

高寒草甸土地退化及其恢复重建对土壤碳氮含量的影响

王文颖^{1,3}, 王启基², 王刚³

1. 青海师范大学青藏高原环境与资源教育部重点实验室, 青海 西宁 810008; 2. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810001;
3. 兰州大学生命科学学院, 甘肃 兰州 730000

摘要: 针对我国青藏高原草地大面积退化及由此引发的一系列生态环境问题, 从土壤生态功能恢复和区域可持续发展的角度出发, 将原生高寒高草甸封育系统作为对照, 研究了土地退化对土壤碳氮含量的影响, 检验了不同人工重建措施 (3个人工种植处理: 混播、松耙单播、翻耕单播和1个自然恢复处理) 对土壤碳含量的相对影响程度。研究结果如下: 原生植被封育处理每平方米土壤平均碳、氮含量分别为 7.47 kg 和 0.647 kg, 而重度退化地碳、氮含量分别为 3.67 和 0.448 kg·m⁻², 可以推算, 由于土地退化而造成的土壤 (0~20 cm层) 碳氮丢失量分别为 3.80 kg·m⁻² 和 0.199 kg·m⁻², 即高寒草甸土地退化导致 0~20 cm 土层中 50.87% 的有机碳和 30.75% 的氮流失, 可以看出高寒草甸土壤退化后流失的碳比氮多; 混播处理、松耙单播处理、翻耕单播处理和自然恢复处理土壤单位面积有机碳含量分别是原生植被土壤有机碳的 70.5%、69.0%、49.0% 和 80%, 单位面积氮含量分别是原生植被土壤全氮的 86.9%、88.7%、71.1% 和 91.7%。但是, 与重度退化地相比, 除翻耕单播处理外, 其它恢复重建措施均能部分恢复系统的碳氮含量, 因此, 将重度退化地进行自然恢复或松耙混播重建多年生植被可以作为系统固定碳 (碳汇) 的一个途径。

关键词: 高寒草甸; 土地退化; 恢复重建; 土壤碳氮含量

中图分类号: X14

文献标识码: A

文章编号: 1672-2175 (2006) 02-0362-05

青藏高原是地球陆地生态系统的重要组成部分, 是世界上低纬度冻土集中分布区, 作为欧亚大陆最高最大的地貌单元, 不仅对全球气候变化十分敏感, 而且在亚洲气候乃至全球气候变化中扮演重要角色^[1]。青藏高原广泛分布的高寒草甸、高寒草原与高寒沼泽草甸草地等均属自然控制类型, 并占据青藏高原的绝大部分面积, 这类地表在欧亚大陆具有相当的区域代表性^[2], 同时, 青藏高原草地发育的高山草甸土、亚高山草甸土以及高山草原草甸土等高山土壤富含有机质, 土壤碳密度明显高于其它地域土壤^[3]。近年来, 诸多研究表明, 青藏高原气温不断升高, 由于冻土热力敏感性大, 因此高原冻土具有很大的碳、氮等温室效应气体的排放潜力。正是由于青藏高原这种特殊的地理和生态单元及其对全球变化的重要作用, 研究青藏高原草地土壤温室气体和碳、氮等元素循环特征对于评价青藏高原生物地球化学循环对全球变化的响应和反馈作用就具有重要科学和实际意义^[4]。

土地退化或退化土地恢复重建都会使原来的生态系统发生剧烈的改变。这些过程会改变植被生产力及土壤有机质的积累和分解速率, 进而影响到生态系统碳、氮循环和土壤碳储量^[5]。土壤和植被充当 CO₂ 源/汇的大小主要依赖于土地利用管理。高寒草甸在生长季具有较高的生产力, 同时低温限制了系

统分解速率, 因此, 高寒草甸生态系统可能是大气 CO₂ 汇^[6]。然而, 遭受土地退化或土地利用变化, 该生态系统也可能成为一个重要的碳源。因此, 土地管理措施是调控这些系统碳氮预算的重要因子。

近年来在我国的西部开发中, 退耕还林还草及退化地恢复重建是生态环境建设的主要措施, 但论及生态效能, 认为主要是防止水土流失、涵养水源、提高生产力、改变产业结构、增加经济收益等, 并未充分认识到增加碳汇的功能。从目前看, 有关青藏高原高寒草甸土地退化及其恢复重建措施对植被及土壤有机质影响的相关信息十分缺乏。所以, 我们在评估退化植被恢复重建生态系统的研究中, 应充分考虑重建措施对土壤碳库的影响。

