

外来种对生物多样性的影响及其控制

向言词¹, 彭少麟¹, 周厚诚², 蔡锡安¹

(1. 中国科学院华南植物研究所, 广东广州 510650; 2. 广东省海洋资源研究发展中心, 广东广州 510070)

摘要: 外来种是那些借助自身力量或其它外界力量传播到其未曾分布过的地域, 并且能进行繁殖传播的生物。外来种入侵已成为一种引人关注的现象。外来种通过竞争、捕食、牧食、改变生境和传播疾病等方式对本地生物产生威胁, 影响本地生物多样性。外来种入侵成了生物多样性丧失的两个主要影响之一(另一影响是生境的破坏)。因此, 探寻阻止或减少外来种入侵的方法很有必要。目前, 人们运用机械法、化学法和生物控制法来控制外来种。在外来种入侵的初始阶段或外来种数量不多时, 运用机械法较好。化学法有带来新环境污染的危险。生物控制法是应用天敌来防治或消灭有害生物。在外来种的控制上, 生物控制法有一些成功的案例, 但它并不是万能的。有些生物控制剂可能对非目标种产生影响, 这要求在释放前对生物控制剂作更严格的检测。

关键词: 外来种; 入侵; 生物多样性; 影响; 生物控制

中图分类号: Q146 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3142(2002)05-0425-08

The impacts of non-native species on biodiversity and its control

XIANG Yan-ci¹, PENG Shao-lin¹, ZHOU Hou-cheng², CAI Xi-an¹

(1. *South China Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China;*

2. Guangdong Center for Marine Resource R & D, Guangzhou 510070, China)

Abstract: Non-native species is a species or race that does not occur naturally in an area, i. e. it has not previously occurred there, or its dispersal into the area has been mediated by humans. Today, the phenomenon of non-native species which have established and dominated in seminatural and urbanized habitats is general in many parts of the world. The invasion of non-native species have been getting concern globally. This has devastating effects on native diversity, and introductions of non-native species is one of the two major threats to native biodiversity (behind habitat destruction). Detrimental impacts of invasion of non-native on native biota have occurred through competition, predation, herbivore, habitat alteration and disease *et al.* Thus, the practical and effective ways and means of stopping or reducing invasions are in an urgent need. Mechanical methods, chemical means and biological control technologies are used in control and elimination of non-native species. Mechanical methods are only used at the starting of invasion or small number of non-native species appearing. Chemical means can cause new environmental problem which can bring new pollution and threats to other native species. Biological

收稿日期: 2001-08-07

作者简介: 向言词(1969-), 男, 湖南张家界人, 在读博士研究生, 生态学专业。

基金项目: 国家自然科学基金重大项目(39899370); 广东省自然科学基金项目及团队项目(970656, 003031); 中国科学院重大项目(KZ951-B1-110); 中国科学院生物特支费(STZ-01-36); 中国科学院华南植物研究所所长青年基金资助。

control is the science and technology of controlling pests and other dangerous species by using natural enemies. There has been many successful cases in the field of using biocontrol. However, biocontrol is not a panacea. Without careful use, it can produce threats to non-target species. This indicates that a more thorough screening biocontrol agents for non-native species should have preceded the release of these agents.

Key words: non-native species; invasion; biodiversity; impacts; biocontrol

在 1830 年左右,达尔文发现几种来自欧洲的植物在南美洲广阔的半自然生态系统中蔓延,几乎将其它植物逼向灭绝。达尔文为此惊叹。现在,在世界各地,这是一种十分普遍的现象^[1,2]。在许多国家和地区,动物和植物外来种种类很多,例如美国就有 50 000 多种外来种,在美国的夏威夷则有 4 465 种,而在中国,据不完全统计,从外国引种的植物就有近千种,而有害的外来植物就有近 80 多种^[3-6]。有害的外来种只占外来种的一小部分,但它们造成的影响却大。由于外来种入侵力和竞争能力强,对本地种造成巨大的威胁,甚至造成本地种灭绝,使群落生物多样性受到影响。

1 有关外来种的概念和有关入侵的生态学理论

1.1 外来种有关概念及其确定标准

本地种是指那些在没有人类干扰的自然环境中出现的物种,尤其是其传播没有受到人类活动的影响。而外来种则是指借助于自身力量或外界力量,传播到以往未曾分布过的区域,并且能进行后代繁衍的生物。

Webb(1985)提出了确定本地种和外来种的八条标准;在此基础上,Prent(1986)又提出了一条新标准(表 1)^[7]。

表 1 确定本地种和外来种的 9 条标准(按其重要性排列次序)
Table 1 Nine standards for determining exotic plants and native plants

