



黄土高原半干旱区退化草地恢复与利用过程研究

程积民^{①②}, 井赵斌^②, 金晶炜^②, 高阳^②

① 中国科学院水利部水土保持研究所, 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 杨凌 712100;

② 西北农林科技大学动物科技学院, 杨凌 712100

E-mail: gyzcjm@ms.iswc.ac.cn

收稿日期: 2013-09-20; 接受日期: 2013-12-11

国家自然科学基金重点项目(批准号: 41230852)和中国科学院战略性先导科技专项(批准号: XDA05050202)资助

doi: 10.1360/052013-280

摘要 草地退化表现为土壤和植被遭到彻底破坏, 草地演替过程受到强烈抑制. 实验采用长期(30年)封禁措施, 定位监测退化草地从次生半裸地演变为近似原生植被(进展演替)的变化过程. 结果表明, 随着封禁时间的变化, 退化草地恢复演替经历了4个阶段, 群落盖度、植株密度、物种丰富度和多样性指数、地上生物量和地下生物量在草地群落恢复过程中逐渐增加, 其特征变化出现的峰值均在封禁第20年(地下生物量峰值在第15年), 其中地上生物量最高达520.5 g/m²; 直到封禁的第20~25年, 以本氏针茅为建群种的草原群落衰败退化现象明显, 而大针茅种群密度剧增; 在封禁的第26年以上以大针茅为优势的群落生长较为稳定, 从目前群落演替进程看, 大针茅有替代本氏针茅的趋势. 另外, 在草原沟道两侧以斑块状聚集分布有中旱生灌木, 群落的演替进入了一个新的阶段. 随着封禁时间的延续, 退化草地从自然封禁恢复的0~26年, 通过侵入-竞争-扩散-定居的几个演替阶段, 目前形成以大针茅为建群种相对稳定的“亚顶级”. 虽然草地生物量有一定下降, 但草地质量提高, 物种多样性丰富, 促进草地的进展演替. 草地植物群落主要由禾本科、豆科和菊科组成; 多年生植物、C₃和旱生物种可以作为草地演替过程和植被恢复的指示物种. 长期封育对草地物种更新和生态系统稳定性有负面影响, 因此, 合理的封育时间是草地生态恢复中非常重要的一个因素. 本研究提出, 在黄土区退化草地封育10~15年后可以开始进行合理的利用, 例如通过两年一次刈割和轻度放牧(2只羊/hm²). 本研究可为干旱区、半干旱区相似的退化草地恢复提供理论依据.

关键词黄土高原
退化草地
封禁
群落演替
放牧
刈割

干旱和半干旱生态系统约占全球陆地面积的30%, 在生态系统服务中扮演着重要角色^[1]. 近年来, 由于全球气候变化以及过度放牧等人为干扰, 使得

处于干旱和半干旱区的草地生态系统大部分发生严重的退化和沙漠化^[2,3]. 退化草地生态系统恢复对于理解植被的功能和生态结构特征十分重要, 因此退

引用格式: 程积民, 井赵斌, 金晶炜, 等. 黄土高原半干旱区退化草地恢复与利用过程研究. 中国科学: 生命科学, 2014, 44: 267-279

Cheng J M, Jing Z B, Jin J W, et al. Restoration and utilization mechanism of degraded grassland in the semi-arid region of Loess Plateau. SCIENTIA SINICA Vitae, 2014, 44: 267-279, doi: 10.1360/052013-280

化草地生态系统恢复引起了许多学者的关注^[4,5]。目前,关于草地恢复的研究主要集中在植被组成和结构、盖度、生物量、物种多样性和土壤及群落演替过程几个方面^[6-9]。草地恢复是一个长期和复杂的生态过程,研究中常常利用植被生态特征来评价草地恢复^[5,10]。许多以前的研究主要以短期封育的弃耕地为对象开展植物物种丰富度和多样性研究^[11,12]。而关于天然草地的研究相对较少^[13-15]。

黄土高原位于我国西部,支离破碎的地貌类型、频繁的干旱和严重的水土流失吸引了众多国内外学者的关注。自然植被的恢复被认为是改变黄土高原生态环境最有效的方式^[9,16]。如20世纪70年代的三北防护林建设、80年代的人工草地发展、90年代的退耕还林还草工程、21世纪国家提出的草原生态补贴等,开展了退化植被恢复与区域生态环境建设的一系列工作,取得了成功的经验与范例,但也曾出现不少的误区。黄土区植被恢复演替时序究竟是林为主还是以草为主,不同学者各有所见,至今仍然有所争议。有人认为,黄土高原曾是森林广布茂密、水草丰美、牛羊蕃息的地方,目前的植被稀少、黄土裸露、童山秃岭以及严重的土壤侵蚀、生态环境脆弱等状况,是不合理地垦殖土地与过度放牧利用等所造成的;另有人则认为,黄土高原历史上就没有过大面积集中连片的森林,原本就是草原或半荒漠组成,自然环境本不适宜森林生长,因而其大部分地区要实施造林恢复退化植被是困难的。为此,黄土高原历史自然景观以及现代自然植被真相是植被恢复与重建的重要依据^[17-19]。

20世纪初期,对植被演替的研究主要是以定性描述为主;20世纪50年代后,群落演替研究中动态的观点在北美生态学界得到发展,并且随着多学科的渗入和计算机的普遍应用,群落演替的研究由定性描述转入定量研究。20世纪20年代,我国才开始了植被恢复演替研究;20世纪90年代以来,我国植物学家对放牧、刈割利用下草地植被退化与恢复演替做了大量研究工作^[20]。尤其是基于宁夏盐池半荒漠风沙区草地演替过程的研究提出了一年生草本→多年生草本→木本植物的演替序列^[21,22]。也有研究证明,合理的人为干扰和适度放牧利用可以改善草地群落结构、恢复草地土壤水分,促进草地植被的进展演替。另外,对草地植物群落演替的其他方面如演替模式、演替机制等也有研究报道^[23-25]。关于黄土区退

化草地植被恢复演替研究,还存在许多研究方法与时间上的不足,主要开展了撂荒地、弃耕地植被恢复演替的研究,其演替阶段的划分是在模拟与访问的基础上提出的^[11,12,26-28]。对天然退化草地自然恢复演替的研究起步较晚,尚未见报道。本研究以黄土区天然退化草地30年自然封禁恢复演替为对象,填补该领域的研究空白,旨在为区域生态环境建设提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 自然概况

本实验区设在位于宁夏固原县东北部的云雾山草原自然保护区,该保护区是我国黄土高原本氏针茅草原保留面积最大的典型地段,它代表黄土高原特有的以本氏针茅(*Stipa bungeana*)为主的草原生态系统,具有独特的典型草原自然景观。保护区自1982年建立至今,地理坐标为东经106°21'~106°27',北纬36°10'~36°17',海拔1800~2150 m,年平均气温7.01℃。年平均降雨量425.5 mm,一般丰水年占28.0%,平水年占35.5%,枯水年占36.5%,7~9月份降雨量占全年降雨量的65%~75%。蒸发量1330~1640 mm,≥10℃积温2100~3200℃,干燥度1.5~2.0。保护区总面积为6660 hm²,其中包括核心区(1000 hm²)、缓冲区(1300 hm²)以及实验区(4360 hm²)。地势为南低北高,阳坡平缓,阴坡较陡,属温凉半干旱黄土覆盖的低山丘陵区,土壤为黄土母质上发育的淡黑垆土和黄绵土,土层分布均匀深厚,地下水位深,土壤水补充能力差,无霜期112~140天。保护区植物组成由保护前的8~11种/m²增加到25~31种/m²,覆盖度由20%~30%提高到75%~95%,草地产量干重由600~900 kg/hm²提高到3000~4500 kg/hm²。主要植物群落类型有本氏针茅、百里香(*Thymus mongolicus*)、铁杆蒿(*Artemisia vestita*)、大针茅(*S. grandis*)、冷蒿(*A. frigida*),伴生类型以猪毛蒿(*A. scoparis*)、厚穗冰草(*Aneurolepidium dasystachys*)、星毛委陵菜(*Potentilla acaulis*)群落为主。

1.2 研究方法

(1) 实验设计.

