北京林业大学学报
JOURNAL OF BEIJING FORESTRY UNIVERSITY

新能源基础设施驱动的互花米草治理与盐沼湿地协同修复效应：以江苏光氢储一体化工程为例

尹杰 王爱民 吴淳庭 曹海琳 钟稚昉 程荣基 周万

Synergistic effects of renewable energy infrastructure-driven *Spartina alterniflora* control and salt marsh wetland restoration: a case study of an integrated photovoltaic-hydrogen-energy storage project in Jiangsu, eastern China

Yin Jie, Wang Aimin, Wu Chunting, Cao Hailin, Zhong Zhifang, Cheng Rongji, Zhou Wan

引用本文:
尹杰, 王爱民, 吴淳庭, 曹海琳, 钟稚昉, 程荣基, 周万. 新能源基础设施驱动的互花米草治理与盐沼湿地协同修复效应：以江苏光氢储一体化工程为例[J]. 北京林业大学学报, 2026, 48(8):191–207. doi: 10.12171/j.1000–1522.20250502
Yin Jie, Wang Aimin, Wu Chunting, Cao Hailin, Zhong Zhifang, Cheng Rongji, Zhou Wan. Synergistic effects of renewable energy infrastructure–driven *Spartina alterniflora* control and salt marsh wetland restoration: a case study of an integrated photovoltaic–hydrogen–energy storage project in Jiangsu, eastern China[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(8):191–207. doi: 10.12171/j.1000–1522.20250502

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250502

您可能感兴趣的其他文章
Articles you may be interested in

基于多源数据多特征组合的白洋淀生态修复工程前后湿地变化
Wetland changes before and after Baiyangdian ecological restoration project based on multi–source data and multi–feature combination
北京林业大学学报, 2025, 47(2): 152–162. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20240048

福建泉州湾河口湿地时空动态及其驱动机理
Spatiotemporal dynamics and its driving mechanism of the Quanzhou Bay Estuary Wetland, Fujian Province of eastern China
北京林业大学学报, 2021, 43(6): 75–82. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20200358

京津冀地区生态基础设施生境质量产业发展耦合协调性分析与预测
Coupling coordination and prediction analysis of ecological infrastructure, habitat quality and industrial development in the Beijing–Tianjin–Hebei region of northern China
北京林业大学学报, 2021, 43(3): 96–105. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20200346

黄河流域生态系统演变特征、驱动机制与治理策略
Characteristics of ecosystem evolution, driving mechanisms and governance strategies in the Yellow River Basin
北京林业大学学报, 2026, 48(4): 1–12. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250303

京津风沙源治理工程区土地利用/覆盖变化对生态系统水源涵养服务的影响
Effects of land use/cover changes on water retention services in the Beijing–Tianjin Sandstorm Source Control Project Area
北京林业大学学报, 2023, 45(4): 88–100. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20220245

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
Short–term effects of disturbance and nitrogen deposition on *Alternanthera philoxeroides* invading wetland plant communities
北京林业大学学报, 2023, 45(5): 119–132. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20210552

DOI:10.12171/j.1000−1522.20250502

新能源基础设施驱动的互花米草治理与盐沼湿地协同修复效应:以江苏光氢储一体化工程为例

尹 杰[1] 王爱民[1] 吴淳庭[1] 曹海琳[2,3] 钟稚昉[2,3] 程荣基[4] 周 万[1]
(1. 国华(江苏)风电有限公司,江苏 南京 210023; 2. 南京大学环境规划设计研究院集团股份公司,江苏 南京 210023; 3. 江苏省区域流域环境综合治理工程技术研究中心,江苏 南京 210023; 4. 北京林业大学生态与自然保护学院,北京 100083)

摘要:【目的】互花米草入侵已成为全球滨海湿地生态安全的关键威胁,传统治理模式存在成本高、复发率高的问题。在“双碳”目标及沿海新能源开发背景下,光氢储一体化工程为入侵物种治理与生态修复协同推进提供了创新路径。**【方法】**本研究以江苏省如东光氢储工程(总占地 290.57 hm^2,含 400 MWp 光伏、功率 33.5 MW、容量 67 MWh 储能及制氢设施)为研究对象,通过对比工程实施前后水质、土壤理化性质、底栖动物群落结构及食物网拓扑特征,系统评估“物理清除 + 光伏遮光”模式对互花米草治理与生态修复效果。**【结果】**工程实现互花米草快速清除,治理后 1 年复发率趋近于 0;水质中总氮、总磷、化学需氧量分别较治理前降低 25.0%、25.0%、20.0%,土壤全氮、全磷含量分别提升 60.0%、33.3%,肥力条件优化;底栖动物物种数从 22 种增至 47 种(+113.6%),多样性指数从 0.5 提升至 1.5,优势类群由单一软体动物(占比 54.5%)转变为节肢动物(31.9%)与软体动物(51.1%)共存的复杂结构;底栖食物网稳定性显著增强,捕食关系数增至 125 条(+443.5%),营养级冗余度提升 50.1%,形成多层级、高连通、稳健型网络。**【结论】**光氢储一体化工程可同步实现互花米草高效治理与清洁能源生产的双重目标,为滨海湿地入侵物种防控与生态−能源协同发展提供了可参考的绿色可持续模式,对沿海生态安全与低碳转型具有重要实践意义。短期观测为 1 年,长期生态效应及对高营养级的影响仍需进一步监测验证。

关键词: 光氢储一体化工程;互花米草;协同治理;湿地生态修复;底栖动物
中图分类号: Q948;X826 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000−1522(2026)08−0191−17
引文格式: 尹杰,王爱民,吴淳庭,等. 新能源基础设施驱动的互花米草治理与盐沼湿地协同修复效应:以江苏光氢储一体化工程为例[J]. 北京林业大学学报,2026,48(8):191−207. Yin Jie, Wang Aimin, Wu Chunting, et al. Synergistic effects of renewable energy infrastructure-driven *Spartina alterniflora* control and salt marsh wetland restoration: a case study of an integrated photovoltaic-hydrogen-energy storage project in Jiangsu, eastern China[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(8): 191−207.

Synergistic effects of renewable energy infrastructure-driven *Spartina alterniflora* control and salt marsh wetland restoration: a case study of an integrated photovoltaic-hydrogen-energy storage project in Jiangsu, eastern China

Yin Jie[1] Wang Aimin[1] Wu Chunting[1] Cao Hailin[2,3] Zhong Zhifang[2,3]
Cheng Rongji[4] Zhou Wan[1]
(1. Guohua (Jiangsu) Wind Power Co., Ltd., Nanjing 210023, Jiangsu, China;
2. Nanjing University Environmental Planning & Design Institute Group Co., Ltd., Nanjing 210023, Jiangsu, China;
3. Jiangsu Engineering Technology Research Center for Regional and Watershed Environmental Comprehensive Management, Nanjing 210023, Jiangsu, China;
4. School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

收稿日期: 2025−12−15 **修回日期:** 2026−03−29
基金项目: 国家重点研发计划(2024YFB4207000)。
第一作者: 尹杰,中级经济师。主要研究方向:新能源项目管理。Email: 20015486@ceic.com 地址:210023 江苏省东台市迎宾大道 15 号国华风电。
责任作者: 周万,助理工程师。主要研究方向:环保与节能技术。Email: hhm2025888@163.com 地址:同上。
本刊网址: https://j.bjfu.edu.cn; https://journal.bjfu.edu.cn

Abstract: [**Objective**] The invasion of *Spartina alterniflora* has become a major threat to the ecological security of coastal wetlands worldwide, while conventional control approaches are often constrained by high costs and high recurrence rates. Against the background of China's "dual carbon" goals and coastal renewable energy development, integrated photovoltaic-hydrogen-energy storage projects provide an innovative pathway for the coordinated advancement of invasive species control and ecological restoration. [**Method**] This study focused on the Rudong integrated photovoltaic-hydrogen-energy storage project in Jiangsu Province, China, which covers a total area of 290.57 hm^2 and includes a 400 MWp photovoltaic system, a 33.5 MW/67 MWh energy storage system, and hydrogen production facilities. By comparing water quality, soil physicochemical properties, benthic faunal community structure, and food-web topological characteristics before and after project implementation, this study systematically evaluated the effectiveness of the "physical removal + photovoltaic shading" model in controlling *S. alterniflora* and promoting ecological restoration. [**Result**] The project achieved rapid removal of *S. alterniflora*, with the recurrence rate approaching zero one year after treatment. Compared with the pre-treatment conditions, total nitrogen, total phosphorus, and chemical oxygen demand in water decreased by 25.0%, 25.0% and 20.0%, respectively. Soil total nitrogen and total phosphorus increased by 60.0% and 33.3%, respectively, indicating improved soil fertility. The number of benthic faunal species increased from 22 to 47, representing a 113.6% increase, and the diversity index increased from 0.5 to 1.5. The dominant community structure shifted from a mollusk-dominated assemblage, accounting for 54.5%, to a more complex structure characterized by the coexistence of arthropods, accounting for 31.9%, and mollusks, accounting for 51.1%. The stability of the benthic food web was significantly enhanced, with the number of predation links increasing to 125, representing a 443.5% increase, and trophic redundancy increasing by 50.1%, forming a multilayered, highly connected, and robust network. [**Conclusion**] The integrated photovoltaic-hydrogen-energy storage project can simultaneously achieve efficient control of *S. alterniflora* and clean energy production, providing a green and sustainable model for invasive species control and ecological-energy coordinated development in coastal wetlands. This model has important practical significance for coastal ecological security and low-carbon transition. However, as the current observation period was limited to one year, the long-term ecological effects and impacts on higher trophic levels require further monitoring and verification.

Key words: integrated photovoltaic-hydrogen-energy storage project; *Spartina alterniflora*; coordinated management; wetland ecological restoration; benthic fauna

滨海湿地作为地球上生产力最高的生态系统之一，在碳汇、生物多样性保护和海岸防护等方面发挥着重要作用[1]。然而，外来物种互花米草(*Spartina alterniflora*)的入侵已对全球滨海湿地生态系统造成严重威胁[2]，其入侵导致生物多样性下降[3]、湿地结构改变[4]、碳循环和温室气体排放模式变化[5−7]，并加剧了生态管理压力。现有研究表明，互花米草入侵不仅改变植被组成，还显著影响滨海湿地土壤养分、盐分组成及酶活性等关键过程[8]。自 20 世纪 70 年代引入以来，互花米草已在江苏、浙江等沿海省份大面积扩散。截至 2022 年底，我国滨海湿地互花米草入侵面积已达 6.8 万 hm^2，导致沿海农村滩涂湿地退化，引发滩涂旱化、水质恶化及底栖生物多样性下降[9]。在江苏沿海地区，尤其是如东沿海潮滩，互花米草入侵分布集中、生境改造强烈，对盐沼植被结构、生物栖息地功能及区域生态安全构成持续压力，成为当前滨海湿地治理的重点区域之一。国家林草局、自然资源部等 5 部门联合印发《互花米草防治专项行动计划(2022—2025 年)》[10]，在全国范围内开展互花米草防治专项治理，力争将互花米草清除率达到 90% 以上。然而，互花米草由于其有性和无性繁殖能力远强于我国滨海盐沼湿地的乡土物种[11−12]，加之大面积滩涂湿地提供了大面积的空白生态位，清除之后易复发或二次入侵，每年需投入大量后续管理措施，如遮光或定点清除等[13−15]。

