

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

2021.10

第37卷 第10期 Vol. 37 No.10

生物多样性保护目标
设计与评估技术专题

主办单位：生态环境部南京环境科学研究所

目次

□ 生物多样性保护目标设计与评估技术专题

- 中国农业生物多样性保护主要政策、措施回顾及2020年后展望... 刘云慧 王诗皓 陈宝雄 范顺祥 宇振荣(1225)
基于“自然未来框架”的中国生物多样性保护目标情景研究初探... 于丹丹 童文君 刘威 伊剑锋 陈萌萌 曹铭昌 徐海根(1234)
定量测度生物多样性对人类福祉贡献的指标体系研究... 刘玉平 施佩荣 张志如 万华伟 彭羽 王永财(1242)
农业相关“爱知生物多样性目标”实施进展分析... 范顺祥 胡飞龙 刘云慧(1249)
生物多样性评估政策工具集成平台研究... 童文君 于丹丹 乐志芳 曹铭昌 徐海根(1256)
厦门海域底栖生物多样性保护目标确定... 傅世锋 吴海燕 蔡晓琼(1264)
农区土地利用强度变化对生物多样性的影响... 丰思捷 陈宝雄 刘云慧(1271)

□ 专论与综述

- 基于文献计量的土壤微生物海拔分布规律研究... 周煜杰 贾夏 赵永华 王茜 叶璇 安毅仁(1281)
稻田综合种养模式对土壤生态系统的影响研究进展... 李文博 刘少君 叶新新 郜红建(1292)

□ 研究报告

区域环境与发展

- 生态认知、关系网络对村民生活垃圾合作治理行为的影响：基于福建省501份村民问卷数据的实证分析... 林丽梅 何秀玲 韩雅清(1301)
农业绿色生产技术采纳对农户收入的影响效应研究... 陈梅英 黄守先 张凡 党晴晴 夏康耀 陈镇 袁鹭(1310)
基于乡村社会-生态系统脆弱性的国土综合整治时空配置研究... 任国平 刘黎明 李洪庆 尹昱(1318)

自然保护与生态

- 镉、铅胁迫对滇杨(Populus yunnanensis)幼苗生长及其光合生理的影响... 郑武扬 王艳霞 郑雁方 李净峰(1331)

污染控制与修复

- 浮水植物-底泥-微生物系统对富营养化水体氮的净化作用... 郭淑婷 周之栋 华建峰 殷云龙 薛建辉(1341)
水生植物恢复对宛山荡水质及水体微生物代谢功能多样性的影响... 汪欣 何尚卫 潘继征 李勇 张国正 应炎杰(1352)

* * * * *

- 欢迎订阅2022年《生态与农村环境学报》... (1291)
录用定稿网络首发启事... (1340)

本期执行编辑：许素

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0135

刘云慧,王诗皓,陈宝雄,等.中国农业生物多样性保护主要政策、措施回顾及2020年后展望[J].生态与农村环境学报,2021,37(10):1225-1233.

LIU Yun-hui, WANG Shi-hao, CHEN Bao-xiong, et al. A Review of Policies and Measures for Agricultural Biodiversity Conservation in China and Outlook for Post 2020[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1225-1233.

编者按:生物多样性保护已成为国际社会的共识。保护目标在生物多样性保护中具有重要引领作用。科学的保护目标设定依赖于情景设计工具和方法。情景设计技术方法是评估未来社会经济发展路径对生物多样性影响的有力工具,目前仍缺少国家尺度的生物多样性情景分析系统。现有生物多样性指标的数据侧重于高等生物类群,尚缺少生物多样性与人类福祉相关的指标。在国家重点研发计划支持下,“生物多样性保护目标的设计与评估技术”项目针对“生物多样性保护目标设计的科学性、系统性较低,保护目标进展评估技术缺乏”的难题,构建了生物多样性保护目标实施进展以及生物多样性对人类福祉贡献的评估指标与方法,研发了基于土地利用和保护目标的情景设计工具及技术方法,建立了不同土地(海域)利用类型和强度与生物多样性之间的关系模型及数据库,研制了生物多样性保护目标设计与评估决策支持系统,形成了生物多样性保护目标设计与评估技术体系,并在多个区域、海域进行验证和推广应用,为我国履行《生物多样性公约》、建设生态文明和美丽中国以及国家公园为主体的自然保护地体系提供了科技支撑。本专题刊登该项目的部分研究成果。

中国农业生物多样性保护主要政策、措施回顾及2020年后展望

刘云慧¹, 王诗皓¹, 陈宝雄², 范顺祥¹, 宇振荣¹ (1. 中国农业大学北京市生物多样性与有机农业重点实验室, 北京 100193; 2. 农业农村部农业生态与资源保护总站, 北京 100125)

摘要:农业生物多样性是生物多样性的重要组成部分,可提供人类可持续发展所需的多种生态服务,但公众对于其重要性的认识远不及自然保护。作为全球生物多样性最为丰富之一、最早加入《生物多样性公约》及重要的农业国家,中国进一步加强农业生物多样性保护,对履行公约及推动农业可持续发展具有重要意义。该研究回顾了过去几十年中国农业生物多样性保护政策的发展过程、具体措施及成效,指出中国农业生物多样性的保护程度逐年加强,在种质资源保护、渔业资源保护、牧业资源保护、外来物种入侵防治方面开展了很多工作,并取得一定成效,但是仍然面临生境退化和破坏、外来物种入侵、遗传资源锐减、环境污染、气候变化等威胁。鉴于2020年后农业生物多样性保护在全球生物多样性保护中的受重视程度增加,笔者对于中国如何进一步加强农业生物多样性保护提出了6个方面的建议,包括:建立农业生物多样性调查和监测体系;建立农区生物多样性保护的国家计划,整合农业多样性保护、生态修复和农业可持续发展,推动多目标的协同实现;推动建立完善的农业生物多样性保护政策、法律和生态补偿措施;完善针对外来物种防控的法律和政策;加强农业生物多样性保护利用的方法和技术研究;加强科普教育和推动公众参与。

关键词: 农业生物多样性; 保护; 政策; 措施; 建议

中图分类号: X176 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1225-09

A Review of Policies and Measures for Agricultural Biodiversity Conservation in China and Outlook for Post 2020. LIU Yun-hui¹, WANG Shi-hao¹, CHEN Bao-xiong², FAN Shun-xiang¹, YU Zhen-rong¹ (1. Beijing Key Laboratory of Biodiversity and Organic Farming, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. Rural Energy & Environment Agency, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100125, China)

Abstract: Agricultural biodiversity is an important component of biodiversity and provides ecological services needed for

收稿日期: 2021-03-08

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507204); 国家自然科学基金(41871186)

① 通信作者 E-mail: liuyh@cau.edu.cn

human sustainable development. While the importance of agricultural biodiversity conservation is far less publicly recognized than that for nature conservation. As a large agricultural country, and one of the counties with the richest biodiversity in the world as well as one of the earliest party of the Convention on Biological Diversity (CBD), China should taken further measures to strengthen the conservation of agricultural biodiversity for a better implementation of the CBD and development of sustainable agriculture. This paper reviews policies, conservation measures and achievements of agricultural diversity conservation in China during the last decades. In summary, concerns on agricultural biodiversity conservation were gradually increased, and great achievements have been reached in the conservation of genetic resources, fish resources, and animal husbandry resources as well as in the control of invasive species. However, agricultural diversity in China is still facing the threats of habitat degradation and destruction, species invasion, genetic resources loss, environmental pollution, as well as climate change. In face of the increasing concern on agrobiodiversity conservation in global biodiversity conservation strategy after 2020, the following six suggestions are proposed for the improvement of the conservation of agrobiodiversity, including: establishing a national survey and monitoring system for agro-biodiversity; establishing a national plan for biodiversity conservation in agricultural areas, and integrating agricultural diversity conservation with ecological restoration and sustainable agricultural development; improving legislation and policy, and ecological compensation measures for agricultural diversity conservation; improving legislation and policies for alien species control; strengthening research on approaches and technologies for the conservation and utilization of agricultural biodiversity; strengthening science popularization education and promoting public participation.

Key words: agricultural biodiversity; conservation; policy; measures; suggestions

农业生物多样性 (agro-biodiversity) 是指与食物及农业生产相关的所有生物多样性的总称^[1]。农业生物多样性不仅是全球生物多样性的重要组成部分,也是重要的自然资源,除了能供给大众熟知的农产品,保障人类食物的多样性以及营养、品质,为不利条件(如气候变化)下人类的食物安全提供可替代的选择和保障外,还可为农田生态系统对抗生物压力(如病虫害)和非生物压力(土壤属性、微气候调节、水土保持)提供必不可少的支持,提供诸如传粉、水质净化、养分循环等生态系统支持服务以及教育、乡村旅游等重要的文化服务,是表征生态环境质量的重要指标,更是生态系统稳定性的保障^[2]。近些年,面对气候变化、人口持续增长、农业集约化带来的生态环境恶化等问题,全球对粮食的需求不断增加,通过提高与农业生物多样性相关的生态系统服务来促进生产,成为未来可持续管理模式下进一步增加粮食产量的重要途径^[3-4],加强农业景观生物多样性的保护势在必行。

中国不仅是世界上生物多样性最为丰富的国家之一,还占有全球最大的农业用地份额,农业景观保有大量的生物物种^[5-6],然而国家生物多样性战略和行动计划(NBSAP)却未明确将农田生物多样性的保护列入其中,亟待改变和完善。2021年10月(原定2020年6月),第十五次生物多样性缔约国大会在昆明召开,制定下个十年全球生物多样性的保护目标和策略,成为全球性关注的问题,这也为我国生物多样性保护提供了新的契机。该研究回顾我国农业生物多样性保护政策的发展过程、具

体措施及成效,分析我国农业生物多样性保护面临的问题及挑战,以期在2020年后我国农业生物多样性的保护提出建议和参考。

1 中国农业生物多样性保护的主要政策发展及措施

1.1 中国农业生物多样性保护的政策发展历程

中国农业生物多样性的保护策略,主要经历了萌芽(1986年以前)、起步发展(1986—1993年)、重视发展(1993—2010年)和深入推进(2010—2020年)几个阶段(表1、图1)。

1.1.1 萌芽阶段(1986年以前)

1986年以前,生产发展在国民经济中占据主导地位,我国未出台完整、系统的关于生物多样性保护的政策性文件,其中只有少量的通知、意见和规定涉及到农业生物多样性保护的政策,例如1979年国务院发布的《国务院关于颁布“水产资源繁殖保护条例”的通知》以及1983年《国务院关于严格保护珍贵稀有野生动物的通令》等,有部分涉及农业生物多样性,但针对的对象特殊,覆盖范围小,保障措施不全面。这一阶段,涉及农业生物多样性的保护政策,更多是从服务生产的角度来制定,目标也主要是服务和促进农业生产。

1.1.2 起步发展阶段(1986—1993年)

1986年国务院环境保护委员会讨论通过了《中国自然保护纲要》,这是我国在保护自然资源和自然环境方面第一部较为系统、具有宏观指导作用的纲领性文件,该文件的出台标志着政府对环境保护

的重视。此后,农业部门陆续在农作物和家畜家禽品种资源保护、水产生物资源保护、草地动植物资源保护等方面做了一定的工作,为建立自然保护区、物种资源保存库、圃和基地以及发展生态农业等打下了基础。此阶段,国家各部门间生物多样性保护分工不明确,保护措施严重不足,农业部门缺乏关于生物多样性保护的综合性规划。

1.1.3 重视发展阶段(1993—2010年)

1992年,中国在联合国环境与发展大会上签署《生物多样性公约》,并于1993年底正式生效,国家层面先后出台了《中国生物多样性保护行动计划》《中国21世纪议程》《全国生态环境保护纲要》《全国生态环境建设规划》《全国生态功能区划》《中国水生生物资源养护行动纲要》《全国生物物种资源保护与利用规划纲要》《国家环境保护“十一五”规划》等指导性政策。生物多样性保护被纳入国家行动计划,政府制定了生物多样性保护方针、保护目标、优先领域以及优先项目计划,在国家层次上对生物多样性和生物资源的保护作出了规划和部署。

在国家重视和推进下,农业和海洋部门也开始推动农业和渔业生物多样性的部门规划和保护行

动。2002年,国家海洋局出台《全国海洋功能区划》,首次划分海洋功能区,提出了每种海洋功能区的开发保护重点和管理要求。同年,农业部发布了《关于加强渔业资源增殖放流工作的通知》,正式将增殖放流作为保护渔业生物多样性的一项措施推广,并进一步出台《渤海生物资源养护规定》,开始关注海洋生态的改善和恢复。此后,《全国草原保护建设利用总体规划》的出台推动了草地资源的保护,遏制了草原的退化。《农业植物新品种保护发展规划》推动和保障了农业植物资源的开发利用。

通过这一阶段国家和部门层次的行动计划,我国已初步建立了生物多样性保护法律法规体系,实施了一系列诸如退耕还林、退耕还草、退牧还草、退田还湖、天然林保护、野生动植物保护及自然保护区建设等重大生态工程,85%的陆地自然生态系统类型、47%的天然湿地、20%的天然林、绝大多数自然遗迹、65%的高等植物群落类型和绝大部分国家重点保护珍稀濒危野生动植物种得到了有效保护^[7]。在农业生物多样性保护方面,农业动植物资源、草地资源、渔业资源的保护也开始受到重视。

表 1 中国农业生物多样性保护的主要发展阶段和相关政策及行动计划

Table 1 Main development stages and related policies and action plans for agricultural biodiversity conservation in China

发展阶段	主要政策及行动计划
萌芽阶段 (1986年前)	《国务院关于严格保护珍贵稀有野生动物的通令》(1983年),《国务院关于颁布“水产资源繁殖保护条例”的通知》(1979年)
起步发展阶段 (1986—1993年)	《中国自然保护纲要》(1986年),《中国21世纪议程》(1994年)
重视发展阶段 (1993—2009年)	国家层次:《中国生物多样性保护行动计划》(1994年),《中国21世纪议程》(1994年),《全国生态环境建设规划》(1998年),《全国生态环境保护纲要》(2000年),《中国水生生物资源养护行动纲要》(2006年),《全国生物物种资源保护与利用规划纲要》(2007年),《国家环境保护“十一五”规划》 部委层次:《全国海洋功能区划》(国家海洋局,2002年),《渤海生物资源养护规定》(原农业部,2004年),《全国草原保护建设利用总体规划》(原农业部,2007年),《农业植物新品种保护发展规划》(原农业部,2007年),《全国生态功能区划》(原环境保护部,2008年)
深入推进阶段 (2010至今)	国家层次:《中国生物多样性保护战略与行动计划(2011—2030年)》(2010年),《国务院办公厅关于做好自然保护区有关工作的通知》(2010年),《全国主体功能区规划》(2010年),《全国现代农业发展规划(2011—2015年)》(2012年),《“十三五”生态环境规划》(2016年),《乡村振兴战略规划(2018—2022年)》(2018年) 部委层次:《农业生物资源保护工程项目储备指南》(原农业部,2011年),《全国生态保护与建设规划(2013—2020年)》(国家发展与改革委员会等,2014年),《全国农业可持续发展规划(2015—2030年)》(原农业部等,2015年),《全国畜禽遗传资源保护和利用“十二五”规划》(原农业部,2013年),《全国畜牧业发展第十二个五年规划(2011—2015年)》,《全国种植业发展第十二个五年规划》,《全国农业和农村经济发展第十二个五年规划(2011—2015年)》,《全国渔业发展第十二个五年规划(2011—2015年)》(原农业部,2011年),《国家级海洋牧场示范区建设规划(2017—2025年)》(原农业部,2017年),《全国畜禽遗传资源保护和利用“十三五”规划》(原农业部,2017年),《农作物种质资源保护与利用三年行动方案(2019—2021年)》(农业农村部,2019年),《畜禽遗传资源保护与利用三年行动方案(2019—2021年)》(农业农村部,2019年),《全国草原保护建设利用“十三五”规划(2016—2020年)》(原农业部,2017年)

1.1.4 深入推进阶段(2010—2020年)

在成为《生物多样性公约》缔约国后,尽管我国

认真履行公约的各项要求,但由于人口和经济的快速发展,以及由此带来的资源环境的巨大需求和生

态环境的破坏,我国生物多样性保护仍然面临巨大压力和严峻挑战。在此背景下,为了进一步推进生物多样性保护,2010年国务院批准发布了《中国生物多样性保护战略与行动计划(2011—2030年)》,进一步明确了生物多样性保护的基本原则、战略目标、优先领域和优先行动,并成立中国生物多样性国家委员会,由国务院副总理担任主席,使生物多样性保护的规格正式上升到国家层面。2012年国务院发布的《全国现代农业发展规划(2011—2015年)》提出,在农业发展中要充分考虑生物多样性的保护问题。《“十三五”生态环境保护规划》强调,开展生物多样性本底调查和观测,实施濒危野生动植物抢救性保护,加强生物遗传资源保护,强化野生动植物进出口管理。《乡村振兴战略规划(2018—2022年)》提出,加强乡村生态保护与修复,实施重要生态系统保护和修复重大工程,健全重要生态系统保护制度等措施保护生态环境,维护生物多样性,使得生物多样性保护行动进一步向纵深发展。

同期,农业及渔业部门也进一步加强了对农业生物多样性的保护。农业部尤其重视种质、畜禽和渔业资源的保护,继续加强对农作物种质资源的收

集保存、深度挖掘、基础研究、保护管理,推进第三次全国农作物种质资源普查与收集行动及对畜禽遗传资源的调查、收集、保护和监测。在渔业资源保护方面,加强合理布局水产养殖生产,保护水域滩涂生态环境,推进国家级海洋牧场的建设布局,优化海洋开布局,统筹海洋的开发与保护,遏制近海生态环境恶化及海洋生物多样性下降;加强水生生物自然保护区建设,保护水生生物多样性;发展增殖渔业,改善水域生态环境,强化休渔禁渔制度,开展珍稀物种放流。

与此同时,农业生态环境和可持续农业发展也开始得到重视。《全国农业可持续发展规划(2015—2030年)》着重提出,推进生态农业发展,修复农业生态,保护海洋生态。信息技术也被纳入农业自然资源保护措施中,发展农业种质资源大数据建设,推进种植业信息化、畜牧业智能化、渔业智慧化。响应《乡村振兴战略》的要求,将有害生物长效绿色防控、综合种养模式、农业可持续发展作为重点研究方向,积极推动农业的绿色发展,使得农业生物多样性保护行动进一步落实,并在生产实践中推广。

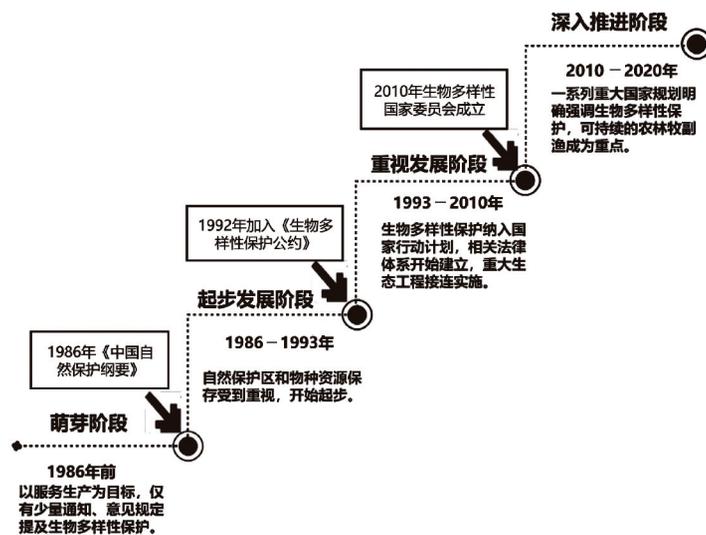


图 1 中国农业生物多样性保护政策的发展历程

Fig. 1 Development of agricultural biodiversity conservation policies in China

1.2 中国农业生物多样性保护的主要措施及成效

1.2.1 种质资源保护

中国高度重视种质资源的保护^[8],主要开展了以下3个方面的工作:(1)积极开展种质资源的普查和收集工作。1956—1957年、1979—1983年、

2015年至今,先后开展了3次农作物种质资源的全面普查和收集工作^[9]。截至2020年,长期保存作物种质资源超过52万份,畜禽地方品种560多个,遗传材料96万多份,农业微生物资源10万多份^[10]。(2)构建种质资源保护体系,建立了以作物种质长

