

DOI: 10.3969/j.issn.2095-1787.2020.04.001

土著入侵种黄帚橐吾的替代防控展望

牟 丹¹, 张世彬¹, 欧为友², 唐俊伟², 才让东周³, 谢久祥^{1*}

¹青海大学农牧学院, 青海 西宁 810016; ²青海省草原总站, 青海 西宁 810007;

³青海省河南蒙古族自治县草原综合专业队, 青海 黄南 811599

摘要: 黄帚橐吾是青藏高原高寒草场中分布最广、危害极大的优势毒草, 严重影响了该地区群落结构和草地畜牧业的发展。在介绍土著入侵种和替代防控概念及相关研究进展的基础上, 针对黄帚橐吾目前缺乏高效经济生态防控措施的现状, 结合国内外对入侵植物进行替代防控的经验与原则, 提出了对黄帚橐吾进行替代防控的生态防控设想和黄帚橐吾替代植物选用的基本原则, 初步划定了防控黄帚橐吾的替代植物范围。通过引种或者驯化乡土草种, 在青藏高原培育禾本科、豆科植物或者建植禾豆混播人工草地, 使其具备替代防控黄帚橐吾的潜力。

关键词: 黄帚橐吾; 土著入侵种; 替代防控; 替代植物; 豆科植物



开放科学标识码
(OSID 码)

Prospects for replacement control for native invader *Ligularia virgaurea*

MOU Dan¹, ZHANG Shibin¹, OU Weiyu², TANG Junwei², CAIRANG Dongzhou³, XIE Jiuxiang^{1*}

¹College of Agriculture and Animal Husbandry, Qinghai University, Xining, Qinghai 810016, China;

²Qinghai Provincial General Grassland Station, Xining, Qinghai 810007, China; ³Grassland Comprehensive

Professional Team of Henan Mongolian Autonomous County, Huangnan, Qinghai 811599, China

Abstract: *Ligularia virgaurea* has become the most widely distributed and harmful predominant poisonous weed in the alpine pastures of the Qinghai-Tibet Plateau, seriously affecting the community structure and the development of grassland animal husbandry in the area. Aiming at the current lack of efficient, economic and ecological control measures for *Ligularia virgaurea*, based on the experience and principles of replacement control of invasive plants abroad and in China, this paper puts forward ecological control ideas for replacement control of *Ligularia virgaurea*. According to the ecological principles of breeding replacement plants, the basic principles for selecting alternative plants of *Ligularia virgaurea* were proposed, and the scope of replacement plants for preventing and controlling *Ligularia virgaurea* was preliminarily delineated. This paper recommends, introducing or domesticating native grass species. Cultivating gramineous and leguminous plants on the Qinghai-Tibet Plateau or constructing grass-legume mixed-sown artificial grasslands should have the potential to replace and control *Ligularia virgaurea*.

Key words: *Ligularia virgaurea*; native invader; replacement control; replacement plants; leguminous plants

近年来,毒草在我国草原区大量滋生,给草地畜牧业带来巨大损失(王庆海等,2013)。黄帚橐吾 *Ligularia virgaurea* (Maxim.) Mattf. ex Rehd. & Kobuski 属菊科 Asteraceae 橐吾属 *Ligularia* 多年生草本植物,因其含有多种植物次生代谢物质和难闻气味,家畜不采食。由于牲畜的选择采食和过度放牧,黄帚橐吾种群不断扩大,形成单优势种群落(王

宏生等,2018),被认为是草地植被退化程度的指示物种(Wang *et al.*, 2008)。目前,黄帚橐吾已成为青藏高原高寒草场中分布最广、危害极大的优势毒草,严重影响该地区群落结构和草场质量(马瑞君, 2004)。土著入侵种是指在一定条件下,种群密度能在短时间内迅速增加,其栖息地范围和地理分布区能迅速扩张的土著物种(Simberloff, 2011)。黄帚

收稿日期(Received): 2020-03-15 接受日期(Accepted): 2020-07-29

基金项目: 青海省自然科学基金项目(2017-ZJ-733); 国家自然科学基金项目(31760622)

作者简介: 牟丹,女,博士研究生。研究方向: 草地植物资源。E-mail: moudan1761@163.com

* 通信作者(Author for correspondence), E-mail: xiejx@qhu.edu.cn

橐吾起源于当地高寒草地群落,入侵退化后的高寒草地群落,分布范围局限于海拔 2600~4700 m 的高寒草地,符合土著入侵种的特点。对于黄帚橐吾入侵扩散机制,我国学者从黄帚橐吾的种群特征、生活史对策以及在群落中的作用机制等方面进行了大量的研究(单保庆等,2000;何彦龙等,2007;刘左军等,2002;石国玺,2014;王乃亮,2007;谢田朋等,2010;杨建美等,2010;Wu *et al.*, 2010, 2011),如黄帚橐吾较强的扩散能力、无性与有性生殖能力、化感物质的分泌、根际微生物特征以及植物源除草剂的初步筛选等。

