

不同放牧强度草原休牧后土壤养分 和植物群落变化特征

刘忠宽^{1,2,5}, 汪诗平^{1,*}, 陈佐忠³, 王艳芬⁴, 韩建国⁵

(1. 中国科学院西北高原生物研究所, 西宁 810008; 2. 河北省农林科学院农业资源环境研究所, 石家庄 050051; 3. 中国科学院植物研究所
植被数量生态学重点实验室, 北京 100093; 4. 中国科学院研究生院, 北京 10049; 5. 中国农业大学草地研究所, 北京 100094)

摘要: 在内蒙古典型草原, 对不同放牧率草地休牧 3a 后的土壤养分空间异质性和植物群落的数量变化特征进行了研究, 结果表明: 不同放牧率草地休牧 3a 后, 由于维持土壤养分或植被空间格局的匀质化条件消失, 土壤养分的空间异质性呈不同程度的增大趋势, 随机性因素所占比例增加, 其中土壤有机碳、全氮、无机氮、有效磷和有效硫的空间异质性均以 0.00 羊/hm² 区最大, 4.00 羊/hm² 区(中牧区)最小, 其它样地不同土壤养分指标表现不同的变化特征; 群落生物量和群落盖度均表现增加趋势, 但群落盖度增加不显著($p > 0.05$), 与 1998 年相比, 群落生物量除对照区外均达到了显著性差异($p < 0.05$), 与 1.33 羊/hm²、4.00 羊/hm² 和 6.67 羊/hm² 相比, 0.00 羊/hm² 优势植物出现多样化特征; 群落的灌丛化与牧压和恢复演替的时间序列高度相关, 牧压越小, 恢复演替的时间序列越大, 群落灌丛化的趋势越明显; 1 年生植物、羊草、克氏针茅、木地肤、冷蒿(除 6.67 羊/hm²) 和扁蓿豆(除 0.00 羊/hm²) 均表现增加趋势, 星毛委陵菜则均表现降低趋势; 植物群落的生物量、群落高度、群落盖度和群落物种多样性与土壤养分分布均表现一致的正相关关系, 但只有植物群落生物量和群落高度与土壤有机碳、全氮、无机氮、土壤有效磷和有效硫相关显著($p < 0.05$)。

关键词: 内蒙古草原; 休牧; 土壤养分; 植物群落; 空间异质性

文章编号: 1000-0933(2006)06-2048-09 中图分类号: Q143, Q948, S154.4 文献标识码: A

Properties of soil nutrients and plant community after rest grazing in Inner Mongolia steppe, China

LIU Zhong-Kuan^{1,2,5}, WANG Shi-Ping^{1,*}, CHEN Zu-Zhong³, WANG Yan-Fen⁴, HAN Jian-Guo⁵ (1. Northwest Institute of Plateau Biology, CAS; 2. Institute of Agricultural Resources and Environment, Hebei Academy of Agricultural and Forestry Sciences, Shijiazhuang 050051, China; 3. Laboratory of Quantitative Vegetation Ecology, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China; 4. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049; 5. Institute of Grassland Sciences, China Agriculture University, Beijing 100094, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26 (6): 2048-2056.

Abstract: The paper study on the soil spatial heterogeneity and plant community properties from different stocking-rate grasslands after 4-year rest grazing in Inner Mongolia steppe. It was indicated: as the conditions of maintaining the homogenization of spatial pattern of soil nutrients and vegetation was disappeared, the spatial heterogeneity of soil nutrients and the ratio of random factors were increased after 4-year rest grazing. The spatial heterogeneity of 0.00sheep/hm² block for soil organic C, total N, inorganic N, available P and S is the largest, and the smallest is 4.00sheep/hm² block. The other parameters were showed different diversification of soil nutrient came from different testing fields. The biomass and coverage of plant community were increased after

基金项目: 国家自然科学基金重大研究计划资助项目(90211017); 中国科学院知识创新工程重要方向资助项目(KSCX2-SW-107)

收稿日期: 2005-02-23; 修订日期: 2006-03-04

作者简介: 刘忠宽(1971~), 男, 河北滦县人, 博士, 副研究员, 主要从事草地科学和植物生态学研究. E-mail: zhongkuan666@126.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangship@ yahoo.com

Foundation item: The project was supported by the Key Program of Chinese National Natural Science Foundation Commission(No. 90211017) and the Key Program of Knowledge Innovative Engineering, Chinese Academy of Sciences(No. KSCX2-SW-107)

Received date: 2005-02-23; **Accepted date:** 2006-03-04

Biography: LIU Zhong-Kuan, Ph.D., Associate professor, mainly engaged in grassland science and plant ecology. E-mail: zhongkuan666@hotmail.com

4-year rest grazing, but no significant different for plant community coverage ($p > 0.05$). It was significant different on the biomass of plant community compared with in 1998 ($p < 0.05$). A diversified trend of preponderant plants for 0.00sheep/hm² block was existed. Thicketization of plant community was correlated with stocking rate and succession sequence of time, the smaller of stocking rate and the longer the succession sequence of time, the more significant of thicketization. The ratio of *Aneurolepidium chinense*, *Stipa krylovii*, *Kochia prostrata*, *Artemisia frigida* (except 6.67 sheep/hm²) and *Melissitus ruthenica* (except 0.00sheep/hm²) was increased respectively, but *Potentilla acaulis* was decreased after 4-year rest grazing. The biomass, height, coverage and diversity of plant community were took on the positive correlations with the distribution of soil nutrients, however there was only significant different between community biomass, height of plant community and soil organic C, total N, inorganic N, available P and S ($p < 0.05$).

