	碳活性	高活性碳	中活性碳	低活性碳	总活性碳	微生物生物量碳
牛羊践踏	高活性碳	1				
	中活性碳	0.878**	1			
	低活性碳	0.027	0.093	1		
	总活性碳	0.536**	0.700**	0.495**	1	
	微生物生物量碳	-0.418*	-0.318	0.508**	0.126	1
猪拱	高活性碳	1				
	中活性碳	0.189	1			
	低活性碳	-0.109	-0.227	1		
	总活性碳	0.838**	0.047	0.209	1	
	微生物生物量碳	0.136	0.174	0.097	0.071	1

注：*表示相关性达到 $P<0.05$ 显著水平；**表示相关性达到 $P<0.01$ 显著水平。

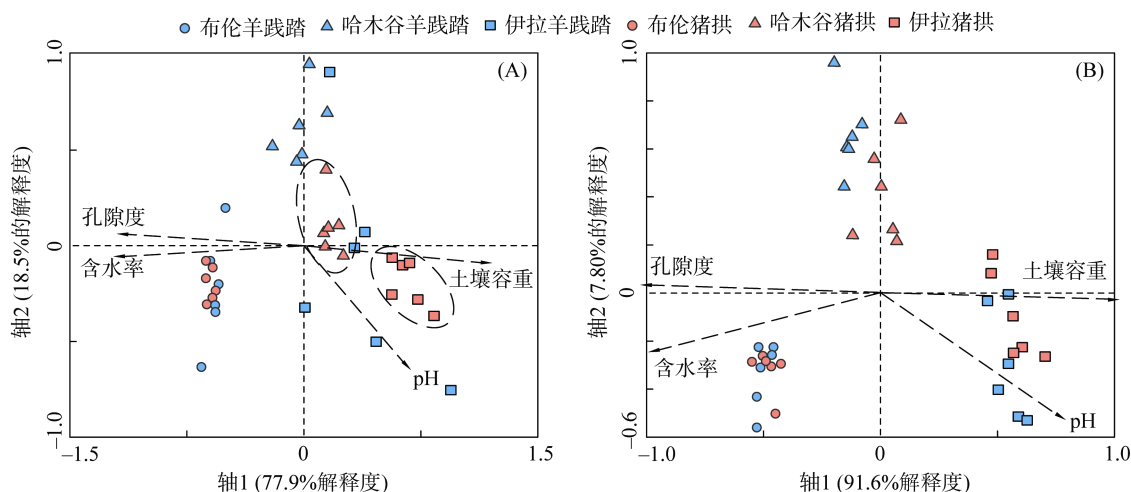
2.5 土壤碳库与环境因子的相关性分析

土壤碳库与土壤理化指标的 RDA 排序统计结果反映了不同性质的土壤活性碳对土壤条件的相似适应性以及土壤活性碳在土壤理化因子梯度上的分布格局。如图 5 所示，箭头代表土壤理化指标，不同图形代表不同样品。由 RDA 排序结果可以看出，无论

是 0 ~ 10 cm 表层土还是 10 ~ 20 cm 亚表层土的轴 1 的解釋度(77.9% ,91.6%)均高于轴 2 的解釋度(18.5% , 7.8%)。样品的分布格局主要按地点来分，即哈木谷主要分布在第一、二象限，且大多在 x 轴正上方；布伦主要位于第三象限；伊拉主要分布于第四象限。在两种放牧方式下，0 ~ 10 cm 土层的区分度较 10 ~ 20

cm 土层高,主要表现在 10~20 cm 土层中牛羊践踏型和猪拱型放牧聚集在一起,区分度不高(图 5B),

而 0~10 cm 土层中布伦和伊拉在两种放牧方式之间显著区分(图 5A)。



(土壤碳库包括土壤总有机碳、高活性有机碳、中活性有机碳、低活性有机碳、总活性有机碳、微生物生物量碳;
环境因子包括土壤 pH、容重、孔隙度与含水率)

