

DOI: 10.5846/stxb201310232557

李瑞华, 李晓兵, 王宏, 邓飞, 李旭. 内蒙古典型草原放牧压力评价及土壤 N 储量响应. 生态学报, 2016, 36(2): - .

Li R H, Li X B, Wang H, Deng F, Li X. Grazing pressure evaluation and soil N storage response in typical steppe of Inner Mongolia, China. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(2): - .

内蒙古典型草原放牧压力评价及土壤 N 储量响应

李瑞华^{1,2}, 李晓兵^{1,3,*}, 王 宏¹, 邓 飞¹, 李 旭¹

1 北京师范大学资源学院, 北京 100875

2 河南理工大学测绘与国土信息工程学院, 焦作 454000

3 北京师范大学地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京 100875

摘要:放牧是草原生态系统的重要干扰, 是草原氮循环的重要影响因素。为了揭示放牧对土壤 N 储量的影响, 在内蒙古典型草原, 我们基于单位草原面积草原载畜量和单位草原生产力, 建立了放牧压力评价模型, 并利用 1990—2011 年以县为单位统计的放牧牲畜数据和 2001—2011 年每年合成的 MODIS-NDVI_{max} 影像数据评估了放牧压力的空间分布。基于 2011 年野外调查的 95 个样点和 2010 年调查的 41 个样点数据, 对处于低放牧压力(LG), 中放牧压力(MG)和高放牧压力(HG)的样点数据进行了统计分析。结果表明:放牧压力对土壤容重(BD), 土壤全碳(TC)含量和土壤全氮(TN)含量具有显著影响, 特别在土壤表层(0—10cm), 土壤容重、TC 含量和 TN 含量在 LG, MG 和 HG 之间存在显著差异。TC 含量和 TN 含量随放牧压力增加而降低, BD 随放牧压力增加而增加; 黏粒含量(CC)在三个放牧压力梯度上不存在显著差异; 土壤 N 储量表现出和 TN 含量相似的变化特征, 随土壤深度增加而降低, 随放牧压力增加而减少, 在 0—50cm 范围内, 土壤 N 储量在 LG, MG 和 HG 之间存在显著差异(2011, $P < 0.05$; 2010, $P < 0.1$)。重度放牧是草原生态系统氮损失的主要因素之一, 降低放牧压力有助于降低草原氮损失和恢复植被生产力。

关键词:NDVI; 载畜量; 放牧压力梯度; 土壤 N 储量; 内蒙古

Grazing pressure evaluation and soil N storage response in typical steppe of Inner Mongolia, China

LI Ruihua^{1,2}, LI Xiaobing^{1,3,*}, WANG Hong¹, DENG Fei¹, LI Xu¹

1 College of Resources Science & Technology, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

2 School of Surveying & Land Information Engineering, Henan Polytechnic University, Jiaozuo 454000, China

3 State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

Abstract: Nitrogen is one of the important constraining factors affecting vegetation growth, especially in arid and semi-arid areas of natural grasslands. In a natural grassland ecosystem without fertilizer inputs, the vegetation nutrients mainly come from plant litter decomposition and the mineralization of organic nutrients. Soil nitrogen storage is the result of the historical accumulation of plant litter and the long-term weathering of parent rock in the grassland ecosystem. It is an important nutrient source for vegetation growth, is closely related to vegetation productivity, and is an indicator of ecological service function change. In recent years, the ecological and economic problems caused by grassland degradation and grassland soil nutrient depletion have become the focus of governments and researchers due to climate change and human activity disturbance. Although climate change has important effects on grassland ecosystems, it is difficult to control and manage at

基金项目:国家重点基础研究发展计划(973 计划, 2014CB138803; 国家自然科学基金重点项目(41030535); 地表过程与资源生态国家重点实验室项目(2011-TDZY-102)

收稿日期: 2013-10-23; 修订日期: 2015-07-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xbli@bnu.edu.cn

the smaller spatial-temporal scales. Human activity is one of the main influencing factors affecting grassland ecological systems. Therefore the control and management of human activities can effectively protect grassland ecosystems and promote sustainable grassland utilization.

Grazing is a significant human disturbance of grassland ecosystems, and is one of the important factors

affecting the grassland nitrogen cycle. In order to examine the impact of grazing on soil N storage, we created a grazing pressure index model using the statistical annual grazing livestock data (1990—2011) from counties and MODIS-NDVI (1000 m resolution, 2001—2011), which combined grazing capacity and vegetation productivity per unit area. We used the pressure index model to assess the spatial distribution of grazing pressure in typical steppe of Inner Mongolia, China, and used field sampling point data in 2010 and 2011 across study area to analyze soil N storage and other several related soil properties at low grazing pressures (LG), moderate grazing pressures (MG), and high grazing pressures (HG). The results showed that grazing pressure had a significant effect on soil bulk density (BD), soil total carbon content (TC) and soil total nitrogen content (TN), especially in the surface soil layer (0—10 cm). The BD, and TC and TN contents significantly differed between LG, MG, and HG. The TC and TN contents decreased with increasing grazing pressure, and the BD increased as the grazing pressure increased. Clay content (CC) did not significantly differ between the three grazing pressures. Soil N storage showed similar variation characteristics with TN content, but decreased with increasing of soil depth and grazing pressure. In the surface soil, in 2010 and 2011, the soil N storage showed significant differences among LG, MG, and HG. Within the range of 0 to 50 cm, the soil N storage decreased with increasing grazing pressure, and significantly differed among LG, MG and HG (2011, $P < 0.05$; 2010, $P < 0.01$). Therefore, grazing has no significant impact on the clay content, and the clay content variation is not the reason for the reduction in soil N storage in the study area. Heavy grazing is one of the main influence factors affecting nitrogen loss in the steppe ecosystem, and thus, reducing grazing pressure helps to reduce the loss in soil N storage and restores vegetation productivity.