本研究的主要目标是: (1) 将原生植被封育植被作为对照, 检验土地退化对土壤碳氮含量的影响程度; (2) 在人为恢复重建后发生次级演替的初级阶段, 检验在高寒草甸不同人工措施对土壤碳氮含量的相对影响。

1 研究地区自然地理概况

青海省果洛藏族自治州达日县, 位于青藏高原东南、青海省南部, 地处北纬 32°36'42"-34°15'20", 东经 98°15'29"-100°32'41"。全县土地面积为 1.62 万 km²。境内巴颜喀拉山由西北向东南横贯全境, 其地势西北高而东南低。海拔高度多在 4000 m 以

基金项目: 青海省科技攻关项目 (2002-N-118); 国家“十五”科技攻关重大项目 (2001BA606A-02)

作者简介: 王文颖 (1973 -), 女, 副教授, 博士, 研究方向为恢复生态学。E-mail: wangqi0906@yahoo.com.cn

收稿日期: 2005-11-31

上。气候属高寒半湿润性类型，年平均气温-1.3℃，7月平均气温9.1℃，1月平均气温-12.9℃。县境内 $\geq 0^\circ\text{C}$ 的积温在751.9~1070.7℃之间。年降雨量486.9~666.5 mm之间，多集中在5-9月，期间降水量占年降水量的85%。全年蒸发量为1119.07 mm。年总辐射量在623.8~629.9 kJ·cm⁻²之间。全县草地面积为140.17万hm²，占总土地面积的94%；可利用草地的面积111.724万hm²。草地类型主要以高寒草甸为主，土壤类型以高山草甸土为主^[7]。

2 材料和方法

2.1 样地选设

土地退化及草地恢复重建研究样地设在果洛州达日县。重度退化草地的恢复重建是1998年5—6月进行的。在本研究中，我们选择了6个处理：(1)自1998年封育的原生高寒嵩草草甸(YF)；(2)混播种植(老芒麦+冷地早熟禾2:1)处理(HB)；(3)松耙单播老芒麦处理(DBB)；(4)翻耕单播老芒麦处理(DBF)；(5)退化草地封育自然恢复处理(NR)；(6)重度退化地(SDL)；总共有4个重建措施，即3个人工种植处理和一个自然恢复处理。每个处理包括3个50×50 m²的样地。所有样地都设在滩地冬季牧场，且彼此间尽可能紧挨着，这样使它们有相近的地形，植被及土壤类型(退化前)。

3个人工种植处理中的重建措施如下：重度退化地首先被翻耕，然后耙磨整地，再将种子和底肥(二铵)混合撒播，再用轻型圆盘耙耙磨、最后镇压，其中松耙处理没有翻地这一过程。镇压不但使种子与土壤紧密结合，有利于种子破土萌发，而且能起到提墒和减少风蚀的作用。人工撒播时，播种量30 kg·hm⁻²左右，播深3~4 cm。人工草地建植后第1年到第2年的返青期绝对禁牧，之后，所有人工草地在冬季放牧。种植是在1998年6月完成的。自然恢复处理是将重度退化草地于1998年围栏封育避免牛羊啃食。自然恢复处理和重度退化处

理之间的区别是前者被围栏而避免干扰后者则没有围栏。

每个处理设置3块样地(50 m×50 m)用于测量，所有数据的收集和植物样品的采集是2004年8月底完成的。

2.2 取样及分析

在每个样地，随机收集10个土核(直径为3.5 cm)，每个土核分为0~10 cm和10~20 cm两部分。同一样地同一深度采集的土壤混合成一个样。用直径为5.3 cm的环刀分别测定0~10 cm和10~20 cm土壤层的土壤容重，同时用铝盒分0~10 cm和10~20 cm层取大约30 g土样测定土壤质量含水量。将野外收集的土样风干，过2 mm筛，移出砾石和根系并称量。过0.25 mm筛的土样用于测定土壤有机碳和总氮质量分数(Vario EL III元素分析仪)。土壤含水量用烘干称重法，土壤容重用环刀法，每层3个重复，以各层的平均值作为结果。