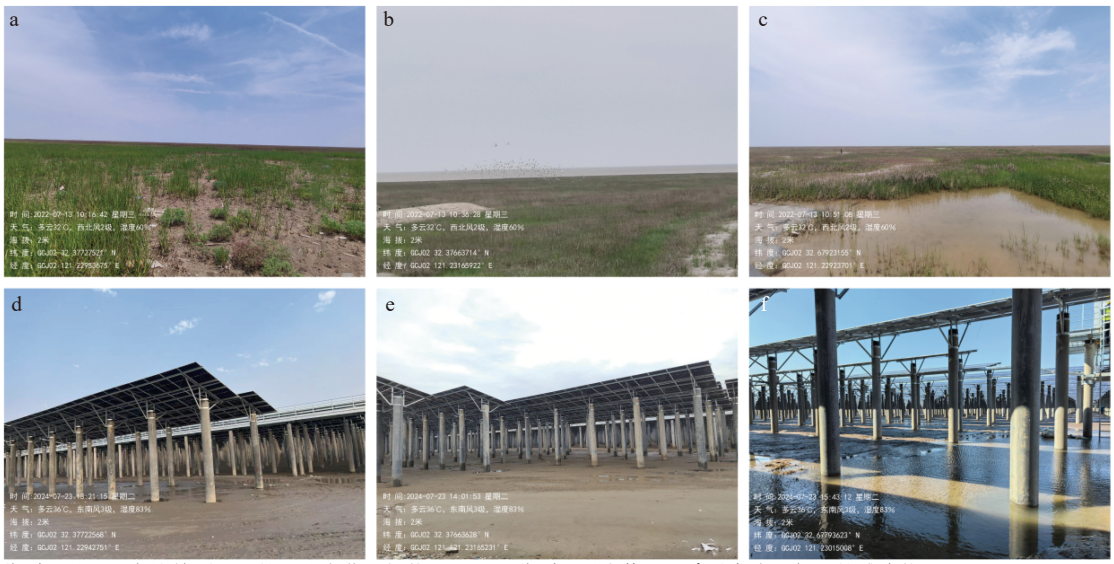
随着全球能源转型和“双碳”目标推进，我国滨海农村地区成为理想的新能源建设区域。目前国内正在探索将光氢储一体化的新能源开发与互花米草治理工程相结合[16]，形成“光伏治草”模式，并在江苏、天津等地开展小规模实验性试点。已有研究[17−18]显示，地面光伏工程对生态系统的影响具有正负并存的双重属性：一方面，清洁能源属性可在宏观层面

减少温室气体排放；另一方面，在局地尺度上，工程建设期的地表扰动、生境占用及破碎化，以及运行期光伏板遮光、降雨再分配和微气候改变等过程，均可能对生态系统结构和功能产生影响。需要强调的是，光伏工程建设的首要目标是能源生产，其对互花米草萌发和生长的抑制作用属于附带生态效应，而非工程实施的直接目的。因此，本文将其视为持续性生态干扰因子，而非单一“治草手段”。现有研究[13,19]主要聚焦于光伏板遮光覆盖对互花米草地上生物量与再生能力的抑制效果，以及对地表微气候和底质含水率等环境因子的短期响应，初步表明遮光与工程扰动可在一定时期内降低互花米草优势度并促使部分裸地或本地植被恢复[20]。在滨海盐沼湿地情景下，工程建设期采取的深翻、压埋等物理清除措施，可能通过改变底质结构、孔隙度和氧化还原条件，对水体—土壤理化性质及底栖生物生境产生更直接和强烈的影响；相比之下，光伏板遮光与降雨再分配等运行期效应，更可能在恢复过程中发挥持续调制作用，而不一定是主导驱动因素。然而，从生态系统结构与功能维度来看，既有研究仍以工程效果或单一环境指标评价为主，对“水质—土壤—底栖动物群落—食物网结构与稳定性”的系统联动响应缺乏综合评估，尤其缺少从网络结构与稳定性角度刻画底栖生态过程恢复程度的实证证据。

近年来，盐沼湿地生境研究逐渐从单一植被或物种响应，转向关注生态系统结构与功能的整体变化[21]。研究表明[22]，盐沼湿地的生境质量不仅取决于植被组成，还与底栖无脊椎动物群落结构、水体与土壤理化条件以及多营养级食物网的稳定性密切相关。底栖生物作为连接环境因子与高营养级生物（如鱼类和涉禽）的关键生态纽带，其群落结构和功能变化被认为是衡量盐沼湿地生境恢复程度的重要指标之一[23]。然而，在实际研究中，多数工作仍集中于植被恢复、水质或土壤单一指标的变化，对底栖群落及其食物网结构的系统性分析相对不足，尤其缺乏在工程扰动背景下，从网络结构和稳定性角度综合评估盐沼湿地生境演变的研究[24]。

以江苏省南通市为例，截至 2022 年底南通市互花米草分布面积已超过 7 600 hm^2[25]。结合国家互花米草治理及新能源基础设施建设，在如东县进行物理去除 + 光伏板建设的工程，对互花米草治理区域进行持续管理，通过光伏板的遮光作用，防止互花米草在滩涂湿地再次萌发。工程实施单位对建设前后互花米草覆盖度开展了持续监测并形成阶段性记录，工程实施前项目区 98.52% 面积被互花米草覆盖（图 1a ~ c），光伏工程建设完成 1 年之后滩涂地几乎没有地上复发（图 1d ~ f）。互花米草清除效果的基础信息，主要来源于工程实施单位在项目推进过程中的阶段性监测记录，并结合本研究开展的现场调查结果进行综合分析。本文创新性体现在：（1）将底栖食物网网络结构与稳定性指标引入新能源工程背景下的湿地生态评估；（2）在工程实施前后对比框架下，综合辨析互花米草清除与光伏设施运行对盐沼湿地生境的潜在影响路径。

目前的关键问题是，“光伏治草”工程在控制互花米草入侵的同时，是否能够改善盐沼湿地生境。针对新能源工程叠加互花米草治理情景的综合生态评估研究仍有限，尤其缺乏多环境因子与多营养级



a ~ c 分别展示工程实施前项目区的互花米草生长状况；d ~ f 分别展示光伏工程建设完成 1 年后的滩涂状况。

图 1　研究区互花米草治理前后分布对比图

Fig. 1　Comparison of *Spartina alterniflora* distribution in the study area before and after control

联动的系统性实证研究，目前尚难以准确评估该模式对湿地生态系统结构与功能的整体影响[17−18,25]。本文将互花米草清除过程中形成的物理扰动（如深翻、压埋等）与光伏设施运行期的持续作用视为“复合工程干扰”整体，在不区分单一措施独立效应前提下，从“水质–土壤–底栖群落–食物网结构与稳定性”多层次视角，系统评估光氢储工程驱动下互花米草治理对盐沼湿地生态结构与功能的综合影响，并探讨新能源基础设施介入背景下滨海湿地生态修复的过程机制。基于此，本文重点关注以下 3 个科学问题：（1）光氢储工程实施前后水体与土壤理化性质是否发生显著变化；（2）底栖动物群落结构及其食物网网络特征是否随之发生响应；（3）水质、土壤性质、底栖动物群落及食物网结构的变化，是否能够为盐沼湿地生境质量改善和生态系统稳定性增强提供初步证据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

本文研究对象为江苏如东“光氢储一体化工程”（下文简称为“光氢储工程”），工程总占地面积约 290.57 hm^2，主要包括 400 MWp 光伏发电、功率 33.5 MW、容量 67 MWh 储能及制氢设施等建设内容。其中，位于海堤外潮间带的区域以“物理清除互花米草 + 光伏板遮光抑制再生”为核心治理模式。在不引起歧义的情况下，亦称为“光伏治草工程”。工程于 2024 年 9 月 10 日开始，项目区即光伏治草工程实施区域，与“光伏治草修复区”为同一空间范围。

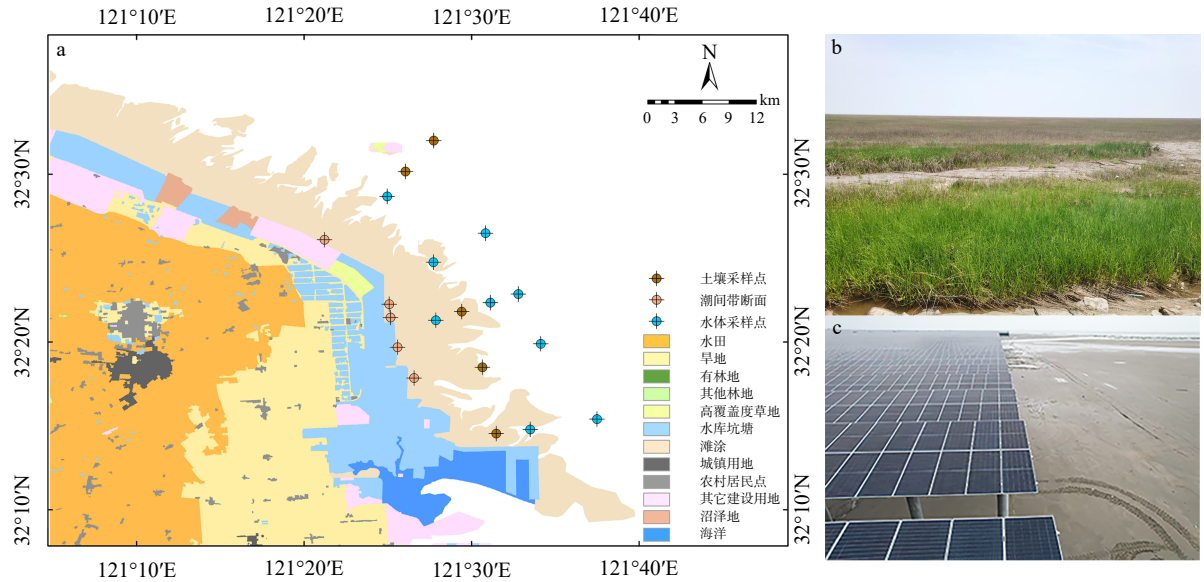
工程位于江苏省南通市如东县海堤外潮间带（图 2a ~ c），属于黄海西岸典型的泥质滩涂–盐沼生态系统。研究区整体地势西高东低，高程约为 1.82 ~ 4.11 m，形成明显潮间带高程梯度：西侧以互花米草及杂草植被覆盖为主（图 2b），在大潮期间可被海水淹没，平潮时水位至植被基部；东侧为开阔滩涂，涨潮时易被完全覆盖。

研究区属温带–亚热带过渡型湿润季风气候，年平均气温约 15.2 ℃，年降水量约 559 mm，降水主要集中于 5—8 月，受季风、寒潮及台风影响明显。区域潮汐与水动力过程以高滩特征为主，常态波浪影响相对有限。

互花米草治理采用物理清除、深翻压埋、光伏板遮光抑制再生的复合工法。其中，清除后对表层底质进行机械翻耕并将残体、根茎压埋于土体中，随后建设固定倾角支架式光伏阵列，形成相对稳定的遮光覆盖条件。

光氢储工程光伏场区南北向长度约 3.1 km、东西向约 2.2 km，总占地面积约 286.67 hm^2（图 2 c）。光伏阵列采用固定倾角（12°）支架式布设方式，光伏组件整体抬升于地表之上，桩顶高度约为 6.1 ~ 6.7 m。光伏阵列的规则排布及其板面投影覆盖，在空间上改变了地表光照分布与降雨下落路径，为互花米草清除背景下盐沼湿地生境提供持续工程干扰条件。

为评估复合工程扰动背景下盐沼湿地生境响应，在互花米草治理前后分别对水质、土壤及底栖动物群落进行了监测，采样点沿潮间带梯度布设（图 2a），以表征不同潮位带生态过渡特性。



a. 水质、土壤及底栖动物采样点位置；b. 采样点治理前互花米草入侵状态；c. 采样点治理后现状

图 2 研究区域位置及采样点分布示意图

Fig. 2 Schematic diagram of the study area location and sampling point distribution

1.2　采样方法

为增强工程作用路径与监测指标之间的逻辑对应关系，设置互花米草优势区、光伏治草修复区与近邻光滩对照区 3 类采样区。通过对比其水质—土壤理化条件、底栖群落结构与食物网特征，评估复合工程干扰背景下盐沼湿地生态结构与功能的综合响应。水质与土壤理化指标用于表征物质环境差异，底栖动物群落结构与多样性反映生境响应，并进一步结合食物网结构与稳定性指标，从生态网络层面对复合工程干扰背景下的整体效应进行综合评估。为避免概念外推，本文将“盐沼湿地生境修复效应”限定为过程层级指标：即工程实施前后在复合扰动背景下，水体与土壤理化条件以及底栖无脊椎动物群落与食物网结构、稳定性等所表征的底栖资源基础与环境承载条件的改善趋势。鉴于本研究未同步监测鱼类、水鸟等高营养级生物对工程区的利用强度及摄食响应，因此不对工程实施后高营养级生物的利用变化进行定量评估。