期库为核心、10 座中期库和 43 个种质圃为支撑、205 个原生境保护区为补充的作物种质资源保护体系。其中,原生境保护区的主要保护物种主要包括粮油类的野生稻 (*Oryza rufipogon*)、野生大豆 (*Glycine soja*)、小麦野生近缘植物 (*Agropyron cristatum*) 等,果树类的野生苹果 (*Malussieversii*)、河北梨 (*Pyrus hopeiensis*)、野生柑橘 (*Citrus reticulata*)、野生猕猴桃 (*Actinidia chinensis*) 等,经济作物类的野生莲 (*Nelumbo nucifera*)、野生茶 (*Camellia sinensis*)、野生莼菜 (*Brasenia schreberi*) 等,具有重要开发利用价值的野生植物共 39 个^[11];形成了 199 个国家级畜禽保种场、保护区、基因库与 458 个省级保种场(区、库)相衔接的畜禽种质资源保护体系,国家畜禽基因库建设也已纳入规划布局之中。同时,初步构建农业微生物资源保护和利用体系^[12]。(3) 积极开发利用种质资源。通过种质资源鉴定评价、发掘创制,我国培育推广了一大批突破性新品种,我国农作物自主品种占 95% 以上,畜禽核心种源自给率达 70% 以上,水产、农业微生物产品均以自主品种、自主资源为主^[12]。

1.2.2 外来物种入侵防范

中国是外来物种入侵危害最为严重的国家之一,防范外来物种的入侵也是农业生物多样性保护的重要领域,已采取的行动包括:(1) 加强外来物种管理机制。原农业部先后成立了外来入侵生物管理办公室、外来入侵生物预防与控制研究中心,加强外来入侵生物防治工作日常管理与技术研究。2004 年原农业部会同八部门成立了全国外来入侵生物防治协作组,制定了《农业重大有害生物及外来生物入侵突发事件应急预案》,成立外来生物入侵突发事件应急指挥部,初步建立了外来物种入侵应急处理机制。(2) 推进外来物种的调查监测,初步构建了“中国外来入侵物种数据库”。(3) 推进综合防控与集中灭除。农业农村部在江苏、湖北、湖南、广西等地建设水花生 (*Alternanthera philoxeroides*)、水葫芦 (*Eichhornia crassipes*)、豚草 (*Ambrosia artemisiifolia*) 等入侵物种天敌繁育基地 30 余处,利用豚草卷蛾 (*Epiblema strenuana*)、莲草直胸跳甲 (*Agasicles hygrophila*) 等天敌开展生物防控。在内蒙古、贵州等地探索开展刺萼龙葵 (*Solanum rostratum*)、紫茎泽兰 (*Ageratina adenophora*) 生态控制,利用本地有益物种进行竞争替代,修复受损生态系统的抵御功能。针对扩散蔓延严重、已暴发成灾的外来入侵物种,2003 年起组织开展集中灭除活动,初步统计全国已开展各类灭

除活动 2 000 余次,灭除面积超过 200 多万公顷次^[13]。

1.2.3 渔业资源保护

为开展渔业资源的保护,我国主要采取了如下措施:(1) 建立休渔期制度。为保护我国周边海域鱼类等资源在夏季繁殖生长,自 1995 年起,我国管辖一侧的黄海、东海在 6—9 月实施休渔制度;1999 年起扩大到 12° N 以北的南海海域;2003 和 2010 年分别在长江和珠江实行禁渔期制度;2015 年将淮河干流纳入禁渔范围^[14];至 2019 年底,332 个保护区实现全面禁捕,4.74 万艘渔船及相应渔民 8.32 万人完成退捕;我国七大重点流域(长江、珠江、淮河、黄河、海河、辽河、松花江流域)实现禁渔期制度全覆盖,并从 2020 年 1 月 1 日 0 时起开始实施长江十年禁渔计划^[15]。(2) 促进增殖放流。在适于渔业资源增殖的水域,开展增殖放流活动,并逐步扩大增殖的品种、数量和范围。据不完全统计,“十三五”以来,全国共放流各类水生生物苗种超过 1 500 亿尾,在修复渔业种群资源、改善水域生态环境、促进渔业增效及渔民增收等方面发挥了重要作用^[16]。(3) 推进渔业绿色产业发展。目前在淡水渔业方面,全国共创建国家级水产健康养殖示范场 5 468 个、示范县 49 个,重点发展池塘工程化、工厂化循环水养殖,大水面生态养殖,稻渔综合种养以及盐碱水养殖^[17]。海洋渔业方面,各地积极开展了以人工鱼礁为载体,以底播增殖和海藻种植为手段,以增殖放流为补充的海洋牧场建设。各地结合减船工作,利用报废渔船等废旧物资,积极降低人工鱼礁(巢)建设成本。截至 2020 年,全国海洋牧场建设已投入资金 80 多亿元,建成海洋牧场 200 多个,其中国家级海洋牧场 110 个^[18]。(4) 进行海岸综合治理,提升海洋质量。2016 年起,中央财政累计安排海岛及海域保护资金 68.9 亿元,先后支持 28 个沿海城市开展“蓝色海湾”整治行动,实施内容包括海岸线生态修复工程,恢复海岸线生态功能。加强海洋污染防治力度,与沿海地方政府签订责任书来明确入海河流的治理目标,同时中央环保督查全面覆盖 11 个沿海省份,对非法围填海、违法违规侵占自然岸线、非法向海排污等进行严格督查^[19]。

1.2.4 牧业资源保护

在牧业资源保护方面,我国一方面通过实施天然草原退牧还草工程、禁牧、休牧、划区轮牧以及核定载畜量等措施,恢复草原植被,提高草原生产力,促进草原生态与畜牧业的协调发展。另一方面,推动草原生态补偿政策。2011 年,中央财政在内蒙古

等 8 个主要牧区省份实施草原生态保护补助奖励政策。2012 年,政策实施区域扩大到 13 个省份,将河北、山西等 5 个省份纳入实施范围,实现对全国牧区、半牧区县全覆盖。2016 年起,新一轮补奖政策启动实施,标准进一步提高,范围进一步扩大,主要包括直补牧民的禁牧补助、草畜平衡奖励资金和绩效考核奖励资金。2020 年中央财政安排草原生态修复治理补助 31.93 亿元,重点用于退化草原生态修复治理、草种繁育、草原有害生物防治等^[20]。

1.2.5 农村污染防治

影响生物多样性的主要原因之一是人类的生产活动及污染排放。农药和化肥等农用化学物质以及畜禽粪便污染物可对生物体产生直接毒害作用,影响生物的生存和繁殖,也可能使得环境发生变化,进而影响群落或生态系统结构。上述污染物不仅可以直接影响农田系统的杂草、土壤动物、微生物等的多样性,还会随径流等扩散到水体,进而影响水生生物多样性^[21-23]。因此,我国对农村污染防治、发展农业绿色生产也采取了一系列措施。2015 年原农业部打响农业面源污染治理攻坚战,提出到 2020 年实现农业用水总量控制、化肥农药使用量减少、畜禽粪便秸秆地膜基本资源化利用的“一控两减三基本”的目标任务。2017 年启动实施了畜禽粪污资源化利用、果菜茶有机肥替代化肥、东北地区秸秆处理、农膜回收和以长江为重点的水生生物保护行动等农业绿色发展五大行动^[24],使我国化肥农药减量增效成果显著,畜禽粪污初步实现资源化利用,农业面源污染得到初步控制。

2 2020 年后农业生物多样性保护面临的问题和挑战

尽管在过去几十年间,中国制定了一系列推动农业生物多样性保护的政策和措施,取得了重要的进展和成就,但是在农业生物多样性保护方面仍然面临很多问题和挑战。

2.1 中国农业生物多样性面临的威胁

2.1.1 农业生境的退化和破坏严重

我国耕地保护形式严峻,虽然耕地面积较为稳定,但是耕地重心正从东南湿热地区向东北温凉地区和西北温干地区转移,平原特别是城市周边土层深厚和有灌溉排水条件的优质耕地被大量“非农化”^[25]。由于过度开垦及大量化肥农药的投入,耕地酸化和板结严重,土壤微生物群落大量减少,土壤次生盐碱化频发^[26]。同时,生物原生境丧失严重^[27],草原破坏和鼠虫害频发使得草原生境破坏严

重、质量堪忧^[28-29]。

2.1.2 遗传资源锐减

第三次全国农作物种质资源普查的阶段性成果表明,中国种质资源保护形势不容乐观,部分地方品种和主要农作物野生近缘种等特有种质资源的丧失速度明显加快^[30]。初步统计数据显示,我国主要粮食作物地方品种数目在 1956 年达 11 590 个,而 2014 年则仅剩 3 271 个,主要粮食作物地方品种数目丧失比例高达 71.8%^[31]。

2.1.3 外来物种威胁严重

我国是全球遭受生物入侵威胁与损失最为严重的国家之一,截至 2018 年底,入侵我国的外来物种有近 800 种,已确认入侵农林生态系统的有 638 种,全国 31 个省(市、区)均有外来生物入侵,半数以上县域都有入侵物种分布,几乎涉及所有类型的生态系统^[32]。

2.1.4 环境污染严重威胁生物多样性

目前,全国受污染的耕地约有 1 000 万 hm^2 ,污水灌溉污染耕地约 217 万 hm^2 ,固体废弃物堆存占地和毁田约 13 万 hm^2 ,合计约占中国耕地总面积的 1/10 以上^[33],对农业生物多样性的潜在威胁尚难以评估。

2.1.5 气候变化

气候变化对中国的自然生态系统和生物多样性产生显著影响,主要包括生境退化或丧失、物种灭绝速率上升、物种分布转移、生物物候和繁殖时间改变、种间关系变化等,给农业生物多样性保护带来新的问题与挑战^[34]。

2.2 农业生物多样性保护政策和措施存在的主要问题

(1) 农业生境的关注和保护力度不够。长期以来,国家对于生物多样性依附的生境保护工作着重于自然生境的保护,我国虽然已经建立了覆盖国土面积 18% 的自然保护区,但对于面积占陆地面积 50% 以上的农业用地却缺乏有效的生物多样性保护措施。同时,我国在各项政策的规划制定中,并没有直接提到农田生物多样性保护。我国也是农业用地(含耕地和草地等)占陆地面积 40% 以上的 8 个超级多样化国家(除美国外)中,唯一一个没有在《生物多样性公约国家生物多样性战略与行动计划》中明确农田生物多样性保护目标的国家^[6]。

(2) 缺乏农业生物多样性评估、监测体系与方法。虽然我国高度重视种质资源的保护,但是对于为农业生产提供重要生态系统服务的生物物种的多样性,存在家底不清、认识不足的问题,缺乏对农

业生物多样性调查和监测的网络建设和技术体系,也缺乏关于农业生产管理对生物多样性影响的系统评估和响应的方法体系。

(3) 集约化农业发展缺乏生物多样性保护的完整技术体系。在城镇化加速、农业规模化发展的趋势下,依旧缺乏统筹兼顾生产和生物多样性维持的规模化农业建设的指导政策。在现有高标准农田建设的推进过程中,主要重心在于产量的增长,而对如何提高农田生物多样性,则缺少相应的技术措施和标准。此外,现代农业发展中存在物种单一化、生境简单化、农业景观同质化的问题。

(4) 农业生物多样性补偿政策不足。我国虽然投入了大笔资金在草地和林业的生态补偿上,但对于农业的补贴主要用于农业生产物资,如农机和化肥农业的补贴上,对农业生态环境和生物多样性相关的生态补偿资金投入不足。

(5) 外来物种防控的政策法规尚需完善。我国在全国层面尚缺乏一部专门用于外来物种管理的法律法规,同时对于外来入侵物种的调查普查、监测预防、防治防控、惩罚追责等方面,缺乏全面长效的政策与资金支持,需要进一步健全和完善相关机制。

(6) 对公众的生物多样性宣传有明显进展,但对于如何让农户认识生物多样性的重要性,并参与到生物多样性保护中来,缺少相关政策和措施。

2.3 中国农业生物多样性保护面临的挑战与机遇

2002 年,联合国通过首个《生物多样性战略计划》和 2010 年全球生物多样性目标(即“爱知目标”)。2020 年 9 月 15 日,联合国《生物多样性公约》秘书处发布了第五版《全球多样性展望》(GBO-5),就 2010—2020 年“爱知目标”的完成情况和取得的进展进行了评估,结果显示全球只部分实现了 20 个纲要目标中的 6 个目标,其中并无与农业相关的保护目标^[35-36]。土地用途改变是 1970 年以来对自然负面影响最大的直接驱动因素,而农业土地利用是最普遍的土地用途改变形式^[37]。据预测,2050 年全球人口将达到 90 亿,为满足日益增长的人口对食品、动物饲料、纤维和生物能源作物的需求,对生物多样性的威胁可能会大规模升级。如果“一切照旧”,到 2050 年全球将难以实现生物多样性保护的美好愿景^[35],生物多样性保护必须探索新的途径和方法,其中加强农业生物多样性保护必不可少^[38]。

目前国际上普遍认为,针对粮食生产方式、地点和种类采取积极措施以减少对农业土地的需求,对生物多样性保护具有重要作用^[39],推动农业生物

多样性保护和利用将是推动人类社会可持续发展的重要途径。《生物多样性公约》第 15 次缔约方大会(COP15)于 2021 年在中国召开,会议将制定新的战略计划和 2030 年目标。作为生物多样性公约的缔约国及全球生物多样性最为丰富的农业大国,中国有责任在国际舞台上对包括农业生物多样性在内的全球生物多样性保护作出更加有力的推动。此次大会也为推动我国农业的转型和绿色发展,最终实现生态文明建设目标提供了重大机遇。

3 2020 年后中国农业生物多样性保护的 建议

(1) 建立、完善农业生物多样性本底调查和监测体系与网络,结合种质资源普查以及已进行的生物多样性调查活动,对农业种植区、草地畜牧区、渔业生产区进行进一步的生物多样性调查,加强对于农业生物多样性的编目、收集和评估,评估生物多样性的资源现状及受威胁现状,并在此基础上识别出重要的农业生物多样性地区,结合农业生产发展需求和生态环境状况,制定农业生物多样性保护分区规划,弥补因为仅保护自然用地带来的生物多样性保护空缺。同时对识别出的物种易受威胁地区、重要物种丰富地区、农业发展迅速地区制定相应的监测计划,以省(市、区)为主导加强监测能力建设,设立定点长期监测与定期调查监测相结合的监测体系。

(2) 建立农区生物多样性保护的国家行动计划,将农业生物多样性保护纳入生态文明建设的框架体系之中,将农业生物多样性保护行动与农业生态空间规划和生态修复、可持续生产紧密结合,推动农业生物多样性保护与生态环境改善、农业可持续发展的协同发展和多方共赢。

(3) 进一步建立和完善推动农业生物多样性保护的政策、法律及生态补偿措施,如出台专门的农业生物多样性利用与维持相关法律,强化遗传资源获取与惠益共享相关的规章制度,将维持和提升农业生物多样性功能规章化纳入土地整治和高标准农田建设中,出台针对农业生境保护的具体政策,在农业环境影响评价中充分考虑其对生物多样性的影响。结合乡村振兴战略和碳中和战略,增加生态补偿资金投入,建立促进农业绿色发展、农业自然生境维持等的生态补偿项目,以生物多样性维持功能高低为依据进行差别化补偿,为农业生物多样性保护提供政策、法律、制度及资金保障,促进农业生物多样性保护措施的全面落实。

(4) 出台专门针对外来物种防控的相关法律和政策, 加强对于外来物种的普查监测, 控制外来物种的输入和违法交易, 提升综合治理与应急控制能力, 加大相关科学、技术支撑投入, 形成全面、长效的综合防治体系。

(5) 加强农业生物多样性保护和利用的相关方法和技术研究, 加强生态农业生产技术的研发, 推动集约化农业向生态农业的转型; 制定和研究适宜于不同农区的农业生物多样性保护和生态系统服务提升的生态基础设施(如农田缓冲带、绿篱、坑塘湿地、传粉昆虫栖息地、农田生态廊道、生态化沟路渠等)建设标准和管护技术; 加强遗传资源保护设施建设, 提升农业生物多样性保护的技术手段。

(6) 加强农业生物多样性保护科普教育, 建立公众参与生物多样性保护的机制。通过科普教育, 提升公众对农业生物多样性及其重要性的认知; 引导农业生产者、本地居民、志愿者团体等相关方共同参与农业生物多样性保护工作, 借助民众力量进行宣传教育, 形成全社会支持、监督和参与农业生物多样性保护的良好氛围。

参考文献:

- [1] FAO. The Global Strategy for the Management of Farm Animal Genetic Resources [Z]. Rome, Italy: FAO, 1999.
- [2] 刘云慧, 宇振荣, 罗明. 国土整治生态修复中的农业景观生物多样性保护策略[J]. 地学前缘, 2021, 28(4): 48-54. [LIU Yunhui, YU Zhen-rong, LUO Ming. Strategies for Biodiversity Conservation in Agricultural Landscape during Land Rehabilitation and Ecological Restoration [J]. Earth Science Frontiers, 2021, 28(4): 48-54.]
- [3] TSCHARNTKE T, CLOUGH Y, WANGER T C, *et al.* Global Food Security, Biodiversity Conservation and the Future of Agricultural Intensification [J]. Biological Conservation, 2012, 151(1): 53-59.
- [4] BOMMARCO R, KLEIJN D, POTTS S G. Ecological Intensification; Harnessing Ecosystem Services for Food Security [J]. Trends in Ecology & Evolution, 2013, 28(4): 230-238.
- [5] 生态环境部. 中国生态环境状况公报 [EB/OL]. (2020-05-18) [2021-01-26]. <http://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/202006/P020200602509464172096.pdf>.
- [6] LI L, HU R C, HUANG J K, *et al.* A Farmland Biodiversity Strategy is Needed for China [J]. Nature Ecology & Evolution, 2020, 4(6): 772-774.
- [7] 生态环境部. 生物多样性保护行动计划将修订 [EB/OL]. (2010-01-28) [2021-01-26]. http://www.mee.gov.cn/home/ztbd/swdyx/2010sdx/gndt/201001/t20100128_185052.shtml.
- [8] 郑晓明, 杨庆文. 中国农业生物多样性保护进展概述 [J]. 生物多样性, 2021, 29(2): 167-176. [ZHENG Xiao-ming, YANG Qing-wen. Progress of Agricultural Biodiversity Conservation in China [J]. Biodiversity Science, 2021, 29(2): 167-176.]
- [9] 农业农村部. 农业部办公厅关于印发《第三次全国农作物种质资源普查与收集行动实施方案》的通知 [EB/OL]. (2017-12-02) [2021-01-26]. http://www.moa.gov.cn/nybgh/2015/ba/201712/t20171219_6103757.htm.
- [10] 农业农村部. 农业种质资源保护利用迈出坚实步伐长期保存作物种质资源超 52 万份 [EB/OL]. (2020-12-22) [2021-01-28]. http://www.moa.gov.cn/xw/zwdt/202012/t20201222_6358628.htm.
- [11] 乔卫华, 张宏斌, 郑晓明, 等. 我国作物野生近缘植物保护工作近 20 年的成就与展望 [J]. 植物遗传资源学报, 2020, 21(6): 1329-1336. [QIAO Wei-hua, ZHANG Hong-bin, ZHENG Xiao-ming, *et al.* Achievements of the Conservation of Wild Relatives of Crops in the Past 20 Years and the Prospects in China [J]. Journal of Plant Genetic Resources, 2020, 21(6): 1329-1336.]
- [12] 农业农村部. 我国农作物自主品种占 95% 以上 [J]. 中国食品, 2020(15): 39-40.
- [13] 农业农村部. 对十三届全国人大二次会议第 1743 号建议的答复 [EB/OL]. (2019-09-17) [2021-01-28]. http://www.moa.gov.cn/gk/tzgg_1/tz/201909/t20190917_6328063.htm.
- [14] 生态环境部. 中国履行《生物多样性公约》第六次国家报告 [M]. 北京: 中国环境出版集团, 2018: 28. [Ministry of Ecology and Environment. China's Sixth National Report on the Implementation of the Convention on Biological Diversity [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2018: 28.]
- [15] 农业农村部. 2019 年渔业渔政工作“十大亮点” [EB/OL]. (2020-01-16) [2021-01-28]. http://www.yyj.moa.gov.cn/gzdt/202001/t20200116_6336135.htm.
- [16] 农业农村部. 2020 年水生生物增殖放流活动在全国范围同步举行 [EB/OL]. (2020-06-06) [2021-01-28]. http://www.yyj.moa.gov.cn/gzdt/202006/t20200610_6346264.htm.
- [17] 农业农村部. 对十三届全国人大会议第 4531 号建议的答复 [EB/OL]. (2020-08-26) [2021-01-28]. http://www.moa.gov.cn/govpublic/YYJ/202008/t20200831_6351193.htm.
- [18] 农业农村部. 水生生物资源养护制度不断健全, 力度不断加大 [EB/OL]. (2021-01-04) [2021-01-28]. http://www.yyj.moa.gov.cn/gzdt/202101/t20210104_6359369.htm.
- [19] 自然资源部. 对十三届全国人大二次会议第 2352 号建议的答复 [EB/OL]. (2019-07-10) [2021-01-28]. http://gi.mnr.gov.cn/201911/t20191108_2479514.html.
- [20] 农业农村部. 对十三届全国人大三次会议第 4453 号建议的答复 [EB/OL]. (2020-09-23) [2021-01-28]. http://www.moa.gov.cn/govpublic/xmsyj/202009/t20200923_6352959.htm.
- [21] 薛伟国. 探析环境污染对生物多样性的影响 [J]. 中国新技术新产品, 2012(2): 201.
- [22] 张细桃, 罗洪兵, 李俊生, 等. 农业活动及转基因作物对农田生物多样性的影响 [J]. 应用生态学报, 2014, 25(9): 2745-2755. [ZHANG Xi-tao, LUO Hong-bing, LI Jun-sheng, *et al.* Effects of Agricultural Activities and Transgenic Crops on Agricultural Biodiversity [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2014, 25(9): 2745-2755.]
- [23] 姜俊红, 金玲, 朱朝荣, 等. 农业活动对农田生态系统物种多样性的影响 [J]. 中国农学通报, 2005, 21(7): 385-386, 408. [JIANG Jun-hong, JIN Ling, ZHU Chao-rong, *et al.* The Impacts of