2.3 计算与统计分析

① 砾石质量分数(%) = (> 2 mm 砾石干质量/总土干质量)×100

② 土壤单位面积有机碳(氮)含量(kg·m⁻²) = $10 \times D \times B \times C \times ((100 - G) / 100)$ ，其中D是土壤深度(cm)；B是土壤容重(g·cm⁻³)；C是 < 2 mm土壤组份有机碳或总氮质量分数(%)；G是砾石质量分数(%)。

各处理土壤碳氮质量分数、土壤含水量、土壤容重为3个重复样地的算术平均值。通过一元方差分析(ANOVA, LSD)检验参数在各处理间差异显著性。以上分析均在SPSS 11.0统计软件上完成。

3 研究结果

3.1 不同土地管理方式对土壤有机碳、全氮质量分数及土壤w(C)/w(N)比率的影响

从0~10 cm层土壤碳质量分数看(表1)，原生植被封育处理最高，达47.47 g·kg⁻¹，显著高于其

表1 不同处理土壤碳氮质量分数(±标准误)及w(C)/w(N)比率

Table 1 Soil mean C and N concentration (standard error) (g·kg⁻¹) and w(C)/w(N) ratio in 0-10 cm depth and 10~20 cm depth in different treatments

	土壤碳质量分数/(g·kg ⁻¹)		土壤氮质量分数/(g·kg ⁻¹)		w(C)/w(N) ratio	
	0~10 cm	10~20 cm	0~10 cm	10~20 cm	0~10 cm	10~20 cm
YF	47.47 (2.85) a	43.79 (0.70) a	3.942 (0.111)a	3.939 (0.125)a	12.02 (0.44) a	11.13 (0.19) a
HB	30.53 (1.08) c	21.06 (1.10)c	3.133 (0.060)b	2.352 (0.106)c	9.74 (0.15) c	8.95 (0.07) c
DBB	28.25 (0.58) c	23.46 (0.85) bc	3.042 (0.020)b	2.704 (0.010)b	9.29 (0.12) c	8.68 (0.08) c
DBF	19.22 (0.65) d	14.31 (0.55)d	2.291 (0.070)c	1.900 (0.040)d	8.39 (0.15) d	7.52 (0.23) d
NR	38.47 (2.19) b	26.64 (1.26) b	3.635 (0.173)a	2.810 (0.111)b	10.57 (0.10) b	9.48 (0.13) b
LSD	17.63 (0.22) d	15.14 (0.32)d	2.094 (0.020)c	1.900 (0.040)d	8.42 (0.18) d	7.97 (0.17) d

Means with same letter or no letter were not significantly different (ANOVA, LSD comparison, $\alpha = 0.05$)

它所有处理，而重度退化地最低，仅为17.63 g·kg⁻¹。另外，4种草地恢复重建措施相比较，自然恢复处理显著高于其它恢复措施，混播处理和松耙单播处

理次之，翻耕单播处理最低，且与重度退化地土壤碳质量分数间差异不显著，表明从土壤有机碳短期恢复(7a)的角度看，自然恢复的效果要比种植处

理好,而种植处理中,混播和松耙单播处理要比翻耕单播好。10~20 cm 层土壤碳质量分数变化格局与 0~10 cm 层相似。

从 0~10 cm 层土壤氮质量分数看,原生植被封育和自然恢复处理中最高,且两者间差异不显著,混播和松耙单播处理次之,翻耕单播处理和重度退化地最低,且两者间差异不显著。10~20 cm 层土壤氮质量分数变化格局基本与 0~10 cm 层相似,不同点在于几个恢复重建处理中,自然恢复处理和松耙单播处理土壤氮质量分数显著高于混播处理,混播处理又显著高于翻耕单播处理。

0~10 cm 和 10~20 cm 层土壤 $w(C)/w(N)$ 比率在不同处理间的变化格局同土壤碳质量分数一致,原生植被封育处理土壤 $w(C)/w(N)$ 比率最高,达 12.02,而重度退化地为 8.42,这表明土地退化导致土壤中碳和氮丢失。但相比较而言,土壤中有有机碳的丢失远多于氮的丢失。混播、松耙单播及自然恢复处理可增加土壤的 $w(C)/w(N)$ 比率。此外,所有处理中土壤表层(0~10 cm) $w(C)/w(N)$ 比率比深层(10~20 cm) 的高。

