

## 植物外来种的生态风险评估和管理\*

向言词 彭少麟\*\* 任海

周厚诚

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

**Management and Ecological Risk Assessment of Exotic Plants.** Xiang Yanci, Peng Shaolin, Ren Hai (South China Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650), Zhou Houcheng (Guangdong Center for Marine Resource Research and Development, Guangzhou 510070). *Chinese Journal of Ecology*, 2002, 21(5): 40~48.

The invasion of exotic plants is a severe problem due to its tremendous damage and impact. The management and assessments of exotic plants are very important. The effective assessments include: the properties related to establishment of exotic plant, the factors which influence the spread of exotic plants; the impacts of exotic species. When evaluating exotic species, the three aspects should be integrated to assess exotic plants. Every guideline of assessment plays different role in assessment of different exotic species. At the same time, it is becoming increasingly important to predict which species will invade an area alien to them and to estimate what harm they can do. Three ways of predicting invasions of exotic species, should be conducted. Models may help us to evaluate the influence of exotic species. Managing exotic plants, especially the exthose with large distribution area, requires a coordinated strategy based on cooperation among all departments, which include forestry, agriculture, fishery, all land managers and so on. This strategy emphasizes on cooperation, education, and science, and is based on integrated management techniques. The management is divided into three steps. The first step is to effectively prevent new invasion, the second step is to control and eliminate exotic plants, in which mechanical methods, chemical means, and biocontrol technologies are used. Sometimes, the three ways are integrated in order to obtain better results. The third step is to effectively restore native vegetation and prevent reinvasion.

**Key words:** exotic plants, invasion, management, assessment.

关键词: 植物外来种, 入侵, 管理, 评估

中图分类号: S415.1

文献标识码: A

文章编号: 1000-4890(2002)05-0040-09

生物入侵是指物种借助于自身力量或外界力量, 传入到其进化史上未曾分布过的地域, 并能繁衍后代的过程。植物外来种的入侵可以通过多种途径: 如野生动物、风、水和人类的活动等传播, 尤其是人类活动的影响使生物入侵的范围、频率和强度超过自然入侵。目前已有部分外来的植物被人们确定为生物污染剂。生物污染剂不同于化学污染剂, 后者可以随时间而减弱或分解掉, 而前者则有持久性、倍增性和传播性。

有些入侵性的外来植物可以对自然资源造成不可挽救的破坏, 使经过几千年协同进化的植物、动物、土壤和水分的生态平衡被破坏。当本地植物被外来植物取代后, 由于食物缺乏和栖息地遭到破坏, 动物种群的数量下降; 外来种可以减少或耗尽土壤的水分, 或改变河道和加剧土壤侵蚀, 使土壤和水的质量降低; 有些外来种还可向土壤里释放盐类物质或其它有毒的化学物质, 抑制其它物种的生长, 使该外来种在整个群落占优势或形成只有该外来种单一物种的群落<sup>[64]</sup>; 有的外来种可给各种病原体提供栖息的场所, 增加了对本地种的压力; 有些外来种可以同本地种杂交而改变本地种的基因

库; 外来种(如外来草本类植物)还可以改变野火的格局和强度, 而这些外来种有耐野火的机制, 可在野火过后迅速恢复, 由此而改变生态系统的进程<sup>[49]</sup>。

植物外来种中入侵性最强的物种就象野火一样, 既可以侵入受干扰的生态系统, 也可以入侵自然生态系统。由于受干扰的生态系统里竞争减少, 外来种更加容易入侵成功<sup>[41, 55]</sup>。如今人类不断地破坏生态环境, 那么外来种入侵的范围也不断地扩大。据报道, 美国每天有 1861.56ha 的土地受到外来植物的入侵, 由于杂草的入侵而造成农作物的损失每年约为 200 亿美元<sup>[60]</sup>。而在我国, 外来种的情况也十分严重。据国家有关部门统计, 从 1985 年以来, 我国平均每年发现一种病虫或杂草从国外传入<sup>[21]</sup>。对外来动物如昆虫等造成的危害损失报道较多, 如美洲斑潜蝇 (*Liriomyza sativae* Blan-

\* 国家自然科学基金重大项目(39899370), 广东省自然科学基金重大项目(970656, 980489, 980952), 中国科学院重大项目(KZ951-B1-110)和中国科学院生物特支费(STZ-01-36)资助。

\*\* 通讯联系人。

作者简介: 向言词, 33 岁, 在读博士生。研究方向为植物外来种的控制和管理。

chard)在我国 20 多个省造成危害,使蔬菜的损失高达 30%~50%, $1.333 \times 10^6$  ha 蔬菜生产受到影响,仅山东省在 1995 年由于这种害虫造成损失达 11 亿元。有关植物外来种造成的损失报道多集中于外来杂草<sup>[6,10,11,13,14,19]</sup>。随着全球气候的变化和贸易全球化不断加强,外来种的危害可能更厉害<sup>[39]</sup>。因此外来种的管理和评价已显得十分重要,本文着重论述植物外来种的生态风险评估和管理。

## 1 外来种的生态风险评估

外来种的生态风险评估是指对某一种或几种外来种的各种特性及其对生态系统的成份、结构、功能和对经济等的影响作出科学的评价和预测该物种在全球变化等影响下入侵的趋势。外来种的入侵有 3 种途径:人为有意地引入;由园林中的引入种逃逸到野外;由旅客、轮船的压舱水、运输的货物无意携带而进入的外来种。为了更有效地管理外来种,对其进行以下几个方面评估:园艺或园林引种中的哪些物种可能逃逸出去;哪些进口的货物中可能携带有害的物种;我们是否应该释放会给环境和经济带来影响的外来种?这种评估还包括对外来种的潜在危害性的预测。

