

青藏高原退化草地恢复的制约因子及修复技术

贺金生^{1,2}, 刘志鹏¹, 姚拓³, 孙书存⁴, 吕植⁵, 胡小文¹, 曹广民⁶, 吴新卫⁴, 李黎⁵, 卜海燕⁷, 朱剑霄^{1*}

1. 兰州大学草地农业科技学院, 草地农业生态系统国家重点实验室, 兰州 730000
2. 北京大学城市与环境学院生态学系, 北京 100871
3. 甘肃农业大学草业学院, 兰州 730070
4. 南京大学生命科学学院, 南京 210093
5. 北京大学生命科学学院, 北京大学自然保护与社会发展研究中心, 北京 100871
6. 中国科学院西北高原生物研究所高原适应与进化重点实验室, 西宁 810001
7. 兰州大学生命科学学院, 草地农业生态系统国家重点实验室, 兰州 730000

摘要 分析了退化高寒草地恢复的主要制约因素, 包括植物种源、土壤微生物、土壤养分和人文因素; 提出了针对这些制约因素的退化高寒草地恢复的主要途径: (1) 研发乡土草种子采集、扩繁、包衣等技术, 不同乡土草种种子组配及免耕补播技术, 解决种源制约; (2) 筛选适用于退化草地恢复的复合微生物菌种并研发菌剂, 解决退化草地恢复的微生物制约; (3) 研发以土壤养分调控为基础的植被恢复技术, 解决退化草地恢复的土壤制约; (4) 构建基于牧民新技术应用的草地适应性管理模式。分析认为, 基于乡土草种、微生物、养分调控为主的物源途径的“近自然恢复”, 有潜力成为青藏高原退化草地恢复的有效措施。

关键词 种源; 土壤微生物; 土壤养分; 适应性管理; 高寒草地

青藏高原约占中国陆地国土面积的 1/4, 它是长江、黄河、澜沧江等亚洲十大河流的发源地, 是中

国水资源和生态安全的关键地区^[1-3]。同时, 由于极端的环境条件, 该区域也是中国陆地生态系统的

收稿日期: 2020-05-10; 修回日期: 2020-07-17

基金项目: 国家重点研发计划项目(2019YFC0507700)

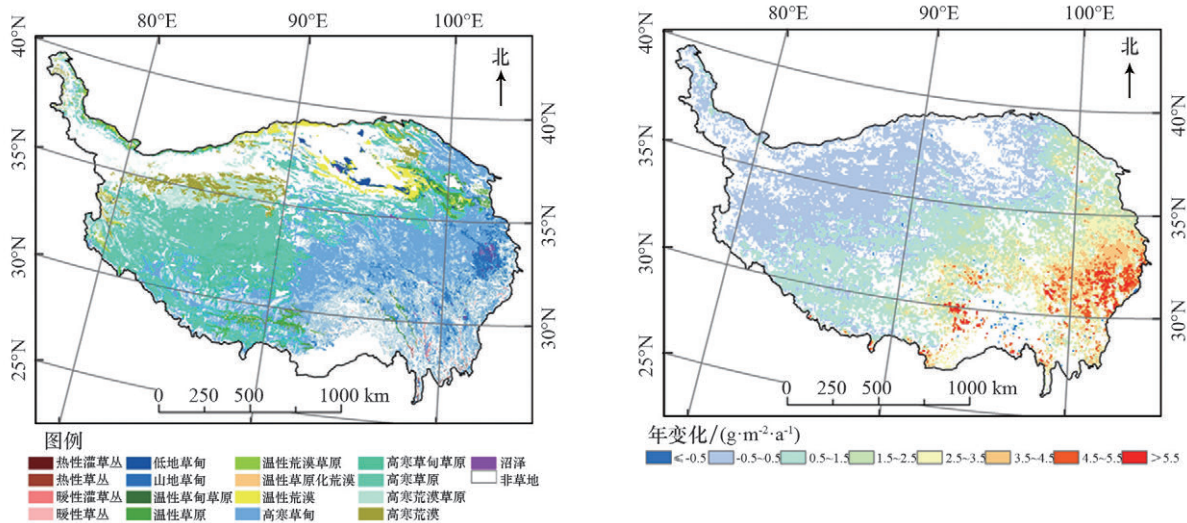
作者简介: 贺金生, 教授, 研究方向为草地生态学, 电子信箱: jshe@pku.edu.cn; 朱剑霄(通信作者), 青年研究员, 研究方向为陆地生态系统碳循环, 电子信箱: jxzh@lzu.edu.cn

引用格式: 贺金生, 刘志鹏, 姚拓, 等. 青藏高原退化草地恢复的制约因子及修复技术[J]. 科技导报, 2020, 38(17): 66-80; doi: 10.3981/j.

issn.1000-7857.2020.17.007

典型脆弱区之一^[4-5]。青藏高原分布各类草地 151.4 万 km^2 , 占青藏高原面积的 60%。根据 1:100 万中国草地资源图^[6], 青藏高原草地资源丰富, 包括高寒草甸、高寒草原、高寒草甸草原、高寒荒漠草原等 17 个草地类型。其中高寒草甸的面积最大, 达 64.1

万 km^2 , 占青藏高原草地总面积的 42%, 其次是高寒草原类, 占青藏高原草地总面积的 28%, 而暖性草丛、热性草丛、热性灌草丛和温性草甸草原类的面积较小, 不足 0.2 万 km^2 (图 1(a))。



草地类型依据中国 1:1000000 草地资源图^[6]; 净初级生产力数据依据文献^[10]重绘

图 1 青藏高原草地类型(a)与过去 30 年净初级生产力的变化(b)

近几十年来, 青藏高原的植被在气候变化和人类活动双重影响下, 发生了一系列明显的变化。高原整体上植被活动趋于向好, 但内部存在极大的空间异质性^[7-9]。1986—2015 年, 高原植被净初级生产力平均每年增加 $1.3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, 具体表现为水热条件相对较好的东部地区植被恢复迅速, 但西部高海拔地区植被生产力增长缓慢, 部分地区草地出现退化现象 (图 1(b))^[10]。高原干旱和半干旱地区草地受降水的时空变化影响较大, 草地生产力下降, 生态系统功能退化明显, 如藏北和那曲部分地区草地生产力退化^[11]和甘南地区草地面积锐减^[12]。此外, 气候变化和以过度放牧为主要形式的人类活动加剧了一些地区的草地退化, 如三江源地区以“黑土滩”次生裸地为主的退化草地^[13-14]、青海湖以东地区的沙化退化草地^[15]、西藏—两江河(雅鲁藏布江及其支流拉萨河和年楚河)河谷地区的沙化与毒草退化草地等^[16]。最近 10 年来, 随着青藏高原生态安全屏障保护与建设工程的实施, 生态系统退化的态势

得到了一定遏制, 但部分草地仍然存在不同程度的退化, 尤其是在干旱的年份叠加过度放牧活动, 草地退化加剧。

草地退化主要表现在草地的生态属性下降(如草地生产力、生物多样性、土壤有机质和养分的固存能力、水源涵养能力等)和生态系统其他服务功能减退(如牧草产量、牧草质量、旅游价值等)。在高原生态屏障保护与建设工程实施过程中, 人工草地建植和免耕补播是退化草地恢复的主要手段, 但补播和人工建植的草地草种单一、优良乡土草种少、稳定性差等问题突出。这些恢复措施可使草地覆盖面积和植被生物量短期恢复, 但被恢复草地无法保持生产和生态功能的可持续性。因此, 在恢复实践中应该倡导遵循自然规律, 了解恢复区域周边草地群落的组成、结构及土壤条件, 以外源添加(种源、养分、微生物菌剂等)为辅助手段, 开展兼具生产功能和生态功能为目标的“近自然恢复”。

1 目前退化高寒草地恢复的主要措施

目前,针对青藏高原退化草地恢复问题,中国草地生态学科研究人员展开了大量的研究并提出一系列的恢复措施,为中国草牧业与生态环境的和谐发展提供了技术支撑^[17-18]。以 Web of Science 核心数据库及中国知网(CNKI)中文数据库,并以“(grassland OR steppe OR meadow OR pasture OR rangeland)AND(restor* OR rehabilitat* OR regenerat* OR establish*)AND(Tibetan)”和“(‘草地’+‘草原’)*(‘恢复’+‘治理’)*(‘青藏高原’)”为检索词,系统整理了2000—2019年间关于青藏高原退化草地生态修复措施的文献资料,总计169个恢复研究案例(图2)。针对青藏高原草地恢复措施共计12项,其中应用最为广泛是围栏封育(78个案例)、其次为人工草地建植(35)、退耕还草(12)、免耕补播(11)、施肥(11)的研究案例数也在10个以上,而草方格沙障、草地灭鼠、划破草皮等修复措施案例也有研究。

