



入侵植物飞机草和南美蟛蜞菊种子萌发特征对热带珊瑚岛生境的响应

孙彰镁, 旷远文, 王俊, 简曙光, 张玲玲

引用本文:

孙彰镁, 旷远文, 王俊, 简曙光, 张玲玲. 入侵植物飞机草和南美蟛蜞菊种子萌发特征对热带珊瑚岛生境的响应[J]. 热带亚热带植物学报, 2023, 31(6): 757–765.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11926/jtsb.4823>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

[三种适生植物对热带珊瑚岛胁迫生境的生理生化响应](#)

Physiological and Biochemical Responses of Three Species to Environment Stresses of Tropical Coral Islands

热带亚热带植物学报. 2017, 25(6): 562–568 <https://doi.org/10.11926/jtsb.3755>

[滨豇豆的生态生物学特征](#)

Ecological and Biological Characteristics of *Vigna marina*

热带亚热带植物学报. 2019, 27(1): 83–89 <https://doi.org/10.11926/jtsb.3923>

[热带滨海植物红厚壳的抗逆生物学特性](#)

Stress Resistance Characteristics of *Calophyllum inophyllum*, A Tropical Beach Plant

热带亚热带植物学报. 2019, 27(4): 391–398 <https://doi.org/10.11926/jtsb.4043>

[丛枝菌根真菌促进南美蟛蜞菊生长及对难溶磷的吸收](#)

Arbuscular Mycorrhizal Fungi Promote the Growth of *Wedelia trilobata* and the Absorption of Insoluble Phosphorus

热带亚热带植物学报. 2020, 28(4): 339–346 <https://doi.org/10.11926/jtsb.4170>

[榄仁树的生理和生物学特性](#)

Physiological and Biological Characteristics of *Terminalia catappa*

热带亚热带植物学报. 2018, 26(1): 40–46 <https://doi.org/10.11926/jtsb.3801>

[向下翻页，浏览PDF全文](#)

入侵植物飞机草和南美蟛蜞菊种子萌发特征对热带珊瑚岛生境的响应

孙彰镁^{1,2}, 旷远文^{1,2}, 王俊¹, 简曙光¹, 张玲玲^{1*}

(1. 中国科学院华南植物园, 中国科学院退化生态系统植被恢复与管理重点实验室, 广东省应用植物学重点实验室, 广州 510650; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 入侵植物对热带珊瑚岛植被及生态系统产生严重威胁, 研究热带珊瑚岛生境下入侵植物的种子萌发特征, 可为预判入侵植物在热带珊瑚岛的扩张潜力提供科学依据。该研究以入侵植物飞机草(*Eupatorium odoratum*)、南美蟛蜞菊(*Sphagneticola trilobata*)和原生植物林泽兰(*E. lindleyanum*)种子为对象, 通过“人为增温 3 °C+海砂基质+水”模拟热带珊瑚岛生境, 测定种子萌发性状。结果表明: 飞机草种子萌发性状主要受海砂基质和增温的影响; 南美蟛蜞菊和林泽兰种子萌发性状则主要受海砂基质的影响。在热带珊瑚岛生境下, 3 种植物的繁殖潜力均显著低于大陆生境, 飞机草和南美蟛蜞菊繁殖潜力降幅尤为显著。飞机草种子扩张潜力与林泽兰相当, 但南美蟛蜞菊种子扩张潜力显著高于林泽兰。虽然飞机草和南美蟛蜞菊被人为带入热带珊瑚岛后的繁殖潜力有所下降, 但其种子萌发特征对珊瑚岛生境的适应性和高于原生物种的扩张潜力均表明这 2 种入侵植物将对珊瑚岛植被生态系统造成威胁, 在今后的研究中应当着重关注热带珊瑚岛生境入侵植物的防控工作。

关键词: 热带珊瑚岛; 入侵植物; 入侵潜力; 种子萌发

doi: 10.11926/jtsb.4823

Responses of Seed Germination Characteristics of Invasive Plants *Eupatorium odoratum* and *Sphagneticola trilobata* to Tropical Coral Island Habitat

SUN Zhangmei^{1,2}, KUANG Yuanwen^{1,2}, WANG Jun¹, JIAN Shuguang¹, ZHANG Lingling^{1*}

(1. Key Laboratory of Vegetation Restoration and Management of Degraded Ecosystem, Guangdong Provincial Key Laboratory of Applied Botany, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Invasive plants pose a serious threat to the vegetation ecosystem on tropical coral islands. Studying the seed germination characteristics of invasive plants in tropical coral island habitats can provide scientific basis for predicting the expansion potential of invasive plants on tropical coral islands. The seed germination characteristics of invasive species *Eupatorium odoratum*, *Sphagneticola trilobata*, and coral island native species *E. lindleyanum* were compared under the simulated tropical coral island habitat via “3 °C warming + marine sand matrix + water”. The results showed that the seed germination traits of *E. odoratum* were mainly affected by marine sand matrix and elevated temperature, while those of *S. trilobata* and *E. lindleyanum* were mainly affected by marine sand matrix. In tropical coral island habitats, the reproductive potential of the three plants was significantly lower than that in mainland habitats, in particular for *E. odoratum* and *S. trilobata*. The seed expansion potential of *E. odoratum* was similar to that of *E. lindleyanum*, but *S. trilobata* had higher seed expansion potential than *E. lindleyanum*.

收稿日期: 2023-06-25 接受日期: 2023-09-05

基金项目: 国家重点研发计划项目(2021YFC3100403); 中国科学院重点部署项目(KGFZD-135-19-08)资助

This work was supported by the National Key R&D Program of China (Grant No. 2021YFC3100403), and the Key Research Program of Chinese Academy of Sciences Grant (Grant No. KGFZD-135-19-08).

作者简介: 孙彰镁(1998 年生), 硕士研究生, 研究方向为环境生态学。E-mail: sunzhangmei2021@163.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhanglingling@scbg.ac.cn

lindleyanum. Although the reproductive potential of *E. odoratum* and *S. trilobata* decreased after being introduced into tropical coral island, the adaptability of their seed germination characteristics to the habitat and the expansion potential of invasive plants were higher than that of native species, indicating that the two invasive plants would pose a threat to the vegetation ecosystem of the tropical coral islands. In the future, it should be focused on the prevention and control of invasive plants in tropical coral islands.

