

## 围封对草地的影响研究进展

闫玉春<sup>1</sup>, 唐海萍<sup>2</sup>, 辛晓平<sup>1</sup>, 王 旭<sup>1</sup>

(1. 农业部资源遥感与数字农业重点开放实验室呼伦贝尔草原生态系统国家野外科学观测研究站;  
中国农业科学院农业资源与农业区划研究所 北京 100081; 2. 地表过程与资源生态国家重点实验室;  
北京师范大学资源学院资源科学研究所 北京 100875)

**摘要:**围封是草地管理的重要手段。围封通过排除家畜的践踏、采食及排便等干扰,从而使其群落向着一定方向演替。由于草地生态系统本身的复杂性和放牧历史、环境因子等的迭加作用导致退化草地群落围封后出现 3 种可能的演替模式,即单稳态模式、多稳态模式和滞后模式。由于围封后种群的消长、某些种群的消失及新种的进入导致草地在围封后的植物多样性也发生变化。从“中度干扰”理论、对放牧敏感性植物种消失、以及特殊环境因子下群落恢复缓慢等方面总结了草地围封后植物多样性的 3 种可能变化方向。总结了围封对土壤种子库的影响及其在草地恢复中的作用。阐述了围封对草地土壤理化性质的作用机制。总之,围封对草地的作用具有两面性。对围封作用要有全面的科学认识,把握好围封的时间尺度,以充分发挥其在退化草地恢复中的作用,避免由于利用不当而对草地产生的负面影响。建议加强对已有相关研究成果的总结与分析,对不明确和有争议的课题进一步深入研究,并建立长期的围封研究项目,增加围封研究的站点建设。

**关键词:**围封;群落演替;多样性;生产力;种子库;土壤;时间尺度

文章编号:1000-0933(2009)09-5039-08 中图分类号:Q142, S812 文献标识码:A

## Advances in research on the effects of exclosure on grasslands

YAN Yu-Chun<sup>1</sup>, TANG Hai-Ping<sup>2</sup>, XIN Xiao-Ping<sup>1</sup>, WANG Xu<sup>1</sup>

1 Key Laboratory of Resources Remote Sensing and Digital Agriculture, Ministry of Agriculture, China; Hulunber State Station of Grassland Ecosystem Field Observation and Scientific Research; Institute of Agricultural Resources and Regional Planning of Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China

2 State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology; Institute of Resources Science, College of Resources Science & Technology, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

*Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(9): 5039 ~ 5046.

**Abstract:** Exclosure plays an important role in grassland management. The effects of exclosure on grassland ecosystems were reviewed from the following aspects such as plant community diversity and productivity, seed bank and soil properties. Grassland community would change toward certain direction after exclosure by eliminating trample, feed intake, dejection of domestic animals. Degraded grassland followed three succession patterns after exclosure, that is mono-stable-state model, multi-stable-state model and lag model. The plant diversity of the grassland would be changed after exclosure due to population growth and decline, disappearance of some species and immigrant of new species. Three change trends of the degraded grassland community diversity were identified as the theory of “moderate disturbance”, elimination of some species and the slow process of community restoration under specific environment. The effects of exclosure on the recovery of degraded grassland by influencing seed bank were reviewed. The effects of exclosure on soil properties were analyzed. In short, exclosure has different influence on grasslands under different situation. Therefore, we should control the exclosure time scale well to exert its positive effects on recovery of degraded grassland and avoid the negative influences on grassland

**基金项目:**国家 973 计划课题资助项目(2007CB106806);国家自然科学基金面上资助项目(40571057);国家 863 专题课题资助项目(2007AA10Z230);国家科技支撑计划课题子课题资助项目(2006BAD16B05-2; 2006BAC01A12)

收稿日期:2008-10-10; 修订日期:2008-11-12

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: fblwzy@163.com

due to the improper utilization of enclosure measure. We suggest that the summarization and analysis for present research results should be enhanced, the more intensive study should be conducted for the disputed issue, the long term enclosure research programs should be maded, and the enclosure research station should be increased.

**Key Words:** enclosure; grassland; community succession; diversity; productivity; seed bank; soil; time scale

全球草地面积约为  $3.42 \times 10^9 \text{ hm}^2$ , 约占陆地面积的 40%<sup>[1,2]</sup>。我国草地面积近  $4 \times 10^8 \text{ hm}^2$ , 占全国陆地面积的 40.7%<sup>[3]</sup>。它们不仅是重要的绿色生态屏障, 而且也是重要的畜牧业生产基地, 其功能的正常发挥对维持全球及区域性生态系统平衡有极其重要的作用。保守估计, 传统意义上放牧地占地球陆地面积的一半以上<sup>[4]</sup>。因此, 过度放牧也成为人类施于草原生态系统最强大的影响因素, 在全世界草地退化总面积中约有 35% 是由于过度放牧造成的<sup>[4]</sup>。