(i) 封育样地. 在草原自然保护区的实验区1982~2010年选择本氏针茅群落典型坡面,设固定样

方 5 个, 重复 3 次, 记名样方采用随机设置法共设置 10 个样方, 每一样方面积为 $1\text{ m}\times 1\text{ m}$, 进行草地群落调查. 记录样方中草本植物的种类、盖度、平均高度和地上生物量, 并记录样方所处的海拔、坡位、坡向、坡度等地形因子.

(ii) 放牧样地. 1985~2012 年, 在草原实验区选择半阴坡开展放牧实验. 放牧强度为重牧(HG)(6 只羊/ hm^2)、中牧(MG)(4 只羊/ hm^2)、轻牧(LG)(2 只羊/ hm^2)和禁牧(NG)(0 只羊/ hm^2), 每个小区面积为 2 hm^2 . 每年分为 3 次放牧, 时间分别为 6 月 15~30 日、8 月 15~30 日、10 月 15~30 日. 群落调查于每年 9 月 1~15 日进行, 采用样线法共调查 30 个样方, 每一样方面积为 $1\text{ m}\times 1\text{ m}$, 记录样方中草本植物的种类、盖度、平均高度和地上生物量, 并记录样方所处的海拔、坡位、坡向、坡度等地形因子.

(iii) 刈割样地. 1982~2011 年在草原实验区开展刈割实验. 刈割强度包括: 一年一次刈割区(每年 9 月)、一年两次刈割区(每年 7 和 9 月)和两年一次刈割区(隔年 9 月). 群落调查于每年 9 月 1~15 日进行, 采用样线法共调查 30 个样方, 每一样方面积为 $1\text{ m}\times 1\text{ m}$, 记录样方中草本植物的种类、盖度、平均高度和地上生物量, 并记录样方所处的海拔、坡位、坡向、坡度等地形因子.

(2) 样地植物测定. 样方中草本植物的平均高度用加权平均法计算, 权重为各物种的相对高度; 群落密度用统计法测定; 覆盖度用针刺法测定; 生物量的测定是从根茎基部贴地面剪下地上部分, 然后将他们全部装入纸袋, 立即称其鲜重, 带回室内在 $(70\pm 5)^\circ\text{C}$ 恒温烘至恒重, 称其干重. 需要指出的是, 地上生物量是指地上现存量, 不包括枯枝落叶和立枯部分.

(3) 群落结构的调查. 采用固定和随机设置样方, 记录样方中草本植物种类、物种密度、盖度、高度, 计算物种多样性指数用 Shannon-Weiner 和 Shannon-Wiener 指数, 用 Pielou 指数计算均匀度. 以相对盖度作为各物种的权重, 计算相对多度、高度和盖度从而得出群落中主要物种的重要值.

(4) 数据分析. 本研究用物种数 S 表示丰富度, 用 Shannon-Wiener 指数表示生物多样性, Simpson 指数表示优势度, Pielou 指数表示均匀度. 计算公式如下,

$$H = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i, \quad (1)$$

式中 S 为物种丰富度指数; H 为 Shannon-Wiener 指数; $P_i = N_i/N$, 且 $\sum N_i = N$, 由于一些丛生禾本植物分蘖较多, 其个体数不易确定, N_i 表示样方中第 i 种物种的重要值, 并非个体数.

草本植物重要值的计算公式如下,

$$\text{重要值} = (\text{相对高度} + \text{相对盖度} + \text{相对密度} + \text{相对频度})/4, \quad (2)$$

数据统计分析用 SPSS 13.0 完成.

2 结果与讨论

2.1 植被生态特征变化

许多研究表明, 植被恢复演替过程可以从 3 个方面来评价: 植被生态特征、物种多样性和生态过程^[5]. 因此, 本研究主要从这 3 个方面进行分析.

从表 1 可以看出草地恢复演替不同阶段(0, 5, 10, 15, 20, 25 和 30 年)的群落植被特征变化. 退化草地群落在 30 年的自然封禁恢复过程中, 随恢复时间的延长, 群落的生长变化出现了较大差异, 在演替进程中群落特征的变化形成了 6 个时间段, 封禁 0~5 年退化的本氏针茅种群以无性繁殖为主, 形成了群落的第一层, 次优势种为星毛委陵菜和阿尔泰狗娃花, 一年生杂草如狗尾草(*Setaria viridis* (Linn.) Beauv.)、猪毛菜(*Salsola collina*)减少; 6~10 年本氏针茅种群通过种间竞争, 与铁杆蒿和百里香种群共生, 因为本氏针茅在种子成熟掉落后, 丛幅较大的铁杆蒿和百里香为其创造了微地域环境, 使其种子在丛幅周围着床生长, 形成了三者镶嵌分布的空间格局; 11~15 年本氏针茅种群通过种间竞争, 抑制了铁杆蒿和百里香种群的生长, 根茎型赖草与糙隐子草占据其空间; 16~20 年本氏针茅种群受自然繁殖更新的影响, 种群密度急剧下降, 形成了群落的次优势种, 大针茅种群占据优势; 21~25 年大针茅种群在种间竞争过程中, 形成了群落的优势种, 并在沟道两侧的阴坡和半阴坡有灌木分布, 虽然生长矮小, 但种类较多; 26 年以上, 在大针茅种群不断扩大的过程中, 大量森林草原成分的中旱生灌木生长加快, 并在沟道两侧聚集分布, 形成小斑块, 群落的演替进入了一个新的阶段, 同时, 植物的生活型由一二年生草本植物已向多年

生草灌复合型发展,植物的功能型也在不断变化,且随恢复演替时间的延长 C₃ 植物呈现稳定增加趋势.植物生态型由旱生向中旱生发展显著,群落进展演替稳定.

另外,从图 1 可以看出,退化草地群落的物种多样性指数、物种丰富度、盖度和群落密度的组成,随封禁恢复时间的延长出现先增加而后保持稳定的变化趋势,其 4 种类型群落特征的变化趋势相一致,出现的峰值均在封禁恢复的第 20 年,其后基本呈稳定或略有降低的趋势.草地植被出现由稀到密,再由密到适中的演替过程,草种数量变少,但优质牧草数量增加,群落结构趋于稳定^[29],这为草地的恢复利用提供了重要的科学依据.