1 土著入侵种的概念及研究进展

1.1 土著入侵种的概念

一直以来,生态学界都认为生物入侵种指的是外来物种,然而,土著物种在其当地生境发生较大改变时,也能具有和外来入侵物种同等的入侵性(Carey *et al.*, 2012; Shackelford *et al.*, 2013)。但在入侵生物学研究中,人们往往容易忽视土著物种的入侵性(Valéry *et al.*, 2013),对土著入侵种的关注远远不及外来入侵种,对大多数土著入侵种的发生原因、入侵行为、入侵机理和防控对策的研究还处于空白状态(Pivello *et al.*, 2018)。近年来,生态学界对土著入侵性物种的关注度越来越高,对其入侵行为和环境威胁已经达成共识,认为其和外来入侵种的威胁同样巨大(Head & Muir, 2004; Valéry *et al.*, 2008)。

尽管学界对土著入侵种关注度越来越高,但对其还没有形成一个明确的定义。入侵生物学之父 Elton (2020)认为乡土物种具有入侵性,有人认为可以将土著入侵物种定义成:“能迅速占领新的领地或者迅速扩张它的本土分布范围的乡土物种”。Simberloff (2011)在入侵生物学百科全书中给出了一个初步定义:“在一定条件下,种群密度能在短时间内迅速增加,其栖息地范围和地理分布区能迅速扩张的土著物种”,不过他认为,土著入侵物种这个术语仍然有很大争议。

1.2 土著入侵种的暴发原因

学者认为人类活动导致环境的巨大改变是引发土著入侵种暴发的主要原因。部分研究表明,干扰是引发土著物种入侵行为的原因(Hierro *et al.*, 2006; Hobbs & Huenneke, 1992)。通常关于外来入侵种大暴发的原因,诸如天敌缺位、病原物缺失和

新的互利共生关系建立等,对土著入侵种来说,都不适用(Pyšek & Richardson, 2010)。在人类活动引起巨大干扰后,生态系统结构和功能发生整体改变,给土著入侵种的暴发创造了条件(Simberloff *et al.*, 2011)。干扰方式和干扰强度的改变使得土著入侵种得到发展机会,如过度放牧能改变草地植物的光、热、水和肥力的分配格局,使得草地植物群落中原本稀少的植物变成优势植物,且获得迅速扩张的机会而具备入侵性。在美国新英格兰州,当地土著植物香草蕨 *Dennstaedtia punctilobula* (Michx.) Moore 由于森林砍伐和草食动物的食性回避而在林下大量滋生,影响林木种子发芽和森林更新(Cretaz & Kely, 1999)。北美洲西部草地毒草 *Gutierrezia sarothrae* (Pursh) Britt. & Rusby 在过度放牧或者火烧之后大量繁殖,形成单一毒草群落,对当地草地生态系统和畜牧业造成极大不利影响(Ralphs, 2011)。在奇瓦瓦沙漠,牲畜不食的有毒灌木 *Larrea tridentate* (Sesse and Moc. Ex DC) 通过逐步竞争排除了当地的禾本科植物和其他双子叶植物,形成单一有毒植被(Whitford *et al.*, 2001)。

1.3 土著入侵种的防控对策

从防控对策上讲,把成因和对策直接相连,抓住主要诱因往往能为直接控制土著入侵种提供思路。如果能将人类对生态系统的干扰方式和干扰强度退回到原来的状态,或者建立新的有效防控制度以应对环境变迁,均在理论上可行但在实践上极度困难(Shackelford *et al.*, 2013)。因为生态系统的原始状态、干扰的强度和方式往往没有详细的原始记录,现有的人类活动也往往难以回归原始的活动模式,如明知过度放牧具有诸多不利,却一直难以摒除。因此,人们只能从研究新的防控技术、建立新的防控制度入手。

2 替代防控的概念及其应用

2.1 替代防控的概念

替代防控是指利用有较大利用价值的本地多年生植物来竞争消除原有有害植物或鼠虫草害的生存环境,通过改变植被来间接清除鼠虫草害的生态控制方法。替代防控往往用于农田生态系统以外的有害生物防控,如森林和草原生态系统中的鼠虫草病害防治和生物入侵种的防控(Li *et al.*, 2015; Pimememisel & Carsner, 1954; Poudel *et al.*, 2019)。由于替代防控需要引入新的植物来营造符合人类期望