Key words: Tropical coral island; Invasive plant; Invasion potential; Seed germination

我国热带海洋珊瑚岛主要由第四纪珊瑚、贝壳碎屑等在生物的长期作用下堆积形成^[1], 其土壤由磷质石灰土和滨海盐土组成, 碳酸钙、盐分含量高^[1-2], 但土壤肥力弱, 且大部分为砂壤土, 孔隙比高、持水能力差^[3]。受高温、强光、季节性干旱等影响, 加上岛屿面积较小且远离大陆, 物种迁徙难度大, 热带海洋珊瑚岛原生植物群落形成与发育缓慢, 群落结构简单^[4]。受全球变化和人为干扰双重影响, 热带珊瑚岛生境已出现飞机草(*Eupatorium odoratum*)、南美蟛蜞菊(*Sphagneticola trilobata*)入侵踪迹^[5], 随着其扩张进程加快, 热带珊瑚岛植被生态系统结构、健康稳定受到严重影响^[6]。

植物入侵过程复杂, 目前已经存在多种植物入侵机制的假说^[7-8], 如入侵植物内在优势^[9]、入侵种与本地种相互作用^[10-11]、入侵地环境的可侵入性^[12]等。近年来, 基于入侵植物内在优势的繁殖压力假说(propagule pressure hypothesis, PrPr)^[11,13-14]逐渐得到认同, 种子是植物最重要的繁殖体之一, 入侵植物通过改变种子萌发特征来适应新生境^[15], 萌发过程是物种入侵的关键因素^[16]。种子萌发过程受温度、水分、光照等多因素调控, 响应机制复杂^[17-19]。Bradley 等^[20]研究表明温度变化对植物入侵有重要影响, 且与种子萌发过程显著相关^[16,21]。多数研究表明, 入侵物种较原生物种具有更高的表型可塑性, 对气候变暖响应更敏感^[22], 温度上升可为入侵创造有利条件^[23]。但目前对入侵植物种子在不同生境条件下萌发特征的研究较少, 种子萌发及出苗过程在入侵过程中所起作用的关注仍较为缺乏。研究入侵植物在不同生境条件下种子萌发特征及出苗过程有助于解析种子萌发性状改变的原因, 为揭示其入侵潜力变化和成功入侵热带珊瑚岛生境机理提供科学依据。

发芽率(germination percentage, GP)、发芽势(germination energy, GE)、发芽指数(germination index, GI)、活力指数(vigor index, VI)和出苗速度(T_{50})是评价种子萌发性能和幼苗生长的常用指标^[24]。发

芽率反映种子总发芽能力; 发芽势大小影响着种子发芽快慢和整齐度; 发芽指数反映种子活力; 活力指数从种子生长势和发芽速度综合反映种子萌发能力和生长趋势^[25-26]。本研究以 3 种菊科(Compositae)植物: 入侵植物飞机草、南美蟛蜞菊和原生植物林泽兰(*E. lindleyanum*)为对象, 通过“增温+海砂基质+水”模拟热带珊瑚岛生境, 以“水培+常温”模拟大陆生境, 测定 3 种植物种子的上述萌发指标对不同生境的响应特征, 探讨入侵植物飞机草、南美蟛蜞菊与原生植物林泽兰种子在热带珊瑚岛生境与大陆生境下的萌发及出芽特性差异; 以及入侵植物飞机草、南美蟛蜞菊在热带珊瑚岛生境下与大陆生境扩张潜力差异, 为预测入侵植物在热带珊瑚岛的扩张潜力提供理论基础, 并为入侵植物的预警和防控提供科学参考。

1 材料和方法

1.1 试验设置

热带珊瑚岛属于热带海洋性季风气候, 年均温为 (27 ± 2.3) °C^[27], 该地区土壤由珊瑚和贝类等海生动物残体组成, 钙、磷含量高, pH 值为 8.5 左右^[1], 与大陆生境土壤差异迥然。本研究以热带珊瑚岛海砂为基质, 通过人工增温至 28 °C 模拟热带珊瑚岛生境; 以纯水为基质, 保持常温(25 °C)模拟大陆生境作为对照。

本研究选取 3 种菊科植物为研究对象, 其中入侵植物飞机草(*Eupatorium odoratum*)又名香泽兰, 是菊科泽兰属多年生草本或亚灌木植物; 南美蟛蜞菊(*Sphagneticola trilobata*)是菊科蟛蜞菊属植物, 2 种植物适应性强、繁殖快、生长力旺盛, 一旦入侵草地、林地和荒地会快速形成单种优势群落, 降低入侵地的生物多样性^[5,28-29]。原生植物林泽兰(*E. lindleyanum*)为菊科泽兰属多年生草本植物, 分布广泛、适应性强^[30]。

试验选取外观饱满无虫害的飞机草、南美蟛蜞

菊和林泽兰种子, 分别播撒至添加 50 mL 纯水的海砂基质(砂培)和 50 mL 纯水基质(水培)中, 置于恒温培养箱[白天光照强度 1 000 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$, 相对湿度 54%]培养。培养箱温度设置 2 种处理: 常温(白天 25 °C, 12 h; 晚上 22 °C, 12 h)和增温(白天 28 °C, 12 h; 晚上 25 °C, 12 h), 即常温+海砂、增温+海砂、常温+纯水、增温+纯水 4 种处理方式, 每种温度处理 3 个重复, 每种处理重复 50 粒种子, 试验周期共 14 d。种子萌发以胚根出现为标志。在萌发过程中, 每 24 h 监测 1 次种子发芽数, 并记录已萌发的种子胚根长度(从胚根萌发处到根尖长度, cm), 随后计算出苗速度(T_{50}), 即总数 50% 的种子出苗所对应天数, T_{50} 越小说明出苗速度越快, 反之越慢。

计算发芽率(GP)、发芽势(GE)、发芽指数(GI)和活力指数(VI)^[24,31]: GP (%)=萌发种子数/样本种子数×100%, GE (%)=7 d 内萌发种子数/样本种子数×100%, GI=Σ G_t/D_t , VI=GP×平均胚根长度, 平均胚根长度=萌发胚根长度/萌发种子数, 其中, G_t 为在时间 t 时的发芽数, D_t 为发芽日数。

