

DOI:10.12171/j.1000-1522.20210552

## 干扰和氮沉降对空心莲子草入侵湿地 植物群落的短期影响

姜 帆<sup>1,2</sup> 阿斯哈<sup>1,2</sup> 蔡竞芳<sup>1,2</sup> 孙 凯<sup>1,2</sup> 沈一变<sup>1,2</sup> 高海燕<sup>3</sup> 李红丽<sup>1,2</sup>

(1. 北京林业大学生态与自然保护学院, 北京 100083; 2. 北京林业大学黄河流域生态保护国家林业和草原局重点实验室, 北京 100083;  
3. 鄂尔多斯生态环境职业学院, 内蒙古 鄂尔多斯 017010)

**摘要:**【目的】干扰和氮沉降是影响植物入侵的重要环境要素。目前, 干扰和氮沉降如何协同影响空心莲子草入侵湿地植物群落的研究相对缺乏。本研究探讨了干扰、氮沉降和湿地植物群落对空心莲子草入侵的短期影响, 为入侵植物空心莲子草的物理控制及湿地植被的恢复与重建提供了一定的理论支撑和实践基础。【方法】以入侵植物空心莲子草为主要研究对象, 构建 4 种湿地植物粉绿狐尾藻、水葱、黄花鸢尾和千屈菜组成的湿地植物群落, 设计干扰(无干扰、模拟采食、刈割)、氮沉降(无氮添加和氮添加)以及有无湿地植物群落竞争(仅空心莲子草单种模式和空心莲子草与湿地植物群落混种模式)的三因素控制试验。【结果】模拟采食和刈割两种干扰显著降低了空心莲子草的生长繁殖指标, 且刈割相较于模拟采食影响更大。刈割处理下空心莲子草生物量、茎长和节数的相对生长率为负值, 同时, 刈割处理下空心莲子草生物量、茎长和分枝数的补偿系数均显著小于模拟采食处理, 但存在欠补偿生长; 湿地植物群落显著影响了空心莲子草根、叶、总生物量、叶片数、茎长和分枝数等指标; 而氮沉降仅显著影响了空心莲子草分枝数补偿系数。除叶片数和分枝补偿系数, 干扰与氮沉降对空心莲子草入侵的湿地植物群落并没有显著的交互作用。【结论】模拟采食和刈割两种干扰一定程度上抑制空心莲子草的入侵, 且随着干扰强度增加, 对空心莲子草生长恢复抑制效应越强。氮沉降对空心莲子草综合指标影响不显著。本地湿地植物群落一定程度上可抑制空心莲子草入侵。而干扰与氮沉降的交互作用仅对空心莲子草叶片数和分枝数补偿系数有显著影响, 对其入侵的湿地植物群落并无显著作用。

**关键词:** 空心莲子草; 补偿; 模拟采食; 刈割; 相对生长率

**中图分类号:** Q948.8 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-1522(2023)05-0119-14

**引文格式:** 姜帆, 阿斯哈, 蔡竞芳, 等. 干扰和氮沉降对空心莲子草入侵湿地植物群落的短期影响 [J]. 北京林业大学学报, 2023, 45(5): 119-132. Jiang Fan, A Siha, Cai Jingfang, et al. Short-term effects of disturbance and nitrogen deposition on *Alternanthera philoxeroides* invading wetland plant communities[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2023, 45(5): 119-132.

### Short-term effects of disturbance and nitrogen deposition on *Alternanthera philoxeroides* invading wetland plant communities

Jiang Fan<sup>1,2</sup> A Siha<sup>1,2</sup> Cai Jingfang<sup>1,2</sup> Sun Kai<sup>1,2</sup> Shen Yiluan<sup>1,2</sup> Gao Haiyan<sup>3</sup> Li Hongli<sup>1,2</sup>

(1. School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;

2. Key Laboratory of Ecological Protection in the Yellow River Basin of National Forestry and Grassland Administration, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;

3. Ordos Vocational College of Eco-Environment, Ordos 017010, Inner Mongolia, China)

**Abstract:** [Objective] Disturbance and nitrogen deposition are important environmental factors influencing plant invasion. At present, studies on the synergistic effects of disturbance and nitrogen deposition on plant

收稿日期: 2021-12-29 修回日期: 2022-03-29

**基金项目:** 国家重点研发计划(2021YFC2600405), 水体污染控制与治理科技重大专项(No.2017ZX07602-004-003), 中央高校基本科研业务费专项(2015ZCQ-BH-01)。

**第一作者:** 姜帆。主要研究方向: 湿地植被恢复与重建。Email: 1061449208@qq.com 地址: 100083 北京市海淀区北京林业大学生态与自然保护学院。

**责任作者:** 李红丽, 教授。主要研究方向: 湿地生态学、入侵生态学。Email: lihongli327@163.com 地址: 同上。

**本刊网址:** <http://j.bjfu.edu.cn>; <http://journal.bjfu.edu.cn>

communities in wetland invaded by *Alternanthera philoxeroides* are relatively lacking. This study was to explore the short-term effects of disturbance, nitrogen deposition and wetland plant communities on *A. philoxeroides* invasion, which established a strong theoretical support and practical foundation for the physical control of *A. philoxeroides* and the restoration and reconstruction of wetland vegetation. [Method] In this study, invasive plant *A. philoxeroides* and four wetland plant communities, including *Myriophyllum aquaticum*, *Scirpus validus*, *Iris wilsonii* and *Lythrum salicaria* were selected as the subjects. And three-factor control experiments were designed for invasive plant disturbance (no disturbance, simulated herbivory, mowing), nitrogen deposition (no nitrogen addition and with nitrogen addition), and native plant competition or not (only *A. philoxeroides* modes, and *A. philoxeroides* and wetland plant communities composed by 4 plant species). [Result] Simulated herbivory and mowing had significantly reduced the growth and reproduction traits, including the relative growth rate based on biomass, plant height and node number of *A. philoxeroides*. And mowing had a greater impact than simulated herbivory. The growth rate of biomass, stem length and internode numbers of *A. philoxeroides* was negative under mowing, the compensation index of biomass, stem length and ramet numbers of *A. philoxeroides* was significantly lower than those of simulated herbivory treatment, but there was insufficient compensation. Furthermore, the wetland plant community significantly reduced the indexes including root, leaf, total biomass, leaf number, stem length and branch number of *A. philoxeroides*. However, nitrogen deposition only significantly affected the compensation coefficient of *A. philoxeroides* branching. Except for leaf number and branching compensation coefficient, there was no significant interaction between disturbance and nitrogen deposition on plant communities in the wetland invaded by *A. philoxeroides*. [Conclusion] Simulated herbivory and mowing are not conducive to the invasion of *A. philoxeroides* to a certain extent, and have a strong inhibitory effect on the growth and recovery of *A. philoxeroides* with the increase of interference intensity. Nitrogen deposition does not significantly affect the composite indicator of *A. philoxeroides*. The local wetland plant community can inhibit the invasion of *A. philoxeroides* to a certain extent. Combination of the disturbance and nitrogen deposition only has a significant effect on the compensation coefficient of number of leaves and number of ramets, but has no significant effect on the wetland plant community invaded by *A. philoxeroides*.

**Key words:** *Alternanthera philoxeroides*; compensation; simulated herbivory; mowing; relative growth rate

植物入侵已给全球生态环境、生物多样性保护以及生态系统稳定性造成了严重影响<sup>[1]</sup>。相关研究表明:有些入侵植物可以通过地下根茎进行无性繁殖,且可以避免采食、机械刈割、风、火灾等地面上环境因素的干扰,有利于入侵植物的扩散和传播<sup>[2]</sup>,进而对生态环境造成一定程度的破坏<sup>[3]</sup>。更重要的是,在氮沉降等全球变化下,植物入侵存在进一步加剧的趋势<sup>[4]</sup>。

外来植物入侵成功的主要假说之一为干扰假说,即:一定程度的环境干扰可以在群落中形成更多空的生态位,减少其入侵抵抗力水平,使外来物种更易成功入侵<sup>[5]</sup>。与本地植物相比,虽然入侵植物往往更具生长和竞争优势,但在自然界也仍然常常会遭遇各种不同形式的干扰,如不同程度的采食或机械刈割。而入侵植物通常可以补偿或忍受相当程度的干扰损害,进而大大增加其在新生境中传播和扩散的能力<sup>[6]</sup>。然而,当前已有研究大多侧重一种程度或

模式干扰,而导致对入侵植物耐受性和补偿性反应的关键机理阐释尚不够深入,仍需进一步剖析<sup>[7]</sup>。一般情况下,植物的生长与防御之间往往存在着权衡,在各种干扰方式下,植物可以通过减少对生长的投资,使其更好的存活,这时植物的补偿效应也更为重要<sup>[8]</sup>。入侵植物也常常遭受不同干扰方式损伤,如动物采食或人为刈割,其中动物采食可能会影响入侵植物与本地植物之间的种间竞争能力,从而影响入侵植物的相对竞争力<sup>[9]</sup>。而模拟植食性损伤是了解植食性动物对植物生长、生存或生理过程影响的有效途径<sup>[10]</sup>。同时,人为刈割是机械控制且抑制入侵植物快速扩散的常见手段之一。相关研究表明:干扰,如刈割,可以改变植物的自然高度和种群密度,对物种多样性和植物群落产生明显影响,进而影响生态系统功能<sup>[11]</sup>。但刈割是否会对入侵植物的生长造成较大伤害,很大程度上取决于对入侵植物的生长环境和生长阶段<sup>[12]</sup>,但不同干扰协同其他环境因