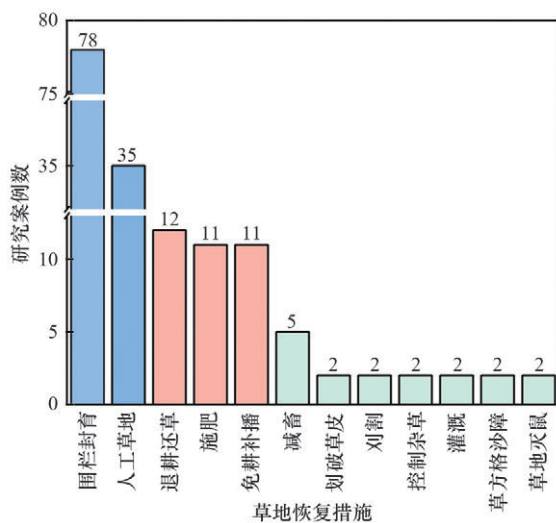


图2 青藏高原退化高寒草地不同草地恢复措施的案例数

过度放牧是导致天然草地退化的主要原因^[19],而围栏封育可以有效地降低草食动物对草地的啃食,有利于草地生态系统稳定及生产力的自然恢复^[20],因此被诸多学者关注。围栏封育简单易行,在高寒草地的各个地区具有普遍应用,但也有研究

指出长时间的围封并不利于高寒草地的恢复^[21-22],因此围封时间的长短需依据当地的具体环境而定。如Cao等^[23]在青藏高原高寒草地探究了不同围封时间(5、13、22、39年)对高寒草地恢复的影响,他们认为13年的围封时间较为适宜;而Zhu等^[24]则认为3~4年是青藏高原高寒草地适宜的围封时间。值得指出的是,围栏封育已经有40年的历史,尽管有助于草地恢复,但对野生动物的自由迁徙、生物多样性保护方面有明显的副作用,需要研发新一代的替代产品。

目前,人工草地建植普遍应用于退化严重的草地(如“黑土滩”),其优点是可以快速增加退化草地的植被盖度,解决草畜矛盾。目前应用于高寒草地的播种植物主要包括垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、冷地早熟禾(*Poa crymophila*)、中华羊茅(*Festuca sinensis*)等优质禾本科牧草^[25-26]。但相较于自然群落,青藏高原地区用于人工草地恢复的植物物种种类仍然偏少,这就使得人工草地的植物群落在自然环境中不稳定,极易引起草地的再次退化。因此在后期人工草地构建中,需要充分考虑当地的植物群落组成,增加播种植物的物种种类数量^[27]。

与人工草地不同,免耕补播可以在不破坏或少破坏当地草地植被的情况下促进退化草地向良性方向发展。如Feng等^[28]发现在严重退化草地进行垂穗披碱草的补播可有效提高土壤质量,促进退化草地的恢复。但不同物种竞争力不同,免耕补播的效果在不同退化草地间也可能存在较大差异。

退耕还草是中国重点提出的草地生态恢复措施,从1999—2000年实施以来,已经开展了20年,主要依赖生态系统自身的演替使退化草地得以恢复。但退耕还草这种恢复措施在高寒草地具有明显的地域性差异,目前主要集中于青藏高原东北部的甘肃省甘南州及青海省果洛州等低海拔的地区。退耕还草这种措施同样简单易行,但耗时相对较长,短期内不会有显著的变化,如Li等^[29]发现退耕还草10年后高寒草地才能恢复到较为稳定的状态。因此,研发适宜青藏高原野生牧草种子的采集、扩繁和机械补播技术是解决野生牧草种源不足,提升人工草地建植、退耕还草和免耕补播在青

藏高原退化草地恢复中应用的有效途径。

通过施肥措施改善土壤养分条件是补充退化草地植被所需营养的直接方法,其特点是可快速增加草地的生产力。目前,在青藏高原高寒草地使用较为普遍的肥料为氮肥,但过量的施用氮肥会引起草地生物多样性的下降^[30]。因此,未来研究仍需对不同草地类型的最适施肥量及施肥种类展开大量研究。此外,在青藏高原高寒草地的不同地区,针对当地的主要生态问题都应用了相应的草地恢复措施,如:在甘南地区针对草地沙化问题,采用了草方格沙障技术^[31];在青海省等鼠害严重地区,才用了草地灭鼠措施^[32]等。

综上所述,各种草地生态恢复措施均可在一定程度上促进退化草地的恢复,在实际应用中应依据退化草地的具体环境采取相应的恢复措施。但另一方面,不同草地恢复措施往往具有较强的针对性,对高寒草地的退化问题,急需研发出适宜的综合治理模式。

2 高寒草地恢复的主要物源制约因子分析

制约退化高寒草地恢复的因素因草地类型和退化阶段而异^[33-35]。近年来,国家先后启动了一系列退化高寒草地治理项目,已取得一些成效,但由于退化草地自然恢复时间长、人工补播草地稳定性差等问题仍未得到解决,其退化趋势并未得到根本性扭转。总体而言,青藏高原特殊的生物和非生物等制约因子导致了退化草地的恢复过程漫长(图3)。在恢复过程的不同阶段,退化草地受到不同的因子制约。在重度退化草地恢复的早期,主要受土壤物理性质、土壤养分的制约;在恢复的中后期,主要受生物因子的制约。探讨不同地区、不同类型高寒草地恢复的主要物源制约因子,了解不同退化草地对不同物源制约因子的响应,是物源制约因子技术研发与应用的需求。

2.1 草地恢复的植物种源制约

一般而言,因恢复目的和退化程度的不同,退化高寒草地的恢复措施涉及围栏封育、施肥、灌溉、

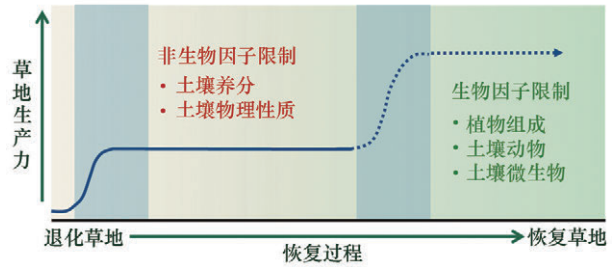


图3 草地恢复的过程及物源制约因子

补播等措施。对于中、重度退化的高寒草地,围栏封育等自然恢复措施通常所需时间极长,如李希来^[36]研究表明,极度退化黑土滩自然恢复可能要近500年时间。但另一方面,通过高强度的人工干预措施进行退化高寒草地的重新建植虽然在短期内可使草地迅速得以恢复^[37-38],但无论是免耕补播,还是人工草地的建植,遇到的挑战之一是随着草地恢复进程的推进,草地生产力出现下降、稳定性降低的趋势^[4]。导致这种现象的原因可能是补播的草种单一,物种多样性低下,进而造成的草地群落稳定性低下及多功能性失衡^[39-41]。天然草地特别是植物多样性高的天然草地,对环境变化具有较高的抵抗力^[39]。退化草地恢复过程中的稳定和维持,还需生态系统能够具有多种功能的能力,即生态系统多功能性(ecosystem multifunctionality, EMF)^[42]。因此,如何利用适应本地环境的乡土草种构建物种多样性高的草地群落,即解决种源制约,进而提高恢复过程中草地的稳定性和多功能性,即应用“近自然恢复”技术进行高寒草地的恢复将成为青藏高原草地恢复建设的有效途径^[43-44]。

受青藏高原地区极端环境条件限制,目前能够大量获取的乡土草种只有垂穗披碱草、老芒麦(*Elymus sibiricus*)、中华羊茅、草地早熟禾(*Poa pratensis*)、星星草(*Puccinellia tenuiflora*)等不到十种禾本科草种,其他科属植物种源不易获取^[44]。因此,种源不足是限制青藏高原退化高寒草地恢复的重要物源制约因子。

