

中国北方草原退化现状与恢复技术

潘庆民^{1,2,3*}, 薛建国^{1,2}, 陶金³, 徐明月³, 张文浩^{1,2}

1. 中国科学院内蒙古草业研究中心, 北京 100093;
2. 中国科学院植物研究所, 植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093;
3. 内蒙古自治区呼伦贝尔生态产业技术研究院, 呼伦贝尔 021008

* 联系人, E-mail: pqm@ibcas.ac.cn

2017-11-10 收稿, 2018-02-01 修回, 2018-02-05 接受, 2018-03-29 网络版发表

中国科学院科技服务网络计划重点项目(KFJ-STZ-ZDTP-004)和国家重点研发计划(2016YFC0500601)资助

摘要 中国北方草原是我国传统的畜牧业基地和绿色生态屏障. 近半个世纪以来, 由于长期的不合理利用和全球气候变化, 我国北方草原面临严峻的生态问题, 生产和生态功能均显著降低. 本文首先分析了我国草原退化的现状, 然后综述了不同的恢复治理技术及其存在的问题, 最后针对我国北方草原的恢复与合理利用提出了建议. 旨在为提升天然草地的生产和生态功能, 促进草牧业的可持续发展提供参考.

关键词 草牧业, 草原保护, 生态修复, 草原生产力

中国北方草原总面积约 $3 \times 10^8 \text{ hm}^2$ ^[1], 东起东北平原, 向西经内蒙古高原和宁夏黄土高原, 延伸至青藏高原和新疆山地, 尤以内蒙古高原的草原为主体, 构成了欧亚大陆草原的东翼. 北方草原不仅是中国传统的畜牧业基地, 而且是我国中原地区的绿色生态屏障, 在调节气候、涵养水源、固持碳素和防止沙尘暴等方面发挥着极其重要的生态功能. 同时, 北方草原作为游牧文明的发祥地, 孕育了灿烂的草原文化.

但是, 由于特定的干旱半干旱气候, 我国北方草原所能承受的人类活动的强度和反馈调节能力是有限的, 甚至是非常脆弱的. 近半个世纪以来, 随着载畜率的不断攀升, 加之全球气候变化(如干旱)等自然因素的影响, 大面积的北方草原发生了不同程度的退化、沙化和盐渍化, 生产功能和生态功能均显著降低. 进入21世纪以来, 国家陆续实施了“退牧还草”“天然草原保护”“京津风沙源治理”等多个重大生态工程和草原生态补助奖励政策, 使得我国草原生

态整体恶化的势头有所减缓^[2]. 但是, 由于草原生态系统自身的脆弱性, 我国退化草原的恢复任务依然艰巨.

党的“十九大”提出了统筹“山水林田湖草”, 建设美丽中国的宏伟蓝图. 草原保护和恢复迎来了新的历史机遇. 2015年中央1号文件指出, 要加快发展草牧业, 促进粮、经、饲三元结构协调发展. 草牧业是基于可持续科学理论, 集成现代科技成果与高新技术, 通过科学规划、合理布局、精细管理, 发展集约化、规模化、专业化的人工草地, 保障现代化畜牧业生产出绿色、优质、安全的畜产品; 同时, 根据地区特点, 发展特色种植、特色养殖, 并对其他大面积的天然草地进行保护、恢复和适度利用, 开展草原文化旅游, 提升其生态屏障和文化服务功能, 最终实现牧民收入提高, 牧区生产、生活和生态全面协调发展^[3]. 因此, 草牧业的兴起为我国北方大面积天然草地的恢复和合理利用提供了良好的契机.

目前, 在退化草地恢复方面, 国内已经研发了一

引用格式: 潘庆民, 薛建国, 陶金, 等. 中国北方草原退化现状与恢复技术. 科学通报, 2018, 63: 1642–1650

Pan Q M, Xue J G, Tao J, et al. Current status of grassland degradation and measures for grassland restoration in northern China (in Chinese). Chin Sci Bull, 2018, 63: 1642–1650, doi: 10.1360/N972017-01178

些技术,取得了一些成效.但这些技术大多是单项的,具有一定的局限性.从全国来看,草原恢复与保护任重而道远.如何有效地恢复退化天然草地仍然是草原牧区面临的重大课题.为此,本文分析了我国北方草地退化的现状,综述了目前主要的恢复技术及其存在的问题,提出了建议,旨在为我国天然草地的恢复和可持续利用与保护提供参考.

1 我国北方草原退化的现状

1.1 生产功能低下,初级生产力尚未恢复到应有的水平

草原作为一个独立的生态系统,不断地进行着物质循环和能量的流动,同时进行着第一性生产(牧草)和第二性生产(畜产品).退化的草原由于物质循环出现障碍,能量流动受阻,第一性生产力显著下降,而且长时间难以恢复.就全国而言,我国天然草地的潜在生产力平均为 $348 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,而实际的净初级生产力平均只有 $176 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ^[4],比潜在生产力低1/2.根据农业部全国草原监测报告^[2,5-13],自2006~2015年的10年间,我国天然草地的鲜草产量年平均为 $9.92 \times 10^8 \text{ t}$.其中,2006~2009年,鲜草年产量一直徘徊在 $9.5 \times 10^8 \text{ t}$ 左右;在2009~2012年,有一个显著提升,2011年之后,鲜草年产量均超过了 $1.0 \times 10^9 \text{ t}$,2011~2015年连续5年鲜草产量平均为 $1.03 \times 10^9 \text{ t}$ (图1)^[2,5-13],说明近10年来我国草原的生产力水平总体向好.