1.2.1　水质监测

采用工程实施前后两时期对照的准实验设计，结合 3 类生境单元进行对比。研究对象为互花米草物理清除—深翻压埋—光伏阵列运行（遮光等）在同一工程体系下叠加形成的复合扰动情景；由于工程环节在时空上高度耦合且现场采样设计不构成对各单一措施的完全因子分离，本文的比较推断主要指向工程实施前后系统状态的整体转移及其在不同生境类型间的差异，而不对单一环节的独立贡献进行严格因果量化。固定站位作为配对单位用于刻画“前—后”整体变化，不同生境类型用于描述工程区内外及植被状态差异下的响应异质性。

共布设 6 个固定水质监测站位（图 2b）。采样设计的总体思路是以“是否受光伏设施覆盖”作为一级分组：光伏阵列覆盖范围内设置光伏治草修复区（有覆盖）、光伏对照区（无覆盖），在无覆盖对照区内进一步区分互花米草优势区与近邻光滩对照区。3 类生境各设置 2 个站位，即互花米草优势区 2 个、光伏治草修复区 2 个、近邻光滩对照区 2 个。

3 类站位在地形、植被、水文背景上差异明显：互花米草优势区位于相对高滩段，地表起伏较小、植被覆盖度高，潮水淹没持续时间相对较短，水体交换相对受限；光伏治草修复区位于光伏阵列覆盖范围内，植被已清除，地表暴露程度较高，受遮光与降雨再分配影响明显；近邻光滩对照区位于工程区外侧或工程边界附近但不被光伏板覆盖，植被稀少或无植被，受潮汐直接作用更强，水体交换条件相对更充分。各站位分别位于高潮区、中潮区或低潮区代表性位置。

空间尺度上，每个固定站位约 10 m × 10 m；站位间距 0.5 ~ 2.0 km，以降低空间自相关并覆盖潮间带梯度。同一站位内设置 3 个平行采样点，间距控制在 10 ~ 30 m，以保证平行样之间具有可比性。时间尺度上，自 2022 年春季至 2023 年秋季，按季度在春、夏、秋开展现场监测与采样，每次采样选择大潮前后相对稳定时段，在 0 ~ 0.5 m 表层采集 3 个平行海水样并混合为该站位当季样本。单个水样采集体积为 1 L，每站位形成 1 个混合样用于实验室测定。采样过程中使用预先酸洗的聚乙烯瓶取样，并于 4 ℃暗冷条件下送实验室分析[26]。具体采样日期为：2022 年春（4 月 1—3 日）、夏（6 月 15—17 日）、秋（10 月 26—29 日）；2023 年春（4 月 5—11 日）。本研究未开展冬季监测，主要原因在于冬季低温条件下潮间带生物活动显著减弱、底栖动物取样代表性下降，同时现场作业受潮汐与气象条件限制。所有样品采集、分析及质量控制严格遵循相关技术标准执行[27–28]。

现场利用便携式多参数水质仪即时测定水温、盐度、溶解氧（DO）和 pH，以减少运输过程对指标的影响。总氮（TN）、总磷（TP）和化学需氧量（COD）在实验室按国家或行业标准方法测定，其中 TN、TP 和 COD 的测定参考《海水水质标准》（GB 3097—1997）相关条款执行[29]。对所有水质指标进行质量控制，包括平行样分析和标准物质校准等，以保证数据的准确性与可比性。

1.2.2　土壤监测

在完成水样采集的同期，在每个监测站位采集土壤样品，以评估光伏治草工程对土壤理化性质的影响。具体操作为：在每个站位附近以 5 ~ 10 m 为尺度随机布设 3 个采样点，使用原状不锈钢土钻采用不锈钢柱状取样器（内径 5.0 cm）在各样点采集表层 0 ~ 10 cm 土壤，以减少不同取样工具可能引入的样品扰动差异与系统误差。采样后将土壤样品置于洁净自封袋中低温保存并尽快带回实验室处理。样品在室内通风、避光条件下自然风干，风干过程中避免阳光直射与高温烘烤，以降低挥发性组分损失。风干后使用洁净研钵研磨并过 100 目筛[30]，研磨与过筛工具在每个样品处理前后均采用去离子水与无磷清洗液清洗并自然晾干，不同样品间充分清洁所有接触部件，操作过程中佩戴一次性手套并在洁净台面上完成，以尽可能降低样品交叉污染风险。

土壤 pH 采用电位法测定（固液比 1∶2.5），全氮（TN）采用凯氏定氮法测定，有机质（SOM）采用重铬酸钾–外加热氧化法或同等精度方法测定，全磷（TP）

经酸消解后采用钼锑抗比色法测定[31]。所有理化指标均设置平行样，并通过空白对照与标准物质进行质量控制，以保证土壤理化数据的可靠性。上述水质与土壤理化指标主要用于反映工程建设过程中地表扰动及植被清除可能引起的物质输入、再悬浮与营养盐变化特征。

1.2.3 底栖动物调查

底栖动物调查与水质、土壤监测站位对应。在每个站位内，以 0.1 m^2 抓斗式采泥器为基本取样单元，随机布设 3 个重复样方，采样频率为每季度 1 次。沉积物过 0.5 mm 筛网，保留生物体收集于样品瓶中，并用 4%～5% 中性福尔马林固定保存，带回实验室进行鉴定和计数。在实验室中将底栖动物鉴定到种水平，记录各分类单元的个体数，并根据体长–体重关系或称重法换算个体生物量，从而获得每个样方的个体密度（个/m^2）和生物量（g/m^2）。重点关注尖锥拟蟹守螺（*Cerithideopsis largillierti*）、双齿围沙蚕（*Perinereis aibuhitensis*）等优势种的种群密度与生物量变化，以分析光伏治草工程对关键底栖动物的响应。底栖动物的分类鉴定主要参考《中国海洋生物志》《中国近海底栖动物检索图鉴》以及相关区域性底栖动物研究文献，并结合《中国动物志》有关类群的分类描述进行校对，以保证物种鉴定的准确性和数据的可比性。

1.3 数据分析

为系统评估光伏治草工程对水环境、土壤性质及底栖动物群落结构的影响，采用多维统计、群落生态分析与生态网络分析相结合的综合数据分析框架。工程实施前后均在相同站位、采用一致的采样方法与分析流程开展监测。所有数据处理与统计分析均在 R 4.3.0 环境中进行，使用 vegan、igraph、networks、deSolve、circlize 等相关软件包。

1.3.1 水质与土壤理化性质分析

对水质和土壤理化指标进行 Z-score 标准化处理后，采用基于相关矩阵的 PCA 分析，以识别主要环境梯度，并比较工程前后各站位的整体理化特征变化[32–33]。样本在 PC1–PC2 空间的聚类模式用于判断光伏治草工程对水质及土壤性质的综合影响。对盐度、DO、TN、TP、COD、pH 以及土壤 TN、TP、SOM、pH 等指标，基于同一固定站位的工程实施前—后配对观测进行配对 t 检验比较；当配对差值不满足正态性假设时，采用 Wilcoxon 配对秩和检验进行替代。显著性水平设定为 $p < 0.05$。

1.3.2 底栖动物多样性与群落结构分析

采用 Shannon–Wiener 多样性指数（H'）和 Pielou 均匀度指数（J）[34–35]评价工程前后各潮带及生境类型中底栖动物群落的多样性变化。底栖动物群落结构及其食物网特征被视为对光伏阵列运行期遮光效应及由此引起的生境条件变化的综合生态响应。

1.3.3 食物网结构与拓扑结构分析

基于物种主要食性及能量来源，参照已有盐沼与潮间带食物网研究方法，将研究区记录物种划分为 3 个营养级（TL）：初级消费者（TL2）主要包括以植物碎屑、藻类等初级生产者或碎屑资源为食的类群，如螺类、双壳类和部分多毛类；次级消费者（TL3）主要包括以 TL2 类群为食的捕食性或杂食性类群，如蟹类、虾类和肉食性螺类；顶级消费者（TL4）主要包括以 TL3 类群为食的高营养级类群，如弹涂鱼（*Periophthalmus* spp.）和星点东方鲀（*Takifugu niphobles*）[36]。各底栖动物物种的营养级划分、食性类型及在食物网中的捕食、被捕食关系见附表 1。需要说明的是，参考文献 [36] 中的研究区域涵盖不同类型的滨海盐沼与潮间带湿地，在物种组成和水文条件上与本研究区存在一定差异。为降低区域差异带来的不确定性，本文仅采用物种层面相对稳定的主要食性特征进行营养级归并，并在后续网络分析中通过功能群层级而非物种精细营养级，重点关注整体结构与稳定性变化趋势。采用平均连接度（C）、营养级冗余度（R）和功能群连接均匀度（U）来描述食物网的拓扑结构，并且用介数中心性（BC_i）来确定食物网关键种平均连接度反映物种间相互作用的紧密程度[37–38]。

$$C = \frac{E}{S(S-1)} \tag{1}$$

式中：E 为食物网中实际存在的捕食关系数，S 为食物网中总物种数，分母为理论最大捕食关系数。

营养级冗余度用于反映营养级抗物种缺失能力，计算公式为

$$R = \frac{\sum_{k=1}^{\mathrm{TL_{max}}}(n_k - 1)}{S - \mathrm{TL_{max}}} \tag{2}$$

式中：n_k 为第 k 营养级物种数，$\mathrm{TL_{max}}$ 为最大营养级数，分子为各营养级冗余物种数，分母为总物种数与营养级数的差值。功能群连接均匀度反映能量在功能群间分配均匀性，可表达为

$$U = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{F}\left|p_i - \frac{1}{F}\right|}{2\times\left(1-\frac{1}{F}\right)} \tag{3}$$

式中：F 为功能群数，p_i 为第 i 功能群参与的捕食关系占比，U 取值范围为 [0, 1]，越接近 1，表示能量分配越均匀。介数中心性可识别食物网中的关键物种

即能量流动枢纽，量化物种 i 在所有物种间最短能量传递路径中的中介作用，公式为

$$\mathrm{BC}_i = \frac{1}{(S-1)(S-2)} \sum_{s \neq i \neq t} \frac{\sigma_{st}(i)}{\sigma_{st}} \tag{4}$$

式中：s、t 为食物网中任意两个不同于 i 的物种；σ_{st} 为物种 s 到物种 t 的最短能量传递路径总数，$\sigma_{st}(i)$ 为经过物种 i 的最短能量传递路径数；分母 $(S-1)(S-2)$ 为标准化系数，使 BC_i 取值范围为 [0, 1]，值越大，表明物种 i 是食物网中能量流动的核心枢纽，其缺失会导致大量最短能量路径断裂，引发更显著的级联效应；通常将 $\mathrm{BC}_i > 0.1$ 的物种定义为关键物种，重点分析其对网络稳定性的影响。

基于滨海湿地底栖动物生态特征，食物网模型设定满足 3 个假设：(1)所有物种的环境容纳量(K_i)与栖息地资源正相关，清除后因本土植物恢复，TL2 物种的 K_i 高于清除前；(2)捕食关系仅存在于相邻营养级(TL2→G0、TL3→TL2、TL4→TL3)，不考虑同类相食现象。(3)食物网稳定表现为模拟结束时所有物种生物量均大于 0。则基于采样的平衡态生物量，考虑种内竞争与种间捕食的模型，采用修正的 Lotka-Volterra 方程[39]描述食物网中各物种的生物量动态可表示为

$$0 = r_i B_i^* \left(1 - \frac{B_i^*}{K_i} - \alpha_{ii} B_i^*\right) + \sum_{j \neq i} \beta_{ij} B_i^* B_j^* \tag{5}$$