标准 Standards ¹⁾	证据 Evidence
1. 化石证据 Fossil evidence	从更新世时期有化石连续存在。如无化石存在,则意味着物种是外来种,但这不是定论性的。
2. 历史证据 Historical evidence	有文献纪录的引种可证明为外来种,早期存在的历史文献不能证明物种是本地种。
3. 栖息地 Habitat	局限于人工环境的种很可能是外来种。应注意人工环境常受干扰,人们常把干扰地的本地杂草同外来种搞混。
4. 地理分布 Geographic distribution	在植物中地理分隔虽然普遍存在,但物种出现地理上不连续时,暗示该种有可能是外来种。
5. 移植频度 Transplanting frequencies	被移植到多个地方的物种可能是外来种,本地种多出现于特定的地方。
6. 遗传多样性 Genetic diversity	隔离的种群出现遗传差异,这种种群可能是本地种;外来种多有遗传变异,不同地方间出现均匀性。
7. 生殖方式 Reproductive system	完全进行无性生殖的本地种很少,缺乏种子生成的物种可能是外来种。
8. 引种方式 Introduction way	物种入侵需要传播方式,解释物种引进的假说合理可行,说明物种是外来种。
9. 同寡食性昆虫的关系 Relationship with oligophagous insect	同亲缘关系近的本地种比,取食外来植物的动物少。

¹⁾标准 1~8 是 Webb(1985)提出,9 是 Prent(1986)提出。 Standard 1~8 and 9 were advocated by Webb(1985)and Prent(1986)respectively.

1.2 有关外来种入侵的生态学理论

与外来种入侵相关的生态学理论主要有以下几种^[8]。

1.2.1 天敌缺乏假说(Absence of predators hypothesis) 在外来种入侵的地区,由于多年的协同进化,各物种之间形成了相对固定的食物链关系。一般来说,新进的外来种没有相应的天敌,这样就造成外来种的入侵和生存空间较大。

1.2.2 强大的繁殖能力假说(Greater reproductive potential hypothesis) 入侵力强的外来种有更强的繁殖能力。许多外来植物能产生大量的种子,而且有些外来植物能以无性繁殖方式进行繁衍,如微甘菊(又叫小花假泽兰)(*Mikania micrantha* Kunth)是种菊科多年生的草质藤本植物,这种植物能产生大量细小的种子(千粒重 0.089 2 g),种子一端有 1 圈细小的绒毛,能借助于风力远距离传播,而且微甘

菊的茎节与地面接触后可产生大量的须根,所以微甘菊能以种子和营养体进行繁殖。

1.2.3 土著种适应性差假说(Poorly adapted species! hypothesis) 土著种不能适应变化了的环境,而外来种对不良环境有较大的忍耐力,有更强大的竞争优势。

1.2.4 环境发生化学变化假说(Chemical change hypothesis) 环境的化学性质发生变化后导致植物入侵,比如富营养化。这种假说能够较好地解释水生植物的入侵,如水葫芦(*Eichhornia crassipes*),原是作为畜禽饲料引入我国,并曾作为观赏和净化水体的植物推广种植,后逸为野生,由于水体污染而导致水葫芦疯长。

1.2.5 自然平衡假说(Balance of nature hypothesis) 群落的复杂性导致群落的稳定性。群落的结构越复杂,对外来种入侵的抵抗能力越强。关于这种“平衡”假说目前还没有相应的证据。

1.2.6 生态位空余假说(Empty-niche hypothesis) 生态位的空余有可能导致外来种的入侵。

1.2.7 干扰产生空隙假说(Disturbance produced gaps hypothesis) 在研究外来种入侵时,干扰通常是指植物生物量的移出,从广义的角度上来讲,土壤营养和水分条件等的变化也可看作干扰。人们普遍认为干扰对外来种入侵重要,尤其对植物的入侵更加重要,这主要是因为干扰使群落中的生物大量减少,外来种的竞争压力减小。目前研究的大多数植物外来种多出现于受到人类干扰的地方,当然在没有受到干扰的自然生态系统中也有外来种出现,但其数量却少得多。

其实多数情况下,用上述其中一种假说很难解释某种外来种的入侵成功。易遭受外来种入侵的地方多是受到人工干扰的区域,在这些地方入侵成功的外来种一般有强大的繁殖力,有的能通过化感作用等竞争方式来排斥其它物种而自身却得以生存发展。这些外来种的入侵成功是生境变化和外来种自身特性协同作用的结果。

2 外来种对生物多样性的影响

许多外来种是有益的,如为人类提供了粮食和经济作物,有的被用来作为改造退化生态系统的树种,有的作为生物防治的生物控制剂,还有的可作

为人类的娱乐品等等,但是有些外来种却带来了大量的危害,其中一点就是对其它物种造成威胁甚至造成其它物种的灭绝。生物多样性的威胁主要来源于两方面:(1)生境的破碎化,这主要是人类不断地开发造成的;(2)外来种的入侵对自然或半自然生境的威胁。外来种入侵的影响广泛而且很严重。随着贸易和旅游全球化的到来,外来种的入侵有加剧的势头^[9]。现在从以下几方面来论述外来种对生物多样性的影响。