但是,目前的草地生产力尚未恢复到20世纪80年代的水平.以鄂尔多斯草原为例,自2000~2010年,

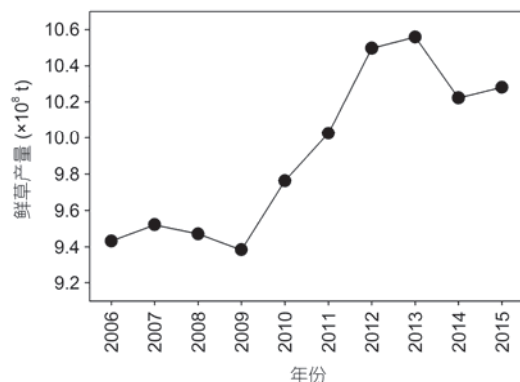


图1 我国草原 2006~2015 年鲜草产量动态(数据来自全国草原监测报告 2006~2015)^[2,5-13]

Figure 1 Dynamic of grass production (fresh weight) from 2006 to 2015 in grasslands of China (data come from National Grassland Monitoring Report 2015)^[2,5-13]

牧草产量(干草)一直徘徊在 $40 \sim 60 \text{ g m}^{-2}$,平均为 50.4 g m^{-2} .2011年开始,牧草产量显著提升,2011~2014年的平均牧草产量为 62.0 g m^{-2} ,虽然比2000~2003年的平均值(43.2 g m^{-2})提高了43.5%,但是比20世纪80年代平均牧草产量(81.0 g m^{-2})低23.5%(图2)^[2].此外,据锡林郭勒典型草原多点监测数据,1984~2013年,产草量平均每年下降 4.26 g m^{-2} ,锡林浩特市的数据表现相同的趋势,每年下降 2.43 g m^{-2} ^[14].值得一提的是,内蒙古草原在50年代牧草产量是 1912 kg ha^{-1} ,到80年代降为 1050 kg ha^{-1} ,全区草原牧草产量已经平均下降了40%~60%^[15].

根据中国科学院内蒙古草原站监测资料,2011~2015年,长期围封羊草样地地上生物量平均为 188 g m^{-2} ,而围栏外的自由放牧草地(在测定年份用移动围栏围封)仅为 121 g m^{-2} (图3),说明我国的天然草地虽然出现了恢复迹象,但是远没有恢复到应有的生产力水平.

1.2 天然草原退化后反馈调节能力下降,牧草产量年际间变异很大

生物多样性是维持草地生态系统稳定性的重要基础^[16].对于草原群落而言,优势植物种和功能群之间在应对气候变化(如干旱)和人类活动干扰(如放牧)时的互补效应^[17,18],以及一方从系统中消失时另一方的补偿效应^[19],是草地生态系统稳定性维持的重要机制.我国天然草地的退化导致群落中优势物种显著降低,因而在很大程度上影响了草原的自我

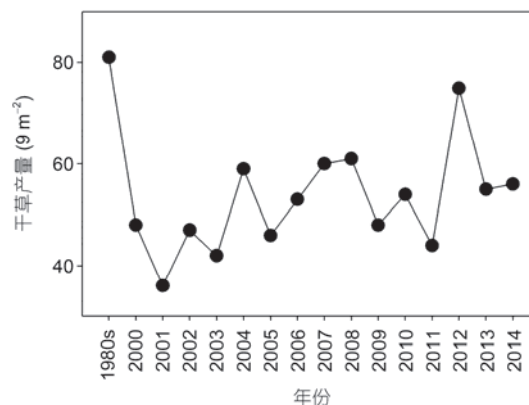


图2 与20世纪80年代相比,鄂尔多斯草原 2000~2014 年牧草产量(数据来自全国草原监测报告 2015)^[2]

Figure 2 Grass production (dry weight) in Ordos grasslands from 2000 to 2014 in comparison with that in 1980s (data come from National Grassland Monitoring Report 2015)^[2]

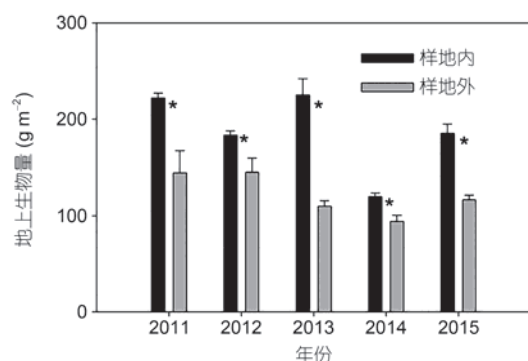


图3 典型草原围栏内外地上生物量对比(2011~2015)(*表示围栏内外生物量差异显著, $P < 0.05$)

Figure 3 Comparison in aboveground biomass production between fenced and free-grazed sites in typical steppes from 2011 to 2015 (* indicates the values differ significantly between fenced and free-grazed sites, $P < 0.05$)

调节能力和生态系统的稳定性. 内蒙古呼伦贝尔草原2013和2014年, 牧草生长期5~8月末的有效降水量分别达到545.4和404.6 mm, 平均干草产量达到 171 g m^{-2} , 2013和2014年, 呼伦贝尔市剩余的饲草分别为 6×10^5 和 $4 \times 10^5 \text{ t}^{[20]}$. 但是, 在2016年, 由于5~8月份降水仅为192.9 mm, 牧草产量只有 75 g m^{-2} , 牧草缺口超过 $6.7 \times 10^5 \text{ t}$. 根据1961~2010年50年的动态模拟, 呼伦贝尔草原的年净初级生产力波动的幅度呈增加的趋势, 2006~2010年期间, 最高值和最低值相差约6倍^[21]. 根据1953~2010年58年的监测和模拟结果, 内蒙古典型草原净初级生产力年际间波动明显, 特别是1967~1983年和1998~2007年期间波动尤为突出. 其中, 净初级生产力的最大值出现在1975年, 为 403.7 g m^{-2} ; 最小值出现在1980年, 仅为 $21 \text{ g m}^{-2[22]}$. 这些结果表明, 由于天然草原的退化, 其牧草生产对气候变化的反馈调节能力减弱, 自然气候波动的影响被进一步放大. 这说明, 完全依靠天然草地的传统畜牧业模式难以为继, 依赖于天然草地“以草定畜”很难真正实现. 大力发展草牧业, 通过建立集约化的高产高效人工草地缓解天然草地的压力, 对于恢复天然草地的反馈调节能力极为关键.