Key words: Inner Mongolia steppe; rest grazing; soil nutrients; plant community; spatial heterogeneity

退化草地的恢复演替是从适应于特定牧压的、在低能量水平上自我维持的生态系统向适应于自然生境的、在高能量水平上自我调控的生态系统过度的自组织过程^[1]。草原植物群落的结构与外貌通常以优势种和种类组成为特征^[1], 因此, 优势种的更替可成为植物群落演替的标识^[2,3]。退化草原植物群落的恢复演替, 是以较快的速度进行群落的重新组织, 其根本原因是植物种群具有拓殖能力和退化群落资源过剩^[4,5]。

国内外许多研究者从群落生产力、种的形态、数量和分布格局、物种多样性、土壤物理、化学和生物学性状的变化等多方面研究了放牧退化和围封恢复演替过程, 获得了许多规律性的认识^[3~15]。但对长期放牧退化草地恢复过程中的土壤养分再分配尤其是对土壤养分空间异质性与群落动态结合起来的研究很少^[9]。土壤养分是自然生态系统生产力的主导因素, 植物个体和植物种间对土壤有限资源的竞争, 是影响植物群落物种组成和群落动态的关键因素, 土壤养分状况往往制约着生态系统的演替过程和对环境变化的响应^[16~19]。群落演替过程中土壤养分的变化与群落结构动态相对应, 种间竞争除了争夺光资源外, 对土壤养分吸收利用能力差异也是引起物种更替和群落变化的重要方面^[17,20,21]。植物群落的演替进程增加了土壤资源的空间异质性^[22~25], 而土壤养分的空间异质性对物种间关系、种的分布格局以及干扰下的群落物种多样性的维持至关重要^[15, 26, 27]。因此, 把群落动态与土壤养分资源状况结合起来研究有助于从家畜-土壤-群落系统的角度研究草原对放牧的反应及其恢复演替规律。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验样地位于内蒙古锡林河中游北岸二级台地上, 距中国科学院内蒙古草原生态系统定位研究站约 1.5km (43°26′ ~ 44°08′ N, 116°04′ ~ 117°05′ E)。地势平坦, 北边有一条宽约 10km 的固定沙带。该样地土壤为沙质栗钙土, 土壤 pH 值为 7.2~7.5。

放牧试验从 1989 年夏季开始, 放牧前样地是以冷蒿及小禾草为主的退化草原^[1]。试验动物为绵羊, 设 1.33、2.67、4.00、5.33、6.67 羊/hm² 5 个放牧率及无牧对照共 6 个处理。放牧方式为轮牧, 每个放牧率 3 次重复, 轮牧周期 45d。试验采用不完全拉丁方设计, 小区面积 100m × 100m。到 1998 年连续不同放牧率下放牧 10a 后, 植物群落、土壤理化性状、土壤微生物等生态系统的结构和功能发生了明显的变化, 草原生态系统处于不同的退化阶段。为了探讨这些不同退化阶段的草原生态系统在“围封禁牧”后的恢复进程及系统的稳定性, 于 2000 年 7 月停止了放牧试验。

1.2 试验设计

2002 年 8 月初, 选择原放牧率分别为 0.00、1.33、4.00 羊/hm² 和 6.67 羊/hm² 的放牧样地(每个样地的围栏小区面积 100m × 100m), 在每个 100m × 100m 的围栏样地内用 15m × 15m 的网格法^[7] 协同取土壤和植物样, 取样间隔 15 m, 取样点共计 36 个, 取样面积为 1m × 1m。土壤样品采用 3 点取样法, 土钻直径为 3.5cm, 取样深度 20cm。

1.3 半方差函数

Matheron 将半方差函数定义为:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \tag{1}$$

式中, $\gamma(h)$ 为半方差函数, h 为两样本间的分离距离, $Z(x_i)$ 和 $Z(x_i + h)$ 分别为随机变量 Z 在空间位置 x_i 和 $x_i + h$ 上的取值, $N(h)$ 为在空间上具有相同间隔距离 h 的样本对总数。

常用的半方差函数模型主要有: 球状模型 (Spherical Model)、指数模型 (Exponential Model)、高斯模型 (Gaussian Model)、线性模型 (Linear Model) 和非对称模型 (Anisotropy Model)。其中, 球状模型是应用最广泛的半方差函数模型。本项研究主要采用了球状模型。

半方差函数图(图 1)的理论解释为: 当生态因子呈随机分布时, 半方差图表现为纯块金方差图 (pure nugget variogram), 即为一条平行于 x 轴的直线(图 1a); 当变量属性在变程内存在空间自相关, 而在变程以外则独立于样本点间隔距离时, 半方差函数可由球状模型描述(图 1b); 当变量属性在取样尺度以内不存空间格局, 而可能受更大尺度的格局控制时, 半方差函数表现为线性模型(图 1c)。

1.4 植物群落的 α 多样性

α 多样性是指群落内部的物种的多样性^[15]。群落内部的物种多样性由两部分组成, 第 1 部分是群落中的物种数量, 通常称为物种丰富度 (species richness); 第 2 部分是物种的均匀性 (species evenness)。 α 多样性测度常用指数主要有物种丰富度指数 (richness indices)、物种均匀度指数 (evenness indices) 和物种多样性指数 (diversity indices)。