草地围栏封育, 即把草场划分成若干小区, 使围起来的退化草地因牲畜压力的消除而自然恢复。它是人类有意识调节草地生态系统中草食动物与植物的关系以及管理草地的手段。由于其投资少、见效快, 已成为当前退化草地恢复与重建的重要措施之一, 并为世界各国所广泛采用<sup>[5]</sup>。但围封作为一种草地管理手段, 如果利用不当也会对草地产生一些负面影响<sup>[6]</sup>。

由于不同的地区、不同的围封时间、不同的围封方式会导致草地生态系统不同甚至相反的响应结果。因此对草地生态系统各要素对围封的响应机制, 适宜的围封时间尺度及围封方式等研究都受到国内外学者的广泛关注。本文从群落演替、植物多样性、草地生产力、土壤种子库以及土壤特征等方面概述了围封对草地的作用及其机制。并讨论了围封对草地作用的利与弊以及适宜的围封时间尺度问题。旨在为草地生态系统的可持续管理与利用提供一些可能的科学参考。

## 1 围封对草地的作用及其机制

### 1.1 围封与退化草地群落的恢复演替

围封通过排除家畜的践踏、采食及排便等干扰, 从而使其群落向着一定方向演替。如放牧下匍生植物种增加, 适口性较高的牧草在过度放牧下减少或消失, 而在围封后排除了放牧干扰则会使对放牧适应性强的植物种减少, 而对放牧反映敏感的植物种增加。诸多研究表明, 对退化草地围封, 整个群落会表现出向气候顶级群落演替的趋势<sup>[5,7]</sup>。根据以往研究, 总结出了退化草地群落围封后可能会出现 3 种演替模式, (1) 单稳态模式 (mono-stable-state) (图 1)。这一模式是 Dyksterhuis 于 1949 年提出的, 并将放牧演替中的植物区分为增加者、减少者和侵入者<sup>[8]</sup>。单稳态模式认为, 一个草地类型只有一个稳态 (顶级或潜在自然群落), 不合理的放牧所引起的逆行演替可以通过管理、减轻或停止放牧而恢复, 并且认为恢复过程与退化过程途径相同, 而方向相反。该模式是近来草地放牧演替绝大多数研究工作的理论基础。(2) 多稳态模式 (multi-stable-state) (图 1)。一些研究表明, 当生态系统严重受损时, 其恢复演替途径并不会按着其退化演替的相反途径进行。Schlatterer 等人在干旱区草地研究发现, 退化的草地类型在围封后并没有沿着其退化演替的逆途径恢复到原来顶级群落, 而是较长期地稳定在演替的某一阶段中, 因而认为在一些草地的放牧演替中有多个稳态存在, 即“多稳态模式”。该模式认为严重退化草地围封后, 外来种侵入、木本植物群落的建立等都会导致退化的群落难以恢复到原生群落类型<sup>[9]</sup>。(3) 滞后模式 (lag model) (图 1)。该模式是单稳态模式的一个变型, 单稳态模式强调恢复演替与退化演替途径相同, 而方向相反。而在实际中, 这种完全理想化的过程是不存在的, 退化草地群落恢复演替过程往往表现出滞后于围封的特征。基于此提出退化草地群落围封后的另一种演替模式, 即滞后模式, 该模式也认为一个草地类型只有一个稳定状态, 退化群落可以恢复演替到原来的群落稳定状态, 但其恢复要在围封后较长的一段时间才能表现出来, 其恢复演替不一定完全按照其退化演替的模式进行, 并且往往会出现跃变的过程。这一模式更符合草地群落演替的实际情况。如对内蒙古典型草原的退化类型冷蒿 (*Artemisia frigida*) 草原 11a 的围封研究表明, 羊草 (*Leymus chinensis*) 与大针茅 (*Stipa grandis*) 是退化群落中

的衰退种,在恢复演替前期(1983~1988年),种群无明显增长,1989年起跃升为主要优势种。米氏冰草(*A. michooi* Roshev)在退化群落中也是衰退种,1984~1988年间种群已有显著增长,1989年以来仍是群落的优势成分之一。糙隐子草(*Cleistogenes. Squarrosa*)是退化群落的优势种,在1987年以前生物量比较稳定,1987年以后种群趋于萎缩,成为群落结构下层的恒有成分。冷蒿是退化群落的主要优势种,在1983~1988年处于种群增长的态势,1989年起开始趋于衰退,成为群落下层的伴生植物。变蒿(*A. Commutata*)在退化群落中是生物量较高的种群,1988年以前,保持稳定,成为优势植物之一。1989年以后,生物量急剧下降,成为稀有种。双齿葱(*Allium bidentatum*)与小叶锦鸡儿(*Caragana microphylla*)都是比较稳定的种群,在恢复演替过程中,其生物量的波动幅度较小<sup>[10]</sup>。

## 1.2 围封与植物多样性

有关围封禁牧对植物多样性的影响(与对应放牧草地相比),在以往研究中并未得出一致结论。

(1)一些研究表明围封禁牧可以增加植物多样性。认为过度干扰可以使某些种群消失从而降低植物多样性<sup>[11~13]</sup>,如强度放牧导致适口性牧草减少或消失,而围封下适口性牧草增加从而导致物种丰富度和多样性提高<sup>[14]</sup>。