Key Words: NDVI; Rate of stocking; Grazing pressure gradient; Soil N storage; Inner Mongolia

氮是植被生长关键的限制因素之一^[1],特别是干旱半干旱区的自然草原生态系统^[2]。放牧是草原生态系统利用的主要形式^[3],是塑造草原群落结构和功能的关键干扰^[4],其对植被生长的积极和消极作用还存在争议^[4-9]。分析放牧对土壤氮的影响,有助于理解放牧管理对牧场健康的作用效果^[8],随着对草原可持续利用的关注日益增加和发展可持续的草原利用实践,需要定量确定土壤 N 储量对放牧压力的响应^[2]。

过度放牧被认为是草原退化的主要原因之一^[10-11]。放牧压力和物种组成相互作用影响土壤 N 动态,而土壤 N 动态反过来影响植被结构和物种组成^[12]。牲畜生产被认为 N 损失的主要源泉^[13]。围封试验也表明相比于开放的牧场,围封能够显著提高表层土壤 N 储量^[10]。由于自由放牧的天然牧场和围封控制实验的草原环境存在一定的差异,采用围封控制实验得到的放牧压力梯度及土壤 N 储量响应与天然草原放牧压力梯度引起的土壤 N 储量响应是否一致,目前仍不清楚。另外,空间尺度对于理解生态系统功能响应是一个重要维度,因为影响的方向和量级是系统或尺度依赖的^[6,14]。在区域尺度上放牧如何对生态系统功能和土壤 N 储量影响的研究仍然缺乏^[15]。放牧压力通常采用每公顷每月载畜量计算,由于植被生产能力的差异,载畜量指示的放牧压力在不同样地之间难以进行比较^[16]。而在区域尺度上将单位面积承载的牲畜数量和植被生产力相结合进行放牧压力评估,比较不同放牧压力梯度上土壤 N 储量的变化特征还未见报道。

当前,温带草原大部分牧场正遭受过度放牧,多数草原由于过度放牧和不合理的管理正在退化,特别是在干旱和半干旱草原^[17]。内蒙古温带半干旱草原是温带欧亚草原的重要组成部分,覆盖了 20% 的中国草地面积^[18],在过去几十年内,天然草原遭受了过度放牧,已经导致大约 30%—50% 草原存在退化^[19]。随着土壤特性的变化,土壤养分耗竭和生态服务功能降低,已引起了严重的经济、社会和环境问题。我国政府在最近几年加强了该区植被覆盖的研究和实践探索^[20-21]。然而,在区域尺度上放牧对土壤特性影响的研究依然很少有

人关注^[22]。

基于单位草原面积载畜量和植被生产力,本文建立了草原放牧压力评估模型,并利用该模型评估和分析了内蒙古典型草原放牧压力的空间分布及土壤 N 储量响应。本文研究目的是评价区域草原放牧压力的空间分布,分析不同放牧压力土壤 N 储量及相关的土壤特征存在的差异,在区域尺度上揭示土壤 N 储量对放牧压力变化的响应。

1 研究区域

研究区域属于内蒙古典型草原,位于经度 113°27′—119°12′,纬度 43°2′—46°44′之间,包括阿巴嘎旗、锡林浩特市、西乌珠穆沁旗和东乌珠穆沁旗的大部分区域(图 1 和图 2)。该区域属于中国的半干旱区域,年平均降水量 270mm(在 200 到 350mm 之间变化),降雨集中于 6—8 月份,占全年降水量 60%—80%。年平均温度 2.2℃(在 -2.3℃ 和 5.6℃ 之间变化)^[23],季节温差大,1 月份温度最低,最低温度可达 -34.7℃,7 月份温度最高,最高温度可达 32.8℃。该区是内蒙古草甸草原向荒漠草原的过渡区,气候过渡特征明显,降雨和温度自东南向西北递减。该区地貌属于内蒙古高原,地势西高东低,海拔在 767—1643m 之间,地势起伏较小,是放牧的理想区域。植被类型主要为大针茅(*Stipa grandis*),克氏针茅(*Stipa krylovii*),羊草(*Leymus chinensis*),隐子草(*Cleistogenes*)和冷蒿(*Artemisia frigida*),植被生长季为 4—8 月份;与气候过渡特征相一致的地带性土壤——淡黑钙土、草甸栗钙土、暗栗钙土、栗钙土、淡栗钙土和灰漠土——占主体,零星分布有风沙土、潮土和沼泽土等非地带性土壤;这里是中国传统的天然草场,有着悠久的放牧历史,是中国重要的畜牧业生产基地。1978 之前轻度轮牧制度使得放牧对草原的影响较小,而 1978 年之后,实行的牧场承包经营制度,牧户在自己所承包的牧场内放牧,牧户承包的牧场规模和放牧的牲畜数量存在较大的差异,导致草原放牧压力呈现显著的空间异质性,一些牧场由于过度放牧已出现退化。

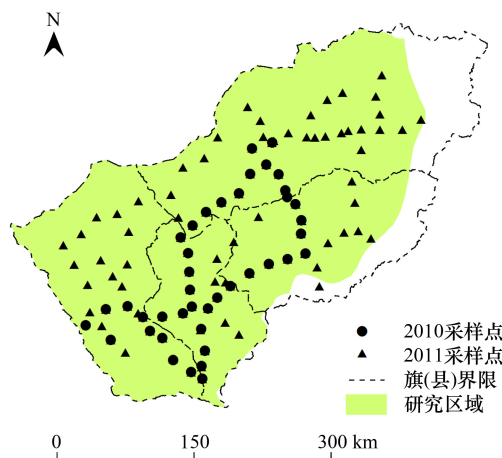


图 1 研究区域采样点位置

Fig. 1 Study area and location of sampling points

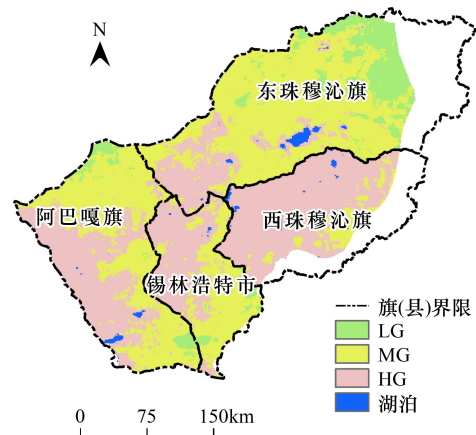


图 2 放牧压力空间分布图

Fig. 2 Distribution of grazing pressure

2 研究材料和方法

2.1 影像数据

采用美国国家航空航天局(简称 NASA)提供的 2001—2011 年 6—8 月份 16 天合成的 MODIS-NDVI 产品数据(产品类型:MOD13A2,1000m 分辨率,2001—2011)作为研究的基础影像数据。该期间是植被一年中长势最好的时期。为了降低人为干扰(放牧或割草)的影响,对每年的 6 期影像进行最大值合成生成 MODIS-NDVI_{max} 数据,并对 2001—2011 年所有年份的 MODIS-NDVI_{max} 进行平均后得到反映区域植被生产能力的

MODIS-NDVI_{max}数据以用作计算放牧压力指数。另外,由于研究区域6—8月份有较多的降雨,为弱化遥感影像云污染的影响,在应用数据前,我们采用时间序列谐波分析法(Harmonic Analysis of Time Series, HANTS)对MODIS-NDVI影像进行了预处理^[24],以提高影像的质量。