(1) 物种丰富度指数

Margalef 指数: $R1 = (S - 1)/\ln N$

Menhinick 指数: $R2 = S/N^{1/2}$

两式中, S 为物种数目, N 为所有物种个体总数。

(2) 物种多样性指数

Simpson 指数: $\lambda = \sum [N_i(N_i - 1)/N(N - 1)]$

式中, N_i/N 为第 i 个物种第 1 次被抽中的概率, $(N_i - 1)/(N - 1)$ 为第 i 个物种第 2 次被抽中的概率

(3) 物种均匀度指数:

Pielou 均匀度指数: $E1 = H'/\ln(S) = \ln(N1)/\ln(N0)$

Sheldon 均匀度指数: $E2 = e^{H'}/S = N1/N0$

1.5 测定指标及方法

(1) 植物群落和植物种高度 植物群落和植物种高度采用直尺测定。

(2) 群落盖度、种盖度和植物种数 群落盖度、种盖度和植物种数采用目测法测定。

(3) 植物地上生物量 植物生物量采用齐地面分种刈割, 65℃烘干至恒重, 百分之一电子天平称重。

(4) 土壤含水量 采用铝盒烘干法测定。具体步骤参见鲍士旦^[20]。

(5) 土壤 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 含量 采用 2mol KCl_2 浸提-流动分析仪法测定。具体步骤: 采用四分法取相当于 10.0g 干土重的新鲜土样, 放入 100ml 的三角瓶中, 加入 2mol KCl_2 溶液 50ml。用橡皮塞塞紧, 置于往复式振荡机上振荡 45min, 立即过滤于 100ml 的塑料瓶中, 盖紧, 冰柜内 (7±2)℃ 条件下冷冻储存。

测定前将浸提液从冰柜中取出, 放在冰箱内冷藏融化, 然后采用流动分析仪测定土壤 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N

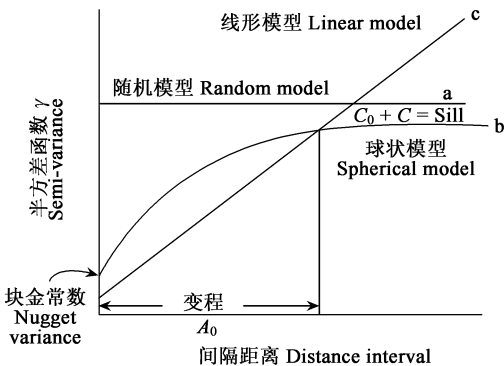


图 1 典型半方差函数与半方差函数模型^[28]

Fig. 1 Typical semivariogram and the models of semivariogram^[28]

含量。

(6) 土壤全氮和有机碳含量 土壤全氮采用半微量凯氏定氮法测定; 土壤有机碳采用重铬酸钾容量法-外加热法。具体步骤参见鲍士旦^[29]。

(7) 土壤有效 P 和有效 S 含量 土壤有效 P 和有效 S 采用 ICP-OES 方法测定(于联邦德国农业研究中心 FAL, 植物营养与土壤研究所 PB 进行)。具体步骤:

①有效 P 的提取 称取通过 20 目土壤筛子的风干土壤样品 2.5g(精确到 0.001g)于 150ml 的塑料瓶中, 加入 $0.5\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{NaHCO}_3$ 溶液(pH 8.5) 50ml, 再加一勺无磷活性炭, 盖紧, 在恒温振荡机上振荡 1h(温度在 20~25℃), 立即用无磷滤纸(Schleicher & Schull folded paper)过滤, 滤液承接于 100ml 的塑料试剂瓶中, 盖紧, 于冰箱内冷藏保存。

②有效 S 的提取 称取通过 20 目土壤筛子的风干土壤样品 10.00g(精确到 0.01g)于 150ml 的塑料瓶中, 加入 0.01M CaCl_2 溶液 50ml, 盖紧, 在恒温振荡机上振荡 1h(温度在 20~25℃), 立即用干滤纸(Schleicher & Schull folded paper)过滤, 滤液承接于 100ml 的塑料试剂瓶中, 盖紧, 于冰箱内冷藏保存土壤浸提液有效 P 和有效 S 浓度采用电感耦合原子发射光谱法(Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry, ICP-AES)测定, 波长分别为 213.618nm 和 180.73nm。

1.6 数据处理及分析

所有试验数据采用 EXCEL 进行初步整理, 土壤养分空间异质性采用 GS+ 5.3 进行统计分析和作图, 其他试验数据采用 SAS 8.2 进行统计分析和处理。

2 结果与分析

2.1 土壤养分的空间异质性

由表 1 的 R^2 值可知, 土壤养分的半方差拟合模型均达到了显著水平。土壤有机碳(SOC)、全氮(STN)、无机氮(SIN)、有效磷(SAP)和有效硫(SAS)在空间上的变异均与尺度有关, 且具有不同的空间异质性特征。由表 1 中可看出, 不同放牧率退化草地休牧过程中, 土壤有机碳、全氮、无机氮、有效磷和有效硫的空间异质性均以 0.00 羊/ hm^2 区最大, 这与该区长期无牧而导致的植物群落灌丛化和高程度的植物种群斑块化有关^[8, 30, 30]。4.00 羊/ hm^2 区(中牧区)土壤养分的空间异质性最小, 这恰好符合中度干扰理论。与王其兵^[31]在放牧条件下的研究结果相比, 围封禁牧 4a 后 3 个放牧率(1.33 羊/ hm^2 , 4.00 羊/ hm^2 和 6.67 羊/ hm^2)下的土壤养分空间异质性均呈不同程度的增大趋势, 这主要与消除牧压后植被空间异质性增大有关^[8, 32]。

