

中文核心期刊
中国科技核心期刊
CSCD 核心期刊

ISSN 1673-4831

生态与农村环境学报

Journal of Ecology and Rural Environment

2023.2

第39卷 第2期 Vol. 39 No. 2

- ◎ 欧盟生态环境保护修复政策与技术体系及其对我国的启示
- ◎ 江苏东部沿海地区野生种子植物区系及物种多样性：以灌云县为例

主办单位：生态环境部南京环境科学研究所

目次

□ 专论与综述

欧盟生态环境保护修复政策与技术体系及其对我国的启示	张倩	吕飞南	宇振荣	(137)
乡村振兴背景下农村环境质量评价指标体系研究进展	李妍	张国钦	余鸽	(146)

□ 研究报告

区域环境与发展

生计分化对农户环境友好型技术采纳的决策行为的影响研究	张洁	陈美球	颜玉琦	李兴懿	(156)	
内在感知、外部环境对农户绿色施肥技术采纳行为的影响研究			张化楠	葛颜祥	(166)	
基于景观生态风险评价的白洋淀流域景观格局优化研究	高星	宋昭颖	李晨曦	汤怀志	(174)	
基于超级站数据的南通区域大气 PM _{2.5} 化学组分来源解析		张翔	曹志刚	崔萍	(184)	
密云水库岸边带不同高程土壤中多环芳烃的污染特征及其对水体的生态风险	刘伊姜璇	王霞	张青琢	赵高峰	王晓燕	(190)

自然保护与生态

江苏东部沿海地区野生种子植物区系及物种多样性：以灌云县为例	叶鹏程	赵晓	陈慧	斯琴	武建勇	(197)
安徽鹞落坪国家级自然保护区乡村聚落空间演变驱动机制分析	钱者东	曹晓	陈皓	吕莹莹	高军	张昊楠(207)
太湖西山岛河网秋季浮游生物群落结构特征及其影响因子分析	李清濯	华跃洲	杜成栋	何尚卫	吴召仕	潘继征(214)
合肥市十八联圩湿地夏季浮游植物群落特征及其与环境因子关系的研究	黄若晗	王婷	尚光霞	谢三桃	王丽卿	张玮(227)

污染控制与修复

贵州岩溶地区土壤-红托竹荪(<i>Dictyophora rubrovalvata</i>)系统 Cd 迁移累积特征及其影响因素研究	刘桂华	王德美	秦松	柴冠群	罗沐欣键	范成五	(236)		
钝化剂对中碱性农田土壤重金属镉及其在小麦中累积的影响	黎红亮	袁磊	符云聪	朱晓龙	桂娟	刘代欢	戴青云	和君强	(244)
紫茉莉 β -谷甾醇对镉处理的浓度响应及其化感效应	张文亭	王宏镔	王海娟	彭瑜	郭思宇				(250)
奶牛场沼液施用对小麦及青贮玉米植株产量和品质的影响	杨月	宫少硕	靳红梅	余翔					(264)

* * * * *

录用定稿网络首发启事	(145)
敬告读者·作者	(165)
欢迎订阅 2023 年《生态与农村环境学报》	(226)

本期执行编辑：许素

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0589

张倩, 吕飞南, 宇振荣. 欧盟生态环境保护修复政策与技术体系及其对我国的启示[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(2): 137-145.

ZHANG Qian, LÜ Fei-nan, YU Zhen-rong. The Policy and Technical System of Eco-environment Protection and Restoration in European Union and Its Enlightenment to China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 137-145.

欧盟生态环境保护修复政策与技术体系及其对我国的启示

张倩, 吕飞南, 宇振荣^① (中国农业大学资源与环境学院, 北京 100094)

摘要: 生态环境退化已经成为全球范围内制约生态系统健康和人类福祉的关键因素之一, 如何缓解并解决生态环境退化问题也成为各国探索经济社会可持续发展的重要内容。欧盟较早意识到生态环境问题的严峻性, 通过长期探索, 形成了相对完善的环境一体化政策体系, 构建了基于创新驱动的技术实践体系, 相关体系对于维持欧盟可持续发展起到了重要作用。当前我国正处于生态环境保护的重要关口, 充分了解欧盟生态环境保护修复的政策与技术实践体系对于推动我国生态环境保护事业具有一定的帮助。笔者在研究和分析相关文献的基础上, 从欧盟关键生态环境问题出发, 对其保护现状作了总结, 并对相关政策体系和技术措施进行系统梳理, 提出我国今后在政策领域应将生态环境保护修复纳入多个部门, 探索公众参与的环境管理机制; 在技术创新方面, 应推动基于自然的解决方案本土化、主流化发展, 构建依托企业、多方参与的技术措施创新交流平台。

关键词: 欧盟; 生态环境退化; 环境一体化; 可持续发展; 生态文明建设

中图分类号: X32 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0137-09

The Policy and Technical System of Eco-environment Protection and Restoration in European Union and Its Enlightenment to China. ZHANG Qian, LÜ Fei-nan, YU Zhen-rong^① (College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094, China)

Abstract: Eco-environmental degradation has become one of the key factors restricting the health of ecosystems and human well-being around the world. How to mitigate and solve the problem of eco-environmental degradation has become an important content for countries to explore sustainable economic and social development. The European Union (EU) realized the seriousness of the eco-environmental problems earlier, and has formed a relatively sound policy system of environmental integration and established an innovation-driven technology practice system through long-term exploration, which has played an important role in maintaining the sustainable development of the EU. At present, China is at an important juncture of eco-environmental protection. To fully understand the policy and technical practice system of eco-environmental protection and restoration of the EU will be helpful to promote the cause of eco-environmental protection in China. On the basis of relevant literature research and analysis, this paper summarizes the status of eco-environmental protection in the EU, and systematically sorts out the relevant policy systems and technical measures. The paper also proposes that in the future, eco-environmental protection and restoration should be incorporated into multiple departments, and environmental management mechanisms with public participation should be explored in the field of policy. In terms of innovation of technical measures, it is necessary to promote the localization and mainstream development of nature-based solutions, and build a platform for innovation and exchange of technical measures based on enterprises and multi-participation.

Key words: European Union; eco-environmental degradation; environmental integration; sustainable development; ecological civilization construction

生态环境退化是指由于人类活动直接或间接造成水、大气、土壤等自然资源枯竭和生物多样性丧失, 进而导致环境条件的恶化, 如大气污染、水土流失、土壤退化、气候变暖等^[1]。世界各国在工业化进程中均经历过或正面临着严峻的生态环境退化挑战。据政府间生物多样性和生态系统服务平台估计, 全球已经有约 75% 的陆地环境和 40% 的海

洋环境发生了严重退化^[2-3]。这些生态环境问题给全球及区域性生态安全和人类健康福祉带来了巨大压力, 如土地退化可导致全球生态系统服务总价

收稿日期: 2021-09-26

基金项目: 自然资源部国土整治中心课题

① 通信作者 E-mail: yuzhr@cau.edu.cn

值下降约 9.2%^[4];若全球变暖幅度保持在 2℃,预计 18% 的昆虫、16% 的植物和 8% 的脊椎动物的地理分布范围将至少减少一半^[5]。

随着全球范围内生态环境的持续退化,环境责任在全球、国家和区域政策中的重要性日益突出^[6],缓解并解决生态环境退化已成为各国探索经济社会可持续发展的重要战略。欧盟是最先采取生态环境保护行动的组织之一,通过制定环境战略、行动计划、法律法规等探索出一系列基于生态系统的方法和技术,以实现生物多样性保护和生态系统恢复目标,并在退化生态环境的恢复与重建方面取得了显著成效^[7],具有很好的借鉴意义。同时,我国在十八大将生态文明建设纳入中国特色社会主义事业总体布局,明确提出要把生态文明建设放在突出地位,努力建设美丽中国,实现中华民族永续发展,这一战略定位是我国新时代推动生态环境高水平保护的重要命题,需要我们立足国内、面向国际,以更加包容开放的理念借鉴发达国家的经验与做法,积极推动构建人类命运共同体的合作实践^[8]。鉴于此,该文对欧盟生态环境退化现状及其采取的保护修复技术措施和政策体系进行研究和总结,并结合我国当前生态保护修复工作特点提出相应的对策和建议,以期为我国“十四五”新征程推动生态文明建设、建设美丽中国提供有益参考。

1 欧盟生态环境保护修复现状

欧盟(EU)成员国国土总面积约 438 万 km²,其中森林(36%)和耕地(36%)是最主要的生态系统类型,其次为草地(11%)、城市(5%)、灌木林(4%)、河流和湖泊(2.5%)、内陆湿地(2%)以及荒漠(1.5%)等^[9]。在过去几十年里,欧盟的生物多样性和各类生态系统面临着来自土地利用变化、自然资源过度开发、工业污染、气候变化、外来物种入侵等的累积压力,导致森林、河湖、湿地等自然生态系统服务潜力下降^[10]。截至 21 世纪初,欧盟已经有约 60% 的物种和 77% 的栖息地处于不利的保护状态^[11],70%~90% 的湿地和河漫滩大面积退化^[12],12.7% 的土地面积受到中度至高度侵蚀^[13],超过一半的受保护海域面临海洋污染、富营养化等压力^[14],大气颗粒物、二氧化氮、臭氧等关键污染物超过欧盟空气质量标准^[15]。由于生态系统提供的粮食供应、害虫控制、气候调节、水质改善等生态系统服务是人类生存的基础,所以欧洲范围内自然资源的大量消耗和生态环境的严重退化给各成员国的可持续发展带来了前所未有的挑战。

基于欧洲范围内持续存在的环境挑战,欧盟自 20 世纪 70 年代以来不断探索,经历了从成员国自行负责到共同遵循欧盟立法、从工业环境为主到环境一体化保护、从治理污染为主到主动预防环境风险、从工程措施为主到采取基于生态系统的方法再到基于自然的解决方案、从解决区域问题为主到共谋全球行动的发展历程^[16]。经过多年实践,欧盟在生物多样性保护、湿地恢复、水质改善、空气质量提升等具体环境问题方面有了显著和实质性的改善。根据欧洲环境署(European Environment Agency, EEA)发布的《2020 年欧洲环境状况和展望》报告,到 2017 年欧盟 4 种重要的空气污染物——NO_x、NMVOCs、SO₂、NH₃ 的总排放量已经低于 2010 年《国家减排承诺指令》规定的排放上限;水环境面临的点源污染、氮过剩等问题已经减少,大部分地区地表水达到了良好状态;自 1990 年以来温室气体排放总量的减少也意味着欧盟有望实现 2050 年气候中立目标^[10]。此外,欧盟基于 Natura 2000 自然保护区网络制定了相关保护政策和措施,在生物多样性和生态系统保护方面也取得了显著成效,不仅保护了《鸟类指令》和《栖息地指令》指定的物种及森林、湿地、高价值农田等生境,也对长尾鸭(*Clangula hyemalis*)、绿蟾蜍(*Bufo viridis*)、蜂兰(*Ophrys apifera*)等非指定物种产生了“伞护效应(umbrella effect)”,同时也有效防止了由于土地利用变化导致的景观破碎化^[17-18]。

2 欧盟生态环境保护修复政策法规体系

欧盟的生态环境政策经历了从针对具体问题的监管干预逐渐演变为将环境问题纳入部门政策的过程,最近又转向更具广泛性和可持续性的宏观综合政策发展。生态环境保护政策主要围绕自然资本、低碳经济、人类健康与福祉 3 个优先事项制定^[19]。

欧盟于 1973 年颁布了《第一次环境行动计划》(Environment Action Programme, EAP),制定了一定时期内欧盟环境保护的原则和目标,规定了相应时期内的优先任务,提出一系列应当采取的措施,该计划是欧盟为协调成员国的生态环境保护修复措施而颁布的纲领性文件^[20-21]。最初的环境行动计划侧重对物种保护、水质、空气质量、废弃物处理等具体生态环境问题进行监管干预,并针对特定领域颁布环境立法^[22],环境法的建立使欧盟大部分地区的生态环境水平有了显著和实质性的提升。自 20 世纪 70 年代以来,欧盟共颁布了约 500 项指令、条

例和决议,这些政策文件成为目前世界范围内最全面的一套环境标准^[10]。到了 1980 年,这种有针对性的政策越来越不足以解决各种来源的压力累积所造成的环境问题,如不可持续地使用自然资源、环境污染等导致生物多样性丧失与生态系统服务功能下降。因此,在国际自然保护同盟提出“可持续发展”概念后,欧盟开始将生态环境问题纳入其他部门政策,称为“环境一体化”^[23]。环境一体化是欧盟《第五次环境行动规划》的重要内容,体现在

规划目标中强调多部门对生态环境保护作出贡献,涉及农业、渔业、运输、能源等不同行业。自 21 世纪以来,欧盟越来越重视更好地理解环境、社会和经济之间的系统性和关联性,主要表现为欧盟第六、第七次环境行动计划及其配套政策越来越强调可持续性,并制定了长期和多层面目标^[24]。环境行动计划为欧盟不同生态环境领域的战略举措、指令条例奠定了基础,欧盟主要生态环境领域关键战略及相关法规基础见表 1。

表 1 欧盟主要生态环境领域政策文件

Table 1 European Union main policy papers in major eco-environmental fields

生态环境领域	关键战略	主要内容	法规基础
生物多样性	《生物多样性保护战略》	围绕生物多样性保护这一主题,在森林保护、农业污染控制、土壤修复等方面提出更为具体的生态保护修复目标	《鸟类指令》 《栖息地指令》 《外来物种管理指令》
水资源	《水资源保护蓝图》	强调改善土地利用,解决水污染,提高用水效率和水的自净能力,通过可持续管理来改善水资源现状,确保有足够数量的优质水用于满足欧盟的工业、农业和生活用水需求	《水框架指令》 《城市废水管理指令》 《饮用水指令》 《地下水指令》 《硝酸盐指令》
土地和土壤	《土壤保护专题战略》	是欧盟环境行动计划的主题战略之一,旨在通过预防土壤侵蚀、退化、污染和沙漠化来进行土壤保护	《土壤保护指令》 《工业排放指令》 《国家排放上限指令》
海洋环境	《蓝色增长战略》	系统阐述海洋及关联产业对于欧洲长期可持续发展的重要意义,提出海洋发展目标	《海洋战略框架指令》 《海洋空间规划指令》
空气污染	《空气污染专题战略》	确立欧盟空气污染的临时目标,并提出了实现这些目标的适当措施,重点是制定环境空气最低质量标准	《环境空气质量指令》 《空气污染排放指令》 《国家减排承诺指令》
气候变化	《适应气候变化战略》	旨在通过一系列连贯、协调的行动,加强准备与提升能力,以应对局地、区域、国家和欧盟层面的气候变化影响	《可再生能源指令》 《能源效率指令》

第一,生物多样性和生态系统服务是 2030 年可持续发展议程的关键目标之一,也是欧盟环境行动计划的优先目标之一,《鸟类指令》和《栖息地指令》构成了欧盟自然保护立法的主干^[25],并以此为基础制定了《生物多样性保护战略》,农业、渔业等其他部门政策对生物多样性保护和生态系统服务提升也有重要影响^[26]。第二,为解决面源污染、氮过剩、湿地退化等问题,欧盟通过《水框架指令》执行基于生态系统的流域综合管理计划^[27],通过《硝酸盐指令》《城市废水指令》减少水污染压力,而淡水栖息地和湿地得益于 Natura 2000 管理计划的实施。第三,欧洲的土壤受到侵蚀、污染、盐渍化、碳损失的影响,气候变化导致的干旱、洪涝、火灾等极端气候事件给土壤生态系统和食物链带来了额外的压力。欧盟虽然没有具体的土壤保护立法,但 2006 年的《土壤专题战略》将土壤保护措施纳入各种政策领域^[28],而其他环境领域的政策文件也对土壤保护起到了关键作用,如《工业排放指令》有效制止了工业

排放物进入土壤,《国家排放上限指令》减少了酸化物质的排放。第四,海洋资源和海洋生态系统服务是欧盟经济发展的重要来源,基于生态系统的海洋环境管理是欧盟海洋政策框架的核心,《海洋战略框架指令》将基于生态系统的管理纳入欧盟海洋政策来要求欧盟海洋水域在 2020 年前达到良好的环境状态这一目标^[29]。第五,空气污染是欧洲面临的最大的环境健康风险,欧盟的减排政策通过 3 条途径落实,即通过《国家减排承诺指令》对各成员国进行减排控制,通过《工业排放指令》《欧洲车辆法规》《燃料和产品指令》等为特定部门设定排放标准,通过《环境空气质量指令》对空气污染物的环境浓度设定阈值^[30]。第六,在气候变化方面,欧盟将《联合国气候变化框架公约》《京都议定书》《巴黎协定》等国际条约作为欧盟一级的统领性政策文件,并要求在农业政策、渔业政策、森林政策以及减少灾害风险的政策中实现气候变化适应“主流化”^[31],且各成员国在制定气候行动目标时应保持与欧盟约束

性目标之间的一致性,以兑现各成员国的国际承诺。

总体而言,欧盟生态环境政策旨在通过战略、法规等政策工具将环境、社会和经济联系起来,以实现短期、中期和长期可持续发展目标。而在欧盟成员国中,欧盟政策被转化为成员国的国家政策,成员国通过制定相应的计划和法规等适应欧盟环境指令,并定期向欧盟委员会报告执行情况^[32]。欧盟成员国大约80%的国家环境立法源于欧盟层面^[33],但由于土地利用历史和现行国家政策的不同,各成员国生态环境保护修复在理念和策略上存在一定差异^[34]。

3 欧盟生态环境保护修复主要技术措施

近年来,随着欧盟对环境问题的深入认识以及环境政策的大量出台,各成员国企业、研究机构和环保组织开始针对生物多样性保护、流域综合管理、退化土壤恢复等具体生态环境问题进行技术创新,强调以科技创新带动相关产业发展,并提出“基于自然的解决方案”这一创新型方法体系,相关实践是推动欧盟可持续发展的重要内容,欧盟主要生态环境领域关键技术措施见表2。在具体的项目实施过程中,各成员国融合了治理技术、终端污染减排技术、污染防治技术和可持续技术4种技术类型^[35],形成了从源头阻控、过程阻断、末端治理到效益监测的一体化生态环境保护技术体系。

3.1 生物多样性保护及生态系统服务功能提升

在生物多样性保护及生态系统服务功能的提升方面,欧盟采取的最主要的措施是基于《栖息地指令》和《鸟类指令》所纳入的物种和生境类型,建立了约覆盖欧盟成员国总领土面积17%的Natura 2000自然保护区网络^[36-37],作为实现欧盟生物多样性统筹保护及可持续发展的重要工具^[38]。

各成员国针对特定物种和栖息地的特殊生态需求制定管理指南,以保护并提升动植物多样性及其生态系统服务功能。据估计,Natura 2000保护区因提供各种生态系统服务而带来的总体经济效益约为每年2 000亿~3 000亿欧元^[39]。由于农业生态系统是欧盟分布范围最广、物种最为丰富的生境^[40],且欧洲50%的物种依赖于农业生境^[41-42],因此欧盟通过共同农业政策激励各成员国为保护农业生物多样性采取措施,如使用有机肥料和生物控制代替传统化肥和农药投入、降低放牧强度、保护距农场0.5 km范围内的林地斑块和半自然栖息、在农地边界种植乡土野花带等^[43],这些农业生物多样性保护措施通过基于管理的补偿方式和基于结果

的补偿方式得以落实。在城市地区,种植行道树、绿篱,在建筑物顶部铺设由防水膜、根屏障、保温层、排水层、生长介质及开花植物构成的绿色屋顶等绿色基础设施也被证实是增加蝴蝶、蜜蜂、飞蝇、鸟类等生物多样性的措施^[44]。

3.2 水资源保护及综合治理

欧盟提倡通过恢复河流生态系统自然状态、建设绿色基础设施以及利用生态系统的自我修复能力来维护健康的水生态环境,以减缓洪水、干旱、荒漠化、盐碱化等极端事件的发生,并应对气候变化及其他人为压力带来的影响。这些基于自然的水环境保护措施可分为农业措施、林业措施、水文地貌恢复及城市措施^[45-46]。(1)农业领域的保护措施包括保持草场和牧场始终有深根植被覆盖,在农田、果园、水道边缘种植乔灌木结合的缓冲带,减少农业生产中化学品的投入或推行免耕,降低放牧强度等;(2)林业领域的水环境保护措施包括在河流上游集水区、裸露或严重侵蚀的地区种植或维持森林覆盖,避免砍伐大于面积0.25 hm²的连续森林^[47-48],建设穿越森林水道的桥梁或涵洞,在森林集水区放置沉积物捕获池、设计最大水流控制结构等^[49];(3)水文地貌恢复措施包括通过安装沟渠、清除树木、改变耕作方式等恢复湿地水文地貌,通过河流改道、清除沉积物、新建洼地或池塘、清除外来入侵物种、建设河岸缓冲带等恢复河漫滩水文地貌等;(4)城市地区的水资源保护措施包括在建筑物顶部覆盖绿色屋顶并通过管道集蓄雨水径流,城市道路采用多孔混凝土和鹅卵石铺设的多孔路面或空心砖铺设的透水路面,道路边缘或公共开放空间种植乡土植物过滤带等^[50-51]。

3.3 土壤保护及退化土壤修复

欧盟土壤面临广泛的污染、侵蚀、退化、封闭、盐碱化、有机质减少等问题,其修复主要涉及农业污染土壤修复和城市宗地复垦,主要策略包括生物措施、物理-化学措施和管理措施^[52]。生物措施包括使用天然微生物(酵母、真菌或细菌)将有害物质分解或降解为毒性较低或无毒的物质,在受污染场地种植能够吸收重金属的植物,收获后通过堆肥、压实、焚烧、灰化、热解等方式处理^[53-54]。物理-化学措施包括清除受污染的表层土壤,用化学提取剂或螯合剂冲洗受污染土壤,并用未受污染的土壤替代原来的表层土壤,这一技术常用于城市宗地的修复和再开发;或向土壤中添加化学物质来转化某些重金属,形成仍含有重金属但不易被植物、动物或人体吸收的矿物质^[55]。管理措施包括在农牧业实

践中减少化学品投入、采用少耕免耕等保护性耕作制度、降低放牧强度等^[56]。

3.4 海洋资源保护及海洋污染防治

在海洋资源的保护及海洋污染防治方面,欧盟海洋保护行动实现了污染源头管理-过程阻控-受体保护技术的一体化,最终目的是制止海洋生物多样性丧失和恢复海洋生态系统复原力,同时允许可持续利用海洋资源。在污染源头管理方面,减少上游集水区农业和其他土地利用的养分损失,避免在浅水区、封闭的沿海地区及进行密集养殖,禁止塑料制品排入海洋等。在过程阻控方面,利用创新型生物传感器实时监测海洋污染,并通过生物尤其是微生物技术催化降解碳氢化合物、重金属、农药和

抗生素等海洋污染物,减少或最终消除环境污染物的扩散传播^[57]。在受体保护方面,海洋生物等资源是保护的最终目标,欧盟划定了海洋保护区和船舶减速走廊,通过重建鱼类和其他洄游物种的保护区或觅食区,保护特定海域鱼类、海龟、海豚、藻类等重要物种及其生境^[58]。

3.5 缓解和适应气候变化

鉴于气候变化跨部门跨领域的复杂综合性特征,以及基于自然的解决方案在应对和解决气候变化带来的多重社会挑战方面的潜力,基于自然的气候治理措施成为欧盟应对气候变化的重要实践工具^[59],具体包括缓解和适应气候变化两大举措。

表 2 欧盟各生态环境领域主要技术措施

Table 2 Major technical measures in various eco-environmental fields of EU

生态环境领域	主要技术措施	参考文献
生物多样性保护	推进保护性耕作和冬季覆盖、农田边界野花缓冲带种植 减少农药、杀虫剂的使用,采用有机耕作方式 保护小片林地、坑塘湿地等半自然生境,划定一定面积的农田作为生态补偿区 鼓励间作套种、农田作物多样性和农林业复合发展 划定保护区,恢复和保护珍稀鸟类、蝴蝶、野生蜜蜂等生物栖息地 调整农牧业管理方法,如除草密度和时间,以减少对依赖于地面生境的物种的干扰 移除阻碍野生动物穿行的灌木丛,建设高架桥、围栏、隧道等 建设绿篱、行道树、绿色屋顶、自然驳岸等绿色基础设施	[36-37,42-44]
水环境管理	根据水资源风险地区气候、土壤和植被条件控制肥料的使用 在溪流或其他水体旁建立乔灌木组合的河岸缓冲区或在坡地上种植树篱 在上游集水区或严重侵蚀的地区种植慢生落叶树种 连续覆盖林地,即避免砍伐大于 0.25 hm ² 的连续林地 在森林、矿山、建筑工地等周围的集水区或沟渠中放置沉积物捕获器 在城市地区建立人工湿地,种植可吸收污染物的植物 通过河流改道、清除遗留沉积物、移除入侵物种、植树造林等恢复河漫滩 移除河床或河岸上的混凝土建筑,用植被群落替代 城市道路采用多孔路面、透水路面等可渗透铺砌设计	[45-48]
退化土壤恢复	对肥力较高的耕地土壤进行表土剥离并用于异地造田及污染场地复垦 通过移除沥青或混凝土等密封层、疏松下层土壤、移除异物等恢复原有土壤剖面 通过现代计算机技术、景观修复技术等修复和再开发城市棕地 农业实践和森林管理从集约化管理形式转向粗放管理形式 在城市及周边地区种植灌木,推广“绿色屋顶”等绿色基础设施	[52,55-56]
海洋环境保护	划定海洋保护区和船舶减速走廊,通过空间措施保护常见和脆弱物种 在欧盟海洋区域重建海底生境,包括鱼类和其他洄游物种的保育区和觅食区 建立保护区/禁捕区,减少石油开采和捕鱼活动,重建生态系统恢复能力 避免在浅水区和封闭的沿海地区及其他脆弱地区进行密集养殖 减少上游集水区农业生产资料投入,从源头控制养分及污染物流入海洋	[10,57-58]
缓解和适应气候变化	增加农牧业有机投入(使用有机肥料、采用精准农业、覆盖作物、厌氧发酵生产沼气等) 通过引入多年生植物(如植树造林)对耕地进行永久性植被重建 通过投资基础设施、防火设备以及改善监督体系来预防森林火灾 利用碳捕获和储存技术将 CO ₂ 从大气中分离开来 使用生物质燃料代替化石燃料 减少运输、能源和农业部门的 NH ₃ 、NO _x 、PM _{2.5} 排放	[60-62]

缓解气候变化意味着减少温室气体的排放并增加碳汇,保护湿地、连续森林、泥炭地等碳储量高的非农业用地免受土地利用变化的影响,在国家森林管理计划或其他规范性文件规定的管辖地区开

展长期人工造林等;适应气候变化意味着对环境进行调整以减少气候变化的不利影响,包括“灰色适应”(如针对海平面上升建设海岸保护基础设施)、“绿色-蓝色适应”(如在城市种植行道树以减缓城

市热岛效应)和“软适应”(如改善应急管理以应对突发自然灾害)^[60]。此外,欧盟科研框架计划在能源领域研发的新技术在推动低碳经济转变过程中也起着重要作用,如利用碳捕获与储存技术将排放源产生的CO₂进行收集、运输并安全存储到某处,以实现工业CO₂净零排放^[61]。

环境监测是欧盟生态环境保护的另一重要内容,是跟踪、记录、分析和评价环境措施实施效果的重要程序。欧盟委员会联合研究中心在环境监测中发挥关键作用,负责对大气、水环境、生态系统服务、生物多样性、自然灾害进行监测,促进各成员国之间最佳实践的交流,并开发、实施和协调具体监测方法。联合研究中心支持各国通过碳综合观测系统(Integrated Carbon Observation System)和哥白尼地球监测项目进行长期温室气体监测;建立了泛欧洲水环境监测系统,跨国界监测水质和洪水灾害风险、评估污染物影响、提供预警和风险管理;利用卫星数据和地理空间知识管理系统对生态系统服务进行近实时监测,并帮助理解发展、环境和安全问题之间的相互作用;通过保护区数字观测站(The Digital Observation for Protected Areas)对生物多样性信息进行监测和预测,以评估保护区压力并为确定最佳保护区域提供分析工具;在自然灾害监测、预警和防控方面,通过建立数学模型评估气候变化影响和森林火灾、洪水和干旱等自然灾害事件发生情况^[62]。

4 对我国生态环境保护修复的启示

自从十八大将生态文明建设纳入中国特色社会主义事业五位一体总体布局以来,政策体系顶层设计和科技创新成果转化逐渐成为我国生态文明建设的重要着力点。“十四五”开局之年,生态环境部仍将生态环境高水平保护带动经济高质量发展作为落实生态文明工作的关键着力点。随着生态文明建设在提升综合国力方面的重要性日益突出,我国需要探索出一条既植根国情又顺应国际形势的生态环境保护新路径。

我国与欧盟生态环境问题都具有区域性特点,生态环境保护政策和技术体系在基本原则和方法上也具有相似性,因此欧盟与成员国之间这种自上而下、多方参与的实施体系对于我国处理国家与区域之间的生态环境保护工作具有一定的借鉴意义。然而,欧盟的生态环境保护实施体系依赖于其独特的历史文化特征以及先进的经济发展水平,因此不适宜完全照搬,需要结合我国特殊国情,有针对性

地借鉴和吸收其中行之有效的做法。

首先,建立跨部门的综合性政策体系。欧盟现行生态环境战略强调多部门将环境问题纳入政策体系,实现“环境一体化”,这与我国生态治理中的“山水林田湖草生命共同体”理念一脉相承。欧盟环境一体化通过共同农业政策、共同渔业政策、凝聚力政策等政策框架实现各部门环境目标多层面、多角度整合。与欧盟相比,尽管我国已经制定了很多环境政策和管理制度,但尚未形成一体化环境管理政策体系,各管理部门之间存在沟通交流不畅问题。“十四五”时期,我国生态环境保护修复工作面临新机遇和新要求,要实现环境、社会和经济之间的可持续发展,就必须统筹考虑生态环境问题的整体性、系统性、动态性和关联性,加强部门间沟通协作,通过良好的制度设计建立政府牵头、各部门联动的综合性政策体系。

其次,完善生态环境补偿制度。市场化、多元化的生态环境补偿机制是欧盟实现公众参与环境治理的具体手段,特别是在乡村生态环境管护与农业生物多样性保护方面。我国十七大报告也提出,要健全生态环境补偿机制,完善生态文明制度体系。为实现经济收益与生态环境保护之间的平衡,我国需要以利益为桥梁,坚持“谁开发、谁保护,谁受益、谁补偿”原则,探索多样化生态环境补偿、生态占补平衡制度,推行生态环境补偿试点,吸引社会资金投入,激发全社会参与生态保护的积极性,构建公众参与式长效评估和管理制度。特别要完善乡村生态环境补偿机制,加强补偿的针对性、灵活性和稳定性,创新除资金之外的补偿形式,如不同省市之间尝试以对口协作、点对点援助、产业转移等形式进行补偿,提高公众、企业和地方政府的参与度,真正实现乡村可持续发展。

第三,强化基于自然解决方案的应用。基于自然的解决方案在提供环境、社会和经济效益方面具有巨大潜力。到目前为止,基于自然的措施已经覆盖了欧盟生物多样性保护、退化生态系统恢复、自然灾害防控、可持续社区建设、适应气候变化等多个领域。欧盟的实践经验说明了保护优先、自然恢复为主的重要性。我国近年也开始探索基于自然的解决方案的中国实践,并自发推动国内国际合作,在未来全域土地综合整治和生态保护修复过程中要树立系统观和生命观,进一步推动基于自然的解决方案本土化发展,充分考虑生态系统健康,减少或不使用传统灰色基础设施,尽量应用基于生态系统的技术措施,构建绿色智能的基础设施体系,

防止过度工程化造成的生态系统结构和功能恶化问题。

第四,搭建信息和技术共享平台。欧盟的可持续实践在一定程度上得益于各成员国之间的环境基本数据和最新技术信息的成果共享,同时,欧盟以促进公共参与、有效保护环境为目的,建立了政府部门、管理部门、行业协会、研究机构和非政府组织协作推进的技术创新交流平台。相较于欧盟,我国生态环境保护技术研发主体为高校和研究所,企业缺乏国际竞争力;技术措施仍以紧跟国际前沿为主,缺乏科技自主创新支撑;新技术不能得到有效推广和应用,研发与转化脱节问题突出。为解决科研成果不落地、科研与实际脱节问题,应推动构建依托企业、政府、社会公众等多方参与,集成战略规定、法规法律、政策制度、示范案例、工程技术、监测评估等方面的信息和技术共享、示范推广平台,促进各利益相关者跨领域、跨部门、跨地区共建与维护。

参考文献:

- [1] CHOUDHARY D M, CHAUHAN G, KUSHWAH Y. Environmental Degradation: Causes, Impacts and Mitigation [M]. Kota Rajasthan, India: Maharishi Arvind College of Engineering and Technology, 2015: 1-5.
- [2] KASS M J. Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services [J]. Natural Resources & Environment, 2020, 34(3): 62.
- [3] 侯焱臻, 赵文武, 刘焱序. 自然衰退“史无前例”, 物种灭绝率“加速”: IPBES 全球评估报告简述 [J]. 生态学报, 2019, 39(18): 6943-6949. [HOU Yan-zhen, ZHAO Wen-wu, LIU Yan-xu. The Natural Decline is Unprecedented, and the Extinction Rate of Species is Accelerated: Brief Introduction of IPBES Global Assessment Report [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(18): 6943-6949.]
- [4] SUTTON P C, ANDERSONS J, COSTANZA R, *et al.* The Ecological Economics of Land Degradation: Impacts on Ecosystem Service Values [J]. Ecological Economics, 2016, 129: 182-192.
- [5] HOEGH-GULDBERG O, JACOB D, TAYLOR M, *et al.* Impacts of 1.5 °C Global Warming on Natural and Human Systems [Z]. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization Technical Document, 2018: 175-311.
- [6] TOLVANEN A, ARONSON J. Ecological Restoration, Ecosystem Services, and Land Use: A European Perspective [J]. Ecology and Society, 2016, 21(4): 47.
- [7] GOCHEVA K, LÜ Y, LI F, *et al.* Ecosystem Restoration in Europe: Can Analogies to Traditional Chinese Medicine Facilitate the Cross-Policy Harmonization on Managing Socio-Ecological Systems? [J]. Science of the Total Environment, 2019, 657: 1553-1567.
- [8] 邹长新, 王燕, 王文林, 等. 山水林田湖草系统原理与生态保护修复研究 [J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(11): 961-967. [ZOU Chang-xin, WANG Yan, WANG Wen-lin, *et al.* Theory of Mountain-River-Forest-Farmland-Lake-Grass System and Ecological Protection and Restoration Research [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(11): 961-967.]
- [9] MAES J, TELLER A, ERHARD M, *et al.* Mapping and Assessment of Ecosystems and Their Services: An EU Ecosystem Assessment [M]. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020: 9-13.
- [10] European Environment Agency. The European Environment-state and Outlook 2020 [M]. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2019: 32-53.
- [11] BOURGUIGNON D. State of Biodiversity in the EU [M]. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016: 8-10.
- [12] TOCKNER K, STANFORD J A. Riverine Flood Plains: Present State and Future Trends [J]. Environmental Conservation, 2002, 29(3): 308-330.
- [13] PANAGOS P, IMESON A, MEUSBURGER K, *et al.* Soil Conservation in Europe: Wish or Reality? [J]. Land Degradation & Development, 2016, 27(6): 1547-1551.
- [14] European Environment Agency. Sea Surface Temperature [EB/OL]. (2021-05-11) [2021-06-15]. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/sea-surface-temperature-3/assessment>.
- [15] United Nations Economic Commission for Europe. Nitrogen and Biodiversity [M]. Copenhagen, Denmark: Narayana Press, 2016: 4-6.
- [16] 陈光伟, 李来来. 欧盟的环境与资源保护: 法律、政策和行动 [J]. 自然资源学报, 1999, 14(3): 288-292. [CHEN Guang-wei, LI Lai-lai. Environmental Protection and Natural Resources Conservation of European Union: Legislation, Policy and Actions [J]. Journal of Natural Resources, 1999, 14(3): 288-292.]
- [17] VAN MEERBEEK K, OTTOY S, DE ANDRÉS G M, *et al.* The Bioenergy Potential of Natura 2000-a Synergy between Climate Change Mitigation and Biodiversity Protection [J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2016, 14(9): 473-478.
- [18] ZIJLMANS J M I J, WOLDENDORP H E. Compensation and Mitigation: Tinkering with Natura 2000 Protection Law [J]. Utrecht Law Review, 2014, 10(2): 172.
- [19] 中科院资源环境科学信息中心. EEA 发布《欧洲环境状况与展望 2020》报告 [EB/OL]. (2020-01-03) [2021-06-15]. https://www.sohu.com/a/364826670_673516.
- [20] ULUIRMAK A. The Role of the Environment Action Programmes of the European Union in the Development of EU Environmental Policy [J]. European Journal of Sustainable Development Research, 2016, 1(1): 1-9.
- [21] 刘学之, 王潇晖, 智颖黎. 欧盟环境行动规划发展及对我国的启示 [J]. 环境保护, 2017, 45(20): 65-69. [LIU Xue-zhi, WANG Xiao-hui, ZHI Ying-li. European Union Environment Action Programme Development and Its Enlightenment to China [J]. Environmental Protection, 2017, 45(20): 65-69.]
- [22] 李旭红. 简论欧盟的环境政策 [J]. 商场现代化, 2008(20): 2-3. [LI Xu-hong. On EU's Environmental Policy [J]. Market Modernization, 2008(20): 2-3.]

- [23] WADACHI Y. The Environmental Integration in the European Union[J]. *EU Studies in Japan*, 2007, 2007(27): 297-319, 349.
- [24] WILKINSON D. Towards Sustainability in the European Union? Steps within the European Commission towards Integrating the Environment into other European Union Policy Sectors[J]. *Environmental Politics*, 1997, 6(1): 153-173.
- [25] ROOT-BERNSTEIN M, GOODEN J, BOYES A. Rewilding in Practice: Projects and Policy[J]. *Geoforum*, 2018, 97: 292-304.
- [26] SIMONCINI R, RING I, SANDSTRÖM C, *et al.* Constraints and Opportunities for Mainstreaming Biodiversity and Ecosystem Services in the EU's Common Agricultural Policy: Insights from the IPBES Assessment for Europe and Central Asia[J]. *Land Use Policy*, 2019, 88: 104099.
- [27] CORRELJÉ A, FRANÇOIS D, VERBEKE T. Integrating Water Management and Principles of Policy: Towards an EU Framework? [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2007, 15(16): 1499-1506.
- [28] PANAGOS P, MONTANARELLA L. Soil Thematic Strategy: An Important Contribution to Policy Support, Research, Data Development and Raising the Awareness[J]. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2018, 5: 38-41.
- [29] GRIZZETTI B, VIGIAK O, UDIAS A, *et al.* How EU Policies could Reduce Nutrient Pollution in European Inland and Coastal Waters [J]. *Global Environmental Change*, 2021, 69: 102281.
- [30] KUKLINSKA K, WOLSKA L, NAMIESNIK J. Air Quality Policy in the US and the EU: A Review[J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2015, 6(1): 129-137.
- [31] ESCRIBANO F G, QUEVAUVILLER P, SAN MARTÍN G E, *et al.* Climate Change Policy and Water Resources in the EU and Spain. a Closer Look into the Water Framework Directive[J]. *Environmental Science & Policy*, 2017, 69: 1-12.
- [32] 朱源, 任景明. 欧盟战略环评的实践经验及对中国的借鉴[J]. *北方环境*, 2013, 25(2): 3-7. [ZHU Yuan, REN Jing-ming. The Practical Experiences of Strategic Environmental Assessment in the European Union and Its References to China[J]. *Northern Environment*, 2013, 25(2): 3-7.]
- [33] SCHEUER S. EU Environmental Policy Handbook: a Critical Analysis of EU Environmental Legislation: Making it Accessible to Environmentalists and Decision Makers[M]. Brussels, Belgium: European Environmental Bureau, 2005: 7-30.
- [34] MILES L. Nature Conservation in Europe. Policy and Practice[J]. *Land Use Policy*, 1998, 15(4): 331-332.
- [35] 叶子青, 钟书华. 欧盟的绿色技术创新[J]. *中国人口·资源与环境*, 2003, 13(6): 113-115. [YE Zi-qing, ZHONG Shu-hua. Green Technology Innovation of EU [J]. *China Population, Resources and Environment*, 2003, 13(6): 113-115.]
- [36] ZISENIS M. Is the Natura 2000 Network of the European Union the Key Land Use Policy Tool for Preserving Europe's Biodiversity Heritage? [J]. *Land Use Policy*, 2017, 69: 408-416.
- [37] 张凤春, 朱留财, 彭宁. 欧盟 Natura 2000: 自然保护区的典范[J]. *环境保护*, 2011, 39(6): 73-74. [ZHANG Feng-chun, ZHU Liu-cai, PENG Ning. Natura 2000 in EU: A Model of Nature Reserves[J]. *Environmental Protection*, 2011, 39(6): 73-74.]
- [38] 王俊祺, 金云峰, 周艳, 等. 欧盟 Natura 2000 自然保护地空间规划管理方法研究[M]. 上海: 中国建筑工业出版社, 2019: 223-228. [WANG J Q, JIN Y F, ZHOU Y, *et al.* A Study on Spatial Planning and Management of the European Union Natura 2000 Protected Areas [M]. Shanghai: China Architecture and Building Press, 2019: 223-228.]
- [39] TEN B P, BASSI S, BADURA T, *et al.* Introduction: The Natura 2000 Network and Its Benefits [M]. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013: 7-10.
- [40] MAES J, TELLER A, ERHARD M, *et al.* Indicators for Mapping and Assessing Ecosystem Condition Per Ecosystem Type [M]. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2018: 29-33.
- [41] HALADA L, EVANS D, ROMÃO C, *et al.* Which Habitats of European Importance Depend on Agricultural Practices? [J]. *Biodiversity and Conservation*, 2011, 20(11): 2365-2378.
- [42] LOMBA A, ALVES P, JONGMAN R H G, *et al.* Reconciling Nature Conservation and Traditional Farming Practices: A Spatially Explicit Framework to Assess the Extent of High Nature Value Farmlands in the European Countryside [J]. *Ecology and Evolution*, 2015, 5(5): 1031-1044.
- [43] TSCHUMI M, ALBRECHT M, BÄRTSCHI C, *et al.* Perennial, Species-rich Wildflower Strips Enhance Pest Control and Crop Yield [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 220: 97-103.
- [44] HUI S C M, CHAN K. Biodiversity Assessment of Green Roofs for Green Building Design [M]. Hongkong: [s. n.], 2011: 1-11.
- [45] BALDAN D, MEHDI B, FELDBACHER E, *et al.* Assessing Multi-Scale Effects of Natural Water Retention Measures on In-Stream Fine Bed Material Deposits with a Modeling Cascade [J]. *Journal of Hydrology*, 2021, 594: 125702.
- [46] COLLENTINE D, FUTTER M N. Realising the Potential of Natural Water Retention Measures in Catchment Flood Management: Trade-Offs and Matching Interests [J]. *Journal of Flood Risk Management*, 2018, 11(1): 76-84.
- [47] ADRIEN N. Continuous Cover Forestry and Harvest Event Analysis [J]. *International Journal of Forestry and Wood Science*, 2014, 1(2): 10-22.
- [48] SEEDRE M, FELTON A, LINDBLADH M. What Is the Impact of Continuous Cover Forestry Compared to Clearcut Forestry on Stand-Level Biodiversity in Boreal and Temperate Forests? A Systematic Review Protocol [J]. *Environmental Evidence*, 2018, 7(1): 28.
- [49] STACCIONE A, BROCCOLI D, MAZZOLI P, *et al.* Natural Water Retention Ponds for Water Management in Agriculture: A Potential Scenario in Northern Italy [J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 292: 112849.
- [50] METSELAAR K. Water Retention and Evapotranspiration of Green Roofs and Possible Natural Vegetation Types [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2012, 64: 49-55.
- [51] ZELENÁKOVÁ M, DIACONU D C, HAARSTAD K. Urban Water Retention Measures [J]. *Procedia Engineering*, 2017, 190: 419-426.
- [52] EIP-AGRI Focus Group. Protecting Agricultural Soils from Contamination [M]. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2019: 8-19.
- [53] ABBAS S Z, RAFATULLAH M. Recent Advances in Soil Microbial

- Fuel Cells for Soil Contaminants Remediation[J]. *Chemosphere*, 2021, 272: 129691.
- [54] KALSI A, CELIN S M, BHANOT P, *et al.* Microbial Remediation Approaches for Explosive Contaminated Soil: Critical Assessment of Available Technologies, Recent Innovations and Future Prospects[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2020, 18: 100721.
- [55] SONG Y N, KIRKWOOD N, MAKSIMOVIĆ Č, *et al.* Nature Based Solutions for Contaminated Land Remediation and Brownfield Re-development in Cities: A Review[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 663: 568–579.
- [56] European Commission Directorate-General for the Environment. Guidelines on Best Practice to Limit, Mitigate or Compensate Soil Sealing[M]. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2012: 17–22.
- [57] 段黎萍. 欧盟海洋生物技术研究热点[J]. *生物技术通讯*, 2007, 18(6): 1053–1056. [DUAN Li-ping. Marine Biotechnology Researches of European Union[J]. *Letters in Biotechnology*, 2007, 18(6): 1053–1056.]
- [58] NIELSEN P, NIELSEN M M, MCLAVERTY C, *et al.* Management of Bivalve Fisheries in Marine Protected Areas[J]. *Marine Policy*, 2021, 124: 104357.
- [59] 康蓉, 史贝贝, 任保平. 基于自然的解决方案的气候变化治理[J]. *环境经济研究*, 2020, 5(3): 169–184. [KANG Rong, SHI Bei-bei, REN Bao-ping. Nature-Based Solutions for Climate Change Governance[J]. *Journal of Environmental Economics*, 2020, 5(3): 169–184.]
- [60] DEPIETRI Y, MCPHEARSON T. Theory and Practice of Urban Sustainability Transitions[M]. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017: 91–109.
- [61] WENNERSTEN R, SUN Q, LI H L. The Future Potential for Carbon Capture and Storage in Climate Change Mitigation: An Overview from Perspectives of Technology, Economy and Risk[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 103: 724–736.
- [62] EU Science Hub. Environmental Monitoring[EB/OL]. (2018–12–13) [2021–06–15]. <https://ec.europa.eu/jrc/en/research-topic/environmental-monitoring>.
- 作者简介：张倩(1998—)，女，甘肃平凉人，研究方向为景观生态与乡村生态景观规划。E-mail: 2084412665@qq.com
- (责任编辑：陈 昕)

录用定稿网络首发启事

为了以规范的网络期刊出版方式更快更好地确立作者的科研成果首发权, 全面提高学术论文的传播效率和利用价值, 本刊已与《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司(简称电子杂志社)签署《CAJ-N 网络首发学术期刊合作出版协议》, 通过《中国学术期刊(网络版)》(CAJ-N)正式出版本刊网络版。凡经本刊审定录用的稿件(录用定稿)均将首先以本刊网络版形式首发, 后视编排情况发布排版定稿和整期汇编定稿, 最后以本刊印刷版形式出版。

录用定稿网络首发之后, 在后续的排版定稿、整期汇编定稿网络版和印刷版中, 不得修改论文题目、作者署名、作者单位以及学术内容, 只可基于编辑规范进行少量文字修改。本刊郑重承诺, 对于录用定稿网络首发论文, 本刊印刷版将刊出最终稿。

为了辅助同行专家对稿件的评审以及帮助读者对论文内容的理解, 本刊建议作者投稿时提交因印刷版篇幅和载体限制未能刊发的, 能够进一步说明文中实验设计、案例分析、理论推导、观点论证等的补充材料, 包括文字资料(.doc, .docx)、数据表格(.xls, .xlsx)、图形文件(.jpg, .gif, .png, .tif, .bmp, .ai, .eps等)、音频文件(.mp3, .wma, .avi等)、视频文件(.mp4, .avi, .wmv等)、程序代码(.txt)等。这些补充材料将与原文内容进行组织和封装, 形成一个有内在联系的增强论文, 通过网刊发布。

CAJ-N 是国家新闻出版广电总局批准创办、国家教育部主管、清华控股有限公司主办、《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司出版的由我国各类学术期刊组成的连续型网络出版物, 每篇网络首发论文将被赋予一个唯一的国际 DOI 编码, 而且在版本变动中, 其 DOI 维持不变。按国家有关网络连续型出版物管理规定, 网络首发论文视为正式出版论文, 本刊编辑部与电子杂志社共同为论文作者颁发论文网络首发证书。论文作者可以从中国知网下载或打印论文和证书, 作为正式发表的论文提交人事、科研管理等有关部门。

本刊编辑部

2月18日

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0663

李妍, 张国钦, 余鸽. 乡村振兴背景下农村环境质量评价指标体系研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(2): 146–155.

LI Yan, ZHANG Guo-qing, YU Ge. Index System of Evaluation of Rural Environmental Quality under the Background of Rural Revitalization: A Review [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 146–155.

乡村振兴背景下农村环境质量评价指标体系研究进展

李妍^{1,2}, 张国钦^①, 余鸽^{1,3} (1. 中国科学院城市环境研究所/中国科学院城市环境与健康重点实验室/厦门市城市环境智慧管理重点实验室, 福建 厦门 361021; 2. 北京师范大学环境学院, 北京 100875; 3. 福建农林大学生命科学学院, 福建 福州 350002)

摘要: 在乡村振兴背景下,农村的生态文明建设扮演着重要角色。我国环境质量评价工作起步较晚,且主要针对较大尺度的城市、流域等区域,小尺度的乡村环境保护与评价工作相对缺乏。开展农村环境质量综合评价,一方面可以有针对性地解决农村建设过程中社会经济发展与生态环境保护不协调的问题,另一方面对农村环境质量进行科学评价并采取对应的改善措施也是整个乡村振兴蓝图规划的重点之一。笔者从指标体系、研究方法、发展建议3个方面总结了近年来农村环境监测与评价工作的研究方法和进展,并对农村环境质量评价指标体系的构建提出建议。

关键词: 农村; 乡村振兴; 农村环境质量评价; 指标模型

中图分类号: X822 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0146-10

Index System of Evaluation of Rural Environmental Quality under the Background of Rural Revitalization: A Review. LI Yan^{1,2}, ZHANG Guo-qing^①, YU Ge^{1,3} (1. Institute of Urban Environment/ Key Laboratory of Urban Environment and Health/ Key Laboratory of Smart Management of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China; 2. School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 3. College of Life Sciences, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China)

Abstract: Rural areas play an important role in the construction of ecological civilization under the background of rural revitalization. Evaluation of environmental quality started relatively late in China, and at the beginning it was mainly carried out in large cities, large river basins and other large-scales, with much less focus on the environmental protection and assessment of small-scale rural areas. By carrying out comprehensive evaluation of rural environmental quality, it can help to solve the problem of disharmony between the social and economic development and the environmental protection in the process of rural development. The scientific evaluation of rural environmental quality and the corresponding improvement measures are the top priorities of the whole rural revitalization blueprint planning. This study summarizes the research methods and progress of environmental monitoring and evaluation in rural areas in recent years from the aspects of index system, research methods and development proposals, and puts forward some suggestions on the construction of evaluation indexes for rural environmental quality.

Key words: rural areas; rural revitalization; evaluation of rural environmental quality; index model

2017年10月中国共产党第十九次全国代表大会报告中提出,要坚持农业农村优先发展、实施乡村振兴战略^[1]。随后在2018年初发布的《中共中央国务院关于实施乡村振兴战略的意见》中进一步指出“乡村振兴,生态宜居是关键。良好生态环境是农村最大优势和宝贵财富”,并明确“推进乡村绿色发展,打造人与自然和谐共生发展新格局”的4条措施以及“持续改善农村人居环境”的具体行动。开展乡村振兴战略中“生态宜居”的相关建设行动,

其基本前提是构建合理有效的农村环境质量评价指标体系;而结合农村环境质量评价特征以及“生态宜居”乡村建设的要求构建科学的农村环境质量评价指标体系,则需要对此前大量相关的工作进行归纳和梳理^[2]。因此,笔者试图结合乡村振兴战略中“生态宜居”的基本要求,总结近年来农村环

收稿日期: 2021-10-31

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFD110030300)

① 通信作者 E-mail: gqzhang@iue.ac.cn

境质量评价指标体系的相关研究,以期构建科学的农村环境质量评价指标体系提供参考。

1 农村环境质量评价的特征

目前我国对环境质量评价的研究主要集中在城市和流域等较大尺度上,乡村等小尺度区域的环境保护与评价工作较为薄弱^[3],导致我国农村地区不合理开发造成的污染和资源浪费等问题无法妥善解决。城市生态环境是指在特定城市区域中以城市居民为中心、包含物质能量流动因素的自然环境、经济环境以及社会环境的统一体^[4];城市生态环境具有生产、生活以及还原净化和资源再生3种功能。而流域生态学是以流域为研究单元,研究流域内高地、沿岸带、水体间的信息、能量以及物质变动规律,是淡水生态学与陆地生态学的结合;流域具有明确的地理学边界,包括水系及其周边的陆地,是一个以水为主要纽带的“自然-社会-经济”复合系统。

与上述城市生态环境、流域生态环境不同的是农村生态环境是指以农村居民为中心的乡村区域范围内各种天然和人工改造的自然因素的总体,包括区域范围内的土地、大气、动植物、交通、道路、构筑物等^[5]。它是农村政治、经济、文化教育和生活服务的场所,包括资源环境、生产环境以及生活环境,三者之间密不可分、彼此影响。同时,作为我国第4级行政区,乡村是生态文明建设的基层区域单元^[6],乡村生态文明是我国生态文明建设的重要组成部分,在“乡村振兴”战略要求改善农村人居环境、建设“生态宜居”乡村的背景下,为实现乡村现代化目标^[7],对农村环境质量进行科学评价并采取对应的改善措施是整个乡村振兴蓝图规划的重点之一^[8]。与城市、省域、大流域等较大尺度的区域环境质量评价相比,乡村尺度下农村环境质量评价工作有着评价范围小、指标选取针对性强、评价周期较短、评价数据获取相对容易等优点^[9],但目前专门进行乡村小尺度环境质量监测与评价方面的研究较少,很多相关技术和研究仍借鉴城市等大尺度区域的评价模式,并不适用于农村环境质量评价^[10];此外,当前环境污染已成为影响人类健康的主要因素之一^[11],不同地区由于产业结构和生活方式的差异,其污染源和污染程度各不相同,亟需一个完善合理的、有针对性的评价指标体系。因此在进行农村环境质量评价时,不仅要考虑尺度带来的差异性,更要考虑不同地区产业结构和污染来源的特异性^[12],有针对性地开展农村环境质量评价

工作。

2 文献计量分析及农村环境质量评价发展历程

2.1 文献计量分析

采用文献计量法对中国科学引文数据库(CSCD)收录的近20 a(2000—2020年)相关文献进行分析,总结农村环境质量评价的发展历程和研究进展。在选定学科“环境科学、安全科学,环境科学基础理论,社会与环境,环境保护管理,灾害及其防治,环境污染及其防治,行业污染、废物处理与综合利用,环境质量评价与环境监测,安全科学”,检索(题名=生态;环境)+(题名=村镇;农村;乡村;小村镇;乡镇)+(题名=农村环境质量评价;环评;环境质量评价;环境质量评估),得到2000—2020年符合条件的文献共1 854篇,发文量前5位的期刊分别是《水土保持研究》(139篇)、《干旱区资源与环境》(89篇)、《水土保持通报》(60篇)、《环境科学与技术》(40篇)、《生态学报》(39篇);发文量前3位的机构分别是中国科学院、北京师范大学、中国环境科学研究院;相关学科前3位是环境科学基础理论、环境质量评价与环境监测、环境保护管理;其他涉及到的学科包括生态学、地理学、社会科学、自动化技术和计算机技术、水利工程、地质学等。涉及到的研究方法有地理信息系统(GIS)、遥感(RS)、主成分分析法、层次分析法、系统动力学等。也有一些文献对现有的环境评价体系进行了讨论,给出了优化建议。林积泉等^[13]从环境质量角度出发,建立了由生态环境、农村环境和社会经济3类指标和17个子指标构成的小流域环境质量综合评价指标体系,进而评价了该地区的环境质量水平以及其对区域发展的支撑能力;刘新卫等^[14]从景观生态角度出发,综合考虑了各类景观格局的优化程度以及反映外部干扰的人为胁迫程度等,同时结合当地真实状况,筛选了一系列的评价指标;曹连海等^[15]从农村生态系统的空间结构、生态功能和协调度3个方面来考量,构建了一套完整的指标体系。目前具体到村域、县域、流域等小尺度的评价案例仅占6.9%(128/1 854),由文献计量分析结果可见近年来农村环境质量评价的研究热度较高,涉及多个学科,采用的研究方法也很多,各方面逐渐趋于成熟,是一类综合性很强的研究;但针对小尺度农村环境质量评价工作较少,在深度和尺度上还需进一步深化。

2.2 农村环境质量评价概念及其发展历程

农村人居环境是城乡人居环境中的重要内容,

是农村居民聚集生活和工作的场所,与整个乡村的生存和发展息息相关^[16],综合反映了农村的生态、环境、社会等各方面。农村环境质量评价就是选取合适的评价指标,从环境角度对农村的环境状况和造成的环境影响进行分析、预测和评估,找到造成环境质量恶化的原因,提出相应的政策和建议^[17],改善和维持良好的人居环境,对当地相关部门的生态文明建设起到科学支撑的作用。

我国环境监测与评价工作起步较晚^[18]。20 世纪 80 年代,由于我国农村环境质量评价领域尚未形成完整的体系,加上对村镇环境评价工作的认知和重视有限,研究人员和成果相对较少^[19];2000 年以后,随着国家相继出台多项政策文件,有力地促进了农村环境质量评价领域的兴起,相关研究在数量和内容上均有突破^[20]。近年来,随着研究热度和深度不断增长,农村环境质量评价工作不再局限于原有的工作模式和方法,开始吸取其他学科和领域的技术手段,逐步形成了新的、更高效的环境质量评价方法,推动了我国农村环境质量评价工作的发展^[21]。其中基于 RS 和 GIS 的环境质量评价发展最为迅速,逐渐成为与传统评价方法并行的新兴的复合技术^[22]。陈然等^[23]在义乌市岩南村以高分影像为数据源,在 GIS 支持下开展了农村生态适宜性评价工作,科学协调了农村发展和环境保护的关系;张彬等^[24]以 RS 和 GIS 技术为基础,利用湖北省秭归县的遥感影像数据和土地利用数据构建环境质量综合评价模型,揭示了环境的时空变化特征。徐光宇等^[25]以山西省天镇县为研究对象,结合 RS 技术和 GIS 技术以及多种数学统计方法,从人居环境、生态以及环境资源可利用度等方面建立了农村环境质量综合评价体系,最终的评价结果与实际情况相符,并在一定程度上可以向其他农村地区推广。随着科技的进步和研究的深入,农村环境质量评价领域的研究日益增多,技术和评价模型也不断创新,展现出蓬勃向上的发展态势。

3 农村环境质量评价指标体系研究综述

3.1 农村环境质量评价指标

3.1.1 指标的筛选

在农村环境质量评价工作中,指标的确定直接关系到数据的采集和评价体系的构建,根据村镇特征筛选适合的评价指标是评价工作的重点和难点所在^[26]。常用的指标确定方法有理论分析法、专家咨询法和公众参与法。理论分析法通过分析研究区地域特点、考核标准和当地的统计年鉴、环境公

报等资料,总结出当地比较突出的环境问题作为评价指标^[27]。这种方法可以较大限度地照顾当地情况,但是得出的指标往往多而繁复,且有些指标获取难度较大,给评价工作造成一些困难。专家咨询法即听取行业专家的意见,根据专业人员的经验选取评价指标^[28]。这样选取的指标数量较为合适,但主观意识影响大,可能无法准确地反映当地的环境特征。公众参与法则是通过问卷调查、线上问卷等形式,收集民众意见,根据反馈确定评价指标。这种方法虽然更贴近现实情况,并且可以通过调查结果与现实的差异来确定需要关注的重点^[29],但耗时耗力,且指标质量不一定能达到要求。因此,在实际工作中要根据评价村镇的实际情况选取合适的指标筛选方法或将多种指标筛选方法相结合^[30],以便后续数据收集和模型的构建。

同时,由于农村环境质量评价涉及的领域较多,为得到符合村镇实际的、科学的指标体系^[31],指标筛选应遵守以下原则:(1)针对性:筛选的指标必须针对评价村镇的特征,能够反映其环境质量状况;(2)灵活性:由于我国不同区域之间环境状况差异较大,应设置必选指标和可选指标,可以较为灵活地调整指标;(3)易操作性:选择的评价指标应容易获取,易于进行后续评价体系的构建和整体的环境质量评价^[32];(4)参与性:农村环境质量评价与农民群众自身利益息息相关,应在条件允许的情况下征求公众对指标选取的意见,使其能亲自参与到农村环境质量评价工作之中。

3.1.2 指标的层次

一般采用层次分析法构建农村环境质量评价指标体系^[33]。整个体系一般分为 3 个层次:顶层指标、一级和二级指标。其中一级和二级指标分别由前一层指标的若干因子组成^[15]。此外,近年全国各地正在推进生态文明建设示范区的创建工作,农村生态与环境质量评估也是其中的重要内容。根据生态环境部办公厅于 2019 年 9 月 11 日印发的《国家生态文明建设示范市县建设指标》,其中涉及农村的指标有农业废弃物综合利用率、村镇饮用水卫生合格率、农村无害化卫生厕所普及率等。结合原环境保护部于 2014 年 1 月印发的《国家生态文明建设示范村镇指标》以及国内部分相关工作,对农村环境质量评价指标体系进行总结(表 1)。引用频次大于 10 次的指标有植被覆盖率、主要水体水环境质量、村庄主要聚集区大气环境质量、有毒气体排放量、化肥施用强度、农药施用强度、人均耕地占有率、耕地退化与治理程度共 8 项。

表 1 农村环境质量典型评价指标及其引用频次

Table 1 Index for rural ecological environment evaluation and their occurring frequency

一级指标	次级指标	研究区	参考文献	频数
自然环境	植被覆盖率	安徽省马鞍山市太仓村	[34]	16
	降水情况	山西省临汾市尧都区农村地区	[35]	3
	水资源丰缺度	中国 9 个县(区、市)农村地区	[36]	9
	声环境质量	浙江省温州市平阳县万全镇	[37]	5
	主要水体水环境质量	安徽省 19 个县(区)35 个村庄	[38]	21
	村庄主要聚集区大气环境质量	江苏省泰州市河横村	[39]	15
污染控制	有毒气体排放量	安徽省马鞍山市太仓村	[34]	10
	危险废物收集处理率	国家美丽乡村建设试点区域	[40]	2
	人畜粪便处理率	河北省农村地区	[41]	2
	垃圾无害化处理能力	安徽省江淮地区农村	[42]	5
	工业废水排放量	河北省秦皇岛市农村地区	[43]	3
	工业废水处理率	河北省秦皇岛市农村地区	[43]	4
	工业废气处理率	浙江省温州市平阳县万全镇	[37]	2
	生活污水排放量	国家美丽乡村建设试点区域	[40]	1
	生活污水处理率	国家美丽乡村建设试点区域	[40]	1
土壤环境	土壤环境质量	福建省农村地区	[44]	9
	农田土壤有机质含量	重庆市铜梁县农村	[45]	7
	水土流失程度	浙江省萧山市山一村	[46]	5
	受灾面积比例	浙江省绍兴市上虞区农村	[47]	3
	化肥施用强度	湖北省鄂州市杜山镇	[48]	13
	农药施用强度	湖北省鄂州市杜山镇	[48]	12
	农膜使用强度	湖北省鄂州市杜山镇	[48]	6
生物环境	生物多样性指数	四川省遂宁市大英县村庄	[49]	8
	入侵物种指数	福建省农村地区	[44]	1
生态农业	万元农业 GDP 能耗	重庆市铜梁县农村	[45]	2
	人均耕地占有率	福建省龙岩市礼邦村	[50]	10
	农作物秸秆利用率	河北省农村地区	[41]	4
	农灌水污染综合指数	山西省临汾市尧都区农村地区	[35]	3
	农村灌溉达标率	山西省临汾市尧都区农村地区	[35]	5
	年日照时数	浙江省绍兴市上虞区农村	[47]	2
	畜禽养殖废弃物综合利用率	全国农村地区	[51]	5
	环保投资比重	国家美丽乡村建设试点	[40]	4
	耕地退化与治理程度	河北省农村地区	[41]	10
生活设施	自来水普及率	湖北省鄂州市杜山镇	[48]	2
	饮用水卫生合格率	中国 9 个县(区、市)农村地区	[36]	6
	卫生厕所普及率	重庆市铜梁县农村	[45]	3
	生活污水处理率	福建省龙岩市礼邦村	[50]	4
	生活垃圾无害化处理率	安徽省江淮地区农村	[42]	3
	清洁能源使用率	云南省个旧市小甸头村	[52]	7
人口环境	人口自然增长率	浙江省萧山市山一村	[46]	3
	人口密度	湖北省鄂州市杜山镇	[48]	3
社会环境	人均绿地面积	河北省秦皇岛市农村地区	[43]	4
	农民人均纯收入	全国农村地区	[51]	2
	农村居民家庭恩格尔系数	湖北省鄂州市杜山镇	[48]	3
	农业产值	山西省临汾市尧都区农村地区	[35]	3
	村办企业能耗	国家美丽乡村建设试点区域	[40]	2
基层民主	农民群众满意度	国家美丽乡村建设试点区域	[40]	3
	公众环保关注度	浙江省温州市平阳县万全镇	[37]	2

其中水环境质量、植被覆盖率和大气环境质量的引用频次最高,是研究领域中被广泛认可使用的评价指标。引用频数是指标选取需要考虑的方面之一,具体的指标还要结合当地实际情况来确定。

通过总结农村环境质量评价指标的引用情况可以探究农村整体环境质量评价工作发展规律,为类似农村地区的环境质量评价提供参考依据和科学支撑。

3.1.3 指标获取途径

农村环境质量评价的指标获取方式可大体分为 4 类:第 1 类是通过查阅当地环境公报和统计公报等文件,获取相关统计数据;第 2 类是通过实地监

测,采用人工监测或自动监测手段,从而获得研究区域内如空气、水体、土壤等各类的点位监测数据;第 3 类是以遥感影像为数据源,建立数据库,解译得到土地利用等数据,再以此为基础进行指标信息提取,通过软件处理得到植被覆盖率等数据;第 4 类是通过发放问卷和农户调查,获取当地居民对环境情况的认知和意见(表 2)。

表 2 现有监测指标获取途径比较

Table 2 Comparison of existing methods for setting environmental monitoring index

方法名称	主要方式	优点	缺点	应用实例
人工监测	现场采样,人工分析	指标全面,覆盖范围广,可以综合评价整体环境状况	工作量大,监测频次较少,监测结果缺乏代表性	2014 年全国 992 个典型村庄环境质量监测 ^[53]
自动监测	布设传感器	节约人力、物力,数据获取较为方便	采样点布设要考虑的因素较多,仪器需要维护	黑龙江省农村环境质量监测 ^[54]
遥感监测	遥感影像获取和解译	数据获取方便、快速、客观	监测精度不高,专题产品少	湖北省秭归县环境质量评价与时空变化分析 ^[24]
问卷调查	在研究区域发放调查问卷并回收	贴近研究区域现状,可以获取一些较难获取的指标数据	工作量大,问卷回收困难,质量差	东北地区村镇环境满意度影响因素分析 ^[55]

3.2 评价体系的构建

3.2.1 指标权重的确定

指标权重的确定主要分为主观赋权法和客观赋权法。主观赋权法包括专家咨询法,即通过咨询业内专家的意见确定指标权重的方法。这种方法往往过于依赖专家的主观判断,缺乏对研究区域实

地情况的分析;客观赋权法是根据收集到的研究区域的特点和各指标之间的关系,通过统计分析确定指标权重的方法,也是比较符合实际情况的权重确定方法。常用的客观赋权方法有层次分析法、主成分分析法、熵值法、变异系数法等(表 3)。

表 3 常用赋权方法比较

Table 3 Comparison of common weighting methods

方法名称	方法介绍	优点	缺点	文献
层次分析法	将问题分解为不同层次的不同要素,根据要素的特征得出每层在整体中的权重	权重设置更具科学性,能综合系统地表达定性和定量因素	采用指标繁多,计算极为繁复,实际应用对数据和人员的要求都较高	[31]
主成分分析法	对高维变量进行降维,将多个变量简化为几个综合指标,并客观地确定各指标权重	整个过程和数据结构得到简化,解决了指标之间的信息重叠,并且得到的结果客观合理	计算过程比较繁琐,并且评价结果与选取的样本指标的规模有关	[56]
熵值法	通过计算式逐步算出各项指标的熵值和权重等,最后算出综合评价值	可以有效避免主观赋权法的不足,有利于根据数据的客观规律找到差异	权重存在均衡化缺陷,且对样本数据特征的敏感性会直接影响评价结果	[51]
变异系数法	通过标准差与平均值求比获得数据的变异系数	克服了指标权重均衡化的缺陷,在小尺度环境质量评价上具有可行性	过度依赖客观数据,未考虑评价指标之间的相对重要性	[57]

(1)层次分析法:通过分析研究问题中各要素的相互关系,将问题分解为不同层次的不同要素,每一层次根据其中要素的特征得出该层在整体中的权重,根据最大权重原则确定最终方案。邵云等^[31]通过实地考察,确定了 3 大类 35 项指标的权重,加权得到农村环境质量指数,用特尔斐法和层

次分析法相结合构建了一套较为系统的普适性较强的农村环境质量评价体系。虽然权重设置更具科学性,但采用指标繁多,计算极为繁复,实际应用对数据和人员的要求都较高。

(2)主成分分析法:在最大限度保留原始数据信息的基础上对高维变量进行降维,将多个变量简

化为几个综合指标,并客观确定各指标权重,避免主观影响。杨仲伟^[56]用此法对张掖市部分农村区域的空气质量和水质进行了评价,在确定主成分后代入标准化数据,计算主成分得分,根据数值所在范围评价空气和水环境质量,使整个过程和数据结构得到简化,并有效地反映了各个环境要素中不同污染物的污染程度及其相关性和内在差异。

(3)熵值法:根据信息论中熵作为不确定性的度量、数据信息不确定性和熵呈负相关的原理,逐步算出各项指标的熵值和权重和综合评价值。如王晓君等^[51]用熵值法确定评价指标权重,对我国农村环境质量的动态变化进行了模拟预测,为我国未来农村环境治理和规划提供了科学依据。

表 4 现有集成评价方法比较

Table 4 Comparison of existing integrated evaluation methods

方法名称	适用范围	优点	缺点	发展前景
综合评价法	应用于环境质量评价	计算简便,表现形式简单,较为符合农村实际情况	权重设置受人为因素影响,带有一定的主观性	对于构建农村环境质量综合指数,进一步评价农村环境具有较好的效果
模糊综合评价法	近年来被大量应用于环境质量评价领域	能够很好地解决模糊的、复杂的、难以量化的问题	采用取大取小的运算法则,会遗失一些有用信息	与层次分析法结合,克服以往定性与半定量评估方法的不足,使最终的评价结论全面又可靠
质量指数法	常见于大气、土壤重金属污染等环境污染领域评价	直观易懂,避免了枯燥繁琐的计算	加权时具有一定主观性	以无量纲的比值将各环境要素统一起来,使区域总体环境质量得以精确量化,直观体现环境保护的最终成果
标准对照法	主要适用于环境质量评价	具有清晰明确的规范标准	形式单一、范围窄	未来应对于现存问题出台政策标准,不断进行完善,并且加强落实

(1)综合评价法:目前应用较多的统计分析方法是将实测得到的各项指标的值换算成质量指数,设定各指标权重,再用加权法得出整个指标体系的指数值,根据最后得到的数值评价环境质量等级。在徐州市典型县域的农村环境质量评价中,杨靖^[58]根据区域特点研究相应的环境因素对环境的影响,从空气、地表水、地下水和土壤 4 个方面设置各指数的权重参考值,分别构建农村环境指数和农村环境质量指数,最后将两者有机结合起来,取长补短,构建农村环境质量综合指数评价农村环境,取得了较好的效果。

(2)模糊综合评价法:基于模糊数学的一种综合评价方法,该方法对复杂因素影响的问题不考虑其中复杂多变的因素,而是对这个问题给出整体的评价,能够很好地解决模糊的、复杂的、难以量化的问题,近年来被大量应用于环境质量评价领域。如程慧波等^[59]采用模糊综合评价法选取了甘肃省 73

(4)变异系数法:通过统计学中标准差与平均值求比获得测度数据间差异的变异系数,变异系数越大,其在各个数据中的分异性就越大,区分越明显,应赋予较大的权重,反之较小。如刘轩等^[57]应用变异系数法,对北京市小流域进行了环境质量评价,结果与实际情况相符,证明了该方法在小尺度环境质量评价的可行性。

3.2.2 指标的集成方法

目前环境质量评价的方法有很多,其中应用比较广泛的有综合评价法、模糊综合评价法、质量指数法和标准对照法。对于农村环境质量的评估,不同的方法在实践应用中也存在着各自的优势与不足(表 4)。

个村庄作为研究对象,将农村环境中的某个属性分为若干层次,对其中的环境单因子进行评价,再把各个层次综合起来进行整体评价,在甘肃省的环境质量评价工作中取得了很好的成效,并有助于形成一套更完整、科学、简便的评价体系。

(3)质量指数法:将各项农村环境质量指标原始值换算为质量指数,用加权、叠加法计算子体系的分指数值和整个指标体系的总指数值,并根据总指数的分组数值范围定出环境质量等级。如杨靖^[58]参考相关规范要求,对徐州市邳州市和铜山区的农村环境指数进行赋权,并计算质量指数,对各项生态要素进行了等级划分,并与国家现有标准进行比较,准确评价了农村地区环境质量现状。

(4)标准对照法:根据国家、行业和地方出台的相关政策标准〔如 HJ 192—2015《生态环境状况评价技术规范》《全国农村环境质量试点监测技术方案》《农村环境质量综合评估技术指南(征求意见

稿)》《国家生态文明建设示范村镇指标》、GB 5749—2006《生活饮用水卫生标准》、GB 3096—2008《声环境质量标准》等],将其中对各个指标的要求作为农村环境质量评价中相应指标的标准。

3.3 现有研究总结分析

基于在环境评价工作中应用广泛的“压力-状态-响应”(PSR)模型,对农村环境质量评价指标中的一级指标进行归纳,可以分为反映“压力”的污染控制、土壤环境、人口环境3个部分,反映“状态”的自然环境、生物环境、生态农业、社会环境4个部分,以及反映“响应”的生活设施、基层民主2个部分。对于现有农村环境质量评估指标体系的构建,需要综合考虑农村环境特征,设置针对性评价指标,以此体现不同地区环境的差异性,进而系统性综合评价农村环境质量。

目前我国农村环境质量评价工作还处于发展阶段,还存在一定的局限性和需要改进的地方,具体包括以下几个方面:

(1)研究尺度单一:大部分环境质量评价工作集中在大尺度的省域或流域层面,在小尺度的乡村层面研究较少,且研究方向也较为单一。

(2)缺乏与周边环境的联系:在农村环境质量评价工作中,由于其小尺度的特性,决定了乡村本身的经济、人文、环境情况都会受到周边地区的影响,因此在对农村进行环境质量评价时应适当扩大评价范围并考虑相邻区域间联系,以更全面准确地进行评价。

(3)研究的动态性不足:环境状况不是静止的,而是不断发展变化的,因此在构建评价指标体系时要充分考虑该农村不同时期的发展状态,选取能够代表该农村生态特点的、有动态变化的指标。

(4)未充分考虑农村的多样性:我国农村地区由于其产业结构的不同分为不同类型,相应的问题也不同。在进行农村环境质量评价时,首先应明确当地产业结构类型,根据该类型农村的生态环境特点,结合当地共性环境问题,有针对性地确定评价指标。

(5)权重确定存在争议:指标权重的确定应尽可能客观,减少人为主观因素的干扰,更多地从村镇本身来确定评价体系和指标权重。

(6)监测数据获取困难:在获取环境监测数据时,由于自动监测尚未广泛覆盖到农村,人工监测承担了过于繁重的任务,且受天气、仪器状态和存储条件等因素的影响,从而拖慢整体进程。应不断推进监测技术的发展,引进其他技术手段,开发更

为方便快捷的监测方法。

(7)居民参与性不足:农村环境质量评价工作需要引入不同的主体,在评价工作中应通过民意调查、问卷发放、平台收集等方式,让居民参与到整个评价体系的构建和指标选取等工作中来,使评价工作更贴合当地实际情况、更具现实意义。

4 研究展望

在今后的农村环境质量评价工作中可从以下几个方面进一步开展研究:

(1)引进各领域的新理论、新技术,并结合遥感和地理信息系统进行农村环境质量评价,促进农村环境质量评价工作的更新和发展。如遥感生态指数具有数据获取简单、评价结果可视化的特点,可用于快速简便地分析农村生态环境的时空变化。

(2)推广适合农村特点的环境物联网自动监测技术,提高农村环境监测与评价的精度和效率,从而更客观地对农村环境质量进行评价。

(3)设置针对性评价指标,结合动态变化的周边环境,综合统筹乡村生态与经济协调的发展目标,建立农村生态发展的长效机制。

(4)优化评价指标和模型,使之更贴合全国农村环境特征,综合考虑当地区域的适宜性和环境特点,进一步调整与完善评价机制。

(5)针对单一赋权法的优缺点,在今后的环境质量评价中可以采取主客观相结合的综合赋权法进行评估,既避免了人为主观的影响,也最大程度地提高了指标权重取值的准确性。

(6)积极引导居民参与环境质量评价工作,筛选出与农民生产生活以及身心健康有密切关系的环境指标,明确环境质量的本质特征,使之更准确地反映农村生态环境质量状况。

参考文献:

- [1] 国务院.乡村振兴战略规划(2018—2022年)[EB/OL].[2018-09-26]. http://www.gov.cn/gongbao/content/2018/content_5331958.htm.
- [2] 樊平.以科学范式理解乡村振兴战略[J].中国农业大学学报(社会科学版),2018,35(3):117-126.[FAN Ping. Understanding the Rural Revitalization Strategy with Scientific Paradigms[J].China Agricultural University Journal of Social Sciences Edition,2018,35(3):117-126.]
- [3] 周彪,周晓猛,杨勇,等.镇域生态环境风险评价指标体系探究[J].安全与环境学报,2010,10(2):112-118.[ZHOU Biao, ZHOU Xiao-meng, YANG Yong, et al. On Setting-up an Eco-Environmental Hazard Indicators Assessment System for a Township[J].Journal of Safety and Environment,2010,10(2):112-118.]

- [4] 杨士弘.城市生态环境学[M].2版.北京:科学出版社,2003:4-5.[YANG Shi-hong. Urban Eco-environmental Science [M]. 2nd ed. Beijing: Science Press, 2003: 4-5.]
- [5] 韩德培.环境保护法教程[M].4版.北京:法律出版社,2003:220.[HAN De-pei. Course of Environmental Protection Law [M]. 4th ed. Beijing: Law Press, 2003: 220.]
- [6] 杜博文,曹昌盛,侯玉梅,等.绿色生态村镇环境指标体系量化方法研究[J].建设科技,2016(15):100-103.[DU Bo-wen, CAO Chang-sheng, HOU Yu-mei, et al. Study on Quantitative Method of Environmental Index System of Green Ecological Villages and Towns [J]. Construction Science and Technology, 2016(15): 100-103.]
- [7] 徐羽,钟业喜,徐丽婷,等.江西省农村居民点时空特征及其影响因素研究[J].生态与农村环境学报,2018,34(6):504-511.[XU Yu, ZHONG Ye-xi, XU Li-ting, et al. Research on Spatial-Temporal Characteristics and Driving Forces of Rural Settlements in Jiangxi Province [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(6): 504-511.]
- [8] 李松睿,曹迎.“乡村振兴”视角下生态宜居评价及其对农村经济转型发展的启发:以川西林盘四川都江堰精华灌区为例[J].农村经济,2019(6):66-74.[LI Song-rui, CAO Ying. Eco-Livability Evaluation from the Perspective of "Rural Revitalization" and Its Enlightenment to Rural Economic Transformation and Development: A Case Study of Dujiangyan Elite Irrigation Area in Linpan, Western Sichuan [J]. Rural Economy, 2019(6): 66-74.]
- [9] 郝英群,赵晓军,周扣洪,等.农村环境质量评价方法研究:以江苏省泰州市姜堰沈高镇河横村为例[J].中国环境监测,2011,27(3):97-101.[HAO Ying-qun, ZHAO Xiao-jun, ZHOU Kou-hong, et al. Rural Environmental Quality Index: Study on Rural Environmental Quality Monitoring and Assessment of Heheng Village [J]. Environmental Monitoring in China, 2011, 27(3): 97-101.]
- [10] 陕永杰,孙勤芳,朱琳.农村生活垃圾处理技术和模式应用进展[J].山西师范大学学报(自然科学版),2013,27(4):81-85.[SHAN Yong-jie, SUN Qin-fang, ZHU Lin. Recent Progress of Rural Domestic Garbage Processing Technology and Mode [J]. Journal of Shanxi Normal University (Natural Science Edition), 2013, 27(4): 81-85.]
- [11] 陈生科,万玉,杨明姣,等.贵阳某农村饮用水源地水环境健康风险评估[J].生态与农村环境学报,2017,33(5):403-408.[CHEN Sheng-ke, WAN Yu, YANG Ming-jiao, et al. Environmental Health Risk Assessment of Drinking Water Resource of a Village in Guiyang [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, 33(5): 403-408.]
- [12] 孙勤芳,赵克强,朱琳,等.农村环境质量综合评估指标体系研究[J].生态与农村环境学报,2015,31(1):39-43.[SUN Qin-fang, ZHAO Ke-qiang, ZHU Lin, et al. A Comprehensive Evaluation Index System for Rural Environmental Quality [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2015, 31(1): 39-43.]
- [13] 林积泉,王伯铎,马俊杰,等.小流域治理环境质量综合评价指标体系研究[J].水土保持研究,2005,12(1):69-71.[LIN Ji-quan, WANG Bo-duo, MA Jun-jie, et al. Study on Indicator System for Environmental Quality Comprehensive Assessment [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2005, 12(1): 69-71.]
- [14] 刘新卫,周华荣.基于景观的区域生态环境质量评价指标体系与方法研究:以塔河中下游典型区为例[J].水土保持研究,2005,12(2):7-10.[LIU Xin-wei, ZHOU Hua-rong. Study on Assessing Index System and Method of Regional Eco-environment Quality Based on Landscape: Case Study of Typical Area in the Lower and Middle Reaches of the Tarim River [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2005, 12(2): 7-10.]
- [15] 曹连海,郝仕龙,陈南祥.农村生态环境指标体系的构建与评价[J].水土保持研究,2010,17(5):238-240,244.[CAO Lian-hai, HAO Shi-long, CHEN Nan-xiang. Building and Evaluation of the Rural Ecological Environment Index System [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2010, 17(5): 238-240, 244.]
- [16] 李丁.城乡统筹下小城镇人居环境质量评价研究[J].甘肃农业,2013(4):3-4,15.[LI Ding. Study on Evaluation of Human Settlements Quality in Small Towns under Urban and Rural Overall Planning [J]. Gansu Agriculture, 2013(4): 3-4, 15.]
- [17] 曾广权,李宏文.农村生态环境质量指标体系的初步探讨:云南省元谋县生态环境质量评价[J].生态经济,1987,3(2):14-16.[ZENG Guang-quan, LI Hong-wen. Preliminary Discussion on the Index System of Rural Eco-environmental Quality: Evaluation of Eco-environmental Quality in Yuanmou County, Yunnan Province [J]. Ecological Economy, 1987, 3(2): 14-16.]
- [18] 张璐.浅析环境监测行业发展现状及热点[J].环境保护与循环经济,2019,39(3):71-74.[ZHANG Lu. Analysis on the Development Status and Hot Spots of Environmental Monitoring Industry [J]. Environmental Protection and Circular Economy, 2019, 39(3): 71-74.]
- [19] 丁维,李正方,王长永,等.江苏省海门县农村生态环境评价方法[J].农村生态环境,1994,10(2):38-40.[DING Wei, LI Zheng-fang, WANG Chang-yong, et al. Method for the Evaluation of Rural Eco-environment in Haimeng County of Jiangsu Province [J]. Rural Eco-environment, 1994, 10(2): 38-40.]
- [20] 高春艳.小城镇生态环境质量评价研究:以芜湖市大桥镇为例[D].北京:中国农业大学,2005.[GAO Chun-yan. Study on the Evaluation to the Eco-environmental Quality of the Small Towns: The Case Study of Daqiao Town of Wuhu [D]. Beijing: China Agricultural University, 2005.]
- [21] 赵少华,刘思含,刘芹芹,等.中国城镇生态环境遥感监测现状及发展趋势[J].生态环境学报,2019,28(6):1261-1271.[ZHAO Shao-hua, LIU Si-han, LIU Qin-qin, et al. Progress of Urban Ecological Environment Monitoring by Remote Sensing in China [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019, 28(6): 1261-1271.]
- [22] 贾虎军.3S技术在云南鲁甸县重点乡镇生态环境评价中应用[D].成都:成都理工大学,2015.[JIA Hu-jun. Applications of GIS, RS & GNSS Technology in Eco-environment Assessment on Key Towns in Ludian County of Yunnan Province [D]. Chengdu: Chengdu University of Technology, 2015.]
- [23] 陈然,姚小军,闫超,等.基于GIS和组合赋权法的农村生态功能适宜性评价及管制分区:以义乌市岩南村为例[J].长江流域资源与环境,2012,21(6):720-725.[CHEN Ran, YAO Xiao-jun, YAN Chao, et al. Ecological Function Suitability Assessment

- and Regulation Division Based on GIS and Combination Weighting Method: A Case Study of Yannan Village[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2012, 21(6): 720-725.]
- [24] 张彬, 杨联安, 向莹, 等. 基于RS和GIS的生态环境质量综合评价与时空变化分析: 以湖北省秭归县为例[J]. 山东农业大学学报(自然科学版), 2016, 47(1): 64-71. [ZHANG Bin, YANG Lian-an, XIANG Ying, *et al.* Integrated Evaluation of Eco-environmental Quality and Analysis on Temporal-spatial Variation Based on RS and GIS: Taking Zigui County, Hubei Province of China as a Case[J]. Journal of Shandong Agricultural University (Natural Science Edition), 2016, 47(1): 64-71.]
- [25] 徐光宇, 徐明德, 王海蓉, 等. 基于GIS的农村环境质量综合评价[J]. 干旱区资源与环境, 2015, 29(7): 39-46. [XU Guang-yu, XU Ming-de, WANG Hai-rong, *et al.* Comprehensive Analysis on Rural Environmental Quality Using GIS[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2015, 29(7): 39-46.]
- [26] 鞠昌华, 朱琳, 朱洪标, 等. 我国农村环境监管问题探析[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(5): 857-862. [JU Chang-hua, ZHU Lin, ZHU Hong-biao, *et al.* Problems with Supervision of Rural Environment in China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2016, 32(5): 857-862.]
- [27] 华德尊, 任佳. 小城镇生态环境质量评价实证研究: 以哈尔滨市双城市周家镇为例[J]. 小城镇建设, 2007(6): 25-28. [HUA De-zun, REN Jia. An Empirical Study on Ecological Environment Quality Evaluation of Small Towns: A Case Study of Zhoujia Town, Shuangcheng City, Harbin[J]. Development of Small Cities & Towns, 2007(6): 25-28.]
- [28] 肖辰畅, 吴文晖, 邓荣, 等. 农村环境质量监测与综合评价方法研究[J]. 农业环境与发展, 2012, 29(6): 72-76. [XIAO Chen-chang, WU Wen-hui, DENG Rong, *et al.* Study on Monitoring and Comprehensive Evaluation Method of Rural Environmental Quality[J]. Agro-environment & Development, 2012, 29(6): 72-76.]
- [29] 李伯华, 刘传明, 曾菊新. 乡村人居环境的居民满意度评价及其优化策略研究: 以石首市久合垸乡为例[J]. 人文地理, 2009, 24(1): 28-32. [LI Bo-hua, LIU Chuan-ming, ZENG Ju-xin. An Evaluation on the Satisfaction Degree and Optimization Strategy of Rural Human Settlements: A Case Study of Jiuheyuan Town in Shishou City[J]. Human Geography, 2009, 24(1): 28-32.]
- [30] 于静, 周静海, 许士翔, 等. 绿色生态小城镇可持续发展研究及评价指标体系建立[J]. 建设科技, 2014(15): 26-29. [YU Jing, ZHOU Jing-hai, XU Shi-xiang, *et al.* Study on the Sustainable Development of Green Ecological Small Towns and Establishment of Evaluation Index System[J]. Construction Science and Technology, 2014(15): 26-29.]
- [31] 邵云, 李斌, 赵光明. 农村环境质量评价方法研究[J]. 中国农村小康科技, 2010(10): 73-76. [SHAO Yun, LI Bin, ZHAO Guang-ming. The Research of Rural Environment Quality Evaluation[J]. Chinese Countryside Well-off Technology, 2010(10): 73-76.]
- [32] 张铁亮, 刘凤枝, 李玉浸, 等. 农村环境质量监测与评价指标体系研究[J]. 环境监测管理与技术, 2009, 21(6): 1-4. [ZHANG Tie-liang, LIU Feng-zhi, LI Yu-jin, *et al.* Research of Rural Environmental Quality Monitoring and Evaluation Index System[J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2009, 21(6): 1-4.]
- [33] 陈洁, 曹昌盛, 侯玉梅, 等. 绿色生态村镇环境指标体系构建研究[J]. 建设科技, 2016(10): 38-40, 44. [CHEN Jie, CAO Chang-sheng, HOU Yu-mei, *et al.* Study on the Construction of Environmental Index System of Green Ecological Villages and Towns[J]. Construction Science and Technology, 2016(10): 38-40, 44.]
- [34] 阎伍玖. 安徽省马鞍山市太倉村区域生态环境质量的综合评价[J]. 农村生态环境, 1990, 6(4): 26-29, 42. [YAN Wu-jiu. The Multifactorial Evaluations of the Regional Ecological Environment Quality of Taicang Village in Ma'anshan City[J]. Rural Eco-environment, 1990, 6(4): 26-29, 42.]
- [35] 高奇, 师学义, 张琛, 等. 县域农业生态环境质量动态评价及预测[J]. 农业工程学报, 2014, 30(5): 228-237, 293. [GAO Qi, SHI Xue-yi, ZHANG Chen, *et al.* Dynamic Assessment and Prediction on Quality of Agricultural Eco-environment in County Area[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2014, 30(5): 228-237, 293.]
- [36] 马广文, 何立环, 王晓斐, 等. 农村环境质量综合评价方法及典型区应用[J]. 中国环境监测, 2014, 30(5): 10-15. [MA Guang-wen, HE Li-huan, WANG Xiao-fei, *et al.* Study on Methods of Rural Environmental Quality Assessment and Application in Typical Area[J]. Environmental Monitoring in China, 2014, 30(5): 10-15.]
- [37] 黄劲, 张俊, 郑甘甜. 乡村生态文明构建与跟踪评价指标体系研究: 以平阳县万全镇为例[J]. 安徽农业科学, 2019, 47(12): 250-254. [HUANG Jin, ZHANG Jun, ZHENG Gan-tian. Construction of Rural Ecological Civilization and Tracking Evaluation System: A Case Research of Wanquan Town in Pingyang County[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2019, 47(12): 250-254.]
- [38] 钱贞兵, 孙立剑, 陈超, 等. 农村环境质量综合评价技术体系区域适用性验证[J]. 中国环境监测, 2018, 34(4): 8-15. [QIAN Zhen-bing, SUN Li-jian, CHEN Chao, *et al.* Regional Feasibility Verification for the Comprehensive Evaluation Technology System of Rural Environment Quality[J]. Environmental Monitoring in China, 2018, 34(4): 8-15.]
- [39] 何娟, 赵利. 泰州市农村环境质量现状评价[J]. 现代农业科技, 2016(1): 231-232. [HE Juan, ZHAO Li. Rural Environmental Quality Evaluation of Taizhou City[J]. Modern Agricultural Science and Technology, 2016(1): 231-232.]
- [40] 陈锦泉, 郑金贵. 生态文明视角下的美丽乡村建设评价指标体系研究[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(9): 540-544. [CHEN Jin-quan, ZHENG Jin-gui. Study on Evaluation Index System of Beautiful Countryside Construction from the Perspective of Ecological Civilization[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2016, 44(9): 540-544.]
- [41] 董谦, 刘秀娟, 王军. 河北省农村生态环境建设评价研究[J]. 安徽农业科学, 2008, 36(13): 5611-5612. [DONG Qian, LIU Xiu-juan, WANG Jun. Study on the Evaluation of Rural Ecological Environment Construction in Hebei Province[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2008, 36(13): 5611-5612.]
- [42] 顾康康, 刘雪侠. 安徽省江淮地区县域农村人居环境质量评价及空间分异研究[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(5): 385-392. [GU Kang-kang, LIU Xue-xia. Quality Assessment and Spatial

- Differentiation of Rural Human Settlements in the Counties in Jianghuai Region of Anhui[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34(5): 385-392.]
- [43] 刘明华,高国良,赵玉华.秦皇岛市农村生态环境现状评价与保护对策[J]. *农业环境与发展*, 1997, 14(1): 35-39. [LIU Ming-hua, GAO Guo-liang, ZHAO Yu-hua. Present Situation Evaluation and Protection Countermeasures of Rural Ecological Environment in Qinhuangdao City [J]. *Agro-environment and Development*, 1997, 14(1): 35-39.]
- [44] 宁昭玉,魏远竹,徐学荣.福建农村生态环境现状与评价指标体系构建[J]. *环境科学与管理*, 2008, 33(2): 37-41, 57. [NING Zhao-yu, WEI Yuan-zhu, XU Xue-rong. Country Ecological Environment Status and Establishment of the Index System of Fujian [J]. *Environmental Science and Management*, 2008, 33(2): 37-41, 57.]
- [45] 雷波,张丽,夏婷婷,等.基于层次分析法的重庆市新农村生态环境质量评价模型[J]. *北京工业大学学报*, 2011, 37(9): 1393-1399. [LEI Bo, ZHANG Li, XIA Ting-ting, et al. Eco-environmental Quality Evaluation Model of the New Rural in Chongqing Based on AHP [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2011, 37(9): 1393-1399.]
- [46] 谢先德,尹其方,林雷余,等.用模糊聚类分析法与指数加权累加法比较评价农村生态系统[J]. *环境污染与防治*, 1988, 10(5): 2-6, 47. [XIE Xian-de, YIN Qi-fang, LIN Lei-yu, et al. Comparative Evaluation of Rural Ecosystem by both Fuzzy Cluster Analysis and Weighted Sum Method [J]. *Environmental Pollution & Control*, 1988, 10(5): 2-6, 47.]
- [47] 李妍.农业生态环境质量的综合评价模型构建与实证分析:以绍兴上虞区为例[J]. *中国农业资源与区划*, 2017, 38(3): 143-147. [LI Yan. Ecological Environment Quality Comprehensive Evaluation Model Based on Ecological Economy Perspective [J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2017, 38(3): 143-147.]
- [48] 李丽,张海涛.小城镇生态环境质量评价指标体系的构建:以湖北省鄂州市杜山镇为例[J]. *长江流域资源与环境*, 2008, 17(增刊1): 122-127. [LI Li, ZHANG Hai-tao. Research on Building an Environmental Quality Evaluation Indicator System for Townlet: A Case Study in Dushan of Hubei Province, China [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2008, 17(Suppl. 1): 122-127.]
- [49] 肖正龙,覃建强,高涛,等.四川盆地丘陵地区,对典型农村环境综合评价[J]. *区域治理*, 2019(27): 78-80. [XIAO Zheng-long, QIN Jian-qiang, GAO Tao, et al. Comprehensive Evaluation of Typical Rural Environment in Hilly Areas of Sichuan Basin [J]. *Regional Governance*, 2019(27): 78-80.]
- [50] 石龙宇,崔胜辉,尹锴,等.新农村建设评价指标及其应用:以福建省龙岩市礼邦村为例[J]. *安徽农业科学*, 2008, 36(7): 3019-3022. [SHI Long-yu, CUI Sheng-hui, YIN Kai, et al. Appraisal Index of New Countryside Construction and Its Application [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2008, 36(7): 3019-3022.]
- [51] 王晓君,吴敬学,蒋和平.中国农村生态环境质量动态评价及未来发展趋势预测[J]. *自然资源学报*, 2017, 32(5): 864-876. [WANG Xiao-jun, WU Jing-xue, JIANG He-ping. Dynamic Assessment and Trend Prediction of Rural Eco-environmental Quality in China [J]. *Journal of Natural Resources*, 2017, 32(5): 864-876.]
- [52] 李元,祖艳群,胡先奇,等.生态村农业生态经济系统综合评价指标体系的研究[J]. *生态经济*, 1994, 10(2): 30-34. [LI Yuan, ZU Yan-qun, HU Xian-qi, et al. Study on the Comprehensive Assessment Index System of Agro-eco-economics System in Ecological Village [J]. *Ecological Economy*, 1994, 10(2): 30-34.]
- [53] 马广文,王晓斐,王业耀,等.我国典型村庄农村环境质量监测与评价[J]. *中国环境监测*, 2016, 32(1): 23-29. [MA Guang-wen, WANG Xiao-fei, WANG Ye-yao, et al. Rural Environmental Quality Monitoring and Assessment of Typical Villages of China [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2016, 32(1): 23-29.]
- [54] 陈威.黑龙江省开展农村环境质量监测的现状分析及几点建议[J]. *黑龙江环境通报*, 2014, 38(3): 1-4. [CHEN Wei. Analysis of the Current Situation of Rural Environment Monitoring in Heilongjiang Province and Some Suggestions [J]. *Heilongjiang Environmental Journal*, 2014, 38(3): 1-4.]
- [55] 高凤杰,刘洋,姜晗,等.东北地区村镇环境满意度影响因素分析[J]. *干旱区资源与环境*, 2016, 30(8): 81-87. [GAO Feng-jie, LIU Yang, JIANG Han, et al. The Factors Influencing the People's Satisfaction Degrees to the Rural Environment in Northeast Region of China [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2016, 30(8): 81-87.]
- [56] 杨仲伟.主成分分析法在农村环境质量评价中的应用[J]. *甘肃科学学报*, 2015, 27(1): 72-75. [YANG Zhong-wei. Application of Principal Component Analysis in Evaluation of Rural Environment Quality [J]. *Journal of Gansu Sciences*, 2015, 27(1): 72-75.]
- [57] 刘轩,岳德鹏,马梦超.基于变异系数法的北京市山区小流域生态环境质量评价[J]. *西北林学院学报*, 2016, 31(2): 66-71, 294. [LIU Xuan, YUE De-peng, MA Meng-chao. Small Watershed Eco-Environmental Quality Appraisal of Beijing Mountain Area Based on Coefficient Variation [J]. *Journal of Northwest Forestry University*, 2016, 31(2): 66-71, 294.]
- [58] 杨靖.徐州市典型县域农村环境质量综合评价[J]. *污染防治技术*, 2017, 30(1): 89-92. [JING. Comprehensive Evaluation of Rural Environmental Quality of Typical Counties in Xuzhou City [J]. *Pollution Control Technology*, 2017, 30(1): 89-92.]
- [59] 程慧波,王乃昂,李晓红,等.基于甘肃省73个村庄的农村环境质量评价研究[J]. *甘肃农业大学学报*, 2015, 50(6): 112-118. [CHENG Hui-bo, WANG Nai-ang, LI Xiao-hong, et al. A Study of Rural Environmental Quality Assessment in Gansu Province Based on 73 Villages [J]. *Journal of Gansu Agricultural University*, 2015, 50(6): 112-118.]