2.2 土壤采样方法

为增强2010年和2011年采样数据的可比性,采样时间统一为7月15号到8月15号。样地选择在自由放牧的传统天然牧场,为降低地形的影响,样地布置在相对平坦处,同时,为降低人类活动的影响,要求样地和居住区、城镇或主要干道距离不小于2000米。样地与样地之间的距离不小于20km。样地分布如图1所示。采样时在每一样地挖一个土壤剖面,深度为50cm,分5层(0—10cm、10—20cm、20—30cm、30—40cm和40—50cm)取样,采用环刀法测土壤容重,吸管法测土壤颗粒分布,利用CHNOS Elemental Analyzer(德国ELEMENTAR公司生产,型号:Vario EL cube)测算TC和TN含量。

2.3 放牧压力计算

传统的放牧压力常采用单位面积的载畜量计算,忽略了植被生产力的空间差异性,在区域较大时难以表明草原生态系统所承受的压力。放牧压力评价应将草原单位面积载畜量和植被生产力结合起来,用单位生产力所承受的牲畜量来表示放牧压力则更为客观。由于单位面积载畜量受放牧管理制度的影响,而旗县之间和同一旗县不同年份之间单位面积规定的放牧数量存在一定差异。因此,我们用1990—2011年统计的县级行政单位的可利用草原面积和6月份拥有的牲畜数量,计算该旗县每年的单位草原面积的载畜量,并用22年单位草原面积载畜量的平均值,作为最后该旗县单位草原面积的载畜量。将研究区域内每个旗县的单位草原面积载畜量作为行政区划图上旗县的属性数据,利用ArcGIS(ESRI Institute, 1993)生成研究区域单位草原面积载畜量专题图,以1000米分辨率重采样转换为栅格影像,进行空间纠正,使其和MODIS-NDVI影像空间参考一致。

植被生产力采用MODIS-NDVI影像数据计算。NDVI是用来表明地表生产能力的归一化植被指数^[25]。已有研究表明研究区域植被生产能力和NDVI成正相关关系,相关系数达到0.78以上^[26-27],因此可用NDVI近似表示地表的植被生产能力。放牧压力和单位面积的载畜量成正比,和单位面积的植被生产力成反比。考虑到NDVI存在年内和年际间的变化,我们采用2001—2011年6月份到8月份的NDVI最大值(NDVI_{max})的平均值来代替地表的植被生产能力。放牧压力的计算如公式1所示:

$$GI = \frac{\sum_{i=1}^{22} \frac{SU_i}{A}}{22 \times NDVI_{max}} \quad (1)$$

其中,GI是放牧压力指数,SU为第*i*年旗县统计的牲畜(奶牛、黄牛、马、骡、绵羊、山羊和骆驼)转换成的羊单位数量^[28],A是可利用草原面积, $\overline{NDVI_{max}}$ 是2001—2011年每年NDVI最大值的平均值。

2.4 土壤N储量计算和统计分析

既然土壤N储量沿土壤剖面变化而变化,土壤N储量计算如下公式(2)所示^[29-30]。

$$T_d = \sum_{i=1}^n B_i \times P_i \times D_i \quad (2)$$

其中,*n*是土层数量,*T_d*是土壤深度为*d*的土壤氮储量(Mg/m²);*B_i*为第*i*层的土壤容重(Mg/m³);*P_i*为第*i*层土壤氮含量(gN/g);*D_i*为第*i*层的厚度(m);

统计分析采用SPSS程序(SPSS Institute, 2007)。采用最小显著性差异方法(LSD)方法判定不同土壤深度的BD(g/cm³),CC(%),TC(%),TN(g/kg)和土壤N储量(kg/m²)在不同放牧压力下的差异显著性。利用ArcGIS(ESRI公司, 1993)自然断点分类方法,划分放牧压力空间分布图。

3 结果

3.1 研究区域放牧压力空间分布

研究区域东北部放牧压力较低,西部、中西部和东南部放牧压力较高。在行政区划上放牧压力较高的区

域主要分布在西珠穆沁旗,锡林浩特市的西北部,阿巴嘎旗的西部和东乌旗的西部。另外,在非草原区的水域和居民点周围地区放牧压力也较高。

3.2 不同放牧梯度土壤容重,黏粒含量,土壤有机碳和全氮含量变化特征

表 1 列出了不同土层土壤容重,黏粒含量,土壤全碳和全氮含量在不同放牧梯度的变化特征。土壤容重随着土壤深度增加而增加,在放牧梯度上表现为低放牧压力(LG)<中放牧压力(MG)<高放牧压力的特征。其中,在 2010 和 2011 年 LG 和 MG, LG 和 HG 的土壤容重在土壤表层(0—10cm)都表现出显著差异,而 MG 和 HG 之间没有表现出显著差异性;黏粒含量在两年中都没有表现出明显的规律性,在 LG、MG 和 HG 之间也不存在显著的差异性;TC 除在 2011 年的高放牧压力样地表现出不规律外,在其他放牧压力样地都表现出明显的规律性,既随着土壤深度增加而降低。在 0—20cm 土层,全碳含量表现为 LG>MG>HG,其中在 0—10cm 的土层中,在 2011 年 LG、MG 和 HG 两两之间都存在显著差异,在 2010 年表现为 LG 与 MG 和 HG 之间存在显著差异;TN 含量随着土壤深度增加而降低,在 2011 和 2010 年在土壤表层都表现出 LG 与 MG 和 HG 具有显著的差异性。在 2011 年的 10—20cm 土层 LG 和 HG 之间, MG 和 HG 之间存在显著差异。而在 20—50cm 之间除在 2011 年的 20—30cm 土层中 LG 和 HG 存在显著差异性外,其他土层 TN 含量没有表现出显著的差异性。

表 1 2011 和 2010 年不同土壤深度土壤容重、黏粒含量,土壤全碳和全氮含量特征

Table 1 Characteristics of Soil bulk density, clay content, total carbon and nitrogen content of different soil horizons in 2011 and 2010