从变程 A_0 来看, 不同放牧率退化草地休牧过程中土壤养分的空间异质性体现的空间尺度存在不同程度的差异(包括相同变量间和不同变量间的比较)(表 1), 这说明影响土壤养分空间异质性的因素可能很多, 不仅包括土壤养分自身的特性, 还包括人为干扰、植被组成、气候因子等。

空间异质性构成因素的分析是空间异质性分析的重要内容。形成相同空间格局的因素构成未必相同, 比较不同放牧率退化草地恢复过程中土壤养分的空间异质性参数(表 1), 可以发现, 结构性因素和随机性因素在土壤养分总空间异质性形成中所占比例因不同放牧率和不同变量而存在不同程度的差异, 但所有土壤养分的结构性因素均大于随机性因素, 不过, 所有土壤养分的块金效应都在 20% 左右, 这证明在小于 1.5m 尺度上的生态学过程仍不可忽视。与王其兵^[31]在放牧条件下的研究结果相比, 围封禁牧 4a 后 3 个放牧率(1.33 羊/ hm^2 , 4.00 羊/ hm^2 和 6.67 羊/ hm^2)下的土壤养分总空间异质性形成中的结构性因素所占比例有不同程度的下降。这说明, 休牧可在一定程度上增加随机性因素在土壤养分总空间异质性中的比例。

通过以上分析可知, 休牧可在一定程度上增加土壤养分和植被的空间异质性, 这主要是牧压消除后, 由于维持土壤养分或植被空间格局的匀质化条件消失^[9, 33], 因而土壤养分的空间异质性将呈不同程度的增大趋势, 随机性因素所占比例增加。但根据退化群落恢复演替过程中资源分配格局的动态, 可以推断, 随着恢复演替的再进展, 土壤养分和植被的空间分布又可能趋向于匀质化, 其群落的生态外貌将是多数种群的斑块消融^[3, 4]。但恢复演替进展到一定阶段, 由于植被灌丛化的出现, 土壤养分和植被的空间分布又可能趋向高度的

异质化^[8,30], 本试验中长期无牧区土壤养分的空间异质性特征也表明了这一现象。

表1 土壤养分半方差函数理论模型及主要参数

Table 1 Semivariogram models and main parameters of soil properties (n= 36)							
属性 Properties		模型 Model	块金值 C ₀ Nugget	基台值 C ₀ + C Sill	变程 A ₀ Range	C/(C ₀ + C)	自相关系数 R ² Correlation coefficient
0(羊/ hm ²)	0(sheep/ hm ²)						
有机碳	SOC	SM	0. 93	3. 529	8. 98	0. 74	0. 999
全氮	STN	SM	0. 72	2. 98	3. 82	0. 76	0. 883
无机氮	SIN	SM	0. 142	0. 954	2. 91	0. 851	0. 936
有效 P	SAP	SM	2. 07	7. 34	6. 32	0. 72	0. 82
有效 S	SAS	SM	8. 34	37. 67	13. 3	0. 779	0. 791
1. 33(羊/ hm ²)	1. 33(sheep/ hm ²)						
有机碳	SOC	SM	0. 229	1. 328	4. 5	0. 828	0. 907
全氮	STN	SM	0. 21	1. 37	3. 87	0. 845	0. 919
无机氮	SIN	SM	0. 062	0. 514	7. 66	0. 879	0. 985
有效 P	SAP	SM	1. 1	5. 96	2. 91	0. 82	0. 848
有效 S	SAS	SM	7. 154	24. 45	6. 32	0. 71	0. 879
4. 00(羊/ hm ²)	4. 00(sheep/ hm ²)						
有机碳	SOC	SM	0. 099	1. 102	2. 46	0. 91	0. 864
全氮	STN	SM	0. 13	1. 04	4. 6	0. 88	0. 925
无机氮	SIN	SM	0. 0078	0. 1046	1. 74	0. 925	0. 914
有效 P	SAP	SM	0. 68	3. 46	4. 43	0. 803	0. 852
有效 S	SAS	SM	2. 24	9. 5	13. 21	0. 764	0. 861
6. 67(羊/ hm ²)	6. 67(sheep/ hm ²)						
有机碳	SOC	SM	0. 264	1. 5	3. 12	0. 824	0. 995
全氮	STN	SM	0. 38	1. 76	5. 4	0. 78	0. 777
无机氮	SIN	SM	0. 00925	0. 114	6. 3	0. 92	0. 858
有效 P	SAP	SM	0. 51	4. 04	2. 01	0. 87	0. 929
有效 S	SAS	SM	3. 5	13. 86	2. 2	0. 871	0. 875

2.2 植物群落盖度、地上生物量的变化

根据表2 的分析, 不同放牧率退化草地休牧4 年后, 群落生物量、群落盖度和不同植物种相对生物量均呈现不同的变化特征。从群落生物量和群落盖度变化看, 休牧后, 群落生物量和群落盖度均表现增加趋势, 但群落盖度增加不显著($p > 0. 05$), 与1998 年相比, 群落生物量除对照区外均达到了显著性差异($p < 0. 05$)。因此, 在退化草地恢复过程中, 植物群落生物量较群落盖度恢复弹性大, 实际上, 在放牧条件下群落盖度的变化速度和幅度也较小^[6, 10], 这说明群落盖度所受影响因素较多, 而且是一个不敏感指标^[6]。虽然不同放牧率退化草地休牧过程群落生物量均显著性地增加, 但群落生物量增长幅度存在较大差异($p < 0. 05$), 依次排序为M3> M4> M5, 这说明植物群落生物量恢复增长弹性与牧压之间呈负相关关系, 原处理放牧强度越小, 植物群落生物量恢复增长越快, 恢复增长幅度越大。但本试验无牧区并未表现这一变化特征, 实际上, 在所有放牧处理区无牧区植物群落生物量恢复增长的弹性最小, 这可能是经过长期恢复演替该区植物群落已接近某种顶极状态, 因而群落生物量趋于稳定状态^[8, 21]。