作者简介: 李妍(1997—),女,内蒙古鄂温克人,博士生,研究方向为基于遥感的村镇生态环境评价。E-mail: yimin-liyan2008@163.com

(责任编辑:陈昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0044

张洁, 陈美球, 颜玉琦, 等. 生计分化对农户环境友好型技术采纳的决策行为的影响研究[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(2): 156–165.

ZHANG Jie, CHEN Mei-qiu, YAN Yu-qi, et al. A Study of the Impact of Livelihood Differentiation on the Decision-making Behavior of Farmers' Adoption of Environment-friendly Technology[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 156–165.

生计分化对农户环境友好型技术采纳的决策行为的影响研究

张洁^{1,2}, 陈美球^{1①}, 颜玉琦¹, 李兴懿¹ (1. 江西农业大学农村土地资源利用与保护研究中心/江西省鄱阳湖流域农业资源与生态重点实验室, 江西 南昌 330045; 2. 江西航科勘测规划有限公司, 江西 南昌 330038)

摘要: 基于江西省 1 092 户农户的微观数据, 从当前农村社会农户生计分化这一突出现象切入, 运用 Triple-Hurdle 模型, 从自然、人力、社会、物质、金融、生态和心理 7 个维度, 分析生计资本对农户环境友好型技术的采纳意愿、采纳行为以及采纳程度 3 个阶段决策行为的影响。结果表明: (1) 有测土配方施肥技术采纳意愿的农户占样本总数的 81.96%, 其中 24.13% 的农户有采纳行为, 并且采纳程度为 91.60%, 仍有较大提升空间。(2) 农户的技术采纳意愿、采纳行为与采纳程度受到 7 项生计资本的综合影响且具有一定的差异性。(3) 人力资本和社会资本对农户环境友好型技术采纳行为影响较小, 社会资本和生态资本对农户采纳程度影响较小。基于此, 建议加大对农田水利与农村教育的投入, 健全和完善土地流转制度, 提高对大型农机具的购置补贴, 推广使用节能产品, 加强相关技术宣传力度, 完善示范、培训、推广体系建设, 针对各类农户制定相应的技术服务措施, 促进农户意愿向行为转化。

关键词: 生计分化; 环境友好型技术; 测土配方施肥技术; 决策行为; Triple-Hurdle 模型

中图分类号: F323.3; X171.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0156-10

A Study of the Impact of Livelihood Differentiation on the Decision-making Behavior of Farmers' Adoption of Environment-friendly Technology. ZHANG Jie^{1,2}, CHEN Mei-qiu^{1①}, YAN Yu-qi¹, LI Xing-yi¹ (1. Research Center on Rural Land Resources Use and Protection/ The Key Laboratory of Agricultural Resources and Ecology of Poyang Lake Basin, Jiangxi Agricultural University, Nanchang 330045, China; 2. Jiangxi Hangke Survey & Planning Co. Ltd., Nanchang 330038, China)

Abstract: Based on the micro-data from the surveying on 1 092 farmer households in Jiangxi Province, the Triple-Hurdle model was used for analyses on the impact of farmer households' willingness to adopt, their adoption behavior, and their decision-making behavior on environment-friendly technologies. Seven dimensions of livelihood capital, including natural, manpower, social, physical, financial, ecological, and psychological were considered for the analyses. The analyses started from the prominent phenomenon of livelihood differentiation of farmer households in the current rural society. The results show that: (1) The number of farmer households who are willing to adopt soil testing and fertilizer application technology accounts for 81.96% of the sample, of which 24.13% have finally adopted the technology, and the degree of adoption is 91.60%, which still has more room for improvement. (2) Farmer households' willingness to adopt, adoption behavior and adoption degree are influenced by a combination of the seven dimensions of livelihood capitals and are somewhat heterogeneous. (3) Human capital and social capital have less influence on farmer households' adoption behavior of environment-friendly technologies, and social capital and ecological capital have less influence on farmer households' adoption degree. Based on the results of the survey, for promoting the transformation of farmer households' willingness into real actions, the following measures are proposed: to increase investment for farmland water conservancy and rural education, to improve and perfect land transfer, to increase subsidies for the purchase of large farm machinery, to promote the use of energy-saving products, to strengthen the publicity of relevant technologies, to improve the construction of demonstration, training and promotion systems, and to develop corresponding technical service measures according to various types of farmer households.

Key words: livelihood differentiation; environment-friendly technology; soil testing fertilizer application technology;

收稿日期: 2022-01-13

基金项目: 国家自然科学基金(71964016); 江西省青年马克思主义理论创新工程(21QM103)

① 通信作者 E-mail: cmq12@263.net

decision making behavior; Triple-Hurdle model

耕地是人类赖以生存的物质基础,是开展农业生产活动的基础,也是维护社会稳定发展和保障粮食安全的根本性资源^[1-2]。人多地少、耕地后备资源匮乏是我国的基本国情^[3]，“占优补劣”、化肥农药过度使用等一系列问题还在不断地威胁着我国耕地质量与粮食安全^[4]，推行绿色耕种、生态耕种，采用环境友好型技术提升耕地质量迫在眉睫。环境友好型技术是解决目前农业生产中存在的各类环境污染问题的有效手段，测土配方施肥技术是公认的代表性技术之一，对于缓解农业面源污染、改善土壤质量、增加农产品产量和提升耕地质量都起到重要作用^[5-6]。农村家庭承包责任制的实施，使农户成为了我国耕地耕种的关键决策主体，调动广大农户对环境友好型技术应用的积极性，对于抑制耕地质量的下降趋势具有重要的现实意义^[7]。随着改革开放的不断深化，农户生计分化已经成为我国农村经济社会的突出现象^[8-9]。深入探究农户生计资本的分化特征及其对环境友好型技术应用决策行为的影响规律，对于制定激励农户采纳环境友好型技术的政策具有积极参考价值。

当前众多学者从理论和实证方面对环境友好型技术采纳决策的影响因素做了大量研究。农户是农业生产最直接与最主要的参与者，作为“理性经济人”，农户的环境友好型技术决策行为是农户综合权衡自身生计资本后做出的一种响应^[10]。已有研究显示，农地确权情况^[11]、耕地规模和灌溉条件^[12]、资源环境禀赋^[13-14]等外部环境以及农户的自身特征、政策认知^[15-16]等内部因素都对农户行为选择起到重要作用。但关于农户环境友好型技术采纳决策影响因素的研究仍存在进一步提升的空间。第一，现有研究多着眼于传统的自然、人力、社会、物质和金融五维生计资本^[17]，没有考虑到农户的生态行为、生态环境以及心理状态都与农户决策行为密切相关^[18-19]；第二，多数学者只研究了农户技术采纳的意愿或行为，简单将其归为二元选择问题或单一的采纳阶段，并且采用二元 Probit 或 Logit 模型进行拟合，但农户采纳决策是一系列包括“是否愿意采纳”“是否进行采纳”和“在多大程度上采纳”3个相互联系且有先后顺序的动态过程，只对单一的采纳意愿、采纳行为或采纳程度进行研究，无法全面真实地反映农户对环境友好型技术采纳决策的整个过程。

江西省是我国13个粮食主产区之一，是传统的

农业大省，具有开展此研究的代表性。鉴于此，该研究从农户的测土配方施肥技术采纳意愿、采纳行为和采纳程度3个阶段决策行为出发，基于江西省1092份农户微观数据，运用 Triple-Hurdle 模型，从自然、人力、社会、物质、金融、生态和心理7个方面分析农户生计资本对农户环境友好型技术采纳的决策行为的影响。该研究不仅能丰富农户生计分化和决策行为的研究内容，还能拓展农户决策行为的研究深度，以期为我国耕地保护、绿色农业、可持续农业的政策设计和实践推广提供参考与借鉴。

1 理论分析框架、数据与方法

1.1 理论分析框架

农户环境友好型技术采纳的决策行为是一系列的、有顺序的过程，作为理性经济人，农户会基于综合自身生计资本禀赋对环境友好型技术的决策进行响应，不同生计资本配置的农户对技术决策的响应及其影响因素都存在一定的差异性。一方面，农户的生计资本在一定程度上决定了农户的技术选择和生计策略；另一方面，农户的选择也影响着其生计资本禀赋的构成，并进一步加速农户的生计分化。基于7种生计资本对农户环境友好型技术采纳的决策行为的影响机理，构建的分析框架见图1。

1.2 数据来源

所用数据来源于课题组2021年1—2和7—8月在江西省开展的实地调研。根据地区经济发展水平、农业人口占比和粮食生产等情况，采用分层抽样和随机抽样相结合的方式，选取7个市，在每个市内选取4~5个县（区），然后在每个县（区）选取2~3个乡镇，再在每个乡镇随机选取1~2个村，最后在每个村随机选取10~15户农户作为调查对象，共覆盖江西省7个市28个县（区）。使用参与式农村评估（PRA）调查法，对户主或农业经营决策的主要成员开展访谈与问卷调查，一共发放1200份问卷，剔除数据不完整或存在逻辑问题的问卷，得到实际有效问卷1092份，问卷有效率为91.00%。问卷主要分为受访农户基本信息、农户对于测土配方施肥技术的认知情况、农户观点及意愿3个部分。

为确保所得数据的有效性，使用 SPSS 26.0 软件对问卷数据进行效度检验。一般认为当 KMO 值大于 0.6 且 Bartlett 球形检验的显著性概率值小于 0.05 代表问卷有结构效度，可以进行因子分析。结果显示 KMO 值为 0.629，显著性概率值为 0.000，均

在合理范围内,说明问卷设计相对合理,数据有较好的效度。

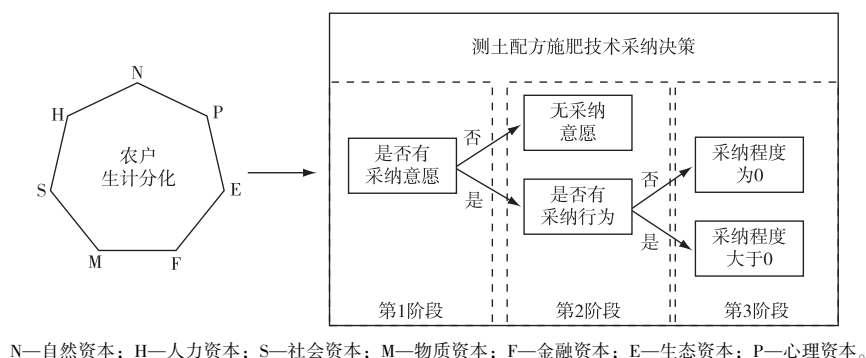


图 1 分析框架

Fig. 1 Analysis framework

1.3 样本特征

对 1 092 份有效问卷分析可知,60 岁以上受访农户占总样本的 30.86%,男性比例高达 73.81%,受教育年限在 10 a 以上的农户仅占样本总数的 12.45%,家庭人口规模 4~6 人的农户占样本总数的 60.44%,人均实际耕地面积不足 1 333 m² 的农户占样本总数的 92.03%,2020 年有 47.53%的农户家庭年收入达 10 万元以上(表 1)。

表 1 受访农户基本特征

Table 1 Basic characteristics of the interviewed farmer households

统计指标	分类指标	样本量	占比%
性别	男	806	73.81
	女	286	26.19
人均实际耕种面积	<667 m ²	876	80.22
	667~1 333 m ²	129	11.81
	>1 333~3 333 m ²	57	5.22
	3 333 m ²	30	2.75
家庭年收入	小于 2 万	27	2.47
	2~5 万	166	15.20
	>5~10 万	380	34.80
	>10 万	519	47.53
年龄	20~40 岁	117	10.71
	41~60 岁	638	58.42
	>60 岁	337	30.86
受教育年限	0~5 a	473	43.32
	6~10 a	483	44.23
	11~15 a	117	10.71
	>15 a	19	1.74
家庭人口	1~3 人	122	11.17
	4~6 人	660	60.44
	>6 人	310	28.39

总体而言,受访农户大多具有年龄偏高、受教

育年限较低、中等家庭人口规模、实际人均耕地面积较少等基本特征,与江西省农户的实际情况基本相符,表明样本具有较强的代表性。

1.4 变量说明

(1)因变量。因变量是农户测土配方施肥技术决策行为,在此将其分解为采纳意愿、采纳行为和采纳程度 3 个阶段。调查过程中向受访者详细阐述测土配方施肥技术的优缺点以及采纳方式,在保证受访者了解的前提下做出判断与选择。针对第 1 阶段设置问题“您是否愿意采用测土配方施肥技术”,选项参考 Likert scale 采用五分变量设置为不愿意、不太愿意、一般、比较愿意和非常愿意 5 项。因为要对样本进行是非样本选择,且后 3 项都是偏正向态度,所以将答案为一般、比较愿意和非常愿意的视为有采纳意愿,赋值为 1;答案为不愿意和不太愿意的视为没有采纳意愿,赋值为 0。若第 1 阶段有采纳意愿,则可以继续第 2 阶段的提问“您是否采用了测土配方施肥技术”,进一步对有采纳行为的农户询问采纳面积占实际耕种面积的比例,并以此作为采纳程度的测度。

(2)自变量。自变量是农户 7 个维度的生计资本,为了更好地衡量相应资本,每项资本选取 3 个最具代表性的指标进行测量。①自然资本。耕地是农户最基本和最重要的自然资本,其面积、肥力条件和灌溉条件都极大地影响到耕地的产出,因此自然资本通过农户承包耕地面积、耕地总体灌溉条件和耕地总体肥力状况进行衡量^[20]。②人力资本。农户人力资本是受访农户个人及家庭所拥有的资源与能力的反映,该研究选取的受教育年限、务农经验和劳动力人口 3 项指标是学术界普遍认同的指标^[21-22]。③社会资本。社会资本是社会主体调配

其社会网络中各项资源的能力,社会信任、社会规范、社会网络和社会参与等是社会资本的主要方面。基于此,选择本村亲戚人数、对政策与法规的信任程度、对家人的信任程度 3 个指标对农户社会资本进行测算^[23]。④物质资本。物质资本主要指农户用来维持生计或提高生产力的生产性固定资产或家庭生产性资产^[24],在此选取房屋面积、大型农机具数量、是否购买城镇住房这 3 个指标进行衡量。⑤金融资本。农户的金融资本指其凭借自身的资源和能力所能获得的资金收入,而且不限于银行借贷资本^[25],选取人均收入、家庭储蓄金额和贷

款难易程度等指标进行衡量。⑥生态资本。农户生态资本包括农户对于生态行为的认知与行为以及外部生态环境的变化^[26]。由此选取认同绿色产品价值更高、是否使用生态节能产品和农村生态环境变化 3 个指标进行衡量。⑦心理资本。心理资本是农户在生活与生产过程中所表现出的积极的心理状态,主要包含乐观、韧性和希望等方面,以能坚强面对困境或逆境、对当前生活的满意度和新生事物接受度 3 个指标进行测算^[27]。变量含义及赋值详见表 2。

表 2 变量含义及描述性统计分析

Table 2 Meaning of variables and descriptive statistical analysis

生计资本	变量名称	含义及赋值	均值	标准差
农户采纳决策行为	采纳意愿	无采纳意愿=0,有采纳意愿=1	0.820	0.385
	采纳行为	未采纳=0,已采纳=1	0.215	0.411
	采纳程度	采纳面积/实际耕种面积	0.193	0.382
自然资本	承包耕地面积	实际承包面积(667 m ²)	3.935	6.367
	耕地总体灌溉条件	非常差=1,比较差=2,一般=3,比较好=4,非常好=5	3.382	0.806
	耕地总体肥力状况	非常差=1,比较差=2,一般=3,比较好=4,非常好=5	3.365	0.680
人力资本	受教育年限	实际年限	6.563	3.551
	务农经验	实际年限	30.325	14.908
	劳动力人口	实际人数	3.555	1.557
社会资本	本村亲戚人数	实际人数	18.021	20.561
	对政策与法规的信任程度	不信任=1,不太信任=2,一般=3,比较信任=4,非常信任=5	3.603	0.979
	对家人的信任程度	不信任=1,不太信任=2,一般=3,比较信任=4,非常信任=5	4.190	0.810
物质资本	房屋面积	实际面积(m ²)	170.892	88.302
	大型农机具数量	实际数量(辆)	0.310	0.657
	是否购买城镇住房	否=0,是=1	0.315	0.465
金融资本	人均收入	家庭年收入/家庭总人口	2.112	1.819
	家庭储蓄金额	实际金额(万)	10.603	19.318
	贷款难易程度	很难=1,比较难=2,一般=3,比较容易=4,很容易=5	3.175	0.906
生态资本	认同绿色产品价值更高	否=0,是=1	0.838	0.369
	是否使用生态节能产品	否=0,是=1	0.576	0.494
	农村生态环境变化	非常差=1,比较差=2,一般=3,比较好=4,非常好=5	3.490	0.799
心理资本	能坚强面对困难或逆境	完全不同意=1,较不同意=2,一般=3,比较同意=4,完全同意=5	3.505	0.906
	对当前生活满意	完全不同意=1,较不同意=2,一般=3,比较同意=4,完全同意=5	3.335	0.891
	能接受新生事物	完全不同意=1,较不同意=2,一般=3,比较同意=4,完全同意=5	3.392	0.968

1.5 模型构建

关于农户环境友好型技术的采纳研究,学术界较多针对农户的采纳意愿、采纳行为或采纳程度单个阶段开展^[28-29],部分学者考虑到农户技术采纳行

为是一系列的决策过程,也有将农户采纳意愿和采纳程度相结合进行研究^[30-31],但农户的技术采纳意愿与行为存在悖离现象,有采纳意愿的农户并不一定有采纳行为^[32],这就会导致农户不同采纳程度阶

段的样本选择存在误差,最终导致结果的偏差。

面对样本选择问题,学术界通常采用 Heckman 模型或 Double-Hurdle 模型来进行拟合^[33],但这只能用于 2 个阶段的决策研究。为了分析农户 3 个阶段的行为决策,有学者将 Double-Hurdle 模型扩展为 Triple-Hurdle 模型,并在农户市场决策^[34-35]和草场社区治理^[36]等研究中得到成功应用。该研究首先考察第 1 阶段农户是否有采纳意愿以及第 2 阶段农户是否有采纳行为的样本,构建以下模型:

$$W_{1i}^* = \alpha X_{1i} + \mu_{1i}, \quad (1)$$

$$W_{1i} = \begin{cases} 1, & W_{1i}^* > 0 \\ 0, & W_{1i}^* \leq 0 \end{cases}, \quad (2)$$

$$Z_{2i}^* = \beta X_{2i} + \mu_{2i}, \quad (3)$$

$$Z_{2i} = \begin{cases} 1, & Z_{2i}^* > 0 \\ 0, & Z_{2i}^* \leq 0 \end{cases}. \quad (4)$$

式(1)~(4)中,式(1)为选择方程,式(3)为结果方程; W_{1i} 代表第 1 阶段农户 i 有采纳意愿; Z_{2i} 代表第 2 阶段农户 i 有采纳行为; W_{1i}^* 和 Z_{2i}^* 为对应的潜变量; X_{1i} 与 X_{2i} 分别为影响农户环境友好型技术采纳第 1 阶段和第 2 阶段的自变量; α 和 β 为对应的待估系数; μ_{1i} 和 μ_{2i} 分别为式(1)和式(3)的残差,均服从标准正态分布,且 $\text{corr}(\mu_{1i}, \mu_{2i}) = \rho$ 。其样本选择规则为:只有在 $W_{1i} = 1$ 时, Z_{2i} 才能被观测到,据此构建相应的无条件概率模型。

$$\text{Prob}(W_{1i} = 1 | X_{1i}) = \Phi(\alpha X_{1i}), \quad (5)$$

$$\text{Prob}(Z_{2i} = 1, W_{1i} = 1 | X_{2i}, X_{1i}) = \Phi(\alpha X_{1i}) \Phi(\beta X_{2i}). \quad (6)$$

式(5)~(6)中,式(5)为农户愿意采纳测土配方施

肥技术的概率模型,式(6)为农户愿意采纳测土配方施肥技术且有环境友好型技术采纳行为的概率模型; Φ 为标准正态分布的累积函数。

基于式(5)的 Probit 模型回归结果构造逆米尔斯比(IMR),将 IMR 作为控制变量与其他自变量一起代入式(6)进行回归,得到 IMR 的估计系数 ρ 。通过检验 $\rho = 0$ 这一原假设是否成立来判断是否存在样本选择偏差。当 $\rho = 0$ 这一原假设成立,则仅用 $W_{1i} = 1$ 的样本直接估计式(6)而不存在样本选择偏差;否则需将 IMR 作为式(6)中的控制变量进行样本选择纠正。进一步地,针对农户测土配方施肥技术采纳程度可以构建以下模型:

$$Y_{3i}^* = \gamma X_{3i} + \mu_{3i}, \quad (7)$$

$$Y_{3i} = \begin{cases} 0, & Z_{2i}^* \leq 0 \\ Y_{3i}^*, & Z_{2i}^* > 0 \end{cases}, \quad (8)$$

$$E(Y_{3i} | Y_{3i} > 0, X_{3i}) = \gamma X_{3i} + \sigma_3 \lambda \frac{\gamma X_{3i}}{\sigma_3}. \quad (9)$$

式(7)~(9)中, Y_{3i} 为农户测土配方施肥技术的采纳程度; Y_{3i}^* 为对应的潜变量; E 为条件期望; X_{3i} 为影响农户测土配方施肥技术采纳程度的自变量; γ 为对应的待估参数; μ_{3i} 为残差,服从截断正态分布; $\lambda(x) = \frac{\phi(x)}{\Phi(x)}$,其中 $\phi(x)$ 代表标准正态分布的概率密度函数; σ_3 为截断正态分布的标准差。

将以上公式进行整合,对于每一个农户 i ,可以建立 Triple-Hurdle 模型的似然函数, $1[\cdot]$ 为示性函数,当括号内条件为真时等于 1,否则为 0。

$$f(W_{1i}, Z_{2i}, Y_{3i} | \alpha, \beta, \gamma, \sigma_3) = \{1 - \Phi(\alpha X_{1i})\}^{1[W_{1i}=0]} \left\{ \Phi(\alpha X_{1i}) \left\{ \frac{\Phi\left(\frac{Y_{3i} - \gamma X_{3i}}{Y_{3i}} \sigma_3\right)}{\sigma_3} \right\}^{1[Z_{2i}=1]} \right\}^{1[W_{1i}=1]} \left\{ [1 - \Phi(\beta X_{2i})]^{1[Z_{2i}=0]} \right\}. \quad (10)$$

2 实证结果与分析

2.1 农户环境友好型技术采纳意愿、行为与程度分析

在 1 092 份有效农户问卷中,有环境友好型技术采纳意愿的为 895 份,占样本总数的 81.96%;在有采纳意愿的农户中有采纳行为的为 216 份,占样本的 24.13%。江西是典型的农业大省,从采纳结果来看,农户普遍有较高的环境友好型技术采纳意愿,但有采纳行为的农户占比较低,有采纳行为的农户采纳程度高达 91.60%,说明将农户环境友好

型技术采纳意愿转化为行为还有很大的提升空间。

2.2 模型整体运行结果

为保证模型运行的稳定性以及结果的准确性,使最终结果真实有效,在进行模型估计前,对各变量多重共线性进行了检验。当同时满足容忍度(Tolerance) > 0.1 以及方差膨胀因子(VIF) < 10 这 2 个限制条件时,变量间不存在严重的多重共线性问题。检验结果显示,容忍度为 0.453~0.905, VIF 值为 1.10~2.21,均处于合理范围内,各变量之间不存在严重的多重共线性问题。模型实证结果如表 3 所示,模型稳定且整体拟合效果较好。

表 3 Triple-Hurdle 模型实证结果

Table 3 Empirical results of the Triple-Hurdle model

生计资本	变量名称	采纳意愿		采纳行为		采纳程度	
		系数	标准误	系数	标准误	系数	标准误
自然资本	承包耕地面积	0. 014	0. 013	0. 032	0. 014 **	-0. 003	0. 001 **
	耕地总体灌溉条件	0. 166	0. 075 **	-0. 119	0. 076	-0. 034	0. 022
	耕地总体肥力状况	-0. 157	0. 087 *	0. 221	0. 094 **	0. 031	0. 025
人力资本	受教育年限	0. 031	0. 017 *	-0. 012	0. 015	-0. 005	0. 004
	务农经验	-0. 015	0. 004 ***	-0. 005	0. 004	-0. 001	0. 001
	劳动力人口	-0. 137	0. 034 ***	-0. 038	0. 038	-0. 032	0. 010 ***
社会资本	本村亲戚人数	0. 007	0. 003 **	-0. 003	0. 003	0. 001	0. 001
	对政策与法规的信任程度	-0. 022	0. 064	-0. 028	0. 060	0. 016	0. 016
	对家人的信任程度	0. 025	0. 079	-0. 007	0. 072	-0. 001	0. 019
物质资本	房屋面积	0. 002	0. 001 ***	-0. 002	0. 001 **	-0. 001	0. 000
	大型农机具数量	0. 133	0. 098	0. 505	0. 079 ***	0. 066	0. 020 ***
	是否购买城镇住房	-0. 237	0. 121 *	-0. 426	0. 124 ***	-0. 004	0. 034
金融资本	人均收入	-0. 069	0. 037 *	-0. 049	0. 040	0. 003	0. 010
	家庭储蓄金额	0. 005	0. 005	-0. 012	0. 005 **	-0. 003	0. 001 **
	贷款难易程度	-0. 053	0. 064	0. 005	0. 060	-0. 009	0. 014
生态资本	认同绿色产品价值更高	1. 221	0. 127 ***	0. 295	0. 165 *	0. 023	0. 054
	是否使用生态节能产品	-0. 199	0. 120 *	0. 810	0. 115 ***	-0. 017	0. 043
	农村生态环境变化	-0. 046	0. 066	-0. 164	0. 068 **	-0. 014	0. 019
心理资本	能坚强面对困难或逆境	0. 292	0. 079 ***	0. 158	0. 087 *	-0. 007	0. 021
	对当前生活满意度	-0. 036	0. 078	-0. 082	0. 071	-0. 032	0. 019 *
	新生事物接受度	0. 057	0. 072	-0. 212	0. 075 ***	-0. 017	0. 017
	常数项	-0. 283	0. 552	0. 050	0. 528	1. 362	0. 153 ***
对数似然值		-378. 110		-416. 403		65. 941	
LR 卡方值		274. 64 ***		156. 38 ***		—	
Wald 卡方值		—		—		64. 53 ***	
样本量		1 092		895		216	

*、**、*** 分别表示在 10%、5%和 1%统计水平上显著。

2.3 生计分化对农户环境友好型技术决策行为的影响

2.3.1 自然资本

承包耕地面积对农户测土配方施肥技术采纳行为产生显著正向影响,对采纳程度产生显著负向影响。即承包耕地面积越大,越多农户选择采纳测土配方施肥技术,采纳程度却越低。在现今仍以小农生产为主的农业模式下,测土配方施肥相较于传统施肥方式具有效率高、价格低等优势,因此更多农户选择采纳此技术,但同时由于面积较大,需要兼顾到各类土质的耕地施肥需求,规模化施肥难度提升,管理成本不断增加,因此对技术的总体采纳程度会相应下降。耕地总体灌溉条件对农户测土配方施肥技术采纳意愿产生显著正向影响,表明耕地灌溉条件越好,农户的采纳意愿越高。较好的灌溉条件能降低农业生产的人力和资金投入,有效提升技术采纳意愿。耕地总体肥力条件对农户测土配方施肥技术采纳意愿产生显著负向影响,对采纳

行为产生显著正向影响,说明耕地肥力条件越好,农户的采纳意愿越低,但采纳行为越高。肥力条件好的耕地,农户即使保持传统施肥方式也能在一段时间取得较好的收成,所以通过采纳新技术进一步提高产量的意愿相对较低,而根据土地肥力递减规律,在技术程度不变的条件下,在一定面积土地上连续投入资本和劳动,所获得的边际收益会递减,为保证耕地产出,更多的农户还是会在实际生产中采纳测土配方施肥技术。

2.3.2 人力资本

受教育年限对农户测土配方施肥技术采纳意愿产生显著正向影响。接受教育后,农户对测土配方施肥技术的理解和接受能力都能得到较大的提升,采纳意愿也会更高。务农经验对农户测土配方施肥技术采纳意愿产生显著负向影响,农户务农年限越长,受传统施肥方式的影响越深刻,对于新技术的采纳意愿也越低。劳动力人口对农户测土配方施肥技术采纳意愿和采纳程度均产生显著负向

影响,随着社会发展,农户分化程度不断加深,在当前小规模经营的农业生产形式下,规模化生产的难度较大、经济效益较低,劳动力人口较多的农户越倾向于从事非农产业来转移富余劳动力以获得更高的家庭收益,导致新技术采纳意愿和采纳程度降低。

2.3.3 社会资本

本村亲戚人数对农户测土配方施肥技术采纳意愿产生显著正向影响,亲戚人数多有助于农户更方便、快捷地获得相关生产经营的信息与技术,进而促进其采纳意愿的提升。

2.3.4 物质资本

房屋面积对农户测土配方施肥技术采纳意愿产生显著正向影响,对采纳行为产生显著负向影响。房屋面积越大,农户的采纳意愿越高,但采纳行为越少。房屋面积是农户经济条件的反映指标之一,面积越大,农户经济条件越好,对于采纳新型农业技术时的资金需求以及面临的风险有更高的承受能力,因此会有较高的采纳意愿。但是,通常情况下经济条件好的农户对农业的依赖程度和重视程度都较低,对于新技术的实际采纳行为则较少。大型农机具数量对农户测土配方施肥技术的采纳行为和采纳程度均产生正向显著影响。农户所拥有大型农机具数量越多,表明农业对其的重要程度和农业收入占比越高,使得其对新技术的采纳意愿也会更高。是否购买城镇住房对农户测土配方施肥技术采纳意愿和采纳行为均产生显著负向影响。是否购买城镇住房能反映农户的经济条件与生活状态,有城镇住房的农户与农村联系更弱,对新技术的了解与采纳意愿也会更低。

2.3.5 金融资本

人均收入对农户测土配方施肥技术采纳意愿产生显著负向影响,家庭储蓄金额对农户测土配方施肥技术采纳行为和采纳程度都产生显著负向影响。人均收入与储蓄金额均能反映农户的经济条件,经济条件较好的农户农业发展意愿较低,对于新技术的采纳积极性也较低。

2.3.6 生态资本

认同绿色产品价值更高对农户测土配方施肥技术采纳意愿和采纳行为均产生显著正向影响,采用环境友好型技术生产的农产品较传统方式更为生态与环保,价格也会更高,因此会提高农户的采纳积极性。是否使用生态节能产品对农户测土配方施肥技术采纳意愿产生显著负向影响,但对采纳行为产生显著正向影响。使用生态节能产品的农

户对测土配方施肥技术的采纳意愿较低,但采纳行为为较多。农户意愿能否转化为实际行为受到众多因素影响,意愿与行为之间仍存在着差距,有意愿不一定有相应的行为,甚至还会出现悖离情况。农村生态环境变化对农户采纳行为产生显著负向影响,农村生态环境变好会使得农户对生态环境质量持乐观态度,进而降低其对环境友好型技术的采纳积极性。

2.3.7 心理资本

能坚强面对困难或逆境对农户测土配方施肥技术采纳意愿与行为均产生显著正向影响,坚韧的意志能使人乐观地面对生活与新事物,也会提高其对新技术的采纳度。对当前生活满意度和新生事物接受度对技术采纳程度和采纳行为产生显著负向影响,对当前生活满意度高会使人失去改变的动力,对新生事物接受度高能提高农户对新技术的采纳意愿。

3 结论与政策启示

3.1 结论

笔者基于江西省 1 092 份农户微观数据,在农户生计分化背景下,将农户环境友好型技术采纳的决策行为分为采纳意愿、采纳行为和采纳程度 3 个阶段,通过运用 Triple-Hurdle 模型,实证分析了 7 项农户生计资本对其环境友好型技术采纳决策行为的影响。得到以下主要结论:(1)总体上农户对环境友好型技术的采纳意愿较高,达 81.96%,但采纳行为只有 24.13%,有采纳行为的农户技术采纳程度高达 91.60%,农户采纳行为较低,不利于我国环境友好型技术的推广以及农业的可持续发展,但有很大的提升空间。(2)耕地灌溉条件越好、受教育年限越长、本村亲戚人数越多、房屋面积越大、认同绿色产品价值更高、能坚强面对困难或逆境的农户采纳意愿越高,耕地肥力条件越好、务农年限越长、劳动力人口越多、有城镇住房、人均收入越高、使用生态节能产品的农户采纳意愿越低。(3)承包耕地面积越大、耕地肥力条件越好、大型农机具数量越多、认同绿色产品价值更高、使用生态节能产品、能坚强面对困难或逆境的农户采纳行为越高,房屋面积越大、有城镇住房、储蓄金额越多、农村生态环境越好、对新生事物接受度越高的农户采纳行为越低。(4)大型农机具数量越多的农户采纳程度越高,承包耕地面积越大、劳动力人口越多、储蓄金额越多、对当前生活满意度越高的农户采纳程度越低。

3.2 政策启示

不断促进绿色农业、可持续农业、环境友好型农业推广是农业现代化发展的必然要求,而保障和提升农户各项生计资本是新技术推广的重要前提。基于上述结论,为促进农户采纳环境友好型技术,提出以下政策建议:(1)加大农田水利资金投入,强化高标准农田建设,提升农田灌溉条件;加大农村教育投入,提升农户受教育年限。(2)健全和完善土地流转制度,促进农村土地流转、推动规模经营;适当施用有机肥、进行秸秆还田与合理轮作;提高对大型农机具的购置补贴;加大推广节能灯、沼气池、节能灶等节能产品的使用;举办交流会和互助会,为农户搭建一个交流互助的平台,并提高其抗压和受挫能力。(3)完善技术示范、培训、推广体系建设,了解农户的普遍利益诉求,切实提高农户生计资本水平,鼓励农户主动采纳环境友好型技术。(4)加强技术宣传,提升农户的技术认知深度,通过市场引导与政策指导等方式促进农户意愿向行为转化。

参考文献:

- [1] 张亨明,章皓月,朱庆生.“双循环”新发展格局下我国粮食安全隐忧及其消解方略[J].改革,2021(9):134-144.[ZHANG Heng-ming,ZHANG Hao-yue,ZHU Qing-sheng.Hidden Worries of China's Food Security and Its Resolution Strategy under the New Development Pattern of "Dual Circulation"[J].Reform,2021(9):134-144.]
- [2] 刘桃菊,陈美球.中国耕地保护制度执行力现状及其提升路径[J].中国土地科学,2020,34(9):32-37,47.[LIU Tao-ju,CHEN Mei-qiu.The Status-quo and Improvement Path for the Implementation of Cultivated Land Protection Policy in China[J].China Land Science,2020,34(9):32-37,47.]
- [3] 吴宇哲,沈欣言.中国耕地保护治理转型:供给、管制与赋能[J].中国土地科学,2021,35(8):32-38.[WU Yu-zhe,SHEN Xin-yan.Governance Transformation for Cultivated Land Protection in China:Provision,Regulation and Enabling[J].China Land Science,2021,35(8):32-38.]
- [4] 柯楠,卢新海,匡兵,等.碳中和目标下中国耕地绿色低碳利用的区域差异与影响因素[J].中国土地科学,2021,35(8):67-76.[KE Nan,LU Xin-hai,KUANG Bing,et al.Regional Differences and Influencing Factors of Green and Low-carbon Utilization of Cultivated Land under the Carbon Neutrality Target in China[J].China Land Science,2021,35(8):67-76.]
- [5] 颜玉琦,陈美球,张洁,等.农户环境友好型耕地保护技术的采纳意愿与行为响应:基于江西省1092户农户测土配方施肥技术应用的实证[J].中国土地科学,2021,35(10):85-93.[YAN Yu-qi,CHEN Mei-qiu,ZHANG Jie,et al.Farmers' Willingness and Behavior Response to Environmental Friendly Cultivated Land Protection Technology: The Empirical Evidence from Application of Soil Testing and Formula Fertilization Technology Based on 1 092 Farmers in Jiangxi Province[J].China Land Science,2021,35(10):85-93.]
- [6] 岳梦,张露,张俊飏.土地细碎化与农户环境友好型技术采纳决策:以测土配方施肥技术为例[J].长江流域资源与环境,2021,30(8):1957-1968.[YUE Meng,ZHANG Lu,ZHANG Jun-biao.Land Fragmentation and Farmers' Environmental-friendly Technology Adoption Decision: Taking Soil Measurement and Fertilization Technology as an Example[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2021,30(8):1957-1968.]
- [7] 周力,冯建铭,应瑞瑶,等.农户精准施肥两阶段异质性及采纳行为研究:基于劳动偏向型特征的再考察[J].农业技术经济,2021(8):81-91.[ZHOU Li,FENG Jian-ming,YING Rui-yao,et al.Two Stages of Precision Fertilization and Farmers' Adoption: Re-examination of Labor-intensive Characteristics[J].Journal of Agrotechnical Economics,2021(8):81-91.]
- [8] 王一超,郝海广,张惠远,等.农牧交错区农户生计分化及其对耕地利用的影响:以宁夏盐池县为例[J].自然资源学报,2018,33(2):302-312.[WANG Yi-chao,HAO Hai-guang,ZHANG Hui-yuan,et al.Livelihood Diversification of Farm Household and Its Impact on the Utilization of Cultivated Land in Agro-Pastoral Area: A Case Study of Yanchi County, Ningxia Hui Autonomous Region[J].Journal of Natural Resources,2018,33(2):302-312.]
- [9] 许恒周,郭玉燕,吴冠岑.农民分化对耕地利用效率的影响:基于农户调查数据的实证分析[J].中国农村经济,2012(6):31-39,47.[XU Heng-zhou,GUO Yu-yan,WU Guan-cen.Influence of Farmers' Differentiation on Cultivated Land Use Efficiency: An Empirical Analysis Based on Farmers' Survey Data[J].Chinese Rural Economy,2012(6):31-39,47.]
- [10] 王璇,张俊飏,何可.生计资本能影响农户有机肥施用行为吗?[J].生态与农村环境学报,2020,36(9):1141-1148.[WANG Xuan,ZHANG Jun-biao,HE Ke.Will Livelihood Capital Affect Farmers' Organic Fertilizer Application Behavior?[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2020,36(9):1141-1148.]
- [11] 文龙娇,常雪,顾天竹.农地确权何以影响农户环境友好型农业技术采纳:基于太湖上游地区调查[J].重庆大学学报(社会科学版),2020,26(2):46-56.[WEN Long-jiao,CHANG Xue,GU Tian-zhu.Analysis of the Scale of Farmland Rights Certification and Farmers' Adoption Behavior of Environment Friendly Agricultural Technology: Based on the Survey of the Upper Reaches of Taihu Basin[J].Journal of Chongqing University (Social Science Edition),2020,26(2):46-56.]
- [12] QI X X,LIANG F C,YUAN W H,et al.Factors Influencing Farmers' Adoption of Eco-friendly Fertilization Technology in Grain Production: An Integrated Spatial-econometric Analysis in China[J].Journal of Cleaner Production,2021,310:127536.
- [13] 盖豪,颜廷武,张俊飏.基于分层视角的农户环境友好型技术采纳意愿研究:以秸秆还田为例[J].中国农业大学学报,2018,23(4):170-182.[GAI Hao,YAN Ting-wu,ZHANG Jun-biao.A Study on Farmers' Willingness to Adopt Environmental-Friendly Technology from Stratification Angle: Taking Straw Returning as an Example[J].Journal of China Agricultural University,

- 2018,23(4):170-182.]
- [14] 胡乃娟,王羽涛,陶宝瑞,等.生态认知、外部环境对稻虾共作模式农户农资投入减量化行为的影响:基于江苏省589个农户的调研数据[J].生态与农村环境学报,2021,37(8):983-991.[HU Nai-juan,WANG Yu-tao,TAO Bao-rui,et al.The Influence of Ecological Cognition and External Environment on the Agricultural Input Reduction Behavior of Rice and Crayfish Co-Cropping Farmers:Based on the Survey Data of 589 Farmers in Jiangsu Province[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2021,37(8):983-991.]
- [15] 尚光引,杨欣.政策认知对农户低碳农业技术采纳决策的影响[J].应用生态学报,2021,32(4):1373-1382.[SHANG Guang-yin,YANG Xin.Impacts of Policy Cognition on Low-carbon Agricultural Technology Adoption of Farmers[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2021,32(4):1373-1382.]
- [16] 罗岚,杨小芳,牛文浩,等.认知规范、制度环境与果农绿色生产技术多阶段动态采纳过程:基于Triple-Hurdle模型的分析[J].农业技术经济,2022(10):98-113.[LUO Lan,YANG Xiao-fang,NIU Wen-hao,et al.Cognitive Norms, Institutional Environment and Multi-stage Dynamic Process of Fruit Farmers Adopting Green Production Technology:An Analysis Based on the Triple-Hurdle Model[J].Journal of Agrotechnical Economics,2022(10):98-113.]
- [17] 谢依林,文高辉,胡贤辉.农户分化、生态认知对农户农田面源污染治理受偿意愿的影响[J].长江流域资源与环境,2021,30(8):1992-2001.[XIE Yi-lin,WEN Gao-hui,HU Xian-hui.Research on the Influence of Farmer Differentiation and Ecological Cognition on Farmers' Willingness to Accept for Cropland Non-Point Source Pollution Control[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2021,30(8):1992-2001.]
- [18] 杜娟,谢芳婷,刘小进,等.不同群体林农对生态公益林补偿政策的满意度研究:基于江西省南方集体林区的实证分析[J].林业经济,2019,41(9):16-23.[DU Juan,XIE Fang-ting,LIU Xiao-jin,et al.Study on the Satisfaction of Different Groups of Forest Farmers towards Ecological Compensation Policy:An Empirical Analysis Based on the Collective Forest Regions in Southern Jiangxi Province[J].Forestry Economics,2019,41(9):16-23.]
- [19] 马红玉,王转弟.社会资本、心理资本对农民工创业绩效影响研究:基于陕西省889份农户调研数据[J].农林经济管理学报,2018,17(6):738-745.[MA Hong-yu,WANG Zhuan-di.Influence of Social and Psychological Capital on Entrepreneurial Performance of Migrant Workers:Based on Survey Data of 889 Rural Households in Shaanxi Province[J].Journal of Agro-Forestry Economics and Management,2018,17(6):738-745.]
- [20] 耿亚新,刘翔含,饶品样.农户生计资本和区域异质性对生计策略的影响研究:基于中国家庭追踪调查数据的实证分析[J].林业经济,2021,43(5):17-31.[GENG Ya-xin,LIU Xu-han,RAO Pin-yang.Study on the Impact of Rural Livelihood Capital and Regional Heterogeneity on Livelihood Strategies:Based on an Empirical Analysis of CFPS Data[J].Forestry Economics,2021,43(5):17-31.]
- [21] 刘玲,舒伯阳,马应心.可持续生计分析框架在乡村旅游研究中的改进与应用[J].东岳论丛,2019,40(12):127-137.[LIU Ling,SHU Bo-yang,MA Ying-xin.Improvement and Application of Sustainable Livelihood Analysis Framework in Rural Tourism Research[J].Dongyue Tribune,2019,40(12):127-137.]
- [22] 穆月英,赖继惠.生计资本框架下农户蔬菜流通渠道及影响因素[J].农林经济管理学报,2021,20(4):429-437.[MU Yue-ying,LAI Ji-hui.Farmers' Multi-choice of Vegetable Distribution and Its Influencing Factors from the Perspective of Livelihood Capital[J].Journal of Agro-forestry Economics and Management,2021,20(4):429-437.]
- [23] 张连刚,陈卓.农民专业合作社提升了农户社会资本吗?:基于云南省506份农户调查数据的实证分析[J].中国农村观察,2021(1):106-121.[ZHANG Lian-gang,CHEN Zhuo.Do Farmers' Specialized Cooperatives Increase Farmers' Social Capital? An Analysis Based on Survey Data from 506 Farmers in Yunnan Province[J].China Rural Survey,2021(1):106-121.]
- [24] 刘林,李光浩,王力.少数民族农户收入差距的经验证据:物质资本、人力资本抑或社会资本[J].农业技术经济,2016(5):70-79.[LIU Lin,LI Guang-hao,WANG Li.Empirical Evidence of Income Gap of Minority Farmers:Material Capital,Human Capital or Social Capital?[J].Journal of Agrotechnical Economics,2016(5):70-79.]
- [25] 王凯,李志苗,易静.生态移民户与非移民户的生计对比:以遗产旅游地武陵源为例[J].资源科学,2016,38(8):1621-1633.[WANG Kai,LI Zhi-miao,YI Jing.Contrasting the Livelihoods of Immigrants and Nonimmigrants in the Wulingyuan World Heritage Area[J].Resources Science,2016,38(8):1621-1633.]
- [26] 袁东波,陈美球,廖彩荣,等.土地转出农户主观福祉现状及其影响因素分析:基于生计资本视角[J].中国土地科学,2019,33(3):25-33.[YUAN Dong-bo,CHEN Mei-qiu,LIAO Cai-rong,et al.Analysis of Subjective Well-being of Farmers with Land Transfer and Its Influencing Factors:From the Perspective of Livelihood Capitals[J].China Land Science,2019,33(3):25-33.]
- [27] LUTHANS F,YOUSSEF C M.Human, Social, and Now Positive Psychological Capital Management[J].Organizational Dynamics,2004,33(2):143-160.
- [28] 王世尧,金媛,韩会平.环境友好型技术采用决策的经济分析:基于测土配方施肥技术的再考察[J].农业技术经济,2017(8):15-26.[WANG Shi-yao,JIN Yuan,HAN Hui-ping.Economic Analysis on the Decision-making of Environment-friendly Technology:Re-examination Based on Soil Testing and Formulated Fertilization Technology[J].Journal of Agrotechnical Economics,2017(8):15-26.]
- [29] 杜三峡,罗小锋,黄炎忠,等.风险感知、农业社会化服务与稻农生物农药技术采纳行为[J].长江流域资源与环境,2021,30(7):1768-1779.[DU San-xia,LUO Xiao-feng,HUANG Yan-zhong,et al.Risk Perception,Specialized Agricultural Services and Rice Farmers' Adoption Behavior of Biological Pesticide Technology[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2021,30(7):1768-1779.]
- [30] 张洁,陈美球,谢贤鑫,等.劳动力禀赋、耕地破碎化与农户生态耕种决策行为[J].中国农业资源与区划,2022,43(3):28-36.[ZHANG Jie,CHEN Mei-qiu,XIE Xian-xin,et al.Farmer's Labor Endowment,Farmland Fragmentation and Farmer's Ecological

- Farming Decision-making Behavior[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2022, 43(3): 28-36.]
- [31] 史恒通, 睢党臣, 吴海霞, 等. 社会资本对农户参与流域生态治理行为的影响: 以黑河流域为例[J]. 中国农村经济, 2018(1): 34-45. [SHI Heng-tong, SUI Dang-chen, WU Hai-xia, *et al.* The Influence of Social Capital on Farmers' Participation in Watershed Ecological Management Behavior: Evidence from Heihe Basin[J]. Chinese Rural Economy, 2018(1): 34-45.]
- [32] 郭清卉, 李昊, 李世平, 等. 基于行为与意愿悖离视角的农户亲环境行为研究: 以有机肥施用为例[J]. 长江流域资源与环境, 2021, 30(1): 212-224. [GUO Qing-hui, LI Hao, LI Shi-ping, *et al.* Research on Farmers' Pro-environmental Behavior from the Perspective of Paradox Existing between Behavior and Willingness: Taking the Organic Fertilizers Application as an Example[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2021, 30(1): 212-224.]
- [33] CRAGG J G. Some Statistical Models for Limited Dependent Variables with Application to the Demand for Durable Goods[J]. Econometrica, 1971, 39(5): 829.
- [34] BURKEW J, MYERS R J, JAYNE T S. A Triple-Hurdle Model of Production and Market Participation in Kenya's Dairy Market[J]. American Journal of Agricultural Economics, 2015, 97(4): 1227-1246.
- [35] 陈宏伟, 穆月英. 社会网络、交易成本与农户市场参与行为[J]. 经济经纬, 2020, 37(5): 45-53. [CHEN Hong-wei, MU Yue-ying. Social Network, Transaction Cost and Farmers' Market Participation Behavior[J]. Economic Survey, 2020, 37(5): 45-53.]
- [36] 史雨星, 姚柳杨, 赵敏娟. 社会资本对牧户参与草场社区治理意愿的影响: 基于 Triple-Hurdle 模型的分析[J]. 中国农村观察, 2018(3): 35-50. [SHI Yu-xing, YAO Liu-yang, ZHAO Min-juan. The Effect of Social Capital on Herdsmen's Participation Willingness in Grassland Community Governance: An Analysis Based on Triple-Hurdle Model[J]. China Rural Survey, 2018(3): 35-50.]

作者简介: 张洁(1995—), 女, 江西南昌人, 硕士, 主要研究方向为土地资源管理。E-mail: 1959289622@qq.com

(责任编辑: 许 素)

敬告读者·作者

为适应我国信息化建设需要, 扩大作者学术交流渠道, 本刊已被“CNKI 中国期刊全文数据库”、CEPS、CA、BA、BI-OSIS、CABI 等多家文摘和数据库收录, 其作者文章著作权使用费与本刊稿酬一次性给付, 不再另付。本刊发表文章的著作权归作者所有, 编辑版权属本刊所有。本刊有权将其编辑的刊物制成光盘或供其他正式出版的光盘收录。如作者不同意文章被收录, 请在来稿时向本刊声明, 本刊将作适当处理, 否则视为同意。

本刊编辑部

2月18日

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0767

张化楠,葛颜祥.内在感知、外部环境对农户绿色施肥技术采纳行为的影响研究[J].生态与农村环境学报,2023,39(2):166–173.

ZHANG Hua-nan, GE Yan-xiang. Research on the Influence of Internal Perception and External Environment on Green Fertilization Technology Adoption Behavior of Farmers[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 166–173.

内在感知、外部环境对农户绿色施肥技术采纳行为的影响研究

张化楠, 葛颜祥^① (山东农业大学经济管理学院, 山东 泰安 271018)

摘要: 作为化肥施用的决策主体,农户绿色施肥技术采纳决策和采纳程度受内在感知和外部环境的双重影响。系统分析农户绿色施肥技术采纳行为对推动农业绿色高质量发展具有重要的理论和现实意义。基于山东省苹果种植户 680 份实地调研微观数据,运用 Heckman 模型实证分析了内在感知和外部环境对农户绿色施肥技术采纳决策和采纳程度的影响及差异。研究表明:(1)农户对绿色施肥技术的采纳决策存在“高意愿、低行动”现象,且平均采纳程度不高;(2)技术感知显著正向影响农户绿色施肥技术采纳行为,经济价值对农户绿色施肥技术采纳行为的影响明显大于社会价值和生态价值;(3)表征外部环境的指令性规范和示范性规范均显著正向影响农户绿色施肥技术采纳决策,生态补偿对其采纳程度具有显著影响。因此,为激励农户绿色施肥技术采纳行为的积极性和主动性,应加大绿色施肥技术的宣传教育,积极培育新型农业经营主体,提高农户采纳绿色施肥技术的内在动力。

关键词: 农户; 内在感知; 外部环境; 技术采纳行为; Heckman 模型

中图分类号: X24 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0166-08

Research on the Influence of Internal Perception and External Environment on Green Fertilization Technology Adoption Behavior of Farmers. ZHANG Hua-nan, GE Yan-xiang^① (College of Economics and Management, Shandong Agricultural University, Taian 271018, China)

Abstract: As the decision-making body of fertilizer application, farmers' decision-making and degree of adoption of green fertilization technology are affected by internal perception and external environment. Systematic analysis on the adoption behavior of green fertilization technology of farmers has important theoretical and practical significance to the promotion of the green and high-quality development of agriculture and the ecological environment. Based on the micro data of field survey on 680 apple growers in Shandong Province, the Heckman model was used to empirically analyze the influence and differences of internal perception and external environment on farmers' decision-making on the adoption of green fertilization technology and the adoption degree. The results show that: firstly, farmers have “high willingness but low action” on adoption of green fertilization technology, and the average adoption degree is not high. Secondly, technology perception has significant positive impact on farmers' behavior on the adoption of green fertilization technology, and the influence of economic value on farmers' behavior on the adoption of green fertilization technology is significantly greater than that of the social value and ecological value. Thirdly, the directive norms and exemplary norms representing the external environment have significant positive influence on the farmers' decision on the adoption of green fertilization technology, and the ecological compensation has a significant impact on the adoption degree. Therefore, in order to encourage the enthusiasm and initiative of farmers to adopt green fertilization technology, the publicity and education on green fertilization technology should be enhanced, new agricultural business entities should be actively promoted, and the internal motivation of farmers on the adoption of green fertilization technology should be improved.

Key words: farmers; internal perception; external environment; technology adoption behavior; Heckman model

受传统种植观念和习惯的影响,农户对化肥的过量粗放施用不仅浪费资源、增加生产成本,而且导致了严重的农业面源污染和农产品质量安全问题。自 2015 年开始,原农村部在全国范围内全面启动了化肥施用量零增长行动,通过精准减施、改进

施肥方式等措施治理农业面源污染,提升农业可持

收稿日期: 2021-12-08

基金项目: 国家社会科学基金(19BGL171)

① 通信作者 E-mail: geyanxiang@126.com

续发展能力。2021 年中央一号文件再次明确提出推动农业生产方式绿色转型,持续推进化肥减量增效。农户是农业生产和经营的主体,如何有效激励农户的绿色施肥行为是实现化肥面源污染源头防治的关键^[1]。但现实中受自身内在感知和外部环境的影响,具有多重优势的绿色施肥技术并未得到农户的广泛采纳,依然存在推广进程缓慢、覆盖率较低、采纳程度及采纳可持续性较弱等问题^[2]。如何突破既有约束,有效激励农户采纳绿色施肥技术的积极性和主动性,对实现农业绿色高质量发展具有重要的理论意义和现实价值。

目前学术界对于农户绿色施肥行为的研究主要集中于绿色施肥产品和绿色施肥技术 2 个方面。众多学者重点分析了农户对有机肥^[3]、绿肥^[4]等施肥产品的采纳意愿及其影响因素。针对农户对绿色施肥技术采纳行为的研究相对较少。已有研究表明,农户家庭人口学特征^[5]、经济禀赋^[6]、认知水平^[7]及政策环境^[8]等均对农户的绿色施肥技术采纳产生不同程度的影响。也有学者重点考察某一因素对农户绿色施肥技术采纳行为的作用机理,例如社会网络^[9]、环境规制^[10]等。已有文献具有重要的启发与借鉴意义,但仍存有进一步深入研究的空间:(1)农户的生产决策行为是基于其内在感知衡量后在理性和感性综合影响下所作出的最佳选择,不仅受客观现实条件的制约,还受特定社会文化环境下内在感知的影响,既有研究缺乏将内在感知和外部环境纳入统一框架系统进行分析的先例;(2)绿色施肥技术是由有机肥替代技术、水肥一体化技术、测土配方技术等多项子技术所构成的技术包,现有研究大多集中于对某项技术的采纳意愿探讨,缺少对该技术采纳程度的进一步研究;(3)现有研究大多采用 Logit 模型、Probit 模型进行影响因素分析,但这些方法容易忽视农户的样本选择性偏差问题,引起实证结果有偏估计。

鉴于此,笔者利用对山东省苹果种植户的 680 份实地调研微观数据,实证分析了内在感知和外部环境对农户绿色施肥技术采纳决策和采纳程度的影响及差异,以期为推动农业绿色高质量发展提供理论支撑和参考。

1 理论分析

绿色施肥技术能否有效发挥减肥增产增收作用,不仅与农户是否采纳该技术有关,还取决于农户对该技术的采纳程度。基于山东省苹果主产市(县)的实地调研发现,由于农户对绿色施肥技术类

别、操作技能掌握不足及受外部环境的影响,实际应用效果不尽人意,致使部分农户将技术设施闲置弃用。实际上,农户对绿色施肥技术的采纳行为是由“是否采纳”到“采纳多少”的过程,在最初阶段农户主要从政府、媒体、苹果标准化示范园等获取绿色施肥技术的相关信息,由此产生对绿色施肥技术的“第一印象”。农户受内在感知和外部环境的影响,对采纳绿色施肥技术的预期成本和预期收益进行比较,最终形成对该技术的采纳决策。当农户采纳该技术后,通过自身的“干中学”对技术的操作规范、附加成本等有了直观认知,同时也对采纳绿色施肥技术产生了新的感知,农户再次对投入成本与采纳收益进行权衡,继而作出采纳程度的决策^[11]。因此,该研究重点分析内在感知和外部环境对农户绿色施肥技术采纳行为的影响。

1.1 内在感知对农户绿色施肥技术采纳行为的影响

基于感知价值理论^[12],农户对绿色施肥技术是否采纳并能否提高采纳程度的选择是在个人感知的基础上对技术特征及投入成本与产出收益间进行的主观权衡,即农户对绿色施肥技术的内在感知,可将其细分为技术感知和价值感知 2 个部分。

技术感知反映农户对绿色施肥技术易用程度的感知。农户对绿色施肥技术的了解程度越高,越能有效处理绿色施肥技术使用过程中所面临的各种约束因素^[13]。同时,农户只有意识到绿色施肥技术与自家果园的资源禀赋及配套设施等相吻合才会主动采纳绿色施肥技术^[14]。

价值感知反映农户对绿色施肥技术效益程度的感知。作为理性经济人,农户会对绿色施肥技术的采纳成本、收益及风险进行评估,只有感知到采纳绿色施肥技术有利可图时才会改变传统施肥方式^[15]。农户在农业生产中对肥料的粗放型施用造成严重的农业面源污染,并成为制约苹果业高质量绿色发展的重要瓶颈。因此,只有农户感知到采纳绿色施肥技术具有防止环境污染、土壤板结酸化、地力及农产品品质下降的生态价值和社会价值时才会积极采纳绿色施肥技术^[16]。

1.2 外部环境对农户绿色施肥技术采纳行为的影响

农户不仅是“理性经济人”,同时也是“复杂社会人”,因此农户还会考虑外部环境因素的影响进而做出最优的行为决策^[17]。根据计划行为理论,农户采纳某特定行为受外部社会压力的影响,主要可分为指令性规范和示范性规范 2 种。

对农户所产生的指令性规范主要来自于政府的政策干预和激励,政府的监督约束具有强制性和权威性,会对农户的施肥行为产生约束效应,因此相关政府部门对农户乱用滥用化肥的监管力度越大,越有助于农户采纳绿色施肥技术^[18];生态补偿是实现减施化肥外部性内在化的有效政策,有助于弥补农户因减施化肥所产生的机会成本,农户对减施化肥生态补偿政策的满意度越高,采纳绿色施肥技术、发展绿色生态农业的主动性越高^[19]。对农户所产生的示范性规范主要来自于苹果标准化示范园以及整体社会氛围,政府的宣传教育和他人的行为决策会对农户的施肥决策产生示范和引导作用^[20]。

2 数据来源、模型构建与变量选取

2.1 数据来源与样本特征

数据来源于课题组和山东省“三农”省情调研中心于 2020 年 5—12 月对山东省苹果种植户的实地走访调研。山东省作为全国苹果生产大省,以栖霞苹果、“沂源红”和“沂水红”闻名中外,为确保调研样本的代表性,根据全省苹果产量,选取栖霞市、蓬莱市、莱阳市、海阳市、沂源县、沂水县、蒙阴县、威海市共 8 个苹果主产市(县)作为调研地域。调研内容主要围绕农户的资本禀赋、绿色施肥认知及绿色施肥技术采纳行为等展开。为确保调研结果的准确有效性,事先对调研员进行了相关培训并组织实施了预调研。调研采取分层随机抽样法,每个市(县)选取 3 个乡镇,每个乡镇选取 3 个自然村,每个自然村抽取 10 个苹果种植户。调研采取入户访谈的方式,共发放问卷 720 份,剔除无效问卷(前后矛盾、不完全作答等),最终获得有效问卷 680 份,有效回收率为 94.44%。

由调查样本基本特征(表 1)可以看出,受访者男性比例较大,占样本总数的 78.09%;年龄大多集中于 50 岁以上,这正符合我国农村大多数青壮年进城务工、农村劳动力渐趋老龄化的现实;受教育水平普遍偏低,初中及以下的受访者占样本总数的 74.56%;常年从事苹果种植的务农人员大多以夫妇两人为主;苹果种植业占家庭总收入 50% 以上的受访者占样本总数的 84.56%;受访者的苹果树种植面积以小规模为主。总体来看,调研样本各项特征与马兴栋等^[21]的调查研究较一致,调研样本具有较高的可信度。

2.2 模型构建

农户的绿色施肥技术采纳行为可划分为 2 个互

不独立的决策阶段:第 1 阶段为采纳决策,即农户是否已采纳绿色施肥技术;第 2 阶段为程度决策,即在农户已采纳绿色施肥技术前提下,采纳绿色施肥技术的施肥面积占家庭总苹果种植面积的比例。程度决策以采纳决策为前提,因此未采纳绿色施肥技术的农户在程度决策中的数据是缺失的。为避免自选择偏差问题,选用 Heckman 模型进行分析。基于上述理论分析,构建如图 1 所示的农户绿色施肥技术采纳行为机理模型^[22-23]。

表 1 调查样本的基本特征

Table 1 The basic characteristics of the survey samples

类型	选项	样本数	占比/%
性别	男	531	78.09
	女	149	21.91
年龄	17~30	20	2.94
	31~40	51	7.50
	41~50	161	23.68
	51~60	298	43.82
	>60	150	22.06
苹果业收入占比	≤24%	45	6.62
	>24%~49%	60	8.82
	>49%~75%	265	38.97
	>75%	310	45.59
受教育程度	小学及以下	73	10.74
	初中	434	63.82
	中专或高中	132	19.41
	大专及以上	41	6.03
常年务农人数	1~2 人	594	87.35
	≥3 人	86	12.65
果树种植规模	≤5 m ²	248	36.47
	>5~14 m ²	327	48.09
	>14~23 m ²	58	8.53
	>23~32 m ²	28	4.12
	>32 m ²	19	2.79

$$y_{i1}^* = x'_{i1}\alpha + \mu_{i1}, \quad y_{i1} = \begin{cases} 1, & y_{i1}^* > 0 \\ 0, & y_{i1}^* \leq 0 \end{cases}, \quad (1)$$

$$y_{i2}^* = x'_{i2}\beta + \mu_{i2}, \quad y_{i2} = \begin{cases} c, & y_{i1} = 1 \\ 0, & y_{i1} = 0 \end{cases}. \quad (2)$$

式(1)为采纳决策方程,式(2)为程度决策方程。式(1)~(2)中, y_{i1}^* 、 y_{i2}^* 为潜变量; y_{i1} 、 y_{i2} 为因变量,分别表示农户绿色施肥技术的采纳决策和程度决策,当且仅当 $y_{i1} = 1$ 时, y_{i2} 才能被观察到。 i 为第 i 个苹果种植户; c 为农户绿色施肥技术的采纳程度; x'_{i1} 、 x'_{i2} 为自变量; α 、 β 为待估参数; μ_{i1} 、 μ_{i2} 为残差项,均服从标准正态分布。

农户绿色施肥技术采纳程度的条件期望为

$$E(y_{i2} | y_{i2} = c) = E(y_{i2} | y_{i1}^* > 0) = E(x'_{i2}\beta +$$

$$\mu_{i2} | x'_{i1} \alpha + \mu_{i1} > 0) = x'_{i2} \beta + E(\mu_{i2} | \mu_{i1} > -x'_{i1} \alpha) = x'_{i2} \beta + \rho \sigma \lambda(-x'_{i1} \alpha)。$$
 (3)

式(3)中, $\lambda(x)$ 为反米尔斯比率函数; σ 为标准差; ρ 为 y_{i1} 、 y_{i2} 的相关系数。当 $\rho = 0$ 时, y_{i2} 不会受 y_{i1} 的影响; 当 $\rho \neq 0$ 时, y_{i2} 会受到 y_{i1} 的影响, 存在样本选择偏误问题。

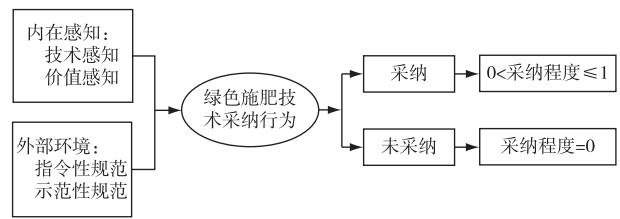


图 1 绿色施肥技术采纳行为机理

Fig. 1 The mechanisms of green fertilization technology adoption behavior

2.3 变量选取

2.3.1 因变量

因变量为农户绿色施肥技术采纳行为, 包括采纳决策和程度决策 2 个部分。采纳决策中若农户对有机肥替代技术、水肥一体化技术和测土配方技术至少已采纳 1 种, 则赋值为 1, 否则赋值为 0; 程度决策用农户对绿色施肥技术的采纳程度表示, 属于连

续变量。

2.3.2 核心变量

基于前文理论分析, 农户对绿色施肥技术的内在感知主要分为技术感知和价值感知 2 个部分, 用感知水平、适应程度表征农户的技术感知, 用经济价值、生态价值、社会价值表征农户的价值感知。农户采纳绿色施肥技术所受到的外部环境可分为指令性规范和示范性规范 2 种, 其中指令性规范的观察指标为监督约束、生态补偿示范性规范的观察指标为示范效应、引导效应。

2.3.3 控制变量与识别变量

借鉴国内外相关学者的研究成果^[24-26], 同时结合实际调研中所发现的问题, 选取反映农户资本禀赋的相关指标作为控制变量, 其中用农地质量表征农户的自然资本, 平均地块面积表征农户的物质资本, 受教育程度表征农户的人力资本, 家庭收入结构表征农户的经济资本, 技术培训表征农户的社会资本。为符合模型要求, 避免决策方程解释变量与程度决策方程解释变量相同所产生的共线性问题, 需选择至少 1 个只对采纳决策有影响但对程度决策没有偏效应的识别变量, 选取新型主体作为识别变量。变量名称、赋值及描述性统计如表 2 所示。

表 2 变量名称及其赋值

Table 2 The name of the variable and its assignment

变量类型	变量名称	含义及赋值	平均数	标准差
被解释变量	采纳决策	未采纳=0; 已采纳=1	0. 616	0. 311
	采纳程度	绿色施肥技术施肥面积所占比例(%)	64. 521	54. 683
解释变量	感知水平	对绿色施肥技术的了解程度(1~5)	3. 254	0. 740
	适应程度	绿色施肥技术对果园资源条件的适应程度(1~5)	2. 198	0. 921
	经济价值	对增产增收的价值感知(1~5)	4. 125	0. 547
	生态价值	对农业面源污染防治的价值感知(1~5)	2. 369	1. 348
	社会价值	对苹果品质及苹果业高质量发展的价值感知(1~5)	2. 349	2. 174
	监督约束	相关部门对乱用滥用化肥的监管力度(1~5)	1. 841	0. 761
	生态补偿	对减施化肥生态补偿政策的满意度(1~5)	1. 528	1. 856
	示范效应	苹果标准化示范园施肥行为对您的影响(1~5)	2. 244	0. 809
	引导效应	当地政府对绿色施肥政策的宣传推广力度(1~5)	2. 332	0. 732
	技术培训	参加农业技术培训次数	1. 811	3. 450
控制变量	农地质量	土壤肥力(1~5)	2. 331	0. 597
	平均地块面积	苹果种植面积(667 m ²)/地块数	2. 395	12. 546
	受教育程度	文盲=1; 小学=2; 初中=3; 高中或中专=4; 大专及以上=5	2. 742	0. 971
	家庭收入结构	苹果业收入占家庭年收入比例: ≤ 20%=1; >20%~40%=2; >40%~60%=3; >60%~80%=4; >80%=5	4. 020	0. 519
识别变量	新型主体	是否为新型农业经营主体: 否=0; 是=1	0. 312	0. 725

新型主体主要包括苹果标准化示范园、苹果种植大户、集生产、加工、流通、销售和采摘于一体的

果园、经营农家乐的家庭农场及加入苹果专业合作社的苹果种植户。

3 实证结果与分析

3.1 苹果种植户绿色施肥技术采纳情况

基于调研数据(表 3)发现,苹果种植户对绿色施肥技术的采纳存有“高意愿、低行动”的现象,大多数苹果种植户较为了解绿色施肥技术,有助于实现减肥增效的绿色生产目标,且具有较强的采纳意愿,但实际采纳相关绿色施肥技术的比例却较低。由此可见,绿色施肥技术的推广潜力较大。其中已采纳有机肥替代技术的比例最高,其次为测土配方技术。在对已采纳 1 种或多种绿色施肥技术农户的具体施肥面积占家庭总种植面积的比例分析可知,绿色施肥技术的平均采纳程度并不高,尤其受技术采纳成本和种植园区土地碎片化的影响,水肥一体化技术的实际平均采纳程度仅为 51.27%。

表 3 苹果种植户绿色施肥技术采纳情况

Table 3 The status of the apple growers on the adoption of green fertilization technology

技术类型	愿意采纳		已经采纳		平均采纳程度/%
	户数	比例/%	户数	比例/%	
有机肥替代技术	618	90.88	419	61.62	79.56
水肥一体化技术	589	86.62	261	38.38	51.27
测土配方技术	493	72.50	275	40.44	62.73

现阶段有机肥替代技术可分为完全替代和部分替代 2 种,该研究将有机肥替代比例达到 50% 以上的定义为“已采纳”。测土配方技术的采纳方式可分为 2 种,一种是在农业科技人员指导下科学施用配方肥;另一种是根据当地农业部门颁发的测土配方施肥建议卡,农户按比例进行配方施肥,该研究将只要采纳任一种即定义为“已采纳”。

3.2 模型回归结果分析

在进行实证分析前,首先运用 SPSS 23.0 软件对样本数据进行信度和效度检验,样本整体 Cronbach's α 值为 0.821,KMO 值为 0.730,Bartlett's 球形检验值通过了 1% 的显著性检验,表明研究量表及样本数据信度较好,收敛效度较高。然后对各变量进行多重共线性检验,因篇幅限制,仅展示以家庭收入结构为被解释变量时的检验结果(表 4)。综合全部检验结果,方差膨胀因子(VIF)均值均小于 2,说明各变量间共线程度在合理范围内,不存在显著共线性问题。最后,运用 Stata 15.0 软件进行 Heckman 模型估计,Wald 卡方检验值通过了 1% 的显著性检验,表明模型整体拟合效果较好。同时,采纳决策中的逆米尔斯比率在 5% 水平上显著,说

明样本存有选择偏误问题,进一步验证了采用 Heckman 模型的合理性,具体估计结果如表 5 所示。

表 4 多重共线性诊断结果

Table 4 Multiple collinear diagnostic results

被解释变量	解释变量	共线性统计量	
		方头膨胀因子(VIF)	膨胀因子
家庭收入结构	感知水平	1.24	0.806
	适应程度	1.31	0.763
	经济价值	1.14	0.877
	生态价值	1.09	0.917
	社会价值	1.07	0.935
	监督约束	1.35	0.741
	生态补偿	1.18	0.847
	示范效应	1.05	0.952
	引导效应	1.34	0.746
	农地质量	1.12	0.893
	平均地块面积	1.81	0.552
	受教育程度	1.72	0.581
	技术培训	1.27	0.787
	新型主体	1.61	0.621

表 5 Heckman 模型回归结果

Table 5 Regression results of Heckman model

变量	采纳决策方程		程度决策方程	
	系数	标准误	系数	标准误
感知水平	0.130 *	0.074	0.033 ***	0.016
适应程度	0.046 **	0.069	0.042 ***	0.045
经济价值	0.228 ***	0.074	0.012 ***	0.005
生态价值	0.010	0.092	0.005	0.006
社会价值	0.198 *	0.075	0.027 **	0.005
监督约束	0.143 **	0.153	0.139	0.016
生态补偿	0.186 **	0.130	0.153 **	0.091
示范效应	0.191 *	0.132	0.015	0.008
引导效应	0.098 **	0.113	0.013	0.009
农地质量	-0.072 *	0.015	-0.003	0.001
平均地块面积	0.243 **	0.117	0.020 *	0.008
受教育程度	0.075	0.132	0.054	0.008
家庭收入结构	0.007 **	0.054	0.012 ***	0.004
技术培训	0.089 **	0.088	0.004	0.004
新型主体	0.129 **	0.179		

*、**、*** 分别表示在 10%、5% 和 1% 的水平上显著。

3.2.1 内在感知的影响

表征技术感知的感知水平和适应程度均对农户绿色施肥技术采纳决策和采纳程度具有显著正向影响,表明感知水平和适应程度不仅增加了农户采纳绿色施肥技术的可能性,也提升了绿色施肥技术的采纳程度;表征价值感知的经济价值、生态价值、社会价值在 2 个方程中系数均为正,表明农户对绿色施肥技术的价值感知水平越高,采纳绿色施肥技术的可能性及采纳程度越高。经济价值在 2 个方程中均通过了 1% 的显著性检验,社会价值在 2 个

方程中分别通过了 10% 和 5% 的显著性检验,而生态价值在 2 个方程中均未通过显著性检验。由调研数据整理可知,占调查样本 62.50% 的受访者认为采纳绿色施肥技术并不能防止土壤板结酸化、地下水污染等问题。农户作为“理性经济人”,其生产经营决策往往追求的是个人及家庭经济利益的最大化,农户对绿色施肥技术的经济价值感知是决定其采纳行为的现实考量,只有当农户意识到采纳绿色施肥技术所产生的经济效益大于为此所投入的成本时才会倾向于采纳绿色施肥技术。绿色施肥技术在给农户带来明显减肥增收直接效益的同时还能够有效抑制过量施肥所引起的农业面源污染,促进苹果业的可持续发展。因此,农户不仅要具有注重生产效益的经济理性,还要具备注重社会效益的社会理性和注重生态效益的生态理性。但由实证结果可知,在农户对绿色施肥技术的行为选择中经济理性明显大于社会理性和生态理性。

3.2.2 外部环境的影响

反映指令性规范的监督约束和生态补偿均对农户绿色施肥技术采纳决策和采纳程度具有正向影响,监督约束仅在第 1 方程中通过了 5% 的显著性检验,表明相关政府部门对农户施肥行为的监督约束力度越大,越有助于提升农户采纳绿色生产技术的可行性,但因化肥施用具有隐蔽性、不易检测性和空间异质性等特点,监督约束对农户绿色施肥技术采纳程度的影响并不显著。生态补偿在 2 个方程中均通过了 5% 的显著性检验,其原因因为生态补偿是激励农户采纳绿色施肥技术的有效手段。农户采纳绿色施肥技术具有明显的外部性,生态补偿作为一项经济激励政策,可有效弥补农户因减施化肥所产生的机会成本损失,从而实现外部性内在化;反映示范性规范的示范效应和引导效应均对农户绿色施肥技术采纳决策和采纳程度具有正向影响,但仅在第 1 方程中分别通过了 10% 和 5% 的显著性检验。在政府科技人员指导下,苹果标准化示范园采取先进的生产技术和管护模式,对周边农户具有重要的辐射和带动作用,容易得到周边农户的效仿。在国家持续推进化肥减量增效、实现化肥施用量由零增长向负增长转变的战略背景下,农户在进行施肥决策时更青睐于政府所推广的施肥技术。由此可知,提升农户对绿色施肥技术的采纳决策和采纳程度不仅应注重政策的干预和激励,也应注重标准化示范园和政府宣传推广的示范和引领作用。

3.2.3 其他变量的影响

控制变量中,土地质量在第 1 方程中通过了

10% 的显著性检验,系数为负,表明土壤肥力越高,越具有农业生产的比较优势,在激烈的市场竞争中越不愿投入相应费用采纳新技术;平均地块面积在 2 个方程中分别通过了 5% 和 10% 的显著性检验,系数为正,表明农户土地碎片化程度越低,经营与管护成本越低,越容易集中应用绿色施肥技术;受教育程度在 2 个方程中均未通过显著性检验,系数为正,可能的解释为文化程度越高的农户对新技术的信息接收能力越强,但受教育程度的高低并不意味着种植经验水平的高低,务农时间长、种植经验丰富的农户更倾向于采纳绿色施肥技术;家庭收入结构在 2 个方程中分别通过了 5% 和 1% 的显著性检验,系数为正,占调研样本 84.56% 的受访者苹果业收入占家庭总收入比重超过 50% 以上,比重越大,对土地的依赖性越强,为追求长远利益,更倾向于采纳绿色施肥技术,实现苹果业的可持续发展;技术培训仅在第 1 方程中通过了 5% 的显著性检验,系数为正,可能的解释为农业技术培训作为典型的技术推广形式,能有效、准确地向农户传达推广项目的意义、效益比较、操作方法等,从而有助于提升农户对绿色施肥技术的全面认知,促进采纳决策的实现,但对采纳程度的影响并不明显。新型主体作为识别变量在第 1 方程中通过了 5% 的显著性检验,系数为正,占调研样本 31.18% 的受访者为新型主体,表明新型农业经营主体作为农业生产的主力军,在多项政策扶持下有效提升了农户对绿色施肥技术的采纳决策,也正说明该识别变量适用于样本数据分析,有效解决了样本选择偏误问题。

4 结论与政策启示

4.1 结论

农户不仅是化肥等生产要素投入的决策主体,也是化肥减量增效的受益主体。在国家持续推进化肥减量增效背景下,积极探究农户绿色施肥技术采纳行为,对有效激励农户绿色施肥行为、推进农业绿色高质量发展具有重要意义。基于山东省 680 户苹果种植户实地调研数据,运用 Heckman 模型实证分析了内在感知和外部环境对农户绿色施肥技术采纳决策和采纳程度的影响及其差异。主要研究结论如下:

(1) 农户对绿色施肥技术的采纳决策存有“高意愿、低行动”现象,且实际已采纳相关绿色施肥技术的平均采纳程度并不高。

(2) 内在感知显著正向影响农户绿色施肥技术采纳行为,其中表征农户技术感知的感知水平和适

应程度显著作用于农户绿色施肥技术的采纳决策和采纳程度,经济价值对农户绿色施肥技术采纳行为的影响明显大于社会价值和生态价值。

(3)外部环境对农户绿色施肥技术采纳行为具有显著正向影响,其中反映指令性规范的监督约束和生态补偿与反映示范性规范的示范效应和引导效应是显著影响农户绿色施肥技术采纳决策的共性因素,但只有生态补偿对采纳程度具有显著影响。

4.2 政策启示

根据以上研究结论,得出如下的政策启示:

(1)加大绿色施肥技术的宣传推广。发展形成“点-线-面”网络辐射式的宣传教育模式,开展不同形式的基层绿色施肥技术知识讲座和培训,增强绿色施肥技术在促进增产增收、农业面源污染治理、农业可持续发展等方面价值性的舆论引导,增强农户的综合价值认知。

(2)积极培育新型农业经营主体。通过多项政策扶持引导,提升苹果化标准示范园、家庭农场、种植大户、苹果专业合作社等新型农业经营主体的发展和示范带动作用,促进绿色施肥技术在苹果生产过程中的普及和应用,推动苹果生产向规模化、集约化方向发展。

(3)提高农户采纳绿色施肥技术的内在动力。设立生态补偿专项资金,加大对采纳绿色施肥技术农户的补贴力度,综合农户资本禀赋及采纳程度的异质性,实施差异化的补偿标准和多元化的补偿方式,有效实现外部性内在化。同时,强化有机农产品认证和绿色农产品品牌建设,增强农户的比较收益。

参考文献:

- [1] 何可,张俊飏,张露,等.人际信任、制度信任与农民环境治理参与意愿:以农业废弃物资源化为例[J].管理世界,2015(5):75-88.[HE Ke,ZHANG Jun-biao,ZHANG Lu,et al.Interpersonal Trust,Institutional Trust and Farmers' Willingness to Participate in Environmental Governance:A Case Study of Agricultural Waste Recycling[J].Management World,2015(5):75-88.]
- [2] 谭永风,陆迁.风险规避、社会学习对农户现代灌溉技术采纳行为的影响:基于 Heckman 样本选择模型的实证分析[J].长江流域资源与环境,2021,30(1):234-245.[TAN Yong-feng,LU Qian.Risk Aversion,Social Learning and Farmer's Adoption of Modern Irrigation Technology:An Empirical Analysis by Heckman Sample Selection Model[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2021,30(1):234-245.]
- [3] 胡乃娟,孙晓玲,许雅婷,等.基于 Logistic-ISM 模型的农户有机肥施用行为影响因素及层次结构分解[J].资源科学,2019,41(6):1120-1130.[HU Nai-juan,SUN Xiao-ling,XU Ya-ting,et al.Influencing Factors of Farmers' Organic Fertilizer Application Behavior and Their Stratification Based on Logistic-ISM Model[J].Resources Science,2019,41(6):1120-1130.]
- [4] 李福夺,任静,尹昌斌.资本禀赋、价值认知与农户绿肥养地采纳行为:基于南方稻区农户调查数据及生态补偿政策的调节效应[J].农林经济管理学报,2020,19(4):464-475.[LI Fu-duo,REN Jing,YIN Chang-bin.Capital Endowment,Value Cognition and Farmers' Adoption Behavior of Planting Green Manure:Based on the Survey Data of Farmers in Southern China and the Moderating Effect of Ecological Compensation Policies[J].Journal of Agro-forestry Economics and Management,2020,19(4):464-475.]
- [5] PRATT O J,WINGENBACH G.Factors Affecting Adoption of Green Manure and Cover Crop Technologies among Paraguayan Smallholder Farmers[J].Agroecology and Sustainable Food Systems,2016,40(10):1043-1057.
- [6] 刘乐,张娇,张崇尚,等.经营规模的扩大有助于农户采取环境友好型生产行为吗:以秸秆还田为例[J].农业技术经济,2017(5):17-26.[LIU Le,ZHANG Jiao,ZHANG Chong-shang,et al.Does the Expansion of Business Scale Help Farmers to Adopt Environment-friendly Production Behavior? Taking Straw Returning to Field as an Example[J].Journal of Agrotechnical Economics,2017(5):17-26.]
- [7] 黄晓慧,陆迁,王礼力.资本禀赋、生态认知与农户水土保持技术采用行为研究:基于生态补偿政策的调节效应[J].农业技术经济,2020(1):33-44.[HUANG Xiao-hui,LU Qian,WANG Li-li.Capital Endowment,Ecological Cognition and Farmers' Adoption Behavior of Soil and Water Conservation Technology:Based on the Moderating Effect of Ecological Compensation Policy[J].Journal of Agrotechnical Economics,2020(1):33-44.]
- [8] 余威震,罗小锋,唐林,等.农户绿色生产技术采纳行为决策:政策激励还是价值认同?[J].生态与农村环境学报,2020,36(3):318-324.[YU Wei-zhen,LUO Xiao-feng,TANG Lin,et al.Farmers' Adoption of Green Production Technology:Policy Incentive or Value Identification?[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2020,36(3):318-324.]
- [9] 耿宇宁,郑少锋,陆迁.经济激励、社会网络对农户绿色防控技术采纳行为的影响:来自陕西猕猴桃主产区的证据[J].华中农业大学学报(社会科学版),2017(6):59-69,150.[GENG Yu-ning,ZHENG Shao-feng,LU Qian.Impact of Economic Incentives and Social Networks on Farmers' Adoption of Integrated Pest Management Technology:Evidence from the Kiwifruit Main Production Areas of Shaanxi Province[J].Journal of Huazhong Agricultural University (Social Sciences Edition),2017(6):59-69,150.]
- [10] 李芬妮,张俊飏,何可.非正式制度、环境规制对农户绿色生产行为的影响:基于湖北 1105 份农户调查数据[J].资源科学,2019,41(7):1227-1239.[LI Fen-ni,ZHANG Jun-biao,HE Ke.Impact of Informal Institutions and Environmental Regulations on Farmers' Green Production Behavior:Based on Survey Data of 1105 Households in Hubei Province[J].Resources Science,2019,41(7):1227-1239.]
- [11] 孔凡斌,钟海燕,潘丹.小农户土壤保护行为分析:以施肥为例

- [J]. 农业技术经济, 2019(1): 100-110. [KONG Fan-bin, ZHONG Hai-yan, PAN Dan. Analysis of Soil Conservation Behavior among Small-Scale Farmers: A Case Study of Fertilization[J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2019(1): 100-110.]
- [12] ZEITHAML V A, RAJAN V P, ZEITHAML C P. The Contingency Approach: Its Foundations and Relevance to Theory Building and Research in Marketing[J]. European Journal of Marketing, 1988, 22(7): 37-64.
- [13] 余威震, 罗小锋, 黄炎忠, 等. 内在感知、外部环境对农户有机肥替代技术持续使用行为[J]. 农业技术经济, 2019(5): 66-74. [YU Wei-zhen, LUO Xiao-feng, HUANG Yan-zhong, et al. Internal Perception, External Environment And the Replacement of Organic Fertilizer by Peasant Households Continued Use [J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2019(5): 66-74.]
- [14] 黄炎忠, 罗小锋. 化肥减量替代: 农户的策略选择及影响因素[J]. 华南农业大学学报(社会科学版), 2020, 19(1): 77-87. [HUANG Yan-zhong, LUO Xiao-feng. Reduction and Substitution of Fertilizers: Farmer's Technical Strategy Choice and Influencing Factors[J]. Journal of South China Agricultural University (Social Science Edition), 2020, 19(1): 77-87.]
- [15] MITTAL S, MEHAR M. Socio-economic Factors Affecting Adoption of Modern Information and Communication Technology by Farmers in India: Analysis Using Multivariate Probit Model[J]. The Journal of Agricultural Education and Extension, 2016, 22(2): 199-212.
- [16] 周曙东, 李幸子. 农户特征、外部环境对科学施肥[J]. 华南农业大学学报(社会科学版), 2021, 20(1): 50-58. [ZHOU Shu-dong, LI Xing-zi. Farmers' Characteristics, External Environment & Scientific Fertilization[J]. Journal of South China Agricultural University (Social Science Edition), 2021, 20(1): 50-58.]
- [17] 张高亮, 张璐璐, 邱威, 等. 基于计划行为理论的渔民参与专业合作组织行为的产生机理[J]. 农业经济问题, 2015, 36(8): 97-104. [ZHANG Gao-liang, ZHANG Lu-lu, QIU Xian, et al. Mechanism of Fishermen's Participation in Professional Cooperative Organizations Based on Planned Behavior Theory[J]. Issues in Agricultural Economy, 2015, 36(8): 97-104.]
- [18] 朱红根, 葛继红. 政府规制对农业企业绿色创业影响的理论与实证: 以江西省农业龙头企业为例[J]. 华东经济管理, 2018, 32(11): 30-36. [ZHU Hong-gen, GE Ji-hong. A Theoretical and Empirical Analysis on the Impact of Government Regulation on Green Entrepreneurship of Agricultural Enterprises: A Case of Agricultural Leading Enterprises in Jiangxi Province[J]. East China Economic Management, 2018, 32(11): 30-36.]
- [19] 占辉斌, 胡庆龙. 农地规模、市场激励与农户施肥行为[J]. 农业技术经济, 2017(11): 72-79. [ZHAN Hui-bin, HU Qing-long. Farmland Scale, Market Incentive and Farmers' Fertilization Behavior[J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2017(11): 72-79.]
- [20] 杨志海. 老龄化、社会网络与农户绿色生产技术采纳行为: 来自长江流域六省农户数据的验证[J]. 中国农村观察, 2018(4): 44-58. [YANG Zhi-hai. Ageing, Social Network and the Adoption of Green Production Technology: Evidence from Farm Households in Six Provinces in the Yangtze River Basin[J]. China Rural Survey, 2018(4): 44-58.]
- [21] 马兴栋, 霍学喜. 苹果标准化生产、规制效果及改进建议: 基于山东、陕西、甘肃3省11县960个苹果种植户的调查分析[J]. 农业经济问题, 2019, 40(3): 37-48. [MA Xing-dong, HUO Xue-xi. Apple Standardized Production and Improving Recommendations: Based on Shandong, Shaanxi and Gansu 960 Apple Growers' Field Investigation in China[J]. Issues in Agricultural Economy, 2019, 40(3): 37-48.]
- [22] 吕杰, 刘浩, 薛莹, 等. 风险规避、社会网络与农户化肥过量施用行为: 来自东北三省玉米种植农户的调研数据[J]. 农业技术经济, 2021(7): 4-17. [LÜ Jie, LIU Hao, XUE Ying, et al. Study on Risk Aversion, Social Network and Farmers' Overuse of Chemical Fertilizer: Based on Survey Data from Maize Farmers in Three Provinces of Northeast China[J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2021(7): 4-17.]
- [23] 谢贤鑫, 陈美球. 生态耕种对农户收入的影响研究: 以江西省水稻种植户为例[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(2): 152-160. [XIE Xian-xin, CHEN Mei-qi. The Influence of Ecological Farming on Farmers' Income: An Example of Rice Growers in Jiangxi Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(2): 152-160.]
- [24] 张童朝, 颜廷武, 何可, 等. 资本禀赋对农户绿色生产投资意愿的影响: 以秸秆还田为例[J]. 中国人口·资源与环境, 2017, 27(8): 78-89. [ZHANG Tong-chao, YAN Ting-wu, HE Ke, et al. Impact of Capital Endowment on Peasants' Willingness to Invest in Green Production: Taking Crop Straw Returning to the Field as an Example[J]. China Population, Resources and Environment, 2017, 27(8): 78-89.]
- [25] 谢先雄, 李晓平, 赵敏娟, 等. 资本禀赋如何影响牧民减畜: 基于内蒙古372户牧民的实证考察[J]. 资源科学, 2018, 40(9): 1730-1741. [XIE Xian-xiong, LI Xiao-ping, ZHAO Min-juan, et al. How Does Capital Endowment Affect Herdsman to Reduce Live-stock? An Empirical Analysis Based on 372 Herdsmen in Inner Mongolia[J]. Resources Science, 2018, 40(9): 1730-1741.]
- [26] 刘美玲, 王桂霞. 资本禀赋、价值认知对稻农有机肥施用行为的影响研究: 基于东北水稻种植区486份稻农调查数据[J]. 世界农业, 2021(4): 91-100. [LIU Mei-ling, WANG Gui-xia. Study on the Influence of Capital Endowment and Value Cognition on Rice Farmers' Organic Fertilizer Application Behavior: Based on the Survey Data of 486 Rice Farmers in Northeast China[J]. World Agriculture, 2021(4): 91-100.]