式中：r_i 为物种 i 的内禀增长率；K_i 为物种 i 的环境容纳量，α_{ii} 为物种 i 的种内竞争系数；β_{ij} 为物种 j 对物种 i 的捕食作用系数，B_i^* 和 B_j^* 分别表示物种 i 和物种 j 在平衡态下的生物量或相对丰度。结合已有研究，具体参数取值见表 1。对平衡态方程求偏导，构建雅可比矩阵 $\boldsymbol{J}(S \times S)$，矩阵元素反映物种间相互作用对平衡态的影响，对角元素种内效应可表示为

$$J_{ii} = r_i \left(1 - \frac{2B_i^*}{K_i} - 2\alpha_{ii} B_i^*\right) \tag{6}$$

非对角元素(种间效应)

$$J_{ij} = r_i \beta_{ij} B_i^* \tag{7}$$

若 $\boldsymbol{J}$ 的所有特征值实部 < 0，则平衡态为局部渐近稳定，通过对比清除前后特征值实部的最大值与分布范围，量化稳定性差异。其中食物网模型参数经验取值及参考文献说明见附表 2。

2　结果与分析

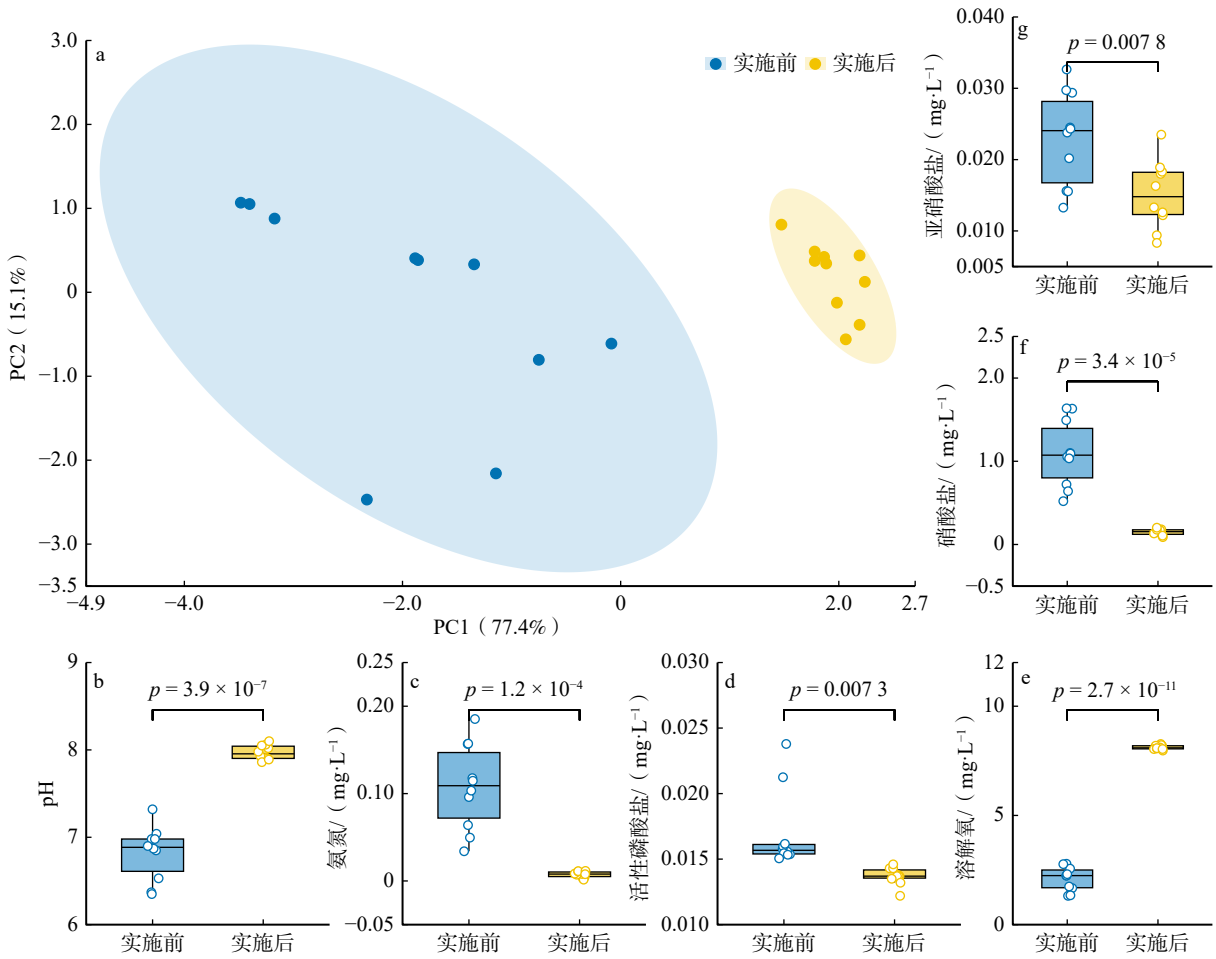
2.1　水质改善效应

在光氢储工程实施前后，通过对水质理化指标进行 PCA 分析发现(图 3a)，工程实施前后样本在 PC1–PC2 空间呈现明显分离，其中 PC1 和 PC2 分别解释 77.4% 和 15.1% 的方差变异，累计解释率达 92.5%，表明水体理化特征在多变量层面发生整体性转移。根据各水质指标在主成分轴上的载荷方向，PC1 主要表征水体营养盐累积与氧化状态变化的综合梯度，即硝酸盐、亚硝酸盐、氨氮、DIN 及活性磷酸盐含量较高，同时 pH 和 DO 较低的水质状态；与之相反，PC1 另一端则对应营养盐浓度降低、pH 和 DO 升高的水质改善状态。PC2 解释的变异较小，主要反映不同氮、磷营养盐指标之间的次级差异，代表水体养分组成的局部变化，而不是工程前后水质分异的主导方向。配对统计分析表明：PC1 得分在实施后显著降低(配对 t 检验：$t = -11.14$，$p = 1.45 \times 10^{-6}$，$n = 10$)，而 PC2 得分差异不显著(Wilcoxon 配对符号秩检验：$p = 0.846$)。结合 PCA 载荷方向，PC1 主要反映“营养盐升高、pH 与 DO 降低”的综合梯度，因此 PC1 的显著降低意味着营养盐整体下降并伴随 pH 与 DO 升高。单项指标上，pH 均值由 6.819 升至 7.970 ($p = 8.6 \times 10^{-4}$)，DO 由 2.103 mg/L 升至 8.120 mg/L ($p = 2.4 \times 10^{-8}$)；硝酸盐由 1.093 mg/L 降至 0.149 mg/L($p = 3.5 \times 10^{-5}$)，亚硝酸盐由 0.022 9 mg/L 降至 0.015 1 mg/L($p = 0.003\ 0$)，氨氮由 0.108 mg/L 降至 0.007 mg/L($p = 2.3 \times 10^{-5}$)，以三者求和表征的溶解无机氮($\mathrm{DIN} = \mathrm{NO_3^-} + \mathrm{NO_2^-} + \mathrm{NH_4^+}$)由 1.223 mg/L

表 1　互花米草清除前后食物网拓扑结构核心指标对比

Tab. 1　Comparison of key topological metrics of the benthic food web before and after *Spartina alterniflora* removal

指标	清除前	清除后	增加幅度/%
物种总数(S)	22	47	113.6
营养级冗余度(R)	0.455	0.683	50.1
捕食关系数(E)	23	125	443.5
平均连接度(C)	0.024	0.058	140.8
关键物种数($\mathrm{BC}_i > 0.1$)	2	4	100.0
关键物种平均 BC_i	0.115	0.269	134.0



a. 基于水质理化指标的相关矩阵进行主成分分析（PCA）的排序图，其中 PC1 和 PC2 分别表示第一主成分和第二主成分；每个点表示一个监测站位在一次采样中的水样，蓝色为工程实施前、黄色为实施后；椭圆表示组内 95% 置信区间。b～g 为各水质指标在工程实施前后分布的箱线图，散点为单个样本。

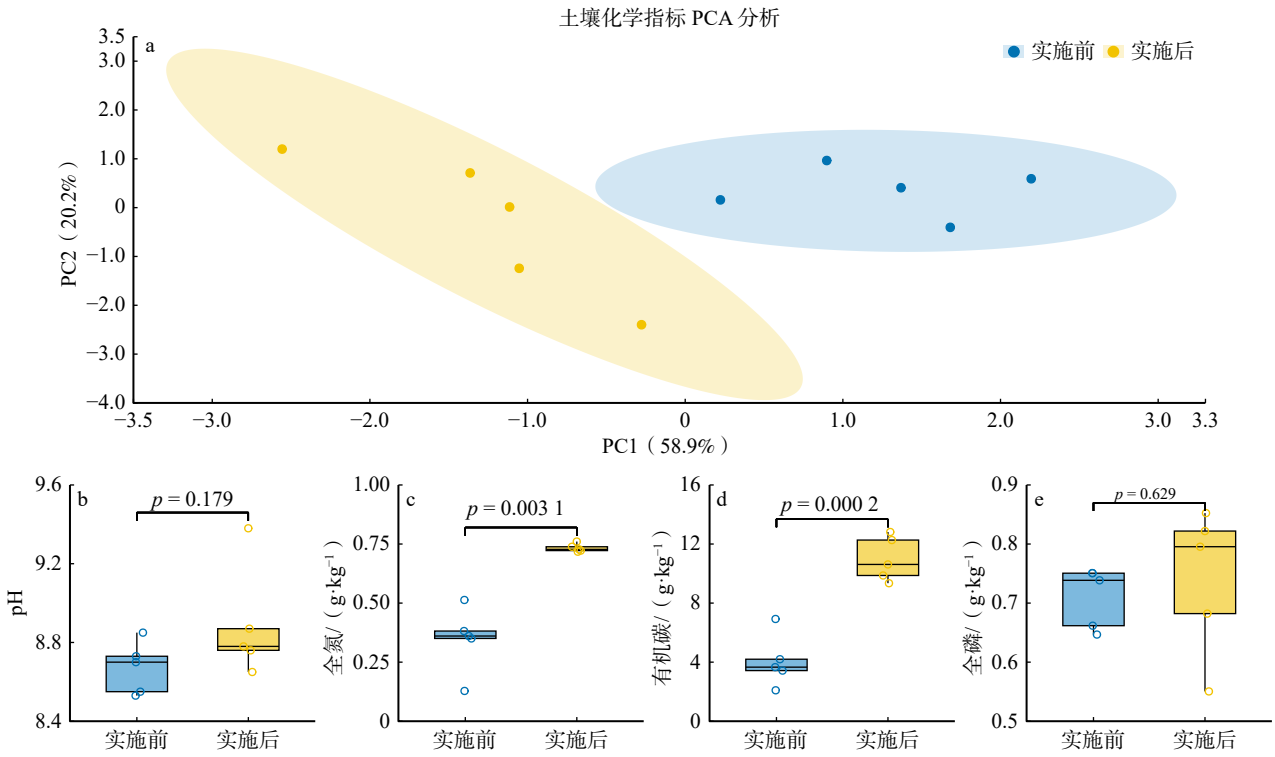
图 3 光伏治草工程对水质影响分析

Fig. 3 Analysis of the impact of photovoltaic-based weed control projects on water quality

降至 0.171 mg/L(p = 3.5 × 10^{-4})，活性磷酸盐由 0.017 2 mg/L 降至 0.013 9 mg/L(p = 0.002 0)(图 3b～g)。上述单项变化与 PC 得分的阶段性差异一致，说明工程实施前后水质变化不仅体现在个别指标的增减，也体现在多变量综合梯度(PC 得分)的系统性迁移。