2.3 主要植物种相对生物量的变化

从本试验结果看(表2), 不同放牧率退化草地休牧过程中, 各植物种群相对生物量均表现规律性的变化特征。从各放牧率草地主要植物种构成上看, 1. 33 羊/ hm² 和4. 00 羊/ hm² 主要构成植物均为冷蒿、星毛委陵菜和木地肤, 三者生物量占群落总生物量的比重分别达到88. 12% 和87. 51%; 6. 67 羊/ hm² 主要构成植物有星毛委陵菜、木地肤和糙隐子草, 三者占总群落总生物量的比重为85%; 0. 00 羊/ hm² 主要构成植物是冷蒿、羊草、木地肤、小叶锦鸡儿、星毛委陵菜和1 年生植物, 其生物量占群落总生物量的比重为81. 73%。因此, 与1. 33 羊/ hm²、4. 00 羊/ hm² 和6. 67 羊/ hm² 相比, 0. 00 羊/ hm² 优势植物出现多样化特征, 这可能与该区长期处于恢复演替状态而导致不同植物种群格局斑块化有关, 这是植物长期竞争和适应的结果^[8, 15, 20, 21]。因为种群格局斑块化削弱了植物种间的竞争^[15, 21], 因而有利于不同植物种充分利用其斑块内的各种资源, 进而成为群落内可能的优势植物种^[21]。而1. 33 羊/ hm²、4. 00 羊/ hm² 和6. 67 羊/ hm² 由于原有牧压的作用, 恢复演替过程中

群落虽然出现异质化趋势,但恢复演替初期仍较相对匀质,因而植物种间竞争作用较强^[8,33],最终只有竞争力强的植物种才可能成为群落的优势种^[8,21],因此 1.33 羊/hm²、4.00 羊/hm² 和 6.67 羊/hm² 这些区优势植物种短期内不会出现明显的多样化特征。

表 2 1998 和 2002 年不同放牧率下地上生物量的群落特征

Table 2 Properties of plant community under different stocking rates and aboveground biomass in 1998 and 2002								
项目 Item	1998 ^[34]				2002			
	M3	M4	M5	N6	M3	M4	M5	N6
群落生物量 Community biomass (g/m ²)	110.66	104.73	101.27	143.87	148.04	131.36	127.75	149.43
群落盖度 Community coverage (%)	42.06	41.11	40.33	47.69	42.94	41.56	40.48	47.82
主要物种相对生物量 Relative biomass (%)								
冷蒿 <i>Artemisia frigida</i>	32.66	26.67	20.42	16.7	49.47	39.75	4.39	33.46
星毛委陵菜 <i>Potentilla acaulis</i>	28.84	32.46	57.69	14.62	23.82	28.98	55.22	7.46
糙隐子草 <i>Cleistogenes squarrosa</i>	10.58	5.9	4.78	5.7	1.02	1.62	5.42	0.18
寸草苔 <i>Carex duriuscula</i>	4.15	4.04	4.74	9.04	3.94	3.78	4.05	4.21
米氏冰草 <i>Agropyron michnoi</i>	8.63	2.53	1.14	19.43	0.39	0.32	0.051	2.61
木地肤 <i>Kochia prostrata</i>	1.03	2.67	2.00	1.43	15.13	18.78	24.36	12.41
羊草 <i>Leymus chinensis</i>	0.76	0.00	0.00	12.08	1.13	0.27	0.084	15.57
克氏针茅 <i>Stipa kralovi</i>	2.47	0.16	0.00	0.52	2.56	4.63	0.09	1.12
扁蓿豆 <i>Melissitus ruthenia</i>	0.26	0.066	0.02	3.80	0.44	0.093	0.03	0.46
菊叶委陵菜 <i>Potentilla tanacetifolia</i>	1.15	1.23	0.42	0.00	0.82	0.39	0.99	2.09
双齿葱 <i>Allium bidentatum</i>	2.15	0.65	0.34	1.46	3.72	0.51	0.4	1.34
小叶锦鸡儿 <i>Caragana microphylla</i> Lam.	0.02	0.00	0.00	4.89	0.16	0.00	0.00	7.41
刺穗黎 <i>Chenopodium aristatum</i> L.	0.00	0.00	1.65	2.78	0.00	0.055	2.29	3.84
猪毛菜 <i>Salsola collina</i> Pall	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00	0.00	1.58