子如氮沉降对入侵植物的影响研究相对缺乏。

氮素是影响植物生长的重要营养元素之一<sup>[13]</sup>。无机氮是最重要的限制土壤养分元素,其可利用水平是植物入侵成功的重要驱动力<sup>[14]</sup>。土壤或水体中可利用氮含量的增加不仅影响植物营养元素的生态化学计量平衡,还改变生态系统的生产力和生物多样性<sup>[15]</sup>,同时氮沉降可以显著提升入侵植物的丰富度、生物量及种间竞争力,从而排挤本地植物<sup>[16]</sup>。相关研究证实,  $\text{NH}_4^+$  主要在植物功能建成方面发挥作用,  $\text{NO}_3^-$  主要在株体扩建方面发挥重要作用<sup>[17]</sup>。入侵植物成功入侵后,是否能够从环境中高效吸收利用氮素等重要营养元素可能是制约其生长发育和群落分布的核心因子之一<sup>[14]</sup>。在影响植物入侵的所有生物因素中,本地植物的重要性早已得到承认<sup>[18]</sup>,且在物种丰富的群落中,空生态位空间相对有限,因此会影响植物入侵是否成功<sup>[19]</sup>。同时,植物入侵总是与特定群落相关,因此,解决入侵植物和本地植物在群落层面的表现似乎对了解入侵成功更有益<sup>[20-21]</sup>。也有研究表明,施氮能促进群落中入侵植物和本地植物的生长,但入侵植物受施氮的作用小于本地植物,因此,可以通过氮沉降提高本地植物群落入侵抵抗力<sup>[19]</sup>。目前,虽然关于干扰和氮沉降对入侵植物的影响已有相关探索和研究,但是干扰和氮沉降是否协同影响入侵植物入侵湿地植物群落的进程及关键机理仍不清楚。

综上,本研究以入侵植物空心莲子草(*Alternanthera philoxeroides*)为主要研究对象以及4种湿地植物粉绿狐尾藻(*Myriophyllum aquaticum*)、水葱(*Scirpus validus*)、黄花鸢尾(*Iris wilsonii*)和千屈菜(*Lythrum salicaria*)组成的湿地植物群落,设计干扰方式(无干扰、模拟采食、刈割)、氮沉降(无氮添加和氮添加)以及有无湿地植物群落竞争(空心莲子草单种模式和空心莲子草与湿地植物群落混种模式)的三因素控制实验,探讨干扰、氮沉降和湿地植物群落对空心莲子草入侵力的影响。本研究解析并阐明以下3个科学问题:(1)干扰、氮沉降和湿地植物群落是否显著影响入侵植物空心莲子草的生长繁殖指标?(2)干扰和氮沉降是否显著影响被入侵的湿地植物群落?(3)干扰、氮沉降和湿地植物群落是否显著影响空心莲子草的入侵力?

## 1 材料与方法

### 1.1 植物材料

本试验所选用的入侵植物是空心莲子草,隶属于苋科(*Amaranthaceae*)莲子草属(*Alternanthera*)多年生杂草,具有繁殖能力强、生长迅速、扩散快等特

点,可以对被入侵区域的生态环境和社会经济造成很大威胁,并被列入《中国外来入侵物种名录》<sup>[22]</sup>。在我国,空心莲子草的遗传多样性较低<sup>[23]</sup>,主要通过根茎进行营养生殖<sup>[24]</sup>,但生存能力强,能适应包括水生生境和陆生生境在内的各种生态环境<sup>[25]</sup>。

湿地植物群落由4种我国常见湿地植物组成,即:粉绿狐尾藻、水葱、黄花鸢尾和千屈菜。其中粉绿狐尾藻,隶属于小二仙草科(*Haloragaceae*)狐尾藻属(*Myriophyllum*),是多年生沉水或挺水草本。粉绿狐尾藻根系发达,生长速度快,具有较强的污水净化能力,极具观赏性,易于打捞,是建立生态浮岛所用的植物之一<sup>[26]</sup>。水葱,隶属于莎草科(*Cyperaceae*)薹草属(*Scirpus*),多年生宿根挺水草本,且分布范围较广,为典型的湿地植物,在滇西北著名的九大高原湖泊中都是其湖滨带优势植物<sup>[27]</sup>。黄花鸢尾,隶属于鸢尾科(*Iridaceae*)鸢尾属(*Iris*),多年生挺水草本。具有较强的氮、磷去除能力,是人工湿地常用的生态工具物种之一<sup>[28]</sup>。千屈菜,隶属于千屈菜科(*Lythraceae*)千屈菜属(*Lythrum*),多年生挺水草本。千屈菜适应性强,对土壤要求不严格,是常见的重要观赏性植物<sup>[29]</sup>。而千屈菜与黄花鸢尾等植物一样具有根系发达、生物量大、生长迅速,能快速吸收水中的氮、磷等营养元素的特点<sup>[30]</sup>。

空心莲子草采自浙江省台州市内,4种湿地植物幼苗均在沐阳易水有限公司获取。所有植株均放置于北京林大科技股份有限公司的温室(40°40'33"N、116°20'24"E)中进行预培养。

### 1.2 试验设计

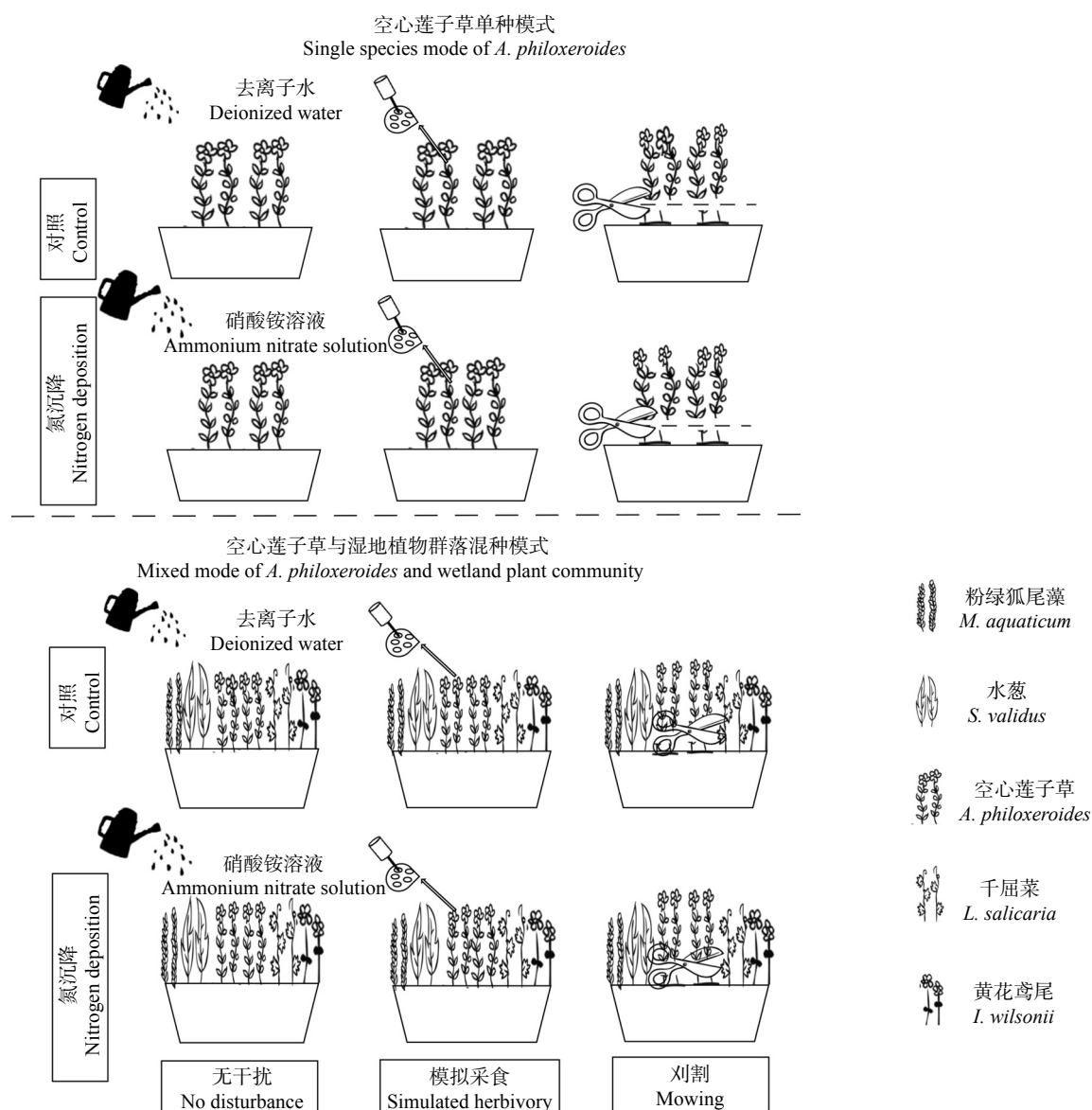
本试验设计干扰方式(无干扰、模拟采食、刈割)、氮沉降(无氮添加和氮添加)以及有无湿地植物群落竞争(空心莲子草单种模式和空心莲子草与湿地植物群落混种模式)的三因素控制试验。其中对入侵植物干扰方式分别为无干扰、模拟采食、刈割,无干扰为不进行任何处理;模拟采食为用剪刀除去每片叶子侧面约50%损伤程度,并用锥子刺穿叶片的其余中央部分,4~5孔每个叶子;刈割主要是将植株整齐剪至高于地表1 cm处(模拟采食为轻度干扰、刈割为重度干扰)。氮沉降处理,将1.24 g 硝酸铵( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ )融入550 mL去离子水中,以喷洒的形式对植物和土壤进行喷施;剩余容器作为对照组,施加550 mL去离子水。干扰和氮沉降同时进行并只设一次处理。试验中的氮素总量依据空心莲子草在我国自然分布区域的大气氮沉降加量设置。高氮沉降通量主要集中在城市和农业用地,特别是城市和建设用地,而低氮沉降通量主要集中在受人类活动影响较小的森林和草原地区<sup>[31]</sup>。所以试验选择高氮

处理,总量为  $30 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。单种模式为试验容器内为4株空心莲子草,而空心莲子草与湿地植物群落混种模式为容器内为4株空心莲子草和4种湿地植物各2株组成的湿地植物群落。

试验共设计了:(1)无干扰-无氮沉降-空心莲子草单种模式处理;(2)无干扰-无氮沉降-空心莲子草与湿地植物群落混种模式处理;(3)无干扰-氮沉降-空心莲子草单种模式处理;(4)无干扰-氮沉降-空心莲子草与湿地植物群落混种模式处理;(5)模拟采食-无氮沉降-空心莲子草单种模式处理;(6)模拟采食-无氮沉降-空心莲子草与湿地植物群落混种模式处理;(7)模拟采食-氮沉降-空心莲子草单种模式处理;(8)模拟采食-氮沉降-空心莲子草与湿地植物群落混种模式处理;(9)刈割-无氮沉降-空心莲子草

单种模式处理;(10)刈割-无氮沉降-空心莲子草与湿地植物群落混种模式处理;(11)刈割-氮沉降-空心莲子草单种模式处理;(12)刈割-氮沉降-空心莲子草与湿地植物群落混种模式处理。因此,该试验共设置了12种处理方式(图1),每种处理又分别设置了4个重复。

2020年8月22日,培养空心莲子草的茎端,每段长约  $15 \sim 20 \text{ cm}$ ,每段至少包含两个小节。9月16日,随机选择24个容器,以4种湿地植物幼苗(粉绿狐尾藻、水葱、黄花鸢尾、千屈菜)每种2株构建湿地植物群落。缓苗约一周左右后,于9月27日选取同时培养的空心莲子草的形态大小相似的茎段,随机定植在4种湿地植物中间,每个容器内定植4株空心莲子草。另外24个容器,每个容器内单



对照为无氮沉降,为喷施同量的去离子水。The control is no nitrogen deposition, and the same amount of deionized water is sprayed.

