

中国草地土壤生态系统固碳现状和潜力

郭 然, 王效科*, 逯 非, 段晓男, 欧阳志云

(中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室 北京 100085)

摘要:以国内长期定位试验的数据为基础,评价了我国草地生态系统的固碳现状和潜力。分析发现,通过减少畜牧承载量等方法恢复退化草地,我国草地土壤的有机碳库可以增加 4561.62 Tg C, 主要分布在内蒙古、西藏和新疆。草场围栏、种草和退耕还草 3 种草地管理措施的固碳潜力分别是 12.01、1.46 $\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 25.59 $\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$, 总计 39.06 $\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$ 。2004 年是我国草地管理投资较多的年份,种草、退耕还草和草场围栏的工程面积均有较大的提高,3 种措施新增的固碳能力分别为 5.70、0.38 $\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 3.09 $\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$, 合计 9.17 $\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

关键词:草地生态系统;草地土壤;固碳潜力

文章编号:1000-0933(2008)02-0862-06 中图分类号:Q142, Q948, S812, X171.1 文献标识码:A

Soil carbon sequestration and its potential by grassland ecosystems in China

GUO Ran, WANG Xiao-Ke*, LU Fei, DUAN Xiao-Nan, OUYANG Zhi-Yun

State Lab of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China
Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(2): 0862 ~ 0867.

Abstract: Human activities, such as lowering grazing intensity, enclosure restoration, can improve the accumulation of carbon in grassland soils and sequester carbon. China has large area of grassland, which accounts for more than 30% of China's total area. Carbon sequestration through grassland management has drawn a great attention. In this study, the grassland of China was divided into three types: typical grassland, desert grassland and alpine meadow. Based on long-term station experimental data, the carbon sequestration rates of enclosure, taming, degraded grassland restoring, aerial seeding and returning farm to grassland were estimated by calculating the average carbon sequestration rates or potential; when data was available, estimation was made in typical grassland, desert grassland and alpine meadow respectively. The carbon sequestration rate of enclosure in typical grassland was $0.47\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, while in desert grassland and alpine meadow; the carbon sequestration rate was $0.28\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$. The carbon sequestration rates of taming, degraded grassland restoring, aerial seeding and returning farm to grassland were 1.09, 0.9, 0.9 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ and 0.5 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ respectively. The carbon sequestration potential of degraded grassland recovery was defined as the loss of grassland degradation. The carbon loss (also the carbon sequestration potential) in unit area of typical grassland was $31.58\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$, while in desert and alpine grassland, the carbon sequestration potential was $34.26\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ according to the average value in relevant long-term

基金项目:中国科学院创新工程重大资助项目(KZCX1-SW-01-17);国家重点基础研究发展规划(973)资助项目(2002CB412503, 2006CB403402)

收稿日期:2006-12-04; 修订日期:2007-11-23

作者简介:郭然(1978~),男,江西人,博士,主要从事草地碳循环研究. E-mail: guoran78@sohu.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangxk@rcees.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by Knowledge Innovation of CAS(No. KZCX1-SW-01-17), National Basic Research Program of China (No. 2002CB412503, 2006CB403402)

Received date: 2006-12-04; **Accepted date:** 2007-11-23

Biography: GUO Ran, Ph.D., mainly engaged in carbon cycle of grassland. E-mail: guoran78@sohu.com

experiments. The results of carbon sequestration were shown as follows: (1) On the assumption that 55% of the grassland in Inner Mongolia, Xinjiang, Qinghai, Nixia, Gansu, Shaanxi and Tibet was degraded due to over grazing, then by degraded grassland recovery, the carbon storage in grassland soils could increase by 4561.62Tg, and this increase was mainly located in Inner Mongolia, Tibet and Xinjiang. (2) According to the statistics of the area of each grassland type and the grassland management, carbon sequestration potential of non-grazing restoration, taming and returning farms to grassland was 12.01, 1.46Tg·a⁻¹ and 25.59Tg·a⁻¹ respectively. (3) The extra carbon sequestration ability by managements was 9.17Tg·a⁻¹ in 2004 when more investments were given to grassland management, the extra carbon sequestration potential of non-grazing restoration, taming and returning farms to grassland was 3.09、0.38Tg·a⁻¹ and 5.70 Tg·a⁻¹ respectively.