作者简介: 张化楠(1989—), 男, 山东济南人, 副教授, 博士, 研究方向为农业资源与环境管理。E-mail: 962944465@qq.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0796

高星,宋昭颖,李晨曦,等.基于景观生态风险评价的白洋淀流域景观格局优化研究[J].生态与农村环境学报,2023,39(2):174–183.

GAO Xing, SONG Zhao-ying, LI Chen-xi, et al. Landscape Pattern Optimization in Baiyangdian Basin Based on Landscape Ecological Risk Assessment[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 174–183.

基于景观生态风险评价的白洋淀流域景观格局优化研究

高星^{1,2}, 宋昭颖^{1①}, 李晨曦^{3,4}, 汤怀志⁵ (1. 河北经贸大学公共管理学院, 河北 石家庄 050061; 2. 河北经贸大学河北省社会经济社会发展地理信息大数据平台, 河北 石家庄 050061; 3. 西部绿色建筑国家重点实验室/西安建筑科技大学, 陕西 西安 710055; 4. 西安建筑科技大学公共管理学院, 陕西 西安 710055; 5. 中国农业大学土地科学与技术学院, 北京 100083)

摘要: 流域景观生态风险评价是景观格局优化的现实依据, 景观格局优化是流域生态环境修复和维护的有效途径之一。以白洋淀流域为研究区, 从自然、人类活动和景观因素 3 个方面选取 11 个指标, 采用空间主成分分析法对流域景观生态风险进行评价, 识别出面积大于 0.001 km² 的水体和面积大于 0.005 km² 的林地作为生态源地, 基于最小累积阻力模型(MCR)和网络结构评价法对流域景观格局进行优化。结果表明: (1) 植被覆盖度、径流量等自然因素对白洋淀流域景观生态风险的影响最强烈, 景观因素对生态风险的影响最小。(2) 白洋淀流域景观生态风险较大, 高风险区域位于研究区东南部 and 西北部, 低风险区域零星分布在西部林地中。提取的生态源地总面积为 11 319.85 km², 占流域总面积的 35%。(3) 构建了由 39 条生态廊道和 21 个生态节点组成的生态网络格局, 形成道路型廊道、河流型廊道、绿带型廊道, 优化后景观格局网络闭合度、节点连接率、网络连接度较高, 景观格局连通度得到明显提升。基于景观生态风险评价的景观格局优化研究, 可为全面推进白洋淀流域生态环境维护和修复提供决策参考。

关键词: 景观生态风险; 景观格局; 空间主成分分析; 生态网络; 白洋淀流域

中图分类号: X826; P901 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0174-10

Landscape Pattern Optimization in Baiyangdian Basin Based on Landscape Ecological Risk Assessment. GAO Xing^{1,2}, SONG Zhao-ying^{1①}, LI Chen-xi^{3,4}, TANG Huai-zhi⁵ (1. School of Public Administration, Hebei University of Economics and Business, Shijiazhuang 050061, China; 2. Hebei Province Social Economic and Social Development Geographic Information Big Data Platform, Hebei University of Economics and Business, Shijiazhuang 050061, China; 3. State Key Laboratory of Green Building in Western China, Xi'an University of Architecture & Technology, Xi'an 710055, China; 4. School of Public Administration, Xi'an University of Architecture & Technology, Xi'an 710055, China; 5. College of Land Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100083, China)

Abstract: Watershed landscape ecological risk assessment is the realistic basis of landscape pattern optimization, and landscape pattern optimization is one of the effective ways of watershed ecological environment restoration and maintenance. Taking Baiyangdian Basin as the study area, 11 indicators were selected from three aspects of nature, human activities and landscape factors. The spatial principal component analysis method was used to evaluate landscape ecological risk of the basin. The water body with an area of more than 0.001 km² and the forest land with an area of more than 0.005 km² were identified as the ecological sources in the basin. Based on the results of the risk assessment, MCR model and network structure evaluation method were constructed to optimize landscape pattern of the basin. The results show that, (1) Natural factors such as vegetation coverage and runoff have the most significant impact on landscape ecological risk in Baiyangdian Basin, and landscape factors have the least impact on ecological risk. (2) The landscape ecological risk of Baiyangdian Basin is relatively high. The high-risk regions are located in the southeast and northwest of the study area, and the low-risk areas are scattered in the forest land in the west. The total area of the extracted ecological source is 11 319.85 km²,

收稿日期: 2021-12-20

基金项目: 国家自然科学基金青年基金(41901261, 41701201); 河北省高等学校科学技术研究项目(QN2019023); 西部绿色建筑国家重点实验室自主研究课题基金(LSZZ202015)

① 通信作者 E-mail: zhaoyinghy@126.com

accounting for 35% of the total area of the basin. (3) The ecological network pattern composed of 39 ecological corridors and 21 ecological nodes has been constructed, forming road corridors, river corridors and green belt corridors. After optimization, it is found that the network closure, node connection rate and network connection degree of the landscape pattern are high, and the connectivity of landscape pattern has been significantly improved. The research of the landscape pattern optimization based on landscape ecological risk assessment is conducive to providing a scientific basis and decision-making reference for the comprehensive promotion of ecological environment maintenance and restoration in Baiyangdian Basin.

Key words: landscape ecological risk; landscape pattern; spatial principal component analysis; ecological network; Baiyangdian Basin

景观生态风险是指生态系统与景观格局受到生态系统外一切对其构成威胁的要素作用的可能性,这些作用的结果可能导致生态系统结构和功能受损,从而危及生态系统安全和健康^[1-3]。流域景观的生态风险成为当前生态风险领域的研究热点。以流域为目标进行的景观格局优化是实现资源、环境与经济社会协调发展的最佳途径。设立雄安新区是疏解北京非首都功能和推进京津冀协同发展的重要国家战略^[4],其国土空间生态结构、过程失衡及累积效应导致的服务功能退化和系统性生态风险威胁着区域高质量发展。随着雄安新区的设立和快速开发建设,白洋淀流域生态战略地位逐步凸显。为落实“十四五”规划及《白洋淀生态环境治理和保护规划(2018—2035)》,保障生态安全与实现生态空间管控,促进流域综合治理,迫切需要对白洋淀流域进行景观生态风险评价,分析人类活动对景观格局产生的干扰和胁迫,为优化流域景观格局提供参考依据^[5],在空间上增强区域生态系统的连通性、整体性,提升区域生态安全水平^[6-7]。

景观格局优化是基于生态安全和景观风险研究提出的,该理论经过 30 余年的发展,在国际上已经形成了以景观生态规划为主的研究方法。20 世纪 90 年代,俞孔坚^[8]提出景观生态安全格局理论,并运用了“源-阻力面”的研究模式。国际上的研究主要侧重全球的生态安全问题^[9-10],国内的研究多集中于生态安全评价^[11-12]、指标体系构建^[13-14]、景观风险评价^[15-16]、景观格局优化^[17]等。从研究方法看,主要包括最小耗费距离模型^[18]、粒度反推法^[19]、生态阻力面^[20]、空间主成分分析与阻力模型相结合^[21]、热点分析法与阻力面相结合^[22]、最小累积阻力模型^[23-24];从研究对象看,包括城市^[25]、流域^[26]、森林^[27]、草原^[28]、湿地^[29]等生态系统的景观格局优化。虽然目前景观风险评价和景观格局优化方面的研究逐渐完善,但缺乏选取多个景观指数作为景观生态风险评价因子的研究,同时也鲜有对类似白洋淀流域的发展方向突变式地区景观风险评价与景观格局优化的案例研究。

雄安新区位于白洋淀流域的腹地,随着雄安新区发展进程不断加快,建设用地加速扩张,景观破碎化程度日益加深,白洋淀流域生态环境可能会受到影响,生态风险问题迫在眉睫。笔者基于最小累积阻力模型(MCR)和生态阻力面综合构建法,结合空间主成分分析和网络结构评价方法对白洋淀流域景观风险进行评价,更直观地提出景观格局优化措施,有利于构建白洋淀流域生态治理一体化格局,推动白洋淀流域生态环境健康发展和生态保护补偿机制的建立,为流域景观格局优化提供参考。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

该研究中的白洋淀流域指白洋淀流域潴龙河、孝义河、唐河、府河、漕河、瀑河、萍河、白沟引河(含南拒马河与白沟河)、赵王新河等干支流流经的区域(含雄安新区全域),流经山西、河北、北京等省份。该地区地貌类型多样,以耕地、林地和建设用地为主,地势西高东低,相对高度达 2 815 m,流域处于温带季风区,四季分明,年无霜期约 200 d,多年平均降水量 500~700 mm。受海洋及地形影响,降水量年际变化大,多雨年和少雨年最大差 6.4 倍。降水量年内分配也不均匀,冬春两季很少降水,多以暴雨形式集中降于 7—8 月,故经常出现连年洪后涝、连年干旱或先旱后涝、旱涝交替等情况。

1.2 数据来源

(1) 土地利用数据:选择 2020 年 Landsat 8 影像数据(来源于地理空间数据云平台 <http://www.gscloud.cn/>)作为原始数据,在 ENVI 5.3 平台下对 2020 年遥感影像进行裁剪预处理、监督分类和分类后处理,参考中国科学院土地利用/覆被分类体系将其分为 6 个一级地类。处理后的白洋淀流域景观分类数据精度在 87% 以上。(2) DEM 数据:坡度和径流量采用 SRTMSLOPE 90 m 分辨率坡度数据和 GDEM V2 的 30 m 分辨率数字高程数据,在 ArcGIS 10.5 平台下处理得到坡度和径流量数据。(3) 植被覆盖度数据:在 ENVI 5.3 平台下对 2020 年 Landsat

8 影像数据(来源于地理空间数据云平台)进行处理,得到植被覆盖度数据。(4)土壤数据:土壤类型和属性数据分别来源于中国科学院提供的河北省土壤类型数据和《河北土种志》。(5)在 Open Street Map(来源于 <https://www.openstreetmap.org/>)上获取白洋淀流域道路、河流、居民点和景点数据,并在 ArcGIS 10.5 平台下运用欧氏距离分析工具计算得出研究区距道路距离、距水体距离、距居民点距离和距景点距离这 4 个指标。(6)景观因素数据:根据 2020 年白洋淀流域景观分类数据,运用 Fragstats 4.2 软件得到香农均匀度、景观分离度和景观丰度指数。

2 研究方法

2.1 景观生态风险评价指标选择

针对研究区现状,考虑到数据的可获取性,分别从自然因素、人类活动因素、景观因素 3 个方面选取指标对白洋淀流域的景观生态风险进行评价。将景观生态风险划分为 4 个等级,1~4 级分别为低风险、中风险、较高风险、高风险。植被覆盖度和坡度参考现有数据和文献进行分级,其他指标结合文献采用自然段点法进行分级(表 1)。

(1)自然因素指标。植被覆盖度反映了一个地区的绿化程度,数值越大说明生态环境越好;坡度越大,景观生态存在的风险就越大;径流量越大,说明该区域水循环程度越好;土壤类型越有利于作物生长,对生态的维持和改善作用就越大。水体可以在一定程度上起到维持和改善生态环境的作用。

(2)人类活动因素指标。由于人类建造住房和公路,改变了原有的土地利用覆被及景观构成,对原有景观格局形成了干扰,设定距离道路和居民点越远,景观生态风险程度越低;距水体距离越近,景观生态风险程度就越低,反之越高。通常自然景点由于自身特性以及人为维护的原因,距景点距离越近则景观生态风险程度越低,反之越高。

(3)景观因素指标。香农均匀度指数可用于比较不同景观或同一景观不同时期的多样性变化,值越大景观丰富度就越高。景观分离度指数指某一景观类型中不同斑块数个体分布的分离度,分离度指数越高,景观生态风险程度就越大。景观丰度是反映景观组分和空间异质性的关键指标之一,景观丰度越高,物种丰度越高,生态稳定性越强。

2.2 空间主成分分析

空间主成分分析法(SPCA)是将多波段数据变换到一个新的空间,在尽量不丢失信息的前提下通

过消除冗余的方式来压缩数据^[21-22]。

表 1 白洋淀流域景观生态风险指标分级及标准^[20-21,30-34]

Table 1 Classification and standards of landscape ecological risk indicators in the Baiyangdian Basin

评价层次	评价因子	指标 分级	分级标准
自然因素	植被覆盖度	1	>0.5%
		2	>0.4%~0.5%
		3	0.3%~0.4%
		4	<0.3%
	坡度	1	<7°
		2	7°~15°
		3	>15°~25°
		4	>25°
	径流量	1	$0 \sim 2 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
		2	$> 2 \times 10^5 \sim 8 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
		3	$> 8 \times 10^5 \sim 14 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
		4	$> 14 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
	土壤类型	1	潮土、棕壤、山地草甸土、新积土
		2	沼泽土、栗褐土、褐土
		3	砂姜黑土
		4	黄绵土、风沙土、粗骨土、石质土
人类活动因素	距道路距离	1	>2 500 m
		2	>1 500~2 500 m
		3	500~1 500 m
		4	<500 m
	距居民点距离	1	>3 000 m
		2	>2 000~3 000 m
		3	1 000~2 000 m
		4	<1 000 m
	距水体距离	1	<500 m
		2	500~1 000 m
		3	>1 000~1 500 m
		4	>1 500 m
	距景点距离	1	<2 000 m
		2	2 000~5 000 m
		3	>5 000~9 000 m
		4	>9 000 m
景观因素	香农均匀度	1	>0.7
		2	>0.5~0.7
		3	0.3~0.5
		4	<0.3
	景观分离度指数	1	<0.5
		2	0.5~1.0
		3	>1.0~1.5
		4	>1.5
	景观丰度	1	>3
		2	>2~3
		3	1~2
		4	<1

采用空间主成分分析法对白洋淀流域景观生

态风险进行评价,公式为

$$E = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n (a_{ij}F_j)。(1)$$

式(1)中, E 为景观生态风险评价结果; a_{ij} 为第 i 个栅格对应的第 j 个主成分; F_j 为第 j 个主成分的特征值贡献率。

用 ArcGIS 10.5 软件中的主成分分析工具 (SP-CA) 计算得到每个主成分对应的空间载荷数据、特征值、贡献率以及各主成分的累积贡献率。将累积贡献率超过 75% 的主成分空间载荷数据进行加权叠加,并使用自然断点法进行评价分级。

2.3 景观格局优化

2.3.1 最小阻力面模型

最小阻力面模型的公式^[35]为

$$R_{MC} = f_{\min} \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n (D_{ij}W_i)。(2)$$

式(2)中, R_{MC} 为生态源 j 到任意一点 i 之间的最小阻力累积值; D_{ij} 为景观格局阻力表面上第 i 个栅格到第 j 个生态源地之间所跨越的距离; W_i 为景观阻力表面上第 i 个栅格阻碍生态流运行的阻力值。

2.3.2 “生态源地”识别

“生态源地”即对景观过程发展能产生较大价值的地区,可对生态系统循环起到正向推动作用^[22]。结合白洋淀流域的地类分布状况,确定水体和林地对生态环境的稳定发展起到较大作用,所以将水体和林地确定为该研究区的生态源地。最终选择面积大于 0.001 km² 的水体和土壤类型较为稳定且面积大于 0.005 km² 的林地作为研究区的生态源地。

2.3.3 阻力面确定

MCR 模型的建立首先要确定阻力面。将自然因素、人类活动因素与景观因素相结合,基于空间主成分分析结果,以生态源地作为要素构建最小阻力面模型^[19],运用 ArcGIS 10.5 软件空间分析模块中的成本距离分析工具得到研究区景观格局阻力面,按自然断点法将阻力大小分为 1~4 级,分别代表低阻力、中等阻力、较高阻力和高阻力。

2.3.4 生态廊道判别

廊道是指不同于两侧基质的狭长地带。在 MCR 模型生成的阻力面基础上,结合生态源地分布情况,利用 ArcGIS 10.5 软件水文分析模块中的填洼工具对洼地进行填充,计算无洼地的水文流向、汇流累积量,通过反复设定阈值确定汇流累积量值为 1 000,提取大于 1 000 的值,对其进行矢量化处理,将矢量化的线条进行平滑处理后得到最小耗费路径,去除重复路径后得到最优的关键潜在生态廊

道^[36]。根据生态廊道的长度,将其分为 3 个等级(表 2)。

表 2 研究区廊道和生态节点分级标准

Table 2 Corridor classification standards in the study area

等级	廊道长度分级/km	生态节点分级
1	>20	一级廊道与二级廊道交点
2	10~20	一级廊道与三级廊道交点
3	<10	二级廊道与三级廊道交点

2.3.5 生态节点判别

生态节点是整个生态廊道中最关键也是最脆弱的地方,即最大路径与最小路径的交点或最小路径的汇集点^[19]。结合研究区的实际情况,将白洋淀流域景观格局的生态节点设定为最小耗费路径的汇集点(表 2)。

2.3.6 网络结构评价

利用网络结构分析方法,选择网络闭合度(a 指数)、节点连接率(b 指数)、网络连接度(r 指数)以及成本比等指标对生态廊道进行评价^[37],计算公式为

$$a = (L - V + 1)/(2V - 5), (3)$$

$$b = L/V, (4)$$

$$r = L/3(V - 2)。 (5)$$

式(3)~(5)中, L 为廊道数量; V 为节点数。

3 结果与分析

3.1 流域景观生态风险综合评价

对 11 个评价指标进行空间分析后发现,前 3 个主成分的累计贡献率已达 100%,表明前 3 项主成分因子能很好地反映研究区景观生态风险程度的信息(表 3)。进一步分析各主成分在原始指标上的载荷(表 4)发现,在自然因素中,植被覆盖度在第 1 主成分上的载荷最大(9.631),径流量在第 3 主成分上载荷最大(9.995),说明自然因素中植被覆盖度和径流量对流域景观生态风险的影响程度较大。在人类活动因素中,距居民点距离因子在第 1 主成分上的载荷最大(7.649),距道路距离因子在第 2 主成分上的载荷最大(5.987),说明人类活动因素对景观生态风险程度有强烈的影响。在景观因素中,香农均匀度指数对景观生态风险的影响大于蔓延度指数。

对比各个景观生态风险因子的空间分布图(图 1)可以发现,自然因素评价因子中,植被覆盖度和坡度的风险分布趋势比较相似,西部林地区域均为风险低值区,向东南部和西北角方向延伸风险逐渐

升高。土壤类型因素的风险程度以西南—东北方向的林地为中心向两侧逐渐降低。由于流域集中分布在西南部,因此径流量和距水体距离的风险变化程度较为相似,从西南部向外风险逐渐升高。人类活动因素的 3 个指标变化趋势基本一致,从中心向外风险逐渐降低。景观因素的 4 个指标风险变化程度基本一致,从中、西部向外风险逐渐变高。

表 4 主成分载荷矩阵

Table 4 Principal component loading matrix

评价指标	主成分										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
植被覆盖度	9.631	2.774	1.051	8.245	1.288	-5.180	-5.710	-6.200	-7.400	3.640	-1.600
坡度	-9.050	-9.965	-1.360	-6.650	3.128	1.169	1.279	-1.100	-3.700	1.680	7.140
径流量	-7.325	-2.881	9.995	1.277	5.429	7.256	-1.810	-3.200	-7.200	3.440	0
土壤类型	1.247	2.413	5.343	1.737	-1.940	2.015	5.750	1.190	5.150	7.930	-5.900
距水体距离	-7.633	-9.995	-2.880	4.020	3.143	-3.880	1.543	8.470	4.220	-2.000	0
距道路距离	2.392	5.987	3.046	1.283	8.659	-3.700	3.358	1.960	-6.500	1.140	6.930
距居民点距离	7.649	3.929	-1.600	2.257	-5.000	-6.500	5.714	1.100	-4.900	1.950	8.690
距景点距离	4.154	-1.856	-4.370	-9.820	1.654	6.815	5.051	-1.700	-3.000	1.390	-2.100
香农均匀度指数	1.600	2.258	7.205	1.662	4.396	4.138	4.785	-7.200	-1.600	-5.500	2.780
景观分离度	-3.105	-1.919	-4.610	-3.290	-3.400	1.958	3.527	-1.700	6.150	-4.100	-5.700
景观丰度	1.794	-5.491	-6.100	-1.500	7.955	-2.160	-3.550	1.580	-6.700	-4.100	-5.700

3.2 流域景观生态风险评价

对前 3 个主成分进行加权求和,得到白洋淀流域每个栅格上的景观生态风险指数,运用重分类工具对其进行等级划分,景观生态风险等级分布情况如图 2 所示。低风险区域所占面积最小,主要分布在阜平县、易县、唐县附近的林地和草地,该区域林地集中,植被覆盖度高且受人类活动影响小,景观风险等级低。中风险区域大多位于西部,该地区林地和草地分布广泛,景观丰度和香农均匀度指数高,但由于零散分布着居民点和耕地,受到一定程度的人类活动干扰。较高风险区域所占面积最大,主要分布在靠近城镇的林地、草地和城市周边。高风险区域主要分布于白洋淀流域的下游地区,该地区耕地和建设用地分布广泛,各项景观指数均低于西部地区,经济发展带动了城市建设用地扩张,城市建设无疑是流域景观生态的首位影响因素,大清河是典型的内陆河,水资源稀缺,生态环境敏感脆弱,随着人类活动日益增多和对水资源的需求逐渐增大,地下水位逐年下降导致植被开始衰退,流域下游生态受到人类活动的严重干扰。

3.3 景观格局优化

3.3.1 流域生态源地识别

由图 3 可见,林地型生态源地为主要生态源地,

表 3 各主成分特征值及累计贡献率

Table 3 Eigen values and accumulative contribution rate of the principal components

主成分	特征值	贡献率/%	累计贡献率/%
1	4.372 4	79.986 3	79.98
2	6.040 6	15.129 0	15.12
3	5.007 1	5.080 0	5.00

主要分布在流域西部保定和张家口市的交界区,面积为 10 894.89 km²,该区域植被覆盖度高,景观丰度高,生态系统相对稳定,受人类活动因素干扰很小。水体型生态源地主要分布在流域下游平原地区,面积为 424.96 km²,部分集中在安新县白洋淀附近,整体分布较为零散,且距离景观生态风险程度高的区域很近,抵抗外部干扰的能力较差。

3.3.2 流域景观格局阻力面分级

如图 4 所示,低阻力区占地面积最大,面积为 27 621.52 km²,主要分布在易县、阜平县、唐县、灵寿县、行唐县等张家口、保定和石家庄的交界区域。中等阻力区占地面积次之,为 19 571.66 km²,分布在低阻力区的外围区域,主要位于涞源县、房山区、门头沟区、任丘市、安国市、河间市等区域。较高阻力区主要分布在中等阻力区的外围,主要位于涿鹿县、涞水县、大城县等地的部分区域。高阻力区占地面积为 2 734.42 km²。研究区的高阻力区和较高阻力区大部分位于流域下游,生态斑块数量偏少,与生态源地之间缺乏连接,廊道连通性差,生态敏感性高,因此需要通过构建生态廊道来实现白洋淀流域景观格局高阻力和较高阻力区与生态源地之间的连接,以促进生态流进入较高阻力和高阻力区,增强其抵御外界干扰的能力。

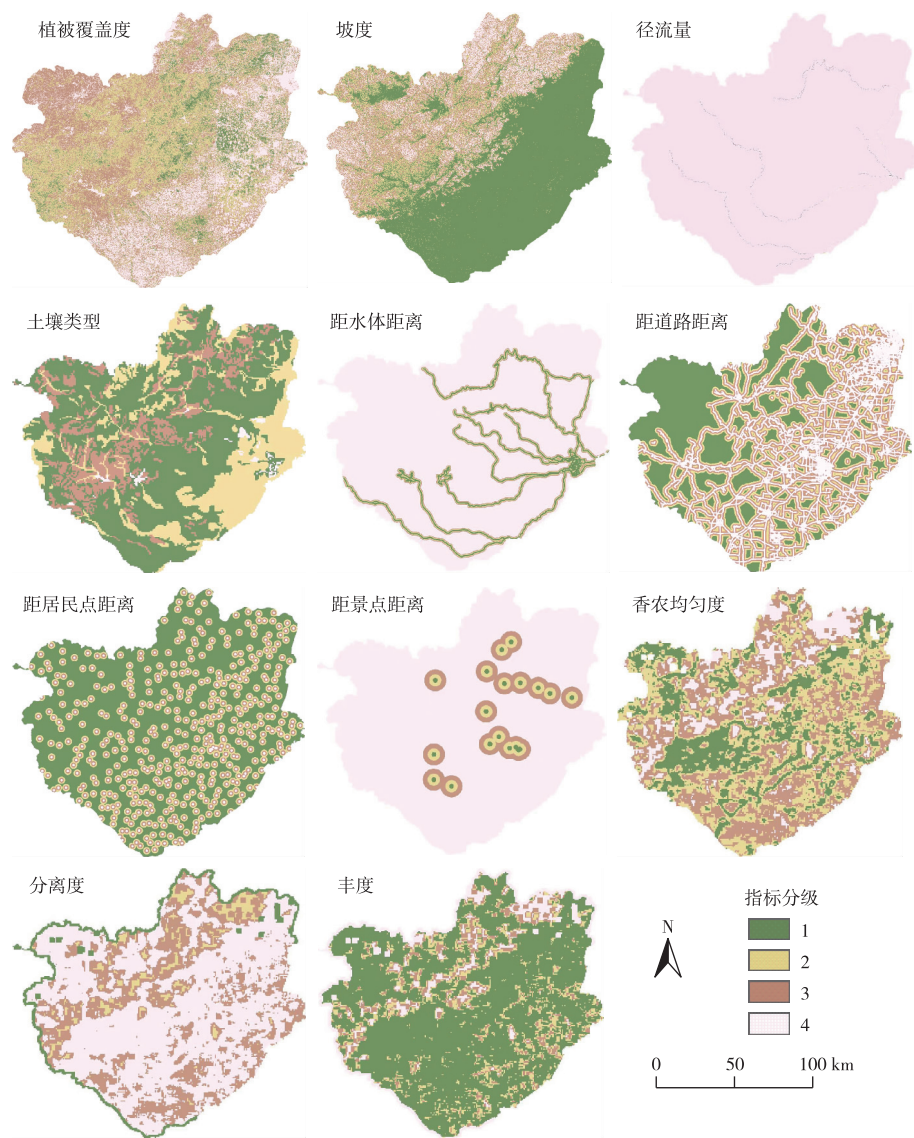


图1 白洋淀流域景观生态风险评价因子分布

Fig. 1 Distribution of landscape ecological risk assessment factors in the Baiyangdian Basin

3.3.3 流域生态廊道构建

如图5所示,研究区现共有39条生态廊道。一级生态廊道有12条,经过行唐县、曲阳县、顺平县、涞源县、易县等地,一级生态廊道分布在景观格局低阻力区内部,在所有廊道中长度最长。二级廊道有18条,经过顺平县、安新县、行唐县、定兴县等地,大多位于景观格局低阻力区内部。三级廊道有9条,贯穿景观格局低阻力区和中阻力区,在灵丘县、顺平县、曲阳县、涞水县、定州市等地零散分布。

3.3.4 流域生态节点的建立

选取最小耗费路径的汇集点作为生态节点,该点是生态系统功能最薄弱的地方。由图5可知,共识别出研究区生态节点22个。其中一级生态节点有5个,位于一级生态廊道和源地内部,土地利用类

型以林地、草地为主,可加强周边林草种植,通过提升植被覆盖度来减弱外界人类活动的干扰。二级生态节点有7个,距一级生态节点较近,可以通过增加植被覆盖度来增强景观丰度。三级生态节点有9个,所连接的区域多为建设用地和耕地,在高阻力区与源地间有重要的连接作用。该区域受人类活动影响很大,可通过建设生态屏障或植被缓冲区来增强与源地间的连接。

3.3.5 景观格局优化效果评估

从生态网络结构评价结果(表5)看,3个等级的生态网络结构存在一定的差异,一级生态网络和二级生态网络完整度较高,三级生态网络较为零散。依据阻力面分级结果分别构建了12、18、9条潜在廊道。一级和二级网络节点之间连接度较高,网

络闭合度分别为 1.33 和 1.60, 节点连接率分别为 2.40 和 2.57, 网络连接度分别为 1.2 和 2.0。生态网络结构评价结果表明, 一级网络比二级网络更复杂, 廊道与节点之间的连通性更强, 一级网络的网络闭合度和网络连接度明显高于二级和三级网络, 说明二级网络为最优的生态网络, 可以加速物质和能量在廊道方向上的扩散, 降低景观破碎度, 有效提高研究区生态系统服务价值和生境质量, 提升区域生态系统对外来干扰的抵御能力。

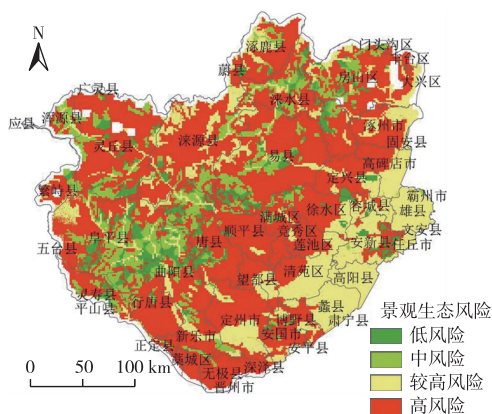


图 2 白洋淀流域景观生态风险等级划分
Fig. 2 Classification of landscape ecological risk levels in the Baiyangdian Basin

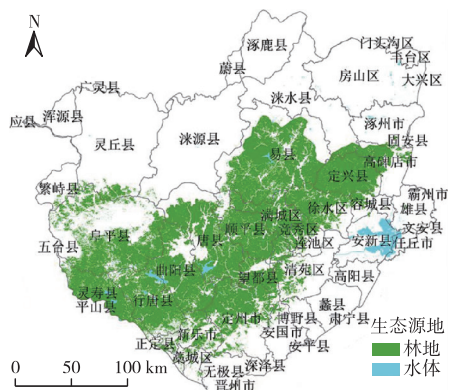


图 3 白洋淀流域生态源地分布
Fig. 3 Distribution of ecological sources in the Baiyangdian Basin

从廊道生态的角度划分, 可将研究区的廊道分为道路型廊道、河流型廊道和绿带型廊道。

(1) 道路型廊道。在研究区内部主要选取国道 112 线、国道 108 线、国道 234 线、G5 高速公路、S10 省道及其他重要的县道作为道路型生态廊道建设的重心。在道路两边架设隔音设施, 增加道路中间

和两侧的绿带宽度来降低道路对周边生态格局的干扰, 增强不同阻力区间生态流的流动, 提高高阻力区与源地的连通度。

(2) 河流型廊道。白洋淀流域内部分布有较多的河流和零散的水体, 对于构建河流型廊道有很好的生态基础。要加强河道和水库的清理工作, 流域内最大面积的水体在白洋淀周边, 推进白洋淀水域保护工程, 建立水源保护地, 减少周边建设用地的占地面积, 最大限度保护白洋淀及其周边水域的生态环境。减少人类对其的干扰, 提高河流应对外界干扰的能力。

(3) 绿带型廊道。根据白洋淀流域的土地利用特点, 要对西部林地和草地实施保护措施, 强化市区与低阻力区间的连通性, 加快建设大型绿地公园和森林公园等。

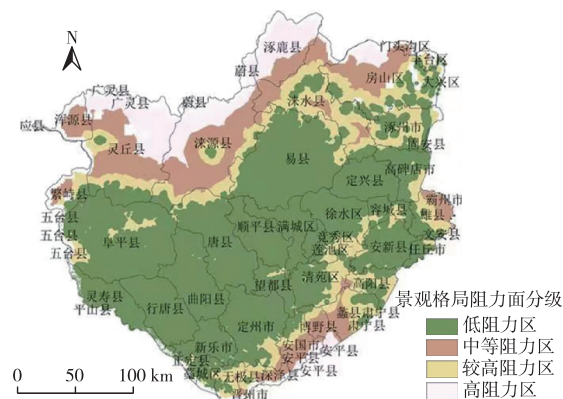


图 4 白洋淀流域景观格局阻力面分级
Fig. 4 Grading distribution map of resistance of landscape pattern

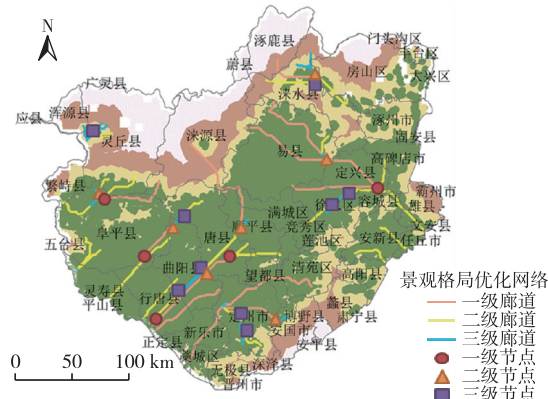


图 5 白洋淀流域生态网络
Fig. 5 The ecological network of the Baiyangdian Basin

表 5 生态网络结构评价
Table 5 Evaluation of ecological network structure

指标	网络闭合度	节点连接率	网络连接度
一级	1.60	2.40	2.00
二级	1.33	2.57	1.20
三级	0.07	1.00	0.43

4 讨论与结论

4.1 讨论

随着我国生态文明建设及国土空间开发与保护工作的逐步推进,景观生态风险评价受到广泛关注。当前对景观生态风险的研究越来越多,但从自然-人类活动-景观 3 个方面开展的研究相对较少。白洋淀流域有极其特殊的地理和战略意义,其生态风险状况对雄安新区的生态安全和生态文明建设起着决定性作用。笔者主要选取 11 项指标作为白洋淀流域景观生态风险程度的评价因子,运用 MCR 模型构建研究区景观生态阻力面、廊道与生态节点。整体上,研究结果较符合白洋淀流域实际现状。该研究提取的生态源地与生态廊道能较为清晰地体现景观格局优化路径,在一定程度上可为白洋淀流域的生态环境保护治理与景观格局优化提供参考。雄安新区开发建设的持续推进会带动流域内工业园区的壮大,也会出现新的工业企业集中区,但目前位置和规模不易确定。因此,该研究未考虑地方工业对流域生态风险的影响,未来在评价其风险程度时有必要考虑距工业区距离因素。

4.2 结论

将雄安新区所在的白洋淀流域作为研究对象,基于自然-人类活动-景观 3 个方面选取 11 个评价因子构建白洋淀流域景观风险评价指标体系,在对流域景观生态风险进行评价的基础上,建立 MCR 模型提取生态廊道和生态节点,实现景观格局的优化,研究结果表明:

- (1)白洋淀流域景观生态风险是基于多维度多因子影响的综合评价结果。评价结果表明,人类活动因素对景观生态风险的影响最强,自然因素维度中的植被覆盖度因子影响次之,景观因素的影响最小。总体来看,风险评价结果符合白洋淀流域的实际情况。
- (2)白洋淀流域景观生态风险较高,主要原因是源地间连通性较低,不利于生态流的流动,不能很好地抵抗人类活动带来的干扰。低风险区域所占面积最小,主要分布在阜平县、易县、唐县附近。中风险区域大多位于行唐县、曲阳县、唐县等地。

较高风险区域所占面积最大,主要分布在靠近城镇的林地、草地和城市周边。高风险区域主要分布于大城县、河间市、任丘市等地。

(3)根据白洋淀流域的地类分布状况,选取林地和水体作为生态源地,总面积为 11 319.85 km²,占流域总面积的 35%。基于风险评价结果构建白洋淀流域阻力面模型,基于 MCR 模型提取流域生态廊道和生态节点,对研究区景观格局进行优化。提取 39 条潜在生态廊道(其中一级生态廊道 12 条,二级生态廊道 18 条,三级生态廊道 9 条)和 21 个生态节点(其中一级生态节点 5 个,二级生态节点 7 个,三级生态节点 9 个)。

(4)生态网络结构评价结果表明,3 个等级的网络节点之间都形成了不同程度的连接,其中一级生态网络和二级生态网络完整度较高,三级生态网络较为零散。优化后的景观格局网络闭合度、节点连接率、网络连接度较高。研究生态廊道、生态节点的分布有助于建设对应类型的生态廊道,明确修复方向,构建景观生态安全格局。

参考文献:

[1] LIPTON J, GALBRAITH H, BURGER J, *et al.* A Paradigm for Ecological Risk Assessment[J]. *Environmental Management*, 1993, 17(1): 1-5.

[2] GRAHAM R L, HUNSAKER C T, O'NEILL R V, *et al.* Ecological Risk Assessment at the Regional Scale: Ecological Archives A005-001[J]. *Ecological Applications*, 1991, 1(2): 196-206.

[3] 颜磊, 许学工. 区域生态风险评价研究进展[J]. *地域研究与开发*, 2010, 29(1): 113-118, 129. [YAN Lei, XU Xue-gong. Progress of Regional Ecological Risk Assessment[J]. *Areal Research and Development*, 2010, 29(1): 113-118, 129.]

[4] 高星, 刘泽伟, 李晨曦, 等. 基于“三生空间”的雄安新区土地利用功能转型与生态环境效应研究[J]. *生态学报*, 2020, 40(20): 7113-7122. [GAO Xing, LIU Ze-wei, LI Chen-xi, *et al.* Land Use Function Transformation in the Xiongan New Area Based on Ecological-Production-Living Spaces and Associated Eco-Environment Effects[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(20): 7113-7122.]

[5] 方莹, 王静, 黄隆杨, 等. 基于生态安全格局的国土空间生态保护修复关键区域诊断与识别: 以烟台市为例[J]. *自然资源学报*, 2020, 35(1): 190-203. [FANG Ying, WANG Jing, HUANG Long-yang, *et al.* Determining and Identifying Key Areas of Ecosystem Preservation and Restoration for Territorial Spatial Planning Based on Ecological Security Patterns: A Case Study of Yantai City[J]. *Journal of Natural Resources*, 2020, 35(1): 190-203.]

[6] 刘洋, 蒙古军, 朱利凯. 区域生态安全格局研究进展[J]. *生态学报*, 2010, 30(24): 6980-6989. [LIU Yang, MENG Ji-jun, ZHU Li-kai. Progress in the Research on Regional Ecological Security Pattern[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(24): 6980-6989.]

- [7] REYNOLDS J F, SMITH D M S, LAMBIN E F, *et al.* Global Desertification: Building a Science for Dryland Development [J]. Science, 2007, 316(5826): 847-851.
- [8] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局[J]. 生态学报, 1999, 19(1): 8-15. [YU Kong-jian. Landscape Ecological Security Patterns in Biological Conservation [J]. Acta Ecologica Sinica, 1999, 19(1): 8-15.]
- [9] ULRICH B, ALICE B M V. Epistemic Selectivities and the Valourisation of Nature: The Cases of the Nagoya Protocol and the Intergovernmental Science-policy Platform for Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) [J]. Law, Environment and Development Journal, 2013, 9(2): 202-220.
- [10] LIU J G, MOONEY H, HULL V, *et al.* Systems Integration for Global Sustainability [J]. Science, 2015, 347(6225): 1258832.
- [11] 刘顺鑫, 黄云. “三生空间”视角下万州区景观生态安全评价及其耦合特征分析[J]. 水土保持研究, 2020, 27(6): 308-316. [LIU Shun-xin, HUANG Yun. Evaluation and Coupling Coordination Analysis of Landscape Ecological Security of Wanzhou District from the Perspective of Production-Life-Ecological Space [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2020, 27(6): 308-316.]
- [12] 李鹏辉, 徐丽萍, 刘笑, 等. 基于三维生态足迹模型的天山北麓绿洲生态安全评价[J]. 干旱区研究, 2020, 37(5): 1337-1345. [LI Peng-hui, XU Li-ping, LIU Xiao, *et al.* Ecological Security Evaluation of an Oasis in the North of the Tianshan Mountains Based on Three-Dimensional Ecological Footprint Model [J]. Arid Zone Research, 2020, 37(5): 1337-1345.]
- [13] 汤洁, 朱云峰, 李昭阳, 等. 东北农牧交错带土地生态环境安全指标体系的建立与综合评价: 以镇赉县为例[J]. 干旱区资源与环境, 2006, 20(1): 119-124. [TANG Jie, ZHU Yun-feng, LI Zhao-yang, *et al.* Evaluation on Ecological Security of Land Resources in Ecotone between Farming and Animal Raising in Northeastern China: A Case Study of Zhenlai County [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2006, 20(1): 119-124.]
- [14] 董媛媛. 基于“生态要素-DPSIRM”生态安全评价体系的构建[J]. 水土保持研究, 2020, 27(5): 333-339. [DONG Yuan-yuan. Construction of Ecological Safety Evaluation System Based on "Ecological Elements-DPSIRM" [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2020, 27(5): 333-339.]
- [15] 刘孟竹, 王彦芳, 裴宏伟. 基于土地利用变化的河北省坝上地区景观生态风险评价[J]. 水土保持通报, 2020, 40(4): 303-311, 345. [LIU Meng-zhu, WANG Yan-fang, PEI Hong-wei. Landscape Ecological Risk Assessment in Bashang Area of Hebei Province Based on Land Use Change [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2020, 40(4): 303-311, 345.]
- [16] 康紫薇, 张正勇, 位宏, 等. 基于土地利用变化的玛纳斯河流域景观生态风险评价[J]. 生态学报, 2020, 40(18): 6472-6485. [KANG Zi-wei, ZHANG Zheng-yong, WEI Hong, *et al.* Landscape Ecological Risk Assessment in Manas River Basin Based on Land Use Change [J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(18): 6472-6485.]
- [17] 侯宏冰, 郭红琼, 于强, 等. 鄂尔多斯景观格局演变与景观生态网络优化研究[J]. 农业机械学报, 2020, 51(10): 205-212, 242. [HOU Hong-bing, GUO Hong-qiong, YU Qiang, *et al.* Analysis of Ordos Landscape Pattern and Spatial Optimization [J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2020, 51(10): 205-212, 242.]
- [18] KNAAPEN J P, SCHEFFER M, HARMS B. Estimating Habitat Isolation in Landscape Planning [J]. Landscape and Urban Planning, 1992, 23(1): 1-16.
- [19] 胡雅慧, 于强, 岳德鹏, 等. 基于最优粒度的翁牛特旗景观格局优化[J]. 农业机械学报, 2020, 51(9): 217-225. [HU Ya-hui, YU Qiang, YUE De-peng, *et al.* Landscape Pattern Optimization of Wengniute Banner Based on Optimal Granularity [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Machinery, 2020, 51(9): 217-225.]
- [20] 李青圃, 张正栋, 万露文, 等. 基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化[J]. 地理学报, 2019, 74(7): 1420-1437. [LI Qing-pu, ZHANG Zheng-dong, WAN Lu-wen, *et al.* Landscape Pattern Optimization in Ningjiang River Basin Based on Landscape Ecological Risk Assessment [J]. Acta Geographica Sinica, 2019, 74(7): 1420-1437.]
- [21] 潘竟虎, 刘晓. 基于空间主成分和最小累积阻力模型的内陆河景观生态安全评价与格局优化: 以张掖市甘州区为例[J]. 应用生态学报, 2015, 26(10): 3126-3136. [PAN Jing-hu, LIU Xiao. Assessment of Landscape Ecological Security and Optimization of Landscape Pattern Based on Spatial Principal Component Analysis and Resistance Model in Arid Inland Area: A Case Study of Ganzhou District, Zhangye City, Northwest China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(10): 3126-3136.]
- [22] 和娟, 师学义, 付扬军. 基于生态系统服务的汾河源头区域生态安全格局优化[J]. 自然资源学报, 2020, 35(4): 814-825. [HE Juan, SHI Xue-yi, FU Yang-jun. Optimization of Ecological Security Pattern in the Source Area of Fenhe River Basin Based on Ecosystem Services [J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(4): 814-825.]
- [23] 李航鹤, 马腾辉, 王坤, 等. 基于最小累积阻力模型(MCR)和空间主成分分析法(SPCA)的沛县北部生态安全格局构建研究[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(8): 1036-1045. [LI Hang-he, MA Teng-hui, WANG Kun, *et al.* Construction of Ecological Security Pattern in Northern Peixian Based on MCR and SPCA [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(8): 1036-1045.]
- [24] 李政, 丁忆, 王亚林, 等. 基于最小累积阻力模型的山地石漠化地区生态安全格局构建: 以重庆市南川区为例[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(8): 1046-1054. [LI Zheng, DING Yi, WANG Ya-lin, *et al.* Construction of Ecological Security Pattern in Mountain Rocky Desertification Area Based on MCR Model: A Case Study of Nanchuan, Chongqing [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(8): 1046-1054.]
- [25] 娄妮, 王志杰, 何嵩涛. 基于景观格局的阿哈湖国家湿地公园景观生态风险评价[J]. 水土保持研究, 2020, 27(1): 233-239. [LOU Ni, WANG Zhi-jie, HE Song-tao. Assessment on Ecological Risk of Aha Lake National Wetland Park Based on Landscape Pattern [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2020, 27(1): 233-239.]

- [26] 石小伟,冯广京,YI Yang,等.浙中城市群土地利用格局时空演变特征与生态风险评价[J].农业机械学报,2020,51(5):242-251.[SHI Xiao-wei,FENG Guang-jing,YI Yang, *et al.* Temporal and Spatial Evolution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Land Use Landscape Patterns in Central Zhejiang Urban Agglomeration[J].Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery,2020,51(5):242-251.]
- [27] 窦学诚,王庆辉,高寒牧区草原生态安全评价研究:以甘南玛曲草原为例[J].中国农业资源与区划,2013,34(3):78-83,94.[DOU Xue-cheng,WANG Qing-hui.A Study on Ecological Security Evaluation of Grassland in Plateau Pasture:Taking Maqu Pasture as an Example[J].Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning,2013,34(3):78-83,94.]
- [28] 胡秀芳,赵军,查书平,等.草原生态安全模糊评价方法研究:以甘肃天祝高寒草原为例[J].干旱区资源与环境,2011,25(3):71-77.[HU Xiu-fang,ZHAO Jun,ZHA Shu-ping, *et al.* A Study of Fuzzy Evaluation of Grassland Ecological Security:A Case of Alpine Grassland in Tianzhu[J].Journal of Arid Land Resources and Environment,2011,25(3):71-77.]
- [29] 王春梅,王金达,刘景双,张学林,严登华.东北地区森林资源生态风险评价研究[J].应用生态学报,2003,14(6):863-866.[WANG Chun-mei,WANG Jin-da,LIU Jing-shuang, *et al.* Ecological Risk Assessment of Forest Resource in Northeast China[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2003,14(6):863-866.]
- [30] 汤国安,宋佳.基于DEM坡度图制图中坡度分级方法的比较研究[J].水土保持学报,2006,20(2):157-160,192.[TANG Guo-an,SONG Jia.Comparison of Slope Classification Methods in Slope Mapping from DEMs[J].Journal of Soil and Water Conservation,2006,20(2):157-160,192.]
- [31] 宫爱玺,张冬冬,冯平.大清河流域年径流系数变化趋势及影响因素分析[J].水利水电技术,2012,43(6):1-4.[GONG Ai-xi,ZHANG Dong-dong,FENG Ping.Variation Trend of Annual Runoff Coefficient of Daqinghe River Basin and Study on Its Impact[J].Water Resources and Hydropower Engineering,2012,43(6):1-4.]
- [32] 焦胜,杨娜,彭楷,等.洮河流域土地景观格局对河流水质的影响[J].地理研究,2014,33(12):2263-2274.[JIAO Sheng,YANG Na,PENG Kai, *et al.* The Effects of Land-use and Landscape Pattern on Water Quality in Weihe River Watershed[J].Geographical Research,2014,33(12):2263-2274.]
- [33] 王琦,付梦娣,魏来,等.基于源-汇理论和最小累积阻力模型的城市生态安全格局构建:以安徽省宁国市为例[J].环境科学学报,2016,36(12):4546-4554.[WANG Qi,FU Meng-di,WEI Lai, *et al.* Urban Ecological Security Pattern Based on Source-Sink Landscape Theory and MCR Model:A Case Study of Ningguo City, Anhui Province[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2016,36(12):4546-4554.]
- [34] 张小飞,王如松,李正国,等.城市综合生态风险评价:以淮北市城区为例[J].生态学报,2011,31(20):6204-6214.[ZHANG Xiao-fei,WANG Ru-song,LI Zheng-guo, *et al.* Comprehensive Assessment of Urban Ecological Risks:The Case of HuaiBei City[J].Acta Ecologica Sinica,2011,31(20):6204-6214.]
- [35] 唐丽,罗亦殷,罗改改,等.基于粒度反推法和MCR模型的海南省东方市景观格局优化[J].生态学杂志,2016,35(12):3393-3403.[TANG Li,LUO Yi-yin,LUO Gai-gai, *et al.* Landscape Pattern Optimization Based on the Granularity Inverse Method and MCR Model in Dongfang City, Hainan Province[J].Chinese Journal of Ecology,2016,35(12):3393-3403.]
- [36] 张继平,乔青,刘春兰,等.基于最小累积阻力模型的北京市生态用地规划研究[J].生态学报,2017,37(19):6313-6321.[ZHANG Ji-ping,QIAO Qing,LIU Chun-lan, *et al.* Ecological Land Use Planning for Beijing City Based on the Minimum Cumulative Resistance Model[J].Acta Ecologica Sinica,2017,37(19):6313-6321.]
- [37] 殷炳超,何书言,李艺,等.基于陆海统筹的海岸带城市群生态网络构建方法及应用研究[J].生态学报,2018,38(12):4373-4382.[YIN Bing-chao,HE Shu-yan,LI Yi, *et al.* Development and Application of an Ecological Network Model for a Coastal Megalopolis Based on Land-Sea Integration[J].Acta Ecologica Sinica,2018,38(12):4373-4382.]

作者简介: 高星(1985—),男,河北石家庄人,副教授,博士,主要从事景观格局过程和土地资源利用研究。E-mail: gaoxing_85@126.com

(责任编辑: 许 素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0682

张翔,曹志刚,崔萍.基于超级站数据的南通区域大气 PM_{2.5} 化学组分来源解析[J].生态与农村环境学报,2023,39(2):184–189.

ZHANG Xiang, CAO Zhi-gang, CUI Ping. Source Analysis of Chemical Components of Atmospheric PM_{2.5} in Nantong Region Based on Super Station Data [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 184–189.

基于超级站数据的南通区域大气 PM_{2.5} 化学组分来源解析

张翔¹, 曹志刚², 崔萍² (1. 南通市生态环境监控中心, 江苏 南通 226000; 2. 南通国信环境科技有限公司, 江苏 南通 226000)

摘要: 基于超级站高时间分辨率观测数据,多尺度对南通市 2020 年的 PM_{2.5} 进行来源解析,分析了 PM_{2.5} 化学组成特征、相关性、行业贡献和分季节 PM_{2.5} 内外源贡献,同时采用 WRF-CMAQ 模型构建气象场和污染物场,模拟研究了南通市 2020 年 1、4、7、10 月的环境空气质量状况。结果显示,二次无机盐(SNA)是南通市 PM_{2.5} 的最主要组成成分,且其浓度季节差异明显。硝酸盐浓度大幅升高是南通市 PM_{2.5} 污染加剧的重要原因。冬季 PM_{2.5} 污染水平加剧受机动车尾气排放的影响较大。从 2020 年整体来看,不同季节由于气象条件、污染发生类型的差异,各污染来源所占比例也不相同。南通市 PM_{2.5} 本地排放贡献约为 61%,其次为北方长距离传输,约为 17%,长三角及苏南地区输送比例为 18%。空气质量模型校验结果表明,所有污染物的模拟均能较好地代表污染物的变化趋势,在量级上虽与观测值有一定差距,但处在合理接受范围内。总体而言,模拟结果可信且可在后续研究中使用。

关键词: 超级站; 南通; PM_{2.5}; 来源解析; WRF-CMAQ 模型

中图分类号: X823 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0184-06

Source Analysis of Chemical Components of Atmospheric PM_{2.5} in Nantong Region Based on Super Station Data.

ZHANG Xiang¹, CAO Zhi-gang², CUI Ping² (1. Nantong Ecological Environment Monitoring Center, Nantong 226000, China; 2. Nantong Guoxin Environmental Technology Co. Ltd., Nantong 226000, China)

Abstract: For exploring the source of PM_{2.5} of Nantong in 2020, the characteristics, correlation and industrial contribution of chemical components of PM_{2.5}, and the internal and external seasonal contribution of PM_{2.5} were analyzed based on the high time resolution observation data of super stations. At the same time, WRF-CMAQ model was used to construct meteorological field and pollutant field for the simulation of the ambient air quality of Nantong in January, April, July and October of 2020. The results show that the secondary inorganic ion is the main component of PM_{2.5} in Nantong City, and their concentrations have obvious seasonal difference. The sharp increase of nitrate concentration is an important reason for the aggravation of PM_{2.5} pollution in Nantong city. The aggravation of PM_{2.5} pollution level in winter was affected mainly by vehicle exhaust emission. From the perspective of 2020 as a whole, according to different meteorological conditions and pollution types in different seasons, the proportions of the pollution sources were also different. The local emission contribution of PM_{2.5} in Nantong is about 61%, followed by long-distance transmission from the north (17%), and from the Yangtze River Delta and southern Jiangsu (18%). The verification on the simulation of all pollutants in the air quality model can well represent the change trend of pollutants. Although, there is a certain gap between the simulated value and the observed value, it is still within a reasonable and acceptable range. The results worked out by the model are reliable and can be used in subsequent researches.

Key words: super station; Nantong; PM_{2.5}; source resolution; WRF-CMAQ model

改善中国区域性霾污染现状、提高大气能见度已成为当前城市气候研究领域亟待解决的热点和难点问题^[1]。作为大气污染颗粒物的主要成分,PM_{2.5}化学成分复杂,对大气能见度、生态系统和人类健康都有不利影响^[2-3]。因此,研究南通市 PM_{2.5} 化学组分污染特征和来源,对评价该区域大气污染

程度、制定相应污染防控策略具有较好的参考价

收稿日期: 2021-11-04

基金项目: 国家重点研发计划(SQ2020YFF0426522); 南通市社会民生科技项目(MS12021052); 南通市“226 高层次人才培养工程”(201802095)

值^[4]。目前,南通区域开展的 PM_{2.5} 源解析大多为离线源解析,由于离线采样的时间分辨率较大,通常样品采集时间为 24 h,不能很好地反映南通市大气 PM_{2.5} 污染的短时间变化特征,更无法研究小时时间尺度的突发污染事件^[5-6]。

大气超级站是利用高度专业化的监测设备对空气污染理化特性、立体时空分布、成因和变化规律及其生态和健康影响开展多维度多参数、高时间分辨率的长期观测和实验研究的综合性大气监测站。与常规环境空气监测站相比,超级站除常规因子外,还配置了颗粒物化学组分、颗粒物物理特性、光化学组分、地基垂直探测、地面气象要素等种类齐全的监测仪器,可以更系统地监测污染气团的各项指标,采样时间短,且可以对小质量的样品进行分析,使得对大气颗粒物短期组分变化的测量更为精准^[7]。该研究基于超级站高时间分辨率的观测数据对 PM_{2.5} 在多尺度上进行来源解析,分析南通市 PM_{2.5} 的主要行业及不同区域的来源贡献,同时建立空气质量模型进行校验,研究区域输送特征,追踪污染气团的演变过程,进而更精准地确定污染成因,研究成果可为长三角区域城市大气污染和空气质量预报研究提供科学参考。

1 研究方法

1.1 数据来源

环境受体样品采集:根据现有环境空气质量国控监测点或省控监测点,综合南通市污染物重点排放源、污染物浓度、人口密度、功能区分布等信息,在南通市范围内设置南郊、虹桥、城中、星湖花园、紫琅学院 5 个环境受体采样点,开展环境受体大气 PM_{2.5} 连续采样。

源样品采集:采集固定源(燃煤尘)、开放源(扬尘源、土壤尘源、道路尘和建筑尘等源类)PM_{2.5} 尘样品。对于移动源(机动车尘)和海盐粒子等源样品,通过测定其元素、离子和碳质组分含量,并与其他城市比较,发现其空间差异较小,化学成分谱相似,且考虑到采样费用高、难度大等特点,故借鉴国内外已有成果。

样品采集的具体方法参照《大气颗粒物源解析技术指南(试行)》。

1.2 采样时间

根据南通市颗粒物排放源和污染物环境浓度季节变化特征及扩散条件等气象因素,将 2020 年 1、4、7 以及 10 月底至 12 月初分别作为冬季、春季、夏季和秋季典型时段,开展环境受体大气 PM_{2.5} 连

续采样,采样时间原则上设置为 10:00 至次日 09:00,实际采样时根据各季节大气边界层变化情况调整采样时间。

1.3 数据分析

1.3.1 源谱特征提取及谱库建立

借助自适应共振神经网络分类方法(ART-2a)^[9],根据颗粒的谱图特征对采集的各源颗粒进行分类,得到各源的特征谱库,汇总嵌入仪器内置的比对模型^[10]。

1.3.2 在线源解析

利用在线单颗粒气溶胶质谱仪(SPAMS 05 系列)进行受体颗粒物连续监测,比对模型调取源谱库与实时测到的每个受体颗粒质谱图,据此进行相似度计算,及时判断颗粒物的来源,通过一定时间(目前最短时间为 1 h)的统计,即可得到源解析结果^[11]。

1.4 质量控制

1.4.1 设备校准

使用颗粒物组分全系统校准设备将一定浓度的颗粒物通入监测仪,重复 3 次,记录仪器监测结果,然后改变浓度水平,记录每次校准仪器监测结果,计算相对偏差、精密度和准确度,结合离子色谱检测器的校准结果,评估采样系统的采集效率 γ 。

1.4.2 数据质控

每日远程查看仪器状态及数据质量,每周对仪器运行参数、滤膜更换、采样流量调整等进行巡检,并做好原始记录。每月进行载气流量传感器校准和标准溶液标定,标准溶液在使用前经实验室离子色谱校核,其母液留样保存 3 个月以上,接受抽测核验。

1.5 PM_{2.5} 区域传输贡献及来源分析

采用空气质量模型(CMAQ)分析南通市国控站点 PM_{2.5} 排放位置及来源,对外来输送及本地生成情况进行定量解析。

1.6 空气质量模型校验

采用 WRF-CMAQ 模型进行气象场和污染物场的模拟研究^[12],选择目前已发布的最新版本模型(WRF v4.0 + CMAQ v5.3)^[13],在固定排放源(考虑到月、周、日变化基础上)情况下,模拟南通市 2020 年 1、4、7、10 月的环境空气质量状况,对区域空气质量开展校验研究。模拟评估区域采用 3 层网格嵌套,嵌套区域以南通市为中心,最外层区域覆盖了中国大部分地区,分辨率为 27 km,网格数为 163×163;第 2 层区域覆盖长三角地区,分辨率为 9 km,网格数为 127×127;最内层区域覆盖南通市全境以

及周边相邻地区,分辨率为 3 km,网格数为 118×118。为更精细地模拟三维风场的情况,模式垂直分为 33 层,其中在 2 km 以下的边界层区域有 15 层。

2 结果与讨论

2.1 PM_{2.5} 化学组成特征

根据 2020 年南通市超级站 PM_{2.5} 离子在线监测数据(以虹桥站为例),不同季节 PM_{2.5} 浓度表现为冬季(53.1 μg·m⁻³)>春季(35.6 μg·m⁻³)>秋季(27.2 μg·m⁻³)>夏季(23.0 μg·m⁻³)。由表 1 可见,四季 PM_{2.5} 中硝酸根离子(NO₃⁻)浓度占比均为最高,且冬季占比(38%)明显高于其他 3 个季节。

随着南通市 PM_{2.5} 污染水平的加剧,硝酸盐浓度也逐渐升高。根据 2020 年南通市虹桥站点颗粒物组分在线观测数据,可将 PM_{2.5} 污染水平分为 5 类,≤35、>35~75、>75~115、>115~150、>150~250

μg·m⁻³ 分别表示优、良、轻度污染、中度污染和重度污染。由表 2 可见,各化学组分的质量浓度均随着 PM_{2.5} 浓度的增加而增大。在 PM_{2.5} 浓度由低浓度转变为高浓度的过程中,硝酸根离子在细颗粒物中的占比不断加大,由 29% 增加至 43%,有机碳(OC)及硫酸根离子(SO₄²⁻)的质量浓度占比总体呈减小趋势^[14-15],分别由 22%、21% 减少至 12%、17%,铵根离子及无机碳的占比变化不明显。

表 1 2020 年南通市虹桥站点 PM_{2.5} 化学组分的季节变化
Table 1 Seasonal variation of PM_{2.5} chemical composition at Hongqiao Station in 2020 %

季节	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	EC	OC
春	3	17	35	17	3	1	4	20
夏	3	22	29	17	1	1	5	22
秋	4	18	31	16	1	2	6	21
冬	5	17	38	19	1	1	4	15

表 2 2020 年南通市虹桥站点不同污染水平下 PM_{2.5} 的化学组分变化

Table 2 Changes of chemical composition of PM _{2.5} under different pollution levels at Hongqiao Station in 2020 %										
污染水平	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	K ⁺	EC	OC
优	4	21	29	16	0	1	2	1	5	22
良	3	17	36	18	0	0	1	1	5	18
轻度污染	3	16	42	19	0	1	0	1	5	14
中度污染	4	15	41	19	0	0	0	2	4	15
重度污染	3	17	43	20	0	0	0	1	4	12

2.2 PM_{2.5} 化学组成的相关性分析

已有研究表明,硝酸盐浓度大幅升高是南通市

PM_{2.5} 污染加剧的重要原因^[16]。PM_{2.5} 浓度与二次无机盐(SNA)及主要无机离子浓度的关系见图 1。

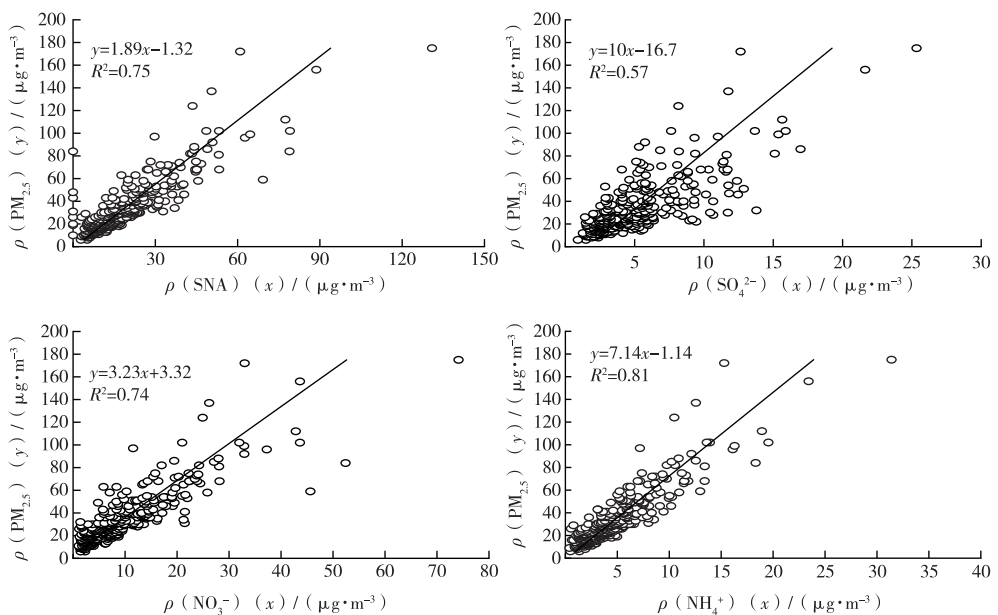


图 1 2020 年南通市 PM_{2.5} 浓度与二次无机盐(SNA)、NO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺ 浓度之间的关系
Fig. 1 Relationship between PM_{2.5} concentrations and concentrations of SNA, NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺ in 2020

由图 1 可见,PM_{2.5} 浓度与 SNA 浓度呈高度线性正相关 ($R^2 = 0.75$),表明 PM_{2.5} 污染主要是由 SNA 浓度升高所致。与硫酸根离子浓度相比 ($R^2 = 0.57$),PM_{2.5} 浓度与硝酸根离子浓度呈现出更高的线性相关性 ($R^2 = 0.74$),表明硝酸根离子浓度变化对 PM_{2.5} 浓度的影响较大。PM_{2.5} 中铵根离子与硝酸根、硫酸根等阴离子主要起到中和作用^[17],故铵根离子浓度与 PM_{2.5} 浓度的决定系数最大 ($R^2 = 0.81$)。

2.3 南通市 PM_{2.5} 分行业来源解析

由图 2 可见,研究区 PM_{2.5} 主要来源于工艺过程、生物质燃烧(生物质炉灶和生物质开放燃烧)和扬尘(工地扬尘和道路扬尘),其排放量分别占总排放量的 39.2%、24.7%和 17.4%。此外,还有 8.9% 的 PM_{2.5} 来自于移动源(机动车尾气和农业机械),8.3% 的 PM_{2.5} 来自于化石燃料固定燃烧源,1.5% 的 PM_{2.5} 来自于其他排放源。

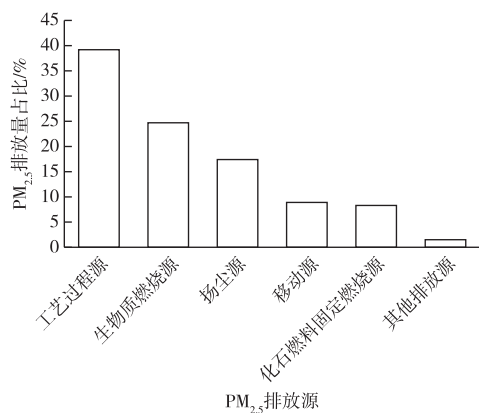


图 2 2020 年南通市 PM_{2.5} 的行业分布特征
Fig. 2 Industrial distribution characteristics of PM_{2.5} in 2020 in Nantong

2.4 不同季节南通市 PM_{2.5} 的本地源和外来源贡献

南通市国控站点 PM_{2.5} 主要来源包括本地排放、北方长距离传输、省内其他城市(苏南、苏中、苏北)输入以及长三角输入(上海、浙江、安徽等外部输入)。不同季节气象条件、污染发生类型存在差异,导致各污染来源占比也不相同。笔者通过分析南通市国控站点的 PM_{2.5} 主要来源,解析南通市 PM_{2.5} 本地源排放和外来源排放的贡献占比(表 3)。

1 月是 PM_{2.5} 浓度较高的月份之一,本地排放占比略高于年平均值,达 64%,其次是长距离传输,占比达 19%,而长三角及省内传输占比为 17%,表明

冬季污染以本地排放累积型和污染物长途输入型为主^[18]。从日变化看,本地排放占比最大可达 76.8%。4 月与 7 月的 PM_{2.5} 传输特征相似,即本地排放占比偏低,为 49%~53%,长三角与苏南地区传输的占比增大,为 22%~31%。10 月 PM_{2.5} 的本地排放占比为一年中最大,约 77%,其单日占比最大可达 88%,长距离输送占比为 14%,表明 PM_{2.5} 的主导排放来源是本地,外源影响较小。

表 3 2020 年南通市 PM_{2.5} 的区域传输特征
Table 3 Regional transmission characteristics of PM_{2.5} in Nantong in 2020

时间	占比/%					
	苏北	苏中	苏南	长三角	本地贡献	长距离输送
1 月	3	4	5	5	64	19
4 月	3	3	10	12	53	19
7 月	1	1	11	20	49	18
10 月	2	1	2	4	77	14
年均	2.25	2.25	7.00	10.25	60.75	17.50

2.5 空气质量模型的校验比对分析

以南通区域排放源清单和多尺度空气质量模型(CMAQ)为主体,对南通区域空气质量进行模拟与初步校验,分析模拟误差来源,据此评估南通市区域 PM_{2.5} 排放清单的可靠性。目前,南通市区域 PM_{2.5} 排放清单是通过现场核查并参考污染源普查数据,基于精细化的活动水平和排放因子建立的 3 km×3 km 排放清单。该清单将 PM_{2.5} 排放来源分为电厂、钢厂、水泥厂、石化企业、化工企业、其他工业源、机动车、道路与施工扬尘、生物质燃烧以及其他面源。生物源 VOCs 排放数据源于自然源排放模型 MEGAN 的在线运算^[19]。选取 2020 年 1、4、7 和 10 月代表四季,进行基准年大气污染物浓度模拟,使用南通 5 个国控监测站点(南郊、虹桥、城中、星湖花园、紫琅学院)的观测数据平均值与模型模拟的各站点平均值进行比较,结果见表 4。

取决于模型模拟性能、气象形势变化及化学物理反应机理,南通市 2020 年不同月份不同污染物的模拟性能有所不同。综合而言,NO₂ 模拟值与实测值的相关系数达 0.83,平均误差为 7.5 μg·m⁻³;臭氧(O₃-8 h)模拟值与实测值的相关系数达 0.63,平均误差为 40.6 μg·m⁻³;PM_{2.5} 模拟值与实测值的相关系数达 0.84,平均误差为 12.7 μg·m⁻³;PM₁₀ 模拟值与实测值的相关系数为 0.70,平均误差为 21.3 μg·m⁻³。不同季节的模拟误差来源存在差异,4 月受北方气团夹带沙尘影响,PM₁₀ 颗粒物模拟性能较差;7 月臭氧浓度模拟值偏高,但前体物浓度模拟效

果较好,表明气象场或模型模拟机理可能存在误差,但在合理接受范围内^[20]。总体而言,该研究的模拟结果误差稳定,与实测值变化的相关性较好,所有污染物的模拟均能较好地代表污染物的变化趋势,在量级上与观测值有一定差距但处在合理接受范围内,模拟结果可信且可在后续研究中使用。

表 4 5 个国控监测站点大气污染物观测平均值与模型模拟结果的比较

Table 4 Average value of observation data of 5 state-controlled monitoring stations and average value of corresponding points of model simulation results

时间 (月-日)	$\rho/(\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})$							
	NO ₂		O ₃ -8 h		PM _{2.5}		PM ₁₀	
	观测值	模拟值	观测值	模拟值	观测值	模拟值	观测值	模拟值
01-02	38	34	60	58	26	24	51	50
01-10	35	36	72	97	32	81	54	101
01-18	37	41	91	123	99	128	96	174
01-26	10	21	70	68	18	20	20	38
04-02	78	33	76	205	44	58	98	97
04-10	80	66	182	183	39	46	62	85
04-18	60	55	182	259	62	49	76	88
04-26	56	81	148	242	54	77	71	103
07-02	20	21	72	128	12	15	49	51
07-10	19	18	92	181	13	14	50	47
07-18	19	22	121	194	11	19	38	48
07-26	50	48	128	267	43	52	88	80
10-02	56	58	163	135	50	48	78	79
10-10	17	18	95	93	18	18	41	42
10-18	20	28	100	92	18	20	38	49
10-26	35	37	89	103	71	71	87	89

3 结论

(1)南通市 PM_{2.5}的主要组成成分是 SNA,且其浓度季节差异明显。冬季 PM_{2.5}高浓度与硝酸根离子浓度高有密切联系,可以初步判断虹桥站点冬季 PM_{2.5}污染水平加剧主要受机动车尾气排放的影响。夏季时硫酸根离子浓度在 PM_{2.5}中占比最高,可能与夏季新粒子生成事件相关,硫酸盐的多元成核又是新粒子生成的重要途径。有机碳浓度虽然在冬季最高,但其在 PM_{2.5}中的占比在冬季达最低,这主要是受 SNA 浓度变化的影响。

(2)硝酸盐浓度大幅升高是南通市 PM_{2.5}污染加剧的重要原因。PM_{2.5}污染主要是由 SNA 浓度升高所致,硝酸盐浓度变化对 PM_{2.5}浓度波动的影响较大。在 PM_{2.5}中,铵根离子与硝酸根、硫酸根等阴离子主要起到中和作用,故铵根离子浓度与 PM_{2.5}浓度的相关性最大。

(3)不同行业对 PM_{2.5}浓度的贡献差异较大,且空间分布特征各不相同。南通市 PM_{2.5}主要来源于工艺过程、生物质燃烧(生物质炉灶和生物质开放燃烧)和扬尘(工地扬尘和道路扬尘)。

(4)南通市国控站点 PM_{2.5}浓度来源主要包括本地排放、北方长距离传输、省内其他城市输入、长

三角输入。不同季节因气象条件、污染发生类型存在差异,各污染来源占比也明显不同。从 2020 年整体来看,南通市 PM_{2.5}本地排放贡献约为 61%,其次为北方长距离传输,约为 17%,长三角及苏南地区输送比例为 18%。

参考文献:

[1] 马丽梅,张晓.中国雾霾污染的空间效应及经济、能源结构影响[J].中国工业经济,2014(4):19-31.[MA Li-mei,ZHANG Xiao.The Spatial Effect of China's Haze Pollution and the Impact from Economic Change and Energy Structure[J].China Industrial Economics,2014(4):19-31.]

[2] CHEN Y,SCHLEICHER N,CHEN Y Z,*et al.*The Influence of Governmental Mitigation Measures on Contamination Characteristics of PM(2.5) in Beijing[J].Science of the Total Environment,2014,490:647-658.

[3] WANG Q Y,CAO J J,TAO J,*et al.*Long-term Trends in Visibility and at Chengdu,China[J].PLoS One,2013,8(7):e68894.

[4] 韩彩云,赵欣,单艳红,等.我国大气 VOCs 的监测技术和污染特征研究进展[J].生态与农村环境学报,2018,34(2):114-123.[HAN Cai-yun,ZHAO Xin,SHAN Yan-hong,*et al.*A Review of Researches on Atmospheric VOCs Monitoring Technique and Pollution Characteristics in China[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2018,34(2):114-123.]

[5] 钱鹏,邹莎莎.南通市灰霾天气 PM_{2.5}微观形貌、物质组成及来源研究[C]//2014 年中国环境科学学会学术年会论文集.北

- 京: 中国环境科学学会, 2014: 1-7.
- [6] 何智敏, 陈峰. 南通市大气 PM_{2.5} 中重金属污染特征及其吸入健康风险评价[J]. 现代预防医学, 2020, 47(2): 233-236. [HE Zhi-min, CHEN Feng. Pollution Characteristics and Inhalation Health Risk Evaluation of Heavy Metal Particles in PM_{2.5} in Nantong[J]. Modern Preventive Medicine, 2020, 47(2): 233-236.]
- [7] 郭新颖, 戴志英, 杨梅桂, 等. 南通市社区大气 PM_{2.5} 中多环芳烃污染特征分析[J]. 环境与健康杂志, 2018, 35(7): 649-650. [GUO Xin-ying, DAI Zhi-ying, YANG Mei-gui, et al. Analysis on Pollution Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in PM_{2.5} in Nantong Community[J]. Journal of Environment and Health, 2018, 35(7): 649-650.]
- [8] 康晖, 朱彬, 王红磊, 等. 长三角典型站点冬季大气 PM_{2.5} 中 OC、EC 污染特征[J]. 环境科学, 2018, 39(3): 961-971. [KANG Hui, ZHU Bin, WANG Hong-lei, et al. Characterization and Variation of Organic Carbon (OC) and Elemental Carbon (EC) in PM_{2.5} during the Winter in the Yangtze River Delta Region, China[J]. Environmental Science, 2018, 39(3): 961-971.]
- [9] 陈宁, 毛善君, 李德龙, 等. 多基站协同训练神经网络的 PM_{2.5} 预测模型[J]. 测绘科学, 2018, 43(7): 87-93. [CHEN Ning, MAO Shan-jun, LI De-long, et al. PM_{2.5} Prediction Model Based on Multi-station Co-training Neural Network[J]. Science of Surveying and Mapping, 2018, 43(7): 87-93.]
- [10] 张恒德, 张庭玉, 李涛, 等. 基于 BP 神经网络的污染物浓度多模式集成预报[J]. 中国环境科学, 2018, 38(4): 1243-1256. [ZHANG Heng-de, ZHANG Ting-yu, LI Tao, et al. Forecast of Air Quality Pollutants' Concentrations Based on BP Neural Network Multi-model Ensemble Method[J]. China Environmental Science, 2018, 38(4): 1243-1256.]
- [11] ELSER M, HUANG R J, WOLF R, et al. New Insights into PM_{2.5} Chemical Composition and Sources in Two Major Cities in China during Extreme Haze Events Using Aerosol Mass Spectrometry[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016, 16(5): 3207-3225.
- [12] 秦思达, 王帆, 王堃, 等. 基于 WRF-CMAQ 模型的辽宁中部城市群 PM_{2.5} 化学组分特征[J]. 环境科学研究, 2021, 34(6): 1277-1286. [QIN Si-da, WANG Fan, WANG Kun, et al. Numerical Simulation Study on Chemical Composition of PM_{2.5} in Urban Agglomeration of Central Liaoning Province According to WRF-CMAQ Model[J]. Research of Environmental Sciences, 2021, 34(6): 1277-1286.]
- [13] 康志明, 桂海林, 花丛, 等. 国家级环境气象业务现状及发展趋势[J]. 气象科技进展, 2016, 6(2): 64-69. [KANG Zhi-ming, GUI Hai-lin, HUA Cong, et al. China's National Environmental-meteorological Services and Their Developmental Trend[J]. Advances in Meteorological Science and Technology, 2016, 6(2): 64-69.]
- [14] 丁峰, 朱志锋, 陆晓波, 等. 2014—2018 年南京 PM_{2.5} 中碳组分污染特征分析[J]. 中国环境监测, 2020, 36(2): 165-172. [DING Feng, ZHU Zhi-feng, LU Xiao-bo, et al. Characteristics Analysis of Carbon Components in PM_{2.5} in Nanjing from 2014 to 2018[J]. Environmental Monitoring in China, 2020, 36(2): 165-172.]
- [15] LU Z, STREETS D G, ZHANG Q, et al. Sulfur Dioxide Emissions in China and Sulfur Trends in East Asia since 2000[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010, 10(13): 6311-6331.
- [16] 昌晶亮, 余洪, 罗伟伟. 珠三角地区 PM_{2.5} 浓度空间自相关分析[J]. 生态与农村环境学报, 2015, 31(6): 853-858. [CHANG Jing-liang, YU Hong, LUO Wei-wei. Spatial Autocorrelation Analysis of PM_{2.5} Concentration in the Pearl River Delta[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2015, 31(6): 853-858.]
- [17] CHEN D, CUI H F, ZHAO Y, et al. A Two-year Study of Carbonaceous Aerosols in Ambient PM_{2.5} at a Regional Background Site for Western Yangtze River Delta, China[J]. Atmospheric Research, 2017, 183: 351-361.
- [18] 陈飞, 张小华, 于洪霞, 等. 石家庄市冬季 PM_{2.5} 污染特征、成因及潜在源区分析[J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(11): 975-982. [CHEN Fei, ZHANG Xiao-hua, YU Hong-xia, et al. Characteristics, Causes and Potential Source Regions of PM_{2.5} Pollution in Winter in Shijiazhuang, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, 33(11): 975-982.]
- [19] 张富华, 黄明祥, 张晶, 等. 生物源挥发性有机物 (BVOCs) 排放模型及排放模拟研究综述[J]. 中国环境管理, 2014, 6(1): 30-43. [ZHANG Fu-hua, HUANG Ming-xiang, ZHANG Jing, et al. A Review on Research of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOCs) Emission Model and Emission Simulation[J]. Chinese Journal of Environmental Management, 2014, 6(1): 30-43.]
- [20] 王自发, 谢付莹, 王喜全, 等. 嵌套网格空气质量预报模式系统的发展与应用[J]. 大气科学, 2006, 30(5): 778-790. [WANG Zi-fa, XIE Fu-ying, WANG Xi-quan, et al. Development and Application of Nested Air Quality Prediction Modeling System[J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences, 2006, 30(5): 778-790.]
- 作者简介: 张翔 (1982—), 女, 江苏南通人, 高级工程师, 硕士, 主要从事环境管理、环境科研、环境监测监控等方面的研究。E-mail: 70964060@qq.com
- (责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0560

刘伊,姜璇,王霞,等.密云水库岸边带不同高程土壤中多环芳烃的污染特征及其对水体的生态风险[J].生态与农村环境学报,2023,39(2):190–196.

LIU Yi,JIANG Xuan,WANG Xia,*et al.*Contamination Characteristics and Water Ecological Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Soil from Riparian Area of Miyun Reservoir[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2023,39(2):190–196.

密云水库岸边带不同高程土壤中多环芳烃的污染特征及其对水体的生态风险

刘伊¹,姜璇¹,王霞¹,张青琢¹,赵高峰²,王晓燕^{1①} (1.首都师范大学资源环境与旅游学院,北京100048;2.水利部信息中心,北京100053)

摘要:受南水北调及季节性降雨影响,密云水库水位逐年抬升并形成周期性涨落,导致岸边带土壤生态环境发生变化,影响土壤中多环芳烃(PAHs)的储存与释放。为探究其对水体环境的潜在风险,研究采集了高程130~150 m之间的岸边带表层土壤及沉积物,采用GC-MS气相色谱和质谱联用仪,分析了16种优控PAHs的含量水平及组成特征,并对其不同高程分布特征、来源及潜在生态风险进行了研究。结果表明:(1)水库岸边带表层土壤及沉积物中普遍存在16种PAHs,PAHs总含量水平($\sum_{16}\text{PAHs}$)为66.74~481.34 ng·g⁻¹,污染水平较库区沉积物低。(2)与库区沉积物中PAHs组成相似,水库岸边带土壤及沉积物中PAHs主要以中低环为主,萘、菲、蒽、芘为优势化合物;源解析表明,库区岸边带土壤及沉积物中PAHs的主要来源为当地生物质(农田残渣、草木)燃烧,与人类活动有密切联系。其中白河入库处表现出混合源的特征,来源与石油排放污染有关。(3)130~140、>140~145、>145~150 m的3个高程范围内 $\sum_{16}\text{PAHs}$ 分别为177.06、223.86和212.63 ng·g⁻¹,且低环PAHs为主要组成组分。(4)生态风险评估表明,水库岸边带土壤大部分样点产生负面生态效益的可能性较低,仅有白河入库淹没区、库北淹没带及库东区具有潜在生态风险。

关键词:水库岸边带;多环芳烃;污染特征;源解析;生态风险

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0190-07

Contamination Characteristics and Water Ecological Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Soil from Riparian Area of Miyun Reservoir. LIU Yi¹, JIANG Xuan¹, WANG Xia¹, ZHANG Qing-zhuo¹, ZHAO Gao-feng², WANG Xiao-yan^{1①} (1. College of Resources Environment and Tourism, Capital Normal University, Beijing 100048, China; 2. Information Center of the Ministry of Water Resources, Beijing 100053, China)

Abstract: Affected by the South-to-North Water Diversion Project and seasonal rainfall, the water level of Miyun Reservoir rose year by year and formed periodic water fluctuations on the riparian area, which could change the ecological environment and affect the storage and release of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil. In order to explore its potential risks to the water environment, the surface soil and sediment samples of the riparian area were collected with an elevation between 130 and 150 m. GC-MS (gas chromatography and mass spectrometry) were used for analyzing the content level and composition characteristics of 16 PAHs for priority control, and their distribution characteristics under different elevations, sources and their potential ecological risks were studied. The results show that: (1) 16 PAHs are commonly found in the surface soil and sediment of the riparian area. The contents of $\sum_{16}\text{PAHs}$ range from 66.74 to 481.34 ng·g⁻¹, and the pollution level is lower than that of the sediments in the reservoir. (2) Similar to the composition of PAHs in the sediments, the PAHs in the soil and sediment on the riparian area of the reservoir are mainly low-middle-rings. Naphthalene, phenanthrene, anthracene, and pyrene are dominant compounds. Source apportionment shows that the main source of PAHs is the burning of local biomass (farmland residues or vegetation), which is closely related to human

收稿日期: 2021-09-13

基金项目: 北京市自然科学基金委员会-北京市教育委员会联合资助项目(KZ201810028047); 国家自然科学基金(21377168,41271495)

① 通信作者 E-mail: wangxy@cnu.edu.cn

activities. The Baihe storage area shows the characteristics of a mixed source, and the source of PAHs is related to the pollution of petroleum discharge. (3) The contents of PAHs in 3 different elevation of 130–140, >140–145, >145–150 m are 177.06, 223.86 and 212.63 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$, respectively, and the low-ring PAHs are the main component. (5) The ecological risk assessment shows that most of the soil samples are less likely to produce negative ecological benefits. Only the riparian area of Baihe, the northern flooded area and the eastern area of the reservoir have potential ecological risks.

