

DOI: 10.3969/j.issn.2095-1787.2024.03.011

黄星菊在我国的适生性分析及风险评估

袁淑珍¹, 龙阳², 李凯兵³, 徐晗⁴, 虞赟⁵, 袁俊杰^{2*}

¹二连海关技术中心, 内蒙古 二连浩特 012600; ²湛江海关技术中心, 广东 湛江 524000; ³佛山海关, 广东 佛山 528000; ⁴中国检验检疫科学研究院, 北京 100000; ⁵福州海关技术中心, 福建 福州 350003

摘要:【目的】黄星菊是一种极具危险性的杂草,在美国和澳大利亚等地区被列为有毒有害杂草并加以控制。目前在我国新疆等局部区域,已发现有黄星菊的定殖,且呈蔓延危害加剧的趋势。对黄星菊进行适生性分析及风险评估,可为该有害生物的预警防控提供理论依据。【方法】利用 MaxEnt 模型对黄星菊在我国的潜在适生区进行预测,并采用多指标赋值运算,对其入侵的风险进行定量分析。【结果】黄星菊在我国的潜在适生区达 32.96%,其中高度适生区、中度适生区和低度适生区的面积分别为 11.21 万、34.16 万、272.28 万 km²。其危险性综合评估风险值 R 为 2.01,为高度危险。【结论】我国很多区域均属于黄星菊的适生区,需要高度重视,其预测结果为建立黄星菊长效预警与防控机制提供必要的理论基础。

关键词: 黄星菊; 潜在适生区; MaxEnt; 风险评估



开放科学标识码
(OSID 码)

Adaptability analysis and risk assessment of *Centaurea solstitialis* in China

YUAN Shuzhen¹, LONG Yang², LI Kaibing³, XU Han⁴, YU Yun⁵, YUAN Junjie^{2*}

¹Erlian Customs Technology Center, Erlianhaote, Neimenggu 012600, China; ²Zhanjiang Customs Technology Center, Zhanjiang, Guangdong 524000, China; ³Foshan Customs, Foshan, Guangdong 528000, China; ⁴Chinese Academy of Inspection and Quarantine, Beijing 100000, China; ⁵Fuzhou Customs Technology Center, Fuzhou, Fujian 350003

Abstract: 【Aim】*Centaurea solstitialis* L. is a very dangerous weed that is classified and controlled as a noxious weed in areas such as the United States and Australia. At present, the colonization of *C. solstitialis* has been found in Xinjiang which shows a tendency to spread. The purpose of this study is to provide theoretical basis for early warning and control by Adaptability analysis and risk assessment of *C. solstitialis* in China. 【Method】MaxEnt model was used to predict the potential geographic distribution of *C. solstitialis* in China, and multi-index assignment was used to conduct quantitative analysis for the risk of invasion. 【Result】The potential habitat area of *C. solstitialis* in China reached 32.96%, of which the areas of high, medium and low habitat were 11.21×10^4 km², 34.16×10^4 km² and 272.28×10^4 km², respectively. The comprehensive risk assessment value of this weed was 2.01, belongs to highly dangerous. 【Conclusion】*C. solstitialis* could occur at many areas of our country. The results provide the necessary theoretical basis for establishing a long-term early warning and control mechanism of *C. solstitialis*.

Key words: *Centaurea solstitialis*; potential geographic distribution; MaxEnt; risk assessment

黄星菊 *Centaurea solstitialis* L. 为菊科 Asteraceae 矢车菊属 *Ambrosia* 杂草,原产于欧洲南部地中海地区和欧亚大陆西部。黄星菊具有很强的竞争优势,密集发生可取代牧草和农作物,对牲畜放牧和饲料收获造成重大经济损失。其代谢产生的毒素可引起马的黑质苍白球脑软化病 (nigropallidal en-

cephalomalacia), 或称“咀嚼病” (Callihan *et al.*, 1982; DiTomaso, 1998; Kingsbury, 1964)。目前,黄星菊在美国和加拿大等地区被列为有毒有害杂草并被加以控制 (Rice, 2003)。近些年来,我国各口岸经常在进口粮食及入境旅客行李中截获黄星菊杂草种子,且在我国新疆局部地区,已经发现黄星