2.2 土壤性质改善效应

光伏治草工程实施前后土壤理化性质的多变量差异如图 4 所示。基于土壤 pH、全氮(TN)、有机碳(SOC)与全磷(TP)等关键理化指标构建相关矩阵并开展主成分分析(PCA)，以综合刻画工程实施前后土壤理化状态的整体变化(图 4a)。总体上，PC1 反映了土壤养分与碳库相关指标的综合变化，而 PC2 则更多体现次要的酸碱度或磷素等指标差异。结果显示，工程实施前后土壤样本在 PC1–PC2 二维空间内呈现明显分离(图 4a)，其中 PC1 和 PC2 分别解释 48.9% 和 20.4% 的方差变异，累计解释率为 69.3%，表明上述理化指标在多变量尺度上发生了系统性偏移。为定量检验该多变量差异，进一步提取样本在 PC1 与 PC2 轴上的得分，并以固定站位为配对单位对工程实施前后进行两时期对比检验；差值满足正态性(Shapiro-Wilk：PC1：p = 0.68，PC2，p = 0.81)，因此采用配对 t 检验。结果表明，PC1 得分在实施前后差异显著(t = −9.30，df = 4，p = 0.000 7)，而 PC2 得分差异不显著(t = 0.96，df = 4，p = 0.395)，说明工程实施前后土壤理化性质的整体差异主要由 PC1 所代表的主导环境梯度驱动。单项指标的对比进一步验证了这一总体格局：工程实施后土壤 TN 由 0.347 g/kg 增至 0.733 g/kg(+111.2%)，TP 由 0.710 g/kg 增至 0.740 g/kg(+4.2%)，SOC 由 4.062 g/kg 增至 10.984 g/kg(+170.5%)。箱线图对比结果显示，土壤 pH 在工程实施前后差异不显著(p = 0.173 9，图 4b)；TN 显著升高(p = 0.001，图 4c)，SOC 显著升高(p = 0.000 2，图 4d)，而 TP 差异不显著(p = 0.628 9，图 4e)。综合而言，工程实施后土壤理化性质在多变量尺度上发生显著改变，主要表现为与氮素与有机



a. 基于土壤理化指标的相关矩阵进行主成分分析（PCA）的排序图；每个点表示一个监测站位在一次采样中的土壤样本，蓝色为工程实施前、黄色为实施后；椭圆表示组内 95% 置信区间。b～e 分别为各土壤指标在工程实施前后分布的箱线图，散点为单个样本。

图 4　光伏治草对土壤理化性质的改善效果

Fig. 4　Improvement effect of photovoltaic-based weed control on soil physical and chemical properties

碳积累相关的梯度变化更为突出，而酸碱度与磷素水平在本研究时段内整体保持相对稳定。

2.3　底栖动物群落恢复特征

治理后，底栖动物多样性显著提升，并在不同潮区间表现出一定差异（图 5）。与治理前相比，治理后高潮区、中潮区和低潮区的 Shannon-Wiener 多样性指数（*H′*）和 Pielou 均匀度指数（*J*）均呈上升趋势，表明底栖动物物种多样性及群落均匀度整体改善。其中，低潮区提升幅度最为明显，*H′*由治理前的约 0.5 升至治理后的约 1.5；高潮区和中潮区也均表现出不同程度增加。进一步统计结果显示，治理后各潮区多样性指数均显著高于治理前（$p < 0.05$），说明互花米草治理后底栖动物多样性提升具有较一致的潮间带响应特征。

从生境类型角度看，高潮区、中潮区和低潮区分别代表不同淹水频率、底质含水状况和潮汐交换强度的潮间带生境。治理后低潮区多样性提升更为突出，可能与其较强的潮水交换、较高的底质湿润度及较快的生境恢复过程有关；而高潮区和中潮区的增加则表明，互花米草清除后不同潮位带底栖动物栖息条件均得到一定改善。

图 6 和表 1 基于同一套底栖动物群落及捕食关系数据构建，其中食物网结构图用于展示清除前后底栖动物节点及其捕食关系的空间化网络结构（图 6a、b），优势类群组成图用于展示清除前后底栖动物主要类群的相对丰度变化（图 6c），表 1 则是在图 6a、b 基础上进一步量化得到的食物网拓扑指标。整体来看，互花米草清除后，底栖动物群落组成更加丰富，食物网节点数、捕食关系数及网络连接度均明显增加，表明底栖生态系统由清除前的低复杂度结构向多节点、多路径和较高连通性的网络结构转变。

从群落组成看，清除前底栖动物共记录 22 种，主要由软体动物、环节动物和节肢动物组成，其中软体动物占比最高，为 54.5%，群落结构相对集中（图 6c）。清除后，底栖动物物种数增至 47 种，类群拓展至 5 类，软体动物占比略降至 51.1%，节肢动物占比由 22.7% 升至 31.9%，表明治理后底栖动物组成由少数优势类群主导逐渐转向多类群共存。项目实施前后详细底栖动物物种名录见附表 3。

与群落组成变化相对应，食物网拓扑结构也发生明显改变（图 6a、b，表 1）。清除前食物网由 22 个节点和 23 条捕食关系构成，网络连接较为稀疏，能量主要沿较少的营养路径传递（图 6a，表 1）；清除后，节点数增至 47 个，捕食关系数增至 125 条，增加幅度达 443.5%，网络连接明显加密（图 6b，表 1）。平均连接度由 0.024 升至 0.058，营养级冗余度由 0.455 升至 0.683，说明治理后食物网中不同类群之间的相

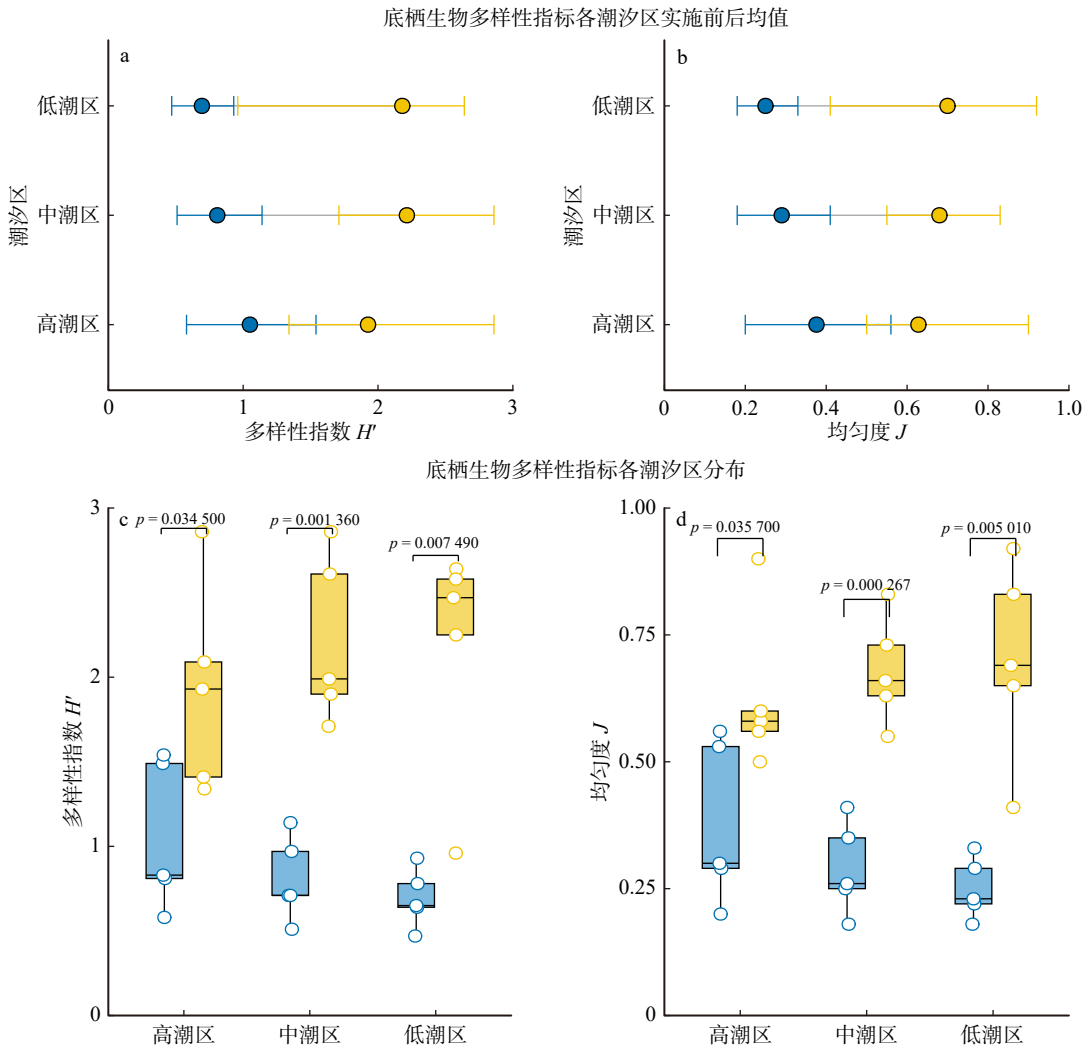


图 5 底栖动物多样性变化分析

Fig. 5 Analysis of changes in benthic animal diversity

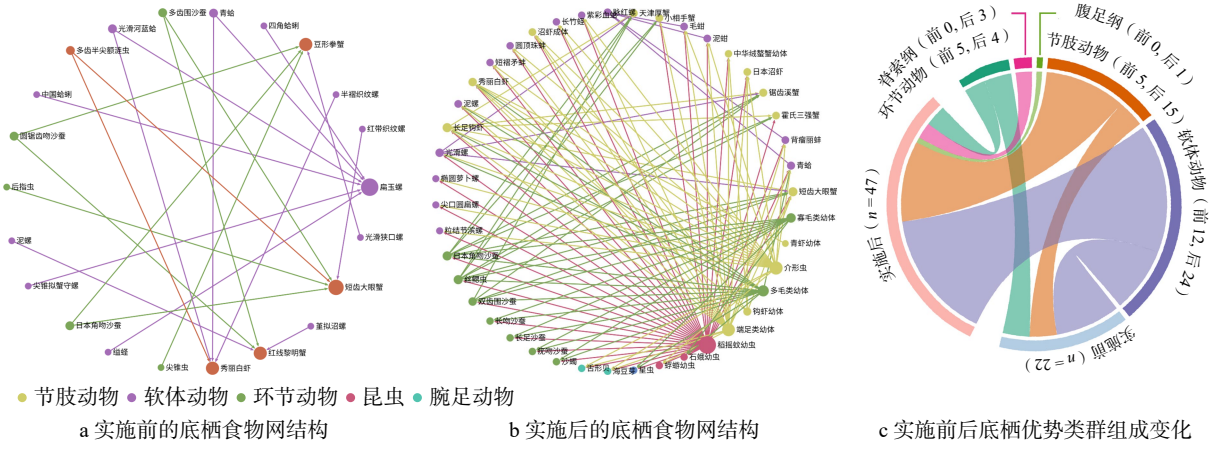


图 6 互花米草清除前后底栖群落组成与食物网结构变化

Fig. 6 Changes in benthic community composition and food-web structure before and after *Spartina alterniflora* removal

互作用增强，各营养级内部和营养级之间的功能替代能力提高（表 1）。

关键物种指标进一步表明，清除后食物网稳定性有所增强。关键物种数由 2 个增至 4 个，关键物种平均介数中心性由 0.115 升至 0.269，说明治理后能量流不再高度依赖少数单一节点，而是分散至更多枢纽类群。

基于雅可比矩阵特征值分析（表 2），工程实施前后底栖食物网在所设参数与平衡态条件下均满足局部渐近稳定（所有特征值实部均 < 0），表明两个阶

表 2　互花米草清除前后食物网稳定性数学推导指标对比

Tab. 2　Comparison of mathematically derived stability indices of the benthic food web before and after *Spartina alterniflora* removal

稳定性指标	清除前（$S=22$）	清除后（$S=47$）	变化特征
特征值实部范围	−0.15 ~ −0.03	−0.38 ~ −0.12	实部更负，分布范围更宽
特征值实部最大值	−0.03	−0.12	绝对值翻倍
雅可比矩阵对角元素均值	−0.28	−0.57	绝对值增加
关键物种介数中心性	0.152 ~ 0.187	0.198 ~ 0.327	关键节点功能增强