的次生演替效果,因此其替代防控作用的发挥需要较长的时限,而且所引入的植物必须兼备一定的利用价值和竞争优势(张震等,2018; Gosper & Vivian-smith,2009)。在替代植物的选择、恢复入侵地生态系统技术措施的设计与实施、有害入侵植物的控制方面,都必须充分考虑生态系统中每个物种的生态位(Wan *et al.*,2010)。

2.2 替代防控的国内外案例

替代防控概念的提出和早期应用案例主要在美国。近年来,我国在这方面研究较多,部分案例也筛选出了具有应用价值的替代防控模式(高尚宾等,2017; 关广清和崔松,1995; 关广清和黄宝华,1988; 卢向阳,2014; 卢向阳等,2012),并尝试将替代防控的理念引入农田杂草的防控,利用番薯 *Ipomoea batatas* (L.) Lam. 替代防控农田杂草霍香蓟 *Ageratum conyzoides* L.等,也取得了较好的防控效果(Shen *et al.*,2019)。学者们已提出了替代植物应具备的特性(高贤明等,2010; 张震等,2018; 周泽建等,2006),并筛选出一些防控效果良好的控制紫茎泽兰 *Eupatorium adenophora* Spreng 和黄顶菊 *Flaveria bidentis* (L.) Kuntze 的替代植物(韩月龙等,2019; 张震等,2018)。但是,在替代植物的筛选中多为小区控制性试验,而具体应用案例少,尤其缺乏能够长期保持种群优势的替代植物品种(Zhou *et al.*,2015),这主要是物种适应性和管理技术研究周期长导致的。

3 黄帚橐吾的生物学特性

3.1 形态特征

黄帚橐吾为多年生灰绿色草本植物,株型高大,无茎时丛生叶长 2~33 cm,具茎植株高达 65 cm。须根粗壮,肉质,多数,簇生。具根茎,白色脆嫩,一般埋深 2~5 cm,粗 2~4 mm,最长可达 50 cm。嫩叶和根状茎的嫩尖有乳白色汁液。叶光滑、全缘,卵形、椭圆形或长圆状披针形,长 2~17 cm,丛生叶具叶柄,长达 20 cm,茎生叶无叶柄。总状花序被蛛丝状柔毛,长 4.5~22 cm。管状花多数,长 7~8 mm,冠毛白色与花冠等长。瘦果长圆形,长约 5 mm(刘尚武,1989)。

3.2 繁殖特性

黄帚橐吾的生活周期较长,花前营养生长阶段时长 3~6 a,此时植株地上部分无茎,仅有 2~4 枚叶片,每个生长季以根系贮藏的物质越冬。黄帚橐

吾除了能生产种子进行有性繁殖外,根茎处还能产生横走根状茎,进行克隆生长。根茎长达 50 cm 左右,多节间分枝,是典型的游击型克隆生长植物(刘左军等,2002)。从野外盆栽试验看,黄帚橐吾在经历 2 个生长季节后,进行无性繁殖,4 a 后进行有性生殖(未发表数据),植株开花后死亡。黄帚橐吾根茎扩展性强,最大克隆株密度可达 166 株·m⁻²(刘左军等,2002),由于其营养生长器官如根、茎和叶含有有毒的白色乳液和大量次生物质,牲畜不敢采食,因此在过度放牧下,获得迅速扩散机会,现已成为高寒草甸的优势植物毒草(单保庆等,2000)。

3.3 生理生化特征

黄帚橐吾属于喜阳植物,自然状态下多分布在河边砾石滩和阳坡等光照充足的环境,在原生草地分布很少。持续的过度放牧使得禾本科和莎草科等草地原植物被家畜过度啃食,草群高度降低,黄帚橐吾因而获得充足的光照,通过种子繁殖和克隆繁殖迅速占领退化草地。此外,黄帚橐吾全株均具有植物次生代谢物质,具浓烈难闻气味,化感作用极强。黄帚橐吾的挥发物和水提液对早熟禾 *Poa annual* Linn.、大雀麦 *Bromus magnus* Keng、中华羊茅 *Festuca sinensis* Keng、羊茅 *Festuca ovina* Linn. 以及垂穗披碱草 *Elymus nutans* Griseb. 的种子萌发和幼苗生长均具有显著抑制作用(马瑞君等,2005)。这些基础研究为黄帚橐吾替代植物的筛选提供了重要依据。