2.2 群落地上生物量变化

从图 2 可以看出,禾本科、豆科和菊科是草地恢复演替过程中最重要的植被类型.30 年封禁草地 4 种植被类型生物量变化明显,禾本科随封禁时间的延长生物量的峰值出现在第 20 年,与封禁第 15 年相比生物量提高了 45%,虽然草地物种丰富度下降,但草地质量优良;豆科牧草随封禁时间的延长群落密度增加,生物量变幅较小;菊科生物量的变化峰值出现在封禁的第 20 年,其后生物量的变化较为稳定或略有降低;杂类草生物量的形成受群落优势种密度增加的影响,生物量的峰值在封禁的第 15 年后不断下

降,这表明封禁减少了杂类草的增加,有利于草地质量的改善.草地总生物量最高出现在封禁的第 20 年,干草生物量为 520.5 g/m²,年平均增长量 26.03 g/m²,封禁第 20 年生物量比封禁 0, 5, 10, 15 年分别提高了 4.6, 2.17, 0.71, 0.4 倍.由于长期封禁形成了大量的枯落物,影响草地的自然更新与生物量的形成,这与前人在内蒙古草原的长期研究结果相似^[13,15].

封禁对草地生物量既有促进作用又有抑制作用,一般来说,过度放牧退化的草地具有较低的牧草生物量^[30],对退化草地通过封禁,使原有的受到过度放牧抑制和消弱的群落得以休养生息与自然繁殖更新,促进群落的有性繁殖和无性繁殖,使植物幼苗萌发和生长速度加快从而提高草地生物量.其抑制作用主要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^[31,32],使大量的牧草凋落物和立枯物降低植物的生产周转率^[33],影响草地资源的利用效率^[34].另外,封禁草地群落演替下植物功能群的改变也会影响到群落生物量的形成.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物量.因此,植物对封禁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^[35,36].

2.3 群落地下生物量变化

植物群落地下(根系)生物量是总生物量(地下、地

表 1 不同恢复时期群落优势种与其生物学特性和生活型

恢复时间(年)	优势种	生活型	功能型	生态型	重要值
0~5	本氏针茅	多年生, 草本	C ₃	旱生植物	0.46
	星毛委陵菜	多年生, 草本	C ₃	旱生植物	0.30
	阿尔泰狗娃花(<i>Heteropappus altatias</i>)	多年生, 草本	C ₃	旱生植物	0.12
6~10	本氏针茅	多年生, 草本	C ₃	旱生植物	0.50
	铁杆蒿	多年生, 草本, 灌木	C ₃	中旱生植物	0.18
	百里香	多年生, 草本	C ₃	中旱生植物	0.12
11~15	本氏针茅	多年生, 草本	C ₃	旱生植物	0.61
	赖草(<i>Aneurolepidium dasystachys</i>)	多年生, 草本	C ₃	中旱生植物	0.21
	糙隐子草 (<i>Cleistogenes squarrosa</i>)	多年生, 草本	C ₄	旱生植物	0.12
16~20	大针茅(<i>Stipa grandis</i>)	多年生, 草本	C ₃	旱生植物	0.45
	本氏针茅	多年生, 草本	C ₃	旱生植物	0.39
	糙隐子草	多年生, 草本	C ₄	旱生植物	0.10
21~25	大针茅	多年生, 草本	C ₃	旱生植物	0.48
	鬼箭锦鸡儿(<i>Caragana jubata</i>)	多年生, 灌木	C ₃	旱生植物	0.15
>26	大针茅	多年生, 草本	C ₃	旱生植物	0.50
	柔毛绣线菊(<i>Spiraea pubescens</i>)	多年生, 灌木	C ₃	中生植物	0.10
	赖草	多年生, 草本	C ₃	中旱生植物	0.13
	白颖苔草(<i>Carex rigescens</i>)	多年生, 草本	C ₃	中旱生植物	0.15

上)的重要组成部分. 根系具有固定支持植物, 调节植物生长发育, 贮存营养物质, 供给地上部分水分和营养物质等基本功能, 对于地上生物量的形成和植物生长发育起着重要的作用. 从图3可以看出, 封禁草地和退化草地的地下生物量主要集中在 0~20 cm 土层, 并且随着土层的加深, 地下生物量逐渐减少. 封禁草地的地下生物量随封禁时间的延长, 表现为“单峰”趋势, 并在演替 15 年达到峰值; 而放牧草地的地下生物量没有明显的变化趋势.

2.4 草地封禁恢复演替过程

以群落恢复过程中物种重要值>20%分析其演替阶段. 其基本的演替序列可以分为 4 个阶段.

(1) 0~5 年. 退化本氏针茅群落, 通过封禁恢复自然发育形成的本氏针茅个体数已占到群落总数的 45%, 杂类草种类增多, 毒杂草突减. 群落层次分化明显, 优良禾本科牧草形成了群落的第 1 层; 第 2 层以阿尔泰狗娃花、蒿类为主; 第 3 层以星毛委陵菜和

百里香为主. 群落类型为本氏针茅+阿尔泰狗娃花-星毛委陵菜阶段, 为退化天然草地演替的初级阶段. 这一时期一、二年生植物占绝对优势, 2 种优势植物的重要值占到群落的 76.35%, 但植物种类组成较少, 该阶段其他植物种类有灰绿藜 (*Chenopodium glaucum*)、狗尾草、阿尔泰狗娃花、猪毛蒿、茵陈蒿 (*Artemisia capillaris*)、草地风毛菊 (*Sausurea japonica*)、猪毛菜、田旋花 (*Convolvulus arvensis*) 等植物.

(2) 6~10 年. 草地地上一、二年生杂草数量大大减少, 并开始出现根茎禾草、香茅草 (*Hierochloa odorata*) 和赖草. 植物在地面上的水平结构均匀, 以根茎禾草和丛生禾草层片为主, 植物密度增加, 覆盖度比封育前提高 50%, 尤其是以本氏针茅种群为主的密度增加最为显著, 其生长年限与密度之间差异极显著 ($P<0.01$) 和显著 ($P<0.05$), 相关性为 $R=0.977\sim 0.989$. 本氏针茅个体数占群落总数 70%, 盖度 80%, 仍占据优势, 对于本氏针茅植物来说, 由于其具有其固