收稿日期 (Received): 2023-07-28 接受日期 (Accepted): 2023-12-30

基金项目: 海关总署科研项目 (2022HK120)

作者简介: 袁淑珍, 女, 正高级农艺师。研究方向: 植物检疫。E-mail: elyuansz@163.com

* 通信作者 (Author for correspondence), 袁俊杰, E-mail: 253348110@qq.com

藟并呈现蔓延危害加剧的趋势,潜在风险不可忽视(杨永刚等,2017)。

有害生物潜在地理分布是有害生物风险评估中最重要的一环,通过潜在地理分布预测,能够确定有害生物入侵、定殖和扩散的地理范围,是有害生物定量风险评估的前置工作。目前,世界范围内用于预测物种分布的生态位模型主要有基于 Gower 距离 DOMAIN 模型(the domain model)、基于规则集生成的遗传算法 GARP 模型(the genetic algorithm for rule-set production)、基于物种对环境因子生态响应函数的 CLIMEX 模型以及基于最大熵的 MaxEnt 模型(maximum entropy species prediction model)等(郭彦龙等,2020; Carpenter *et al.*, 1993; Hirzel *et al.*, 2002; Phillips *et al.*, 2006)。其中, MaxEnt 因操作简便、运行结果稳定和所需样本量小等特点在业内得到广泛认可,已被广泛应用于入侵物种风险评估等研究领域,仅 2006—2013 年间,利用 MaxEnt 软件的研究成果已超千篇(Merow, 2013)。国内学者也使用 MaxEnt 模型开展了多种有害生物的潜在地理分布研究,涉及病原物、害虫和杂草,如菜豆象 *Acanthoscelides obtectus* Say、栎方翅网蝽 *Corythucha arcuate* (Say)、栎树猝死病菌 *Phytophthora ramorum* Werres, De Cock & Man、皱叶果芥 *Rapistrum rugosum* (L.) All. 等,被称作是预测物种地理分布最可靠的 3 种技术之一(贺水莲等, 2015; 谭谋和汪洋, 2021; 汤思琦等, 2023; 王亚锋等, 2022; 徐养诚等, 2021)。因此,本研究通过 MaxEnt 模型对黄星藟在我国的潜在分布区进行预测,以期为黄星藟的预警防控工作提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 基于 MaxEnt 的适生性分析

1.1.1 分布数据 黄星藟的分布数据主要来源于国内外公开发表的文献资料及权威数据库(杨永刚等, 2017; CABI, 2021; GBIF, 2022; Maddox *et al.*, 1985; Uygur *et al.*, 2004), 去除重复项、错误项等后,共收集得到分布数据 11238 条。将上述数据导入到 ArcMap 10.6 软件中,利用其 Create fishnet 工具生成 1×1 的格网数据,分析每个格网中的分布数据,当一个格网中存在多条分布数据时仅随机保留一条,以排除空间关联性较大造成的过拟合模拟的影响,最终保留 769 条分布数据用于适生性分析。

1.1.2 环境气候数据 用于分析的 19 个生物气候

变量来源于 Worldclim 网站,空间分辨率为 5 minute。环境变量之间存在着较高的空间相关性,为提高模型的精确性,降低模型预测过程中可能引入的复杂且无用的信息,对上述生物气候变量进行筛选。利用 MaxEnt 3.4.4 软件中的刀切法检验各变量对模型预测贡献的大小,以剔除贡献值较低的变量。用 SPSS 软件对贡献较大的变量进行 Pearson 相关分析,以检验环境因子变量之间的多重共线性,对于 $|r| \geq 0.8$ 的环境变量仅保留贡献值较高的。最终保留 bio11 最冷季平均温度、bio19 最冷季降水、bio6 最冷月份最低温度、bio4 温度季节性、bio18 最暖季降水、bio12 年降水量等 6 个生物气候变量用于适生性分析。

1.1.3 MaxEnt 模型设置 随机选取 25% 的分布点作为测试集,剩余的 75% 分布点作为训练集,重复训练次数(replicates)设置为 10,重复运行模式选择“Bootstrap”;创建响应曲线(create response curves)、绘制变量重要性刀切图(djackknife to measure variable importance),预测结果使用“Logistic”格式和“asc”文件类型输出。