1.3 超载过牧现象依然普遍, 鼠虫害时有发生

超载过牧是导致草原退化的主要原因之一. 从全国来看, 2006~2015年, 天然草地的实际牲畜量呈逐年下降之趋势, 由2006年的 3.1×10^8 羊单位, 下降至2015年的 2.8×10^8 羊单位, 但仍显著高于载畜能力(2.5×10^8 羊单位)(图4). 从超载面积比例看, 自2009年

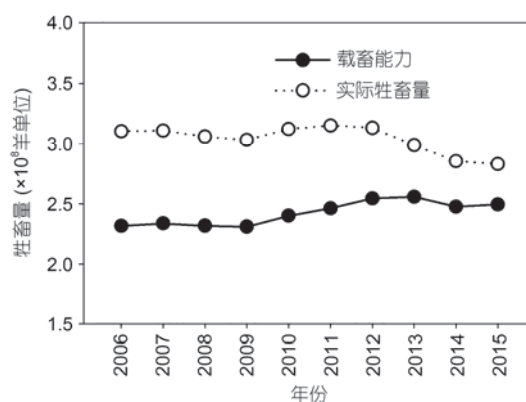


图4 我国草原理论载畜量与实际载畜量(2006~2015)

Figure 4 Potential carrying capacity and actual stocking capacity in grasslands of China from 2006 to 2015

以来, 全国264个牧区半牧区旗县的超载面积比例均呈现下降的趋势, 其中, 牧区超载过牧的草地面积比例自2009年的42%下降到2015年的18.2%; 半牧区超载过牧的草地面积比例自2009年的56.4%下降到2015年的13.2%(图5). 说明我国目前的天然草原不论从强度还是规模上超载过牧问题有所缓解, 但超载过牧的现象依然普遍存在.

近几年, 天然草原超载率和超载面积比例的下降与草原牧区实施退牧还草工程和草原补助奖励政策有关, 同时与人工草地面积的扩大和进口牧草的增加也有关系. 实际上, 草原牧区的牲畜头数并没有减少. 以内蒙古草原为例, 20世纪50年代, 内蒙古天然草原的理论载畜数量为 5.8×10^7 个羊单位, 2010年下降至 3.0×10^7 羊单位, 但内蒙古实际家畜数量却在不断增长, 2010年实际家畜数量达 9.0×10^7 个羊单位^[23].

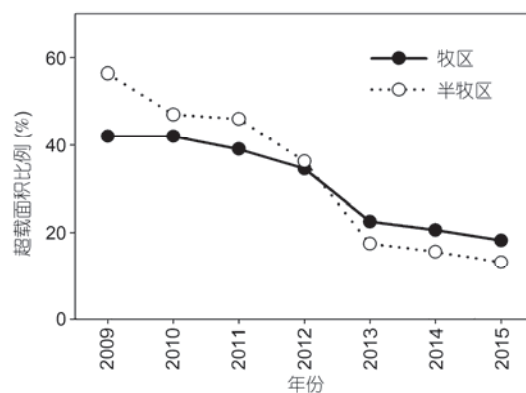


图5 我国牧区和半牧区草原超载面积比例(2009~2015)

Figure 5 Fractions of over-grazed grasslands in pastoral area and agro-pastoral area of China from 2009 to 2015

因此,我国天然草地的草畜矛盾依然严峻。

根据2006~2015年全国草原监测报告^[2,5-13],我国天然草原鼠害发生面积在2009年出现一个峰值($4.1 \times 10^7 \text{ hm}^2$),之后开始逐年下降,2015年鼠害面积小于 $3.0 \times 10^7 \text{ hm}^2$ 。草原虫害的最高峰发生在2008年,受灾面积 $2.7 \times 10^7 \text{ hm}^2$,之后逐渐下降,到2015年,虫害发生面积为 $1.3 \times 10^7 \text{ hm}^2$,比2009年减少了53.5%(图6)。这些数据说明,随着草原植被的逐渐恢复,草原鼠害和虫害总体上表现出减轻之趋势,但是,在不同年份不同地区鼠害或虫害仍然会不同程度地爆发,因此,草原的鼠虫害监测和保护仍需加强。

1.4 水资源总量下降,湖泊减少,部分河流断流

水是草原上最宝贵的资源。以河流和湖泊为代表的水资源,在我国草原牧区往往意味着生命。由于人类活动的加剧,加之气候干旱等自然因素的影响,草原退化的同时,宝贵的水资源也在减少。最近的研究发现,在1987~2010年的23年内,内蒙古草原的湖泊由427个减少到282个,减少了145个,占自治区总湖泊数的34%。与此同时,湖泊总面积由1987年前后的 4160 km^2 缩小到2010年的 2901 km^2 ,缩小了30.3%。其中,煤炭开采耗水可以解释湖泊面积变化的66.5%,而降雨变化可以解释20%^[24]。位于科尔沁草原的西辽河,2001~2007年的年均径流量仅为1990~1994年的22.8%,且河流断流日数增加;地下水位从1980年的2~4 m下降到2006年的4~8 m,上游地区截流和当地大量的打井灌溉是水资源减少的主要原因^[23]。

呼伦贝尔市是内蒙古自治区水资源最丰富的地

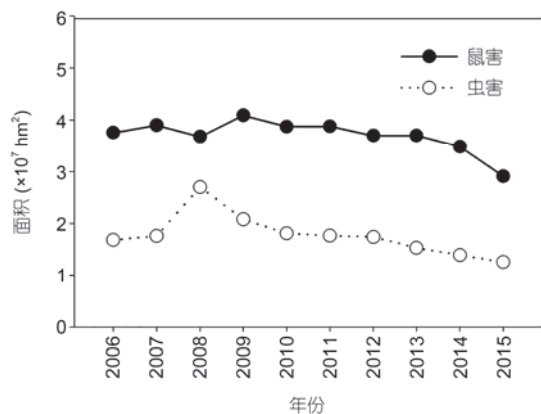


图6 我国天然草原鼠害和虫害发生面积(2006~2015)

