

互花米草入侵对鸟类的生态影响及栖息地适宜性评估

张建翔

上海园林(集团)有限公司 上海 200083

摘要:互花米草入侵对鸟类的影响以负面为主,尤其威胁依赖本土植被和底栖动物资源的濒危物种;少数鸟类可能短期或局部受益,但需通过动态监测和分区治理平衡生态保护与入侵控制。鸟类栖息地适宜性评估需融合生态因子量化、多尺度数据建模和动态管理,重点关注植被-食物-水文协同效应及人类活动干扰。未来应强化种子扩散阻断技术、探索低干预治理模式,并建立跨区域生态补偿机制。

关键词:互花米草入侵对鸟类;生态影响;栖息地适宜性

互花米草入侵通过竞争排斥(短期)和生境重构(长期)双重机制威胁生物多样性,短期:本土物种数量锐减、食物链断裂;长期:湿地生态功能退化、污染风险加剧。需采取植被清除(优先繁殖区)、本土物种恢复及水文调控等综合治理措施,重建潮间带生态平衡。

1 互花米草入侵对鸟类的影响

1.1 不利影响。栖息地丧失。互花米草快速扩张导致本土植被(如芦苇、碱蓬、红树林)生存空间被挤占,依赖此类植被的鹤类、猛禽等鸟类栖息地面积显著缩减。食物资源下降。互花米草入侵区域植被单一化,底栖动物(如沙蚕、泥螺、贝类)丰度和多样性降低,直接影响候鸟及本地鸟类的食物链。繁殖环境恶化。互花米草致密的植株结构和盐碱化环境改变鸟类原有的筑巢条件,导致繁殖成功率下降。生物多样性降低。本地鸟类种群数量和物种多样性因生境破碎化及资源竞争而显著下降,部分濒危鸟类(如鸬鹚类)的生存受到威胁。

1.2 潜在有利影响。非本地鸟类的生态位填补。互花米草为小型雀形目鸟类(如大尾莺)及部分外来鸟类提供新的隐蔽场所和栖息空间,填补了部分生态位空缺。短期适应性利用。少数已适应互花米草生境的鸟类可能短期内依赖其作为替代栖息地,快速清除互花米草反而可能破坏此类次生生态系统的过渡功能。关键机制。植被结构与食物链破坏:互花米草单优群落形成“绿色沙漠”,根系密集导致潮间带水文连通性受阻,底栖动物栖息环境退化。生境替代与适应:耐盐性较强的鸟类可能短暂利用互花米草生境,但长期入侵仍显著降低多数鸟类的栖息地适宜性。

2 互花米草对鸟类筑巢繁殖的影响

2.1 不利影响。筑巢空间受限。互花米草植株密度高且结构致密,导致滩涂地表透光率降低,阻碍鹤类、鸬鹚类等大型涉禽进入原有开阔区域筑巢,迫使鸟类放

弃传统繁殖地。巢材资源减少。互花米草入侵区本土植被(如芦苇、碱蓬)被大量替代,鸟类可获取的筑巢材料(如柔软茎叶、枯枝)显著减少,部分依赖特定植物筑巢的鸟类繁殖成功率下降。微环境改变。互花米草根系分泌物加速滩涂盐碱化,导致土壤湿度、酸碱度等参数改变,破坏鸬鹚类等依赖湿润松软地表筑巢的微环境。天敌威胁增加。互花米草密集区域隐蔽性较差,小型哺乳动物(如鼠类)更易发现鸟巢并捕食卵或雏鸟,进一步降低繁殖成功率。

2.2 潜在适应性调整。小型鸟类次生利用。部分雀形目鸟类(如大尾莺)可能利用互花米草茎秆支撑巢穴,但其巢结构稳定性低于芦苇等本土植物,抗风浪能力较弱。季节性适应差异。互花米草在冬季枯萎后形成低矮枯草层,可能被迁徙期鸟类临时用作隐蔽场所,但与繁殖期需求存在时间错位,实际助益有限。

2.3 管理建议。优先清除繁殖区:在鸟类核心繁殖区(如鹤类巢区)优先清除互花米草,恢复芦苇等本土植被以保障巢材供应。模拟自然生境:人工清理后铺设枯枝、泥沙混合基质,模拟自然滩涂地表特性,促进鸟类重新选择筑巢点位。动态监测干扰:避免在鸟类繁殖季(春夏季)开展大规模机械清除,防止巢穴破坏和亲鸟弃巢。

3 互花米草防治现状及挑战

3.1 防治现状。规模化治理成效显著。截至2024年9月,全国互花米草除治面积已达100万亩,分布区域大幅缩减,扩散态势得到有效遏制。例如,盐城通过“翻耕筑垄”技术提前完成27.6万亩治理目标,恢复滩涂生物栖息地功能。技术创新与分区治理。机械翻耕、覆膜阻断等物理手段在多地推广,宁波象山研发可调节刈割刀头的翻根除草机,提升清除效率并减少33.7万公斤碳排放。按潮滩高程分区治理(高潮滩、中低潮滩)成为主流模