2.1 植物外来种对生物多样性的影响

很多国家从别国引进植物进行驯化,其中有一部分逃逸到野外定居下来。由于竞争力强,定居于野外的外来植物能大量的繁殖而取代其它物种。在美国,每年有 700 000 hm² 的野生生物栖息地被外来种杂草侵占^[10]。而在中国,外来种杂草的影响也大,原产于中美洲的紫茎泽兰(*Eupatorium adenophorum*)仅在云南省分布的面积就高达 24.7 km²,并且以每年 10 km 的速度向昆明以北方向扩展,给当地的农业、林业和畜牧业带来极大的困难;而其它外来杂草分布面积没有得到具体的统计。

外来植物与本地植物竞争水分、光、养分及生存的空间等,有些外来植物可分泌对其它植物有抑制作用的化感物质等来排斥其它物种,影响生态系统的功能和结构,引起本地种的减少甚至灭绝;有些外来植物含有有毒质,对人或牲畜造成危害。

许多外来植物对生境造成巨大的影响^[10-11]。例如,来自欧洲的千屈菜(*Lythrum salicaria*),是十九世纪作为园林植物引进美国,而后逃逸到野外,现在每年以 115 000 hm² 的速度扩散,许多遭其入侵的湿地结构被改变,由于其强烈的竞争作用,造成了 44 种本地植物和濒危生物生物量的减少,此外还影响到 *Clemmys muhlenbergii* 和几种野鸭;紫茎泽兰,在二十世纪 50 年代前后从中缅、中越边境传入中国云南南部,现已广泛分布在西南地区。紫茎泽兰是种恶性杂草,常侵占草场,使优良牧草无力与其竞争而逐渐消失,其植株含有有毒物质,牲畜误食其茎叶后能引起腹泻和气喘;花粉及其瘦果进入眼睛及鼻腔后,引起糜烂流脓,乃至死亡,森林采伐后,迹地被其侵占后,森林自然更新难。紫茎泽兰还危害秋收作物(如玉米、大豆、甘蔗和甘薯)、果树和茶树。有些外来植物可以通过竞争而改变整个生态

系统,如在美国加利福尼亚,黄星菊(*Centaurea solstitialis*)已侵占400多万 hm^2 北部草原,造成草地生产力大幅度减少;与其相同的是来自欧洲的旱雀麦(*Bromus tectorum*)侵占了许多自然生态系统,在这种植物入侵以前,这些生态系统的野火周期是60~110 a,而其进来之后,周期变成了3~5 a,由于火灾频繁,造成其他植物难以生存,出现只有这种植物的单一种群群落。同样也有许多外来树种或灌木侵入森林和灌木生态系统^[12],如怪柳(*Tamarix pendantra*)、桉树(*Eucalyptus* spp.)、肖乳香(*Schinus terebinthifolius*)和澳洲白千层(*Melaleuca quinquenervia*),这些外来树种对本地种产生排斥而且取代本地种^[13,14]。有许多有害的外来植物,如大叶牛防风(*Heracleum mantegazzianum*)通过无性繁殖快速生长,形成厚密的植被层而通过减少光来排斥其它植物生存^[12];微甘菊原产于中美洲和南美洲,于二十世纪70年代出现于香港,现在广泛分布于深圳、珠海、广州、东莞、番禺等地^[15]。微甘菊可爬上6、7 m高的大树,缠绕或覆盖于树上,这些树难以进行光合作用而死;另外,微甘菊可分泌有化感作用的物质而抑制其它植物的生长^[16~18]。原产巴西的水花生(又叫空心莲子草)(*Alternanthera philoxeroides*)于二十世纪30年代引入中国作为猪饲料,后逸为野生,现广泛分布于华东、华中、华南和西南地区,它生长在水域,可覆盖整个水面,排斥其它植物生长,也影响水里鱼类等生物的生长,并且可影响水道畅通。豚草,包括普通豚草(*Ambrosia artemisiifolia*)和三裂叶豚草(*Ambrosia trifida*),原产北美,二十世纪30年代传入中国,现已广泛分布于15个省市。豚草可释放酚酸类、聚乙炔、倍半萜内脂及甾醇等化感物质,对禾本科、菊科等一年生的草本植物有强的抑制、排斥作用^[19~22]。豚草花粉是人类变态反应症“苦草热”的主要致病原。蟛蜞菊(*Wedelia chinensis*),原产于非洲,现分布于辽宁、福建、广东和台湾等省。蟛蜞菊多生长于路旁、田边、沟边、山谷或湿润的草地上,蟛蜞菊可分泌有化感作用的倍半萜内脂,抑制其它植物生长,在其生长的地方,其它草本植物很难生存^[23]。大米草(*Spartina anglica*)原产欧洲,二十世纪70~80年代由仲崇信等引入中国栽培成功,大米草对海滩有固岸保护作用,但在大米草生长地区,大米草生长快,形成优势种群,排挤其它