Figure 6 Areas for rodent and grasshopper outbreaks in grasslands of China from 2006 to 2015

区,占内蒙古自治区地表水资源量的73%。但是,与20世纪70~80年代相比,呼伦贝尔草原牧区大部分河流不仅流量减少,而且发生了断流现象。其中,克鲁伦河、乌尔逊河、伊敏河、根河、莫日格勒河在枯水期经常断流。伊敏河、莫日格勒河和克鲁伦河在丰水期也不同程度出现过断流现象^[25]。2006年,连接呼伦湖与贝尔湖的乌尔逊河成了涓涓细流、海拉尔河、伊敏河流量减少近1/2^[25]。河流径流量的下降和湖泊的减少,意味着草原恢复的难度进一步加大,也说明恢复草原植被,保护草原有限的水资源刻不容缓。

2 我国北方草原恢复的主要技术措施及其存在的问题

自20世纪80年代我国草原大面积退化以来,草原工作者开展了大量天然草地恢复治理工作。概括起来可以分为两个方面:放牧管理制度的优化和人为辅助改良。前者主要包括围封禁牧、季节性休牧、划区轮牧、打草场轮刈和牧刈轮替等技术;后者主要包括草地浅耕和松耙、草地施肥和牧草补播等措施。

2.1 围封禁牧

过度放牧是导致天然草地退化的主要原因之一。围封禁牧就是通过建设围栏,在退化草地上禁止放牧,依靠草原自身的修复能力,使草地群落的植被盖度、生产力水平和优质牧草比例逐步恢复。据中国科学院内蒙古草原生态系统定位研究站研究,在轻度(6~9月份的载畜率为3.0羊单位/ hm^2)和中度(6~9月份的载畜率为6.0羊单位/ hm^2)放牧强度下,围封禁牧第2年群落的生产力就可以恢复;即使重度放牧区(6~9月份的载畜率为9.0羊单位/ hm^2),只要羊草(*Leymus chinensis*)和大针茅(*Stipa grandis*)还存在,通过3年的围封禁牧,其地上净初级生产力也可以得到恢复^[18]。但是,当群落退化为含小叶锦鸡儿(*Caragana microphylla*)灌丛的冷蒿(*Artemisia frigid*)群落时,直到封育后5~7年,才能够逐步恢复^[26]。围封禁牧的优点是简单易行,通过行政命令可以实施。但其缺点也很明显。围封禁牧只强调了草地恢复,没有考虑牧民的实际生产需求。因此,围封禁牧区有些牧民在夜间偷牧现象时有发生,从而影响了实施效果。通过围封禁牧恢复草原通常需要较长时间,对牧民的生产和生活影响较大,所以在生产上推广起来难度较大,特别是草场面积很小的牧户。

2.2 季节性休牧

在我国北方草原,季节性休牧主要包括春季休牧和秋季休牧两种方式.春季休牧是指每年牧草返青期(4月下旬~6月中旬)停止放牧,使牧草能够尽快进入快速生长期.秋季休牧是指每年秋季牧草进入结实期,停止放牧,使牧草的种子得以成熟入土,以维持草地土壤种子库具有充足的种源.与常年放牧处理相比,在呼伦贝尔草原,春季休牧的地上生物量和植被盖度分别提高87.5%和93%^[27].在锡林郭勒草原,春季休牧处理的地上生物量增加1倍以上,植被盖度也显著提高^[28,29].季节性休牧的优点是兼顾了草地恢复与利用,缺点是如果退化非常严重,或者休牧结束后,放牧强度很大,草场还是难以恢复.因此,季节性休牧一定要控制好载畜率,在放牧期间维持合理的载畜率非常重要.

2.3 划区轮牧

划区轮牧是将草原划分为几个轮牧小区,按照一定的次序逐区放牧,轮替利用草原.在草甸草原区,每家牧户的草场以6~8个轮牧小区为宜,每小区每次放牧5~7 d,轮牧周期40 d,轮牧频次为4次,每个生长季的轮牧时间是6月4日至11月12日,放牧时间为160 d.在典型草原区,每家牧户草场的轮牧小区数目以10~6个为宜,每小区每次放牧5~8 d,轮牧周期50 d,轮牧频次为3次,轮牧时间是5月28日至10月28日,放牧时间为150 d左右^[30].划区轮牧的优点显而易见,首先通过轮流放牧使每块草场有一段恢复生长的时间,其次,划区轮牧减少了家畜的游走,增加了其休息的时间,可以提高家畜的产量^[31].划区轮牧存在的问题也很明显.围栏建设一次性投入很大,一般牧民家庭难以承担;如果牧民的草场面积过小,则很难实施划区轮牧;划区轮牧每天需要送水到不同的轮牧小区,因此,水源对很多牧户也是很大的限制.

2.4 打草场轮刈

长期以来,草原牧区打草场一般连年打草.这样,大量的养分每年从系统中被移出而得不到补充,年复一年地打草,破坏了系统的养分平衡,累计效应超出了草地自我修复的阈值时,打草场就开始退化.此外,连年打草也会影响土壤种子库,特别是具有生命活力的种子显著减少^[32].据研究,在内蒙古锡林

河流域,合理的刈割模式为割1年休1年或割2年休1年^[33].传统的打草场轮刈虽然为草地恢复提供了休养生息的时间,但是,每隔1年或2年停止打草,则很难保证每户牧民的家畜越冬的饲草需求.特别是轮休年份如果需要购买牧草,则会给牧民带来很大的经济负担.近年来,借鉴放牧场划区轮牧的原理,探索了打草场的分区轮刈模式,一般把草地分成3个区,每年只在2区打草,让另外1/3的草地修养生息.同时,对于不打草的小区,通过草地施肥,补充土壤养分可以加速草地的恢复.