Key words: riparian areas of the reservoir; polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); contamination characteristics; source apportionment; ecological risk of soil

多环芳烃 (polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) 是指由 2 个或者 2 个以上苯环或环戊二烯以稠环方式连接的有毒有害污染物, 具有持久性、难降解性以及“三致”效应 (致畸、致癌、致突变) 等特点^[1]。PAHs 广泛分布于大气、水体、土壤等环境介质中且持久存在, 可通过食物链生物积累和呼吸道直接或间接损害人体健康, 其主要来源于人类活动, 如煤炭及石油燃烧、炼焦、垃圾焚烧和交通运输污染等^[2]。

我国表层土壤中 PAHs 普遍存在, 但相比于其他国家, 我国表层土壤中 PAHs 处于中等污染水平^[3]。此外, 我国主要河流口、海域、湖泊及水库的沉积物和周边土壤也有 PAHs 残留, 如长江流域^[4]、三峡库区^[5]及海河^[6]等研究区域, 其中密云水库沉积物中 PAHs 总含量水平为 618.5 ~ 1 087.9 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$, 属于中等污染水平^[7], 而针对密云水库岸边带土壤及沉积物中 PAHs 的污染特征及生态风险的研究仍有所欠缺。

密云水库位于北京市东北部密云县境内, 是北京市唯一的地表水饮用水源地, 承担北京市城镇地表水主要供水任务^[8]。自 2014 年南水北调来水入库至 2019 年, 平均水位由 136.32 增至 149.18 m, 库区水位明显升高, 岸边带土壤被不同程度地淹没, 并在季节性降雨及南水的影响下形成水文波动, 月均水位波动范围可达 1~6 m。已有研究显示, 土壤及沉积物作为环境中 PAHs 的储存库和中转站^[9], 岸边带特殊的干湿交替边界效应所造成的再悬浮过程、原有岸边生态系统变化和养分流失等, 会对土壤及沉积物中 PAHs 的储存与释放和食物链中的传递与积累产生一定影响^[10]。同时, 随着淹水程度的增加, 厌氧环境及植被死亡会造成沉积物中总有机碳 (TOC) 含量有所提升, 有利于 PAHs 的吸附及储存^[11], 从而成为水体潜在来源, 对水生生态系统及人类健康构成潜在危害。笔者以密云水库岸边带为研究区域, 分析其表层土壤中 PAHs 的含量水平、组成特征、分布特征及其来源, 为探究土壤淹没后对水库水体环境的潜在风险, 对 PAHs 的潜在生态风险进行评价, 研究可为水源地水质安全的保护

和管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

于 2015 年 7 月在密云水库布置了 14 个采样点, 采取表层土壤及沉积物样品, 主要分为潮河和白河入库淹没区、库东区、库西区、库北区及库中淹没区, 研究区域水位高度为 134 m, 年水位变化范围约 1 m。采样点具体分布情况如图 1 所示。根据海拔高程选择 130~150 m 范围作为研究区域, 并划分为 3 个高程带, 分别是第 1 高程 (130~140 m)、第 2 高程 (>140~145 m)、第 3 高程 (>145~150 m), 分别对应水域、水陆交错带、陆域。每个采样点分为 3 个高程进行采样, 共计 42 个土壤样品。陆域及水陆交错带所对应的采样点在 20 m × 20 m 范围内, 分别在四角和中心各用不锈钢铲采集 5 个 0~20 cm 表层土壤样品, 混合均匀, 去除石子和树枝等杂质后, 采用四分法取得 2 kg 左右的样品装入自封袋中, 编号后避光保存; 水域沉积物采用沉积物柱状采样器采集 2~3 柱厚度为 10 cm 的沉积物, 放入自封袋中编号并避光保存, 带回实验室后放置阴凉通风处风干混合。

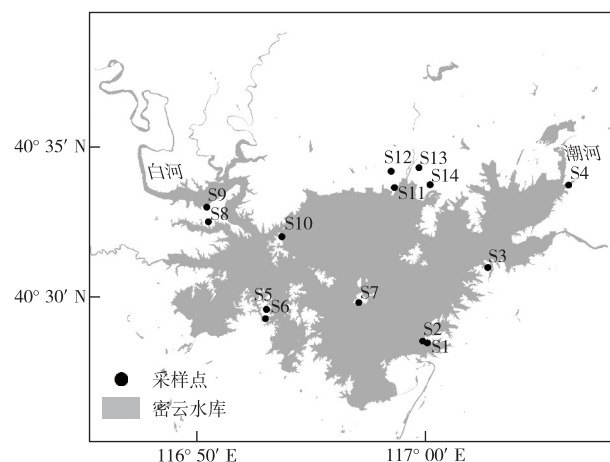


图 1 密云水库土壤采样点分布

Fig. 1 Spatial distribution of sampling sites in Miyun Reservoir

1.2 样品预处理

用冷冻干燥机(Alpha 2-4 Ldplus,德国)对样品进行冷冻干燥,去水 72 h 后挑出石粒和植物,研磨过 0.075 mm 孔径筛后备用。称取 10 g 样品和 3~5 g 硅藻土混匀后加入萃取池中,并加入 50 mg · L⁻¹ 的氘代芘标准样品(水利部水环境监测评价中心) 40 μL 作为 PAHs 的回收率指示物。平衡至少 2 h 后,使用加速溶剂萃取装置(Dionex ASE-350,美国)进行萃取,萃取溶剂选择农残级正己烷和二氯甲烷(美国 J. T. Baker 公司),体积比为 1 : 1。使用旋转蒸发仪(Heidolph,德国)将萃取溶液旋转浓缩至 1~2 mL,并采用复合硅胶填料柱[硅胶(德国 Merck 公司)、硅藻土(美国 Agilent 公司)、无水硫酸钠(马弗炉 600 ℃烘 6 h)、去活铜粉净化。按照洗脱液体积与柱体中酸化硅胶质量比 6 : 1 依次加入正己烷(60 mL)和 V(正己烷) : V(氯甲烷)= 9 : 1 的混合溶剂(60 mL)对硅胶柱进行洗脱,对洗脱液旋蒸浓缩至 1~2 mL,转移至 5 mL 刻度管内,用氮吹仪(Organomation N-EVAP,美国)对样品进行氮吹,至近干后加入 100 μL 正己烷进行定容,转移至 GC 样品瓶中,于 GC-MS 气相色谱和质谱联用仪(GC-6890N-5975,美国 Agilent 公司)待测。

1.3 样品检测

使用 GC-MS 气相色谱与质谱联用仪测定样品中 16 种优控 PAHs 的含量。仪器分析条件为:气相色谱柱 DB-5MS 的规格为 30.0 m×250 μm×0.25 μm(美国 Agilent 公司);载气选用高纯氮气,流量为 1.5 mL · min⁻¹;采用不分流进样,每次进样量为 1 μL;进样口温度为 260 ℃,检测器温度为 280 ℃。色谱柱升温程序为初始温度 90 ℃,保持 3 min,以 7 ℃ · min⁻¹ 的速率升至 280 ℃,保持 10 min。对各个组分进行离子扫描定性和定量后,采用外标校准曲线法对各个 PAHs 组分进行定量分析。主要检测 16 种优先控制 PAHs(表 1)。

1.4 质量控制

实验所采用的玻璃器皿使用前都先要经过洗涤剂漂洗,经超纯水洗涤后置于酸缸(浓硫酸和重铬酸钾混合液)中浸泡 24 h,依次用自来水、去离子水冲洗后,放入 500 ℃烘箱中过夜。实验时每 10 个样品设置 1 个样品空白,用以消除背景值对实验造成的干扰。采用基质加标法测定样品中的回收率,以氘代芘分别作为 PAHs 的回收率指示物,回收率为 71.5%~109.4%,相对标准偏差(RSD) < 15%。以 3 倍信噪比作为样品的最低检出限,PAHs 在土壤中的最低检出限为 0.04~0.07 ng · g⁻¹。

2 结果与讨论

2.1 水库岸边带土壤多环芳烃的污染水平

对 42 个采样点的表层土壤样品中 PAHs 含量进行统计分析,各 PAHs 单体含量水平如表 2 所示。

表 1 16 种优先控制多环芳烃物质名称

Table 1 Substance names of 16 priority controlled PAHs

物质	英文名称及缩写
萘	Naphthalene(Nap)
苊烯	Acenaphthylene(Acy)
苊	Acenaphthene(Ace)
芴	Fluorene(Flu)
菲	Phenanthrene(Phe)
蒽	Anthracene(Ant)
荧蒽	Fluoranthene(Fla)
芘	Pyrene(Pyr)
苯并[a]蒽	Benzo(a)anthracene(BaA)
䓛	Chrysene(Chr)
苯并[b]荧蒽	Benzo(b)fluoranthene(BbF)
苯并[k]荧蒽	Benzo(k)fluoranthene(BkF)
苯并[a]芘	Benzo(a)pyrene(BaP)
二苯并[a,h]蒽	Dibenzo(a,h)anthracene(DBA)
苯并[g,h,i]芘	Benzo(g,h,i)perylene(BghiP)
茚并[1,2,3,-cd]芘	Indeno(1,2,3-cd)peyrene(InP)

表 2 水库岸边带表层土壤样品中 PAHs 的污染水平

Table 2 Contamination level of PAHs in riparian area soils

PAHs 单体	范围/ (ng · g ⁻¹)	平均值/ (ng · g ⁻¹)	标准差/ (ng · g ⁻¹)	变异系 数/%	检出率/ %
Nap	5.22~298.12	113.77	79.77	71	100
Acy	ND~10.53	1.67	2.39	145	42.86
Ace	ND~31.67	7.43	7.05	96	80.95
Flu	ND~28.14	8.98	5.05	57	90.48
Phe	ND~106.61	17.08	16.99	101	97.62
Ant	ND~21.57	7.99	7.26	92	59.52
Fla	ND~67.54	7.99	7.26	92	59.52
Pyr	ND~37.89	9.54	10.16	108	97.62
BaA	ND~18.57	5.82	8.55	123	66.70
Chr	ND~54.03	1.31	3.47	269	33.33
BbF	ND~14.63	6.74	9.23	139	54.76
BkF	ND~18.35	4.54	3.48	78	73.81
BaP	ND~61.18	7.87	5.58	72	69.05
DBA	ND~108.61	8.98	13.75	155	59.31
BghiP	ND				
InP	ND~7.22				
Σ ₁₆ PAHs	66.74~481.34	204.34	92.10	45.07	100

ND 表示未检出或者低于检出限,InP 只在 1 个采样点检出,各 PAHs 单体含义见表 1。

16 种优控 PAHs 总含量(Σ₁₆PAHs)为 66.74~481.34 ng · g⁻¹,平均值为 204.34 ng · g⁻¹。每个样点均有不同程度 PAHs 检出,表明密云水库岸边带土壤中普遍存在 PAHs。郭建阳等^[7]针对密云水库

表层沉积物 PAHs 的研究结果表明,库区沉积物 PAHs 含量为 $1\,087.9\text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,而该研究中内湖淹没区各采样点中 $\Sigma_{16}\text{PAHs}$ 均低于 $200\text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,其余采样点介于 $200 \sim 600\text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 之间,结合 MALISZEWSKA-KORDYBACH^[12] 针对 16 种优控 PAHs 提出的土壤分级方法可知,相较于库区沉积物,密云水库岸边带土壤中 PAHs 多处于低污染水平。

2.2 PAHs 组成特征及来源分析

来源不同的 PAHs 在结构、组分及环境行为等方面具有一定的差异性^[13]。根据 PAHs 环数不同,将 16 种优控 PAHs 分为低环 PAHs (2 环)、中环 (3~4 环)、高环 (5~6 环)^[14]。由图 2 可知,库区岸边带土壤中 PAHs 主要以中低环为主,在各个样点均有检出。低环 PAHs 含量为 $5.22 \sim 298.12\text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,平均含量为 $113.77\text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,占比为 $6.41\% \sim 80.43\%$;中环 PAHs 含量为 $14.71 \sim 254.95\text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,平均含量为 $66.42\text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,占比为 $13.07\% \sim 87.01\%$;高环 PAHs 含量为 $\text{ND} \sim 192.98\text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,平均含量为 $24.15\text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,占比为 $0 \sim 51.02\%$,即 PAHs 组成特征大多表现为低环>中环>高环。研究发现,居民区及农业种植区低环 PAHs 含量较高,主要受生物质及天然气燃烧的影响,而中高环 PAHs 则主要出现在工业区和主城区土壤,与尾气排放、石油泄漏等密切相关^[15]。此外,唐秀美等^[16]对密云水库空间功能变化分析的结果表明,近年来密云水库农村居民点和园、林地有所增加,这有利于低环 PAHs 的产生及迁移,使得库区岸边带土壤中低环 PAHs 占比较高^[17]。另外,S6 和 S7 样点具有一定特殊性,S6 样点 PAHs 组成表现为以中环 PAHs 为主,其原因在于该样点附近多有度假村聚集且离公路较近,汽油与柴油燃烧产物中含有较高浓度的中高环 PAHs^[18],成为该样点土壤中 PAHs 主要来源之一;S7 样点 PAHs 总含量最低且低中高环含量均衡,其原因可能是该样点位于水库内部区域,受到人为干扰较少且无直接排放源,PAHs 主要依靠大气迁移而富集于土壤中。

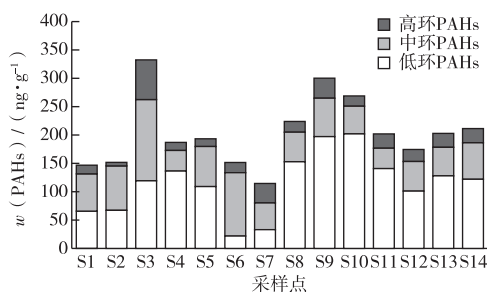


图2 水库岸边带土壤中 PAHs 组分特征

Fig.2 Composition of the PAHs in riparian area soils

选用 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phe})$ 、 $\text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr})$ 、 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr})$ 这 3 组特征比值用于判断研究区土壤中多 PAHs 的来源^[19]。当 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phe}) < 0.1$ 时, PAHs 来自于石油源;当 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phe}) \geq 0.1$ 时, PAHs 来自于燃烧源。当 $\text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr}) < 0.40$ 时, PAHs 来自于石油源;当 $0.40 \leq \text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr}) < 0.50$ 时, PAHs 主要来自液体燃料的燃烧;当 $\text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr}) \geq 0.50$ 时, PAHs 主要来自煤炭、生物质的燃烧。当 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr}) < 0.20$ 时, PAHs 来自于石油源;当 $0.20 \leq \text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr}) < 0.35$ 时, PAHs 主要来自液体燃料的燃烧;当 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr}) \geq 0.35$ 时, PAHs 主要来自煤炭、生物质的燃烧。

研究区土壤中 PAHs 比值法源解析如图 3 所示。 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phe})$ 特征比值范围为 $0 \sim 0.61$,平均值为 0.29 ,有 59.52% 的采样点该特征比值均大于 0.10 ,表明研究区 PAHs 主要来源是燃烧源。

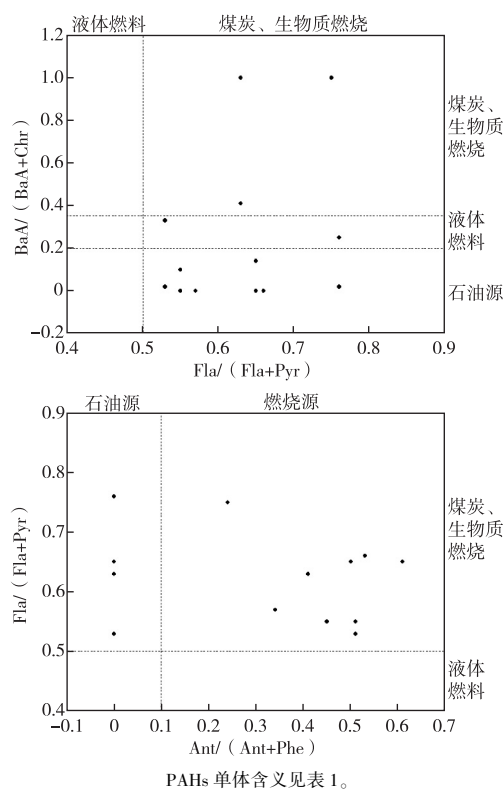


图3 水库岸边带土壤中 PAHs 比值法源解析

Fig.3 Source analysis based on diagnostic ratios of PAHs in riparian area soils

所有样点的 $\text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr})$ 特征比值均大于 0.50 ,表明密云水库岸边带土壤中 PAHs 主要来源于煤炭、生物质燃烧。部分采样点的 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phe})$ 、 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr})$ 为 0 ,表明这些样点 PAHs 的

严重的生态风险；若 PAHs 的含量在两者之间，则具有潜在的生态风险。库区岸边带土壤 PAHs 生态风险评价结果如表 3 所示。

表 3 水库岸边带土壤 PAHs 生态风险评价
Table 3 Ecological risks assessment of PAHs in riparian soils

PAHs 单体	效应区间 低值(ERL)/ (ng·g ⁻¹)	效应区间 中值(ERM)/ (ng·g ⁻¹)	小于 ERL 占比/ %	介于 ERL 和 ERM 之间的 占比/%
Nap	160	2 100	78. 57	21. 43
Acy	44	640	100	
Ace	16	500	92. 86	7. 14
Flu	19	540	95. 24	4. 76
Phe	240	1 500	100	
An	85. 3	1 100	100	
Fl	600	5 100	100	
Pyr	665	2 600	100	
BaA	261	1 600	100	
Chr	384	2 800	100	
BaP	430	1 600	100	
DBA	63. 4	260	97. 62	2. 38

各 PAHs 单体含义见表 1。

研究表明,仅有 4 种 PAHs 单体(Nap、Ace、Flu、DBA)含量介于 ERL 与 ERM 之间,其采样点分别占比 21. 43%、7. 14%、4. 76%、2. 38%。这些样点主要分布在白河入库处、北部平原及后八家庄,具有潜在的生态风险。其余单体含量均低于 ERL 值,产生的负面生态效益可能性较低。同时,平均效应区间中值商(Q_{M-ERM})可以分析评估土壤中多种 PAHs 污染物引起的生态风险水平^[27]。 Q_{M-ERM} 值分为 4 类:<0. 1、0. 10~0. 5、>0. 50~1. 50 和>1. 50,分别表示低、中等偏低、中等偏高和高等生态风险等级。研究区各采样点土壤中 PAHs 的 Q_{M-ERM} 介于 0. 004~0. 055,远低于 0. 1。基于此,可以判定库区岸边带土壤中 PAHs 生态风险较低,但由于南水北调工程,密云水库岸边带土壤被淹没后成为沉积物,使得岸边带土壤也具有沉积物的特征。而沉积物作为水体物质的“源”和“汇”,在一定条件下影响着水体中 PAHs 浓度。因此,仍需着重加强水库周边区域的燃煤、农业及生活污染源的监管与防控力度。

3 结论

对密云水库岸边带表层土壤中 PAHs 污染水平、组成及不同高程分布特征、污染来源及风险进行了分析,得出以下几点结论:

(1)密云水库岸边带各采样点表层土壤中普遍

存在 PAHs 残留;依据 PAHs 的土壤分级方法,密云水库岸边带表层土壤中 PAHs 处于低污染水平且远低于库区内沉积物中 PAHs 含量。

(2)密云水库岸边带土壤中 PAHs 主要以中环为主,在各个样点均有检出,大部分采样点与库区沉积物中 PAHs 组成特征相似,均表现为低环>中环>高环。同时,比值法源解析表明,密云水库岸边带表层土壤中 PAHs 主要来源为当地的成岩作用或生物质(农田残渣、草木)燃烧。

(4)从不同高程范围上看,PAHs 具有显著性差异,具体表现为第 2 高程>第 1 高程>第 3 高程;从环数上看,低环 PAHs 在 3 个高程范围内均占主体地位,

(5)生态风险评估显示,密云水库岸边带土壤 PAHs 整体生态污染风险较低,但受到人为干扰较多的区域具有一定的潜在风险,需引起重视。

参考文献:

[1] 毕丽姣,周岩梅,张林林,等.太子河中游河段有机污染物分布特征研究[J].环境科学与技术,2016,39(增刊1):164-168. [BI Li-jiao, ZHOU Yan-mei, ZHANG Lin-lin, et al. Distribution Characteristics of Organic Contaminant in Middle Reaches of Taizihe River[J].Environmental Science & Technology, 2016, 39 (Suppl. 1):164-168.]

[2] XU S S, LIU W X, TAO S. Emission of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in China[J].Environmental Science & Technology, 2006, 40(3):702-708.

[3] AICHNER B, BUSSIAN B M, LEHNIK-HABRINK P, et al. Regionalized Concentrations and Fingerprints of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in German Forest Soils[J].Environmental Pollution, 2015, 203:31-39.

[4] 周俊丽,李雯,刘征涛.长江河口沉积物柱状样中多环芳烃沉积记录分析[J].环境化学,2013,32(6):1098-1099. [ZHOU Jun-li, LI Ji, LIU Zheng-tao. Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Deposition Records in Changjiang Estuary Sediments [J]. Environmental Chemistry, 2013, 32 (6): 1098-1099.]

[5] 葛磊.三峡库区消落带土壤中多环芳烃的分布、来源及风险评估[D].武汉:武汉纺织大学,2017. [GE Lei. Status, Source and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil from the Water-Level-Fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir, China[D]. Wuhan: Wuhan Textile University, 2017.]

[6] 尤晓光,李毅,史璇,等.海河流域典型河口表层沉积物多环芳烃生态风险评价及来源辨析[C]//2014 中国环境科学学会学术年会论文集.成都:[出版者不详],2014:1189-1195.

[7] 郭建阳,廖海清,韩梅,等.密云水库沉积物中多环芳烃的垂直分布、来源及生态风险评估[J].环境科学,2010,31(3):626-631. [GUO Jian-yang, LIAO Hai-qing, HAN Mei, et al. Temporal Distribution, Sources, and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediment Core from Miyun Reservoir[J]. Environ-

- mental Science, 2010, 31(3): 626-631.]
- [8] 刘晓端, 葛晓立, 徐清, 等. 密云水库内湖富营养化现状分析[J]. 湖泊科学, 2002, 14(4): 331-336. [LIU Xiao-duan, GE Xiao-li, XU Qing, *et al.* Analysis on Eutrophication Status of Inner Lake in Miyun Reservoir[J]. Journal of Lake Science, 2002, 14(4): 331-336.]
- [9] YANG Z F, FENG J L, NIU J F, *et al.* Release of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Yangtze River Sediment Cores during Periods of Simulated Resuspension[J]. Environmental Pollution, 2008, 155(2): 366-374.
- [10] YUAN D X, YANG D N, WADE T L, *et al.* Status of Persistent Organic Pollutants in the Sediment from Several Estuaries in China[J]. Environmental Pollution, 2001, 114(1): 101-111.
- [11] 罗雪梅, 刘昌明, 何孟常. 土壤与沉积物对多环芳烃类有机物的吸附作用[J]. 生态环境, 2004, 13(3): 394-398. [LUO Xue-mei, LIU Chang-ming, HE Meng-chang. Sorption of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) by Soils and Sediments: A Review[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2004, 13(3): 394-398.]
- [12] MALISZEWSKA-KORDYBACH B. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Agricultural Soils in Poland: Preliminary Proposals for Criteria to Evaluate the Level of Soil Contamination[J]. Applied Geochemistry, 1996, 11(1/2): 121-127.
- [13] 周怀东, 赵健, 陆瑾, 等. 白洋淀湿地表层沉积物多环芳烃的分布、来源及生态风险评价[J]. 生态毒理学报, 2008, 3(3): 291-299. [ZHOU Huai-dong, ZHAO Jian, LU Jin, *et al.* Distribution, Sources and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from Baiyangdian Wetland[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2008, 3(3): 291-299.]
- [14] AMOAKO J, ANSA-ASARE O D, KARIKARI A Y, *et al.* Levels of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Densu River Basin of Ghana[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2011, 174(1): 471-480.
- [15] 黄勇, 王安婷, 袁国礼, 等. 北京市表层土壤中 PAHs 含量特征及来源分析[J]. 岩矿测试, 2022, 41(1): 54-65. [HUANG Yong, WANG An-ting, YUAN Guo-li, *et al.* The Content Characteristics and Source Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Topsoil of Beijing City[J]. Rock and Mineral Analysis, 2022, 41(1): 54-65.]
- [16] 唐秀美, 刘玉, 任艳敏. 基于格网尺度的密云水库区域“三生”空间功能测度与时空变化分析[J]. 中国农业资源与区划, 2021, 42(5): 60-69. [TANG Xiu-mei, LIU Yu, REN Yan-min. Ecological-Production-Living Spaces Transformation and Analysis of Land Use Based on Grid Scale in Miyun Reservoir Area[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2021, 42(5): 60-69.]
- [17] 孙恬, 叶斌, 王延华, 等. 中国湖泊 PAHs 污染现状及其源解析研究进展[J]. 环境科学与技术, 2020, 43(6): 151-160. [SUN Tian, YE Bin, WANG Yan-hua, *et al.* Pollution of PAHs in China's Lakes and Its Source Apportionment: A Review[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 43(6): 151-160.]
- [18] CHEN Y J, SHENG G Y, BI X H, *et al.* Emission Factors for Carbonaceous Particles and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Residential Coal Combustion in China[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(6): 1861-1867.
- [19] YUNKER M B, MACDONALD R W, VINGARZAN R, *et al.* PAHs in the Fraser River Basin: A Critical Appraisal of PAH Ratios as Indicators of PAH Source and Composition[J]. Organic Geochemistry, 2002, 33(4): 489-515.
- [20] 黄应平, 金蕾, 朱灿, 等. 三峡库区香溪河库湾土壤多环芳烃时空分布特征及风险评价[J]. 环境科学, 2021, 42(8): 3808-3819. [HUANG Ying-ping, JIN Lei, ZHU Can, *et al.* Temporal-Spatial Distribution and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil of Xiangxi Bay in Three Gorges Reservoir Area[J]. Environmental Science, 2021, 42(8): 3808-3819.]
- [21] 康耘, 葛晓立. 土壤 pH 值对土壤多环芳烃纵向迁移影响的模拟实验研究[J]. 岩矿测试, 2010, 29(2): 123-126. [KANG Yun, GE Xiao-li. Simulation Experiments on Influences of pH Level on the Vertical Migration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils[J]. Rock and Mineral Analysis, 2010, 29(2): 123-126.]
- [22] 蔡婷. 土壤类型对多环芳烃吸附性能的影响[D]. 北京: 中国石油大学(北京), 2017. [CAI Ting. The Influence of Soil Type on PAHs Adsorption Properties[D]. Beijing: China University of Petroleum (Beijing), 2017.]
- [23] 周岩梅, 刘瑞霞, 汤鸿霄. 溶解有机质在土壤及沉积物吸附多环芳烃类有机污染物过程中的作用研究[J]. 环境科学学报, 2003, 23(2): 216-223. [ZHOU Yan-mei, LIU Rui-xia, TANG Hong-xiao. Influence of Dissolved Organic Matter in Sorption Process of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on Soils and Sediments[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2003, 23(2): 216-223.]
- [24] 刘华丽, 曹秀云, 宋春雷, 等. 水位变化对湖泊沉积物营养释放的影响[J]. 环境科学与管理, 2012, 37(5): 25-29. [LIU Hua-li, CAO Xiu-yun, SONG Chun-lei, *et al.* Effects of Fluctuation of Water Level on Sediment Nutrient Releases in Lakes[J]. Environmental Science and Management, 2012, 37(5): 25-29.]
- [25] 闫丽丽. 上海雨水及雾水中多环芳烃的研究[D]. 上海: 复旦大学, 2011. [YAN Li-li. Study on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Rainwater and Fog Water in Shanghai[D]. Shanghai: Fudan University, 2011.]
- [26] LONG E R, MACDONALD D D, SMITH S L, *et al.* Incidence of Adverse Biological Effects within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments[J]. Environmental Management, 1995, 19(1): 81-97.
- [27] LONG E R, MACDONALD D D, SEVERN C G, *et al.* Classifying Probabilities of Acute Toxicity in Marine Sediments with Empirically Derived Sediment Quality Guidelines[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19(10): 2598-2601.

作者简介: 刘伊(1996—), 女, 北京市人, 主要从事非点源污染控制研究。E-mail: 15210128422@163.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0670

叶鹏程, 赵晓, 陈慧, 等. 江苏东部沿海地区野生种子植物区系及物种多样性: 以灌云县为例[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(2): 197–206.

YE Peng-cheng, ZHAO Xiao, CHEN Hui, et al. Species Diversity Characteristics of Native Seed Plants in Eastern Coastal Area of Jiangsu: A Case Study of Guanyun County[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 197–206.

江苏东部沿海地区野生种子植物区系及物种多样性: 以灌云县为例

叶鹏程, 赵 晓, 陈 慧, 斯 琴, 武建勇^① (生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042)

摘要: 江苏东部沿海地区频繁的土地开发活动使得许多植物面临着不同程度的威胁。为了解该地区的植物区系和物种多样性特征, 以江苏省灌云县植物区系为例, 采用全面踏查、定点样线、样方调查和特殊地区重点调查相结合的方法进行实地调查, 并与江苏东部沿海地区 4 个周边县(区)进行比较。结果表明: (1) 江苏省灌云县有野生种子植物 72 科 240 属 357 种, 以被子植物占绝对优势, 而裸子植物贫乏, 灌云县较相邻地区具有更丰富的野生种子植物物种多样性; (2) 从科级水平上看, 灌云县野生种子植物科的分布区类型有 6 种, 其中热带成分占 58.33%, 温带成分占 41.67%; 从属级水平上看, 灌云县野生种子植物属的分布区类型有 14 种, 其中热带成分占 37.25%, 温带成分占 61.75%, 热带属与温带属的比值(R/T 值)为 60.32%; (3) 灌云县草本植物种类最为丰富, 且草本群落的物种丰富度指数(R)、Shannon-Wiener 多样性指数(H)、Simpson 优势度指数(D)均显著高于乔木群落和灌木群落($P < 0.001$); (4) 由沿海到内陆(由东向西), 随着距海距离的增加, 草本植物的物种丰富度指数(R)呈显著增加趋势($P < 0.05$), 而 Pielou 均匀度指数(J)则呈显著降低趋势($P < 0.001$); (5) 灌云县中西部具有较高的物种多样性, 其中伊芦山、大伊山及其周边地区是生物多样性保护的重点区域; (6) 灌云县与江苏东部沿海地区 4 个周边县(区)野生种子植物属的相似性系数(similarity coefficient, S_c)均在 50% 以上, 其中与灌南县野生种子植物区系的相似性系数最高(61.96%)。研究结果可为灌云县野生植物多样性的有效保护、科学管理以及持续利用提供基础数据资料。

关键词: 江苏东部沿海地区; 植物区系; 灌云县; 野生种子植物; 相似性系数; 物种多样性

中图分类号: Q948.5 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0197-10

Species Diversity Characteristics of Native Seed Plants in Eastern Coastal Area of Jiangsu: A Case Study of Guanyun County. YE Peng-cheng, ZHAO Xiao, CHEN Hui, SI Qin, WU Jian-yong^① (Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: Many plants are threatened to varying degrees due to frequent land development activities in the eastern coastal areas of Jiangsu. We selected the flora of Guanyun County in Lianyungang City as study object. In order to study the flora and species diversity characteristics of native seed plants in this area, a comprehensive survey method was used in combination with line survey, sampling survey and special area investigation. In addition, the floristic characteristics of this County was compared with those of four surrounding Counties in the eastern coastal area of Jiangsu. The results indicate that: (1) there were 357 species belonging to 240 genera and 72 families of native seed plants in this County. Angiosperms were dominant and gymnosperms were scarce. The diversity of native seed plants species is higher in this County than that of in the adjacent Counties. (2) At the family level, there were 6 areal types of native seed plants, among which the tropical and temperate components accounted for 58.33% and 41.67%, respectively; at the genus level, there were 14 areal types of native seed plants, among which the tropical and temperate components accounted for 37.25% and 61.75%, respectively, and the ratio of tropical genera to temperate genera (R/T value) was 60.32%. (3) Guanyun county has the

收稿日期: 2021-11-02

基金项目: 生态环境部“生物多样性调查、观测和评估”项目(2019HJ2096001006); 连云港市灌云生态环境局“生物多样性本底调查”项目(GY-ZFCG201911005)

① 通信作者 E-mail: wujy10@hotmail.com

most abundant herbaceous plant species, and the species richness index (R), Shannon-Wiener diversity index (H) and Simpson dominance index (D) of herbaceous layer were significantly higher than those of the tree layer and shrub layer ($P < 0.001$). (4) From coastal to inland (from east to west), with the increase of the distance from the sea, the species richness index (R) of herbaceous plants increased significantly ($P < 0.05$), while the Pielou evenness index (J) of herbaceous plants decreased significantly ($P < 0.001$). (5) There was high species diversity in the central and western parts of Guanyun County, especially in Yilu mountain and Dayi mountain and their surrounding areas, which were the key areas for biodiversity conservation. (6) the similarity coefficients (S_c) of native seed plants genera between Guanyun County and its four surrounding areas of Northern Jiangsu Plain were all above 50%, and the similarity coefficient of native seed plants flora of Guanyun County with Guannan County was the highest ($S_c = 61.96\%$). Guanyun county is an important part of the eastern coastal area of Jiangsu Province. This study provides the foundational data for effective conservation, scientific management and sustainable utilization of native plant diversity in Guanyun County.

Key words: eastern coastal area of Jiangsu; flora; Guanyun County; native seed plants; similarity coefficient; species diversity

植物区系是植物科、属、种的自然综合体,是指某一特定地区或国家生长着的所有植物种类的总和,是植物界在一定的自然地理条件下,特别是在自然历史条件综合作用下发展与演化的结果^{[1],[2]1-2}。植物区系地理学是植物地理学或生物地理学的重要分支学科之一,是一门主要研究某一地区或全世界所有植物种类的组成、现代与过去的分布规律以及起源与演化历史的学科^[3]。运用植物区系地理学的理论和方法研究某一特定区域的植物区系^{[2]1-2},不仅有助于了解该区域植物的起源和演化^[1],而且对于研究植物的资源保护、开发利用以及引种栽培等具有十分重要的意义^[4]。植物区系的物种多样性是植物对环境长期适应的结果,不仅可以反映该地区的植物种类及其变异程度,而且能够体现物种进化水平多样性以及区系复杂程度。

近年来,随着人类活动的不断加剧,产生了诸如土地退化、环境污染、外来物种入侵等一系列的生态安全问题,导致生物多样性日益减少,这在我国经济发达的东部省份表现尤为明显^[5]。江苏是我国东部沿海地区经济较发达的省份之一,灌云县是江苏省的全国首批对外开放县,近几十年来,频繁的土地开发活动使灌云县自然植被遭到破坏^[6],物种的原生境丧失,因此可以作为东部省份经济发展强烈干扰生物多样性的典型代表区域。然而关于灌云县植物的研究目前仅见对优良花灌木的调查、古树名木种质资源现状的调查等,这表明灌云县种子植物区系的调查还很不全面,对该区域的生物本底状况调查和生物多样性保护工作还非常欠缺。该研究通过野外实地调查,并参考相关文献资料,整理出灌云县野生种子植物名录,分析灌云县野生种子植物的区系及物种多样性特征,并与江苏

东部沿海地区的 4 个周边县(区)进行对比,旨在丰富和更新灌云县植物区系和物种多样性的本底资料,同时为灌云县野生种子植物资源的研究、保护以及开发利用提供基础科学依据。

1 研究区概况

灌云县地处黄海之滨,隶属于连云港市,位于北纬 $34^{\circ}11'45'' \sim 34^{\circ}38'50''$,东经 $119^{\circ}02'50'' \sim 119^{\circ}52'09''$ 之间,陆地面积 $1\,538.95\text{ km}^2$,海岸线长 39 km 。灌云县地势西高东低,西部有南北走向、狭长的冈岭地带,土层较薄,水源缺乏;中部有 8 座孤山,山地和丘陵占全域面积的 8% ;中东部地形以冲积平原为主,占全域面积的 92% 。灌云县属暖温带海洋季风性气候区,四季分明,雨水充沛,无霜期长,光照充足,年平均气温 $14.2\text{ }^{\circ}\text{C}$,年均降水量 892.4 mm ,年平均日照时数 $2\,203.0\text{ h}$ 。灌云县境内有界圩河、烧香河和五图河等多条河流纵横交错,另有盐河纵贯县境南北,为苏北地区的黄金水道。南北过渡的气候条件和沿海特殊的地形地貌使灌云县拥有丰富的自然资源,优越的环境条件与不同类型的生态系统孕育着灌云县丰富的生物多样性。然而,随着灌云县土地开发利用强度不断加大,原来的自然生态系统逐渐被建筑和农田等取代^[7],物种生存的栖息地质量不断降低,使得该地区的生物多样性受到直接威胁。

2 研究方法

2.1 调查方法与内容

2020 年 3 月至 2020 年 10 月,分春、夏、秋三季对灌云县野生种子植物进行 3 次全面的野外实地调查。采用全面踏查、定点样线、样方调查和特殊地区重点调查相结合的方法,对该区域内的野生种子

植物种类组成情况进行了全面的调查及分析。其中,调查数据的记录与收集参照《关于开展生物多样性本底调查试点工作的通知》(苏环办〔2017〕315号)文件要求。根据灌云县自然条件、生态系统类型和生态保护红线的分布特征,共设置了68条300 m × 2 m的植物调查样线(带),针对不同群落类型设置31个10 m × 10 m的乔木样方、58个2 m × 2 m的灌木样方以及269个1 m × 1 m的草本样方,涵盖了林地、村庄、农田、城市绿地、湖泊、水库坑塘以及河流等各种生境类型。野外调查全程使用GPS定位仪记录经纬度坐标以及调查路线轨迹,同时拍摄植物的茎、叶、花、果实和植株等照片。

在野外调查过程中,植物物种的鉴定主要参考《江苏植物志(1~5卷)》。将野外实地调查记录与文献资料相结合,整理出灌云县野生种子植物名录,其中裸子植物采用郑万钧分类系统(1978年)进行排序,被子植物按照克朗奎斯特(Cronquist)分类系统(1981年)进行排序;根据植物生活型的划分标准^[7-8],将研究区域内的种子植物划分为乔木、灌木、草本、藤本和竹类5种类型,并参考《江苏植物志(1~5卷)》对野生种子植物的生活型进行统计分析;根据最新发布的《国家重点保护野生植物名录》(<http://www.forestry.gov.cn/>)确定物种的国家保护等级;依据《中国入侵植物名录》(<http://www.iplant.cn/ias/protlist?key=Bidens%20pilosa>)界定外来入侵植物;参考前人提出的关于植物区系优势科^[7]和优势属^[9]的衡量标准,对灌云县野生种子植物优势科和优势属进行统计分析;参考植物区系地理理论与方法^{[2]12-18},对灌云县野生种子植物区系特征、区系组成以及分布区类型进行统计分析,由于世界分布类型无法反映植物区系的特点,因此在统计分析中将这一分布类型扣除计算^[10]。

2.2 数据分析

采用Patrick物种丰富度指数(R)反映群落中物种的丰富程度,该指数值越大,表明群落植物种类越多;采用Shannon-Wiener多样性指数(H)反映群落结构的复杂程度,该指数值越大,说明群落的复杂程度也越高;采用Simpson优势度指数(D)反映群落中物种的优势程度,该指数值越大,表示群落中的优势物种越少;采用Pielou均匀度指数(J)反映物种在群落中的分布情况,该指数值越大,表明植物空间分布越均匀。Patrick物种丰富度指数(R)、Shannon-Wiener多样性指数(H)、Simpson优势度指数(D)、Pielou均匀度指数(J)的计算公式^[11]分别为

$$R = S, \quad (1)$$

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i, \quad (2)$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2, \quad (3)$$

$$J = \frac{H}{H_{\max}}, \quad (4)$$

$$H_{\max} = \ln S. \quad (5)$$

式(1)~(5)中, S 为植物物种数; P_i 为第*i*种个体数占所有物种个体总数的比例。数据统计分析及作图均在R 4.1.0软件中进行,多样性指数使用vegan软件包计算,采用Hmisc和corrplot程序包探究物种多样性指数由沿海到内陆的空间分布变化特征^[12],使用ggplot2和ggsignif软件包进行可视化图形的绘制^[13]。

此外,采用广受认可的Czechanowski系数对灌云县和邻近地区种子植物属的相似性进行分析比较^[14],Czechanowski系数表达式^[15]为

$$S_c = 2C/(A+B) \times 100\%. \quad (6)$$

式(6)中, S_c 为Czechanowski相似性系数; A 为甲地区野生种子植物的全部属数; B 为乙地区野生种子植物的全部属数; C 为两地区野生种子植物的共有属数。

3 结果与分析

3.1 植物物种多样性统计分析

从植物区系的基本组成来看,灌云县区域内共有野生种子植物72科240属357种(包括变种、亚种及变型,下同),占江苏省野生种子植物^[16]科总数的48%,属总数的31.05%,种总数的18.12%;占中国种子植物^[17]科总数的21.36%,属总数的7.50%,种总数的1.33%。其中,裸子植物1科2属2种,被子植物71科238属355种。在被子植物中,双子叶植物57科188属287种,单子叶植物14科50属68种(表1)。

从物种的稀有性来看,国家Ⅱ级重点保护野生植物有2种,隶属于2科2属,分别为大叶榉树(*Zelkova schneideriana*)和野大豆(*Glycine soja*)。此外,灌云县共有外来入侵植物15种,隶属于7科12属。外来入侵植物中菊科植物最多,有5种,占外来入侵草本植物总数的33.33%,分别为钻叶紫菀(*Aster subulatus*)、鬼针草(*Bidens pilosa*)、一年蓬(*Erigeron annuus*)、小蓬草(*Erigeron canadensis*)和加拿大一枝黄花(*Solidago canadensis*),这些物种的原产地均为美洲或北美洲。

表 1 灌云县野生种子植物的科、属、种及其在江苏省、全国的占比

Table 1 Comparison of families, genera and species of native seed plants in Guanyun County with those in Jiangsu Province and China

类群	科			属			种		
	科数	江苏省占比/%	全国占比/%	属数	江苏省占比/%	全国占比/%	种数	江苏省占比/%	全国占比/%
裸子植物	1	25.00	10.00	2	50.00	5.56	2	14.29	1.04
被子植物	71	48.63	21.71	238	31.07	7.52	355	18.15	1.34
双子叶植物	57	45.97	21.11	188	31.70	4.75	287	19.81	1.30
单子叶植物	14	63.64	24.56	50	28.90	7.36	68	13.41	1.49
合计	72	48.00	21.36	240	31.05	7.50	357	18.12	1.33

3.2 植物的生活型统计分析

灌云县野生种子植物以草本植物最为丰富,共 48 科 171 属 262 种,占研究区域种子植物科、属、种总数的 66.67%、71.25%、73.39%。乔木次之,共 计 20 科 31 属 41 种,其中落叶乔木达 39 种,占乔木

树种总数的 95.12%,占绝对优势。灌木共计 16 科 25 属 31 种,落叶灌木占绝对优势,占灌木树种总数的 90.32%。藤本植物共计 11 科 17 属 21 种。竹类植物最少,仅有 1 科 1 属 2 种(表 2)。

表 2 灌云县野生种子植物生活型统计

Table 2 Life-form statistics on native seed plants in Guanyun County

生活型	科		属		种	
	科数	占总科数的比例/%	属数	占总属数的比例/%	种数	占总种数的比例/%
乔木						
常绿	1	1.39	2	0.83	2	0.56
落叶	19	26.39	29	12.08	39	10.92
小计	20	27.78	31	12.92	41	11.48
灌木						
常绿	3	4.17	3	1.25	3	0.84
落叶	15	20.83	23	9.58	28	7.84
小计	16	22.22	25	10.42	31	8.68
藤本						
常绿木质	2	2.78	2	0.83	2	0.56
落叶木质	3	4.17	5	2.08	7	1.96
一年生草质	2	2.78	2	0.83	2	0.56
多年生草质	7	9.72	8	3.33	10	2.80
小计	11	15.28	17	7.08	21	5.88
草本						
一年生	30	41.67	75	31.25	113	31.65
二年生	7	9.72	8	3.33	8	2.24
一年生或二年生	7	9.72	18	7.50	21	5.88
多年生	36	50.00	88	36.67	120	33.61
小计	48	66.67	171	71.25	262	73.39
竹类						
乔木状散生	1	1.39	1	0.42	2	0.56
合计	72	100.00	240	100.00	357	100.00

3.3 科的统计分析

3.3.1 科的大小分析

根据研究区域各科所含种数的多少,将其分为大科(含 31 种及以上)、较大科(含 11~30 种)、中等科(含 6~10 种)、寡种科(含 2~5 种)以及单种科(仅含 1 种)5 个等级^[18]。表 3 表明,灌云县野生种

子植物中含 31 种及以上的大科仅有 2 科,占总科数的 2.78%,分别为菊科(30 属 52 种)和禾本科(31 属 40 种)。含 11~30 种的较大科有 6 科,占总科数的 8.33%,如唇形科(13 属 14 种)、蔷薇科(9 属 16 种)和豆科(19 属 30 种)。含 6~10 种的中等科也有 6 科,占总科数的 8.33%,如石竹科(6 属 6 种)、

毛茛科(4 属 10 种)和十字花科(8 属 10 种)。含 2~5 种的寡种科共有 31 科,占总科数的 43.06%,如柏科(2 属 2 种)、葫芦科(3 属 3 种)、榆科(3 属 4 种)和桑科(4 属 5 种)。仅含 1 种的单种科共有 27 科,占总科数的 37.50%,如防己科、山矾科和胡颓子科。

表 3 灌云县野生种子植物科的等级统计

Table 3 The statistics of family rank of native seed plants in Guanyun County

科等级	科		属		种	
	科数	占总科数的比例/%	属数	占总属数的比例/%	种数	占总种数的比例/%
含 31 种及以上的科	2	2.78	61	25.42	92	25.77
含 11~30 种的科	6	8.33	56	23.33	96	26.89
含 6~10 种的科	6	8.33	28	11.67	45	12.61
含 2~5 种的科	31	43.06	68	28.33	97	27.17
仅含 1 种的科	27	37.50	27	11.25	27	7.56
合计	72	100.00	240	100.00	357	100.00

3.3.2 优势科统计分析

植物区系的优势科是指区系中种类较多、在植被或植物群落中占据优势或常见的科,并且对一个地区的植物区系起着至关重要的作用。确定一个区系的优势科需要满足相应的数量标准^[4,7],笔者参考李玉珍^[7]提出的关于植物区系优势科的衡量标准,即包含 5 种及以上的科是植物区系中的优势科。统计分析表明,种数达 5 种及以上的科有 19 个,占总科数的 26.39%,共包含 160 属 258 种,分别占属、种总数的 66.67%、72.27%。此外,种数达 10 种及以上的科共有 10 个,占总科数的 13.89%,如菊科、禾本科、豆科和蔷薇科等,共包含 129 属 208 种,分别占属、种总数的 53.75%、58.26%(表 4)。

3.3.3 科的分布区类型统计

根据吴征镒等^{[2]60-136}对种子植物科的分布区类型划分,灌云县野生种子植物科的分布区类型可分为 6 种(表 5)。在优势科中,分布区类型为世界分布的有 16 科,占优势科总科数(19 科)的 84.21%;热带成分的有 2 科,均为泛热带分布;温带成分的有 1 科,为北温带分布。

灌云县野生种子植物世界分布科共有 36 科 275 种,占总种数的 77.03%,多为草本植物类群,如毛茛科、苋科、蓼科和堇菜科等,种数居前 3 位的分别是菊科(52 种)、禾本科(40 种)和豆科(30 种)。热带分布的科(2~7 型)有泛热带分布、热带亚洲及热带美洲间断分布这 2 种类型,共计 21 科,占非世界分布科的 58.33%,种数为 56 种,占总种数的 15.69%,其中泛热带分布有 20 科,如防己科、壳斗科和锦葵科等;热带亚洲及热带美洲间断分布仅有 1 科,即安息香科。温带分布的科(8~14 型)有北温带分布、东亚和北美间断分布、旧世界温带分布这 3 种类型,共计 15 科,占非世界分布科的 41.67%,种

数为 26 种,占总种数的 7.28%,其中北温带分布有 11 科,如柏科、杨柳科和胡颓子科等;东亚和北美间断分布有 3 科,即蜡梅科、三白草科和菖蒲科;旧世界温带分布仅有 1 科,为菱科。

表 4 灌云县野生种子植物的优势科统计

Table 4 The statistics of dominant families of native seed plants in Guanyun County

科	属		种	
	属数	占总属数的比例/%	种数	占总种数的比例/%
菊科	30	12.50	52	14.57
禾本科	31	12.92	40	11.20
豆科	19	7.92	30	8.40
蔷薇科	9	3.75	16	4.48
唇形科	13	5.42	14	3.92
苋科	7	2.92	13	3.64
大戟科	6	2.50	12	3.36
蓼科	2	0.83	11	3.08
毛茛科	4	1.67	10	2.80
十字花科	8	3.33	10	2.80
百合科	6	2.50	7	1.96
石竹科	6	2.50	6	1.68
堇菜科	1	0.42	6	1.68
茜草科	3	1.25	6	1.68
桑科	4	1.67	5	1.40
葡萄科	4	1.67	5	1.40
茄科	3	1.25	5	1.40
紫草科	3	1.25	5	1.40
莎草科	1	0.42	5	1.40
合计	160	66.67	258	72.27

3.4 属的统计分析

3.4.1 属的成分组成分析

根据研究区域各属所含种数的多少,将其分为大属(含 20 种及以上)、较大属(含 10~19 种)、中等属(含 6~9 种)、寡种属(含 2~5 种)和单种属(仅含 1 种)5 个等级^[8,18]。灌云县野生种子植物未见

含 20 种及以上的大属;含 10~19 种的较大属仅有 1 属,即蒿属(*Artemisia*),共包含 12 种(表 6);含 6~9 种的中等属有 4 属,共包含 27 种,如堇菜属(*Viola*) (6 种)和大戟属(*Euphorbia*) (7 种)等;含 2~5 种的寡种属有 56 属,共包含 139 种,如牵牛属(*Pharbitis*) (2 种)、唐松草属(*Thalictrum*) (3 种)和毛茛属(*Ranunculus*) (4 种)等;仅含 1 种的单种属占绝对优势,共计有 179 属,如楝属(*Melia*)、爵床属(*Justicia*)和碱蓬属(*Suaeda*)等。

表 5 灌云县野生种子植物科的区系分布类型
Table 5 Areal-types of families of native seed plants in Guanyun County

分布区类型	科		种	
	科数	占非世界分布科的比例/%	种数	占总种数的比例/%
1 世界分布	36		275	77.03
2 泛热带分布	20	55.56	55	15.41
3 热带亚洲及热带美洲间断分布	1	2.78	1	0.28
8 北温带分布	11	30.56	22	6.16
9 东亚和北美间断分布	3	8.33	3	0.84
10 旧世界温带分布	1	2.78	1	0.28
合计	72	100.00	357	100.00

表 6 灌云县野生种子植物属的级别统计
Table 6 The statistics of genus rank of native seed plants in Guanyun County

属等级	属		种	
	属数	占总属数的比例/%	种数	占总种数的比例/%
含 20 种及以上的属	0	0	0	0
含 10~19 种的属	1	0.42	12	3.36
含 6~9 种的属	4	1.67	27	7.56
含 2~5 种的属	56	23.33	139	38.94
仅含 1 种的属	179	74.58	179	50.14
合计	240	100.00	357	100.00

3.4.2 优势属统计分析

植物区系的优势属是指某一区域内包含植物种类数量较多的属^[19]。参照努尔买买提等^[9]提出的关于植物区系优势属的衡量标准,包含 4 种及以上的属是植物区系中的优势属。统计分析表明,种数为 4 种及以上的属有 12 个,仅占总属数的 5.00%,共包含 69 种,占总种数的 19.33%。灌云县的野生种子植物优势属包括大戟属(7 种)、萵蓄属(*Polygonum*) (8 种)和蒿属(12 种)等(表 7)。

3.4.3 属的分布区类型统计

根据吴征镒等^{[2]146-451}对种子植物属的分布区类型划分,灌云县野生种子植物属的分布区类型可

分为 14 种(表 8)。在优势属中,分布区类型为世界分布的共有 5 属,占优势属总属数(12 属)的 41.67%;热带成分的有 2 属,且均为泛热带分布,占 16.67%;温带成分的有 5 属,包括北温带分布、东亚和北美间断分布,占 41.67%。

表 7 灌云县野生种子植物的优势属统计
Table 7 The statistics of dominant genera of native seed plants in Guanyun County

属	种数	占总种数的比例/%
蒿属	12	3.36
萵蓄属	8	2.24
大戟属	7	1.96
堇菜属	6	1.68
委陵菜属	6	1.68
胡枝子属	5	1.40
莎草属	5	1.40
毛茛属	4	1.12
苋属	4	1.12
藜属	4	1.12
野豌豆属	4	1.12
稗属	4	1.12
合计	69	19.33

表 8 灌云县野生种子植物属的区系分布类型
Table 8 Areal-types of genera of native seed plants in Guanyun County

分布区类型	属		种	
	属数	占非世界分布属的比例/%	种数	占总种数的比例/%
1 世界分布	36		67	18.77
2 泛热带分布	46	22.55	69	19.33
4 旧世界热带分布	11	5.39	11	3.08
5 热带亚洲至热带大洋洲分布	4	1.96	4	1.12
6 热带亚洲至热带非洲分布	8	3.92	8	2.24
7 热带亚洲分布	7	3.43	8	2.24
8 北温带分布	59	28.92	107	29.97
9 东亚和北美间断分布	11	5.39	16	4.48
10 旧世界温带分布	25	12.25	27	7.56
11 温带亚洲分布	5	2.45	6	1.68
12 地中海区、西亚至中亚分布	4	1.96	4	1.12
13 中亚分布	1	0.49	1	0.28
14 东亚分布	21	10.29	27	7.56
15 中国特有	2	0.98	2	0.56
合计	240	100.00	357	100.00

灌云县世界分布属共有 36 属 67 种,占总种数的 18.77%,多为草本植物类群,如芥属(*Capsella*)、碎米荠属(*Cardamine*)、珍珠菜属(*Lysimachia*)和悬钩子属(*Rubus*)等。热带分布的属(2~7 型)共计 76 属,占非世界分布属的 37.25%,种数为 100 种,占总种数的 28.01%。其中,泛热带分布最多,有 46 属,

如鳢肠属 (*Eclipta*)、泽兰属 (*Eupatorium*) 和芦竹属 (*Arundo*) 等;其次为旧世界热带分布,有 11 属。热带亚洲至热带非洲分布和热带亚洲分布分别有 8 属和 7 属。热带亚洲至热带大洋洲分布较少,仅有 4 属。温带分布的属(8~14 型)共计 126 属,占非世界分布属的 61.75%,种数为 188 种,占总种数的 52.66%。其中,北温带分布最多,有 59 属,如白头翁属 (*Pulsatilla*)、枸杞属 (*Lycium*) 和蓟属 (*Cirsium*) 等;其次为旧世界温带分布和东亚分布,分别有 25 和 21 属;东亚和北美间断分布有 11 属;温带亚洲分布和地中海区、西亚至中亚分布较少,分别有 5 和 4 属;中亚分布有 1 属,为诸葛菜属 (*Orychophragmus*)。中国特有属有 2 属,为蜡梅属 (*Chimonanthus*) 和无心菜属 (*Arenaria*)。

3.5 物种多样性指数的特征分析

3.5.1 不同群落类型物种多样性指数分析

对灌云县区域内不同群落类型间的乔木、灌木以及草本样方中植物物种多样性指数进行计算和比较,结果(图 1)表明,草本群落的 Patrick 物种丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数、Simpson 优势度指数均显著高于乔木群落和灌木群落 ($P < 0.001$),且乔木群落的上述物种多样性指数均显著高于灌木群落。此外,乔木群落的 Pielou 均匀度指数显著高于草本群落和灌木群落 ($P < 0.001$),而草本群落和灌木群落之间的 Pielou 均匀度指数则无显著性差异 ($P = 0.35$)。此外,草本群落 Patrick 物种丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数、Simpson 优势度指数的变化幅度均大于灌木群落和乔木群落,且草本群落的物种多样性指数具有较大的极值。

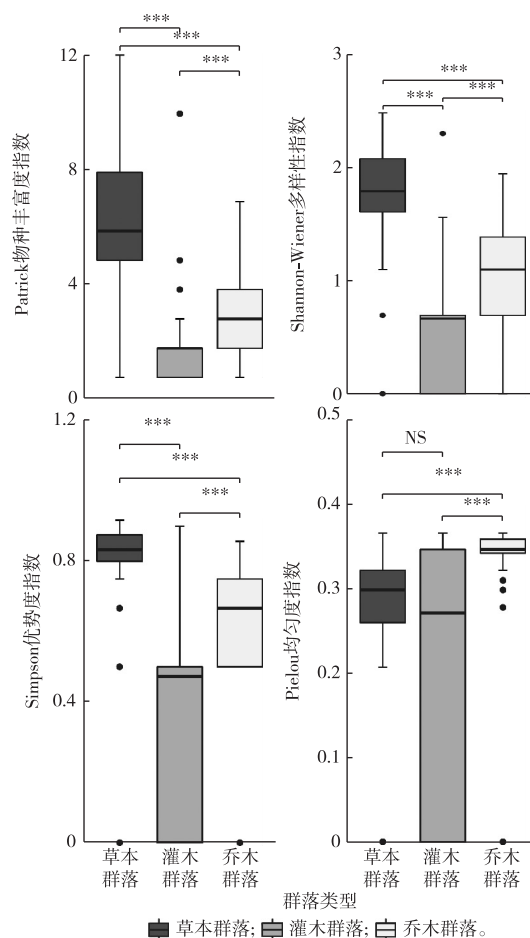
3.5.2 不同群落类型物种多样性指数的空间分布规律分析

对灌云县距海岸不同距离样地物种多样性指数的空间分布规律进行研究,结果(表 9)表明,由沿海到内陆(由东向西),随着距海距离的增加,乔木群落+灌木群落+草本群落三者总体上的 Patrick 物种丰富度指数呈显著增加趋势 ($P < 0.05$),Pielou 均匀度指数则呈显著降低趋势 ($P < 0.1$);此外,草本群落的 Patrick 物种丰富度指数呈显著增加趋势 ($P < 0.05$),Pielou 均匀度指数则呈显著降低趋势 ($P < 0.001$);而灌木群落和乔木群落的物种多样性指数均没有呈现出显著性的变化趋势 ($P > 0.1$)。

3.6 与周边地区植物区系组成的比较

通常认为属的分类特征相对稳定,同时又能够在一定程度上反映植物区系的发生和发展历程^[20]。为深入分析灌云县植物区系的组成特点,选择同样

位于江苏东部沿海地区的灌南县、盐城市盐都区、东台市以及阜宁县(均为笔者参与的野外调查区域),与灌云县进行野生种子植物区系属的相似性比较。结果(表 10)表明,灌云县与灌南县、盐都区、东台市和阜宁县野生种子植物区系属的相似性系数 (S_c) 分别为 61.96%、52.37%、52.35% 和 51.52%,这表明灌云县与周边县(区)在种子植物区系属级水平上具有相似的组成,植物区系亲缘关系较近。



NS 表示不显著 ($P > 0.1$); *** 表示在 0.001 水平显著 ($P < 0.001$)。

图中箱体上、中、下线分别为上四分位数、中位数和下四分位数,数据点表示异常值。

图 1 灌云县不同群落类型物种多样性指数箱线图
Fig. 1 The box plot of species diversity indexes of different community types in Guanyun County

4 讨论与建议

4.1 灌云县野生种子植物物种多样性特征

灌云县有野生种子植物 72 科 240 属 357 种,物种多样性较为丰富。此外,灌云县中西部的伊山镇和伊芦乡具有较高的物种多样性,尤其是伊芦山、

大伊山及其周边区域,调查发现的物种数分别为 170 和 208 种,分别占灌云县种子植物物种总数的 47.62%和 58.26%。此外,根据邓懋彬等^[21]的研究结果,连云港市共有种子植物 123 科 511 属 986 种,灌云县野生种子植物资源占连云港地区植物资源的比例为 36.21%,科数占比为 58.54%,属数占比为 46.97%;根据徐军等^[22]的研究结果,连云港地区

共有野生木本植物 50 科 114 属 191 种,而灌云县共有野生木本植物 35 科 62 属 81 种,灌云县木本植物资源占连云港地区植物资源的比例为 42.41%,科数占比为 70.00%,属数占比为 54.39%,这也表明灌云县野生种子植物资源较为丰富,物种多样性较高。

表 9 灌云县不同群落类型物种多样性指数的空间分布特征

Table 9 Spatial distribution characteristics of species diversity indexes of different community types in Guanyun County

群落类型	物种多样性指数	<i>P</i> 值	<i>r</i> 值
草本群落	Patrick 物种丰富度指数	0.007 **	0.17
	Shannon-Wiener 多样性指数	0.072	0.11
	Simpson 优势度指数	0.856	0.01
	Pielou 均匀度指数	0.000 3 ***	-0.22
灌木群落	Patrick 物种丰富度指数	0.289	-0.14
	Shannon-Wiener 多样性指数	0.159	-0.19
	Simpson 优势度指数	0.146	-0.19
	Pielou 均匀度指数	0.178	-0.18
乔木群落	Patrick 物种丰富度指数	0.721	-0.07
	Shannon-Wiener 多样性指数	0.586	-0.10
	Simpson 优势度指数	0.650	-0.08
	Pielou 均匀度指数	0.887	0.03
草本群落+灌木群落+乔木群落	Patrick 物种丰富度指数	0.023 **	0.12
	Shannon-Wiener 多样性指数	0.256	0.06
	Simpson 优势度指数	0.884	0.01
	Pielou 均匀度指数	0.060 *	-0.10

* 表示 $P<0.1$; ** 表示 $P<0.05$; *** 表示 $P<0.001$ 。

表 10 灌云县与邻近地区野生种子植物属的相似性系数比较

Table 10 Similarity coefficients comparison of genus of native seed plants between Guanyun County and its surrounding areas

地区	北纬	东经	属数	共有属数	相似性系数/%
灌云	34°11'45"~34°38'50"	119°02'50"~119°52'09"	240		
灌南	33°59'00"~34°27'00"	119°07'00"~119°48'00"	157	123	61.96
盐都	33°07'52"~33°25'22"	119°40'49"~120°13'22"	161	105	52.37
东台	32°33'00"~32°57'00"	120°07'00"~120°53'00"	165	106	52.35
阜宁	33°26'00"~33°59'00"	119°27'00"~119°58'00"	156	102	51.52

灌云县草本群落的物种多样性指数显著高于乔木群落和灌木群落,这也表明草本植物的物种多样性最为丰富,是该区域生物多样性的的重要组成部分。此外,灌云县地处东部沿海地区,由沿海到内陆(由东向西),随着距海距离的增加,草本植物物种丰富度指数呈显著增加趋势($P<0.05$),而 Pielou 均匀度指数则呈现出显著降低趋势($P<0.001$),这与前人的研究结果不太一致^[11]。究其原因,这可能是由于灌云县东部沿海区域的开发建设和人为干扰力度大,且生态系统类型主要为光滩和盐田等,因此物种单一但分布均匀;而中西部区域生态系统类型丰富,分布有伊芦山和大伊山森林生态系统以

及农田、湖泊、水库、坑塘、河流等不同生境类型,这有利于优势种生长并占据主导地位,使其他物种生长受到抑制,因此物种丰富度高但均匀度较低。

4.2 灌云县野生种子植物区系组成及特点

灌云县野生种子植物区系科的分布区类型共有 6 个,占中国范围内科分布区类型^[23]的 40.00%;属的分布区类型共有 14 个,占中国范围内属分布区类型^[24]的 93.30%,体现了灌云县野生种子植物分布区类型较为丰富的特点。此外,从分布区类型来看,科的区系地理成分分析表明,灌云县野生种子植物区系以热带分布为主,同时与暖温带也有较为密切的联系,热带分布科占非世界分布科的

58.33%,温带分布科占非世界分布科的41.67%。属的区系地理成分分析表明,灌云县野生种子植物区系以温带分布为主,同时也具有较强的热带亲缘性,温带分布属占非世界分布属的61.75%,热带分布属占非世界分布属的37.25%,这与董丽娜等^[25]的研究结果一致。此外,梁珍海等^[26]对江苏徐州的种子植物区系进行分析研究,结果表明,温带分布属类型最多,其次是热带分布属,两者分别占非世界分布属的63.02%和35.69%,笔者的研究结果与其具有较好的一致性。研究结果表明,温带分布类型在灌云县得到了良好的发育,并成为该区域植物群落的主要构成成分。此外,从植物区系中热带属与温带属的比值(R/T 值)^[18]来看,灌云县野生种子植物区系的 R/T 值为60.32%, R/T 值越大表明热带性质越强,反之则温带性质越强^[27],这也说明灌云县种子植物区系具有较强的热带亲缘性的同时,还在一定程度上受到温带成分的影响,这也符合该区所处的由北亚热带向暖温带过渡的地理位置^[28],同时也与梁珍海等^[26]的研究结果较为一致。

4.3 灌云县野生种子植物保护对策及建议

建议加强中西部伊芦山和大伊山及其周边等重点区域的生物多样性保护和规划。灌云县有伊芦山和大伊山等自然景观,森林资源丰富,这些区域所包含的物种多样性远高于农田和城镇等其他生态系统类型,是生物多样性保护的重点区域,也是珍稀濒危及保护物种的重要栖息地,建议地方政府结合已划定的生态红线区对伊芦山和大伊山及周边区域采取严格的保护措施,对相邻的重点区域实行统一规划和管理^[29],并禁止开山采石以及非法占用生物物种资源等破坏生态环境的行为。

建议加强森林生态系统的修复。灌云县的森林生态系统结构不合理,主要以人工杨树林为主,无其他复杂的森林结构,且物种多样性指数较低,建议适当丰富树种组成以调整森林结构,注意不同乔木和灌木树种自然式搭配种植,以建立良性演替的生态群落,提高森林群落的物种多样性。

参考文献:

- [1] LU L M, MAO L F, YANG T, *et al.* Evolutionary History of the Angiosperm Flora of China [J]. *Nature*, 2018, 554(7691): 234–238.
- [2] 吴征镒,周浙昆,孙航,等.种子植物分布区类型及其起源和分化[M].昆明:云南科技出版社,2006:592. [WU Zheng-yi, ZHOU Zhe-kun, SUN Hang, *et al.* The Areal-types of Seed Plants and Their Origin and Differentiation [M]. Kunming: Yunnan Science & Technology Press, 2006:592.]
- [3] 王荷生.植物区系地理[M].北京:科学出版社,1992:1–9. [WANG He-sheng. Floristic Geography [M]. Beijing: Science Press, 1992:1–9.]
- [4] 刘可丹,罗欢,唐博航,等.横县野生种子植物区系及与附近地区的比较研究[J].热带亚热带植物学报,2020,28(6):615–623. [LIU Ke-dan, LUO Huan, TANG Bo-hang, *et al.* Flora Characteristics of Wild Seed Plants in Hengxian County and Its Comparison with Neighboring Areas [J]. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2020, 28(6): 615–623.]
- [5] 裴欢,魏勇,王晓妍,等.耕地景观生态安全评价方法及其应用[J].农业工程学报,2014,30(9):212–219. [PEI Huan, WEI Yong, WANG Xiao-yan, *et al.* Method of Cultivated Land Landscape Ecological Security Evaluation and Its Application [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2014, 30(9): 212–219.]
- [6] 胡洋洋.沿海盐田区域土地适宜性评价和土地利用分区研究:以连云港灌云为例[D].徐州:江苏师范大学,2018. [HU Yang-yang. Regional Land Suitability Evaluation and Reuse Planning in Coastal Salt Pan Area: A Case Study of Guanyun in Lianyungang [D]. Xuzhou: Jiangsu Normal University, 2018.]
- [7] 李玉珍.江苏大阳山国家森林公园野生观赏植物资源调查研究[D].南京:南京林业大学,2014. [LI Yu-zhen. Study on Investigation of Wild Ornamental of Jiangsu Dayang Mountain National Forest Park [D]. Nanjing: Nanjing Forestry University, 2014.]
- [8] 刘政,李颖,朱培,等.浙江省长兴县湿地维管植物多样性及区系[J].浙江农林大学学报,2020,37(3):465–471. [LIU Zheng, LI Ying, ZHU Pei, *et al.* Diversity and Flora of Wetland Plants of Changxing County, Zhejiang Province [J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2020, 37(3): 465–471.]
- [9] 努尔买买提,张相锋,张维.新疆野核桃自然保护区植物区系和地理成分[J].生态学杂志,2015,34(7):1838–1846. [NUERMAIMAITI, ZHANG Xiang-feng, ZHANG Wei. Flora and Geographical Compositions in the Natural Conservation Area of Juglans Cathayensis in Xinjiang, China [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(7): 1838–1846.]
- [10] 李仕裕,叶育石,王发国,等.广州市风水林植物组成及分布区类型分析[J].植物资源与环境学报,2013,22(1):102–109. [LI Shi-yu, YE Yu-shi, WANG Fa-guo, *et al.* Analyses on Species Composition and Areal-Type of "Fengshui Woods" in Guangzhou City [J]. *Journal of Plant Resources and Environment*, 2013, 22(1): 102–109.]
- [11] 叶鹏程,陈慧,张光富,等.江苏东台野生草本植物多样性及其与环境因子的关系[J].生态科学,2022,41(3):133–141. [YE Peng-cheng, CHEN Hui, ZHANG Guang-fu, *et al.* Wild Herb Diversity and Its Relationship with Environmental Factors in Dongtai County, Jiangsu Province [J]. *Ecological Science*, 2022, 41(3): 133–141.]
- [12] BUENO I, BEAUDOIN A, ARNOLD W A, *et al.* Quantifying and Predicting Antimicrobials and Antimicrobial Resistance Genes in Waterbodies through a Holistic Approach: A Study in Minnesota, United States [J]. *Scientific Reports*, 2021, 11: 18747.
- [13] SADANANDAN K R, KÜPPER C, LOW G W, *et al.* Population Divergence and Gene Flow in Two East Asian Shorebirds on the Verge of Speciation [J]. *Scientific Reports*, 2019, 9: 8546.

- [14] XU K X. On the Quantitative Representation of Resemblance in Biology: Association Coefficient[J]. *Cathaya*, 1989(1): 93-108.
- [15] 张懿铨. 植物区系地理研究中的重要参数: 相似性系数[J]. *地理研究*, 1998, 17(4): 429-434. [ZHANG Yi-li. Coefficient of Similarity: An Important Parameter in Floristic Geography[J]. *Geographical Research*, 1998, 17(4): 429-434.]
- [16] 谢梦洁, 王志伟, 熊小丽, 等. 江苏省野生种子植物物种多样性分析及保护[J]. *江苏农业科学*, 2010, 38(3): 446-448. [XIE Meng-jie, WANG Zhi-wei, XIONG Xiao-li, *et al.* Analysis and Protection of Species Diversity of Wild Seed Plants in Jiangsu Province[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2010, 38(3): 446-448.]
- [17] 李锡文. 中国种子植物区系统计分析[J]. *云南植物研究*, 1996, 18(4): 363-384. [LI Xi-wen. Floristic Statistics and Analyses of Seed Plants from China[J]. *Acta Botanica Yunnanica*, 1996, 18(4): 363-384.]
- [18] 辛建攀, 孙欣欣, 田如男. 南京将军山种子植物区系多样性及基本特征[J]. *浙江农林大学学报*, 2017, 34(4): 629-636. [XIN Jian-pan, SUN Xin-xin, TIAN Ru-nan. Floristic Diversity and Fundamental Characteristics of Seed Plants on Mount Jiangjun, Nanjing[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2017, 34(4): 629-636.]
- [19] 邢建丽. 郑州市园林地被植物物种多样性及应用研究[D]. 郑州: 河南农业大学, 2018. [XING Jian-li. Study on Species Diversity and Application of Garden Cover Plant in Zhengzhou City[D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2018.]
- [20] 沈利娜, 侯满福, 许为斌, 等. 广西乐业大石围天坑群种子植物区系研究[J]. *广西植物*, 2020, 40(6): 751-764. [SHEN Li-na, HOU Man-fu, XU Wei-bin, *et al.* Research on Flora of Seed Plants in Dashiwei Karst Tiankeng Group of Leye, Guangxi[J]. *Guihaia*, 2020, 40(6): 751-764.]
- [21] 邓懋彬, 魏宏图. 江苏省连云港市植物区系分析[C]//南京中山植物园研究论文集编辑组. 南京中山植物园研究论文集. 南京: 江苏科学技术出版社, 1998.
- [22] 徐军, 阎传海. 连云港地区木本植物区系特征及其城市绿化策略[J]. *徐州师范大学学报(自然科学版)*, 2001, 19(2): 61-62. [XU Jun, YAN Chan-hai. Woody Flora Characteristics in Lianyungang Region and Its Urban Greening Strategies[J]. *Journal of Xuzhou Normal University (Natural Sciences)*, 2001, 19(2): 61-62.]
- [23] 吴征镒, 周浙昆, 李德铎, 等. 世界种子植物科的分布区类型系统[J]. *云南植物研究*, 2003, 25(3): 245-257. [WU Zheng-yi, ZHOU Zhe-kun, LI De-zhu, *et al.* The Areal-types of the World Families of Seed Plants[J]. *Acta Botanica Yunnanica*, 2003, 25(3): 245-257.]
- [24] 吴征镒. 中国种子植物属的分布区类型[J]. *云南植物研究*, 1991, 13(增刊4): 1-139. [WU Zheng-yi. The Areal-types of Chinese Genera of Seed Plants[J]. *Acta Botanica Yunnanica*, 1991, 13(Suppl. 4): 1-139.]
- [25] 董丽娜, 徐海兵, 刘曙雯, 等. 南京紫金山国家森林公园种子植物资源调查及区系分析[J]. *浙江林业科技*, 2010, 30(1): 41-47. [DONG Li-na, XU Hai-bing, LIU Shu-wen, *et al.* Investigation and Analysis on Seed Plant Flora at Zijinshan National Forest Park in Nanjing[J]. *Journal of Zhejiang Forestry Science and Technology*, 2010, 30(1): 41-47.]
- [26] 梁珍海, 季永华, 李冬林, 等. 江苏徐州种子植物区系分析[J]. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 2014, 38(3): 65-70. [LIANG Zhen-hai, JI Yong-hua, LI Dong-lin, *et al.* Analysis of Seed Plant Flora of Xuzhou City in Jiangsu[J]. *Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition)*, 2014, 38(3): 65-70.]
- [27] 陶旺兰, 胡刚, 张忠华, 等. 西南喀斯特木本植物区系成分的纬度变异格局[J]. *植物科学学报*, 2018, 36(5): 667-675. [TAO Wang-lan, HU Gang, ZHANG Zhong-hua, *et al.* Latitudinal Patterns in Geographical Elements of Woody Plants in a Karst Area of Southwestern China[J]. *Plant Science Journal*, 2018, 36(5): 667-675.]
- [28] 付永虎, 宗婷, 刘俊青, 等. 基于土地利用变化的连云港海岸带生态系统服务价值评估[J]. *江苏农业科学*, 2020, 48(12): 264-273. [FU Yong-hu, ZONG Ting, LIU Jun-qing, *et al.* Evaluation of Lianyungang Coastal Ecosystem Service Value Based on Land Use Change[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2020, 48(12): 264-273.]
- [29] 陈龙, 刘春兰, 马明睿, 等. 太行山生物多样性保护优先区(北京区域)急需保护物种的空间分布、热点识别及保护成效评价[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(4): 451-458. [CHEN Long, LIU Chun-lan, MA Ming-rui, *et al.* Spatial Distribution, Hot Spots Identification and Protection Effectiveness Evaluation of Urgently Protected Species in Priority Area of Taihang Mountains Biodiversity Conservation(Beijing Region)[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(4): 451-458.]

作者简介: 叶鹏程(1996—), 男, 安徽定远人, 助理研究员, 硕士, 主要从事生物多样性保护、生物地理学和景观生态学研究。E-mail: yepcnies@sina.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0823

钱者东,曹晓,陈皓,等.安徽鹞落坪国家级自然保护区乡村聚落空间演变驱动机制分析[J].生态与农村环境学报,2023,39(2):207–213.

QIAN Zhe-dong, CAO Xiao, CHEN Hao, et al. Driving Mechanism of Spatial Evolution of Rural Settlements in the Yaoluoping National Nature Reserve, Anhui Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 207–213.

安徽鹞落坪国家级自然保护区乡村聚落空间演变驱动机制分析

钱者东, 曹 晓, 陈 皓, 吕莹莹, 高 军, 张昊楠^① (生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042)

摘要: 我国不少自然保护区正面临生态保护与乡村振兴两大历史性任务,开展自然保护区乡村聚落空间演变驱动机制研究对协调保护区内乡村发展与生态保护具有重要意义。综合运用 GIS 技术、景观格局指数、核密度以及多元线性回归模型分析 1999—2019 年安徽鹞落坪国家级自然保护区(以下简称“鹞落坪保护区”)乡村聚落空间演变驱动机制,结果表明,1999—2019 年鹞落坪保护区聚落面积、斑块数量、单个斑块规模均呈增加趋势,聚落形态向复杂化、不规则状态转变,实验区新增聚落明显多于核心区和缓冲区,核心区聚落斑块不规则程度高于缓冲区和实验区;保护区聚落分布整体上呈北密南疏的特征,道路、水系和海拔指向性较为明显,高密度区呈增加趋势且逐渐连成一片,扩展和增加的高密度区基本位于实验区,缓冲区聚落集聚程度下降;聚落空间演变与海拔、坡度、坡向、距河流距离等自然条件有关,但经济发展、人均收入、交通条件、政策措施等社会经济因素具有更大的影响。该研究能够为规范和引导自然保护区内乡村建设提供有益的参考。

关键词: 自然保护区; 乡村聚落; 空间演变; 驱动机制

中图分类号: X36 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0207-07

Driving Mechanism of Spatial Evolution of Rural Settlements in the Yaoluoping National Nature Reserve, Anhui Province. QIAN Zhe-dong, CAO Xiao, CHEN Hao, LÜ Ying-ying, GAO Jun, ZHANG Hao-nan^① (Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: Many nature reserves in China face the dual historical tasks of ecological protection and rural revitalization. To study the driving mechanism of spatial evolution of rural settlements in nature reserves is of great significance for coordinating rural development and ecological protection in nature reserves. Using GIS technology, landscape pattern index, kernel density and multiple linear regression model, the driving mechanism of spatial evolution of rural settlements in Yaoluoping Nature Reserve from 1999 to 2019 was analyzed. The results show as follows: 1) the area, the number of patches and the size of individual patches of the Yaoluoping Nature Reserve showed an increasing trend over the 20 years, and the morphology of the settlements changed to a complex and irregular state, with significantly more new settlements in the experimental area than those in the core area and the buffer area, and the irregularity of the patches in the core area was higher than that in the buffer area and the experimental area. 2) The distribution of settlements in the nature reserve is characterized by dense in the north and sparse in the south, with obvious directionality of roads, water systems and altitude. The high-density areas showed an increasing trend and gradually merged as one area. The expanded and increased high-density areas were basically all located in the experimental area, and the agglomeration degree of settlements in the buffer area decreased. 3) The spatial evolution of settlements is related to natural conditions such as altitude, slope, aspect and distance from rivers, but social and economic factors such as economic development, per capita income, transportation conditions and policy measures have greater impacts. This study can provide a useful reference for standardizing and guiding rural construction in nature reserves.