段的食物网均具有局部渐近稳定性。清除后特征值实部整体更小，其范围由清除前的−0.15 ~ −0.03 变化为清除后的−0.38 ~ −0.12，且特征值实部最大值由−0.03 降至−0.12，说明系统在受到小幅扰动后具有更强的回归平衡态趋势。与此同时，雅可比矩阵对角元素均值由−0.28 降至−0.57，表明类群自身调节作用增强，可能有利于降低种群波动并限制扰动在网络中的扩散。关键物种介数中心性范围由 0.152 ~ 0.187 提高至 0.198 ~ 0.327，说明清除后关键节点在网络连接和能量传递中的调控作用增强。以上结果表明，互花米草清除后底栖食物网不仅在结构上更加复杂，而且在动力学意义上表现出更强的局部稳定性和扰动恢复潜力。

3　讨　　论

本文围绕“互花米草治理 + 光氢储工程介入”这一复合扰动情景，系统分析了盐沼湿地在工程实施前后“水质—土壤—底栖群落—食物网结构与稳定性”的协同响应。结果显示：工程实施后，水体 TN、TP、COD 显著降低而盐度上升、DO 略降；土壤 TN、TP 等指标发生显著变化；底栖动物多样性与物种数增加，食物网节点与捕食关系数显著增加，且基于雅可比矩阵特征值的稳定性裕度提升。上述结果总体支持“工程实施后盐沼湿地底栖生态过程向更高复杂度与更高稳定性方向演替”的研究预期，但不同过程的驱动贡献仍存在不确定性。需要指出的是，本文讨论的“修复效应”主要指向工程实施前后水土环境、底栖群落及食物网过程层级的改善趋势，而非对更高营养级利用变化或整体生境协同修复效应的直接量化结论。

3.1　“光伏治草”工程对底栖动物群落的影响

已有入侵生态学研究显示，一方面，互花米草入侵会改变底栖动物的生境结构，导致底质变硬、通气性变差、有机质积累异常，抑制部分底栖动物的生存[40]，而另一方面互花米草及其枯落物成为底栖动物重要食物来源，推动食物网“自下而上”变化，导致物种多样性和功能类群改变明显[41−43]。入侵初期，凋落物输入提升沉积物有机质含量，导致广适性物种迁入，且甲壳类等原有优势种减少甚至消失，摇蚊等耐受性强的物种逐步占据主导地位[44−47]，使物种丰富度短暂上升。但随着入侵进入中晚期，密集群落通过阻挡潮水交换导致沉积物黏粒比例升高、透气性下降，加之难降解凋落物积累引发的酸化与硫化物富集，敏感物种逐渐消失，仅耐胁迫类群留存，最终使多样性指数降低。物种组成的更替是互花米草入侵的核心生态效应。入侵前，原生裸滩或本地植物群落中，底栖动物优势种以滤食性或高活动性类群为主；入侵后，群落表层取食者减少，底层碎屑取食者增加，功能组组成转变[48−49]，滤食性物种因水流受阻与鳃部堵塞而减少，沉积食性物种因有机质积累而优势度提升，捕食性物种则因活动空间受限而数量下降，食物来源由底栖有机物转向碎屑，导致群落营养级结构向低营养级偏移，食物网简化[47]，可能会导致迁飞通道鸟类群落食源减少。

互花米草入侵对底栖动物群落的影响也存在显著的空间异质性。在我国北方地区，互花米草生长季较短、植被结构较疏松，对底栖动物的抑制作用较弱，甚至在互花米草覆盖度较低的区域底栖无脊椎动物的密度、丰富度和多样性高于原生植被或泥滩，但物种更替明显[41, 45]。在红树林湿地，互花米草入侵后底栖甲壳类和鱼类的物种数显著增加，但群落结构和功能类群发生较大变化，部分功能类群（如浮游、肉食和植食类）数量上升，但多样性指数变化不大，部分本地物种多样性下降[50]。

本研究关注互花米草治理后底栖动物群落的恢复状况。结果显示，治理后不同潮位带的底栖动物多样性和均匀度均有所提升，低潮区的恢复尤为明显，表明互花米草清除后潮间带底栖生境的适宜性得到改善。治理前，底栖动物群落主要由少数优势类群主导，结构相对简单；治理后，节肢动物等类群的重要性上升，群落组成趋于多样化和均衡化。研究区域互花米草治理后恢复成为滩涂，且由于光伏板的遮光效应使得互花米草没有形成二次入侵，底质变得更为疏松、通气性增强，底栖动物获得更多适

宜的栖息空间和微生境，促进了多样性和均匀度的提升[40, 51]。此外，低潮区水动力强、营养物质丰富，治理后底栖动物恢复速度快，物种多样性提升最为明显。节肢动物（可能更适应低光照、高氧沉积物环境）成为优势类群，双齿围沙蚕等环节动物密度提升，通过生物扰动促进物质循环，功能从“耐胁迫种主导”转向“营养循环功能强化”。

互花米草清除后盐沼向裸滩、本地植被镶嵌格局过渡，为多类底栖无脊椎动物提供了更可利用的栖息空间与微生境，可能促使机会型与迁入型类群快速补位；与此同时，光伏板运行期的遮光、降雨再分配与微气候改变，可能进一步改变沉积物含水率、表层温度与盐分积累格局，从而影响不同生活型类群的相对适宜度。上述过程共同作用，可能促成本文观测到的“多样性上升与类群重组并存”的恢复特征。

3.2 互花米草治理与光氢储工程驱动下的水质–土壤–底栖动物级联响应机制

本研究聚焦于互花米草治理与光氢储工程复合作用下，滨海湿地水质与土壤理化性质变化及其与底栖动物群落重构的内在关联，尝试从“环境—群落—网络”链条解释工程实施前后观测到的协同响应。

土壤 TN、TP 及有机碳等指标在工程实施前后发生显著变化，说明沉积物营养盐库与有机质动态进入重组阶段。土壤营养结构的调整通常会影响底栖动物的食物基础与沉积物可利用性，并通过改变沉积物—水界面过程影响上覆水体的营养盐交换与氧化还原环境，从而与水质变化形成耦合；实施后环节动物等穴居、扰动型类群的增加，可能通过生物扰动提升沉积物通气性、加速沉积物与水界面的物质交换，进而影响氮的硝化、反硝化与磷的吸附固定过程，形成“环境改善—群落恢复—过程强化”的正反馈链。

从水质改善的驱动路径来看，互花米草的机械清除（深翻 + 压埋）是核心起点。已有研究发现，清除互花米草后盐沼湿地潮流流速提升 0.2 m/s [52–53]，污染物稀释速率增加 40%，直接导致水体中无机氮、磷酸盐浓度降低[54]。这一过程印证了互花米草作为入侵物种的水文阻塞效应，即其密集根系与植株会显著降低潮沟水动力，而清除后水文连通性的恢复（保留 10% 潮沟作为通道）则加速了营养盐的扩散与输出[55]。尽管光伏板覆盖可能通过遮荫对局地微环境产生一定影响，但整体上并未改变水质持续改善的趋势，说明工程实施后“互花米草清除—水文连通恢复—营养盐输出增强”的级联响应仍占主导作用[56]。

底栖动物群落的响应则构成了第二重级联响应。水质改善为底栖动物提供了基础生存环境，而底栖动物数量增加又通过生物扰动反作用于水质优化。实施后双齿围沙蚕等环节动物密度提升，其穴居行为可使沉积物–水界面的氧化还原电位升高，促进氮的硝化和反硝化过程，并通过摄食和排泄作用加速磷的吸附固定[56–57]。这种底栖生物影响沉积物地球化学循环，进而改善土壤理化性质和水质的正向反馈，验证了底栖动物作为生态工程师效应[57–59]，其群落结构变化直接影响湿地的物质循环功能[60]。

互花米草治理后底栖动物多样性和群落组成的变化进一步体现了环境改善与群落重组的联动特征。实施前占主导的软体动物对环境波动较为敏感，其占比下降（从 54.5% 至 51.1%）反映了治理及后续工程介入后群落对新环境条件的重新适应；节肢动物占比的上升（从 22.7% 至 31.9%）则表明底栖群落对治理后底质结构重塑及工程运行期微环境变化作出了响应。需要强调的是，本文采用“工程实施前—实施后”的连续监测设计，可以较好识别系统状态的整体转变，但难以在统计意义上严格分离互花米草治理、地形扰动、光伏设施运行及其微环境效应对水质、土壤与底栖群落变化的相对贡献。因此，本研究结果更适合被理解为复合扰动背景下的系统性响应，关于不同工程环节独立作用及其相对贡献，仍需后续通过梯度设计或分区对照进一步识别。

3.3 光氢储工程治理互花米草对盐沼湿地生境的修复效应

治理后的底栖群落变化部分呈现出与互花米草入侵过程相反的趋势。具体而言，在生境改善和多样性恢复方面，其变化方向与入侵过程形成显著逆向特征[61]：互花米草入侵导致底质变硬、通气性下降并引发多样性降低，而治理后通过物理清除使底质变得疏松、通气性增强，显著提升了底栖动物的多样性与均匀度[51,62]；同时，互花米草入侵中晚期因有机质积累和水文阻塞导致营养盐滞留及敏感物种消失，治理后则通过恢复水文连通性[52–53]和光伏工程减少面源污染，实现了营养盐降低与底栖动物生存环境的优化，这一链条与入侵的“水文阻塞–污染累积”效应形成逆向反馈。然而，优势类群组成与功能组结构的变化并不意味着群落完全恢复至入侵前状态。治理前后底栖动物均以软体动物为优势类群，但其相对占比由治理前的 54.5% 下降至治理后的 51.1%；与此同时，软体动物物种数由 12 种增至 24 种，表明优势类群内部的物种组成明显丰富。节肢动物等类群在治理后占比有所提高，说明群落结构由治理前相对集中的软体动物优势格局，逐渐转向软体动物

占优势、多类群共同参与的复合结构。因此，互花米草治理后的群落恢复并非对原有群落结构的简单回归，而是在清除扰动、底质重塑和工程运行期微环境共同作用下形成的重新组合型群落。

人为干预引入的新环境变量可能是导致治理后系统未能完全回归原始状态的重要原因。光伏工程的遮光效应和设施空间占用形成了与自然湿地不同的微环境条件，可能通过影响表层温度、蒸发过程、盐分积累及沉积物含水率，进一步改变不同生活型底栖类群的相对适宜度。本文中观察到的底栖动物多样性提升、优势类群更替及食物网复杂化，表明治理后盐沼湿地并非简单恢复为入侵前状态，而更可能是在互花米草清除和工程介入共同作用下，向一个新的生态结构阶段演替。

需要说明的是，本研究区域在工程实施前并非天然优质鸟类栖息地，而是长期受互花米草入侵影响的潮间带非保护区域。已有研究表明，互花米草入侵会压缩开放潮滩生境，降低滨鸟和迁徙水鸟的可利用空间[2−4]。与此同时，光伏设施介入后对鸟类栖息地的影响具有明显的情境依赖性，其既可能因工程占用和干扰增强而对鸟类利用产生不利影响，也可能在互花米草清除和生境重塑背景下对局部生境适宜性产生一定改善作用，但目前仍缺乏一致结论[5−12]。基于这一认识，本研究在光伏建设前即同步启动了鸟类监测，并持续延续至工程实施后。需要强调的是，本文所展示和讨论的重点主要是工程实施前后水土环境、底栖群落及食物网过程层级的变化，鸟类相关监测和分析工作仍在持续开展，相关结果将在后续研究中进一步讨论。

因此，本文所述“生境修复效应”在此主要指向工程实施前后底栖资源基础与环境承载条件的改善趋势，而非对更高营养级利用变化的直接量化结论。当前证据表明，互花米草治理后叠加光伏建设，在本研究区域内促进了水土环境改善、底栖群落重组及食物网结构稳定性提升，但关于不同工程环节的独立作用及其对更高营养级的潜在影响，仍需依托持续监测和后续研究进一步识别与验证。