2.5 牧刈轮替

放牧场连年放牧,打草场连年打草是我国北方草场传统的利用方式.由于放牧和刈割对草地的影响并不一致,近年来研发了“牧刈轮替”技术,就是把一家牧户的地块进行分区,部分区第1年放牧、第2年刈割,剩余的草地则第1年刈割、第2年放牧.这样让每个地块有一个完整生长季的休养调整期;同时,对于退化严重的草地,在刈割年份可以通过养分回补,牧草补播等措施进一步提高生产力、增加优质牧草比例.牧刈轮替技术的优点是简单易行、便于操作,对于很多牧户都可以实施;但是无水打草场一般不能够进行牧刈轮替.

2.6 草地浅耕和松耙

由于家畜的践踏作用导致的土壤板结是退化草地的显著特征之一.浅耕或松耙可以改善土壤透气透水性能,提高土壤微生物活性,促进各种养分释放,从而加速退化草地的恢复.在草甸草原和典型草原区,退化草地浅耕的深度一般在15~20 cm,耙地的深度在10 cm左右.浅耕和松耙的主要问题在于实施效果差异很大,因实施地块的退化程度、物种组成、土壤种子库和土壤墒情的不同,存在较大的不确定性.此外,浅耕和松耙当年不能放牧,2~3年才能表现出效果,所以对家畜生产有较大影响,这也是该项技术难以大面积推广的原因.

2.7 牧草补播

家畜一般喜食优质的牧草,过度放牧的草地由于家畜的选择性采食导致优质牧草的比例显著降低,这是草原退化的另一个特征.因此,在退化草地上进行牧草补播是恢复退化草地植被的一项重要措施.

草地补播既可以在不破坏草地植被的情况下通过散播进行,也可以结合浅耕和松耙进行。但是,由于新播种的牧草竞争力相对较弱,或者播后遇到长时间的干旱,牧草补播效果存在很大差异,这与播后的管理水平关系密切。牧草补播的优点是直接播种优质牧草,而且结合补播可以进行草地施肥,如果播后降水良好,管理得当可以起到很好的效果。其缺点是一次性投入较大,如果遇到干旱年份,即使播种的牧草能够出苗也很难存活,因此存在较大风险。

2.8 草地施肥

长期以来,我国北方草原是养分循环良好、可以自我维持的生态系统。草食性动物在采食植物的同时通过排泄物把养分回补到草原上,有蹄类的动物与草原的植物和谐共生,协同进化。但是,随着放牧、刈割等人类活动干扰的加剧,大量的干物质从系统中移出,带走了大量的养分。特别是近几十年来,过度放牧导致草原生态系统的养分循环严重失调,草地开始大面积退化。据测算,每年每个羊单位会带走纯氮3.2~5.3 kg,纯磷0.3~0.5 kg,如果按每公顷1.5个羊单位计算,这样每年每公顷草地损失的纯氮为4.8~10 kg,纯磷0.5~1 kg。因此,草地施肥是草地恢复的重要措施。在国外,草地施肥也是草原管理的重要内容。在英格兰和威尔士约有200个奶品牧场和250个肉品牧场,每年平均的肥料用量为154 kg hm⁻²[34]。我国草地施肥尚处于试验示范阶段,目前有些实验认为雨季草地施肥效果较好[35~38],但也有试验表明过量施肥会导致多样性下降[39]。目前,草地施肥因草地类型、肥料种类、施肥量和施肥时间而存在较大争议。主要包括:(i)草原气候干旱,没有灌溉,能不能施肥?(ii)即使可以,草原面积辽阔,如何施肥?(iii)即使解决了上述问题,经济效益如何?可见,我国的草地施肥技术还处于起步阶段,既能促进草地恢复,又不带来环境或其他问题是草地施肥的关键。

3 我国北方退化草原恢复与合理利用的建议

从本质上讲,草原的退化是由于动植物之间协同关系被破坏而引发的植被逆行演替过程,同时,土壤养分和水分的丧失超越了草地生态系统自我修复的阈值。因此,退化草原的恢复治理不是单项技术能

够全部解决的,需要因地制宜地进行多项技术措施的集成与组合。2015~2017年,中国科学院与呼伦贝尔农垦集团合作建立了呼伦贝尔草牧业试验区。针对该区域天然草地植被盖度低、生产力水平低、优质牧草比例低、生产与生态功能失调等问题,开展了以“一休、二轮、三调、四补”为主要内容的退化草地恢复综合集成技术,结果表明,我国有些退化草地不仅是可恢复的,而且可以快速恢复。在此,针对我国北方草原的恢复与合理利用提出如下建议。

3.1 加强草原生态保护监测监督,探索生态奖补政策的后补偿机制

2011年,我国开始实施草原生态保护补助奖励机制,这为草原的恢复和保护提供了长期的政策和资金的支持。其覆盖面之广、惠及牧民之多前所未有的,对于草原的生态保护发挥了重要作用。但是目前存在的问题是资金的发放没有和草场恢复的成效很好地挂钩。其主要原因是草原牧区地域辽阔,旗县的草原监理部门人员不足,依靠车辆巡逻等传统方法很难做到对所辖的草场进行全面有效的监管。因此,应该加强草地监管技术的研发。例如,把最新的高分卫星影像技术和遥控无人机技术等引入到草原的日常监管工作。同时,在政策层面逐步探讨生态恢复后补偿机制。每年先对草场的恢复情况进行评估,对于达到恢复标准的牧户给予补偿和奖励,对于没有达标的牧户减少或停止发放补偿金,对草场进一步退化的牧户,甚至还要处以罚款。这样从机制上充分发挥生态保护补助奖励政策的引导作用,加速草原的植被恢复。