放牧压力 Grazing pressures	土壤深度 Soil depth/(cm)	2011				2010			
		容重 Bulk density BD/(g/cm ³)	黏粒含量 Clay content CC/%	全碳含量 Total carbon content TC/%	全氮含量 Total nitrogen content TN/(g/kg)	容重 Bulk density BD/(g/cm ³)	黏粒含量 Clay content CC/%	全碳含量 Total carbon content TC/%	全氮含量 Total nitrogen content TN/(g/kg)
低放牧压力	0—10	^{ab} 1.29±0.11	10.56±5.22	^{abc} 2.59±0.51	^{abc} 2.51±0.27	^b 1.23±0.09	4.21±0.32	^{ab} 2.68±0.48	^{ab} 0.85±0.14
Low grazing pressure (LG)	10—20	1.46±0.08	8.49±2.23	1.64±0.42	^{bc} 1.7±0.54	1.33±0.02	4.3±0.97	1.52±0.8	0.56±0.24
	20—30	1.49±0.08	8.86±3.37	1.47±0.53	^b 1.53±0.51	1.42±0.02	5.7±1.76	1.37±0.82	^{ab} 0.57±0.31
	30—40	^c 1.55±0.07	8.82±4.63	1.22±0.48	1.07±0.51	1.46±0.00	5.98±1.37	1.17±0.67	0.42±0.14
	40—50	^c 1.57±0.01	7.51±3.97	1.17±0.45	^b 1.01±0.49	1.44±0.02	5.57±0.46	0.98±0.6	0.36±0.19
中放牧压力	0—10	^{ab} 1.45±0.16	6.81±5.05	^{abc} 1.71±0.74	^{abc} 1.62±0.77	^b 1.38±0.16	6.47±2.78	^{ab} 1.27±0.67	^{ab} 0.46±0.21
Moderate grazing pressure (MG)	10—20	1.51±0.18	6.7±5.24	1.53±0.92	^{bc} 1.32±0.67	1.44±0.17	8.2±3.36	0.94±0.42	0.37±0.17
	20—30	1.56±0.17	6.41±5.49	1.38±0.88	^b 1.01±0.6	1.44±0.16	8.91±4.48	0.77±0.46	^{ab} 0.31±0.16
	30—40	^c 1.58±0.18	5.41±4.77	1.25±0.95	0.75±0.53	1.49±0.13	10.04±5.96	0.68±0.53	0.29±0.17
	40—50	^c 1.59±0.17	5.12±4.52	1.18±0.83	^b 0.68±0.51	1.51±0.12	10.82±7.24	0.67±0.48	0.28±0.18
高放牧压力	0—10	^{ab} 1.45±0.14	7.61±4.65	^{abc} 1.43±0.68	^{abc} 1.27±0.64	^b 1.46±0.12	7.67±3.11	^{ab} 1.14±0.5	^{ab} 0.43±0.17
High grazing pressure (HG)	10—20	1.48±0.15	7.9±4.83	1.34±0.76	^{bc} 1.06±0.52	1.43±0.16	9.74±5.94	0.93±0.49	0.37±0.19
	20—30	1.49±0.14	7.44±5.17	1.45±1.05	^b 0.79±0.48	1.47±0.17	11.62±6.66	0.75±0.43	^{ab} 0.31±0.17
	30—40	^c 1.49±0.14	6.02±4.59	1.58±1.33	0.65±0.5	1.48±0.16	12.71±6.8	0.57±0.4	0.24±0.14
	40—50	^c 1.52±0.14	5.19±4.47	1.37±1.06	^b 0.51±0.43	1.52±0.13	14.43±9.23	0.47±0.33	0.19±0.11

表中的值是平均值±标准差。其中,“^{ab}”代表 LG 和 MG 之间存在显著差异;“^{bc}”代表 LG 和 HG 之间存在显著差异;“^c”代表 MG 和 HG 之间存在显著差异。

3.3 土壤 N 储量变化

土壤 N 储量随土壤深度增加而降低,各层的土壤 N 储量表现为 LG>MG>HG,放牧压力越高,土壤 N 储量越低(图 3)。2011 年各土层土壤 N 储量在 LG、MG 和 HG 三个放牧压力梯度都呈现显著差异,在 0—50cm 深度范围内,在 LG、MG 和 HG 三个放牧压力梯度上降低趋势明显, LG、MG 和 HG 土壤 N 储量具有显著差异(图 3)。在 2010 年土壤 N 储量变化趋势和 2011 年近似,只是在 0—10cm 和 20—30cm 的土层 LG、MG 和 HG 之间存在显著差异,在其他土层表现不明显。在 0—50cm 深的范围内,土壤 N 储量也呈现降低趋势,但是, MG

和 HG 土壤 N 储量差异较小, LG、MG 和 HG 之间差异显著性达到了 0.1 的显著性水平 ($P=0.07$)。

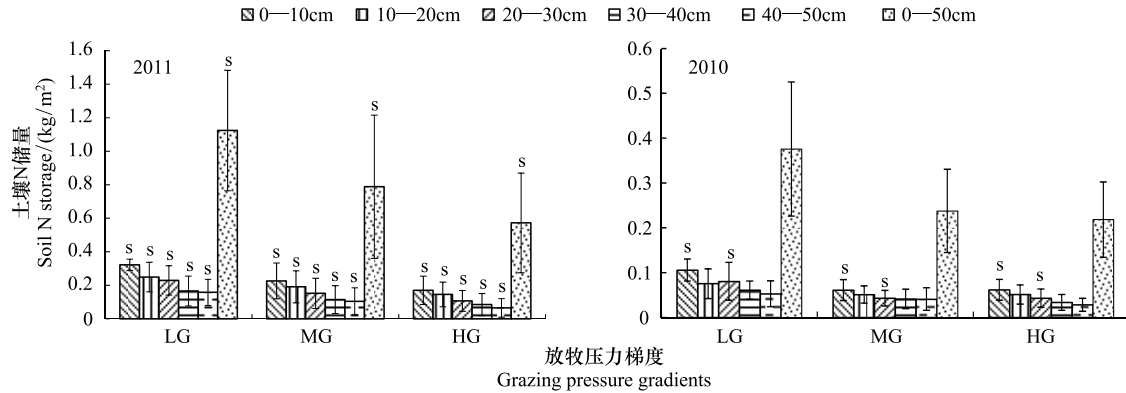


图 3 2010 和 2011 年样地不同土层土壤 N 储量分布。数值是平均值±标准差

Fig. 3 Distribution of soil N storage in the soil horizons of grazing pressure gradients in 2011 and 2010

s 表示该层 LG(低放牧压力)、MG(中放牧压力)和 HG(高放牧压力)之间存在显著差异 ($P=0.05$)