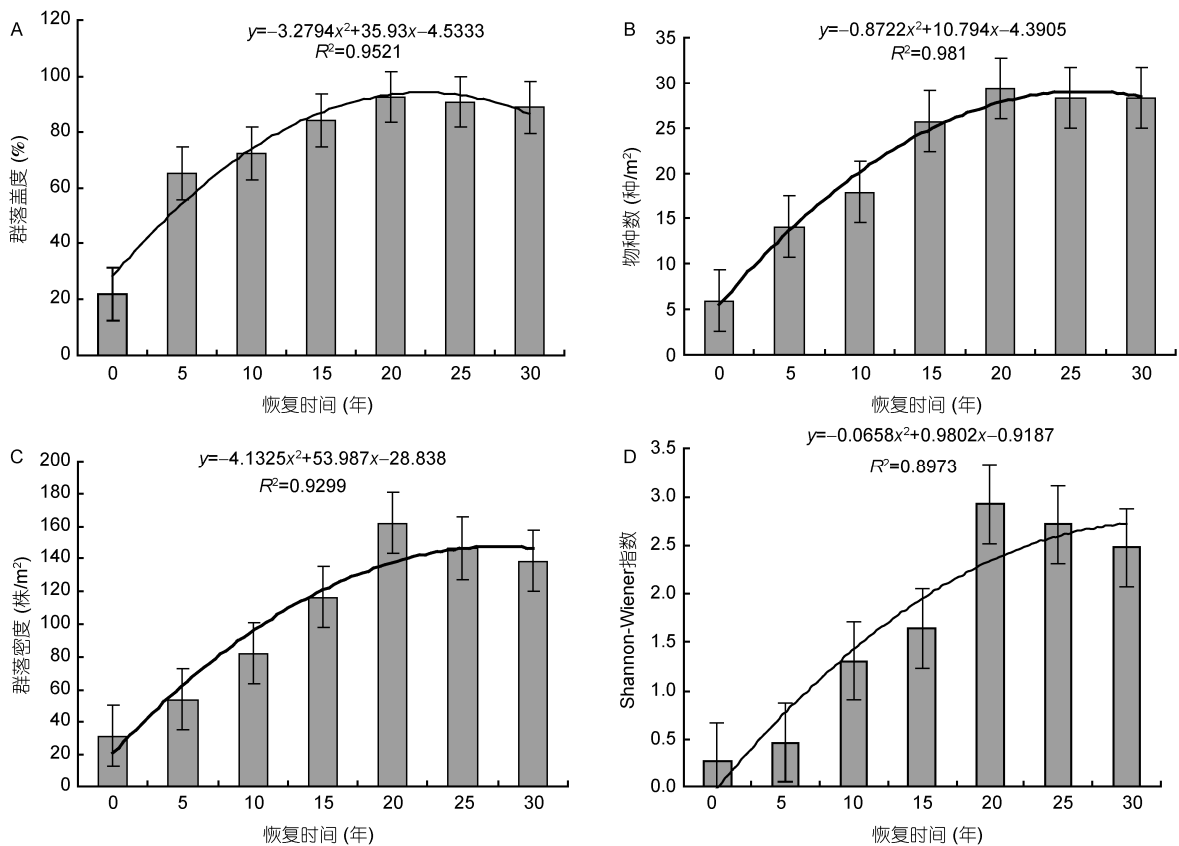


图 1 封禁草地自然恢复过程中植物群落盖度(A)、物种数(B)、群落密度(C)和物种多样性(D)的动态变化

着生长的特性, 繁殖和扩散的空间范围受到限制, 虽然本氏针茅种子的成活率和成苗率较低, 其庞大的根系和冠幅, 使种子成熟后往往散落在母体的周围或基部, 促使成活的种子根系能快速进入母体, 幼苗依靠母体的水分、养分生长迅速, 种群的扩展总是以最初侵入并定居的母体为中心而展开, 必然形成以母体为主的新的个体聚集分布^[34], 这是本氏针茅种

群繁殖不同于其他类型的一种特殊演替方式. 群落类型为本氏针茅+铁杆蒿-百里香阶段, 封禁恢复时间相对较短. 较前一阶段植物种类有所增加, 并且多年生植物大量出现. 3种优势植物的重要值占到群落的79.86%. 其他植物种类有: 硬质早熟禾(*Poa sphondylodes*)、二裂委陵菜(*Potentilla bifurca*)、冷蒿、紫花地丁(*Viola patrinii*)、大针茅、糙隐子草、芨蒿