(2)围封禁牧样地的多样性要低于自由放牧样地。该结论认为退化草地或作为对照的放牧草地均处在“中度干扰”阶段,即自然干扰下群落优势种的竞争力消弱从而使稀有种增加<sup>[15,16]</sup>,或者干扰产生多种生境斑块从而使不同演替阶段的种共存<sup>[17~19]</sup>。而围封措施排除了干扰使生境趋于均一化而导致生物多样性的降低。诸多研究证实了此观点,如在美国俄克拉荷马州的沙蒿草地研究表明,多年生草的优势度的增加而使围封草地的植物多样性和丰富度降低<sup>[20]</sup>。对亚利桑那州(美国西南部的州)研究表明,围封禁牧相对于中度放牧而言使本地种数量减少从而降低了物种丰富度<sup>[21]</sup>。对高寒草甸的退化和未退化矮蒿草草甸围封5a后,均表现出丰富度指数与多样性指数减少的趋势,其原因主要由于围封有效抑制了毒草和杂类草,使其减少明显。在内蒙典型草原区,以冷蒿为建群种的退化羊草草原变型在12a的封育过程中,多样性指数表现为具有峰值的总体下降趋势,这一结果表明,围封后随着演替进程的延续,羊草等建群种、优势种的优势度逐渐增强,各种群在群落中所占比例差距增加,进而导致多样性下降<sup>[22]</sup>。对位于南美的世界最大的温带半湿润草原(Rio de la Plata grassland)的相关研究也得到此结论,由于中度放牧使一些冷季生长的杂草植物被暖季生长的蒿生植物所代替,这一过程导致围封9a的草地的植物多样性显著低于中度放牧草地<sup>[23]</sup>。在芬兰西南的湿地草地(mesic grassland)的研究表明由于该类型草地的植物生长受自然因素的限制很小,因此放牧干扰明显增加其植物多样性和物种丰富度<sup>[24]</sup>。

(3)一些研究认为在某些干旱区围封禁牧对植物多样性的影响较小甚至无影响。主要原因是,干旱区草地恢复是一个缓慢的过程。而且群落演替阶段跃迁需要特殊的降雨事件,Westoby认为围封对群落不会有实质性的影响除非一个特殊事件(如罕见的大雨)驱动群落结构的改变<sup>[25]</sup>。

以上研究结论多将放牧系统植物多样性差异归因于放牧强度差异,而更多相关研究表明群落结构和多样性

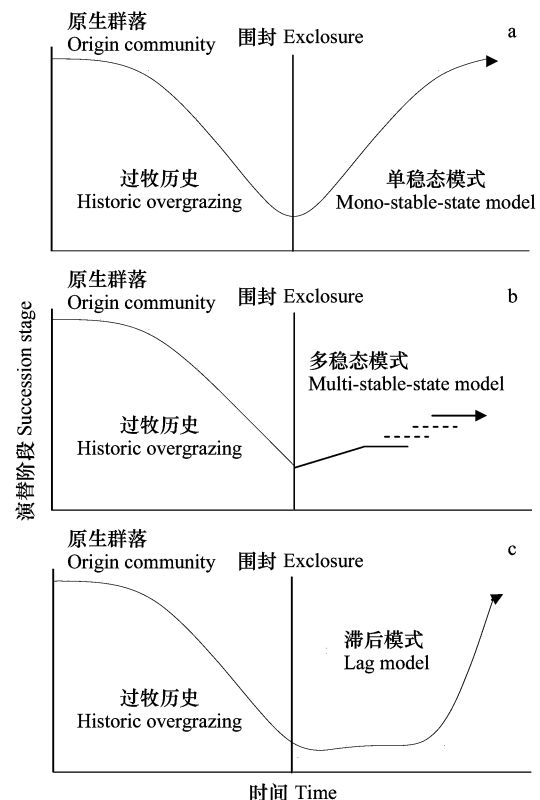


图1 退化草地群落围封后3种演替模式

Fig. 1 Three succession models of degraded grassland community after enclosure

是由放牧系统群落本身的生产力、放牧演化历史、植被外貌、生活型与放牧压力交互作用决定的<sup>[14,18,19,26~30]</sup>。因此,植物多样性对围封的响应是与草地生态系统本身、放牧历史、环境因子等相联系的,而其结果也决定于以上哪种生态过程在起主导作用。

### 1.3 围封与草地生产力

从机制上讲,围封对草地生产力既有促进作用又有抑制作用,一般来说,放牧退化的草地具有较低的牧草生产力<sup>[31]</sup>,退化严重的草地围封后使原有的生长受到过度放牧抑制和消弱的群落得以休养生息,促进幼苗萌发和生长从而提高草地生产力。其抑制作用表现在限制牧草放牧条件下具有的超补偿性生长机制的发挥<sup>[32,33]</sup>。其大量的凋落物和立枯降低植物生产的周转率<sup>[34]</sup>,影响资源的利用效率<sup>[23]</sup>。另外围封群落演替下植物功能群的变化也会影响到群落生产力。一般来讲恢复演替的顶级群落相对于退化群落具有更高的生产力。因此,植物对围封的响应决定于促进与抑制间的净效果,与环境条件和管理措施紧密相关<sup>[35]</sup>。