- Agricultural Activities on Biodiversity in Agroecosystems [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2005, 21 (7): 385 - 386, 408.]
- [24] 农业农村部. 加强农业生态环境保护, 全面打好农业污染防治攻坚战 [EB/OL]. (2018-07-26) [2021-01-28]. http://www.moa.gov.cn/xw/zwdt/201807/t20180726_6154819.htm.
- [25] 自然资源部. 三个尺度看耕地保护区划定 [EB/OL]. (2020-01-27) [2021-01-29]. http://www.mnr.gov.cn/dt/pl/202001/t20200127_2498744.html.
- [26] 刘丹, 巩前文, 杨文杰. 改革开放 40 年来中国耕地保护政策演变及优化路径 [J]. 中国农村经济, 2018, 408(12): 39-53.
- [27] 农业农村部. 全国农作物种质资源保护与利用中长期发展规划 (2015—2030 年) [EB/OL]. (2020-08-21) [2021-01-30]. http://www.zys.moa.gov.cn/zcwj/202008/t20200821_6350676.htm.
- [28] 国家林业和草原局. 2018 年全国草原违法案件统计分析报告 [EB/OL]. (2019-07-05) [2021-01-30]. <http://www.forestry.gov.cn/cys/25/20190704/155517910391822.html>.
- [29] 岳方正, 李荣才, 王志鹏, 等. 2019 年我国草原生物灾害防治工作调查与分析 [J]. 中国森林病虫, 2020(4): 45-48.
- [30] 李慧. 农作物种质资源保护形势严峻 [J]. 农村科学实验, 2017(4): 3.
- [31] 梁冰清. 我国面临“保种”困境 [J]. 种子科技, 2018, 36(10): 1-2. [LIANG Bing-qing. China faces the Predicament of “Preserving Seeds” [J]. Seed Science & Technology, 2018, 36(10): 1-2.]
- [32] 陈宝雄, 孙玉芳, 韩智华, 等. 我国外来入侵生物防控现状、问题和对策 [J]. 生物安全学报, 2020, 29(3): 157-163. [CHEN Bao-xiong, SUN Yu-fang, HAN Zhi-hua, et al. Challenges in Preventing and Controlling Invasive Alien Species in China [J]. Journal of Biosafety, 2020, 29(3): 157-163.]
- [33] 彭亚远. 土壤环境安全及其污染防治对策的研究 [J]. 环境与发
展, 2018, 30(7): 37-38. [PENG Ya-yuan. Soil Environmental
Safety and Its Pollution Control Countermeasures [J]. Environment
and Development, 2018, 30(7): 37-38.]
- [34] 吴建国, 周巧富, 李艳. 中国生物多样性保护适应气候变化的
对策 [J]. 中国人口·资源与环境, 2011, 21(增刊 1): 435-439.
[WU Jian-guo, ZHOU Qiao-fu, LI Yan. Strategies of Adaptation to
Climate Change for Biodiversity in China [J]. China Population,
Resources and Environment, 2011, 21(Suppl. 1): 435-439.]
- [35] CBD. Global Biodiversity Outlook 5 [EB/OL]. (2020-09-15)
[2021-01-31]. <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf>.
- [36] CBD. GBO-5 Agriculture Highlights [EB/OL]. (2020-09-15)
[2021-01-31]. <https://www.cbd.int/agriculture/doc/gbo5-agri-en.pdf>.
- [37] IPBES. Summary for Policymakers of the Global Assessment Report
on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental
Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
[EB/OL]. (2019-05-31) [2021-01-31]. <https://www.ipbes.net/global-assessment>.
- [38] WANGER T C, DECLERCK F, GARIBALDI L A, et al. Integrating
Agroecological Production in a Robust Post-2020 Global Biodiver-
sity Framework [J]. Nature Ecology & Evolution, 2020, 4(9):
1150-1152.
- [39] WILLIAMS D R, CLARK M, BUCHANAN G M, et al. Proactive
Conservation to Prevent Habitat Losses to Agricultural Expansion
[J]. Nature Sustainability, 2021, 4(4): 314-322.

作者简介: 刘云慧(1977—), 女, 云南罗平人, 副教授, 博士, 主要研究方向为景观生态与生物多样性保护。E-mail: liuyh@cau.edu.cn

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0237

于丹丹, 童文君, 刘威, 等. 基于“自然未来框架”的中国生物多样性保护目标情景研究初探[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(10): 1234-1241.
YU Dan-dan, TONG Wen-jun, LIU Wei, et al. A Preliminary Study on Scenarios for Biodiversity Targets in China Based on the "Nature Futures Framework" [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1234-1241.

基于“自然未来框架”的中国生物多样性保护 目标情景研究初探

于丹丹, 童文君, 刘威, 伊剑锋, 陈萌萌, 曹铭昌^①, 徐海根^② (生态环境部南京环境科学研究所, 江苏南京 210042)

摘要: 遏制生物多样性丧失, 确保基于科学证据的生物多样性保护目标得到充分确立和有效实施, 评估和检验未来人类发展和政策选择的不同途径对自然和自然对人类贡献的影响, 情景是不可或缺的重要工具。联合国生物多样性和生态系统服务政府间科学-政策平台 (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES) 情景和模型工作组通过开展与不同利益相关方的未来愿景规划活动, 采用迭代、参与式的情景设计方法开发了“自然未来框架” (Nature Futures Framework, 简称“NFF 框架”)。“NFF 框架”将人与自然关系置于核心地位, 旨在审视自然的复杂、多重价值, 探索扭转生物多样性下降和自然对人类贡献的有效途径。为确保该框架下未来情景的多样性和包容性, 迫切需要开展多层次 (如区域、国家) 的案例研究。为此, 该研究系统综述了基于“NFF 框架”发展情景叙述的方法流程, 确立了基于“NFF 框架”的中国生物多样性保护目标情景开发要点, 探索构建了“美丽中国”“和谐中国”和“智慧中国”3 套积极的未来情景。

关键词: 生物多样性保护; 可持续发展; 愿景; 情景叙述; 参与式

中图分类号: X176 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1234-08

A Preliminary Study on Scenarios for Biodiversity Targets in China Based on the "Nature Futures Framework".

YU Dan-dan, TONG Wen-jun, LIU Wei, YI Jian-feng, CHEN Meng-meng, CAO Ming-chang^①, XU Hai-gen^② (Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: Biodiversity targets have significant implications for mankind to curb the biodiversity loss. Scenarios are considered as indispensable tools to make such science-based targets well established and implemented. They can facilitate to examine the impact of different pathways and policy choices of future human development on nature and nature's contribution to people. The scenarios and models task force of the Intergovernmental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) has developed the "Nature Futures Framework" (NFF) using an iterative and participatory scenario design approach through co-production of visions with a diversity of stakeholders. The "NFF framework" puts human-nature relationships at its core, perceives the multiple values of nature, and explores effective pathways to reverse the biodiversity decline and enhance nature's contribution to people. To ensure the diversity and inclusiveness of future scenarios under the "NFF framework", multi-level case studies should be urgently carried out at the regional or national scales. Here, we review the methodological process of developing scenario narratives, propose the key points for creating scenarios of biodiversity targets in China and establish three sets of positive scenarios for "Beautiful China" "Harmonious China" and "Smart China" based on the "NFF framework".

Key words: biodiversity conservation; sustainable development; vision; scenario narratives; participatory

遏制生物多样性丧失、确保基于科学证据的生物多样性保护目标得到充分确立和有效实施, 评估和检验未来人类发展和政策选择的不同途径对自然和自然对人类贡献的影响, 情景 (scenarios) 是不可或缺的重要工具^[1-4]。然而, 传统情景通常局限

收稿日期: 2021-04-16

基金项目: 国家重点研发计划 (2018YFC0507201, 2018YFC0507202, 2018YFC0507206)

① 通信作者 E-mail: caomingc@163.com

② 共同通信作者 E-mail: xhg@nies.org

于评估不同驱动因素对自然的影响,主要侧重于预测诸如气候变化、土地利用、氮沉降、资源过度利用、外来物种入侵等驱动因素的未来变化趋势及其对自然产生的不利影响,而较少探讨自然和相关政策在推动社会经济发展中的重要作用^[5-7]。到目前为止,尽管大多数全球评估情景已在全球尺度上有所应用^[8-12],但其在不同区域或地区的差异和动态、远程联系、跨尺度变化、自然与自然对人类贡献之间的联系、人与自然的多种联系及其区域差异等方面,仍缺乏深入的系统化研究^[1-2,13-15],导致现有情景较少纳入与自然保护和提高生活质量有关的政策目标,指导决策制定的能力也十分有限^[16]。因此,有必要系统地整合自然与自然对人类贡献之间、社会系统与生态系统之间的动态反馈,综合考虑生物多样性保护目标之间、生物多样性保护目标与可持续发展目标之间的协同与权衡作用,通过不同利益相关方的共同参与,系统识别自然与人类之间的多元价值,促进发展和构建理想未来愿景的多种有效途径^[1-2,17]。

联合国生物多样性和生态系统服务政府间科学-政策平台(Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES)情景和模型工作组的专家们通过开展与土著居民和地方社区、私营部门、民间社会组织、政府部门、科学群体等不同利益相关方的未来愿景规划活动,采用迭代、参与式的设计方法开发了“自然未来框架”(Nature Futures Framework, 简称“NFF 框架”),以期通过一种简单且有效的方法来审视自然提供的复杂、多重的价值及价值组合^[17-18]。“NFF 框架”强调由于社会文化背景、治理制度体系、土著和地方的知识与价值观念、资源利用和生物多样性状况,导致人与自然之间存在多元而非单一的联系。通过识别和确定人与自然之间的多样化联系,发展各种可能的自然未来情景^[19]。“NFF 框架”与传统情景方法间的差别在于:传统情景侧重于预测社会对自然的影响,强调驱动因素的未来变化趋势及其对自然产生的不利影响;而“NFF 框架”下的情景突出人与自然之间的关系,强调扭转生物多样性下降和自然对人类贡献的有效途径。

为促使各利益相关者能够参与到未来情景构建这项具有建设性的研讨中,发展并制定良好且引人注目的情景叙述(narratives)显得十分必要。为此,在全球层面,IPBES 情景和模型工作组持续开发和完善基于“NFF 框架”的自然未来的情景叙述,组织召开多利益相关方参与的情景建模研讨会,动员

科学界应用“NFF 框架”开展多层次(如区域、国家、地方、生物群系或生态系统)的案例研究,通过结合自下而上参与全球叙事的迭代过程,进一步完善情景叙述的“参与式”方法,识别情景建模的知识缺口,以确保未来全球情景叙述的多样性和包容性^[20]。目前,IPBES 情景和模型工作组已经编制了基于“NFF 框架”发展未来情景叙述的方法指南(草案),且保持动态更新;另一方面,通过与建模群体及不同利益相关方的情景研讨会,收集和吸纳关于“NFF 框架”及其方法指南(草案)的反馈意见,以催化开发新的生物多样性和生态系统服务情景^[21]。IPBES 情景和模型工作组正在组织相关专家撰写关于自然未来建模和应用的专题文章,以加强对“NFF 框架”理论和方法的解释与澄清,为广泛的科学群体运用“NFF 框架”设计自然未来情景提供更多的实用案例^[21]。上述研究工作将会有效促进“NFF 框架”及其方法指南的进一步完善,完善后的“NFF 框架”将提交 IPBES 第九届全会进行审议,框架的方法指南将提交 IPBES 第十届全会进行审议^[21]。在国家层面,如 IPBES 情景和模型工作组与来自日本“自然资本和生态系统服务预测和评估项目(Predicting and Assessing Natural Capital and Ecosystem Services, PANCES)”(该项目详细信息见 <http://pances.net/eng/project.html>)的研究人员,在 2020 年 2 月共同组织召开了主题为“连接不同尺度:关联 IPBES ‘NFF 框架’与 PANCES 项目情景”的研讨会,旨在促进利用“NFF 框架”开展国家、地方等多尺度上的情景叙述和案例研究^[22]。然而,对于“NFF 框架”在中国不同尺度的应用和案例研究鲜见报道。为此,该研究系统综述了基于“NFF 框架”发展情景叙述的方法流程,并通过多轮专家参与的迭代方法,开展了中国生物多样性保护目标的情景练习,构建了基于自然未来框架的中国生物多样性保护目标的情景方案。

1 “NFF 框架”及基于 NFF 框架的情景叙述流程

1.1 “NFF 框架”简述

1.1.1 框架的提出

2016 年,IPBES 情景和模型工作组启动了新情景框架的开发工作。2017 年,在新西兰奥克兰举办的“21 世纪的自然愿景和自然对人类贡献”研讨会,提出了 7 个理想的自然未来愿景,主要涉及海洋、食物生产、水、城乡流、繁荣、自然动态和文化等多个方面,这些愿景为“NFF 框架”的构建提供了重要的

基础信息^[18](图 1)。2018 年以来,在 IPBES 情景和模型工作组的持续努力下,在 IPBES 全体会议、《生物多样性公约》(CBD)下的科咨附属机构会议和缔约方大会等相关会议期间,组织利益相关者共同参与研讨和磋商,并举办了相关的学术研讨会,使这些自然未来愿景得到进一步发展^[17]。通过对这些共同创造的愿景进行深入分析,2018 年“NFF 框架”被首次提出^[19]。

1.1.2 框架组成与内涵

在“NFF 框架”中,人与自然之间的关系在一个三角形空间中表示^[17,20]。三角形的 3 个角分别代表人与自然关系的 3 种价值视角(即内在价值、工具价值和关系价值),其余空间代表了 3 种价值视角之间的连续或梯度(图 1)。在三角形空间中,关于 3 种价值视角的解释如下:(1)内在价值,表述为“自然对自然”(图 1 中橙色圆圈),该价值视角突出了自然在构成物种、生境和生态系统的多样性以及自然自主运作能力方面发挥的重要作用,这一观点反映在“灭绝危机”“荒野保护”“一半地球”和“再野生化”等保护理念/概念中;(2)工具价值,表述为“自然为社会”(绿色圆圈),该价值视角突出了自然为人类社会提供的功利性好处和工具价值,这种观点反映在诸如生态系统服务、自然资本、绿色基础设施以及基于自然的解决方案等概念中,体现了自然向社会提供服务的方式,这些价值理念在可持续发展目标、“爱知目标”和《生物多样性公约》2020 年后框架中均有体现;(3)关系价值,表述为“自然为文化”(蓝色部分),该价值视角突出了社会、文化、传统和信仰在塑造文化景观时与自然交织在一起,强调人与自然和谐相处,主要体现在精神和其他非物质的人与自然关系上,如文化认同和归属感,这一观点反映在土著和地方知识体系、城市和农村景观、传统生活方式和自然对心理健康的贡献、促进人类与自然重新联系的倡议等^[17,20]。

1.2 基于“NFF 框架”的情景开发流程

如上所述,“NFF 框架”包含了自然和自然对人类贡献之间关系的 3 种价值视角,即“自然对自然”“自然为社会”“自然为文化”。通过该框架可以打开人与自然之间关系多重、积极的价值视角,创建更多的自然未来情景,同时也可以作为跨尺度和层级开发具有一致性的未来情景的导航工具^[17]。

利用“NFF 框架”开发自然未来情景,首先是开发一系列概括性的描述,主要对理想未来进行定性描述,称为叙述。然后,对从现在到未来的变化轨迹的路径(pathways)进行描述,描述的内容包括关

键情景要素的变化、主要障碍或驱动因子(即潜在的冲突)、可能的解决措施等。最后,通过与建模群体的合作来量化这些叙述和路径(pathways),并对自然和自然对人类贡献的未来状态进行预测^[17,20]。其中,叙述的发展是构建未来情景的关键环节,包括明晰“NFF 框架”下的不同价值视角,研讨和确定叙述的关键特征要素,发展初始叙述,采用递归和迭代方法进行叙述的交叉比较和内部一致性检查,识别和确定叙述的关键特征要素之间的差异性和相似性。在此基础上,通过召集更多的专家进行叙述之间的交叉检查,使用“NFF 框架”进一步评估各个叙述的关键特征要素变化,结合文献分析和相关政策目标确定这些关键特征要素的定量表征方法,通过多种方法的交叉比较进一步确保各个情景叙述之间的一致性和完整性^[20,23]。基于“NFF 框架”发展自然未来情景叙述的具体工作流程见图 2。

遵循上述情景开发流程,该研究在 2019—2020 年展开了基于“NFF 框架”的中国生物多样性保护目标情景的开发。通过与“NFF 框架”研发专家组成员及多学科专家、多利益相关方(包括科研人员、相关行业部门的政策制定者、地方环保部门的专家代表等)的多轮反复研讨后,确立了基于“NFF 框架”的中国生物多样性保护目标情景开发的基本要点,并探索构建了积极的未来情景。

2 中国生物多样性保护目标情景

2.1 中国情景框架设计的基本要点

中国生物多样性保护目标情景框架设计的基本要点包括:(1)情景确定,基于“NFF 框架”的中国生物多样性保护目标的积极情景,在国家层面至少应包括“美丽中国”“和谐中国”“智慧中国”3 套情景方案。其中,“美丽中国”主要诠释自然的内在价值,强调通过保护自然生态系统的原真性和完整性,保护生物多样性;“和谐中国”主要诠释人与自然的的关系价值,体现在非物质和精神层面,强调通过地方文化和生物多样性相关传统知识来强化或重建人与自然的联系,促进人与自然之间和谐相处;“智慧中国”主要诠释自然为人类和社会提供的功利性好处和工具价值,强调利用高科技提升大自然对人类良好生活质量的有益贡献。上述这 3 套情景方案分别对应“NFF 框架”人与自然关系的 3 种价值视角中的“自然对自然”“自然为文化”“自然为社会”。此外,还需设置情景基线以作参比,以阐述实施当前生物多样性保护的所有计划下生物多样性状况和未来变化趋势。(2)情景叙述,需要围绕

情景目标、愿景、主要障碍/驱动因子以及可能的解决措施,综合考虑自然保护、农业、水资源、渔业等部门管理与保护规划对土地的需求和不同区域土地的适宜性特点,以及中国人口、经济、气候等关键驱动要素的未来趋势,并就国民经济各部门如何进行土地资源的优化配置和集约高效利用、提高土地利用效率和效益、促进对生物多样性和生态系统服务的正向效应,对 3 套情景方案进行全面、多角度的

叙述。(3)情景期限,结合国家中长期发展规划目标期限(中期 2035 年,远期 2050 年),中国生物多样性保护目标的情景期限应设置为 2035 和 2050 年。

在此基础上通过进一步研讨,该研究总结提出了“美丽中国”“和谐中国”“智慧中国”3 种情景的目标、愿景、主要障碍/驱动因子以及可能的解决措施(表 1)。

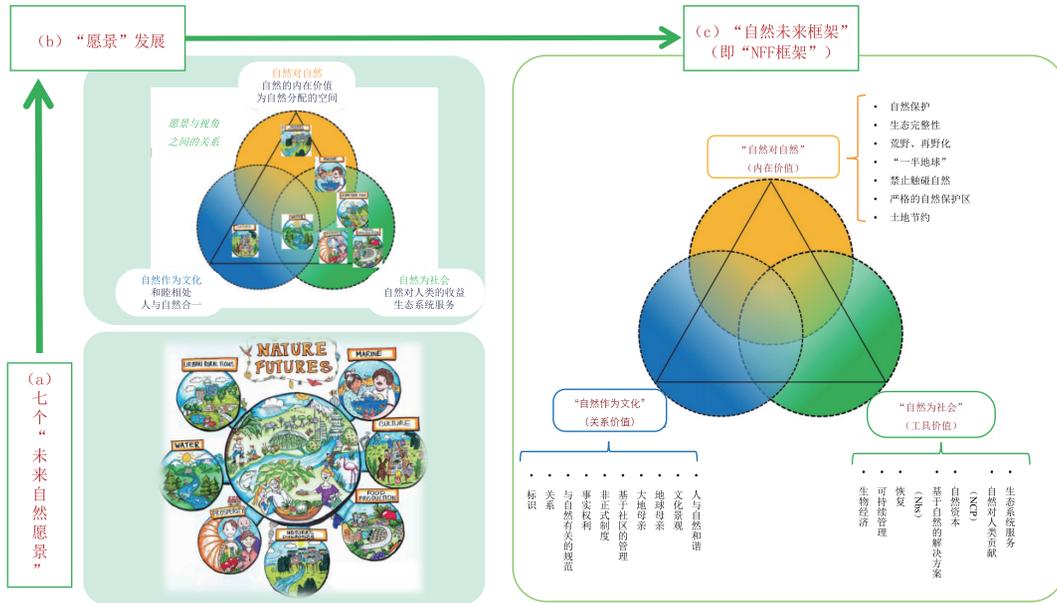


图 1 “NFF 框架”发展和演化^[17-19]