图1 试验设计图

Fig. 1 Experimental design drawing

独立植的4株空心莲子草茎段。每周浇两次水,保持水位为表层持续淹水。试验基质为土:草炭:蛭石三者按体积比1:1:1的比例混合均匀而成,试验所使用的容器为塑料桶,其规格为直径40 cm,高30 cm,每个容器内填充进15 cm高的试验基质,在之后的试验过程中将所有48个容器随机放置。

两周后,将所有容器内的空心莲子草分别进行干扰方式处理,分别为无干扰、模拟采食和刈割。同时进行氮沉降处理,随机选择一半容器作为氮沉降组,剩余容器作为对照组。试验的育苗以及试验的进行均是在北京林业大学科技股份有限公司的温室中(40°40'33"N, 116°20'24"E)进行(详见图1)。

### 1.3 指标测定

温室试验于2020年11月13日结束,进行试验收获。收获前,用卷尺测量入侵植物空心莲子草的茎长、节间长,并计算节数、叶片数及分枝数。将湿地植物群落按不同物种进行收获,并将湿地植物各物种和空心莲子草均分成地上(茎、叶)和地下(根)两部分,分别放入烘箱,在65℃下烘干至恒质量。之后,分别测定烘干植株的地上生物量、地下生物量进行称质量,并计算总生物量。

### 1.4 数据分析

#### 1.4.1 数据计算

计算空心莲子草生长指标(茎长、节数、叶片数)和总生物量的相对增长率(relative growth rate, RGR),计算公式<sup>[10]</sup>如下:

$$r = (\ln X_t - \ln X_0) / \Delta T$$

式中: $r$ 为相对增长率, $X_t$ 为空心莲子草生长指标和生物量的最终值, $X_0$ 为空心莲子草生长指标和生物量的初始值, $\Delta T$ 为试验正式开始到收获的时间差值。相对生长率的减少是通过比较干扰处理和对照(无干扰)的相对生长率来计算的。对于茎长、叶片数,相对增长率采用直接测量数据计算,而对于总生物量,直接测量最终干质量,并以茎长作为预测因子估计初始生物量(初始生物量=最终干质量/最终高度×初始高度)。

补偿系数是反映植物补偿生长情况的重要指数。补偿生长是植物受到外界干扰后在生长过程中为生存和繁殖所形成的适应策略,是植物经由调节能量分配模式、改变自身形态或生理特征的途径来削弱所受的外界损害,一般而言,植物补偿生长分为欠补偿生长、等补偿生长和超补偿生长3类<sup>[32]</sup>,若补偿系数小于1则为欠补偿生长,若等于1表示等量补偿,若大于1则为超补偿生长。

计算空心莲子草的补偿系数(compensation index,

CI)公式<sup>[32]</sup>如下:

$$\alpha_{CI} = W_{\Delta} / W_0$$

式中: $\alpha_{CI}$ 为空心莲子草的补偿系数; $W_0$ 代表不受干扰时植株生物量, $W_{\Delta}$ 表示受到干扰时植株的生物量。

#### 1.4.2 数据处理

采用三因素方差分析(three-way ANOVA)比较干扰方式(无干扰、模拟采食、刈割),氮沉降(无氮沉降、氮沉降),有无湿地植物群落竞争(空心莲子草单种模式、空心莲子草与湿地植物群落混种模式),及其交互作用对空心莲子草的生物量指标、生长指标、相对增长率(RGR)、补偿系数(CI),湿地植物群落各指标,各物种生长指标的影响,将干扰、氮沉降、有无湿地植物群落作为固定因素,显著性水平为 $P < 0.05$ 。另外,事后进行邓肯检验。在进行方差分析前,对数据进行正态性检验和方差齐性检验。所有数据采用SPSS 18.0进行统计分析,所有图采用SigmaPlot 12.5绘制。运用R语言软件构建最小二乘法结构方程模型以计算不同处理对空心莲子草生长指标影响的通径系数。

## 2 结果与分析

### 2.1 干扰、氮沉降和湿地植物群落对空心莲子草生物量的影响

模拟采食和刈割两种干扰对空心莲子草的所有生物量指标均有显著影响( $P < 0.001$ );湿地植物群落则除茎生物量外显著影响空心莲子草其他生物量指标( $P < 0.01$ ),对叶生物量影响更显著( $P < 0.001$ );两种干扰和湿地植物群落的交互作用显著影响空心莲子草叶生物量( $P < 0.01$ )和总生物量( $P < 0.05$ );其他因素的交互作用未显著影响空心莲子草生物量( $P > 0.05$ ;表1)。

具体而言,相较于无干扰,两种干扰方式均显著降低了空心莲子草各部分及总生物量,且刈割的影响大于模拟采食( $P < 0.001$ ;图2)。湿地植物群落显著降低了空心莲子草生物量,但这种影响与干扰方式有关。在无干扰条件下,空心莲子草生物量高于湿地植物群落混种模式;但若是受到干扰时,空心莲子草生物量在有无湿地植物群落之间的差异明显缩小( $P < 0.001$ ;图2a~c)。

### 2.2 干扰、氮沉降和湿地植物群落对空心莲子草生长指标的影响

模拟采食和刈割两种干扰显著影响空心莲子草的节间长( $P < 0.01$ ),对叶片数、节数、茎长和分枝数影响更显著( $P < 0.001$ );湿地植物群落显著影响空心莲子草叶片数( $P < 0.001$ )、茎长( $P < 0.001$ )和分

表 1 干扰、氮沉降及群落对空心莲子草生长的影响

Tab. 1 Effects of disturbance, nitrogen deposition and wetland plant community on growth traits of *A. philoxeroides*

| 指标 Index                               | 二级指标 Secondary index                         | 干扰<br>Disturbance (D)        | 氮沉降<br>Nitrogen deposition (N) | 群落<br>Community (C)         | $D \times N$              | $D \times C$               | $N \times C$ | $D \times N \times C$ |
|----------------------------------------|----------------------------------------------|------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|---------------------------|----------------------------|--------------|-----------------------|
| 生物量<br>Biomass                         | 根生物量 Root biomass                            | <b>25.497<sup>***</sup></b>  | 0.885                          | <b>12.881<sup>**</sup></b>  | 0.449                     | 1.174                      | 0.020        | 0.697                 |
|                                        | 茎生物量 Stem biomass                            | <b>68.514<sup>***</sup></b>  | 0.289                          | 3.952                       | 0.236                     | 2.701                      | 0.191        | 0.123                 |
|                                        | 叶生物量 Leaf biomass                            | <b>52.331<sup>***</sup></b>  | 0.395                          | <b>18.869<sup>***</sup></b> | 0.265                     | <b>7.982<sup>**</sup></b>  | 0.001        | 0.123                 |
|                                        | 总生物量 Total biomass                           | <b>66.938<sup>***</sup></b>  | 0.423                          | <b>9.733<sup>**</sup></b>   | 0.231                     | <b>4.457<sup>*</sup></b>   | 0.064        | 0.138                 |
| 生长指标<br>Growth index                   | 叶片数 Number of leaf                           | <b>131.223<sup>***</sup></b> | 0.734                          | <b>19.582<sup>***</sup></b> | <b>3.465<sup>**</sup></b> | <b>9.794<sup>***</sup></b> | 1.465        | 0.459                 |
|                                        | 节间长 Internode length                         | <b>6.862<sup>**</sup></b>    | 3.129                          | 3.419                       | 0.882                     | 0.482                      | 0.069        | 0.190                 |
|                                        | 节数 Number of internode                       | <b>148.776<sup>***</sup></b> | 0.170                          | 0.503                       | 1.121                     | 0.090                      | 0.369        | 0.207                 |
|                                        | 茎长 Stem length                               | <b>357.447<sup>***</sup></b> | 1.922                          | <b>18.329<sup>***</sup></b> | 0.221                     | 0.454                      | 1.566        | 0.995                 |
|                                        | 分枝数 Number of ramet                          | <b>71.112<sup>***</sup></b>  | 0.137                          | <b>7.802<sup>**</sup></b>   | 2.438                     | <b>7.271<sup>**</sup></b>  | 0.137        | 0.157                 |
| 相对生长率<br>Relative growth<br>rate (RGR) | 生物量相对生长率<br>RGR of biomass                   | <b>568.727<sup>***</sup></b> | 2.684                          | <b>23.474<sup>***</sup></b> | 0.312                     | 0.682                      | 0.669        | 0.669                 |
|                                        | 叶片数相对生长率<br>RGR of leaf number               | <b>223.261<sup>***</sup></b> | 0.482                          | <b>21.877<sup>***</sup></b> | 2.608                     | <b>5.247<sup>**</sup></b>  | 1.692        | 1.692                 |
|                                        | 茎长相对生长率<br>RGR of stem length                | <b>568.727<sup>***</sup></b> | 2.684                          | <b>23.474<sup>***</sup></b> | 0.312                     | 0.682                      | 0.669        | 0.669                 |
|                                        | 节数相对生长率<br>RGR of internode number           | <b>184.376<sup>***</sup></b> | 0.054                          | 0.676                       | 0.876                     | 0.138                      | 0.200        | 0.200                 |
| 补偿系数<br>Compensation<br>index (CI)     | 生物量补偿系数 <sup>a</sup> Biomass CI <sup>a</sup> | <b>58.763<sup>***</sup></b>  | 1.717                          | <b>4.981<sup>*</sup></b>    | 0.198                     | 0.004                      | 0.663        | 0.264                 |
|                                        | 茎长补偿系数 CI of stem length                     | <b>257.899<sup>***</sup></b> | 0.495                          | 0.006                       | 0.017                     | 0.334                      | 0.019        | 0.722                 |
|                                        | 分枝数补偿系数<br>CI of ramet number                | <b>101.221<sup>***</sup></b> | <b>7.746<sup>*</sup></b>       | <b>22.956<sup>***</sup></b> | <b>7.474<sup>*</sup></b>  | <b>8.822<sup>**</sup></b>  | 2.278        | 0.315                 |