Key Words: grassland ecosystem; grassland soils; carbon sequestration potential

草地生态系统是分布面积最广的陆地生态系统之一,其面积占全球的 1/2,在全球陆地碳循环中起着极为重要的作用^[1]。草地地上部分和地下部分总的碳贮量占全球陆地生态系统的 1/3^[2]。随着人类对全球气候变化的关注,积极寻找减缓大气 CO₂浓度的各种技术途径,其中草地生态系统的固碳潜力已经引起了各国学者和政府的普遍关注。

陆地生态系统的碳库都包括植物和土壤两部分。对于草地生态系统来说,植物碳库相对比较稳定,因此,草地生态系统的固碳主要考虑土壤的固碳能力。目前大量实验观测表明,由于过度放牧等原因导致的草地退化将造成土壤有机碳的损失,而一些人类活动,特别是人工种草、围封草场和退耕还草等措施可以促进草地土壤有机碳的恢复和积累,具有固定大气 CO₂的能力。IPCC 报告分析和评价了草场退化、放牧管理、草地保护和恢复、施肥、灌溉、引种及防火对草地土壤有机碳的影响,并估算了全球草地 2010 年的固碳潜力为 0.24 Pg^[3]。Gurney 和 Neff 则总结了美国、加拿大和俄罗斯的草地改良的固碳潜力^①。

我国的草地生态系统面积广阔,占全国国土面积的 1/3 多。由于近些年来的过度放牧等不合理的畜牧业活动,已经造成了我国草地生态系统,特别是土壤的有机碳贮量明显减少^[4]。一些研究报告了我国不同类型草地退化造成的有机碳损失和加强草地管理可能造成的土壤有机碳增加^[5~7],但到目前为止的研究基本上以试验点土壤养分动态为主,还没有研究将这些土壤碳动态数据统一起来,对中国草地生态系统进行人工恢复的固碳潜力的估算。

本文以国内长期定位试验的数据为基础,估算在我国草地实施人工种草、围封草场和退耕还草 3 种措施下的固碳速率,并估算了我国退化草地完全恢复的土壤固碳潜力。

1 研究方法

由于草地生态系统的植物碳库变化很小,因此主要估算草地土壤的固碳能力。影响我国草地土壤碳库的主要因素有草地退化造成的土壤有机碳损失和草地管理措施(如草场围栏、人工种草、改良草场、飞播种草和退耕还草等)造成的土壤有机碳的增加。因此,我们这里分别对这两种情况下中国草地生态系统的固碳潜力进行估算。

依据气候、地形、草地植被等特征,考虑到资料的可获得性,将我国草地划分为 3 种类型:典型草地、荒漠草地、高寒草地,各种类型草地分布的省市自治区如表 1。

1.1 退化草地恢复的固碳潜力估算

退化草地恢复的固碳潜力(CSP)就是退化草地恢复到退化前草地的土壤有机碳水平时所能够固定的土壤有机碳总量,在数量上,与草地退化所造成的草地土壤有机碳的损失相等。退化草地恢复的固碳潜力可通过草地退化面积和过牧造成的土壤有机碳损失量来估算。

① Gurney K. and J. Neff, 2000, Carbon sequestration potential in Canada, Russian and the United States under Article 3.4 of the Kyoto Protocol, WWF