1.2 黄星藟传入风险的评估方法

根据有害生物危险性评价的指标体系(蒋青等,1995),对黄星藟的国内分布状况 P_1 、潜在危害性 P_2 、受害对象的经济重要性 P_3 、传播的可能性 P_4 和管理难度 P_5 共 5 个一级指标以及其下的 15 个二级指标进行量化赋分,以评估其入侵我国的风险等级。

入侵风险等级 (R) 的计算公式为 $R = \sqrt[5]{P_1 \times P_2 \times P_3 \times P_4 \times P_5}$, 其中, $P_1 = P_1$, $P_2 = 0.6P_{21} + 0.2P_{22} + 0.2P_{23}$, $P_3 = \text{Max}(P_{31}, P_{32}, P_{33})$, $P_4 = \sqrt[5]{P_{41} \times P_{42} \times P_{43} \times P_{44} \times P_{45}}$, $P_5 = (P_{51} + P_{52} + P_{53})/3$ 。划分标准: $2.5 \leq R < 3.0$, 极高危险; $2.0 \leq R < 2.5$, 高危险; $1.5 \leq R < 2.0$, 中危险; $1.0 \leq R < 1.5$, 低危险(徐瑛等, 2023)。

2 结果与分析

2.1 潜在适生区预测结果

以受试者工作特征曲线(receiver operating characteristic, ROC)下的面积(area under curve, AUC)对模型结果的优劣进行评价,AUC 取值范围是 0~1,数值越大说明环境变量与预测的物种地理分布之间的相关性越大,模型判断力越强,预测

效果越好。如图 1 所示,预测模型 AUC 均值高达 0.932,预测结果较好,可信度较高。

黄星菊在我国的潜在适生区预测结果如图 2 所示。其在我国西藏、四川、甘肃、陕西、宁夏、山西、河南、河北部分区域高度适生,在上述区域以外的云南、湖南、福建、安徽、江苏、青海、上海等区域中度适生,在新疆、内蒙古、辽宁、贵州、重庆、湖北、广西、广东、江西、浙江等部分区域低度适生。总之,黄星菊在我国适生区域较广,其中高、中和低适生区的面积占比分别为1.16%、3.54%和 28.25%,一旦入侵,可能会对我国的生态、经济等造成较大的经济损失。

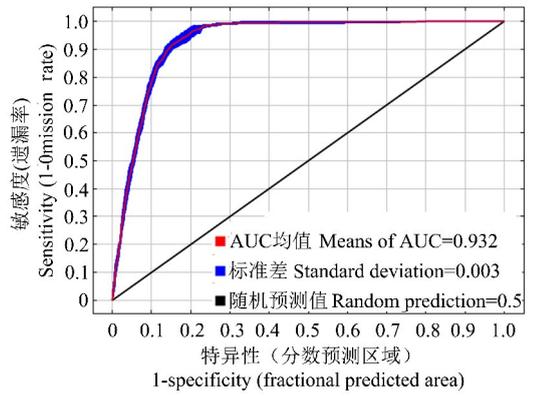


图 1 受试者工作曲线(ROC)及曲线下面积(AUC)
Fig.1 Receiver operating characteristic (ROC) curve and area under the curve (AUC)