M3: 1.33 sheep/hm², M4: 4.00 sheep/hm², M5: 6.67 sheep/hm², N6: 0.00 sheep/hm²

从小叶锦鸡儿相对生物量来看, 0.00 羊/hm² 最高, 为 7.41%, 其次为 1.33 羊/hm², 为 0.44%, 而 4.00 羊/hm² 和 6.67 羊/hm² 小叶锦鸡儿相对生物量均为 0。因此, 小叶锦鸡儿的出现, 即退化草地恢复演替过程群落的灌丛化与原牧压和恢复演替的时间序列高度相关, 牧压越小, 恢复演替的时间序列越大, 群落灌丛化的趋势越明显, Gerner 和 Steinberger^[30] 的研究结果也表明了这一现象。除 1.33 羊/hm² 外, 其他各放牧率退化草地休牧过程中, 一年生植物生物量均呈增加趋势, 但 1 年生植物种基本上有刺穗黎和猪毛菜两种。虽然 0.00 羊/hm² 长期处于恢复演替过程, 但 1 年生植物生物量并未如 Alder 和 Lauenroth^[8] 所报道出现减少的趋势, 实际上反而呈现增加的趋势, 这可能与所研究的草地植被状况和土壤条件有关。

从其它植物种相对生物量变化来看, 不同放牧率退化草地恢复演替过程中, 羊草、克氏针茅和木地肤均表现增加的趋势, 冷蒿除 6.67 羊/hm² 和扁蓿豆除 0.00 羊/hm² 外均呈增加趋势, 而星毛委陵菜则均表现降低的趋势。不同植物种在恢复演替过程中生物量的变化趋势特征, 与植物种本身的生物学特性和植物群落结构有关^[21], 但根本机制在于不同植物种间对资

表 3 不同放牧率下植物群落的物种多样性指数和均匀度指数(1998)

Table 3 Evenness indices and diversity indices of plant community under different stocking rates				
项目 Item	M3	M4	M5	N6
多样性指数 Diversity indices				
Simpson 指数	0.067	0.098	0.135	0.049
均匀度指数 Evenness indices				
Pielou 指数	0.853	0.815	0.707	0.682
Sheldon 指数	0.695	0.647	0.611	0.423

M3: 1.33 sheep/hm², M4: 4.00 sheep/hm², M5: 6.67 sheep/hm², N6: 0.00 sheep/hm²

表 4 不同放牧率退化草地恢复过程植物群落的物种丰富度指数、多样性指数和均匀度指数(2002)

Table 4 Indices of species richness, evenness and diversity under different stocking rates during restoration				
项目 Item	M3	M4	M5	N6
丰富度指数 Richness indices				
Margalef 指数	6.987	5.215	4.377	7.762
Menhinick 指数	2.971	2.045	1.325	3.558
多样性指数 Diversity indices				
Simpson 指数	0.063	0.095	0.131	0.047
均匀度指数 Evenness indices				
Pielou 指数	0.668	0.796	0.689	0.563
Sheldon 指数	0.579	0.629	0.597	0.382

M3: 1.33 sheep/hm², M4: 4.00 sheep/hm², M5: 6.67 sheep/hm², N6: 0.00 sheep/hm²

源的竞争^[16,18,21]。

2.4 植物群落的 α 多样性

根据 α 多样性各指数计算公式,计算出3种不同放牧率退化草地恢复过程中的植物群落的物种丰富度指数、物种多样性指数和物种均匀度指数,结果如表4。

物种丰富度指数越大,表明群落物种丰富程度越高^[15]。Simpson指数又称优势度指数,其值越大,群落的物种多样性程度就越低。因此,表3和表4物种丰富度指数和Simpson指数的变化特征表明,不同放牧率退化草地恢复演替过程中,随放牧率提高群落物种丰富度和多样性呈降低趋势。但从群落物种均匀度指数来看,以4.00羊/hm²最高,其次为6.67羊/hm²,而0.00羊/hm²最低。因此,群落物种的丰富度和多样性与均匀度并不一致,反而有相反的趋势。这主要是因为,群落物种的丰富度和多样性程度越大,物种对生境的分割程度越高^[23,24],因而导致群落物种均匀度的降低。

从物种多样性指数和均匀度指数时间序列的变化来看,不同放牧率退化草地恢复

演替过程中,物种多样性指数和均匀度指数均表现降低的趋势,即群落物种多样性增加,均匀度降低。这一结果的出现,主要与原有牧压强度、植物种的生殖策略、植物种间对资源的竞争和植被状况有关^[5,8,14,21]。

2.5 土壤养分分布与植物群落间的关系

植物与土壤的关系是植物生态学研究的一个重要内容,也是退化草地恢复重建的重要理论基础^[16,17,19]。实际上,植物个体和植物种间对土壤有限资源的竞争,是影响植物群落物种组成和群落动态的关键因素^[17,20,35]。另外,根据Agustin和Adrian^[16]研究,土壤有机质小尺度的空间异质性可强烈地影响土壤的生物化学过程和植物种群动态。

由表5分析可知,不同放牧率退化草地休牧过程中,植物群落的生物量、群落高度、群落盖度和群落物种多样性与土壤养分分布均表现一致的正相关关系,但只有植物群落生物量和群落高度与土壤有机碳、全氮、无机氮、土壤有效磷和有效硫相关显著($p < 0.05$)。这说明在牧压消除后,植物群落生物量和群落高度可以在土壤养分因素的作用下显著得以恢复,并表现出与土壤养分水平紧密的相关关系。但从相关程度来看,植物群落生物量和群落高度与土壤无机氮、土壤有效磷和有效硫相关更显著。因此,土壤有效养分成为影响植物生长和植物群落结构的关键因素,这与植物主要吸收利用土壤养分的有效形式有关^[17,35]。而对群落盖度和群落物种多样性而言,除土壤养分因素外,其它环境因子可能对群落盖度和群落物种多样性存在更深刻的影响,如降水、土壤含水量、土壤质地、群落结构等^[21,36]。