对外来种的风险评估有 4 种可供选择的策略:

允许每种生物引入本国;杜绝每种生物的引进;在引进前对每种生物进行实验检查;根据所获得的资料作出估计而后确定是否引进某一物种。让每种生物都进入是十分危险的,而禁止每种生物的引进会阻碍经济的发展,也是不可行的;对每种生物都进行实验检查是种代价高昂和难以深入的,唯有是可行和可能产生好的结果。

这就要求怎样来确定某一物种是可以引进的? Ruesink<sup>[58]</sup>认为对外来种进行风险评估应从同外来种的定居有关的特性;与外来种传播相关的特性以及外来种的影响等方面入手。

### 1.1 对有关外来种定居方面的特性的评估

1.1.1 原起源地的分布范围 了解外来种在原引进地的分布范围,可以知道该物种的生境广度。物种的生境广和对气候变化的耐性强,就意味着它可在新的环境里生存和扩展的机率很大,那么它对遭受入侵的生态系统的影响可能很大。在引种这样的物种时,应该先进行大量的详细的实验研究,对其危害性作出评估。

1.1.2 个体生态学方面的特性 多数外来种有其不同于本地种的特性。如 *Myrica faya* 有共生固氮的能力,代表了一种本地群落所没有的生命形式,因而它能在夏威夷群岛缺氮的火山地里生长。侵入含盐分高的地方的外来种有平衡体内外的金属离子的能力,如大米草(*Spartina anglica*),通过以下的特性来排除高盐分的毒害:植物体内可积累金属元素,把金属元素分隔储存起来,或以沉淀的形式储存于细胞中;植物体具有盐腺,能排除有毒元素;可阻止过多的离子进入根部;积累脯氨酸和甘氨酸甜菜碱来调节离子的平衡;可在厌氧的条件下使离子氧化<sup>[63]</sup>。*Miconia* 在夏威夷的雨林中成为优势植物,其中一个特点就是其幼苗的耐阴性强。早雀麦(*Bromus tectorum*)的根能达到本地种难以到达的深度,可利用深处的水,故其能在寒冷干燥的早春先于本地种萌发<sup>[66]</sup>。许多外来种可产生有化感作用的物质来抑制群落中其它植物的生长。豚草,包括普通豚草(*Ambrosia artemisiifolia*)和三裂叶豚草(*A. trifida*),原产北美,20 世纪 30 年代传入我国,现已广泛分布于 15 个省市。豚草的适应性很强,能耐贫瘠,在砂砾土壤上生长也旺盛,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<sup>[7,16]</sup>。豚草花粉是人类变态反应症“苦草热”的主要致病原。薇甘菊(*Mikania micrantha* H. B. K.),原产于中美洲和南美洲,现广泛分布于东南亚以及太平洋地区,是一种危害经济作物和森林植被的杂草。在我国,薇甘菊于 20 世纪 70 年代出现于香港,1984 年在深圳银湖采到标本,80 年代末传入深圳内伶仃岛,现在薇甘菊广泛分布于深圳、珠海、广州、东莞、番禺等地<sup>[15]</sup>。薇甘菊可分泌有化感作用的物质而抑制其它植物的生长<sup>[22,25,50]</sup>。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<sup>[24]</sup>。胜红蓟(*Ageratum conyzoides*)分泌的挥发油对生在其周围的植物产生化感作用<sup>[18]</sup>。植物外来种就利用这些特性来同本地种竞争。

1.1.3 生活史 物种的生活周期有利于物种的生存和发展,这也使外来种的风险性增加,尤其是当外来种有一定的休眠期时,休眠期有利物种渡过恶

劣的环境条件(如寒冷或干旱的季节),也有利于长途运输。有的外来种的种子有多次休眠期,这样的物种入侵力就更强。例如,常春藤叶婆婆纳(*Veronica hederaefolia* L.)种子在成熟后有一段明显的休眠期<sup>[19]</sup>;豚草的种子也有休眠期,而豚草的种子即使打破了休眠,如没有发芽的种子仍处于黑暗中则又进入二次休眠;豚草种子可休眠35年,而埋在土壤中40年的种子在早春进行萌发实验时,有4%种子仍能发芽,埋葬50年或更长时间的种子才丧失活性<sup>[2]</sup>。这种休眠有利豚草和常春藤叶婆婆纳在受到人为干扰的环境中入侵成功和易形成优势种。

**1.1.4 繁殖率** 外来种的生殖特性对它的入侵成功与否影响十分大。入侵性强的外来种比较显著的特点是产生的种子多<sup>[53]</sup>,种子的发芽率高,幼苗生长快,幼龄期短,成熟快,种群增长快,这些均有利于外来种的种群减少灭绝风险<sup>[56]</sup>。例如,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,如薇甘菊能产生大量细小的种子(千粒重0.0892g),种子一端有一圈细小的绒毛,能借助于风力远距离传播,而且薇甘菊的茎节与地面接触后可产生大量的须根,所以薇甘菊能以种子和营养体进行繁殖<sup>[15]</sup>。与其它杂草相比,常春藤叶婆婆纳在田间的种子萌发率较高,达10%以上(农田杂草种子的平均萌发率一般为3.32%)<sup>[19]</sup>。