### 1.4 围封与土壤种子库

土壤种子库对围封的响应相对于地上群落对围封的响应更具复杂性。不同研究背景下,研究结论及其机制也有所不同。一些研究表明围封不但可以改变土壤种子库的组成,还可以增加土壤种子库密度。如对内蒙古克氏针茅草原研究表明,围封草地种子库密度显著高于放牧草地,主要是由于其植被具有更大密度和高度,能够积聚更多的包含种子的凋落物所致。另外克氏针茅和糙隐子草在放牧样地的种子库密度显著大于在围封样地中的密度,表明多年生禾草在围封条件下可能比在放牧条件下更倾向于无性繁殖。冷蒿是典型草原群落退化的指示植物,它在围封草原土壤种子库中的密度增加可能是由两方面的原因造成的:一是围封后的生境不适合冷蒿种子的萌发,以至积累了较多的种子;二是围封后植被的恢复给冷蒿的生长增强了选择压力,因而产生了更多的种子。该研究中围封与放牧条件下克氏针茅草原土壤种子库与地上植被组成的相似性较高<sup>[36]</sup>。对科尔沁退化沙质草地研究表明,围封可显著增加土壤种子库密度和植物种数,特别是显著增加了种子库群落中优良禾草的种数与密度。并得出围封与放牧样地的地上植被与土壤种子库组成都具有较高的相似性。同时还发现围封和未围封草地在土壤种子库上的相似性要显著高于在地上植被组成上的相似性,表明放牧对地上植被组成的影响要远大于对土壤种子库组成的影响<sup>[37]</sup>。一些研究发现围封对植被恢复起着“种子岛”作用,它们的存在可以缩短周围被干扰草地恢复的时间<sup>[38]</sup>。并且这种效应会以围封草地为中心,呈辐射状促进周围沙化草地土壤种子库恢复并随着距围栏距离的增加,作用逐渐减小<sup>[39]</sup>。

也有研究表明围封对土壤种子库总量无显著影响,但使其种类组成有所改变。如在美国德克萨斯州的半干旱区草地研究表明土壤种子库中种子总量在围封 36a 与放牧处理之间差异不显著,但物种组成在不同处理间有所变化,围封样地土壤种子库中具有高比例的演替后期种。而重度放牧样地中演替前期的植物种比例较高<sup>[40]</sup>。Rachel 研究表明,在澳大利亚北部干旱区,围封与放牧样地的土壤种子库在总数与多样性上均无显著差异<sup>[41]</sup>,导致这一结果有两个可能的原因,在干旱区围封后的植被恢复是非常缓慢的<sup>[42]</sup>,另外在干旱区植物群落的种间竞争在群落组成变化中起到的作用较小,不会因选择性采食而导致某些物种消失<sup>[43]</sup>。该研究发现地表群落组成并不能直接反映土壤种子库状况,这种不一致性被多数研究解释为种子库中 1 年生植物比多年生植物占有更大的比重,而由于环境条件的限制 1 年生植物具有较低的萌发率。因此在土壤种子库中 1 年生植物种占优势,而多年生植物种则在地表植被中占优势<sup>[40,44~46]</sup>。

### 1.5 围封与草地土壤

较多研究发现围封对退化草地土壤具有显著的恢复作用,主要表现在容易发生土壤侵蚀的沙地、坡地、干旱区等环境条件下。对科尔沁沙化草地的围封实验表明,10a 的围封明显增加了地表植被盖度从而抑制了土壤侵蚀,并且家畜践踏的消除、土壤有机质含量增加以及土壤中根含量的增加使围封样地的土壤容重显著减小<sup>[47,48]</sup>。并指出尽管围封后植被恢复较快,但土壤恢复需要一个缓慢的过程。Greenwood 对威尔士南部冷温带草原研究表明,围封 2.5a 后由于消除家畜的践踏,表层土壤物理性质得到改善,相对于放牧样地土壤非饱和和水传导率增加,土壤容重减小<sup>[49]</sup>。在埃塞俄比亚最北部的丘陵地带(坡地)研究表明,围封不仅可以有效

地恢复植被,而且也能改善土壤养分,减少土壤侵蚀。围封 5a 与 10a 的草地土壤有机质、全氮、速效磷均显著高于放牧地<sup>[50]</sup>,其原因是:一方面由于围封地植被的恢复有效防止了降雨引起的溅蚀和径流侵蚀;另一方面植被的恢复也增加了地表凋落物及根系周转向土壤的营养输入。Dormaer 研究表明,长期放牧下土壤有机碳、氮等指标呈现减小趋势<sup>[51]</sup>。在美国北部大草原研究发现围封草地与放牧草地相比具有较高碳含量,但全氮含量较低<sup>[52]</sup>。Peter 等发现围封可以增加草地的生物量,并使其地下根量增加两倍,认为由放牧直接和间接导致的土壤养分损失可以通过建立地表植被和围封来恢复<sup>[53]</sup>。