4 讨论

4.1 放牧压力模型及对放牧压力空间分布的影响

利用结合植被生产力的放牧压力评价模型对区域放牧压力评价,得到的放牧压力空间分布不仅受单位面积载畜量影响也收到植被生产力空间差异的影响。研究区域处于我国的半干旱区,植被生产力受降雨分布的影响,呈现自东南向西北递减的特征(图 4b),而单位草原载畜量不仅仅受自然条件(如水和产草量)的影响还受到草原管理制度的影响,不同的旗县自 1990—2011 年单位草原载畜量有着明显的差异(图 4a)。在单位草原载畜量和植被生产力两个因素的共同作用下,形成了放牧压力的空间分布特征(图 2),例如:阿巴嘎载畜量较低(图 4a),但由于阿巴嘎旗的西部植被生产力较低(图 4b),导致该区域放牧压力较高;相反,西珠穆沁旗植被生产力较高(图 4b),但由于载畜量也较高,导致放牧压力较高。另外牧民居住地和水源地周围,尽管大多具有较好的水分供给,但由于牲畜在此活动较为频繁,导致相对于其他区域植被啃食比较严重,使得表示植被生产能力的 NDVI 值较小,从而放牧压力较高。由此可以看出,结合植被生产力的放牧压力评价模型将影响放牧压力的自然和社会因素结合在一起。将降水、温度、土壤和植被甚至生态系统中微生物活动等自然因素对放牧压力的影响反映在植被生产力指标中 ($NDVI_{max}$) 中,而放牧牲畜数量的社会活动反映在载畜量指标中,其他社会活动(过度打草、采矿)导致草原植被覆盖降低,也可以在植被生产能力指标 ($NDVI_{max}$) 中反

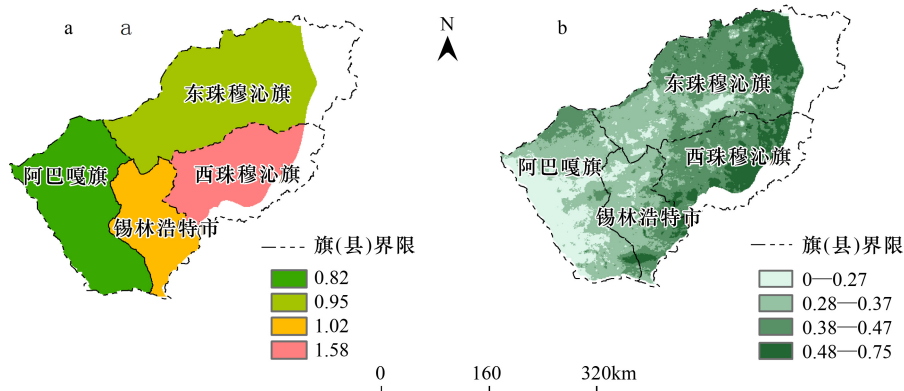


图 4 研究区域内不同行政区域 1990—2011 年平均单位草原面积载畜量(单位:羊单位/公顷,a 图)和年 $NDVI_{max}$ 的平均值(b 图)

Fig. 4 Average stocking rate (unit: sheep unit/ha, a) in the administrative districts and the mean of $NDVI_{max}$ (b) of study area from 1990 to 2011

映,因此结合植被生产力的放牧压力评价模型将放牧强度(单位草原面积载畜量)和资源承载力(单位草原面积生产力)结合起来可以在区域尺度上对草原的放牧压力进行客观评价。

4.2 BD、CC、TC 和 TN 变化特征及对土壤 N 储量变化的影响

Wang 等(2008)得出锡林格勒草原土壤容重随土壤深度增加而增加^[30],本研究得到了相似的结论。随着放牧梯度的增加,土壤容重不断增加,特别在土壤表层(0—10cm) LG、MG 和 HG 的土壤容重具有显著差异。HG 的表层土壤容重比 LG 高出 $0.16\text{g}/\text{cm}^3$ 原因可能是,放牧压实了表层土壤,增加了表层土壤容重,放牧压力越大,容重越大^[31],由于表层土壤被压实,降低了土壤空隙度,增加了地表径流,降低了土壤持水量^[31-32]。压实的土壤影响了土壤 N 的矿化和土壤含水量,从而影响到植被的生长^[33]。Biondini 等(1998)也提出土壤中氮素的矿化速率强烈地受到放牧压力的影响,放牧压力越大,土壤中的净氮矿化率越低。因此随着放牧压力增大,土壤容重逐渐增加^[34],植被的生产能力降低。而在不施肥的情况下,植被生长需要的 N 是由凋落物和土壤有机质动态决定的^[35],以凋落物形式反还的 N 减少,从而影响到土壤 N 储量。

Delgado 等(1996)在对半干旱草原的研究中发现,N 固定随土壤黏粒和土壤有机质的增加而提高^[36],放牧压力对土壤黏粒含量具有显著影响,放牧压力增大,植被盖度降低,土壤黏粒由于风蚀作用而降低。由于土壤黏粒 C 和 N 含量较高,从而导致土壤 C 和 N 含量降低^[37]。但本研究中土壤黏粒含量在不同的放牧梯度上没有明显差异,也即在该区域放牧压力增加,土壤黏粒对于不同梯度土壤 N 储量的影响不显著,风蚀作用对土壤 N 储量影响较弱。

土壤 TN 含量和 TC 含量变化特征相似,总体上随放牧压力增加而降低,主要原因可能是放牧导致土壤有机质降低,土壤有机质是土壤 C 和 N 的重要载体^[16,38-39]。土壤 C 和 N 的耦合循环^[40],使得 N 库的一个变化通常伴随着一个相应 C 库的变化^[41]。土壤表层的 TN 和 TC 含量在 LG、MG 和 HG 放牧梯度上表现出显著差异。放牧影响最大的是近地表层,而底层的土壤中的 C 和 N 周转周期较长,影响相对较弱。Medina-Roldan 等(2008)在墨西哥半干旱草原,进行的放牧对土壤 C 和 N 储量变化影响的研究发现,土壤 TC 和 TN 含量随放牧压力增加而减少,适度放牧(8—10ha/牲畜单位)>重度放牧(2—4ha/牲畜单位)>极重度放牧(<1ha/牲畜单位)^[42]。Frank 等(1995)通过对美国曼丹放牧草原氮储量长期数据的研究,提出在较长的时间尺度上,强度放牧会对土壤 N 储量产生负面影响^[43]。但也有些国外学者认为放牧对土壤全 N 含量没有影响^[6,44-45];我国学者在不同类型草原对土壤 N 含量也进行了广泛的研究,一些研究结果和和本文的结论相同或相似,而一些研究结果则与本文的结果相反(表 2),因此,放牧压力对土壤氮含量的影响还没有一致的结论。这里面既有草原生态系统复杂的客观原因,也有研究对象、研究方法和研究的时空尺度不同产生的影响。本文在区域尺度上,基于长时间尺度的载畜量数据和植被生产力数据(NDVI_{max}),得出的不同放牧压力梯度上土壤 N 含量变化的特征,与在典型草原进行的相关研究已取得的研究结果^[49,52-53]具有相同和相似性。因此在区域尺度上,结合载畜量和植被生产力评价放牧压力空间分布及其对土壤 N 储量的影响是可行的。