1.2 数据处理和分析

数据经 Shapiro-wilk 和方差齐性检验, 对不满足正态分布的进行平方根或反正弦转换。采用双因

素方差分析(Two-way ANOVAs)评估培养基质、温度及其交互作用对种子萌发性状如发芽率、发芽指数和活力指数的影响, 并采用邓肯(Duncan)新复极差法进行多重比较检验($\alpha=0.05$)。方差分析采用 SPSS 27.0 统计软件, 数据可视化分析均在 R 语言(v.4.1.3)和 Origin 2022 中进行。

2 结果和分析

2.1 萌发性状变异来源

基质与温度交互作用可以解释飞机草发芽率 67.2% 的变异来源; 飞机草发芽指数的变异主要来源是培养基质(24.2%)、温度(24.2%)及其交互作用(46.1%); 培养基质(62.0%)、基质与温度的交互作用(30.18%)可以解释飞机草种子活力指数的变异来源($P<0.05$)。南美蟛蜞菊和林泽兰种子发芽率、发芽指数和活力指数的变异主要来源是培养基质($P<0.05$) (图 1)。

2.2 不同处理对 3 种植物种子萌发的影响

从表 1 可见, 在水培条件下, 飞机草种子在增温下的发芽指数、活力指数均显著高于常温; 南美蟛蜞菊和林泽兰种子的各项萌发及出苗指标在常

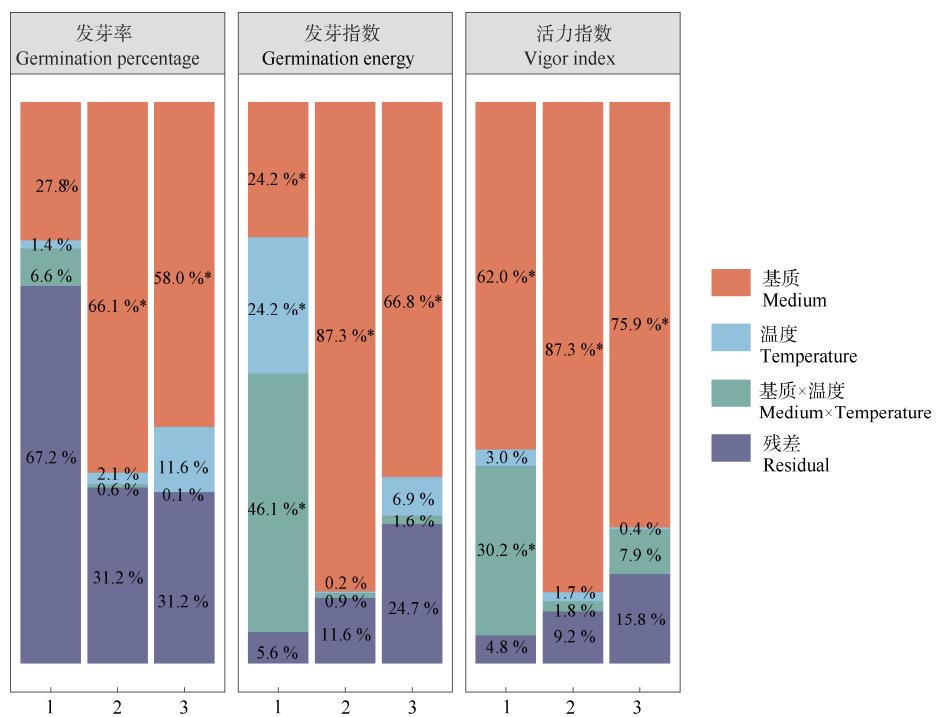


图 1 基质、温度及其交互作用对 3 种植物种子发芽率、发芽指数和活力指数的影响。1: 飞机草; 2: 南美蟛蜞菊; 3: 林泽兰; *: $P<0.05$ 。

Fig. 1 Effects of medium, temperature and their interaction on seed germination character of three species. 1: *Eupatorium odoratum*; 2: *Sphagneticola trilobata*; 3: *E. lindleyanum*; *: $P<0.05$.

温与增温处理间差异不显著。在砂培条件下, 飞机草种子在常温处理下发芽势、活力指数和出苗速度均显著高于增温处理; 南美蟛蜞菊和林泽兰种子的萌发及出苗指标在常温与增温处理间无显著差异, 但林泽兰种子在14 d常温处理过程中未达到50%的发芽率。在增温处理下, 3种植物种子在水培条件下的最终发芽率、发芽势、发芽指数、活力指数、出苗速度均显著高于砂培。

分析表明, 不同培养基质下, 3种植物发芽率对增温的响应存在种间差异。飞机草种子在大陆生境条件下萌发更为迅速, 在萌发前期(2~11 d)常温+纯水处理下发芽率显著大于增温+海砂处理($P<0.05$) (图2: A); 在增温+海砂处理下第5天发芽率仅为18.7%, 而常温+纯水处理为34.0%; 在萌发后期(12~14 d)常温+纯水和增温+海砂处理下飞机草种子发芽率无显著差异, 其最高发芽率分别为63.3%和56.0%。南美蟛蜞菊种子在水培下发芽率显著高于砂培(图2: B); 在水培和砂培下南美蟛蜞菊种子萌发过程中增温与常温之间的差异均不显著, 其中, 常温+纯水处理下第2天开始萌发, 第3天发芽率达51.3%, 最高发芽率为84.6%; 增温+海砂处理下第3天开始萌发, 第7天发芽率达51.3%, 最高发芽率为53.3%。林泽兰种子在水培处理下种子发芽率均显著高于砂培处理; 在砂培条件下, 增温+海砂与常温+海砂处理间种子发芽率差异不显著(图2: C), 其中, 常温+纯水处理下第4天开始萌发, 第8天发芽率达54.0%, 最高发芽率为68.0%; 增温+海砂处理下第4天开始萌