表1 我国主要草地的分类及其分布

Table1 Classification and distribution of grasslands in China

草地类型 Types	省市区 Provinces
典型草地 Typical grassland	内蒙古及中国东部和南部各省份 Inner Mongolia and provinces in eastern and southern part of China
荒漠草地 Desert grassland	宁夏 Ningxia、甘肃 Gansu、新疆 Xinjiang
高寒草地 Alpine grassland	青海 Qinghai、西藏 Tibet

$$\text{SOC} = \text{soc} \times \text{BD} \times H/10 \quad (1)$$

式中, SOC 为以 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 为单位表示的表土有机碳含量。soc 为以 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 为单位表示的土壤有机碳含量, 在本研究中采用已发表的文献中数值; BD 为土壤容重 ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$), 采用文献中提供的数据, 如原文没有测量容重数据, 则参考中国科学院南京土壤研究所的中国土壤数据库; H 为表土层厚度, 鉴于目前国内关于人类活动对草地土壤碳动态的影响研究中一般取样至 30cm, 本研究中对 H 的取值亦为 30cm。

$$\text{CSP} = (\text{SOC}_0 - \text{SOC}_d) \times A \quad (2)$$

式中, SOC_0 为未退化草地的表层土壤有机碳含量, SOC_d 为退化草地的表层土壤有机碳含量, 两者单位均为 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$; A 为退化草地恢复的面积 (hm^2), CSP 为固碳潜力。

目前, 草地退化分省、市、自治区的统计数据暂缺, 在本研究中, 根据有关草场退化的资料进行估计。农业部最近初步统计表明全国 50% ~ 60% 的天然草地存在着不同程度的退化趋势, 主要分布在西北、西南、内蒙古等一些传统的重要牧区^{[8]①}。据此可以假设我国以牧业为主的内蒙古、新疆、青海、宁夏、甘肃、陕西、西藏等省、自治区的过牧率为 55%。其他草地分布的广大地区, 草原退化现象并不普遍, 因此, 对其退化草原恢复的固碳潜力不做计算。

根据已发表的长期定位试验论文中的数据^[9~14]得出不同类型的草地恢复的单位面积的固碳能力(表 2)。在典型草地上, 恢复退化草地的固碳潜力为 $4.2 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2} \sim 51.65 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 平均为 $31.58 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$; 在高寒草甸恢复退化草地的固碳潜力为 $15.24 \sim 65.75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 平均为 $34.26 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。由于没有在文献中得到荒漠草地的数据, 研究中, 使用典型草地在过牧导致退化后的有机碳损失数据进行替代。

1.2 草地管理措施的固碳潜力估算

草地生态系统的固碳能力现状可以根据草地管理措施的实施面积和单位面积的固碳速率来估算。

固碳速率指为采取措施和不采取措施两种情景下土壤有机碳年变化量的差值, 即采取了固碳措施比不采取固碳措施导致的每年土壤有机碳的增量。鉴于草地管理措施对土壤发生的作用主要集中在表层, 因此根据文献数据得出的完整 0 ~ 30cm 土层的固碳速率作为草场固碳速率的变化范围。在很多试验中, 相比土壤有机碳年变化量, 在结果中更多地被提及的是土壤有机碳含量。因此, 计算固碳速率和潜力的公式如下:

$$\text{DSOC}_m = (\text{SOC}_{m1} - \text{SOC}_{m0})/n \quad (3)$$

式中, DSOC_m 为采取固碳措施的土壤有机碳变化量 ($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), SOC_{m0} 为试验前采取措施样地的土壤有机碳含量 ($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$), SOC_{m1} 为试验结束后采取措施样地的土壤有机碳含量 ($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$), n 为试验时间长度 (a)。

$$\text{DSOC}_{ck} = (\text{SOC}_{ck1} - \text{SOC}_{ck0})/n \quad (4)$$

表2 草地退化损失的有机碳量 ($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$)