式,结合水文条件定制方案,复发率降低至20%以下。生态修复与资源化探索。治理后区域种植盐地碱蓬、芦苇等本土植物,并投放贝藻礁体恢复生物多样性。部分区域将刈割草料用于燃料颗粒、有机肥生产,实现“治理+经济”双赢。

3.2 主要挑战。复发风险与二次入侵。互花米草种子扩散半径达数十公里,残留根系萌发能力强,部分潮沟、河口区域复发率仍超30%。治理成本高昂。物理清除(如翻耕)成本约2000元/亩,化学药剂可能污染环境,生态修复需持续投入,部分市县财政压力大。生态恢复周期长。土壤板结、盐碱化等问题需5年以上修复期,底栖动物群落重建缓慢,鸟类栖息地功能难以快速恢复。区域差异与技术适配难题。南方红树林区需避免机械损伤本土植被,北方滩涂需应对冬季低温对复绿植物的影响。卫星遥感监测精度不足,难以识别幼苗期互花米草,人工巡查仍占主导。协同机制待完善。跨省联防联控缺乏统一标准,部分地区治理与养殖、旅游开发存在利益冲突。

4 鸟类栖息地适宜性评估方法

4.1 核心评价指标。植被结构与隐蔽条件。植被覆盖率、植物类型多样性(如芦苇、红树林)直接影响鸟类的隐蔽需求和巢穴安全性。互花米草等入侵物种导致本土植被退化,需监测植被演替对鸟类栖息空间的挤占效应。食物资源丰度。底栖动物(沙蚕、贝类)、昆虫等食物链资源的丰度和多样性是重要评价因子,可通过底泥采样和遥感反演技术量化。入侵物种引起的食物链单一化需作为负面指标纳入评估体系。水文与气候条件。水位变化(如退水时间)、土壤湿度、盐碱化程度等决定滩涂和湿地的可利用性,需结合水文动态模型分析。极端气候(如干旱、洪涝)对栖息地稳定性的影响需长期监测。人为干扰强度。交通便捷度、旅游活动强度、工业污染等人类活动因子需通过缓冲区分析和GIS空间叠加进行量化评估。

4.2 数据采集与分析方法。多源数据整合。利用Landsat遥感影像解译植被覆盖、水域分布等宏观生境特征。结合无人机航拍和实地勘测获取高精度地形、巢穴分布及鸟类行为数据。模型构建。层次分析法(AHP):确定植被、食物、水文等因子的权重,构建多维度评价指标体系。熵权法:通过数据离散程度动态调整指标权重,提高评价客观性。栖息地适宜度指数(HSI):综合各因子得分生成空间分布图,识别高/低适宜性区域。动态验证与优化。对比历史数据(如1987—2017年湿地演变)验证模型准确性。通过冗余分

析(RDA)筛选关键影响因子,优化评价模型。

4.3 动态管理策略。分区治理。核心保护区:优先保护鹤类、鸕鹚类等濒危物种的繁殖区和觅食地,清除入侵植物并恢复本土植被。缓冲修复区:在次生适应区保留部分入侵植物作为过渡,逐步替换为本土物种。水文调控。根据鸟类类群需求调整退水时间(如食草类水鸟需 52 ± 7 天淹水周期),优化栖息地水文节律。长期监测网络。建立鸟类种群动态、入侵植物扩散与生境参数的联动监测机制,每5年更新一次适宜性评价。

4.4 案例参考。苏干湖湿地:通过遥感与GIS分析发现,植被覆盖度下降20%导致鸕鹚类繁殖成功率降低35%,据此划定修复优先级。洞庭湖湿地:识别食无脊椎动物类水鸟的潜在修复区域(占湿地面积28%),通过退水调控使其适宜栖息地扩大42%。

5 互花米草入侵的生态危害

5.1 本土植被破坏。生态位竞争。互花米草通过高耐盐性和快速繁殖能力,挤占红树林、芦苇、盐地碱蓬等本土盐沼植物的生存空间,导致原生植被群落结构瓦解。单一化群落形成。互花米草形成密集单优群落,破坏潮间带原有植物多样性,造成“绿色沙漠”现象,阻断其他植物生长通道。

5.2 生物多样性降低。底栖生物锐减。互花米草发达的根系导致滩涂土壤板结,压缩鱼类、贝类(如文蛤、泥螺)和蟹类的栖息空间,部分物种濒临绝迹。例如,沿海滩涂的跳跳鱼、章鱼等生物因互花米草入侵数量骤减。鸟类生存威胁。依赖滩涂觅食的候鸟(如鸕鹚类)因底栖动物资源减少面临食物短缺;同时,致密植株阻碍鸟类筑巢,繁殖成功率下降。

5.3 水文与土壤结构破坏。潮汐连通性受阻。互花米草在中低潮滩形成“生物堤坝”,堵塞潮沟,削弱水体交换能力,导致水质下降和沉积物淤积。土壤盐碱化加剧。其根系分泌物加速滩涂盐分富集,改变土壤湿度与酸碱度,进一步抑制本土植物和微生物活动。