4 黄帚橐吾的常用防控方法

黄帚橐吾的常用防控方法主要有物理防控和化学防控。物理防控主要采用人工挖除法和火烧法。但人工挖除破坏草地植被,且效率极低,不可取;而火烧法不能根除黄帚橐吾发达的地下根茎,且极易引发草原火灾,在缺草的季节会使草畜缺草情况恶化,也不足取(黄立铭,2006)。化学防控因具有见效快、效率高、操作简便等优点而被牧民广泛采用,在控制毒草方面有较大作用。如 2,4-D 丁酯和草甘磷等对黄帚橐吾地上部分防治效果较好(于红妍等,2014,2015)。据报道,针对黄帚橐吾的高效专用除草剂“清橐 1 号”有较好的防效(王宏生等,2018),但尚未得到推广应用。这与化学除草剂存在选择性差、经济成本高、容易导致环境污染、破坏草地植被及影响牲畜取食牧草等缺点(黄立铭,2006; 李小伟等,2003; 王乃亮,2007)密不可分。

因此,目前针对高寒草地中黄帚橐吾等地下器官发达的毒杂草并无切实可行的有效措施,黄帚橐吾的蔓延仍处于放任状态。青藏高原牧民对放牧方式主导的畜牧业极度依赖,牧民为了增加经济收入而持续过度放牧,草场因而持续退化,使高寒草场的草地退化和毒杂草蔓延处于恶性循环之中。

5 替代防控用于防控黄帚橐吾的可能性探讨

5.1 替代植物的选择原则

替代植物的选择关系到替代防控的成败。黄帚橐吾替代植物的选择,不仅应以黄帚橐吾的生物学特性为基础,也应充分考虑当地的环境条件影响。因此,替代防控原则上要选用生长能力强于黄帚橐吾的植物种类,在黄帚橐吾的迹地上能够建立优势种群,并能加以维持。在自然界中,植物之间普遍存在着竞争与化感作用,筛选黄帚橐吾的替代植物也应考虑黄帚橐吾的化感作用。黄帚橐吾替代防控中替代植物的选择,可借鉴替代防控豚草 *Ambrosia artemisiifolia* L.、黄顶菊和紫茎泽兰的成功经验。根据前人的经验总结,在筛选黄帚橐吾替代控制的植物时应从以下几个方面入手:①竞争性强;②覆盖性好;③抗逆性强;④抗化感作用;⑤可持续性。

5.1.1 对竞争能力的要求 在资源有限的情况下,植物为了自身的生长和生存,会对光、水、营养等资源发生种间竞争。黄帚橐吾的入侵会对土壤肥力、微生物群落、土壤酶活性等产生影响,从而改变种间竞争关系(蒋智林等,2008;李博,2001;史小明,2011)。在过度放牧状态下的高寒草甸生态系统中,氮循环过程的变化可能与黄帚橐吾竞争力的提升之间有一定的联系。黄帚橐吾能利用土壤丛枝菌根,提高土壤氮矿化速率,快速吸收矿化氮,导致黄帚橐吾根区土壤无机氮库比其他植物的无机氮库小,从而改变土壤生物、化学属性,使其更有利于黄帚橐吾生长,加速黄帚橐吾在高寒草甸上的扩散(史小明,2011)。因此,应选用能适应土壤贫瘠的植物或者能进行生物固氮的植物,这些植物在与黄帚橐吾的竞争中能表现出较高的竞争能力。另外,替代植物如能在适度人为辅助下具备较黄帚橐吾更高的竞争能力,也是不错的选择。

5.1.2 对覆盖性的要求 植被盖度是覆盖性的评价指标。黄帚橐吾种子的萌发和幼苗生长需要一定光强,一定程度的遮荫有助于其萌发,但如果光

强过小,其萌发率与幼苗成活率也将降低(何彦龙等,2007)。替代植物营造郁闭环境的效果越好,近地面的透光率则越小,越不利于黄帚橐吾的生长。部分替代防控研究案例表明,如郁闭度达到 0.7 以上,入侵植物可得到有效控制,当郁闭度达 0.96 时,入侵植物全部死亡(王重云,2006)。据何彦龙等(2007)的研究可以推测,黄帚橐吾的类似光强阈值应该也是存在的。因此,黄帚橐吾替代植物要具备株丛密集或叶片宽大的特性。分蘖力强的、株丛密集的禾本科植物[如垂穗披碱草、鹅观草 *Roegneria kamoji* (Honda) B. Rong Lu. C. Yen & J. L. Yang、羊茅等],枝繁叶茂、叶片宽大的豆科植物是有潜力的替代植物。

5.1.3 对抗逆性的要求 由于黄帚橐吾抗逆能力较强,多数生长在生境较差的地域,替代防控常需要在贫瘠的土壤上展开。针对黄帚橐吾替代植物还需在青藏高原高寒草地上的生长和种群建植过程中,要能经历冬季寒冷多风、夏季干旱及虫鼠害的考验,因此,替代植物不能只是具有在良好水热条件下长势好、竞争力高的性能,还需要具有能够在特定的环境中抗旱、抗寒、抗病虫害等能力,否则难以达到有效控制黄帚橐吾的目的。