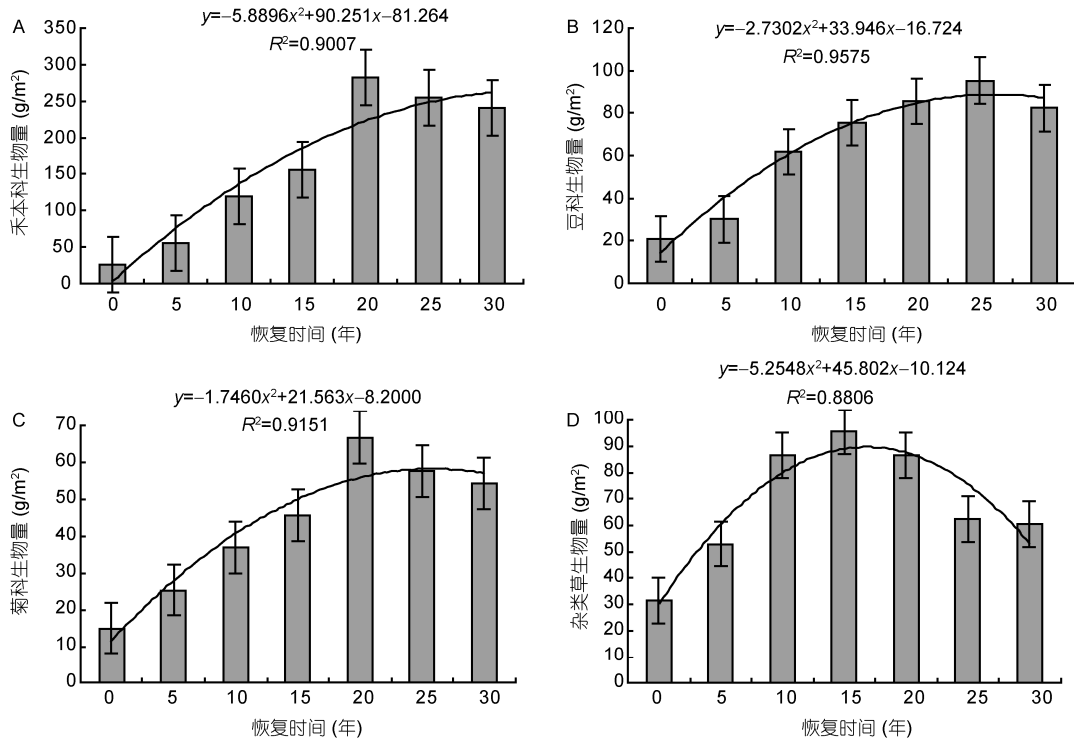


图2 封禁草地自然恢复过程中植物群落禾本科生物量(A)、豆科生物量(B)、菊科生物量(C)和杂类草生物量(D)的动态变化

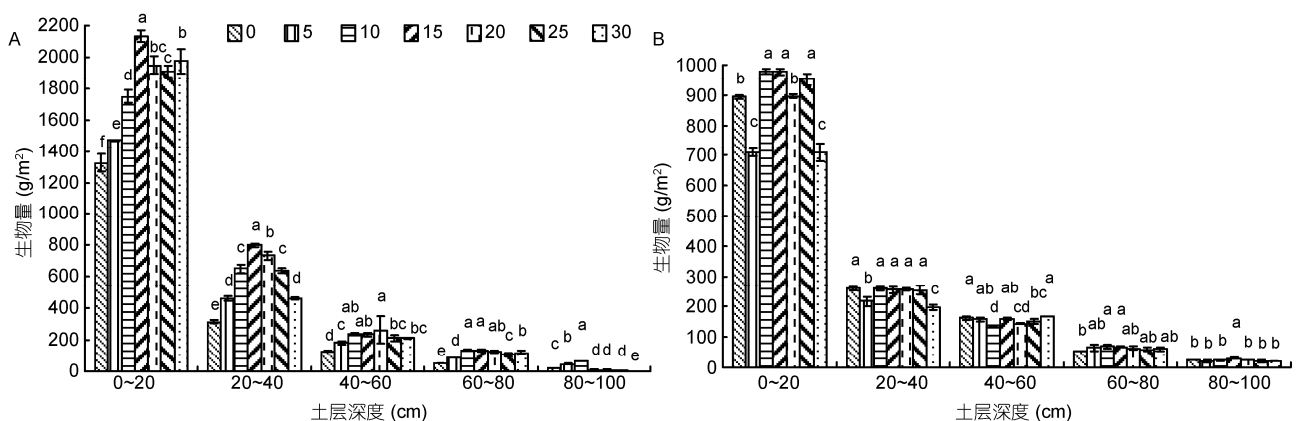


图3 封禁(A)和退化(B)草地不同时期根生物量变化特征

图中不同字母表示显著性差异水平 $P < 0.05$

(*Artemisia giraldii*)、直立黄芪(*Astragalus adsurgens*)等。

(3) 11~25年。草地群落一年生杂草基本消失,根茎禾草数量逐渐减少。其他多年生植物的种类增多。这一时期的草地景观和群落结构已接近天然草地,但物种多样性仍不及天然草地^[28]。本氏针茅种群的生长发育受枯草层的抑制明显,覆盖度下降15%~25%,由于枯草覆盖地面,使土壤通气不良,大多数的幼苗生长不但得不到充足的阳光,而且悬空于枯草之上,使其细弱的根系难以进入土壤,因此,发芽后的幼苗成活不足7天就有近50%死亡,即使成活下来的幼苗,多数是分布在母体的周围,以母体为载体生长发育正常。建群种本氏针茅通过激烈的种间竞争,定居和稳定生长,而原有个体丛幅老化衰败严重,发育缓慢,物种丰富度下降,本氏针茅种群的生长繁殖受枯草层的影响,个体数量急剧下降;优势种大针茅种群的数量巨增,密度为16~26株/m²,有替代本氏针茅的趋势。形成的群落类型为大针茅+本氏针茅阶段。封禁恢复时间长,多年生植物开始占有优势。2种优势植物均为多年生植物,重要值为84.48%。其他植物种类有阿尔泰狗娃花、赖草、扁穗冰草(*Agropyron cristatum*)、糙隐子草、二色补血草(*Limonium bicolor*)、香薷(*Elsholzia patrinii*)、异叶败酱(*Patrinia heterophylla*)、白颖苔草、多裂委陵菜(*Potentilla multifida*)、秦艽(*Gentiana macrophylla*)、大花飞燕草(*Delphinium grandiflorum*)、达乌里胡枝子(*Lespedeza davurica*)等。

(4) 26~30年。形成了以大针茅+赖草-白颖苔草为优势种的阶段,封禁恢复时间长,多年生植物无论从种类还是数量都大幅度增加,3种优势植物重要值占到群落的78.66%,其他植物种类多样,且重要值分配均匀,群落多样性最为明显。同时,在草原群落生长的沟道还出现大量的中生灌木,多为森林草原区成分,已由草原群落坡下部的阴坡或半阴坡以片状分布,逐渐向草原腹地呈零星状入侵,使草原群落的演替进入了一个重要的阶段,形成了一个明显的拐点。直到封禁的第29年物种丰富度仍保持在148种,具有典型草原群落向森林草原群落类型演替发展的趋势。大针茅占群落总数50%,盖度80%,占优势,但枯落物不断加厚,土壤水分逐渐提高,种子繁殖力仍然很低。在草丛下出现大量白颖苔草和一些中生及阴湿的植物,在群落中还大量出现一些中生灌木和草本植物。本阶段植物有寸草苔(*Carex dur-*

iuscula)、白颖苔草、鳞叶龙胆(*Gentiana squarrosa*)、直茎点地梅(*Androsace erecta*)、赖草、糙隐子草、苦苣菜(*Sonchus deraceus*)、匍匐委陵菜(*Potentilla reptans*)、柔毛绣线菊、西北栒子(*Cotoneaster zabelii*)、甘肃山楂(*Crataegus kansuensis*)、虎榛子(*Ostryopsis davidiana*)、黄芦木(*Berberis amurensis*)及其他杂类草^[37]。

在黄土高原半干旱区,草地植被恢复和群落建立的过程就是植物种群陆续侵入、定居、繁殖与稳定生长的过程,而这一过程的空间局限性是引起种群聚集分布的重要原因^[34]。该区草地群落的优势种群都是以种子即有性繁殖方式来实现种群的扩散和繁殖,只有少数几种植物如本氏针茅、赖草、百里香、星毛委陵菜、糙隐子草等既具有无性繁殖能力,也具有有性繁殖能力,当它们以种子完成侵入、扩散并成功定居后,则以无性繁殖来完成种群的扩展。而无性繁殖所延伸的空间范围比有性繁殖的范围和距离小,常形成小尺度范围的斑块状分布,不利于种群的大范围繁殖与更新,使优势种群的侵入、定居往往受到种源的限制。例如本氏针茅种群是该区的建群种,由于繁殖受种源的影响,群落的稳定性、持续性受到抑制,从自然封禁恢复的0~25年,通过侵入-竞争-扩散-定居仅能形成群落的“亚顶级”,要想不断繁殖更新,持续进展演替,要通过人为干扰的方法改变种群分布的空间异质性,才能促进种群的不断扩散与持续发展。

2.5 草地的合理利用研究

不同的放牧强度影响草地物种多样性的变化。如图4A所示,随着放牧时间的延长,对照和轻牧物种数显著增加,而中度和重度样地物种数趋于下降;到研究后期,对照物种数开始出现下降趋势。与28年平均物种数相比,轻牧样地最高。如图4B所示,地上生物量在不同放牧强度间也表现出明显的差异,重度放牧强度地上生物量最低,而轻度处理最高;随着放牧时间的延长,对照、中度和重度放牧强度地上生物量趋于下降。前人对放牧对物种多样性的影响也有报道^[38-40]。Hobbs和Hueneke^[41]研究表明,在高强度或无放牧情况下,物种丰富度和多样性下降。Dumont等人^[38]发现,与高载畜量相比,低载畜量样地具有更高的物种丰富度。He等人^[42]和Zhou等人^[43]分别在内蒙古典型草原和青海高寒草甸研究表明,

随着放牧强度的增加地上生物量减少. 研究表明, 轻度放牧对维持草地生物多样性和生产力是有利的, 这与上述研究结果一致.

随着刈割年限的延长, 不同的刈割处理显著的影响草地物种多样性(图 5A). 刈割时间和强度是影响草地多样性和生产力最重要的因子. 与一年一次和一年两次刈割区相比, 两年一次刈割样地物种多样性最高. 地上生物量与物种多样性变化趋势相似(图 5B). 该结果表明, 两年一次刈割强度对草地自然更新和可持续利用是最为有利的, 在草地管理中应该优先考虑.

3 讨论和结论

(1) 封禁可以加速草地正向演替进程. 封禁可以促进植物的生长, 改变群落种类成分, 并使土壤结构浅层疏松, 容重降低, 有利于土壤种子库种子积累和

降雨入渗等. 例如, 本研究开展的定位监测样地, 在封禁的 16~20 年沟底两侧出现大量灌木, 与合理利用的对照沟在 25 年有零星灌木出现相比, 使演替速度提前 5 年. 而且封禁植被恢复较好, 不仅草层高, 覆盖度大, 而且丛生禾草的密度接近合理放牧草地, 多于过度放牧草地 32 丛/m², 地上生物量高 4.8 倍.