Table 2 Organic carbon loss due to grassland degradation

序号 Number	草地类型 Grassland Types	固碳潜力 Organic carbon loss	文献 References
1	典型草地	42.9	[9]
2	Typical grassland	51.65	[9]
3		38.05	[10]
4		4.20	[11]
5		21.1	[12]
6	高寒草甸	21.79	[13]
7	Alpine meadow	65.75	[14]
8		15.24	[14]

① 中华人民共和国农业部综合计划司. 2020 ~ 2050 年全国草地生态建设规划, 2000

式中, $DSOC_{ck}$ 为不采取固碳措施(对照)的土壤有机碳变化量 ($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$), SOC_{ck0} 为不采取措施样地试验前的土壤有机碳含量 ($t \cdot hm^{-2}$), SOC_{ckn} 为试验结束后不采取措施样地的土壤有机碳含量 ($t \cdot hm^{-2}$)。

$$CSR = DSOC_m - DSOC_{ck} \tag{5}$$

$$CSP = CSR \times A \tag{6}$$

式中, CSR 为土壤固碳速率 ($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$), CSP 为土壤固碳潜力 ($t \cdot a^{-1}$), A 为管理措施的实施面积 (hm^2)。

草地管理措施的实施面积,草场围栏封育、人工种草、改良草场和飞播种草主要根据草地统计数据《中国畜牧业年鉴 2004》^[15]。退耕还草的面积根据《中国环境质量公报》。各种措施的单位面积的固碳速率从现有的生态学调查文献资料^[3,16~23]获得。

根据不同文献所得出了围栏封育在典型草地、荒漠草地和高寒草甸的单位面积固碳速率(表 3):在典型草地上,围栏的固碳速率 $0.2131 \sim 0.731 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$, 平均为 $0.472 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$;在荒漠草地围栏的固碳速率为 $0.095 \sim 0.6804 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$, 平均为 $0.276 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ 。由于未能取得高寒草地上围栏草场对土壤有机碳影响的长期定位试验数据,采用典型草地的数据进行高寒草地的相关计算。对于人工种草(包括改良草场、飞播种草等)以及退耕还草的固碳速率从前人已发表的研究成果得到(表 4)。

表 3 不同草地土壤采用围栏的固碳速率 ($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$)

Table 3 Carbon sequestration rate of enclosure in difference grassland types

序号 Number	草地类型 Grassland types	固碳潜力 Organic carbon loss	文献 References
1	典型草地	0.731	[16]
2	Typical grassland	0.2131	[17]
3	荒漠草地	0.6804	[18]
4	Desert grassland	0.2635	[19]
5		0.1771	[20]
6		0.164	[20]
7		0.095	[21]

表 4 主要草地管理措施的固碳速率 ($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$)

Table 4 Carbon sequestration rate of different management measures

草地措施 Management	典型草地 Typical grassland	荒漠草地 Desert grassland	高寒草甸 Alpine meadow	文献 References
人工种草 Taming	1.09	1.09	1.09	[3]
改良草场 Restoring degraded grassland	0.9	0.9	0.9	[22]
退耕还草 Returning farms to grassland	0.5	0.5	0.5	[23]

2 结果与分析

2.1 退化草地恢复的固碳潜力估算

通过减少畜牧承载量等方法,使退化草地得以恢复,可以增加草地土壤的有机碳库增加 $4561.62 Tg C$ (表 5),这些碳库主要分布在内蒙古(占 25.89%)、西藏(占 23.24%)和新疆(占 28.95%)。

2.2 草地管理措施的固碳潜力估算

人工种草、退耕还草和草场围栏封育是 3 种最基本的草地管理措施,这些措施的累计面积的固碳总量分别是 25.59 、 $1.46 Tg \cdot a^{-1}$ 和 $12.01 Tg \cdot a^{-1}$,总计 $39.06 Tg \cdot a^{-1}$ 。2004 年是我国草地管理投资较多的年份,种草、退耕还草和草场围栏的工程面积均有较大的提高,新增人工种草退耕还草和草场围栏的面积达到 346×10^4 , 76.6×10^4 , $701 \times 10^4 hm^2$ ^[15],3 种措施新增的固碳能力分别为 5.70 、 $0.38 Tg \cdot a^{-1}$ 和 $3.09 Tg \cdot a^{-1}$,合计 $9.17 Tg \cdot a^{-1}$ 。