**1.1.5 开始引进或入侵的数目** 起初引进或入侵的外来种的数量过少,那么该物种的灭绝的机率就大,加上外来种的近亲交配的情况严重,不利于物种的繁衍。例如,Beirne<sup>[30]</sup>研究发现,引进捕食者进行生物控制时,引进者的数量对该物种的灭绝的影响大,释放的数量为5000个时,只有10%的存活率,而释放31200个时,其存活率就达78%。

**1.1.6 干扰对外来种的影响** 如果外来种只出现于受到干扰的生境里,那么它对自然的生态系统就可能没有影响。那些既可在干扰的环境里生存,又可侵入自然环境的外来种的影响会很大。豚草侵入的农田多是禾本科作物田及中耕作物田园,在非耕地上则大多生长在山沟、冲谷、公路、铁路沿线、河岸渠道两侧、住宅区和其非农业经济用地;特别是受近期干扰的地带,豚草最易入侵,形成单一优势种群<sup>[2]</sup>;豚草易在受干扰的生境中入侵生长,有其二次休眠的特点,埋在较深的土壤中可保持活性

多年;其种子发芽出苗率受土壤深度影响,种子在土中1~4cm处萌发最好,6~8cm深时显著减少,而到10cm以下时几乎不出苗,土表的种子发芽出苗存活率为68%,而5,15cm深时幼苗存活率为0。

## 1.2 对有关外来种传播特性的研究

**1.2.1 运动能力** 植物分布范围同它的繁殖体自身的特性有很大的关系。许多分布广泛的外来种可产生大量的细小的种子,这些种子很轻,或者种子有翅等等,能借助于风力远距离传播。有些外来种的果实可被鸟类等动物取食,或有粘附性的结构,有利于借助动物的传播<sup>[48,59,67]</sup>。有些外来种的种子同植物体一起被动物取食后,却不能被消化掉,又从动物的消化道中排泄出来,种子轻,可漂浮在水面流到远处。也有的种子是人类有意或无意的传播到远处<sup>[42]</sup>。Carlton等<sup>[35]</sup>发现远洋轮船的压舱水把367种浮游生物从日本带到美国的俄勒冈州。

**1.2.2 是否成为载体** 在引进外来种的时候,没有处理好,随同携带来了其它物种,如病原体<sup>[32]</sup>。为了控制甘蔗地里的毛虫(*Armyworm*)和粘虫(*Cutworm*),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<sup>[54]</sup>。这会给当地的物种带来灾祸。

**1.2.3 是否可以进行无性繁殖** 外来种中有的以种子进行繁殖的,而有些则可以进行无性繁殖。如果外来种以地下根或地下茎进行繁殖,那外来种对野火等的干扰的抗性要大很多,而野火过后,竞争减少,更有利于外来种的扩展。如北美一枝黄花(*Solidago altissima* L.)<sup>[9]</sup>、膨蜆菊和薇甘菊等均可以地下根茎进行无性繁殖,这种特性有利于它们在早春时比其它植物先生长发芽,增强它们的竞争力。

**1.2.4 检测的难易** 这是针对那些随货物夹带或旅客无意携带来,或轮船的压舱水带入的外来种。如果外来种易于被检疫或其载体能用烟熏等方法处理,那么这些无意携带外来种入港口的机率就会大大减少。对压舱水里的外来种的检测可应用一些探测器来测定水中的是否有外来种所释放的一些化学物质来确定有无外来种。通过港口和机场等地对外来种的检测可以大量减少外来种的输入。

**1.2.5 控制方法** 对外来种进行控制时,需针对选择的对象来选取不同的控制措施,另外,还要考

虑到环境条件的影响。目前,控制和消除外来种的方法有机械法、化学法和生物控制法,生物法有其优点,但也有产生二次效应的潜在危险性。效果较好的是要先对影响外来种入侵的各种因子进行系统分析,取用综合的办法来进行控制。

### 1.3 对外来种影响的评价

**1.3.1 食物谱的宽度** 在采用生物控制法时,其中很重要的一点是要考虑引进的生物控制剂(昆虫、真菌、细菌和病毒等)的食物专一性,食物专一性是生物控制剂的关键标准之一。引进的生物控制剂专一性不强,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,如为了控制外来种麝香飞廉(*Carduus nutans*)和 *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. canescens* 和波叶蓟(*C. undulatum*),成了其取食对象,而且这种情况有加重的趋势<sup>[51]</sup>。此外,生物的取食有可塑性,当其环境条件变化时,其取食对象可能发生改变;为了提高预测性和减少损失,需对释放的生物控制剂进一步监测控制。

**1.3.2 有无捕食者或竞争者** 对外来种的原栖息地的生境和其它的生态情况应作详细地调查和研究,了解它与其它物种的关系,看有无取食它的生物或病原体,或者同它有强烈竞争的物种。在此基础上,对要引种该物种的地方的生境等情况作深入调查研究,看是否有相同或相似的捕食者或竞争者。如有相同的捕食者时,当引进的物种一旦造成危害时,就可应用这种生物来控制它。这有利于避免生物控制法的二次效应。

**1.3.3 以前引种的情况** 通过查阅其它地方引种同一物种的资料,了解其生态影响,然后把要引进地的生境同它作对比研究后再确定引种与否。

**1.3.4 经济影响** 对外来种的经济影响作评估,包括以下几部分:外来种对农业、林业、畜牧业和渔业等造成影响而使产品的产量下降和品质降低,由此而造成的损失;由于外来种的影响而使旅游业和娱乐业受损的情况;为了控制外来种而化费的人力和物力。研究外来种的经济影响时,就要考虑外来种入侵的面积和外来种对当地生物,尤其是对人类关心的经济作物等的直接影响。当然间接影响也不能忽略。其间接影响多是通过同其它生物的作用来显现出来的:如外来种成了病原体的藏