发, 第11天发芽率达50.7%, 最高发芽率为56.0%。

3种植物种子发芽指数对不同处理的响应存在差异。不同处理下飞机草种子发芽指数变化趋势相同, 从第7天开始趋于稳定(图2: D), 增温+纯水处理下飞机草种子发芽指数最高, 其次是常温+纯水处理, 常温+海砂处理发芽指数高于增温+海砂处理。不同处理下南美蟛蜞菊种子发芽指数在第5天开始趋于稳定(图2: E), 而林泽兰种子发芽指数增长较慢, 在第11天开始趋于稳定(图2: F)。南美蟛蜞菊和林泽兰在水培处理下种子发芽指数均显著高于砂培处理, 在水培条件下增温处理发芽指数更高, 而砂培条件下增温与常温处理间无显著差异。

3种植物种子活力指数在不同处理存在显著差异。在萌发过程中, 飞机草种子在增温+纯水处理下活力指数显著高于其他处理(图2: G); 常温+纯水处理下的飞机草种子活力指数均显著高于增温+海砂处理。南美蟛蜞菊种子在水培处理下活力指数显著高于砂培处理(图2: H), 其中, 常温+纯水处理下南美蟛蜞菊种子活力指数均显著高于增温+海砂处理。林泽兰种子在萌发前期(第2~9天)活力指数增加缓慢(图2: I), 至处理第9天活力指数均快速增加, 在萌发后期(11~14 d)常温+纯水处理林泽兰种子活力指数均显著高于增温+海砂处理, 但萌发前期(2~9 d)2种处理间活力指数差异不显著。

2.3 种子发芽指标比较

增温+海砂处理下3种植物种子之间发芽率、发芽指数和活力指数随萌发时间均呈上升趋势。在

表1 增温对3种植物种子萌发的影响

Table 1 Effect of elevated temperature on seed germination of three species

植物 Species	处理 Treatment	最终发芽率 /% Germination rate	发芽势 /% Germination energy	发芽指数 Germination index	活力指数 Vigor index	出苗速度 T_{50}
<i>Eupatorium odoratum</i>	常温+海砂	58.7a	52.7a	5.0c	9.0b	7
	增温+海砂	56.0a	24.0b	3.8c	5.6c	14
	常温+纯水	63.3a	51.3a	6.9b	11.1b	7
	增温+纯水	70.7a	64.7a	11.2a	17.5a	5
<i>S. trilobata</i>	常温+海砂	55.3b	50.0b	6.8b	9.4b	7
	增温+海砂	53.3b	51.3b	6.5b	5.1b	7
	常温+纯水	84.0a	77.3a	12.5a	22.6a	3
	增温+纯水	75.3a	76.0a	13.4a	22.6a	4
<i>E. lindleyanum</i>	常温+海砂	46.0c	38.7a	3.6c	10.8b	-
	增温+海砂	56.0bc	32.7a	4.0bc	6.7b	11
	常温+纯水	68.0ab	44.7a	5.8ab	16.6a	8
	增温+纯水	77.3a	62.0a	7.0a	18.9a	7

同列数据后不同字母表示差异显著($P<0.05$); -: 14 d内未达到50%种子出苗。下同

Data followed different letters indicate significant difference at 0.05 level. -: Seed germination rate is less than 50% within 14 days. The same below

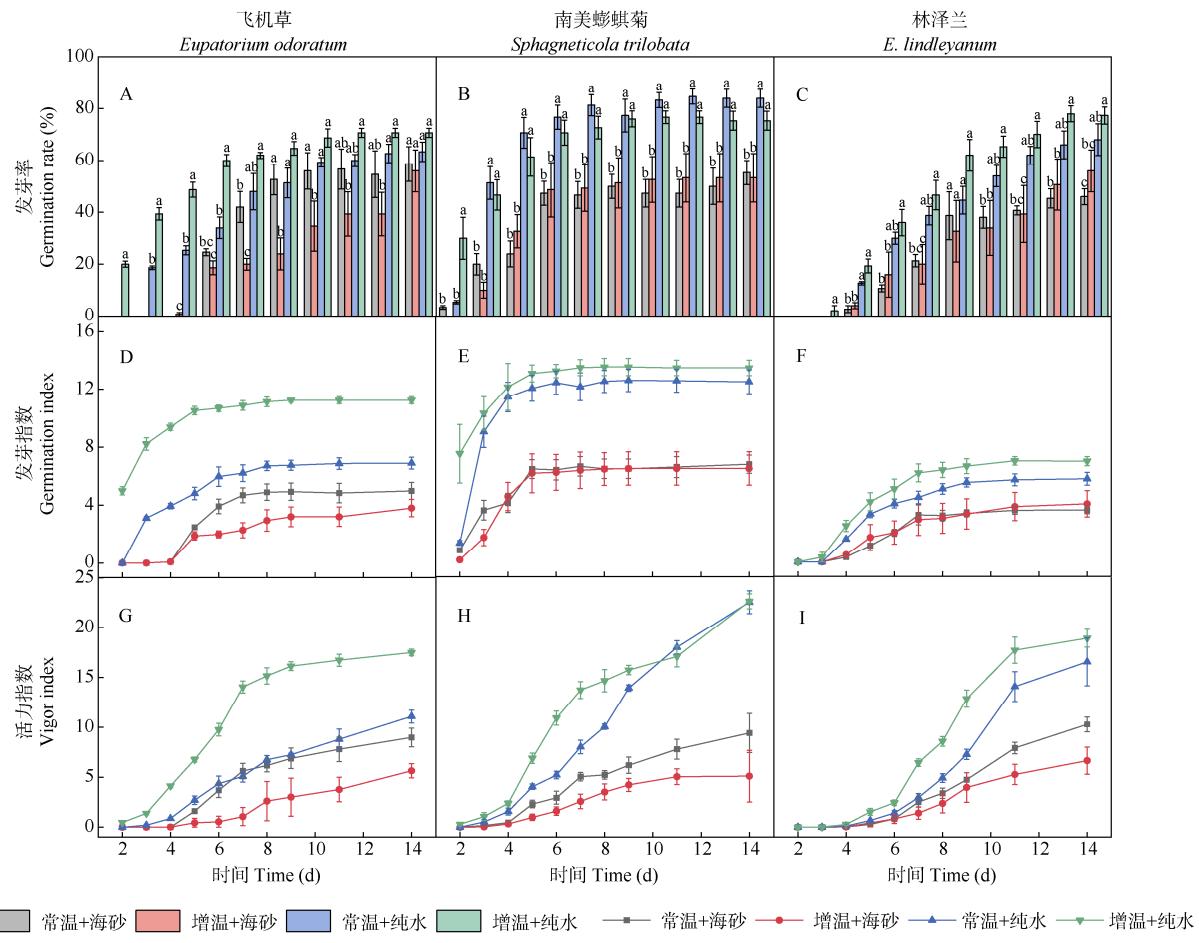


图2 不同处理对飞机草、南美蟛蜞菊和林泽兰种子发芽率(A~C)、发芽指数(D~F)和活力指数(G~I)的影响

Fig. 2 Effects of different treatments on germination percentage (A~C), germination index (D~F), and vigor index (G~I) of the seeds of *Eupatorium odoratum*, *Sphagneticola trilobata* and *E. lindleyanum*