物种,构成对当地生物多样性的威胁^[24]。

3 动物外来种对生物多样性的影响

许多人为引进的动物后来逃逸到野外,其中有些捕食本地动物,取食植物和加剧土壤侵蚀。美国加州引进的山羊(*Capra hirus*)造成8种本地植物灭绝和8种其它植物濒危,而且使土壤侵蚀加剧;为了控制甘蔗地里的老鼠,引进了印度猫鼬(*Herpestes auro-punctatus*)到西印度群岛和夏威夷群岛,而它不取食欧洲鼠,只捕食亚洲老鼠和在地面上筑巢的本地鸟类^[25];为了控制甘蔗地里的毛虫和粘虫,引进了家八哥(*Acridotheres tristis*),而这种鸟后来成了一种外来杂草(*Lantana camara*)种子的主要传播者;棕色树蛇(*Boiga irregularis*)是第二次世界大战期间由飞机偶然带到美国关岛,由于海岛生态系统较脆弱,生物功能群简单,功能群中成员少,该种蛇捕食只局限于鸟类、小的哺乳动物和蜥蜴类,加上岛上缺乏捕食者,造成这种蛇种群数量剧增,有的地方其种群密度达到每 1hm^2 100条,对森林的鸟类、小哺乳动物和蜥蜴造成极大的威胁,森林中13种本地鸟有10种灭绝,只剩3种,12种蜥蜴有9种灭绝^[26~28]。近来在北美,一个臭名昭著的例子是来自欧亚大陆的斑马贻贝(*Dreissena polymorpha*)。如同其它许多水生生物一样,斑马贻贝通过船舶的压舱水传入北美并迅速扩散开来,与众不同的是它所导致的经济后果的严重性:由于急剧的生长或繁殖,这种贻贝能覆盖河床和湖泊底,同本地贻贝、蛤和蜗牛竞争,并威胁到它们的生存,斑马贻贝同时也改变绿藻种群和生态系统的养分循环^[10];并持续在北美的河流、湖泊和运河中蔓延。另外一些例子也同样令人瞠目:来自欧洲的野兔(*Oryctolagus cuniculus*)正在毁灭澳大利亚的灌木丛;在美国加州南部,阿根廷蚁(*Linepithema humile*)的入侵对本地蚁造成威胁,群落生物多样性下降^[29]。在中国脊椎动物中鱼类受到外来种的威胁最为明显,例如从二十世纪50年代开始,先后往新疆塔里木河进行鱼类引种,使该河的鱼种类从15种增加到41种,这些外来种与本地的鱼类竞争空间、资源等,从而威胁到本地种的生存,其中从额尔齐斯河引进的河鲈(*Perca fulviatilis*)引入南疆的博斯腾湖而导致湖中的新疆

大头鱼 (*Aspiorhynchus laticeps*) 的灭绝, 另外受外来鱼类的影响, 塔里木裂腹鱼 (*Schizothorax biadulphi*) 的数量急剧减少, 分布范围变小, 处于濒危状态^[30]。美洲斑潜蝇 (*Liriomyza sativae* Blanchard) 在中国 20 多个省造成危害, 133.33 多万 hm^2 蔬菜受影响, 蔬菜损失高达 30%~50%。

4 消除和控制外来种

外来种入侵成功需要经过以下几个阶段: 传入、入侵、定居和繁殖传播。只有当外来种能够繁殖传播时, 才造成危害。在这个阶段之前, 对外来种进行控制处理, 所花的代价小, 取得的成果也大。对许