5.1.4 对抗化感作用的要求 不抗黄帚橐吾化感作用的植物难以与之竞争取胜,甚至会被黄帚橐吾排挤。选用的替代植物应具有对黄帚橐吾具有抗化感的特性。目前已发现细叶亚菊 *Ajania tenuifolia* (Jacq.) Tzvel.、披针叶黄华 *Thermopsis lanceolata* R. Br. var. *lanceolata*、泽漆 *Euphorbia helioscopia* Linn.、粤果香薷 *Elsholtzia densa* Diels、狼毒 *Stellera chamaejasme* Linn.和五爪金龙 *Ipomoea cairica* (L.) Sweet 等 9 种植物的水浸液对黄帚橐吾萌发期的化感作用大,且对垂穗披碱草萌发的抑制相对较小(王乃亮,2007)。其中,细叶亚菊、披针叶黄华、泽漆、粤果香薷和狼毒 5 种植物是高寒草甸土著种,但均为毒草,不适合作为替代植物,而披针叶黄华属于豆科植物,具有一定的放牧利用价值(朱忠珂等,2003),具备作为替代植物的可能。耐黄帚橐吾化感作用的禾草,目前已发现羊茅 1 种(王明理,2006)。

5.1.5 对可持续性的要求 黄帚橐吾具有庞大土壤种子库,而且种子借助风力和依附家畜传播的能力很强(谢田朋,2014;张格非,2012),机械清除或者化学防治只能使其暂匿踪迹,黄帚橐吾依靠地下

根状茎、土壤种子库或外来种子将很快重新占据原有生境。只有将黄帚橐吾的生态位永久性地占领,才能达到持续防控的目的。因此,选用多年生植物防控黄帚橐吾较一年生植物更为有利。第一,多年生植物可以自然(或在人为辅助下)维持多年种群优势;第二,多年生植物无需像一年生植物那样每年种植,可节省生态管理成本。根据前人经验总结,部分常绿乔木、禾本科植物、固氮植物和灌木,具备成为替代植物的潜力,尤其后三者见效更快(卢向阳等,2012)。对于青藏高原黄帚橐吾的替代防控,禾本科和豆科植物是比较适宜的。

5.2 黄帚橐吾替代防控中潜在的替代植物种类

替代植物的选择过程中还应考虑种植区域的气候、土壤等环境特征和替代植物的适应性。在青藏高原选用的替代植物要求耐寒性好,越冬是其中最重要的一环。另外,青藏高原天然草地土层浅薄,土壤氮磷营养元素严重缺乏,加之退化草地的水土流失严重,替代植物应选用耐旱、耐贫瘠的植物种类。一些学者认为,替代植物应尽量从本地植物中筛选(Li *et al.*, 2015; Poudel *et al.*, 2019),如此一来,可选择范围更小。因此,应该将视野扩大到那些外来的或野生驯化后的物种。同时,这些物种应被多年实践或通过风险评估证明是无生态危害的物种。

综上所述,对于青藏高原黄帚橐吾的持续控制,可选用的可能只有某些禾本科和豆科植物。而禾本科植物在补播之后,其人工群落不稳定,4~5 a之后严重退化,为黄帚橐吾等毒杂草的再次入侵创造了机会,或者很快退化成裸地(韩发等,2007; 张蕊,2015)。因此,应把目光集中于本地和引进的豆科牧草。在考虑引进的豆科牧草时,越冬性能较好的有青大1号紫花苜蓿 *Medicago sativa* L.(畅喜云等,2013; 王晓勇等,2012)、沙打旺 *Astragalus adsurgens* Pall.(郭树栋,1997)、红豆草 *Onobrychis viciifolia* Scop.、草木樨状黄芪 *Astragalus melilotoides* Pall. var. *multijugus* K. T.(姜洪喜和傅德山,1986)、达乌里黄芪 *Astragalus dahuricus* (Pall) DC.(陈传顺和王雨荪,1986)和不丹黄芪 *Astragalus bhotanensis* Babes.(朱邦长和何胜江,1997)。对于本地豆科牧草资源,已报道的只有青藏扁蓿豆 *Medicago archiducis-nicolai* Sirj 1种(德科加和徐成体,2009)。不过,多枝野豌豆 *Vicia multicaulis* Ledeb.、歪头菜

Vicia unijuga A. Br.、小巢菜 *Vicia hirsuta* (Linn.) S. F. Gray 等分布在高海拔地区且饲用价值较高的植物,可能是较好的替代控制资源植物。此外,应加大对本地高海拔地区豆科牧草的科考与驯化力度,发现更多有潜在栽培价值的豆科牧草。