2.2 草地恢复的微生物制约

微生物在维持草地生态系统碳循环和养分循环中发挥着巨大作用,是促进草地土壤形成、演化和维持生态系统稳定不可缺少的组成部分^[45-49]。

微生物群落的多样性及复杂性不仅维持了多种生态系统功能和服务,而且对土壤微生物群落控制也是退化生态系统恢复的关键^[50-53]。细菌、真菌、噬菌体、原生动物等大量微生物既是草地土壤中活的有机质部分,又是土壤养分的“源”和“库”,是草地生态系统最为敏感的指示信号^[54-59]。

草地生态系统中牧草-土壤-微生物三者相互作用的特殊微生态系统组成了根际环境,但它们之间的相互作用和微生物功能在很大程度上仍然是未知的。在长期的进化过程中,少部分微生物在植物根系通过相互作用形成了复杂的共生或互生关系,它们不仅在复杂的相互作用网络中对植物生长表现出积极作用,而且对其他种微生物种群结构影响显著^[60-61]。也有研究显示植物能够通过根际分泌物成分的复杂变化来塑造对自身生长代谢有益的根际微生物群落^[62-63]。接种健康土壤中的少量“供体”微生物有助于恢复退化的生态系统^[64]。

微生物制剂在退化草地恢复中的应用并不多见,但世界各国微生物制剂种类繁多,并大量运用于农牧业。主要的微生物制剂包括固氮菌肥、解磷解钾菌肥、分解菌剂等^[65-68]。尤以根瘤菌、圆褐固氮菌、固氮螺菌、巨大芽孢杆菌、枯草芽孢杆菌和荧光假单胞菌等为主要菌种的产品已大量应用,如巴基斯坦“Biopower”、美国“Azo-Gree”、“Azo-Green”、意大利“Zea-Nit”等^[69]。但由于菌种、作物和地域不同,各类微生物制剂效果差异很大。

青藏高原生态环境特殊,获得这种生态环境下可培养、高效功能菌种及其组合是打破退化草地土壤微生物制约并将其应用于退化高寒草地恢复的关键。为提高效果和功能,应用多种不同功能的菌株,实现多菌株混合、高密度发酵是微生物制剂生产的关键技术。

2.3 草地恢复的土壤养分制约

青藏高原退化草地包括3种主要类型:其一,中度退化草地,即植被土壤完整、但初级生产力和土壤养分含量低^[70-71];其二,黑土滩,即植被基本丧失但土壤有机质和养分含量仍然较高^[36,72];其三,沙化草地,植被和土壤功能均基本丧失^[73-74]。而退化草地的生物多样性降低和生产力下降,很大程度上

与草地的土壤养分不足或失衡有关^[75]。

Dong等^[76]通过对青藏高原高寒草甸退化草地土壤动态的研究发现,表层土壤(4~20 cm)有机碳和全氮含量却随草地退化程度增加而下降。高旭升等^[77]通过对三江源区高寒草原草地不同退化程度土壤养分变化的研究发现,土壤速效磷含量则不受草地退化程度的影响。青藏高原退化草地恢复过程受到土壤养分制约,但不同退化草地类型之间仍然存在很大的差异。

目前,在青藏高原草地恢复过程中,已进行了一些恢复土壤养分促进草地恢复的尝试。例如,通过施肥并辅助围栏封育恢复中度退化草地土壤养分^[78];通过构建土壤(土层覆盖)并辅助施肥恢复黑土滩退化草地土壤养分^[79-80]。但由于退化草地类型不同,退化草地的土壤养分存在差异,通过外源养分添加需充分了解不同退化草地土壤养分的实际情况,才能让土壤养分元素之间计量关系达到平衡。此外,即使在植被退化的草地如黑土滩,受限于其他因素如降水量低等的限制,其土壤有效养分并没有得到充分释放和利用,外源养分添加措施的效果可能并不理想。因此,如何充分释放内源养分并辅助外源养分添加措施可能是退化高寒草地恢复过程中一个值得思考的课题。

2.4 人文制约因素

青藏高原草地的使用主体是藏族牧民,长期以来社会生态系统作为一个整体,对草地的现状和未来起着关键的作用。因此,草地恢复的实施需要充分吸引和引导牧民的参与,特别是新技术的研发和使用能够与牧民互动,并建立恰当的鼓励机制,发挥牧民的主体作用,无疑会大大提高草原恢复及其后更重要的草原管理的有效性、持续性和推广的可能性。

大多数适应性管理理论框架将知识、学习和实践作为实现社会生态系统可持续性的基础^[81]。在草地生态系统等具有高度不确定性的复杂系统中,对管理结果的准确预测尤其具有挑战,因而对自然资源的适应性管理要求进行迭代决策,以应对现有知识不足的情况^[82-83]。为了应对草地管理失效的问题,迭代性决策需要完成以下必要的步骤,包括

确定问题和目标、权衡不同替代方案、实施、监测、评估和调整等^[84]。目前的适应框架将重点放在共同学习和利益相关者参与上。然而,对社会系统适应性的最新研究发现,在决策层面,导致适应行为失败的许多障碍存在于认知层面,往往包含在当地人对变化及其因果关系的感知和解释中^[85]。例如,加拿大土著社区的研究表明,当需要的行动与传统价值观相抵触时,适应性行动往往面临障碍^[85],这与青藏高原牧民不愿意通过“杀生”,如消灭高原鼠兔,而进行退化草场修复的情况相似。因此,文化因素,包括当地社会系统对生态变化的感知和解释,及其所依托的世界观和价值观,应被视为社会-生态系统反馈中的一个重要组成部分。

基于价值观的适应方法假设^[86],新的适应行动是由社会价值观、传统生态知识和科学知识的成功结合而引发的。从社会-生态系统的角度,作为外部驱动力的科学技术只有被社会系统认同和采纳,融入促进社区行为改变的内在驱动力,才有可能产生促进社区生态恢复的行动,并使得社会-生态系统的可持续性或复原力得以增强^[85,87]。当地社区在对草地退化治理的响应中,牧民是否接受上述物源调控技术的示范和推广将成为青藏高原退化草地恢复的关键。

3 退化高寒草地恢复的主要技术瓶颈

3.1 植物种源

尽管应用乡土草种进行草地恢复已成为国内外恢复生态学研究 and 实践的共识,但通常难以得到大面积的应用,其中最主要的限制因素就是乡土草种源的获取^[88]。合适的种源是确保目标种群稳定和存续的前提,一般要求种子来源于恢复目标区域或者目标区域的附近^[43-44],而通常情况下,目标区域往往难以提供足量的乡土草种,即使通过野外采集能够满足需要,也非常昂贵,难以大规模应用,对于多物种组合的种子补播技术则更为困难。因而,乡土草种特别是非禾本科植物草种的生产技术实际已成为限制多物种种源调控技术应用于草地恢复的瓶颈。其次,高寒草地多数乡土草种体积

较小、种子质量相对较差、机械化播种难度大等导致的补播种子出苗及存活率低、补播技术不易推广等问题,是限制退化高寒草地“近自然恢复”的关键因素之一。因此,研发乡土草种采集、扩繁、组配和免耕补播技术刻不容缓。

3.2 土壤微生物

植物根际促生菌和菌根真菌等有益微生物的应用有助于改善可持续农业和环境稳定性^[89-93]。但目前国内外针对草地与牧草的微生物菌剂研制和生产较少,且以苜蓿等豆科牧草为主,对非豆科牧草或草地群落植物群体的微生物菌剂研究与应用极少。此外,还有些其他关键问题尚待突破,包括以下4个方面。

1) 现有微生物菌剂产品功能单一,效果不明显。虽然国内外已有规模化微生物菌剂产品,但不同生境的植物根际生存着不同菌株,而不同菌株对环境的适应性不同,尚无一种产品能够普遍适于所有土壤。因此,如何高效、快速地获取作用范围广、促生作用显著的植物根际促生菌,研制“集根际促生、生防及土壤生物改良等功能于一体”的环境友好型微生物制剂,已成为研制微生物肥料、开发新型农药及修复生态环境的瓶颈问题之一。