表 5 退化草地恢复的固碳潜力

Table 5 Carbon sequestration potential of degraded grassland recovery

省份 Province	退化草地恢复的固碳潜力(Tg C) Carbon sequestration potential of degraded grassland recovery
内蒙古 Inner Mongolia	1181.09
西藏 Tibet	1060.38
陕西 Shaanxi	47.82
甘肃 Gansu	279.14
青海 Qinghai	595.44
宁夏 Ningxia	77.16
新疆 Xinjiang	1320.58

3 讨论

3.1 估算结果的不确定性

与农田和森林生态系统相比较,草地生态系统的固碳潜力及其相关研究比较少。国内草场退化造成土壤有机碳损失和围封草场的固碳速率研究相对较多,而其他措施的固碳速率数据比较缺乏,只能借用仅有的观测调查数据(表4)。在对退化草场恢复的固碳潜力估算中,草场退化面积数据只有全国的平均估计,其准确程度还无法确定。国内针对不同地貌和植物群落条件下采用人工措施恢复草地对土壤碳影响的研究并没有成系统地展开,这使得在估算草地的固碳速率和潜力时仅能以3种草地大类进行,而暂时无法将地貌和植物群落等因素考虑进来。在草地管理措施的固碳潜力评价中,植物碳库的变化数据目前比较少。尽管草地植物地上部分为1年生,其固碳意义不大。但草地植物地下部分多为多年生,草地管理措施可能会影响到植物地下部分的碳贮量,但目前这方面的数据很难找到,在未来的草地生态系统固碳潜力评估中需要进一步考虑。

目前,我国关于人类活动,特别是放牧和草地恢复对草地土壤有机碳的影响的研究还很少。放牧作为最主要的人为管理措施,还没有建立完善的指标体系和计量标准,使得不同的研究方法得出的过牧和适牧结果不一,不便于数据的整合。在研究草地土壤固碳机理研究上,还缺乏一些系统有关管理措施对草地生态系统固碳潜力的实验观测研究。

3.2 中国未来草地生态系统的固碳潜力评价

未来中国草地生态系统的固碳潜力的估计,很大程度上与现有中国草地生态系统的碳收支状况有关,但目前还没有比较可靠的相关数据。

从以上估算结果中可以看出,我国退化草地生态系统的恢复具有很大的固碳潜力。如果能够用30a使退化草地得到恢复,则每年可以固定大气 CO_2 $152 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。这比美国($9 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$)、加拿大($0.2 \sim 0.6 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$)和俄罗斯($0.4 \sim 0.8 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$)的估算要大的多。

我国目前已经实施的草地管理措施的固碳潜力为 $39.06 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。2004年新增面积的固碳潜力为 $9.17 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,这种新增面积的固碳能力将随着岁月的进展有一种累积效应,但由于目前缺乏该方面的全国规划,难以给出比较可靠的草地生态系统固碳潜力的估计值。

4 结论

根据现有的资料估算,通过减少畜牧承载量,使过度放牧的退化草地得以恢复,可以增加草地土壤的有机碳库 4561.62 Tg 。人工种草、退耕还草和草场围栏的累计面积的固碳总量分别是 25.59 、 $1.46 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $12.01 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,总计 $39.06 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。2004年是我国草地管理投资较多的年份,种草、退耕还草和草场围栏新增的固碳能力分别为 5.70 、 $0.38 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $3.09 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,合计 $9.17 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

References:

- [1] Reeder J D, Schuman G E. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. *Environmental Pollution*, 2002, 116:457—463.
- [2] Schuman G, Janzen H, Herrick J. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental Pollution*, 2002, 116: 391—396.
- [3] IPCC(Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change 2001, The Scientific Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.
- [4] Chen Z Z. *Chinese Typical Grassland Ecosystem*. Beijing: Science Press, 2000.
- [5] Ma X Z, Wang Y F, Wang S P, *et al.* Impacts of grazing on soil carbon fractions in the grasslands of Xilin River Basin, Inner Mongolia. *Acta Phytocologica Sinica*, 2005, 29(4): 569—576.
- [6] Wen Z M, Jiao F, Liu B Y, *et al.* Nature vegetation restoration and soil nutrient dynamics of abandoned farmlands in forest-steppe zone on Loess Plateau. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(11): 2025—2029.
- [7] Wang K, LU J Y, Shao X Q. Measures of restoring and rebuilding desertified grassland. *Acta Agrestia Sinica*, 2004, 12(3): 240—245.
- [8] Liu L M, Zhao Y W, Xie H L. Study on regional characteristics of rangeland degradation of China and its control strategies for sustainable use and management. *China Population, Resources and Environment*, 2003, 13(4): 46—50.
- [9] An Y, Xu Z, Yan Z J, *et al.* The difference between the grass and soil in different stage of grassland deterioration. *Grassland of China*, 1999, (4): 31—36, 66.

- [10] Guan S Y. Influence of grazing intensity on grassland soil fertility. In: Grassland Ecosystem Studies (The fifth volume). Beijing: Science Press, 1997. 15—18.
- [11] Guan S Y, Chang J B, Jia S H, *et al.* The properties of soil and its change regularities in the degraded succession of dark chestnut in *Leymus Chinesis* steppe. Grassland of China, 1997, (3): 39—43.
- [12] Wang R Z, Li J D. Grazing succession pattern of alkalized *Aneurolepidium Chinense* grassland on Song-Nen Plain. Chinese Journal of Applied Ecology, 1995, 6(3): 277—281.
- [13] Sun G, Wu N, Luo P. Characteristics of soil nitrogen and carbon of pastures under different management in northwestern Sichuan. Acta Phytocologica Sinica, 2005, 29(2): 304—310.
- [14] Qiu D. The study on vegetation succession law of degraded grassland of “Black Soil Type” on southern Qinghai Province. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2005, 21(9): 284—285, 293.
- [15] Editorial Department of China Animal Husbandry Yearbook. China Animal Husbandry Yearbook. Beijing: China Agricultural Press, 2004.
- [16] Li X Z, Chen Z Z. Influences of stocking rates on C, N, P contents in plant-soil system. Acta Agrestia Sinica, 1998, 6(2): 90—98.
- [17] Zhao J. Effect of stocking rates on soil microbial number and biomass in steppe. Acta Agrestia Sinica, 1999, 7(3): 222—227.
- [18] Zhao H L, Zhang T H, Zhao X Y, *et al.* Effect of grazing on sandy grassland ecosystem in Inner Mongolia. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15(3): 420—424.
- [19] Zhai W L, Pei S F, Zhou Z G, *et al.* Influences of overgrazing and enclosure on carbon of soils and characteristics of vegetation in desert steppe, Inner Mongolia, North China. Journal of Gansu Forestry Science and Technology, 2004, 29(2): 4—6, 40.
- [20] Wen H Y, Zhao H L, Fu H. Effects of years for reclamation and enclosure years on soil properties of degraded sandy grassland. Acta Prataculturae Sinica, 2005, 14(1): 31—37.
- [21] Su Y Z, Zhao H L, Wen H Y. Cultivation and enclosure effects on soil physicochemical properties of degraded sandy grassland. Journal of Soil and Water Conservation, 2002, 16(4): 5—8, 126.
- [22] Zhu L Q, Xu L M. Effects of Grassland Amelioration on Soil Organic Carbon; Case Study in Jianou Niu Kenglong Grassland Ecosystem Experimental Station, Fujian Province. Journal of Henan University (Natural Science), 2004, 34(2): 64—68.
- [23] Guo S L, Lu P, Dang T H. Changes of soil C, N and soil water under conversion of cropland into grassland. Acta Botanica Boreali-occidentalia Sinica, 2003, 23(8): 1383—1388.