Key words: nature reserve; rural settlement; spatial evolution; drive mechanism

收稿日期: 2021-12-30

基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务专项(GYZX210302, GYZX210508)

① 通信作者 E-mail: zhn@nies.org

自 1956 年建立第一处自然保护区以来,经过 60 多年的发展与建设,我国已基本形成类型比较齐全、布局基本合理、功能相对完善的自然保护区体系^[1]。在取得成绩的同时,我国的自然保护区建设也存在着一些问题。由于在相当长一段时间内我国实行的是抢救式保护措施,强调自然保护区数量的发展和被保护面积的扩大,致使不少乡村聚落被划入自然保护区。调查显示,全国 407 个国家级自然保护区中,374 个保护区内分布有乡村聚落^[2]。在严格的保护政策下,自然保护区内乡村聚落发展空间与条件受到限制,造成一些保护区人地关系紧张、社区矛盾不断^[3-5]。然而我国的国情决定了乡村聚落在自然保护区内将长期存在,因此,开展保护区乡村聚落空间演变驱动机制研究对促进保护区内乡村经济社会协调发展、实现乡村振兴具有十分重要的意义。

过去针对自然保护区的研究多集中在生物多样性保护方面^[6-10],对保护区内乡村聚落的研究则比较少见。国外曾有学者分析了美国黄石国家公园的聚落空间格局、扩张速率和驱动力^[11]。近年来,随着我国生态环境保护、精准脱贫攻坚战的开展以及新农村建设、乡村振兴等国家战略的实施,国内学者开始注意到自然保护区内的乡村聚落问题,对高黎贡山自然保护区乡村聚落分布特征、茂兰自然保护区聚落空间分布与演变特点、云南普者黑自然保护区聚落空间布局、珠江源自然保护区乡村聚落空间分异及形态演变等进行了研究^[12-15]。

相对而言,目前对自然保护区乡村聚落空间演变驱动因素进行定量分析的研究仍较少。鉴于此,笔者以安徽鹞落坪国家级自然保护区(以下简称“鹞落坪保护区”)为例,综合运用 GIS 空间分析技术、景观格局指数、核密度以及多元线性回归模型,研究 1999—2019 年鹞落坪保护区乡村聚落景观格局演变规律和空间集聚趋势,并结合研究区自然地理条件、社会经济特征,定量分析各驱动因素与聚落变化的关系,厘清保护区乡村聚落空间演变驱动机制,以期查明自然保护区人地关系动态状况,做好自然保护区社区发展与管理、土地整治、新农村建设等提供参考。

1 研究区概况

鹞落坪保护区位于安徽省岳西县,北与安徽省霍山县接壤,西与湖北省英山县毗邻,属大别山主峰分水岭主段,总面积 123.0 km²。其中核心区分为石佛寺—大川岭、麒麟沟、吊罐井、多枝尖 4 处,面

积 21.2 km²;4 处核心区外围均设缓冲区,面积 28.4 km²;其余为实验区,面积 73.4 km²(图 1)。保护区始建于 1991 年,1994 年晋升为国家级自然保护区,主要保护对象为大别山区典型的森林生态系统和大别山五针松(*Pinus dabeshanensis*)、红豆杉(*Taxus chinensis*)、大鲵(*Andrias davidianus*)、安徽麝(*Moschus anhuiensis*)、勺鸡(*Pucrasia macrolopha*)等珍稀濒危野生动植物。鹞落坪保护区实行“区乡合一”的管理体制,保护区范围即岳西县包家乡行政区划范围,下辖 9 个自然村,居民约 5 600 人。保护区建立前当地以林业经济为主,乡村聚落布局较为分散,保护区建立后进行了产业结构调整,主要发展有机种植和生态旅游,农村小城镇建设加快,聚落空间结构发生改变。因此,以鹞落坪为例,开展自然保护区乡村聚落空间演变驱动机制分析具有现实意义。

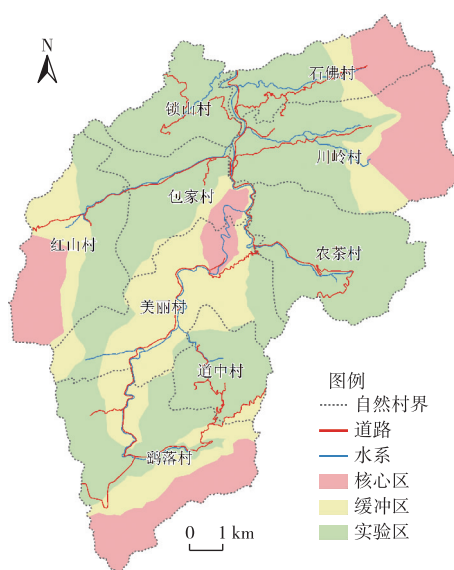


图 1 研究区示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the study area

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

数据来源包括岳西县包家乡 1999 年 SPOT1 遥感影像(空间分辨率 10 m)、2009 年 SPOT5 遥感影像(空间分辨率 2.5 m)、2019 年资源三号遥感影像(空间分辨率 2.1 m)、DEM 数据(空间分辨率 30 m)、包家乡行政区划图、鹞落坪保护区功能区划图、岳西县相关年份统计年鉴以及实地调研数据。

利用 ENVI 5.3 软件对遥感影像进行坐标转换、几何校正等处理,然后在 ArcGIS 10.4 软件支持下,

借助人机交互目视判别提取鹞落坪保护区乡村聚落、道路、河流水系等信息,制作保护区 1999、2009、2019 年 3 期乡村聚落分布图。

2.2 研究方法

2.2.1 景观格局指数

景观格局指数是高度浓缩的景观信息,是反映景观结构组成、空间配置特征的简单量化指标^[16]。采用 Fragstats 4.0 软件计算聚落相关景观指标,选取乡村聚落斑块面积(CA)、斑块数量(NP)、平均斑块面积(MPS)、斑块密度(PD)、斑块形状指数(MSI)、斑块分维数(MPFD)等指标分析保护区内乡村聚落演变差异,反映其结构组成及空间特征。

2.2.2 核密度分析

核密度分析是一种非参数的表面密度计算方法,可用于分析乡村聚落的空间分布趋势,核密度值越高,乡村聚落分布密度越大。该方法中搜索半

径是比较重要的参数^[17],基于前人研究成果并结合该研究需要,设置搜索半径为 30 m。

2.2.3 聚落演变驱动力分析

为分析不同时段乡村聚落演变主导驱动力,在参考已有研究基础上^[18-21],根据研究区域数据的可获取性和代表性,分别从自然地理、社会经济等方面选取驱动因子,采用逐步回归分析方法建立多元线性回归模型^[22],利用回归模型中驱动因子的标准化回归系数评价驱动因子的作用力大小。

3 结果与分析

3.1 乡村聚落景观格局演变特征

从图 2 和表 1 可以看出,1999—2019 年鹞落坪保护区乡村聚落面积呈增加趋势,净增加 32.56 hm²,年均增长 1.63 hm²。

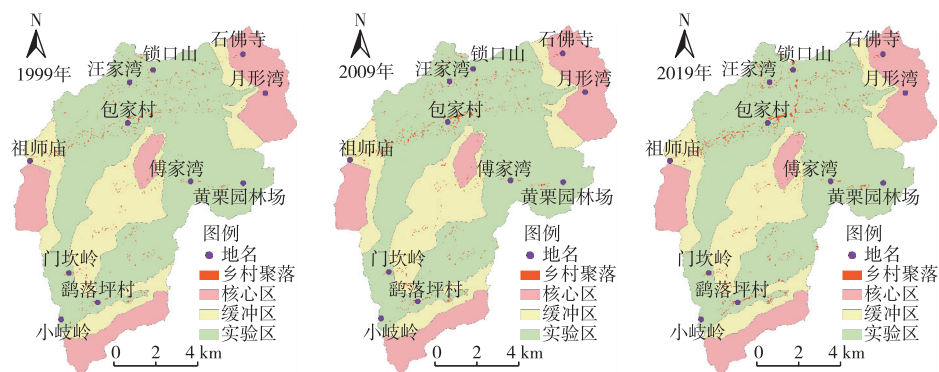


图 2 1999—2019 年鹞落坪国家级自然保护区的乡村聚落分布
Fig. 2 Distribution of rural settlements of the Reserve from 1999 to 2019

表 1 1999—2019 年鹞落坪国家级自然保护区乡村聚落景观格局指数

Table 1 Rural settlement landscape pattern index of the Reserve from 1999 to 2019							
区域	年份	聚落斑块规模 (CA)/hm ²	聚落斑块数量 (NP)	聚落平均斑块面积 (MPS)/(hm ² ·个 ⁻¹)	聚落斑块密度/ (个·hm ⁻²)	斑块形状指数 (MSI)	斑块分维数 (MPFD)
核心区	1999	1.32	19	0.07	0.01	1.33	1.09
	2009	1.41	19	0.07	0.01	1.40	1.11
	2019	1.66	21	0.08	0.01	1.41	1.12
缓冲区	1999	9.73	150	0.06	0.05	1.28	1.08
	2009	11.96	154	0.07	0.05	1.29	1.09
	2019	12.06	169	0.08	0.06	1.30	1.09
实验区	1999	46.43	543	0.09	0.08	1.32	1.09
	2009	59.52	614	0.10	0.09	1.33	1.09
	2019	76.32	708	0.11	0.10	1.36	1.10
保护区	1999	57.48	712	0.08	0.06	1.32	1.08
	2009	72.89	787	0.09	0.06	1.33	1.09
	2019	90.04	898	0.10	0.07	1.36	1.10

其中,1999—2009 年乡村聚落净增加 15.41 hm^2 ,占增加总量的 47.33%;2009—2019 年聚落增加 17.15 hm^2 ,占增加总量的 52.67%。20 a 来,保护区聚落斑块数量从 712 增加到 898 个,尤以 2009—2019 年增幅最为突出,达 111 个,占增加总量的 59.68%。平均斑块面积由 0.08 增加到 0.10 $\text{hm}^2 \cdot \text{个}^{-1}$,聚落的平均规模呈增加趋势。20 a 来保护区聚落斑块密度由 0.06 增加到 0.07 $\text{个} \cdot \text{hm}^{-2}$,其中 1999 和 2009 年斑块密度相当,说明这一时期聚落边界扩展主导了聚落面积增长,2009—2019 年斑块密度略有增加,说明这段时间新建聚落数量的增加主导了聚落面积增长。保护区聚落斑块形状指数由 1999 年的 1.32 增长到 2019 年的 1.36,聚落斑块分维数由 1999 年的 1.08 增加到 2019 年的 1.10,说明保护区聚落形态整体上向复杂化的不规则状态转变。

从功能分区来看,20 a 来实验区聚落面积保持在保护区聚落总面积的 80%以上,聚落斑块数量占聚落斑块总数的 75%以上。相比较而言,核心区聚落面积和聚落斑块数量均较少,不到保护区总数的 3%。实验区聚落用地净增量和增长率明显高于核心区和缓冲区。实验区单个乡村聚落斑块规模也明显高于核心区与缓冲区。各功能分区中,核心区聚落斑块形状指数最大,说明核心区的乡村聚落形状最为复杂,不规则程度要高于缓冲区和实验区。

3.2 乡村聚落时空分布趋势

基于 Kernel 方法分别制作 1999、2009 和 2019

年鹞落坪保护区乡村聚落分布的核密度图(图 3)。从图 3 可以看出,3 个时期乡村聚落核密度的空间分布格局基本一致,乡村聚落空间分布的道路、水系和海拔指向性较为明显,主要集中在保护区北部包家河沿线,呈现北密南疏的空间特征。1999 年乡村聚落斑块的高密度区数量较少,主要位于包家河沿线的包家村、红山村、川岭村以及马槽河沿线的美丽村等村庄。2009 年乡村聚落空间分布在原有基础上出现了多核化的趋势,除原有的包家村、红山村、川岭村高密度区面积有所增加以外,锁山村、石佛村、鹞落村等村庄的乡村聚落斑块明显增加,形成新的高密度区。高密度区的增加与这些地区的交通条件改善有关。2019 年包家河沿线红山村、包家村、川岭村 3 个村庄的高密度区逐渐连成一片,这主要是受乡政府所在地建成区空间扩展的影响,接近乡政府所在地的部分聚落斑块因建成区边界扩展而被侵蚀,被建成区范围覆盖。此外,保护区最北部的锁山村得益于海拔、交通、土地资源等相对优势,高密度区进一步扩展。而保护区中部的美丽村高密度区变得分散,聚落集聚程度有下降的趋势。

从功能分区来看,20 a 来扩展和增加的高密度区除红山村少部分地区涉及缓冲区以外,其余均位于保护区的实验区。而美丽村集聚程度呈下降趋势的高密度区均位于保护区的缓冲区内,这可能与自然保护区实施的生态保护政策有关。

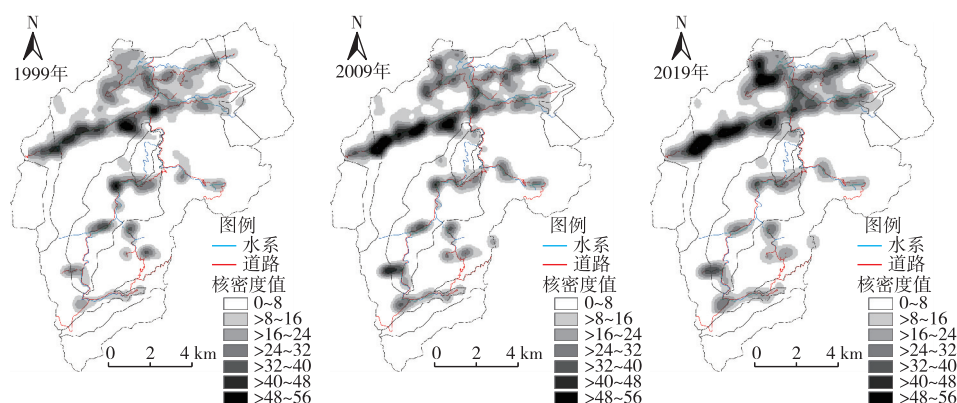


图 3 1999—2019 年鹞落坪国家级自然保护区乡村聚落分布的核密度

Fig. 3 The kernel density of rural settlements distribution of the Reserve from 1999 to 2019

3.3 乡村聚落演变驱动机制分析

乡村聚落演变是区域自然、社会等多方面因素共同作用的结果。针对区域特点,综合考虑数据的代表性和可获取性,选取海拔(X_1)、坡度(X_2)、坡向

(X_3)、距河流距离(X_4)、人口(X_5)、国内生产总值(X_6)、居民收入(X_7)、距道路距离(X_8) 8 项指标建立乡村聚落景观演变的驱动指标体系。各指标含义如表 2 所示。

表 2 鹞落坪国家级自然保护区乡村聚落演变的驱动因子
Table 2 Driving factors of rural settlement evolution of the Reserve

驱动因素	驱动因子	描述
自然地理条件	海拔 X_1	聚落的高程
	坡度 X_2	聚落的坡度
	坡向 X_3	聚落的地形坡面朝向
	距河流距离 X_4	聚落到河流的直线距离
社会经济条件	人口 X_5	各村落总人口
	国内生产总值 X_6	各村落经济总量
	人均收入 X_7	各村落居民平均收入
	距道路距离 X_8	聚落到道路的直线距离

基于 1999—2009 和 2009—2019 年 2 个时段分别建立以新增聚落为因变量 Y , 以 8 个驱动因子数据为自变量 X 的聚落演变“自然-社会”驱动力模型, 进行不同时段保护区乡村聚落演变“自然-社会”驱动因素分析。由于只能获得村落层面的社会经济数据, 自变量以 2 个研究时段鹞落坪保护区 9 个自然村 (m) 的“自然 - 社会”指标 (q) 数据 (x_i) 建立 9×8 原始指标矩阵, 即 $X = (x_i)_{m \times q}$ 。采用极值法对原始指标数据进行无量纲化处理, 并采用逐步回归分析法建立多元线性回归模型。即

$$Y = \alpha_i + \beta_{i1}X_{i1} + \beta_{i2}X_{i2} + \cdots + \beta_{i8}X_{i8}。$$

(1)

式(1)中, Y_i 为某一研究时段内第 i 村新增乡村聚落面积; $X_{i1}, X_{i2}, \cdots, X_{i8}$ 分别为某一研究时段内第 i 村

新增乡村聚落海拔、坡度、坡向、距河流距离、人口、国内生产总值、人均收入、距道路距离 8 个自变量; α_i 为模型中的常数项; $\beta_{i1}, \beta_{i2}, \cdots, \beta_{i8}$ 分别为上述模型中自变量的待估参数项。

根据建立的多元线性回归模型和鹞落坪保护区 2 个研究时段新增聚落驱动指标数据, 使用 SPSS 19.0 软件对模型进行参数估计, 得到其标准化回归系数值(表 3)。从鹞落坪保护区 20 a 来新增聚落演变的自然地理条件驱动因子来看, 自 1999 年以来, 鹞落坪保护区新增聚落面积与海拔因子呈负相关, 即海拔越高, 新增聚落面积越小。而坡度、坡向、距河流距离代表微观地形条件因子, 不同因子对鹞落坪新增聚落驱动力的作用方向及大小在时间尺度上表现各异。其中, 坡度、坡向因子在 1999—2009 年与新增聚落面积呈正相关, 在 2009—2019 年呈负相关; 距河流距离则在 1999—2009 年与新增聚落面积呈负相关, 在 2009—2019 年呈正相关。因此, 从保护区 20 a 来不同时段新增聚落斑块自然地理条件驱动因子来看, 代表宏观地理环境条件的海拔因子与新增聚落面积呈负相关, 而坡度、坡向、距河流距离等微观地形条件因子可能更多地与保护区政策、基础设施建设水平等社会人文因子耦合, 共同作用于聚落选址过程。

表 3 鹞落坪国家级自然保护区不同时段新增聚落驱动因子的标准化回归系数
Table 3 Standardized regression coefficients for driving factors of newly-added settlements in the Reserve

年份	海拔	坡度	坡向	距河流距离	人口	国内生产总值	人均收入	距道路距离
1999—2009	-0.054	0.555	0.180	-0.324	-0.528	0.417	0.540	1.028
2009—2019	-0.780	-0.211	-0.155	1.918	-0.268	0.369	1.550	-0.154

从鹞落坪保护区新增聚落社会经济驱动因子来看, 人均收入增长、国内生产总值增长是驱动乡村聚落增加的主要人文因素。自 1999 年以来, 鹞落坪保护区新增聚落面积与人均收入增长、国内生产总值增长呈正相关, 说明随着经济发展、收入增加, 扩建甚至新建住宅、建设文化广场等可能导致乡村聚落扩展。从距道路距离来看, 其在 1999—2009 年与新增聚落面积呈正相关, 且相关系数相对较大, 2009—2019 年则呈负相关, 但相关系数较小, 说明交通条件仍是新增聚落的驱动力之一。研究发现, 20 a 来鹞落坪保护区新增聚落面积与人口增长呈负相关。通过调查分析, 发现主要存在 3 种情况: 一是生活水平提高导致村民期望更大的居住面积, 甚至出现“建新不拆旧”“一户多宅”现象; 二是农村家庭结构由单核心向多核心转变, 年轻人成家后通常会

再建新宅; 三是部分村民通过升学、就业等方式进城定居, 但仍保留着农村宅基地, 一些住宅实际处于闲置状态。

通过对鹞落坪保护区 20 a 来乡村聚落演变自然地理条件、社会经济条件等驱动因素的分析, 笔者认为, 2000—2010 年, 随着经济发展、收入增加, 村民住房环境改善需求强烈, 兴起建房热; 2010 年后, 在新农村建设驱动下, 乡村建房热继续保持, 但与此同时, 自然保护区生态保护政策对核心区、缓冲区内聚落扩张起到了限制作用。在乡村聚落空间演变方面, 受地质条件、高程等宏观地理条件影响, 乡村聚落空间选址具有低海拔分布倾向; 同时, 新增聚落的微地形环境与区位条件、当地乡村文化等因素成为建房选址的重要空间参考因素(图 4)。

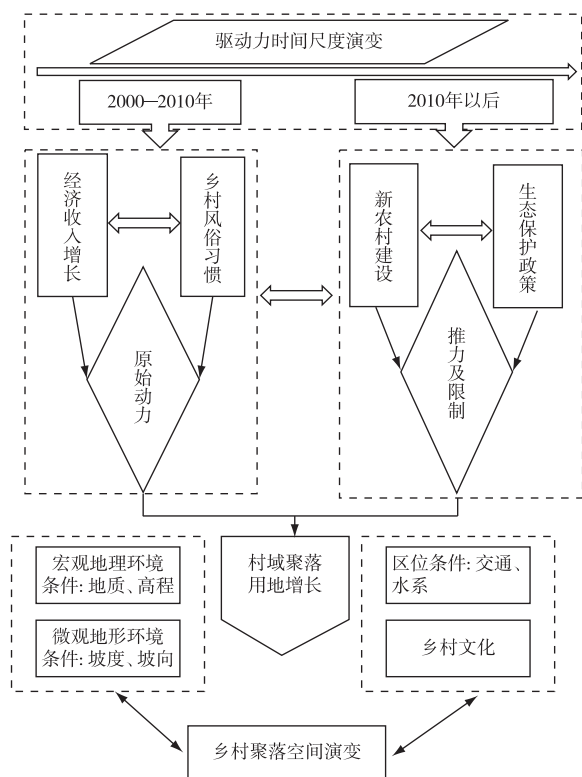


图 4 鹤落坪国家级自然保护区乡村聚落演变驱动机制

Fig. 4 Driving mechanism of rural settlements evolution of the Reserve

4 讨论与结论

自然保护区乡村聚落分布具有一定特殊性,自然条件、社会经济因素与生态保护政策叠加对保护区内聚落空间演化产生特殊影响。该研究运用 GIS 空间分析技术、景观格局指数、核密度、多元线性回归等方法,分析鹤落坪保护区 1999—2019 年乡村聚落时空演变特征,得出以下结论:

1999—2019 年,保护区聚落总面积、斑块数量、单个斑块规模均呈增加趋势,聚落形态整体上向复杂化、不规则状态转变。从功能分区来看,保护区内乡村聚落绝大部分位于实验区,核心区、缓冲区聚落分布较少。研究时段内实验区聚落净增量和增长率明显高于核心区和缓冲区,实验区单个聚落斑块规模也明显高于核心区与缓冲区,核心区聚落斑块不规则程度高于缓冲区和实验区。

保护区乡村聚落分布整体上呈北密南疏的特征,道路、水系和海拔指向性较为明显。1999—2009 年,乡村聚落分布在原有基础上呈多核化趋势,聚落斑块明显增加,形成多个新的高密度区。2009—2019 年,乡政府所在地周边原先分离的高密度区逐渐连成一片;而保护区中部的高密度区变得分散,

聚落集聚程度有下降趋势。从功能分区来看,20 a 来扩展和增加的高密度区基本位于实验区,而集聚程度呈下降趋势的高密度区均位于缓冲区。

从保护区乡村聚落演变的自然地理、社会经济条件等驱动因素来看,代表宏观地理环境条件的海拔因子与新增聚落面积呈负相关,聚落选址具有低海拔分布倾向。经济发展及收入增加是驱动乡村聚落增加的主要社会经济因素,随着收入增加,村民居住环境改善需求越来越强烈。同时,坡度、距河流距离等微观地形因子与交通条件、生态保护政策、新农村建设等社会人文因子成为聚落选址的重要空间参考因素。此外,研究发现保护区内存在农村居民点闲置、聚落用地粗放等问题,亟需合理规划和有效管控,部分废弃宅基地应考虑采取土地整治与生态修复措施,恢复保护区内自然生态空间。

该研究系统分析了鹤落坪保护区乡村聚落空间分布及演化的特征和驱动因素,以期为研究区域今后的乡村建设和生态保护提供参考,促进自然保护区人地关系协调发展。需要指出的是,研究过程中人均收入、国内生产总值等社会经济数据只能以村域为单位,缺乏以保护区各功能分区为统计口径的数据,保护区生态移民等政策因素对聚落分布的影响目前尚无法量化,这些都有待今后开展进一步的研究。

参考文献:

- [1] 陈吉宁.国务院关于自然保护区建设和管理工作情况的报告:2016 年 6 月 30 日在第十二届全国人民代表大会常务委员会第二十一次会议上[J].中华人民共和国全国人民代表大会常务委员会公报,2016(4):714-718.
- [2] 徐网谷,秦卫华,刘晓曼,等.中国国家级自然保护区人类活动分布现状[J].生态与农村环境学报,2015,31(6):802-807. [XU Wang-gu, QIN Wei-hua, LIU Xiao-man, et al. Status Quo of Distribution of Human Activities in the National Nature Reserves [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2015, 31(6): 802-807.]
- [3] 侯晓蕾,樊恩源,黄瑛,等.经济发展与生态保护的冲突与协调:以三门峡黄河湿地自然保护区为例[J].湖南农业科学,2010(9):152-156. [HOU Xiao-lei, FAN En-yuan, HUANG Ying, et al. The Conflict and Coordination between Economic Development and Ecological Protection: A Case of Yellow River Wetland Nature Reserve in Sanmenxia [J]. Hunan Agricultural Sciences, 2010(9): 152-156.]
- [4] 黄宝荣,张丛林,邓冉.我国自然保护地历史遗留问题的系统解决方案[J].生物多样性,2020,28(10):1255-1265. [HUANG Bao-rong, ZHANG Cong-lin, DENG Ran. The Systemic Solution to Historical Problems in China's Natural Protected Areas [J]. Biodiversity Science, 2020, 28(10): 1255-1265.]

- [5] 李群绩,王灵恩.中国自然保护地旅游资源利用的冲突和协调路径分析[J].地理科学进展,2020,39(12):2105-2117.[LI Qun-ji,WANG Ling-en.Conflicts and Coordination of Tourism Resource Use in Protected Areas in China[J].Progress in Geography,2020,39(12):2105-2117.]
- [6] 郭子良,崔国发,王小平,等.内蒙古阿鲁科尔沁国家级自然保护区景观动态及保护成效[J].应用生态学报,2017,28(8):2649-2656.[GUO Zi-liang,CUI Guo-fa,WANG Xiao-ping,et al.Landscape Dynamic and Conservation Efficiency in Ar Horqin National Nature Reserve,Inner Mongolia,China[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2017,28(8):2649-2656.]
- [7] 李霞,杜世勋,桑满杰,等.山西省自然保护区生态系统格局及稳定性变化趋势研究[J].自然资源学报,2018,33(2):208-218.[LI Xia,DU Shi-xun,SANG Man-jie,et al.Study on the Change Trend of Ecosystem Pattern and Stability of Nature Reserves in Shanxi Province[J].Journal of Natural Resources,2018,33(2):208-218.]
- [8] ZHU P,HUANG L,XIAO T,et al.Dynamic Changes of Habitats in China's Typical National Nature Reserves on Spatial and Temporal Scales[J].Journal of Geographical Sciences,2018,28(6):778-790.
- [9] 张华兵,甄艳,吴菲儿,等.滨海湿地生境质量演变与互花米草扩张的关系:以江苏盐城国家级珍禽自然保护区为例[J].资源科学,2020,42(5):1004-1014.[ZHANG Hua-bing,ZHEN Yan,WU Fei-er,et al.Relationship between Habitat Quality Change and the Expansion of *Spartina Alterniflora* in the Coastal Area: Taking Yancheng National Nature Reserve in Jiangsu Province as an Example[J].Resources Science,2020,42(5):1004-1014.]
- [10] 袁智文,徐爱春,俞平新,等.浙江清凉峰国家级自然保护区华南梅花鹿栖息地适宜性评价[J].生态学报,2020,40(18):6672-6677.[YUAN Zhi-wen,XU Ai-chun,YU Ping-xin,et al.Habitat Suitability Assessment for Sika Deer in Qingliangfeng National Nature Reserve,Zhejiang Province[J].Acta Ecologica Sinica,2020,40(18):6672-6677.]
- [11] GUDE P H,HANSEN A J,RASKER R,et al.Rates and Drivers of Rural Residential Development in the Greater Yellowstone[J].Landscape and Urban Planning,2006,77(1/2):131-151.
- [12] 袁瑞玲,杨文忠.怒江峡谷农村聚落分布和民居类型[J].建筑科学,2011,27(S2):147-150.[YUAN Rui-ling,YANG Wen-zhong.Rural Settlement Distribution and Dwelling House Type in Nujiang Valley[J].Building Science,2011,27(S2):147-150.]
- [13] 李阳兵,罗光杰,徐倩,等.茂兰喀斯特自然保护区聚落空间分布与演变特点[J].中国岩溶,2019,38(2):208-216.[LI Yang-bing,LUO Guang-jie,XU Qian,et al.Spatial Distribution and Evolution Characteristics of Settlement in Maolan Nature Reserve of Karst Area,Guizhou Province[J].Carsologica Sinica,2019,38(2):208-216.]
- [14] 王笑笑,李运璋,曹毅.云南普者黑撒尼传统聚落空间布局特征研究[J].建筑与文化,2014(5):163-165.[WANG Xiao-xiao,LI Yun-zhang,CAO Yi.The Characteristics Study on Settlement Pattern of Sani Minority in Puzhehei,Yunnan[J].Architecture & Culture,2014(5):163-165.]
- [15] 王大力,牛乐德.珠江源自然保护区乡村聚落空间分异探究[J].安徽农业科学,2015,43(19):163-165,204.[WANG Da-li,NIU Le-de.Study on the Rural Settlement's Spatial Differentiation of Zhujiangyuan Nature Reserve[J].Journal of Anhui Agricultural Sciences,2015,43(19):163-165,204.]
- [16] 张秋菊,傅伯杰,陈利顶.关于景观格局演变研究的几个问题[J].地理科学,2003,23(3):264-270.[ZHANG Qiu-ju,FU Bo-jie,CHEN Li-ding.Several Problems about Landscape Pattern Change Research[J].Scientia Geographica Sinica,2003,23(3):264-270.]
- [17] 蔡雪娇,吴志峰,程炯.基于核密度估算的路网格局与景观破碎化分析[J].生态学杂志,2012,31(1):158-164.[CAI Xue-jiao,WU Zhi-feng,CHENG Jiong.Analysis of Road Network Pattern and Landscape Fragmentation Based on Kernel Density Estimation[J].Chinese Journal of Ecology,2012,31(1):158-164.]
- [18] 舒帮荣,李永乐,曲艺,等.经济发达地区镇域农村居民点演变驱动力空间差异研究:以太仓市陆渡镇和浏河镇为例[J].长江流域资源与环境,2014,23(6):759-766.[SHU Bang-rong,LI Yong-le,QU Yi,et al.Spatial Heterogeneity of Driving Forces of Rural Residential Land Evolution in Township of Developed Regions:A Case Study of Ludu and Liuhe in Taicang[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2014,23(6):759-766.]
- [19] 马利邦,田亚亚,郭晓东,等.基于格网的河西绿洲乡村聚落时空演变及其与水土资源的耦合关系[J].自然资源学报,2018,33(5):775-787.[MA Li-bang,TIAN Ya-ya,GUO Xiao-dong,et al.Spatial-temporal Change of Rural Settlements and Its Spatial Coupling Relationship with Water and Soil Resources Based on Grid in the Hexi Oasis[J].Journal of Natural Resources,2018,33(5):775-787.]
- [20] 肖思思,吴春笃,储金宇.1980—2005年太湖地区土地利用变化及驱动因素分析[J].农业工程学报,2012,28(23):1-11,293.[XIAO Si-si,WU Chun-du,CHU Jin-yu.Land Use Changes and Driving Forces in Tai Lake Region from 1980 to 2005[J].Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2012,28(23):1-11,293.]
- [21] 冯应斌,杨庆媛.丘陵地区村域居民点演变过程及调控策略研究[M].北京:科学出版社,2016:81-94.
- [22] 师满江,颜耀文,曹琦.干旱区绿洲农村居民点景观格局演变及机制分析[J].地理研究,2016,35(4):692-702.[SHI Man-jiang,XIE Yao-wen,CAO Qi.The Landscape Evolution and Mechanism Analysis of Rural Settlements in the Oasis of Arid Region[J].Geographical Research,2016,35(4):692-702.]

作者简介:钱者东(1986—),男,江苏海安人,高级工程师,硕士,研究方向为自然保护地监管。E-mail: zhedongqian@sina.com

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0441

李清濯, 华跃洲, 杜成栋, 等. 太湖西山岛河网秋季浮游生物群落结构特征及其影响因子分析[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(2): 214–226.

LI Qing-zhuo, HUA Yue-zhou, DU Cheng-dong, et al. Characteristics and Influencing Factors of Plankton Community Structure During Autumn in Xishan Island Waterway Network of Taihu Lake[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 214–226.

太湖西山岛河网秋季浮游生物群落结构特征及其影响因子分析

李清濯^{1,2}, 华跃洲³, 杜成栋³, 何尚卫^{1,2}, 吴召仕¹, 潘继征^{1,2①} (1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所/ 湖泊与环境国家重点实验室, 江苏 南京 210008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 江苏 苏州 215009)

摘要: 为了解太湖西山岛河网浮游生物群落结构特征及其影响因子, 于 2020 年 10—11 月对西山岛河网 34 个采样点的浮游生物和环境因子进行调查分析, 共鉴定出浮游植物 56 属 68 种, 种类以绿藻 (39.71%) 为主, 其次为硅藻 (30.88%) 和蓝藻 (13.24%); 浮游动物 18 属 30 种, 种类以轮虫 (76.67%) 为主。浮游植物平均密度为 $1.32 \times 10^6 \text{ L}^{-1}$, 蓝藻占据绝对优势, 浮游植物密度呈现城镇区河道 > 农业区河道 > 水产养殖区河道的规律; 浮游动物平均密度为 113.93 L^{-1} , 浮游动物密度呈现水产养殖区河道 > 城镇区河道 > 农业区河道的规律。冗余分析结果表明, 氧化还原电位、化学需氧量、总氮和氨氮浓度是影响浮游植物群落结构的主要因子; 水温、pH 值、叶绿素 a 浓度、浮游植物密度和氨氮浓度是引起浮游动物群落变化的主要因子。

关键词: 西山岛; 浮游生物; 群落结构; 环境因子; 冗余分析

中图分类号: X524 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0214-13

Characteristics and Influencing Factors of Plankton Community Structure During Autumn in Xishan Island Waterway Network of Taihu Lake. LI Qing-zhuo^{1,2}, HUA Yue-zhou³, DU Cheng-dong³, HE Shang-wei^{1,2}, WU Zhao-shi¹, PAN Ji-zheng^{1,2①} (1. Nanjing Institute of Geography and Limnology/ State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. School of Environmental and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China)

Abstract: To explore the characteristics of the plankton community in Xishan Island waterway network of Taihu Lake and its main influencing factors, 34 typical sampling points were investigated from October to November in 2020. The results show that a total of 68 species of phytoplankton belonging to 56 genera were identified. The main phyla was Chlorophyta (39.71%), followed by Bacillariophyta (30.88%) and Cyanophyta (13.24%). The average abundance of phytoplankton was $1.32 \times 10^6 \text{ L}^{-1}$, and Cyanophyta was the dominant phyla. Waterways in urban areas had the highest phytoplankton abundance, followed by waterways in agricultural areas and aquaculture areas. Moreover, 30 species of zooplankton belonging to 18 genera were identified, with the dominating species as Rotifera (76.67%). The average abundance of zooplankton was 113.93 L^{-1} . Waterways in aquaculture areas had the highest zooplankton abundance, followed by waterways in urban areas and agricultural areas. The redundancy analysis revealed that oxidation-reduction potential, chemical oxygen demand, total nitrogen and ammonia nitrogen concentration were the main factors affecting the phytoplankton community structure. While water temperature, pH value, chlorophyll-a concentration, phytoplankton abundance and ammonia nitrogen concentration were the primary influencing factors to the zooplankton community structure.

Key words: Xishan Island; plankton; community structure; environmental factors; redundancy analysis

收稿日期: 2021-07-14

基金项目: 国家自然科学基金 (41001324); 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2017ZX07204005); 江苏高校水处理技术与材料协同创新中心项目

① 通信作者 E-mail: jzhpan@niglas.ac.cn

浮游生物是水生态系统的重要组成部分,对水生态系统的物质循环、能量流动以及水生态平衡起着至关重要的作用^[1]。浮游生物群落结构对水体中环境因素的变化极为敏感,是衡量水体富营养化程度和水生态系统健康状态的重要生物指标之一^[2-3]。不同水体中浮游生物群落结构的主要影响因素存在差异,分为非生物因素(如水温^[4]、营养盐^[5]等)和生物因素(如捕食、竞争^[6]等)。研究浮游生物的群落结构特征及其影响因素有助于准确评估水体环境质量变化及明确治理目标,并对后续水体生态环境监测、评价具有重要参考意义。

太湖西山岛位于太湖东侧,是我国淡水湖泊中最大的岛屿。西山岛上河道众多、分布密集。岛内绝大部分河道连通太湖,是太湖健康生态系统维护的关键节点和生态屏障之一。随着西山岛经济的不断发展,人类活动的不断加强,西山岛河网的水质也持续恶化。2021年,苏州市吴中区发布了《太湖生态岛发展规划思路》,指出要开展生态环境修复和生态综合整治,以逐步优化西山岛全域水质。目前针对太湖浮游生物的研究主要集中于太湖湖区及湖滨带^[7-8],太湖岛屿西山岛河网浮游生物的研究尚鲜见报道。秋季是太湖地区浮游生物密度和生物量较高的时期^[7,9]。受太湖水位影响,河道多为往复流动,汛期受到梅雨季节大量降水影响,河道处于顺流状况;到了秋季汛后期,太湖水位仍然较高,湖水倒灌而入,水流以滞留为主。在此水利条件下河道形成了复杂的水质条件和水生态环境,故了解这一时期浮游生物群落的变化对认识太湖与西山岛河网水环境之间的作用关系极其重要。

该研究调查了太湖西山岛河网中的浮游生物群落结构特征,分析了浮游生物空间分布特征及其与水环境因子之间的关系,可为太湖西山生态岛河网水环境和水生态健康评价提供依据,对太湖生态岛的建设和太湖生态环境保护具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 采样点布设及采样时间

根据西山岛河网水体类型和生境特点,将河网分为城镇区、水产养殖区和农业区河道3个类别,共设置34个采样点位(图1)。其中,S1~S13为城镇区河道,是西山岛金庭镇中心的主要河道。S14~S16为水产养殖区河道,2018年以前为太湖大闸蟹的养殖基地,现逐步腾退整治为农田和生态湿地。S17~S34为农业区河道,以园地、林地、耕地为主。样品采集和分析时间为2020年10—11月。

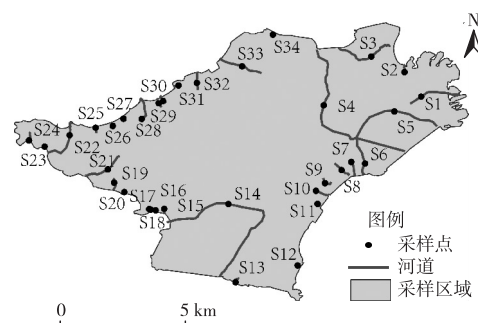


图1 采样点分布

Fig. 1 Distribution of sampling points

1.2 样品采集及分析方法

1.2.1 水体样品采集与水质指标测定

采用多参数水质测定仪(YSI,美国)现场测定河流表层水样的温度(WT)、pH值、溶解氧(DO)浓度、氧化还原电位(ORP)、矿化度(TDS)和电导率(EC)等环境参数。采用采水器采集水面以下0.5 m深处的水样,倒入聚乙烯瓶中低温保存,48 h内运回实验室分析测定。参照文献[10]中的方法,测定水样中的化学需氧量(COD_{Cr})、总氮(TN)、氨氮(NH₄⁺-N)、总磷(TP)、溶解性正磷酸盐(SRP)和叶绿素a(Chl-a)浓度。

1.2.2 水体样品采集与浮游植物鉴定

取1 L水面以下0.5 m深处的水样倒入聚乙烯瓶中,并添加 $\varphi=15\%$ 的鲁哥试剂进行固定,静置48 h后吸去上清液,将剩余水样浓缩至30 mL。选取面积为20 mm×20 mm、容量为0.1 mL的计数框,在显微镜下进行鉴定和计数^[11]。

1.2.3 水体样品采集与浮游动物鉴定

轮虫样品的采集和处理方法与浮游植物相同。选取1 mL计数板,在显微镜下鉴定和计数。枝角类、桡足类样品采用水面以下0.5 m深处10~50 L水样,经25号浮游生物网过滤后,把过滤物放入50 mL标本瓶中,并添加 $\varphi=7\%$ 的甲醛溶液固定,静置48 h后吸去上清液,将剩余水样浓缩至30 mL。选取1 mL计数板,在显微镜下鉴定和计数^[12-13]。

1.3 数据分析

1.3.1 多样性指数

生物群落特征采用物种优势度指数(Y)、Shannon-Wiener多样性指数(H')、Margalef丰富度指数(D)、Pielou均匀度指数(J)表述。

(1)物种优势度指数(Y)

$$Y = f_i \times n_i / N \quad (1)$$

式(1)中, n_i 为第*i*种的数量; N 为群落中所有种的

数量; f_i 为该种在各点位出现的频率。其中 $Y \geq 0.02$ 的判定为优势种。

(2) Shannon-Wiener 多样性指数 (H')

$$H' = - \sum n_i / N \times \ln n_i / N \quad (2)$$

(3) Margalef 丰富度指数 (D)

$$D = (S - 1) / \ln N \quad (3)$$

式(3)中, S 为样品中的种类数。

(4) Pielou 均匀度指数 (J)

$$J = H' / \ln S \quad (4)$$

1.3.2 水质状况评价

采用对数型幂函数普适指数公式计算河道水体营养状态综合指数 (E)^[14]。选取 Chl-a、TP、SRP、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 DO 浓度作为评价指标,并根据方法对应的富营养状态分级标准(表 1)评价各监测断面水体营养状态。

$$E = \sum_{j=1}^n W_j E_j = 10.77 \sum_{j=1}^n W_j (\ln x_j)^{1.1826} \quad (5)$$

式(5)中, E 为营养状态综合指数; W_j 为第 j 种指标的归一化权重值,将各指标视作等权重; E_j 为第 j 种指标的富营养化评价普适指数; x_j 为第 j 种指标的规

范值,计算方法见文献[14]; n 为评价指标个数。

1.3.3 统计分析

使用 SPSS 25.0 和 Origin 2019 软件对数据进行统计分析和作图,太湖西山岛河网采样点分布图在 ArcGIS 10.2 软件中绘制。对河道中的浮游生物物种进行筛选(物种在各采样点出现的频率 $\geq 30\%$,且至少 1 个采样点的相对密度 $\geq 1\%$ ^[15]),将筛选物种密度数据和环境因子数据分别进行 Hellinger 转换和标准化后,使用 R 语言中的 vegan 包对筛选物种数据和环境因子进行去趋势分析(DCA)。DCA 结果表明,排序轴梯度最大值均小于 3,故对数据进行线性冗余分析(RDA)。营养状态综合指数 (E) ≤ 20 为贫营养, $>20 \sim 39.42$ 为中营养, $>39.42 \sim 61.29$ 为富营养, $>61.29 \sim 76.28$ 为重富营养, $>76.28 \sim 99.77$ 为极富营养。

2 结果与分析

2.1 环境因子特征

各类型河道水质参数特征和综合营养状态评价结果如表 1 和图 2 所示。

表 1 各类型河道水质参数特征

Table 1 Characteristics of water quality parameters in different types of waterway

河道类型	水温/ ℃	pH 值	ORP/ mv	$\rho(\text{DO})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	EC/ ($\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$)	$\rho(\text{TDS})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	COD_{Cr} / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{TN})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
城镇区	25.19±1.84	6.64±0.31	204.89±26.92	4.51±2.54	529.23±53.80	344.31±34.31	60.23±45.11	4.81±3.07	0.93±0.94
水产养殖区	24.67±1.42	6.64±0.33	214.13±15.39	4.46±1.03	504.33±130.79	360.33±141.67	106.00±107.55	2.78±1.56	0.84±0.96
农业区	23.23±1.51	6.19±0.34	213.44±44.15	5.32±1.96	385.89±98.75	254.78±62.59	51.39±46.10	5.94±2.29	0.78±0.57
全区	24.11±1.85	6.41±0.39	210.24±36.06	4.94±2.14	451.15±109.98	298.32±76.68	59.59±52.62	5.23±2.68	0.84±0.74

数据为平均值±标准误差。

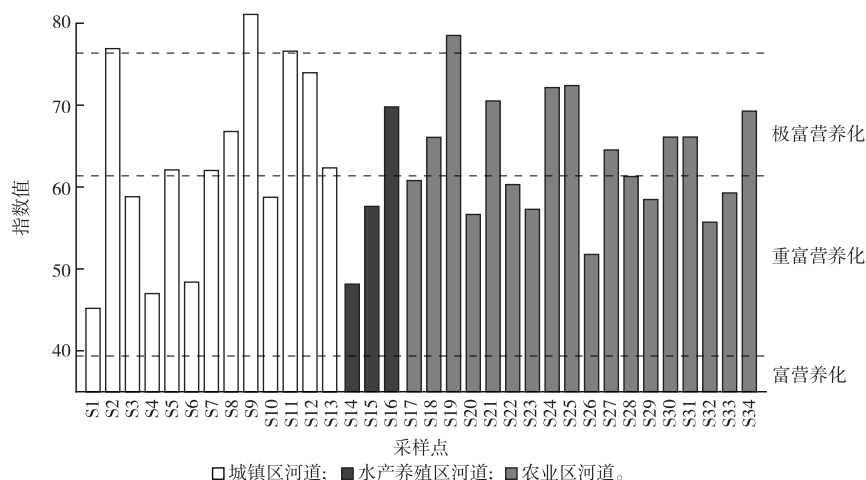


图 2 营养状态评价 (E) 指数

Fig. 2 Evaluation results of nutritional status

太湖西山岛河网 pH 平均值为 6.41, 整体为弱酸性。各类型河道水体 ORP 和 DO 浓度差别不大,

平均值分别为 210.24 mV 和 4.94 mg · L⁻¹。其他环境因子在不同类型的河道中存在一定的差异。农业区河道水体 EC、TDS、COD_{Cr} 和 Chl-a 浓度整体较低,但氮、磷营养物浓度较高;水产养殖区河道与之呈现相反的规律,水体 EC、TDS、COD_{Cr} 整体较高,氮、磷营养物浓度较低;城镇区河道水体介于两者之间,但水体中 TDS、NH₄⁺-N 和 Chl-a 浓度整体高于前 2 类河道水体。根据 GB 1318—2002《地表水环境质量标准》和综合营养评价结果,河网水质总体评价为劣 V 类,均处于富营养状态。

2.2 浮游植物群落特征

2.2.1 浮游植物物种组成与优势种

调查共鉴定出浮游植物 68 种,隶属于 6 门 56 属。绿藻种类最多,有 27 种,占总种数的 39.71%;其次是硅藻,有 21 种,占 30.88%;蓝藻 9 种,占 13.24%;甲藻和裸藻种类较少,分别为 3 种和 4 种。就河道类型而言,城镇区河道共鉴定出 35 种,平均种类数最多;水产养殖区和农业区河道各 27 种,平均种类数较接近且较少(图 3 和表 2)。各地区优势种整体相似(表 3),微囊藻(*Microcystis* sp.) 占据绝对优势,全区优势度为 0.55,各地区优势度也在 0.5 以上。

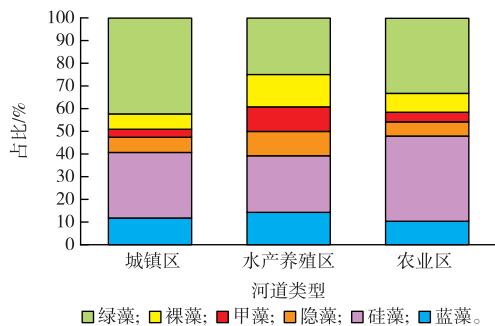


图 3 各类型河道浮游植物种类占比
Fig. 3 Ratio of phytoplankton species in different types of waterway

2.2.2 浮游植物密度与生物量

河网中浮游植物密度变化范围为 1.59×10⁵ ~ 1.37×10⁷ L⁻¹,均值为 1.32×10⁶ L⁻¹,其中城镇区样点 S8 密度最高,为 1.37×10⁷ L⁻¹。城镇区样点密度与农业区样点密度之间差异性显著(*P*<0.05)。浮游植物密度呈现城镇区河道>农业区河道>水产养殖区河道的规律(图 4~5)。其中,城镇区样点平均密度最高,为 2.46×10⁶ L⁻¹,是水产养殖区(4.54×10⁶ L⁻¹)的 5.42 倍。蓝藻密度在各类型河道中均占比最高,占总藻密度的 71.10%,其次是绿藻门

(14.48%)。

表 2 各采样点浮游植物种类比例

Table 2 Ratio of phytoplankton species at different sampling points

采样点	占比/%					
	蓝藻门	硅藻门	隐藻门	甲藻门	裸藻门	绿藻门
S1	11.76	11.76	23.53	0	11.76	41.18
S2	10.00	35.00	0	5.00	10.00	40.00
S3	12.00	40.00	16.00	4.00	12.00	16.00
S4	25.00	41.67	8.33	0	8.33	16.67
S5	11.54	26.92	7.69	7.69	15.38	30.77
S6	10.00	45.00	15.00	5.00	10.00	15.00
S7	14.29	25.71	11.43	2.86	8.57	37.14
S8	16.67	37.50	16.67	4.17	12.50	12.50
S9	18.18	18.18	9.09	4.55	13.64	36.36
S10	21.05	36.84	15.79	5.26	0	21.05
S11	22.22	22.22	0	0	11.11	44.44
S12	12.50	25.00	0	0	12.50	50.00
S13	20.00	40.00	0	0	20.00	20.00
S14	20.00	20.00	0	0	0	60.00
S15	20.00	40.00	0	0	0	40.00
S16	14.29	28.57	0	0	14.29	42.86
S17	16.67	33.33	0	0	16.67	33.33
S18	20.00	40.00	0	0	20.00	20.00
S19	16.67	33.33	0	0	16.67	33.33
S20	14.81	40.74	7.41	0	11.11	25.93
S21	14.81	25.93	11.11	11.11	14.81	22.22
S22	9.52	52.38	14.29	4.76	9.52	9.52
S23	9.09	22.73	9.09	0	4.55	54.55
S24	20.00	40.00	20.00	10.00	0	10.00
S25	25.00	25.00	16.67	8.33	16.67	8.33
S26	18.18	54.55	18.18	0	0	9.09
S27	30.00	30.00	0	0	20.00	20.00
S28	20.00	30.00	10.00	10.00	10.00	20.00
S29	18.18	36.36	9.09	0	18.18	18.18
S30	20.00	46.67	6.67	6.67	6.67	13.33
S31	5.88	41.18	5.88	0	11.76	35.29
S32	16.67	66.67	0	0	5.56	11.11
S33	10.53	47.37	10.53	10.53	10.53	10.53
S34	14.29	28.57	28.57	0	14.29	14.29

浮游植物生物量变化范围为 0.02~5.20 mg · L⁻¹,平均值为 0.72 mg · L⁻¹。城镇区样点 S1 和 S2 的生物量最高,均超过 4.50 mg · L⁻¹。其次为 S7 和 S8,均在 2.50 mg · L⁻¹左右,其他采样点(除 S5 外)生物量均不超过 1 mg · L⁻¹。各类型河道中浮游植物生物量具有显著的空间差异(*P*<0.05)。浮游植物生物量呈现城镇区河道>水产养殖区河道>农业区河道的空间分布特征。硅藻门生物量在城镇区河道和农业区河道占比最高,分别为 34.22% 和 49.69%;裸藻门生物量在水产养殖区河道占比最高(21.86%);绿藻门生物量在城镇区河道也有较高的占比(26.43%)。

从密度数据来看,城镇区样点平均密度最高,均生物量也最高,其中硅藻门和绿藻门占优。以蓝藻门为主;从生物量数据来看,城镇区样点平

表 3 各类型河道浮游植物优势种及优势度

Table 3 Dominant species and degree of phytoplankton in different river types

门	优势种	优势度			
		城镇区	水产养殖区	农业区	全区
蓝藻门	微囊藻 (<i>Microcystis</i> sp.)	0.50	0.59	0.67	0.55
	细鞘丝藻 (<i>Leptolyngbya</i> sp.)	0.09	—	0.04	0.06
	绿色颤藻 (<i>Oscillatoria chlorina</i>)	—	0.02	0.03	—
硅藻门	小环藻 (<i>Cyclotella</i> sp.)	0.05	0.03	—	0.04
绿藻门	小球藻 (<i>Chlorella</i> sp.)	0.04	0.10	0.04	0.04
	四尾栅藻 (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)	—	0.02	—	—

“—”表示优势度<0.02。

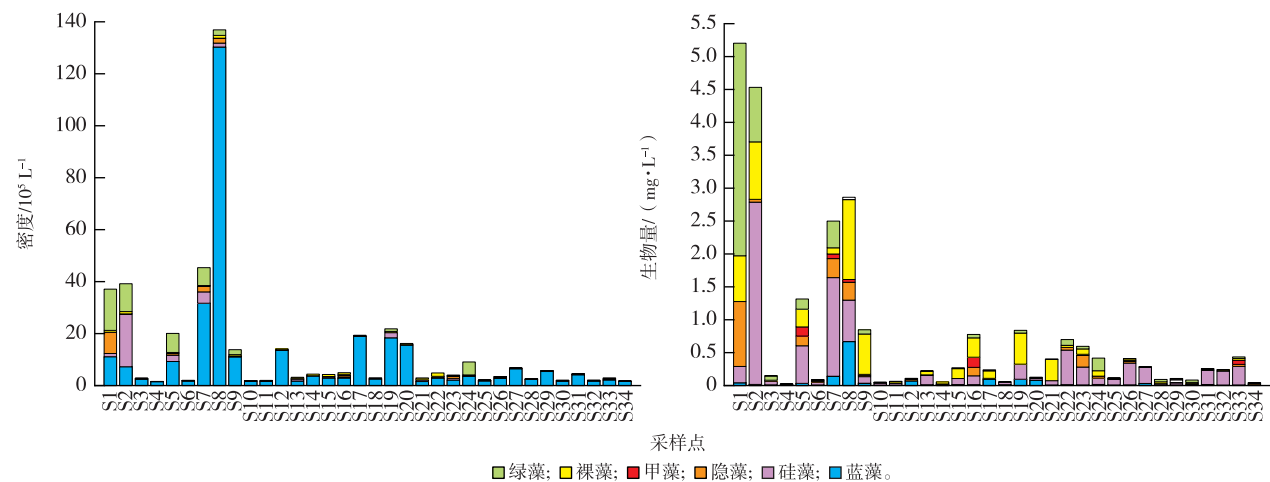


图 4 各采样点浮游植物密度与生物量

Fig. 4 Density and biomass of phytoplankton at different sampling points

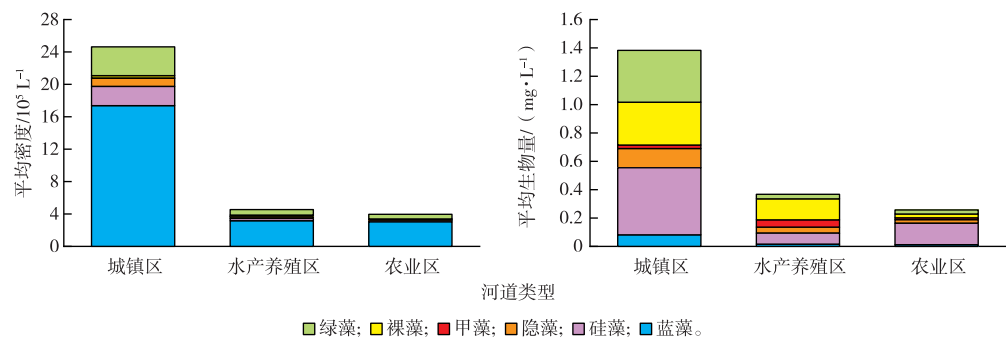


图 5 各类型河道浮游植物平均密度与生物量

Fig. 5 Average density and biomass of phytoplankton in different types of waterway

2.2.3 浮游植物多样性指数

河网各河道的浮游植物多样性指数如图 6 所示,Shannon-Wiener 指数 (H') 变化范围在 0.15 ~ 2.39 之间,均值为 1.28。最大值出现在水产养殖区样点 S16,最小值在农业区样点 S17。Margalef 丰富度 (D) 指数变化趋势与 H' 较为一致,变化范围在

0.28~2.22 之间,均值为 1.05,最大值出现在城镇区样点 S7,最小值在城镇区样点 S12。均匀度指数 (J) 各点位的变化幅度较小,均值为 0.48,最大值出现在农业区样点 S21 为 0.79,最小值出现在农业区样点 S17,为 0.07。整体而言,城镇区河道 H' 、 D 和 J 指数较高,农业区河道最低。

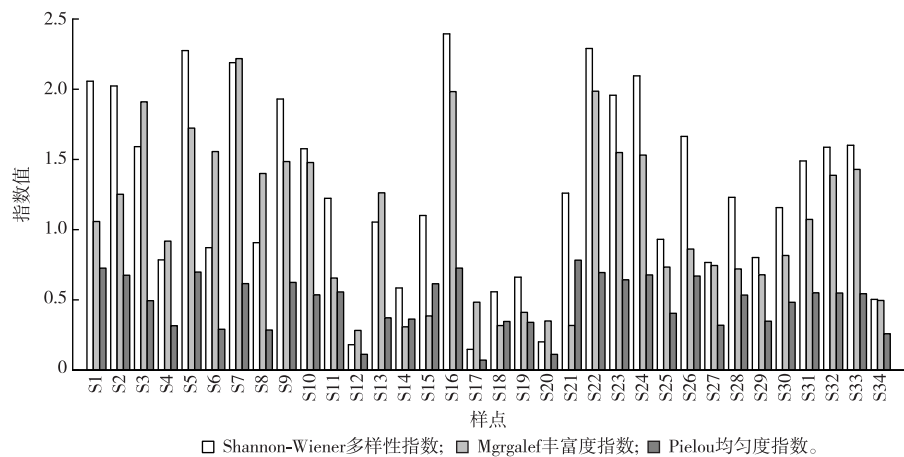


图 6 各采样点浮游植物多样性指数、均匀度指数和丰富度指数

Fig. 6 Diversity index, evenness index and richness index of phytoplankton at different sampling points

2.3 浮游动物群落特征

2.3.1 浮游动物物种组成与优势种

调查共鉴定出浮游动物 30 种,其中轮虫 23 种,占总物种数的 76.67%;枝角类 4 种,占 13.33%;桡足类 3 种,占 10%。从不同河道类型来看,水产养殖区河道共鉴定出 18 种,种类数最少;城镇区和农业区河道分别为 25 和 26 种,种类数较多(图 7、表 4~5)。优势种在城镇区和农业区河道以轮虫、桡足类为主,在水产养殖区河道以轮虫类为主(表 5)。

2.3.2 浮游动物密度和生物量

浮游动物密度变化范围在 0.53~521.33 L⁻¹之间,均值为 113.93 L⁻¹,其中城镇区样点 S8 密度最高,农业区样点 S31 密度最低(图 8)。水产养殖区与农业区样点密度之间具有显著的差异性($P<0.05$)。浮游动物密度和物种组成呈现水产养殖区河道>城镇区河道>农业区河道的规律(图 9)。轮

虫密度在城镇区(58.28%)和水产养殖区(63.14%)河道占据优势,桡足类在农业区河道占比最高(52.57%)。

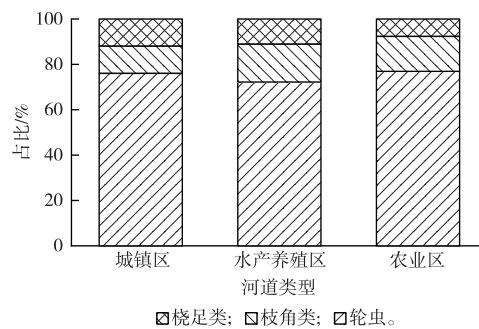


图 7 各类型河道浮游动物种类比例

Fig. 7 Ratio of zooplankton species in different types of waterway

表 4 各类型河道浮游动物优势种及优势度

Table 4 Dominant species and degree of zooplankton in different river types

类	优势种	优势度			
		城镇区	水产养殖区	农业区	全区
轮虫	晶囊轮虫(<i>Asplanchna</i> sp.)	—	0.03	—	—
	角突臂尾轮虫(<i>Brachionus angularis</i>)	—	0.07	—	—
	萼花臂尾轮虫(<i>Brachionus calyciflorus</i>)	0.04	—	—	0.02
	镰状臂尾轮虫(<i>Brachionus falcatus</i>)	—	0.03	—	—
	螺形龟甲轮虫(<i>Keratella cochlearis</i>)	0.09	0.09	0.03	0.06
	曲腿龟甲轮虫(<i>Keratella valga</i>)	0.06	0.03	0.07	0.06
	长三肢轮虫(<i>Filinia longiseta</i>)	—	0.03	—	—
	针簇多肢轮虫(<i>Polyarthra trigla</i>)	0.11	0.29	—	0.08
枝角类	长额象鼻溞(<i>Bosmina longirostris</i>)	—	—	0.03	—
桡足类	剑水蚤属一种(<i>Cyclops</i> sp.)	0.11	0.04	0.20	0.13

“—”表示优势度<0.02。

浮游动物生物量变化范围在 $6.00\times10^{-5}\sim5.64\text{ L}^{-1}$ 之间,平均值为 $0.87\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,最大值出现在农业区样点 S20,最小值出现在样点 S32,其他有 25 个点位的生物量小于 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。浮游动物生物量呈现农业区河道>水产养殖区河道>城镇区河道的规律,桡足类是各类型河道生物量的主要贡献者。

从密度数据来看,水产养殖区样点平均密度最高,以桡足类为主;从生物量数据来看,农业区样点平均生物量最高,同样桡足类占优。

表 5 各采样点浮游动物种类比例
Table 5 Ratio of zooplankton species at different sampling points

采样点	种类占比/%		
	轮虫	枝角类	桡足类
S1	50.00	25.00	25.00
S2	75.00	8.33	16.67
S3	42.86	28.57	28.57
S4	60.00	0.00	40.00
S5	57.14	14.29	28.57
S6	61.54	15.38	23.08
S7	78.95	10.53	10.53
S8	76.92	7.69	15.38
S9	69.23	15.38	15.38
S10	78.57	7.14	14.29
S11	63.64	18.18	18.18
S12	66.67	11.11	22.22
S13	70.00	10.00	20.00
S14	71.43	14.29	14.29
S15	60.00	20.00	20.00
S16	68.75	18.75	12.50
S17	64.71	23.53	11.76
S18	58.33	25.00	16.67
S19	66.67	16.67	16.67
S20	60.00	0.00	40.00
S21	76.92	7.69	15.38
S22	70.00	10.00	20.00
S23	63.64	18.18	18.18
S24	87.50	0.00	12.50
S25	40.00	20.00	40.00
S26	57.14	14.29	28.57
S27	0.00	0.00	100.00
S28	80.00	0.00	20.00
S29	66.67	11.11	22.22
S30	0.00	0.00	100.00
S31	50.00	25.00	25.00
S32	100.00	0.00	0.00
S33	66.67	0.00	33.33
S34	50.00	25.00	25.00

2.3.3 浮游动物多样性指数

河网各河道的浮游动物多样性指数如图 10 所示。Shannon-Wiener 指数 (H') 均值为 1.32,城镇区样点 S7 的 H' 指数最高,为 2.23。由于农业区样点

S28 和 S31 仅检出 1 种无节幼体,导致其 H' 指数为 0。Margalef 丰富度指数 (D') 均值为 2.40;农业区样点 S32 最高,达 15.49,这主要是由于该点位的总密度较低引起的。最低值同样出现在农业区样点 S28 和 S31(0)。与浮游植物类似,浮游动物的均匀度变化幅度也较小,均值为 0.61,最大值出现在城镇区样点 S4,为 0.84,最小值出现在 S28 和 S31(0)。总体而言,水产养殖区样点 H' 和 J' 指数较高,城镇区样点其次,农业区样点最低。 D' 指数农业区样点最高,水产养殖区样点次之,城镇区样点最低。

2.4 浮游生物密度与环境因子的关系

浮游植物 RDA 分析结果(图 11、表 6)显示,前 2 轴可以解释总方差的 50.17%,轴 1 和轴 2 的特征根分别为 0.056 和 0.028,解释率分别占总解释率的 48.95%和 23.96%。

采用蒙特卡洛置换检验评估环境因子与物种群落组成相关的显著性,结果表明水温、ORP、 COD_{Cr} 、Chl-a 浓度与轴 1 呈正相关, DO 浓度、TN 浓度、 NH_4^+-N 浓度、TP 浓度和 pH 值与轴 1 呈负相关(表 7)。水温和 Chl-a 浓度与轴 2 呈正相关,其余环境因子呈负相关。浮游植物群落结构的变化与 ORP、 COD_{Cr} 、TN 浓度、Chl-a 浓度和 NH_4^+-N 浓度显著相关($P<0.05$)。

将浮游植物密度(PHY)作为生物因子,与环境因子一起对浮游动物群落进行 RDA 分析,结果显示,前 2 轴可以解释总方差的 32.85%,轴 1 和轴 2 的特征根分别为 0.038 和 0.036,解释率分别占总解释率的 29.50%和 27.16%(图 12、表 8)。蒙特卡洛置换检验结果(表 9)表明,ORP、 COD_{Cr} 、TN 浓度和 TP 浓度与轴 1 呈正相关,其他环境因子与轴 1 呈负相关。ORP、TN 浓度、 NH_4^+-N 浓度、Chl-a 浓度和 TP 浓度与轴 2 呈正相关,其余环境因子与其呈负相关。浮游动物群落结构的变化与水温、Chl-a 浓度、 NH_4^+-N 浓度和 pH 值 4 种环境因子显著相关($P<0.05$),与浮游植物密度变化极显著相关($P<0.01$)。从图 12 可以看出,农业区河道和水产养殖区河道聚集于第 1、2 象限,TP 浓度、TN 浓度和 NH_4^+-N 浓度是影响其水体浮游动物分布的主要环境因子;城镇河道聚集于第 3、4 象限,WT、 COD_{Cr} 和 pH 值是其主要的影响因素。

3 讨论

3.1 浮游植物和浮游动物群落特征分析

西山岛河网秋季浮游植物种类组成主要以绿藻、硅藻、蓝藻为主,与汾河太原河段^[16]和苏州

河^[17]等富营养化河流结果相似,符合富营养化水体的特征^[18]。浮游植物各门类在不同类型的河道中

所占比例相似,但种类数存在差异。城镇区和农业区河道种类数较多,水产养殖区种类数较少。

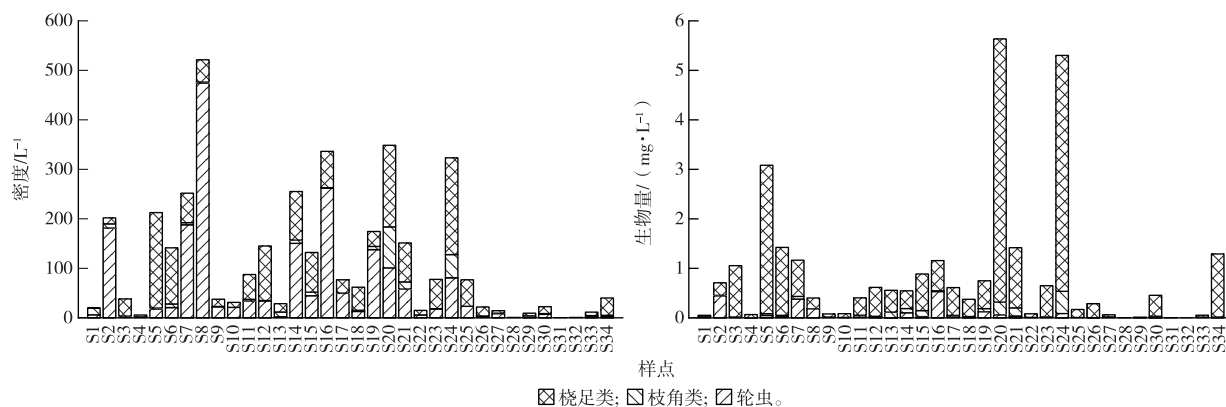


图 8 各采样点浮游动物密度与生物量

Fig. 8 Density and biomass of zooplankton at different sampling points

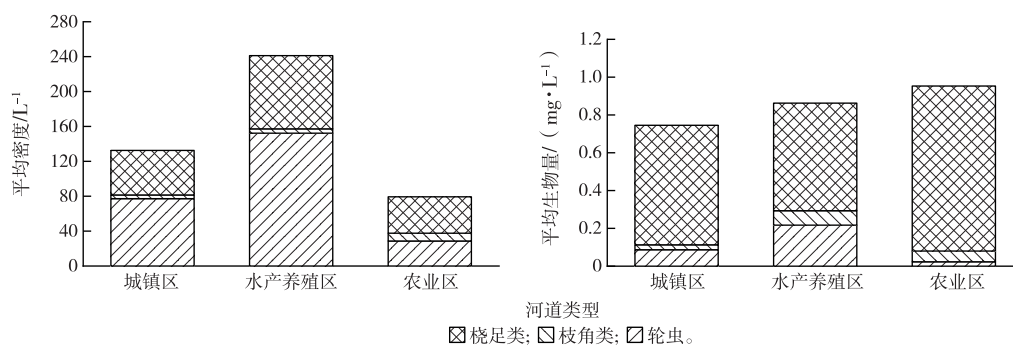


图 9 各类型河道浮游动物平均密度与生物量

Fig. 9 Average density and biomass of zooplankton in different types of waterway

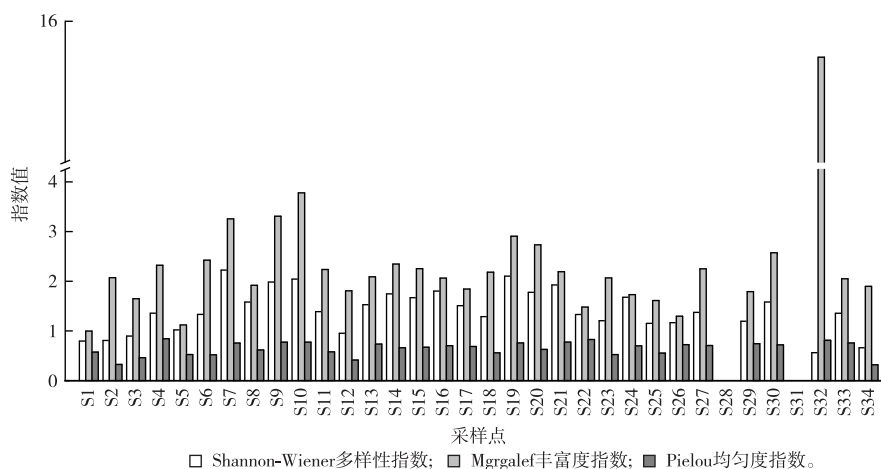


图 10 各采样点浮游动物多样性指数、均匀度指数和丰富度指数

Fig. 10 Diversity index, evenness index and richness index of zooplankton at different sampling points

浮游植物密度主要由蓝藻、绿藻和硅藻贡献,河网浮游植物密度整体差异性不显著 ($P>0.05$)。

这是因为西山岛河网主要受农业或城市化活动的影响,污染源类型较简单。此外河网河道均与太湖

相通,水系连通性较高,造成整体空间异质性较低^[19]。但城镇区河道与农业区河道之间浮游植物密度具有显著差异($P < 0.05$)。

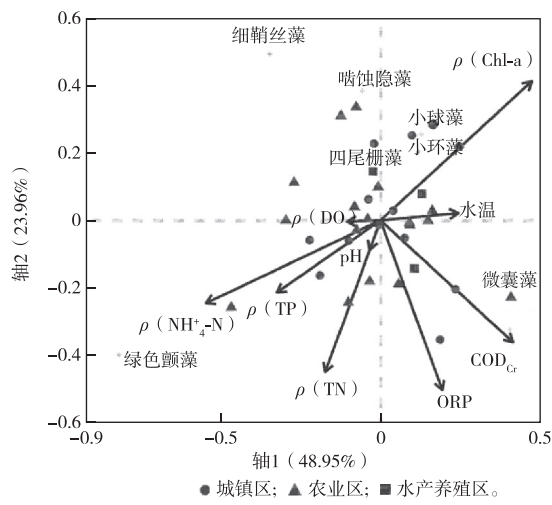


图 11 浮游植物群落结构与环境因子 RDA 排序
Fig. 11 RDA sorting diagram of phytoplankton and environmental factors

表 6 浮游植物与环境因子 RDA 分析结果

Table 6 Redundancy analysis results of phytoplankton and environmental factors

特征轴	特征值	累计解释变异/%	累计解释拟合变异/%
轴 1	0.056 25	33.68	48.95
轴 2	0.027 53	50.17	72.91
轴 3	0.025 38	65.37	95.00
轴 4	0.004 01	67.77	98.49

表 7 浮游植物群落组成与环境因子的蒙特卡洛置换检验结果

Table 7 Monte Carlo test results of phytoplankton and environmental factors

环境因子	轴 1	轴 2	R^2	P 值
水温	-0.620 20	-0.784 44	0.234 8	0.019 *
OPR	0.305 45	0.952 21	0.009 2	0.862
DO 浓度	-0.534 52	-0.845 15	0.071 8	0.340
COD _{Cr}	0.402 25	-0.915 53	0.028 6	0.624
TN 浓度	0.727 68	0.685 92	0.029 9	0.637
Chl-a 浓度	-0.993 81	0.111 11	0.247 5	0.016 *
NH ₄ ⁺ -N 浓度	-0.417 80	0.908 54	0.324 8	0.005 **
TP 浓度	0.077 88	0.996 96	0.047 6	0.479
浮游植物密度	-0.997 09	-0.076 30	0.328 1	0.002 **
pH 值	-0.190 88	-0.981 61	0.185 0	0.033 *

** 表示 $P < 0.01$; * 表示 $P < 0.05$ 。

具体来看,城镇区河道平均密度最高,蓝藻、绿藻和硅藻占优,主要优势种为微囊藻、细鞘丝藻、小环藻和小球藻,这与城镇区河道(流经金庭镇镇区)

河流污染较为严重,水体富营养化程度高,造成蓝藻、绿藻等大量繁殖^[20]相吻合。此外,城镇区河道整体较长,流速较快,适宜硅藻生长^[21]。农业区河道平均密度其次,蓝藻和绿藻占优,主要优势种为微囊藻、细鞘丝藻、绿色颤藻和小球藻。这是因为农业区河道较短和窄,部分存在断头浜的现象,水体交换能力差,富营养化程度较高,利于蓝藻、绿藻中耐污种的大量繁殖^[22]。水产养殖区河道平均密度最低,蓝藻、绿藻和硅藻占优,优势种类型较多,主要优势种为微囊藻、绿色颤藻、小环藻、小球藻和四尾栅藻。蓝藻门的微囊藻在秋季河网中占据绝对优势地位,是农村河道、湖库水华常见的藻类,多出现于营养水平较高的水体中^[23]。同时,微囊藻会在水体中产生微囊藻毒素^[24],严重影响水生系统的安全,对灌溉和娱乐用水造成威胁。因此,政府有关部门应加强河道浮游植物群落的监控。

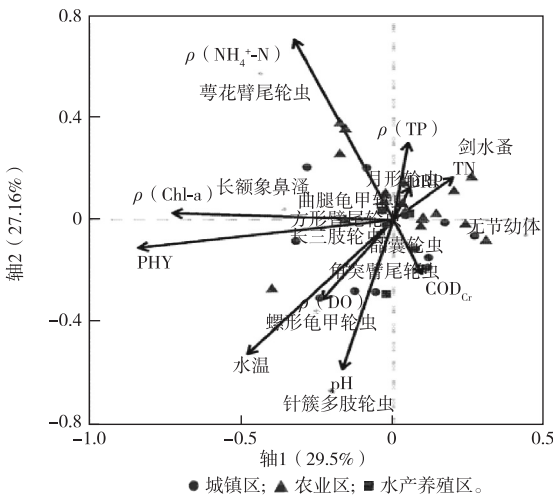


图 12 浮游动物群落结构与环境因子 RDA 排序
Fig. 12 RDA sorting diagram of zooplankton and environmental factors

表 8 浮游动物与环境因子 RDA 分析结果

Table 8 Redundancy analysis results of zooplankton and environmental factors

特征轴	特征值	累计解释变异/%	累计解释拟合变异/%
轴 1	0.039 18	16.95	28.79
轴 2	0.036 08	32.85	55.81
轴 3	0.023 06	42.89	72.87
轴 4	0.016 05	49.83	84.65

西山岛河网浮游动物种类组成主要以轮虫为主,与太清河^[25]、渭河^[26]和灞河^[27]等城市河流的浮游动物种类组成特征相符。轮虫具有个体小、周期短、发育快等特点,能快速适应水体中理化环境

的改变和水文条件的变化,因此在河湖生境中轮虫常居优势地位^[28]。从河道类型上来看,水产养殖区河道种类数量明显高于城镇区和农业区河道,优势种种类较多,群落结构相对稳定。这可能与周边蟹塘养殖有关。养殖过程中鱼、蟹未能摄食的饵料分解产生有机碎屑,为浮游动物提供了良好的食物来源,利于其生长^[29]。

表 9 浮游动物群落组成与环境因子的蒙特卡洛置换检验结果

Table 9 Monte Carlo test results of zooplankton and environmental factors

环境因子	轴 1	轴 2	R^2	P 值
水温	-0.620 20	-0.7844 4	0.234 8	0.019 *
OPR	0.305 45	0.952 21	0.009 2	0.862
DO 浓度	-0.534 52	-0.845 15	0.071 8	0.340
COD _{Cr}	0.402 25	-0.9155 3	0.028 6	0.624
TN 浓度	0.727 68	0.685 92	0.029 9	0.637
Chl-a 浓度	-0.993 81	0.111 11	0.247 5	0.016 *
NH ₄ ⁺ -N 浓度	-0.417 80	0.908 54	0.324 8	0.005 **
TP 浓度	0.077 88	0.996 96	0.047 6	0.479
浮游动物密度	-0.997 09	-0.076 30	0.328 1	0.002 **
pH 值	-0.190 88	-0.981 61	0.185 0	0.033 *

** 表示 $P<0.01$; * 表示 $P<0.05$ 。

在河网浮游动物密度组成上,轮虫和桡足类的总密度较高,以无节桡足幼体和轮虫等小型浮游动物为主,臂尾轮属和龟甲轮属等广温性物种^[30]检出较多,枝角类检出的种类少且密度低,这可能与西山岛河网秋季水温有关。水温被认为是影响浮游动物生长发育和物种组成的重要因子,也是影响浮游动物空间分布的重要因素^[31-32]。黄祥飞等^[33]对武汉东湖轮虫长期的调查研究表明,轮虫总数的高峰一般出现在 20℃ 以上的水温中。当水温超过 20℃ 后,蚤属的数量通常较低^[34]。秋季西山岛河网水温均在 20℃ 以上,较高的水温一定程度上影响了浮游动物群落结构。从河道类型上来看,水产养殖区样点密度与农业区样点密度之间具有显著的差异性($P<0.05$)。水产养殖区样点的平均密度高于其他 2 类河道,臂尾轮虫属、龟甲轮虫属和多肢轮虫属等富营养水体指示物种占据该地区的优势地位^[35-36]。农业区样点则以象鼻蚤属和剑水蚤属等占据优势地位。这是因为受到养殖鱼类的影响,个体较大的浮游动物通常会被优先捕食,因而水产养殖区的种类数量和密度都以小型浮游动物占优,造成空间分布上的差异。

3.2 浮游植物和浮游动物群落影响因素分析

浮游植物优势种与环境因子的冗余分析

(RDA)结果表明,ORP、COD_{Cr}、TN 浓度和 NH₄⁺-N 浓度是主要影响西山岛河网浮游植物分布的环境因子。其中,COD_{Cr}和氮浓度对浮游植物有显著影响,并与蓝藻门呈正相关关系。这可能是因为 COD_{Cr}在一定程度上可反映水体中的有机质含量^[37],而有机质和营养盐是浮游植物生长繁殖的物质基础,其浓度影响着浮游植物的密度和生物量^[38],也会影响浮游植物群落结构。此外在合适的浓度范围内,氮营养盐能促进浮游植物密度的增加^[39],藻类也会优先利用 NH₄⁺-N。NH₄⁺-N 浓度越高,越有利于蓝藻门的生长^[40]。

水温、pH 值、Chl-a 浓度和 NH₄⁺-N 浓度是影响浮游动物分布的主要环境因子,浮游植物密度也显著影响浮游动物群落结构,表明其受非生物因子和生物因子共同作用。RDA 分析结果显示,曲腿龟甲轮虫、方形臂尾轮虫、长三肢轮虫、长额象鼻蚤等多数优势种与水温呈正相关关系,浮游动物密度和生物量与水温呈显著正相关性($P<0.05$),这与上节中秋季西山岛河网水温适宜轮虫生长的分析结论一致。水体 pH 值同样也具有密切影响,不同的浮游动物其适宜生长的 pH 值不同,造成物种组成差异。西山岛河网水体 pH 值范围在 5.5~7.0 之间,属弱酸性水体,轮虫种类较多,生物量小于桡足类。这可能是因为轮虫在酸性水体中分布时呈现种类多数量少的规律^[41]。

浮游动物主要以浮游植物为食物来源,水体中浮游动物的生长发育与浮游植物的密度密切相关^[42]。营养盐通过影响水中浮游植物的生长进而间接影响浮游动物^[43]。此外,Chl-a 浓度是表征浮游植物生物量的重要指标,因此 Chl-a 浓度与浮游动物物种组成也有密切关系。轮虫与 Chl-a 浓度呈正相关,桡足类与 Chl-a 浓度呈负相关,这可能是因为蓝藻大量爆发对浮游动物的生长发育、摄食产生较大影响,如微囊藻分泌的毒素会对大型浮游动物产生毒害作用,致使水体浮游动物小型化^[44]。

除了上述环境因子的影响以外,浮游生物群落结构还可能受到河网自身水动力因素的影响。西山岛河网与太湖水系连通性较高,夏秋季容易受到太湖湖水涨漫倒灌的影响。研究表明,秋季太湖湖区浮游植物群落主要包括蓝藻门、绿藻门、硅藻门和隐藻门^[45],优势种以蓝藻门的微囊藻属为主^[9,42];浮游动物优势种以臂尾轮虫属、多肢轮虫属和剑水蚤属^[8,46]为主,这与秋季西山岛河网浮游生物群落的结构特征相近,因此太湖回水倒灌也可能是西山岛浮游生物群落结构形成的影响因素。

4 结论

秋季西山岛河网 34 个采样点共鉴定出浮游植物 6 门 56 属 68 种,浮游动物 3 类 18 属 30 种。河网中绿藻种类最多,有 27 种,占 39.71%,硅藻 21 种,占 30.88%,蓝藻、裸藻和甲藻分别为 9 种、4 种和 3 种。浮游植物平均密度为 $1.32 \times 10^6 \text{ L}^{-1}$,蓝藻占据绝对优势,浮游植物密度呈现城镇区河道>农业区河道>水产养殖区河道的规律。ORP、 COD_{Cr} 、TN 浓度和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度是影响浮游植物群落结构的主要因子。浮游动物中轮虫种类最多,达 23 种,占 76.67%,枝角类 4 种占 13.33%,桡足类占 10%。浮游动物平均密度为 113.93 L^{-1} ,浮游动物密度呈现水产养殖区河道>城镇区河道>农业区河道的规律。水温、pH 值、Chl-a 浓度、浮游动物密度和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度是引起浮游动物群落变化的主要因子。

参考文献:

- [1] 刘建康.高级水生生物学[M].北京:科学出版社,1999:71-79. [LIU Jian-kang. Advanced Aquatic Biology [M]. Beijing: Science Press, 1999:71-79.]
- [2] REYNOLDS C S. Ecology of Phytoplankton [M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2006:1-7.
- [3] LOICK-WILDE N, WEBER S C, CONROY B J, et al. Nitrogen Sources and Net Growth Efficiency of Zooplankton in Three Amazon River Plume Food Webs [J]. Limnology and Oceanography, 2016, 61(2):460-481.
- [4] BĒRZINŠ B, PEJLER B. Rotifer Occurrence in Relation to Temperature [J]. Hydrobiologia, 1989, 175(3):223-231.
- [5] 杜明勇, 于洋, 阳振, 等.太湖流域 2012 年枯水期浮游生物群落结构特征[J].湖泊科学, 2014, 26(5):724-734. [DU Ming-yong, YU Yang, YANG Zhen, et al. Characteristics of Community Structure of Plankton in the Lake Taihu Basin during the Dry Season of 2012 [J]. Journal of Lake Sciences, 2014, 26(5):724-734.]
- [6] AN X, DU Z, ZHANG J. Structure of the Zooplankton Community in Hulun Lake, China [J]. Procedia Environmental Sciences, 2012, 13:1099-1109.
- [7] 杨佳, 周健, 秦伯强, 等.太湖梅梁湾浮游动物群落结构长期变化特征(1997—2017 年) [J].环境科学, 2020, 41(3):1246-1255. [YANG Jia, ZHOU Jian, QIN Bo-qiang, et al. Long-term Variation Characteristics of Zooplankton Community Structure in Meiliang Bay, Lake Taihu [J]. Environmental Science, 2020, 41(3):1246-1255.]
- [8] 温超男, 黄蔚, 陈开宁, 等.太湖滨岸带浮游动物群落结构特征与环境因子的典范对应分析[J].水生态学杂志, 2020, 41(2):36-44. [WEN Chao-nan, HUANG Wei, CHEN Kai-ning, et al. Canonical Correspondence Analysis between Zooplankton Community Structure and Environmental Factors in the Littoral Zone of Taihu Lake [J]. Journal of Hydroecology, 2020, 41(2):36-44.]
- [9] 夏莹霏, 胡晓东, 徐季雄, 等.太湖浮游植物功能群季节演替特征及水质评价[J].湖泊科学, 2019, 31(1):134-146. [XIA Ying-fei, HU Xiao-dong, XU Ji-xiong, et al. Seasonal Succession of Phytoplankton Functional Group and Assessment of Water Quality in Lake Taihu [J]. Journal of Lake Sciences, 2019, 31(1):134-146.]
- [10] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会.水和废水监测分析方法[M].4 版.北京:中国环境科学出版社, 2002:88-438.
- [11] 赵文.水生生物学[M].北京:中国农业出版社, 2005:80-90. [ZHAO Wen. Hydrobiology [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2005:80-90.]
- [12] 王家楫.中国淡水轮虫志[M].北京:科学出版社, 1961:75-80. [WANG Jia-ji. Freshwater Rotifers from China [M]. Beijing: Science Press, 1961:75-80.]
- [13] 中国科学院中国动物志委员会.中国动物志, 节肢动物门 甲壳纲 I 淡水桡足类[M].北京:科学出版社, 1999:65-80.
- [14] 李祚泳, 汪嘉杨, 郭淳.富营养化评价的对数型幂函数普适指数公式[J].环境科学学报, 2010, 30(3):664-672. [LI Zuo-yong, WANG Jia-yang, GUO Chun. A Universal Index Formula for Eutrophic Evaluation Using a Logarithmic Power Function [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(3):664-672.]
- [15] 林青, 由文辉, 徐凤洁, 等.滴水湖浮游动物群落结构及其与环境因子的关系[J].生态学报, 2014, 34(23):6918-6929. [LIN Qing, YOU Wen-hui, XU Feng-jie, et al. Zooplankton Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in Dishui Lake [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(23):6918-6929.]
- [16] 王捷, 冯佳, 谢树莲, 等.汾河太原河段浮游植物多样性及微囊藻产异味物质成因[J].生态学报, 2015, 35(10):3357-3363. [WANG Jie, FENG Jia, XIE Shu-lian, et al. Phytoplankton Diversity and Off-Flavor-Producing Microcystis in the Taiyuan Region of the Fenhe River [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(10):3357-3363.]
- [17] 俞秋佳, 徐凤洁, 蒋跃, 等.夏秋季苏州河浮游植物群落特征及其影响因子[J].生态与农村环境学报, 2014, 30(4):450-457. [YU Qiu-jia, XU Feng-jie, JIANG Yue, et al. Characteristics of Phytoplankton Community in Suzhou River in Summer and Autumn and Their Affecting Factors [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2014, 30(4):450-457.]
- [18] KANGRO K, LAUGASTE R, NÖGES P, et al. Long-Term Changes and Seasonal Development of Phytoplankton [J]. Hydrobiologia, 2005, 547(1):91-103.
- [19] ÖZER T, ERKAYA İ A, ALI T KOÇER M, et al. Spatial and Temporal Variations in Composition of Algae Assemblages with Environmental Variables in an Urban Stream (Ankara, Turkey) [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2019, 191(6):387.
- [20] 曹文钟, 孙玉凤, 杨双, 等.大庆库里泡浮游植物群落结构及多样性研究[J].生态科学, 2019, 38(2):206-211. [CAO Wen-zhong, SUN Yu-feng, YANG Shuang, et al. Study on the Community Structure and Diversity of Phytoplankton in Kulipao Lake of Daqing [J]. Ecological Science, 2019, 38(2):206-211.]
- [21] 胡忠军, 莫丹玫, 周小玉, 等.千岛湖浮游植物群落结构时空分

- 布及其与环境因子的关系[J].水生生态学杂志,2017,38(5):46-54.[HU Zhong-jun,MO Dan-mei,ZHOU Xiao-yu,et al.Spatial and Seasonal Distribution of Phytoplankton in Qiandao Lake and Relationship with Environmental Factors[J].Journal of Hydroecology,2017,38(5):46-54.]
- [22] 严广寒,殷雪妍,汪星,等.长江三口-西洞庭湖环境因子对浮游植物群落组成的影响[J].中国环境科学,2019,39(6):2532-2540.[YAN Guang-han,YIN Xue-yan,WANG Xing,et al.Effects of Environmental Factors on the Composition of Phytoplankton Community in Sankou of the Yangtze River and the Western Dongting Lake[J].China Environmental Science,2019,39(6):2532-2540.]
- [23] WHITTON B A,POTTS M.The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space[M].Berlin, Germany: Springer Science & Business Media,2007:1-5.
- [24] ZEGURA B,STRASER A,FILIPIC M.Genotoxicity and Potential Carcinogenicity of Cyanobacterial Toxins: A Review[J].Mutation Research,2011,727(1/2):16-41.
- [25] 陈佳林,余海军,王茜.大清河流域浮游动物的群落特征研究[J].水生生态学杂志,2021,42(3):72-78.[CHEN Jia-lin,YU Hai-jun,WANG Qian.Community Characteristics of Zooplankton in Daqing River Basin[J].Journal of Hydroecology,2021,42(3):72-78.]
- [26] 王硕,杨涛,李小平,等.渭河流域浮游动物群落结构及其水质评价[J].水生生物学报,2019,43(6):1333-1345.[WANG Shuo,YANG Tao,LI Xiao-ping,et al.Zooplankton Community Structure and the Water Quality in the Wei River Basin[J].Acta Hydrobiologica Sinica,2019,43(6):1333-1345.]
- [27] 陈红,刘清,潘建雄,等.灞河城市段浮游生物群落结构时空变化及其与环境因子的关系[J].生态学报,2019,39(1):173-184.[CHEN Hong,LIU Qing,PAN Jian-xiong,et al.Spatial and Temporal Variation of the Plankton Community and its Relationship with Environmental Factors in the City Section of the Ba River[J].Acta Ecologica Sinica,2019,39(1):173-184.]
- [28] 王海邻,刘玉飞,任玉芬,等.北京市河流秋季浮游动物群落特征分析[J].环境科学,2019,40(8):3568-3576.[WANG Hai-lin,LIU Yu-fei,REN Yu-fen,et al.Analysis of River Zooplankton Community Characteristics in Autumn in Beijing[J].Environmental Science,2019,40(8):3568-3576.]
- [29] 张勇.施肥对中华绒螯蟹幼蟹池塘水质及浮游生物的影响[D].上海:上海海洋大学,2019.[ZHANG Yong.Effects of fertilization on water quality and plankton of young Chinese mitten crab ponds[D].Shanghai:Shanghai Ocean University,2019.]
- [30] 陈立婧,顾静,彭自然,等.上海崇明岛明珠湖轮虫群落结构[J].应用生态学报,2009,20(12):3057-3062.[CHEN Li-jing,GU Jing,PENG Zi-ran,et al.Community Structure of Rotifer in Mingzhu Lake of Chongming Island, Shanghai[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2009,20(12):3057-3062.]
- [31] LOPES P M.Effects of Elevated Temperatures on Threshold Food Concentrations and Possible Competitive Abilities of Differently Sized Cladoceran Species[J].Oikos,1997,79(3):469-476
- [32] 姜会超,陈海刚,宋秀凯,等.莱州湾金城海域浮游动物群落结构及与环境因子的关系[J].生态学报,2015,35(22):7308-7319.[JIANG Hui-chao,CHEN Hai-gang,SONG Xiu-kai,et al.Zooplankton Community Structure in Jincheng Area of Laizhou Bay and Its Relationship with Environmental Factors[J].Acta Ecologica Sinica,2015,35(22):7308-7319.]
- [33] 黄祥飞,胡春英,伍焯田.武汉东湖的轮虫[J].水生生物学报,1985,9(2):129-143.[HUANG Xiang-fei,HU Chun-ying,WU Zhuo-tian. Rotifers in Lake Donghu, Wuhan [J]. Acta Hydrobiologica Sinica,1985,9(2):129-143.]
- [34] GILLOOLY J F,DODSON S I.Latitudinal Patterns in the Size Distribution and Seasonal Dynamics of New World,Freshwater Cladocerans[J].Limnology and Oceanography,2000,45(1):22-30.
- [35] 许宝红,肖调义,金红春,等.利用浮游动物评价不同类型养殖水体营养状况[J].淡水渔业,2011,41(1):10-15.[XU Bao-hong,XIAO Tiao-yi,JIN Hong-chun,et al.Nutrition Evaluation of Different Aquatic Water by Zooplankton[J].Freshwater Fisheries,2011,41(1):10-15.]
- [36] LOPES P M,BOZELLI R,BINI L M,et al. Contributions of Airborne Dispersal and Dormant Propagule Recruitment to the Assembly of Rotifer and Crustacean Zooplankton Communities in Temporary Ponds[J].Freshwater Biology,2016,61(5):658-669.
- [37] 程荣,陈惠鑫,开畅,等.北运河流域沙河水库的浮游生物群落特征分析[J].环境科学学报,2021,41(1):239-246.[CHENG Rong,CHEN Hui-xin,QI Chang,et al.Characteristics of Plankton Community Structure in Shahe Reservoir of the North Canal[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2021,41(1):239-246.]
- [38] 笪文怡,朱广伟,吴志旭,等.2002—2017年千岛湖浮游植物群落结构变化及其影响因素[J].湖泊科学,2019,31(5):1320-1333.[DA Wen-yi,ZHU Guang-wei,WU Zhi-xu,et al.Long-Term Variation of Phytoplankton Community and Driving Factors in Qiandaohu Reservoir,Southeast China[J].Journal of Lake Sciences,2019,31(5):1320-1333.]
- [39] 钱国栋,石晓勇,侯继灵,等.不同氮源对黄海浮游植物生长影响的围隔实验研究[C]//中国环境科学学会.2009年学术年会论文集(第1卷).武汉:[出版者不详],2009:491-497.
- [40] 朱利英,陈媛媛,刘静,等.温榆河水环境质量与浮游植物群落结构的时空变化及其相互关系[J].环境科学,2020,41(2):702-712.[ZHU Li-ying,CHEN Yuan-yuan,LIU Jing,et al.Spatio-temporal Evolution and Relationship of Water Environment Quality and Phytoplankton Community in Wenyu River[J].Environmental Science,2020,41(2):702-712.]
- [41] YIN X W,NIU C J.Effect of pH on Survival,Reproduction,Egg Viability and Growth Rate of Five Closely Related Rotifer Species[J].Aquatic Ecology,2008,42(4):607-616.
- [42] 邱小琮,赵红雪,孙晓雪.沙湖浮游动物与水环境因子关系的多元分析[J].生态学杂志,2012,31(4):896-901.[QIU Xiao-cong,ZHAO Hong-xue,SUN Xiao-xue.Relationships between Zooplankton and Water Environmental Factors in Shahu Lake,Ningxia of Northwest China:A Multivariate Analysis[J].Chinese Journal of Ecology,2012,31(4):896-901.]
- [43] 杜彩丽,杨丽,赵诣,等.淀山湖浮游动物群落时空分布特征及其与环境因子的关系[J].环境科学,2019,40(10):4513-4522.[DU Cai-li,YANG Li,ZHAO Yi,et al.Temporal and Spatial Variation of Zooplankton Community Structure and Its Relationship

- with Environmental Factors in Dianshan Lake, Shanghai[J]. Environmental Science, 2019, 40(10): 4513-4522.]
- [44] 冯德祥, 刘一, 禹娜, 等. 淀山湖后生浮游动物群落结构特征分析[J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 2011(6): 122-131. [FENG De-xiang, LIU Yi, YU Na, *et al.* Study on Meta-Zooplankton Community Structure of Dianshan Lake[J]. Journal of East China Normal University (Natural Science), 2011(6): 122-131.]
- [45] 李娣, 李旭文, 牛志春, 等. 太湖浮游植物群落结构及其与水质指标间的关系[J]. 生态环境学报, 2014, 23(11): 1814-1820. [LI Di, LI Xu-wen, NIU Zhi-chun, *et al.* Structure of Phytoplankton Community and Relationship between Phytoplankton Community and Water Quality in Taihu Lake[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(11): 1814-1820.]
- [46] 杨桂军, 秦伯强, 高光, 等. 太湖不同湖区轮虫群落结构季节变化的比较研究[J]. 环境科学, 2008, 29(10): 2963-2969. [YANG Gui-jun, QIN Bo-qiang, GAO Guang, *et al.* Comparative Study on Seasonal Variations of Community Structure of Rotifer in Different Lake Areas in Lake Taihu[J]. Environmental Science, 2008, 29(10): 2963-2969.]
- 作者简介: 李清濯(1998—), 男, 湖北十堰人, 硕士, 主要从事人工湿地强化脱氮方面的研究。E-mail: liqingzhuocn@foxmail.com
- (责任编辑: 陈 昕)

欢迎订阅 2023 年《生态与农村环境学报》

《生态与农村环境学报》系生态环境部主管、生态环境部南京环境科学研究所主办的全国性学术期刊, 是《中文核心期刊要目总览》2020 年版入编期刊、中国科学引文数据库(CSCD)核心期刊、中国学术期刊评价研究报告(RCCSE)核心期刊、中国科技论文统计源期刊(中国科技核心期刊)、被中国科技论文与引文数据库(CSTPCD)、中文社会科学引文索引(CSSCI)、中国学术期刊综合评价数据库(CAJCED)、中国期刊全文数据库(CJFD)、中国核心期刊(遴选)数据库、CA/CABI/BA/BP/BD/UPD/GeoBase/ZR/EM/Scopus/AGRIS/JST/BIOSIS/GH/RB/EBSCO 等国内外重要刊库网收录。曾荣获全国优秀环境科技期刊、江苏省优秀期刊, 荣获第二届江苏“十强科技期刊”、第三届江苏省新闻出版广电政府奖期刊奖提名奖及第七届华东地区优秀期刊奖, 为中国期刊协会赠建全国百家期刊阅览室指定赠送期刊。

本刊宗旨: 及时报道生态与农村环境保护领域创新性研究成果等。

主要栏目: 研究报告、研究简报、研究方法、专论与综述、学术讨论与建议等。

主要内容: (1) 区域环境与发展, 包括生态环境变化与全球环境影响、区域生态环境风险评价、环境规划与管理、区域生态经济与生态安全等; (2) 自然保护与生态, 包括自然资源保护与利用、生物多样性与外来物种入侵、转基因生物环境安全与监控、生态保护、生态工程与生态修复、有机农业与农业生态、气候变化与生态响应等; (3) 污染控制与修复, 包括污染控制原理与技术、土壤污染与修复、水环境污染与修复、大气污染防控、农业废物综合利用与资源化、农用化学品风险评价与监控、化学品环境与健康等。

主要读者对象: 从事生态学、环境科学、农学、林学、地学、资源科学等研究、教学、生产的科技人员, 相关专业的高等院校师生以及各级决策与管理人员。

本刊为月刊, 每月 25 日出版, A4 开本, 每期 136 页, 每期定价 30.00 元, 全年定价 360.00 元, 公开发行, 国内邮发代号 28-114, 全国各地邮局均可订阅; 国外由中国国际图书贸易总公司(北京 399 信箱)负责发行, 国外发行代号 Q5688。如漏订, 可向本刊编辑部补订。编辑部地址: 江苏省南京市蒋王庙街 8 号; 邮政编码: 210042; 电话: (025) 85287092, 85287053, 85287036, 85287601, 85287630; 网址: <http://www.ere.ac.cn>; E-mail: ere@vip.163.com, bjb@nies.org。

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0666

黄若晗,王婷,尚光霞,等.合肥市十八联圩湿地夏季浮游植物群落特征及其与环境因子关系的研究[J].生态与农村环境学报,2023,39(2): 227–235.