但也有研究表明围封对草地土壤养分存在负面影响机制,Reeder 等发现,放牧 12a 和 56a 的草地的土壤 C 显著高于未放牧地,而且重牧 56a 的草地土壤 C 最高,原因是由于封育草地上凋落物过多而 C 流不畅,封育导致群落中 1 年生牧草增加,而其根系太少不利于土壤有机质的形成和积累。而且随着围封时间的增加,凋落物在地表的积累也影响土壤温度和土壤水分,进而影响植物残体和凋落物的分解速率,因此影响到碳和养分的循环<sup>[6,54]</sup>。北美大草原的混合普列里放牧近 80a,重牧草地 0~107cm 土层有机 C 相对于无牧草地没有显著变化,Frank 等认为物种组成变化补偿了天然草地放牧所引发的潜在的土壤 C 损失<sup>[55]</sup>。Basher 在坎特伯雷高原研究表明围封对草地土壤碳、氮等养分含量影响较小<sup>[56]</sup>。

## 2 讨论

### 2.1 围封对草地作用的利与弊

围封作为一种草地管理手段,对草地的作用具有两面性,围封对草地的正面作用主要表现在:对退化的草地、生态环境脆弱的草地的生态保护与恢复作用上。

但围封并非在任何时候都能够起到积极作用,实质上围封是对草地人为实施的一种干预措施。草地作为一种资源,人类的最终目的是对其进行合理的可持续利用,围封只是一种使草地生产与利用之间达到平衡的手段。在某些情况下,围封将会对草地产生负面影响。如对于未退化草地或退化恢复草地,长时间围封一方面使牧草以枯落物的形式大量积聚,影响草地生态系统的物质、能量的良性循环,限制草地生产力,同时导致牧草资源大量浪费。在未退化矮蒿草草甸,由于封育,残留枯草、凋落物的盖度和生物量增大,抑制了群落生物生产潜力的发挥,优良牧草比例和草地质量下降明显,对群落生物多样性和群落生产稳定性造成影响。而冬春季节的适度放牧可有效清除枯草,削减生长冗余<sup>[57]</sup>,不对牧草造成太大生理伤害,有利于春天萌发和超补偿性生长<sup>[31,58]</sup>,符合放牧优化假说<sup>[59,60]</sup>,有利于次级产品的产出。对半干旱沙地草场封育研究表明,长期完全封育并不能显著改善半干旱沙地草场的植被的生产力及其放牧功能,而季节性封育(放牧)可以有效地维持半干旱沙地草场的群落与牲畜放牧间的非平衡状态及草场的放牧价值,即使对在传统放牧(自由放牧)模式下退化的草场而言,完全封育的时间也不宜过长,一旦草场已恢复了其自身的弹性,就可进行季节性放牧,从而逐步建立起植物生长和牲畜采食间的正反馈关系<sup>[61]</sup>。

### 2.2 围封的时间尺度

根据草地生态系统的可持续性原理<sup>[62]</sup>,草地围封不应是无限期的。封育期过长,不但不利于牧草的正常生长和发育,反而枯草会抑制植物的再生和幼苗的形成,不利于草地的繁殖更新<sup>[63,64]</sup>。因此,草地围封一段时间后,进行适当利用,可使草地生态系统的能量流动和物质循环保持良性状态,进而保持草地生态系统平衡。封育时间的长短,应根据草地退化程度和草地恢复状况而定<sup>[65]</sup>。且相关研究发现,适当刈割及放牧利用,不但不会给草地造成损害,相反能改良草地质量,刺激牧草分蘖,促进牧草再生<sup>[64]</sup>。

对退化草地的围封时间尺度以及合理的放牧管理措施也进行了研究并得出了一些相应结论,如在降水条件较好的半干旱沙区,采取封沙育草措施,植被完全能够自然恢复,但其演替进程较长,约需 10~15a 的时间<sup>[66]</sup>。对退化的冷蒿草原研究表明,经过 11a 的恢复,群落生产力已接近于原生群落。但是,从群落结构和群落的稳定性来看,还没有达到顶极群落阶段。从草地生产力和饲用品质的评价来看,退化群落经过 5~8a 的封育,可以重新放牧或割草利用,但应坚持合理的利用强度,绝不允许超负荷利用,以保持群落中优势种群的再生机制<sup>[10,67]</sup>。