表 2 中国已知外来有害植物

Table 2 Non-native plant species with negative impacts in China

科名 Family	种名 Species	原产地 Original habitat	科名 Family	种名 Species	原产地 Original habitat
苋科	空心莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	南美洲	菊科	钻叶紫菀 <i>Aster subulatus</i>	美洲
	刺花莲子草 <i>A. pungens</i>	南美洲		胜红蓟 <i>Ageratum conyzoides</i>	北美洲
	白苋 <i>Amaranthus albus</i>	北美洲		大狼把草 <i>Bidens frondosa</i>	北美洲
	反枝苋 <i>A. retroflexus</i>	南美洲		三叶鬼针草 <i>B. pilosa</i>	热带美洲
	皱果苋 <i>A. Viridis</i>	热带非洲		野塘蒿 <i>Conyza bonarinis</i>	欧洲
	刺苋 <i>A. spinosus</i>	热带美洲		小飞蓬 <i>C. Canadensis</i>	北美洲
	苋 <i>A. Tricolor</i>	热带亚洲		苏门白酒草 <i>C. sumatrensis</i>	南美洲
	绿穗苋 <i>A. chlorostachys</i>	热带美洲		蛇目菊 <i>Coreopsis tinctoria</i>	北美洲
	银花苋 <i>Gomphrena celosioides</i>	热带美洲		加拿大飞蓬 <i>Erigeron canadensis</i>	北美洲
石竹科	大爪草 <i>Spergula arvensis</i>	欧洲	一年蓬 <i>E. annuus</i>	北美洲	
	小繁缕 <i>Stellaria apetala</i>	欧洲、地中海	春飞蓬 <i>E. philadelphicus</i>	北美洲	
	王不留行 <i>Vaccaria segetalis</i>	欧洲	紫茎泽兰 <i>Eupatorium adenophorum</i>	中美洲	
罂粟科	野罂粟 <i>Papaver nudicaule</i>	欧洲	飞机草 <i>E. odoratum</i>	中美洲	
	十字花科	绿独行菜 <i>Lepidium campestre</i>	欧洲	辣子草 <i>Galinsoga parviflora</i>	南美洲
穿叶独行菜 <i>L. perfoliatum</i>		欧洲	堆心菊 <i>Helenium autumnale</i>	北美洲	
北美独行菜 <i>L. virginicum</i>		北美洲	北千里光 <i>Senecio dubtabilis</i>	欧洲	
豆瓣菜 <i>Nasturtium officinale</i>		欧洲	欧洲千里光 <i>S. vulgaris</i>	欧洲	
伞形科	细叶芹 <i>Apium leptothyllum</i>	北美洲	裸柱菊 <i>Soliva anthemifolia</i>	南美洲	
藜科	土荆芥 <i>Chenopodium ambrosioids</i>	热带美洲	银胶菊 <i>Parthenium hysterophorus</i>	北美洲	
豆科	白香草木樨 <i>Melilotus albus</i>	欧洲	包果菊 <i>Polymnia uvedalia</i>	美洲	
	巴西含羞草 <i>Mimosa invisa</i>	南美洲	刺苍耳 <i>Xanthium spinosum</i>	南美洲	
	无刺含羞草 <i>M. invisa</i> var. <i>inermis</i>	印尼	蟛蜞菊 <i>Wedelia chinensis</i>	非洲	
	含羞草 <i>M. pudica</i>	热带美洲	加拿大一枝黄花 <i>Solidago canadensis</i>	北美洲	
	白三叶 <i>Trifolium repens</i>	欧洲	粗糙一枝黄花 <i>S. Altissima</i>	北美洲	
酢浆草科	铜锤草 <i>Oxalis corymbosa</i>	南美洲	金腰箭 <i>Synedrella nodiflora</i>	美洲	
商陆科	十蕊商陆 <i>Phytolacca americana</i>	北美洲	眼子菜科	假螺胚眼子菜 <i>Potamogeton vasyi</i>	北美洲
大戟科	洋漆 <i>Euphorbia helioscopia</i>	热带美洲		禾本科	牛筋草 <i>Eleusine indica</i>
	飞扬草 <i>E. hirta</i>	热带美洲	多花黑麦草 <i>Lolium multiflorum</i>	欧洲	
柳叶菜科	红花柳叶菜 <i>Oenothera roseus</i>	北美洲	毒麦 <i>L. temulentum</i>	欧洲	
旋花科	牵牛 <i>Pharbitis nil</i>	热带美洲	铺地黍 <i>Panicum repens</i>	热带美洲	
	圆叶牵牛 <i>P. purpurea</i>	北美洲	毛花雀稗 <i>Paspalum dilatatum</i>	南美洲	
紫草科	天芥菜 <i>Heliotropium europaeum</i>	欧洲	梯牧草 <i>Phleum pratense</i>	欧洲	
马鞭草科	马缨丹 <i>Lantana camara</i>	热带美洲	大米草 <i>Spartina anglica</i>	欧洲	
茄科	灯笼草 <i>Physalis pubescens</i>	南美洲	棕叶狗尾草 <i>Setaria palmifolia</i>	非洲	
玄参科	野甘草 <i>Scoparia dulcis</i>	南美洲	假高粱 <i>Sorghum halepense</i>	欧洲	
	波斯婆婆纳 <i>Veronica persica</i>	欧洲	莎草科	香附子 <i>Cyperus rotundus</i>	印度
列当科	光药列当 <i>Orobanche brassicae</i>	欧洲	类缘刺子莞 <i>Ryhnochospora submarginata</i>	南美洲	
车前草科	北美车前 <i>Plantago virginica</i>	北美洲	浮萍科	三脉浮萍 <i>Lemna trineris</i>	美洲
菊科	普通豚草 <i>Ambrosia artemisiifolia</i>	北美洲	谷精草科	长茎谷精草 <i>Eriocaulon melunocephalum</i>	南美洲
	三裂叶豚草 <i>A. trifida</i>	北美洲	雨久花科	水葫芦 <i>Eichhornia crassipes</i>	南美洲