3.4　底栖食物网结构与稳定性变化的生态学意义

本研究表明，互花米草清除工程在工程实施后 1 年尺度上伴随底栖食物网节点数与捕食关系数的显著增加，营养级结构由两层扩展为三层，并且拓扑指标发生同步变化。一般而言，连接度上升意味着能量与物质传递通道数量增加；营养级冗余度提升意味着同一营养级内潜在功能替代的空间增加；关键物种数量增加及其介数中心性上升意味着网络中承担能量通达性的“枢纽节点”由少数向多节点分布[63]。

从稳定性分析来看，工程实施后雅可比矩阵特征值实部整体向更负区间移动，最大实部的绝对值增大，提示平衡态远离不稳定边界。对角项绝对值增大反映种内自我约束增强，可能降低种群“爆发—崩溃”式波动的风险；关键物种在不同营养级的分布增强，提示能量调控路径可能更为多元[64]。

需要指出的是，本研究的食物网构建基于优势类群和文献资料，仍难以覆盖所有弱相互作用关系，且稳定性分析采用了局部线性化的数学框架，对长期演替和极端扰动情景的适用性存在一定局限。然而，从群落恢复、网络结构优化到稳定性裕度提高的一致性结果表明，互花米草清除工程在短时间尺度上已显著改善了潮滩底栖生态系统的结构与功能。未来在滨海湿地管理中，可将食物网拓扑与稳定性指标纳入恢复成效评估体系，结合长期监测进一步检验不同治理模式的综合生态效益，为互花米草等外来入侵植物治理提供更加系统和可量化的决策依据。

从生态过程链条看，底栖食物网结构复杂化与稳定性提升，通常意味着底栖生物可提供更稳定的能量与食物来源基础，因而可能对更高营养级的栖息利用与摄食资源供给产生正向支撑作用[65]。尽管本研究未直接量化鸟类或鱼类对工程区域的利用变化，但底栖层面的“多路径、强冗余、稳健化”特征为理解更高营养级可能的资源基础变化提供了关键过程证据与机制线索；这一潜在联系仍需结合鸟类等更高营养级的持续监测进一步检验。

3.5　局限与展望

本研究所采用的技术路线和分析框架，在当前滨海湿地入侵治理与生态修复评估工作中具有一定代表性，也不可避免地存在一些局限。一方面，工程类生态效应评估通常依托典型样区和有限时间尺度开展，本研究基于“治理前—治理后一年”的对比能够反映短期响应特征，但对更长期的演替过程及跨年份气候波动背景下的稳态仍有待后续监测进一步验证。另一方面，底栖食物网构建与稳定性分析在国际上多采用优势类群整合、摄食关系文献推断以及局部线性化的 Lotka–Volterra 框架，这类适度简化有助于将复杂过程转化为可计算模型，但对弱相互作用和隐蔽类群的刻画仍相对有限[63,66]。此外，本研究采用工程实施前后连续监测的技术路线，更适合识别复合扰动背景下系统状态的整体转变，而不宜将结果外推为不同工程环节独立作用的严格分离。当前证据主要集中于水、土环境、底栖群落及食物网过程层级，对于更高营养级，尤其是鸟类对工程区域的利用变化，尚需结合持续监测与更长期序列资料

开展进一步验证。与此同时，随着滨海地区新能源开发持续推进，光伏建设已成为未来重要的发展方向之一，相关生态效应识别本身具有一定的前置研究属性。本文基于互花米草治理后叠加光伏建设的现实情景，主要提供工程实施前后环境与底栖生态过程变化的初步证据，其意义在于为后续更系统的生态影响评估积累基础资料。

需要指出的是，本研究观测窗口为工程实施后约 1 年，更多反映盐沼生态系统恢复的早期阶段响应。根据潮间带植被—底质—底栖动物的演替规律，未来 3 ~ 5 年内群落结构与食物网可能继续经历“快速补位—功能分化—稳定巩固”的阶段性过程：早期以生态位释放与机会型物种补位为主，中期功能类群分化增强并推动网络连通性上升，后期则可能表现为关键节点与能量路径趋于稳定。为避免短期波动导致的过度外推，建议后续开展长期序列监测，重点关注(1)不同遮光强度与植被恢复格局对底栖功能类群的驱动作用；(2)关键枢纽物种的年际稳定性及其对网络稳定裕度的贡献；(3)水质与土壤养分结构的持续变化是否形成新的稳态或周期性波动；同时结合光伏设施的规模、面积、阵列高度及场区管理方式等因素，进一步分析其对鸟类利用和栖息地功能的影响，从而为工程优化、适应性管理以及兼顾能源开发与生态保护的路径探索提供依据。

4 结论与建议

本研究的创新性在于，将光氢储工程这一新能源基础设施引入互花米草治理与湿地修复评估框架，并从底栖食物网结构与稳定性角度揭示了工程实施前后盐沼湿地底栖生态过程及环境条件的系统性响应特征。结果显示“光伏治草”模式能有效控制互花米草二次入侵，治理后水质中总氮、总磷、化学需氧量显著降低，盐度升高，溶解氧和 pH 略有下降；土壤全氮和全磷含量提升，有机质降低，pH 基本稳定。底栖动物多样性显著升高，优势种从软体动物转变为节肢动物，同时底栖食物网由营养级单一、连通性较弱的简化结构，转变为营养级更完整、连接度和冗余度更高的稳定型网络，表明“光伏治草”模式在本研究情景下有效抑制了互花米草二次入侵，并促进了水土环境、底栖资源基础及食物网结构稳定性的改善。本研究结果可为滨海湿地生态修复与新能源设施协同布局提供案例参考，但其适用边界及长期生态效应仍需结合持续监测进一步验证。后续研究应进一步解析不同气候带滨海湿地中该模式的普适性机制及其长期生态效应，为全球滨海湿地在“双碳”背景下的可持续管理提供更具推广性的科学支撑。

附表 1 ~3 数据详见 https://j.bjfu.edu.cn/article/exportSupplementary?id=49292126-0b3c-4431-af4e-da392d386a74&pageType=cn。

参 考 文 献

[1] Mitsch W J, Bernal B, Hernandez M E. Ecosystem services of wetlands [J]. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 2015, 11(1): 1−4.

[2] 解雪峰, 孙晓敏, 吴涛, 等. 互花米草入侵对滨海湿地生态系统的影响研究进展 [J]. 应用生态学报, 2020, 31(6): 2119−2128.
Xie X F, Sun X M, Wu T, et al. Impacts of *Spartina alterniflora* invasion on coastal wetland ecosystems: advances and prospects [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(6): 2119−2128.

[3] 朱怡, 吴永波, 薛建辉. 互花米草入侵与治理对滨海盐沼湿地鸟类栖息地影响的研究进展 [J]. 南京林业大学学报 (自然科学版), 2025, 49(6): 281−290.
Zhu Y, Wu Y B, Xue J H. A review of the impacts of *Spartina alterniflora* invasion and management on bird habitats in coastal salt marsh wetlands [J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2025, 49(6): 281−290.

[4] Yuguda T K, Wu Y, M Leng Z R, et al. Impact of *Spartina alterniflora* invasion on evapotranspiration water loss in *Phragmites australis* dominated coastal wetlands of East China [J]. Ecological Engineering, 2022, 179: 106605.

[5] Huang Y, Wang J T, Wu P F, et al. Impacts of *Spartina alterniflora* invasion on coastal carbon cycling within a native Phragmites australis-dominated wetland [J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2025, 363: 110405.

[6] Song X Y, Wang Y T, Mei B L, et al. Effects of *Spartina alterniflora* control on soil carbon and nitrogen in coastal wetlands [J]. Watershed Ecology and the Environment, 2024, 6: 54−62.

[7] Li G L, Xu S X, Tang Y, et al. *Spartina alterniflora* invasion altered soil greenhouse gas emissions via affecting labile organic carbon in a coastal wetland [J]. Applied Soil Ecology, 2024, 203: 105615.

[8] 白静, 严锦钰, 何东进, 等. 互花米草入侵对闽东滨海湿地红树林土壤理化性质和酶活性的影响 [J]. 北京林业大学学报, 2017, 39(1): 70−77.
Bai J, Yan J Y, He D J, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion in eastern Fujian coastal wetland on the physicochemical properties and enzyme activities of mangrove soil [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2017, 39(1): 70−77.

[9] 国家林业和草原局. 揭榜挂帅, 锁定入侵者互花米草 [EB/OL]. (2023−08−04)[2025−12−25]. https://www.forestry.gov.cn/c/www/kjkjxw/516393.jhtml.
National Forestry and Grassland Administration. Open competition to target the invasive species Spartina alterniflora[EB/OL]. (2023−08−04)[2025−12−25]. https://www.forestry.gov.cn/c/www/kjkjxw/516393.jhtml.

[10] 自然资源部. 互花米草防治专项行动计划 (2022—2025 年)

[EB/OL]. (2022−11−03)[2025−12−25]. https://www.gov.cn/xinwen/2023-03/16/5747029/files/1902006206a943a288879247fd364c09.pdf.

Ministry of Natural Resources. Special action plan for the prevention and control of *Spartina alterniflora* (2022–2025)[EB/OL]. (2022−11−03)[2025−12−25]. https://www.gov.cn/xinwen/2023-03/16/5747029/files/1902006206a943a288879247fd364c09.pdf.

[11] Liu J K, Yan G X, Pan Y Y, et al. Economical energy allocation for the landward invasion of *Spartina alterniflora* in estuaries in the Yellow River Delta, East China [J]. Ecological Indicators, 2023, 146: 109770.

[12] 朱怡, 吴永波, 周子尧, 等. 基于高光谱数据的互花米草营养成分反演 [J]. 北京林业大学学报, 2020, 42(9): 92−99.

Zhu Y, Wu Y B, Zhou Z Y, et al. Inversion of nutrient components of *Spartina alterniflora* based on hyperspectral data [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2020, 42(9): 92−99.

[13] 谢宝华, 韩广轩. 入侵植物互花米草防治: 理念、技术与实践 [J]. 中国科学院院刊, 2023, 38(12): 1924−1938.

Xie B H, Han G X. Control of invasive plant *Spartina alterniflora*: concept, technology, and practice [J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2023, 38(12): 1924−1938.

[14] 常虎, 杨晋炜, 左平, 等. 外来物种互花米草除治成本与除治策略的权衡 [J]. 生态与农村环境学报, 2025, 41(7): 841−851.

Chang H, Yang J W, Zuo P, et al. Cost and strategy trade-offs in the control the invasive species *Spartina alterniflora* [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2025, 41(7): 841−851.

[15] 张丽平. 不同治理措施对闽东滨海湿地互花米草防控效果的比较研究 [D]. 福州: 福建农林大学, 2019.

Zhang L P. Comparative study on the effects of different control measuers on the control of *Spartina alterniflora* in coastal wetlands in East Fujian [D]. Fuzhou: Fujian Agriculture and Forestry University, 2019.

[16] Xu J Y, Wei D P, Zhang X D, et al. Innovative design to control *Spartina alterniflora* [J]. Sustainability, 2024, 16(18): 8256.

[17] Evans M J, Mainali K, Soobitsky R, et al. Predicting patterns of solar energy buildout to identify opportunities for biodiversity conservation [J]. Biological Conservation, 2023, 283: 110074.

[18] Lafitte A, Sordello R, Ouédraogo D Y, et al. Existing evidence on the effects of photovoltaic panels on biodiversity: a systematic map with critical appraisal of study validity [J]. Environmental Evidence, 2023, 12(1): 25.

[19] 张丽平, 周亚圣, 刘君成, 等. 遮荫对刈割互花米草生物量及渗透调节物质的影响 [J]. 西南林业大学学报, 2019, 39(4): 142−148.