Fig. 1 The development and evolution of the "NFF framework"

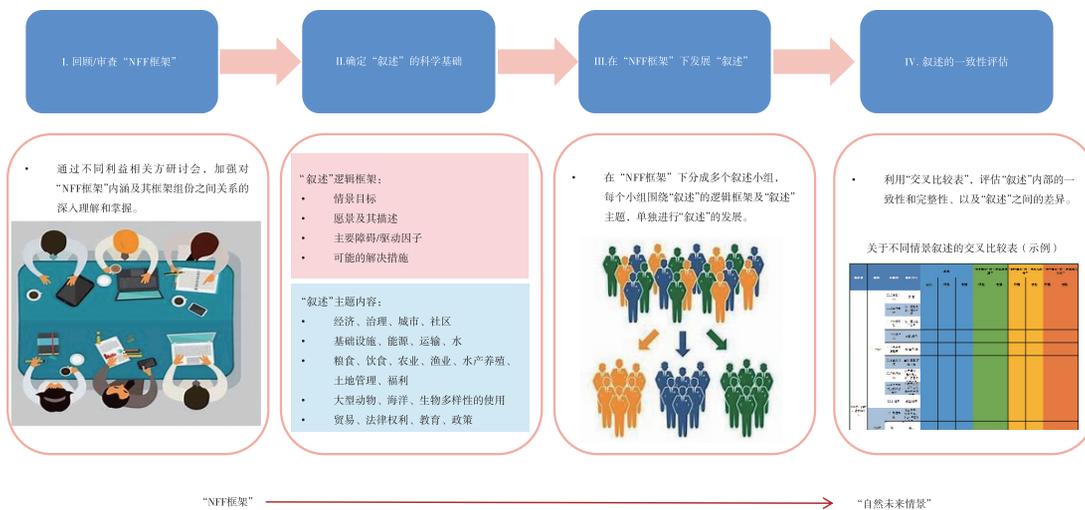


图 2 基于“NFF 框架”发展情景叙述的工作流程

Fig. 2 Work flow chart for developing scenario narrative based on the "NFF framework"

表 1 “美丽中国”“和谐中国”“智慧中国”3 种情景的比较

Table 1 Comparison of three scenarios of "Beautiful China" "Harmonious China" and "Smart China"

情景名称	情景目标	愿景	主要障碍/驱动因子	可能的解决措施
“美丽中国”	生物多样性丰富多彩,保护区物种零灭绝,环境退化得到遏制	丰富多彩、愉悦	直接驱动因子:自然恢复、物种保护、景观/海景保护、生态系统服务付费、可持续农业 间接驱动因子:法律、教育、治理、政策和机构、科学的评估方法、生活方式、对自然的消费与生产	生物多样性支付,加大环境污染的惩罚力度,国家和地方层次的生物多样性立法,开展生物多样性教育和低碳活动(个人和社会),建立不同类型的保护区,开展长期监测和多尺度研究
“智慧中国”	最大限度地捕捉及储存二氧化碳,水资源利用效率和效益大幅提高,高科技农业获得大面积推广等	生态系统服务功能的提升	在气候变化的减缓与适应、水安全、粮食安全和营养等方面的技术、资金、公众参与、政策法律不充分	技术层面:加强知识创新和高科技技术的应用,重视向自然的学习和模仿,运用基于自然的知识来管理和利用自然,确保维持基础的关键生态系统功能,加强生态修复技术、清洁能源技术等研发 资金层面:加强生态补偿和来自政府的长期财政支持,从多种渠道调动财政资源,为自然产品创造市场,发展替代生计等 公众参与层面:加强自然教育、利益相关者研讨和咨询以及社区管理 政策法律层面:优化政府绩效评估方法,开展基于生态系统的空间规划,细化相关国家政策和法律(如生态红线、碳减排)
“和谐中国”	人与自然和谐共生,实现各类资源的环境友好型优化利用等	可持续生产生活方式	农业:使用农药,种植文化单一,土地所有权不明晰,对农村生计支持不足,对受保护地区民众权利的界定不明确 渔业:滩涂围垦,陆源污染,外来物种入侵,无管制或无执照捕鱼,缺乏对渔网网眼大小的规定,缺乏替代生计机会,缺乏对不可持续渔业做法后果的了解,缺乏水产养殖资金和相关技能,缺乏渔获量监管和渔业资源评估 城市:洪水泛滥,城市绿地建设时对生态功能、生物多样性或景观设计考虑不足,生产生活材料对环境有不良影响	农业:改变饮食文化,支持替代生计的土地,种植园多样化,明确农民在保护区使用土地和资源的权利,禁止狩猎,开展生态补偿和生态移民,建设农业生产经营的交通设施,促进旅游业发展,为农民提供市场机会 渔业:明确捕鱼期规定,开展水产养殖和休闲捕鱼,恢复沿海湿地,教育和培训渔民开展可持续渔业实践、学习替代生计新技能,实施渔业配额,禁止生产小孔网、开发标准化网,为当地渔民创造就业机会 城市:构建海绵城市、屋顶绿化和社区花园,进行材料回收、减少浪费,加强人类与自然的联系,改变城市居民的消费模式

2.2 “美丽中国”“和谐中国”“智慧中国”3 种情景叙述的发展

“美丽中国”的愿景是“丰富多彩、愉悦”。愿景描述为有效地管理保护区、野生动物保护良好、景观重建、清洁空气和水、农业景观和森林管理良好。该情景叙述的关键词为“保护区、荒野、有机、生态、知识经济、法律制度、规范”。“美丽中国”情景叙述发展如下:旨在通过严格的保护区,实现生态系统零损失、物种零灭绝、遗传资源零丧失,绘成“空气清新、水体洁净、土壤安全、生态良好、人居整洁”的美丽中国画卷。2035年,发展绿色低碳循环经济体系,逐渐增大绿色GDP比重;人口低速增长,城市化水平适度提高,人居环境得到改善;增加绿色可再

生能源使用比例,空气质量和水体质量得到提高;基于自然生态的农林牧副渔业的可持续利用管理水平得到提高;土地管理强调生态优先,不断提高生态用地的比例;建立以国家公园为主体的自然保护地体系,自然生态系统得到良好保护,退化生态系统得到修复和重建,野生动植物物种及其栖息地得到良好保护;森林覆盖率、湿地覆盖率和水土保持率得到提升,自然保护地面积占国土面积比例和重点生物物种保护率提高;自然环境教育普及率增加,公众参与自然保护的意识得到提升。2050年,建成绿色低碳循环经济体系,绿色GDP主流化;人口保持低速增长,城市化水平显著提高,人居环境进一步改善;能源利用以绿色可再生能源为主,空

气质量和水体质量得到明显提高;基于自然生态的农林牧副渔业的可持续利用管理水平极大提高;建立生态优先、保护优先的土地管理制度体系,生态用地比例持续增加;形成结构完整和管理完善的自然保护地体系,自然生态系统得到全面保护,野生动植物物种及其栖息地得到全面保护;森林覆盖率、湿地覆盖率和水土保持率得到大幅提升,自然保护地面积占国土面积比例和重点生物物种保护率大幅提高;自然环境教育普及率显著增加,公众参与自然保护的意识得到大幅提升。

“智慧中国”的愿景是“生态系统服务功能改善”。愿景描述为通过自然保护改善地方生计,通过自然恢复和人工措施增强生态系统服务,开发环境友好的产品和技术。情景叙述的关键词为“智慧高效、可持续利用、智能化建设、精细化管理、气候变化的减缓与适应、粮食安全和营养、水安全”。“智慧中国”情景叙述发展如下:最大限度地捕捉及储存二氧化碳,大幅提高水资源利用效率和效益,高科技农林牧副渔等产业获得最大面积的推广,具有高度联通性,知识和技术充分共享,提倡“智慧高效与可持续地利用自然对人类的贡献(包括气候变化的减缓与适应、粮食安全和营养、水安全)”。在该情景中,“智慧”体现在 3 个方面:管理和利用自然的方式更加智慧,强调知识创新和高科技技术的应用;重视向自然学习和模仿,运用基于自然的知识来管理和利用自然,确保维持构成其基础的关键生态系统功能;公众对于自然的认识和理解更加深入,使对于自然的保护和可持续利用成为自主行为。到 2035 年,最大程度地实现区域产业链的供需平衡,提倡基于不同领域或行业部门的科学化、智慧化的管理决策与监管体系;城市建设与管理以最大限度地提高资源利用效率为目标,更加重视跨城乡景观和局部生态系统服务流的创新型管理和利用自然模式;利用创新型用水举措和高科技技术手段提高水资源的有效管理和用水效率;土地共享程度增加,农业景观多样,可以提供多种生态系统服务,并保持生物多样性和生态系统的复原力;对于生物多样性的利用效率、科技含量得到提高。到 2050 年,以自然为基础的可持续利用成为公众的自主行为,实现本地材料的可持续利用,能源安全性提高,土地共享程度进一步增加,农业景观更加多样,生态系统具有高度的生态适应性、复原力及可持续利用功能性物种的多样性,侧重智慧高效与可持续利用自然对人类的贡献。

“和谐中国”的愿景是“可持续生产生活方式”。

愿景描述为农民有自己的替代生计和对濒危动物有充分了解,并采取自愿行动,通过改变耕作方式来保护濒危动物;渔民有足够的知识和生计,遵循可持续的渔业实践,保证鱼类种群的充分恢复;在城市化的同时,保留更多的自然空间,使城市中人与自然有更多联系,使城市中的野生生物有更多的自然空间。该情景叙述的关键词为“绿色循环、环境友好、低碳、共享、部门共管、生物文化系统/景观、人与自然和谐共生”。“和谐中国”情景叙述发展如下:旨在实现人与自然和谐共生、各类资源的环境友好型优化利用,通过自然保护改善地方生计,通过自然恢复和人工措施增强生态系统服务,开发环境友好的产品和技术。2035 年,形成共享、循环的绿色经济,社会治理水平进一步提升,城镇社区高度连通,基础设施完善,资源结构配比合理,可持续利用水平提高;人口均衡发展、有序流动;交通运输工具/模式多样,向绿色低碳/共享出行发展;尊重传统的生产生活方式,发展生态复合农业,促进食物种类多元化;采用适度的土地管理共享策略,提高与自然的对接能力;保护地以保护为主,提高缓冲能力,加强保护与发展部门共管水平;物种多样性水平提高,灭绝率下降,生物多样性得到可持续利用;经济贸易、法律和教育水平不断提高,普及可持续发展理念,加强对违法行为的管控力度。2050 年,在 2035 年的基础上进一步提高发展目标,形成高度共享、可持续的绿色发展目标。但“和谐中国”建设,仍面临人口老龄化、区域及城乡发展不平衡、技术工艺有待提高、基础设施不完善、环境污染、管理和执法有效性较低、资源循环利用率低、生物多样性粗放利用等问题,讨论提出加强顶层设计,提高可持续发展能力,鼓励技术创新,形成产学研一体化发展模式,制定生态补偿措施,增强宣传教育能力,提高保护意识,加大立法和执法力度。

3 存在问题与研究展望

3.1 情景设计本身是一个迭代的过程

该研究构建的中国生物多样性保护目标情景,是基于 IPBES 情景和模型工作组关于“NFF 框架”研究的最新成果。当前,IPBES 情景和模型工作组正在利用“NFF 框架”持续开发一系列理想未来情景,探索基于这些理想未来情景的建模工具和方法,识别描述和衡量“NFF 框架”的不同价值视角下的量化指标,并构建“NFF 框架”与 IPBES 评估框架、全球生物多样性目标和可持续发展目标等之间的联系。随着 2020 年后全球生物多样性目标的制

定和实施,“NFF 框架”有望作为开发多样化和理想未来生物多样性保护目标情景的“导航工具”。然而,情景设计本身是一个迭代的过程,未来几年,IPBES 情景和模型工作组将会结合全球不同尺度、区域或生态系统研究的典型案例,继续丰富和完善“NFF 框架”下的情景叙述、量化指标和情景建模方法。所以,该研究构建的中国生物多样性保护目标情景是在“NFF 框架”下情景叙述发展的前期阶段,结合我国生物多样性保护目标研究的初步探索。下一步仍然需要融合更广泛的专家知识(如政策、治理、人口、模型等)以及多尺度、不同区域、多层级的政策目标和管理需求,进一步检验情景叙述的完整性和合理性。当前,日本学者结合“NFF 框架”已有一些先行研究和探索,他们基于 PANCES 项目在国家与地方尺度上开展的情景建模和案例研究^[22, 24],可以为我国开展多尺度的生物多样性保护目标情景设计以及进一步的检验与完善提供借鉴。

3.2 定性的情景设计需要与定量的情景建模结合

遏制生物多样性下降和实现可持续发展目标需要变革性的、多尺度的全球情景作为工具。定性情景设计是开发情景的第 1 步,需要不同学科领域专家、决策制定者及相关利益方在情景开发早期,加入参与式的风暴讨论和人类未来愿景状态的共同描述。但要真正实现情景工具的决策支持功能,仍需将定性的情景叙述与定量的情景建模结合起来,以实现对未来情景发展路径的量化表征。然而,由于人与自然之间关系研究的复杂性(跨学科、多要素、多尺度、多层次),定量的情景建模工具和方法仍在开发中^[1, 16]。IPBES 情景和模型工作组也在呼吁全球建模群体共同参与到这项工作之中,通过全球科学共同体及不同利益相关方的共同努力,实现定性的情景叙述到定量的情景建模的转化。在这个过程中,多学科专家需要结合“NFF 框架”和全球生物多样性保护相关的专题评估(如 IPBES “转型性变革评估”以及“生物多样性、水、粮食和健康之间相互联系评估”等)开发新的情景;而建模群体可以基于生物多样性相关平台构建的概念框架(如 IPBES 的生物多样性、生态系统服务功能及其与人类福祉的相互关系的概念框架、2020 年后全球生物多样性保护目标框架等)开发相关模型,以量化不同框架体系下的情景对生物多样性和自然对人类贡献的影响^[25]。此外,学者还可结合“NFF 框架”,以定性方式或通过结合定性和定量方法,在不同尺度上开展新的、理想的自然未来情景的案例研究。

3.3 缺乏系统化、规范化的情景开发指南

尽管,当前 IPBES 情景模型工作组正在整合地球观测组织生物多样性观测网络(GEOBON)和 CBD 全球生物多样性保护目标监测指标、IPBES 全球和专题评估指标及与可持续发展目标相关的指标等,来开发自然和自然对人类贡献情景分析的指标体系。与此同时,关联 2020 年后全球生物多样性保护和可持续发展目标等相关政策的情景建模工具包也在正在开发之中。但是,全球仍未形成一套正式、系统化和规范化的情景开发指南,导致情景建模研究在科学层面“热”而政策目标制定或管理决策支撑层面“冷”,国际层面“热”而国家及以下层面“冷”,全球尺度上的情景框架设计与局地尺度上的情景模拟“热”而中尺度(区域、国家)上的情景开发和示范“冷”。目前,对于生物多样性保护目标情景建模,迫切需要构建既能反映情景叙述的关键特征,又兼具系统性、实用性和可操作性的评估指标体系,以及能够对关联多个保护目标的复杂情景进行建模的综合模型。而这需要在综合考虑 2020 年后全球生物多样性框架、保护目标及目标监测指标体系的基础上,系统全面地检验、评估和整合当前可用的情景和模型工具,如政府间气候变化专门委员会(IPCC)于 2010 年推出的描述全球社会经济发展的情景工具——共享社会经济路径(SSPs)等的方法和技术手段。未来几年,在 IPBES 及其他生物多样性相关平台的影响下,情景开发指南将会得到不断完善和广泛应用,将会促进多尺度、系统化和规范化的情景开发,增加未来情景的可比性,为 2020 年后全球生物多样性保护和可持续发展等目标的实施提供协调一致的信息,促进情景和模型工具更好地服务全球可持续发展相关的保护方案设计与决策制定。

参考文献:

- [1] IPBES. The Methodological Assessment Report on Scenarios and Models of Biodiversity and Ecosystem Services [R]. Bonn, Germany; Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2016; 348.
- [2] ROSA I M D, PEREIRA H M, FERRIER S, *et al.* Multiscale Scenarios for Nature Futures [J]. *Nature Ecology & Evolution*, 2017, 1 (10): 1416–1419.
- [3] HARRISON P A, HAUCK J, AUSTRHEIM G, *et al.* Chapter 5: Current and Future Interactions Between Nature and Society [R] // The IPBES Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Europe and Central Asia. Bonn, Germany; Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2018; 571–658.

- [4] NICHOLSON E, FULTON E A, BROOKS T M, *et al.* Scenarios and Models to Support Global Conservation Targets [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2019, 34(1): 57–68.
- [5] Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis* [R]. Washington DC, USA: Island Press, 2005.
- [6] PEREIRA H M, LEADLEY P W, PROENÇA V, *et al.* Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century [J]. *Science*, 2010, 330(6010): 1496–1501.
- [7] SAITO O, HASHIMOTO S, MANAGI S, *et al.* Future Scenarios for Socio-Ecological Production Landscape and Seascape [J]. *Sustainability Science*, 2019, 14(1): 1–4.
- [8] United Nations Environment Programme. *GEO-4 Environment for Development* [R]. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme, 2007: 421–423.
- [9] WISE M, CALVIN K, THOMSON A, *et al.* Implications of Limiting CO₂ Concentrations for Land Use and Energy [J]. *Science*, 2009, 324(5931): 1183–1186.
- [10] HIRSCH T. *Global Biodiversity Outlook 3* [R]. Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010.
- [11] MARCHAL V, DELLINK R, VAN VUUREN D, *et al.* *OECD Environmental Outlook to 2050* [R]. Hague, Netherlands: OECD Environment Directorate, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 2011.
- [12] VAN VUUREN D P, KOK M T J, GIROD B, *et al.* Scenarios in Global Environmental Assessments: Key Characteristics and Lessons for Future Use [J]. *Global Environmental Change*, 2012, 22(4): 884–895.
- [13] CUMMING G S, ALCAMO J, SALA O, *et al.* Are Existing Global Scenarios Consistent with Ecological Feedbacks? [J]. *Ecosystems*, 2005, 8(2): 143–152.
- [14] OBERMEISTER N. Local Knowledge, Global Ambitions: IPBES and the Advent of Multi-Scale Models and Scenarios [J]. *Sustainability Science*, 2019, 14(3): 843–856.
- [15] JOHNSON J A, BALDOS U, HERTEL T, *et al.* *Global Futures: Modelling the Global Economic Impacts of Environmental Change to Support Policy-Making* [R]. Bonn, Germany: IPBES Secretariat, 2019: 56.
- [16] BONGAARTS J. Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [J]. *Population and Development Review*, 2019, 45(3): 680–681.
- [17] PEREIRA L M, DAVIES K K, DEN BELDER E, *et al.* Developing Multiscale and Integrative Nature-People Scenarios Using the Nature Futures Framework [J]. *People and Nature*, 2020, 2(4): 1172–1195.
- [18] LUNDQUIST C J, PEREIRA H M, ALKEMADE J R M, *et al.* *Visions for Nature and Nature's Contributions to People for the 21st Century* [R]. Auckland, New Zealand: IPBES, 2017.
- [19] PBL. *Report on the Workshop' Next Steps in Developing Nature Futures* [Z]. Netherlands: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 2018: 27.
- [20] IPBES. *Description of Materials for the Consultations in the Inter-sessional Period IPBES 8/IPBES 9: Draft on Nature Futures Framework, Methodologies for Its Applications* [Z]. [s. l.]: IPBES, 2020.
- [21] IPBES. *Report of the Plenary of the Intergovernmental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on the Work of Its Eighth Session (Advance English)* [Z]. [s. l.]: IPBES, 2021.
- [22] IPBES. *Preparatory Reading: Draft Report on the Workshop "New Narratives for Nature: Operationalizing the IPBES Nature Futures Scenarios"* [Z]. [s. l.]: IPBES, 2020.
- [23] SHARPE B, HODGSON A, LEICESTER G, *et al.* *Three Horizons: A Pathways Practice for Transformation* [J]. *Ecology and Society*, 2016, 21(2): 47.
- [24] SAITO O, HASHIMOTO S, MANAGI S, *et al.* Future Scenarios for Socio-Ecological Production Landscape and Seascape [J]. *Sustainability Science*, 2019, 14(1): 1–4.
- [25] IPBES. *Report of the Executive Secretary on Progress in the Implementation of the Rolling Work Programme up to 2030* [Z]. [s. l.]: IPBES, 2021.