2) 目前广泛推广的微生物菌剂均以中温菌为基础,一般在环境温度30℃左右时活性较好,而实际应用中常以微生物制剂拌种。如针对性应用于青藏高原等寒冷环境中,则需开发以嗜冷或耐冷菌株为基础,能够在低温下也能显著发挥作用的微生物制剂。

3) 功能微生物菌群的高密度混合发酵与菌剂生产工艺优化难度大。目前国际普遍认为高密度混合发酵是一种先进的高效技术,是微生物制剂发展方向。但其技术难度也较大,如何使从高寒生态区获得的特殊的、不同功能优良菌株能实现高密度混合发酵是功能微生物制剂实现的又一关键技术。

4) 微生物制剂在退化草地的推广应用问题。首先,微生物制剂在效果上比化肥来得慢,且在成本上没有显著优势,这是在牧区推广应用的难点之一;其次,是在充分考虑人力、效力和成本问题的基础上,如何将微生物制剂有效施入退化草地并确保

其作用发挥是微生物制剂推广应用的又一瓶颈问题。此外,功能微生物制剂使用方法尚需探索。目前功能微生物制剂在中国的农牧业生产中使用比例日益提高,虽然农区有一些成熟的方法可借鉴,但草地特别是天然草地,如何使功能微生物制剂施用不“挂”草丛上部而充分接触土壤并发挥作用,是功能微生物制剂发挥作用的关键技术。

3.3 土壤养分

目前,通过不同外源添加途径,改善青藏高原退化草地土壤养分亏缺已有一些尝试^[78-79,94]。但无论施肥还是土层覆盖措施,或存在着因缺少对不同类型草地养分需求差异的精确把握而不能因地制宜,或忽略了改变土壤物理性质的必要性,致使物种单一的人工草地难以持续稳定等问题。此外,这些恢复措施通常具有一个共同点,即强调外源物质的输入,忽视青藏高原退化草地土壤的实际情况。

青藏高原退化草地通常具有丰富的土壤有机质和种子库,外源补充(如水分入渗和少量施肥等)可以激发土壤有机质分解、提升养分有效性和种子着床率,加速退化草地的植被恢复^[95]。研发这样的土壤养分调控技术既能提高草地物种多样性,又能降低投入成本,是实现“近自然恢复”的必要途径。

土壤养分(如N和P)分布和含量具有明显的时空异质性,寻求不同类型退化草地退化过程中的限制性元素是研发养分调控技术的关键环节。生态化学计量学的兴起和应用为打通这一环节提供了保障^[96]。例如,通过土壤N/P比值可以判断养分限制状况及哪种养分限制了有机质的分解^[97]。因此,在厘清不同退化类型草地的土壤养分化学计量学关系,找出限制性元素的基础上,针对性地通过人为干预措施如施肥改变元素的计量关系使之平衡。然而,土壤的结构复杂,养分添加(施肥)措施虽然能够理论上平衡土壤元素之间计量关系,但并不意味着土壤中的有效养分能够满足植物生长,这种状况在黑土滩尤为典型。

对于特殊的退化类型,通过机械耕作措施例,如翻耕、改造土壤的物理结构、提高土壤的养分有效性,是更为有效恢复手段^[98]。因此,研发新型的机械耕作技术是黑土滩土壤恢复的重要方向之一。

草地沙化是荒漠化的前期阶段,其治理和恢复措施国际上存在明显争议。其中,以Savory为代表的“综合管理”派强调利用放牧大型草食动物自然恢复沙化草地,认为利用牦牛粪便增加沙地的有机质,粪便覆盖降低水分蒸发;利用牦牛群的踩踏作用混合粪便和沙化土壤,同时疏松沙化草地表皮、增加浅深层沙地紧实度,降低水分入渗;利用牛粪中的种子库完成植被初植^[99]。但因这种措施对环境条件(尤其是降水)要求较高,世界范围内的实施效果并不理想^[100]。青藏高原退化高寒草甸分布区(如若尔盖地区)的高降水量以及管理现状(牛羊为主)为利用“综合管理”措施提供了成功的可能。

根据不同类型退化草地恢复过程中的限制性元素,以生态化学计量学理论为基础,按照“测土配方施肥原则”,进行外源养分补充,针对性地通过人为干预措施,促进退化草地植被恢复,将是重要的研究方向。

3.4 技术推广的瓶颈

不同人类群体对环境变换的适应性(adaptability)是社会-生态系统研究的核心^[101]。对青藏高原社会-生态系统耦合与解嵌的前期研究中发现,当地牧民基于传统文化对草场退化机理的认知与科学解释之间存在显著差别^[102],草地恢复过程中的“灭鼠”及“种草”与藏族传统文化中的“杀生”“破土”等禁忌存在冲突,使得草地恢复实践中的新技术往往难以被牧民接纳、采用或推广,使草地恢复成效大打折扣。但近年来,也观察到存在少数特殊的社区,不仅能主动接受草地恢复的理念,甚至主动把现代科学知识本地化,产生了新的本土知识(local knowledge),并由社区带头人组织起由全村共同参与实施的草地恢复行动。

在青藏高原这一快速变化、具有高度不确定性的复杂社会-生态系统中,可持续资源管理要求当地社区主动将外来知识与传统生态知识进行融合,形成新的本地知识,同时根据对当前自然资源管理的结果,进行迭代决策,最终实现适应性的资源管理^[82-83]。牧民传统知识抵触现代草地管理模式是青藏高原退化草地修复技术无法应用和推广的主要障碍。为此,可以认为应采用根据基于价值观的

适应方法^[86]来研究青藏高原牧民对物源调控技术的态度,结合社会-生态系统的研究框架,理解外部驱动因子如何与社会系统的内部核心要素相互作用,综合传统知识与科学知识以创造新的本土知识,并激发出新的适应性行动,以增加社区对环境变化的适应力^[103],应对草原生态系统的变化。

通过分析不同社区牧民对草地恢复物源调控技术的认知和响应方式,识别出藏族牧业社会应对生态系统变化的内部核心要素及外部驱动因子,分析创新性本土知识和适应性行动发生的路径。在牧区引入种源、养分和微生物调控技术,识别牧民主导开展草地恢复的关键条件,通过对草地恢复的成效进行评估,提炼总结草地适应性管理的有效模式,通过拍摄纪录片、组织牧民学校、提出政策建议等方式对该模式进行推广、激励。

4 未来高寒草地恢复的主要物源调控措施

通过梳理青藏高原退化草地恢复的主要措施可以看出,利用围栏封育的研究相对较多,而利用火烧、刈割和控制杂草的研究相对较少^[104-105]。此外,中国缺乏利用干草覆盖和草皮移植技术方面的研究,但草方格沙障和草原灭鼠是中国特有的草地

生态恢复技术^[106-108]。目前缺少利用物源调控措施对青藏高原退化草地恢复的研究报道。为切实解决青藏高原退化草地恢复的主要物源制约因子及应用技术上的难题,应该基于长期定位监测、野外调查、遥感影像和实验数据,对近20年来青藏高原典型区域高寒草地植被演变过程进行分析,判断草地退化程度及恢复潜力,明确限制不同退化类型高寒草地恢复的种源、土壤养分和微生物功能群,分析影响人工补播群落稳定性的因素,阐明退化草地恢复的关键生态学过程及限制因子。在此基础上,研发退化高寒草地恢复物源调控技术体系,分析牧民对草地恢复物源调控技术的认知和响应方式,提出在藏区应用物源调控技术行之有效的草地恢复适应性管理模式,并进行推广(图4)。

4.1 草地恢复的植物种源调控措施

在青藏高原地区,用于补播和人工草地建植的草种主要是披碱草、老芒麦、燕麦、大麦和中华羊茅,当地的优良乡土草种较少^[4]。主要原因是中国在野生牧草种子采集、扩繁、质量提升与播种等方面还存在一系列技术难题。保障野生牧草种源数量和质量,即解决物源调控中重要的种源问题,是实现青藏高原退化草地恢复前提。选择来源于恢复目标生境的野生牧草草种进行采集和补播,可以保持群落的相对稳定,提高草地恢复的能力。但青