3.2 不同土地管理方式对单位面积土壤碳氮含量的影响

根据土壤碳氮质量分数、容重和砾石含量计算的不同处理下土壤单位面积碳氮含量见图 1。

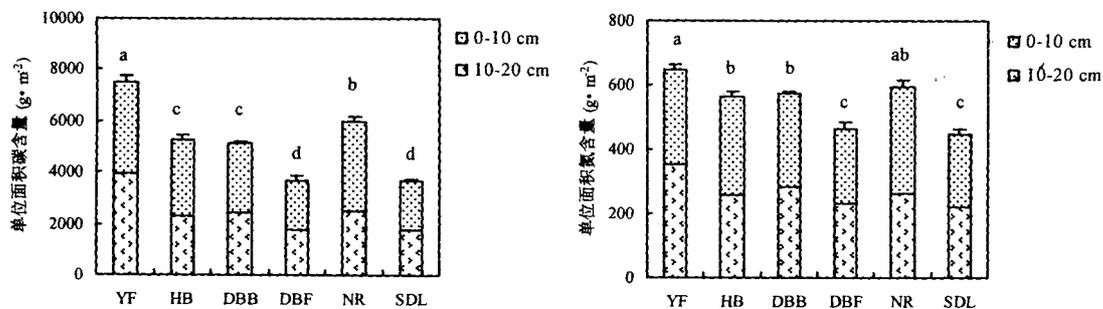


图 1 不同处理下土壤单位面积碳氮含量 ($g \cdot m^{-2}$)

Fig. 1 Soil carbon and nitrogen content per unit area in different treatments ($g \cdot m^{-2}$)

耙单播处理、翻耕单播处理和自然恢复处理土壤单位面积有机碳含量分别是原生植被土壤有机碳的 70.5%, 69.0%, 49.0% 和 80%; 以上几个处理的土壤单位面积氮含量分别是原生植被封育土壤全氮的 86.9%, 88.7%, 71.1% 和 91.7%。从 4 种植物恢复重建措施看,自然恢复处理恢复土壤碳氮的能力最强,混播和松耙单播处理次之,而翻耕单播恢复土壤碳氮的能力最差,因为种植禾本科牧草 7 年后,翻耕单播处理和重度退化地土壤碳氮含量之间差异性不显著。这种土壤碳氮恢复的程度上体现的差异性可能还是主要源自恢复重建当初的耕作措施:

从图 1 可看出,在 0~20 cm 土层中,原生植被封育处理中单位面积土壤碳含量远高于其它处理,在 4 种恢复重建处理中,自然恢复处理碳含量最高,混播处理和松耙单播处理次之(两者间差异不显著),翻耕单播处理最低;另外重度退化地土壤碳含量与翻耕单播处理碳含量间差异不显著。从 0~20 cm 土层中单位面积氮含量看:原生植被封育和自然恢复处理氮含量最高,且两者间差异性不显著($p > 0.05$),松耙单播和混播处理次之,翻耕单播和重度退化地处理最低,且两者间差异性不显著($p > 0.05$)。

在 0~20 cm 土层中,原生植被封育处理每平方米土壤平均碳、氮含量分别为 7.47 kg 和 0.647 kg,而重度退化地碳、氮含量分别为 3.67 和 0.448 $kg \cdot m^{-2}$,可以推算,由于土地退化而造成的土壤(0~20 cm 层)碳氮丢失量分别为 3.80 $kg \cdot m^{-2}$ 和 0.199 $kg \cdot m^{-2}$,即高寒草甸土地退化导致 0~20 cm 土层中 50.87% 的有机碳和 30.75% 的氮流失,可以看出高寒草甸土壤退化后流失的碳比氮多。原生植被封育处理土壤碳氮含量高,一方面是由于该类土壤碳氮质量分数高,另一方面它的土壤中砾石含量低而导致的;相反重度退化地土壤碳氮含量低,不仅仅是由于土壤碳氮质量分数低,而且土壤中砾石含量高,砾石一般认为不含有有机碳,所以以上两个因素导致该处理土壤碳氮含量较低。混播处理、松