图 5 土壤碳库与环境因子的 RDA 分析

Fig. 5 RDA analyses between soil organic carbon pools and environmental factors

从排序结果上看,土壤容重和 pH 与第一轴呈正相关,土壤孔隙度与含水率与第一轴呈负相关。与 pH 指标相比,土壤容重、孔隙度和含水率是影响土壤碳库较为重要的环境因子。从样品分布特征与环境指标的关系来看,布伦区域碳库含量较高,相应的孔隙度和含水率也较高,表明孔隙度和持水率与碳库呈正相关性。相反,土壤容重越高,土壤有机质含量越低。伊拉区域作为陆生草甸的代表区域,土壤碳库最低,相对应的土壤容重和 pH 均较高,并与孔隙度和含水率呈负相关。

3 讨论

3.1 不同放牧方式对土壤碳组分与碳存储量的影响

土壤有机碳是陆地生物圈生物地球化学循环的主要参与者,是指示土壤健康以及影响土壤理化性质的关键因子^[17]。本文选取纳帕海湿地中的沼泽化草甸(布伦)与陆生草甸(哈木谷和伊拉)作为研究对象,对比分析了土壤碳库对不同放牧方式(牛羊践踏型放牧与藏猪翻拱型放牧)的响应。研究发现,藏猪翻拱放牧下土壤高、中、低活性碳的含量及碳存储量较牛羊放牧显著下降。根据当地林业部门的统计资料,纳帕海区域藏猪放牧处于过载状态,藏猪取食植物叶片和根系,减少了有机质的归还量,从而对碳库积累造成影响^[18]。土壤输入量减少的同时,藏猪对土层的翻拱导致土壤草根层破坏,土壤出现板结、开裂,原有的结构特征发生变化,加速了土壤有机物质的矿化

分解,进而导致土壤总有机碳含量的降低^[19]。高寒草甸中土壤碳库的周转以及碳素的“源”、“汇”过程对全球气候变化具有重要的反馈作用,放牧导致土壤碳库水平显著下降,尤其是土壤活性碳库对放牧的响应最为敏感^[20]。

土壤总有机碳含量是土壤、气候、植被覆盖和人为干扰等多种因素综合作用下的有机碳输入与输出的动态平衡的结果^[21]。猪拱干扰下的放牧导致土壤通气性变强,土壤风化较为严重,土壤活性碳大量分解。田应兵等^[22]的研究也发现高原湿地生态系统中的植物残根是土壤有机质形成的主要来源,土壤总有机碳通过植物残体分解后输入,然后通过土壤呼吸、土壤淋溶等过程输出,土壤通透性增强使土壤呼吸作用增强,裸露土壤表层使土壤变得更易淋溶。莫剑锋等^[23]的研究指出湿地土壤的有机质在垂直方向上存在差异,本研究发现两种放牧方式下纳帕海湿地土壤表层(0~10 cm)中的土壤活性有机碳含量比亚表层(10~20 cm)高,有机质垂直差异明显,这可能是由于土壤表层的植物根部较发达,积累了较多的有机质和养分在土壤表层,从而导致有机质在不同的土层中出现差异。

活性有机碳具有一定的溶解性,在土壤中具有迁移速度快、不稳定与易分解的特点,在土壤中容易被微生物矿化分解,从而不同程度上反映了土壤总有机碳的有效性,对土壤总有机碳和土壤质量具有重要的指示作用^[24-25]。此次研究发现 3 个采样点的中活性有

机碳变化最为敏感,可以作为土壤碳库的指示因子。土壤高活性有机碳含量低、周转速度最快,在 KMnO_4 化学提取过程中稳定性差,导致其指示性不强;另外,土壤低活性周转速率慢,对放牧的响应亦不敏感,因此其指示性也较弱。近年来研究发现,闽江口天然芦苇湿地土壤中的有机碳含量大于草地,而在本研究中布伦区域(沼泽化草甸)的土壤总有机碳含量和中活性有机碳含量均高于哈木谷及伊拉区域(陆生草甸),即潮湿厌氧的湿地环境更利于有机碳的积累,土壤水分是影响土壤有机质含量的关键因素^[26]。随着放牧方式和强度的不同,土壤空隙空间分布格局发生改变,渗透阻力加大,土壤持水和保水能力下降^[27]。在布伦区域,土壤含水率较高,土壤风化作用较弱,微生物在厌氧条件下对土壤总有机碳的分解作用也较弱,这可能是导致布伦区域在藏猪放牧影响下有机碳库下降不显著的重要原因。