身之所,有利于病原体的生存;通过取代本地植物,使本地动物失去食物或宿主而大量减少。那些食谱窄的动物受这种影响最大。除了这些之外,另一个有关的损失是那些可产生大量易燃物的外来种,可能引起火灾而造成巨大的损失。如早雀麦使爱达荷州牧区的野火的频率和强度都增加,仅1980年就有  $7.28 \times 10^5$  ha 的牧地遭火灾<sup>[34]</sup>,又如空连子草(*Alternanthera philoxeroides*),由于竞争力强,消耗的土壤养分多,对与其生长在一起的水稻(*Oryza Sativa*)、小麦、玉米、红苕和莴苣的产量造成的损失分别为45%、36%、19%、63%和47%<sup>[26]</sup>。

**1.3.5 对环境的破坏** 植物外来种对生态环境的影响有多方面。主要体现于5个方面。

第一,对干扰体制的影响。这方面最为显著的是外来的草本类植物使受入侵地区的野火的频率和强度增大,如在美国,来自欧洲的早雀麦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年,而其进来之后,周期变成了3~5年,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<sup>[37,54,68]</sup>。植物外来种取代本地种后形成的群落比原群落稀疏或植物外来种的根分布浅时,加重了土壤的侵蚀。

第二,改变土壤组分。外来种对土壤的影响最突出的一点是改变土壤的化学成分。如 *Myrica faya* 可通过生物固氮而使原本缺的火山地的含N量大为增加<sup>[70]</sup>;桤柳(*Tamarix*)可从叶片里渗出盐类物质,抑制本地种的萌发<sup>[34]</sup>。许多外来杂草生长快,如紫茎泽兰(*Eupatorium adenophorum*)是需肥量大、吸肥力强的外来植物,可消耗大量的N、P、K等营养,造成土壤肥力下降,对群落中其它植物的生长造成很大影响<sup>[16,17]</sup>。

第三,影响群落的物种多样性。外来种入侵是造成物种多样性丧失的威胁之一(另一威胁是生境的破碎化)<sup>[29]</sup>。生境的破坏在造成本地种丧失的同时,还会促进外来种的入侵<sup>[61]</sup>。外来种同本地种竞争而威胁本地种,甚至造成本地种的灭绝,使群落的物种多样性受到影响<sup>[20,40,46,62]</sup>,使栖息地遭到破坏,本地动物丧失食物和栖息地,从而动物大量死亡,群落的生物多样性减少,群落的组成结构发生变化。如来自欧洲的千屈菜(*Lythrum salicaria*),是19世纪作为园林植物引进的,而后逃逸到野外,现在每年以  $1.15 \times 10^5$  ha 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,其中包括 *Clemmys muhlenbergii* 和几种野鸭。有些外来植物可以通过竞争而改变整个生态系统,如在加利福尼亚,黄星菊 (*Centaurea solstitialis*) 已侵占  $4.0 \times 10^9$  ha 北部草原,造成草地生产力大幅度减少。如白千层 (*Melaleuca leucadendron* L.) 这类植物侵入沼泽地后,形成了这类物种占优势的群落,群落的生物多样性下降了 60% ~ 80%。外来种入侵对海岛物种多样性的影响最大,这是海岛的脆弱性大的缘故。在科隆群岛上,外来植物对 29% 的珍稀地方植物和 11% 的本地植物造成威胁。大米草原产欧洲,我国在 20 世纪 70 ~ 80 年代由仲崇信等<sup>[3]</sup>引入栽培成功,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,对当地生物多样性构成威胁;如在我国的福建霞浦县东吾洋沿海滩涂,1983 年引种大米草,由于它的入侵性强,7 年后成为占优势的植物,使群落的生物多样性下降。近年来,原产南美洲的杂草薇甘菊,出现在广东省的一些沿海岛屿和近海城市,由于该种杂草的生存力和竞争力十分强,它可以覆盖在其它植物上,使这些植物不能进行光合作用而死亡,并威胁到当地的野生草食性动物(如猕猴)<sup>[5]</sup>。

第四,对土壤水分的影响。外来种的入侵可以使土壤的水分大量消耗掉,使土壤缺水。如旱雀麦的根可以达到本地种难以达到的深度,消耗掉大量的水分,使地下水位下降,土壤过度干燥;桉树 (*Eucalyptus*) 的广泛种植给海南和雷州半岛带了不少问题。桉树靠大量吸取水分生存,对水土保持不利,造成土壤干燥和肥力低,同其取代的森林相比,桉树林中的生物多样性低<sup>[4,8]</sup>。植物外来种还可以通过影响土壤的侵蚀和改变土壤的成分等而使水质发生变化。

第五,美学方面的影响。外来种大面积的入侵定居会改变整个景观的格局,尤其是在风景区里的入侵,使风景改变,影响到旅游业的发展。水葫芦 (*Eichhornia crassipes*) 原产南美洲,20 世纪 30 年代传入我国,现广泛分布于华南、华中、华北和东北地区,在我国南方各省危害最重,在云南滇池内,水葫芦的覆盖面积约达 10km<sup>2</sup>,水葫芦的漫延给当地渔业和旅游业带来了极大的经济损失<sup>[1,38]</sup>。

除对环境方面的影响外,还有入侵可能影响生

态系统的独特性、稀有性、地质史学方面的价值。

第六,遗传方面的影响。外来种侵入新的环境后,可能同亲缘关系近的本地种进行杂交,使其基因库改变。如 *Spartina alterniflora* 是在 19 世纪早期由轮船的压舱水偶然传入英格兰的南部海岸,后来它同与其同源的本地种 *Spartina maritima* 杂交,产生大米草,大米草的遗传特性与其亲代的不同<sup>[27,38,63]</sup>。