HUANG Ruo-han, WANG Ting, SHANG Guang-xia, et al. Relationship between Phytoplankton Community Characteristics and Environmental Factors in Shibalianwei Wetland in Summer in Hefei, Anhui Province, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 227–235.

合肥市十八联圩湿地夏季浮游植物群落特征及其与环境因子关系的研究

黄若晗¹, 王 婷², 尚光霞³, 谢三桃⁴, 王丽卿^{1,5}, 张 玮^{1,5}^① (1. 上海海洋大学农业农村部鱼类营养与环境生态研究中心, 上海 201306; 2. 上海市水生野生动植物保护研究中心, 上海 201306; 3. 中国环境科学研究院, 北京 100012; 4. 安徽省水利水电勘测设计研究总院有限公司, 安徽 合肥 230088; 5. 上海海洋大学水产种质资源发掘与利用教育部重点实验室, 上海 201306)

摘要: 入湖河口湿地是大型浅水湖泊系统的重要组成部分,但对其生态学研究一直相对较少。十八联圩是南淝河入巢湖河口区一处“退耕还湿”形成的大型人工湿地,为了解其浮游植物群落特征和水质状况,于2018年夏季对湿地外部和内部主要水系共72个位点开展了调查。结果表明:(1)十八联圩湿地内外水体氮磷含量均较高,处于中度富营养到重度富营养水平之间。(2)湿地内部水体共检出119种浮游植物,隶属于7门83属,优势种为平裂藻(*Merismopedia* sp.)、隐球藻(*Aphanocapsa* sp.)、胶网藻(*Dictyosphaerium* sp.)和十字藻(*Crucigenia* sp.)等小粒径藻类;湿地外部水体检出85种,隶属7门63属,优势种为水华束丝藻(*Aphanizomenon* sp.)和惠氏微囊藻(*Microcystis wesenbergii*)等大粒径藻类。(3)湿地内部水体浮游植物密度和生物量平均值分别为 $12\,780.16\times 10^4\text{ L}^{-1}$ 和 $23.65\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而外部均值分别为 $5\,083.38\times 10^4\text{ L}^{-1}$ 和 $7.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。(4)典范对应分析(CCA)结果显示,总氮、氨氮、活性磷(SRP)浓度及电导率、水温、透明度、水生植被覆盖度均与浮游植物群落分布有显著关联($P<0.05$)。多元回归树分析(MRT)发现,水体透明度 $\geq 29\text{ cm}$ 的浮游植物群落与 $<29\text{ cm}$ 的群落有显著差异($P<0.05$);在透明度 $<29\text{ cm}$ 时,又以活性磷质量浓度 $0.045\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 为阈值,分为2类差异显著的群落。该研究为大型浅水湖泊入湖湿地生态研究和巢湖富营养化治理提供了新的基础资料。

关键词: 浮游植物; 人工湿地; 十八联圩湿地; 巢湖; 生态评价

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0227-09

Relationship between Phytoplankton Community Characteristics and Environmental Factors in Shibalianwei Wetland in Summer in Hefei, Anhui Province, China. HUANG Ruo-han¹, WANG Ting², SHANG Guang-xia³, XIE Santao⁴, WANG Li-qing^{1,5}, ZHANG Wei^{1,5}^①

(1. Centre for Research on Environmental Ecology and Fish Nutrient of Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Shanghai Aquatic Wildlife Protection and Research Center, Shanghai 201306, China; 3. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 4. Anhui Survey and Design Institute of Water Conservancy and Hydropower Co. Ltd., Hefei 230088, China; 5. Key Laboratory of Exploration and Utilization of Aquatic Genetic Resources of Ministry of Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: The estuary wetlands are important parts of the large-scale shallow lake systems, but the studies on their ecological status is limited. Shibalianwei wetland is a large-scale constructed wetland formed by "Returning Farmland to Wetland" Program. The wetland is located in the estuary area of Nanfei River flowing into Chaohu Lake. To investigate the relationship between water quality parameters and phytoplankton community characteristics, a total of 72 samples were collected from the Shibalianwei wetland in July 2018. The results show that: (1) According to the water quality index, the N

收稿日期: 2021-11-02

基金项目: 十八联圩生态湿地本底资源调查项目(D-8006-19-0058); 上海市科学技术委员会科研计划项目(19DZ1204504)

① 通信作者 E-mail: weizhang@shou.edu.cn

and P content of the water bodies are high and in the range of moderate eutrophication level to severe eutrophication level. (2) 119 phytoplankton species, mostly small-sized algae, belonged to 7 phyla and 83 genera were found in the inside wetland with the dominant ones of *Merismopedia* sp., *Aphanocapsa* sp., *Dictyosphaerium* sp., and *Crucigenia* sp.; Comparatively, 85 species belonged to 63 genera and 7 phyla, mostly large-sized algae, were found in the waters outside the wetland with the dominant ones of *Pseudanabaena* sp., *Aphanizomenon* sp. and *Microcystis wesenbergii*. (3) The average density and biomass of phytoplankton in the inner wetland were $12\,780.16 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$ and $23.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, while those in the outer wetland were $5\,083.38 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$ and $7.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. (4) The results of canonical correspondence analysis (CCA) show that total nitrogen, ammonia nitrogen, soluble reactive phosphorus, electrical conductivity, water temperature, transparency, and aquatic plant coverage were significantly correlated with the distribution of phytoplankton ($P < 0.05$); The results of the multiple regression tree analysis (MRT) show that the phytoplankton communities were significantly different when water transparency was above and below 29 cm. With the water transparency below 29 cm and the threshold of soluble reactive phosphorus (SRP) as $0.045 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the phytoplankton communities could further be divided into two significantly different clades. Variance decomposition analysis further show that the nutrient concentration in the water column was the main factor affecting phytoplankton community. The results of the study can provide new basic data for further understanding of the wetland ecology in large shallow lakes and the eutrophication management of Lake Chaohu.

Key words: phytoplankton; constructed wetland; Shibalianwei wetland; Chaohu Lake; ecological assessment

浮游植物是水环境中重要的初级生产者,它们的多样性及群落组成变化能够直接影响水生生态系统的结构与功能^[1-2],对于江河、湖泊及湿地等生态系统稳定性的维持起着重要的作用^[3]。它们能灵敏感知水体理化因子和生物因子的变化,是一类重要的环境指示生物^[4]。在不同的生境中,浮游植物的种类及多样性会受到各种环境因子的影响。RADCHENKO 等^[5]对北极地区白海的调查发现,在寒带地区浮游植物群落主要受到冰层融化的影响; ARHONDITIS 等^[6]研究发现,温带地区美国华盛顿湖的浮游植物主要受到透明度、总磷和浮游动物牧食压力的影响;而 ROTONDO 等^[7]对热带地区阿根廷 Los Barreales 水库的调查发现,营养盐和多环芳烃是影响浮游植物的主要因素。国内学者李娜等^[8]、朱广伟等^[9]、钱奎梅等^[10]及冯秋园等^[11]分别对我国白洋淀、太湖、鄱阳湖、滇池等重要水体开展了研究,结果表明,影响浮游植物的主要因素包括营养盐、溶解氧、高锰酸钾指数、电导率及 pH 值。此外,其他研究表明,沉水植物也可通过营养竞争、释放化感物质、给浮游动物提供庇护所等方式,来影响浮游植物的群落结构^[9-11]。目前,对淡水生境中的浮游植物群落生态学开展了大量的研究,但多集中于湖泊和河流系统,对于湿地等其他类型水体的研究鲜有报道。

湿地生态系统是指栖息于湿地中的植物、动物、微生物以及非生物环境组成的统一整体。湿地是湖泊的天然屏障,具有保护生物多样性、调节径流、改善水质以及降低污染物等生态功能^[12]。张大达等^[13]研究表明,湿地生态系统可以涵养该区域水

源并净化水质。范小晨^[14]对哈尔滨金河湾湿地的研究表明,城市湿地能够调节城市气候。贾兴焕等^[15]指出,影响西溪湿地的主要环境因子有硝态氮、磷酸盐、透明度和高锰酸盐指数等。陈桥等^[16]对太湖湖滨带浮游植物的调查显示,绿藻门的四尾栅藻和弓型藻可作为水质变化的指示种。然而,目前对于大型湿地系统中浮游植物与各项环境因子的研究还十分有限。

十八联圩湿地位于南淝河入巢湖湖口区,是一处经“退耕还湿”初步形成的大型人工湿地,总面积达 27.6 km^2 (图 1)。该地区在退耕前主要为村庄、农田、大量的养殖池塘及一些小型加工厂,农药、化肥、水产养殖饵料造成了严重的水体污染和富营养化^[17]。南淝河是巢湖的主要入湖口,容纳了合肥市排放的大量污水。十八联圩湿地的建设目的在于减弱南淝河入巢湖的污染负荷,保护巢湖的生态环境及生物多样性,同时在汛期对巢湖洪水进行缓冲、泄洪^[18]。目前,该湿地处于初步退耕的形成阶段,对其生态本底情况尚不清楚,亟待开展针对水体中浮游植物与各环境因子关系的研究。

该研究根据十八联圩的地理特征,对湿地内部和外部毗邻水体的浮游植物和非生物因子开展调查,分析了浮游植物群落特征与环境因子的关系,以为后续十八联圩湿地的生态建设和巢湖的水生态保护提供基础资料。

1 材料与方法

1.1 采样点设置

于 2018 年 7 月运用全球定位系统 (GPS) 在十

八联圩湿地共设定了72个采样点(图1),包括一些湖泊、水库、池塘和河道等代表性的位点。其中,湿地内部水体范围内设定了47个断面,共51个采样点(St1~St51),涵盖梅龙坝—梅北区域(a区:St1~St2)、一道撇洪沟(b区:St3~St8)、李六村、孙合村、洪葛村区域(c区:St9~St11)、姚埠圩(d区:St12~St22,前4个点为原2814养殖渔场)、马新圩(e区:St23~St24)、秀才圩(f区:St25~St26)、黄夏村(g区:St27~St28)、兴隆桥大河水体(h区:St29~St39)、店子口大河水体(i区:St40~St41)、草沙圩(j区:St44~St46)、长圩(k区:St47~St48)、七甲圩(l区:St49~St51)。外围毗邻水体,由巢湖滨水区(m区:St52~St53)、沙河(n区:St54~St55)、南淝河(o区:St56~St71)和二道撇洪沟(p区:St71~St72)这4个重要水域组成。

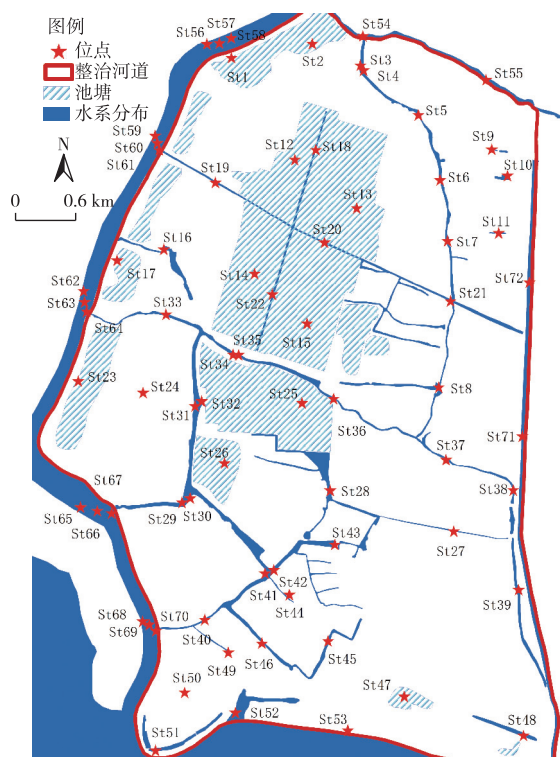


图1 十八联圩湿地采样位点示意

Fig.1 Sampling sites of Shibanlianwei Wetland

1.2 样品采集与测试方法

使用5 L采水器现场采集原水,用于浮游植物样品分析和水质指标检测。当水体深度 ≤ 2 m时,分别取水深0.5和1.5 m处水样,将两者混合均匀;当水体深度 > 2 m时,按1 m为间隔分层采样并进行混合。

水质参数:采用YSI多参数水质分析仪现场测定电导率(EC)和水温(WT),用塞氏盘测定透明度

(SD),用样本框测定水生植被覆盖度(Coverage)。总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH_4^+-N)和活性磷(SRP)浓度参照国家标准方法进行测定^[19]。

浮游植物分析:取1 L混合水样用 $\varphi=15\%$ 鲁哥氏碘液和 $\varphi=4\%$ 福尔马林溶液现场固定,在实验室静置沉淀48 h后,吸去上清液,浓缩至50 mL,将浓缩后的样品摇匀,取0.1 mL于帕默尔计数框内,在400倍光学显微镜下进行鉴定,每个采样点进行3次平行检测取均值^[18]。

1.3 各指数计算公式

浮游植物密度(N)、优势度(Y)、多样性指数(H')计算公式分别为

$$N = \frac{C_s}{F_s \times F_n} \times \frac{V}{U} \times p_n, \quad (1)$$

$$Y = F_i \times n_i / n, \quad (2)$$

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i. \quad (3)$$

式(1)~(3)中, N 为浮游植物密度, L^{-1} ; C_s 为计数框面积, mm^2 ; F_s 为每个视野的面积, mm^2 ; F_n 为计数过的视野数; V 为1 L水样经沉淀浓缩后的体积,mL; U 为计数框的体积, mm^2 ; p_n 为计数出的浮游植物数; F_i 为第 i 种出现的频率; n 为同一样点中的个体总数; n_i 为第 i 种的个体数; Y 为优势度指数; H' 为Shannon-Wiener指数值; S 为物种数; P_i 为 i 种个体占个体总数的比例。 $Y>0.02$ 为优势种, $Y>0.1$ 为绝对优势种。 H' 处于0~1之间表示水质重污染; $>1 \sim 2$ 表示水质为 α -中污型; $>2 \sim 3$ 表示水质为 β -中污型; >3 表示水体清洁。

1.4 数据处理与分析

相关原始数据使用Excel 2016软件进行记录和处理。物种数据处理时需经筛选,筛选原则为:该物种在各样点出现的频率 $\geq 30\%$,且该物种至少在1个样点的相对丰度 $\geq 1\%$ 。其次,各物种的密度和生物量、环境数据经过 $\lg(X+1)$ 转换,以统一量纲。采用SPSS 20.0软件中的Pearson相关性分析检测各项环境因子的相关性以及浮游植物与营养盐的关系,当方差分析结果 $P<0.05$ 时,认为两者有显著相关性;采用ArcGIS 10.2软件描述各环境因子和浮游植物的空间分布;采用Canoco 5.0软件对物种数据和环境数据进行典范对应分析(CCA)及方差分解分析。以浮游植物群落数据和环境因子为依据,使用多元回归树(multivariate regression trees, MRT)分析不同环境下浮游植物群落的结构特征;同时基于MRT分类结果,使用MRT函数为每个组筛选特征性物种。采用R软件中的vegan、mvpart

及 MVPARTwrap 软件包进行数据分析。相关水质理化指标图表采用 Origin 2019 软件制作。

2 结果与分析

2.1 十八联圩湿地内外水体理化特征

十八联圩湿地内部水体 $\rho(\text{TN})$ 范围为 0.43~7.51 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值为 2.50 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 其中最高值出现在 S30 样点。 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 范围为 0.16~3.49 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值为 0.69 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 最高值出现在 S1 样点, TN、 NH_4^+-N 及 SRP 含量均在姚埠圩区域前 4 个位点(S12~S15), 即原 2814 养殖渔场最高, 分别

为 3.67、0.75 及 0.53 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在湿地外围水体中, $\rho(\text{TN})$ 平均值为 4.16 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 约是湿地内部水体的 1.7 倍; $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 平均值为 2.07 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 为湿地内部水体的 3 倍; 而 $\rho(\text{SRP})$ 平均值为 0.09 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 与湿地内部水体无显著差异(表 1)。

十八联圩湿地水体中, 电导率(EC) 范围为 339~790 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, 均值为 536.7 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$; 调查期间水温在 25.1~32.4 $^{\circ}\text{C}$ 之间; 透明度为 10~90 cm, 均值为 35.9 cm; 水生植被覆盖度在 S8、S13、S16、S17、S49、S50、S52、S54、S55 样点较高($\geq 80\%$)。

表 1 十八联圩湿地内外水体理化特征

Table 1 Physical and chemical characteristics of water bodies in Shibalianwei weatland

水域	项目	$\rho/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$			EC/ ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	SD/ cm	水生植被覆 盖度/%
		TN	NH_4^+-N	SRP			
湿地水体	范围	0.43~7.51	0.16~3.40	0.01~0.88	339~790	10~90	2~100
	均值	2.50	0.69	0.09	536.70	35.90	41.75
外围水体	范围	0.68~6.74	0.10~4.16	0.01~0.16	369~610	10~90	0~99
	均值	4.16	2.07	0.09	474.81	25.95	28.81

2.2 浮游植物群落特征

2.2.1 浮游植物组成、分布及优势种

湿地内部水体共鉴定出浮游植物 119 种, 隶属 7 门 83 属。其中, 姚埠圩区域(原 2814 养殖渔场) 种类达到 92 种, 兴隆河大桥为 75 种。绿藻门和蓝藻门占比较大, 主要的优势种为平裂藻(*Merismopedia* sp.)、隐球藻(*Aphanocapsa* sp.)、胶网藻(*Dictyosphaerium* sp.)、十字藻(*Crucigenia* sp.)、囊裸藻(*Trachlomonas* sp.) 和伪鱼腥藻(*Pseudanabaena* sp.) 等。

外围水体共检出浮游植物 85 种, 南淝河浮游植物种类达 64 种, 巢湖滨水、沙河和二道撇洪沟浮游植物种类分别为 45、40 和 36 种。水体优势种则为伪鱼腥藻、水华束丝藻(*Aphanizomenon flosaquae*)、铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)、惠氏微囊藻(*M. wesenbergii*) 和阿氏浮丝藻(*Planktothrix agardhii*)。

2.2.2 浮游植物密度和生物量

湿地内部水体浮游植物平均密度为 $12\,780 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$, 各门类占比为蓝藻门>绿藻门>隐藻门>硅藻门>裸藻门>甲藻门>金藻门。其中兴隆桥大河平均密度为 $30\,351 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$, 原 2814 养殖渔场水体次之, 为 $12\,710 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$ 。湿地外围水体平均密度为 $5\,083 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$, 且各门类占比与湿地内部水体相似, 但隐藻门密度低于硅藻门和裸藻门(表 2)。

采样期间湿地内部水体浮游植物平均生物量达 23.65 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 各门类生物量大小为绿藻门>裸藻门>蓝藻门>硅藻门>甲藻门>隐藻门>金藻门, 其中绿藻门和硅藻门的生物量在原 2814 养殖渔场的 S12 样点达最高。而湿地外围水体浮游植物平均生物量为 7.10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 但巢湖湖滨均值极高, 达 47.20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

表 2 十八联圩湿地内外浮游植物的密度与生物量

Table 2 Density and biomass of phytoplankton in Shibalianwei weatland

水域	浮游植物门类	密度/ 10^4 L^{-1}	生物量/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
湿地水体	蓝藻门	5.03~156 938.60	0.001~27.430
	绿藻门	5.03~27 212.74	0.004~70.000
	硅藻门	0.00~1 056.32	0.000~9.805
	其他	0.00~1 760.53	0.000~41.400
外围水体	蓝藻门	6.28~5 960.65	0.057~30.170
	绿藻门	0.00~563.40	0.004~139.910
	硅藻门	75.45~56 362.07	0.000~7.740
	其他	0.00~261.564	0.000~6.560

2.2.3 浮游植物对水质的指示作用

采用浮游植物密度、生物量和 Shannon-Wiener 多样性指数对十八联圩的水质进行评价(表 3)。湿地内部水体浮游植物多样性指数的变化范围为 0.11~2.80, 均值为 1.74; 湿地外围水体的变化范围则在 0.78~2.67 之间, 均值为 1.56。根据浮游植物

多样性判断,十八联圩水体总体为中污型。湿地内部,店子口大河、兴隆桥大河和原 2814 养殖渔场水体污染程度比十字沟和一道撇洪沟严重;湿地外围,南淝河和巢湖滨水区水体污染程度比沙河和二道撇洪沟严重。

表 3 十八联圩湿地浮游植物的 Shannon-Wiener 多样性指数

Table 3 Shannon-Wiener diversity index of phytoplankton in Shibalianwei weatland

水域	采样区域	范围	均值	评价结果
湿地水体	一道撇洪沟	1.82~2.58	2.29	β -中污型
	十字沟	1.13~2.80	2.13	β -中污型
	兴隆桥大河	0.50~2.67	1.52	α -中污型
	店子口大河	0.11~2.00	1.34	α -中污型
	养殖池塘	0.67~2.32	1.70	α -中污型
外围水体	巢湖滨水区	1.28~2.19	1.74	α -中污型
	沙河	1.74~2.67	2.21	β -中污型
	南淝河	0.78~1.97	1.32	α -中污型
	二道撇洪沟	2.54~2.56	2.55	β -中污型

2.3 浮游植物与环境因子的关系

2.3.1 典范对应分析和方差分解分析

对浮游植物优势种丰度和环境因子进行去趋势分析(DCA),结果显示 4 个排序轴中最大长度为 3.5,因此可使用典范对应分析进一步研究。根据蒙特卡洛置换检验,筛选出 TN、NH₄⁺-N、SRP、EC、水温、透明度及水生植被覆盖度 7 个显著影响浮游植物群落的环境因子($P<0.05$,图 2)。

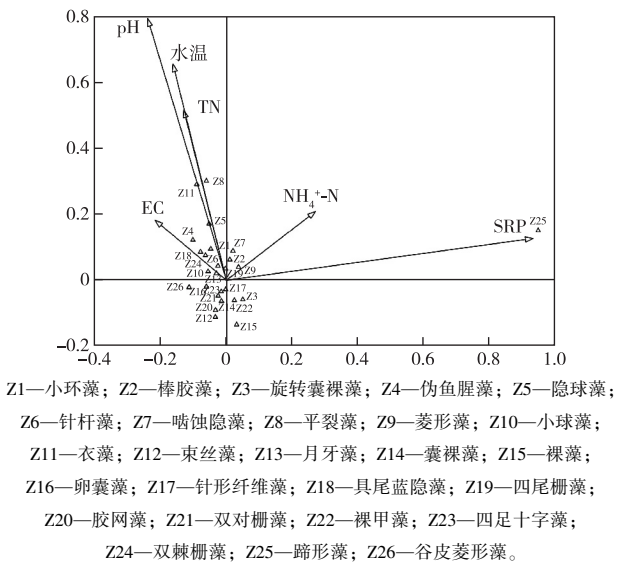


图 2 十八联圩湿地浮游植物群落与环境因子的典范对应分析结果

Fig. 2 Relationship between phytoplankton community and environmental factors in Shibalianwei Wetland

其次,方差分解结果显示,营养盐(TN、NH₄⁺-N、SRP、EC)解释了浮游植物群落变化的 18.3%,非营养盐(水温、透明度及水生植被覆盖度)解释了浮游植物群落变化的 8.1%,两者交互作用为 3.2%。其中,SRP 在所有因子中贡献率最高,达 12.6%,然后依次为水温(5.5%)、TN(2.8%)、NH₄⁺-N(1.7%)、SD(1.7%)、EC(1.2%)、水生植被覆盖度(0.9%)。

2.3.2 回归聚类树分析

MRT 模型分析结果表明,十八联圩湿地 SD 和 SRP 是浮游植物群落分类的主要影响因素,可将所有位点分为 3 组:(1)当 SD<29 cm, ρ (SRP) ≥ 0.045 mg·L⁻¹时,含 12 个采样点,特征性物种主要以束丝藻(指示值 IV=0.59)、鱼腥藻(IV=0.52)为主;(2)当 SD<29 cm, ρ (SRP)<0.045 mg·L⁻¹时,包含 6 个采样点,其特征种为浮丝藻(IV=0.68);(3)当 SD ≥ 29 cm 时,含 54 个采样点,其特征种为棒胶藻(IV=0.82)、旋转囊裸藻(IV=0.56)、平裂藻(IV=0.53)、啮蚀隐藻(IV=0.51)和月牙藻(IV=0.50)。

3 讨论

3.1 十八联圩湿地水质状况

研究结果显示,十八联圩湿地水体营养盐本底含量整体偏高,处于富营养化状态。根据 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》^[20],湿地内外水体 TN、NH₄⁺-N 及 SRP 浓度均属于劣 V 类水范围。结合实地调查发现,该湿地建成之前,农村生活污水长期处于无序排放状态,导致水体污染负荷增加,氮磷含量升高^[21]。其次,湿地内部曾有 2814 养殖渔场和大量农田,这也是导致水体氮磷等营养盐含量较高的原因。有研究指出,养殖鱼类通常只能消化吸收饲料中 30%的磷,残饵和粪便中剩余的磷将以游离态或颗粒状态残留于水体中^[22]。农业生产中使用的农药、化肥残留物会随径流或降雨进入湿地,从而导致营养盐含量增加^[23]。笔者在调查中还发现,湿地植物大部分为挺水植物、浮叶植物和中生植物,且双穗雀稗和外来种喜旱莲子草泛滥成灾,导致河道堵塞,水体流通不畅,自净能力差^[24];部分水体植被覆盖度过高,导致水体溶解氧降低,植物体腐烂时也会释放大量氮磷物质^[25],使水质进一步恶化。

3.2 十八联圩湿地水体浮游植物群落结构组成

十八联圩湿地以蓝藻门、绿藻门等易暴发水华的门类占据主导地位。湿地内外水体浮游植物的种类呈现一定的空间异质性,湿地内以小粒径的蓝

藻或绿藻为主,如细小平裂藻、微小隐球藻。而外围则以伪鱼腥藻、束丝藻和微囊藻群体这类大粒径水华蓝藻占绝对优势。结合实地调查,湿地内水体大粒径藻类现存量低于其他藻类,可能与该水域长期放养鲢、鳙等滤食性鱼类有关。鲢、鳙主要以悬浮颗粒有机物、浮游生物为食^[26],在水华暴发的富营养化湖泊中主要以微囊藻群体等大粒径水华蓝藻为食物来源^[27]。因此,圩区内水体滤食性鱼类的养殖在一定程度上控制了蓝藻的过度生长,而小粒径藻类受鱼类滤食影响较小,在高温和营养盐充足的条件下大量繁殖。其次,湿地内挺水和浮叶植被

的覆盖度总体高于圩区外,由于它们有遮光效应、与藻类竞争营养盐、释放化感物质等作用^[28],在一定程度上限制了湿地内部水华蓝藻的大面积暴发。我国其他湿地的优势种与十八联圩有所不同(表 4)。如黑龙江的扎龙、三江平原和呼兰河湿地,由于水体温度较低,硅藻、绿藻和裸藻更易生长,优势种大部分为中-富营养水体的指示种^[29];而杭州西溪湿地为城市湿地,营养盐较丰富,以鱼腥藻、小席藻、隐藻等富营养化物种为主。可见,不同湿地由于地理位置的差异、水体本质的不同以及人为因素的影响,优势种的数量与种类也存在一定的差异。

表 4 不同类型水体浮游植物种类对比

Table 4 Comparison of phytoplankton species in different types of water bodies

研究区域	浮游植物种类	优势种	参考文献
黑龙江扎龙湿地	6 门 80 属 354 种	普通小球藻(<i>Chlorella vulgaris</i>) 梅尼小环藻(<i>Cyclotella meneghiniana</i>) 旋转囊裸藻(<i>Trachelomonas volvocina</i>)	[30]
三江平原湿地	8 门 48 属 133 种	颗粒直链藻极狭变种(<i>Melosira granulata</i>) 谷皮菱形藻(<i>Nitzschia palea</i>) 梅尼小环藻(<i>Cyclotella meneghiniana</i>) 四角十字藻(<i>Crucigenia quadrata</i>)	[31]
呼兰河湿地	7 门 50 属 158 种	梅尼小环藻(<i>Cyclotella meneghiniana</i>) 颗粒直链藻(<i>Melosira granulata</i>) 实球藻(<i>Pandorina morum</i>) 四尾栅藻(<i>Scenedesmus quadricauda</i>)	[32]
西溪湿地	7 门 61 属 124 种	小席藻(<i>Phormidium tenue</i>) 鱼腥藻(<i>Anabaena</i> sp.) 尖尾蓝隐藻(<i>Chroomonas acuta</i>) 辐射微星鼓藻(<i>Micraterias radiata</i>)	[15]
十八联圩湿地内	7 门 83 属 119 种	细小平裂藻(<i>Merismopedia minima</i>) 微小隐球藻(<i>Aphanocapsa delicatissima</i>)	该研究
十八联圩湿地外	7 门 63 属 83 种	伪鱼腥藻(<i>Pseudoanabaena</i> sp.) 水华束丝藻(<i>Aphanizomenon flosaquae</i>) 铜绿微囊藻(<i>Microcystis aeruginosa</i>)	该研究

3.3 环境因子对浮游植物群落的影响

十八联圩湿地水体中影响浮游植物群落的关键性环境因子包括 TN、NH₄⁺-N、SRP 浓度及 EC、水温、透明度、水生植被覆盖度,且营养盐对浮游植物群落的影响显著高于非营养盐因素。营养盐含量往往是影响浮游植物生长和分布的限制因子^[33],是驱动其丰度和群落结构变化的重要因素^[34]。水体中营养盐的主要来源是氮和磷^[35]。吴轩浩等^[36]指出,氮源的浓度对藻类生长和产毒有着显著的影响。LIU 等^[37]和 PAYTAN 等^[38]研究表明,氮磷含量影响浮游植物体积、光合作用速率及其营养状态。十八联圩湿地中氮磷含量较高,对浮游植物生理生态有重要影响。此外,在笔者调查中,TN 和

NH₄⁺-N 浓度虽然对浮游植物有一定影响,但 SRP 的贡献更为突出,且在 0.045 mg·L⁻¹的临界值时可将浮游植物群落划分为 2 类。相关研究认为,当氮源充足时,磷浓度的增加使蓝藻在浮游植物群落演替中获得竞争优势^[39]。而 SRP 作为水体中能直接被浮游植物吸收的磷的主要存在形式,具有高度的生物可利用性^[40]。TAKANO 等^[41]的研究表明,SRP 浓度升高将有利于束丝藻的生长。其次,施军琼等^[42]和顾启华等^[43]通过不同磷浓度试验验证,高磷浓度下束丝藻和鱼腥藻均能保持正常生长且更易占据优势。该研究中浮丝藻为 SD<29 cm、ρ(SRP)<0.045 mg·L⁻¹条件下水体的特征性物种,这与 KOKOCIŃSKI 等^[44]发现浮丝藻能耐受低光

照,且在溶解性氮浓度较高、溶解性磷浓度较低的水体中长势较好的结论较为一致。此外,CCA 排序图显示,SRP 浓度与蹄形藻呈明显正相关,蹄形藻在 St13 样点(原 2814 养殖渔场)生物量极高。刘林林等^[45]指出,在养殖污水中肥大蹄形藻能够很好地去除水体中氮磷,由此推测在此区域相对其他藻类,蹄形藻属对磷的耐受力更高。

多元回归树分析还显示,透明度 29 cm 是浮游植物群落结构产生显著差异的节点。透明度是反映水体光照强度的主要指标之一,主要受水中悬浮物质、浮游植物和溶解性有机物等的影响,是影响藻类在水中分布的重要因素^[46-47]。李磊等^[48]对阿哈水库的调查表明,浮游植物功能群会随水体深度每 5 m 的变化而发生演替,在营养充足的丰水期,表层水体一般以湖泊伪鱼腥藻和湖丝藻等丝状蓝藻占优。此外,李磊等^[49]对大庆龙凤湿地的调查也指出,纤维藻、隐藻生活在富营养或超富营养的水体中更耐受低光照环境。笔者调查中,在透明度 ≥ 29 cm 时,棒胶藻、旋转囊裸藻、啮蚀隐藻为水体特征物种,而 < 29 cm 时主要为鱼腥藻、束丝藻和浮丝藻等水华蓝藻,这可能与这类蓝藻具有伪空泡结构有关,它们可浮于水体表面生长,易于在一定浊度水体中占据优势^[50]。

4 结论

(1) 十八联圩湿地浮游植物平均丰度和生物量较高;湿地内小粒径蓝藻和绿藻占比较高,而湿地外主要是大粒径水华蓝藻贡献较大。

(2) 湿地内部水体物种多样性总体优于湿地外围,十八联圩湿地内部和外围水体污染程度均呈中污型。

(3) TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、SRP 浓度及电导率、水温、透明度、水生植物覆盖度是影响湿地水体中浮游植物群落结构变化的关键因子,其中营养盐对浮游植物群落结构变化的贡献率较大。

(4) 以透明度 29 cm、 $\rho(\text{SRP}) = 0.045 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 为阈值,可引起湿地浮游植物群落的显著性差异。

参考文献:

- [1] 吴小伟,刘平.扬州境内湖泊浮游植物群落结构及其与环境因子的关系[J].水资源保护,2015,31(5):47-52,71.[WU Xiao-wei,LIU Ping.Phytoplankton Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in Lakes in Yangzhou[J].Water Resources Protection,2015,31(5):47-52,71.]
- [2] 贾慧娟,赖子尼,王超.珠三角河网浮游植物物种丰富度时空特征[J].生态学报,2019,39(11):3816-3827.[JIA Hui-juan, LAI Zi-ni, WANG Chao.Temporal and Spatial Patterns of Phytoplankton Species Richness in the Pearl River Delta[J].Acta Ecologica Sinica,2019,39(11):3816-3827.]
- [3] 蔡阳,陆欣鑫,巴秋爽,等.镜泊湖春、夏两季浮游生物群落结构及其与环境因子的关系[J].海洋与湖沼,2019,50(1):116-128.[CAI Yang,LU Xin-xin,BA Qiu-shuang,et al.Plankton Community Structure in Jingpo Lake and the Relationship with Environmental Factors[J].Oceanologia et Limnologia Sinica,2019,50(1):116-128.]
- [4] 君珊,王东波,周健华,等.拉萨河流域浮游植物群落结构特征及其与环境因子的关系[J].生态学报,2019,39(3):787-798.[JUN Shan,WANG Dong-bo,ZHOU Jian-hua,et al.Community Structures of Phytoplankton and Its Relationship with Environmental Factors in the Lhasa River[J].Acta Ecologica Sinica,2019,39(3):787-798.]
- [5] RADCHENKO I, SMIRNOV V, ILYASH L, et al. Phytoplankton Dynamics in a Subarctic Fjord during the Under-ice-open Water Transition [J]. Marine Environmental Research, 2021, 164:105242.
- [6] ARHONDITSIS G B, WINDER M, BRETT M T, et al. Patterns and Mechanisms of Phytoplankton Variability in Lake Washington (USA) [J]. Water Research, 2004, 38(18):4013-4027.
- [7] ROTONDO L, TEMPORETTI P, MORA V, et al. Effects of Lake Sediment Contamination by PAHs on Nutrients and Phytoplankton in Vaca Muerta, Neuquén, Argentina [J]. Environmental Earth Sciences, 2021, 80(2):66.
- [8] 李娜,周绪申,孙博闻,等.白洋淀浮游植物群落的时空变化及其与环境因子的关系[J].湖泊科学,2020,32(3):772-783.[LI Na,ZHOU Xu-shen,SUN Bo-wen,et al.Spatiotemporal Variation of Phytoplankton Community and Its Relationship with Environmental Factors in the Lake Baiyangdian[J].Journal of Lake Sciences,2020,32(3):772-783.]
- [9] 朱广伟,施坤,李未,等.太湖蓝藻水华的年度情势预测方法探讨[J].湖泊科学,2020,32(5):1421-1431.[ZHU Guang-wei, SHI Kun, LI Wei, et al. Seasonal Forecast Method of Cyanobacterial Bloom Intensity in Eutrophic Lake Taihu, China [J]. Journal of Lake Sciences, 2020, 32(5):1421-1431.]
- [10] 钱奎梅,刘霞,陈宇炜.鄱阳湖丰水期着生藻类群落空间分布特征[J].湖泊科学,2021,33(1):102-110.[QIAN Kui-mei, LIU Xia, CHEN Yu-wei. Spatial Distribution Characteristics of Periphytic Algae Community of Lake Poyang in the High Water Level Phase [J]. Journal of Lake Sciences, 2021, 33(1):102-110.]
- [11] 冯秋园,王殊然,刘学勤,等.滇池浮游植物群落结构的时空变化及与环境因子的关系[J].北京大学学报(自然科学版),2020,56(1):184-192.[FENG Qiu-yuan, WANG Shu-ran, LIU Xue-qin, et al. Seasonal and Spatial Variations of Phytoplankton Communities and Correlations with Environmental Factors in Lake Dianchi [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2020, 56(1):184-192.]
- [12] 成水平,吴振斌,况琪军.人工湿地植物研究[J].湖泊科学,2002,14(2):179-184.[CHENG Shui-ping, WU Zhen-bin, KUANG Qi-jun. Macrophytes in Artificial Wetland [J]. Journal of Lake Sci-

- ence, 2002, 14(2): 179-184.]
- [13] 张大达, 陈本亮, 冯永军. 广州海珠国家湿地公园生态恢复技术初探[J]. 湿地科学与管理, 2016, 12(4): 39-41. [ZHANG Da-da, CHEN Ben-liang, FENG Yong-jun. Technical Approach to Ecological Restoration of Guangzhou Haizhu National Wetland Park[J]. Wetland Science & Management, 2016, 12(4): 39-41.]
- [14] 范小晨. 哈尔滨金河湾湿地藻类植物群落结构特征及环境相关性研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨师范大学, 2019. [FAN Xiao-chen. Characteristics of Algal Plant Community Structure in Jinhewan Wetland of Harbin and Environmental Relevance Research[D]. Harbin: Harbin Normal University, 2019.]
- [15] 贾兴焕, 吴明, 邵学新, 等. 西溪湿地封闭水塘浮游植物群落特征及其影响因素[J]. 生态学杂志, 2010, 29(9): 1743-1748. [JIA Xing-huan, WU Ming, SHAO Xue-xin, et al. Community Characteristics of Phytoplanktons in Closed Ponds of Xixi Wetland and Related Affecting Factors[J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29(9): 1743-1748.]
- [16] 陈桥, 陆茸, 徐东炯, 等. 太湖湖滨带浮游植物群落特征及指示种筛选[J]. 中国环境监测, 2015, 31(5): 98-104. [CHEN Qiao, LU Rong, XU Dong-jiong, et al. Community Structure of Phytoplankton and Selection of Indicator Species in the Littoral Zone of Lake Taihu[J]. Environmental Monitoring in China, 2015, 31(5): 98-104.]
- [17] 王徐林, 张民, 殷进. 巢湖浮游藻类功能群的组成特性及其影响因素[J]. 湖泊科学, 2018, 30(2): 431-440. [WANG Xu-lin, ZHANG Min, YIN Jin. Composition and Influential Factors of Phytoplankton Function Groups in Lake Chaohu[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, 30(2): 431-440.]
- [18] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类系统、分类及生态[M]. 北京: 科学出版社, 2006: 1-1046. [HU Hong-jun, WEI Yin-xin. The Fresh Water Algae of China[M]. Beijing: Science Press, 2006: 1-1046.]
- [19] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 88-430.
- [20] GB 3838—2020, 地表水环境质量标准[S].
- [21] 熊春晖, 张瑞雷, 吴晓东, 等. 太湖表层沉积物营养盐和重金属分布及污染评价[J]. 环境科学, 2016, 37(3): 925-934. [XIONG Chun-hui, ZHANG Rui-lei, WU Xiao-dong, et al. Distribution and Pollution Assessment of Nutrient and Heavy Metals in Surface Sediments from Lake Gehu in Southern Jiangsu Province, China[J]. Environmental Science, 2016, 37(3): 925-934.]
- [22] 甘华阳, 张顺之, 梁开, 等. 北部湾北部滨海湿地水体和表层沉积物中营养元素分布与污染评价[J]. 湿地科学, 2012, 10(3): 285-298. [GAN Hua-yang, ZHANG Shun-zhi, LIANG Kai, et al. Nutrients Distribution and Contamination Assessment in Seawater and Surface Sediment of the Coastal Wetlands, Northern Beibu Gulf[J]. Wetland Science, 2012, 10(3): 285-298.]
- [23] 陈栩璇. 浅谈水体富营养化及其生物防治措施[J]. 江西化工, 2018(2): 213-215. [CHEN Xu-xuan. Introduction to Eutrophication of Water and Its Biological Control Measures[J]. Jiangxi Chemical Industry, 2018(2): 213-215.]
- [24] 岳维忠, 黄小平, 孙翠慈. 珠江口表层沉积物中氮、磷的形态分布特征及污染评价[J]. 海洋与湖沼, 2007, 38(2): 111-117. [YUE Wei-zhong, HUANG Xiao-ping, SUN Cui-ci. Distribution and Pollution of Nitrogen and Phosphorus in Surface Sediments from the Pearl River Estuary[J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2007, 38(2): 111-117.]
- [25] 叶华香, 臧淑英, 肖海丰, 等. 扎龙湿地表层沉积物营养盐空间分布特征及评价[J]. 自然资源学报, 2013, 28(11): 1966-1976. [YE Hua-xiang, ZANG Shu-ying, XIAO Hai-feng, et al. Spatial Distribution and Evaluation of Nutrients in Surface Sediments of Zhalong Wetland[J]. Journal of Natural Resources, 2013, 28(11): 1966-1976.]
- [26] 王媛, 徐东坡, 王小林, 等. 基于碳氮稳定同位素技术探究太湖北部湖区鲢、鳙食性差异[J]. 大连海洋大学学报, 2017, 32(5): 597-602. [WANG Yuan, XU Dong-po, WANG Xiao-lin, et al. Feeding Differences of Silver Carp and Bighead Carp in the Northern Part of Taihu Lake: Based on Stable Carbon and Nitrogen Isotope Analysis[J]. Journal of Dalian Ocean University, 2017, 32(5): 597-602.]
- [27] 刘恩生, 鲍传和, 曹萍, 等. 太湖鲢、鳙的食物组成及渔获量变化原因分析[J]. 水利渔业, 2007, 28(4): 72-74. [LIU En-sheng, BAO Chuan-he, CAO Ping, et al. Analysis of Food Composition and Catch Changes of Silver Carp and Bighead Carp in Taihu Lake[J]. Reservoir Fisheries, 2007, 28(4): 72-74.]
- [28] 王振方, 张玮, 杨丽, 等. 异龙湖不同湖区浮游植物群落特征及其与环境因子的关系[J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2249-2257. [WANG Zhen-fang, ZHANG Wei, YANG Li, et al. Characteristics of Phytoplankton Community and Its Relationship with Environmental Factors in Different Regions of Yilong Lake, Yunnan Province, China[J]. Environmental Science, 2019, 40(5): 2249-2257.]
- [29] 陈晓江, 李兴, 李佳佳. 乌梁素海浮游植物污染指示种及水质评价[J]. 生态科学, 2021, 40(3): 231-237. [CHEN Xiao-jiang, LI Xing, LI Jia-jia. Pollution Indicator Species and Evaluation of Water Quality in Wuliangsuhai Lake[J]. Ecological Science, 2021, 40(3): 231-237.]
- [30] 张囡因, 刘宜鑫, 臧淑英. 黑龙江扎龙湿地不同功能区浮游植物群落与环境因子的关系[J]. 湖泊科学, 2016, 28(3): 554-565. [ZHANG Nan-nan, LIU Yi-xin, ZANG Shu-ying. Relationships between Phytoplankton Community in Different Functional Regions and Environmental Factors in Zhalong Wetland, Heilongjiang Province[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(3): 554-565.]
- [31] 李雪, 付志鑫, 李新, 等. 三江平原湿地: 虎林地区夏季浮游植物群落结构特征[J]. 植物科学学报, 2018, 36(1): 38-44. [LI Xue, FU Zhi-xin, LI Xin, et al. Community Structure Characteristics of Phytoplankton in Hulin of the Sanjiang Plain Wetland[J]. Plant Science Journal, 2018, 36(1): 38-44.]
- [32] 惠洪宽, 马跃, 范亚文. 黑龙江呼兰河湿地藻类植物群落结构及分布特点[J]. 湖泊科学, 2011, 23(6): 949-954. [HUI Hong-kuan, MA Yue, FAN Ya-wen. Algae Community Structure and Distribution in Hulanhe Wetland, Heilongjiang Province[J]. Journal of Lake Sciences, 2011, 23(6): 949-954.]
- [33] 董旭辉, 羊向东, 潘红玺. 长江中下游地区湖泊现代沉积硅藻分布基本特征[J]. 湖泊科学, 2004, 16(4): 298-304. [DONG Xu-hui, YANG Xiang-dong, PAN Hong-xi. Distribution of Modern

- Lake Sediment Diatoms in the Middle and Lower Reaches of Yangtze River Catchment[J]. Journal of Lake Science, 2004, 16(4): 298–304.]
- [34] 尚丽,陈丽,张涛,等.长期胁迫下大屯海浮游植物群落季节性特征及其驱动因子[J].应用生态学报,2021,32(5):1845–1853.[SHANG Li, CHEN Li, ZHANG Tao, et al. Seasonal Variations and Driving Factors of Phytoplankton Community Shift in Datun Lake with Long-Term Stress of Arsenic Contamination[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2021, 32(5): 1845–1853.]
- [35] 郑丙辉,曹承进,秦延文,等.三峡水库主要入库河流氮营养盐特征及其来源分析[J].环境科学,2008,29(1):1–6.[ZHENG Bing-hui, CAO Cheng-jin, QIN Yan-wen, et al. Analysis of Nitrogen Distribution Characters and Their Sources of the Major Input Rivers of Three Gorges Reservoir[J]. Environmental Science, 2008, 29(1): 1–6.]
- [36] 吴轩浩,高佳逸,严杨蔚,等.无机氮和有机氮对铜绿微囊藻生长和产毒影响的比较[J].环境科学学报,2015,35(3):677–683.[WU Xuan-hao, GAO Jia-yi, YAN Yang-wei, et al. Comparison of Inorganic Nitrogen and Organic Nitrogen on the Growth and Microcystin Production of *Microcystis aeruginosa* [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(3): 677–683.]
- [37] LIU Y M, CHEN W, LI D H, et al. First Report of Aphanotoxins in China: Waterblooms of Toxicogenic *Aphanizomenon flos-Aquae* in Lake Dianchi[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2006, 65(1): 84–92.
- [38] PAYTAN A, MCLAUGHLIN K. The Oceanic Phosphorus Cycle[J]. Chemical Reviews, 2007, 107(2): 563–576.
- [39] 侯秀丽,苑春刚,李学平,等.滇池氮磷浓度变化对蓝、绿、硅藻年际变化的影响[J].水生生态杂志,2018,39(1):16–22.[HOU Xiu-li, YUAN Chun-gang, LI Xue-ping, et al. Effect of Nitrogen and Phosphorus Concentrations on the Planktonic Algae Dynamics in Dianchi Lake[J]. Journal of Hydroecology, 2018, 39(1): 16–22.]
- [40] VAN DER PLOEG H A, LUDSIN S A, RUBERG S A, et al. Hypoxia Affects Spatial Distributions and Overlap of Pelagic Fish, Zooplankton, and Phytoplankton in Lake Erie[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2009, 381: S92–S107.
- [41] TAKANO K, HINO S. Effect of Temperature and Soluble Reactive Phosphorus on Abundance of *Aphanizomenon flos-Aquae* (Cyanophyceae) [J]. Phycological Research, 2000, 48(1): 9–13.
- [42] 施军琼,吴忠兴,马剑敏,等.水华束丝藻对磷的生理响应研究[J].水生生物学报,2011,35(5):857–861.[SHI Jun-qiong, WU Zhong-xing, MA Jian-min, et al. Physiological Response to Phosphorus in *Aphanizomenon flos-aquae* [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2011, 35(5): 857–861.]
- [43] 顾启华,赵林,谭欣.铜绿微囊藻、螺旋鱼腥藻和水华束丝藻竞争优势的研究[J].安徽农业科学,2007,35(7):1990–1991, 2031.[GU Qi-hua, ZHAO Lin, TAN Xin. Studies on Competition Predominance of *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena spiroides* and *Aphanizomenon flos-Aquae* [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2007, 35(7): 1990–1991, 2031.]
- [44] KOKOCIŃSKI M, STEFANIAK K, MANKIEWICZ-BOCZEK J, et al. The Ecology of the Invasive *Cyanobacterium cylindrospermopsis* Raciborskii (Nostocales, Cyanophyta) in Two Hypereutrophic Lakes Dominated by *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyta) [J]. European Journal of Phycology, 2010, 45(4): 365–374.
- [45] 刘林林,黄旭雄,危立坤,等.15株微藻对猪场养殖污水中氮磷的净化及其细胞营养分析[J].环境科学学报,2014,34(8):1986–1994.[LIU Lin-lin, HUANG Xu-xiong, WEI Li-kun, et al. Removal of Nitrogen and Phosphorus by 15 Strains of Microalgae and Their Nutritional Values in Piggery Sewage[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(8): 1986–1994.]
- [46] 张运林,秦伯强,陈伟民,胡维平,杨顶田.太湖水体透明度的分析、变化及相关分析[J].海洋湖沼通报,2003(2):30–36.[ZHANG Yun-lin, QIN Bo-qiang, CHEN Wei-min, et al. Distribution, Seasonal Variation and Correlation Analysis of the Transparency in Taihu Lake [J]. Transaction of Oceanology and Limnology, 2003(2): 30–36.]
- [47] 潘继征,熊飞,李文朝,等.云南抚仙湖透明度的时空变化及影响因素分析[J].湖泊科学,2008,20(5):681–686.[PAN Jizheng, XIONG Fei, LI Wen-chao, et al. Spatial-temporal Dynamic Changes of the Water Transparency and Their Influencing Factors in Lake Fuxian, Yunnan Province [J]. Journal of Lake Sciences, 2008, 20(5): 681–686.]
- [48] 李磊,李秋华,焦树林,等.阿哈水库浮游植物功能群时空分布特征及其影响因子分析[J].环境科学学报,2015,35(11):3604–3611.[LI Lei, LI Qiu-hua, JIAO Shu-lin, et al. Spatial and Temporal Distribution Characteristics of Phytoplankton Functional Groups in Aha Reservoir and Their Influencing Factors [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(11): 3604–3611.]
- [49] 李磊,张莹,陈宁,等.大庆龙凤湿地浮游植物功能类群季节变化及其驱动因子[J].生态学报,2021,40(9):2850–2859.[LI Lei, ZHANG Ying, CHEN Ning, et al. Seasonal Variations and Driving Factors of Phytoplankton Functional Groups in the Longfeng Wetland, Daqing City [J]. Chinese Journal of Ecology, 2021, 40(9): 2850–2859.]
- [50] 吴凯.太湖水华蓝藻上浮特征及其机理研究[D].南京:南京大学,2011.[WU Kai. Research on Floating Characteristics and Mechanism about Water-blooms Cyanobacteria [D]. Nanjing: Nanjing University, 2011.]

作者简介:黄若晗(1997—),女,四川内江人,主要研究方向为藻类生态学。E-mail: aquahrh@163.com

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0644

刘桂华,王德美,秦松,等.贵州岩溶地区土壤-红托竹荪(*Dictyophora rubrovalvata*)系统 Cd 迁移累积特征及其影响因素研究[J].生态与农村环境学报,2023,39(2):236–243.

LIU Gui-hua, WANG De-mei, QIN Song, et al. Study on Cd Migration and Accumulation Characteristics and Influencing Factors of Soil-*Dictyophora rubrovalvata* System in Typical Karst Area of Guizhou[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 236–243.

贵州岩溶地区土壤-红托竹荪(*Dictyophora rubrovalvata*) 系统 Cd 迁移累积特征及其影响因素研究

刘桂华¹, 王德美², 秦松¹, 柴冠群¹, 罗沐欣¹, 范成五^{1①} (1. 贵州省农业科学院土壤肥料研究所, 贵州 贵阳 550006; 2. 贵州大学农学院, 贵州 贵阳 550025)

摘要: 为探究岩溶区土壤-红托竹荪(*Dictyophora rubrovalvata*)系统中重金属 Cd 的迁移累积特征及其影响因素,采集了红托竹荪种植区土壤和红托竹荪样品,分析了土壤中 Cd 含量及其赋存形态、红托竹荪中 Cd 含量及富集特征,并采用主成分分析探讨了土壤中 Cd 迁移累积的影响因素。结果表明:红托竹荪种植区土壤总 Cd 含量为 0.24~4.23 mg·kg⁻¹,平均值为 0.96 mg·kg⁻¹,是 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤风险管控标准(试行)》中农用地土壤污染风险筛选值的 3.2 倍,是贵州省土壤背景值的 1.45 倍。土壤 Cd 形态以可还原态为主,其含量占比为 20.87%~63.81%,平均值为 41.64%,Cd 各形态占比为可还原态>残渣态>弱酸可溶态>可氧化态。红托竹荪中 Cd 含量为 0.07~0.39 mg·kg⁻¹(以鲜样计),平均值为 0.18 mg·kg⁻¹,低于 GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》标准值(0.20 mg·kg⁻¹)。富集系数和转运系数分别为 0.50~21.91 和 0.31~8.89。红托竹荪种植区土壤 pH 值与弱酸可溶态 Cd 含量呈显著负相关($r=-0.435, P<0.05, n=26$),与可还原态 Cd 含量($r=0.469, P<0.05$)、土壤总 Cd 含量($r=0.392, P<0.05$)呈显著正相关。红托竹荪中 Cd 含量($r=-0.670, P<0.01$)、Cd 的富集系数($r=-0.724, P<0.01$)与土壤 pH 值呈极显著负相关关系。主成分分析表明,土壤 pH 值和 K、Ca、Fe、Cu 含量是红托竹荪富集 Cd 的主要影响因素。

关键词: 岩溶区; 红托竹荪; Cd; 迁移累积; 形态

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0236-08

Study on Cd Migration and Accumulation Characteristics and Influencing Factors of Soil-*Dictyophora rubrovalvata* System in Typical Karst Area of Guizhou. LIU Gui-hua¹, WANG De-mei², QIN Song¹, CHAI Guan-qun¹, LUOMU Xin-jian¹, FAN Cheng-wu^{1①} (1. Institute of Soil and Fertilizer, Guizhou Academy of Agricultural Sciences, Guiyang 550006, China; 2. College of Agriculture, Guizhou University, Guiyang 550025, China)

Abstract: To explore the characteristics and influencing factors of the migration and accumulation of cadmium (Cd) in soil-*Dictyophora rubrovalvata* system in typical karst area, soil and *Dictyophora rubrovalvata* samples were collected. The contents of Cd and its occurrence forms in the soil, and the contents and bioaccumulation characteristics of Cd in *Dictyophora rubrovalvata* were analyzed. The factors affecting the migration and accumulation of Cd in the soil were discussed by principal component analysis. The results show that the total Cd contents of soil in the *Dictyophora rubrovalvata* planting area were between 0.24 and 4.23 mg·kg⁻¹ and the average content was 0.96 mg·kg⁻¹, which was 3.2 times that of the soil pollution risk screening value of agricultural land in GB 15618–2018 "Soil Environmental Quality Risk Control Standard for Soil Contamination of Agricultural Land (Trial)" and 1.45 times that of the soil background content value of Guizhou Province. The main form of Cd in soil was reducible (F2), and its relative content was 20.87%–63.81%, with an average value of 41.64%. The percentage contents of Cd in different forms were reducible state Cd (F2) > residual state Cd (F4) > weak acid soluble Cd (F1) > oxidable Cd (F3). The Cd contents of *Dictyophora rubrovalvata* ranged

收稿日期: 2021-10-20

基金项目: 贵州省科技计划项目(黔科合支撑[2019]2368号)

① 通信作者 E-mail: gzfcw@163.com

from 0.07 to 0.39 mg · kg⁻¹ and the average content was 0.18 mg · kg⁻¹ (in terms of fresh samples), lower than the standard value of GB 2762-2017 "National Standard for Food Safety: Limit of Pollutants in Food" (0.20 mg · kg⁻¹), and the bioconcentration factor and translocation factor were 0.50-21.91 and 0.31-8.89, respectively. The pH value showed a negative correlation with the weak acid soluble Cd ($r=-0.435$, $P<0.05$, $n=26$), the Cd in *Dictyophora rubrovalvata* ($r=-0.670$, $P<0.01$) and the Cd accumulation coefficient of *Dictyophora rubrovalvata* ($r=-0.724$, $P<0.01$), whereas showed a positive correlation with the reducible Cd ($r=0.469$, $P<0.05$) and the soil total Cd concentration ($r=0.392$, $P<0.05$). The principal component analysis indicate that pH value, K, Ca, Fe and Cu contents were the main impacting factors to the enrichment of Cd in *Dictyophora rubrovalvata*.

Key words: karst area; *Dictyophora rubrovalvata*; Cd; translocation and accumulation; occurrence form

土壤是人类赖以生存的根本,但随着工农业的不断发展,土壤重金属污染日益成为威胁区域生态系统、农产品质量和人类健康的主要问题^[1-2]。《全国土壤污染状况调查公报》数据显示,我国耕地土壤点位超标率达19.40%,其中镉(Cd)是超标率最高的元素,超标率为7%^[3]。Cd广泛存在于生态环境中,是毒性最强的重金属元素之一,具有很强的蓄积性和生物富集性^[4],可通过食物链暴露进入人体后危害人类健康。贵州省喀斯特地貌发育完全且分布集中,碳酸盐岩裸露面积占全省面积的61.9%,碳酸盐岩分布区域内土壤Cd含量的背景值远高于全国平均值,是典型的Cd地球化学异常区^[5]。Cd是贵州省农业土壤的主要污染元素^[6],据全国土壤重金属调查显示,贵州土壤中Cd含量最小值为0.042 mg · kg⁻¹,最大值为7.65 mg · kg⁻¹,平均值为0.659 mg · kg⁻¹^[7],已明显高于GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》。许华杰等^[8]对贵州省菜地土壤和蔬菜中Cd含量进行了测定,结果表明菜地土壤中Cd含量平均值为0.385 mg · kg⁻¹,土壤Cd超标率为52.1%。张家春等^[9]调查表明,贵州省草海湿地周边耕地表层土壤中Cd平均含量是贵州省土壤元素背景值的1.44倍。

红托竹荪(*Dictyophora rubrovalvata*)属担子菌亚门(Basidiomycotina)竹荪属(*Dictyophora*),具有较高的药用和食用价值,被称为“菌中皇后”,是已知竹荪中最好的品种^[10]。贵州省已成为国内红托竹荪的主产地,占据了我国竹荪出口市场的90%以上,其中织金竹荪于2010年成功申报为国家地理标志产品,成为一项特色富民和高效产业^[11]。吴迪等^[12]研究发现,贵州红托竹荪基地土壤中Cd的平均含量为1.06 mg · kg⁻¹,对基地土壤生态环境已造成较强或很强的生态危害。李存雄等^[13]对黔西北红托竹荪种植区土壤中重金属的研究表明,种植区土壤中Cd的平均含量为0.945 mg · kg⁻¹,Cd是土壤污染的主要重金属元素之一,且与Cu、Hg和As 3

种重金属具有极显著的正相关关系。土壤重金属污染日益成为影响农产品质量和产量的主要因子。红托竹荪对Cd的富集性强,且红托竹荪需覆土栽培^[14],因此土壤中的大部分重金属Cd会被红托竹荪吸收富集。

研究表明,土壤pH值、有效态Cd含量和土壤质地等均影响土壤Cd的生物有效性^[15-16]。唐豆豆等^[17]研究了地质高背景农田重金属富集特征,结果表明土壤有效态重金属含量、pH值、有机质含量和CaO含量是影响水稻籽实重金属含量的主要因子。唐世琪等^[18]对岩溶区土壤镉生物有效性影响因子进行了研究,发现土壤pH值、有机质含量、黏土矿物含量是影响Cd生物有效性的主要因素,但关于岩溶地区Cd在土壤-红托竹荪系统的迁移特征及其影响因素的研究较少。因此,笔者以贵州典型岩溶区红托竹荪种植基地为研究对象,研究了红托竹荪对土壤中Cd的吸收累积特征,并采用Spearman相关性和主成分分析(PCA)探讨了贵州典型岩溶区土壤矿质元素对土壤总Cd含量、Cd的赋存形态和Cd吸收累积的影响,旨在为岩溶区Cd污染基地中红托竹荪安全生产和基地土壤的修复治理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于贵州织金县熊家场镇某红托竹荪种植基地,规模为20 hm²,境内属典型喀斯特岩溶地貌,平均海拔1 340 m。属亚热带季风气候区,年均降水量约1 400 mm,年均气温15.7℃,年均日照时数1 285 h,年均无霜期305 d,适宜红托竹荪种植。区内为碳酸盐岩发育的黄壤,主要土地利用类型为农用地,包括水田、旱地和林地。

1.2 样品采集

按照NY/T 395—2012《农田土壤环境质量监测技术规范》的要求,结合基地种植规模,在卫星图上均匀布设26个采样点位(图1),采用GPS工具箱

定位,每个样点按照梅花点法,采集 5 点混合样。采集红托竹荪样品,并协同用木铲采集 0~20 cm 土壤样品,共 26 对。样品带回实验室,土样经自然风干后拣出动植物残体以及碎石等杂物,用研钵研磨过 2 和 0.149 mm 孔径尼龙筛,装袋密封备用。红托竹荪样品分为菌体和菌托 2 个部分,先用自来水冲洗 2~3 次,再用超纯水润洗 1~2 次,60℃下烘至恒重,粉碎过 0.25 mm 孔径筛,备用待测。

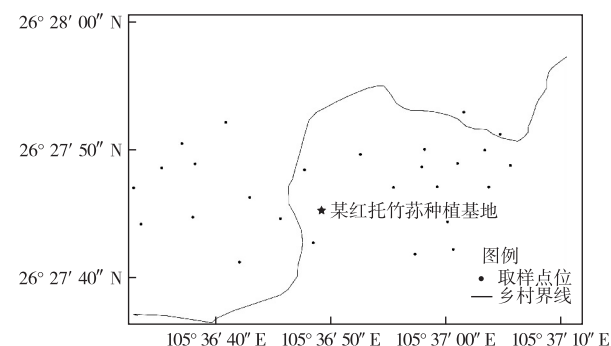


图 1 样品点位分布
Fig. 1 Distribution of sampling sites

1.3 分析方法

土壤 pH 值采用玻璃电极法 (ISE) 测定 (水土质量比为 1:2.5); 土壤有机质含量采用重铬酸钾容量法测定; 土壤全 Se 含量采用 HCl-HNO₃ 消解, 原子荧光测定; 土壤 Cu、Zn、K、Ca、Fe、Mn 全量采用 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 消解, 火焰原子吸收分光光度法测

定; 土壤全 Cd 含量采用 HF-HNO₃-H₂O₂ 消解, 电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS) 测定; 土壤有效态 Cd 含量采用 DTPA 浸提, ICP-MS 测定; 土壤 Cd 赋存形态的提取程序见表 1, 提取液使用 ICP-MS 测定; 红托竹荪中 Cd 含量采用硝酸消解, ICP-MS 测定。分析过程中所有样品均设置平行样和空白, 并以国家标准物质 (土样: GBW07405; 竹荪样: GBW100348) 进行质量控制, 平行样结果相对偏差范围在 0~10%, 质控样结果在标准值范围内, 保证测定结果的准确性。

1.4 数据处理与分析

采用 Microsoft Excel 2016 软件对数据进行整理和分析, SPSS 23.0 软件进行数据相关性分析和主成分分析, Origin 8.5 软件制图。富集系数 (BCF, F_{BC}) 是作物地上部 Cd 含量与土壤中 Cd 含量的比值, 能反映作物吸收 Cd 的能力, 其计算公式为

$$F_{BC} = C_A / C_S \quad (1)$$

式 (1) 中, C_A 为红托竹荪地上部 Cd 含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_S 为土壤 Cd 含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

转运系数 (TF, F_T) 是作物各部位 Cd 含量的比值, 反映了作物将 Cd 从一个部位向下一个部位转运的能力, 其计算公式为

$$F_T = C_J / C_T \quad (2)$$

式 (2) 中, C_J 为红托竹荪菌体 Cd 含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_T 为红托竹荪菌托 Cd 含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

表 1 土壤重金属形态的 BCR 连续提取法

Table 1 BCR sequential extraction procedures for different soil Cd forms

步骤	形态	提取剂	反应条件
I	弱酸可溶态 (F1)	40 mL 0.11 mol · L ⁻¹ HOAc	(25±1)℃ 恒温连续振荡 16 h
II	可还原态 (F2)	40 mL 0.50 mol · L ⁻¹ NH ₂ OH · HCl (HNO ₃)	(25±1)℃ 恒温连续振荡 16 h
III	可氧化态 (F3)	① 10 mL φ=30% H ₂ O ₂	在室温下消化 1 h
		② 10 mL φ=30% H ₂ O ₂	(85±2)℃ 消化 1 h
		③ 50 mL 1.0 mol · L ⁻¹ NH ₄ OAc (HNO ₃)	(25±1)℃ 恒温连续振荡 16 h
IV	残渣态 (F4)	HCl-HNO ₃ -HClO ₄ -HF	消解完全

2 结果与分析

2.1 土壤总 Cd 含量与各赋存形态特征

研究区土壤 pH 值为 4.14~7.87, 平均值为 5.62, 变异系数为 19.57% (表 2)。土壤有机质含量为 31.60~105.60 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值为 71.35 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 变异系数为 31.83%, 属于中等变异。土壤总 Cd 含量为 0.24~4.23 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值为 0.96 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 高于 GB 15618—2018 中的风险筛选值 (0.3

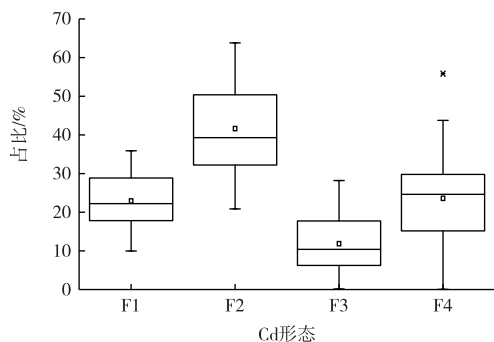
$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 分别是贵州省土壤背景值 (0.659 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、全国土壤背景值 (0.14 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 的 1.45 倍和 6.86 倍, 变异系数达 105.21%, 属于高等变异, 说明调查区域土壤中 Cd 含量不仅受地质背景影响, 而且受人为活动影响比较大。

土壤中不同形态 Cd 含量占土壤总 Cd 含量比例见图 2。结果显示, 土壤中 Cd 主要以可还原态 (F2) 存在, F2 态 Cd 含量占比为 20.87%~63.81%, 平均值为 41.64%, 这部分 Cd 被铁锰氧化物包裹或

本身是氢氧化物沉淀的一部分,在还原条件下可重新被释放进入土壤;弱酸可提取态(F1 态)是土壤中 Cd 最活跃的部分,易被作物吸收利用,受 pH 值影响较大,当 pH 值降低时可重新释放进入土壤^[19]。F1 态 Cd 含量占 9.98%~35.89%,平均值为 22.91%。可氧化态(F3 态)Cd 含量占比为 0.15%~28.19%,平均值为 11.86%,F3 态 Cd 是作物较难利用的形态。残渣态(F4 态)Cd 含量占比在 0.06%~55.84%之间,平均值为 23.59%。F4 态 Cd 化学性质相对稳定,不易被作物所吸收利用。综上,研究区 F1 态和 F2 态 Cd 含量占土壤总 Cd 的比例达 64.55%,表明该区域土壤 Cd 具有较强的生物有效性。

表 2 研究区土壤总 Cd、有机质含量及土壤 pH 值
Table 2 Total Cd and organic matter contents in soil and soil pH of the study area

统计项目	pH 值	w(有机质)/ (g · kg ⁻¹)	w(总 Cd)/ (mg · kg ⁻¹)
极小值	4.14	31.60	0.24
极大值	7.87	105.60	4.23
平均值	5.62	71.35	0.96
标准差	1.10	22.71	1.01
变异系数	19.57%	31.83%	105.21%



F1 为弱酸可溶态,F2 为可还原态,F3 为可氧化态,F4 为残渣态。
图中箱体上、中、下横线分别为上四分位数、中位数和
下四分位数,小正方形为平均值,数据点表示异常值。

图 2 土壤 Cd 各形态含量占总量的比例
Fig. 2 Percent distributions of soil Cd forms
by sequential extractions

2.2 红托竹荪 Cd 含量与富集特征

红托竹荪中 Cd 含量和 Cd 富集系数(BCF)、转运系数(TF)见表 3。以干样计,红托竹荪菌体 Cd 含量在 1.13~6.58 mg · kg⁻¹之间,平均值为 2.92 mg · kg⁻¹,菌托中 Cd 含量在 0.22~7.09 mg · kg⁻¹之间,平均值为 1.84 mg · kg⁻¹;以鲜样计,红托竹荪菌体 Cd 含量在 0.07~0.39 mg · kg⁻¹之间,平均值为 0.18 mg · kg⁻¹,菌托中 Cd 含量在 0.01~0.35

mg · kg⁻¹之间,平均值为 0.10 mg · kg⁻¹,均值低于 GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》标准值(0.20 mg · kg⁻¹),但部分样点存在 Cd 超标情况,具有一定的风险,应当引起当地相关部门的重视。作物体内重金属与土壤重金属含量的比值为富集系数,其值大小可反映作物对土壤中重金属的吸收富集能力^[20]。作物不同部位重金属含量的比值为转运系数,反映了作物将重金属从一个部位向下一个部位转运的能力大小。从表 3 可以看出,红托竹荪对土壤 Cd 的富集系数在 0.50~21.91 之间,平均值为 5.24,远大于 1,说明红托竹荪对土壤 Cd 具有较强的富集能力。转运系数在 0.31~8.89 之间,平均值为 2.64,大于 1,说明红托竹荪从菌托向菌体转移 Cd 的能力较强。龙汉武等^[21]调查了贵州不同品种红托竹荪中重金属 Cd 含量(0.757~3.817 mg · kg⁻¹)。孙燕等^[10]研究表明,贵州红托竹荪中 Cd 平均含量为 5.12 mg · kg⁻¹。吴迪等^[12]研究表明,贵州红托竹荪基地土壤 Cd 的富集系数为 0.89~10.95,红托竹荪对 Cd 的吸收累积能力受红托竹荪品种、土壤 Cd 含量以及土壤性质等因素影响。

表 3 研究区红托竹荪不同部位 Cd 含量、富集系数及转运系数
Table 3 Cd content, bioconcentration and translocation factors of *Dictyophora rubrovalvata* in soil

统计项目	w(Cd) ¹⁾ /(mg · kg ⁻¹)		富集系数 (BCF)	转运系数 (TF)
	菌体	菌托		
极小值	1.13	0.22	0.50	0.31
极大值	6.58	7.09	21.91	8.89
平均值	2.92	1.84	5.24	2.64
标准差	1.62	0.11	4.85	1.94
变异系数	55.41%	101.62%	92.53%	73.34%

1) 以干样计。

2.3 土壤性质对土壤和红托竹荪中 Cd 含量的影响

采用 Spearman 相关性分析法,探讨了土壤中总 Cd 和各形态 Cd 含量、红托竹荪中 Cd 含量、土壤各矿质元素之间的相关性及其对土壤-红托竹荪系统 Cd 生物有效性的影响(表 4)。研究区土壤 Cu、Zn、K、Ca、Fe、Se、Mn 含量变化范围分别为 191.10~367.20、93.25~266.30、3 499.65~10 556.30、641.25~6 747.50、11 6254.80~16 1167.40、0.55~1.10 和 977.20~2 265.85 mg · kg⁻¹。

土壤中 F1 态 Cd 与土壤 pH 值、Ca 含量呈显著负相关关系($P<0.05$);F2 态则与土壤 pH 值及 K、Ca 含量呈显著正相关关系($P<0.05$),与土壤 Cu、

Fe 含量呈极显著负相关关系 ($P < 0.05$); F3 态与土壤 Se 含量呈显著正相关关系 ($P < 0.05$); F4 态与土壤总 Cd 含量及各金属元素含量无显著相关性。土壤有效态 Cd 含量与土壤总 Cd、Mn 含量均呈极显著正相关关系 ($P < 0.05$)。红托竹荪中 Cd 与 F2 态 Cd 含量、土壤 pH 值、K 含量、Ca 含量呈极显著负相关关系 ($P < 0.05$), 而与土壤 Cu、Fe 含量呈极显著正相关关系 ($P < 0.05$)。红托竹荪中 Cd 含量与土壤总

Cd 含量并无明显相关性, 说明土壤总 Cd 含量并不是影响红托竹荪中 Cd 含量的决定性因素。土壤有机质含量除与土壤 F3 态 Cd 含量呈显著正相关关系外 ($P < 0.05$), 与土壤 Cd 含量、Cd 的其他赋存形态及竹荪中 Cd 含量无明显的相关性, 说明有机质不是影响研究区土壤 Cd 有效态含量的主要因素, 这与马宏宏等^[23]的研究结果一致。

表 4 土壤中矿质元素与竹荪 Cd 含量之间的相关系数

Table 4 Correlations between the mineral elements in soil and Cd contents of *Dictyophora rubrovalvata*

项目	竹荪 Cd 含量	土壤 pH 值	土壤 Cd 含量	土壤 Cu 含量	土壤 Zn 含量	土壤 K 含量	土壤 Ca 含量	土壤 Fe 含量	土壤 Se 含量	土壤 Mn 含量	土壤有机质含量
土壤弱酸可溶态 Cd 含量	0.317	-0.435*	-0.240	0.189	-0.119	-0.278	-0.441*	0.295	-0.273	0.000	-0.083
土壤可还原态 Cd 含量	-0.589**	0.469*	0.141	-0.558**	0.182	0.392*	0.411*	-0.629**	0.124	0.324	-0.137
土壤可氧化态 Cd 含量	-0.009	-0.204	-0.016	0.318	-0.052	-0.053	-0.089	-0.003	0.441*	-0.333	0.452*
土壤残渣态 Cd 含量	0.269	0.050	0.112	0.216	0.060	-0.092	0.061	0.303	-0.062	-0.142	-0.149
土壤 Cd 含量	-0.194	0.392*	1.000	-0.259	0.431*	0.150	0.469*	-0.164	0.102	0.369	-0.157
竹荪 Cd 含量	1.000	-0.670**	-0.194	0.683**	-0.117	-0.654**	-0.672**	0.657**	-0.252	-0.143	0.281
富集系数	0.683**	-0.724**	-0.787**	0.535**	-0.434*	-0.493*	-0.766**	0.480*	-0.211	-0.461*	0.333

$n=26$ 。** 在 0.01 水平 (双侧) 上显著相关, * 在 0.05 水平 (双侧) 上显著相关。

2.4 土壤中 Cd 生物有效性的主要影响因素识别

采用主成分分析方法识别控制红托竹荪 Cd 含量及 Cd 生物有效性的主要因素。KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) 检验统计值为 0.423, Bartlett 的球形度检验相伴概率为 0.00, 小于显著性水平 0.05, 表明研究数据可以进行主成分分析。根据特征值 > 1 的原则确定了 3 个主成分, 累积贡献率为 72.22%, 即 3 个主成分可解释 72.22% 的原有信息。

第 1 主成分方差贡献率为 40.58% (表 5), 在红托竹荪 Cd 含量, Cd 的富集系数, 土壤 pH 值, 土壤 Cu、K、Ca、Fe 含量上具有较大的载荷, 分别为 -0.779、-0.722、0.870、-0.739、0.754、0.781、-0.786, 说明土壤 pH 值及土壤 Cu、K、Ca、Fe 含量是影响红托竹荪 Cd 富集的主要因素。第 2 主成分和第 3 主成分方差贡献率分别为 17.63% 和 14.01%, 其中各因子对竹荪 Cd 富集影响均较小。

3 讨论

作物对土壤重金属的吸收不仅取决于重金属总量, 还与重金属的形态密切相关。重金属形态的研究以及对其活性进行分级, 能反映重金属活化迁移能力和生物有效性, 从而对环境效应和生物毒性产生影响^[22]。土壤中的 F1 态 Cd 为相对活泼态, 是作物最易吸收的形态, 包括可交换态与碳酸盐结合态; F2 态是作物较易利用的形态; F3 态较难被作物

吸收利用, 可还原态与可氧化态可在一定条件下能重新释放进入土壤, 从而间接被作物吸收; F4 态主要赋存于原生、次生矿物与硅酸盐等土壤晶格中, 其化学性质相对稳定, 不易被作物所吸收利用, 在酸性土壤中弱酸可溶态 Cd 含量会随土壤 pH 值的升高而降低, Cd 的生物有效性降低^[23-24]。重金属的 F1 和 F2 态为元素的有效态, 有效态含量越高, 其生物有效性也越高; F3 和 F4 态较为稳定, 生物有效性低^[25]。红托竹荪种植基地土壤中可还原态 Cd 占比平均值为 41.64%, 最高为 63.81%, Cd 各形态含量占比大小为可还原态 $>$ 残渣态 $>$ 弱酸可溶态 $>$ 可氧化态, 其中 Cd 有效态含量占比均值达 64.55%, 说明红托竹荪种植区土壤 Cd 具有较强的生物有效性, 易发生迁移被作物吸收累积。土壤中 Cd 平均值含量为 $0.96 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 是贵州省土壤背景值的 1.45 倍, 同时变异系数高达 104.70%, 这说明在红托竹荪种植过程中存在 Cd 源的输入且受人为活动的影响较大^[26-27]。

土壤 pH 值对土壤重金属的赋存形态和生物有效性有显著影响, 随着土壤 pH 值降低, 土壤中 H^+ 增加, 使得与负离子 OH^- 、 CO_3^{2-} 、 S^{2-} 等结合的潜在农作物可利用态的金属离子被解析释放, 重金属生物有效性增加, 重金属向作物体内的迁移量也随之增加^[28-29]。因此, 红托竹荪种植区土壤 pH 值分别与土壤 F1 态 Cd、红托竹荪中 Cd 含量呈显著和极显

著负相关关系。同时,Cd 的富集系数也随 pH 值降低而极显著增加。随着 pH 值的升高,土壤 F2 态 Cd 含量、土壤总 Cd 含量会显著增加,可能是碱性条件下 CdHCO₃溶解度较低,还原态 Cd 相对稳定,不易被迁移吸收^[30],这与候青叶等^[4]研究结果一致。

表 5 土壤矿质元素与土壤性质的主成分分析荷载
Table 5 Principal component analysis of mineral elements in soil and soil properties

指标	主成分		
	1	2	3
红托竹荪 Cd 含量	-0.779	0.066	0.362
Cd 富集系数	-0.722	0.290	-0.201
土壤 pH 值	0.870	0.111	0.189
土壤 Cd 含量	0.266	-0.520	0.685
土壤 Cu 含量	-0.739	0.107	0.446
土壤 Zn 含量	0.453	-0.067	0.652
土壤 K 含量	0.754	0.284	-0.194
土壤 Ca 含量	0.781	0.244	0.303
土壤 Fe 含量	-0.786	-0.074	0.278
土壤 Se 含量	0.471	0.662	0.174
土壤 Mn 含量	0.196	-0.899	-0.037
土壤有机质含量	-0.323	0.579	0.378
初始特征值	4.869	2.115	1.682
方差贡献率	40.58%	17.63%	14.01%
累积方差贡献率	40.58%	58.21%	72.22%

相关性分析表明,土壤 Cu、Fe 含量与土壤 pH 值呈极显著负相关关系,表明土壤 pH 值随土壤 Cu、Fe 含量增加而降低,导致 F2 态 Cd 含量降低,土壤 Cd 的生物有效性增强,进而显著提高竹荪中 Cd 含量及其富集系数。土壤有机质对植物中重金属的吸收富集影响具有双向性,既能与重金属形成植物难以利用的络合物,部分低分子量溶解性有机质又能与重金属形成螯合物,增强重金属的生物有效性^[31]。该研究土壤中 F3 态 Cd 含量显著增加,可能是由于有机质与 Cd 形成难以迁移的络合物所致,但与竹荪 Cd 含量及富集系数并无明显相关性,说明土壤有机质并不是研究区土壤 Cd 生物有效性的主要影响因素,这与罗海艳等^[23]研究结果相近。土壤阳离子(K⁺、Ca²⁺、Zn²⁺、Mn²⁺)作为植物吸收重金属元素的强竞争性离子,其浓度越高,土壤重金属迁移性就越低,从而抑制植物对重金属元素的富集吸收^[32]。竹荪 Cd 含量及富集系数与土壤 K、Zn、Mn 含量均呈显著负相关,与土壤 Ca 含量呈极显著负相关。有研究表明,土壤 Se 可与重金属形成 Se-重金属复合物从而抑制植物对重金属的吸收^[33-34],因此 Cd-Se、Cu-Se 等难溶复合物的形成抑制了竹荪对 Cd 的富集吸收。该研究中土壤 Se 含量与土壤

中 F3 态 Cd 含量呈显著正相关,与竹荪中 Cd 含量及其富集系数呈负相关,但相关性并不显著。

虽然土壤中各形态 Cd 含量随土壤 Cd 总量增加而增加,但其相对含量与土壤总 Cd 相关性并不显著,说明重金属 Cd 的生物有效性并不完全取决于其总量,土壤重金属总量并不是土壤重金属元素生物有效性的决定性因素^[25]。红托竹荪对 Cd 的富集系数和转运系数的平均值均大于 1,说明红托竹荪对重金属 Cd 具有较强的富集能力。Cd 富集系数与土壤 pH 值呈极显著负相关关系,这主要是由于随着 pH 值的增加,土壤中碳酸盐含量增加,从而抑制了重金属向红托竹荪中的迁移能力^[27],这与孙宗全等^[35]对我国小麦籽实生物富集系数与 pH 值呈显著负相关的研究结果相近。红托竹荪土壤中总 Cd 与土壤 pH 值、Zn 和 Ca 含量呈正相关关系,通常认为有显著正相关关系的重金属元素具有相似的来源,表明土壤中总 Cd 与 Zn、Cu 可能具有相似的来源或存在复合污染^[36-37]。主成分分析表明,土壤 pH 值和土壤 K、Ca、Fe、Cu 含量是影响红托竹荪富集 Cd 的主要因素,因而对于受 Cd 污染的红托竹荪基地可以适量施用含 Ca、Fe 等元素的碱性土壤调理剂,从而降低红托竹荪对 Cd 的吸收富集。

4 结论

(1)红托竹荪种植区土壤总 Cd 含量在 0.24~4.23 mg·kg⁻¹之间,平均值为 0.96 mg·kg⁻¹,变异系数高达 104.70%,存在 Cd 源的输入且受人为活动的影响较大。土壤中各形态 Cd 含量大小为可还原态>残渣态>弱酸可溶态>可氧化态,具有较强的生物有效性。

(2)土壤 pH 值、K、Ca、Fe 和 Cu 是影响红托竹荪富集 Cd 和土壤 Cd 生物有效性的主要因素,红托竹荪中 Cd 含量在 1.13~6.58 mg·kg⁻¹之间,均值为 2.92 mg·kg⁻¹,富集系数和转运系数均值分别为 5.24 和 2.64,对重金属 Cd 具有较强的富集和转运能力。不同赋存形态的 Cd 含量与土壤总 Cd 相关性不显著,土壤总 Cd 并不是土壤 Cd 生物有效性的决定性因素。

参考文献:

[1] YANG Q Q, LI Z Y, LU X N, et al. A Review of Soil Heavy Metal Pollution from Industrial and Agricultural Regions in China: Pollution and Risk Assessment[J]. Science of the Total Environment, 2018, 642: 690-700.
[2] 周亚龙, 杨志斌, 王乔林, 等. 雄安新区农田土壤-农作物系统重金属潜在生态风险评估及其源解析[J]. 环境科学, 2021, 42

- (4):2003–2015.[ZHOU Ya-long, YANG Zhi-bin, WANG Qiao-lin, *et al.* Potential Ecological Risk Assessment and Source Analysis of Heavy Metals in Soil-Crop System in Xiong'an New District[J]. Environmental Science, 2021, 42(4):2003–2015.]
- [3] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 北京: 环境保护部, 国土资源部, 2014.
- [4] 侯青叶, 杨忠芳, 杨晓燕, 等. 成都平原区水稻土成土剖面 Cd 形态分布特征及影响因素研究[J]. 地学前缘, 2008, 15(5): 36–46. [HOU Qing-ye, YANG Zhong-fang, YANG Xiao-yan, *et al.* Study of Distribution of Geochemical Speciation of Cadmium and Factors Controlling the Distribution in Paddy Soil Profiles, Chengdu Plain, Southwest China [J]. Earth Science Frontiers, 2008, 15(5): 36–46.]
- [5] 刘鸿雁, 涂宇, 顾小凤, 等. 地球化学高背景农田土壤重金属镉的累积效应及环境影响[J]. 山地农业生物学报, 2018, 37(5): 1–6. [LIU Hong-yan, TU Yu, GU Xiao-feng, *et al.* Accumulative Effect and Environmental Impact of Cadmium in Farmland Soil with High Background of Geochemistry [J]. Journal of Mountain Agriculture and Biology, 2018, 37(5): 1–6.]
- [6] 王旭莲, 刘鸿雁, 周显勇, 等. 地质高背景区马铃薯安全生产的土壤镉风险阈值[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(2): 355–363. [WANG Xu-lian, LIU Hong-yan, ZHOU Xian-yong, *et al.* Risk Threshold for Soil Cadmium, Based on Potato Quality in a High Geological Background Area [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(2): 355–363.]
- [7] 张莉, 周康. 贵州省土壤重金属污染现状与对策[J]. 贵州农业科学, 2005, 33(5): 114–115. [ZHANG Li, ZHOU Kang. Current Status and Countermeasures for Heavy Metal Contamination in Soil in Guizhou [J]. Guizhou Agricultural Sciences, 2005, 33(5): 114–115.]
- [8] 许华杰, 谭红, 谢锋, 等. 贵州省菜地土壤和蔬菜中镉含量的分析与研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(S2): 674–678. [XU Hua-jie, TAN Hong, XIE Feng, *et al.* Cadmium Contents in Vegetables and Soils in Guizhou Province [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2007, 26(S2): 674–678.]
- [9] 张家春, 林绍霞, 张清海, 等. 贵州草海湿地周边耕地土壤与农作物重金属污染特征[J]. 水土保持研究, 2014, 21(3): 273–278. [ZHANG Jia-chun, LIN Shao-xia, ZHANG Qing-hai, *et al.* Characteristics of Heavy Metal Pollution in Crops and Soil around Caohai Wetland in Guizhou Province [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2014, 21(3): 273–278.]
- [10] 孙燕, 李浪, 刘妮, 等. 红托竹荪不同部位的无机元素含量及相关性[J]. 贵州农业科学, 2019, 47(6): 113–116. [SUN Yan, LI Lang, LIU Ni, *et al.* Concentration and Correlation of Inorganic Elements in Different Parts of *Dictyophora rubrovolata* [J]. Guizhou Agricultural Sciences, 2019, 47(6): 113–116.]
- [11] 李浪, 孙燕, 刘妮. 红托竹荪与覆土土壤矿质元素相关性分析[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(5): 99–102. [LI Lang, SUN Yan, LIU Ni. Correlation Analysis of Mineral Elements between Soil and *Dictyophora rubrovalvata* [J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2019, 47(5): 99–102.]
- [12] 吴迪, 邓琴, 秦樊鑫, 等. 黔产红托竹荪基地土壤中重金属含量及其生态危害风险评价[J]. 土壤通报, 2013, 44(3): 719–722. [WU Di, DENG Qin, QIN Fan-xin, *et al.* Heavy Metals Detection in Soils of *Dictyophora rubrovalvata* Base of Guizhou Province and the Ecological Risk Assessment [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2013, 44(3): 719–722.]
- [13] 李存雄, 王晓莉, 吴迪, 等. 黔西北红托竹荪种植区土壤重金属含量及污染特征分析[J]. 湖北农业科学, 2011, 50(18): 3739–3742. [LI Cun-xiong, WANG Xiao-li, WU Di, *et al.* Research on the Content and Pollution Evaluation of Heavy Metals in *Dictyophora Rubrovalvata* Growing Areas of Northwestern Guizhou Province [J]. Hubei Agricultural Sciences, 2011, 50(18): 3739–3742.]
- [14] 邹方伦. 贵州特色菌物和珍稀菌类的栽培与驯化研究[M]. 贵阳: 贵州科技出版社, 2007: 46–47. [ZOU Fang-lun. Study on the Cultivation and Acclimatization of Distinctive and Valuable Fungi in Guizhou [M]. Guiyang: Guizhou Science and Technology Publishing House, 2007: 46–47.]
- [15] 王一志, 曹雪莹, 谭长银, 等. 不同土壤 pH 对红壤稻田镉形态及水稻镉积累的影响[J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2017, 40(1): 10–16. [WANG Yi-zhi, CAO Xue-ying, TAN Chang-yin, *et al.* Effects of Different Soil pH on Cadmium Fractions and Cadmium Accumulation in Rice [J]. Journal of Natural Science of Hunan Normal University, 2017, 40(1): 10–16.]
- [16] 董霞, 李虹呈, 陈齐, 等. 不同母质土壤—水稻系统 Cd 吸收累积特征及差异[J]. 水土保持学报, 2019, 33(4): 342–348. [DONG Xia, LI Hong-cheng, CHEN Qi, *et al.* Characteristics and Differences of Cadmium Absorption and Accumulation in Different Parent Soil-rice Systems [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(4): 342–348.]
- [17] 唐豆豆, 袁旭音, 汪宜敏, 等. 地质高背景农田土壤中水稻对重金属的富集特征及风险预测[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(1): 18–26. [TANG Dou-dou, YUAN Xu-yin, WANG Yi-min, *et al.* Enrichment Characteristics and Risk Prediction of Heavy Metals for Rice Grains Growing in Paddy Soils with a High Geological Background [J]. Journal of Agro-environment Science, 2018, 37(1): 18–26.]
- [18] 唐世琪, 杨峥, 马宏宏, 等. 岩溶区土壤镉生物有效性影响因素研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(6): 1221–1229. [TANG Shi-qi, YANG Zheng, MA Hong-hong, *et al.* Study on Factors Affecting Soil Cadmium Bioavailability in Soil in Karst Area [J]. Journal of Agro-environment Science, 2020, 39(6): 1221–1229.]
- [19] 杨炜林, 祖艳群, 李元. 土壤重金属化学形态的空间异质性及其影响因素研究[J]. 云南农业大学学报, 2007, 22(6): 912–916. [YANG Wei-lin, ZU Yan-qun, LI Yuan. Spatial Variability of Sequential Extraction Parts of Heavy Metals and Its Affecting Factors in Soil [J]. Journal of Yunnan Agricultural University, 2007, 22(6): 912–916.]
- [20] 马宏宏, 彭敏, 郭飞, 等. 广西典型岩溶区农田土壤—作物系统 Cd 迁移富集影响因素[J]. 环境科学, 2021, 42(3): 1514–1522. [MA Hong-hong, PENG Min, GUO Fei, *et al.* Factors Affecting the Translocation and Accumulation of Cadmium in a Soil-crop System in a Typical Karst Area of Guangxi Province, China [J]. Environmental Science, 2021, 42(3): 1514–1522.]
- [21] 龙汉武, 邹羽澄, 潘高潮, 等. 贵州红托竹荪栽培覆土与重金属的富集研究[J]. 中国食用菌, 2013, 32(5): 55–57. [LONG Han-

- wu, ZOU Yu-cheng, PAN Gao-chao, *et al.* Research on Guizhou *Dictyophora rubrovalvata* Overlying Soil Cultivation and Concentration of Harmful Heavy Metal[J]. *Edible Fungi of China*, 2013, 32(5): 55-57.]
- [22] 韩春梅, 王林山, 巩宗强, 等. 土壤中重金属形态分析及其环境学意义[J]. *生态学杂志*, 2005, 24(12): 1499-1502. [HAN Chun-mei, WANG Lin-shan, GONG Zong-qiang, *et al.* Chemical Forms of Soil Heavy Metals and Their Environmental Significance[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24(12): 1499-1502.]
- [23] 罗海艳, 李丹阳, 刘寿涛, 等. 铁锰改性椰壳炭对土壤镉形态及水稻吸收积累镉的影响[J]. *环境科学研究*, 2019, 32(5): 857-865. [LUO Hai-yan, LI Dan-yang, LIU Shou-tao, *et al.* Effects of Fe-Mn Modified Coconut Shell Biochar on Cadmium Speciation and Accumulation in Rice[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2019, 32(5): 857-865.]
- [24] 兰玉书, 袁林, 杨刚, 等. 钝化材料对农田土壤Cd形态及微生物群落的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(12): 2743-2751. [LAN Yu-shu, YUAN Lin, YANG Gang, *et al.* Soil Cadmium Content and Microbial Community Structure are Affected by Passivator Application[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(12): 2743-2751.]
- [25] 崔邢涛, 王学求, 栾文楼. 河北中南部平原土壤重金属元素存在形态及生物有效性分析[J]. *中国地质*, 2015, 42(2): 655-663. [CUI Xing-tao, WANG Xue-qiu, LUAN Wen-lou. An Analysis of Modes of Occurrence and Biological Availability of the Heavy Metal Elements in Soil of the Central and Southern Plain in Hebei[J]. *Geology in China*, 2015, 42(2): 655-663.]
- [26] 敖明, 柴冠群, 范成五, 等. 稻田土壤和稻米中重金属潜在污染风险评估与来源解析[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(6): 198-205, 324. [AO Ming, CHAI Guan-qun, FAN Cheng-wu, *et al.* Evaluation of Potential Pollution Risk and Source Analysis of Heavy Metals in Paddy Soil and Rice[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2019, 35(6): 198-205, 324.]
- [27] 李杰, 战明国, 钟晓宇, 等. 广西典型岩溶地区重金属在土壤-农作物系统中累积特征及其影响因素[J]. *环境科学学报*, 2021, 41(2): 597-606. [LI Jie, ZHAN Ming-guo, ZHONG Xiao-yu, *et al.* Distribution and Accumulation of Heavy Metals in Soil-Crop Systems from a Typical Carbonate Rocks Area in Guangxi[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, 41(2): 597-606.]
- [28] 王逸群, 许端平, 薛杨, 等. Pb和Cd赋存形态与土壤理化性质相关性研究[J]. *地球与环境*, 2018, 46(5): 451-455. [WANG Yi-qun, XU Duan-ping, XUE Yang, *et al.* Correlation between Fractionation Content of Pb, Cd and Physico-chemical Properties of Contaminated Soils[J]. *Earth and Environment*, 2018, 46(5): 451-455.]
- [29] CHANG C Y, YIN R S, ZHANG H, *et al.* Bioaccumulation and Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Soil-rice System in a Typical Seleniferous Area in Central China[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2019, 38(7): 1577-1584.
- [30] LALOR G C. Review of Cadmium Transfers from Soil to Humans and Its Health Effects in the Jamaican Environment[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 400(1/2/3): 162-172.
- [31] KWON J C, NEJAD Z D, JUNG M C. Arsenic and Heavy Metals in Paddy Soil and Polished Rice Contaminated by Mining Activities in Korea[J]. *CATENA*, 2017, 148: 92-100.
- [32] 王惠明, 林小兵, 黄欠如, 等. 不同灌溉模式对稻田土壤及糙米重金属积累的影响[J]. *生态科学*, 2019, 38(3): 152-158. [WANG Hui-ming, LIN Xiao-bing, HUANG Qian-ru, *et al.* Effects of Different Irrigation Modes on Heavy Metal Accumulation in Paddy Soil and Brown Rice[J]. *Ecological Science*, 2019, 38(3): 152-158.]
- [33] SHANKER K, MISHRA S, SRIVASTAVA S, *et al.* Effect of Selenite and Selenate on Plant Uptake of Cadmium by Kidney Bean (*Phaseolus mungo*) with Reference to Cd-Se Interaction[J]. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 1995, 7(3): 97-100.
- [34] 万亚男, 余垚, 齐田田, 等. 硒对植物吸收转运镉影响机制的研究进展[J]. *生物技术进展*, 2017, 7(5): 473-479. [WAN Ya-nan, YU Yao, QI Tian-tian, *et al.* Progress on Influence Mechanism of Selenium on Cadmium Uptake and Translocation in Plants[J]. *Current Biotechnology*, 2017, 7(5): 473-479.]
- [35] 孙宗全, 李合莲, 于修乐, 等. 不同作物对土壤中铬的富集能力的差异[J]. *济南大学学报(自然科学版)*, 2019, 33(3): 255-260, 265. [SUN Zong-quan, LI He-lian, YU Xiu-yue, *et al.* Bioconcentration Ability of Chromium in Soil by Different Crops[J]. *Journal of University of Jinan (Science and Technology)*, 2019, 33(3): 255-260, 265.]
- [36] 周玲莉, 薛南冬, 杨兵, 等. 黄淮平原农田土壤中重金属的分布和来源[J]. *环境化学*, 2013, 32(9): 1706-1713. [ZHOU Ling-li, XUE Nan-dong, YANG Bing, *et al.* Distribution and Source of Heavy Metals in Agricultural Soils from Huang-Huai Plain[J]. *Environmental Chemistry*, 2013, 32(9): 1706-1713.]
- [37] 杨继鑫, 戴华伟, 王英俊, 等. 淄博烟区土壤中微量元素特征及重金属风险评价[J]. *中国烟草科学*, 2020, 41(6): 44-50. [YANG Ji-xin, DAI Hua-wei, WANG Ying-jun, *et al.* Distribution Characteristics of Medium and Trace Elements and Risk Assessments for Heavy Metals in Soils in Zibo Tobacco-planting Region[J]. *Chinese Tobacco Science*, 2020, 41(6): 44-50.]