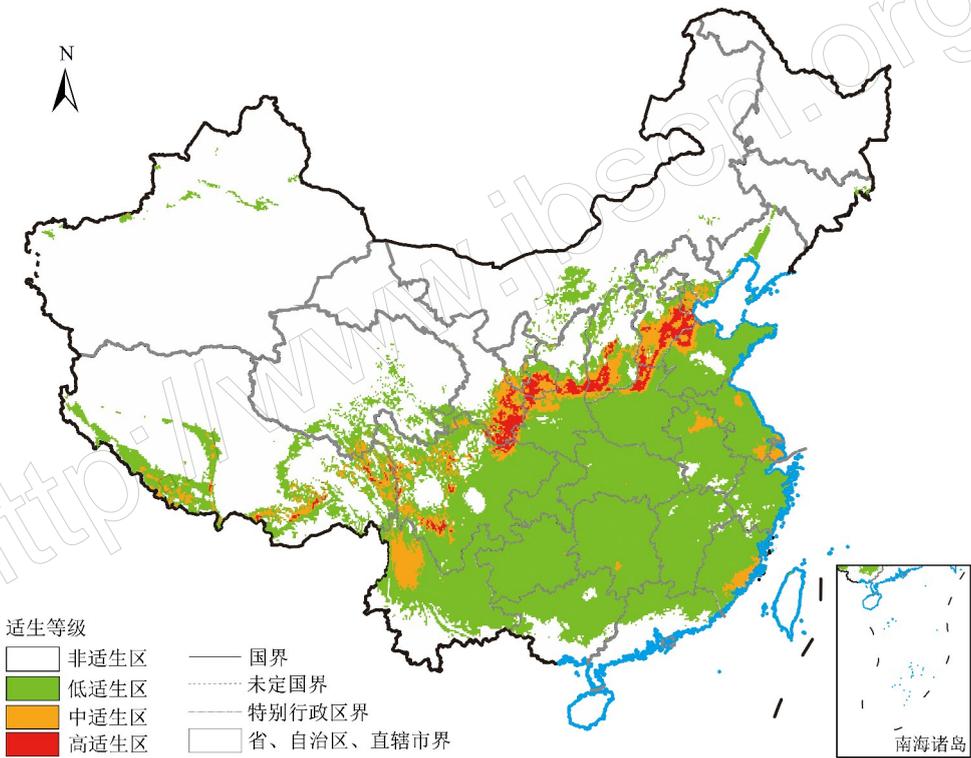


图 2 黄星菊在我国的潜在适生区[审图号:GS(2024)0646号]
Fig.2 Prediction of potential geographical distribution of *C. solstitialis* in China

2.2 黄星菊传入的风险评估

2.2.1 分布情况(P_1) 根据国内外公开发表的文献资料及权威数据库,黄星菊在全球 67 个国家或地区有分布报道记录,我国目前仅在新疆有报道 1 例。按照蒋青等(1995)赋值标准,其国内有分布,但分布面积小于 20%, P_1 赋值为 2 分。

2.2.2 潜在危害性(P_2) 黄星菊为雌雄同株,通常自交不亲和且依赖传粉者。每株可产种子 700~10000 粒,平均每个头状花序产生 38~45 粒种子(Maddox, 1981)。种子库的密度可达 29000 粒·

m^{-2} ,大多数种子在 1 a 内发芽,但有些可以在土壤中持续 10 a 或更长时间(Callihan *et al.*, 1993; Lani-ni *et al.*, 1995; Thomsen *et al.*, 1996)。黄星菊具有很强的竞争优势,在侵入地容易形成密生的灌丛,部分植株冠幅是植株自身高度的 2 倍之多(杨永刚等,2017),在它侵入的任何地方,现有植被都会被取代。黄星菊可以通过完全的生态位控制(例如耗尽土壤水分)来阻止本地植物生长(Spencer *et al.*, 2011),据估计,加州每年因水资源枯竭造成的损失为 1600 万~5600 万美元(DiTomaso, 2001)。同时,

黄星薊会导致马黑苍白脑软化症或“咀嚼病”,马中毒后嘴唇、面部和舌头的肌肉僵硬和肿胀,无法进食或饮水,最终导致永久性脑损伤,严重受影响的动物会死于口渴和饥饿。综合考虑, P_{21} (潜在的经济危害)赋值 3 分。

目前,暂无黄星薊为我国某种检疫性有害生物传播媒介的相关报道。 P_{22} (是否为其他检疫性有害生物的传播媒介)赋值 0 分。

黄星薊在加拿大、韩国、印度以及我国的台湾地区被列入检疫对象(Onzpr, 2023)。 P_{23} (国外重视程度)赋值 1 分。

2.2.3 受害对象的经济重要性(P_3) 黄星薊通常作为苜蓿 *Medicago sativa* L.、大麦 *Hordeum vulgare* L. 等农作物中的污染物出现,受污染的产品可能影响动物健康及国际贸易(Hassannejad & Ghafarbi, 2014; Pala, 2020),还可能威胁 *Baccharis vanessae* R.M.Beauch. 等 10 余种濒危动植物(CABI, 2021)。 P_{31} (受害植物的种类)赋值 3 分。

根据农业农村部数据,2021 年我国大麦种植面积为 54.2 万 hm^2 ,苜蓿种植面积为 42.33 万 hm^2 ,低于 150 万 hm^2 。 P_{32} 赋值 1 分。