注: 数据为F值, 标粗表示具有显著性。\*表示 $P < 0.05$ , \*\*表示 $P < 0.01$ , \*\*\*表示 $P < 0.001$ 。a表示数据经过取对数数据转换。下同。Notes: the data are F values, and the bold mark indicates significant. \* means  $P < 0.05$ , \*\* means  $P < 0.01$ , \*\*\* means  $P < 0.001$ . a means data has been converted from logarithmic data. The same below.

枝数( $P < 0.01$ ); 两种干扰和湿地植物群落的交互作用显著影响叶片数( $P < 0.001$ )和分枝数( $P < 0.01$ ); 氮沉降未显著影响空心莲子草的所有生长指标( $P > 0.05$ ), 但两种干扰与氮沉降的交互作用显著影响空心莲子草叶片数( $P < 0.01$ ; 表 1)。

在不同干扰下空心莲子草生长指标除节数外, 呈现与生物量一致的趋势, 为无干扰 > 模拟采食 > 刈割(图 3a、c ~ d)。湿地植物群落显著降低了空心莲子草的茎长( $P < 0.001$ )和无干扰下的叶片数( $P < 0.001$ )和分枝数( $P < 0.01$ ); 而在受到干扰时, 空心莲子草的叶片数和分枝数在有无湿地植物群落之间差异缩小, 甚至在模拟采食且有湿地植物群落混种模式时分枝数显著高于单种模式(图 3a、c ~ d)。

2.3 干扰、氮沉降和湿地植物群落对空心莲子草生长指标相对生长率的影响

模拟采食和刈割两种干扰显著影响空心莲子草所有指标的相对生长率( $P < 0.001$ ); 除节数相对生长率外, 湿地植物群落显著影响生物量、叶片数和茎长的相对生长率( $P < 0.001$ ); 两种干扰和湿地植物群落的交互作用显著影响空心莲子草叶片的相对生长率( $P < 0.01$ ); 但氮沉降与其他因素的交互作用未

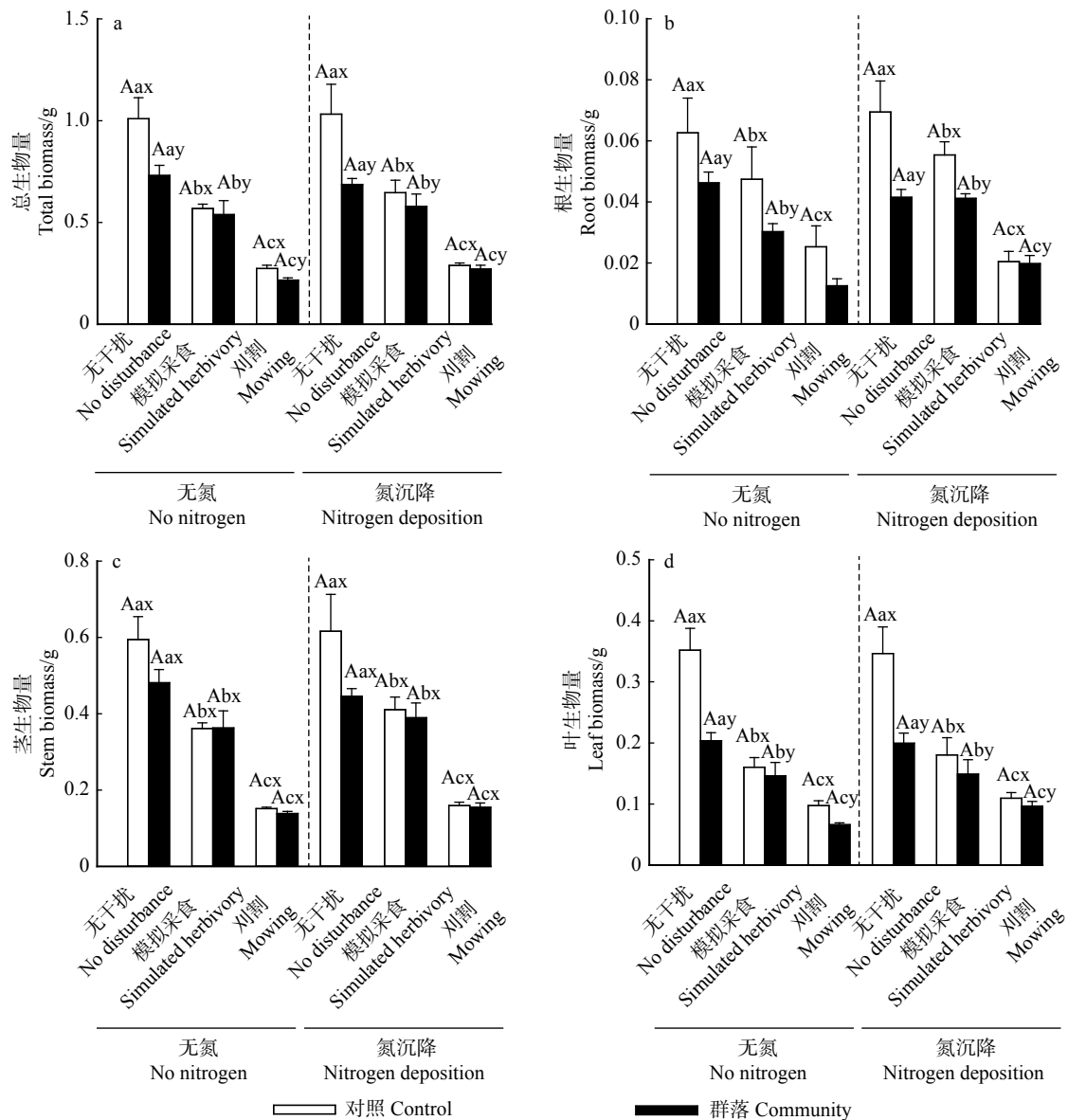
显著影响空心莲子草所有指标的相对生长率( $P > 0.05$ ; 表 1)。

具体而言, 干扰对所有生长指标的相对生长率影响显著( $P < 0.001$ ), 与生物量和生长指标影响趋势一致(图 4)。除叶片数相对生长率外, 刈割处理下其他生长指标的相对生长率为负值, 湿地植物群落显著降低其他生长指标的相对生长率( $P < 0.001$ ; 图 4a、c~d)。湿地植物群落降低无干扰和刈割处理的叶片数相对生长率; 而受到模拟采食干扰时, 叶片数相对生长率在有群落下无显著差异( $P > 0.05$ ; 图 4b)。

2.4 干扰、氮沉降和湿地植物群落对空心莲子草补偿系数的影响

模拟采食和刈割两种干扰显著影响空心莲子草的所有生长指标补偿系数( $P < 0.001$ ); 氮沉降显著影响空心莲子草分枝数补偿系数( $P < 0.05$ ); 湿地植物群落显著影响空心莲子草的生物量( $P < 0.05$ )和分枝数补偿系数( $P < 0.001$ )。干扰与氮沉降( $P < 0.05$ )及干扰和湿地植物群落的交互作用( $P < 0.01$ )均显著影响空心莲子草的分枝数补偿系数(表 1)。

刈割处理下的空心莲子草 3 种指标补偿系数均显著小于模拟采食处理, 均显著小于 1, 表明发生了



对照为空心莲子草单种模式, 群落为空心莲子草与湿地植物群落混种模式。大写字母 A 表示有无氮沉降差异显著, 不同小写字母 a, b, c 表示干扰差异显著, 不同小写字母 x, y 表示有无湿地植物群落差异显著。下同。The control is a single species model of *A. philoxeroides*, and the community is a mixed species model of *A. philoxeroides* and wetland plant communities. The capital letter A indicates whether there is significant difference in nitrogen deposition, different lowercase letters a, b, c indicate significant difference in disturbance, and different lowercase letters x, y indicate whether there is significant difference in wetland plant community. The same below.