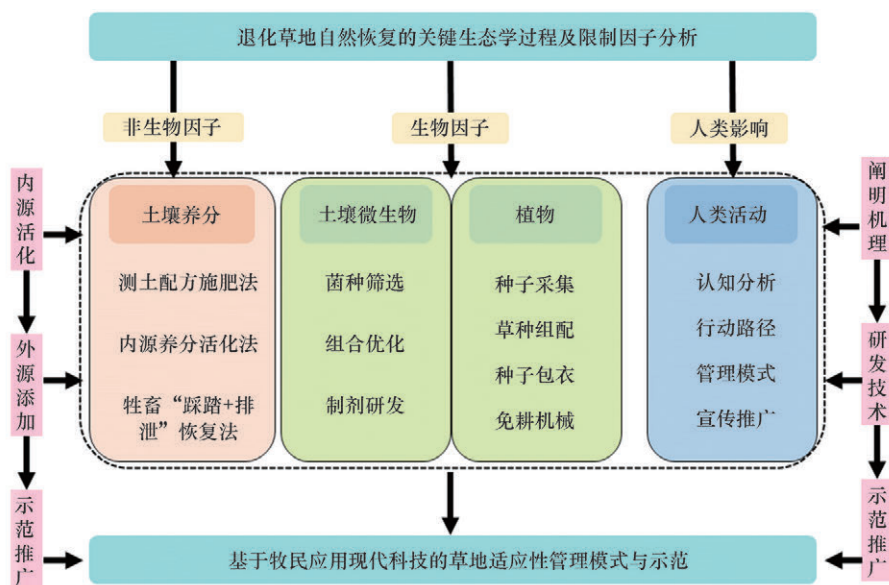


图4 退化高寒草地恢复的主要物源调控措施的技术路线

藏高原地区退化草地野生草种存在种子量不足、采集难度大及无法实现规模化等问题。解决这一系列问题,首先需要筛选适用于青藏高原主要退化草地类型补播的牧草与乡土草种,研发关键牧草与乡土草种子的采集、扩繁包衣与补播技术,研制牧草与乡土草种的免耕补播机械,建立基于青藏高原不同生态区退化草地恢复的乡土草物种配置模式,形成适宜于青藏高原主要退化草地类型的补播技术体系并示范推广。

为了实现上述草地恢复的植物种源调控措施,首先应该通过野外观察及室内检测,确定主要乡土草种子的最佳收获期;应用刈割、放牧、生长调节剂、施肥等方式研发关键乡土草种子扩繁调控技术;研制适于农户水平的不同形态草种采集与清选的轻简化技术及设备,以实现关键牧草与乡土草种子的采集。

其次,通过添加生长调节剂、微肥等种衣剂成分提高披碱草等禾草种子的出苗和幼苗抗逆能力;添加鸟、鼠、兔等的动物驱避剂和警戒性染料等防止种子播种后被采食;添加高效、低毒、低残留杀菌剂等提高幼苗抗病性;使用丸化剂增强小粒乡土草种子机械补播性能。

最后,对适宜青藏高原不同区域退化草地恢复的牧草、乡土草种子进行组配并补播,定期监测植被盖度、生物量等,确定最优草种组配及播种方案,研发乡土草种子组配及免耕补播技术。根据退化草地土壤理化性质、补播草种特性等研制综合破茬、开沟、播种、覆土、镇压、铺平等功能的免耕补播机械。最终形成适宜于青藏高原主要退化草地类型的补播技术体系并加以示范推广。

4.2 草地恢复的微生物调控措施

在青藏高原退化草地恢复过程中,保持土壤微生物活性,是草地植被恢复的重要保障。分离和收集不同类型退化高寒草地功能微生物菌株,研究其定殖与消长动态特征,筛选有益于退化草地土壤改良及植被恢复的多功能微生物菌种;筛选多功能菌株组合并分别研制适合豆科牧草、禾本科牧草、其他科牧草的促生菌剂;毒草、不被采食植物的残体

及家畜粪便降解的菌剂;优化功能微生物菌群的高密度混合发酵工艺、菌剂载体生产工艺及菌剂规模化生产工艺,并在典型区域开展示范,达到活化土壤养分、改善土壤环境、调节土壤微生物生态平衡的目的,促进退化高寒草地的快速恢复。

为实现上述草地恢复的微生物调控措施,首先需要采用选择性培养基法和原位定向富集培养法等方法分离筛选功能微生物,采用生理生化和分子生物学手段分析筛选到的功能菌株特性。

其次,运用功能菌株筛选及特性研究中的方法评价不同菌株的共培养特性(促生、生防、分解)变化规律,筛选最佳的共培养组合,并分析其对土壤理化性质的影响,阐述不同功能微生物菌剂对改善土壤环境及促进退化草地恢复的作用。

最后,整合菌株培养技术、不同功能微生物共培养技术、载体生产技术、菌剂检测技术等,研制出适宜本项目的多功能菌剂。采用补料恒浊发酵及多罐联用技术优化多功能菌群的高密度混合发酵工艺,在此基础上优化菌剂的生产工艺,最终实现草地恢复的微生物调控技术并加以示范推广。

4.3 草地恢复的土壤养分调控措施

青藏高原退化草地恢复过程中受土壤养分制约,采用外源添加养分或替代物的恢复手段已进行了一些尝试^[75]。但忽视青藏高原退化草地土壤养分的实际情况,既不能有效实现退化草地土壤养分循环,也不能确保土壤中的有效养分能够满足植物生长^[109]。而将外源补充和内源激发相结合,促进退化草地土壤养分恢复与维持,可以更加有效地实现青藏高原退化草地恢复的土壤养分调控。针对青藏高原草地土层浅薄、养分失衡和养分有效性受限的特点,依据草地土壤养分特征和化学计量关系,采用外源养分添加和内源养分活化的措施,研发不同退化阶段草地恢复的土壤养分调控技术,研发典型小高草退化草地恢复的土壤养分调控技术,研发沙化草地(黑土滩和沙质草地为代表)恢复的养分调控技术可以实现青藏高原不同类型退化草地恢复的土壤养分调控措施。

为实现上述草地恢复的土壤养分调控措施,需

依据青藏高原典型区域退化草地恢复过程中的养分添加实验,量化限制性养分恢复阈值,并辅助补播(种源调控措施),研发“测土配方施肥法”促进不同退化阶段草地土壤养分恢复技术。

针对小嵩草退化草地,利用常规粗耕机械设置粗耕深度梯度实验,监测土壤理化性质及植被状况,确定最优耕深,并辅助补播和适量施肥,研发“内源养分活化法”促进小嵩草退化草地土壤养分恢复技术。

开展沙化草地恢复实验,研究牲畜群体大小、滞留时间、滞留时机等对土壤紧实度和养分有效性等理化性质的影响。监测土壤理化性质及植被指标,明确最优模拟放牧策略并辅助补播和适量施肥,研发“牲畜踩踏+排泄法”促进沙化草地土壤养分恢复技术。

4.4 基于牧民应用物源调控技术的草地恢复与适应性管理模式

研发草地恢复的植物种源、微生物和土壤养分调控措施,形成退化高寒草地恢复物源调控技术体系,最终需要应用到青藏高原退化草地恢复的实践中。需要通过分析不同社区牧民对草地恢复物源调控技术的认知和响应方式,识别出藏族牧业社会应对生态系统变化的内部核心要素及外部驱动因子,分析创新性本土知识和适应性行动发生的路径。在牧区引入上述各项物源调控技术,识别牧民主导开展草地恢复的关键条件,通过对草地恢复的成效进行评估,提炼总结草地适应性管理的有效模式,并通过拍摄纪录片、组织牧民学校、提出政策建议等方式对该模式进行推广、激励。

具体而言,首先根据年龄、性别、受教育程度等进行分层抽样,收集不同牧民对新技术的认知和态度,对草地恢复行动驱动因子进行排序,并识别出新技术具有高/低接纳度的人群特征。