我国是粮食进口大国,因此其对农产品出口创汇方面的影响不作计算。 P_{33} (受害作物的出口经济价值)赋值为 0。

2.2.4 传播的可能性(P_4) 我国曾从口岸入境旅客行李中截获黄星薊种子。 P_{41} (截获频率)赋值 1 分。

研究发现,黄星薊种子可以在土壤中存活 10 a 或更长时间(Callihan *et al.*, 1993)。 P_{42} (运输中有害生物的存活率)赋值 3 分。

根据我国外交部数据,截至 2023 年 7 月,黄星薊在全球 67 个国家有分布记录,占全部国家的 34%。 P_{43} (国外分布)赋值 2 分。

黄星薊的耐寒性、广泛的气候特征和丰富的种子产量使其在其引入的任何地方都具有潜在的入侵性。适生性分析结果显示,黄星薊在我国适生面积达到 32.96%。 P_{44} (国内的适生范围)赋值 2 分。

黄星薊的扩散可分为自然散布(非生物)和媒介传播(生物)。除自然传播外,有冠毛的种子粘在动物毛皮和人类衣服上,可通过短距离到中距离传播。野鸡、鹌鹑、家雀和金翅雀等鸟类以黄色星薊种子为食,也能够进行长距离传播(Roche, 1992)。黄星薊种子的长距离传播通常与人类活动直接相

关,并通过牲畜、车辆、设备和受污染的干草和农作物种子的传播扩散(DiTomaso, 2001)。中国海关已从口岸入境旅客行李中截获黄星薊种子,且该植株在我国局部地区已定殖,这说明黄星薊可通过人员或货物在国际间作物种子贸易活动而远距离传播。 P_{45} (传播力)赋值 3 分。

2.2.5 管理难度(P_5) 黄星薊一般通过种子进行传播,但其种子容易干瘪,冠毛容易脱落,会给鉴定工作带来一定的困难, P_{51} (检验鉴定的难度)赋值 1 分。

黄星薊的总苞和瘦果易混入谷物、干草饲料随交通工具进行传播,可通过过筛的方式进行清除,对于含有黄星薊总苞和瘦果的杂质或废料,可采取下脚料加热、粉碎或焚烧处理。但难以避免在装卸、储运和加工过程中的撒漏,因此无法保证完全杀灭。 P_{52} (除害处理的难度)赋值 1 分。

黄星薊被认为是美国西部最严重的杂草之一。自 1850 年传入美国加利福尼亚州后蔓延迅速,至 2002 年的估计发生面积已达 560 万 hm^2 (印丽萍, 2018)。在美国加利福尼亚州发现燃烧处理可使黄星薊的覆盖率减少 50%,配合种植多年生牧草可减少 99% 的土壤种子储备(Hastings & DiTomaso, 1996)。但火烧一方面影响环境,另一方面可能导致其他有害生物通过风传播快速入侵。 P_{53} (根除难度)赋值 2 分。

2.2.6 定量分析结果及风险等级的确定 根据上述分析结果,计算得出黄星薊的一级风险指标值 P_1 、 P_2 、 P_3 、 P_4 、 P_5 ,并最终获得黄星薊入侵我国的综合风险值 R 。计算过程如下:

$$P_1 = 3$$

$$P_2 = 0.6 + 0.2 + 0.2 = 2$$

$$P_3 = \text{Max}((3, 1, 0)) = 3$$

$$P_4 = \sqrt[5]{1 \times 3 \times 2 \times 2 \times 3} = 2.05$$

$$P_5 = (1 + 1 + 2) / 3 = 1.33$$

$$R = \sqrt[5]{2 \times 2 \times 3 \times 2.05 \times 1.33} = 2.01$$

本次风险评估结果表明,黄星薊传入我国的风险等级 $R = 2.01$,为高度危险。

3 讨论与结论

黄星薊在全球广泛分布,除原产地欧洲南部、地中海地区和欧亚大陆西部,还包括北美洲、南美洲、非洲和大洋洲的部分国家和地区。其中与我国贸易往来较频繁的部分国家和地区,如美国、欧盟、