参考文献:

- [4] 陈佐忠. 中国典型草原生态系统. 北京: 科学出版社, 2000.
- [5] 马秀枝, 王艳芬, 汪诗平, 等. 放牧对内蒙古锡林河流域草原土壤碳组分的影响. 植物生态学报, 2005, 29(4): 569—576.
- [6] 温仲明, 焦峰, 刘宝元, 等. 黄土高原森林草原区退耕地植被自然恢复和土壤养分变化. 应用生态学报, 2005, 16(11): 2025—2029.
- [7] 王莹, 吕进英, 邵新庆. 沙漠化草地的恢复与重建途径. 草地学报, 2004, 12(3): 240—245.
- [8] 刘黎明, 赵英伟, 谢花林. 我国草地退化的区域特征及其可持续利用管理. 中国人口、资源与环境, 2003, 13(4): 54—58.
- [9] 安渊, 徐柱, 阎志坚, 等. 不同退化梯度草地植物和土壤的差异. 中国草地, 1999, (4): 31—36, 66.
- [10] 关世英. 不同牧压梯度对草原土壤养分的影响分析. 草原生态系统研究(第5集). 北京: 科学出版社, 1997. 15—18.
- [11] 关世英, 常金宝, 贾树海, 等. 草原暗栗钙土退化过程中的土壤性状及其变化规律的研究. 中国草地, 1997, 3: 39—43.
- [12] 王仁忠, 李建东. 松嫩草原碱化羊草草地放牧空间演替规律的研究. 应用生态学报, 1995, 6(3): 277—281.
- [13] 孙庚, 吴宁, 罗鹏. 不同管理措施对川西北草地土壤氮和碳特征的影响. 植物生态学报, 2005, 29(2): 304—310.
- [14] 邱丹. 青南地区“黑土滩”退化草地植被演替规律的研究. 中国农学通报, 2005, 21(9): 284—285, 293.
- [15] 中国畜牧业年鉴编辑委员会. 中国畜牧业年鉴 2004. 北京: 中国农业出版社, 2004.
- [16] 李香真, 陈佐忠. 不同放牧率对草原植物与土壤 C、N、P 含量的影响. 草地学报, 1998, 6(2): 90—98.
- [17] 赵吉. 不同放牧率对冷蒿小禾草原土壤微生物数量和生物量的影响. 草地学报, 1999, 7(3): 222—227.
- [18] 赵哈林, 张铜会, 赵学勇, 等. 放牧对沙质草地生态系统组分的影响. 应用生态学报, 2004, 15(3): 420—424.
- [19] 瞿王龙, 裴世芳, 周志刚, 等. 放牧与围封对阿拉善荒漠草地土壤有机碳和植被特征的影响. 甘肃林业科技, 2004, 29(2): 4—6, 40.
- [20] 文海燕, 赵哈林, 傅华. 开垦和封育年限对退化沙质草地土壤性状的影响. 草业学报, 2005, 14(1): 31—37.
- [21] 苏永中, 赵哈林, 文海燕. 退化沙质草地开垦和封育对土壤理化性状的影响. 水土保持学报, 2002, 16(4): 5—8, 126.
- [22] 朱连奇, 许立民. 草地改良对土壤有机碳的影响——以福建省建瓯市牛坑龙草地生态系统试验站为例, 河南大学学报(自然科学版), 2004, 34(2): 64—68.
- [23] 郭胜利, 路鹏, 党廷辉. 退耕还草对土壤水分养分演变的影响. 西北植物学报, 2003, 23(8): 1383—1388.