3.2 不同放牧方式下的土壤微生物驱动碳库变化

土壤微生物生物量碳的积累主要来源于土壤有机碳,是土壤中的敏感指标^[28]。土壤总有机碳的分解、变化在很大程度上影响着土壤微生物生物量碳的变化^[29]。土壤微生物生物量碳直接参与土壤碳循环,作为土壤物质代谢的强度指标,土壤微生物数量的分布,不仅可以敏感地反映土壤环境质量变化,而且是土壤生物活性的具体体现,对驱动土壤碳库的变化意义深远^[30]。通过对两种放牧方式下不同采样点0~20 cm土层中土壤微生物生物量碳的测定发现,猪拱放牧干扰下的土壤微生物生物量碳小于牛羊践踏过的土壤微生物生物量碳,并且在伊拉区域的0~10 cm土层中土壤微生物生物量碳猪拱对微生物生物量碳影响更为显著,不同区域土壤微生物生物量碳随着土层的深度加深而减少。

根据前人研究结果,土壤微生物生物量碳仅占土壤有机碳含量的0.5%~5%^[31]。此次研究发现土壤微生物生物量碳含量占土壤总有机碳的值远远小于这个区间,造成此现象的出现可能与该区域位于高原缺氧环境,气候条件恶劣、温度较低等因素有关。在土壤微生物生物量碳研究方面,杨桂生等^[32]也认为,沼泽湿地中土壤微生物生物量碳含量较小。土壤总有机碳和土壤微生物生物量碳含量能够较好地反映湿地土壤环境的演变和退化,这可能与3个采样点的地上、地下生物量有关,植被的生长和凋落物的分解对微生物生物量碳产生影响关系。刘晓辉等^[33]的研究表明,滇西北高原纳帕海湿地由于地理区位特殊,农牧业交错发展,加上生态旅游的影响,季节性淹水使

有机碳大量在土壤中积累,为微生物提供了大量营养物质,从而促进了土壤微生物生物量碳的发育^[34]。纳帕海土壤微生物生物量碳含量受土壤水分的限制,随着天然沼泽向沼泽化草甸、草甸演替,土壤的通透性发生改变,土壤微生物生物量碳含量减少,进而影响土壤总有机碳储量,这也表明湿地演替能削弱其碳汇功能^[35]。胡金明等^[36]表明天然沼泽、沼泽化草甸和草甸的平均微生物生物量碳含量在各土层差异明显,且沼泽化草甸含量最高,天然沼泽次之,草甸最低。这与本次研究中发现伊拉区域(陆化草甸)微生物生物量碳含量最高的结果有所出入,其结果有待进一步研究。

4 结论

本文对比了两种放牧方式下高寒草甸土壤碳库的差异性,并通过冗余分析(RDA)探讨了土壤碳库与土壤理化因子的相关性。研究发现,猪拱干扰下的土壤活性碳较牛羊干扰明显降低。其中,中活性有机碳的变化最为敏感,可以作为指示土壤碳库受干扰程度大小的关键指标。同时,不同土壤层次的微生物生物量碳具有显著差异,且采样点和土壤层次的交互作用对土壤碳库影响较为显著。由此可知,放牧导致了该区域土壤总有机碳的损失,尤其是猪拱放牧加速了土壤碳库的分解,从而降低了湿地生态系统的碳“汇”功能。因此,需要加强湿地保护,维护湿地生物多样性。通过对放牧实施分类管理,可以协调好猪拱放牧的空间和时间分布格局,进而加强湿地碳汇功能,维护区域生态平衡。

参考文献:

- [1] 唐明艳, 杨永兴. 不同人为干扰下纳帕海湖滨湿地植被及土壤退化特征[J]. 生态学报, 2013, 33(20): 6681-6693
- [2] 李珂, 杨永兴, 杨杨, 等. 放牧胁迫下若尔盖高原沼泽退化特征及其影响因子[J]. 生态学报, 2011, 31(20): 5956-5969
- [3] 李娜, 王根绪, 高永恒, 等. 青藏高原生态系统土壤有机碳研究进展[J]. 土壤, 2009, 41(4): 512-519
- [4] 张昆, 田昆, 莫剑锋, 等. 水文周期对纳帕海高原湿地草甸土壤碳素的影响[J]. 湖泊科学, 2007, 19(6): 705-709
- [5] 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[J]. 草业学报, 2005, 14(3): 31-40
- [6] 徐翠, 张林波, 杜加强, 等. 三江源区高寒草甸退化对土壤水源涵养功能的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(8): 2388-2399
- [7] 范桥发, 肖德荣, 田昆, 等. 不同放牧对滇西北高原典型湿地土壤碳、氮空间分布的差异影响[J]. 土壤通报, 2014, 45(5): 1151-1156

- [8] 王合云, 董智, 郭建英, 等. 不同放牧强度下短花针茅荒漠草原植被—土壤系统有机碳组分储量特征[J]. 生态学报, 2016, 36(15): 4617–4625
- [9] 杨晓霞, 任飞, 周华坤, 等. 青藏高原高寒草甸植物群落生物量对氮、磷添加的响应[J]. 植物生态学报, 2014, 38(2): 159–166
- [10] 肖德荣, 田昆, 杨宇明, 等. 高原退化湿地纳帕海植物多样性格局特征及其驱动力[J]. 生态环境, 2007, 16(2): 523–529
- [11] 肖德荣, 田昆, 张利权. 滇西北高原纳帕海湿地植物多样性与土壤肥力的关系[J]. 生态学报, 2008, 28(7): 3116–3124
- [12] 白军红, 欧阳华, 徐惠风, 等. 青藏高原湿地研究进展[J]. 地理科学进展, 2004, 23(4): 1–9
- [13] 卢慧, 丛静, 刘晓, 等. 三江源区高寒草甸植物多样性的海拔分布格局[J]. 草业学报, 2015, 24(7): 197–204
- [14] 姚茜, 田昆, 肖德荣, 等. 纳帕海湿地植物多样性及土壤有机质对猪拱干扰的响应[J]. 生态学杂志, 2015, 34(5): 1218–1222
- [15] 林启美, 吴玉光, 刘焕龙. 熏蒸法测定土壤微生物量碳的改进[J]. 生态学杂志, 1999, 18(2): 64–67
- [16] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000
- [17] 蒲宁宁. 放牧强度对昭苏草甸草原土壤有机碳组分及其碳、氮特征的影响[D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2013
- [18] 李宁云, 袁华, 田昆, 等. 滇西北纳帕海湿地景观格局变化及其对土壤碳库的影响[J]. 生态学报, 2011, 31(24): 7388–7396
- [19] 李春莉. 放牧对短花针茅草原及糙羊茅草原植被和土壤影响的研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2008
- [20] 万忠梅, 郭岳, 郭跃东. 土地利用对湿地土壤活性有机碳的影响研究进展[J]. 生态环境学报, 2011, 20(3): 567–570
- [21] 房飞, 唐海萍, 李滨勇. 不同土地利用方式对土壤有机碳及其组分影响研究[J]. 生态环境学报, 2013, 22(11): 1774–1779
- [22] 田应兵. 若尔盖高原湿地生态系统的恢复与土壤碳、氮变化的研究[D]. 重庆: 西南农业大学, 2003
- [23] 莫剑锋, 田昆, 陆梅, 等. 纳帕海退化湿地土壤有机质空间变异研究[J]. 西南林学院学报, 2004, 24(3): 25–28
- [24] 陈浩. 秸秆还田条件下土壤活性有机碳、氮与作物生长间关系动态研究[D]. 太原: 山西大学, 2011
- [25] 马和平, 郭其强, 刘合满, 等. 西藏色季拉山西坡不同海拔梯度表层土壤碳氮变化特性的研究[J]. 林业科学研究, 2013, 26(2): 240–246
- [26] 钟春棋, 曾从盛, 仝川. 不同土地利用方式对闽江口湿地土壤活性有机碳的影响[J]. 亚热带资源与环境学报, 2010, 5(4): 64–70
- [27] 陈广磊, 田昆, 王行, 等. 高原湿地纳帕海土壤持水力对不同放牧的响应[J]. 水土保持学报, 2016, 30(4): 123–129
- [28] 安静, 邓波, 韩建国, 等. 土壤有机碳稳定性影响因子的研究进展//农区草业论坛论文集[C]. 2008
- [29] 杨继松, 刘景双. 小叶章湿地土壤微生物生物量碳和可溶性有机碳的分布特征[J]. 生态学杂志, 2009, 28(8): 1544–1549
- [30] 王铭, 刘子刚, 马学慧, 等. 中国泥炭地有机碳储量分区[J]. 湿地科学, 2012, 10(2): 156–163
- [31] 李世卿, 王先之, 郭正刚, 等. 短期放牧对青藏高原东北边缘高寒草甸土壤及微生物碳氮含量的影响[J]. 中国草地学报, 2013, 35(1): 55–60
- [32] 杨桂生, 宋长春, 王丽, 等. 水位梯度对小叶章湿地土壤微生物活性的影响[J]. 环境科学, 2010, 31(2): 444–449
- [33] 刘晓辉, 吕宪国. 三江平原湿地生态系统固碳功能及其价值评估[J]. 湿地科学, 2008, 6(2): 212–217
- [34] 张成霞, 南志标. 土壤微生物生物量的研究进展[J]. 草业科学, 2010, 27(6): 50–57
- [35] 田昆, 陆梅, 常凤来, 等. 云南纳帕海岩溶湿地生态环境变化及驱动机制[J]. 湖泊科学, 2004, 16(1): 35–42
- [36] 胡金明, 董云霞, 袁寒, 等. 纳帕海湿地不同退化状态下土壤有机碳素的分异特征[J]. 地理研究, 2012, 31(1): 53–62