### 3 结语

围封是一种草地管理手段,对其作用要有全面的科学认识,以充分发挥其在退化草地恢复中的作用,避免因利用不当而对草地产生的负面影响。目前草地退化的形式严峻,以往关于围封的研究多报道其对退化草地的恢复作用。由于草地类型、放牧历史、环境因子的不同,可能导致草地对围封的响应出现完全相反的结果。但目前对许多响应机制及生态系统恢复的时空尺度等问题尚不明确,如围封的合理时间尺度仍是一个有待解决的重要的命题<sup>[47]</sup>。为了更好地解决尚不明确和有争议的问题,对草地围封的研究仍有待加强和改进。基于此提出今后在围封研究工作中应该加强的3个方面建议:(1)加强对已有相关研究成果(包括草地的放牧历史)的总结与分析,对不明确和有争议的课题进一步深入研究。(2)建立长期的围封研究项目,有利于对生态系统结构和功能、干扰机制和恢复的时间动态有更清晰的认识。(3)增加围封研究的站点建设,改进实验设计方案,在不同景观梯度、不同水文、地文条件下建立系统的围封研究站点网络。有利于发展恢复生态学的理论基础,同时为诸多研究提供一个系统参考框架,而且其实践与理论价值会随时间而增值<sup>[68]</sup>。

### References:

- [1] LeCain D R, Morgan J A, Schuman G E, *et al.* Carbon exchange and species composition of grazed pastures and exclosures in the shortgrass steppe of Colorado. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2002, 93: 421–435.
- [2] Conant R T, Paustian K. Potential soil sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16(4): 1143–1151.
- [3] Chen Z Z, Wang S P. Typical grassland ecosystem of China. Beijing: Science Press, 2000.
- [4] Hou F J, Yang Z Y. Effects of grazing of livestock on grassland. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(1): 244–264.
- [5] Zhou H K, Zhou L, Liu W. The influence of fencing on degraded *Kobresia Humilis* Meadows and Non-degraded. *Grassland of China*, 2003, 25(5): 15–22.
- [6] 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.
- [7] Hill M O, Evans D F, Bell S A. Long-term effects of excluding sheep from hill pastures in North Wales. *Journal of Ecology*, 1992, 80: 1–13.
- [8] Dyksterhuis E J. Condition and management of rangeland based on quantitative ecology. *Journal of Range Management*. 1949, 2: 104–115.
- [9] Schlatterer H. Life history and plant architecture: size-dependent reproductive allocation in annual and biennial *Centaurea* species. *Acta Botanica Neerlandica*. 1989, 38(2): 183–201.
- [10] Wang W, Liu Z L, Hao D Y. The dynamic response of degenerative steppe vegetation to grazing prohibition in the Inner Mongolia. *Climatic and Environmental Research*, 1997, 2(3): 236–240.
- [11] Huseyin K, Steven S. The effects of long-term grazing exclosures on range plants in the Central Anatolian Region of Turkey. *Environmental Management*, 2007, 39: 326–337.
- [12] Sternberg M, Gutman M, Perevolotsky A. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. *Journal of Applied Ecology*, 2000, 37: 224–237.
- [13] Noy-Meir I, Gutman M, Kaplan Y. Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology*, 1989, 77: 290–310.
- [14] Milchunas D G, Sala O E, Lauenroth W. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist*, 1988, 132: 87–106.
- [15] Petraitis P S, Latham R E, Niesenbaum R A. The maintenance of species diversity by disturbance. *Quarterly Review of Biology*, 1989, 64: 393–418.
- [16] Caswell H, Cohen J E. Local and regional regulation of species-area relations: a patch-occupancy model. In: R. E. Ricklefs and D. Schluter, eds. *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. Chicago: University of Chicago Press, 1993. 99–107.
- [17] Connell J H. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. *Science*, 1978, 199: 1302–1310.
- [18] Huston M A. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*, 1979, 113: 81–101.
- [19] Huston M A. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. United Kingdom: Cambridge University Press, 1994.
- [20] Scott L, Collins, James A, Bradford. Succession and fluctuation in *Artemisia* dominated grassland. *Vegetatio*, 1987, 73: 89–99.
- [21] Matthew R R, Loeser, Thomas D. Impact of grazing intensity during drought in an Arizona grassland. *Conservation Biology*, 2006, 21(1): 87–97.
- [22] Bao Yin TGT, Chen M. The studies of changes of plant diversity on degenerated steppe in enclosed process. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis NeiMongol*, 1997, 28(1), 87–91.
- [23] Alice A, Martin O, Elsa L, Felipe L, Claudia R. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan Grassland. *Plant*