挑选关键信息人进行深度访谈,进行转写和编码,提取针对草地恢复的价值观、传统知识、科学知识、新技术等方面的关键语汇,构建出适应性管理知识和行动的形成路径。

假设草地恢复行动与传统知识、社会规范及制

度等因素相关,通过模拟行为实验,识别出在青藏高原牧业社区实现草地恢复适应性管理的外部驱动因子及内部核心要素。

最后,设立样方,监测草地恢复进程,评估适应性管理的有效性。总结出一套在青藏高原地区具有推广价值的草地恢复适应性管理模式,并通过制作视频等方式进行传播推广。

5 结论

青藏高原高寒草地生态系统是该区域的主体,是中国水资源和生态安全的保障。同时,低温、干旱、强太阳辐射等气候特征造成了该区域生态环境的脆弱性和敏感性,使其自我调节和修复能力差,导致高寒草地一旦遭到破坏,极难修复。在一系列生态保护与修复工程和气候变化的双重影响下,高寒草地退化趋势得到有效控制,但仍有部分区域高寒草地出现了不同程度的退化。分析了制约青藏高原退化草地恢复的主要物源制约因子,及其在恢复过程中的应用技术。提出以人工辅助退化草地的近自然恢复为主,恢复生态系统结构的完整性、功能的完整性和多功能性。建议采用适应本地环境的乡土草种构建物种组成丰富的草地群落,结合筛选出的适应本地环境的多功能菌株,以生产和生态功能的自我维持为目标,开展草地恢复的物源调控技术体系研发,包括乡土草种子采集、扩繁、包衣、免耕补播技术、多功能菌种和养分添加等技术,开展以牧民主导的草地恢复适应性管理模式研究,并进行示范。研发适宜于青藏高原退化草地上物源调控技术,以人工辅助退化草地的近自然恢复,并构建草地恢复适应性管理模式,从而为筑牢生态安全屏障、切实加强山水林田湖草重要生态系统永续保护提供理论与技术支撑。

参考文献 (References)

- [1] 张德镗, 李炳元, 郑度. 论青藏高原范围与面积[J]. 地理研究, 2002, 21(1): 1-8.
- [2] 秦大河, 赵新全, 丁永建, 等. 三江源区生态保护与可持

- 续发展[M]. 北京: 科学出版社, 2014.
- [3] 徐祥德, 董李丽, 赵阳, 等. 青藏高原“亚洲水塔”效应和大气水分循环特征[J]. 科学通报, 2019, 64(27): 2830–2841.
- [4] 程国栋, 赵林, 李韧, 等. 青藏高原多年冻土特征、变化及影响[J]. 科学通报, 2019, 64(27): 2783–2795.
- [5] 杨扬, 陈建国, 宋波, 等. 青藏高原冰缘植物多样性与适应机制研究进展[J]. 科学通报, 2019, 64(27): 2856–2864.
- [6] 苏大学. 1:1000000 中国草地资源图的编制与研究[J]. 自然资源学报, 1996, 11(1): 75–83.
- [7] Chen B, Zhang X, Tao J, et al. The impact of climate change and anthropogenic activities on alpine grassland over the Qinghai-Tibet Plateau[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2014, 189: 11–18.
- [8] 朴世龙, 张宪洲, 汪涛, 等. 青藏高原生态系统对气候变化的响应及其反馈[J]. 科学通报, 2019, 64(27): 2842–2855.
- [9] 张懿铨, 刘林山, 王兆锋, 等. 青藏高原土地利用与覆被变化的时空特征[J]. 科学通报, 2019, 64(27): 2865–2875.
- [10] Feng Y, Zhu J, Zhao X, et al. Changes in the trends of vegetation net primary productivity in China between 1982 and 2015[J]. *Environmental Research Letters*, 2019, 14(12): 124009.
- [11] 戴睿, 刘志红, 姜梦筠, 等. 藏北那曲地区草地退化时空特征分析[J]. 草地学报, 2013, 21(1): 37–41.
- [12] 李波, 邵怀勇. 气候变化与人类活动对川西高原草地变化相对作用的定量评估[J]. 草学, 2017(3): 16–21.
- [13] 曹广民, 林丽, 张法伟, 等. 青藏高原高寒矮嵩草甸稳定性的维持、丧失与恢复[J]. 草业科学, 2010, 27(8): 34–38.
- [14] 尚占环, 董全民, 施建军, 等. 青藏高原“黑土滩”退化草地及其生态恢复近10年研究进展——兼论三江源生态恢复问题[J]. 草地学报, 2018, 26(1): 1–21.
- [15] 骆成凤, 许长军, 游浩妍, 等. 2000—2010年青海湖流域草地退化状况时空分析[J]. 生态学报, 2013, 33(14): 4450–4459.
- [16] 尚占环, 姬秋梅, 多吉顿珠, 等. 西藏“一江两河”农区草业发展探讨[J]. 草业科学, 2009, 26(8): 141–146.
- [17] 马玉寿, 周华坤, 邵新庆, 等. 三江源区退化高寒生态系统恢复技术与示范[J]. 生态学报, 2016, 36(22): 7078–7082.
- [18] 张骞, 马丽, 张中华, 等. 青藏高寒区退化草地生态恢复: 退化现状, 恢复措施, 效应与展望[J]. 生态学报, 2019, 39(20): 7441–7451.
- [19] Han J G, Zhang Y J, Wang C J, et al. Rangeland degradation and restoration management in China[J]. *The Rangeland Journal*, 2008, 30(2): 233–239.
- [20] Yan Y, Lu X. Is grazing exclusion effective in restoring vegetation in degraded alpine grasslands in Tibet, China? [J]. *PeerJ*, 2015, 3: e1020.
- [21] Zhang C, Liu G, Song Z, et al. Interactions of soil bacteria and fungi with plants during long-term grazing exclusion in semiarid grasslands[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 124: 47–58.
- [22] Wu X, Wang Y, Sun S. Long-term fencing decreases plant diversity and soil organic carbon concentration of the Zoige alpine meadows on the eastern Tibetan Plateau [J]. *Plant and Soil*, 2019, 1–10.
- [23] Cao J, Li G, Adamowski J F, et al. Suitable enclosure duration for the restoration of degraded alpine grasslands on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Land Use Policy*, 2019, 86: 261–267.
- [24] Zhu J, Zhang Y, Liu Y. Effects of short-term grazing exclusion on plant phenology and reproductive succession in a Tibetan alpine meadow[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6(1): 1–9.
- [25] Wang C T, Wang G X, Liu W, et al. Effects of establishing an artificial grassland on vegetation characteristics and soil quality in a degraded meadow[J]. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 2013, 59(3): 141–153.
- [26] Xu L, Yao B, Wang W, et al. Effects of plant species richness on ^{13}C assimilate partitioning in artificial grasslands of different established ages[J]. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 1–11.
- [27] Vander Mijnsbrugge K, Bischoff A, Smith B. A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration[J]. *Basic and Applied Ecology*, 2010, 11(4): 300–311.
- [28] Feng R, Long R, Shang Z, et al. Establishment of *Elymus natans* improves soil quality of a heavily degraded alpine meadow in Qinghai-Tibetan Plateau, China[J]. *Plant and Soil*, 2010, 327(1–2): 403–411.
- [29] Li L, Fassnacht F E, Storch I, et al. Land-use regime shift triggered the recent degradation of alpine pastures in Nyanpo Yutse of the eastern Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Landscape Ecology*, 2017, 32(11): 2187–2203.
- [30] Song M H, Yu F H. Reduced compensatory effects explain the nitrogen-mediated reduction in stability of an alpine meadow on the Tibetan Plateau[J]. *New Phytologist*, 2015, 207(1): 70–77.