Study on Soil Carbon Fractions in Alpine Meadow Under Different Herding Patterns

ZHAN Pengfei¹, LIU Zhenya¹, GUO Yujing¹, TIAN Kun¹, XIAO Derong¹, WANG Hang^{1, 2*}

(1 National Plateau Wetlands Research Center/College of Wetlands, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China;

2 Institute for Environment Science, College of Environment & Resource Science, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China)

Abstract: Alpine meadow is important for carbon (C) sequestration. Under cold and humid circumstances, the decomposition of soil organic matter is relatively slow, and thus soil C accumulation plays crucial roles in maintaining regional C balance. However, soil degradation of alpine meadow is extremely sensitive to anthropogenic activities. The study on the response of soil C pools to herding can provide scientific basis for deepening the mechanism of alpine meadow degradation. Pig uprooting is one of the major herding forms at the altitude of 3 000-4 000 m in China. In this work, the northwestern plateau wetland (Napahai) was selected as the study area, and the differences in soil C pools between yak tramping and pig uprooting on alpine meadows in Napahai was analyzed. The results showed that the pig uprooting reduced the total organic C and labile organic C (highly labile organic C, medium labile organic C, and low labile organic C) when compared to the yak tramping. The medium labile organic C is the most sensitive to pig uprooting among all studied C pools, and thus can be used as an important ecological indicator for soil disturbance. The soil microbial biomass C under pig uprooting was lower than that under yak tramping. Along with increasing soil depth, soil C storage decreased, and its response to herding disturbance also decreased. While, topsoil (0-10 cm) was the most affected by herding. In different study areas, due to the distinct soil physical and chemical properties, soils in terrestrial meadows showed a greater response to pig uprooting when compare to swamp meadows. Redundancy analysis (RDA) further indicated that soil C pools was closely related to soil water content, bulk density, porosity and so on. Overall, the changes in soil C pools were associated with herding patterns, regions, and soil depths. Pig uprooting led to soil bareness and structural changes, which resulted in a significant decrease in soil organic C, thus may lead more severe damages to ecosystems when compared to yak tramping.

Key words: Northwestern Yunnan; Napahai wetland; Alpine meadow; Carbon fractionation; Microbial biomass carbon