4.3 研究结果的不确定性分析

基于单位面积草原载畜量和植被生产力的放牧压力评价模型,时间尺度的选择对放牧压力的空间分布会产生一定的影响。本文考虑到放牧对土壤氮储量的影响具有一定滞后效应,选取 1990—2011 年的单位草原面积平均载畜量来表示研究区域载畜量的空间分布。而植被生产力主要受气候、土壤等自然因素的影响,空间分布演变的时间尺度较长,因此选择了气候因素(降水、温度)变化较为平缓的 2001—2011 年平均的 NDVI_{max} 反映植被生产力的空间差异。由于植被生产力空间分布改变需要的时间尺度较长,短时间内不会有大的改变,由此引入的不确定性也较小。相反,单位草原载畜量载短期内则可能产生较大的变化,所以单位草原面积平均载畜量选择可能引入较高的不确定性,选择不同时间尺度平均载畜量得出的放牧压力结果可能会有较大差异。本文选择 1990—2011 年的平均载畜量,主要是考虑研究区域过度放牧主要发生在 1991—2000 年之间^[23],选择的这个时间区间能够涵盖了过度放牧的草原载畜量。因此,平均单位草原载畜量时间尺度的选择应考虑研究区域放牧特征和研究的目的,这样有利于弱化尺度选择不当对研究结果的影响。

表 2 我国不同草原类型土壤 N 含量对放牧强度响应的相关文献

Table 2 Related literature of the response of soil N content to the grazing intensity in different grassland

草原类型 Grassland types	放牧强度确定方法 Method of determining grazing intensity	研究结果 Study results	文献来源 Sources of reference
荒漠草原 Desert grassland	轻牧 (LG, 0.45 羊单位/ha)、中牧 (MG, 0.75 羊单位/ha) 和重牧 (HG, 1.5 羊单位/ha), 围封不放牧的草场为对照区 (CK)	土壤全氮含量 LG>MG>CK>HG ($P<0.01$)	文献[46]
高山草甸 Alpine meadow	对照样地 (3 只羊/ha), 轻牧 (5 只羊/ha), 中牧 (7 只羊/ha), 重牧 ((9 只羊/ha))。	随着放牧压力的增大, 土壤全氮含量明显下降	文献[47]
草甸草原 Meadow steppe	居民点为起点向所研究的草地方向设置 3 条平行的样线, 根据距离居民点远近设定放牧压力。	全氮在轻度放牧和中度放牧的情况下没有显著差异, 但都显著高于重度放牧的草地	文献[48]
典型草原 Typical steppe	轻牧 (1.5 只羊/ha)、中牧 (4.5 只羊/ha)、重牧 (9.0 只羊/ha), 及围封未放牧样地作为对照	土壤全氮变化趋势表现为轻牧>重牧>中牧>围封未放牧地	文献[49]
荒漠草原 Desert grassland	轻度放牧 (0.91 羊单位/ha·半年), 中度放牧 (1.82 羊单位/ha·半年), 重度放牧 (2.71 羊单位/ha·半年), 对照样地未放牧	全氮含量随着放牧强度的增大而逐渐降低, 重度放牧区显著低于其他放牧区	文献[50]
荒漠草原 Desert grassland	轻度放牧 (0.45 只羊/ha), 中度放牧 (0.75 只羊/ha), 重度放牧 (1.5 只羊/ha), 对照样地不放牧。	随着放牧强度的增大, 全氮量均基本呈现逐渐减小的趋势	文献[51]
典型草原 Typical steppe	居民点附近或饮水点为中心, 向外辐射到围栏禁牧草场形成了不同放牧梯度	随着放牧强度的加强土壤全氮, 下降。	文献[52]
典型草原 Typical steppe	轻度放牧 (3 头牛/ha)、中度放牧 (4 头牛/ha)、重度放牧 (5 头牛/ha), 对照区未放牧。	土壤全氮随着载畜率的增加而减少	文献[53]
草甸草原 Meadow steppe	轻度放牧区 (0.99 牛单位/ha·月), 轻度放牧区 (0.99 牛单位/ha·月) 中度放牧区 (1.65 牛单位/ha·月), 重度放牧区 (2.30 牛单位/ha·月)	随着放牧强度的增大, 0—10cm 土层的有机质、全氮含量减少	文献[54]
人工草地 Artificial grassland	轻牧草地 (6 只羊/ha), 中牧草地 (10 只羊/ha), 重牧草地 (13 只羊/ha)	土壤全磷和速效磷含量降低, 而全氮和速效钾含量增加	文献[55]
草甸草原 Meadow steppe	草地植被采食率为 18.66% 的为轻度放牧, 为 36.27% 的是中度放牧, 53.72% 的为重度放牧, 不放牧的为对照样地。	放牧强度的增加土壤有机质降低、土壤全氮有升高的趋势	文献[56]
荒漠草原 Desert grassland	以地表排泄粪便从围栏口向草地中心变化及植被特征确定放牧强度。	全氮表现为随放牧压力增大而增大的特征	文献[57]
草甸草原 Meadow steppe	轻度放牧 (0.38 头牛/ha), 中度放牧 (0.64 头牛/ha) 和重度放牧 (0.90 头牛/ha)	随着放牧强度的增加土壤全氮呈增加趋势	文献[58]
草甸草原 Meadow steppe	重牧草地 (13 只羊/ha), 中牧草地 (10 只羊/ha), 轻牧草地 (6 只羊/ha)	放牧强度的增大, 土壤表层全氮量明显升高	文献[59]
高山草甸 Alpine meadow	以居民点点为中心周边 3000 m 的距离内, 距居民点中心 2400—2800 m 作为轻度放牧, 距离为 1400—1800 m 为中度放牧, 距 200—400 m 为重度放牧。	土壤的全氮含量在各放牧样地里并没有显著变化	文献[60]
荒漠草原 Desert grassland	轻度放牧 (0.45 只羊/ha), 中度放牧 (1 只羊/ha) 和重度放牧 (1.5 羊/ha)	而土壤全氮含量随着放牧强度的增加呈先增加后降低的趋势	文献[61]

另外, 分析土壤 N 储量对放牧压力响应时, 野外采样也可能对研究的结果产生影响。本文 2011 年和 2010 年数据分析的结果不完全一致, 原因可能是空间尺度的差异所致。2010 年样点采集主要集中于研究区域的中部, 而 2011 年采样覆盖了全部区域。研究区域中部放牧压力相比于整个区域放牧压力偏高, 低放牧压力样地较少, 这样对于轻度放牧压力样地代表性较弱, 从而使得在同一研究区域内得出结果存在差异, 也就是说野外采样点的空间分布的代表性也会影响研究结果的不确定性。