#### 1.4 外来种入侵影响的综合性测定

如果在测量外来种入侵影响时,只把外来种入侵造成的损失和消除控制外来种的费用作为唯一指标,就不能全面反映外来种入侵造成的影响。在地理学尺度上,有 3 个因素决定一个外来种的总体影响:外来种分布的总面积、密度和每个单体的平均效应。用公式表示外来种入侵的综合性影响则是  $I = R \times A \times E$ 。式中,  $I$  为外来种的影响;  $R$  为外来种分布范围的大小(单位: m<sup>2</sup>),  $A$  为密度,  $E$  为每个单体的平均效应<sup>[52]</sup>。

#### 1.5 对外来种入侵的预测

对外来种可能入侵哪类生态系统和会造成什么样的危害作出预测十分重要。对外来种入侵的预测分析有 3 种方法<sup>[44]</sup>。

第 1 种是应用统计的方法。通过对入侵成功或正在入侵的外来种进行分析,鉴定对外来种入侵影响大的物种特性和环境特性,如种子的大小、种子产生的数量、种子有无休眠期、种子的传播能力、目标环境是否遭干扰等,在此基础上分析预测外来种入侵的成功率等。这种方法的弱点是只能用一些变量估计某外来种的入侵可能性,而无法进行具体操作。Williamson<sup>[69]</sup>用统计方法对外来种的入侵分析得出“十分之一”这个规律。他认为外来种入侵成功需经过几个阶段:引进、入侵、建立和变成有害种;从上一个阶段转变到下一个阶段的成功率为 10%,这个 10% 的变动范围是 5% ~ 20%,这就是“十分之一”规律。这个规律是 Williamson 对英国的外来种作出统计得出的结果,经许多研究证实的,对我国现有的植物外来种统计发现约有 6% 的外来种成为有害植物,同这个规律相符合。尽管有一些实例与此不一致,但是这个规律反映了入侵的外来种中只有很小部分会成为有害种。

第 2 种方法是对外来种在原生长环境中进行生理测定。对目标环境的气候条件进行分析,因此对外来种将来的入侵分布范围可以进行预测,第二

种方法未把第一种方法中的因子考虑在内,也未考虑外来种与其它物种之间的可能存在的相互作用。

第3种方法是分析建模。这种方法是假设选定的几个变量是合理可行的,由此建模来预测入侵的空间过程等。这种方法提供了一个可进行预测又可检验的模型,建模可把各变量或参数结合起来分析预测。R-D模型(reaction-diffusion models)可能是在生物入侵方面应用最广泛的模型<sup>[43]</sup>;它成功地预测了一些外来动物入侵,如麝鼠(*Ondatra zibethicus*)等;这个模型是假设种群足够大,随机效应不重要。用该模型对植物外来种入侵预测时,由于植物与环境之间的相互作用和随机效应对植物外来种入侵的速率和格局影响很大,而该模型不足之处就是未考虑植物的特性、环境异质性和随机效应,因此,这影响了R-D模型预测的准确性;此外,这个模型另一不足之处是只能预测入侵速率,而不能预测入侵格局。在对R-D模型不足之处进行修改的基础上产生了许多模型<sup>[45,47]</sup>;由于复杂性加大,所以,这些模型多只是对特例进行预测。Hengeveld对R-D模型进行修改,把生活史和传播有关的参数引入了模型,用这种模型对几种外来种鸟类圆顶鸽(*Streptopelia decaocto*)、八哥(*Sturnus vulgaris*)、牛鹭(*Bubulcus ibis*)和一种哺乳动物麝鼠(*O. zibethicus*)进行了预测,这种模型的不足之处是对远距离传播的入侵难以进行预测。考虑到上述模型的不足,在SES模型(spatially explicit simulation models)中,空间、生态过程和随机效应有关参数被引入模型,这个模型被应用预测植物的入侵<sup>[28]</sup>,用这种模型可以预测确定外来种个体的空间位置,这有利于对植物行为的特性进行模拟,其预测结果可作为地理信息参数,从而同地理信息系统(GIS)联系起来,可以进一步分析预测。Higgins<sup>[46]</sup>通过研究外来种松树(*Pinus* spp.)对R-D模型和SES模型进行比较研究得出:在SES模型中,外来种传播能力是个最重要的影响因子;参数估计和模型发展要结合起来,这有助于模型的结构同被模拟的生物过程一致。MIGRATE模型是种以小单元为基础,时空离散而状态连续的模型,该模型把各种实际统计参数同多种传播机制结合起来,用来预测外来种入侵传播;Wadsworth等<sup>[65]</sup>用这种模型来预测喜马凤仙花(*Impatiens glandulifera*)和大叶牛防风(*Heracleum mantegazzianum*)两种外来杂草的传播,并用地理信息系统结合景观

资料(如地形、水文和土地覆盖等)来模拟对这两种杂草的控制,研究表明,种群和空间参数中最重要的是种群大小和空间分布,对根据种群和空间特性确定控制外来种的先后顺序的策略最有效;在区域尺度上,确定物种分布情况后,采用相应的措施来控制这两种杂草是可行的。

尽管有了以上的评价指导原则和预测分析方法,但对外来种入侵的预测还是有其不确定性。一方面是难以收集到足够的信息和资料;另一方面是环境的复杂性,气候的微小变异和生物间的关系处于动态之中,这些均会增大预测的难度。