作者简介: 于丹丹(1984—),女,黑龙江哈尔滨人,副研究员,博士,主要从事生物多样性和生态系统服务研究。E-mail: dan.d.yu@hotmail.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0195

刘玉平,施佩荣,张志如,等.定量测度生物多样性对人类福祉贡献的指标体系研究[J].生态与农村环境学报,2021,37(10):1242–1248.

LIU Yu-ping, SHI Pei-rong, ZHANG Zhi-ru, et al. Study on the Indicator System for Quantitatively Measuring the Biodiversity Contributions to Human Well-being[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1242–1248.

定量测度生物多样性对人类福祉贡献的指标体系研究

刘玉平¹, 施佩荣¹, 张志如^{1,2}, 万华伟^{1①}, 彭羽³, 王永财¹ (1. 生态环境部卫星环境应用中心, 北京 100094; 2. 中国环境科学研究院, 北京 100012; 3. 中央民族大学生命与环境科学学院, 北京 100081)

摘要: 生物多样性关系人类福祉,是人类赖以生存的基础。定量评估生物多样性对人类福祉的贡献尤为重要,是当前的研究热点。在总结前人研究理论的基础上,从物质贡献、生态调节贡献和精神文化3个方面,构建了基于生态系统服务视角的生物多样性对人类福祉贡献评估的指标体系,并利用专家打分确定各级指标权重。该指标体系具有较好的可操作性和可推广性,可用于我国生物多样性对人类福祉贡献的多尺度评估。同时,指标体系具有一定的灵活性,允许在三级指标中增加反映地方或局地特征的特色指标,可以促进局地尺度的精细化研究,这将为我国生物多样性保护、生态系统管理和人类福祉相关的决策制定提供重要的科学基础。

关键词: 人类福祉; 生物多样性; 指标体系; 生态系统服务

中图分类号: X176 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1242-07

Study on the Indicator System for Quantitatively Measuring the Biodiversity Contributions to Human Well-being.

LIU Yu-ping¹, SHI Pei-rong¹, ZHANG Zhi-ru^{1,2}, WAN Hua-wei^{1①}, PENG Yu³, WANG Yong-cai¹ (1. Center for Satellite Application on Ecology and Environment, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100094, China; 2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 3. College of Life and Environmental Sciences, Minzu University of China, Beijing 100081, China)

Abstract: Biodiversity is one of critical indicators to human survival and related to human well-being. Quantitatively assesses of biodiversity's contribution to human well-being is a research hotspot. This paper constructs an indicator system for the evaluation of the biodiversity contributions to human well-being, which is from three aspects namely material contribution, ecological regulation contribution and spiritual culture. The weights of indicators were confirmed by mark experts. This indicator system could be well used to assess the biodiversity contributions to human well-being on multiscale. Furthermore, this indicator system allows to add the characteristic indicators reflecting the local characteristics in the three-levels, which brings the flexibility and promoting delicacy research at the local scale. This paper could provide an important scientific basis for decision making with biodiversity conservation, ecosystem management and human well-being in China.

Key words: human well-being; biodiversity; indicator system; ecosystem services

生物多样性包括生态系统、物种和遗传3个层次的多样性^[1],根据生物多样性和生态系统服务政府间科学政策平台(Inter-governmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES)评估报告,生物多样性不仅能够满足居民的文化和精神需求,同时关系着粮食安全和生活质量,对人类健康和福祉至关重要^[2]。“联合国生物多样性2020目标”(即“爱知目标”)将增进生物多样性和生态系统服务给人类带来的惠益作为重要战略目标,更加关注生物多样性与人类福祉的关系。当前,全球仍在发生严重的物种灭绝现

象,地球的生态系统和人类的可持续发展事业面临严重威胁^[3]。因此,定量评估生物多样性对人类福祉的贡献程度,对加强人们对生物多样性重要性的认识具有重要意义。

在20世纪50到60年代,人类福祉评估指标主要为经济社会指标,如国内生产总值(gross domestic

收稿日期: 2021-04-01

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507201); 国家自然科学基金青年科学基金(41801366)

① 通信作者 E-mail: livelyhw@163.com

product, GDP) 为其主要指标^[4]。1990 年联合国开发计划署提出的人类发展指数 (human development index, HDI) 利用预期寿命、教育水平和生活水平 3 项指标构建综合指数^[5], 目前该指数每年测算并发布, 是评估人类福祉最具影响力的指数。然而, 上述人类福祉指标仅仅考虑了社会经济指标, 并未充分考虑生态环境指标。随着不同学科背景的研究者参与到人类福祉的研究中来, 生态环境与人类福祉之间的关系得到越来越多的关注。2006 年新经济学基金会提出的快乐星球指数 (happy planet index, HPI) 对生活满意度、生态环境保护以及预期寿命 3 项指标进行计算^[6]。环境可持续性指数 (environmental sustainability index, ESI) 选取自然资源、环境污染程度等 21 项环境指标评估, 后来发展为环境绩效指数 (environmental performance index, EPI), 增加了空气质量、气候与能源、生物多样性与栖息地等多项指标。MACE 等^[7]构建的指标体系中包括野生物种多样性、土壤微生物多样性等生物多样性指标。2000 年, 千年生态系统评估 (millennium ecosystem assessment, MA) 明确提出, 生态系统和生物多样性与人类福祉具有密切关系^[8]。同时, 大量研究也表明, 生物多样性是生态系统服务与人类福祉的源泉, 生物多样性的丧失会严重削弱生态系统服务功能^[9-10]。学者们对生态系统服务的定义、内涵以及定量计算方法进行了进一步研究, DE GROOT 等^[11]将调节气候、防洪、水供给、作物授粉和旅游等服务纳入评估体系, 强调了数据的可获取性和可量化。英国生态系统评估 (The UK National Ecosystem Assessment, UKNEA) 在文化服务评估中基于可量化性选取了有林地、遗迹、城市绿地、运动和休闲区、公园等 14 个指标^[12]。IPBES 将生物多样性与生态系统服务结合, 探索生态系统服务的形成、影响机制和作用机理^[13], 并提出了自然对人类的贡献 (natures contributions to people, NCP) 这一概念, 包括了物质供给、生态调节和精神文化 3 个方面^[14]。

综上所述, 学者们对生态系统服务的定义、内涵以及定量计算方法的研究不断深化和完善, 为生物多样性对人类福祉贡献评估的指标体系研究奠定了重要基础。但由于人类福祉概念抽象且内涵广泛, 当前针对生物多样性对人类福祉的研究多针对某个具体区域, 由于不同学者的研究领域及其侧重点不同, 指标的选取也有一定的差异, 缺乏统一的测度标准。同时, 缺乏基于 NCP 视角测度多尺度水平的生物多样性对人类福祉贡献的指标体系和

实证研究。笔者在进一步考虑评估指标数据的可获得性和可表达性的基础上, 以生物多样性保护为出发点, 以人类福祉的可持续发展为目的, 以生态系统服务为桥梁, 分析人类福祉与生物多样性之间的关系, 尝试构建可推广的生物多样性对人类福祉贡献的评估指标体系, 并通过专家打分确定指标推荐权重。

1 生物多样性对人类福祉贡献的评估指标体系构建原则

1.1 多层次和尺度差异性

生物多样性对人类福祉的评估原则包括评估指标的多层次性和空间尺度的差异性。生物多样性包括遗传、物种和生态系统多样性 3 个层次, 基于多层次的指标有助于评估不同空间尺度下生物多样性与人类福祉之间的联系, 建立适用于全球、国家、区域、地方等多尺度空间的指标体系, 便于进行对比和分析。

1.2 典型性

选取具有典型性, 能够反映出特定区域的特征, 且适应不同研究尺度上的指标, 即使在减少指标数量的情况下, 也能够保证数据计算和结果的准确性。例如生态调节贡献从物种、生态系统、生态系统服务、生态系统质量二级指标下选取三级指标, 相似意义的指标不重复选取, 在这种框架下指标冗余度大大降低。在区域进行推广应用时, 三级指标可根据当地特点选择代表性数据表征, 例如在计算物质贡献的粮食产量时, 西北地区可以考虑牧草产量, 南方地区可以选取油茶产量作为三级指标。

1.3 可量化

选取可量化的指标可以保证评价的客观性, 避免主观因素的影响, 便于进行数学计算、模拟和分析, 而且更加直观。根据量化结果进行分级评价, 有助于进行可信、有效的推断。

1.4 可获得性

指标所需数据能够从相关官方网站获取, 例如生态环境部门、林业和草原部门、自然资源部门、统计部门等的公开数据; 遥感数据可利用权威部门或组织公开的数据, 也可通过遥感数据反演得到; 调查数据需通过野外采集, 并经过科学分析和计算后得到, 做到数据科学且相对容易获取, 可最大限度地保障数据的时间连续性和可比性。

2 建立生物多样性对人类福祉贡献的评估框架

参考 IPBES 提出的 NCP 框架, 从物质贡献、生

态调节贡献和精神文化贡献3个方面构建生物多样性对人类福祉贡献的评估指标体系。根据数据的可获得性和可比性,构建国家尺度、省域尺度和县域尺度三级指标体系。对于国家和省域尺度指标,选取时主要考虑指标在大尺度上的可获得性和可比性;县域尺度上的指标选取则更加注重地方特

色,尽可能反映当地的状况。每个评价体系都因研究对象、目的的不同而有不同的适用范围,因此在选择指标时借鉴了国际主流指标体系^[5,15-16]与中国本土指标^[17],选取与生物多样性直接相关的指标,构建我国不同尺度下生物多样性对人类福祉贡献的评估框架(表1),具有更强的普适性和可操作性。

表1 不同尺度下生物多样性对人类福祉贡献评估框架

Table 1 Framework of biodiversity contribution to human well-being at different scales

一级指标	二级指标	三级指标	国家尺度	省域尺度	县域尺度
物质贡献	农产品供给	农田生态系统面积	√	√	√
		农业产值/粮食产量			√
	畜牧和渔业产品供给	畜牧业产值/肉蛋奶产量			√
		渔业产值/水产类产量			√
	林产品供给	林业产值/经济林面积			√
	生态调节贡献	物种与基因安全	物种丰富度		√
古树名木数量					√
红色名录物种数			√	√	√
重要生态系统状况		天然林面积比例	√	√	√
		沼泽湿地面积比例		√	√
		自然保护区面积比例	√	√	√
生态调节功能		植被覆盖度			√
		固碳量	√	√	√
		水分盈亏量			√
区域生态系统质量		自然度		√	√
		重要生态空间连通度		√	√
精神文化	自然遗产	UNESCO 自然、文化遗产以及 UN 重要湿地数量	√	√	√
	城市蓝绿空间	城市人均绿地面积		√	√
		城市人均水面面积			√

3 建立生物多样性对人类福祉贡献的评估指标体系

从物质贡献、生态调节贡献和精神文化3个方面着手,选取可量化的指标,包括粮食产量、水产品产量、物种丰富度、固碳量、植被覆盖度和城市人均绿地面积等,探讨生物多样性如何影响生态系统服务,进一步影响人类福祉。在指标构建的过程中,共组织3次专家研讨会,就指标选取的科学性和合理性进行研究,组织1次专家集体权重打分,最终确立的指标体系包括3个一级指标、9个二级指标和19个三级指标。各指标的权重和数据来源见表2。

3.1 指标构建

首先需对各类指标进行归一化处理,以保证数据的可比性。三级指标构建完成后,计算人类福祉综合评估指标(CI, I_c),公式为

$$I_c = \sum \{ \sum [\sum (I_{c,3i} \times W_{3i}) \times W_{2i}] \times W \}. \quad (1)$$

式(1)中, $I_{c,3i}$ 为三级评估指标; W_{3i} 为各三级指标所对应的权重; W_{2i} 为各二级评估指标所对应的权重; W 为各一级指标所对应的权重。

3.2 物质贡献

(1) 农产品供给。农田生态系统可以将环境中的能量、物质、信息和价值资源转变成人类需要的产品。一般情况下,农田生态系统面积和农产品供给也反映了一个国家的农业发展水平,维持适宜的农田生态系统面积,有利于促进经济增长方式转变^[18],提高农村生活环境和土地质量,能够提供农产品等直接价值以及调节、文化服务等间接价值^[19]。保障粮食供给是维持社会稳定发展的重中之重,能保障人体营养健康^[20],提高身体健康指数、经济收入和幸福感。

(2) 畜牧和渔业产品供给。畜牧业的发展也可以看作是反映一个国家农业发展水平的重要标志,可保障国家粮食安全^[21],有多种化工、医药用途,能提高健康水平^[22]、经济收入、食品供应、身体健康指

数、粮食安全、幸福感、人均肉蛋禽消费量和人均水产品消费量。

(3) 林产品供给。林业经济既能保证生态效益,又能提供林业产品,在工业原料和生活产品供

给方面具有重要意义^[23],能充分发挥山区、丘陵地区的优势,提高经济收入、生态效益,有助于水土保持、防风固沙。

表 2 生物多样性对人类福祉贡献的评估指标权重、计算方法和数据来源

Table 2 Weight, calculation method and data source of evaluation indicators for the contribution of biodiversity human well-being

一级指标	一级指标权重	二级指标	二级指标权重	三级指标	三级指标权重	计算方法	数据来源
物质贡献	0.37	农产品供给	0.36	农田生态系统面积	0.44	区域农田生态系统面积	遥感影像解译获得土地利用类型数据
				农业产值/粮食产量	0.56	日历年内农业产值/粮食产量	统计数据
				畜牧业产值/肉蛋奶产量	0.50	日历年内畜牧业产值/产量	统计数据
		林产品供给	0.34	渔业产值/水产类产量	0.50	日历年内渔业产值/水产类产量	统计数据
				林业产值/经济林面积	1.00	日历年内林业产值/经济林面积	遥感影像解译获得土地利用类型数据和统计数据
生态调节贡献	0.41	物种与基因安全	0.22	物种丰富度	0.36	区域范围内各类物种数	统计和调查数据
				古树名木数量	0.22	区域内古树名木数量	统计和调查数据
				红色名录物种数	0.42	区域内红色名录物种数量	统计和调查数据
		重要生态系统状况	0.23	天然林面积比例	0.30	区域内森林生态系统面积比例	遥感影像解译获得土地利用类型数据
				沼泽湿地面积比例	0.29	区域内湿地生态系统面积比例	遥感影像解译获得土地利用类型数据
				自然保护区面积比例	0.41	区域内国家级自然保护区面积比例	遥感影像解译获得土地利用类型数据和区划数据
		生态调节功能	0.28	植被覆盖度	0.35	区域内植被面积比例	遥感影像解译获得土地利用类型数据
				固碳量	0.35	区域内植被净初级生产力(NPP)均值	遥感监测数据
				水分盈亏量	0.30	降水量-蒸散发量	遥感监测数据
区域生态系统质量	0.27	自然度	0.51	区域内自然用地面积比例	遥感影像解译获得土地利用类型数据		
		重要生态空间连通度	0.49	重要自然生态空间(林地、草地等)间的连通程度	遥感影像解译获得土地利用类型数据		
精神文化	0.22	自然遗产	0.40	UNESCO 自然、文化遗产以及 UN 重要湿地数量	1.00	区域内 UNESCO 自然、文化遗产以及 UN 重要湿地数量	统计和调查数据
		城市蓝绿空间	0.60	城市人均绿地面积	0.50	区域绿地面积与当地非农业人口比值	遥感影像解译获得土地利用类型数据和统计数据
				城市人均水面面积	0.50	区域各种水面面积与当地非农业人口比值	遥感影像解译获得土地利用类型数据和统计数据

3.3 生态调节贡献

(1) 物种与基因安全。维持物种与基因安全,可以促进生产力和生态系统稳定性^[24-25],提升生态系统服务^[26],降低传染病^[27],提高传粉昆虫多样性,促进粮食安全、生态稳定和生态文化^[28],是建立

自然保护区、保护规划和世界遗产公约等多项国际条约的重要依据^[29],具有经济价值、生态保护价值和研究价值,可指示自然灾害和生态安全^[30-31],促进生态系统稳定、生态健康和生态安全,增强与本土物种相关的本土文化的幸福感和满足感。

(2)重要生态系统状况。天然林是森林生物有机体与无机环境之间密切关系的综合体,对于生态系统修复、生物多样性保护具有重要价值^[32-33]。湿地被称为“地球之肾”,不仅能够提供食物、生物资源和水资源,还可以维持生态平衡、调节气候^[34-35],自然保护区是储备物种、提供物种生存和自然进化的场所^[36],为物种及其生境提供保护屏障^[37],可维持生态系统平衡,改善当地及周围环境。自然保护区对保护生态安全和生物多样性、提高生活质量、改善生活环境、提升幸福感具有重要作用。

(3)生态调节功能。植被覆盖度一定程度上可以反映生态系统状况,提供生活环境,改善小气候,维持生态安全,提供森林游憩文化享受^[31,38]。固碳量反映植被群落在自然环境条件下的生产能力和陆地生态系统的质量状况,对于提高土壤有机质含量、吸收二氧化碳、减缓温室效应、提高生活舒适度和幸福感具有重要作用。水分盈亏量反映气候的干湿状况,可为合理调节水分供需矛盾提供依据^[39],进而提高空气质量、舒适度。

(4)区域生态系统质量。该指标可用于自然保护价值和森林现状的评价及森林经营计划的制定,有助于改善小气候,吸收有毒气体^[40-42],维持生态系统,提高可持续发展能力,增加城市绿地和生境连通性。提高区域生态系统质量,有利于生态稳定,进一步发挥各项生态系统服务功能,提升人类福祉^[43-44]。

3.4 精神文化

(1)自然遗产。自然遗产具有存在价值、历史价值和特有价值,可发挥特有文化功能,促进传统文化保护^[45],还可促进生态支持与协调、身心健康,提供游憩功能,提升幸福感。

(2)城市蓝绿空间。城市蓝绿空间具有空气净化、固碳效应、降噪效应、降温效应和美景服务 5 种生态系统服务功能^[46],增加水面面积能够改善气候、净化空气、吸纳营养物质^[47],并保证供水安全、调节气温、提高居住环境质量。

4 讨论与展望

该研究从指标体系构建的原则出发,基于物质贡献、生态调节贡献和精神文化贡献 3 个层次建立生物多样性对人类福祉贡献的三级指标体系,并根据专家打分确定各级指标权重。该指标体系具有较好的可操作性和可推广性,根据评估区域和尺度的不同,充分考虑生物多样性空间分布的地带性、尺度依赖性和组分不平衡等问题,合理设置权重,客观反映研究区实际状况,明确研究区生物多样性

对人类福祉的贡献。

该研究所讨论的人类福祉主要为客观福祉,以生态系统服务为切入点,探讨与生物多样性的紧密关系,结果更为客观和准确,便于统计分析和比较^[48]。人类福祉是一个综合且不断发展的概念^[49],初期主要考虑经济方面^[50],后来逐渐将生态系统和生物多样性指标纳入进来。生态系统服务向经济社会输入物质和能量,根据其供应状况的不同^[51],产生不同层次的福祉:基本福祉和高层次福祉。基本福祉主要表现为生物多样性对人类福祉的直接贡献,比如农产品供给;而高层次福祉的实现则更多是间接贡献,例如游憩。生态系统服务的贡献只是人类福祉体系的一部分^[52],虽然有学者将生态环境作为人类福祉评估指标,但是难以明确反映生态系统服务与人类福祉之间的机理^[53]。主观福祉是福祉的重要组成部分,由于受社会心理因素的影响,难以反映生态系统服务和人类福祉的联系,目前仍有多项指标需继续开展深入研究。

由于数据获取困难,该研究建立的指标体系并没有全部揭示生物多样性对人类福祉的贡献。由于数据获取渠道存在差异,理论确定的多项指标难以获取,或只在部分地区相对容易获取,不具有普适性,难以采纳。同时由于生物多样性对人类福祉的影响机理复杂,某些潜在贡献难以评估。因此,该研究制定的指标体系没有完全揭示生物多样性对人类福祉的贡献,需进一步加强和完善。

各级指标权重是根据专家打分确定,未来在实践应用中,根据各地的实际情况,可进一步完善评估指标体系及其权重,使其本土化、标准化。在进行小尺度地区的研究时,可以在二级指标的基础上设置具有特色的三级指标,使其更有针对性。该研究可为我国今后研究生物多样性和人类福祉的关系提供理论依据和科学支撑。

参考文献:

- [1] 马克平.试论生物多样性的概念[J].生物多样性,1993,1(1):20-22. [MA Ke-ping. On the Concept of Biodiversity [J]. Biodiversity Science, 1993, 1(1):20-22.]
- [2] KARKI M, SENARATNA S, OKAYASU S, et al. The IPBES Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Asia and the Pacific, Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [R]. Bonn, Germany: [s. n.], 2018:146-150.
- [3] United Nations Environment Programme (UNEP). Global Environment Outlook 6(GEO-6) [R]. Nairobi, Kenya: UNEP, 2019.
- [4] COSTANZA R, KUBISZEWSKI I, GIOVANNINI E, et al. Development: Time to Leave GDP Behind [J]. Nature, 2014, 505(7483):