(2) 随着封禁时间的延长, 多年丛生禾草增加, 草地一、二年生杂草数量大大减少, 大量的丛生禾草在封禁的 16~20 年形成优势种, 主要有大针茅、本氏针茅和赖草. 例如, 封禁 20 年以丛生禾草为主的群落密度最高可达到 161 株/m², 总生物量为 520.5 g/m², 大针茅的重要值为 0.45、本氏针茅为 0.39、糙隐子草为 0.10(表 1). 此外, 丛生禾草也开始生长, 其他多年生植物的种类成分数量也在不断增多.

(3) 草地封禁主要指标一般是在封禁的 20 年出现峰值, 群落组成以丛生禾草占较大优势. 在封禁的 25~30 年, 群落的生长与结构特征受地面枯草层和

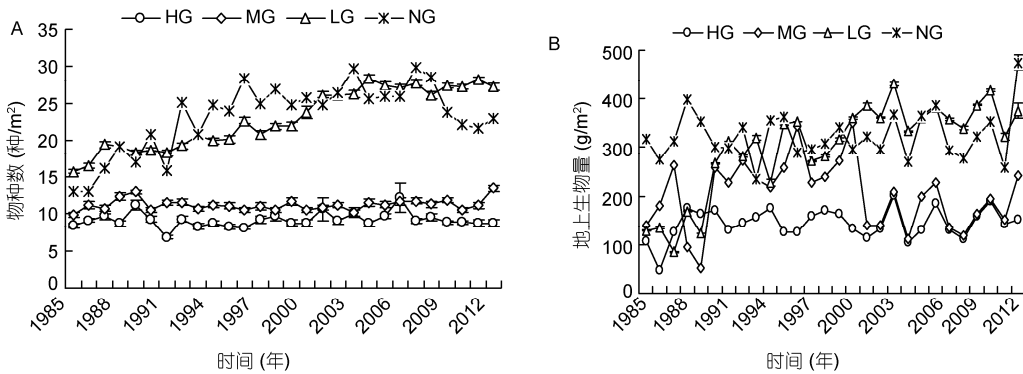


图 4 不同放牧强度下草地物种多样性(A)和地上生物量(B)变化

HG: 重牧; MG: 中牧; LG: 轻牧; NG: 禁牧

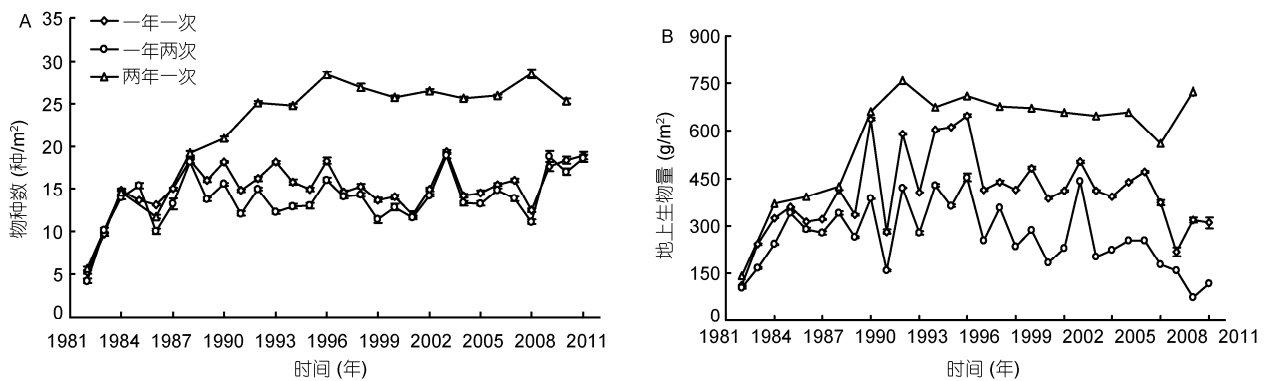


图 5 不同刈割强度下草地物种多样性(A)和地上生物量(B)变化

生长环境改善的影响,一方面影响草地的自然更新,另一方面使群落密度减少.例如,封禁30年群落密度为 $138.7 \text{ 株}/\text{m}^2$,比封禁的峰值减少了 $22.3 \text{ 株}/\text{m}^2$,总生物量为 $438.1 \text{ g}/\text{m}^2$,比封禁的峰值下降了 $82.4 \text{ g}/\text{m}^2$.草地一、二年生杂类草狗尾草、猪毛菜几乎已消失,多年生植物的种类增多.这一时期的草地景观和群落结构已接近天然草地,但物种多样性仍不及天然草地^[43].

(4) 草地群落分布格局的形成是物种与环境长期相互适应和相互作用的结果,一方面决定于群落物种的生态生物学特性和种间竞争等生态学过程,另一方面与群落的生长环境密切相关^[44].该研究区30年来气候总体上表现出“暖干化”趋势,年均温上升,年降雨量降低(图6).随着草地封禁时间的延长,群落覆盖度提高、枯草增加、土壤养分和水分含量变化.对以本氏针茅为建群种的群落来说,由植物生长的形态特征与生境条件变化所决定,建群种繁殖和扩散的空间范围受到限制,种子往往散落在母体周围或枯草层之上,种群的扩展总是以最初侵入并定居的母体为中心而展开,必然形成以母体为中心的聚集分布^[45];对于丛生禾草植物来说,其种子千粒重小,散布的距离和范围较大,更容易形成格局规模较小的聚集分布.

(5) 该区草地恢复演替为以丛生禾草为主的原生植被,需要很长时间,而演替的每个时期的长短、植物组成种类成分的变化受多种因素的影响.草地在漫长的历史过程中受气候、土壤、植被利用方式等因素的影响,通过侵入、竞争、定居、繁殖形成一个较稳定的生态系统,它对人类的生存环境、生产活动具有重要影响.因此,保护天然草地,退耕还林还草

是当前生态建设的重要内容之一.

(6) 在云雾山深厚的黄土覆盖下,干燥松散的不稳定黄土基质在长期干旱和风力的作用下,形成了梁峁沟壑纵横交错的地貌景观,加剧了草地土壤、水分、养分的时空分异性,并进一步诱导了群落生态过程的空间非同步性,并促进了种群聚集分布的形成.通过长期封禁在群落中种群的聚集分布主要有本氏针茅、大针茅、铁杆蒿等类型,使不同群落类型出现了不规则的斑块状、镶嵌性和空间的异质性^[24].种群聚集分布一方面是由于封禁促进了优势种的旺盛生长,为一些耐阴植物生长繁殖创造了空间,如白颖苔草、赖草种群聚集分布明显,是适应生境因子空间异质性的结果;另一方面成为一些容易漂浮、散落和风媒传播种子的着生地,从而促进了群落容纳更多的物种,增加物种丰富度和多样性.实验表明,封禁有利于种群聚集分布,而聚集分布增强了种内竞争,影响了种间竞争过程.有研究认为,种群聚集分布可以促进种间共存^[46],从而允许群落容纳更多的物种,增加物种丰富度和多样性.聚集分布加剧了种内竞争强度而减弱了种间竞争强度,造成种内竞争大于种间竞争.种内竞争的加强有利于维持种群的健康和对物理环境的良好适应,使种群在种间竞争中更易成功^[47].种群在幼年阶段较高的集群强度有利于群体效应的发挥,促进种群的存活和发展^[48].因此,在云雾山退化草地植被30年的恢复过程中,群落的演替变化是优势种群由分散到聚集分布,形成群落空间变异的重要组成部分,提高了群落种的饱和度,加速了草地植被恢复演替进程.