## 2 对植物外来种的管理

在我国,植物外来种很多,分布范围较广,如广东省新绿化造林的面积中,有一半以上是外来树种如桉树类、相思类(*Acacia*)和湿地松(*Pinus*)的纯林;20世纪40年代传入我国的普通豚草和三裂豚草,现已蔓延到我国的15个省,给农业造成极大的危害、威胁到人类的健康<sup>[14]</sup>。为了植物外来种进行有效的管理和控制,土地管理部门、林业部门、农业部门、渔业部门、海关的检疫部门、保护区和生态学家、土地的使用者应采取合作协调一致,在综合管理原则基础上,对外来种进行有效的管理控制。

### 2.1 外来种的管理策略

对植物外来种的管理要采取以下管理策略:要大力保护未受到外来种入侵的自然生态系统或干净的系统。这是在外来种管理中最重要的一个方面,其代价也小;对只受到轻微入侵的生态系统应进行优先保护和管理;对已定居的外来种生态系统的管理,要先确定其入侵的边界,从边界或河流的上游管理入手,逐步向中心或下游推进。这样可以防止造成新的入侵;对于已定居的外来种如果一时不能消除掉,就先确定其边界,控制好边界,到有了新的方法时再进行处理;要对已消灭了外来种的地方用本地种进行植被恢复或监控,以防止外来种的再次入侵;加强宣传教育,使人们认识外来种的危害和自觉地参与对外来种的管理。

### 2.2 阻止植物外来种的新的入侵和扩展

2.2.1 加强检疫各海关和边防检查站 采用先进的方法和仪器进行检测,对参与检测工作的人员进行培训,使他们能够正确鉴定各种有入侵性的植物,尤其是植物的种子。

2.2.2 对外来种特性等研究 有关的部门要对入

侵性大的植物的特性和易遭入侵的生态系统的脆弱性研究,研究出其有效的检测、管理和控制方法。同有关部门和个人共享这些成果、信息和资料。

**2.2.3 建立有关的联络网** 有关部门(土地的使用者、土地管理部门、各旅游机构、保护组织、植物学家、园艺专家和杂草管理部门)之间建立一个全国性的联络网,来报道有关外来种的入侵的情况,来促进外来种的检测和管理。同时建立有关外来种的数据库,内容包括:外来种的种类、在本国存在与否、分布范围和种群的大小;各种外来种的特性和管理控制办法;消灭外来种的有关项目的进展和取得的成果;对各项目的评估;新的入侵的情况和预测等等。除了本国的合作外,还要加强同外来种原引进的国家的合作,交流信息,建立有关外来种的全球信息系统<sup>[57]</sup>。

**2.2.4 宣传教育** 利用各种渠道对公众进行宣传教育,让人们了解外来种的危害和特性等。特别是对出国的旅客进行这种宣传尤为必要,让旅客有意识地参与外来种的管理活动。

**2.2.5 以本地种取代外来种**,鼓励人们在绿化造林、园艺栽培时利用本地种,严禁使用入侵性强的物种。

### 2.3 消除和控制已定居的外来种

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,才能造成危害。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<sup>[23]</sup>。

**2.3.1 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2种方法只有当外来种的地下部分不能进行无性繁殖时有效。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<sup>[33]</sup>。对能以地下部分进行无性繁殖的外来种,用机械法控制则难度较大。

在控制外来种时,Berger<sup>[31]</sup>认为应用生态恢复的方法很有效。应用生态恢复的方法中有火烧、水淹、光照和遮荫等机械法。

**2.3.2 化学法** 应用化学方法时,主要是用除草

剂来控制外来种。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和绿草烷两类除草剂;草甘膦是种广谱性的除草剂,它可以杀死几乎所有的植物,而绿草烷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,二是为了对其它生物不造成伤害<sup>[36]</sup>。如对日本扁蓄(*Polygonum cuspidatum*)用化学方法处理时,要求在低温但未冰冻时进行,先在离地面5.08cm的高度砍断其茎秆,而后用25%的草甘膦或绿草烷溶液处理;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。

**2.3.3 生物控制法** 主要是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。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,但是如果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。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。

如矢车菊(*Centaurea maculosa* Lam.)一年生植物,它是从欧洲传入美国的,入侵性很强。能使土地的承载力减少的幅度高达90%。用化学法对它进行处理效果不错,但是价格高。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,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.)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(*Aphthona abdominalis*)和天牛(*Longhorned bee-*

tle),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和三裂豚草,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(*Zygotogramma suturalis*);原产南美的空心莲子草,20世纪70年代在我国南方各省泛滥成灾,后来引进了空心莲子草叶甲(*Agasicles hygrophia*)来防治空心莲子草<sup>[12,26]</sup>。

#### 2.4 有效地恢复

当外来种已被控制或消灭之后,要及时地对这些受到干扰地带进行恢复建设。这种恢复性工作的目的有:有效地阻止外来种的再次入侵。如果没有实行这种恢复工作,那么先前进行的工作会失去可持续性;使生态系统的生产力得到恢复;恢复群落的物种多样性。本地植物同当地的动物之间的关系得到重建后,有利于珍稀濒危物种的保护;社会服务功能的恢复。有两方面。一是经济功能。农业、畜牧业、林业、渔业等方面的产量和质量的恢复和提高;二是间接的服务功能。减少土壤侵蚀、野火等干扰,改良土质和水质,使景观得到恢复,其旅游等价值得以提高。