3.2 加强人工草地建设,为天然草地恢复提供保障

过去的半个世纪,从我国北方草原大面积退化的现实可知,草原牧区以天然草地为主要饲草来源的传统畜牧业模式已经难以为继。“以小保大”原理,即以小面积的人工草地建设换取大面积的天然草地保护与修复,是草牧业理念的核心内涵之一[40]。只有大力发展高产高效人工草地,减轻天然草原的放牧压力才能落到实处。农业部的监测数据也表明,近年来,我国天然草原植被逐步恢复的过程,也是人工草地规模、产量和效益逐步提高的过程。根据中国科学院呼伦贝尔草牧业试验区的结果,单从第一性产品的效益看,种植苜蓿(*Medicago*)、燕麦(*Avena sativa*)

等饲草的效益要高于种植玉米(*Zea mays*)、小麦(*Triticum aestivum*)、油菜(*Brassica campestris*)等传统作物的效益. 同时, 高产高效人工草地可以为“以畜定草”的畜牧业提供稳定的饲草供给, 保障草牧业产业链的稳定和价值链的提升. 尤为重要的是, 人工草地生产的足量优质牧草为大面积天然草地的恢复与保护提供了保障. 这样, 随着大面积天然草地的恢复, 草原的生产力水平和稳定性也将不断提升, 从而使我国广袤的草原进入可持续合理利用之轨道.

3.3 加强天然草地快速恢复技术的集成与研发

补齐草牧业短板, 关键在科技. 我国天然草原地

域辽阔、类型繁多, 其利用方式、退化程度也不相同, 因此, 要根据各地草原退化的具体情况, 因地制宜地采取相应的恢复与合理利用技术. 从呼伦贝尔草牧业试验区天然草地恢复的效果来看, 我国退化草原, 至少是部分退化草原是可以快速修复的. 这不仅表现在生产力的提升, 还包括物种多样性的提高、优质牧草比例的增加和草地生产力稳定性的提高. 目前, 我国关于草地恢复的技术已有较多研究, 但是这些技术多是分散的、单一的, 针对特定区域组合和集成的技术欠缺, 特别是经过实践检验的成熟技术比较缺乏. 因此, 建议着眼于草原的可持续, 研发不同类型草地快速恢复的技术.

参考文献

- Li B. The rangeland degradation in north China and its preventive strategy (in Chinese). *Sci Agric Sin*, 1997, 30: 1–9 [李博. 中国北方草地退化及其防治对策. 中国农业科学, 1997, 30: 1–9]
- Liu Y. National grassland monitoring report 2015 (in Chinese). *China Animal Indus*, 2016, 6: 18–35 [刘源. 2015年全国草原监测报告. 中国畜牧业, 2016, 6: 18–35]
- Fang J Y, Bai Y F, Li L H, et al. Scientific basis and practical ways for sustainable development of China's pasture regions (in Chinese). *Chin Sci Bull*, 2016, 61: 155–164 [方精云, 白永飞, 李凌浩, 等. 我国草原牧区可持续发展的科学基础与实践. 科学通报, 2016, 61: 155–164]
- Shen H H, Zhu Y K, Zhao X, et al. Analysis of current grassland resources in China (in Chinese). *Chin Sci Bull*, 2016, 61: 139–154 [沈海花, 朱言坤, 赵霞, 等. 中国草地资源的现状分析. 科学通报, 2016, 61: 139–154]
- Department of Animal Husbandry, Grasslands Monitoring Centre of Ministry of Agriculture of China. National grassland monitoring report by Ministry of Agriculture of China (in Chinese). *China Animal Husbandry Bull*, 2007, 9: 28–33 [中华人民共和国农业部畜牧业司, 农业部草原监理中心. 农业部全国草原监测报告. 中国畜牧业通讯, 2007, 9: 28–33]
- Ministry of Agriculture of China. National Grassland Monitoring Report 2007 (in Chinese), 2008. [中华人民共和国农业部. 2007年全国草原监测报告, 2008]
- Ministry of Agriculture of China. National Grassland Monitoring Report 2008 (in Chinese), 2009. [中华人民共和国农业部. 2008年全国草原监测报告, 2009]
- Ministry of Agriculture of China. National Grassland Monitoring Report 2009 (in Chinese), 2010. [中华人民共和国农业部. 2009年全国草原监测报告, 2010]
- Ministry of Agriculture of China. National Grassland Monitoring Report 2010 (in Chinese), 2011. [中华人民共和国农业部. 2010年全国草原监测报告, 2011]
- Miao D M, Zhang Y P. National grassland monitoring report 2011 (in Chinese). *China Anim Indus*, 2012, 9: 18–32 [缪冬梅, 张院萍. 2011年全国草原监测报告. 中国畜牧业, 2012, 9: 18–32]
- Miao D M, Liu Y. National grassland monitoring report 2012 (in Chinese). *China Anim Indus*, 2013, 8: 14–29 [缪冬梅, 刘源. 2012年全国草原监测报告. 中国畜牧业, 2013, 8: 14–29]
- Liu Y. National grassland monitoring report 2013 (in Chinese). *China Anim Indus*, 2014, 6: 18–33 [刘源. 2013年全国草原监测报告. 中国畜牧业, 2014, 6: 18–33]
- Liu Y. National grassland monitoring report 2014 (in Chinese). *China Anim Indus*, 2015, 8: 18–31 [刘源. 2014年全国草原监测报告. 中国畜牧业, 2015, 8: 18–31]
- Hou F J, Wang C M, Lou S N, et al. Rangeland productivity in China (in Chinese). *Eng Sci*, 2016, 18: 80–93 [侯扶江, 王春梅, 娄珊宁, 等. 我国草原生产力. 中国工程科学, 2016, 18: 80–93]
- Xu Z X, Guo L Z. Strengthening grassland construction and promoting the development of animal husbandry (in Chinese). *Inner Mong Pratacul*, 2000, 3: 1–6 [许志信, 郭立珍. 加强草原建设促进畜牧业发展. 内蒙古草业, 2000, 3: 1–6]
- Tilman D, Downing J A. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 1994, 367: 363–365
- 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
- Liu Y S, Pan Q M, Liu H D, et al. Plant responses following grazing removal at different stocking rates in an Inner Mongolia grassland ecosystem. *Plant Soil*, 2011, 340: 199–213