- [31] Kang J, Zhao M, Tan Y, et al. Sand-fixing characteristics of *Carex brunnescens* and its application with straw checkerboard technique in restoration of degraded alpine meadows[J]. *Journal of Arid Land*, 2017, 9(5): 651–665.
- [32] Harris R B, Wenying W, Badinqiuying A T S, et al. Herbivory and competition of Tibetan steppe vegetation in winter pasture: effects of livestock enclosure and plateau pika reduction[J]. *PLoS One*, 2015, doi: 10.1371/journal.pone.0132897.
- [33] Li Y, Dong S, Wen L, et al. Soil seed banks in degraded and revegetated grasslands in the alpine region of the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 49: 77–83.
- [34] Li Y Y, Dong S K, Wen L, et al. Soil carbon and nitrogen pools and their relationship to plant and soil dynamics of degraded and artificially restored grasslands of the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Geoderma*, 2014, 213: 178–184.
- [35] Che R, Wang F, Wang W, et al. Increase in ammonia-oxidizing microbe abundance during degradation of alpine meadows may lead to greater soil nitrogen loss[J]. *Biogeochemistry*, 2017, 136(3): 341–352.
- [36] 李希来. 青藏高原“黑土滩”形成的自然因素与生物学机制[J]. *草业科学*, 2002, 19(1): 20–22.
- [37] 马玉寿, 尚占环, 施建军, 等. 黄河源区“黑土型”退化草地人工群落组分配置技术研究[J]. *西北农业学报*, 2007, 16(5): 1–6.
- [38] Shang Z H, Ma Y S, Long R J, et al. Effect of fencing, artificial seeding and abandonment on vegetation composition and dynamics of ‘black soil land’ in the headwaters of the yangtze and the yellow rivers of the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Land Degradation and Development*, 2008, 19(5): 554–563.
- [39] Tilman D, Downing J A. Biodiversity and stability in grasslands[J]. *Nature*, 1994, 367(6461): 363–365.
- [40] Bai Y, Han X, Wu J, et al. Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia grassland[J]. *Nature*, 2004, 431(7005): 181–184.
- [41] Hautier Y, Tilman D, Isbell F, et al. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity[J]. *Science*, 2015, 348(6232): 336–340.
- [42] 徐炜, 马志远, 井新, 等. 生物多样性与生态系统多功能性: 进展与展望[J]. *生物多样性*, 2016, 24(1): 55–71.
- [43] Shinneman D J, Baker W L, Lyon P. Ecological restoration needs derived from reference conditions for a semi-arid landscape in Western Colorado, USA[J]. *Journal of Arid Environments*, 2008, 72(3): 207–227.
- [44] Vander Mijnsbrugge K, Bischoff A, Smith B. A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration[J]. *Basic and Applied Ecology*, 2010, 11(4): 300–311.
- [45] Zak D R, Holmes W E, White D C, et al. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links? [J]. *Ecology*, 2003, 84(8): 2042–2050.
- [46] Ma T, Zhu S, Wang Z, et al. Divergent accumulation of microbial necromass and plant lignin components in grassland soils[J]. *Nature Communications*, 2018, 9(1): 1–9.
- [47] 刘洋荧, 王尚, 厉舒祯, 等. 基于功能基因的微生物碳循环分子生态学研究进展[J]. *微生物学通报*, 2017, 44(7): 1676–1689.
- [48] Wardle D A, Bardgett R D, Klironomos J N, et al. Ecological linkages between aboveground and belowground biota[J]. *Science*, 2014, 304(5677): 1629–1633.
- [49] Heimann M, Reichstein M. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks[J]. *Nature*, 2008, 451(7176): 289–292.
- [50] Wardle D A, Bardgett R D, Klironomos J N, et al. Ecological linkages between aboveground and belowground biota[J]. *Science*, 2004, 304(5677): 1629–1633.
- [51] Bardgett R D, Putten W H V D. Belowground biodiversity and ecosystem functioning[J]. *Nature*, 2014, 515(7528): 505–511.
- [52] Wagg C, Bender S F, Widmer F, et al. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality[J]. *Proceeding of the National Academy of Sciences*, 2014, 111(14): 5266–5270.
- [53] Wagg C, Schlaeppi K, Banerjee S, et al. Fungal-bacterial diversity and microbiome complexity predict ecosystem functioning[J]. *Nature Communications*, 2019, 10(1): 1–10.
- [54] 赵文, 尹亚丽, 李世雄, 等. 植被重建对黑土滩草地植被及微生物群落特征的影响[J]. *生态环境学报*, 2020, 29(1): 71–80.
- [55] Ma X, Zhang Q, Zheng M, et al. Microbial functional traits are sensitive indicators of mild disturbance by lamb grazing[J]. *The ISME Journal*, 2019, 13(5): 1370–1373.
- [56] 薛凯, 张彪, 周姝彤, 等. 青藏高原高寒草地土壤微生物群落及影响因子[J]. *科学通报*, 2019, 64(27): 2915–

- 2927.
- [57] 李海云, 姚拓, 张建贵, 等. 不同扰动高寒草地土壤微生物数量时空变化特征[J]. 水土保持学报, 2018, 32(4): 177-183.
- [58] Li Y, Wang S, Jiang L, et al. Changes of soil microbial community under different degraded gradients of alpine meadow[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2016, 222: 213-222.
- [59] Singh A K, Bordoloi L J, Kumar M, et al. Land use impact on soil quality in eastern Himalayan region of India [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2014, 186(4): 2013-2024.
- [60] Bulgarelli D, Schlaeppi K, Spaepen S, et al. Structure and functions of the bacterial microbiota of plants[J]. Annual Review of Plant Biology, 2013, 64(1): 807-838.
- [61] Barea J M, Pozo M J, Azcon R, et al. Microbial cooperation in the rhizosphere[J]. Journal of Experimental Botany, 2005, 56: 1761-1778.
- [62] Tkacz A, Cheema J, Chandra G, et al. Stability and succession of the rhizosphere microbiota depends upon plant type and soil composition[J]. The ISME Journal, 2015, 9(11): 2349-2359.
- [63] Pii Y, Borruso L, Brusetti L, et al. The interaction between iron nutrition, plant species and soil type shapes the rhizosphere microbiome[J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2016, 99: 39-48.
- [64] Wubs E R J, Van der Putten W H, Bosch M, et al. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems[J]. Nature Plants, 2016, 2(8): 1-5.
- [65] Rehman B, Hassan T U, Bano A. Potential of indole-3-acetic acid-producing rhizobacteria to resist Pb toxicity in polluted soil[J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2019, 28(1): 101-121.
- [66] Forghani A H, Almodares A, Ehsanpour A A. Potential objectives for gibberellic acid and paclobutrazol under salt stress in sweet sorghum (*Sorghum bicolor* [L.] Moench cv. Sofra)[J]. Applied Biological Chemistry, 2018, 61(1): 113-124.
- [67] Masciarelli O, Llanes A, Luna V. A new PGPR co-inoculated with *Bradyrhizobium japonicum* enhances soybean nodulation[J]. Microbiological Research, 2014, 169(7-8): 609-615.
- [68] Oberson A, Frossard E, Buehlmann C, et al. Nitrogen fixation and transfer in grass-clover leys under organic and conventional cropping systems[J]. Plant and Soil, 2013, 371(1-2): 237-255.
- [69] 燕永亮, 李力, 李俊. 根际固氮微生物功能基因组及微生物肥料研究进展[J]. 中国农业科技导报, 2011, 13(5): 93-101.
- [70] You Q G, Xue X, Peng F, et al. Comparison of ecosystem characteristics between degraded and intact alpine meadow in the Qinghai-Tibetan Plateau, China[J]. Ecological Engineering, 2014, 71: 133-143.
- [71] 曹建军, 王雪艳, 李梦天, 等. 青藏高原草地管理方式对土壤养分及其空间分布的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(6): 1839-1845.
- [72] Shang Z, Long R. Formation causes and recovery of the "Black Soil Type" degraded alpine grassland in Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Frontiers of Agriculture in China, 2007, 1(2): 197-202.
- [73] 李明森. 藏北高原草地资源合理利用[J]. 自然资源学报, 2000, 15(4): 335-339.
- [74] Li X R, Jia X H, Dong G R. Influence of desertification on vegetation pattern variations in the cold semi-arid grasslands of Qinghai-Tibet Plateau, North-west China [J]. Journal of Arid Environments, 2006, 64(3): 505-522.
- [75] Dong S K, Wen L, Li Y Y, et al. Soil-quality effects of grassland degradation and restoration on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Soil Science Society of America Journal, 2012, 76(6): 2256-2264.
- [76] Dong S, Li J, Li X, et al. Application of design theory for restoring the "black beach" degraded rangeland at the headwater areas of the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. African Journal of Agricultural Research, 2012, 5(5): 3542-3552.
- [77] 高旭升, 田种存, 郝学宁, 等. 三江源区高寒草原草地不同退化程度土壤养分变化[J]. 青海大学学报(自然科学版), 2006, 24(5): 37-40.
- [78] 孙建, 张振超, 董世魁. 青藏高原高寒草地生态系统的适应性管理[J]. 草业科学, 2019, 36(4): 933-938.
- [79] 马玉寿, 郎百宁, 李青云, 等. 江河源区高寒草甸退化草地恢复与重建技术研究[J]. 草业科学, 2002, 19(9): 1-5.
- [80] 施建军, 邱正强, 马玉寿. "黑土型"退化草地上建植人工草地的经济效益分析[J]. 草原与草坪, 2007, 1: 60-64.
- [81] Folke C, Hahn T, Olsson P, et al. Adaptive governance of social-ecological systems[J]. Annual Review of Environment and Resources, 2005, 30(1): 441-473.
- [82] Garmestani A S, Allen C R. Adaptive management of social-ecological systems: The path forward[M]. Dordrecht: Springer, 2015: 255-262.