3 结论

由于维持土壤养分或植被空间格局的匀质化条件消失,不同放牧率草地休牧后,土壤养分的空间异质性呈不同程度的增大趋势,其中不同放牧率下的增大趋势存在较大差异,基本表现为无牧区最大,其次为重牧区,再次为轻牧区,中牧区最小,这与不同放牧率对草地干扰的程度和不同土壤养分时空变化的差异有关;0.00羊/hm²区优势植物出现多样化特征,这与该区长期处于恢复演替状态而导致不同植物种群格局斑块化有关,因为种群格局斑块化削弱了植物种间的竞争,因而有利于不同植物种充分利用其斑块内的各种资源,进而成为群落内可能的优势植物种;群落的灌丛化与牧压和恢复演替的时间序列高度相关,牧压越小,恢复演替的时间序列越大,群落灌丛化的趋势越明显;植物群落的生物量、群落高度、群落盖度和群落物种多样性与土壤养分分布均表现一致的正相关关系,但只有植物群落生物量和群落高度与土壤有机碳、全氮、无机氮、土壤有效磷和有效硫相关显著($p < 0.05$)。作为退化草地恢复治理的手段之一,休牧可通过自然力的作用使退化草地植被和土壤状况得以改善,群落生产力明显提高。随着休牧进程的进行,羊草等家畜喜食的禾草比例上升,星毛委陵菜等退化植物种显著减少。不同植物种在休牧过程中的变化趋势特征,与植物种本身的生物学特性和植物群落结构有关,但根本机制在于不同植物种间对资源的竞争,其中土壤有效养分成为影响植物竞争、生长和植物群落结构的关键因素。休牧时间过长,植被灌丛化趋势明显,导致植被构成食用化程度降低,因此,为了保证草地可食性的提高,休牧到一定时期后要进行适度利用。

表5 植物群落特征与土壤养分分布间的关系

Table 5 Correlations between plant community properties and soil nutrients

土壤养分 Soil nutrients	群落特征 Community properties	<i>R</i> ²	<i>p</i>
有机碳 Soil organic C	群落生物量 Community biomass	0.691 [*]	0.031
	群落高度 Community height	0.656 [*]	0.035
	群落盖度 Community coverage	0.073	0.336
	群落物种多样性 Plant species diversity	0.028	0.368
全氮 Soil total N	群落生物量 Community biomass	0.711 [*]	0.025
	群落高度 Community height	0.673 [*]	0.032
	群落盖度 Community coverage	0.094	0.268
	群落物种多样性 Plant species diversity	0.055	0.319
无机氮 Soil inorganic N	群落生物量 Community biomass	0.872 [*]	0.005
	群落高度 Community height	0.838 [*]	0.016
	群落盖度 Community coverage	0.328	0.085
	群落物种多样性 Plant species diversity	0.279	0.113
有效磷 Soil available P	群落生物量 Community biomass	0.855 [*]	0.008
	群落高度 Community height	0.843 [*]	0.011
	群落盖度 Community coverage	0.298	0.096
	群落物种多样性 Plant species diversity	0.244	0.137
有效硫 Soil available S	群落生物量 Community biomass	0.838 [*]	0.015
	群落高度 Community height	0.785 [*]	0.012
	群落盖度 Community coverage	0.253	0.117
	群落物种多样性 Plant species diversity	0.228	0.169

References:

[1] Chen Z Z, Wang S P. Typical grassland ecosystem in China. Beijing: Science Press, 2000.

[2] Sala O E, Oesterheld M, Leon R J C and Soriano A. Grazing effects upon plant community struture in subhumid grasslands of Argentina. Vegetatio, 1996, 67: 27~ 32.

[3] Wang W, Liu Z L, Hao D Y, *et al.* Study on the succession of degraded plant community in Inner Mongolia Steppe II . Analysis of succession processes. Acta Phytocologica Sinica, 1996, 20(5): 460~ 471.

[4] Wang W, Liu Z L, Hao D Y, *et al.* Study on the succession of degraded plant community in Inner Mongolia Steppe II . Basic properties and succession law of degraded grassland. Acta Phytocologica Sinica, 1996, 20(5): 449~ 459.

[5] Liu Z L, Wang W, Hao D Y, *et al.* Mechanism of degradation and succession in Inner Mongolia Steppe. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2002, 1: 84~ 91.

[6] Adler P B, Raff D A and Lauenroth W K. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. Oecologia, 2001, 128: 465~ 479.

[7] Afzal M and Adams W A. Heterogeneity of soil mineral nitrogen in pasture grazed by cattle. Soil Sci. Soc. Am. J., 1992, 56: 1160~ 1165.

[8] Alder P B and Lauenroth W K. Livestock exclusion increases the spatial heterogeneity of vegetation in Colorado shortgrass steppe. Applied Vegetation Science, 2000, 3: 213~ 222.

[9] David J G. The relationship of sheep grazing and soil heterogeneity to plant spatial patterns in dune grassland. Journal of Ecology, 1988, 76: 233~ 252.

[10] Ellison L. The influence of grazing on plant succession. Botanical Review, 1965, 26: 1~ 78.

[11] Liu M Z, Yu S L, Jiang G M, *et al.* Dynamics of plant community traits during an 18-year natural restoration in the degraded sandy grassland of Hunshandak Sandland. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(8): 1731~ 1737.

[12] Liu Z K, Wang S P, Han J G, *et al.* Distribution of lichens biomass and its affecting factors during restoration process in Inner Mongolia Steppe. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15(7): 1294~ 1296.

[13] Milchunas D G and Reynolds J F. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. Ecol Monogr, 1993, 63: 327 ~ 366.