- Ecology, 2005, 179:83—91.
- [24] Juha Pykälä. Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. *Plant Ecology*, 2004,175: 217—226.
- [25] Westoby M, Walker B & Noy-Meir I. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management*, 1989,42: 266—274.
- [26] Whittaker R H. Animal effects on plant species diversity. *Vegetation und Fauna*, Symposium International Vegetskunde. Rinteln R. Tuxen ed. Cramer, Vaduz, 1977. 409—425.
- [27] Milchunas D G & Lauenroth W. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 1993,6:327—366.
- [28] Noy-Meir I. Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 1995,6: 701—710.
- [29] Proulx M. & Mazumder A. Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology*, 1998,79: 2581—2592.
- [30] Yagil O, Aviperevolotsky, Jaime K. Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. *Journal of Ecology*, 2002,90:936—946.
- [31] Li Y H, Wang S P. Response of plant and plant community to different stocking rates. *Grassland of China*, 1999,3:11—19.
- [32] Vickery P J. Grazing and net primary production of a temperate grassland. *Journal of Applied Ecology*, 1992,9: 307—314.
- [33] McNaughton S J. Serengeti migratory wildebeest: facilitation of energy flow by grazing. *Science*, 1976,191:92—94.
- [34] Risser P G. Making ecological information practical for resource managers. *Ecological Applications*, 1993,3:37—38.
- [35] Noy-Meir I. Compensating growth of grazed plants and its relevance to the use of rangelands. *Ecological Applications*, 1993,3:32—34.
- [36] Zhan X M, Li L H, Li X. Effects of grazing on the soil seed bank of a *Stipa krylovii* steppe community. *Acta Phytocologica Sinica*, 2005,29 (5): 747—752.
- [37] Li F R, Zhao L Y, Wang S F. Effects of enclosure management on the structure of soil seed bank and standing vegetation in degraded sandy grasslands of eastern Inner Mongolia. *Acta Prataculturae Sinica*, 2003,2(4):90—99.
- [38] Zhao W Z, Bai S M. Characteristics of seed bank at fenced grassland in horqin sandy land. *Journal of Desert Research*, 2001,21(2):204—208.
- [39] Cao Z L, Zheng C L, Zhao T N. Influences of seed source effect of enclosed grassland on seed bank around sandy grassland. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2006,20(3):197—200.
- [40] Kinucan R J, Smeins F E. Soil seed bank of a semiarid Texas grassland under three long-term (36-Years) grazing regimes. *The American Midland Naturalist*, 1992,128(1):11—21.
- [41] Rachel A M, Jose M F. Effects of sheep exclusion on the soil seed bank and annual vegetation in chenopod shrublands of South Australia. *Journal of Arid Environment*, 1999,42:117—128.
- [42] Kelt D A & Valone T J. Effects of grazing on the abundance and diversity of annual plants in Chihuahuan desert scrub habitat. *Oecologia*, 1995, 103:191—195.
- [43] Waser N M & Price M V. Effects of grazing on diversity of annual plants in the Sonoran Desert, Arizona, USA. *Oecologia*, 1981, 50:407—411.
- [44] Coffin D P, Lauenroth W K. Spatial and temporal variation in the seed bank of a semiarid grassland. *American Journal of Botany*, 1989,76:53—58.
- [45] Rice K J. Impacts of seed banks on grassland community structure and population dynamics. In: Leck, M. A., Parker, V. T. & Simpson, R. L. ed. *Ecology of Soil Seed Banks*, San Diego, CA: Academic Press, 1989. 257—282; 462.
- [46] Pake C E, Venable D L. Is coexistence of Sonoran Desert annuals mediated by temporal variability in reproductive success? *Ecology*, 1995,76:246—261.
- [47] Su Y Z, Zhao H L. Influences of Grazing and Exclosure on Carbon Sequestration in Degraded Sandy Grassland, Inner Mongolia, North China. *Environmental Science*, 2003,24(4):23—28.
- [48] Su Y Z, Li Y L, Cui J Y, Zhao W Z. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China. *Catena*, 2005,59:267—278.
- [49] Greenwood K L, MacLeod D A, Scott J M. Changes to soil physical properties after grazing exclusion. *Soil Use and Management*, 1998,14:19—24.
- [50] Wolde M, Veldkamp E, Mitiku H. Effectiveness of exclosures to restore degraded soils as a result of overgrazing in Tigray Ethiopia. *Journal Arid Environment*, 2007,69:270—284.
- [51] Dormaar J F, Smoliak S, Willms W D. Vegetation and soil responses to short-duration grazing on fescue grasslands. *Journal of Range Management*, 1989, 42:252—256.
- [52] Bauer A, Cole C V, Black A L. Soil property comparisons in virgin grasslands between grazed and nongrazed management systems. *Soil Science Society of America Journal*, 1987,51:176—182.