(7) 两年一次刈割和轻度放牧($2 \text{ 只羊}/\text{hm}^2$)可以维持草地生态系统高的物种多样性和生产力,在草地管理实践中可以考虑应用.

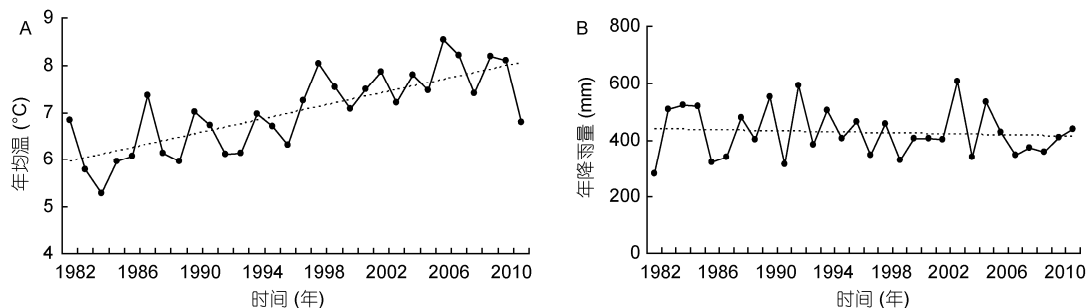


图6 研究区1982~2011年年均温(A)和年降水量(B)的变化

参考文献

- 1 Zhan X, Li L, Cheng W. Restoration of *Stipa krylovii* steppes in Inner Mongolia of China: assesment of seed banks and vegetation composition. *J Arid Environ*, 2007, 68: 298–307
- 2 Zhang J T, Ru W M, Li B. Relationships between vegetation and climate on the Loess Plateau in China. *Folia Geobot*, 2006, 41: 151–163
- 3 Slimani H, Aidoud A, Roze F. 30 years of protection and monitoring of a steppic rangeland undergoing desertification. *J Arid Environ*, 2010, 74: 685–691
- 4 Simmons M T, Venhaus H C, Windhager S. Exploiting the attributes of regional ecosystems for landscape design: the role of ecological restoration in ecological engineering. *Ecol Eng*, 2007, 30: 201–205
- 5 Wang X H, Yu J B, Zhou D, et al. Vegetative ecological characteristics of restored reed (*Phragmites australis*) wetlands in the Yellow River Delta, China. *Environ Manage*, 2012, 49: 325–333
- 6 Walker K, Stevens P, Stevens D, et al. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biol Conserv*, 2004, 119: 1–18
- 7 Wei J, Cheng J, Li W, et al. Comparing the effect of naturally restored forest and grassland on carbon sequestration and its vertical distribution in the Chinese Loess Plateau. *PLoS ONE*, 2012, 7: e40123
- 8 Zhang J, Dong Y. Factors affecting species diversity of plant communities and the restoration process in the loess area of China. *Ecol Eng*, 2010, 36: 345–350
- 9 Zhang J T. Succession analysis of plant communities in abandoned croplands in the eastern Loess Plateau of China. *J Arid Environ*, 2005, 63: 458–474
- 10 Gattie D K, Smith M C, Tollner E W, et al. The emergence of ecological engineering as a discipline. *Ecol Eng*, 2003, 20: 409–420
- 11 Jiao J Y, Tzanopoulos J, Xofis P, et al. Can the study of natural vegetation succession assist in the control of soil erosion on abandoned croplands on the Loess Plateau, China? *Restor Ecol*, 2007, 15: 391–399
- 12 Jiao J Y, Tzanopoulos J, Xofis P, et al. Factors affecting the distribution of vegetation types on abandoned cropland in the hilly-gullied Loess Plateau region of China. *Pedosphere*, 2008, 18: 24–33
- 13 Bai Y F, Han X G, Wu J G, et al. Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia grassland. *Nature*, 2004, 431: 181–184
- 14 Cheng J, Cheng J M, Hu T M, et al. Dynamic changes of *Stipa bungeana* steppe species diversity as better indicators for soil quality and sustainable utilization mode in Yunwu Mountain Nature Reserve, Ningxia, China. *Clean Soil Air Water*, 2012, 40: 127–133
- 15 He N, Han X, Yu G, et al. Divergent changes in plant community composition under 3-decade grazing exclusion in continental steppe. *PLoS ONE*, 2011, 6: e26506
- 16 Dang X H, Liu G B, Xue S. Models of soil and water conservation and ecological restoration in the loess hilly region of China. *农业工程学报*, 2010, 26: 72–80
- 17 张新时. 毛乌素沙地的生态背景及草地建设的原则与优化模式. *植物生态学报*, 1994, 18: 1–16
- 18 陈佐忠. 草原生态系统 20 年定位研究进展与展望. *中国草地*, 1999, 27: 1–10
- 19 柳海鹰, 李政海, 刘玉虹, 等. 羊草草原在放牧退化与围封恢复过程中群落性状差异的变化规律. *内蒙古大学学报(自然科学版)*, 2000, 31: 314–318
- 20 赵哈林, 赵学勇, 张铜会, 等. 沙漠化过程中植物的适应对策及植被稳定性机理. 广州: 海洋出版社, 2004
- 21 张龙生. 毛乌素沙地东南部人工植被演替研究. *中国沙漠*, 1994, 14: 79–82
- 22 陈永生. 沙地植被演替研究成果综述. *山西水土保持科技*, 2001, 4: 23–36
- 23 辛晓平, 徐斌, 单宝庆, 等. 恢复演替中草地斑块动态及尺度转换分析. *生态学报*, 2000, 20: 587–593
- 24 徐彩琳, 李自珍. 干旱荒漠区人工植物群落演替模式及其生态学机制研究. *应用生态学报*, 2003, 14: 1451–1456
- 25 陈云云, 谢应忠. 退化草地恢复过程中植被与环境动态特征研究. *宁夏农学院学报*, 2004, 25: 21–24
- 26 焦菊英, 张振国, 贾燕锋, 等. 陕北丘陵沟壑区撂荒地自然恢复植被的组成结构与数量分类. *生态学报*, 2008, 28: 2981–2997
- 27 杜峰, 山仑, 陈小燕, 等. 陕北黄土丘陵区撂荒演替研究-撂荒演替序列. *草地学报*, 2005, 13: 328–333
- 28 许志信, 李永强, 额尔德尼, 等. 草原弃耕地植物群落特征和植被演替情况的调查研究. *内蒙古草业*, 2002, 14: 10–13
- 29 王占军, 蒋齐, 潘占兵, 等. 宁夏毛乌素沙地退化草原恢复演替过程中物种多样性与生产力的变化. *草业科学*, 2005, 22: 5–8
- 30 李永宏, 汪诗平. 放牧对草原植物的影响. *中国草地*, 1999, 3: 11–19
- 31 Vickery P J. Grazing and net primary production of a temperate grassland. *J Appl Ecol*, 1992, 9: 307–314
- 32 Mcnaughton S J. Serengeti migratory wildebeest: facilitation of energy flow by grazing. *Science*, 1976, 191: 92–94
- 33 Risser P G. Making ecological information practical for resource managers. *Ecol Appl*, 1993, 3: 37–38
- 34 张继义, 赵哈林. 科尔沁沙地草地植被恢复演替进程中群落优势种群空间分布格局研究. *生态学杂志*, 2004, 23: 1–6
- 35 Noy-Meir I. Compensating growth of grazed plants and its relevance to the use of rangelands. *Ecol Appl*, 1993, 3: 32–34