- [83] Walters C. Adaptive management of renewable resources [M]. London: Collier Macmillan Publishers, 1986.
- [84] Allen C R, Angeler D G, Fontaine J J, et al. Adaptive management of rangeland systems[M]. Dordrecht: Springer International Publishing, 2017: 373–394.
- [85] Wolf J, Aliche I, Bell T. Values, climate change, and implications for adaptation: Evidence from two communities in Labrador, Canada[J]. *Global Environmental Change*, 2013, 23(2): 548–562.
- [86] O'Brien K L, Wolf J. A values-based approach to vulnerability and adaptation to climate change[J]. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Chang*, 2010, 1(2): 232–242.
- [87] Bürgi M, Straub A, Gimmi U, et al. The recent landscape history of Limpach valley, Switzerland: considering three empirical hypotheses on driving forces of landscape change[J]. *Landscape Ecology*, 2010, 25(5): 287–297.
- [88] De Vitis M, Abbandonato H, Dixon K W, et al. The European native seed industry: Characterization and perspectives in grassland restoration[J]. *Sustainability*, 2017, 9(10): 1682.
- [89] Chodak M, Gołębiewski M, Morawska-Płoskonka J, et al. Soil chemical properties affect the reaction of forest soil bacteria to drought and rewetting stress[J]. *Annals of Microbiology*, 2015, 65(3): 1627–1637.
- [90] Sarkar J, Chakraborty B, Chakraborty U. Plant growth promoting rhizobacteria protect wheat plants against temperature stress through antioxidant signalling and reducing chloroplast and membrane injury[J]. *Journal of Plant Growth Regulation*, 2018, 37(4): 1396–1412.
- [91] Hwang E J, Lee Y S, Choi Y L. Cloning, purification, and characterization of the organic solvent tolerant β -glucosidase, OaBGL84, from *Olleya aquimaris* DAU311 [J]. *Applied Biological Chemistry*, 2018, 61(3): 325–336.
- [92] Tiepo A N, Hertel M F, Rocha S S, et al. Enhanced drought tolerance in seedlings of Neotropical tree species inoculated with plant growth-promoting bacteria[J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2018, 130: 277–288.
- [93] Numan M, Bashir S, Khan Y, et al. Plant growth promoting bacteria as an alternative strategy for salt tolerance in plants: a review[J]. *Microbiological Research*, 2018, 209: 21–32.
- [94] 陈冬明, 张楠楠, 刘琳, 等. 不同恢复措施对若尔盖沙化草地的恢复效果比较[J]. *应用与环境生物学报*, 2016, 22(4): 573–578.
- [95] 王长庭, 龙瑞军, 王启兰, 等. 三江源区不同建植年代人工草地群落演替与土壤养分变化[J]. *应用与环境生物学报*, 2009, 15(6): 737–744.
- [96] Elser J J, Fagan W F, Denno R F, et al. Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs[J]. *Nature*, 2000, 408(6812): 578–580.
- [97] Güsewell S, Verhoeven J T A. Litter N: P ratios indicate whether N or P limits the decomposability of graminoid leaf litter[J]. *Plant and Soil*, 2006, 287(1/2): 131–143.
- [98] Sardans J, Rivas-Ubach A, Penuelas J. The elemental stoichiometry of aquatic and terrestrial ecosystems and its relationships with organismic lifestyle and ecosystem structure and function: A review and perspectives[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 111(1–3): 1–39.
- [99] Savory A. Holistic management: a new framework for decision making 2nd edition[J]. *American Journal of Alternative Agriculture*, 1999, 14(2): 93–94.
- [100] Sherren K, Kent C. Who's afraid of Allan Savory? Scientometric polarization on Holistic Management as competing understandings[J]. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 2019, 34(1): 77–92.
- [101] Folke C, Carpenter S R, Walker B, et al. Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability[J]. *Ecology and Society*, 2010, 15(4): 299–305.
- [102] Li W, Li J, Liu S, et al. Magnitude of species diversity effect on aboveground plant biomass increases through successional time of abandoned farmlands on the eastern Tibetan Plateau of China[J]. *Land Degradation and Development*, 2017, 28(1): 370–378.
- [103] Berkes F, Colding J, Folke C. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management[J]. *Ecological Applications*, 2000, 10(5): 1251–1262.
- [104] Ren Y, Lü Y, Fu B. Quantifying the impacts of grassland restoration on biodiversity and ecosystem services in China: A meta-analysis[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 95: 542–550.
- [105] Zhen L, Du B, Wei Y, et al. Assessing the effects of ecological restoration approaches in the alpine rangelands of the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Environmental Research Letters*, 2018, 13(9): 095005.
- [106] Li X R, Xiao H L, He M Z, et al. Sand barriers of straw checkerboards for habitat restoration in extremely arid desert regions[J]. *Ecological Engineering*, 2006, 28(2): 149–157.
- [107] Li X L, Gao J, Brierley G, et al. Rangeland degradation

- on the Qinghai-Tibet plateau: Implications for rehabilitation[J]. Land Degradation and Development, 2013, 24(1): 72-80.
- [108] 蒋胜竞, 冯天骄, 刘国华, 等. 草地生态修复技术应用的文献计量分析[J]. 草业科学, 2020, 37: 1-18.
- [109] Wen L, Dong S, Li Y, et al. The impact of land degradation on the C pools in alpine grasslands of the Qinghai-Tibet Plateau[J]. Plant and Soil, 2013, 368(1-2): 329-340.

Analysis of the main constraints and restoration techniques of degraded grassland on the Tibetan Plateau

HE Jin-Sheng^{1,2}, LIU Zhipeng¹, YAO Tuo³, SUN Shucun⁴, LÜ Zhi⁵, HU Xiaowen¹, CAO Guangmin⁶, WU Xinwei⁴, LI Li⁵, BU Haiyan⁷, ZHU Jianxiao^{1*}

1. State Key Laboratory of Grassland Agro-ecosystems, Key Laboratory of Grassland Livestock Industry Innovation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, College of Pastoral Agriculture Science and Technology, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China
2. Department of Ecology, College of Urban and Environmental Science, Peking University, Beijing 100871, China
3. College of Pratacultural Science, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, China
4. School of Life Sciences, Nanjing University, Nanjing 210093, China
5. Center for Nature and Society, School of Life Sciences, Peking University, Beijing 100871, China
6. Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China
7. State Key Laboratory of Grassland Agro-ecosystems, School of Life Science, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China

Abstract Various types of restoration approaches are currently adopted to restore the degraded grasslands of the Qinghai-Tibetan Plateau, including fencing off grasslands, establishing artificial grasslands, adding nutrients and no-tillage sowing. Although they have played an important role in the process of alpine grassland restoration, a systematic analysis of the key factors and techniques (i.e., physical, chemical and biological factors related to plant and soil) that constrain the restoration of degraded alpine grasslands is still lacking. Here, we review the key factors constraining restoration of degraded alpine grasslands, including seed provenance, soil microorganisms, soil nutrients and local culture. Furthermore, we propose a heuristic framework to combine a suit of approaches to deal with these key factors in the alpine grassland restoration practices. Specifically, the heuristic framework will 1) develop techniques for seed collection and multiplication of native grasses, seed coating, optimal combination of a range of native species, and no-tillage sowing; 2) screen compound microbial species suitable for degraded grassland restoration and develop microbial agents to reduce the constraints of soil microorganism; 3) develop vegetation restoration techniques tailored to soil nutrient regulation in order to deal with the constraint on soil; 4) develop adaptive management based on application of new techniques tailored to Tibetan herders. Therefore, we propose "close-to-ature" recovery restoration, a novel restoration measure that rests on of native grass species, soil microorganisms and regulation of nutrient, as a potential approach to effectively and efficiently restore the degraded grasslands on Tibetan Plateau.

Keywords seed provenance; soil microorganisms; soil nutrients; adaptive management; alpine grassland ●



(责任编辑 刘志远)