作者简介: 刘桂华(1989—), 女(侗族), 贵州铜仁人, 副研究员, 硕士, 主要研究方向为农业环境重金属污染治理。E-mail: 740768802@qq.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0489

黎红亮,袁鑫,符云聪,等.钝化剂对中碱性农田土壤重金属镉及其在小麦中累积的影响[J].生态与农村环境学报,2023,39(2):244-249.

LI Hong-liang, YUAN Cui, FU Yun-cong, et al. The Effect of Soil Passivator on Heavy Metal Cadmium in Alkaline Farmland Soil and Its Accumulation in Wheat[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 244-249.

钝化剂对中碱性农田土壤重金属镉及其在小麦中累积的影响

黎红亮¹, 袁鑫¹, 符云聪^{1①}, 朱晓龙¹, 桂娟¹, 刘代欢^{1,2}, 戴青云¹, 和君强¹ (1. 永清环保股份有限公司, 湖南长沙 410330; 2. 农田土壤污染防治与修复技术国家工程实验室, 江苏南京 210008)

摘要: 通过田间实验探讨了钝化剂对中碱性农田土壤中镉含量及其在小麦不同生长期镉累积的影响。结果显示,钝化剂能降低中碱性农田土壤有效态镉含量。在有效态镉含量为 $1.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的新乡农田土壤中,添加 $w = 0.20\%$ 的钝化剂,60~240 d 后土壤二乙烯三胺五乙酸(DTPA)有效态镉含量较对照(CK)降低 28.09%~53.15%,140 d 后小麦根、茎、叶镉含量较对照分别降低 43.20%、53.00%、53.00%,200 d 后分别降低 48.92%、53.82%、39.20%,240 d 后分别降低 47.92%、29.46%、21.41%,说明钝化剂能降低土壤有效态镉含量和小麦中镉含量,使小麦不同生长期各部位镉累积量降低,小麦籽粒镉含量从 0.22 降低至 $0.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,满足 GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》要求。

关键词: 钝化剂; 中碱性农田土壤; 镉; 小麦

中图分类号: X53; S512.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0244-06

The Effect of Soil Passivator on Heavy Metal Cadmium in Alkaline Farmland Soil and Its Accumulation in Wheat. LI Hong-liang¹, YUAN Cui¹, FU Yun-cong^{1①}, ZHU Xiao-long¹, GUI Juan¹, LIU Dai-huan^{1,2}, DAI Qing-yun¹, HE Jun-qiang¹ (1. Yonker Environmental Protection Co. Ltd., Changsha 410330, China; 2. Farmland Soil Pollution Prevention and Control and Repair Technology National Engineering Laboratory, Nanjing 210008, China)

Abstract: Field experiments were performed to investigate the effect of passivator on heavy metal cadmium in alkaline farmland soil and its accumulation in different growing period of wheat. The results show that the addition of passivator could decrease the available Cd in alkaline farmland soil. In Cd contaminated soil collected from Xinxiang (DTPA-Cd $1.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), compared with the control experiment. By adding 0.20% (mass fraction) of the passivator, the available Cd content of the soil reduced by 28.09%~53.15% after 60~240 days; the Cd contents of the wheat root, stem and leaf were reduced by 43.20%, 53.00% and 53.00% after 140 days, respectively; the Cd contents of the wheat root, stem and leaf were reduced by 48.92%, 53.82% and 39.20% after 200 days, respectively; and the Cd contents of the wheat root, stem, leaf, and grain were reduced by 47.92%, 29.46% and 21.41% after 240 days, respectively. The results show that the passivator could decrease the available Cd content of soil and wheat, thus the Cd accumulation in different parts and different growing periods of wheat could be reduced. The contents of cadmium in wheat grain decreased from 0.22 to $0.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, which meets with the national standard (GB 2762-2017). It indicates that the passivator is a potential material for the remediation of heavy metal contaminated alkaline farmland soil.

Key words: passivator; alkaline farmland soil; Cd; wheat

随着工业的快速发展,我国土壤重金属污染程度日益加剧。根据 2014 年《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国耕地土壤污染较为严重,重金属点位超标率为 19.4%,其中 82.8% 的土壤为镉、砷、汞、铜、铅等污染^[1]。中碱性农田土壤主要分布在我国北方地区,其主要种植作物为小麦,是我国重要的粮食作物之一,仅次于水稻^[2]。小麦对镉有一定的吸收富集能力,镉易通过食物链进入人体,危害人体健康^[3]。有研究表明,受镉污染的中碱性土

壤主要分布在河南、河北、天津、甘肃、黑龙江、辽宁等地^[4]。

当前农田土壤重金属污染修复技术较多,主要有化学钝化^[5-6]、植物修复^[6-7]和化学淋洗^[7-9]等。

收稿日期: 2021-08-10

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC1802702,2016YFD0800700); 湖南省科技计划项目(2016TP1024)

① 通信作者 E-mail: yuncfu@qq.com

大部分技术在经济性、周期性、可操作性以及环境友好性等方面稍有不足。化学钝化是一种操作简单、周期短且效果好的修复方法,其主要原理是通过降低土壤重金属有效态来修复重金属污染^[10-11]。对于我国南方的酸性土壤,主要是通过施用钝化剂与调节土壤 pH 值的方法来降低土壤重金属有效态活性,达到一定的修复效果。我国北方土壤 pH 值较高且呈中碱性状态,采取提高 pH 值来治理镉污染效果不理想,需要通过钝化剂与重金属间的化学反应并生成螯合物、络合物、沉淀物等较难溶解的化合物,或通过离子交换作用和表面吸附固定土壤重金属^[4]。目前中碱性土壤重金属钝化剂的研究较少,稍有效果的钝化剂存在不稳定或施用量高(一般在 1.0% 以上)等问题,不利于田间推广应用。因此,研发出施用量较少且适宜修复中碱性土壤重金属污染的钝化剂尤其重要。

2,4,6-三巯基均三嗪三钠(TMT)是一种无毒无害的重金属捕捉剂,按纯度一般分为 $w = 15\%$ 的 TMT15(液体)和 55% 的 TMT55(固体)。TMT 中含有 3 个 S—键,能与多种重金属离子螯合,并形成稳定性良好且极难溶于水的有机硫沉淀物^[12-13],TMT 常用于重金属废水处理,而关于 TMT 材料对土壤重金属治理的相关研究较少^[14-15]。该研究以 TMT55 作为主要材料,混配其他原料制备而成钝化剂,通过小区试验,研究该钝化剂对土壤二乙烯三胺五乙酸(DTPA)有效态镉含量以及对小麦不同生长期重金属镉累积的影响,掌握小麦对镉累积的特点,为中碱性农田土壤重金属镉污染的修复及小麦的安全生产提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验田块位于河南省新乡麦田,其周边存有较多的化工企业,重金属通过大气沉降、污水灌溉等方式进入土壤,导致农田土壤重金属污染^[4,16]。供试的田块为新乡麦田,参照 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》[pH 值>7.5 时, $w(\text{Cd}) \leq 0.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$],该土壤总镉含量已超过 GB 15618—2018 农用地土壤污染风险筛选值。

该土壤类型为硅铝土普通褐土,其中阳离子交换量为 $12.94 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$,pH 值为 8.12, $w(\text{总镉})$ 为 $2.84 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{DTPA-Cd})$ 为 $1.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{有机质})$ 为 $25.68 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

试验采用的钝化剂以 TMT55 材料复配其他原料制备而成,其中 TMT55 材料 w 约为 50.0%,其他原料主要含有效钙 [$w(\text{CaO}) \geq 15.0\%$ 、 $w(\text{SiO}_2) \geq 1.0\%$ 、 $w(\text{MgO}) \geq 2.0\%$ 、 $w(\text{P}_2\text{O}_5) \geq 2.0\%$]。其他实验材料如二水合氯化钙、三乙醇胺(TEA)、二乙烯三胺五乙酸(DTPA)等均为分析纯。

该钝化剂粒径 0.15 mm,pH 值为 12.35。其中 $w(\text{Cd})$ 为 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{As})$ 为 $1.39 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{Hg})$ 为 $0.016 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{Pb})$ 为 $1.62 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{Cr})$ 为 $4.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2 试验设计与处理

试验于 2018—2019 年在河南省新乡小麦试验田进行,供试冬小麦品种为矮抗 58,2018 年 10 月初播种,2019 年 6 月初收割,全生育期约 240 d。试验共设 4 个处理,每个处理 3 次重复,共 12 个处理,每个小区面积 $16 \text{ m}^2(4 \text{ m} \times 4 \text{ m})$,小区随机分布。其中钝化剂设计 3 个不同撒施处理,撒施量分别为表层土壤质量分数的 0.05%、0.10% 和 0.20%,在种植小麦前撒施钝化剂,并翻耕混匀,另设置未撒施钝化剂的处理为空白对照。起垄后加水平衡,水量约为田间最大持水量的 60%,平衡 2~7 d 后播种,田间管理按照当地农民的耕作习惯。

撒施钝化剂后,分别在分蘖期(60 d)、拔节期(140 d)、抽穗期(200 d)和成熟期(240 d)采集土壤和植株样。土壤采样深度为 0~20 cm,自然风干并去除可见的石块和根系,研磨后过 2.0 mm 孔径筛检测备用。植株样依次用自来水、去离子水洗净后分离成根、茎、叶不同部位,105 ℃杀青 2 h,然后 75 ℃烘干至恒重;籽粒烘干后脱壳粉碎处理,以备消解。分别检测 60、140 和 240 d 土壤有效态镉含量和 pH 值,140、200 和 240 d 小麦根、茎、叶 3 部分镉含量,240 d 成熟期小麦籽粒镉含量。

1.3 分析检测

小麦采用 FZ102 微型植物试样粉碎机粉碎, $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2\text{-HClO}_4$ 酸消解法消解^[17]。土壤有效态镉含量用 DTPA 浸提方法,并按照 GB/T 23739—2009《土壤质量有效态铅和镉的测定原子吸收法》测定,检测仪器为 Agilent Technologies 240Z AA 型石墨炉原子吸收分光光度计。土壤 pH 值使用雷磁 PHS-3C 型 pH 计检测^[18]。

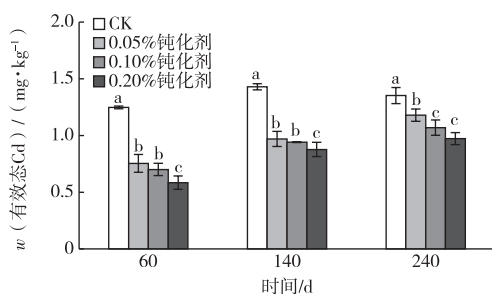
1.4 数据分析方法

采用 Excel 2010 软件对试验数据及图表进行处理^[19],数据结果取 3 次平行分析的平均值,用 SPSS 22.0 进行数据的差异显著性分析^[20]。

2 结果与讨论

2.1 钝化剂对土壤有效态镉含量的影响

如图 1 所示,试验麦田土壤初始 w (有效态镉) 为 $1.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在试验小区土壤中添加不同剂量的钝化剂,分别稳定 60、140、240 d 后采集土壤样品,结果显示该钝化剂能显著降低土壤有效态镉含量 ($P < 0.05$)。60、140、240 d 后,添加 0.05% 钝化剂的土壤有效态镉含量较对照 (CK) 分别降低 39.52%、32.14%、12.19%,添加 0.10% 的钝化剂后分别降低 43.85%、34.13%、20.91%,添加 0.20% 的钝化剂分别降低 53.15%、38.64%、28.09%。随着时间的增加,土壤有效态镉去除率逐渐降低,其原因可能与钝化剂和重金属镉之间的反应机制有关。TMT55 材料含有 3 个 S—键,能与镉螯合形成稳定的有机硫沉淀,极难溶于水^[12-14]。随着时间增加,部分沉淀存在分解的可能,重金属离子会再次释放并进入土壤中,引起土壤有效态镉含量升高。也可能随着时间的推移,土壤中其他重金属与钝化剂结合反应,使土壤有效态镉含量升高^[14]。无论添加多少钝化剂,140 d 前对土壤有效态镉的去除率均维持在 30% 以上,综合前期室内土培小试试验结果可知,15 和 30 d 的土壤有效态镉去除率分别在 70% 和 30% 以上。随着时间的推移,土壤重金属有效态镉含量呈逐渐上升趋势。



同一组直方柱上方英文小写字母不同表示同一时间不同处理间土壤有效态镉含量差异显著 ($P < 0.05$)。

图 1 钝化剂对土壤有效态镉含量的影响

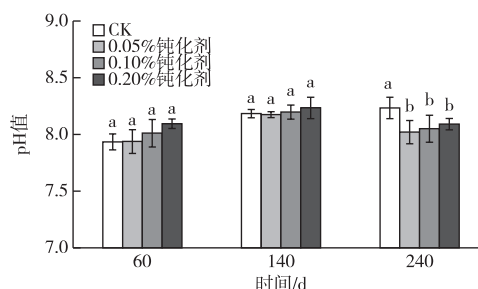
Fig. 1 Effects of the passivator on soil available Cd

2.2 钝化剂对土壤 pH 值的影响

钝化剂对土壤 pH 值的影响如图 2 所示。随着时间的推移,60 d 时添加 $w = 0.05\%$ 和 0.1% 的钝化剂处理 pH 值较对照升高不显著 ($P > 0.05$),添加 $w = 0.2\%$ 钝化剂处理较对照升高 0.16,但不显著 ($P > 0.05$)。140 d 时添加 $w = 0.05\%$ 、 0.10% 和 0.20% 的钝化剂处理较对照略有降低或上升,但趋

势不显著 ($P > 0.05$)。240 d 时添加 $w = 0.05\%$ 、 0.10% 和 0.20% 的钝化剂处理土壤 pH 值较对照显著降低 0.21、0.18 和 0.14 ($P < 0.05$)。陈杰等^[21]研究表明,在碱性土壤中添加 5 种硫化物稳定剂 (S、 Na_2S 、 FeS 、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 和 DTCS),60 d 内均能够显著降低土壤 pH 值,说明添加硫化物能够在一段时间内降低土壤 pH 值。添加 $w = 0.20\%$ 的钝化剂 240 d 后,土壤 pH 值较对照降低 0.11,但有效态镉含量较对照降低 28.09%,说明此钝化剂对土壤有效态镉的降低并不是通过提高土壤 pH 值的方法。

有研究表明,酸性土壤 pH 值与土壤有效态重金属含量呈负相关^[22-23]。笔者研究中碱性土壤条件下 pH 值与土壤有效态重金属含量未呈明显的相关性。针对碱性土壤,通过调整 pH 值达不到相关的土壤修复效果,必须通过添加钝化剂与重金属发生化学反应,生成螯合物、络合物、沉淀物,或者通过表面吸附和离子交换等比较复杂的方式固定土壤中的重金属,使土壤有效态重金属含量进一步降低,达到一定的土壤修复目标,这可能是酸性和碱性土壤重金属修复的主要区别^[4]。



同一组直方柱上方英文小写字母不同表示同一时间不同处理间土壤 pH 值差异显著 ($P < 0.05$)。

图 2 钝化剂对土壤 pH 值的影响

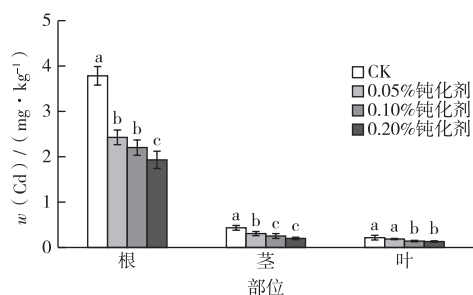
Fig. 2 Effects of the passivator on soil pH

2.3 钝化剂投加量对小麦植株镉含量的影响

投加剂量对小麦植株各部位镉含量的影响如图 3 所示。在试验小区土壤中分别添加 $w = 0.05\%$ 、 0.10% 、 0.20% 的钝化剂,200 d 后采集小麦植株样品。结果显示,小麦根部镉含量较对照显著降低 35.83%、40.98%、48.92%,小麦茎部镉含量显著降低 29.06%、37.73%、53.82%,小麦叶部镉含量显著降低 14.10%、22.73%、39.20% ($P < 0.05$)。这与前文中钝化剂对土壤有效态镉含量的影响有相同的趋势,即随钝化剂投加剂量的增加,土壤有效态镉去除率均明显提高。

符云聪等^[15]在土壤培养模拟试验中发现,投加

$w = 0.05\%$ 和 0.10% 的TMT55稳定15 d后,有效态镉含量比对照分别降低57.69%和70.51%,说明随着钝化剂添加剂量的提高,土壤中重金属的结合位点也将逐渐增加,土壤有效态镉含量随之降低,进入小麦植株的镉减少,各部位镉含量降低。钝化剂投加量从 0.05% 提高到 0.20% 时,小麦根、茎、叶镉去除率分别升高13.09%、24.76%、25.10%。



同一组直方柱上方英文小写字母不同表示同一部位不同处理间小麦植株镉含量差异显著($P < 0.05$)。

图3 钝化剂投加剂量对小麦植株镉含量的影响
Fig. 3 Effects of the dose of passivator addition on the Cd contents in wheat plants

2.4 钝化剂稳定时间对小麦植株镉含量的影响

在小区土壤中分别添加 $w = 0.05\%$ 、 0.10% 和 0.20% 的钝化剂,分别稳定140、200、240 d后采集小麦植株样品,结果显示绝大部分处理均能显著降低小麦植株各部位重金属镉含量($P < 0.05$),且钝化剂添加量越高,降镉效果越显著($P < 0.05$) (图4)。对小麦植株各部位镉含量的影响中,添加 $w = 0.05\%$ 钝化剂,140 d后小麦根、茎、叶镉含量较对照分别降低33.46%、33.19%、33.19%,200 d后分别降低35.83%、29.06%、14.10%,240 d后分别降低27.38%、18.28%、4.12%;添加 $w = 0.10\%$ 钝化剂,140 d后小麦根、茎、叶镉含量较对照分别降低42.50%、40.65%、40.65%,200 d后分别降低40.98%、37.73%、22.73%,240 d后分别降低26.50%、37.56%、7.63%;添加 $w = 0.20\%$ 钝化剂,140 d后小麦根、茎、叶镉含量较对照分别降低43.20%、53.00%、53.00%,200 d后分别降低48.92%、53.82%、39.20%,240 d后分别降低47.92%、29.46%、21.41%,说明钝化剂在小麦的生长过程中具有较强的降镉作用。小麦植株各部位镉含量随着时间的推移整体呈下降趋势,这是因为随着时间的增加钝化剂对镉的钝化效果降低,土壤重金属有效态镉含量升高,更容易被植物根系吸收。200到240 d小麦根部 w (镉)从3.78下降为

$3.38 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,仅下降13.57%,而叶部 w (镉)从0.22上升为 $0.48 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,上升了118.18%。这与姜丽娜等^[17]研究结果相似,抽穗期到灌浆末期小麦根部 w (镉)从2.16下降为 $1.80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,仅下降16.67%,而叶部 w (镉)从1.10上升为 $4.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,上升了310.00%。根部镉含量微弱减少,说明少量被根固定的镉能再往叶片运输。叶片中镉含量成倍增加,是因为此阶段为灌浆期,小麦植株进一步生长,土壤中及根部镉向叶片运输较多。

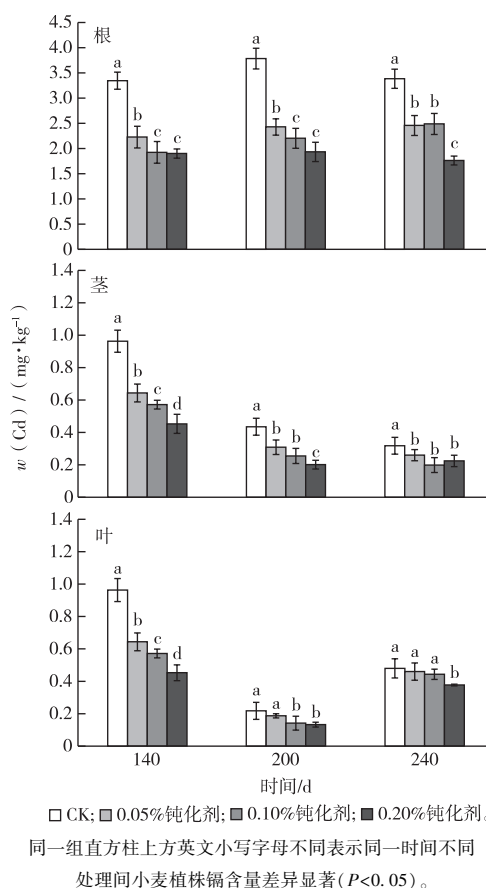


图4 钝化剂稳定时间对小麦植株镉含量的影响
Fig. 4 Effects of stabilization time of passivator on the Cd contents in wheat plants

240 d时各处理中小麦各部位镉含量从大到小依次为根>叶>茎,这与多数研究结果一致^[3,24-25]。胡艳玲等^[26]在碱性土壤[pH = 8.41, w (总镉)为 $2.34 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, w (有效态镉)为 $1.68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]的冬小麦大田实验中发现,小麦各部位对镉的富集系数为根>叶>茎。张丙春等^[3]在其研究中添加不同浓度的外源镉($0.3 \sim 4.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),结果显示小麦各部位对镉的累积能力存在显著差异,在不同镉添加浓度下对镉的富集系数均为根>叶>茎。季书勤等^[27]对5种小麦品种进行了大田试验,结果显示小

麦各部位镉富集系数均为根>叶>茎。

此外,240 d 时小麦叶片较其他部位生长更为繁盛,且此时间段是叶片最茂盛的时候,宽大的叶面具有很大的表面积,能与空气充分接触且适合沉降物附着于表面,利于重金属吸收。邱坤艳等^[16]进行了河南某冶炼企业周边大气沉降中重金属污染状况评价,发现冶炼厂周边大气沉降中铅、镉的重金属含量远远超过 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》中的二级标准,平均沉降量分别是对照点的 44.3 和 54.5 倍。

2.5 钝化剂投加剂量对小麦籽粒镉含量的影响

投加剂量对小麦籽粒重金属镉含量的影响如图 5 所示。在小区土壤中分别添加 $w = 0.05\%$ 、 0.10% 、 0.20% 的钝化剂,240 d 后小麦籽粒中镉含量较对照显著降低 28.43%、35.15%、55.96%。李乐乐等^[28]在镉低积累小麦品种的筛选研究中发现,“矮抗 58”属于重金属镉高积累型品种。然而该研究中对照小麦籽粒镉含量为 $0.22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,当添加 0.20% 的钝化剂后小麦籽粒中镉含量降低至 $0.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,说明该钝化剂能减少高积累小麦品种对镉的吸收,达到 GB 2762—2017 中《食品安全国家标准 食品中污染物限量标准》[$w(\text{Cd}) < 0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$],因此该钝化剂是一种在中碱性镉污染土壤上具有良好应用潜力的修复药剂。

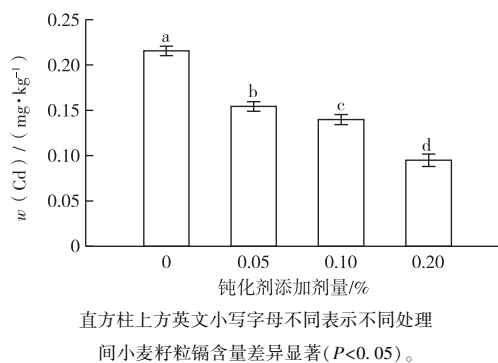


图 5 钝化剂添加剂量对小麦籽粒镉含量的影响

Fig. 5 Effects of dose of passivator addition on the Cd contents in wheat grain

3 结论

(1) 该钝化剂能显著降低中碱性镉污染土壤中 DTPA 浸提有效态镉含量 ($P < 0.05$), 表现出良好的钝化修复效果。

(2) 该钝化剂能减少中碱性土壤小麦在生长期各部位对重金属镉的吸收, 显著降低小麦各部位的

镉含量 ($P < 0.05$), 添加 $w = 0.20\%$ 的钝化剂能使小麦籽粒镉含量从 0.22 显著降低至 $0.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($P < 0.05$), 最终小麦籽粒中镉含量满足 GB 2762—2017 中的食品安全国家标准。

(3) 该钝化剂是一种在中碱性镉污染土壤上具有良好应用潜力的修复药剂。

参考文献:

- [1] LIANG X F, HAN J, XU Y M, et al. In-situ Field-Scale Remediation of Cd Polluted Paddy Soil Using Sepiolite and Palygorskite[J]. Geoderma, 2014, 235/236: 9–18.
- [2] 朱志勇, 李友军, 郝玉芬, 等. 镉对小麦 (*Triticum aestivum*) 干物质积累、转移及籽粒产量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(2): 252–258. [ZHU Zhi-yong, LI You-jun, HAO Yu-fen, et al. Effects of Cd on Accumulations and Translocation of Biomasses and Yield of Different Wheat (*Triticum aestivum*) Cultivars[J]. Journal of Agro-environment Science, 2012, 31(2): 252–258.]
- [3] 张丙春, 王磊, 孟立红, 等. 镉胁迫下春小麦中镉的分布、富集及转移规律[J]. 生态学报, 2010, 29(12): 2521–2524. [ZHANG Bing-chun, WANG Lei, MENG Li-hong, et al. Distribution, Enrichment, and Transfer of Cadmium in Spring Wheat under Cadmium Stress[J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29(12): 2521–2524.]
- [4] 解晓露, 袁鑫, 朱晓龙, 等. 中碱性镉污染农田原位钝化修复材料研究进展[J]. 土壤通报, 2018, 49(5): 1254–1260. [XIE Xiao-lu, YUAN Cui, ZHU Xiao-long, et al. In-situ Passivation Remediation Materials in Cadmium Contaminated Alkaline Agricultural Soil: A Review[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2018, 49(5): 1254–1260.]
- [5] CHANG Y T, HSI H C, HSEU Z Y, et al. Chemical Stabilization of Cadmium in Acidic Soil Using Alkaline Agronomic and Industrial By-Products[J]. Journal of Environmental Science and Health, 2013, 48(13): 1748–1756.
- [6] ZANUZZI A, FAZ A, ACOSTA J A. Chemical Stabilization of Metals in the Environment: A Feasible Alternative for Remediation of Mine Soils[J]. Environmental Earth Sciences, 2013, 70(6): 2623–2632.
- [7] SUN Y B, ZHOU Q X, WANG L, et al. Cadmium Tolerance and Accumulation Characteristics of *Bidens pilosa* L. as a Potential Cd-Hyperaccumulator[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 161(2/3): 808–814.
- [8] SUTHAR V, MAHMOOD-UL-HASSAN M, MEMON K S, et al. Heavy-metal Phytoextraction Potential of Spinach and Mustard Grown in Contaminated Calcareous Soils[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2013, 44(18): 2757–2770.
- [9] MAKINO T, SUGAHARA K, SAKURAI Y, et al. Remediation of Cadmium Contamination in Paddy Soils by Washing with Chemicals: Selection of Washing Chemicals[J]. Environmental Pollution, 2006, 144(1): 2–10.
- [10] LEE S H, LEE J S, CHOI Y J, et al. In-situ Stabilization of Cadmium-, Lead-, and Zinc-contaminated Soil Using Various Amendments[J]. Chemosphere, 2009, 77(8): 1069–1075.

- [11] LOMBI E, ZHAO F J, ZHAN G Y, *et al.* In-situ Fixation of Metals in Soils Using Bauxite Residue: Chemical Assessment [J]. Environmental Pollution, 2002, 118(3): 435-443.
- [12] MATLOCK M M, HENKE K R, ATWOOD D A, *et al.* Aqueous Leaching Properties and Environmental Implications of Cadmium, Lead and Zinc Trimercaptotriazine (TMT) Compounds [J]. Water Research, 2001, 35(15): 3649-3655.
- [13] HENKE K R, ROBERTSON D, KREPPS M K, *et al.* Chemistry and Stability of Precipitates from Aqueous Solutions of 2,4,6-Trimercaptotriazine, Trisodium Salt, Nonahydrate (TMT-55) and Mercury (II) Chloride [J]. Water Research, 2000, 34(11): 3005-3013.
- [14] 张江生, 周康根, 姜科, 等. 新型 TMT-硫酸铁固定剂对重金属污染土壤的修复研究 [J]. 有色金属科学与工程, 2014, 5(2): 10-14. [ZHANG Jiang-sheng, ZHOU Kang-gen, JIANG Ke, *et al.* Soil Remediation Technology Contaminated by Heavy Metals with a Novel TMT-Ferric Sulfate Stabilizer [J]. Nonferrous Metals Science and Engineering, 2014, 5(2): 10-14.]
- [15] 符云聪, 朱晓龙, 袁磊, 等. 含硫材料对中碱性农田土壤镉的钝化效果 [J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(10): 1353-1360. [FU Yun-cong, ZHU Xiao-long, YUAN Cui, *et al.* Study on the Effect of Sulfur Materials on Immobilization of Cadmium in Contaminated Alkaline Farmland Soils [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(10): 1353-1360.]
- [16] 邱坤艳, 成永霞, 付燕利, 等. 冶炼企业周边大气降尘中重金属污染状况评价 [J]. 环境保护科学, 2015, 41(4): 43-45. [QIU Kun-yan, CHENG Yong-xia, FU Yan-li, *et al.* Evaluation of Heavy Metal Pollution in the Atmospheric Dust Fall of the Areas Surrounding the Smelting Enterprises [J]. Environmental Protection Science, 2015, 41(4): 43-45.]
- [17] 姜丽娜, 邵云, 李春喜, 等. 镉在小麦植株体内的吸收、分配和累积规律研究 [J]. 河南农业科学, 2004, 33(7): 13-17. [JIANG Li-na, SHAO Yun, LI Chun-xi, *et al.* Studies on Uptake, Distribution and Accumulation of Cd in Wheat Plant [J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2004, 33(7): 13-17.]
- [18] 符云聪, 赵瑰施, 张义, 等. 天然海泡石-二乙基二硫代氨基甲酸纳复合体对土壤中镉的钝化机制 [J]. 环境污染与防治, 2018, 40(6): 634-638. [FU Yun-cong, ZHAO Gui-shi, ZHANG Yi, *et al.* The Mechanism of Sepiolite-Diethyldithiocarbamate Compound on Immobilization of Cadmium in Contaminated Soils [J]. Environmental Pollution & Control, 2018, 40(6): 634-638.]
- [19] 黎红亮, 杨洋, 陈志鹏, 等. 花生和油菜对重金属的积累及其成品油的安全性 [J]. 环境工程学报, 2015, 9(5): 2488-2494. [LI Hong-liang, YANG Yang, CHEN Zhi-peng, *et al.* Accumulation of Heavy Metals by Peanut and Rapeseed and Safety of Their Refined Oil [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, 9(5): 2488-2494.]
- [20] 符云聪, 赵瑰施, 张义, 等. 模拟酸雨淋溶下海泡石复合材料对污染土壤镉释放的影响 [J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(2): 242-247. [FU Yun-cong, ZHAO Gui-shi, ZHANG Yi, *et al.* Effect of Simulated Acid Rain on Releases of Cadmium in a Contaminated Soil Immobilized by Sepiolite-DDTC Compound [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(2): 242-247.]
- [21] 陈杰, 刘洁, 李顺奇, 等. 几种硫化物对紫色土汞的稳定化效果及优化稳定条件 [J]. 环境工程学报, 2018, 12(3): 893-903. [CHEN Jie, LIU Jie, LI Shun-qi, *et al.* Effects of Several Sulfur Compounds on Stabilization of Mercury in Purple Soil and Appropriate Stabilizing Conditions [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, 12(3): 893-903.]
- [22] 赵家印, 席运官, 代慧杰, 等. 钝化剂与有机肥配施对土壤有效态重金属及其在生菜中累积的影响 [J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(11): 1460-1467. [ZHAO Jia-yin, XI Yun-guan, DAI Hui-jie, *et al.* Effects of Compost Combined with Amendments on Available Copper and Cadmium in Soil and Their Accumulation in Romaine [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(11): 1460-1467.]
- [23] NAIDU R, BOLAN N, KOOKANA R S, *et al.* Ionic-Strength and pH Effects on the Sorption of Cadmium and the Surface Charge of Soils [J]. European Journal of Soil Science, 1994, 45(4): 419-429.
- [24] 李平, 王兴祥, 郎漫, 等. 改良剂对 Cu、Cd 污染土壤重金属形态转化的影响 [J]. 中国环境科学, 2012, 32(7): 1241-1249. [LI Ping, WANG Xing-xiang, LANG Man, *et al.* Effects of Amendments on the Fraction Transform of Heavy Metals in Soil Contaminated by Copper and Cadmium [J]. China Environmental Science, 2012, 32(7): 1241-1249.]
- [25] 符云聪, 朱晓龙, 袁磊, 等. 小麦对镉的吸收、富集及其镉污染预测研究进展 [J]. 中国农学通报, 2020, 36(6): 37-41. [FU Yun-cong, ZHU Xiao-long, YUAN Cui, *et al.* Cadmium Absorption and Enrichment in Wheat and Its Cadmium Pollution Prediction: Research Progress [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2020, 36(6): 37-41.]
- [26] 胡艳玲, 李平, 齐学斌, 等. 不同清污轮灌模式下冬小麦对 Cd 敏感期分析 [J]. 灌溉排水学报, 2016, 35(8): 21-24. [HU Yan-ling, LI Ping, QI Xue-bin, *et al.* Analysis of Winter Wheat Sensitive Period for Cd under Rotational Irrigation with Clean Water and Polluted Water [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2016, 35(8): 21-24.]
- [27] 季书勤, 郭瑞, 王汉芳, 等. 河南省主要小麦品种重金属污染评价及镉吸收规律研究 [J]. 麦类作物学报, 2006, 26(6): 154-157. [JI Shu-qin, GUO Rui, WANG Han-fang, *et al.* Estimate of Pollution by Heavy Metals on Wheat in Henan and the Rule of Cadmium Absorption in Wheat [J]. Journal of Triticeae Crops, 2006, 26(6): 154-157.]
- [28] 李乐乐, 刘源, 李宝贵, 等. 镉低积累小麦品种的筛选研究 [J]. 灌溉排水学报, 2019, 38(8): 53-58, 72. [LI Le-le, LIU Yuan, LI Bao-gui, *et al.* Screening of Low-Accumulation Wheat Varieties with Cadmium [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2019, 38(8): 53-58, 72.]

作者简介: 黎红亮 (1988—), 男, 湖南邵阳人, 中级工程师, 硕士, 主要从事环境污染治理与修复项目及研究方面的工作。E-mail: 272344349@qq.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0698

张文亭,王宏斌,王海娟,等.紫茉莉 β -谷甾醇对镉处理的浓度响应及其化感效应[J].生态与农村环境学报,2023,39(2):250–263.

ZHANG Wen-ting, WANG Hong-bin, WANG Hai-juan, et al. β -sitosterol from *Mirabilis jalapa* Treated with Cadmium: Concentration Responses and Allelopathic Effects[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 250–263.

紫茉莉 β -谷甾醇对镉处理的浓度响应及其化感效应

张文亭^①, 王宏斌^①, 王海娟, 彭瑜, 郭思宇 (昆明理工大学环境科学与工程学院/ 云南省土壤固碳与污染控制重点实验室, 云南 昆明 650500)

摘要: 外来入侵植物紫茉莉 (*Mirabilis jalapa*) 对镉 (Cd) 具有一定的富集能力, 但对其他植物也会产生化感效应, 其植株体内已被检测到甾醇类物质, 对其他植物的种子萌发和幼苗生长会产生不同程度的影响。虽然有关紫茉莉对作物化感效应方面已有一些研究, 但大多是在非重金属污染条件下进行, 有关 Cd 处理下紫茉莉化感效应的报道甚少。采用室内水培法研究不同 Cd 浓度处理下外来入侵植物紫茉莉根系分泌物对黄豆和玉米的化感效应, 以及紫茉莉植株和根系分泌物中化感物质 β -谷甾醇含量和 Cd 处理下外源添加不同浓度 β -谷甾醇 (0、0.125、0.5、1、2 mg · L⁻¹) 对黄豆和玉米的化感效应。结果表明, 不同 Cd 浓度处理下, 紫茉莉根系分泌物会对 2 种作物产生化感抑制作用, 但对黄豆的抑制作用高于玉米。紫茉莉根部 β -谷甾醇含量显著高于茎、叶; 根部 β -谷甾醇含量在高浓度 Cd 处理下显著减少, 其根分泌物中 β -谷甾醇含量则显著增加。Cd 处理下外源添加 0.125 mg · L⁻¹ β -谷甾醇时, 黄豆和玉米种子发芽及幼苗生长均受到显著抑制, 其他 β -谷甾醇处理浓度对玉米幼苗生长则表现为促进作用, 黄豆则受到不同程度的化感抑制作用。随 β -谷甾醇添加浓度升高, 黄豆幼苗叶片中的超氧化物歧化酶 (SOD) 和过氧化物酶 (POD) 活性均呈先升高后下降的趋势, 黄豆叶片丙二醛 (MDA) 含量在 0.125 mg · L⁻¹ β -谷甾醇浓度下显著高于对照, 玉米 MDA 含量变化则不显著; 玉米幼苗叶片的 SOD 和 CAT 活性则呈升高趋势。同时, 在低、高浓度 β -谷甾醇处理下, 黄豆和玉米幼苗的叶绿素 a 和类胡萝卜素含量与对照相比均显著下降。Cd 处理下不同浓度 β -谷甾醇对 2 种作物的化感效应不同, 且对黄豆的化感抑制作用强于玉米。因此, 可优先选择玉米与紫茉莉进行 Cd 污染土壤的间作修复。

关键词: 紫茉莉; 镉 (Cd); β -谷甾醇; 化感作用

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0250-14

β -sitosterol from *Mirabilis jalapa* Treated with Cadmium: Concentration Responses and Allelopathic Effects.

ZHANG Wen-ting, WANG Hong-bin^①, WANG Hai-juan, PENG Yu, GUO Si-yu (Faculty of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology/ Yunnan Key Laboratory of Soil Carbon Sequestration and Pollution Control, Kunming 650500, China)

Abstract: *Mirabilis jalapa*, an alien invasive plant, can accumulate cadmium (Cd) and exert allelopathic effects to other plants. The detected sterols in *M. jalapa* will significantly affect seed germination and seedling growth of other plants. Although the allelopathic effects of *M. jalapa* on crops without heavy metal have been reported, few studies focus on the allelopathic effects in the coexistence of Cd. A hydroponic experiment was conducted at different Cd concentrations to determine the allelopathic effects of root exudates from *M. jalapa* on soybean and maize, the content of β -sitosterol in different parts of *M. jalapa* and its root exudates, and the allelopathic effects of exogenous β -sitosterol with different concentration (0, 0.125, 0.5, 1, 2 mg · L⁻¹) on soybean and maize. The results show that with Cd stress, the allelopathic inhibition effect of root exudates from *M. jalapa* on soybean was stronger than that on maize. The content of β -sitosterol in the roots of *M. jalapa* was significantly higher than that in the stems and leaves. The content of β -sitosterol in the roots significantly reduced at high Cd concentration, while the content of β -sitosterol in the root exudates significantly increased. The seed germination and seedling growth of soybean and maize were significantly inhibited at the addition of 0.125 mg · L⁻¹ β -sitosterol, but the seedling growth of maize was promoted by the addition of other concentrations of β -sitosterol. The seed germination and

收稿日期: 2021-11-14

基金项目: 国家自然科学基金(31960264)

① 通信作者 E-mail: whb1974@126.com

seedling growth of soybean were inhibited with different allelopathic degree. With the increasing concentration of β -sitosterol, the activities of superoxide dismutase (SOD) and peroxidase (POD) in leaves of soybean seedlings were firstly increased but then decreased. The content of malondialdehyde (MDA, a product of cell membrane lipid peroxidation) in soybean leaves was significantly higher than that of the control at the addition of $0.125 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ β -sitosterol. However, the variation of MDA content in maize leaves was not significant. Comparatively, the activities of SOD and CAT in leaves of maize was increased. At low or high β -sitosterol concentration, the chlorophyll a and carotenoid contents in the leaves of the two crops were significantly decreased compared with the control. At Cd stress, the allelopathic inhibition of β -sitosterol on soybean was higher than that on maize. Therefore, the remediation of Cd-polluted soil by the intercropping of maize and *M. jalapa* is feasible.

Key words: *Mirabilis jalapa*; cadmium; β -sitosterol; allelopathy

镉(Cd)因具有重要的工业用途,对其需求日益增加,Cd 污染成为一个严重的环境问题。一方面,排入土壤中的 Cd 具有高移动性、毒性和污染广泛性等特征,作为环境中各类污染物最终归属地的土壤成为一个主要污染场所^[1];另一方面,Cd 易通过食物链在生物体内积累,对动、植物及人体健康产生巨大风险^[2]。作为农业大国,Cd 污染土壤的修复在我国尤显重要且迫切。

作为一种从土壤中去毒有毒重金属和其他污染物的有效、廉价和环境友好的技术,植物修复(phytoremediation)技术常用于转移或稳定污染土壤中的有毒金属和其他污染物^[3]。该技术的关键是找到合适的修复植物,并且这类植物应具有分布广泛、地上部生物量高、生物富集系数高、生命周期短、繁殖速率高等特点^[4]。因此,在所发现的超富集植物种质资源有限、生物量低、生长缓慢等现实条件下,寻求利用外来入侵植物(alien invasive plant, AIP)修复重金属污染土壤是一个值得考虑的思路。

云南是有名的“植物王国”,根据《云南省外来入侵物种名录(2019版)》,云南省共查明外来入侵植物321种和4个变种^[5]。若AIP具有较强的重金属富集能力,可望用于重金属污染土壤的植物提取(phytoextraction)修复;若其重金属富集能力不强,则可以利用这类植物较强的抗逆性,在广大重金属矿区将其作为先锋植物,用于重金属污染土壤的植物固定(phytostabilization)修复,增加矿区植被覆盖率,防止水土流失造成重金属扩散,从而化害为利^[6]。近来有研究发现,尽管外来入侵植物紫茉莉(*Mirabilis jalapa*)在野外生长条件下未表现出Cd超富集植物特征^[7],但在盆栽条件下已接近Cd超富集植物的标准^[8-9]。三叶鬼针草(*Bidens pilosa*)^[10]和假苍耳(*Iva xanthifolia*)^[11]等AIP都具有较强的富集Cd的能力,但紫茉莉因花形美观、花色多样且在我国各地均有栽培,具有其他植物不可比拟的公

众可接受性。此外,紫茉莉对其他重金属(如铅和铬)也具有较强的富集能力,即具有富集多种重金属的功能^[12-13]。LIU等^[14]综述了国内外运用观赏植物修复污染土壤的研究进展,认为作为一种观赏性修复植物,紫茉莉在修复Cd污染土壤方面具有潜在用途。

化感作用是植物种间关系的一种重要类型,是由植物通过释放化感物质到环境中而对另一种植物产生积极或消极作用的现象^[15]。有研究认为,外来入侵种具有化感作用,紫茉莉植株体内已被检测到化感物质甾醇(sterol)^[16-19]。甾醇是以环戊烷全氢菲(甾核)为骨架,大多以C—5位双键、C—3位羟基作为重要活性基团的醇类化合物,以及以此为基础形成的各种衍生物。因此,各甾醇在结构上非常相似,主要区别在于侧链基团不同^[20]。植物甾醇种类繁多,紫茉莉中甾醇主要有 β -谷甾醇[β -sitosterol, (24R)-24-ethyl-cholest-5-en-3 β -ol]和豆甾醇(stigmasterol, 22-dien-3 β -ol)^[21-22],紫茉莉 β -谷甾醇是自然界中以游离态或结合态存在的一类甾醇类物质,具有分子量较高、含有极性基团、沸点较高、不易气化等特点^[20]。 β -谷甾醇的合成主要有3个阶段:首先乙酰辅酶A(acetyl CoA)分子在6C一系列酶作用下形成5C的异戊烯焦磷酸(isopentenyl pyrophosphate, IPP)分子,然后IPP分子聚合形成C30的鲨烯(squalene),最后形成植物体内的环阿屯醇,再经过一系列酶的作用最终完成 β -谷甾醇合成^[20]。紫茉莉 β -谷甾醇结构与动物胆固醇结构很相似,因而具有许多与胆固醇相同的生理功能,如抗癌、延缓衰老、预防疾病等。Cd污染下, β -谷甾醇可在紫茉莉抵抗环境不利因素过程中发挥重要作用,如稳定细胞膜、具有较强抗氧化活性等^[23]。但有研究表明,甾醇形成修饰过程复杂,若紫茉莉的生长环境正常,则 β -谷甾醇的生物合成也是正常的;若受到环境胁迫,甾醇作为植物在生物逆境胁迫过程中重要的化学物质之一,能迅速调

节自身合成机制。而其合成过程有可能产生具有生物活性的物质,也可能产生有毒性、刺激性或激素活性的物质^[20],这些物质均有可能在抗逆过程中释放到环境,此时产生甾醇的植物体本身获利,释放到环境中的甾醇则对周围植物正常的生理活动、代谢过程、植物内源激素平衡维持构成巨大威胁,从而导致周围植物无法正常生长^[24-26]。因此,若运用外来入侵植物紫茉莉修复 Cd 污染农田土壤,其可能会通过释放化感物质抑制作物的生长发育,并促进自身扩张成为本地生境的单优种群^[27]。然而,这些研究大多在无重金属污染的情况下进行,当重金属污染对作物和紫茉莉均构成选择压力时,Cd 处理下紫茉莉是否会产生或分泌甾醇类物质,甾醇类物质对作物产生的化感潜力会发生怎样的变化,目前还鲜见报道。

因此,若将紫茉莉运用于重金属污染土壤的植物修复实践,重金属污染下其是否仍会产生化感作用并排挤农作物等生态风险问题不容忽视。玉米、大豆是当前全国种业研究的重点对象,云南又是西南地区黄豆和玉米的主要产地^[28],超富集植物研究常将玉米或其他农作物与其进行间作^[29-31],化感研究也常用玉米和黄豆作为受试植物^[32-33]。以紫茉莉、黄豆、玉米作为供试植物,采用室内水培实验,探究 Cd 处理下紫茉莉根系产生的 β -谷甾醇对黄豆和玉米种子萌发和幼苗生长的影响。笔者研究的目的是:(1)探明 Cd 处理下紫茉莉体内和根系分泌物中主要的甾醇类物质—— β -谷甾醇的含量;(2)进一步确认 β -谷甾醇对 2 种作物化感效应的强弱。该研究可为深入探究 Cd 胁迫下紫茉莉植株与作物的种间关系、利用外来入侵植物进行土壤环境修复实践提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试植物

紫茉莉种子经 $\varphi = 75\%$ 乙醇表面消毒后,进行萌发生长实验。紫茉莉在温室的清洁土壤中自然光照条件下培养 45 d 后,选择大小一致的幼苗进行水培实验。紫茉莉种子购自江苏绿友种业有限公司,玉米和黄豆种子均购于云南京滇种业有限公司。

1.2 紫茉莉培养及根系分泌物收集

植物培养:用容积为 2.5 L 的塑料容器设置不同浓度含 Cd 营养液(0、1、3、5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)进行培养,Hoagland 营养液参照 ZHANG 等^[34]介绍的方法配制,Cd 以 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 形式添加,Cd²⁺ 浓度以纯 Cd 计。紫茉莉移入水培装置后,每个容器放置 6

株,且保证植株的大小和鲜重较为一致,植物放置在温室自然光照条件下培养。植物生长期用氧气泵持续充氧,每隔 3 d 更换 1 次培养液,每处理均设置 3 个重复,培养 14 d 后收获。

根系分泌物收集:用章家恩^[35]介绍的方法收集紫茉莉根系分泌物,根据 Cd 处理浓度依次收集,即紫茉莉水培 14 d 后,将其取出,用 EDTA·Na₂ 和去离子水先后分别冲洗根系数次以去除根表面附着的 Cd,再将根放入 0.2 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ CaCl_2 溶液 2 h 以抑制细菌生长。随后将植株(只有根浸没在去离子水中)放入盛有 500 mL 灭菌去离子水的玻璃瓶中(玻璃瓶外包有锡箔纸避光),置入光照培养箱 6 h 后将植株取出,收集的水溶液即为相应 Cd 处理下的紫茉莉根系分泌物。再将根系分泌物收集液经布氏漏斗抽滤、减压浓缩,连续收集的根系分泌物定容至 500 mL,一部分放入 4 $^{\circ}\text{C}$ 冰箱备用,另一部分进行作物种子萌发和幼苗生长的生物学测试。

1.3 甾醇处理液的制备

为进一步明确 Cd 处理下紫茉莉根系分泌物中 β -谷甾醇的化感作用,并排除其他化感物质对作物的干扰,采用外源添加 β -谷甾醇进行作物的化感作用实验。Cd 处理质量浓度为 3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,准确称取 25 mg β -谷甾醇,先用 2 mL 甲醇溶解后再用去离子水稀释至 250 mL,用 RE 52-99 型旋转蒸发器(上海亚荣生化仪器厂)于 50 $^{\circ}\text{C}$ 条件下旋转蒸发,待溶液体积减少约 25% 后加 100 mL 去离子水,重复操作 5 次,以去除溶液中的甲醇,然后用去离子水定容至 500 mL。为保证外加 β -谷甾醇浓度接近紫茉莉根系分泌物的浓度,用去离子水分别稀释至 0、0.125、0.5、1 和 2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 作为外加 β -谷甾醇处理液,进行 β -谷甾醇对作物的影响实验。

1.4 样品处理及测定

1.4.1 样品前处理

紫茉莉根系分泌物收集完成后,再次先后用自来水、去离子水、EDTA·Na₂ 溶液、去离子水分别清洗紫茉莉植株数次。测量植物高度及根长,将植株分为根、茎、叶 3 个部分,用滤纸吸干植物表面水分并称重鲜重后,置于烘箱 105 $^{\circ}\text{C}$ 杀青 30 min,然后在 70 $^{\circ}\text{C}$ 下烘干至恒重,磨碎后得到待测样品,室温下保存。紫茉莉 β -谷甾醇采用超声波辅助法^[36]进行提取,结晶法进行提纯^[37],至少结晶 3 次,以保证得到纯度更高的 β -谷甾醇,最终得到待测液。提取、结晶操作流程为:紫茉莉样品→甲醇提取剂超声辅助提取→过滤→滤液 50 $^{\circ}\text{C}$ 旋转蒸发浓缩→50 $^{\circ}\text{C}$ 蒸干,加 1 mL 甲醇溶解→ β -谷甾醇粗制品→

乙醇重结晶3次→旋转蒸发仪去除乙醇→ β -谷甾醇精制品→超高效液相色谱分析。

1.4.2 种子萌发及幼苗生长实验

参照文献[38]介绍的方法进行化感作用实验。首先进行不同Cd处理浓度下紫茉莉根系分泌物对黄豆和玉米的化感效应实验。其次,由于收集到的紫茉莉根系分泌物是混合物,为进一步研究Cd处理下紫茉莉根系分泌物中 β -谷甾醇的化感效应大小,外源添加0、0.125、0.5、1和2 mg·L⁻¹ β -谷甾醇溶液,进行2种作物的化感效应实验。

(1) 种子萌发实验

选取饱满、大小一致的黄豆和玉米种子,用75%酒精浸泡1 min, φ =1% NaClO 溶液消毒3 min,然后用去离子水清洗干净,吹干备用。取洗净的种子50粒放入铺有双层滤纸的培养皿(直径90 mm)中,分别加入不同Cd处理浓度下的紫茉莉根系分泌物或不同浓度 β -谷甾醇溶液20 mL,每个处理重复3次。种子于恒温培养箱中25℃暗培养7 d,3 d时在每个培养皿中补加10 mL紫茉莉根系分泌物或 β -谷甾醇。每隔12 h统计1次种子发芽数(以芽突破种皮为发芽标准),记录数据。

(2) 幼苗生长实验

取胚根刚突破种皮且较为一致的种子25粒,均匀摆放在铺有滤纸的培养皿中,加20 mL不同Cd处理浓度下的紫茉莉根系分泌物(对照为蒸馏水)或不同浓度 β -谷甾醇处理液(对照为不加 β -谷甾醇处理液),每处理设置3个重复,每隔3 d在每个培养皿中补加紫茉莉根系分泌物或 β -谷甾醇溶液10 mL。培养15 d时,在每个培养皿随机选取10粒种子,测定其胚根、胚芽长度及鲜重,每处理计算3次重复的平均值。

植物Cd含量测定:植物样品采用HNO₃-H₂O₂加热消化,用火焰原子吸收光谱仪(AA240FS,美国Varian公司)测定植株各部位Cd含量。

1.4.3 样品测定

植物Cd含量测定:植物样品采用HNO₃-H₂O₂加热消化,用火焰原子吸收光谱仪(AA240FS,美国Varian公司)测定植株各部位Cd含量。

紫茉莉样品中甾醇的分析测定:对紫茉莉提取结晶所得供试液进行测定,并用豆甾醇、 β -谷甾醇标准品进行对照分析。采用超高效液相色谱法(Agilent 1200型液相色谱仪)进行甾醇含量分析测定,色谱柱:Nova-Pak C₁₈ Column (150 mm×4.6 mm×5 μ m);流动相:V(甲醇):V(水)=70:30;检测波长210 nm;柱温25℃;流速1.0 mL·min⁻¹;进样量20 μ L。甾醇组分鉴定选用保留时间法定性和峰面积外标法定量^[39]。

对紫茉莉甾醇提取液样品进行定性与定量分析,得到甾醇提取液的液相色谱图,经与标样对比,色谱定性结果如图1所示。图1中,1为豆甾醇,2为 β -谷甾醇,3、4为未知峰,并且2.622 min处为 β -谷甾醇的检测峰。设 x 为 β -谷甾醇的物质的量浓度, y 为相应的峰面积,得到相应直线的回归方程为 $y=54\,900x-35\,300$, $r=0.999\,8$,然后根据该方程计算紫茉莉 β -谷甾醇含量。

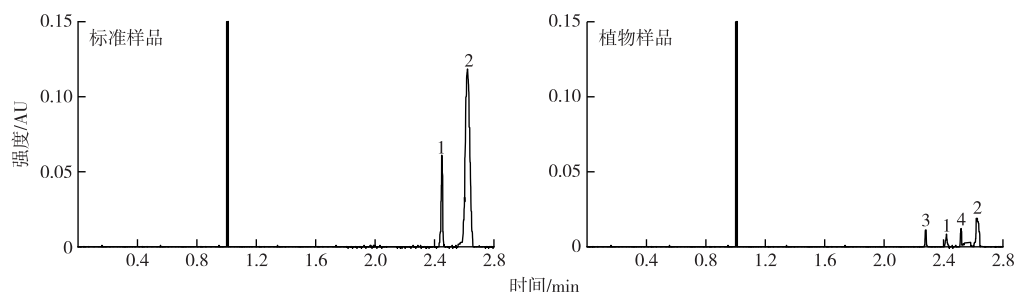


图1 紫茉莉甾醇色谱

Fig. 1 Standard sterol chromatography and *Mirabilis jalapa* samples

种子发芽率=测试种子发芽数/测试种子总数×100%;发芽势=发芽初期3 d的发芽种子数/测试种子总数×100%。

采用 WILLIAMSON 等^[40]提出的化感响应指数(allelopathic response index, RI)表征化感效应强弱,计算公式为

$$I_R = (T/C - 1) \times 100\% \quad (1)$$

式(1)中, I_R 为化感响应指数; C 为对照值; T 为处理

值。 $I_R > 0$ 说明化感效应表现为促进作用, $I_R < 0$ 说明为抑制作用, $I_R = 0$ 说明无影响, I_R 绝对值表征化感作用强度大小。综合效应(synthesis effect, SE)是供体对同一受体所有测试项目的化感作用抑制(或促进)百分率的算术平均值^[41]。

生理生化指标测定:作物幼苗生长15 d后进行幼苗叶片生理生化指标测定,超氧化物歧化酶(SOD)活性测定采用氮蓝四唑(NBT)光化还原

法^[42],过氧化物酶(POD)活性测定采用愈创木酚法^[35],过氧化氢酶(CAT)活性测定采用过氧化氢还原法^[43]。SOD 活性以抑制 NBT 光化还原 50%作为 1 个酶活性单位(U),POD 活性以每分钟 O.D.470 (470 nm 的光密度)增加 0.01 为 1 个酶活性单位,CAT 活性以每分钟 O.D.240 减少 0.1 的酶量为 1 个酶活性单位。丙二醛(MDA)含量测定采用硫代巴比妥酸(TBA)比色法^[43],叶绿素含量测定采用乙醇和丙酮等量浸提比色法^[44]。

1.5 数据处理

数据先用 Microsoft Excel 2010 进行简单处理,用平均值±标准差(SD)表示。各处理之间的显著性差异程度运用 SPSS 20.0 软件进行方差分析,显著

性差异水平取 0.05,极显著差异水平取 0.01。用 Origin 2018 软件绘图。

2 结果与分析

2.1 不同 Cd 处理浓度对紫茉莉生长、Cd 吸收和富集影响

紫茉莉在水培条件下培养 14 d 时,不同 Cd 处理浓度之间其株高、根长、生物量无显著差异($P>0.05$)。除根外,紫茉莉茎和叶片中的 Cd 含量随着 Cd 处理浓度增加而显著增加($P<0.05$)。在相同 Cd 处理浓度下,除对照外,同一植株中紫茉莉根部吸收的 Cd 含量显著高于茎和叶片($P<0.05$),但是茎和叶片之间 Cd 含量无显著差异($P>0.05$,表 1)。

表 1 不同 Cd 处理浓度对紫茉莉生长和 Cd 含量的影响

Table 1 Effects of different Cd concentrations on plant growth and Cd concentration in *Mirabilis jalapa*

Cd 处理浓度/ (mg · L ⁻¹)	株高/ cm	根长/ cm	生物量/(g · 株 ⁻¹)			Cd 吸收量/(mg · kg ⁻¹)		
			根	茎	叶	根	茎	叶
CK	57.1±0.8 ^a	8.0±0.5 ^a	15.6±5.9 ^{Ba}	17.9±3.9 ^{Ba}	24.5±23.5 ^{Aa}	2.77±0.17 ^{Ab}	1.91±0.17 ^{Bd}	2.77±0.17 ^{Ad}
1	62.6±2.2 ^a	8.6±0.9 ^a	20.8±3.9 ^{Aa}	18.6±6.6 ^{Aa}	21.8±13.5 ^{Aa}	67.34±9.01 ^{Aa}	18.03±1.33 ^{Bc}	25.64±0.69 ^{Bc}
3	59.3±1.9 ^a	8.7±0.2 ^a	18.9±4.8 ^{Aa}	15.1±6.3 ^{Aa}	22.1±19.2 ^{Aa}	76.99±10.10 ^{Aa}	22.89±17.24 ^{Bb}	30.88±1.24 ^{Bb}
5	57.3±0.8 ^a	8.9±0.2 ^a	20.6±5.3 ^{Ba}	18.8±3.4 ^{Ba}	25.9±12.7 ^{Aa}	90.19±4.46 ^{Aa}	47.82±1.06 ^{Ba}	47.43±1.12 ^{Ba}

生物量以鲜重计。同一列英文小写字母不同表示紫茉莉同一部位某指标在不同 Cd 处理浓度间存在显著差异($P<0.05$);同一行英文大写字母不同表示同一 Cd 处理浓度下紫茉莉不同部位间存在显著差异($P<0.05$)。

2.2 不同 Cd 处理浓度下紫茉莉根系分泌物对作物的化感效应

不同 Cd 处理浓度下收集的紫茉莉根系分泌物对 2 种作物的化感效应不同(表 2)。随着 Cd 处理浓度升高,紫茉莉根系分泌物使黄豆的发芽势、发芽率、根长均呈逐渐降低趋势,苗高仅在 3 mg · L⁻¹

Cd 处理下显著降低,鲜重则无显著变化($P>0.05$);玉米的发芽势、鲜重也均呈下降趋势。3~5 mg · L⁻¹Cd 处理下的紫茉莉根系分泌物使玉米根长显著增加($P<0.05$),说明紫茉莉根系分泌物对黄豆和玉米的影响不同(表 2)。

表 2 不同 Cd 处理浓度下紫茉莉根系分泌物对黄豆和玉米种子发芽和幼苗生长的影响

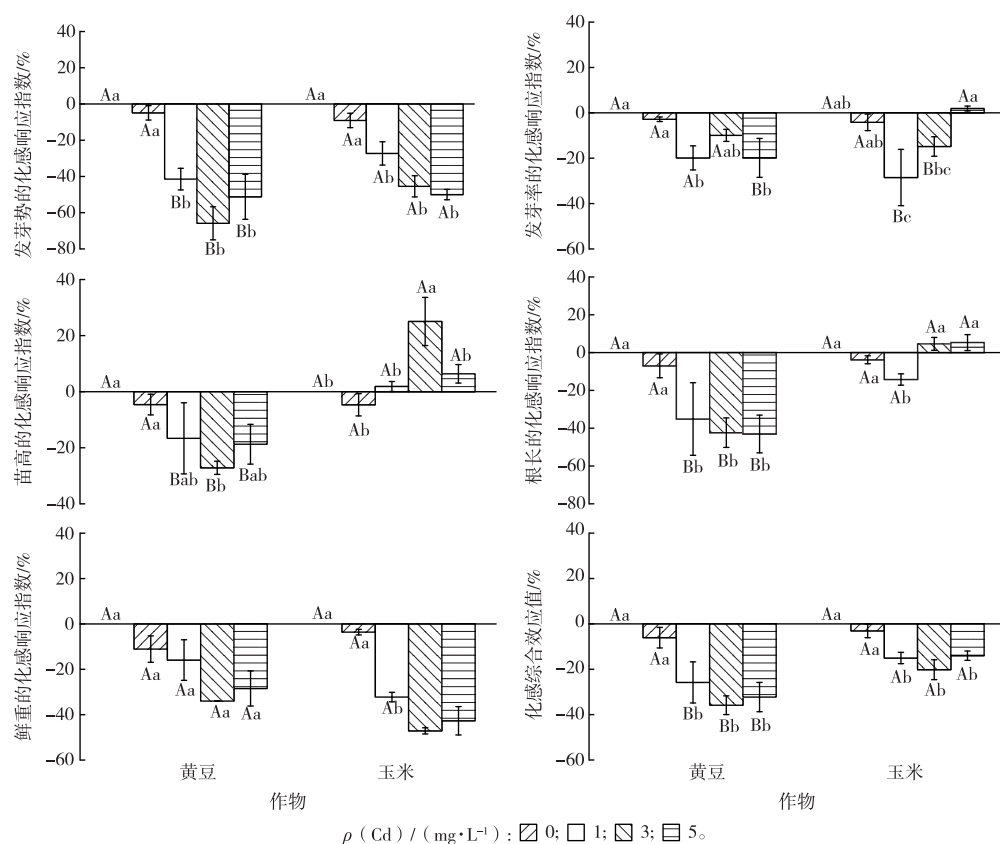
Table 2 Effects of root exudates from *Mirabilis jalapa* on seed germination and seedling growth of soybean and maize at different concentrations of Cd

作物	Cd 处理浓度/ (mg · L ⁻¹)	发芽势/%	发芽率/%	苗高/cm	根长/cm	鲜重/g
黄豆	CK1	27.33±2.05 ^a	94.00±0.81 ^a	34.86±2.70 ^a	14.28±1.00 ^a	3.31±0.12 ^a
	0(CK2)	26.16±4.89 ^a	91.33±0.94 ^a	33.26±3.56 ^a	13.28±0.98 ^a	2.94±0.55 ^a
	1	16.03±1.63 ^b	75.33±4.98 ^b	29.07±4.42 ^{ab}	9.26±2.74 ^b	2.78±0.65 ^a
	3	9.33±2.49 ^b	84.67±2.49 ^b	25.40±0.81 ^b	8.23±1.11 ^b	2.18±0.03 ^a
	5	13.33±3.39 ^b	75.33±8.05 ^b	28.33±2.47 ^{ab}	8.13±1.42 ^b	2.36±0.58 ^a
玉米	CK1	14.67±2.49 ^a	87.67±1.69 ^a	21.43±0.98 ^b	17.57±0.58 ^b	1.85±0.18 ^a
	0(CK2)	13.33±2.49 ^a	83.38±5.73 ^a	20.43±0.98 ^b	16.90±0.80 ^b	1.78±0.20 ^a
	1	10.67±0.94 ^{ab}	62.67±10.87 ^b	21.83±1.29 ^b	15.07±0.52 ^b	1.25±0.37 ^b
	3	8.00±2.82 ^b	74.67±3.77 ^{ab}	26.80±1.84 ^a	18.46±0.98 ^a	0.97±0.02 ^b
	5	7.33±1.88 ^b	86.67±3.39 ^a	22.80±2.00 ^b	18.60±0.98 ^a	1.07±0.11 ^b

CK1 为去离子水;CK2 为不加 Cd 的紫茉莉根系分泌物。同一作物同一列数据后英文小写字母不同表示不同 Cd 处理浓度间某指标存在显著差异($P<0.05$)。

从化感响应指数值(RI)看,不同Cd处理浓度下紫茉莉根系分泌物对2种作物发芽势均产生化感抑制作用,对发芽势的影响主要表现为延迟其发芽时间,由原来的12h延长至24h甚至更久(图2)。随着Cd处理浓度升高,紫茉莉根系分泌物对黄豆和玉米种子发芽势的RI值均显著低于对照($P<0.05$);同一Cd处理浓度下,除对照外,紫茉莉根系分泌物对玉米发芽势的RI值均显著高于黄豆,说明玉米发芽势受到的化感抑制作用显著低于黄豆。1和3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cd处理下,紫茉莉根系分泌物对黄豆和玉米种子发芽率的RI值均显著低于对照,且玉米的RI值显著低于黄豆,但5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cd处理下已升高至正值。中浓度(3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)Cd处理下,紫茉莉根系分泌物对黄豆幼苗苗高的RI值

显著低于对照($P<0.05$),玉米则显著高于对照且RI值 >0 ,说明此时紫茉莉根系分泌物对玉米苗高起促进作用;随着Cd处理浓度增加,紫茉莉根系分泌物对玉米根长的RI值呈先下降后升高趋势,黄豆根长则均下降;同一Cd处理浓度下,黄豆幼苗苗高、根长的RI值显著低于玉米。随着Cd处理浓度升高,玉米幼苗鲜重的RI值均显著低于对照($P<0.05$),黄豆则无显著变化。不同Cd处理浓度下,紫茉莉根系分泌物对黄豆和玉米的化感综合作用(SE)值均显著低于对照($P<0.05$),且同一Cd处理浓度下,黄豆的SE值显著低于玉米($P<0.05$),说明不同Cd处理浓度下,紫茉莉根系分泌物对黄豆的化感抑制作用大于玉米(图2)。



同一幅图中直方柱上方小写字母不同表示同一作物在不同Cd处理浓度间化感响应指数差异显著($P<0.05$), 大写字母不同表示同一Cd处理浓度下2个作物之间化感响应指数差异显著($P<0.05$)。

图2 不同Cd处理浓度下紫茉莉根系分泌物对黄豆和玉米的化感响应指数(RI)

Fig. 2 Allelopathic response index (RI) of soybean and maize exposed to root exudates of *Mirabilis jalapa* at different concentrations of Cd

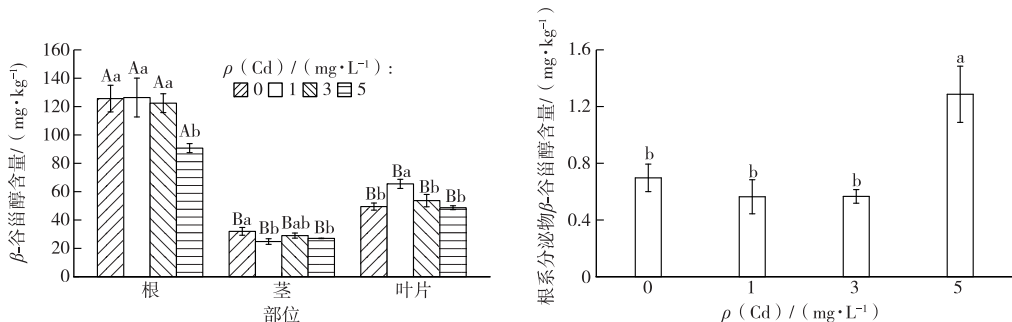
2.3 不同Cd处理浓度下紫茉莉 β -谷甾醇含量分析

先用豆甾醇、 β -谷甾醇标准品配制一定浓度梯度的标准溶液,并与紫茉莉体内提取及根系分泌物

收集所得供试液进行超高效液相色谱测定分析,发现紫茉莉体内及根系分泌物中均检测到 β -谷甾醇,而豆甾醇并未检测到,因此对 β -谷甾醇进行重点分析。

由图 3 可见,不同 Cd 处理浓度之间以及同一 Cd 处理浓度下紫茉莉不同部位之间 β -谷甾醇含量均存在显著差异。同一 Cd 处理浓度下,紫茉莉根部 β -谷甾醇含量均显著高于茎和叶片 ($P<0.05$),而茎和叶片之间 β -谷甾醇含量无显著变化;5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理使紫茉莉根和茎部 β -谷甾醇含量显著低于对照,但叶片 β -谷甾醇含量与对照相比差异不

显著。在高浓度(5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) Cd 处理下,紫茉莉根分泌物中 β -谷甾醇含量较对照显著增加,但 1 和 3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理下与对照无显著差异(图 3)。上述结果说明,在 5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理下,紫茉莉植株根和茎部的 β -谷甾醇含量显著减少,但其根系分泌物中 β -谷甾醇含量显著增加($P<0.05$)。



同一幅图中英文小写字母不同表示不同 Cd 处理浓度间 β -谷甾醇含量差异显著($P<0.05$),
大写字母不同表示同一 Cd 处理浓度下植物不同部位 β -谷甾醇含量差异显著($P<0.05$)。

图 3 不同 Cd 处理浓度对紫茉莉 β -谷甾醇含量的影响

Fig. 3 Effects of Cd concentrations on β -sitosterol concentration of *Mirabilis jalapa*

2.4 Cd 处理下不同浓度 β -谷甾醇对作物种子萌发和幼苗生长的影响

从种子发芽势可以看出, β -谷甾醇处理对黄豆和玉米种子萌发的影响同样表现在延缓萌发时间上,其中以黄豆种子表现较为明显。当 β -谷甾醇质量浓度升至 2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,黄豆发芽势比对照显著

下降 37.5% ($P<0.05$),发芽率和苗高也显著低于对照,而此时玉米的发芽势和发芽率显著高于对照 ($P<0.05$,表 3)。随着 β -谷甾醇处理浓度的增加,黄豆的根长、鲜重以及玉米的苗高、根长、鲜重均与对照无显著差异 ($P>0.05$,表 3)。

表 3 3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理下 β -谷甾醇对黄豆、玉米种子萌发和幼苗生长的影响

Table 3 Effects of β -sitosterol on seed germination and seedling growth of soybean and maize at the addition of 3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd

供试作物	$\rho(\beta\text{-谷甾醇})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	发芽势/%	发芽率/%	苗高/cm	根长/cm	鲜重/g
黄豆	0	94.16±0.83 ^a	99.16±0.83 ^a	30.45±0.54 ^{ab}	7.02±0.95 ^a	2.11±0.19 ^a
	0.125	90.83±0.83 ^a	95.00±1.44 ^a	26.58±0.64 ^c	6.84±1.07 ^a	1.67±0.10 ^a
	0.5	79.16±1.66 ^b	87.50±1.44 ^b	28.17±1.26 ^{bc}	8.47±1.68 ^a	2.19±0.11 ^a
	1	90.83±0.83 ^a	95.00±1.45 ^a	31.60±1.50 ^a	7.97±0.99 ^a	1.87±0.08 ^a
	2	56.66±3.33 ^c	65.83±2.20 ^c	26.80±1.82 ^c	6.87±0.77 ^a	2.00±0.21 ^a
玉米	0	42.50±2.50 ^c	74.16±0.83 ^b	18.38±0.63 ^a	8.06±1.28 ^a	1.00±0.05 ^a
	0.125	35.83±0.83 ^d	60.83±0.83 ^c	19.78±1.66 ^a	7.36±1.97 ^a	0.99±0.16 ^a
	0.5	58.30±0.83 ^a	75.83±0.83 ^b	17.65±2.26 ^a	10.50±2.55 ^a	1.03±0.10 ^a
	1	47.50±1.44 ^{bc}	93.30±0.83 ^a	18.74±0.99 ^a	6.72±1.18 ^a	0.93±0.08 ^a
	2	50.00±0.00 ^b	90.83±0.83 ^a	18.29±0.59 ^a	9.21±0.63 ^a	1.05±0.11 ^a

同一作物同一列数据后英文小写字母不同表示不同 β -谷甾醇处理浓度间某指标存在显著差异 ($P<0.05$)。

从 2 种作物受 β -谷甾醇的化感效应(表 4)看,低浓度 β -谷甾醇(0.125 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)处理下,玉米种子发芽势和发芽率的 RI 值显著低于对照 ($P<0.05$),但黄豆种子发芽率和发芽势的 RI 值均与对

照无显著差异,说明低浓度 β -谷甾醇处理下玉米较敏感。当 β -谷甾醇浓度为 2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,黄豆种子发芽势和发芽率的 RI 值均显著低于对照,分别为 -39.82% 和 -33.61%,但玉米表现为 RI>0,说明此

时黄豆发芽率受到的化感抑制作用高于玉米。 $0.5\sim 2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\beta$ -谷甾醇处理下,玉米种子发芽势和发芽率的 $\text{RI}>0$ 且均显著高于黄豆($P<0.05$),表现为化感促进作用。在 β -谷甾醇处理浓度为 0.125 和 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,黄豆幼苗苗高的 RI 值均小于 0 并显著低于对照和玉米。 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\beta$ -谷甾醇处理下,2 种作物根长均受化感促进作用;1 和 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\beta$ -谷甾醇处理下,黄豆幼苗鲜重的 RI 值显

著低于对照,但玉米无显著变化。
总体而言,Cd 处理下 β -谷甾醇对 2 种作物的化感综合作用存在显著差异($P<0.05$),随着 β -谷甾醇处理浓度升高,黄豆的化感综合效应(SE)值呈先下降再升高后回落的趋势,且在 β -谷甾醇低浓度和高浓度处理时 $\text{SE}<0$,表明受化感抑制作用;玉米幼苗的 SE 值无显著变化。因此从化感综合效应看, β -谷甾醇对黄豆的化感抑制作用大于玉米。

表 4 $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{Cd}$ 处理下 β -谷甾醇对黄豆、玉米的化感响应指数 (RI) 及化感综合效应 (SE)
Table 4 Allelopathic response index (RI) and synthesis effect (SE) of β -sitosterol to soybean and maize at the addition of $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{Cd}$

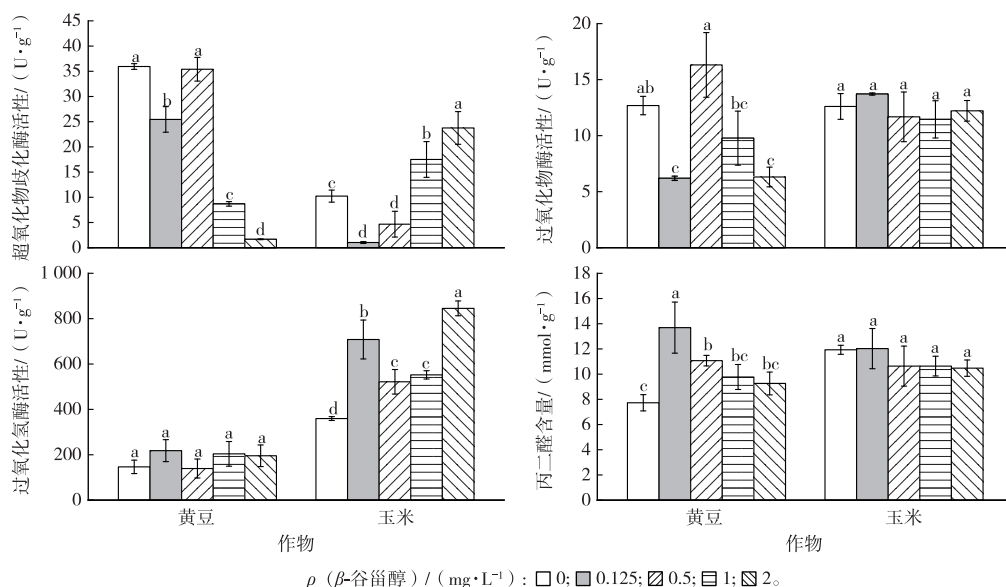
供试作物	$\rho(\beta\text{-谷甾醇})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\text{RI}/\%$					$\text{SE}/\%$
		发芽势	发芽率	苗高	根长	鲜重	
黄豆	0	0.00 ^{Aa}	0.00 ^{Aa}	0.00 ^{Ab}	0.00 ^{Ab}	0.00 ^{Aa}	0.00 ^{Aa}
	0.125	$-3.54\pm 1.25^{\text{Aa}}$	$-4.2\pm 2.32^{\text{Aa}}$	$-12.7\pm 0.88^{\text{Bc}}$	$-2.56\pm 1.21^{\text{Ab}}$	$-20.54\pm 1.23^{\text{Bc}}$	$-10\pm 0.78^{\text{Bb}}$
	0.5	$-15.93\pm 2.51^{\text{Bb}}$	$-11.76\pm 5.43^{\text{Bb}}$	$-7.50\pm 1.21^{\text{Ac}}$	$20.87\pm 1.34^{\text{Aa}}$	$3.99\pm 0.03^{\text{Aa}}$	$1.66\pm 1.01^{\text{Aa}}$
	1	$-3.54\pm 1.26^{\text{Ba}}$	$-4.2\pm 2.30^{\text{Ba}}$	$3.96\pm 1.56^{\text{Aa}}$	$13.83\pm 0.78^{\text{Aa}}$	$-11.06\pm 0.03^{\text{Bb}}$	$0.72\pm 1.33^{\text{Aa}}$
	2	$-39.82\pm 5.06^{\text{Bc}}$	$-33.61\pm 13.34^{\text{Bc}}$	$-11.99\pm 1.97^{\text{Bc}}$	$-2.18\pm 0.56^{\text{Bb}}$	$-5.21\pm 0.06^{\text{Bb}}$	$-13.20\pm 1.23^{\text{Bb}}$
玉米	0	0.00 ^{Ac}	0.00 ^{Ab}	0.00 ^{Aa}	0.00 ^{Abc}	0.00 ^{Aa}	0.00 ^{Aa}
	0.125	$-15.69\pm 2.77^{\text{Bd}}$	$-17.98\pm 3.85^{\text{Bc}}$	$7.83\pm 2.32^{\text{Aa}}$	$-8.80\pm 2.01^{\text{Ac}}$	$0.39\pm 0.21^{\text{Aa}}$	$-0.29\pm 0.26^{\text{Aa}}$
	0.5	$37.25\pm 2.72^{\text{Aa}}$	$2.47\pm 2.33^{\text{Ab}}$	$-3.99\pm 2.07^{\text{Aa}}$	$30.38\pm 2.35^{\text{Aa}}$	$4.11\pm 0.22^{\text{Aa}}$	$8.33\pm 0.21^{\text{Aa}}$
	1	$11.76\pm 4.80^{\text{Ab}}$	$26.34\pm 2.56^{\text{Aa}}$	$2.03\pm 2.43^{\text{Aa}}$	$-16.73\pm 1.08^{\text{Bd}}$	$0.16\pm 0.02^{\text{Aa}}$	$1.97\pm 0.12^{\text{Aa}}$
	2	$17.65\pm 0.02^{\text{Ab}}$	$23.36\pm 1.11^{\text{Aa}}$	$-0.47\pm 1.01^{\text{Aa}}$	$14.29\pm 0.22^{\text{Ab}}$	$5.64\pm 0.07^{\text{Aa}}$	$10.58\pm 0.03^{\text{Aa}}$

同一作物同一列数据后英文小写字母不同表示不同 β -谷甾醇浓度处理间某指标存在显著差异($P<0.05$),相同 β -谷甾醇浓度处理下 2 种作物同一列大写字母不同表示 2 种作物某指标存在显著差异($P<0.05$)。

2.5 Cd 处理下不同浓度 β -谷甾醇对黄豆和玉米幼苗叶片抗氧化能力的影响

随着 β -谷甾醇处理浓度升高,黄豆和玉米幼苗

叶片的过氧化物酶(POD)、过氧化氢酶(CAT)、超氧化物歧化酶(SOD)活性均发生不同变化(图 4)。



同一幅图中直方柱上方英文小写字母不同表示不同 β -谷甾醇浓度处理下同一种植物幼苗叶片中某指标差异显著($P<0.05$)。

图 4 $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{Cd}$ 处理下 β -谷甾醇对黄豆和玉米幼苗叶片抗氧化酶活性和 MDA 含量的影响
Fig. 4 Effects of β -sitosterol on leaf antioxidative enzyme activities and MDA content of soybean and maize at the addition of $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{Cd}$

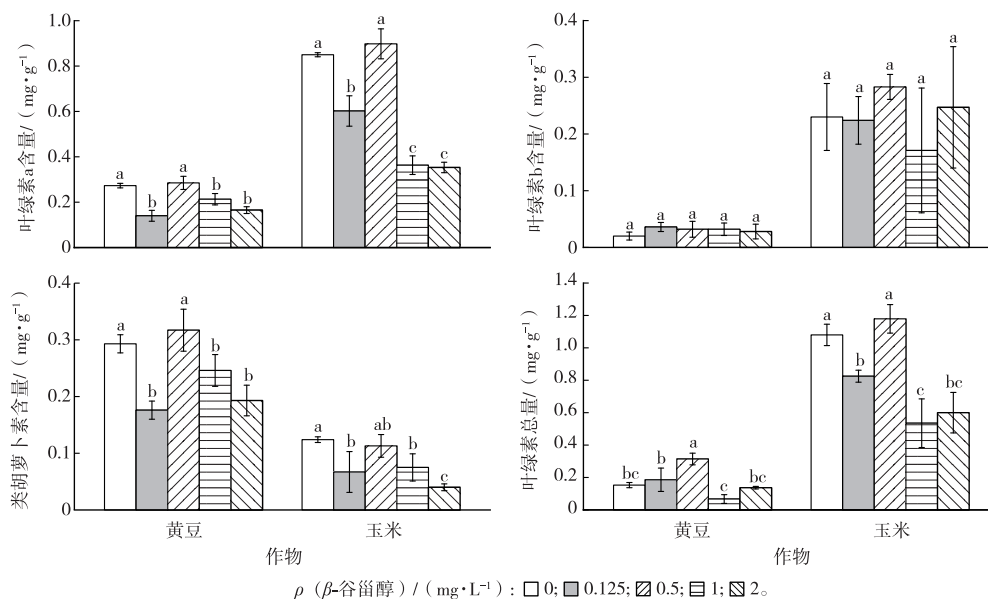
黄豆幼苗叶片 SOD 和 POD 活性呈先升高后下降的趋势(图 4),而 CAT 活性与对照相比变化不显著($P>0.05$);玉米幼苗叶片的 SOD 和 CAT 活性随着 β -谷甾醇浓度的升高而升高,而 POD 活性与对照相比差异不显著。当 β -谷甾醇浓度增至 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,黄豆幼苗高受化感抑制作用,有可能使黄豆幼苗细胞遭受损伤,抗氧化酶系统遭到破坏,导致酶活性降低。这说明经 β -谷甾醇处理后,2 种作物受试幼苗的抗氧化酶系统均受到了影响(图 4)。