消灭控制外来种是一长期性的工作,要建立一个长期的预警系统,给予长期的追踪监控。要在对外来种进行科学的评估的基础上,进一步加强管理,通过对外来种入侵的管理可以阻止和减少其危害。

#### 参考文献

- [1] 丁建清,等. 恶性水生杂草-水葫芦在我国的发生危害及其防治[J]. 杂草学报,1990,4(1):45~48.
- [2] 万方浩,王韧. 恶性害草豚草的生物学及生态学特性[J]. 杂草学报,1990,4(1):45~48.
- [3] 马学慧,刘兴土. 中国湿地生态系统环境质量现状分析与评价方法[J]. 地理科学,1997,17(增):401~408.
- [4] 马敬能,等. 中国生物多样性保护综述[M]. 北京:中国林业出版社,1998.
- [5] 孔国辉,吴七根,胡启明. 外来杂草薇甘菊(*Mikania micrantha* H.B.K)在我国出现[J]. 热带亚热带植物学报,2000,1:27.
- [6] 王大力. 豚草的分布规律及群落构成研究[J]. 杂草学报,1994,8(2):35~37.
- [7] 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.
- [8] 王震洪,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.
- [9] 车晋滇,郭喜红. 北美一枝黄花[J]. 杂草科学,1999,1:17.
- [10] 余宇平,梁家社,何大愚. 紫茎泽兰防治方法的进展[J]. 杂草学报,1988,2(2):39~40.
- [11] 李秀梅. 恶性害草豚草的综合防治研究进展[J]. 杂草科学,1997,1:7~10.
- [12] 陆庆广. 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,1997,5(3):224~230.
- [13] 陈志群. 国外水葫芦生物防治研究概况[J]. 中国生物防治,1996,12(3):143~145.
- [14] 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.
- [15] 曾启杰,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.
- [16] 祝心如,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] 赵国晶,马云萍. 云南省紫茎泽兰的分布与危害的调查研究[J]. 杂草科学,1989,3(2):37~40.
- [18] 徐涛,孔垂华,胡飞. 胜红蓟化感作用研究:挥发油对不同营养水平下植物的化感作用[J]. 应用生态学报,1999,10(6):748~750.
- [19] 郭水良,李扬汉. 新外来杂草-常春藤叶婆婆纳[J]. 杂草科学,1996,3:6~7.
- [20] 崔保山. 湿地生态系统特征变化及其可持续性问题[J]. 生态学杂志,1999,18(2):43~49.
- [21] 康乐. 外来种入侵的生态学效应[N]. 科学时报,1999年4月2日.
- [22] 黄忠良,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.
- [23] 彭少麟,向言词. 植物外来种入侵及其对生态系统的影响[J]. 植物生态学报,1999,19(1):560~569.
- [24] 曾任森,等. 薊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.
- [25] 温达志,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.
- [26] 谭万忠. 空心莲子草对几种作物的损失测定[J]. 杂草学报,1994,8(1):28~31.
- [27] Antilla, C. K. et al. Greater male fitness of a rear invader (*Spartina alterniflora*, Poaceae) threatens a common native (*Spartina foliosa*) with hybridization [J]. *Amer. J. Bot.*, 1998,85(11):1597~1601.
- [28] Auld, B. A. and Coote, B. G. Invade towards the simulation of plant spread. [J]. *Agric., Ecos. Environ.*, 1990,30:212~128.
- [29] Baskin, Y. Winners and losers in a changing world: Global changes may promote invasion and alter the fate of invasive species. [J]. *Bioscience*, 1998,48(10):788~792.
- [30] Beirne, B. Biological control attempts by introductions against pest insects in the field in Canada [J]. *Can. Entomol.*, 1975,107:225~236.
- [31] Berger J. J. Ecological restoration and nonindigenous plant species: a review [J]. *Restor. Ecol.*, 1993,2(4):74~82.
- [32] Bergersen, E. P. and Anderson, D. E. The distribution and spread of *Myxobolus cerebrealis* in the United States [J]. *Fisheries*, 1997,22:6~7.
- [33] Brown J. R. and Archer, S. Shrub invasion of grassland: recruitment is continuous and not regulated by herbaceous biomass or density [J]. *Ecology*, 1999,80(7):2385~2396.
- [34] Campbell, F. T. Exotic pest plant councils: cooperating to assess and control invasive non-indigenous plant species [A]. In: Luken, J. O. (eds). *Assessment and Management of Plant Invasions* [C]. Berlin: Springer, 1997,228~230.
- [35] Carlton, J. T. and Geller, J. B. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms [J]. *Science*, 1993,261(2):78~81.
- [36] Christian J. M. and Wilson, S. D. Long-term ecosystem impacts of an introduced grass in the northern great plains [J]. *Ecol.*, 1999,80(7):2397~2407.
- [37] D Antonio, C. M. and Vitousek, P. M. Biological invasion by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change [J]. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 1992,23:63~87.
- [38] Daehler, C. C. and Strong, D. R. Hybridization between introduced smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*, Poaceae) and