澳大利亚等分布面积较广。黄星菊的种子极有可能通过藏匿于货物或者运输工具等进入我国。黄星菊适应生境广、生长速度快、繁殖能力强,具有很强的竞争优势,在其原产国家和入侵国家均表现出对农业生产的巨大危害性,一旦传入,对我国畜牧业、农业的潜在影响巨大。目前,该有害生物仅在我国新疆的局部区域有报道,根据潜在适生区预测结果,黄星菊在我国的潜在适生区达 32.96%,远未达到其潜在分布范围,仍有继续扩增的可能,应提高警惕。

黄星菊种子产量大,在土壤中持续存活时间长,科学防除尤为重要。目前常用的防除方式有放牧管理、栽培管理、化学防除、机械拔除、火烧、生物防治、综合控制等方式(印丽萍,2018; DiTomaso, 2001; Hastings & DiTomaso, 1996; Maddox *et al.*, 1991; Woo *et al.*, 1999)。不同侵入区域环境不同,需要采取的防除措施也会存在差异。建议针对不同区域,因地制宜,通过监测、生物控制、适度放牧、轮作、覆盖、修剪、生物防治和补种竞争植被等综合方法对黄星菊进行控制。

针对上述现状提出以下几方面的建议:一是建议将黄星菊增补进入我国进境植物检疫性有害生物名录,或列入重点监控名单,为我国口岸检疫机构为防范该杂草入侵我国采取的措施提供政策依据;二是加强风险预警管理,在口岸加大对相关国家进口货物尤其是进口粮食饲料的检疫力度,从源头上控制黄星菊侵入我国;三是针对黄星菊已入侵的区域,应采取科学合理的措施对其进行防除,防止其进一步扩散。对于暂未发现入侵的潜在适生区域,应做好普查监测工作,及时清除;四是加强科普宣传工作,引导民众参与到该有害生物的防除工作中。

参考文献

郭彦龙, 赵泽芳, 乔慧捷, 王然, 卫海燕, 王璐坤, 顾蔚, 李新, 2020. 物种分布模型面临的挑战与发展趋势. 地球科学进展, 35(12): 1292-1305.

贺水莲, 孟静, 洪明伟, 李源, 张洵, 杨扬, 2015. 基于 MaxEnt 软件的忍冬与灰毡毛忍冬的适生分布区预测. 云南农业大学学报(自然科学版), 30(5): 777-783.

蒋青, 梁忆冰, 王乃扬, 姚文国, 1995. 有害生物危险性评价的定量分析方法研究. 植物检疫, 9(4): 208-211.

谭谋, 汪洋, 2021. 栎方翅网蝽 *Corythucha arcuate* (Say) 在中国的潜在适生区预测. 生物安全学报, 30(2): 137-142.

汤思琦, 武扬, 梁定东, 郭恺, 2023. 未来气候变化下栎树猝死病菌在中国的适生性分析. 生态学报, 43(1): 388-397.

王亚锋, 付志玺, 郭云霞, 陶振华, 马蓓, 郑跃鸣, 2022. 入侵性杂草皱果芥在中国的适生区预测及分析. 生物安全学报, 31(4): 356-363.

徐养诚, 刘孝贤, 王婷, 李东育, 高桂珍, 2021. 基于 Max-Ent 模型的菜豆象全球潜在适生区预测. 生物安全学报, 30(3): 213-219.

徐瑛, 赵雷, 方亦午, 张吉红, 李修鹏, 2023. 双雄雀麦传入中国的风险评估. 生物安全学报, 32(1): 51-55.

杨永刚, 吴世明, 陈梦, 程晓甜, 成东辉, 吴仪, 2017. 外来植物黄色星菊识别及传播风险分析. 中国森林病虫, 36(3): 36-37.

印丽萍, 2018. 中国进境植物检疫性有害生物: 杂草卷. 北京: 中国农业科技出版社.

CABI, 2021. *Centaurea solstitialis* (yellow starthistle). (2021-11-16) [2023-07-25]. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompndium.12043>.

CALLIHAN R H, SHELEY R L, THILL D C, 1982. *Yellow starthistle, identification and control*. Moscow: Current Information Series No. 634, University of Idaho Cooperative Extension Service.

CALLIHAN R H, PRATHER T S, NORTHAM F E, 1993. Longevity of yellow starthistle (*Centaurea solstitialis*) achenes in soil. *Weed Technology*, 7(1): 33-35.