[14] Philip R, Michael A H, Francis C E and James M T. Spatial variability in a successional plant community: patterns of nitrogen availability. Ecology, 1988, 5: 1517~ 1524.

[15] Shiyomi M. Spatial patten changes in aboveground plant biomass in a grazing pasture. Ecol. Res., 1998, 13: 313~ 322.

[16] Agustin R and Adrian E. Small-scale spatial soil-plant relationship in semi- and gypsum environments. Plant and Soil, 2000, 220: 139~ 150.

[17] Barbara J B, Mark R W and Allison A. Patterns in nutrient availability and plant diversity of temperate North American wetlands. Ecology, 1999, 7: 2151

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

~ 2169.

- [18] Bart F, Hans De K and Frank B. Soil nutrient heterogeneity alters competition between two perennial grass species. *Ecology*, 2001, 82: 2534~ 2546.
- [19] Carolyn H, Daniel U. Plant-soil relationships on bentonite mine spoils and sagebrush grassland in the Northern High Plains. *Journal of Range Management*, 1983, 38(3): 289~ 293.
- [20] Belsky A J. Population and community processes in a mosaic grassland in the serengeti, Tanzania. *Journal of Ecology*, 1986, 74: 841~ 856.
- [21] Tilman D and Wedin D. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton: Princeton University Press, 1988.
- [22] Hooper D U and Vitousek P M. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecological Monographs*, 1998, 68: 121~ 149.
- [23] Imhoff S, Pires A and Tomena C A. Spatial heterogeneity of soil properties in areas under elephant-grass short-duration grazing system. *Plant and Soil*, 2000, 219: 161~ 168.
- [24] Jackson R B and Caldwell M M. Geostatistical patterns of soil heterogeneity around individual perennial plants. *Journal of Ecology*, 1993, 81: 683~ 692.
- [25] Jackson R B and Caldwell M M. The scale of nutrient heterogeneity around individual plants and its quantification with geostatistics. *Ecology*, 1993, 74: 612~ 614.
- [26] Vinton M A and Burke I C. Interactions between individual plant species and soil nutrient status in shortgrass steppe. *Ecology*, 1995, 76: 1116~ 1133.
- [27] McGrady-Steed J and Morin P J. Biodiversity, density compensation, and the dynamics of populations and functional groups. *Ecology*, 2000, 81(2): 361~ 373.
- [27] Schlesinger W H, Raikes J A, Hartley A E and Cross A F. On the spatial pattern of soil nutrients in grassland ecosystem. *Ecology*, 1996, 77: 364~ 374.
- [29] Bao S D. Analysis of soil agrochemistry. Beijing: China Agriculture Press, 2000. 23~ 35.
- [30] Garner W and Steinberger Y. A proposed mechanism for the formation of "Fertile Island" in the desert ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 1989, 16: 257~ 262.
- [31] Wang Q B. Experimental studies on the responses of ecosystem processes to climate change in Temperate Grassland, Inner Mongolia. Beijing: Library of CAS, 1999.
- [32] Yamamura N, Tsaji N. Optimal strategy of plant antiherbivore defense: implications for apparency and resource-availability theories. *Ecological Research*, 1995, 10: 19~ 30.
- [33] Webster R. Quantitative spatial analysis of soil in the field. *Advances in Soil Sciences*, 1985, 3: 1~ 70.
- [34] Han Y H. The effect of grazing on plant community of *Artemisia frigida* grassland in Inner Mongolia. Beijing: Library of CAS, 1999.
- [35] Tilman D. Nitrogen-limited growth in plants from different successional stages. *Ecology*, 1986, 67: 555~ 563.
- [36] Zhang R, Rahman S, Vance G F and Munn L C. Geo-statistical analyses of trace elements in soils and plants. *Soil Sci.*, 1995, 159: 383~ 390.

参考文献:

- [1] 陈佐忠, 汪诗平. 中国典型草原生态系统. 北京: 科学出版社, 2000. 125~ 156.
- [3] 王炜, 刘钟龄, 郝敦元, 梁存柱. 内蒙古典型草原退化群落恢复演替的研究 II. 恢复演替时间进程的分析. *植物生态学报*, 1996, 20(5): 460~ 471.
- [4] 王炜, 刘钟龄, 郝敦元, 梁存柱. 内蒙古典型草原退化群落恢复演替的研究 I. 退化草原的基本特征与恢复演替规律. *植物生态学报*, 1996, 20(5): 449~ 459.
- [5] 刘钟龄, 王炜, 郝敦元, 梁存柱. 内蒙古草原退化与恢复演替机理的探讨. *干旱区资源与环境*, 2002, 1: 84~ 91.
- [11] 刘美珍, 于顺利, 蒋高明, 等. 浑善达克退化沙地恢复演替 18 年中植物群落动态变化. *生态学报*, 2004, 24(8): 1731~ 1737.
- [12] 刘忠宽, 汪诗平, 韩建国, 王艳芬, 陈佐忠. 内蒙古草原放牧恢复过程地衣生物量分布及其影响因素的研究. *应用生态学报*, 2004, 15(7): 1294~ 1297.
- [29] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2000. 23~ 35.
- [31] 王其兵. 内蒙古温带草原生态系统过程对气候变化响应的实验研究. 北京: 中国科学院图书馆, 1999.
- [34] 韩苑鸿. 放牧对内蒙古冷蒿小禾草原植物群落特征的影响. 北京: 中国科学院图书馆, 1999.