图2 干扰、氮沉降及湿地植物群落对空心莲子草生物量指标的影响

Fig. 2 Effects of disturbance, nitrogen deposition and plant community on the biomass index of *A. philoxeroides*

不足补偿; 而在模拟采食处理下, 除生物量补偿系数和分枝数补偿系数在无氮沉降且无湿地植物群落的情况外, 3 种生长指标均与 1 无显著差异, 为等量补偿 (图 5a ~ c)。此外, 在无氮沉降时, 模拟采食处理下混种模式空心莲子草的 3 种生长指标补偿系数均大于单种模式 (图 5)。在氮沉降处理下, 模拟采食处理后空心莲子草单种模式的分枝数补偿系数显著大于湿地植物群落混种模式; 而刈割处理后的分枝数补偿系数则趋势相反 (图 5c)。

## 2.5 干扰和氮沉降对被入侵湿地植物群落的影响

模拟采食和刈割两种干扰、氮沉降及交互作用

均未显著影响湿地植物群落的整体生长指标 ( $P > 0.05$ ; 表 2)。此外, 虽不显著, 但无干扰和模拟采食处理下, 氮沉降增加了湿地植物群落的生物量 (图 6); 而受到刈割时, 氮沉降却降低湿地植物群落的生物量 (图 6)。对于群落中的 4 种湿地植物, 干扰、氮沉降及两因素的交互作用未显著影响其生物量 ( $P > 0.05$ ; 表 2)。

## 2.6 干扰、氮沉降和湿地植物群落对空心莲子草的所有生长指标的影响

模拟采食和刈割两种干扰最显著抑制空心莲子草所有生长指标, 系数为  $-0.877 (P < 0.001)$ , 湿地植

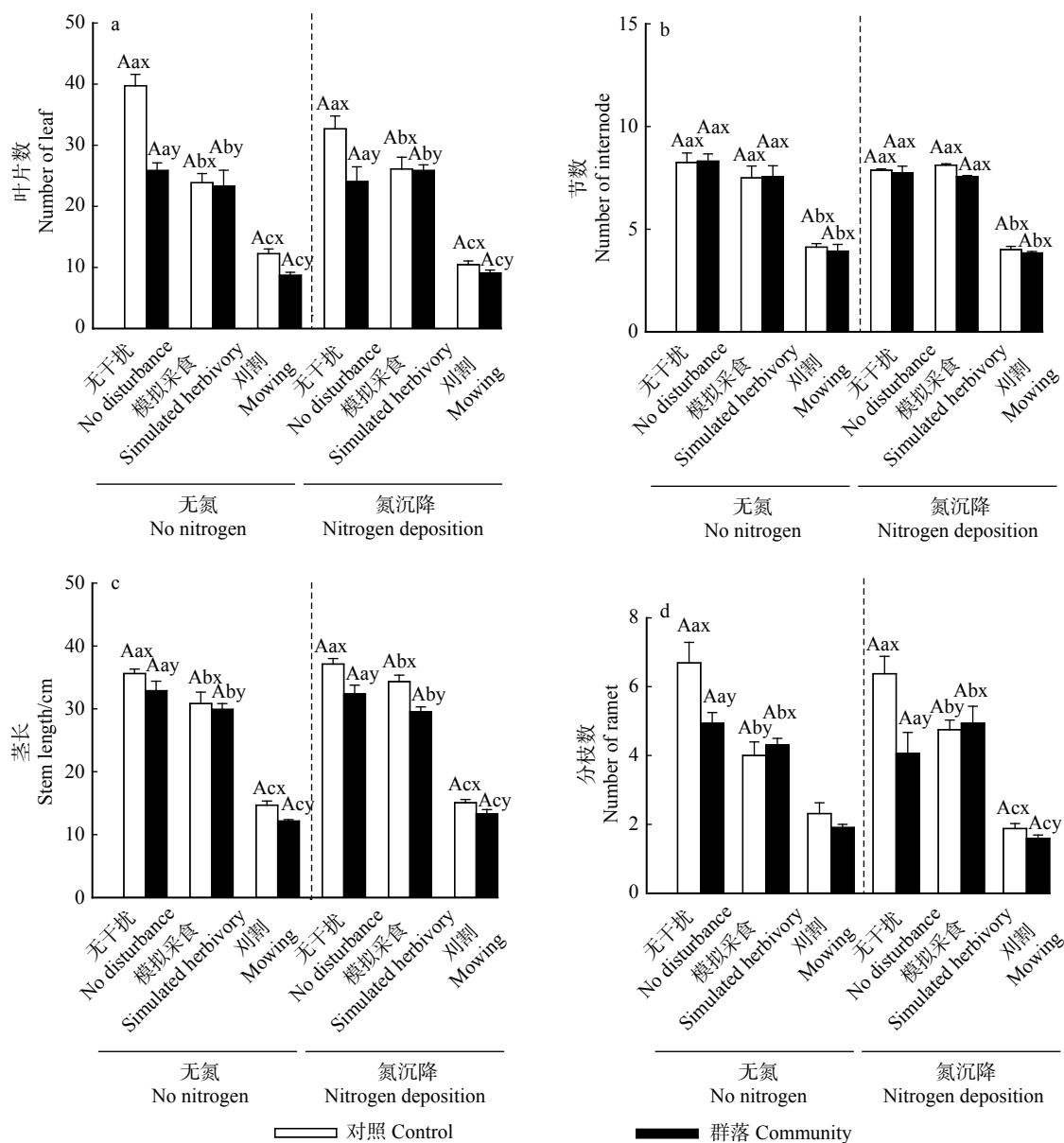


图3 干扰、氮沉降及湿地植物群落对空心莲子草其他生长指标的影响

Fig. 3 Effects of disturbance, nitrogen deposition and wetland plant community on other growth indexes of *A. philoxeroides*

物群落次之, 系数为 $-0.245 (P < 0.01)$ , 氮沉降促进空心莲子草所有生长指标, 但影响不显著( $P > 0.05$ ); 所有生长指标中对空心莲子草影响最大的为总生物量, 系数为 $0.973$ , 影响最小的为节间长, 系数为 $0.670$  (图7a)。

模拟采食显著抑制空心莲子草所有生长指标, 系数为 $-0.585 (P < 0.001)$ ; 且所有生长指标中对空心莲子草影响最大的是总生物量, 系数为 $0.963$ , 影响最小的为节数, 系数为 $0.139$  (图7b)。刈割显著抑制空心莲子草所有生长指标, 系数为 $-0.924 (P < 0.001)$ , 且刈割对空心莲子草所有生长指标的影响相较于模拟采食更大; 所有生长指标中对空心莲子草影响最大的是总生物量, 系数为 $0.980$ , 影响最小的为节间长, 系数为 $0.684$  (图7c)。

### 3 讨 论

#### 3.1 干扰、氮沉降和湿地植物群落对空心莲子草生长和补偿作用的影响

以往的研究已表明, 入侵植物往往具有较强的胁迫耐受性和较快的生长速率以及强大的补偿再生机制<sup>[33-35]</sup>。在受到昆虫采食或人工刈割等干扰时, 除非强度过高, 否则基本不会显著影响入侵植物的生长<sup>[36-37]</sup>。其中, 我们的研究与前人研究结果<sup>[36-37]</sup>基本一致, 随着干扰强度的增加, 空心莲子草的生长和补偿系数显著下降。其中, 高强度刈割对空心莲子草的抑制最为显著, 刈割处理下空心莲子草仅叶片相对生长率为正, 这表明: 刈割后空心莲子草叶片的恢复较快; 模拟采食处理下, 空心莲子草生物量虽降

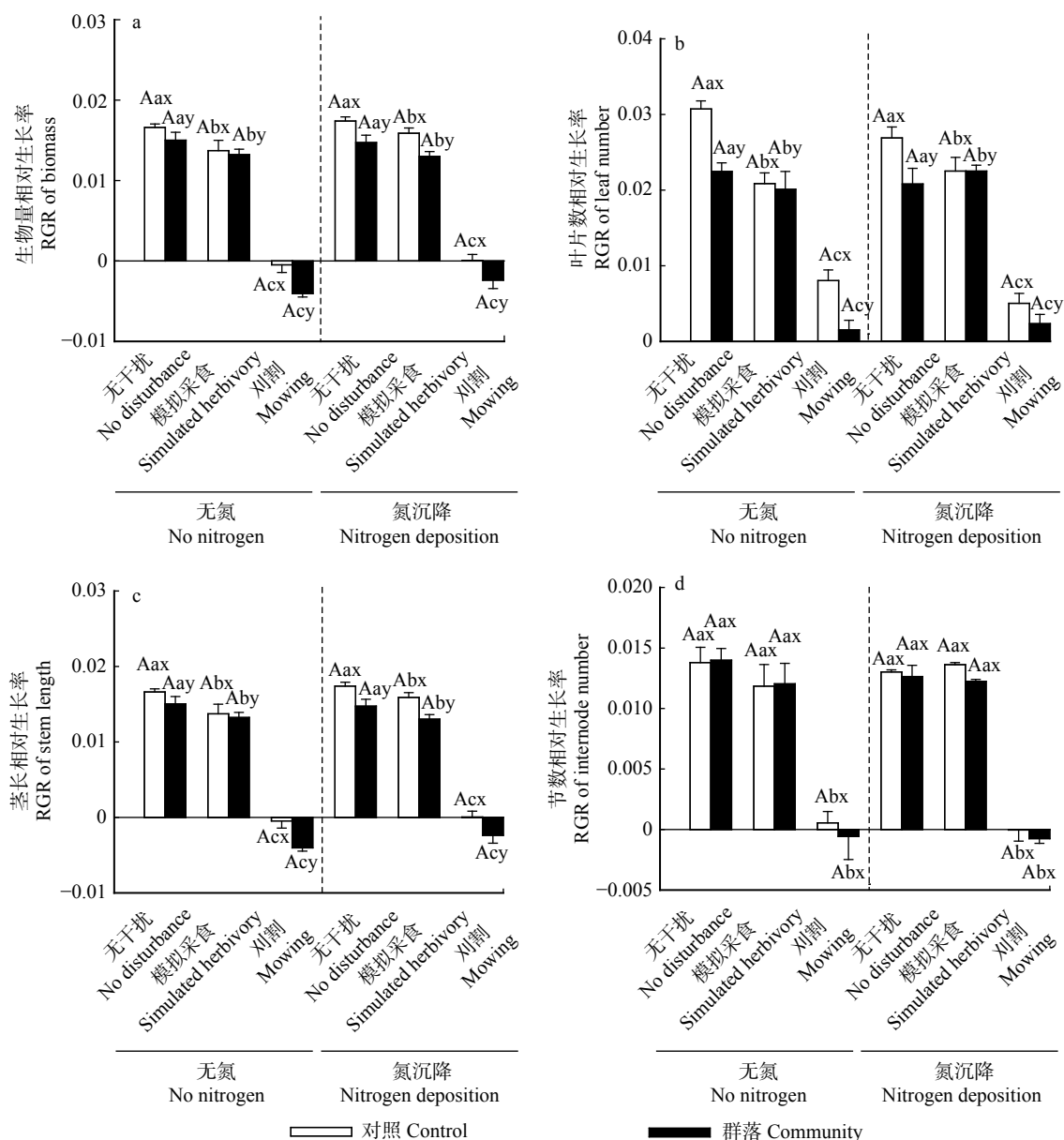


图4 干扰、氮沉降和湿地植物群落对空心莲子草生长指标相对生长率的影响

Fig. 4 Effects of disturbance, nitrogen deposition and wetland plant community on the RGR of *A. philoxeroides*