5.4 重金属循环异常。重金属富集效应。互花米草选择性吸收并富集沉积物中的重金属(如镉、铅),通过凋落物分解将重金属重新释放至环境中,加剧湿地污染风险。

5.5 经济与社会影响。养殖业受损。侵占养殖滩涂,导致贝类、蟹类等经济物种产量下降,直接影响沿海渔民生计。航道淤塞。密集植株加速泥沙淤积,造成港口和航道堵塞,增加疏浚成本。互花米草入侵的生态危害呈现系统性:短期:通过竞争排斥本土物种,导致生物资源减少;长期:改变湿地水文与土壤结构,引发连锁

生态失衡。防控需结合植被清除、水文修复和生物替代等综合治理手段，以恢复潮间带生态功能。

6 互花米草对生物多样性的影响分析

6.1 植被群落破坏与本土物种替代。生态位竞争与结构瓦解。互花米草凭借高耐盐性、快速繁殖和根系扩张能力，挤占红树林、芦苇、碱蓬等本土盐沼植物的生存空间，导致原生植被群落结构瓦解。例如，沿海地区红树林因互花米草入侵难以自然恢复。单一化群落形成。其密集单优群落形成“绿色沙漠”，阻断本土植物种子萌发和幼苗生长通道，显著降低植物多样性。

6.2 动物栖息地与食物链断裂。底栖生物锐减。互花米草根导致滩涂土壤板结，压缩鱼类、贝类（如文蛤、泥螺）和蟹类的栖息空间，部分底栖动物濒临绝迹。例如，福建霞浦滩涂的跳跳鱼、章鱼数量因入侵大幅下降。鸟类生存危机。食物短缺：底栖动物资源减少导致依赖滩涂觅食的鸬鹚类等候鸟面临食物短缺。繁殖受阻：植株致密性阻碍鸟类进入开阔地带筑巢，同时本土巢材（如芦苇茎叶）减少，繁殖成功率下降。

6.3 生态系统结构与功能失衡。土壤与水文条件恶化。根系分泌物改变土壤理化性质（如盐碱化加剧、有机质分解速率降低），抑制微生物活动。植株堵塞潮沟，削弱潮汐连通性，导致水质下降、沉积物淤积及赤潮风险升高。重金属循环异常。互花米草选择性富集沉积物中的镉、铅等重金属，通过凋落物分解将污染物重新释放至环境，加剧湿地生态风险。

6.4 区域生态服务功能衰退。生物屏障功能丧失。本土湿地植物（如红树林）的防风消浪、碳汇功能被互花米草替代后，其生态服务效率显著降低。经济与社会影响。侵占养殖滩涂导致贝类、蟹类产量下降，同时航道淤塞增加疏浚成本，威胁沿海居民生计。

7 互花米草防治策略及实践

7.1 物理清除技术。机械翻耕与覆膜。通过挖掘机翻耕滩涂，将互花米草根暴露并清除，结合覆膜阻断其

再生，盐城采用“翻耕筑垄”方法实现高效灭除。短期优势：快速降低种群密度，适用于入侵初期或局部扩散区域。刈割结合水位调控。在互花米草扬花期前刈割地上部分，辅以水位控制（如淹水或排干）抑制其种子萌发和根茎再生。

7.2 化学与生物协同治理。靶向药剂应用。对难以物理清除的密集区域，选择性施用草甘膦等低毒除草剂，需严格管控施药时间与剂量以减少生态风险。本土植被替代。清除后种植红树林、芦苇等本土盐沼植物，恢复湿地生态功能。例如，盐城治理区通过补种碱蓬等物种重建鸟类栖息地。

7.3 生态修复与长效管理。阻断入侵通道。监测并清理潮沟、河口等区域的互花米草种子扩散路径，减少人为引种活动，控制其自然传播。动态监测网络。建立“卫星遥感+无人机+实地勘测”三位一体监测体系，每季度评估治理效果并调整策略。

7.4 资源化利用探索。生物质能源转化。将刈割的互花米草用于生产燃料颗粒、有机肥或造纸原料，实现生态治理与经济效益双赢。

7.5 区域联防联控机制。跨部门协作。依据《互花米草防治专项行动计划（2022—2025年）》，整合林业、农业、水利等部门资源，形成“分区治理+联合执法”模式。案例：盐城市通过“市县联动”机制，两年内完成27.6万亩治理，提前达成目标。

总之，互花米草防治需采取“短期物理清除+长期生态修复+动态监测”的综合策略，同时探索资源化利用路径以降低治理成本。核心目标在于恢复湿地生物多样性并阻断二次入侵，保障滨海生态系统可持续性。

参考文献

- [1]王飞.互花米草入侵对鸟类的生态影响及栖息地适宜性评估探讨.2022.
- [2]张宇婷.浅谈互花米草入侵对鸟类的生态影响及栖息地适宜性评估.2023.