- native California cordgrass (*S. foliosa*) in San Francisco Bay, California, USA[J]. *Amer. J. Bot.*, 1997, **84**(5):607.
- [39] Dukes J. S. and Mooney, H. A. Does global change increase the success of biological invaders [J]? *Tr. Ecol. & Evol.*, 1999, **14**:135 ~ 139.
- [40] Ehrenfeld, J. G. Invasion of deciduous forest preserves in the New York metropolitan region by Japanese barberry (*Berberis thunbergii* DC.) [J]. *J. Tor. Bot. Soc.*, 1997, **124**(2):210 ~ 215.
- [41] Gengle, C. B. and Duggin, J. A. *Lantana camara*, L. invasions in dry rainforest-openforest ecotones: The role of disturbances associated with fire and cattle grazing[J]. *Aus. J. Ecol.*, 1997, **22**(3):298 ~ 306.
- [42] Hallegraeff, G. M. Transport of exotic dinoflagellates via ships' ballast water: bioeconomic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies [J]. *Mari. Ecol. Progress Series*, 1998, **168**:297 ~ 309.
- [43] Hastings, A. Models of spatial spread: is the theory complete [J]? *Ecology*, 1996, **77**(6):1675 ~ 1679.
- [44] Hengeveld, R. Modelling the impact of biological invasions[A]. In: Sandlund, O. T. (eds). *Invasive Species and Biodiversity Management* [C]. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. 127 ~ 138.
- [45] Hengeveld, R. Small-step invasion research[J]. *Tr. Ecol. Evol.*, 1994, **9**:339 ~ 342.
- [46] Higgins, S. I. et al. Modeling invasive plant spread: the role of plant-environment interactions and model structure[J]. *Ecology*, 1996, **77**(7):2043 ~ 2054.
- [47] Holmes, E. E. et al. Partial differential equations in ecology: spatial interactions and population dynamics[J]. *Ecol.*, 1994, **75**:17 ~ 29.
- [48] Howe, H. F. and Smallwood, J. Ecology of seed dispersal [J]. *Ann. Ecol. Syst.*, 1982, **13**:201 ~ 228.
- [49] Huhges, F. et al. Alien grass invasion and fire in the seasonal submontane zone of Hawaii [J]. *Ecology*, 1991, **72**(2):743 ~ 746.
- [50] Ismail, B. S. and Mah, L. S. Effects of *Mikania micrantha* H. B. K. on germination and growth of weed species[J]. *Plant and Soil*, 1993, **157**(1):107 ~ 113.
- [51] Louda, S. M. et al. Ecological effects of an insect introduced for the biological control of weeds [J]. *Science*, 1997, **277**(22):1088 ~ 1090.
- [52] Parker, I. et al. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders[J]. *Biol. Invas*, 1999, **1**:3 ~ 19.
- [53] Philbrick, C. T. et al. Invasion and spread of *Callitriche stagnalis* (Callitricaceae) in North America [J]. *Rhodora*, 1998, **100**(901):25 ~ 38.
- [54] Pimentel, D. et al. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States[J]. *Bioscience*, 2000, **50**(1):53 ~ 65.
- [55] Quentin, C. B. C. and Fuller, J. L. *Plant Invaders* [M]. London: Chapman & Hall, 1995. 30 ~ 32.
- [56] Ræjmanek, M. and Richardson, D. M. What attributes make some plant species more invasive [J]? *Ecol.*, 1996, **77**(6):1655 ~ 1661.
- [57] Ricciardi, A. et al. Toward a global information system for invasive species [J]. *Bioscience*, 2000, **50**(3):239 ~ 244.
- [58] Ruesink, J. L. et al. Reducing the risks of nonindigenous species introductions [J]. *Bioscience*, 1995, **45**(7):465 ~ 477.
- [59] Sahai, K. Macro and micromorphology of seed surface of some exotic pine species adapted in Indian Himalayan climate [J]. *Phytomorphology*, 1994, **44**(1~2):31 ~ 35.
- [60] Simberloff, D. and Holle, V. B. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown [J]? *Biol. Invas.*, 1999, **1**:21 ~ 32.
- [61] Styliniski, C. D. and Alien, E. B. Lack of native species recovery following severe exotic disturbance in southern Californian shrublands [J]. *J. Appl. Ecol.*, 1999, **36**:544 ~ 554.
- [62] Suarez, A. V. et al. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal Southern California [J]. *Ecology*, 1998, **79**(6):2041 ~ 2056.
- [63] Thompson, J. D. The biology of an invasive plant: what make *Spartina anglica* so successful [J]? *Bioscience*, 1991, **41**(6):393 ~ 400.
- [64] Vivrette, N. J. and Muller, C. H. Mechanism of invasion and dominance of coastal grassland by *Mesembryanthemum crystallinum* [J]. *Ecol. Monogr.*, 1977, **47**:301 ~ 318.
- [65] Wadsworth, R. A. et al. Simulating the spread and management of alien riparian weeds: are they out of control [J]? *J. Appl. Ecol.*, 2000, **37**(Suppl. 1):28 ~ 38.
- [66] Walker, L. R. and Smith, S. M. Impacts of invasive plants on community and ecosystem properties [A]. In: Luken, J. O. (eds). *Assessment and Management of Plant* [C]. Berlin: Springer, 1997. 59 ~ 85.
- [67] Wilgen, B. W. V. and Siegfried, W. R. Seed dispersal properties of three pine species as a determinant of invasive potential [J]. *S. Afr. J. Bot.*, 1986, **52**:546 ~ 548.
- [68] Wilgen, W. V. and Richardson, D. M. The effects of alien shrub invasions on vegetation structure and fire behavior in South African fynbos shrublands: a simulation study [J]. *J. Appl. Ecol.*, 1985, **22**:955 ~ 965.
- [69] Williamson, M. and Fitter, A. The varying success of invaders [J]. *Ecology*, 1996, **77**(6):1661 ~ 1666.
- [70] Witkowski, E. T. F. Effects of invasive alien acacias on nutrient cycling in coastal lowlands of the cape fynbos [J]. *J. Appl. Ecol.*, 1991, **28**:1 ~ 15.

(收稿:2001年2月5日,改回:6月18日)