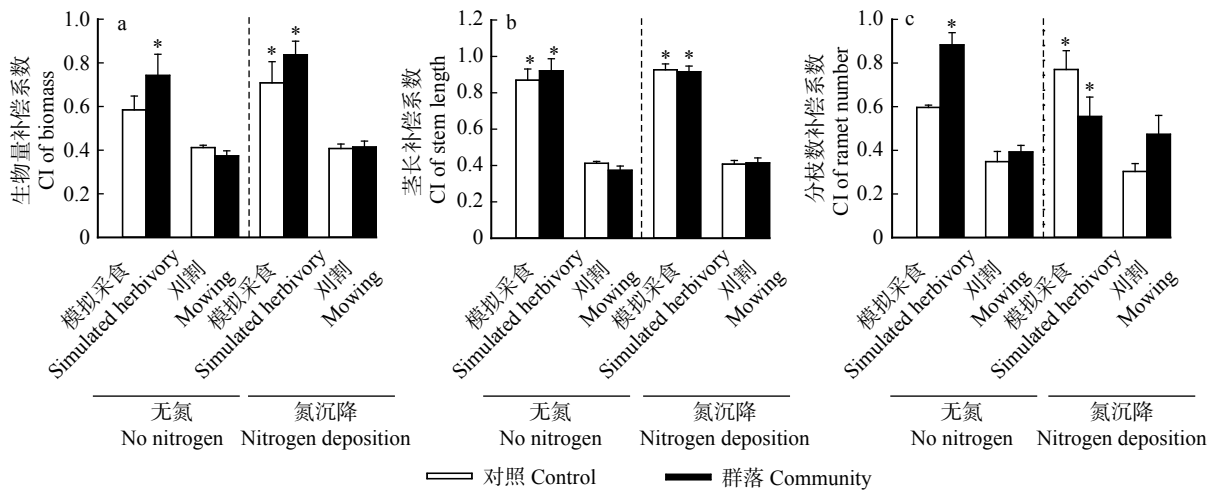
低,但补偿能力高,空心莲子草可较快恢复。此外,由于竞争作用,导致湿地植物群落的存在不利于空心莲子草生长。但值得注意的是,在受干扰时湿地植物群落的存在却可以提高空心莲子草的补偿能力,有利于其恢复。这也与周雨露等<sup>[38]</sup>研究结果一致,即:中度干扰对入侵种空心莲子草生长有促进作用。

此外,本次试验中的氮沉降处理对于空心莲子的其他生长指标均未产生显著促进作用。这可能氮的营养增施效应与其酸化效应中和,也有可能是与处理质量浓度高低、处理时间、试验区域的基质等因素有关,特别是氮素含量较高,微小的波动影响不大,反而是其他营养元素是植物生长限制因素,如磷;也可能是由于空心莲子草作为入侵植物,不仅具有广泛的生态适应性,对于环境胁迫也具备较强的

耐受能力,而耐受能力强的植物往往对氮变化的敏感度较低<sup>[39]</sup>。因此,空心莲子草对氮变化的响应也较弱,周建<sup>[31]</sup>的研究也证实这一点。但是,氮沉降可能有利于改善受干扰时的空心莲子草的补偿能力,从而促进其恢复和生长。这是由于植物的补偿作用除了与干扰的时间、频度和强度有关之外,也与土壤营养状况有密切关系<sup>[40]</sup>。杨中领等<sup>[41]</sup>的研究结果也表明,随着土壤肥力改善,植物群落补偿能力也能相应地提高,逐渐从不足补偿转变为高补偿。因此,当受到干扰时,氮沉降对空心莲子草的生长恢复具有一定积极作用。

### 3.2 干扰和氮沉降对被空心莲子草入侵的湿地植物群落的影响

在本项研究中,氮沉降对入侵的湿地植物群落



\*表明  $t$ -检验结果显示与 1.0 之间无显著差异, 即为等量补偿。对照为空心莲子草单种模式, 群落为空心莲子草与湿地植物群落混种模式。  
\* indicates that there is no significant difference between the  $t$ -test result and 1.0, which is equal compensation. The control is a single species model of *A. philoxeroides*, and the community is a mixed species model of *A. philoxeroides* and wetland plant community.

图 5 干扰、氮沉降和湿地植物群落对空心莲子草补偿系数的影响  
Fig. 5 Effects of disturbance, nitrogen deposition and plant community on the CI of *A. philoxeroides*

表 2 干扰和氮沉降对湿地植物群落生物量的影响

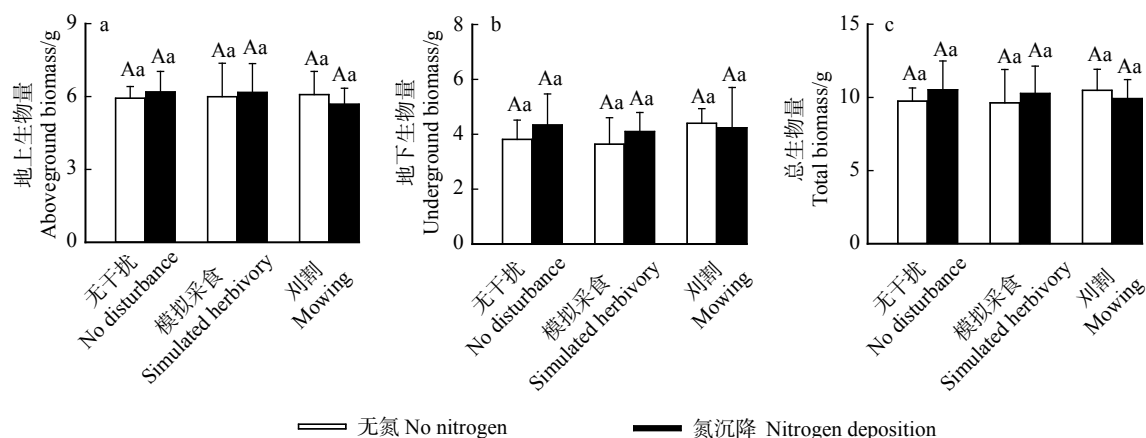
| Tab. 2 Effects of disturbance and nitrogen deposition on the biomass of wetland plant communities |                           |          |          |                     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|----------|----------|---------------------|
| 项目 Item                                                                                           | 生物量 Biomass               | <i>D</i> | <i>N</i> | <i>D</i> × <i>N</i> |
| 整体群落 Whole community                                                                              | 总生物量 Total biomass        | 0.047    | 0.174    | 0.381               |
|                                                                                                   | 地上生物量 Aboveground biomass | 0.104    | 0.001    | 0.277               |
|                                                                                                   | 地下生物量 Underground biomass | 0.435    | 0.490    | 0.304               |
| 粉绿狐尾藻 <i>Myriophyllum aquaticum</i>                                                               | 总生物量 Total biomass        | 0.086    | 0.885    | 0.050               |
|                                                                                                   | 地上生物量 Aboveground biomass | 0.050    | 0.548    | 0.015               |
|                                                                                                   | 地下生物量 Underground biomass | 0.826    | 1.815    | 0.276               |
| 黄花鸢尾 <i>Iris wilsonii</i>                                                                         | 总生物量 Total biomass        | 0.352    | 0.885    | 0.050               |
|                                                                                                   | 地上生物量 Aboveground biomass | 0.613    | 0.645    | 0.148               |
|                                                                                                   | 地下生物量 Underground biomass | 0.454    | 1.068    | 0.268               |
| 千屈菜 <i>Lythrum salicaria</i>                                                                      | 总生物量 Total biomass        | 0.473    | 0.477    | 0.520               |
|                                                                                                   | 地上生物量 Aboveground biomass | 0.582    | 0.914    | 0.448               |
|                                                                                                   | 地下生物量 Underground biomass | 0.285    | 0.074    | 0.527               |
| 水葱 <i>Scirpus validus</i>                                                                         | 总生物量 Total biomass        | 0.607    | 0.158    | 0.332               |
|                                                                                                   | 地上生物量 Aboveground biomass | 0.224    | 1.954    | 1.419               |
|                                                                                                   | 地下生物量 Underground biomass | 0.564    | 0.001    | 0.133               |

注: 数据为*F*值。 Note: data is *F* value.