- [53] Peter D, McIntosh, Ralph B, *et al.* Effects of exclosure and management on biomass and soil nutrient pools in seasonally dry high country, New Zealand. *Journal of Environmental Management*, 1997, 51:169–186.
- [54] Reeder J D, Frank D, Milchunas D G. Root biomass and microbial processes. In: Follett R F, Kimble J M, eds. *The Potential of US Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. Lewis Publishers, Boca Raton FL, 2001. 139–166.
- [55] Frank D A, Groffman P M. Ungulate vs. Landscape control of soil C and N processes in grasslands of Yellowstone National Park. *Ecology*, 1998, 79(7):2229–2241.
- [56] Basher L R, Lynn I H. Soil changes associated with the cessation of grazing at two sites in the Canterbury high country. *New Zealand Journal of Ecology*, 1996, 20:179–189.
- [57] Zhang R, Du G Z. Redundance and Compensation of Grazed Grassland Communities. *Acta Phytocologica Sinica*, 1998, 7(4):13–19.
- [58] Zhao G, Cui Z R. Selective Grazing of Animals and the Response of Plants. *Grassland of China*, 1999, 1:62–67.
- [59] Belsky A J. Does herbivory benefit plants: a review of the evidence. *American Naturalist*, 1986, 127:870–892.
- [60] Li W J. The Evaluation of the Research on the Grazing Optimization Hypothesis. *Grassland of China*, 1999, 4:61–66.
- [61] Yang X H, Zhang K B, Hou R P. Impacts of exclusion on vegetative features and aboveground biomass in semi-arid degraded rangeland. *Ecology and Environment*, 2005, 14(5):730–734.
- [62] Rong Y P, Zhao M L, Han G D. Principle and technology of grassland resource sustainable utilization. Beijing: Chemical Industry Press, 2004.
- [63] Cheng J M, Zou H Y, Ben J Z F. The rational utilization of grassland and successional course of grassland vegetation in the Loess Plateau. *Acta Phytocologica Sinica*, 1995, 4(4):17–22.
- [64] Cheng J M, Zou H Y, Akio Hongo. Effects of protective growing cutting and grazing on the vegetation of grassland. *Research of Soil and Water Conservation*, 1998, 5(1):36–54.
- [65] Sun X. Pasture management of arid region. Beijing: Chinese Forestry Press, 1991.
- [66] Zhang H, Fu Q K, Li F R. Features of soil-plant system changes in different restorative stages of degraded sandy grasslands. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2003, 23(6):1–6.
- [67] Wang W, Liu Z L, Hao D Y. Research on the restoring succession of the degenerated grassland in Inner Mongolia I. basic characteristics and driving force for restoration of the degenerated grassland. *Acta Phytocologica Sinica*, 1996, 20(5):449–459.
- [68] Daniel A, Sarr. Riparian Livestock Exclosure Research in the Western United States: A Critique and Some Recommendations. *Environmental Management*, 2002, 30(4):516–526.

#### 参考文献:

- [3] 陈佐忠. 中国典型草原生态系统. 北京: 科学出版社, 2000. 307–315.
- [4] 侯扶江, 杨中艺. 放牧对草地的作用. *生态学报*, 2006, 26(1):244–264.
- [5] 周华坤, 周立, 刘伟, 等. 封育措施对退化与未退化矮嵩草草甸的影响. *中国草地*, 2003, 25(5):15–22.
- [10] 王伟, 刘钟龄, 郝敦元. 内蒙古退化草原植被对禁牧的动态响应. *气候与环境研究*, 1997, 2(3):236–240.
- [22] 宝音陶格涛, 陈敏. 退化草原封育改良过程中植物种的多样性变化的研究. *内蒙古大学学报(自然科学版)*, 1997, 28(1):87–91.
- [31] 李永宏, 汪诗平. 放牧对草原植物的影响. *中国草地*, 1999, 3:11–19.
- [36] 詹学明, 李凌浩, 李鑫, 等. 放牧和围封条件下克氏针茅草原土壤种子库的比较. *植物生态学报*, 2005, 29(5):747–752.
- [37] 李锋瑞, 赵丽娅, 王树芳. 封育对退化沙质草地土壤种子库与地上群落结构的影响. *草业学报*, 2003, 2(4):90–99.
- [38] 赵文智, 白四明. 科尔沁沙地围封草地种子库特征. *中国沙漠*, 2001, 21(2):204–208.
- [39] 曹子龙, 郑翠玲, 赵廷宁. 围封草地“种子岛”效应对周围沙化草地土壤种子库的影响. *水土保持学报*, 2006, 20(3):197–200.
- [47] 苏永中, 赵哈林. 持续放牧和围封对科尔沁退化沙地草地碳截存的影响. *环境科学*, 2003, 24(4):23–28.
- [57] 张荣, 杜国祯. 放牧草地群落的冗余与补偿. *草业学报*, 1998, 7(4):13–19.
- [58] 赵钢, 崔泽仁. 家畜的选择性采食对草地植物的反应. *中国草地*, 1999, 1:62–67.
- [60] 李文建. 放牧优化假说研究述评. *中国草地*, 1999, 4:61–66.
- [61] 杨晓辉, 张克斌, 侯瑞萍. 封育措施对半干旱沙地草场植被群落特征及地上生物量的影响. *生态环境*, 2005, 14(5):730–734.
- [62] 戎郁萍, 赵萌莉, 韩国栋. 草地资源可持续利用原理与技术. 北京: 工业出版社, 2004.
- [63] 程积民, 邹厚远. 封育刈割放牧对草地植被的影响. *水土保持研究*, 1998, 5(1):36–54.
- [64] 程积民, 邹厚远. 黄土高原草地合理利用与草地植被演替过程的试验研究. *草业学报*, 1995, 4(4):17–22.
- [65] 孙祥. 干旱区草场经营学. 北京: 中国林业出版社, 1991.
- [66] 张华, 伏乾科, 李锋瑞. 退化沙质草地自然恢复过程中土壤-植物系统的变化特征. *水土保持通报*, 2003, 23(6):1–6.
- [67] 王伟, 刘钟龄, 郝敦元, 等. 内蒙古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动力. *植物生态学报*, 1996, 20:449–460.