Zhang L P, Zhou Y S, Liu J C, et al. Effects of shading on the biomass and osmotic adjustment substances of castrated *Spartina alterniflora* [J]. Journal of Southwest Forestry University (Natural Sciences), 2019, 39(4): 142−148.

[20] Jin L, Yu P, Liu C, et al. Photovoltaic power station impacts on the benthic ecosystem and sediment carbon storage in tidal flats in China [J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(47): 20954−20967.

[21] Billah M M, Bhuiyan M K A, Islam M A, et al. Salt marsh restoration: an overview of techniques and success indicators [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29(11): 15347−15363.

[22] Zhao Q Q, Bai J H, Huang L B, et al. A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration [J]. Ecological Indicators, 2016, 60: 442−452.

[23] Rubin S P, Davis M J, Grossman E E, et al. Benthic macroinvertebrate response to estuarine emergent marsh restoration across a delta-wide environmental gradient [J]. Frontiers in Ecology and Evolution, 2024, 12: 1356679.

[24] Pétillon J, McKinley E, Alexander M, et al. Top ten priorities for global saltmarsh restoration, conservation and ecosystem service research [J]. Science of the Total Environment, 2023, 898: 165544.

[25] 袁一波, 安树青, 傅海峰, 等. 江苏南通通州湾示范区互花米草治理成效评估 [J]. 湿地科学与管理, 2025, 21(3): 58−61.

Yuan Y B, An S Q, Fu H F, et al. Evaluation of the control effect of *Spartina alterniflora*: a case study of Tongzhou Bay demonstration zone [J]. Wetland Science & Management, 2025, 21(3): 58−61.

[26] Lloyd C E M, Johnes P J, Pemberton J A, et al. Sampling, storage and laboratory approaches for dissolved organic matter characterisation in freshwaters: moving from nutrient fraction to molecular-scale characterisation [J]. Science of the Total Environment, 2022, 827: 154105.

[27] 国家质量监督检验检疫总局, 国家标准化管理委员会. 海洋监测规范 第 4 部分: 海水分析 (GB 17378.4—2007)[EB/OL]. (2007−10−18)[2026−01−10]. https://openstd.samr.gov.cn/bzgk/std/newGbInfo?hcno=9FB14D0EE23D77A96D54A9BDAAF6EA07.

General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of China. The specification for marine monitoring, Part 4: seawater analysis (GB 17378.4−2007)[EB/OL]. (2007−10−18)[2026−01−10]. https://openstd.samr.gov.cn/bzgk/std/newGbInfo?hcno=9FB14D0EE23D77A96D54A9BDAAF6EA07.

[28] 国家质量监督检验检疫总局, 国家标准化管理委员会. 海洋调查规范 第 1 部分: 总则 (GB/T 12763.1—2007)[EB/OL]. (2007−08−13)[2026−01−10]. https://openstd.samr.gov.cn/bzgk/std/newGbInfo?hcno=175334E7BC0890195C672704261D345F&refer=outter.

General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of China. Specifications for oceanographic survey—Part 1: General rules (GB/T 12763.1—2007)[EB/OL].

(2007−08−13)[2026−01−10]. https://openstd.samr.gov.cn/bzgk/std/newGbInfo?hcno=175334E7BC0890195C672704261D345F&refer=outter.

[29] 国家环境保护局, 国家质量技术监督局. 海水水质标准 (GB 3097—1997)[EB/OL]. (1997−12−03)[2026−01−10]. https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/shjbh/shjzlbz/199807/t19980701_66499.shtml.

State Environmental Protection Administration, State Bureau of Quality and Technical Supervision. Sea water quality standard (GB 3097—1997)[EB/OL]. (1997−12−03)[2026−01−10]. https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/shjbh/shjzlbz/199807/t19980701_66499.shtml.

[30] Wan P, He P R. Soil microbial community characteristics under different vegetation types at the national nature reserve of Xiaolongshan Mountains, Northwest China [J]. Ecological Informatics, 2020, 55: 101020.

[31] 国家环境保护总局. 土壤环境监测技术规范: HJ/T 166—2004[S/OL]. (2004−12−09)[2026−02−04]. https://www.mee.gov.cn/image20010518/5406.pdf.

State Environmental Protection Administration. Technical specification for soil environmental monitoring: HJ/T 166—2004[S/OL]. (2004−12−09)[2026−02−04]. https://www.mee.gov.cn/image20010518/5406.pdf.

[32] Legendre P, Legendre L. Numerical ecology [M]. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier, 2012: 391−414.

[33] Borcard D, Gillet F, Legendre P. Numerical ecology with R [M]. Cham: Springer International Publishing, 2018: 151−201.

[34] Shannon C E. A mathematical theory of communication [J]. Bell System Technical Journal, 1948, 27(3): 379−423.

[35] Pielou E C. The measurement of diversity in different types of biological collections [J]. Journal of Theoretical Biology, 1966, 13: 131−144.

[36] Nordström M C, Currin C A, Talley T S, et al. Benthic food-web succession in a developing salt marsh [J]. Marine Ecology Progress Series, 2014, 500: 43−55.

[37] Dunne J A, Williams R J, Martinez N D. Food-web structure and network theory: the role of connectance and size [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2002, 99(20): 12917−12922.

[38] Jordan F. Keystone species and food webs [J]. Philosophical Transactions: Biological Sciences, 2009, 364: 1733−1741.

[39] Jacquet C, Moritz C, Morissette L, et al. No complexity-stability relationship in empirical ecosystems [J]. Nature Communications, 2016, 7: 12573.

[40] Lyu C X, Zhang S, Ren X T, et al. The effect of *Spartina alterniflora* eradication on waterbirds and benthic organisms [J]. Restoration Ecology, 2023, 31(8): e14023.

[41] 姜少玉, 陈琳琳, 闫朗, 等. 互花米草入侵对黄河三角洲秋季底栖食物网的影响 [J]. 应用生态学报, 2021, 32(12): 4499−4507.

Jiang S Y, Chen L L, Yan L, et al. Impacts of *Spartina alterniflora* invasion on the benthic food web in the Yellow River Delta during autumn [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2021, 32(12): 4499−4507.

[42] Wang S K, He Q, Zhang Y Z, et al. Habitat-dependent impacts of exotic plant invasions on benthic food webs in a coastal wetland [J]. Limnology and Oceanography, 2021, 66(4): 1256−1267.

[43] 潘利文, 陈雷, 蔡圣伟, 等. 夏季浙南互花米草湿地大型底栖动物摄食功能群和环境特征 [J]. 生态学杂志, 2026, 45(1): 220−229.

Pan L W, Chen L, Cai S W, et al. Feeding functional groups of macrobenthos and environmental characteristics in summer in *Spartina alterniflora* wetland of southern Zhejiang [J]. Chinese Journal of Ecology, 2026, 45(1): 220−229.

[44] Jiang S Y, Zhang C X, Chen L L, et al. Effects of smooth cordgrass *Spartina alterniflora* invasion on macrobenthic fauna in the Yellow River Delta [J]. Wetlands, 2022, 42(1): 13.

[45] Lu K L, Han G X, Wu H T. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on the benthic invertebrate community in intertidal wetlands [J]. Ecosphere, 2022, 13(3): e3963.

[46] Yang L, Shi J Y, Pan R, et al. Distribution of mudsnail *Bullacta caurina* along smooth cordgrass *Spartina alterniflora* invasion stages on a coast of the Yellow Sea, China [J]. Marine Environmental Research, 2023, 192: 106248.

[47] Chen H L, Li B, Hu J B, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on benthic nematode communities in the Yangtze Estuary [J]. Marine Ecology Progress Series, 2007, 336: 99−110.

[48] Grosholz E D, Levin L A, Tyler A C, et al. 2 changes in community structure and ecosystem function following *Spartina alterniflora* invasion of Pacific estuaries[M]// Silliman B R, Grosholz E D. Human impacts on salt marshes: a global perspective. Berkeley: University of California Press, 2009: 23−40.

[49] Neira C, Levin L A, Grosholz E D, et al. Influence of invasive *Spartina* growth stages on associated macrofaunal communities [J]. Biological Invasions, 2007, 9(8): 975−993.

[50] 汪钰明, 高新贻, 谢世君, 等. 互花米草入侵对红树林底栖甲壳动物和鱼类功能群及生态位的影响 [J]. 应用生态学报, 2022, 33(11): 3016−3026.

Wang Y M, Gao X Y, Xie S J, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on the functional groups and niche of benthic crustaceans and fishes in mangrove wetland [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(11): 3016−3026.

[51] Feng J X, Guo J M, Huang Q, et al. Changes in the community structure and diet of benthic macrofauna in invasive *Spartina alterniflora* wetlands following restoration with native mangroves [J]. Wetlands, 2014, 34(4): 673−683.

[52] 刘佳凯, 赵世强, 王婧雯, 等. 黄河三角洲盐沼湿地乡土植物恢复配置对潮流的调控作用模拟 [J]. 生态学报, 2025, 45(5):

2173−2183.

Liu J K, Zhao S Q, Wang J W, et al. Currents regulation modelling of natve plant restoration in the Yellow River Delta [J]. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(5): 2173−2183.

[53] Liu J K, Wang J W, Zhao S Q, et al. Can we protect China's northern coast wetlands from tidal dynamics by restoring native species after *Spartina alterniflora* is eradicated? A model-based analysis [J]. Land Degradation & Development, 2024, 35(17): 5439−5451.

[54] Neira C, Grosholz E D, Levin L A, et al. Mechanisms generating modification of benthos following tidal flat invasion by a *Spartina* hybrid [J]. Ecological Applications, 2006, 164: 1391−1404.

[55] Ye J Y, Liao Y B, Tang Y B, et al. Response of macrobenthic communities to a *Spartina alterniflora* management project on tidal flats in Hangzhou Bay, China [J]. Regional Studies in Marine Science, 2024, 77: 103639.

[56] Wang K, Wang S, Zhang X, et al. Potential ecological impacts of physical control on *Spartina alterniflora* in coastal wetland: migration and transformation of nutrients and the response of bacterial community structure [J]. Journal of Cleaner Production, 2023, 398: 136556.

[57] Loreau M. Material cycling and the stability of ecosystems [J]. The American Naturalist, 1994, 143(3): 508−513.

[58] Guy-Haim T, Lyons D A, Kotta J, et al. Diverse effects of invasive ecosystem engineers on marine biodiversity and ecosystem functions: a global review and meta-analysis [J]. Global Change Biology, 2018, 24(3): 906−924.

[59] Albertson L K, Sklar L S, Tumolo B B, et al. The ghosts of ecosystem engineers: legacy effects of biogenic modifications [J]. Functional Ecology, 2024, 38(1): 52−72.

[60] Rilov G, Canning-Clode J, Guy-Haim T. Ecological impacts of invasive ecosystem engineers: a global perspective across terrestrial and aquatic systems [J]. Functional Ecology, 2024, 38(1): 37−51.

[61] Yang L, Peng Y, Wang S, et al. Soil bacterial community composition but not alpha diversity altered along a gradient of *Spartina alterniflora* invasion on the coast of Yellow Sea, China [J]. Frontiers in Marine Science, 2025, 12: 1531902.

[62] Feng J X, Huang Q, Chen H, et al. Restoration of native mangrove wetlands can reverse diet shifts of benthic macrofauna caused by invasive cordgrass [J]. Journal of Applied Ecology, 2018, 55(2): 905−916.

[63] May R M. Will a large complex system be stable? [J]. Nature, 1972, 238: 413−414.

[64] Allesina S, Tang S. Stability criteria for complex ecosystems [J]. Nature, 2012, 483: 205−208.

[65] Piersma T. Production by intertidal benthic animals and limits to their predation by shorebirds: a heuristic model [J]. Marine Ecology Progress Series, 1987, 38(2): 187−196.

[66] de Visser S N, Freymann B P, Olff H. The serengeti food web: empirical quantification and analysis of topological changes under increasing human impact [J]. Journal of Animal Ecology, 2011, 80(2): 484−494.

（责任编辑　范　娟
责任编委　雷光春）