整体生长和 4 种湿地植物均无显著影响。一般而言, 植物物种对于氮元素的利用能力与氮沉降的季节、植株所处的发育阶段、氮量的多少和土壤的含水等多种因素有关, 这些因素综合影响了氮对植物生长的作用<sup>[42]</sup>。再者, 本试验的施氮周期较短这个情况可能也会影响湿地植物对于氮沉降的响应, 可能氮元素发挥作用还需要一定时间的积累<sup>[43-44]</sup>。此外, 由于氮沉降对空心莲子草的生长无显著影响, 因此不会进一步改变空心莲子草对湿地植物群落的

影响。

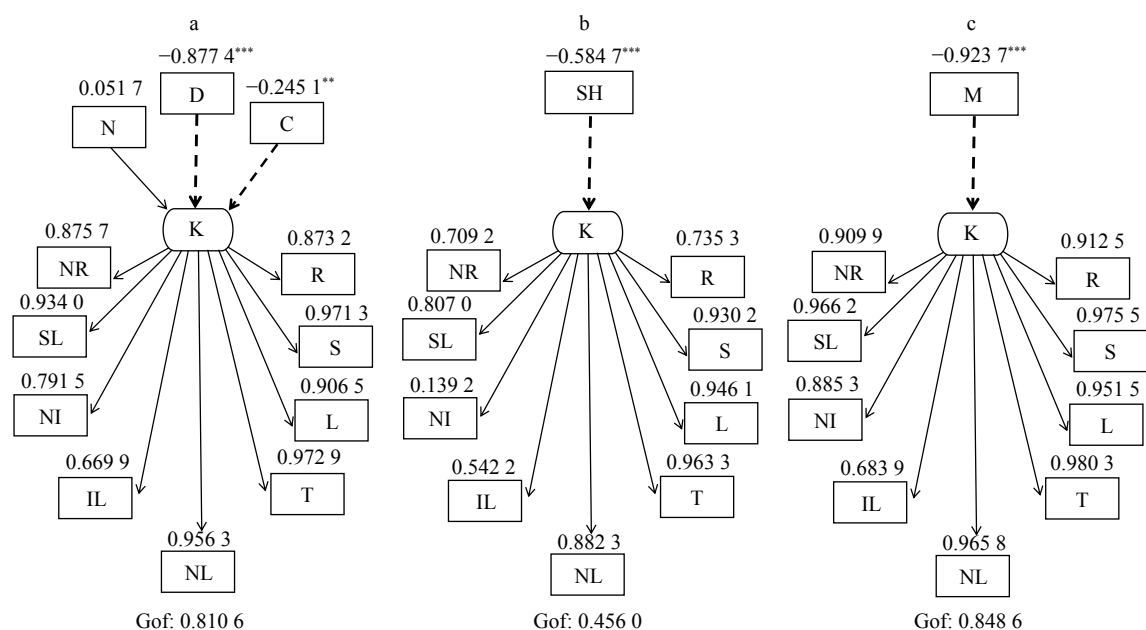
相比之下, 干扰虽显著改变了空心莲子草生长, 但也与氮沉降一致, 未显著影响湿地植物群落。这可能是由于本试验的实验周期较短, 空心莲子草的入侵程度还未达到一定水平; 入侵植物的成功入侵主要取决于环境的资源水平, 且在一定的资源下, 入侵植物必须有更高的资源吸收和利用率才能成功入侵<sup>[45]</sup>。由于本试验空心莲子草最初入侵时, 空心莲子草与群落植物相差较多, 无法更好的对资源进行



不同大写字母表示有干扰显著差异, 不同小写字母表示有无氮沉降显著差异。Different uppercase letters indicate significant difference in disturbance, while different lowercase letters indicate significant difference in nitrogen deposition.

图6 干扰和氮沉降对被空心莲子草入侵的湿地植物群落的整体生长指标的影响

Fig. 6 Effects of disturbance and nitrogen deposition on the overall growth of wetland plant communities invaded by *A. philoxeroides*



实线表示促进作用, 虚线表示抑制作用。\*\*\*表示  $P < 0.001$ , \*\*表示  $P < 0.01$ 。数值表示 3 个处理对生长指标的综合影响。Gof 是一种模型整体拟合度指标, 反映模型拟合数据的程度。拟合优度的取值范围为 0~1。N 为氮沉降, D 为干扰, C 为群落, SH 为模拟采食, M 为刈割, K 为空心莲子草的所有生长指标, R 为根生物量, S 为茎生物量, L 为叶生物量, T 为总生物量, NL 为叶片数, IL 为节间长, NI 为节数, SL 为茎长, NR 为分枝。The solid line indicates promoting effect, the dashed line indicates inhibitory effect. \*\*\* indicates  $P < 0.001$ , \*\* indicates  $P < 0.01$ . The data indicate the comprehensive impact of three treatments on growth indicators. Gof is an indicator of the overall fit of a model, reflecting the degree to which the model fits the data. The value range of goodness of fit is 0~1. N is nitrogen deposition, D is disturbance, C is community, SH is simulated herbivory, M is mowing, K is the total growth indexes of *A. philoxeroides*, R is root biomass, S is stem biomass, L is leaf biomass, T is total biomass, NL is the number of leaf, IL is internode length, NI is number of internode, SL is stem length, NR is the number of ramet.

图7 干扰、氮沉降及湿地植物群落对空心莲子草所有生长指标的影响

Fig. 7 Effect of disturbance, nitrogen deposition and wetland plant community on the total growth indexes of *A. philoxeroides*

吸收利用; 亦或者与湿地植物群落中的植株多样性及多度显著高于空心莲子草有关<sup>[46]</sup>。这使得干扰虽影响了空心莲子草生长但未进一步改变湿地植物群落生长。

## 4 结 论

本研究结果表明, 模拟采食和刈割两种干扰不

利于空心莲子草的入侵, 且随着干扰强度的增加, 它对空心莲子草生长和恢复的抑制更为显著。氮沉降对空心莲子草的入侵无显著影响。此外, 本试验中, 在秋季短期生长环境下, 湿地植物群落的存在不利于空心莲子草生长, 干扰和氮沉降的交互作用仅对空心莲子草的叶片数和分枝数补偿系数有显著影响, 对被入侵的湿地植物群落无显著影响。该研究

为有效物理控制空心莲子草入侵并进行湿地植被恢复和重建奠定了强有力的理论支撑和实践基础。

### 参 考 文 献

- [1] 吴昊, 丁建清. 入侵生态学最新研究动态[J]. 科学通报, 2014, 59(6): 438–448.  
Wu H, Ding J Q. Recent progress in invasion ecology[J]. Chinese Science Bulletin, 2014, 59(6): 438–448.
- [2] 彭少麟, 向言词. 植物外来种入侵及其对生态系统的影响[J]. 生态学报, 1999, 19(4): 560–568.  
Peng S L, Xiang Y C. The invasion of exotic plants and effects of ecosystems[J]. Acta Ecologica Sinica, 1999, 19(4): 560–568.
- [3] Mack R N, Simberloff D, Lonsdale W M, et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control[J]. Ecological Applications, 2000, 10(3): 689–710.
- [4] Seebens H, Bacher S, Blackburn T M, et al. Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050[J]. Global Change Biology, 2021, 27(5): 970–982.
- [5] 陈俊芳. 浅谈生物入侵机制中的假说[J]. 农业与技术, 2020, 40(4): 51–53.  
Chen J F. A brief talk on hypotheses in the mechanism of biological invasion[J]. Agriculture and Technology, 2020, 40(4): 51–53.
- [6] Manzoor S A, Griffiths G, Lukac M. Land use and climate change interaction triggers contrasting trajectories of biological invasion[J]. Ecological Indicators, 2021, 120: 106936.
- [7] Quijano-Medina T, Covelo F, Moreira X, et al. Compensation to simulated insect leaf herbivory in wild cotton (*Gossypium hirsutum*): responses to multiple levels of damage and associated traits[J]. Plant Biology, 2019, 21(5): 805–812.
- [8] 高芳磊, 郭素民, 闫明, 等. 不同生境下空心莲子草响应模拟昆虫采食的生长和化学防御策略[J]. 生态学报, 2018, 38(7): 2344–2352.  
Gao F L, Guo S M, Yan M, et al. Effects of simulated insect herbivory on the growth and chemical defense of *Alternanthera philoxeroides* in different habitats[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(7): 2344–2352.
- [9] 申思, 郭文锋, 王伟, 等. 地上-地下植食性天敌对入侵植物空心莲子草与本地种莲子草种间关系的影响[J]. 应用生态学报, 2021, 32(8): 2975–2981.  
Shen S, Guo W F, Wang W, et al. Effects of above- and below-ground herbivore interactions on interspecific relationship between the invasive plant *Alternanthera philoxeroides* and its native congener *Alternanthera sessilis*[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2021, 32(8): 2975–2981.
- [10] Kumaran N, Lockett C, Dhileepan K. Effect of simulated herbivory on bellyache bush (*Jatropha gossypifolia* L.) growth and implications for biological control[J]. Weed Biology and Management, 2018, 18(4): 151–159.
- [11] 闫卫东. 不同刈割强度对北方农牧交错带草地生态系统温室气体通量的影响[D]. 太谷: 山西农业大学, 2019.
- [12] Yan W D. Effects of different cutting intensities on greenhouse gas fluxes in grassland ecosystem in northern agro-pastoral ecotone[D]. Taigu: Shanxi Agricultural University, 2019.
- [13] 王楠楠, 皇甫超河, 陈冬青, 等. 刈割对外来入侵植物黄顶菊的生长、气体交换和荧光的影响[J]. 生态学报, 2012, 32(9): 2943–2952.  
Wang N N, Huangfu C H, Chen D Q, et al. Effects of clipping on the growth, gas exchange and chlorophyll fluorescence of invasive plant *Flaveria bidentis*[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(9): 2943–2952.
- [14] Bozzolo F H, Lipson D A. Differential responses of native and exotic coastal sage scrub plant species to N additions and the soil microbial community[J]. Plant and Soil, 2013, 371(1/2): 37–51.
- [15] Yu H W, He W M. Congeneric invasive versus native plants utilize similar inorganic nitrogen forms but have disparate use efficiencies[J]. Journal of Plant Ecology, 2021, 14(2): 180–190.
- [16] 周一平, 张玉革, 马望, 等. 氮添加和干旱对呼伦贝尔草原5种植物性状的影响[J]. 生态环境学报, 2020, 29(1): 41–48.  
Zhou Y P, Zhang Y G, Ma W, et al. Effects of nitrogen addition and water reduction on the traits of five plants in Hulunbeir Grassland[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2020, 29(1): 41–48.
- [17] 陆光亚, 王晋萍, 桑卫国. 氮沉降对外来种豚草入侵能力与竞争能力的影响[J]. 东北林业大学学报, 2012, 40(6): 60–66.  
Lu G Y, Wang J P, Sang W G. Effects of nitrogen deposition on invasive and competitive abilities of an alien plant *Ambrosia artemisiifolia*[J]. Journal of Northeast Forestry University, 2012, 40(6): 60–66.
- [18] 吴昊, 张三煜, 姬秋博, 等. 异质生境对水生型空心莲子草-双穗雀稗共存的影响[J]. 应用生态学报, 2022, 33(1): 85–96.  
Wu H, Zhang S Y, Ji Q B, et al. Effect of heterogeneous habitats on species coexistence of aquatic ecotype *Alternanthera philoxeroides* and *Paspalum paspaloides*[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(1): 85–96.
- [19] Jeschke J M. General hypotheses in invasion ecology[J]. Diversity and Distributions, 2014, 20(11): 1229–1234.
- [20] Wang Z X, He Z S, He W M. Nighttime climate warming enhances inhibitory effects of atmospheric nitrogen deposition on the success of invasive *Solidago canadensis*[J]. Climatic Change, 2021, 167(1/2): 20.
- [21] Livingstone S W, Isaac M E, Cadotte M W. Invasive dominance and resident diversity: unpacking the impact of plant invasion on biodiversity and ecosystem function[J/OL]. Ecological Monographs, 2020, 90(4): e01425 [2021–12–19]. <https://doi.org/10.1002/ecm.1425>.
- [22] Geng X M, He W M. Success of native and invasive plant congeners depends on inorganic nitrogen compositions and levels[J]. Journal of Plant Ecology, 2021, 14(2): 202–212.