因为自然封育没对土壤作任何处理,松耙处理仅仅是耙土壤,而翻耕单播处理是将整个退化地深翻了一遍,因此当初在翻耕单播处理下土壤碳氮的丢失就远高于其它恢复重建处理,所以,翻种后的 7 a 当中,尽管由于地上和地下生物量增加(相对于重度退化地而言),使加入到土壤的净碳氮量也递增,但由于当初的翻种措施,导致 7 a 后翻耕单播处理土壤碳氮含量与重度退化地没有差异。

4 讨论

4.1 原生植被封育处理与重度退化处理间比较

青藏高原草地土壤有机碳量约占全国土壤有

机碳量的 23.44%，约为全球土壤碳库的 2.4%，而青藏高原草地面积仅占全国陆地面积的 16.9%，是全球陆地面积的 1.02%，表明在中国乃至全球范围内，青藏高原草地土壤碳库都具有十分重要的作用^[4]。

高寒草甸下发育着高山草甸土，高山草甸土淋溶作用强，土层薄，一般为 30~50 cm，高山草甸土常以细沙粒和粗粉粒为主，粘粒较少，质地为轻壤、沙壤，除草皮层外，全剖面含砾石 5%~30%，自上而下逐层增多，有机质含量高，一般无石灰反应，pH 值 6~7.5。在一定深度往往出现多年冻土层^[8]。

高寒高草草甸由于土地退化而造成的土壤(0~20 cm 层)碳氮丢失量分别为 3.80 kg·m⁻² 和 0.199 kg·m⁻²，即高寒草甸土地退化导致 0~20 cm 土壤层中 50.87% 的有机碳和 30.75% 的氮流失，可以看出高寒草甸土壤退化后流失的碳比氮多。Guo and Gifford^[9]综述了土地利用变化对土壤碳库的影响，他们将 74 篇相关文献的数据作了 meta-分析，结果表明：从牧场转变为种植园会导致土壤中 10% 的碳丢失，天然林转变为种植园导致土壤中 13% 的碳丢失，天然林转变为庄稼地会导致土壤中 42% 的碳丢失，牧场转变为庄稼地会丢失 59% 的碳。这表明高寒草甸由于土地退化丢失的土壤碳至少相当于由天然林转变为庄稼地后土壤丢失的碳量。由此可见，在研究全球变化的研究中，不但要重视土地利用变化对土壤碳氮库的影响，还要充分认识到土地退化的影响力。Grieve^[10]研究了苏格兰高海拔山地(旅游地)人为干扰和融冻扰动作用对土壤有机碳储量的影响，结果表明：践踏是土壤表层丧失的主要因素，融冻扰动过程干扰土壤层发育。植被覆盖良好的土壤平均碳储量为 6.5 kg·m⁻²，受干扰无植被覆盖的土壤平均碳储量为 3.0 kg·m⁻²，前者是后者的两倍多，该研究中土壤退化后，54% 的土壤有机碳丢失。

我们的研究表明：土壤退化后，土壤中流失的碳大于流失的氮。Martinez-Mena^[11]研究了半干旱地中海土壤碳和氮在没干扰的天然植被系统与和干扰系统(植被全部移出)中的变化，结果表明：植被移出后 9 a，两系统土壤有机碳含量存在显著的差异，而土壤总氮的差异不显著。Ghadiri and Rose^[12]也指出辨别土壤中氮损失的原因是十分困难的，他们认为：即使土壤中的氮绝大部分以有机的形式存在，氮的丢失也不一定与有机质的丢失相一致。Lipson and Nasholm^[13]认为土壤中的粘粒矿质能束缚蛋白质，从而减缓或完全抑制细菌的降解。氨基酸与矿质的相互作用在土壤中十分广泛，尤其是粘粒组份中的非晶形矿质^[14]，如中性氨基酸更容易与富含硅的矿质相互作用，酸性氨基酸更容