- 36 闫玉春, 唐海萍, 辛晓平, 等. 围封对草地的影响研究进展. *生态学报*, 2009, 29: 5039–5046
- 37 李永强, 许志信. 典型草原区撂荒地植物群落演替过程中物种多样性变化. *内蒙古农业大学学报*, 2002, 23: 26–31
- 38 Dumont B, Farrugia A, Garel J P, et al. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass Forage Sci*, 2009, 64: 92–105
- 39 Hickman K R, Hartnett D C, Cochran R C, et al. Grazing management effects on plant species diversity in tallgrass prairie. *J Range Manage*, 2004, 57: 58–65
- 40 Sarmiento G, Pinillos M, da Silva M P, et al. Effects of soil water regime and grazing on vegetation diversity and production in a hyperseasonal savanna in the Apure Llanos, Venezuela. *J Trop Ecol*, 2004, 20: 209–220
- 41 Hobbs R J, Huenneke L F. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conserv Biol*, 1992, 6: 324–337
- 42 He N P, Zhang Y H, Yu Q, et al. Grazing intensity impacts soil carbon and nitrogen storage of continental steppe. *Ecosphere*, 2011, 2: art8
- 43 Zhou H K, Tang Y H, Zhao X Q, et al. Long-term grazing alters species composition and biomass of a shrub meadow on the Qinhai-Tibet Plateau. *Pak J Bot*, 2006, 38: 1055–1069
- 44 闫玉春, 唐海萍. 围栏禁牧对内蒙古典型草原群落特征的影响. *西北植物学报*, 2007, 27: 1225–1232
- 45 张金屯. 植被数量生态学方法. 北京: 中国科学技术出版社, 1995. 259–266
- 46 张大勇. 理论生态学研究. 北京: 高等教育出版社, 2000. 170–172
- 47 Kimmins J P. *Forest Ecology*. New York: Macmillan Publishing Company, 1987. 305–308
- 48 蔡飞, 宋永昌. 武夷山木荷种群结构和动态的研究. *植物生态学报*, 1997, 21: 138–148

Restoration and Utilization Mechanism of Degraded Grassland in the Semi-arid Region of Loess Plateau

CHENG JiMin^{1,2}, JING ZhaoBin², JIN JingWei² & GAO Yang²

¹ State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resource, Yangling 712100, China;

² College of Animal Science and Technology, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling 712100, China

Grassland degradation results in a series of ecological problems, such as soil and vegetation destruction, strongly inhibiting succession process of grassland. To research how degraded grassland could be recovered and utilized, we monitored the change progress of degraded grassland from secondary bare land to approximate original vegetation by using long-term grazing exclusion. Results showed the recovery succession process could be divided into four stages with the extending of grazing exclusion time. During the process of community succession, the community coverage, plant density, species richness index, diversity index, aboveground biomass, and belowground biomass increased gradually with the maximum level occurring in the 20th year (except for belowground biomass reaching the peak at the 15th year). The aboveground biomass reached the highest value of 520.5 g/m². During 20–25 years of grazing exclusion, steppe community with the constructive species of *Stipa bungeana* degraded obviously, and population density of *Stipa grandis* grew rapidly. After the 26th year of grazing exclusion, steppe community with the constructive species of *Stipa grandis* grew stably. According to the community succession process, the tendency was *Stipa grandis* replaced *Stipa bungeana*. Xerophytic shrubs were aggregately distributed on both sides of the grass channel and community succession entered a new stage. Through several succession stages from 0–26 years of invasion, competition, diffusion, and ecesis, the grassland had entered the “subclimax” with the constructive species of *Stipa grandis*. Even decline in grass biomass, improved grass quality and rich species diversity promote the succession of grassland. Vegetation community consisted mainly of Gramineae, Leguminosae and Compositae. Perennial plant, C₃ plant, and xerophytic plant could be used to indicate succession process and vegetation recovery. Long-term grazing exclusion had a negative impact on species generation and ecosystem stability. The reasonable enclosing time played an important role in ecological restoration of grassland. Therefore, we put forward an idea that degraded grassland can be utilized after being fenced for 10–15 years, such as mowing once every two years and light grazing (two sheep/hm²). This study would provide scientific evidence for grassland restoration in arid and semi-arid regions.

Loess Plateau, degraded grassland, grazing exclusion, community succession, grazing, mowing

doi: 10.1360/52013-280



程积民 中国科学院水利部水土保持研究所研究员, 西北农林科技大学教授, 博士生导师. 从事黄土高原林草生态、植被恢复建造与黄土高原综合治理及水土保持方面的试验研究. 1996 年被陕西省评为跨世纪学科带头人, 首批进入陕西省“三五人才”工程. 被评为 2000 年国家科技扶贫先进个人和香港振华科技扶贫个人服务奖, 2005 年获中国科学院院地合作先进个人二等奖, 2008 年评为陕西省有突出贡献专家, 2012 年享受国务院政府特殊津贴. 先后到日本、澳大利亚、美国、德国和意大利等 10 多个国家, 开展草地生态学方面的合作研究. 曾主持及参加国家科技攻关、国际合作、国家自然科学基金、国家重点基础研究发展计划、国家高技术研究发展计划、

中国科学院重点、农业部专项及省部级研究课题 30 余项. 在黄土高原林草植被资源与利用、恢复与建设、林草地土壤水分与调控及草地植被演替规律等方面取得了一批重要科研成果, 提出了一系列黄土高原林草植被规划布局和建设的理论与技术途径, 尤其是在黄土丘陵区的干旱阳坡植被建设和草场改良试验研究中有重要创新; 20 世纪 80 年代初期首次提出和建立了我国黄土高原的第一个“典型本氏针茅草原自然保护区”, 填补了我国在黄土高原草地生态系统研究空白, 已成为全球生物多样性监测基地; 提出畜牧业的发展要走半舍饲养殖道路, 为半干旱及黄土高原地区的植被保护、生态环境建设与农村经济的协调发展创出了一条新的路子. 参加和主持的科研项目曾获国家及省部级科技进步一、二等奖 13 项, 主编与参编专著 17 部, 在国内期刊发表论文 180 余篇, 在 *Ecological Engineering*, *PLoS ONE*, *Plant and Soil*, *Environmental and Experimental Botany*, *Plant, Soil and Environment*, *African Journal of Biotechnology* 等国际刊物发表论文 30 余篇. 现任《草地学报》、《草业科学》、《水土保持学报》、《水土保持通报》和《林业世界》等期刊编委, 国家环境保护部环境评估中心生态环境评审委员会特聘专家, 国家水利部开发建设项目水土保持评审委员会特聘专家, 宁夏贺兰山国家级森林自然保护区管理局业务顾问, 宁夏六盘山水源涵养林自然保护区首席科学家, 宁夏云雾山国家级草原自然保护区首席科学家, 宁夏固原市原州区科技顾问, 陕西省生态学会副理事长, 陕西省植物学会理事, 中国草原学会草原生态委员会副理事长.