5 结论

放牧压力是单位面积载畜量和植被生产力的函数,基于 2001—2011 年每年生长季合成的 MODIS-NDVI_{max} 的平均值来表示区域植被生产力的差异和近 22 年的以县级行政单元统计的单位面积载畜量,建立的放牧压力评价模型能够合理评估内蒙古典型草原放牧压力的空间分布。通过 ArcGIS 自然断点法对放牧压力指数进行聚类,划分了低放牧、中度放牧和高度放牧三个梯度,统计分析表明土壤容重在土壤表层 LG, MG 和 HG 之间存在显著差异,总体上随着土壤深度增加而增加,放牧对深层土壤容重变化的影响不大。土壤表层 TC 含量和 TN 含量在 LG, MG 和 HG 之间存在显著差异。土壤 TN 含量随土壤深度增加而降低。土壤表层的土壤 N 储量在 LG, MG 和 HG 之间差异显著,随着放牧压力增加而降低。土壤下层的土壤 N 储量除在 20—30cm 土层, LG, MG 和 HG 之间存在显著差异表现稳定外,其他土层只在 2011 年表现出显著差异,在 2010 年差异不显著。在 0—50cm 范围内,土壤 N 储量在 2011 年存在显著差异,在 2010 年尽管没有达到 0.05 的显著差异水平,其显著性也达到 0.1 的显著性水平。总之放牧对土壤 N 储量具有显著影响,降低放牧压力可以减少土壤氮素的损失有利于恢复退化草原的植被生产力。

参考文献 (References):

- [1] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, Boyer E W, Howarth R W, Seitzinger S P, Asner G P, Cleveland C C, Green P A, Holland E A, Karl D M, Michaels A F, Porter J H, Townsend A R, Vöosmarty C J. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2): 153-226.
- [2] Snyman H A, du Preez C C. Rangeland degradation in a semi-arid South Africa - II: influence on soil quality. *Journal of Arid Environments*, 2005, 60(3): 483-507.
- [3] Zheng S X, Ren H, Li W H, Lan Z C. Scale-dependent effects of grazing on plant C: N: P stoichiometry and linkages to ecosystem functioning in the Inner Mongolia grassland. *Plos One*, 2012, 14(12): doi:10.1371/journal.pone.0051750.
- [4] McNaughton S J, Banyikwa F F, McNaughton M M. Promotion of the cycling of diet-enhancing nutrients by African Grazers. *Science*, 1997, 278(5344): 1798-1800.
- [5] Bartolome J W. Application of herbivore optimization theory to rangelands of the western United States. *Ecological Applications*, 1993, 3(1): 27-29.
- [6] Milchunas D G, Lauenroth W K. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 1993, 63(4): 327-366.
- [7] de Mazancourt C, Loreau M, Abbadie L. Grazing optimization and nutrient cycling: when do herbivores enhance plant production? *Ecology*, 1998, 79(7): 2242-2252.
- [8] Schuman G E, Reeder J D, Manley J T, Hart R H, Manley W A. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Applications*, 1999, 9(1): 65-71.
- [9] Luo G P, Han Q F, Zhou D C, Li L, Chen X, Li Y, Hu Y K, Li B. L. Moderate grazing can promote aboveground primary production of grassland under water stress. *Ecological Complexity*, 2012, 11: 126-136.
- [10] Verdoodt A, Mureithi S M, Ye L M, Van Ranst E. Chronosequence analysis of two enclosure management strategies in degraded rangeland of semi-arid Kenya. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 129(1-3): 332-339.
- [11] Zhang G G, Kang Y M, Han G D, Sakurai K. Effect of climate change over the past half century on the distribution, extent and NPP of ecosystems of Inner Mongolia. *Global Change Biology*, 2011, 17(1): 377-389.
- [12] Chaneton E J, Lemcoff J H, Lavado R S. Nitrogen and phosphorus cycling in grazed and ungrazed plots in a temperate subhumid grassland in Argentina. *The Journal of Applied Ecology*, 1996, 33(2): 291-302.
- [13] Hoekstra N J, Schulte R P O, Struik P C, Lantinga E A. Pathways to improving the N efficiency of grazing bovines. *European Journal of Agronomy*, 2007, 26(4): 363-374.
- [14] Levin S A. Grazing theory and rangeland management. *Ecological Applications*, 1993, 3(1): 1-31.
- [15] Bai Y F, Wu J G, Clark C M, Pan Q M, Zhang L X, Chen S P, Wang Q B, Han X G. Grazing alters ecosystem functioning and C: N: P stoichiometry of grasslands along a regional precipitation gradient. *Journal of Applied Ecology*, 2012, 49(6): 1204-1215.
- [16] Conant R T, Paustian K. Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16(4): 901-

909.