- 283-285.
- [5] United Nations Environmental Program. Human Development Report 1998[R]. New York, USA: Oxford University Press, 1998.
- [6] The New Economics Foundation. European Happy Planet Index [J]. Management of Environmental Quality, 2008, 19(1): 20-36.
- [7] MACE G M, NORRIS K, FITTER A H. Biodiversity and Ecosystem Services: A Multilayered Relationship [J]. Trends in Ecology & Evolution, 2012, 27(1): 19-26.
- [8] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment [M]. Washington DC, USA: Island Press, 2003: 62-63.
- [9] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystem and Human Well-being Biodiversity Synthesis [M]. Washington DC, USA: Island Press, 2005: 85-86.
- [10] ISBELL F, GONZALEZ A, LOREAU M, *et al.* Linking the Influence and Dependence of People on Biodiversity across Scales [J]. Nature, 2017, 546(7656): 65-72.
- [11] DE GROOT R S, WILSON M A, BOUMANS R M J. A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services [J]. Ecological Economics, 2002, 41(3): 393-408.
- [12] RUSSEL D, TURNPENNY J, JORDAN A, *et al.* UK National Ecosystem Assessment Follow-on Work Package Report 5: Cultural Ecosystem Services and Indicators [Z]. UK: UNEP-WCMC, 2014.
- [13] DÍAZ S, DEMISSEW S, CARABIAS J, *et al.* The IPBES Conceptual Framework: Connecting Nature and People [J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2015, 14: 1-16.
- [14] PASCUAL U, BALVANERA P, DÍAZ S, *et al.* Valuing Nature's Contributions to People: The IPBES Approach [J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2017, 26/27: 7-16.
- [15] DIENER E. A Value Based Index for Measuring National Quality of Life [J]. Social Indicators Research, 1995, 36(2): 107-127.
- [16] PRESCOTT-ALLEN R. The Wellbeing of Nations [M]. Washington DC, USA: Island Press, 2001: 5-21.
- [17] 傅伯杰, 于丹丹, 吕楠. 中国生物多样性与生态系统服务评估指标体系 [J]. 生态学报, 2017, 37(2): 341-348. [FU Bo-jie, YU Dan-dan, LÜ Nan. An Indicator System for Biodiversity and Ecosystem Services Evaluation in China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(2): 341-348.]
- [18] 邵小宝. 耕地保护的意义、现状、问题及对策 [J]. 安徽农学通报, 2012, 18(10): 5-7. [SHAO Xiao-bao. The Significance, Present Situation, Problems and Countermeasures of Cultivated Land Protection [J]. Anhui Agricultural Science Bulletin, 2012, 18(10): 5-7.]
- [19] 马笑丹, 刘加珍, 张彩云. 聊城市农田生态系统服务价值动态分析 [J]. 山东农业科学, 2020, 52(9): 109-113. [MA Xiao-dan, LIU Jia-zhen, ZHANG Cai-yun. Analysis of Farmland Ecosystem Service Value in Liaocheng City [J]. Shandong Agricultural Sciences, 2020, 52(9): 109-113.]
- [20] 农业部农业贸易促进中心政策研究所, 中国农业科学院农业信息研究所国际情报研究室. FAO 建议将生物多样性纳入工作重点以确保粮食安全和营养 [J]. 世界农业, 2017(2): 203.
- [21] 陈海燕. 中国畜牧业政策支持水平研究 [D]. 北京: 中国农业大学, 2014. [CHEN Hai-yan. The Evaluation and Research on the Support Policy of China's Animal Husbandry [D]. Beijing: China Agricultural University, 2014.]
- [22] GBETIBOUO G A, RINGLER C, HASSAN R. Vulnerability of the South African Farming Sector to Climate Change and Variability: an Indicator Approach [J]. Natural Resources Forum, 2010, 34(3): 175-187.
- [23] 谭晓风, 李新岗, 李建安, 等. 经济林学科方向预测及其技术路线图 [J]. 中南林业科技大学学报, 2020, 40(1): 1-8. [TAN Xiao-feng, LI Xin-gang, LI Jian-an, *et al.* Prediction of Discipline Domain and Its Technical Routine Map of Non-Wood Forest in China [J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2020, 40(1): 1-8.]
- [24] 文志, 郑华, 欧阳志云. 生物多样性与生态系统服务关系研究进展 [J]. 应用生态学报, 2020, 31(1): 340-348. [WEN Zhi, ZHENG Hua, OUYANG Zhi-yun. Research Progress on the Relationship between Biodiversity and Ecosystem Services [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(1): 340-348.]
- [25] VENAIL P, GROSS K, OAKLEY T H, *et al.* Species Richness, but not Phylogenetic Diversity, Influences Community Biomass Production and Temporal Stability in a Re-Examination of 16 Grassland Biodiversity Studies [J]. Functional Ecology, 2015, 29(5): 615-626.
- [26] MAESTRE F T, CASTILLO-MONROY A P, BOWKER MA, *et al.* Species Richness Effects on Ecosystem Multifunctionality Depend on Evenness, Composition and Spatial Pattern [J]. Journal of Ecology, 2012, 100(2): 317-330.
- [27] BARATA A M, ROCHA F, LOPES V, *et al.* Conservation and Sustainable Uses of Medicinal and Aromatic Plants Genetic Resources on the Worldwide for Human Welfare [J]. Industrial Crops and Products, 2016, 88: 8-11.
- [28] 杨大荣. 传粉昆虫的研究进展 [J]. 云南农业科技, 2018(增刊 1): 3-7.
- [29] 蒋志刚, 江建平, 王跃招, 等. 国家濒危物种红色名录的生物多样性保护意义 [J]. 生物多样性, 2020, 28(5): 558-565. [JIANG Zhi-gang, JIANG Jian-ping, WANG Yue-zhao, *et al.* Significance of Country Red Lists of Endangered Species for Biodiversity Conservation [J]. Biodiversity Science, 2020, 28(5): 558-565.]
- [30] 胡明文. 旅游者游憩行为对武功山森林公园山地草甸的影响及承载力研究 [D]. 南昌: 江西农业大学, 2016. [HU Ming-wen. Study on the Influence of Tourists' Recreational Behavior on the Mountain Meadow in Wugong Mountain and Its Bearing Capacity [D]. Nanchang: Jiangxi Agricultural University, 2016.]
- [31] 金志勇. 丽水市创建森林城市的实践与探索 [D]. 杭州: 浙江农林大学, 2012. [JIN Zhi-yong. The Practice and Exploration for Creating Forest City in Lishui [D]. Hangzhou: Zhejiang A&F University, 2012.]
- [32] 黄颖利, 李哈哈, 朱震锋, 等. 天然林保护工程生态恢复的时空特征及评价 [J]. 林业经济问题, 2020, 40(6): 579-586. [HUANG Ying-li, LI Han-han, ZHU Zhen-feng, *et al.* Spatio-temporal Characteristics and Evaluation of Ecological Restoration of Natural Forest Protection Project [J]. Issues of Forestry Economics, 2020, 40(6): 579-586.]
- [33] 陶建平, 张炜银. 我国天然林资源保护及其研究概况 [J]. 世界林业研究, 2002, 15(6): 61-68. [TAO Jian-ping, ZHANG Wei-

- in. Natural Forest Conservation and Its Studies in China [J]. World Forestry Research, 2002, 15(6): 61-68.]
- [34] 谭衢霖. 鄱阳湖湿地生态环境遥感变化监测研究 [D]. 北京: 中国科学院研究生院 (遥感应用研究所), 2002. [TAN Qu-lin. Study on Remote Sensing Change Detection and its Application to Poyang International Importance Wetland [D]. Beijing: Institute of Remote Sensing Applications Chinese Academy of Sciences, 2002.]
- [35] 王丽学, 李学森, 窦孝鹏, 等. 湿地保护的意義及我国湿地退化的原因与对策 [J]. 中国水土保持, 2003(7): 8-9. [WANG Li-xue, LI Xue-sen, DOU Xiao-peng, *et al.* Significance of Wetland Protection and Cause and Countermeasures of Wetland Deterioration in China [J]. Soil and Water Conservation in China, 2003(7): 8-9.]
- [36] 龚洵, 武全安, 张启泰. 自然保护区在保护生物多样性中的作用和意义 [J]. 广西植物, 1993, 13(4): 359-366. [GONG Xun, WU Quan-an, ZHANG Qi-tai. The Function and Significance of Reservation in the Conserving Biological Diversity [J]. Guihaia, 1993, 13(4): 359-366.]
- [37] 王欣. 基于多学科角度探讨自然保护区建立的生态意义 [J]. 环境保护与循环经济, 2019, 39(3): 49-52.
- [38] 刘秀萍. 北京城区居住区和机关单位城市森林结构调查与树冠覆盖动态分析 [D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2017. [LIU Xiu-ping. A Study on Urban Forest Structure and Urban Tree Canopy of Residential Areas and Public Institutions in Beijing Urban Area [D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2017.]
- [39] 徐冬平, 卜金洋, 杨军辉. 黄河流域水分盈亏量时空变化及其影响因素 [J]. 干旱区研究, 2016, 33(4): 739-746. [XU Dong-ping, BU Jin-yang, YANG Jun-hui. Spatiotemporal Change of Water Budget and Its Affecting Factors in the Yellow River Basin [J]. Arid Zone Research, 2016, 33(4): 739-746.]
- [40] 晏俊雯. 北京市部分公园绿地公众自然度感知评价研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2020. [YAN Jun-wen. A Study on Evaluating the Public Perception of Naturalness in Some Parks in Beijing [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2020.]
- [41] 张驰, 佘袁勇, 黄光体, 等. 基于高分二号遥感数据的森林自然度等级划分 [J]. 森林与环境学报, 2020, 40(1): 91-98. [ZHANG Chi, DIAN Yuan-yong, HUANG Guang-ti, *et al.* Forest Naturalness Classification Based on GF-2 Remote Sensing Data [J]. Journal of Forest and Environment, 2020, 40(1): 91-98.]
- [42] 孟伟庆, 李洪远, 张银太. 城市自然保留地及其保护价值评估 [J]. 城市问题, 2010(9): 50-55. [MENG Wei-qing, LI Hong-yuan, ZHANG Yin-tai. Urban Nature Preservation Land and Evaluation to its Preservation Value [J]. Urban Problems, 2010(9): 50-55.]
- [43] SHAHID N, ROBIN C, EMMETT D J, *et al.* Biodiversity and Human Well-being: An Essential Link for Sustainable Development [J]. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 2016, 283(1844): 2091.
- [44] 杨倩. 湖北汉江流域土地利用时空演变与生态安全研究 [D]. 武汉: 武汉大学, 2017. [YANG Qian. The Study of Land Use Spatio-temporal Transformation and Ecological Security in the Hanjiang River Basin of Hubei [D]. Wuhan: Wuhan University, 2017.]
- [45] HAUSMANN A, SLOTOW R, BURNS J K, *et al.* The Ecosystem Service of Sense of Place: Benefits for Human Well-being and Biodiversity Conservation [J]. Environmental Conservation, 2015, 43(2): 117-127.
- [46] 王瀚宇. 城市绿地生态系统服务量化与空间分布公平性分析: 以哈尔滨市秋林地区为例 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2017. [WANG Han-yu. Quantification and Justice Analysis of Spatial Distribution of Urban Green Space Ecosystem Services: a Case Study of Qiulin Region in Harbin, China [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2017.]
- [47] 韩龙飞, 许有鹏, 杨柳, 等. 近 50 年长三角地区水系时空变化及其驱动机制 [J]. 地理学报, 2015, 70(5): 819-827. [HAN Long-fei, XU You-peng, YANG Liu, *et al.* Temporal and Spatial Change of Stream Structure in Yangtze River Delta and its Driving Forces during 1960s-2010s [J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(5): 819-827.]
- [48] 刘玉平, 万华伟, 彭羽, 等. 生物多样性贡献人类福祉的研究进展 [J]. 环境生态学, 2021, 3(5): 43-48. [LIU Yu-ping, WAN Hua-wei, PENG Yu, *et al.* Research Progress on Contribution of Biodiversity to Human Well-being [J]. Environmental Ecology, 2021, 3(5): 43-48.]
- [49] 王博杰, 唐海萍. 人类福祉及其在生态学研究中的应用与展望 [J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(5): 697-702. [WANG Bo-jie, TANG Hai-ping. Human Well-Being and Its Applications and Prospects in Ecology [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2016, 32(5): 697-702.]
- [50] JORDAN S J, HAYES S E, YOSKOWITA D, *et al.* Accounting for Natural Resources and Environmental Sustainability: Linking Ecosystem Services to Human Well-being [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(5): 1530-1536.
- [51] REID W V, MOONEY H A, CROPPER A, *et al.* Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis [M]. Washington DC, USA: Island Press, 2005: 49-104.
- [52] HAINS-YOUNG R, POTSCHIN M. The Links Between Biodiversity, Ecosystem Services and Human Well-being. Ecosystem Ecology: A New Synthesis [M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2010: 110-139.
- [53] DAW T, BROWN K, ROSENDO S, *et al.* Applying the Ecosystem Services Concept to Poverty Alleviation: The Need to Disaggregate Human Well-being [J]. Environmental Conservation, 2011, 38(4): 370-379.

作者简介: 刘玉平 (1963—), 男, 陕西延安人, 正高级工程师, 博士, 主要研究方向为生态遥感监测与评估。E-mail: lyping3349@sina.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0123

范顺祥, 胡飞龙, 刘云慧. 农业相关“爱知生物多样性目标”实施进展分析[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(10): 1249–1255.

FAN Shun-xiang, HU Fei-long, LIU Yun-hui. Analysis of the Progress on the Agriculture-related "Aichi Biodiversity Targets" [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1249–1255.

农业相关“爱知生物多样性目标”实施进展分析

范顺祥¹, 胡飞龙^{2①}, 刘云慧^{1②} (1. 中国农业大学生物多样性与有机农业北京市重点实验室, 北京 100193; 2. 生态环境部南京环境科学研究所/国家环境保护生物安全重点实验室, 江苏 南京 210042)

摘要: 农业是全球景观和土地利用变化的主要驱动力, 其不合理使用造成的生境丧失对生物多样性造成巨大威胁。国际《生物多样性战略计划》“爱知目标(Aichi Biodiversity Targets)”的实施是推动全球生物多样性保护的重要举措, 其中目标7提到的农业可持续利用与农业生物多样性保护直接相关, 同时目标1、4、5、8、13、14、15、18也促进了目标7的实现, 掌握和评估相关“爱知目标”的进展状况, 是调整、修改和确定全球农业生物多样性目标的关键。该研究以农业相关“爱知目标”为基础, 统计所有提交《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD) 秘书处的缔约方目标进展信息, 对比分析各大洲或农业大国的进展情况。结果表明, 亚洲、非洲、南美洲的完成情况总体较好, 高于全球各目标的完成水平, 而北美洲和欧洲完成情况则低于全球平均水平; 选择的7个国家中, 南非和中国完成情况较好, 印度和巴西次之, 法国、德国、加拿大靠后, 总体表现出和大洲相似的趋势; 目标总体有进展, 但是仍无法有效实现农业生物多样性的保护。通过分析目标的进展情况和问题, 研究提出从有差异地制定目标、增加新的可量化目标、设定新的技术指标、加强交流和合作4个方面入手完善农业生物多样性指标的制定思路, 以期为《生物多样性公约》第十五次缔约方大会(Fifteenth Meeting of the Conference of the Parties, COP15)农业相关目标和指标的制定提供科学依据。

关键词: “爱知目标”; 进展评估; 农业生物多样性; 保护; 建议

中图分类号: X176 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1249-07

Analysis of the Progress on the Agriculture-related "Aichi Biodiversity Targets". FAN Shun-xiang¹, HU Fei-long^{2①}, LIU Yun-hui^{1②} (1. Beijing Key Laboratory of Biodiversity and Organic Farming, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. Nanjing Institute of Environmental Sciences/ National Key Laboratory of Biosafety, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: Agriculture is the primary driver of global land-use changes and habitat loss leading to a great threat to biodiversity. The implementation of the Strategic Plan for Biodiversity "Aichi Targets" is an important initiative to promote the global conservation of biodiversity, of which the sustainable use of agriculture mentioned in target 7 is related to the conservation of agricultural biodiversity directly, targets 1, 4, 5, 8, 13, 14, 15, and 18 also contribute to the achievement of target 7. Understanding and evaluating the progress of these agriculture-related "Aichi Targets" are essential to adjust, revise, and set up the goals of global agricultural biodiversity. In this study, we collected information on the progress of all parties' targets submitted to the Secretariat of the Convention on Biological Diversity and compared progress across continents and the countries possessing high biodiversity levels or the big agricultural country. The results showed that Asia, Africa, and South America have achieved more targets than the global averages, while the targets achieved by North America and Europe are below the global averages. South Africa and China did the best of all seven selected countries, followed by India, Brazil, France, Germany, and Canada, showing a generally same trend with the continents-level analysis. The overall goals have gained some progress already, but the conservation of agricultural biodiversity was hard to effectively achieve. By analyzing the progress and problems of accomplishing the goals, we advised to improve the biodiversity conservation targets from four aspects, such as setting up differentiated goals, adding new quantifiable goals, setting new technical indica-

收稿日期: 2021-03-03

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507204); 国家自然科学基金(41871186)

① 通信作者 E-mail: hfl@nies.org

② 共同通信作者 E-mail: liuyh@cau.edu.cn

tors, and strengthening communication and cooperation. This paper puts forward and improves the idea of developing agricultural biodiversity indicators and provides a scientific basis for the development of agriculture-related targets and indicators for the Fifteenth session of the Conference of the Parties (COP15) of the Convention on Biological Diversity.

Key words: "Aichi Targets"; progress assessment; agricultural biodiversity; conservation; suggest

2010年,《生物多样性公约》(以下简称《公约》)第十次缔约方大会在日本爱知县召开,会议通过《生物多样性战略计划》,该计划框架包含5个战略,下设20个生物多样性保护目标,即“爱知生物多样性目标”(以下简称“爱知目标”)^[1]。2020年9月15日,《公约》秘书处发布了第五版《全球多样性展望》(Global Biodiversity Outlook 5, GBO-5),就2010—2020年“爱知目标”的完成情况和取得的进展发布了最终报告,虽然相较于中期评估取得了一定进展^[2],但全球只部分实现了20个纲要目标中的6个目标,其中并无农业相关目标,如果情景“一切照旧”,那么到2050年将无法实现生物多样性保护的美好愿景^[3]。

在全球范围内,景观和土地利用变化造成的生境丧失是对生物多样性的最大威胁,而农业一直是生境变化的主要驱动力^[4-5],有研究表明农业危及全球所有受威胁物种的62%^[6]。“爱知目标”中,目标7为“到2020年农业、水产养殖业和林业实现可持续管理,确保生物多样性得到保护”,该目标有利于推动可持续农业的发展,满足对资源日益增加需求的同时避免负面的环境影响,被认为是与农业直接相关的目标。除此之外,提高化肥、农药、水资源利用的针对性和效率(目标8),利用适应能力强的作物品种(目标13),更好地利用和恢复景观水平的生态过程(目标5和14),“生态强化”(目标5、14和15),减少浪费(目标4),加强教育保护土著(目标18),提高对生物多样性的认识(目标1),这几个目标被认为是与农业可持续发展间接相关的目标^[2]。除了对“爱知目标”总体执行情况进行评估外,众多学者从各方面研究农业相关目标,或提出目标的不足与修改建议,或对评估方法和指标进行设定,如完善实现目标13的指标^[6],建立适当的基准或阈值来评估目标14的完成趋势^[7],为目标15设定基准并支持进度估算^[8]。

当前,生物多样性目标在某种程度上与粮食供应和其他土地用途相冲突^[9],如何平衡其间的利弊,设定相关、可靠的保护目标就显得十分必要。2021年在中国昆明召开的《公约》第十五次缔约方大会(COP15),以“生态文明:共建地球生命共同体”为主题,将制定“2020年后全球生物多样性框

架”(以下简称“2020后框架”),预案中行动目标9拟定为“到2030年,通过保护和可持续利用农业生态系统及其他受管理的生态系统来支持这些生态系统当中生物多样性的生产力、可持续性和复原力,使生产力缺口至少缩小50%”,这一目标进一步强调了重视农业生态系统的保护及可持续利用,来保护相关生物多样性和生态系统服务。鉴于农业可持续发展对未来生物多样性保护战略实现的重要性,该研究分析评估当前农业相关目标在主要缔约方的完成状况,并提出相关建议,以期为COP15农业相关生物多样性目标及保护措施制定提供参考和科学依据,更好地推动全球生物多样性的保护战略制定及目标的实现。

1 研究方法

1.1 数据获取

《公约》信息交换机制(The Clearing-House Mechanism of the Convention on Biological Diversity, CHM, <https://chm.cbd.int/>)是全球生物多样性制度的信息获取和交流机制平台,主要汇总与《公约》执行相关的信息,促进来自不同学科的信息整合,并通过提供缔约方规定的全球问题和优先事项来支持决策过程。其中在线报告搜索页面提供了各国的历次国家报告、国家目标、国家评估、国家生物多样性战略和行动计划(National Biodiversity Strategies and Action Plans, NBSAP)以及“爱知目标”在线评估结果等信息。