易与富含铝的矿质相互作用。高山由于海拔高，其气候特点与北极相似，常年低温，有机质矿化受抑制，因而土壤有机 N 含量高。在高山草甸土壤孔隙水中氨基酸浓度为 13~158 μmol·L⁻¹，甘氨酸(中性)为主要成分，在亚高山沼泽地土壤孔隙水中氨基酸浓度为 15~20 μmol·L⁻¹，天冬氨酸为主要成分，这些土壤中的高浓度氨基酸主要来自土壤蛋白酶对土壤蛋白质的水解作用及土壤对氨基酸的吸附作用^[15]。高寒草甸土壤矿质化学组成主要为 SiO₂ 和 Al₂O₃，因此可以推断：富含氮的成分与土壤硅铝结合而处于物理保护中可能免于分解。可利用性碳相对于氮充足时，微生物对氮的需求高，氮的固定潜能高。相反，当可利用性碳相对于氮缺乏时，氮的固定潜能低，氮的净矿化可能升高。Vitousek and Matson^[16]用 ¹⁵N 标记法研究微生物对氮素的吸收，他们认为，森林砍伐后，剩余有机物分解过程中微生物对氮素的吸收是保持 N 素的最重要过程，去除这些微生物则会大大增加 N 素向水溶液及大气的损失。所以，上述的几个原因说明，通过不同的途径最终使富含氮的成分沉积在重组中，相对稳定，这可能也是高寒环境中土壤稳定和保护氮的途径之一。

4.2 恢复重建处理间比较研究

自然恢复处理土壤 0~20 cm 层碳氮含量比人工草地高，尤其比翻耕单播处理高。这主要是由于人工草地冬季放牧，这可能会减少向土壤输入的有机物的数量，还有人工草地在种植时对土壤的扰动作用所致。而且翻耕比松耙对土壤的扰动大，所以翻耕处理土壤碳氮含量比松耙处理的低。从这一点讲，松耙处理比翻种处理好，这种处理即保存了原有植被，又不破坏土壤结构。与重度退化地相比，除翻耕单播处理外，其它恢复重建措施均能部分恢复系统的碳氮含量，这主要归功于恢复重建措施增加的生物量输入。因此，将重度退化草地进行封育自然恢复或混播松耙重建多年生植被都可以作为系统固定碳(碳汇)的一个途径。如果仅从碳汇的角度看，短期内自然恢复处理是更好的选择。

在我们的研究中，与天然原生高草草甸相比较，土地退化对重建草地的土壤物理化学特性的影响仍然是明显的，但与未恢复状态相比较，草地恢复和重建可以增加生物量及地表覆盖度，部分的改善土壤理化特性。正如 Baer^[17]所言：在绝大多数恢复重建研究中，退化地完全靠人为恢复到原始状态是不大可能的，如果恢复的状态比未恢复状态更有价值，那么，恢复或重建措施就是一个恰当的选择。

参考文献:

- [1] 程国栋, 李培基, 张祥松. 气候变化对中国积雪、冰川和冻土的影响评价[M]. 兰州: 甘肃文化出版社, 1997: 22-56.
CHENG G D, LI P J, ZHANG X S. An appraisal about effect of climate change on snow cover, glacier and frozen soil[M]. Lanzhou: Gansu Culture Press, 1997: 22-56.
- [2] 孙鸿烈. 青藏高原的形成演化[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1996: 168-192.
SUN H L. Formation, Evolution and Development of Qinghai-Tibet Plateau[M]. Shanghai: Shanghai Science and Technique Press, 1996: 168-192.
- [3] 王绍强, 周成虎. 中国陆地土壤有机碳库的估算[J]. 地理研究, 1999, 18(4): 349-356.
WANG SH Q, ZHOU CH H. Estimating soil carbon reservoir of terrestrial ecosystem in China[J]. Geographical Research, 1999, 18(4): 349-356.
- [4] WANG G X, QIAN J, CHENG G D, *et al.* Soil organic carbon pool of grassland soils on the Qinghai-Tibetan plateau and its global implication[J]. The Science of the Total Environment, 2002, 291: 207-217.
- [5] LAL R, FAUSEY N R, ECKERT D J. Land use and soil management effects on emissions of radiatively active gases from two soils in Ohio[M]//Lal R, Kimble J, Levine E, Stewart BA. Soil Management and Greenhouse Effect. Boca Raton, FL: CRC Press, 1995: 41-59.
- [6] CAO G M, TANG Y H, MO W H, *et al.* Grazing intensity alters soil respiration in an alpine meadow on the Tibetan Plateau[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2004, 36: 237-243.
- [7] 果洛州农牧业区划委员会办公室. 青海省果洛藏族自治州达日县畜牧业区划[Z]. 1990.
The Agriculture and Livestock Husbandry Programming Office of Quoluo Prefecture. Programme of Livestock Husbandry in Dari County, Quoluo Prefecture, Qinghai Province[Z]. 1990.
- [8] 青海省农业资源区划办公室. 青海土壤[M]. 北京: 中国农业出版社, 1997: 64-89.
The Agriculture Programming Office of Qinghai Province. Soils in Qinghai Province[M]. Beijing: Chinese Agriculture Press, 1997: 64-89.
- [9] GUO L B, Gifford R M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis[J]. Global Change Biology, 2002, 8: 345-354.
- [10] GRIEVE I C. Effects of human disturbance and cryoturbation on soil iron and organic matter distributions and on carbon storage at high elevations in the Cairngorm Mountains, Scotland[J]. Geoderma, 2000, 95(1-2): 1-14.
- [11] MARTINEZ-MENA M. Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid Mediterranean soil[J]. Biogeochemistry, 2002, 61: 309-321.
- [12] GHADIRI H, ROSE C W. Sorbed chemical transport in overland flow: II. Enrichment ratio variation with erosion process[J]. Journal of Environment Quality, 1991, 20: 634-641.
- [13] LIPSON D, NASHOLM T. The unexpected versatility of plants: organic nitrogen use and availability in terrestrial ecosystems[J]. Oecologia, 2001, 128: 305-316.
- [14] SCHNITZER M, KODAMA H. Interaction between organic and inorganic components in particle-size fractions separated from four soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1992, 56: 1099-1105.
- [15] RAAD T K, LIPSON D A, Monson R K. Soil amino acid utilization among species of cyperaceae: plant and soil processes[J]. Ecology, 1999, 80(7): 2408-2419.
- [16] VITOUSEK P M, MATSON P A. Mechanism of nitrogen retention in forest ecosystem: A field experiment[J]. Science, 1984, 225: 51-52.
- [17] BAER S G. Changes in Ecosystem Function and Effects of Environmental Complexity on Floristic Diversity during Tallgrass Prairie Restoration[D]. Ann Arbor, MI: Kansas State University, 2001.

Effects of land degradation and rehabilitation on soil carbon and nitrogen content on alpine *Kobersia* meadow

WANG Wenyong^{1,3}, WANG Qiji², WANG Gang³

1. Key Laboratory of Education Department of Environment and Resources on Tibetan Plateau, Qinghai Normal University, Xining 810001, China;

2. Northwest Plateau Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China;

3. College of Life Science, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China

Abstract: Grassland degradation are widespread and severe in Qinghai-Tibetan Plateau. In order to explore management approach for sustainable development of soil quality, we study the effect of land degradation on soil C and N content, examine the relative influence of various rehabilitation practices (three seeding treatment and a non-seeded natural recovery treatment) on soil C and N content in early secondary succession. The research was conducted on alpine meadows in Dari county of Qinghai Province. The results showed: In the YF treatment, soil C and N content were 7.47 g·m⁻² and 0.647 g·m⁻² in the 0~20 cm depths, respectively. The total C and N content in soil of the SDL treatment were 3.67 and 0.448 g·m⁻², respectively. So, loss of soil organic C and total N in per unit area (m⁻²) amounted to 3.8 and 0.199 kg on alpine meadow soil at 0~20 cm layers during land degradation, respectively. Namely, land degradation leads to loss of 50.87% C and 30.75% N in originally native ecosystem on alpine meadow. The soil C content in the HB, DBB, DBF and NR treatment was 70.5 per cent, 69.0 per cent, 49.0 per cent and 80.0 per cent, respectively, of that in the YF while the soil N content in the that was 86.9 per cent, 88.7 per cent, 71.1 per cent and 91.7 per cent, respectively, of that in the YF. But Compared with the severely degraded land, all rehabilitation measures except DBF treatment may in part recover C and N content of ecosystem. So, restoring the severely degraded lands by HB or NR treatments to perennial vegetation is an alternative approach to sequestering C in former degraded system.

Key words: alpine *Kobersia* meadow; land degradation; rehabilitation; soil C and N content