多外来种研究发现,外来种入侵定居后,有一个长的滞后期,然后才会爆炸性地扩展;另外,外来种的生存需要一个关键的最小面积,如果没有达到或超过这个面积,就难以扩散开。所以对外来种的控制,应在外来种的滞后期和其达到关键面积之前进行,可以防止许多问题的发生。

对外来种的有效控制要求管理者熟悉其特性,需对外来种原栖息地的生态情况进行研究分析,了解其与其它生物的关系。在引进天敌进行生物控制时,尤其要注重这方面的研究,对引进的生物控制剂的安全性作认真的评估。了解外来种的生活史,有助于更有效地控制外来种。因为在生活史的不同阶段,外来种对外界的影响反应不同,可以在其干扰敏感的时期对外来种进行处理,取得更好的效果。

对外来种的控制方法有机械法、化学法、生物控制法和三者相结合的综合法。

4.1 机械法

只有外来种的数量少,分布不广时,用机械法控制外来种才会有效。在群落中有其它敏感植物存在时,也要用机械法。机械法有多种方法。用手拔除刚生长出来的外来种的幼苗;用刀斧砍倒树茎。这两种方法只有当外来种的地下部分不能进行无性繁殖时才有效。对分布于低洼地里的外来杂草,可以用水淹的方法来消灭它。国外在消灭易燃的外来种时,有时采用火烧的办法,这种方法在控制草地里的外来树种时比较有效。应用火烧时,需要十分小心,以防造成大面积的火灾。对能以地下部分进行无性繁殖的外来种,用机械法控制难度大。另外,用机械法对付可产生大量生命期长的种子的外来种,也难以奏效。对这类外来种和分布广的外来种的控制要用化学法和生物控制的方法。

在控制外来种时,Berger 认为应用生态恢复的方法很有效^[31]。应用生态恢复的方法就是火烧、水淹、光照和遮荫等相结合的方法。

4.2 化学法

应用化学法来控制外来种时,主要是用除草剂。化学法有带来新环境污染和危害其它本地种的问题,故选用的除草剂的专一性很重要。国外在用化学法处理外来种时,应用较多的有草甘膦(glyphosate)和绿草完(triclopyr)二类除草剂;草甘

膦是种广谱性的除草剂,它可以杀死几乎所有的植物,而绿草完则是种专一性的除草剂,它只对阔叶木本植物有杀伤力,它可以应用于消灭草原上的外来树种而有力地保护草本植物。由于这两种除草剂被植物吸收后可以传输到全植物体,也可传到根部,所以两者都是种系统性的除草剂,用它们可以控制处理能以地下茎和地下根进行繁殖的外来种。用化学法要注意选择恰当的时间、温度;一是为了更好地发挥除草剂的威力,二是为了不对其它生物造成伤害。如对日本扁蓄(*Polygonum cuspidatum*)用化学方法处理时,要求在低温但没有冰冻的时候进行,先在离地面2英寸的高度砍断其茎秆,而后再用25%的草甘膦或绿草完溶液处理;用药液喷洒处理叶子时,多是在10~11月份进行,这时其它植物多已进入蛰伏期,这样可以避免伤害到其它植物,药液的浓度为2%,为了增加其渗透力,有时还加入0.5%的无离子的表面活性剂^[32]。

4.3 生物控制法

外来种在其原产地受到天敌的控制,其种群总处于一定的数量之下。而到了新的生境后,由于新的环境里缺乏天敌,其种群数量迅速增加,对其它生物造成新的威胁。那么,对外来种的原栖息地进行考察,了解其天敌和病原体,研究和评估它们的安全性,而后引进这些病原体、天敌等到受外来种入侵的地方释放,使外来种得到控制。这种引进天敌来防治外来生物(包括外来害虫、外来杂草等)的方法,就是生物控制法。生物控制法有成本低而有可持续性的优点^[33]。

在生物控制法的应用中,有一些成功的例子。这里仅列举几个。

矢车菊(*Centaurea maculosa* Lam.)是应用生物控制法成功控制的一种外来杂草,它是从欧洲传入美国的。这种杂草是一年生,入侵性很强,已侵占了几百万英亩的牧地,使土地的承载力大减,有时减少的幅度高达90%。用化学法对它进行处理效果不错,但是价格不菲。后来,从其起源地选择性地引进了12种昆虫,有的可以取食其种子或茎叶,而有的则以其根为食。通过这些昆虫的协同作用,这种杂草的繁殖能力受到极大的限制,入侵性大为降低。乳浆草(*Euphorbia esula* L.)是另一例用生物控制法成功控制的外来种。这种植物可以释放出刺激性的