萌发前期(2~6 d), 南美蟛蜞菊种子发芽率、发芽指数增加较快(图3: A, B), 且显著大于飞机草和林泽兰种子; 萌发后期(7~14 d), 南美蟛蜞菊种子发芽率、发芽指数逐渐趋于稳定, 与飞机草和林泽兰无

显著差异。在萌发初始阶段(2~4 d), 南美蟛蜞菊种子活力指数显著大于飞机草和林泽兰(图3: C), 萌发5 d以后, 3种植物种子活力指数均缓慢升高, 且三者活力指数差异不显著。

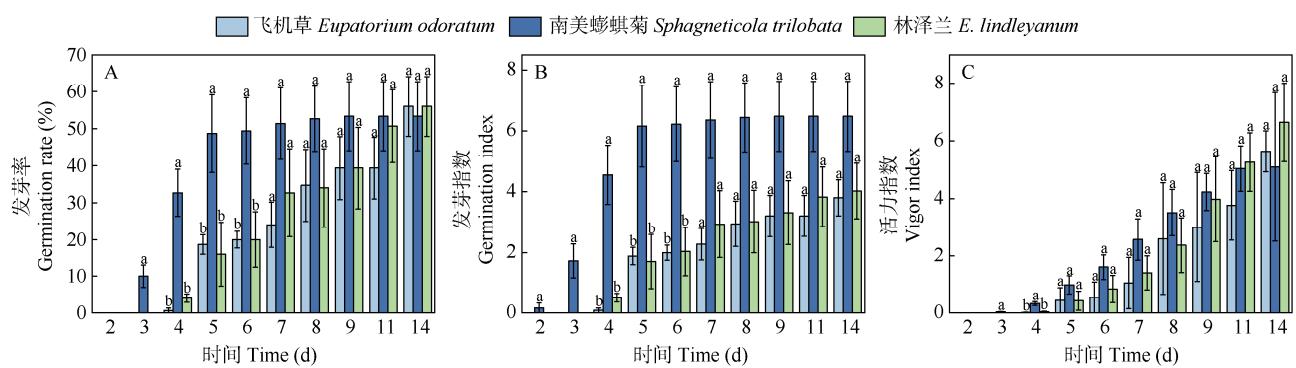
图3 增温+海砂处理下3种植物的种子发芽率(A)、发芽指数(B)和活力指数(C)。柱上不同字母表示差异显著($P < 0.05$)。

Fig. 3 Germination rate (A), germination index (B) and vigor index (C) of seeds of 3 species under warming + marine sand treatment. Different letters upon column indicate significant difference at 0.05 level.

3 讨论和结论

本研究选取的 3 种菊科植物均为多年生草本植物, 其中入侵植物飞机草和原生植物林泽兰均属于泽兰属植物, 主要依赖于种子繁殖^[32]。飞机草种子产量极高, 每平方米可产生 2 000~260 000 粒种子, 且 20%~46% 种子可存活^[33], 具有较强繁殖能力。南美蟛蜞菊在野外情况下基本上以无性繁殖为主, 其种子常不育, 有性繁殖效率低下^[29], 在良好的生存环境下主要依靠匍匐茎节生根占领新的空间, 产生新的植株。南美蟛蜞菊在通过克隆分株快速繁殖的同时也产生一些种子, 以便在入侵早期或不利的生存条件下通过有性繁殖进行传播, 加快对恶劣环境的适应, 逃逸出不利的生存环境进而入侵新的领地^[34~35]。

发芽行为对入侵种群的建立影响显著^[36], 发芽特征在一定程度上能表征植物的入侵潜力^[37~38], 温度、土壤养分等地理或环境因子能对入侵植物的种子萌发过程产生综合影响^[39~40]。不同生境条件下植物种子萌发及出苗性状生态适应策略存在差异^[15], 反映植物对环境的适应, 外来植物与原生植物萌发过程的差异有助于外来植物的入侵^[38]。本研究结果表明, 3 种植物种子的萌发及出苗特性在不同处理下存在差异, 飞机草的发芽指数变异的主要来源是培养基质、温度及其交互作用, 活力指数的变异来源是培养基质、基质与温度的交互作用, 即温度与培养基质均是影响飞机草种子萌发的重要因子。培养基质可以解释入侵植物南美蟛蜞菊和原生植物林泽兰种子发芽率、发芽指数及活力指数变异, 这可能是因为南美蟛蜞菊等草本入侵植物种子往往具有萌发温度广泛、萌发速度快、萌发率高等特性, 能够良好地适应变温环境^[41]; 而在萌发过程中种子不需要特别的养分供给^[32], 盐胁迫对种子萌发过程存在抑制作用^[42], 海砂基质养分匮乏且盐分含量高, 对种子萌发性状造成了显著影响。

飞机草种子在常温+纯水处理(大陆生境)条件下的发芽势、发芽指数、活力指数和出苗速度在常温处理下均显著高于增温+海砂处理(热带珊瑚岛生境), 在萌发前期常温+纯水处理发芽率显著高于增温+海砂处理, 2 种处理间最终发芽率无显著差异, 说明在大陆生境下飞机草种子在萌发过程中发芽速度、整齐度、活力更高, 能快速占据有利条件, 使其拥有较热带珊瑚岛生境更高的竞争优势, 即入侵