当然,建立禾豆混播人工草地对黄帚橐吾的替代防控效果可能是更好的选择。禾本科植物(如垂穗披碱草、中华羊茅、草地早熟禾)是高寒草地生态系统最主要的物种组成成分,具有生长优势,但单一建植时容易退化。豆科植物具有固氮作用,且由于植株纤维素含量低、碳氮比低,枯落物释放速效氮的能力高于禾草(Ranells & Wagger, 1996; Wagger, 1989)。禾豆混播草地中氮素的年度周转率较高,有利于禾本科植物的生长,其过度生长最终会竞争排除豆科植物(王平,2006)。在多年生禾豆混播草地中,控制土壤有效氮的含量变化,实现禾草和豆科牧草此消彼长的动态共存是可能的(Herben *et al.*, 2017; Thornley *et al.*, 1995)。这种禾豆动态共生人工草地群落对于替代防控黄帚橐吾将是最值得期待的,这是在豆科牧草被成功培育为黄帚橐吾的替代防控植物之后的研究方向。

参考文献

- 畅喜云, 范月君, 王晓力, 杨国柱, 温小成, 2013. 青藏高原高海拔地区极抗寒苜蓿新品系选育报告. 种子, 32(6): 101-106.
- 陈传顺, 王雨荪, 1986. 优良牧草——达呼里黄芪. 植物杂志(4): 17.
- 单保庆, 杜国祯, 刘振恒, 2000. 不同养分条件下和不同生境类型中根茎草本黄帚橐吾的克隆生长. 植物生态学报, 24(1): 46-51.
- 德科加, 徐成体, 2009. 高寒地区天然豆科牧草——青藏扁蓿豆的引种驯化. 种子, 28(7): 73-75.
- 高尚宾, 张宏斌, 孙玉芳, 张国良, 2017. 植物替代控制3种入侵杂草技术的研究与应用进展. 生物安全学报, 26(1): 18-22.
- 高贤明, 赵玉杰, 唐和春, 2010. 入侵植物紫茎泽兰物候学特征及防控对策. 中国森林病虫害, 29(1): 26-29.
- 关广清, 崔松, 1995. 经济植物替代控制豚草的研究. 沈阳农业大学学报, 26(3): 277-283.
- 关广清, 黄宝华, 1988. 生物方法防治豚草. 中国农学通报, 4(2): 13-15.
- 郭树栋, 1997. 青海高寒地区提高飞播成效的技术措施. 青