- 19 Pan Q M, Tian D S, Naeem S, et al. Effects of functional diversity loss on ecosystem functions are influenced by compensation. *Ecology*, 2016, 97: 2293–2302
- 20 Chao K T, Chi X X. Analysis on grass production in Hulun Buir of Inner Mongolia (in Chinese). *Animal Husb Feed Sci*, 2015, 36: 50–52 [朝克图, 迟晓雪. 内蒙古呼伦贝尔市牧草产业发展分析. 畜牧与饲料科学, 2015, 36: 50–52]
- 21 Zhang C H, Wang M J, Zhang L, et al. Response of meadow steppe ANPP to climate change in Hulunbeir, Inner Mongolia—A simulation study (in Chinese). *Acta Pratacul Sin*, 2013, 22: 41–50 [张存厚, 王明玖, 张立, 等. 呼伦贝尔草甸草原地上净初级生产力对气候变化响应的模拟. 草业学报, 2013, 22: 41–50]
- 22 Zhang C H, Wang M J, Wulan B, et al. Response of ANPP to climate change in Inner Mongolia typical steppe—A simulation study (in Chinese). *Acta Bot Bor-Occid Sin*, 2012, 32: 1229–1237 [张存厚, 王明玖, 乌兰巴特尔, 等. 内蒙古典型草原地上净初级生产力对气候变化响应的模拟. 西北植物学报, 2012, 32: 1229–1237]
- 23 Hou X Y. Priority approaches, techniques and models to sustainably tap the grassland productivity potential (in Chinese). *Sci Agric Sin*, 2016, 49: 3229–3238 [侯向阳. 可持续挖掘草原生产潜力的途径、技术及政策建议. 中国农业科学, 2016, 49: 3229–3238]
- 24 Tao S, Fang J, Zhao X, et al. Rapid loss of lakes on the Mongolian Plateau. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2015, 112: 2281–2286
- 25 Mao X X, Wang G L, Chake B. Analysis on ecological environment of Hulun Beier grasslands (in Chinese). *J Hulunbeier Univ*, 2010, 18: 1–5 [毛欣欣, 王广利, 朝克巴特尔. 呼伦贝尔草原生态环境现状分析. 呼伦贝尔学院学报, 2010, 18: 1–5]
- 26 Yang L N, Baoyin T. Study on biomass of *Leymus chinensis* community after different improving measures (in Chinese). *China J Grassl*, 2010, 32: 86–91 [杨丽娜, 宝音陶格涛. 不同改良措施下羊草群落生物量的研究. 中国草地学报, 2010, 32: 86–91]
- 27 Zhu L B, Zeng Z H, Zhao B P, et al. Effect of spring rest-grazing on steppe vegetation (in Chinese). *Acta Agrest Sin*, 2008, 16: 278–282 [朱立博, 曾昭海, 赵宝平, 等. 春季休牧对草地植被的影响. 草地学报, 2008, 16: 278–282]
- 28 Zhao G, Cao Z L, Li Q F. A preliminary study of the effects of deferred spring grazing on the pasture vegetation (in Chinese). *Acta Agrest Sin*, 2003, 11: 183–188 [赵钢, 曹子龙, 李青丰. 春季禁牧对内蒙古草原植被的影响. 草地学报, 2003, 11: 183–188]
- 29 Li Q F, Zhao G, Zheng M A, et al. Delay grazing a practical approach to grassland environment protection and sustainable animal production in grassland of northern China (in Chinese). *Acta Agrest Sin*, 2005, 13: 53–66 [李青丰, 赵钢, 郑蒙安, 等. 春季休牧对草原和家畜生产力的影响. 草地学报, 2005, 13: 53–66]
- 30 Li Q F, Han G D, Ao T, et al. Approach on restoration mechanism of rotational grazing system on desert steppe (in Chinese). *Trans Chin Soc Agric Eng*, 2003, 19: 224–227 [李勤奋, 韩国栋, 敖特根. 划区轮牧制度在草地资源可持续利用中的作用研究. 农业工程学报, 2003, 19: 224–227]
- 31 Zhang Z T, Xu Z X, Han G D. A comparison of rotation and continuous seasonal grazing systems (in Chinese). *Acta Agrestia Sin*, 1991, 1: 72–77 [章祖同, 许志信, 韩国栋. 划区轮牧和季节连牧的比较试验. 草地学报, 1991, 1: 72–77]
- 32 Zhong Y K, Bao Q H. The study of rational cutting system on the grassland of Xilin river basin (in Chinese). *Grassl China*, 1999, 21: 28–41 [仲延凯, 包青海. 锡林河流域合理割草制度的研究. 中国草地, 1999, 21: 28–41]
- 33 Zhong Y K, Bao Q H, Sun W, et al. The influence of mowing on seed amount and composition in soil seed bank of typical steppe IV. The comparing of the compositions of community biomass and seed amount (in Chinese). *Acta Sci Nat Univ Nei Monggol*, 2001, 32: 551–556 [仲延凯, 包青海, 孙维, 等. 割草干扰对典型草原土壤种子库种子数量与组成的影响. IV群落生物量的组成与种子数量组成的比较. 内蒙古大学学报, 2001, 32: 551–556]
- 34 Green J O, Lazenby A. Improvement of permanent grassland—is reseeding necessary? *Span*, 1981, 24: 66–69
- 35 Chen Z Z, Sheng X W, Yang Z G, et al. Ecological effects of fertilization during rainy season on various types of steppe (in Chinese). In: *Inner Mongolia Grassland Ecosystem Research Station, Academia Sinica, ed. Research on Grassland Ecosystem (1)*. Beijing: Science Press, 1985. 225–231 [陈佐忠, 盛修武, 杨宗贵, 等. 不同类型草原群落雨季施肥的生态效应. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站, 编. 草原生态系统研究(1). 北京: 科学出版社, 1985. 225–231]
- 36 Zhou G Y, Chen G C, Zhao Y L, et al. Comparative studies on the influences of chemical fertilizer application and enclosure on alpine steppes in Qinghai lake area II. Seasonal and annual biomass dynamics (in Chinese). *Pratacul Sci*, 2005, 14: 59–63 [周国英, 陈桂琛, 赵以莲, 等. 施肥和围栏封育对青海湖地区高寒草原影响的比较研究 II. 地上生物量季节动态. 草业科学, 2005, 14: 59–63]
- 37 Zheng H P, Chen Z X, Wang S R, et al. Effects of fertilizer on plant diversity and productivity of deserted alpine grassland at Maqu, Gansu (in Chinese). *Acta Pratacul Sin*, 2007, 16: 34–39 [郑华平, 陈子萱, 王生荣, 等. 施肥对玛曲高寒沙化草地植物多样性和生产力的影响. 草业学报, 2007, 16: 34–39]
- 38 Duan M J, Ganhu J, Guo J. et al. Effects of fertilization on plant diversity and productivity of alpine meadow in Northern Tibet (in Chinese). *Acta Agric Bor-Occid Sin*, 2016, 25: 1696–1703 [段敏杰, 干珠扎布, 郭佳, 等. 施肥对藏北高寒草地植物多样性及生产力的影响. 西北农业学报, 2016, 25: 1696–1703]
- 39 Li L J, Yu Z Y, Zeng D H, et al. Effects of fertilizations on species composition and diversity of grassland in Keerqin sandy lands (in Chinese). *Acta Pratacul Sin*, 2010, 19: 109–115 [李禄军, 于占源, 曾德慧, 等. 施肥对科尔沁沙质草地群落物种组成和多样性的影响. 草业学报, 2010, 19: 109–115]
- 40 Fang J Y, Pan Q M, Gao S Q, et al. “Small vs. large area” principle: Protecting and restoring a large area of natural grassland by establishing a small area of cultivated pasture (in Chinese). *Pratacul Sci*, 2016, 33: 1913–1916 [方精云, 潘庆民, 高树琴, 等. “以小保大”原理: 用小面积人工草地建设换取大面积天然草地的保护与修复. 草业科学, 2016, 33: 1913–1916]