植物飞机草种子在热带珊瑚岛生境繁殖潜力略有下降, 但经过较长时间后, 飞机草种子也能达到较高的发芽率。这与 Wang 等^[43]报道增温在一定范围内有效促进了入侵植物种子萌发进程的结果有所差异, 但 Kriticos 等^[44]和 Lu 等^[45]研究表明飞机草种子繁殖能力强、偏好温暖的环境, 在 2 ℃~40 ℃ 下均可萌发, 最佳萌发温度为 25 ℃, 表明飞机草萌发阶段可塑性较强, 能快速适应热带珊瑚岛生境条件, 维持一定的繁殖能力。南美蟛蜞菊种子在常温+纯水处理(大陆生境)条件下最终发芽率、发芽势、发芽指数、活力指数和出苗速度均显著高于增温+海砂处理(热带珊瑚岛生境), 表明南美蟛蜞菊种子在常温+纯水条件下拥有更强的萌发能力, 即与大陆生境相比, 南美蟛蜞菊种子在热带珊瑚岛生境的扩张潜力降低。

原生植物林泽兰种子在常温+纯水处理(大陆生境)条件下活力指数和出苗速度显著高于增温+海砂处理(热带珊瑚岛生境), 但发芽率、发芽势、发芽指数并无显著差异, 在萌发后期, 常温+纯水处理下种子活力指数均显著高于增温+海砂处理, 但萌发前期 2 种处理间活力指数差异不显著。说明在萌发前期, 林泽兰种子适应性较强, 在 2 种生境条件下均能较好的萌发, 这与 Davidson 等^[46]报道非入侵物种在资源有限或压力条件下比入侵物种能更好地保持稳定的适应性的结果一致, 热带珊瑚岛高温生境养分匮乏、资源受到限制, 原生植物林泽兰在此环境下拥有较强的适应性和繁殖能力。

萌发策略上的差异使入侵植物能快速入侵并占据优势^[47]。Godoy 等^[48]认为较早的发芽物候或较快的萌发速度可为入侵植物带来竞争优势。对 3 种菊科植物种子在增温+海砂处理下萌发和出芽特征进行对比发现, 在萌发前期, 南美蟛蜞菊种子发芽率和发芽指数均显著大于林泽兰; 此外, 在萌发过程中其发芽势也大于林泽兰, 出苗速度 T_{50} 小于林泽兰, 表明在热带珊瑚岛高温生境下, 南美蟛蜞菊种子能更快速、整齐地萌发, 而强大的无性繁殖能力^[29]更是其快速入侵的基础, 即在热带珊瑚岛生境下入侵植物南美蟛蜞菊的扩张潜力远远大于林泽兰, 对原生植物具有较大的危害潜力。在萌发过程中, 入侵植物飞机草和原生植物林泽兰种子发芽率、发芽指数和活力指数差异不显著, 表明 2 种植物种子扩张潜力相当。种子库是植物入侵的重要决定因素之一, 丰富、持久的种子库能有效提高植物

的入侵潜力^[49],因此,飞机草丰富的种子库及其种子强大抗干扰能力和传播能力^[50]使其依然具有较高的入侵风险。

综上,入侵植物飞机草和南美蟛蜞菊具有强大的入侵潜力,在全球变暖背景下入侵种群可能拥有较原生植物更强的竞争优势,这将对当地生态系统造成一定威胁,在今后的研究中应当着重关注热带珊瑚岛生境入侵植物的防控工作。飞机草与原生植物扩张潜力相当,因此控制飞机草种子成熟及萌发是降低其扩散能力控制入侵的有效方法;南美蟛蜞菊具有很强的无性繁殖能力和一定的有性繁殖能力,因此建议在其花期前对地上、地下部分进行全株清除,避免茎叶重新生成分株或遗留种子,以彻底消除其生态危害。对飞机草和南美蟛蜞菊的开花进行抑制将是我们下一步研究的重点。