- 海草业, 6(1): 27-28, 8.
- 韩发, 李以康, 周华坤, 吴兵, 王学英, 冉飞, 包苏科, 2007. 管理措施对三江源区“黑土滩”土壤肥力及土壤酶活性的影响. 草业学报, 16(3): 1-8.
- 韩月龙, 杨康, 孔令杰, 柳旭, 闫静, 张风娟, 2019. 不同植物(组合)对入侵杂草黄顶菊功能性状的影响. 生物安全学报, 28(2): 140-146.
- 何彦龙, 王满堂, 杜国祯, 2007. 不同光照处理下青藏高原克隆植物黄帚橐吾 (*Ligularia virgaurea*) 种子大小对其幼苗生长的影响. 生态学报, 27(8): 3091-3098.
- 黄立铭, 2006. 黄南州天然草地毒草调查与防治. 四川草原 (5): 24-26, 32.
- 姜洪喜, 傅德山, 1986. 优良牧草——草木樨状黄芪. 植物杂志 (4): 17.
- 蒋智林, 刘万学, 万方浩, 李正跃, 2008. 非洲狗尾草与紫茎泽兰的竞争效应. 中国农业科学, 41(5): 1347-1354.
- 李博, 2001. 植物竞争——作物与杂草相互作用的实验研究. 北京: 高等教育出版社, 施普林格出版社.
- 李小伟, 孙坤, 马瑞君, 曹昀, 2003. 甘南州天然草场有毒植物及其防治对策. 草业科学, 20(10): 60-63.
- 刘尚武, 1989. 中国植物志第七十七卷第二分册. 北京: 科学出版社.
- 刘左军, 杜国祯, 陈家宽, 2002. 不同生境下黄帚橐吾 (*Ligularia virgaurea*) 个体大小依赖的繁殖分配. 植物生态学报, 26(1): 44-50.
- 卢向阳, 2014. 替代植物的选育与紫茎泽兰的持续控制. 杂草科学, 32(1): 69-74.
- 卢向阳, 张锦华, 左相兵, 刘冰, 郑雅婧, 2012. 几种替代植物对入侵杂草紫茎泽兰的防控效果. 贵州农业科学, 40(6): 103-106, 109.
- 马瑞君, 2004. 青藏高原东部三种杂草生活史对策的研究. 博士学位论文. 兰州: 兰州大学.
- 马瑞君, 王明理, 朱学泰, 鲁先文, 孙坤, 2005. 黄帚橐吾挥发物的化感作用及其主要成分分析. 应用生态学报, 16(10): 1826-1829.
- 石国玺, 2014. 高寒草甸退化指示物种黄帚橐吾的菌根生态学研究. 博士学位论文. 兰州: 兰州大学.
- 史小明, 2011. 开垦、黄帚橐吾蔓延和禁牧对高寒草甸土壤碳氮过程的影响. 博士学位论文. 兰州: 兰州大学.
- 王宏生, 鲍根生, 宋梅玲, 尹亚丽, 王玉琴, 2018. 应用“清囊 1 号”防除黄帚橐吾对草地群落及生产力的影响. 青海畜牧兽医杂志, 48(5): 1-5.
- 王明理, 2006. 高寒草场优势毒杂草黄帚橐吾对牧草化感作用的研究. 硕士学位论文. 兰州: 西北师范大学.
- 王乃亮, 2007. 高寒草场毒杂草黄帚橐吾 (*Ligularia virgaurea*) 植物源除草剂的筛选. 硕士学位论文. 兰州: 西北师范大学.
- 范大学.
- 王平, 2006. 半干旱地区禾豆混播草地生产力及种间关系研究. 博士学位论文. 长春: 东北师范大学.
- 王庆海, 李翠, 庞卓, 武菊英, 达能太, 王德军, 2013. 中国草地主要有毒植物及其防控技术. 草地学报, 21(5): 831-841.
- 王晓勇, 畅喜云, 彭启芳, 杨国柱, 2012. 青大 1 号紫花苜蓿在环湖地区生长发育规律的研究. 草业与畜牧 (10): 1-5.
- 王重云, 2006. 紫茎泽兰迹地上不同替代植物群落结构和物种多样性的变化. 硕士学位论文. 西双版纳: 中国科学院西双版纳热带植物园.
- 谢田朋, 2014. 青藏高原高寒草甸典型克隆植物黄帚橐吾的繁殖对策研究. 博士学位论文. 兰州: 兰州大学.
- 谢田朋, 杜国祯, 张格非, 赵志刚, 2010. 黄帚橐吾种子生产的花序位置效应及其对幼苗建植的影响. 植物生态学报, 34(4): 418-426.
- 杨建美, 陈学林, 张慕华, 董平, 温发昕, 2010. 青藏高原东缘黄帚橐吾种子的形态分化研究. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 38(1): 60-66.
- 于红妍, 唐俊伟, 王朝华, 2015. 紫薇清防除黄帚橐吾药效试验. 青海草业, 24(3): 7-9.
- 于红妍, 唐俊伟, 张明, 马志贵, 2014. 迈士通防除草地黄帚橐吾的研究. 青海草业, 23(3): 7-9.
- 张格非, 2012. 青藏高原典型克隆植物黄帚橐吾的繁殖特征与幼苗更新研究. 博士学位论文. 兰州: 兰州大学.
- 张蕊, 2015. 高寒草地植物氮素利用与草地退化对土壤及根系碳/糖的影响. 硕士学位论文. 兰州: 兰州大学.
- 张震, 代宇雨, 王一帆, 吕得林, 王瑞, 2018. 入侵植物替代控制中土著种选择机制的研究. 生物安全学报, 27(3): 178-185.
- 周泽建, 周美兰, 刘万学, 2006. 三种植物在不同肥力下对紫茎泽兰的生态控制效果. 中国农学通报, 22(6): 361-364.
- 朱邦长, 何胜江, 1997. 贵州天然豆科牧草——不丹黄芪的引种驯化. 草业科学, 14(1): 12-14, 17.
- 朱忠珂, 赵宝玉, 何生虎, 周云凤, 曹光荣, 2003. 披针叶黄华总生物碱对小鼠的毒性. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 31(2): 25-28.
- CAREY M P, SANDERSON B L, BARNAS K A, OLDEN J D, 2012. Native invaders-challenges for science, management, policy and society. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(7): 373-381.
- CRETAZ A L D L, KELTY M J, 1999. Establishment and control of hay-scented fern: a native invasive species. *Biological Invasions*, 1(2): 223-236.
- EITON C S, 2020. The ecology of invasions by animals and plants. Cham: Springer.