CARPENTER G, GILLISON A N, WINTER J, 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*, 2(6): 667-680.

DITOMASO J M, 1998. Biology and impact of yellow starthistle // HODDLE M S. *Innovation in biological control research*. Berkeley: University of California: 82-84.

DITOMASO J M, 2001. *Yellow starthistle information*. Davis, CA: University of California, Weed Research and Information Center.

GBIF, 2022. *Centaurea solstitialis* L. in GBIF secretariat. *GBIF backbone taxonomy. Checklist dataset*. [2023-07-25]. <https://www.gbif.org/species/3128888>.

HASTINGS M, DITOMASO J M, 1996. The use of fire for yellow starthistle (*Centaurea solstitialis*) management and the restoration of native grasslands at Sugarloaf Ridge State Park. *California Exotic Pest Plant Council News*, 4: 4-6.

HASSANNEJAD S, GHAFARBI S P, 2014. Weed flora survey in alfalfa (*Medicago sativa* L.) fields of Shabestar (north-

- west of Iran). *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60 (7): 971–991.
- HIRZEL A H, HAUSSER J, CHESSEL D, PERRIN N, 2002. Ecological niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83(7): 2027–2036.
- KINGSBURY J M, 1964. *Poisonous plants of the United States and Canada*. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall Inc.
- LANINI W T, THOMSEN C, PRATHER T S, SMITH M J, TURNER C E, ELMORE C L, VAYSSIERES M, WILLIAMS W A, 1995. *Yellow starthistle*. Oakland: University of California Division of Agriculture and Natural Resources.
- MADDOX D M, 1981. Introduction, phenology and density of yellow starthistle in coastal, intercoastal and central valley situations in California. *USDA Agricultural Research Results*, 20: 33.
- MADDOX D M, MAYFIELD A, PORITZ N H, 1985. Distribution of yellow starthistle (*Centaurea solstitialis*) and Russian knapweed (*Centaurea repens*). *Weed Science*, 33(3): 315–327.
- MADDOX D M, JOLEY D B, MAYFIELD A, MACKAY B E, 1991. Impact of *Bangasternus orientalis* (Coleoptera: Curculionidae) on achene production of *Centaurea solstitialis* (Asterales: Asteraceae) at a low and high elevation site in California. *Environmental Entomology*, 20(1): 335–337.
- MEROW C, SMITH M J, SILANDER JR J A, 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10): 1058–1069.
- ONZPR, 2023. *Official new zealand pest register*. (2023-07-25)[2023-07-25]. <https://pierpestregister.mpi.govt.nz/pests-of-concern/pest-details?id=88620>.
- PALA F, 2020. Observation of weed species, frequency and density in common barley (*Hordeum vulgare* L.) fields of Diyarbakir, Turkey: a case study. *Tarim Bilimleri Dergisi*, 26(2): 164–172.
- PHILLIPS S J, ANDERSON R P, SCHAPIRE R E, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3/4): 231–259.
- RICE P M, 2003. *INVADERS database system*. Missoula: Division of Biological Sciences, University of Montana.
- ROCHE B F J, 1992. Achene dispersal in yellow starthistle (*Centaurea solstitialis* L.). *Northwest Science*, 66(2): 62–65.
- SPENCER D, ENLOE S, LIOW P S, KSANDER G, CARRUTHERS R, 2011. Does superior competitive ability explain yellow starthistle's (*Centaurea solstitialis*) successful invasion of annual grasslands in California? *Invasive Plant Science and Management*, 4(3): 284–295.
- THOMSEN C D, WILLIAMS W A, VAYSSIÉRES M P, TURNER C E, LANINI W T, 1996. *Yellow starthistle biology and control*. Oakland, CA: University of California, Division of Agriculture and Natural Resources.
- UYGUR S, SMITH L, UYGUR F N, CRISTOFARO M, BALCIUNAS J, 2004. Population densities of yellow starthistle (*Centaurea solstitialis*) in Turkey. *Weed Science*, 52(5): 746–753.
- WOO I, SWIADON L, DRLIK T, QUARLES W, 1999. Integrated management of yellow starthistle. *IPM Practitioner*, 21(7): 1–10.

(责任编辑:郭莹)