- [17] Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M, de Haan C. Livestock's Long Shadow-Environmental Issue and Options. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006.
- [18] Wang Y S, Xue M, Zheng X H, Ji B M, Du R, Wang Y F. Effects of environmental factors on N_2O emission from and CH_4 uptake by the typical grasslands in the Inner Mongolia. *Chemosphere*, 2005, 58(2): 205-215.
- [19] Schiborra A, Gierus M, Wan H W, Bai Y F, Taube F. Short-term responses of a *Stipa grandis*/*Leymus chinensis* community to frequent defoliation in the semi-arid grasslands of Inner Mongolia, China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2009, 132(1-2): 82-90.
- [20] Brogaard S, Zhao X Y. Rural reforms and changes in land management and attitudes: a case study from Inner Mongolia, China. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(3): 219-225.
- [21] Cyranoski D. China plans clean sweep on dust storms. *Nature*, 2003, 421(6919): 101-101.
- [22] Wiesmeier M, Steffens M, Koelbl A, Koegel-Knabner I. Degradation and small-scale spatial homogenization of topsoils in intensively-grazed steppes of Northern China. *Soil and Tillage Research*, 2009, 104(2): 299-310.
- [23] Li A, Wu J G, Huang J H. Distinguishing between human-induced and climate-driven vegetation changes: a critical application of RESTREND in inner Mongolia. *Landscape Ecology*, 2012, 27(7): 969-982.
- [24] Jakubauskas M E, Legates D R, Kastens J H. Harmonic analysis of time-series AVHRR NDVI data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 2001, 67(4): 461-470.
- [25] Brogaard S, Runnstrom M, Seaquist J W. Primary production of Inner Mongolia, China, between 1982 and 1999 estimated by a satellite data-driven light use efficiency model. *Global and Planetary Change*, 2005, 45(4): 313-332.
- [26] 金云翔, 徐斌, 杨秀春, 李金亚, 王道龙, 马海龙. 内蒙古锡林郭勒盟草原产草量动态遥感估算. *中国科学: 生命科学*, 2011, 41(12): 1185-1195.
- [27] 李国庆. 内蒙古典型草原碳储量动态变化研究 [D]. 北京: 北京师范大学, 2013.
- [28] Yu L, Zhou L, Liu W, Zhou H K. Using remote sensing and GIS technologies to estimate grass yield and livestock carrying capacity of alpine grasslands in Golog Prefecture, China. *Pedosphere*, 2010, 20(3): 342-351.
- [29] Batjes N H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 2014, 65(1): 10-21.
- [30] Wang Z P, Han X G, Li L H. Effects of grassland conversion to croplands on soil organic carbon in the teperate Inner Mongolia. *Journal of Environmental Management*, 2008, 86(3): 529-534.
- [31] Singleton P L, Boyes M, Addison B. Effect of treading by dairy cattle on topsoil physical conditions for six contrasting soil types in Waikato and Northland, New Zealand, with implications for monitoring. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 2000, 43(4): 559-567.
- [32] Snyman H A, Fouché H J. Production and water-use efficiency of semi-arid grasslands of South Africa as affected by veld condition and rainfall. *Water SA*, 1991, 17(4): 263-268.
- [33] Yuan Z Y, Li L H, Han X G, Chen S P, Wang Z W, Chen Q S, Bai W M. Nitrogen response efficiency increased monotonically with decreasing soil resource availability: a case study from a semiarid grassland in Northern China. *Oecologia*, 2006, 148(4): 564-572.
- [34] Biondini M E, Patton B D, Nyren P E. Grazing intensity and ecosystem processes in a northern mixed-grass prairie, USA. *Ecological Applications*, 1998, 8(2): 469-479.
- [35] Kirschbaum M U F, Paul K I. Modelling C and N dynamics in forest soils with a modified version of the CENTURY model. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34(3): 341-354.
- [36] Delgado J A, Mosier A R, Valentine D W, Schimel D S, Parton W J. Long term ^{15}N studies in a catena of the shortgrass steppe. *Biogeochemistry*, 1996, 32(1): 41-52.
- [37] Hoffmann C, Funk R, Li Y, Sommer M. Effect of grazing on wind driven carbon and nitrogen ratios in the grasslands of Inner Mongolia. *Catena*, 2008, 75(2): 182-190.
- [38] Houghton R A, Hackler J L, Lawrence K T. The U.S. carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, 1999, 285(5427): 574-578.
- [39] He N, Yu Q, Wu L, Wang Y, Han X G. Carbon and nitrogen store and storage potential as affected by land-use in a *Leymus chinensis* grassland of northern China. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40(12): 2952-2959.
- [40] Breuer L, Huismann J A, Keller T, Frede H G. Impact of a conversion from cropland to grassland on C and N storage and related soil properties: Analysis of a 60-year chronosequence. *Geoderma*, 2006, 133(1-2): 6-18.
- [41] Ammann C, Spirig C, Leifeld J, Nefel A. Assessment of the nitrogen and carbon budget of two managed temperate grassland fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 133(3-4): 150-162.
- [42] Medina-Roldan E, Arredondo J T, Huber-Sannwald E, Chapa-Vargas L, Olalde-Portugal V. Grazing effects on fungal root symbionts and carbon and nitrogen storage in a shortgrass steppe in Central Mexico. *Journal of Arid Environments*, 2008, 72(4): 546-556.

- [43] Frank A B, Tanaka D L, Hofmann L, Follett R F. Soil carbon and nitrogen of northern great plains grasslands as influenced by long-term grazing. *Journal of Range Management Archives*, 1995, 48(5): 470-474.
- [44] Zeller V, Bahn M, Aichner M, Tatteininer U. Impact of Land-use change on nitrogen mineralization in subalpine grasslands in the Southern Alps. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 31(5): 441-448.
- [45] Dahlgren R A, Singer M J, Huang X. Oak tree and grazing impacts on soil properties and nutrients in a California oak woodland. *Biogeochemistry*, 1997, 39(1): 45-64.
- [46] 焦婷. 温性荒漠草原放牧利用退化草地生态系统营养动态研究 [D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2010.
- [47] 王启兰, 曹广民, 王长庭. 放牧对小嵩草草甸土壤酶活性及土壤环境因素的影响. *植物营养与肥料学报*, 2007, 13(5): 856-864.
- [48] 王明君, 韩国栋, 赵萌莉, 陈海军, 王珍, 郝晓莉, 薄涛. 草甸草原不同放牧强度对土壤有机碳含量的影响. *草业科学*, 2007, 24(10): 6-10.
- [49] 刘楠, 张英俊. 放牧对典型草原土壤有机碳及全氮的影响. *草业科学*, 2010, 24(4): 11-14.
- [50] 阿穆拉, 赵萌莉, 韩国栋, 贾乐, 董亭. 放牧强度对荒漠草原地区土壤有机碳及全氮含量的影响. *中国草地学报*, 2011, 33(3): 115-118.
- [51] 侯彦会. 温性荒漠化草原不同放牧强度下氮素示踪研究 [D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2009.
- [52] 魏晓军. 放牧强度对典型草原大针茅根际土壤的影响 [D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2011.
- [53] 阿拉木斯. 载畜率对克氏针茅典型草原植被、土壤及牛体重的影响 [D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2012.
- [54] 史印涛. 不同放牧强度对小叶章群落特征和土壤理化性状的影响 [D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2013.
- [55] 戎郁萍, 韩建国, 王培, 毛培胜. 放牧强度对草地土壤理化性质的影响. *中国草地*, 2001, 23(4): 41-47.
- [56] 王明君. 不同放牧强度对羊草草甸草原生态系统健康的影响研究 [D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2008.
- [57] 肖绪培, 宋乃平, 王兴, 杨明秀, 谢腾腾. 放牧干扰对荒漠草原土壤和植被的影响. *中国水土保持*, 2013, (12): 19-23, 33-33, 77-77.
- [58] 孙宗玖, 朱进忠, 张鲜花, 郑伟, 靳瑰丽, 古伟容. 短期放牧强度对昭苏草甸草原土壤全量氮磷钾的影响. *草地学报*, 2013(5): 895-901.
- [59] 刘亚军. 不同放牧强度对坝上草地植被和土壤理化性质的影响 [D]. 保定: 河北农业大学, 2009.
- [60] 王向涛. 放牧强度对高寒草甸植被和土壤理化性质的影响 [D]. 兰州: 兰州大学, 2010.
- [61] 安慧, 李国旗. 放牧对荒漠草原植物生物量及土壤养分的影响. *植物营养与肥料学报*, 2013, 19(3): 705-712.