化学物质,对其它植物有抑制性的作用,它侵入牧地后,使牧草的品质降低,对畜牧业产生很大的影响。后来引进了 8 种天敌,其中包括跳甲和天牛,这两种甲虫的幼虫均可取食乳浆草的根,而跳甲的成虫还可以取食其叶。这些天敌使这种外来种得到控制。

在我国,原产北美的普通豚草 (*Ambrosia artemisiifolia*) 和三裂豚草 (*A. trifida*), 传入后分布十分广泛而且危害严重,为了防治豚草而引进豚草条纹叶甲 (*Zygogramma suturalis*); 原产南美的空心连子草 (*Alternanthera philoxeroides*), 是二十世纪 30 年代传入我国,70 年代在我国南方各省泛滥成灾,后来引进了空心连子草叶甲 (*Agasicles hygrophia*) 来防治空心连子草。在这两个实例中,生物防治均取得了一定的成效^[34]。为防治苹果绵蚜 (*Eriosoma lanigerum*) 而引进日光蜂 (*Aphelinus mali*), 引种孟氏隐唇瓢虫 (*Cryptolaemus montrouzieri*) 防治粉蚧类 (*Pseudococcus* spp.) 均取得较好的结果^[35]。

生物控制法其有利之处是应用得恰当时,不会造成大的干扰和化学法那样的环境污染,但是生物控制有其危险的一面^[25,36~38]。如引进的生物控制剂的专一性不强,或引进后发生新的变化,如其食谱变宽,就可造成新的入侵危害,如为了控制外来种 (*Carduus nutans*, *C. nutans*, *C. arvensis* 等), 引进了象鼻虫 (*Rhinocyllus conicus*), 后来这种虫的分布范围扩大,取食的对象增多,连一些本地种蓟类植物 (如 *Cirsium centaureae*, *C. undulatum*, *C. canescens*) 成了其取食对象^[39]。对释放的生物控制剂进行监控和预测,可以提高预测性和增强其安全性。

参考文献:

- [1] Enserink M. Biological invaders sweep in[J]. *Science*, 1999, **285**(17): 1834—1836.
- [2] Sandlund O T, Schei P J, Viken A. Introduction: the many aspects of the invasive alien species problem[A]. In: Sandlund O T, Schei P J, Viken A, eds. *Invasive species and biodiversity management* [C]. Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 1999. 1—7.
- [3] Schwartz M W. Defining indigenous species: An introduction[A]. In: Luken J Q, Thieret J W, eds. *Assessment and management of plant invasion* [C]. Berlin: Springer. 1997. 8—9.
- [4] 沙丽清. 植物入侵的几种生态学理论[J]. *热带植物研究*, 1999, **45**: 43—44.
- [5] Baskin Y. Winners and losers in a changing world (Global changes may promote invasions and alter the fate of invasive species) [J]. *Bioscience*, 1998, **48** (10): 788—792.
- [6] Pimental D, Lach L, Zuniga R, et al. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States[J]. *Bioscience*, 2000, **50**(1): 59—65.
- [7] Primack S B. A primer of conservation biology (second edition) [M]. Sunderland, Massachusetts, U. S. A. Sinauer Associates, Inc. Publishers. 2000. 106—112.
- [8] Manchester S J, Bullock J M. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control[J]. *J Appl Ecol*, 2000, **37**: 845—864.
- [9] 国家环境保护局. 中国生物多样性国情研究报告 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998. 58—61.
- [10] 李扬汉. 中国杂草志 [M]. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [11] 郭水良. 外域杂草的产生、传播及生物与生态学特性的分析[J]. *广西植物*, 1995, **15**(1): 89—95.
- [12] 吴德邻. 海南及广东沿海岛屿植物名录 [M]. 北京: 科学出版社, 1994.
- [13] 王大力. 豚草属植物的化感作用研究综述[J]. *生态学杂志*, 1995, **14**(4): 48—53.
- [14] 王大力, 祝心如. 三裂叶豚草的化感作用研究[J]. *植物生态学报*, 1996, **20**(4): 330—337.
- [15] 王大力, 祝心如. 豚草的化感作用研究[J]. *生态学报*, 1996, **16**(1): 11—19.
- [16] 祝心如, 王威, 赵国镇, 等. 三裂叶豚草对大豆根系生长及其结瘤的影响[J]. *生态学报*, 1997, **17** (4): 407—411.
- [17] 马学慧, 刘兴土. 中国湿地生态系统质量环境现状分析与评价方法[J]. *地理科学*, 1997, **17**(增): 401—408.
- [18] 管启杰, 王勇军, 王伯荪, 等. 外来杂草薇甘菊的分布及危害[J]. *生态学杂志*, 2000, **19**(6): 58—61.
- [19] 黄忠良, 曹洪麟, 梁晓东, 等. 不同生境和森林内薇甘菊的生存与危害状况[J]. *热带亚热带植物学报*, 2000, **8**(2): 131—138.
- [20] 温达志, 叶万辉, 冯惠玲, 等. 外来入侵杂草薇甘菊及其伴生种基本光合特性的比较[J]. *热带亚热带植物学报*, 2000, **8**(2): 139—146.
- [21] Ismail B S, Mah L S. Effects of *Mikania micrantha*