参考文献

- [1] GONG Z T, ZHANG G L, YANG F. Soils and the soil ecosystem in the South China Sea Islands [J]. *Ecol Environ Sci*, 2013, 22(2): 183–188.
[龚子同, 张甘霖, 杨飞. 南海诸岛的土壤及其生态系统特征 [J]. 生态环境学报, 2013, 22(2): 183–188. doi: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2013.02.011.]
- [2] WANG R. Analysis characteristic and quality evaluation of soil environment in Xisha Islands [D]. Haikou: Hainan University, 2011.
[王瑞. 西沙群岛土壤环境特征分析及质量评价 [D]. 海口: 海南大学, 2011.]
- [3] SUN Z X. Engineering properties of coral sands in Nansha islands [J]. *Trop Oceanogr*, 2000, 19(2): 1–8. [孙宗勋. 南沙群岛珊瑚砂工程性质研究 [J]. 热带海洋, 2000, 19(2): 1–8. doi: 10.3969/j.issn.1009-5470.2000.02.001.]
- [4] JIAN S G. Vegetation of tropical coral islands in China [J]. *Guizhou Botany*, 2020, 40(3): 443. [简曙光. 中国热带珊瑚岛植被 [J]. 广西植物, 2020, 40(3): 443.]
- [5] LIAO M C, LIU N, JIAN S G. Ecophysiological adaptability of *Chromolaena odorata* to tropical coral islands [J]. *Guizhou Botany*, 2021, 41(6): 905–913. [廖蒙承, 刘楠, 简曙光. 飞机草对热带珊瑚岛的生理生态适应性 [J]. 广西植物, 2021, 41(6): 905–913. doi: 10.11931/gxzw202009050.]
- [6] REN H, JIAN S G, ZHANG Q M, et al. Plants and vegetation on South China Sea Islands [J]. *Ecol Environ Sci*, 2017, 26(10): 1639–1648. [任海, 简曙光, 张倩媚, 等. 中国南海诸岛的植物和植被现状 [J]. 生态环境学报, 2017, 26(10): 1639–1648. doi: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2017.10.001.]
- [7] MACDOUGALL A S, GILBERT B, LEVINE J M. Plant invasions and the niche [J]. *J Ecol*, 2009, 97(4): 609–615. doi: 10.1111/j.1365-2745.2009.01514.x.
- [8] INDERJIT, SIMBERLOFF D, KAUR H, et al. Novel chemicals engender myriad invasion mechanisms [J]. *New Phytol*, 2021, 232(3): 1184–1200. doi: 10.1111/nph.17685.
- [9] RATHEE S, AHMAD M, SHARMA P, et al. Biomass allocation and phenotypic plasticity are key elements of successful invasion of *Parthenium hysterophorus* at high elevation [J]. *Environ Exp Bot*, 2021, 184: 104392. doi: 10.1016/j.envexpbot.2021.104392.
- [10] LI Y P, FENG Y L, BARCLAY G. No evidence for evolutionarily decreased tolerance and increased fitness in invasive *Chromolaena odorata*: Implications for invasiveness and biological control [J]. *Plant Ecol*, 2012, 213(7): 1157–1166. doi: 10.1007/s11258-012-0073-x.
- [11] JESCHKE J M. General hypotheses in invasion ecology [J]. *Divers Distrib*, 2014, 20(11): 1229–1234. doi: 10.1111/ddi.12258.
- [12] HIERRO J L, MARON J L, CALLAWAY R M. A biogeographical approach to plant invasions: The importance of studying exotics in their introduced and native range [J]. *J Ecol*, 2005, 93(1): 5–15. doi: 10.1111/j.0022-0477.2004.00953.x.
- [13] CHYTRÝ M, JAROŠÍK V, PYŠEK P, et al. Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion [J]. *Ecology*, 2008, 89(6): 1541–1553. doi: 10.1890/07-0682.1.
- [14] CATFORD J A, JANSSON R, NILSSON C. Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework [J]. *Divers Distrib*, 2009, 15(1): 22–40. doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x.
- [15] ZHOU L F, YU H W, YANG K W, et al. Latitudinal and longitudinal trends of seed traits indicate adaptive strategies of an invasive plant [J]. *Front Plant Sci*, 2021, 12: 657813. doi: 10.3389/fpls.2021.657813.
- [16] ZHOU X H, HE W M. Climate warming facilitates seed germination in native but not invasive *Solidago canadensis* populations [J]. *Front Ecol Evol*, 2020, 8: 595214. doi: 10.3389/fevo.2020.595214.
- [17] DONOHUE K, RUBIO DE CASAS R, BURGHARDT L, et al. Germination, postgermination adaptation, and species ecological ranges [J]. *Annu Rev Ecol Evol Syst*, 2010, 41: 293–319. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-102209-144715.
- [18] FINCH-SAVAGE W E, FOOTITT S. Seed dormancy cycling and the regulation of dormancy mechanisms to time germination in variable field environments [J]. *J Exp Bot*, 2017, 68(4): 843–856. doi: 10.1093/jxb/erw477.
- [19] VALLIERE J M, ESCOBEDO E B, BUCCIARELLI G M, et al. Invasive annuals respond more negatively to drought than native

- species [J]. *New Phytol*, 2019, 223(3): 1647–1656. doi: 10.1111/nph.15865.
- [20] BRADLEY B A, BLUMENTHAL D M, WILCOVE D S, et al. Predicting plant invasions in an era of global change [J]. *Trends Ecol Evol*, 2010, 25(5): 310–318. doi: 10.1016/j.tree.2009.12.003
- [21] ARAGÓN-GASTÉLUM J L, FLORES J, JURADO E, et al. Potential impact of global warming on seed bank, dormancy and germination of three succulent species from the Chihuahuan Desert [J]. *Seed Sci Res*, 2018, 28(4): 312–318. doi: 10.1017/S0960258518000302.
- [22] REN G Q, YANG H Y, LI J, et al. The effect of nitrogen and temperature changes on *Solidago canadensis* phenotypic plasticity and fitness [J]. *Plant Spec Biol*, 2020, 35(4): 283–299. doi: 10.1111/1442-1984.12280.
- [23] LIU Y J, ODUOR A M O, ZHANG Z, et al. Do invasive alien plants benefit more from global environmental change than native plants? [J]. *Glob Chang Biol*, 2017, 23(8): 3363–3370. doi: 10.1111/gcb.13579.
- [24] DENG Y Q, YUAN F, FENG Z T, et al. Comparative study on seed germination characteristics of two species of Australia saltbush under salt stress [J]. *Acta Ecol Sin*, 2014, 34(6): 337–341. doi: 10.1016/j.chnaes.2013.07.011.
- [25] FENG Y Q, WANG P W, QU J, et al. Effects of different germinating beds and storage time on germinability of maize [J]. *Mol Plant Breed*, 2018, 16(2): 565–571. [冯咏琪, 王丕武, 曲静, 等. 不同发芽床和贮藏时间对玉米发芽力的影响 [J]. 分子植物育种, 2018, 16(2): 565–571. doi: 10.13271/j.mpb.016.000565.]
- [26] WANG S N, SUN J, GUO J Y, et al. Overview of seed germination indices and their determination methods [J]. *J Trit Crop*, 2023, 43(2): 190–196. [王朔楠, 孙静, 郭嘉莹, 等. 种子发芽指标及其测算方法 [J]. 麦类作物学报, 2023, 43(2): 190–196. doi: 10.7606/j.issn.1009-1041.2023.02.08.]
- [27] XIAO H W, XIAO H Y, ZHANG Z Y, et al. Chemical characteristics and source apportionment of atmospheric precipitation in Yongxing Island [J]. *Chin Environ Sci*, 2016, 36(11): 3237–3244. [肖红伟, 肖化云, 张忠义, 等. 西沙永兴岛大气降水化学特征及来源分析 [J]. 中国环境科学, 2016, 36(11): 3237–3244. doi: 10.3969/j.issn.1000-6923.2016.11.005.]
- [28] WU B X. The primary studies on *Eupatorium odoratum* community in southern Yunnan [J]. *Acta Bot Yunnan*, 1982, 4(2): 177–184. [吴邦兴. 滇南飞机草群落的初步研究 [J]. 云南植物研究, 1982, 4(2): 177–184.]
- [29] WU Y Q, HU Y J, CHEN J N. Reproductive characteristics of alien plant *Wedelia trilobata* [J]. *Acta Sci Nat Univ Sunyatsevi*, 2005, 44(6): 93–96. [吴彦琼, 胡玉佳, 陈江宁. 外来植物南美蟛蜞菊的繁殖特性 [J]. 中山大学学报(自然科学版), 2005, 44(6): 93–96. doi: 10.3321/j.issn.1000-6923.2005.06.025.]
- [30] Editorial Committee of Flora of China, Chinese Academy of Sciences. *Flora Reipublicae Popularis Sinicae* [M]. Beijing: Science Press, 1985, 74: 59–60. [中国科学院中国植物志编辑委员会. 中国植物志 [M]. 北京: 科学出版社, 1985, 74: 59–60.]
- [31] MAO P L, GUO L M, GAO Y X, et al. Effects of seed size and sand burial on germination and early growth of seedlings for coastal *Pinus thunbergii* Parl. in the Northern Shandong Peninsula, China [J]. *Forests*, 2019, 10(3): 281. doi: 10.3390/f10030281.
- [32] QUAN G M, MAO D J, ZHANG J E, et al. Reproductive capacity and seed germination characteristics of *Chromolaena odorata* [J]. *Ecol Environ Sci*, 2011, 20(1): 72–78. [全国明, 毛丹鹃, 章家恩, 等. 飞机草的繁殖能力与种子的萌发特性 [J]. 生态环境学报, 2011, 20(1): 72–78. doi: 10.3969/j.issn.1674-5906.2011.01.012.]
- [33] KATO-NOGUCHI H, KATO M. Evolution of the secondary metabolites in invasive plant species *Chromolaena odorata* for the defense and Allelopathic functions [J]. *Plants*, 2023, 12(3): 521. doi: 10.3390/plants12030521.
- [34] CHENG H Y, WANG S, WEI M, et al. Reproductive allocation of *Solidago canadensis* L. plays a key role in its invasiveness across a gradient of invasion degrees [J]. *Popul Ecol*, 2021, 63(4): 290–301. doi: 10.1002/1438-390X.12091.
- [35] QI S S. The main physiological and ecological mechanism of the notorious invasive plant *Wedelia trilobata* choosing asexual reproduction [D]. Zhenjiang: Jiangsu University, 2014. [祁珊珊. 入侵植物南美蟛蜞菊无性繁殖策略选择的主要生理生态机制 [D]. 镇江: 江苏大学, 2014.]
- [36] COLAUTTI R I, GRIGOROVICH I A, MACISAAC H J. Propagule pressure: A null model for biological invasions [J]. *Biol Invasions*, 2006, 8(5): 1023–1037. doi: 10.1007/s10530-005-3735-y.
- [37] RADFORD I J, COUSENS R D. Invasiveness and comparative life-history traits of exotic and indigenous *Senecio* species in Australia [J]. *Oecologia*, 2000, 125(4): 531–542. doi: 10.1007/s004420000474.
- [38] GIORIA M, PYŠEK P. Early bird catches the worm: Germination as a critical step in plant invasion [J]. *Biol Invasions*, 2017, 19(4): 1055–1080. doi: 10.1007/s10530-016-1349-1.
- [39] SOPER G N L, WINKLER K J, JAHNKE M R, et al. Geographic patterns of seed mass are associated with climate factors, but relationships vary between species [J]. *Am J Bot*, 2016, 103(1): 60–72. doi: 10.3732/ajb.1500295.
- [40] FLETCHER R A, VAMON K M, BARNEY J N. Climate drives differences in the germination niche of a globally distributed invasive grass [J]. *J Plant Ecol*, 2020, 13(2): 195–203. doi: 10.1093/jpe/rtz062.