- [22] 陈燕丽, 陈中义. 空心莲子草入侵控制的生态学研究进展[J]. *湖北农业科学*, 2010, 49(9): 2260–2263, 2267.  
Chen Y L, Chen Z Y. Ecology research progress on invasion control of alligator weed *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb[J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2010, 49(9): 2260–2263, 2267.
- [23] Geng Y, Gao L, Yang J. Epigenetic flexibility underlying phenotypic plasticity [M]. Heidelberg: Springer, 2013.
- [24] Gao L X, Geng Y P, Li B, et al. Genome-wide DNA methylation alterations of *Alternanthera philoxeroides* in natural and manipulated habitats: implications for epigenetic regulation of rapid responses to environmental fluctuation and phenotypic variation[J]. *Plant, Cell & Environment*, 2010, 33(11): 1820–1827.
- [25] Burns J H. A comparison of invasive and non-invasive dayflowers (Commelinaceae) across experimental nutrient and water gradients[J]. *Diversity & Distributions*, 2004, 10(5/6): 387–397.
- [26] 秦启文, 赵昕, 周守标. 水禾和粉绿狐尾藻对生活污水净化效果研究[J]. *安徽师范大学学报(自然科学版)*, 2020, 43(5): 452–458.  
Qin Q W, Zhao X, Zhou S B. Study on purification effect of *Hydroryza aristata* and *Myriophyllum aquaticum* vulgare on domestic sewage[J]. *Journal of Anhui Normal University (Natural Science)*, 2020, 43(5): 452–458.
- [27] 冯春慧, 孙梅, 田昆, 等. 模拟增温对水葱输导组织的影响[J]. *东北林业大学学报*, 2020, 48(4): 24–28.  
Feng C H, Sun M, Tian K, et al. Effect of conducting tissue of *Scirpus validus* to simulated warming[J]. *Journal of Northeast Forestry University*, 2020, 48(4): 24–28.
- [28] 雷晓寒. 黄花鸢尾微生态系统底泥覆盖的水质效应研究[D]. 南京: 南京大学, 2018.  
Lei X H. Study the effects of sediment capping on water quality in an *Iris wilsonii* microcosm [D]. Nanjing: Nanjing University, 2018.
- [29] 孙焕荣, 李静, 封晓辉, 等. 盐胁迫对荷兰菊、千屈菜及狼尾草生长的影响[J]. *河北林业科技*, 2020(2): 13–16.  
Sun H R, Li J, Feng X H, et al. Effects of salt stress on the growth of *Symphotrichum novi-belgii*, *Lythrum salicaria* and *Pennisetum alopecuroides*[J]. *The Journal of Hebei Forestry Science and Technology*, 2020(2): 13–16.
- [30] 杨翔宇, 董炜华, 陆娟, 等. 生物炭对黄花鸢尾湿地浮游植物群落的影响[J]. *吉林大学学报(理学版)*, 2018, 56(1): 184–189.  
Yang X Y, Dong W H, Lu J, et al. Effects of biochar on phytoplankton community in *Iris wilsonii* wetland[J]. *Journal of Jilin University (Science Edition)*, 2018, 56(1): 184–189.
- [31] 周建. 环境因子对空心莲子草种内和种间关系的影响[D]. 北京: 北京林业大学, 2015.  
Zhou J. Effects of environmental factors on interspecific and intraspecific relationships of *Alternanthera philoxeroides*[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2015.
- [32] 赵鸿怡, 张勇, 崔媛, 等. 退化梯度上滇西北高山草甸植物群落的补偿生长能力[J]. *草业科学*, 2020, 37(6): 1025–1034.  
Zhao H Y, Zhang Y, Cui Y, et al. Study on the compensatory growth of alpine meadows along a degradation gradient in northwestern Yunnan Province[J]. *Pratacultural Science*, 2020, 37(6): 1025–1034.
- [33] 申时才, 徐高峰, 李天林, 等. 5种入侵植物补偿反应及其形态可塑性比较[J]. *西北植物学报*, 2012, 32(1): 173–179.  
Shen S C, Xu G F, Li T L, et al. Comparative study of compensatory response and morphological plasticity of five invasive plants[J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2012, 32(1): 173–179.
- [34] 赵威, 王艳杰, 李亚鸽. 草地入侵植物对枝叶去除的生理生态响应: 模式、机理与研究展望[J]. *草业学报*, 2017, 26(6): 195–202.  
Zhao W, Wang Y J, Li Y G. The eco-physiological responses of invasive plants to defoliation in grassland: patterns, mechanisms, and research prospects[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2017, 26(6): 195–202.
- [35] 廖慧璇, 周婷, 陈宝明, 等. 外来入侵植物的生态控制[J]. *中山大学学报(自然科学版)*, 2021, 60(4): 1–11.  
Liao H X, Zhou T, Chen B M, et al. Ecological control of exotic invasive plants[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2021, 60(4): 1–11.
- [36] 陈中义, 陈燕丽, 李华成. 几种物理方式控制空心莲子草种群生长的效应研究[J]. *长江大学学报(自然科学版)*, 2014, 11(17): 47–51.  
Chen Z Y, Chen Y L, Li H C. Study on the effect of several physical methods on controlling the growth of *Alternanthera philoxeroides* community[J]. *Journal of Yangtze University (Natural Science Edition)*, 2014, 11(17): 47–51.
- [37] 周颖, 刘杰, 闫晓慧, 等. 模拟昆虫取食对牛膝菊防御特征的影响[J]. *应用生态学报*, 2022, 33(3): 808–812.  
Zhou Y, Liu J, Yan X H, et al. Effects of simulated insect herbivory on the defense traits of *Galinsoga parviflora*[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(3): 808–812.
- [38] 周雨露, 李凌云, 高俊琴, 等. 种间竞争对入侵植物和本地植物生长的影响[J]. *生态学报*, 2016, 35(6): 1504–1510.  
Zhou Y L, Li L Y, Gao J Q, et al. Effects of interspecific competition on the growth of invasive and native species[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2016, 35(6): 1504–1510.
- [39] Grime J P. The role of plasticity in exploiting environmental heterogeneity[J/OL]. *Exploitation of Environmental Heterogeneity by Plants*, 1994: 1–19[2021–12–18]. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-155070-7.50006-8>.
- [40] Belsky A J, Carson C L, Jensen C L, et al. Overcompensation by plants: herbivore optimization or red herring[J]. *Evolutionary Ecology*, 1993, 7(1): 109–121.
- [41] 杨中领, 张家洋, 楚莉莉, 等. 施肥和刈割对青藏高原东部高寒

- 草甸群落生物量补偿效应的影响[J]. 生态学杂志, 2012, 31(9): 2276–2282.
- Yang Z L, Zhang J Y, Chu L L, et al. Effects of fertilization and mowing on community biomass compensation in eastern alpine meadow of Tibetan Plateau[J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(9): 2276–2282.
- [42] Lamb E G, Stewart A C, Cahill J F. Root system size determines plant performance following short-term soil nutrient pulses[J]. *Plant Ecology*, 2012, 213(11): 1803–1812.
- [43] 刘琳. 氮沉降、繁殖体压力及基因型对加拿大一枝黄花 (*Solidago canadensis* L.) 入侵的影响 [D]. 北京: 北京林业大学, 2018.
- Liu L. Effects of nitrogen pulses, propagule pressure and genotypic diversity on the invasion of *Solidago canadensis* L. [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2018.
- [44] 孙思邈, 陈吉欣, 冯炜炜, 等. 植物氮形态利用策略及对外来植物入侵性的影响[J]. *生物多样性*, 2021, 29(1): 72–80.
- Sun S M, Chen J X, Feng W W, et al. Plant strategies for nitrogen acquisition and their effects on exotic plant invasions[J]. *Biodiversity Science*, 2021, 29(1): 72–80.
- [45] 王桔红, 陈文, 张燕芳, 等. 不同入侵程度的微甘菊及本土种豨薟碳氮磷化学计量特征与营养策略[J]. 生态学杂志, 2020, 39(6): 1994–2003.
- Wang J H, Chen W, Zhang Y F, et al. Carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry and nutrition strategy of invasive species *Mikania micrantha* with three invasive degrees and native species *Siegesbeckia orientalis*[J]. Chinese Journal of Ecology, 2020, 39(6): 1994–2003.
- [46] 陈旭, 王国严, 彭培好, 等. 四川攀西地区云南松群落物种多样性和谱系多样性对紫茎泽兰入侵的影响[J]. *生物多样性*, 2021, 29(7): 865–874.
- Chen X, Wang G Y, Peng P H, et al. Effects of taxonomic and phylogenetic diversity of resident *Pinus yunnanensis* communities on *Ageratina adenophora* invasion in the Panxi Region, Sichuan Province[J]. *Biodiversity Science*, 2021, 29(7): 865–874.

(责任编辑 范 娟  
责任编辑委 马克明)