随着 β -谷甾醇处理浓度的升高,黄豆幼苗叶片细胞膜脂过氧化产物丙二醛(MDA)含量呈先升高

后下降的趋势,玉米则无显著变化,表明 2 种作物幼苗叶片细胞膜受损情况不同, β -谷甾醇对黄豆幼苗叶片细胞膜的影响大于玉米。

2.6 Cd 处理下不同浓度 β -谷甾醇对黄豆和玉米幼苗叶片光合色素含量的影响

低浓度($0.125 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)与高浓度($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) β -谷甾醇处理下,与对照相比,黄豆和玉米幼苗叶片的叶绿素 a 和类胡萝卜素含量均显著下降($P<0.05$);不同 β -谷甾醇处理浓度下,2 种作物幼苗叶片的叶绿素 b 含量与对照相比均无显著变化,叶绿素总量均呈现先增加后减少的趋势(图 5)。



同一幅图中直方柱上方英文小写字母不同表示不同 β -谷甾醇浓度处理下同一种植物幼苗叶片中光合色素含量差异显著($P<0.05$)。

图 5 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理下 β -谷甾醇对黄豆和玉米幼苗光合色素含量的影响

Fig. 5 Effects of β -sitosterol on photosynthetic pigment contents of soybean and maize at the addition of $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd

3 讨论

3.1 不同 Cd 处理浓度下紫茉莉 β -谷甾醇含量变化

对于入侵植物而言,它们大多具有较强的化感作用,即通过分泌次生化学物质以增加其在逆境下的入侵成功率^[45]。非重金属胁迫下,植物根部能分泌化感物质早已被证实,且根系分泌物中检测到的甾醇已被报道为一类化感物质^[46-47]。有关紫茉莉 β -谷甾醇的研究^[21-22]主要集中在鉴定其成分是否存在,鲜见对其含量进行定量分析的报道,且从紫茉莉体内检测到甾醇类物质的相关研究基本在无重金属条件下进行^[48]。而笔者研究主要在于明确紫茉莉 β -谷甾醇化感作用强弱,并对其进行定量分析,以便测定 Cd 处理下其含量变化以及由此所

产生的化感效应情况。Cd 处理条件下,紫茉莉根系分泌物中甾醇类的变化情况是笔者研究的一个重点。结果表明,在不同 Cd 处理浓度下,紫茉莉不仅表现出较高的耐 Cd 性,同时在其植株和根系分泌物中也检测到化感物质 β -谷甾醇,可见紫茉莉 β -谷甾醇在 Cd 处理条件下仍能正常合成。在植物甾醇与抗病性相关研究中,尤其是环境胁迫下,植物必然产生一系列的生理和化学响应,环境、生理和化感物质三者之间必然存在着联系^[20,45]。因此,紫茉莉 β -谷甾醇化感物质的产生和释放是紫茉莉在 Cd 污染的选择压力下形成的结果。紫茉莉根部作为直接接触 Cd 的部位,也是 β -谷甾醇的主要合成和储存部位。对照中紫茉莉根和茎的 β -谷甾醇含量最高,高浓度($5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)Cd 处理时其含量则显著降低,即无 Cd 处理最有利于紫茉莉 β -谷甾醇合

成和储存,高浓度 Cd 处理下则相反,且在高浓度 Cd ($5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 处理下紫茉莉根系分泌物中 β -谷甾醇最多,其他处理则无显著变化(图3)。紫茉莉为外来入侵植物,有研究认为,生长在不利于自身环境条件下的植物,其分泌用于防御的次生代谢物质数量增加^[49]。因此,低浓度 Cd 处理下紫茉莉能够正常生长,此时其分泌甾醇物质的相对成本较高,因而其分泌量较少;而高浓度 Cd 胁迫时,紫茉莉生长的潜在速度受到抑制,其生长的相对成本较高,必然会分泌较多甾醇类次生化感物质用于防御。另外,Cd 对酶活性具有一定抑制作用,且呈现“低促高抑”的情况^[50]。笔者研究表明,不同 Cd 浓度处理下,虽然紫茉莉植株 β -谷甾醇含量与根系分泌量呈相反趋势,但是紫茉莉植株 β -谷甾醇的合成总量几乎保持不变。可见不同 Cd 处理下,紫茉莉根部 β -谷甾醇合成所需的酶并未受到影响,而是通过增加其根系 β -谷甾醇的分泌量,来减少紫茉莉体内 β -谷甾醇的储存总量。另一方面,可能是外来入侵植物紫茉莉在高浓度 Cd 处理下,需要通过提高抗逆性等生理作用,进一步强化防御机制中重要的化学机制,从而增强了相对竞争力,根系则分泌较多化感物质来获得更加有利的生态位,通过改变自身生理生化反应来适应周边环境的变化,产生化感作用来影响邻近植物的生长发育,改造环境使其更有利于自身生长。现行的 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中,农用地土壤 Cd 污染风险管制限值最高为 $4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。据 WANG 等^[51]报道,当土壤(pH 值为 6.5)中 Cd 含量为 $10.23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,土壤孔隙水中 Cd 质量浓度仅为 $80 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。因此,实际土壤溶液中 Cd 质量浓度很难达到 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,加之土壤的吸附作用、缓冲性能和土壤微生物的分解作用,就甾醇类物质而言,紫茉莉根系分泌的 β -谷甾醇很难达到很高的浓度,所引起的化感作用有限。但需要注意的是,笔者研究仅测定了外源不同 Cd 浓度处理 14 d 后紫茉莉根系分泌的 β -谷甾醇变化,未考虑植物根系分泌化感物质的连续释放性或瞬间性,今后需跟踪监测实际土壤环境中紫茉莉根系分泌的 β -谷甾醇随生长发育时间的动态释放规律。

3.2 Cd 处理下不同浓度 β -谷甾醇对黄豆和玉米种子萌发和幼苗生长的影响

研究结果表明,不同 Cd 浓度处理下,紫茉莉根系分泌物 β -谷甾醇含量达 $0.4 \sim 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, β -谷甾醇作为紫茉莉根系分泌物中主要的甾醇类化感物质,其在紫茉莉成功入侵方面发挥了一定作用。受

到环境胁迫时植物化感作用会明显增强,这种增强作用对产生化感物质的植物是有利的,但对受化感抑制作用影响的受体植物则是雪上加霜^[52]。已有研究表明,在无重金属胁迫下,紫茉莉对作物种子萌发和幼苗生长具有化感作用,对西瓜表现为化感抑制作用,而对枸杞则为促进作用^[15]。同时,有研究表明,紫茉莉浸提液对小麦等作物地上部的化感作用抑制率达 $-85\% \sim -60\%$ ^[53]。因此,笔者选取中等浓度 Cd 污染水平 ($3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),结合根系分泌物中的 β -谷甾醇含量,通过外源添加 β -谷甾醇进一步确认 β -谷甾醇对黄豆和玉米作物的化感作用。结果表明,Cd 处理下 β -谷甾醇对黄豆和玉米的种子萌发、幼苗生长均产生了化感作用,且黄豆受 β -谷甾醇的化感抑制作用大于玉米。有研究指出,紫茉莉的化感物质会降低作物的有丝分裂指数,诱导各种染色体畸变,进而推测紫茉莉的化感作用可能是其成功入侵和快速扩散的机制之一^[54]。笔者研究结果与其一致,在 β -谷甾醇处理下,黄豆种子萌发率有可能因细胞分裂受阻、种子胚的生长受抑制而降低,并且这种抑制具有浓度和时间效应。因此在 Cd 胁迫下, β -谷甾醇的分泌会增加黄豆生长压力,对受化感影响的作物细胞膜系统造成伤害,使膜功能失调,幼苗生长期呼吸作用受损并降低对水分的吸收能力,光合作用、激素含量、细胞超微结构等也受影响^[55]。然而,这种化感效应因受试作物的种类及其对化感物质的耐受性而异,与黄豆相反,玉米则表现为促进作用。

笔者研究中,Cd 处理下黄豆和玉米受 β -谷甾醇的化感抑制效应与植物化感作用通常表现形式不尽相同,即无重金属污染下的“低促高抑”现象^[56]。不同之处在于,虽然 2 种作物均受到了 β -谷甾醇的化感作用,但从两者所受化感综合作用来看,黄豆表现为 β -谷甾醇低浓度与高浓度处理下的化感抑制现象,玉米则表现为低浓度抑制、高浓度促进现象(表4)。相同之处在于,同一化感物质对不同作物具有不同的作用,这与幸福梅等^[57]在非重金属条件下对紫茉莉化感作用的研究结果基本吻合,这是因为同种植物中次生代谢物质种类相同,因而化感作用具有相似性。此外,不同作物对 β -谷甾醇的化感抑制作用敏感程度不同,这可能是种属间的遗传组成差异所致。

3.3 Cd 处理下不同浓度 β -谷甾醇对黄豆和玉米幼苗主要生理生化指标的影响

化感作用打破了植物细胞内原有自由基产生和清除之间的平衡,导致自由基积累和膜脂过氧化

损伤,细胞正常生理功能受到影响或破坏,诱导生物膜损伤是许多化感物质抑制受试植物生长的主要机制之一^[58]。受试植物的抗氧化酶活性会随植物浸提液的处理而变化,即植物的 MDA 含量会随化感物质的浓度升高而上升。当植物受到逆境胁迫时,植物细胞膜系统会发生膜脂过氧化。在该研究中,当 β -谷甾醇处理浓度为 $0.125 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,黄豆幼苗叶片 MDA 含量显著高于对照,这可能是因为在该处理浓度下黄豆幼苗叶片受到的化感抑制作用较强,引起 MDA 含量急剧升高(图 4);而在该 β -谷甾醇处理浓度下玉米的 MDA 含量则无显著变化,说明在 Cd 处理下玉米幼苗叶片对 β -谷甾醇具有更强的阻止膜脂过氧化的能力。而黄豆幼苗 MDA 含量的积累可能是 β -谷甾醇处理抑制受试黄豆生长的主要原因。植物细胞膜系统损伤的直接后果是膜通透性发生改变。一旦细胞膜的功能遭受损伤,将有可能影响植物幼苗对水分和营养的吸收,从而影响植物的正常新陈代谢。

在正常条件下,活性氧的产生和清除处于平衡状态时,植物受到的危害较小。SOD 作为超氧自由基清除剂,在适度逆境条件下,其活性升高可以增加植物的抗氧化能力;CAT 主要存在于细胞的过氧化体中,能够清除细胞内过多的 H_2O_2 ,以使细胞内 H_2O_2 维持在正常水平,从而保护细胞膜系统。POD 是植物体内常见的氧化还原酶,具有清除 H_2O_2 、有机氢的过氧化物等功能^[59]。黄豆幼苗在相应 β -谷甾醇浓度下的综合化感效应与 SOD 和 POD 活性先上升后下降的变化趋势保持一致,当 β -谷甾醇进入黄豆幼苗体后,对黄豆幼苗有害的过氧化物含量增加。玉米幼苗的 SOD 和 CAT 活性随 β -谷甾醇处理浓度的升高而逐渐升高,从而使玉米幼苗获得较好的抗逆能力,这可能是玉米幼苗为抵御 β -谷甾醇化感物质诱发的氧化损伤而产生的生理应答,以减轻其受到的化感抑制作用,与玉米幼苗在 β -谷甾醇高浓度处理下受到的化感促进现象保持一致。当然,因为黄豆幼苗的 CAT 活性和玉米幼苗的 POD 活性变化不显著,所以 β -谷甾醇对作物是否通过化感作用产生较多的活性氧,还需进一步测定其幼苗中活性氧含量来加以验证。

Cd 处理下 2 种作物幼苗在不同浓度 β -谷甾醇处理后,其抗氧化酶系统均受到一定程度的影响,细胞清除自由基的能力降低,促使细胞降低了抵御 β -谷甾醇化感作用的能力。同样,随着 β -谷甾醇处理浓度升高,黄豆及玉米幼苗的叶绿素总量存在不同的变化趋势,与 β -谷甾醇对这 2 种作物幼苗苗高

的抑制作用一致(表 4)。因此,紫茉莉根系分泌物中存在的 β -谷甾醇会对作物产生化感作用,降低其叶绿素含量,减弱其光合作用,从而影响作物的生长发育。综上所述,通过 β -谷甾醇对 2 种作物生理生化指标的影响来看,外来入侵植物紫茉莉根系分泌物中 β -谷甾醇的化感作用影响了作物的生理生化过程。

该研究结果表明,不同 Cd 处理浓度下紫茉莉根分泌物 β -谷甾醇含量不同,而不同浓度 β -谷甾醇处理下 2 种作物幼苗对 β -谷甾醇的抗性也不同。可以肯定的是,虽然 β -谷甾醇仅占紫茉莉化感物质的一小部分,但其化感抑制作用的确存在。由此可见,在 Cd 处理下,外来入侵植物紫茉莉自身的竞争能力中化感作用并没有减弱,并可能随其根分泌物 β -谷甾醇含量增加而提高。因此,在将紫茉莉作为先锋物种修复不同 Cd 污染程度土壤时可选择不同作物进行间作。虽然其对共存作物产生的化感作用不容忽视,但这种化感作用的强弱与土壤溶液的 Cd 浓度有关,可利用其可能产生的促生作用实现与作物的互利共生,如 β -谷甾醇对玉米的化感综合效应多表现为促进作用(表 4)。

Cd 处理下外来入侵植物紫茉莉仍会通过释放化感物质影响其他植物生长,为自身迅速生长、扩散创造条件,导致生物入侵现象出现。单纯运用紫茉莉等外来入侵植物修复某一农田土壤时,容易造成生态结构单一和生物多样性减少,进而引发生态危机。因此,若能够找到合适的共生作物与其间作或套作,不仅能够增加物种多样性,稳定生态系统,还能实现“边生产边修复”。例如, QIN 等^[60]将 Cd 富集植物续断菊(*Sonchus asper*)与玉米间作,发现续断菊根系分泌的草酸和柠檬酸含量比单作时分别升高 43.8% 和 75.4%,但玉米根系分泌的这 2 种有机酸含量则分别降低 18.5% 和 18.7%,进而影响到根际土壤的生物有效态 Cd 含量,使续断菊对 Cd 的富集增加,而玉米对 Cd 的富集减少。笔者研究结果表明,紫茉莉对黄豆的化感抑制作用高于玉米,因此可优先选择玉米与紫茉莉进行 Cd 污染土壤的间作修复。同时,笔者课题组前期已筛选出一些重金属低积累玉米品种,如“雅玉 69”“盛农玉 10”等^[61],这样就更降低了玉米的食品安全隐患,既能实现作物的良好生长,又能发挥外来入侵植物紫茉莉进行 Cd 污染土壤修复的生态功能。

4 结论

(1) 不同 Cd 处理浓度下收集的紫茉莉根系分

泌物对黄豆和玉米均能产生化感抑制作用,且黄豆受到的化感抑制作用大于玉米。

(2)在高浓度 Cd ($5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 处理下,紫茉莉根和茎叶 β -谷甾醇含量显著减少,但其根系分泌物中 β -谷甾醇含量显著增加,即随着外源 Cd 处理浓度增加,入侵植物紫茉莉根系会分泌更多 β -谷甾醇,引起更强的化感作用。

(3)在不同 Cd 处理浓度下,紫茉莉根系分泌物中 β -谷甾醇含量范围为 $0.4 \sim 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。外源添加中($1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、高浓度($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) β -谷甾醇时,玉米受化感促进作用。不同浓度 β -谷甾醇处理条件下,黄豆和玉米幼苗叶片中抗氧化酶、丙二醛以及叶绿素含量发生了不同程度的变化,与其受到的化感作用一致,玉米幼苗表现出相对较强的抗氧化调节机制以应对 β -谷甾醇产生的化感效应。因此,可选择玉米与紫茉莉进行 Cd 污染土壤的间作修复。

参考文献:

- [1] TANG X, LI Q, WU M, *et al.* Review of Remediation Practices Regarding Cadmium-enriched Farmland Soil with Particular Reference to China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 181: 646–662.
- [2] 柴冠群, 杨娇娇, 刘桂华, 等. 高镉地质背景区设施菜地土壤镉生物有效性主控因子分析[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(7): 917–923. [CHAI Guan-qun, YANG Jiao-jiao, LIU Gui-hua, *et al.* Analysis of Dominant Control Factors of Cadmium Phytoavailability in Greenhouse Soils with a High Cadmium Geological Background [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(7): 917–923.]
- [3] SALEEM M H, ALI S, REHMAN M, *et al.* Influence of Phosphorus on Copper Phytoextraction via Modulating Cellular Organelles in Two Jute (*Corchorus capsularis*) Varieties Grown in a Copper Mining Soil of Hubei Province, China [J]. *Chemosphere*, 2020, 248: 126032.
- [4] VISOOTIVISETH P, FRANCESCONI K, SRIDOKCHAN W. The Potential of Thai Indigenous Plant Species for the Phytoremediation of Arsenic Contaminated Land [J]. *Environmental Pollution*, 2002, 118(3): 453–461.
- [5] 胡安琪. 云南省外来入侵物种名录(2019版) [EB/OL]. [2021-07-13]. <http://www.yn.xinhuanet.com>.
- [6] MAHAR A, WANG P, ALI A, *et al.* Challenges and Opportunities in the Phytoremediation of Heavy Metals Contaminated Soils: A Review [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 126: 111–121.
- [7] LI Q C, WANG H B, WANG H J, *et al.* Re-Investigation of Cadmium Accumulation in *Mirabilis jalapa* L.: Evidences from Field and Laboratory [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(11): 12065–12079.
- [8] 吴双桃. 镉污染土壤超富集植物选择和镉-锌复合污染实验研究[D]. 长沙: 中南林学院, 2003. [WU Shuang-tao. Experimental Study on Selection of Hyperaccumulator Plants in Cadmium-polluted Soil and Cadmium-zinc Compound Pollution [D]. Changsha: Central South Forestry College, 2003.]
- [9] 刘家女. Cd 和盐联合胁迫下紫茉莉的生长反应及 Cd 积累特性研究[J]. *安徽农业科学*, 2012, 40(28): 13922–13924. [LIU Jia-nü. Growth Responses and Cd Accumulation Characteristics of *Mirabilis jalapa* L. under the Combined Cd and Salinity Stresses [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2012, 40(28): 13922–13924.]
- [10] SUN Y B, ZHOU Q X, WANG L, *et al.* Cadmium Tolerance and Accumulation Characteristics of *Bidens pilosa* L. as a Potential Cd-Hyperaccumulator [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 161(2/3): 808–814.
- [11] 赵修华, 任之光, 祖元刚, 等. 入侵植物假苍耳对镉的富集特征[J]. *森林工程*, 2010, 26(4): 39–43. [ZHAO Xiu-hua, REN Zhi-guang, ZU Yuan-gang, *et al.* Characteristics of Cadmium Accumulation by Invasive Plant *Iva xanthifolia* [J]. *Forest Engineering*, 2010, 26(4): 39–43.]
- [12] MIAO Q, YAN J H. Comparison of Three Ornamental Plants for Phytoextraction Potential of Chromium Removal from Tannery Sludge [J]. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 2013, 15(1): 98–105.
- [13] WANG J, YE S, XUE S G, *et al.* The Physiological Response of *Mirabilis jalapa* Linn. to Lead Stress and Accumulation [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2018, 128: 11–14.
- [14] LIU J N, XIN X, ZHOU Q X. Phytoremediation of Contaminated Soils Using Ornamental Plants [J]. *Environmental Reviews*, 2018, 26(1): 43–54.
- [15] 张益民, 薛泽. 紫茉莉种子水浸液对西瓜和枸杞的化感作用研究[J]. *种子*, 2012, 31(5): 23–26. [ZHANG Yi-min, XUE Ze. Allelopathy of Water Extracts from Seeds of *Mirabilis jalapa* L. on Watermelon and Chinese Wolfberry [J]. *Seed*, 2012, 31(5): 23–26.]
- [16] FAROOQ M, JABRAN K, CHEEMA Z A, *et al.* The Role of Allelopathy in Agricultural Pest Management [J]. *Pest Management Science*, 2011, 67(5): 493–506.
- [17] LI Y P, FENG Y L, CHEN Y J, *et al.* Soil Microbes Alleviate Allelopathy of Invasive Plants [J]. *Science Bulletin*, 2015, 60(12): 1083–1091.
- [18] SHANNON-FIRESTONE S, FIRESTONE J. Allelopathic Potential of Invasive Species is Determined by Plant and Soil Community Context [J]. *Plant Ecology*, 2015, 216(3): 491–502.
- [19] HAJJI M, JARRAYA R, LASSOUED I, *et al.* GC/MS and LC/MS Analysis, and Antioxidant and Antimicrobial Activities of Various Solvent Extracts from *Mirabilis jalapa* Tubers [J]. *Process Biochemistry*, 2010, 45(9): 1486–1493.
- [20] 张喜春, 韩振海, ИТ Ходжайова, 等. 植物体内甾醇的合成和生理作用[J]. *植物生理学通讯*, 2001, 37(5): 452–457. [ZHANG Xi-chun, HAN Zhen-hai, ИТ Ходжайова, *et al.* Synthesis and Physiological Functions of Phytosterols in Vivo [J]. *Plant Physiology Communications*, 2001, 37(5): 452–457.]
- [21] 危英, 杨小生, 郝小江. 紫茉莉根的化学成分[J]. *中国中药杂志*

- 志, 2003, 28(12): 1151–1152. [WEI Ying, YANG Xiao-sheng, HAO Xiao-jiang. Studies on Chemical Constituents from the Root of *Mirabilis jalapa* [J]. China Journal of Chinese Materia Medica, 2003, 28(12): 1151–1152.]
- [22] 邝嘉乐, 张德志. 紫茉莉根化学成分研究[J]. 广东药学院学报, 2007, 23(1): 1–2. [KUANG Jia-le, ZHANG De-zhi. Chemical Constituents of the Root of *Mirabilis jalapa* [J]. Journal of Guangdong College of Pharmacy, 2007, 23(1): 1–2.]
- [23] 周吉银, 唐小飞, 周世文, 等. 紫茉莉提取方法、化学成分及药理作用研究概述[J]. 中国医院药学杂志, 2011, 31(16): 1376–1379. [ZHOU Ji-yin, TANG Xiao-fei, ZHOU Shi-wen, et al. Summary of Research on Extraction Methods, Chemical Constituents and Pharmacological Effects of *Jasminum sambac* [J]. Chinese Journal of Hospital Pharmacy, 2011, 31(16): 1376–1379.]
- [24] NISHIDA N, TAMOTSU S, NAGATA N, et al. Allelopathic Effects of Volatile Monoterpenoids Produced by *Salvia leucophylla*: Inhibition of Cell Proliferation and DNA Synthesis in the Root Apical Meristem of *Brassica campestris* Seedlings [J]. Journal of Chemical Ecology, 2005, 31(5): 1187–1203.
- [25] LINKIES A, LEUBNER-METZGER G. Beyond Gibberellins and Absciscic Acid: How Ethylene and Jasmonates Control Seed Germination [J]. Plant Cell Reports, 2012, 31(2): 253–270.
- [26] PERGO É M, ISHII-IWAMOTO E L. Changes in Energy Metabolism and Antioxidant Defense Systems during Seed Germination of the Weed Species *Ipomoea triloba* L. [J]. Journal of Chemical Ecology, 2011, 37(5): 500–513.
- [27] CALLAWAY R M, RIDENOUR W M. Novel Weapons: Invasive Success and the Evolution of Increased Competitive Ability [J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2004, 2(8): 436–443.
- [28] 陆远权, 贾玉婷. 区域农业发展与农作物种植比较优势研究: 基于重庆、四川、贵州、云南的实证分析[J]. 重庆文理学院学报(自然科学版), 2007(2): 50–56. [LU Yuan-quan, JIA Yu-ting. A Study on the Regional Agriculture Development and Cropper Growth Comparative Advantage: Basing on the Demonstration Analysis of Chongqing, Sichuan, Guizhou, Yunnan's Data [J]. Journal of Chongqing University of Arts and Sciences (Natural Science Edition), 2007(2): 50–56.]
- [29] 蒋成爱, 吴启堂, 吴顺辉, 等. 东南景天与不同植物混作对土壤重金属吸收的影响[J]. 中国环境科学, 2009, 29(9): 985–990. [JIANG Chen-gai, WU Qi-tang, WU Shun-hui, et al. Effect of Co-Cropping *Sedum alfredii* with Different Plants on Metal Uptake [J]. China Environmental Science, 2009, 29(9): 985–990.]
- [30] 周建利, 邵乐, 朱凤榕, 等. 间套种及化学强化修复重金属污染酸性土壤: 长期田间试验[J]. 土壤学报, 2014, 51(5): 1056–1065. [ZHOU Jian-li, SHAO Le, ZHU Huang-rong, et al. Phytoremediation of Inter-Cropping with Chemical Enhancement of Heavy-Metal-Contaminated Acid Soil: A Long-term Field Experiment [J]. Acta Pedologica Sinica, 2014, 51(5): 1056–1065.]
- [31] WU Q T, SAMAKE M, MO C H, et al. Simultaneous Sludge Stabilization and Metal Removal by Metal Hyper-accumulator Plants [C]//Transactions of 17th World Congress of Soil Science. Bangkok, Thailand: [s. n.], 2002: 1–9.
- [32] 马倩, 郭伟, 薛盈文, 等. 邻苯二甲酸与对羟基苯甲酸对玉米种子萌发的影响[J]. 植物生理学报, 2020, 56(2): 294–300. [MA Qian, GUO Wei, XUE Ying-wen, et al. Effects of Phthalic Acid and P-hydroxybenzoic acid on Seed Germination of Maize [J]. Plant Physiology Journal, 2020, 56(2): 294–300.]
- [33] 赵赫南, 聂争飞, 王凤诏, 等. 紫茉莉甲醇提取物对黄豆、蕃茄种子萌发与幼苗生长的影响[J]. 沈阳大学学报(自然科学版), 2017, 29(3): 197–200. [ZHAO He-nan, NIE Zheng-fei, WANG Feng-zhao, et al. Impacts of *Mirabilis jalapa* Methanol Extract on Germination and Seedling Growth of Soybean and Eggplant Seeds [J]. Journal of Shenyang University (Natural Science), 2017, 29(3): 197–200.]
- [34] ZHANG X. Phytochelatins Play a Key Role in Arsenic Accumulation and Tolerance in the Aquatic Macrophyte *Wolffia globosa* [J]. Environmental Pollution, 2012, 165: 18–24.
- [35] 章家恩. 生态学常用实验研究方法与技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2007: 77–115. [ZHANG Jia-en. Commonly Used Experimental Research Methods and Techniques of Ecology [M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2007: 77–115.]
- [36] DE FIGUEIREDO L C, BONAFE E G, MARTINS J G, et al. Development of an Ultrasound Assisted Method for Determination of Phytosterols in Vegetable Oil [J]. Food Chemistry, 2018, 240: 441–447.
- [37] XU W L, HUANG Y B, QIAN J H, et al. Separation and Purification of Stigmasterol and B-sitosterol from Phytosterol Mixtures by Solvent Crystallization Method [J]. Separation and Purification Technology, 2005, 41(2): 173–178.
- [38] GILMORE A R. Allelopathic Effects of Giant Foxtail on Germination and Radicle Elongation of Loblolly Pine Seed [J]. Journal of Chemical Ecology, 1985, 11(5): 583–592.
- [39] LEE D G, LEE J, KIM K T, et al. High-performance Liquid Chromatography Analysis of Phytosterols in *Panax ginseng* Root Grown under Different Conditions [J]. Journal of Ginseng Research, 2018, 42(1): 16–20.
- [40] WILLIAMSON G B, RICHARDSON D. Bioassays for Allelopathy: Measuring Treatment Responses with Independent Controls [J]. Journal of Chemical Ecology, 1988, 14(1): 181–187.
- [41] 赵孟良, 王紫莹, 赵文菊, 等. 菊芋块茎浸提液对生菜种子萌发生长的化感作用[J]. 生态学杂志, 2020, 39(7): 2205–2213. [ZHAO Meng-liang, WANG Zi-ying, ZHAO Wen-ju, et al. Allelopathic Effects of Extracts from Jerusalem Artichoke Tuber on Seed Germination and Growth of *Lactuca sativa* L. [J]. Chinese Journal of Ecology, 2020, 39(7): 2205–2213.]
- [42] GIANNOPOLITIS C N, RIES S K. Superoxide Dismutases [J]. Plant Physiology, 1977, 59(2): 309–314.
- [43] 李合生. 植物生理生化实验原理和技术[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000: 260–261.
- [44] 苏正淑, 张宪政. 几种测定植物叶绿素含量的方法比较[J]. 植物生理学通讯, 1989, 25(5): 77–78. [SU Zheng-shu, ZHANG Xian-zheng. Comparison of Several Methods for Measuring Chlorophyll Content in Plants [J]. Plant Physiology Communications, 1989, 25(5): 77–78.]
- [45] MA H Y, CHEN Y, CHEN J H, et al. Identification and Comparison

- of Allelopathic Effects from Leaf and Flower Volatiles of the Invasive Plants *Mikania micrantha* [J]. *Chemoecology*, 2021, 31 (6): 355–365.
- [46] ITO M, ISHIMARU M, SHIBATA T, *et al.* High-Performance Liquid Chromatography with Fluorescence Detection for Simultaneous Analysis of Phytosterols (Stigmasterol, B-Sitosterol, Campesterol, Ergosterol, and Fucosterol) and Cholesterol in Plant Foods [J]. *Food Analytical Methods*, 2017, 10 (8): 2692–2699.
- [47] 魏莹, 李倩, 李阳, 等. 外来入侵植物反枝苋的研究进展 [J]. *生态学杂志*, 2020, 39 (1): 282–291. [WEI Ying, LI Qian, LI Yang, *et al.* Research Advances of Invasive Alien Plant *Amaranthus retroflexus* L. [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2020, 39 (1): 282–291.]
- [48] SOUMYA S, JHUMA D N K D. Review on *Mirabilis jalapa* L., (Nyctaginaceae): A Medicinal Plant [J]. *International Journal of Herbal Medicine*, 2020; 8 (2): 14–18.
- [49] BAZZAZ F A, CHIARIELLO N R, COLEY P D, *et al.* Allocating Resources to Reproduction and Defense [J]. *BioScience*, 1987, 37 (1): 58–67.
- [50] PAN J, YU L. Effects of Cd or/and Pb on Soil Enzyme Activities and Microbial Community Structure [J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37 (11): 1889–1894.
- [51] WANG G X, HU Z Y, LI S Y, *et al.* Sulfur Controlled Cadmium Dissolution in Pore Water of Cadmium-contaminated Soil as Affected by DOC under Waterlogging [J]. *Chemosphere*, 2020, 240: 124846.
- [52] 吴天马, 丁晖, 刘志磊, 等. 外来入侵植物紫茎泽兰对土壤养分的影响 [J]. *生态与农村环境学报*, 2007, 23 (2): 94–96. [WU Tian-ma, DING Hui, LIU Zhi-lei, *et al.* Effects of Alien Invasive Plant *Eupatorium adenophorum* on Soil Nutrients [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2007, 23 (2): 94–96.]
- [53] 马世尧, 刘胜利, 陈玉珍, 等. 喜马拉雅紫茉莉根水浸提液对五种植物的化感作用研究 [J]. *亚热带植物科学*, 2015, 44 (1): 29–35. [MA Shi-yao, LIU Sheng-li, CHEN Yu-zhen, *et al.* Allelopathy of Water Extracts from Root of *Mirabilis himalaica* on Five Species of Plants [J]. *Subtropical Plant Science*, 2015, 44 (1): 29–35.]
- [54] 周晓奎, 马丹炜, 周全全, 等. 入侵植物紫茉莉遗传毒性的初步研究 [J]. *西南农业学报*, 2008, 21 (1): 152–155. [ZHOU Xiaokui, MA Dan-wei, ZHOU Quan-quan, *et al.* The Genetic Toxicity of an Invasive Plant, *Mirabilis jalapa* L. [J]. *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2008, 21 (1): 152–155.]
- [55] 张如义, 胡红玲, 胡庭兴, 等. 核桃凋落叶分解对 3 种作物生长、光合及抗性生理特性的影响 [J]. *生态与农村环境学报*, 2016, 32 (4): 595–602. [ZHANG Ru-yi, HU Hong-ling, HU Ting-xing, *et al.* Effects of Decomposing Walnut (*Juglans regia*) Leaf Litter on Growth, Photosynthesis and Resistance Physiology of Three Recipient Plants [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32 (4): 595–602.]
- [56] 李凤兰, 武佳文, 姚树宽, 等. 假苍耳不同部位水浸提液对 5 种土著植物化感作用的研究 [J]. *草业学报*, 2020, 29 (9): 169–178. [LI Feng-lan, WU Jia-wen, YAO Shu-kuan, *et al.* A Study of the Allelopathic Effect of Extracts from Different Parts of *Iva xanthiifolia* on Five Native Species [J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2020, 29 (9): 169–178.]
- [57] 幸福梅, 臧建成, 兰小中. 喜马拉雅紫茉莉种子化感作用初探 [J]. *中国园艺文摘*, 2012, 28 (11): 22–24, 104. [XIN Fu-mei, ZANG Jian-cheng, LAN Xiao-zhong. Preliminary Study on Allelopathy Effects of *Mirabilis himalaica* (Edgew.) Heim. Seeds [J]. *Chinese Horticulture Abstracts*, 2012, 28 (11): 22–24, 104.]
- [58] RADHAKRISHNAN R, ALQARAWIA A, ABD A E F. Bioherbicides: Current Knowledge on Weed Control Mechanism [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 158: 131–138.
- [59] 谢飞, 王宏镔, 王海娟, 等. 砷胁迫对不同砷富集能力植物叶片抗氧化酶活性的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28 (7): 1379–1385. [XIE Fei, WANG Hong-bin, WANG Hai-juan, *et al.* Effects of Arsenic Stress on Activities of Antioxidant Enzymes in the Fronds of Plants with Different Abilities to Accumulate Arsenic [J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2009, 28 (7): 1379–1385.]
- [60] QIN L, LI Z R, LI B, *et al.* Organic Acid Excretion in Root Exudates as a Mechanism of Cadmium Uptake in a *Sonchus asper-Zea mays* Intercropping System [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2021, 107 (6): 1059–1064.
- [61] YANG N K, WANG H B, WANG H J, *et al.* Screening Maize (*Zea mays* L.) Varieties with Low Accumulation of Cadmium, Arsenic, and Lead in Edible Parts but High Accumulation in Other Parts: A Field Plot Experiment [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28 (25): 33583–33598.

作者简介: 张文亭 (1996—), 女, 贵州安顺人, 主要从事污染土壤的生物修复研究。E-mail: 1335361957@qq.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0652

杨月, 宫少硕, 靳红梅, 等. 奶牛场沼液施用对小麦及青贮玉米植株产量和品质的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(2): 264–272.

YANG Yue, GONG Shao-shuo, JIN Hong-mei, et al. Effects of Biogas Slurry Derived from Cow Dung on the Yield and Quality of Wheat and Silage Maize [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(2): 264–272.

奶牛场沼液施用对小麦及青贮玉米植株产量和品质的影响

杨月¹, 宫少硕^{1,2}, 靳红梅^{1,2,3①}, 余翔⁴ (1. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 江苏 南京 210014; 2. 南京农业大学资源与环境科学学院, 江苏 南京 210095; 3. 江苏省有机固体废弃物资源化协同创新中心, 江苏 南京 210095; 4. 江苏省农业科学院宿迁农科所, 江苏 宿迁 223808)

摘要: 为探明奶牛场沼液施用量对作物产量和品质的影响, 以小麦-玉米轮作系统为研究对象, 通过田间小区试验探讨了 100% 沼液氮替代 (BS100) 和 150% 沼液氮替代 (BS150) 对小麦及青贮玉米植株产量和品质指标的影响。结果表明, 施用沼液 2 a 后青贮玉米植株产量显著增加 ($P < 0.05$), BS150 处理的最高产量可达 $101.07 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 而小麦产量无显著变化。施用沼液显著增加了小麦籽粒中粗蛋白和粗淀粉的含量 ($P < 0.05$), w 最高分别可分别达 14.24% 和 78.40%。青贮玉米植株中粗蛋白含量显著增加 ($P < 0.05$), 但粗纤维和粗脂肪含量变化不明显。施用沼液显著提高了小麦籽粒中微量元素 Fe 和 Zn 含量 ($P < 0.05$), 最高分别可达 22.09 和 20.53 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 但青贮玉米植株中两者含量有所降低。施用沼液未增加作物中有害金属 Cd 含量, As 含量小幅增加, 但均未超过相关标准中污染物限量值。综上所述, 施用沼液未降低小麦-玉米系统的作物产量, 且明显提升了作物品质, 也未增加作物中 As 和 Cd 积累的风险。

关键词: 奶牛场沼液; 小麦; 青贮玉米; 产量; 品质

中图分类号: X713 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)02-0264-09

Effects of Biogas Slurry Derived from Cow Dung on the Yield and Quality of Wheat and Silage Maize. YANG Yue¹, GONG Shao-shuo^{1,2}, JIN Hong-mei^{1,2,3①}, YU Xiang⁴ (1. Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China; 2. College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 3. Jiangsu Collaborative Innovation Center for Solid Organic Waste Resource Utilization, Nanjing 210095, China; 4. Suqian Institute, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Suqian 223808, China)

Abstract: In order to investigate the effects of biogas slurry derived from cow dung on the yield and quality of wheat and silage maize, a field experiment was conducted in wheat and maize rotation system by different application rates. The effects of 100% biogas slurry nitrogen replacement (BS100) and 150% biogas slurry nitrogen replacement (BS150) on yield and quality indices of wheat and silage maize were studied by field plot experiment. The results show as follows: fresh weight of silage maize in all treatments increased significantly ($P < 0.05$) with the increase of biogas slurry application after two years. The yield of silage maize in BS150 treatment reached $101.07 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$. After two years of continuous application of biogas slurry, the contents of crude protein and crude starch in wheat grains were significantly ($P < 0.05$) increased with the increase of biogas slurry application level. The crude protein and crude starch contents in wheat grains under BS150 treatment were 14.24% and 78.40%, respectively. The crude protein content of silage maize were significantly increased ($P < 0.05$) with the increase of biogas slurry application level. The crude fiber and crude fat contents of silage maize had no obvious change. The contents of Fe and Zn in wheat grains were significantly ($P < 0.05$) increased. The highest Fe content and Zn content of wheat grains under BS150 treated were 22.09 and 20.53 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. The Fe content and Zn content of silage maize were decreased. Biogas slurry application did not increase the content of harmful metal Cd in crops, though it slightly increased the content of As in crops. The Cd and As content in crops did not exceed the limit value of pollutants in relevant standards. In conclusion, biogas slurry application did not reduce crop yield in wheat-maize

收稿日期: 2021-10-25

基金项目: 江苏省农业自主创新资金项目 [CX(20)1011]

① 通信作者 E-mail: hmjin@jaas.ac.cn

system, and significantly improved crop quality, and did not increase the risk of accumulation of As or Cd in crops.

Key words: biogas slurry derived from cow dung; wheat; silage maize; yield; quality

规模化和集约化养殖可有效提高养殖水平,降低饲养成本,增加经济效益,但也会造成粪污排放集中、处理难度大、生态环境压力大等问题^[1-2]。因地制宜对养殖粪污进行科学管理、减少环境排放是养殖业健康发展的重要保障。厌氧发酵技术是规模养殖场粪污处理的重要手段之一^[3],不仅可以有效削减粪污中常见污染物,而且产生的沼气可作为清洁能源,残留的沼液和沼渣经无害化处理后可作为肥料,是推动种养结合循环农业发展的重要纽带^[4]。

研究表明,畜禽粪便源沼液还田在改良土壤、提升作物品质等方面具有明显的效果^[5-7]。YU 等^[8]发现,施用浓缩的牛粪沼液和猪粪沼液后,种植番茄土壤的有机质、全氮(TN)、全磷(TP)和速效养分等肥力指标均显著提升;王永翠等^[9]发现,单施沼液有助于青贮玉米植株产量的提高,但对籽粒中粗蛋白含量没有明显的促进作用,而沼液与氮肥配施不仅对青贮玉米增产作用明显,营养品质也显著提高;高威等^[10]研究表明,猪粪沼液与氮肥配施能显著提高小麦籽粒蛋白质含量和淀粉的糊化特性,改善和优化小麦籽粒品质;BARŁÓG 等^[11]连续 5 a 的试验结果表明,施用牛粪沼液提高了冬小麦籽粒中微量金属元素锌(Zn)、铜(Cu)和铁(Fe)的含量。

沼液安全利用是农田消纳的重要保障。一方面,沼液作为一种液体肥料(含少量固体),其理化特性和养分形态与固体有机肥、化肥差异较大^[12]。沼液中铵态氮(NH₄⁺-N)含量普遍较高,不恰当的还田会增加氨挥发和径流损失^[13]。孙国峰等^[14]研究表明,施用猪粪有机肥氮达常规化肥 1.5 倍时可实现水稻高产,但会明显增加稻田地表径流和磷、钾

的流失;另一方面,由于畜禽粪便中含有重金属等有害物质,经厌氧发酵后沼液中砷(As)等金属的生物有效性有所提高^[15],沼液还田存在重金属安全风险。李金澄等^[16]认为,沼液施用量小于玉米需氮量的 4 倍时,土壤和玉米籽粒中存在 Zn、Cu、镉(Cd)、As 的迁移与富集,但均未达到污染风险等级;WAN 等^[17]研究发现,连续施用鸡粪和猪粪显著降低了水稻籽粒中 Cd 的积累,显著提高了土壤中有效 As 含量,但对水稻籽粒中有效 As 含量的影响有限。

基于作物养分需求和土壤条件确定沼液合理的施用量和施用方法,是沼液农田安全利用的普遍共识,对确保作物产量和品质、避免二次污染具有重要意义^[18]。目前,针对华东地区小麦-玉米轮作条件下连续灌溉沼液对小麦和青贮玉米植株产量及品质的影响鲜有报道。基于此,以江苏省北部的小麦-玉米轮作农田为研究对象,连续 2 a 施用奶牛场沼液,探究沼液不同施用量对小麦及青贮玉米植株产量和品质的影响,以期为畜禽粪便源沼液在农田的高效安全利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验区位于江苏省宿迁市泗洪县(33°21'36" N, 118°02'42" E)某规模奶牛养殖场配套的农田内。该地区属暖温带季风性气候区,年平均日照时数 2 200 h,年平均气温 14.3 ℃,年无霜期约 200 d,年降水量约 1 000 mm。试验田土壤类型属黄褐土,耕层(0~20 cm)土壤基本理化特征见表 1。该区种植制度为夏玉米-冬小麦轮作,通常情况下,玉米在每年 6 月播种,9 月底收获;小麦在每年 10 月初播种,次年 6 月上半月收获。

表 1 试验田耕层土壤基本理化特征

Table 1 The background values of topsoil in the experimental field

土层深度/ cm	pH 值	电导率/ (μS · cm ⁻¹)	w/(g · kg ⁻¹)		
			有机质	TN	TP
0~10	5.19±0.04	84.03±5.40	4.27±0.97	0.21±0.01	0.47±0.03
>10~20	5.67±0.46	59.80±0.36	2.59±0.80	0.19±0.01	0.43±0.02

数据为平均值±标准误(n=3),以干重计。

1.2 供试沼液

供试奶牛场沼液(以下简称“沼液”)取自规模奶牛场内沼气池,发酵装置为黑膜厌氧发酵池。该

养殖场奶牛存栏量常年稳定在 2 800~3 000 头,清粪方式为链条式机械刮粪,收集到的粪尿及冲圈废水首先经过固液分离,分离液经微滤后进入黑膜沼

气池,分离渣作为堆肥原料出售。养殖场内共有 5 个黑膜沼气池,总容积为 25 000 m³,水力停留时间常年维持在 90~120 d,已正常运行 3 a。发酵后的沼液通过管道输送至周边农田的沼液贮存池,作为基肥施用,施用装置为自主研发的沼液喷灌机(ZL 201921944557.5)。供试沼液的基本理化特性见表

2。供试沼液中 Fe、Zn 和 As 含量分别为(44.67±8.22)、(38.69±6.52)、(0.19±0.05) mg·L⁻¹,Cd 含量未检出(检出限 0.08 ng·L⁻¹),As 和 Cd 含量未超过 NY/T 2596—2014《沼肥》和 NY/T 2065—2011《沼肥施用技术规范》的规定。

表 2 供试奶牛场沼液的理化特性

Table 2 Physical and chemical properties of digested dairy farm slurry in the field experiment

季节	pH 值	w(TS)/ %	$\rho/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$				
			COD	TN	NH ₄ ⁺ -N	TP	TK
春	6.83±0.01	1.85±0.01	24 660.00±196.00	658.60±16.80	368.52±1.06	22.50±2.30	631.67
夏	7.69±0.01	0.55±0.01	4 329.60±78.70	840.30±24.60	558.88±5.48	29.20±0.60	1 151.67
秋	8.00±0.01	0.86±0.00	6 716.44±511.15	1 018.02±4.64	593.43±3.06	40.46±0.08	725.00
冬	7.08±0.01	1.60±0.01	14 468.60±342.50	221.40±18.60	141.04±5.57	10.70±0.40	400.00
平均	7.40±0.01	1.22±0.01	12 543.66±282.09	684.58±16.16	340.46±3.80	25.72±0.85	727.09

数据为平均值±标准误(n=3)。

1.3 试验设计

试验设置 4 个施肥处理,为不施肥的空白处理(CK)、化肥处理(CF100)、100%沼液氮替代处理(BS100)、150%沼液氮替代处理(BS150)。每个处理重复 3 次,12 个试验小区随机排列。小区面积为 30 m²(7.5 m×4 m),各小区间设置 1.5 m 宽的保护行。种植的玉米和小麦品种分别为“雅玉青贮 8 号”和“烟农 19”。根据作物养分需求,玉米季需肥量分别为 N 180 kg·hm⁻²,P₂O₅ 75 kg·hm⁻²,K₂O 120 kg·hm⁻²;小麦季需肥量分别为 N 150 kg·hm⁻²,P₂O₅ 75 kg·hm⁻²,K₂O 120 kg·hm⁻²,其中化学 N、P 和 K 肥分别为尿素(CH₄N₂O)、过磷酸钙[Ca(H₂PO₄)₂]、氯化钾(KCl)。根据等氮量替代原则以及沼液中养分含量,玉米季 BS100 和 BS150 处理的沼液施用量分别为 142 和 213 t·hm⁻²,小麦季施用量分别为 118 和 177 t·hm⁻²。施用沼液处理中添加 Ca(H₂PO₄)₂和 KCl 作为磷和钾的补充。各处理施肥方式为基肥和追肥,基追比为 6:4,其中玉米季追肥时间为小喇叭口期,小麦季追肥时间为返青期和拔节前。沼液采用人工洒施的方式,同时在不同施肥处理组进行灌水,保证不同处理组之间水分含量一致。各处理的除草、施药等其他田间管理方式相同。定位试验开始于 2018 年 4 月,取样时间为 2020 年 11 月。

1.4 样品采集与分析

1.4.1 植株样品采集与产量计算

收获时,在各试验小区随机布设 1 m×1 m 的样方,将样方内的植株全部收获。小麦脱粒后测产,

玉米在抽穗期取整个植株样品测产。小麦产量和青贮玉米植株产量以单位面积农田的小麦和青贮玉米质量计算。

1.4.2 植株理化指标测定

选取 2020 年收获的小麦和青贮玉米样品测定理化指标。小麦籽粒晒干、粉碎备用。玉米植株样本取回后用自来水和去离子水冲洗,自然晾干,放入烘箱中 105 ℃杀青 30 min,80 ℃烘至恒量,粉碎备用。

样品粗蛋白测定参照 GB 5009.5—2016《食品安全国家标准 食品中蛋白质的测定》,粗淀粉测定参照 GB 5009.9—2016《食品安全国家标准 食品中淀粉的测定》,粗脂肪测定参照 GB/T 6433—2006《饲料中粗脂肪的测定》,玉米植株中粗纤维测定参照 GB/T 6434—2006《饲料中粗纤维的含量测定 过滤法》。

小麦的籽粒和玉米鲜样中 Fe、Zn、Cd 和 As 含量测定参照 GB 5009.90—2016《食品安全国家标准 食品中铁的测定》、GB 5009.14—2017《食品安全国家标准 食品中锌的测定》、GB 5009.11—2014《食品安全国家标准 食品中总砷及无机砷的测定》、GB 5009.15—2014《食品安全国家标准 食品中镉的测定》。测定仪器为电感耦合等离子体质谱(ICP-MS,Perken Elmer Nex ION 2000 型,美国)。

1.4.3 数据分析

处理间差异采用单因素方差分析(ANOVA),多重比较采用 Duncan 法,设 α=0.05,统计分析软件为 DPS 9.01。

2 结果与分析

2.1 沼液施用对小麦和青贮玉米植株产量的影响

由图1可见,连续施用沼液后,处理间小麦产量均无显著差异。沼液施用第1年,BS100处理中小麦产量最高,但BS150处理中小麦产量最低,这说明沼液等氮量替代更有利于小麦的生长。沼液施用后第2年,BS100处理产量较第1年有所降低,BS150处理中小麦产量略有提高,甚至高于BS100处理,这可能是由于沼液中养分形态差异较大^[12],导致作物对养分的利用差别较大。这说明沼液肥效的评估需要长期定位施用效果的支撑。2020年当地雨水充足^[19],在连续2 a不施肥的情况下,2020年CK处理的小麦产量高于2019年。同时,雨水充足导致沼液地表径流损失,100%沼液处理第2年小麦产量为 $7.63 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,比第1年降低约20%。说明在南方水网区,沼液施用策略需要更加精准,不光需要考虑土壤条件和作物养分需求,还需要关注气候条件。沼液施用第1年,各处理的青贮玉米植株产量无显著差异;CF100处理产量最高,CK处理产量最低,沼液处理产量介于CK和化肥处理之间,其中BS150处理产量略高于BS100处理。沼液施用2 a后,不同处理间青贮玉米植株产量出现显著

差异($P < 0.05$),沼液处理的青贮玉米植株产量与CF100处理相比有显著提高,且BS150处理显著高于BS100处理,BS150处理的青贮玉米植株产量达 $101.07 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,说明1.5倍氮量沼液更有利于青贮玉米生长。连续施用化肥会导致土壤酸化、化肥肥效降低^[20],且笔者试验中2020年玉米未到乳熟期收获,导致2020年CF100处理玉米植株产量较2019年产量降低近30%。

沼液能够提供作物生长所需的各种养分,且在土壤中的保肥时间较长,对提高作物的营养生长效率和籽粒形成能力具有重要的作用^[21]。供试的黄褐土pH值较低,在酸性条件下施用偏碱性的沼液,可以调节土壤pH值,有利于营造适宜玉米、小麦生长的土壤环境。沼液中各种腐殖酸与磷肥具有正交互作用,尤其低分子量腐殖酸与磷肥的正交互作用最强,含腐殖酸的磷肥具有明显的增产作用^[22]。前人关于沼液促进作物增产的研究表明,沼液过量还田,当季即可产生明显增产效果^[23]。李金澄等^[24]试验表明,以土壤环境安全最大承载量为优先目标时,1倍氮养分沼液施用量为最优。笔者研究采取等氮量和1.5倍氮量代替施用沼液,第1年增产效果不明显,第2年青贮玉米增产效果明显。

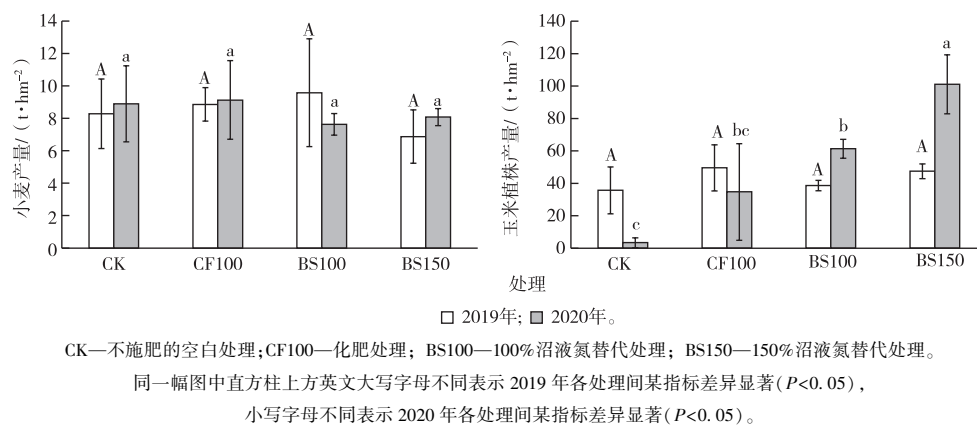


图1 各处理中小麦和青贮玉米植株产量

Fig. 1 Yield of wheat and silage maize in experimental plots

2.2 沼液施用对小麦和青贮玉米品质的影响

2.2.1 小麦籽粒营养品质

在成熟的小麦籽粒中,淀粉约占65%,蛋白质占10%~15%^[25]。小麦的淀粉含量是判别小麦品种、影响出粉率及面粉用途的重要指标之一^[26],粗蛋白含量是小麦品质分级的重要指标^[27-28]。该研究选取粗淀粉和粗蛋白2个营养指标评价小麦籽粒营养品质。连续2 a施用沼液后,不同处理组间小

麦籽粒的粗蛋白和粗淀粉含量都存在显著差异,粗蛋白和粗淀粉含量随着沼液施用量的增加而显著增加($P < 0.05$,图2)。BS150处理小麦籽粒的粗蛋白含量 w 为14.24%,粗淀粉含量 w 为78.40%,且施用沼液处理的粗蛋白和粗淀粉含量显著高于施用化肥处理,其主要原因是沼液可以促进植株对微量元素和生理活性物质的吸收,增强与品质形成相关的酶活性及生理代谢强度^[29]。另外,沼液中养分

有效性较高,且可促进土壤有机养分矿化分解,虽然总氮投入量没有增加,但是作物对养分的吸收利用效率得以提高^[30],从而使作物粗蛋白和淀粉含量增加。研究结果表明,连续施用沼液可以促进小麦营养品质提高。

Fe、Zn 是生物体必需的微量元素^[31]。Fe 是植物生长发育过程中重要的微量元素,参与植物叶绿素的合成、光合作用等代谢过程^[32]。Zn 参与生物体众多生理生化过程^[33],参与细胞膜上磷酸酯和硫

基组分的相互作用,进而稳定生物膜,维持细胞膜的正常作用^[34]。连续 2 a 施用沼液后,BS100 和 BS150 处理的 Fe 和 Zn 含量均显著高于 CK 和 CF100 处理($P<0.05$,图 3),且 BS150 处理的 Zn 含量显著高于 BS100 处理($P<0.05$)。BS150 处理的小麦籽粒 Fe 含量为 $22.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,Zn 含量为 $20.53 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,说明施用沼液显著提高了小麦籽粒中 Fe、Zn 含量,且 Zn 含量随着沼液施用量的增加而显著增加($P<0.05$)。

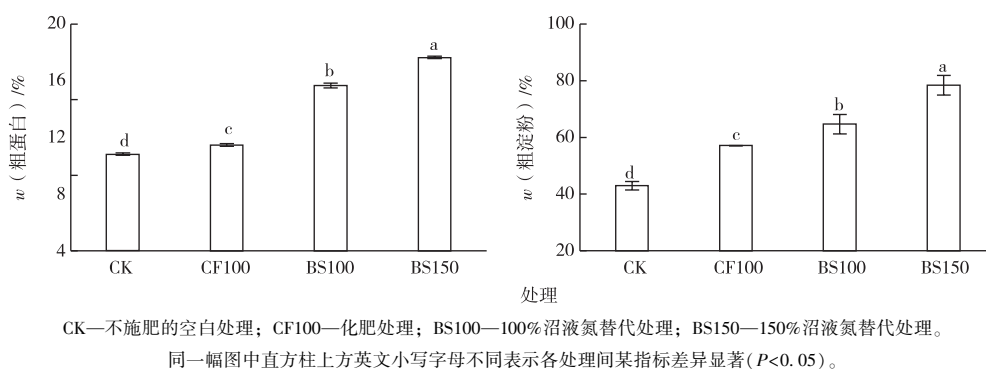


图 2 各处理中小麦籽粒的粗蛋白和粗淀粉含量

Fig. 2 Crude protein and crude starch content of wheat in experimental plots

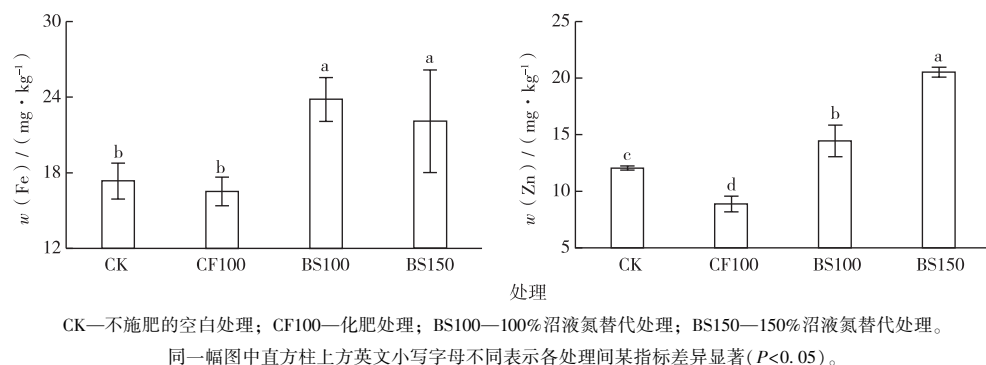


图 3 各处理中小麦籽粒的 Fe 和 Zn 含量

Fig. 3 Fe and Zn content of wheat in experimental plots

2.2.2 青贮玉米营养品质

根据 GB/T 25882—2010《青贮玉米品质分级》,一级青贮玉米品质指标的具体标准包括:水分含量 w 为 60%~80%,粗蛋白含量 $w>7\%$,淀粉含量 $w>25\%$,中性洗涤剂纤维含量 $w<45\%$,酸性洗涤剂纤维含量 $w<23\%$ 。另外,粗脂肪也是常用评价指标之一^[35]。因此,选取粗蛋白、粗脂肪、粗纤维、Fe、Zn 含量这 5 个指标评价沼液对青贮玉米品质的影响。连续 2 a 施用沼液后,各试验小区的青贮玉米植株品质指标如图 4~5 所示。

青贮玉米未到乳熟期收获,导致其蛋白质含量

偏低,各处理植株粗蛋白含量 w 约 1%左右。连续 2 a 施用沼液后,不同处理组之间青贮玉米植株的粗蛋白含量存在显著差异($P<0.05$),粗蛋白含量随着沼液施用量的增加而显著提高($P<0.05$),BS150 处理青贮玉米的粗蛋白含量为 1.43%,且施用沼液处理的青贮玉米粗蛋白含量显著高于施用化肥处理($P<0.05$),说明施用沼液提高了青贮玉米植株的粗蛋白含量,其原因与前文讨论沼液对小麦粗蛋白含量的影响大致相同,不再赘述。试验结果显示,施用沼液降低了收获时青贮玉米植株中粗脂肪含量,但随着沼液施用量的增加其含量略有回升,其原因

是粗脂肪含量不仅受 N、P 含量与种植密度等因子的影响,而且受收获期的制约^[36]。试验结果显示,施用化肥或沼液均显著提高了青贮玉米中粗纤维含量 ($P < 0.05$), BS150 处理的粗纤维含量 w 为 53.86%,且施用化肥和施用沼液处理间无显著差异,其中 BS100 处理略低于 CF100 和 BS150 处理。青贮玉米的纤维包括中性洗涤纤维和酸性洗涤纤维,在合理施氮条件下,增施氮肥可促进青贮玉米的生长,但氮素过量时不仅会使叶片衰老加速、纤维含量增加,还会对环境造成巨大压力^[37]。该研究中,施用沼液后玉米的粗纤维总量小于 60%,且 BS100 处理的粗纤维含量略低于 CF100 处理,说明施用沼液不会降低青贮玉米品质。

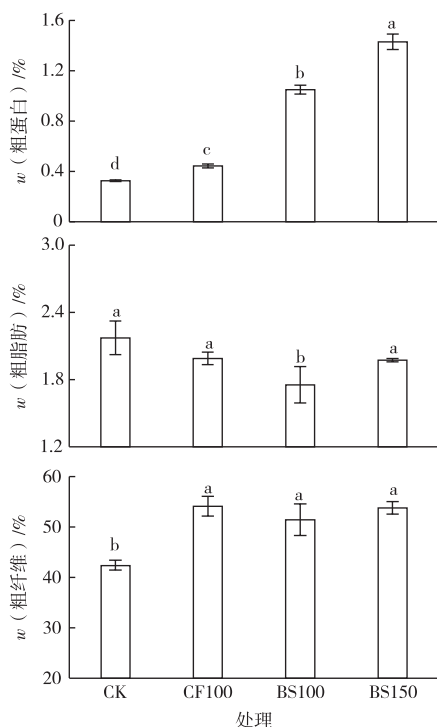


图4 各处理中青贮玉米的粗蛋白、粗脂肪和粗纤维含量
Fig. 4 Crude protein content, crude fat content and crude fiber content of silage maize in experimental plots

图4 各处理中青贮玉米的粗蛋白、粗脂肪和粗纤维含量
Fig. 4 Crude protein content, crude fat content and crude fiber content of silage maize in experimental plots

连续 2 a 施用沼液后,青贮玉米 BS100 处理的 Fe 含量较 CK 处理显著降低 ($P < 0.05$),随着沼液的增加,Fe 含量有所回升。青贮玉米不同处理组间 Zn 含量存在显著差异 ($P < 0.05$),CK 处理最高,施用化肥或沼液处理降低了青贮玉米植株中 Zn 含量。KARIM 等^[38]指出,玉米茎中 Zn 积累量的差异与基因型不同有关,与施 Zn 量关系不大。Zn、Fe 元

素在化学性质上相似,存在相同的转运系统,故很多情况下表现出相互竞争的关系^[39],这可能是造成该试验玉米植株中 Fe、Zn 含量没有明显规律的主要原因。

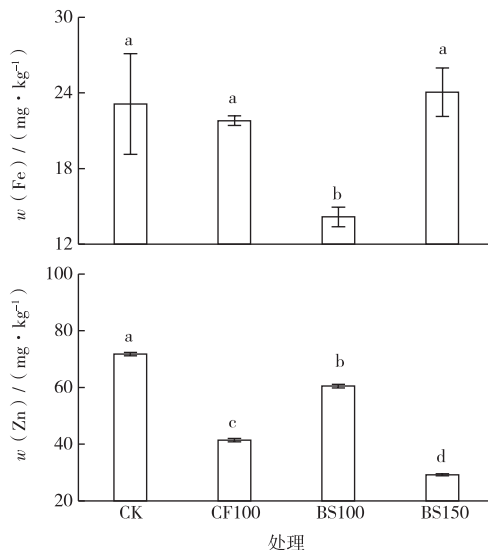


图5 各处理中青贮玉米的 Fe 和 Zn 含量
Fig. 5 Fe and Zn content of silage maize in experimental plots

图5 各处理中青贮玉米的 Fe 和 Zn 含量
Fig. 5 Fe and Zn content of silage maize in experimental plots

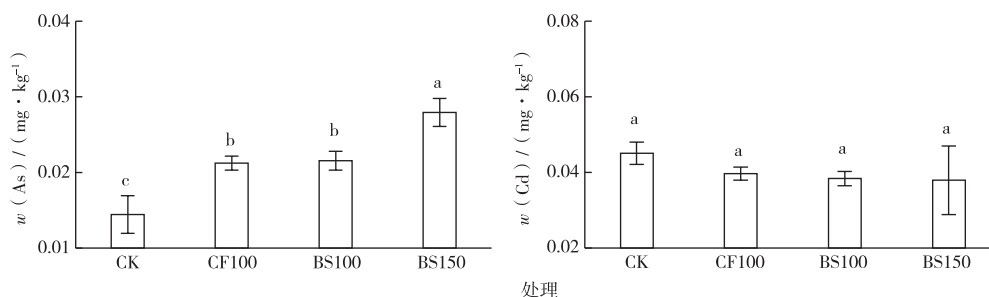
2.3 沼液施用后小麦和青贮玉米中有害金属的含量

As 和 Cd 是 2 种环境风险极大的(类)重金属污染物,其在土壤-作物系统中的迁移转化是国际上研究的热点^[40]。畜禽粪便普遍含有 As 和 Cd,经厌氧发酵后沼液中两者的溶解态含量有所提高^[41],农田施用后是否造成生态环境风险增加一直以来备受关注。连续 2 a 施用沼液后,各试验小区的小麦、青贮玉米中 As、Cd 含量如图 6~7 所示。施用沼液增加了小麦籽粒 As 含量,但各处理间 Cd 含量无显著差异,As 和 Cd 含量均符合 GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》的规定。施用沼液增加了青贮玉米植株中 As 含量;BS150 处理的 Cd 含量显著低于 CF100 处理,但与 CK 处理无显著差异。青贮玉米植株中 As、Cd 含量均符合 GB 13078—2017《饲料卫生标准》的规定。这说明现有水平下,连续施用沼液不存在小麦和青贮玉米中 As 和 Cd 超标的风险。

TANG 等^[42]在稻-麦轮作田间试验中连续 5 a 施用沼液,发现施用沼液的土壤重金属污染风险相

对较低,且小麦和水稻籽粒中 Cd 含量均在安全范围内。笔者试验用沼液中 As 平均含量为 $0.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, Cd 含量未检出(检出限 $0.08 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$),连续施用 2 a 后小麦籽粒和青贮玉米植株中 As、Cd 含量均未超过相关标准中污染物限量值,这与前人研究结果^[16,42]一致,但对于长期施用沼液导致的农田

重金属污染风险仍需要进一步研究。ZHAO 等^[43]提出,为了最大限度地减少污染物从土壤向食物链的转移,可以尽量减少污染物的投入,用石灰或其他固定材料减少土壤中重金属的有效性,选择和培育低重金属积累作物品种,采用适当的水和肥料管理、生物修复、改变土地用途、种植非粮食作物等方式。

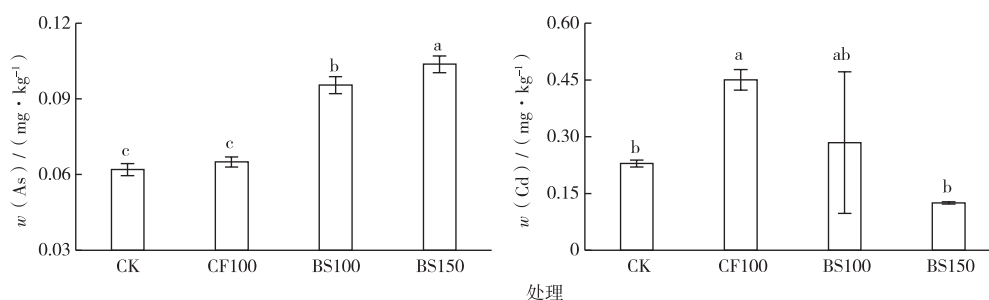


CK—不施肥的空白处理; CF100—化肥处理; BS100—100%沼液氮替代处理; BS150—150%沼液氮替代处理。

同一幅图中直方柱上方英文小写字母不同表示各处理间某指标差异显著 ($P < 0.05$)。

图 6 各处理中小麦籽粒的 As 和 Cd 含量

Fig. 6 As and Cd content of wheat grains in experimental plots



CK—不施肥的空白处理; CF100—化肥处理; BS100—100%沼液氮替代处理; BS150—150%沼液氮替代处理。

同一幅图中直方柱上方英文小写字母不同表示各处理间某指标差异显著 ($P < 0.05$)。

图 7 各处理中青贮玉米植株的 As 和 Cd 含量

Fig. 7 As and Cd content of silage maize in experimental plots

3 结论

(1)施用沼液未降低小麦-玉米系统的作物产量,施用沼液 1 a 后各处理的作物产量无显著差异,而施用沼液 2 a 后各处理的青贮玉米鲜重随着沼液用量的增加而显著增加 ($P < 0.05$)。

(2)施用沼液对小麦和青贮玉米品质有明显的提升作用,其中小麦籽粒的粗蛋白、粗淀粉含量以及青贮玉米的粗蛋白含量随着沼液施用量的增加而显著增加 ($P < 0.05$)。施用沼液显著提高了小麦籽粒中 Fe 和 Zn 含量 ($P < 0.05$),但青贮玉米植株中 Fe 和 Zn 含量有所降低。

(3)施用沼液未增加作物有害重金属的累积风险。连续施用沼液增加了小麦籽粒和青贮玉米植株中 As 含量,对 Cd 含量无显著影响,As 和 Cd 含量

均未超过相关标准中污染物限量值。

参考文献:

- [1] 生态环境部,国家统计局,农业农村部.第二次全国污染源普查公报[EB/OL].(2020-06-09)[2021-10-25].https://www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk01/202006/t20200610_783547.html.
- [2] 贾伟,朱志平,陈永杏,等.典型种养结合奶牛场粪肥养分管理模式[J].农业工程学报,2017,33(12):209-217.[JIA Wei, ZHU Zhi-ping, CHEN Yong-xing, et al. Manure Nutrient Management Mode in Typical Mixed Crop-dairy Farm[J].Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, 33(12):209-217.]
- [3] 陶秀萍,董红敏.畜禽废弃物无害化处理与资源化利用技术研究进展[J].中国农业科技导报,2017,19(1):37-42.[TAO Xiu-ping, DONG Hong-min. Research Progress on Animal Waste Treatment and Recycling Technology[J]. Journal of Agricultural

- Science and Technology, 2017, 19(1): 37-42.]
- [4] 董红敏, 左玲玲, 魏莎, 等. 建立畜禽废弃物养分管理制度 促进种养结合绿色发展[J]. 中国科学院院刊, 2019, 34(2): 180-189. [DONG Hong-min, ZUO Ling-ling, WEI Sha, *et al.* Establish Manure Nutrient Management Plan to Promote Green Development of Integrated Crop-livestock Production System[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2019, 34(2): 180-189.]
- [5] 万海文. 沼液对土壤养分和玉米、小麦生理特性及产量的影响[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2016. [WAN Hai-wen. Effect of Biogas Slurry on Corn and Wheat Physiological Characteristics, Soil Nutrient and Yield[D]. Yangling: Northwest A & F University, 2016.]
- [6] IUCOLI G A, ZABALOY M C, PASDEVICELLI G, *et al.* Use of Biogas Digestates Obtained by Anaerobic Digestion and Co-Digestion as Fertilizers; Characterization, Soil Biological Activity and Growth Dynamic of *Lactuca sativa* L. [J]. Science of the Total Environment, 2019, 647: 11-19.
- [7] XU M, XIAN Y, WU J, *et al.* Effect of Biogas Slurry Addition on Soil Properties, Yields, and Bacterial Composition in the Rice-rape Rotation Ecosystem over 3 Years [J]. Journal of Soils and Sediments, 2019, 19(5): 2534-2542.
- [8] YU F B, LUO X P, SONG C F, *et al.* Concentrated Biogas Slurry Enhanced Soil Fertility and Tomato Quality [J]. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B: Plant Soil Science, 2010, 60(3): 262-268.
- [9] 王永翠, 曹社会, 路阳, 等. 沼液与氮肥不同配比对青贮玉米产量和品质的影响[J]. 中国沼气, 2010, 28(2): 38-42. [WANG Yong-cui, CAO She-hui, LU Yang, *et al.* Effects of Different Proportion Application of Biogas Slurry and Nitrogen Fertilizer on the Yield and Nutrients of Silage Maize[J]. China Biogas, 2010, 28(2): 38-42.]
- [10] 高威, 陶晓婷, 王远玲, 等. 养猪场养殖废水与化肥配施对小麦中微量元素含量和品质的影响[J]. 应用生态学报, 2014, 25(2): 433-440. [GAO Wei, TAO Xiao-ting, WANG Yuan-ling, *et al.* Effects of Combined Applications of Pig Farm Slurry and Chemical Fertilizer on Medium- and Micro-element Contents and Quality of Wheat[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2014, 25(2): 433-440.]
- [11] BARŁÓG P, HLISNIKOVSÝ L, KUNZOVÁ E. Concentration of Trace Metals in Winter Wheat and Spring Barley as a Result of Digestate, Cattle Slurry, and Mineral Fertilizer Application[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, 27(5): 4769-4785.
- [12] 靳红梅, 常志州, 叶小梅, 等. 江苏省大型沼气工程沼液理化特性分析[J]. 农业工程学报, 2011, 27(1): 291-296. [JIN Hong-mei, CHANG Zhi-zhou, YE Xiao-mei, *et al.* Physical and Chemical Characteristics of Anaerobically Digested Slurry from Large-scale Biogas Project in Jiangsu Province[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2011, 27(1): 291-296.]
- [13] 张心良. 猪场污水还田与化肥配施对农田水土环境和作物产量的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(4): 645-650. [ZHANG Xin-liang. Effects of Application of Swine Farm Wastewater Coupled with Chemical Fertilizer on Water, Soil and Crop[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2016, 32(4): 645-650.]
- [14] 孙国峰, 张丽萍, 周炜, 等. 连续施用猪粪有机肥的高产稻田氮磷钾径流流失特征[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(23): 349-351. [SUN Guo-feng, ZHANG Li-ping, ZHOU Wei, *et al.* Characteristics of Nitrogen, Phosphorus and Potassium Runoff Loss in High-yielding Paddy Fields with Continuous Application of Pig Manure Organic Manure[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2018, 46(23): 349-351.]
- [15] 郭瑞华, 靳红梅, 吴华山, 等. 规模猪场污水多级处理系统中重金属总量及其形态变化特征[J]. 农业工程学报, 2018, 34(6): 210-216. [GUO Rui-hua, JIN Hong-mei, WU Hua-shan, *et al.* Total Content of Heavy Metals and Their Chemical Form Changes in Multilevel Wastewater Treatment System in Intensive Swine Farm[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018, 34(6): 210-216.]
- [16] 李金澄, 孙吉翠, 张忠兰, 等. 沼液-土壤-玉米系统中重金属迁移富集特性[J]. 江苏农业科学, 2020, 48(21): 292-297. [LI Jin-cheng, SUN Ji-cui, ZHANG Zhong-lan, *et al.* Study on Characteristics of Heavy Metal Migration and Enrichment in Biogas Slurry-soil-corn System[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2020, 48(21): 292-297.]
- [17] WAN Y N, HUANG Q Q, WANG Q, *et al.* Accumulation and Bio-availability of Heavy Metals in an Acid Soil and Their Uptake by Paddy Rice under Continuous Application of Chicken and Swine Manure[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 384: 121293.
- [18] 刘晨峰, 汪志锋, 赵兴征, 等. 基于二污普数据果菜茶畜禽粪污氮承载评估[J]. 环境科学研究, 2020, 33(12): 2657-2664. [LIU Chen-feng, WANG Zhi-feng, ZHAOXing-zheng, *et al.* Evaluation of Land Carrying Capacity of Livestock and Poultry Manure Nitrogen Based on the Second China Pollution Source Census Results[J]. Research of Environmental Sciences, 2020, 33(12): 2657-2664.]
- [19] 宿迁市水利局, 江苏省水文水资源勘测局宿迁分局. 2020年宿迁市水资源公报[EB/OL]. [2021-10-25]. <http://slj.suqian.gov.cn/swj/zcwj/202208/ce89aded4be4478a8559de31462793e7.shtml>.
- [20] 张雅蓉, 李渝, 刘彦伶, 等. 长期施肥对黄壤有机碳平衡及玉米产量的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(5): 1275-1285. [ZHANG Ya-rong, LI Yu, LIU Yan-ling, *et al.* Effects of Long-term Fertilization on Soil Organic Carbon Balance and Maize Yield in Yellow Soil [J]. Acta Pedologica Sinica, 2016, 53(5): 1275-1285.]
- [21] 伍钧, 王静雯, 张璘玮, 等. 沼液对玉米产量及品质的影响[J]. 核农学报, 2014, 28(5): 905-911. [WU Jun, WANG Jing-wen, ZHANG Lin-wei, *et al.* Effects of Biogas Slurry on Yield and Quality of Maize [J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2014, 28(5): 905-911.]
- [22] 李伟, 袁亮, 张水勤, 等. 中低分子量腐殖酸提高冬小麦磷吸收和产量的机理[J]. 植物营养与肥料学报, 2020, 26(11): 2043-2050. [LI Wei, YUAN Liang, ZHANG Shui-qin, *et al.* Mechanism of Middle and Low Molecular Weight Humic Acids in Promoting Phosphorus Fertilizer Uptake Efficiency and Yield of Winter Wheat [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2020, 26(11): 2043-2050.]
- [23] 邵文奇, 文廷刚, 唐金陵, 等. 不同沼液运筹对小麦生长及产量的影响[J]. 上海农业学报, 2019, 35(1): 11-15. [SHAO Wen-

- qi, WEN Ting-gang, TANG Jin-ling, *et al.* Effects of Different Biogas Slurry Management on Growth and Yield of Wheat[J]. *Acta Agriculturae Shanghai*, 2019, 35(1): 11-15.]
- [24] 李金澄, 孙吉翠, 杨丽, 等. 沼液过量还田对土壤环境容量及玉米生长的影响[J]. *河南农业科学*, 2021, 50(5): 49-56. [LI Jin-cheng, SUN Ji-cui, YANG Li, *et al.* Effects of Excessive Biogas Slurry Returning on Soil Environmental Capacity and Maize Growth [J]. *Journal of Henan Agricultural Sciences*, 2021, 50(5): 49-56.]
- [25] 项丰娟, 苏磊, 张秀南, 等. 小麦淀粉的研究现状[J]. *食品研究与开发*, 2021, 42(16): 212-219. [XIANG Feng-juan, SU Lei, ZHANG Xiu-nan, *et al.* Research Status of Wheat Starch [J]. *Food Research and Development*, 2021, 42(16): 212-219.]
- [26] 何凤丽, 田纪春, 陈建省, 等. 基因型和环境对小麦籽粒粗淀粉含量的影响[J]. *山东农业大学学报(自然科学版)*, 2009, 40(2): 169-172. [HE Feng-li, TIAN Ji-chun, CHEN Jian-sheng, *et al.* Effects of Genotypes and Environment on Starch Content in Wheat [J]. *Journal of Shandong Agricultural University (Natural Science Edition)*, 2009, 40(2): 169-172.]
- [27] 郭利建, 王竹林, 汪世娟, 等. 基于 SRAP 和 SSR 标记的小麦品质相关性状的 QTL 定位[J]. *麦类作物学报*, 2016, 36(10): 1275-1282. [GUO Li-jian, WANG Zhu-lin, WANG Shi-juan, *et al.* QTL Mapping of Wheat Grain Quality Traits Based on SRAP and SSR Marker [J]. *Journal of Triticeae Crops*, 2016, 36(10): 1275-1282.]
- [28] 刘建军, 何中虎, 赵振东, 等. 小麦面条加工品质研究进展[J]. *麦类作物学报*, 2001, 21(2): 81-84. [LIU Jian-jun, HE Zhong-hu, ZHAO Zhen-dong, *et al.* Review of Noodle Industrial Quality of Wheat [J]. *Acta Triticeae Crops*, 2001, 21(2): 81-84.]
- [29] 冯伟, 邱记东, 管涛, 等. 沼液追施量对小麦蛋白组分、面团流变学和淀粉糊化特性的影响[J]. *麦类作物学报*, 2011, 31(2): 276-280. [FENG Wei, QIU Ji-dong, GUAN Tao, *et al.* Effect of Topdressing Amount of Biogas Slurry on Protein Components, Flour Rheological and Paste Parameters of Wheat [J]. *Journal of Triticeae Crops*, 2011, 31(2): 276-280.]
- [30] 王桂良, 张家宏, 王守红, 等. 沼液替代化肥氮对冬小麦产量、品质及生长发育的影响[J]. *农业资源与环境学报*, 2018, 35(5): 467-475. [WANG Gui-liang, ZHANG Jia-hong, WANG Shou-hong, *et al.* Effects of Chemical Fertilizer Nitrogen Substitution by Biogas Slurry on Yield, Quality and Growth Characteristics of Winter Wheat [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2018, 35(5): 467-475.]
- [31] 杨莉琳, 刘小京, 徐进, 等. 小麦籽粒微量元素含量的研究进展[J]. *麦类作物学报*, 2008, 28(6): 1113-1117. [YANG Li-lin, LIU Xiao-jing, XU Jin, *et al.* Progress in Research of Micronutrients Content in Wheat Grain [J]. *Journal of Triticeae Crops*, 2008, 28(6): 1113-1117.]
- [32] 兴荣荣, 马丽娅·马木提, 张保军, 等. 锌铁微肥对冬小麦籽粒产量及其微量元素含量的影响[J]. *麦类作物学报*, 2018, 38(12): 1490-1495. [XING Rong-rong, MAMITI Maria, ZHANG Bao-jun, *et al.* Effect of Zinc and Iron Micronutrients on Grain Yield and Trace Element Contents of Winter Wheat [J]. *Journal of Triticeae Crops*, 2018, 38(12): 1490-1495.]
- [33] 李孟华, 王朝辉, 王建伟, 等. 低锌旱地施锌方式对小麦产量和锌利用的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2013, 19(6): 1346-1355. [LI Meng-hua, WANG Zhao-hui, WANG Jian-wei, *et al.* Effect of Zn Application Methods on Wheat Grain Yield and Zn Utilization in Zn-deficient Soils of Dryland [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2013, 19(6): 1346-1355.]
- [34] 张福锁. 锌营养状况对小麦根细胞膜透性的影响[J]. *植物生理学报*, 1992, 18(1): 24-28. [ZHANG Fu-suo. Effect of Zinc Nutritional Status on Membrane Permeability in Wheat Roots [J]. *Physiology and Molecular Biology of Plants*, 1992, 18(1): 24-28.]
- [35] 李胜开, 肖玲, 张倩云, 等. 2015—2016 年中国青贮玉米品质分析[J]. *中国奶牛*, 2017(11): 49-55. [LI Sheng-kai, XIAO Ling, ZHANG Qian-yun, *et al.* The Quality Analysis of Corn Silage in China Tested by Dairy One China Affiliated Laboratory from 2015 to 2016 [J]. *China Dairy Cattle*, 2017(11): 49-55.]
- [36] 朱建国. 青贮玉米物质生产特性与营养品质的研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2005. [ZHU Jian-guo. Study on Production Characteristics and Nutritive Quality of Silage Maize [D]. Beijing: China Agricultural University, 2005.]
- [37] 熊波, 王琛, 张莉, 等. 有机肥替代化肥对京郊夏播青贮玉米生长与饲料品质的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2021(3): 141-147. [XIONG Bo, WANG Chen, ZHANG Li, *et al.* Effects of Organic Fertilizer Substituting Chemical Fertilizer on the Growth and Quality of Summer Silage Maize in Beijing Suburbs [J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2021(3): 141-147.]
- [38] KARIM M R, ZHANG Y Q, TIAN D, *et al.* Genotypic Differences in Zinc Efficiency of Chinese Maize Evaluated in a Pot Experiment [J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2012, 92(12): 2552-2559.
- [39] 平文静, 郭媛, 黄亚群, 等. 玉米亲本子代锌铁吸收和分配的研究[J]. *作物杂志*, 2019(4): 49-54. [PING Wen-jing, GUO Yuan, HUANG Ya-qun, *et al.* Study on the Absorption and Distribution of Zinc and Iron between Maize Hybrid and Its Parents [J]. *Crops*, 2019(4): 49-54.]
- [40] BIAN B, WU H S, ZHOU L J. Contamination and Risk Assessment of Heavy Metals in Soils Irrigated with Biogas Slurry: A Case Study of Taihu Basin [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2015, 187(4): 155.
- [41] SHI L, WANG W, YUAN S J, *et al.* Electrochemical Stimulation of Microbial Roxarsone Degradation under Anaerobic Conditions [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(14): 7951-7958.
- [42] TANG Y F, WANG L Y, CARSWELL A, *et al.* Fate and Transfer of Heavy Metals Following Repeated Biogas Slurry Application in a Rice-wheat Crop Rotation [J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 270: 110938.
- [43] ZHAO F J, MA Y B, ZHU Y G, *et al.* Soil Contamination in China: Current Status and Mitigation Strategies [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(2): 750-759.

作者简介: 杨月 (1987—), 女, 辽宁昌图人, 助理研究员, 硕士, 主要研究方向为农业废弃资源管理与污染防控。E-mail: 524126963@qq.com

(责任编辑: 许素)

Contents

The Policy and Technical System of Eco-environment Protection and Restoration in European Union and

Its Enlightenment to China ZHANG Qian, LÜ Fei-nan, YU Zhen-rong (137)

Index System of Evaluation of Rural Environmental Quality under the Background of Rural Revitalization:

A Review LI Yan, ZHANG Guo-qing, YU Ge (146)

A Study of the Impact of Livelihood Differentiation on the Decision-making Behavior of Farmers' Adoption of

Environment-friendly Technology ZHANG Jie, CHEN Mei-qiu, YAN Yu-qi, LI Xing-yi (156)

Research on the Influence of Internal Perception and External Environment on Green Fertilization Technology

Adoption Behavior of Farmers ZHANG Hua-nan, GE Yan-xiang (166)

Landscape Pattern Optimization in Baiyangdian Basin Based on Landscape Ecological Risk Assessment

..... GAO Xing, SONG Zhao-ying, LI Chen-xi, TANG Huai-zhi (174)

Source Analysis of Chemical Components of Atmospheric PM_{2.5} in Nantong Region Based on Super Station Data

..... ZHANG Xiang, CAO Zhi-gang, CUI Ping (184)

Contamination Characteristics and Water Ecological Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Soil

from Riparian Area of Miyun Reservoir LIU Yi, JIANG Xuan, WANG Xia, ZHANG Qing-zhuo,
ZHAO Gao-feng, WANG Xiao-yan (190)

Species Diversity Characteristics of Native Seed Plants in Eastern Coastal Area of Jiangsu: A Case Study of

Guanyun County YE Peng-cheng, ZHAO Xiao, CHEN Hui, SI Qin, WU Jian-yong (197)

Driving Mechanism of Spatial Evolution of Rural Settlements in the Yaoluoping National Nature Reserve,

Anhui Province QIAN Zhe-dong, CAO Xiao, CHEN Hao, LÜ Ying-ying, GAO Jun, ZHANG Hao-nan (207)

Characteristics and Influencing Factors of Plankton Community Structure During Autumn in Xishan Island

Waterway Network of Taihu Lake LI Qing-zhuo, HUA Yue-zhou, DU Cheng-dong,
HE Shang-wei, WU Zhao-shi, PAN Ji-zheng (214)

Relationship between Phytoplankton Community Characteristics and Environmental Factors in Shibalianwei

Wetland in Summer in Hefei, Anhui Province, China
..... HUANG Ruo-han, WANG Ting, SHANG Guang-xia, XIE San-tao, WANG Li-qing, ZHANG Wei (227)

Study on Cd Migration and Accumulation Characteristics and Influencing Factors of Soil-*Dictyophora rubrovalvata*

System in Typical Karst Area of Guizhou LIU Gui-hua, WANG De-mei, QIN Song, CHAI Guan-qun,
LUOMU Xin-jian, FAN Cheng-wu (236)

The Effect of Soil Passivator on Heavy Metal Cadmium in Alkaline Farmland Soil and Its Accumulation in Wheat

..... LI Hong-liang, YUAN Cui, FU Yun-cong, ZHU Xiao-long, GUI Juan,
LIU Dai-huan, DAI Qing-yun, HE Jun-qiang (244)

β -sitosterol from *Mirabilis jalapa* Treated with Cadmium: Concentration Responses and Allelopathic Effects

..... ZHANG Wen-ting, WANG Hong-bin, WANG Hai-juan, PENG Yu, GUO Si-yu (250)

Effects of Biogas Slurry Derived from Cow Dung on the Yield and Quality of Wheat and Silage Maize

..... YANG Yue, GONG Shao-shuo, JIN Hong-mei, YU Xiang (264)

编辑委员会

主任委员

刘国才

副主任委员

刘鸿亮 蒋有绪 徐海根

主 编

蔡道基

副主编

吴孔明 吴丰昌 张福锁 朱永官 高吉喜

执行副主编

周可新

编 委 (按姓氏音序排列)

蔡祖聪 常志州 陈利顶 陈同斌 党 志 邓良伟 董世魁 冯玉龙 高士祥 胡正义 贾仲君
蒋明康 李德波 李迪强 李建龙 李培军 李维新 李 周 林玉锁 刘国才 刘红玉 刘 燕
龙 涛 卢宝荣 吕家珑 骆世明 马克平 闵庆文 潘根兴 彭少麟 濮励杰 仇荣亮 单正军
沈渭寿 施卫明 石利利 石毓岷 (美国) 史 舟 孙勤芳 王长永 王国祥 王让会 王学军
武志林 席北斗 肖兴基 徐海根 徐会连 (日本) 徐明岗 许崇育 (挪威) 薛建辉 阎百兴
颜晓元 杨林章 杨柳燕 杨庆文 尹大强 翟保平 张 慧 张金池 张毅敏 赵克强 郑元润
周东美 周军英 周启星 周泽江 朱 波 邹长新

生态与农村环境学报

SHENGTAI YU NONGCUN HUANJING XUEBAO

(月刊,1985年2月创刊)

第39卷 第2期(总第218期)2023年2月25日出版

JOURNAL OF ECOLOGY AND RURAL ENVIRONMENT

(Monthly, Founded in February 1985)

Vol. 39 No. 2 Feb. 25, 2023

主 管 中华人民共和国生态环境部
主 办 生态环境部南京环境科学研究所
主 编 蔡道基
编辑出版 《生态与农村环境学报》编辑部

地址:南京市蒋王庙街8号

邮编:210042

电话:025-85287131, 85287053, 85287036

网址: <http://www.ere.ac.cn>

E-mail: ere@vip.163.com; bjb@nies.org

印刷装订 江苏省地质测绘院

总发行处 江苏省邮政局

订 购 处 全国各地邮局

国外发行 中国国际图书贸易总公司(北京399信箱)

Superintended by Ministry of Ecology and Environment, P. R. China

Sponsored by Nanjing Institute of Environmental Sciences,
Ministry of Ecology and Environment

Editor-in-chief CAI Dao-ji

Edited and Published by

Editorial Office of
Journal of Ecology and Rural Environment
P. O. Box 4202, Nanjing 210042, China
E-mail: ere@vip.163.com; bjb@nies.org
Tel: +86-25-85287131, 85287053, 85287036

Printed by Jiangsu Geologic Surveying and Mapping Institute

Distributed by Domestic: All Local Post Offices in China

Foreign: China International Book Trading Corporation
P. O. Box 399, Beijing 100044, China



中国标准连续出版物号: ISSN 1673-4831
CN 32-1766/X

国内邮发代号: 28-114
国外发行代号: Q5688

定价: 30.00元

ISSN 1673-4831