- H. B. K. on germination and growth of weed species [J]. *Plant soil*, 1993, **157**(1): 107—113.
- [22] 曾任森, 林象联, 骆世明, 等. 蟛蜞菊的生化他感作用及生化他感物质的分离鉴定[J]. *生态学报*, 1996, **16**(1): 20—27.
- [23] 马敬能, 孟 沙, 张佩珊, 等. 中国生物多样性保护综述[M]. 北京: 中国林业出版社, 1998. 20.
- [24] 王震洪, 段昌群, 起联春, 等. 我国桉树林发展中的生态问题探讨[J]. *生态学杂志*, 1998, **17**(6): 64—68.
- [25] Simberloff D, Stiling P. How risky is biological control[J]. *Ecology*, 1996, **77**(7): 1965—1974.
- [26] Savidge J A. extinction of an island forest avifauna by an introduced snake [J]. *Ecology*, 1987, **68**: 660—68.
- [27] Rodda G H, Fritts T H, Chiszar D. The disappearance of Guam's wildlife; new insights for herpetology, evolutionary ecology, and conservation [J]. *Bio-science*, 1997, **47**: 565—574.
- [28] Steadman D W. Prehistoric extinctions of Pacific Island birds: biodiversity meets zoo archeology[J]. *Science*, 1995, **267**: 1 123—1 131.
- [29] Suarez A V, Bolger D T, Case T J. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities coastal southern California [J]. *Ecology*, 1998, **79** (6): 2 041—2 056.
- [30] 国家环境保护局. 中国生物多样性国情研究报告 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998. 53.
- [31] Berger J J. Ecological restoration and nonindigenous plant species: a review [J]. *Restor Ecol*, 1993, **2** (4): 74—82.
- [32] Child L E, Wall L C D, Wade P M, et al. Control and management of Reynoussia species (Knotweed) [J]. *Asp Appl Biol*, 1992, **29**: 295—307.
- [33] Kaiser J. Stemming the tide of invading species [J]. *Science*, 1999, **285**(17): 1 836—1 841.
- [34] 陆庆光. 论生物防治在生物多样性保护中的重要意义[J]. *生物多样性*, 1997, **2**(3): 224—230.
- [35] 蒲蛰龙. 害虫生物防治的原理和方法(第二版)[M]. 北京: 科学出版社, 1984. [36] Malakoff D. Fighting fire with fire [J]. *Science*, 1999, **285**(17): 1 841—1 843.
- [37] Strong D R, Pemberton R W. Biological control of invading species—risk and reform [J]. *Science*, 2000, **288**(16): 1 969—1 970.
- [38] Pimental D. (letter). Biological control of invading species [J]. *Science*, 2000, **289**(11): 869.
- [39] Louda S M, Kendall D, Connor J, et al. Ecological effects of an insect introduced for the biological control of weeds [J]. *Science*, 1997, **277**(22): 1 088—1 090.

(上接第 436 页 Continue from page 436)

- [9] 李 鸣, 高光跃. 獐牙菜属和花锚属药用植物花瓣的扫描电镜研究及其分类意义[J]. *植物研究*, 1994, **14**(3): 63—266.
- [10] 陈家春, 黄先石. 7 种獐牙菜属植物花粉形态的研究[J]. *武汉植物学研究*, 1991, **9**(2): 112—114.
- [11] 何廷农, 薛春迎. 獐牙菜属植物的起源, 散布和分布区形成[J]. *植物分类学报*, 1994, **32** (6): 25—537.
- [12] 向凤宁, 李建军民. 高寒藏药——川西獐牙菜的组织培养研究[J]. *中草药*, 1996, (27): 492—495.
- [13] 谭文澄, 戴策刚. 观赏植物组织培养技术 [M]. 北京: 中国林业出版社, 1991.
- [14] White P R. A hand book of plant tissue culture [M]. New York: The Ronald Press, 1943.
- [15] Van Nieuwkerk J P. Thidiazuron stimulation of apple shoot proliferation in vitro [J]. *Hort Science*, 1986, **21**(3): 516—518.
- [16] 李启任. 植物生物工程学 [M]. 昆明: 云南大学出版社, 1993.
- [17] 黄衡宇, 李 鹂, 杨胜辉. 芦荟的组织培养 [J]. *吉首大学学报*, 2000, **21**(3): 11—13.
- [18] 黄衡宇, 李 鹂, 杨胜辉. 非洲菊的组织培养 [J]. *吉首大学学报*, 2001, **22**(1): 4—6.