- [41] CHEN W, WANG J H, CHEN D S, et al. Responses of seed germination of five Asteraceae species to temperature and their invasivity [J]. Chin J Ecol, 2015, 34(2): 420–424. [陈文, 王桔红, 陈丹生, 等. 五种菊科植物种子萌发对温度的响应及其入侵性 [J]. 生态学杂志, 2015, 34(2): 420–424. doi: 10.13292/j.1000-4890.2015.0059.]
- [42] GAO R R, WEI X Y, HE Z, et al. Soil salt and NaCl have different effects on seed germination of the halophyte *Suaeda salsa* [J]. J Plant Nutr Soil Sci, 2018, 181(4): 488–497. doi: 10.1002/jpln.201700544.
- [43] WANG X Y, ZHOU Y P, XUE Y F, et al. Seed germination characteristics of *Spartina alterniflora* from high and low latitude populations in relation to temperature [J]. Chin J Ecol, 2021, 40(9): 2763–2772. [汪秀岩, 周宇鹏, 薛雨霏, 等. 高低纬度种源互花米草种子萌发特性及其对温度的响应 [J]. 生态学杂志, 2021, 40(9): 2763–2772. doi: 10.13292/j.1000-4890.202109.007.]
- [44] KRITICOS D J, YONOW T, MCFADYEN R E. The potential distribution of *Chromolaena odorata* (Siam weed) in relation to climate [J]. Weed Res, 2005, 45(4): 246–254. doi: 10.1111/j.1365-3180.2005.00458.x.
- [45] LU P, BAI Y M, XIAO T Y, et al. Effects of environmental factors on germination and emergence of Siam weed (*Chromolaena odorata*) [J]. Procedia Environ Sci, 2011, 10: 1741–1746. doi: 10.1016/j.proenv.2011.09.273.
- [46] DAVIDSON A M, JENNIONS M, NICOTRA A B. Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis [J]. Ecol Lett, 2011, 14(4): 419–431. doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01596.x.
- [47] XU X Y, WOLFE L, DIEZ J, et al. Differential germination strategies of native and introduced populations of the invasive species *Plantago virginica* [J]. NeoBiota, 2019, 43: 101–118. doi: 10.3897/neobiota.43.30392.
- [48] GODOY O, LEVINE J M. Phenology effects on invasion success: Insights from coupling field experiments to coexistence theory [J]. Ecology, 2014, 95(3): 726–736. doi: 10.1890/13-1157.1.
- [49] GIORIA M, PYŠEK P. The legacy of plant invasions: Changes in the soil seed bank of invaded plant communities [J]. BioScience, 2016, 66(1): 40–53. doi: 10.1093/biosci/biv165.
- [50] WITKOWSKI E T F, WILSON M. Changes in density, biomass, seed production and soil seed banks of the non-native invasive plant, *Chromolaena odorata*, along a 15 year chronosequence [J]. Plant Ecol, 2001, 152(1): 13–27. doi: 10.1023/A:1011409004004.