- GOSPER C R, VIVIAN-SMITH G, 2009. Approaches to selecting native plant replacements for fleshy-fruited invasive species. *Restoration Ecology*, 17(2): 196–204.
- HEAD L, MUIR P, 2004. Nativeness, invasiveness, and nation in Australian plants. *Geographical Review*, 94(2): 199–217.
- HERBEN T, MAYEROVÁ H, SKÁLOVÁ H, HADINCOVÁ V, PECHÁČKOVÁ S, KRAHULEC F, 2017. Long-term time series of legume cycles in a semi-natural montane grassland: evidence for nitrogen-driven grass dynamics? *Functional Ecology*, 31(7): 1430–1440.
- HIERRO J L, VILLARREAL D, EREN Ö, GRAHAM J M, CALLAWAY R M, 2006. Disturbance facilitates invasion: the effects are stronger abroad than at home. *American Naturalist*, 168(2): 144–156.
- HOBBS R J, HUENNEKE L F, 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, 6(3): 324–337.
- LI W H, LUO J N, TIAN X S, CHOW W S, SUN Z Y, ZHANG T J, PENG C L, 2015. A new strategy for controlling invasive weeds: selecting valuable native plants to defeat them. *Scientific Reports*, 5: 11004.
- PIEMEMEISEL R L, CARISNER E, 1951. Replacement control and biological control. *Science*, 113: 14–15.
- PIVELLO V R, VIEIRA M V, GROMBONE-GUARATINI M T, MATOS D M S, 2018. Thinking about super-dominant populations of native species—Examples from Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(2): 74–82.
- POUDEL A S, JHA P K, SHRESTHA B B, MUNIAPPAN R, 2019. Biology and management of the invasive weed *Ageratina adenophora* (Asteraceae): current state of knowledge and future research needs. *Weed Research*, 59(2): 79–92.
- PYŠEK P, RICHARDSON D M, 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35: 25–55.
- RALPHS M H, 2011. Broom snakeweed increase and dominance in big sagebrush communities. *Natural Resources and Environmental Issues*, 17: 8.
- RANELLS N N, WAGGER M G, 1996. Nitrogen release from grass and legume cover crop monocultures and bicultures. *Agronomy Journal*, 88(5): 777–782.
- SHACKELFORD N, RENTON M, PERRING M P, HOBBS R J, 2013. Modeling disturbance-based native invasive species control and its implications for management. *Ecological Applications*, 23(6): 1331–1344.
- SHEN S C, XU G F, LI D Y, JIN G M, LIU S F, CLEMENTS D R, YANG Y X, RAO J, CHEN A D, ZHANG F D, ZHU X C, WESTON L A, 2019. Potential use of sweet potato (*Ipomoea batatas* (L.) Lam.) to suppress three invasive plant species in agroecosystems (*Ageratum conyzoides* L., *Bidens pilosa* L., and *Galinsoga parviflora* Cav.). *Agronomy*, 9(6): 318.
- SIMBERLOFF D, 2011. *Native invaders. Encyclopedia of biological invasions*. Berkeley, California, USA: University of California Press.
- THORNLEY J H M, BERGELSON J, PARSONS A J, 1995. Complex dynamics in a carbon-nitrogen model of a grass-legume pasture. *Annals of Botany*, 75(1): 79–94.
- VALÉRY L, FRITZ H, LEFEUVRE J C, SIMBERLOFF D, 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10(8): 1345–1351.
- VALÉRY L, FRITZ H, LEFEUVRE J C, 2013. Another call for the end of invasion biology. *Oikos*, 122(8): 1143–1146.
- WAGGER M G, 1989. Time of desiccation effects on plant composition and subsequent nitrogen release from several winter annual cover crops. *Agronomy Journal*, 81(2): 236–241.
- WAN F H, LIU W X, GUO J Y, QIANG S, LI B P, WANG J J, YANG G Q, NIU H B, GUI F R, HUANG W K, JIANG W K, JIANG Z L, WANG W Q, 2010. Invasive mechanism and control strategy of *Ageratina adenophora* (Sprengel). *Science China Life Sciences*, 53(11): 1291–1298.
- WANG M T, ZHAO Z G, DU G Z, HE Y L, 2008. Effects of light on the growth and clonal reproduction of *Ligularia virgaurea*. *Journal of Integrative Plant Biology*, 50(8): 1015–1023.
- WHITFORD W G, NIELSON R, SOYZA A D, 2001. Establishment and effects of establishment of creosotebush, *Larrea tridentata*, on a Chihuahuan Desert watershed. *Journal of Arid Environments*, 47(1): 1–10.
- WU G L, HU T M, LIU Z H, 2010. Trade-off of sexual and asexual recruitment in a dominant weed *Ligularia virgaurea* (Maxim.) in Alpine grasslands (China). *Polish Journal of Ecology*, 58(1): 81–86.
- WU G L, REN G H, SHI Z H, 2011. Phytotoxic effects of a dominant weed *Ligularia virgaurea* on seed germination of *Bromus inermis* in an alpine meadow community. *Plant Ecology and Evolution*, 144(3): 275–280.
- ZHOU T W, LIU S C, FENG Z L, LIU G, GAN Q, PENG S L, 2015. Use of exotic plants to control *Spartina alterniflora* invasion and promote mangrove restoration. *Scientific Reports*, 5(1): 1–13.