Summary for “中国北方草原退化现状与恢复技术”

Current status of grassland degradation and measures for grassland restoration in northern China

Qingmin Pan^{1,2,3*}, Jianguo Xue^{1,2}, Jin Tao³, Mingyue Xu³ & Wenhao Zhang^{1,2}

¹ Inner Mongolia Research Center for Prataculture, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China;

² State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China;

³ Hulunbuir Institute of Ecological Industry and Technology, Inner Mongolia Autonomous Region, Hulunbuir 021008, China

* Corresponding author, E-mail: pqm@ibcas.ac.cn

Grasslands in northern China are traditionally important bases for livestock production and ecological barriers for China. However, these grasslands degraded extensively due to global climatic change and poor management during the past half century. Such grassland degradation leads to dramatic declines in multiple ecosystem functions. Here we first analyzed the current status of these grasslands, with emphasizing on production and ecological functions. In general, the capability of annual aboveground biomass production in these grasslands has been greatly impaired in comparison with that in 1980s and not recovered to normal level despite application of some restoration measures. As indicated by large inter-annual variation in grasses production, the capability of feedback regulation to buffer the negative impacts of climatic change was greatly eroded. Carrying capability for animals of grasslands at the national level displayed an increasing trend in recent years, while the actual stocking capacity remained higher than its potential. Total water resources in these grasslands have declined greatly as evidenced by rapid losses of lakes and drying up of rivers.

We next reviewed the major measures for restoration and management of grasslands in northern China during the past decades and analyzed their advantages and constrains, respectively. Fencing (prohibition of grazing) has been used in some area, but was difficult to extend to a larger area mainly due to economic reasons. Seasonal grazing and rotational grazing have been recommended by local governments. However, the outcomes of these measures are limited. Tillage and harrowing have also been suggested for restoration of the degraded grasslands, but it has rarely been largely used due to higher costs and inconsistent results. Reseeding grasses and/or legumes in natural grasslands are potentially useful for grassland restoration, but frequent droughts limit its application. Rotational mowing is a good measure for hay production system. Moreover, the yearly shift between grazing and mowing is much better than successive grazing or mowing. Fertilization has often been used in grassland management in most developed countries. However, this measure has not been widely applied in China due mainly to the lack of information on the types, rates and applied methods.

Finally, based on our long-term studies on grassland ecology and practices in grassland restoration, especially the demonstration work in Hulunbuir grasslands, we propose some proposition on policy making and development of technical measures related to sustainable management of the grasslands in northern China. Ecological monitoring and evaluation of native grasslands should be done, and local farmers should be compensated for based on the evaluation results. Establishing cultivated pastures with high productivity and quality of forage grasses are key measures for protection and restoration of the degraded natural grasslands. As above-mentioned measures on grassland restoration usually take long time (from several years to decades) to restore the natural grasslands, new technical measures to restore the degraded natural grasslands are urgently needed. This review has important implications for improving the production and ecological functions of natural grasslands in general and for the sustainability of grass-based animal husbandry in particular.

grass-based animal husbandry, grassland conservation, ecological restoration, grassland productivity

doi: 10.1360/N972017-01178