根据“爱知目标”在线评估结果,统计分析目标1(生物多样性意识)、目标4(生产和消费)、目标5(生境丧失)、目标7(农业、渔业等可持续)、目标8(污染)、目标13(遗传多样性)、目标14(生态系统服务)、目标15(恢复生态系统)、目标18(传统知识)等与农业生物多样性相关的目标进展情况。参考GBO-5的统计方法,将每个目标的进度分为无数据记录、偏离目标、无明显进展、进度不足、完成目标、超越目标共计6类。每个目标完成情况除了包含目标本身以外,还包含相关的要素目标完成情况,记录的数字为目标本身和相关要素的总和。国家数表示已经提交在线报告并可以查询到的国家数量,各目标总体完成情况的最终统计结果见表1。

表 1 各农业相关“爱知目标”总体完成情况

Table 1 Overall completion of "Aichi Targets" related to agriculture

“爱知目标”	国家数 ¹⁾	无数据	偏离目标	无进展	进度不足	完成目标	超越目标	总目标数
目标 1	82	13	1	8	108	120	10	260
目标 4	78	12	3	16	89	102	8	230
目标 5	81	12	3	15	107	88	15	240
目标 7	77	14	5	24	92	88	9	232
目标 8	74	10	3	14	73	45	8	153
目标 13	78	7	1	21	75	82	12	198
目标 14	79	14	2	15	101	92	14	238
目标 15	78	14	3	11	92	79	12	211
目标 18	72	11	1	16	73	77	17	195

在线统计数据截止时间为 2020 年 10 月 20 日。1) 已提交在线报告并可以查询的国家数量。

1.2 目标进展评估方法

参考 GBO-5 的数据处理方法,对收集的数据进行分析,其中无数据(U)情况较为特殊,将从总体目标(A)中减去,进而对其余的进展情况进行赋值:偏离目标(M)赋权重 1,无进展(N)赋权重 2,进展不足(I)赋权重 3,完成目标(T)赋权重 4,超越目标(E)赋权重 5。每个缔约方的最终完成进度值(G)为 $G = \frac{M \times 1 + N \times 2 + I \times 3 + T \times 4 + E \times 5}{A - U}$ 。

在计算得到每个缔约方的完成进度后,对非洲、亚洲、欧洲、北美洲、南美洲分别进行统计,得出各大洲的完成进度情况。大洋洲仅有 1 个国家在线提交报告,样本量较少,在此不作分析。此外,为了详细对比各大洲及重要农业国的差异,从各大洲选取 1~2 个生物多样性较丰富的大国或者主要农业生产国作为研究对象,分别对上述目标执行进度情况进行比较。最终选择的国家包括巴西、德国、法国、加拿大、南非、印度和中国。各大洲和国家之间进度的差异性在 R 3.6 软件中通过方差分析进行比较^[10]。

表 2 各大洲“爱知目标”进展情况对比

Table 2 Comparison of the progress of each continent's targets

地区	完成进度值 G							所有目标
	目标 1	目标 4	目标 7	目标 8	目标 13	目标 18	目标 5-14-15	
非洲	3.48±0.41	3.27±0.50	3.44±0.61	3.19±0.59	3.23±0.70	3.55±0.50	3.45±0.51	3.40±0.54
亚洲	3.47±0.44	3.57±0.51	3.33±0.56	3.12±0.57	3.54±0.57	3.56±0.67	3.48±0.54	3.46±0.56
欧洲	3.37±0.43	3.07±0.63	3.00±0.73	3.11±0.61	3.23±0.62	3.30±0.52	3.05±0.52	3.14±0.58
北美洲	3.48±0.49	3.01±0.76	3.14±0.66	3.13±0.69	2.85±0.76	3.29±0.79	3.26±0.63	3.19±0.67
南美洲	3.29±0.71	3.49±0.69	3.60±0.68	3.07±0.65	3.43±0.86	3.48±0.68	3.46±0.61	3.41±0.66
全球	3.44±0.46	3.29±0.62	3.26±0.65	3.13±0.59	3.29±0.68	3.47±0.64	3.32±0.57	3.32±0.60

其中亚洲、非洲、南美洲进展相对较好,高于全球所有目标进展的平均水平(3.13±0.59),而北美洲(3.19±0.67)和欧洲(3.14±0.58)的所有目标进展情况相对缓慢,低于全球所有目标进展的平均水

2 研究结果

2.1 目标总体进展分析

从“完成目标”和“超越目标”数量占比来看,目标 1(对生物多样性认识)完成情况最好,高达 50%;目标 18(传统知识)和目标 4(生产和消费)次之,分别为 47.92%和 47.86%;目标 8(污染)完成情况最差,只有 34.64%。从“偏离目标”和“无进展”数量占比来看,目标 7(农业可持续利用)、目标 13(遗传多样性)和目标 8(污染)的占比最高,分别为 12.50%、11.16%和 11.11%,这 3 个目标可能是以后农业生物多样性保护的重点和难点。从“无数据”占比来看,目标 15(恢复生态系统)为 6.63%,目标 8(污染)为 6.53%,目标 7(农业可持续利用)为 6.03%,表明此 3 项目标缔约方重视程度较低,评估难度较高(表 1)。

2.2 各大洲分目标进展分析

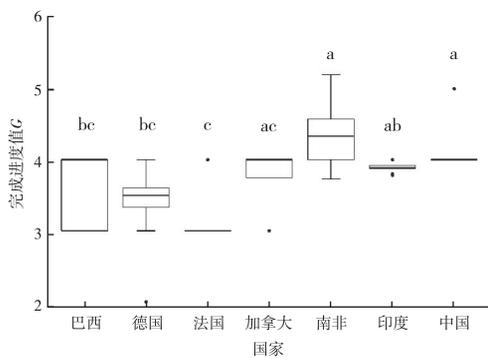
从各大洲来看,目标进度均显不足,数值在 3~4 之间,且均无显著性差异($P>0.05$)(表 2)。

从分目标进展来看,亚洲仅目标 8 的进展(3.12±0.57)低于全球平均水平(3.32±0.60);南美洲有 2 个目标低于全球平均水平,分别为目标 1 和目标 8;非洲的目标 4、目标 8 和目标 13 均低于全

球平均水平;北美洲和欧洲进展表现较为相似,除了目标 1 高于全球平均水平外,其余各目标均低于平均水平。综合各大洲和分目标进展情况来说,亚洲、非洲、南美洲的进展情况略好,而北美洲和欧洲则进展相对缓慢,且全球各目标的总体进展情况依旧未能达到实现目标的程度。

2.3 选取国家分析

选取的 7 个国家中,南非进展情况最好,极显著高于巴西、德国和法国($P < 0.01$),与其他几个国家进展情况相比没有明显差异($P > 0.05$)。中国进展情况仅次于南非,但显著高于巴西、德国和法国($P < 0.05$),与其他几个国家进展没有明显差异。印度进展情况位于第 3,仅显著高于法国($P < 0.05$)。巴西、加拿大、德国、法国进展情况排名较后(图 1),7 个国家进展情况总体表现与前面各大洲的进展情况相似。



箱体中中线为数据的中位数,代表样本数据的平均水平;箱体上方和下方线代表数据最大和最小值;黑色点代表异常值。箱体上方英文小写字母不同表示不同国家之间进展情况存在显著性差异($P < 0.05$)。

图 1 各国“爱知目标”进展情况的差异分析

Fig. 1 Differences in the progress of each nation's targets

3 讨论

3.1 与农业直接相关的目标

目标 7 可直接反映农业可持续进展情况,总体进展情况较差,其中南美洲、非洲和亚洲高于全球平均进展水平,而北美洲和欧洲则低于全球平均进展水平。目标 7 核心在于可持续管理的能力,是一个定性目标,且表述较为模糊。生物多样性和生态系统服务政府间科学政策平台(Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES)报告指出,所有区域都缺乏数据量化生产系统的可持续能力^[11]。农业扩张是造成全球生物多样性丧失的主要原因之一,农业的可持续管理很可能增加农业生产面积,导致区域生物多样

性的进一步丧失。除此之外,该目标的评估未考虑到各大洲国家农业可持续利用本身的发展情况,例如欧洲各国(如德国、法国等)拥有充足的资金和技术,其农业可持续利用水平和集约化程度都较高,进一步提升比较困难,因此评估表明完成情况表现较差(表 2)。而其余各大洲在控制化肥施放、保护优良种子库、提高灌溉技术等相关措施的推动下都有一定的发展,因此目标完成情况较好。有研究报道,2010—2018 年,有机农业的土地面积和有机生产者的数量都翻了一番,但在粮食和木材生产景观中,生物多样性仍呈现下降趋势^[12]。因此,可能存在尽管目标 7 取得一定进展,却仍未能有效地对生物多样性进行保护的情况。随着粮食、纤维和燃料需求的增加,人类对生态系统和生物多样性施加的压力越来越大,为了能够满足现代人的发展,又不影响后代人的需求,可持续农业的发展势在必行^[13-14]。通过景观和土地利用管理来推动农业可持续发展,是在保障粮食安全的同时实现生物多样性保护的重要方向^[14-15]。

3.2 与农业间接相关的目标

就目标 1 来说,由于大部分 NBSAP (87%) 列有与目标 1 相对应的国家目标^[3],各个国家的重视和宣传使得目标 1 总体进展较好,但南美洲和欧洲的进展得分较低。这可能是与对生物多样性认识的提升比例有关,欧洲多为发达国家,对生物多样性的重要性认知处于一个较高的水平,因此进一步提升难度较大。亚洲、非洲、北美洲多为发展中国家,随着全球化的发展以及各国生物多样性行动战略、行动计划的实施,对生物多样性的认知比例不断上升,故完成程度相对较高。

联合国粮食及农业组织(The Food and Agriculture Organization, FAO)最新报告指出,粮食浪费主要发生在高收入的国家中,因此欧洲目标 4 的完成情况相对较差。非洲农业效率低且缺乏适当的存储设施,是造成粮食浪费的主要原因,因此目标 4 的完成度也较低。北美洲目标 4 的在线统计结果仅有 11 个国家,但其无进展目标数为 6,究其原因可能是措施实施不到位,未能很好地推动目标 4 的发展。而亚洲尤其是中亚和南亚的粮食损失比例最高,占全球农业生产总量的 20.7%,目标 4 的完成进度同样与提升比例有关,亚洲各国积极采取措施应对,使得其完成进度稍好。尽管如此,目前绿色消费比例在全球消费中的占比中还不足 4%,努力提高各国尤其是新兴经济体的绿色消费比例至关重要^[11]。

农业施肥或大气氮沉降导致的活性氮被认为是全球变化的主要驱动因素之一^[16],氮污染导致了广泛的植物多样性丧失,氮污染的增加是目前目标 8 进展缓慢的主要原因之一。近年来,氮、磷肥使用率和农药的使用量都趋于稳定,但是造成的污染依旧处于对生物多样性有害的水平之上。除此之外,活性氮总排放量依旧在增加,未得到有效控制^[17]。

各大洲国家都推行了诸如发展基因库、激励保护措施、育种培育等措施,来推动目标 13 的实现。亚洲完成情况最好,南美洲、欧洲、非洲次之,北美洲表现最差。北美洲共计 10 个国家对于目标 13 提交了国家报告,有 5 个国家存在无进展情况,有一部分原因是遗传多样保护本身难以设定具体的战略措施,但这也说明北美洲各国对于推动目标 13 完成的重视度较差。如 FAO 的调查显示,2000—2014 年有近 100 个牲畜品种灭绝,北美等地区的占比最大,受影响品种的绝对数量最多^[18]。

各国依据“爱知目标”修订 NBSAP 来推动全球生物多样性保护,超过三分之二(67%)的 NBSAP 列有与目标 18 相应的国家目标。各国都在实施相应的举措,鼓励有利于生物多样性保护与可持续利用的生物资源利用方式,更好地记录和传统知识,并确保土著人民和地方社区因使用其知识而得到公平补偿。例如哥斯达黎加建立了一个与土著人民协商的机制;加拿大一些土著社区通过土著监护方案保护和管理土地和海洋资源;中国积极推广拥有 1 200 多年历史的稻鱼共生生态系统^[3]。尽管目标 18 仍未完全实现,但是这些政策措施的实施在一定程度上推动了生物多样性的保护。

目标 5 强调减少生境丧失,目标 14 强调保障生态系统服务,目标 15 强调恢复生态系统和复原力。这 3 个目标的完成和实现可以促进景观水平规划,利用生物多样性在生态系统服务中的作用,如传粉、防治水土、防治害虫等,来促进农业生产,起到“生态强化”的目的。较发达的欧洲国家往往采用经济补偿的方式来弥补经济发展对生物多样性造成的破坏,且欧洲各国在农田半自然生境保护方面本身就做得相对较好,处在一个较为平稳的状态,因此目标完成进度不高。亚洲、非洲和南美洲的发展中国家生物多样性较为丰富,由于经济发展是其首要任务,造成了较高的生境丧失速率,生态系统破坏严重,因此在相关措施的执行下反而取得较好的成绩。

4 结论与建议

总体来看,所有目标在相关措施的推动下都取

得一定的进展,但是这种正向的响应可能需要数年或数十年的时间才能减轻当前对生物多样性造成的破坏和压力^[19],因此与农业生物多样性相关的目标虽有进展却仍不足以实现。“爱知目标”强调要具体、可量化、远大、现实和有时间性(specific, measurable, ambitious, realistic, and time-bound, SMART),然而各国的价值观和所关注的利益并不相同,在实现目标的成本和收益存有争议时,要设定和实现 SMART 目标就困难得多^[20]。当前,“爱知目标”进展缓慢,除与复杂的世界政治经济形势有关外,很大程度上是由于其目标定义不清晰、数据不明确或制定目标过高而造成的。因此,在 2020 年后农业相关生物多样性保护目标制定过程中,可从如下几个方面加以改进。

4.1 制定有差异的目标

由于各国经济发展水平不平衡、政策措施实行方式有差异、生物多样性资源的多寡也不相同,需要因地制宜进行目标设定。建议针对不同的区域或发展程度不同的国家,施行双轨制(除了相对提高值外,还应有绝对完成值)。如目标 1 中,可在保护比例和保护趋势中选其一进行评估,将更有利于目标 1 的实现;目标 4 改为将自然资源的各种影响控制在生态限度范围内,根据各国发展情况区别对待,避免“一劳永逸”;对于目标 7,原本可持续管理水平较低的国家,可以选择逐年提升这一评估指标,以方便该目标的评估和推进。

4.2 增加新的可量化目标

与农业可持续相关的目标中,除了目标 5 和 15 有部分要素可进行量化外,其余几个目标均不能很好地量化评估^[21]。例如,目标 1“认识到生物多样性的价值”,“认识到”这一点很难量化评估,是认识程度达到某个比例,还是要求认知比例需要逐年提升?目标 7“可持续管理”是一个定性描述的名词,哪些指标可以量化这个“可持续”,各个国家可以有自己的解读。

目标 8 并未详细说明应解决哪些污染物,规定对哪些生态系统功能或生物多样性产生影响。这样虽然避免了将生态系统功能和生物多样性的某些方面划为优先级,以牺牲其他方面为代价来实现^[22],但是却失去了衡量的标准,使得目标 8 的完成情况最差。“爱知目标”很大程度上是政治博弈而非科学探讨的结论,在某些情况下,可能仅能部分实现可持续发展和减少生物多样性下降的总体愿景^[23],因此制定量化目标时应更加考虑科学基础而非其他因素。针对目标 8,可以在污染和养分过

剩方面制定指标,可以考虑将污染物减排水平或污水处理率作为表征减排成效的定量指标,如污染物排放量、杀虫剂使用量、工业污水处理率、生物污水处理率等;养分控制方面,可以考虑与富营养化相关的指标,如氮氧化物排放量等。针对污染物对生物多样性和生态系统的影响,可以考虑采用污染引起的濒危风险和数量趋势的相关指标,如“红色名录指数”(污染的影响)等。

目标 13 只针对“栽培植物、养殖和驯养动物及野生亲缘物种”,然而这是远远不够的,许多未驯化或栽培的物种同样具有很高的经济、生态系统功能和文化方面的作用,如草药、海草、熊猫、鲸鱼等^[24]。因此, LAIKRE 等^[7]建议“所有物种内的遗传多样性”均应考虑,才能真正意义上保护全球生物的遗传多样性。针对此目标, HOBAN 等^[24]提出“利用有效种群规模大于 500 而非小于 500 的种群数目”“物种内维持种群的比例”以及“使用基于 DNA 的方法监测遗传多样性的物种和种群数目”3 个新的指标,认为其对于监测遗传多样性具有指导性作用。

4.3 设定新的技术指标

目标 5 提到,2020 年将全球森林砍伐率降低一半,但是还没有一个可远程监控的可靠的毁林指标,各个国家的生物多样性监测计划相差也很大,大多数数据集不一致且很少公开共享数据。而卫星遥感的不断发展,对于获取长期、连续、全球覆盖的“生物多样性变量”,如植被生产力、植被性状、破碎化和异质性等数据至关重要,但是如何将遥感获取数据度量转换为生物多样性监测相关度量的标准尚未解决^[25]。基于此,此后制定目标可以拟定与遥感相结合的大范围监测指标,在各国实地调查数据的基础上,两相结合构建相关的生物多样性监测预警体系,及时掌握各目标指标的动态变化情况,便于及时调整政策和措施。

4.4 加强交流与合作

由于在政治、社会经济和环境利益方面的竞争,各缔约方在制定和实施全球目标时都会进行权衡,加之没有监管执行力的机构进行约束,这在很大程度上削弱了目标的可实现性^[23]。例如第六次国家报告提交时间为 2018 年 12 月,但是截至 2020 年 10 月仍有许多国家还未提交。分析原因,除了各国之间信息数据不能实时沟通互惠外,也与没有有效的问责机制有关。我们应该抓住“爱知目标”在提高认识、建立伙伴关系、促进投资、开发工具和知识等全球合作方面发挥的积极作用,加大信息和数据共享,推动建立更有约束力和监管能力的生物多

样性保护机构。对于土著人民和地方社区 (Indigenous Peoples and Local Communities, IPLC),除参与遗传资源获取与惠益分享、传统知识保护 (目标 18) 等议题外,已经扩展到生物多样性主流化、海洋生物多样性、资源调动等多个重要议题,且在相关议题讨论中发挥着积极的重要作用,参与广度也得到极大拓展。建议“2020 后框架”设定相关目标时,可将 IPLC 作为一个专题而非跨领域问题,为其参与全球生物多样性保护和持续利用单独制定目标,同时这一单独目标也需与各国的国家目标相互协调和支持。又如针对农业污染相关目标,可以考虑将发展中国家作为污染控制的主要对象,发达国家对发展中国家给予技术支持、能力建设和资金补偿。同时,建议全球生物多样性保护资金加大对发展中国家的倾斜,这将更有利于推动全球目标的完成和实现。

4.5 农业相关指标制定

基于以上相关讨论,提出农业相关目标指标的设定思路:(1) 有机农业、生态农业面积占农业用地面积的比例以及提升的比例;(2) 建立农业相关畜禽类及种植资源保护库的数量,以及保护的物种数量;(3) 新增相关外来入侵物种防控的法律和政策数量;(4) 农药、化肥施用量占比数量及变化比例,畜禽粪污及果菜茶等有机肥料的提升比例和使用数量;(5) 面源污染和重金属污染面积;(6) 农业基础设施及相关人员的资金投入数量;(7) 生态农业旅游参与人数及提升比例,从事生态农业相关人数及提升比例;(8) 开展有机产品经验、措施、设备和培训等资源的国际交流次数;(9) 半自然生境的占比及提升比例;(10) 定期考察评估调查的次数;(11) 制定科学化的农药和化肥施用标准,及农业投入品溯源信息覆盖城市范围。这些指标涵盖了农业可持续利用的政治、经济、技术、人员等各个方面,可为 COP15 行动目标 9 的评估及实现提供参考与建议。

最后,设定一个宏伟的愿景是必不可少的,过低的预期将不利于生物多样性保护目标的实现^[26], MA 等^[27]提出“天人合一”(即自然本身得到尊重,其规律受到遵从,其组分获得保护,人类通过对陆地和海洋的可持续生产与消费来满足自身需求,以保证自然与人类的可持续性)这一愿景,可能更有利于指导生物多样性保护的实践和目标制定。中国作为 COP15 的组织国,在确保大会取得积极成果、共启全球生物多样性治理新进程、推动共建地球生命共同体方面做出不懈努力, COP15 承上启

下,有望成为具有里程碑意义的生物多样性保护缔约方大会。

参考文献:

- [1] CBD.Revised and Updated Strategic Plan:Technical Rationale and Suggested Milestones and Indicators[Z].Nagoya: CBD,2010.
- [2] Secretariat of the Convention on Biological Diversity.Global Biodiversity Outlook 4[EB/OL].(2015-04-15)[2021-02-01].
<https://www.cbd.int/gbo4/>.
- [3] Secretariat of the Convention on Biological Diversity.Global Biodiversity Outlook 5[EB/OL].(2020-08-18)[2021-02-01].
<https://www.cbd.int/gbo5/>.
- [4] BRAZEIRO A,ACHKAR M,TORANZA C,et al.Agricultural Expansion in Uruguayan Grasslands and Priority Areas for Vertebrate and Woody Plant Conservation[J].Ecology and Society,2020,25:15.
- [5] LI L,HU R C,HUANG J K,et al.A Farmland Biodiversity Strategy is Needed for China[J].Nature Ecology & Evolution,2020,4(6):772-774.
- [6] MAXWELL S L,FULLER R A,BROOKS T M,et al.Biodiversity: The Ravages of Guns,Nets and Bulldozers[J].Nature,2016,536(7615):143-145.
- [7] LAIKRE L,HOBAN S,BRUFORD M W,et al.Post-2020 Goals Overlook Genetic Diversity[J].Science,2020,367(6482):1083-1085.
- [8] SHEPHERD E,MILNER-GULLAND E J,KNIGHT A T,et al.Status and Trends in Global Ecosystem Services and Natural Capital:Assessing Progress Toward Aichi Biodiversity Target 14[J].Conservation Letters,2016,9(6):429-437.
- [9] TÖRÖK K,HORVÁTH F,KÖVENDI-JAKÓ A,et al.Meeting Aichi Target 15:Efforts and Further Needs of Ecological Restoration in Hungary[J].Biological Conservation,2019,235:128-135.
- [10] LECLÈRE D,OBERSTEINER M,BARRETT M,et al.Bending the Curve of Terrestrial Biodiversity Needs an Integrated Strategy[J].Nature,2020,585(7826):551-556.
- [11] R Core Team.R:A language and Environment for Statistical Computing[Z].R Foundation for Statistical Computing,Vienna,Austria,2018.
- [12] BONGAARTS J.Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services[J].Population and Development Review,2019,45(3):680-681.
- [13] REGANOLD J P,PAPENDICK R I,PARR J F.Sustainable Agriculture[J].Scientific American,1990,262(6):112-120.
- [14] WANGER T C,DECLERCK F,GARIBALDI L A,et al.Integrating Agroecological Production in a Robust Post-2020 Global Biodiversity Framework[J].Nature Ecology & Evolution,2020,4(9):1150-1152.
- [15] TSCHARNTKE T,CLOUGH Y,WANGER T C,et al.Global Food Security,Biodiversity Conservation and the Future of Agricultural Intensification[J].Biological Conservation,2012,151(1):53-59.
- [16] GERTEN D,ROCKSTROM J,HEINKE J,et al.Response to Comment on “Planetary Boundaries:Guiding Human Development on a Changing Planet”[J].Science,2015,348(6240):1217.
- [17] BUTCHART S H M,WALPOLE M,COLLEN B,et al.Global Biodiversity:Indicators of Recent Declines[J].Science,2010,328(5982):1164-1168.
- [18] Food and Agriculture Organization of the United Nations.Domestic Animal Diversity Information System (DAD-IS),2020[EB/OL]. [2021-02-01].<http://www.fao.org/dad-is/en/>.
- [19] TITENSOR D P,WALPOLE M,HILL S L,et al.A Mid-Term Analysis of Progress Toward International Biodiversity Targets[J].Science,2014,346(6206):241-244.
- [20] MAXWELL S L,MILNER-GULLAND E J,JONES J P G,et al.Being Smart about SMART Environmental Targets[J].Science,2015,347(6226):1075-1076.
- [21] HAGERMAN S M,PELAI R.“As far as Possible and as Appropriate”:Implementing the Aichi Biodiversity Targets[J].Conservation Letters,2016,9(6):469-478.
- [22] COLLEN B,NICHOLSON E.Taking the Measure of Change[J].Science,2014,346(6206):166-167.
- [23] BUTCHART S H M,DI MARCO M,WATSON J E M.Formulating Smart Commitments on Biodiversity:Lessons from the Aichi Targets[J].Conservation Letters,2016,9(6):457-468.
- [24] HOBAN S,BRUFORD M,D'URBAN J,et al.Genetic Diversity Targets and Indicators in the CBD Post-2020 Global Biodiversity Framework must be Improved[J].Biological Conservation,2020,248:108654.
- [25] SKIDMORE A K,PETTORELLI N,COOPS N C,et al.Environmental Science:Agree on Biodiversity Metrics to Track from Space[J].Nature,2015,523(7561):403-405.
- [26] DÍAZ S,ZAFRA-CALVO N,PURVIS A,et al.Set Ambitious Goals for Biodiversity and Sustainability[J].Science,2020,370(6515):411-413.
- [27] MA T X,HU Y S,WANG M,et al.Unity of Nature and Man:A New Vision and Conceptual Framework for the Post-2020 Global Biodiversity Framework[J].National Science Review,2021,8(7):265.

作者简介: 范顺祥(1994—),男,河南三门峡人,研究方向为景观格局与生物多样性。E-mail: fanfan_sx@163.com

(责任编辑: 许 素)

附录

附表 1 与农业相关的“爱知目标”

Appendix 1 The "Aichi Biodiversity Targets" related to agriculture

http://www.ere.ac.cn/attached/file/20211022/20211022095338_31.pdf

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0241

童文君, 于丹丹, 乐志芳, 等. 生物多样性评估政策工具集成平台研究[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(10): 1256–1263.

TONG Wen-jun, YU Dan-dan, LE Zhi-fang, et al. An Integrated Platform for Biodiversity Assessment Policy Tools[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1256–1263.

生物多样性评估政策工具集成平台研究

童文君, 于丹丹, 乐志芳, 曹铭昌^①, 徐海根^② (生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042)

摘要: 构建与生物多样性评估相关的政策工具, 对于加强生物多样性评估与监管工作、提高生物多样性保护相关的决策制定具有重要作用, 但目前仍然缺乏生物多样性评估方面的政策工具。为此, 该研究在综合国内外生态环境保护先进理念、政策工具和方法的基础上, 通过分析生物多样性评估与政策制定的相互关系, 研发了可将各层次生物多样性保护目标纳入区域和行业发展规划与决策制定中的生物多样性评估政策工具集成平台。平台从整体架构上包括4个子系统, 分别是政策介绍、政策设计、政策进展和政策效果。利用该平台用户可以实现生物多样性评估指标体系管理、政策设计、政策进展评估以及评估结果输出等核心功能。在实践应用上, 选择江苏省为代表性案例区, 验证生物多样性评估政策工具在多层次生物多样性保护目标设计中的适用性和可行性。

关键词: 生物多样性评估; 政策工具; 集成平台; 应用研究

中图分类号: X176 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1256-08

An Integrated Platform for Biodiversity Assessment Policy Tools. TONG Wen-jun, YU Dan-dan, LE Zhi-fang, CAO Ming-chang^①, XU Hai-gen^② (Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: Building policy tools for biodiversity assessment plays an important role in strengthening the assessment and management of biodiversity, as well as improving decision-making related to biodiversity conservation. However, there is still a lack of policy tools for biodiversity assessment. The relationship between biodiversity assessment and policy making was analyzed on the basis of the latest concepts, policy tools and methods for ecological environmental protection around the world. An integrated platform for biodiversity assessment policy tools was developed to combine biodiversity conservation objectives at all levels into regional and industry development planning and decision-making. The integrated platform consists of four subsystems: policy tool introduction, policy design, policy progress and policy effect. With this platform, the core functions of an indicator system for managing biodiversity assessment, policy design, policy progress assessment, and production of assessment results can be realized. Jiangsu Province was chosen as a case study area to verify the applicability and feasibility of the integrated platform for biodiversity assessment policy tools in multi-level biodiversity conservation target design.

Key words: biodiversity assessment; policy tool; integration platform; application research

生物多样性是地球上所有生物及其所处环境的生态复合体^[1], 由于全球生物多样性严重丧失, 生物多样性保护受到国内外的广泛关注^[2-3]。评估生物多样性现状、识别其受威胁因素、模拟并预测生物多样性未来趋势是生物多样性保护的基础, 可为人类加深对生物多样性的了解、制定生物多样性保护政策提供重要的科学依据, 对全球生物多样性保护和可持续发展目标的实现具有重要意义^[4-5]。

《生物多样性公约》认为生物多样性指标是概括复杂环境问题、表征生物多样性总体状态和趋势的信息工具, 而采用多种指标构建生物多样性评估

指标体系是开展生物多样性评估的主要方法^[6-8]。2020年9月15日, 联合国《生物多样性公约》秘书处发布第5版《全球生物多样性展望》(GBO-5), 就2020年全球生物多样性目标(以下简称“爱知目标”)完成情况和所取得进展发布最终报告, 报告总结认为, 全球部分实现了20个纲要目标中的6个目标, 没有1个目标完全实现^[9-10]。究其原因, 科学技

收稿日期: 2021-04-19

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507202)

① 通信作者 E-mail: caomingc@163.com

② 共同通信作者 E-mail: xhg@nies.org

术对政策的支持不够是全球生物多样性保护未达标的主要因素之一^[11]。

近年来,随着国内外有关政策工具的研究兴起,对政策工具的分析应用逐渐增多^[12-13]。作为生物多样性领域首个政府间、多学科、跨领域的综合性科学政策平台,联合国生物多样性和生态系统服务政府间科学-政策平台(Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES)通过确定与政策有关的工具和方法,支持政策的制定和执行,从而加强生物多样性保护,实现人类福祉和可持续发展,对全球生物多样性保护产生重要影响^[14]。2019年5月,IPBES发布《全球生物多样性和生态系统服务评估报告》,对国内外已有的政策工具和方法进行了总结,将相关的技术方法划分为7个系列的政策支持工具和方法组合,并指出政府、科学和教育组织以及私营部门等决策者需要采取创新的治理方法,通过遏制造成自然恶化的潜在间接驱动因素来实现变革性改变^[15]。

我国作为发展中大国,从20世纪90年代与国外同步开始生物多样性评价指标的探讨,目前主要采用驱动力(driving forces)-压力(pressures)-状态(state)-影响(impact)-响应(responses)模型(DPSIR)的综合评分法开展生物多样性评估^[16]。

基于这一方法,我国的生物多样性评估仍存在评估指标体系不够完善、与生物多样性保护政策决策联系不够紧密、体现功能的指标比较缺乏等问题^[17]。该研究针对当前我国生物多样性保护目标设计存在的科学性系统性不够、与政策决策联系不紧、可达性难以评估等难题,通过利用IPBES平台已有的政策工具和方法,在分析生物多样性评估与政策制定相互关系的基础上,研发了可将各层次生物多样性保护目标纳入区域和行业发展规划与决策制定中的有效政策工具平台,实现了生物多样性评估指标体系管理、政策设计、政策进展评估以及评估结果输出等核心功能。笔者选择江苏省为案例区开展研究,以期对地方生物多样性保护工作提供科技支撑。

1 平台总体设计

1.1 平台总体架构设计

平台使用模块化设计方式,利用B/S系统技术架构,采用标准的软件开发流程和数据可视化等信息技术手段,展示国内外生物多样性相关政策工具原理和内容,实现生物多样性评估指标体系管理、政策设计、政策进展评估与评估结果输出等核心功能。平台总体架构由下至上分为基础层、数据层、平台层和展示层(图1)。

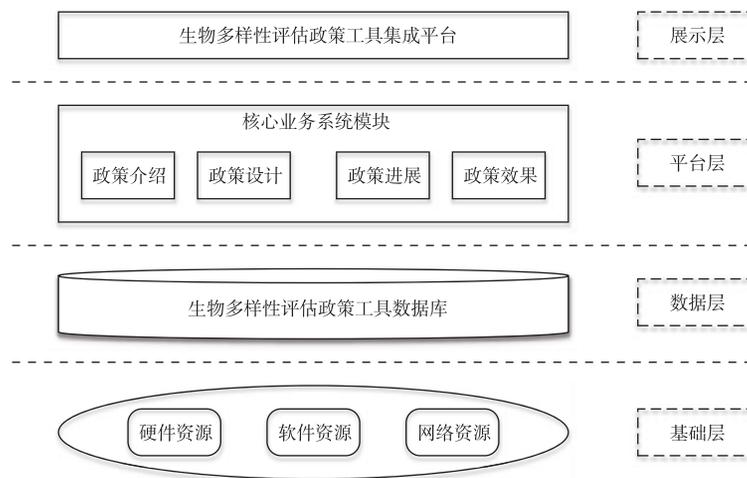


图1 平台总体架构示意图

Fig. 1 Framework of the biodiversity assessment policy tools integrated presentation platform

基础层主要包括各子系统的网络部署硬件、数据存储、网络安全,例如操作系统、数据库软件、中间件以及服务器和网络环境等。

数据层通过收集用户上传的指标体系数据,经过系统质检后,根据数据类型进行分析归类,并按

数据来源与分类进行组织和处理,形成生物多样性评估政策工具集成平台数据库。

平台层是核心业务系统模块,对提供的功能和业务起基本管理功能,支持B/S软件架构,应用功能支持嵌入式组件的紧耦合方式,为整个系统提供

核心功能服务。

展示层通过平台层提供的数据服务和功能服务,构建生物多样性评估政策工具集成平台,建立政策介绍、政策设计、政策进展、政策效果等模块。平台的下层为上层提供功能服务和信息支撑,也通过上层进行数据的收集与可视化展示,各层逻辑分离又同为一个整体。

1.2 平台总体功能设计

针对生物多样性评估政策工具平台建设目标

和开发需求,该平台总体功能结构分为政策介绍、政策设计、政策进展和政策效果 4 个子系统。其中政策介绍包含政策原理介绍和政策工具介绍子功能;政策设计包含指标配置、政策设计和政策投票子功能;政策进展包含爱知目标进展评估和《中国生物多样性保护战略与行动计划(2011—2030 年)》(NBSAP)进展评估子功能;政策效果包含指标体系、成效评估和综合统计子功能(图 2)。

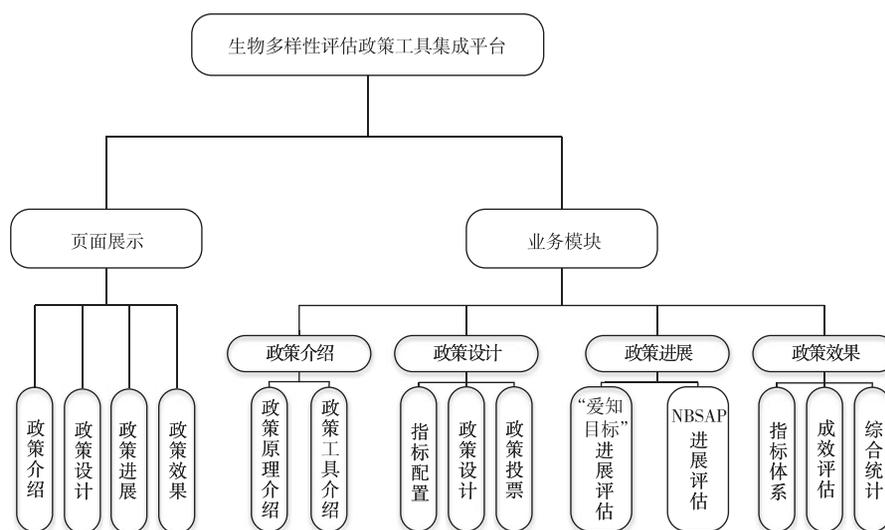


Fig. 2 Functional structure of the biodiversity assessment policy tools integrated presentation platform

1.3 系统开发与运行环境

根据生物多样性评估政策工具开发的技术要求和软件技术发展现状,系统开发采用模块集成的方式,设有完备的系统内外部接口,便于组件化的系统实施,也便于各子系统的功能交互和数据交换。基于数据可视化技术,采用主流技术路线,系统整体采用基于 SOA 的架构方式,系统开发采用基于 B/S 的架构,使用 Java 语言,开发工具选择 IntelliJ IDEA,数据库采用 MySQL 5.7,系统能够部署在 Windows、Unix、Linux 等主流操作系统平台上。系统通过浏览器进行访问,支持 Chrome 浏览器 55.0、360 极速浏览器 8.7、Microsoft Edge 浏览器 79.0、Firefox 浏览器 44.0 及以上版本,建议使用最新版本的浏览器,建议显示器最低分辨率为 1 366×768。

2 平台总体介绍

2.1 政策介绍子系统

该子系统作为平台首页,设计界面友好,通过

图文并茂的方式展示国内外生物多样性评估政策工具信息,内容涵盖政策周期简介、政策工具与方法信息、IPBES 平台的政策工具和方法介绍以及其他相关政策工具等,主要以轮播图的方式展示并支持左右翻页(图 3)。

在首页下半部分,主要展示相关政策工具,包括 mDSS 决策支持系统、基于 Web 的场景工具箱、CBA 成本效益分析等。将鼠标悬停在政策工具图片上方,会出现“查看详情”按钮,点击按钮会进入查看政策工具详情页面。该子系统便于用户在使用时查阅国内外政策工具相关内容,及时获取国内外先进的生物多样性评估政策工具资料。

2.2 政策设计子系统

该子系统实现的功能主要包括指标体系维护和政策设计,分为模型简介、指标配置、政策设计和政策投票 4 大模块(图 4)。政策设计工具分为 3 个阶段,包括概念阶段、设计阶段和选择阶段。其中概念阶段主要是利用 DPSIR 来概念化和结构化决策环境,从决策者的角度来识别和描述环境问题,

并将不同格式的社会经济和环境信息以指标集的形式存储;设计阶段包括政策选项定义和模拟,在该阶段,不同类型的模型将通过一个公用的接口执行,以此来获取模型结果,所有的结果数据以分析矩阵的形式展现,这些结果数据可以展示不同政策选项的优劣;选择阶段是利用多目标决策分析模型,根据解决问题的贡献度来判断最终的政策选项结果,从而预判政策制定是否符合需求。

其中,指标配置模块包含指标尺度、指标角色、

指标名称、所属部门、指标类型等信息,用户可以根据不同指标尺度、不同指标角色进行设计,指标数据支持新增、修改、删除、查询及以 Excel 表形式批量导入导出。当指标配置完成后,进入政策设计页面,通过选择政策、选择指标、指标赋值、指标标准化、权重分配、评判排序 6 个步骤可以查看政策关联的指标结果。政策投票模块支持对政策进行投票,具有统计票数的功能。



图 3 系统首页界面

Fig. 3 Interface for home page

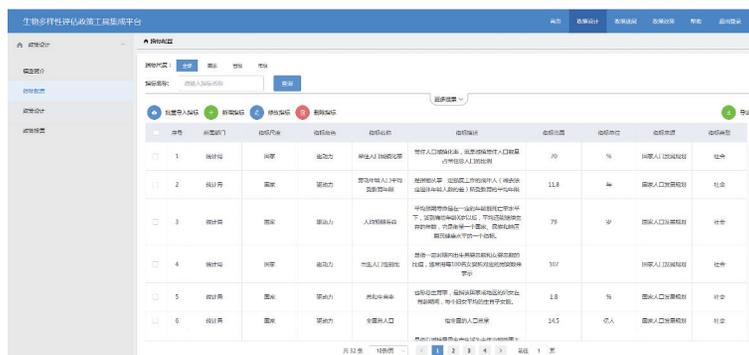


图 4 政策设计界面

Fig. 4 Interface for policy design

2.3 政策进展子系统

该子系统包含“爱知目标”进展评估和 NBSAP 进展评估 2 个部分,系统提供独立的界面以实现指标体系管理、进展评估结果预测分析等功能。用户进入进展评估指标体系页面后,可以根据不同指标尺度、指标角色、指标来源等对指标进行赋值,也可以新增、修改、删除、以 Excel 表形式批量导入导出指标数据。指标设置完成后,进入进展评估页面,可以按照选择指标(可单选或多选)—指标赋值(按不同参考年限进行赋值)—指标预测(数据拟合预

测)—结果输出(不同趋势图展示)4 个步骤得到计算结果和对应的历年变化趋势图。

在“爱知目标”进展评估界面,结合中国关于“爱知目标”的国家生物多样性评估指标体系^[18],以“爱知目标”12——受威胁物种状况为例,通过运行政策进展子系统,实现该目标下的指标趋势和结果预判。评估结果显示,目标 12 取得一定进展但速度缓慢(图 5)。

在 NBSAP 进展评估界面,参照 NBSAP 中 10 个优先领域和 30 个优先行动构建的评估指标体系进

行分析预测^[19],通过对生物多样性指标量化、数值标准化、权重设置(层次分析、德尔菲法)等步骤得到综合分值。NBSAP 进展评估子系统结果显示,在

10 个优先领域中,优先领域四、五、九、十完全实现预期目标;优先领域一、二、六、七、八有很大进展;优先领域三 的进度较慢,但依然有较大进展(图 6)。



图 5 爱知目标进展评估界面

Fig. 5 Interface for Aichi target progress assessment



图 6 NBSAP 进展评估界面

Fig. 6 Interface for NBSAP progress assessment

2.4 政策效果子系统

该子系统包括指标体系、成效评估和综合统计

3 大模块,主要用于实现生物多样性保护成效评估综合分析功能(图 7)。

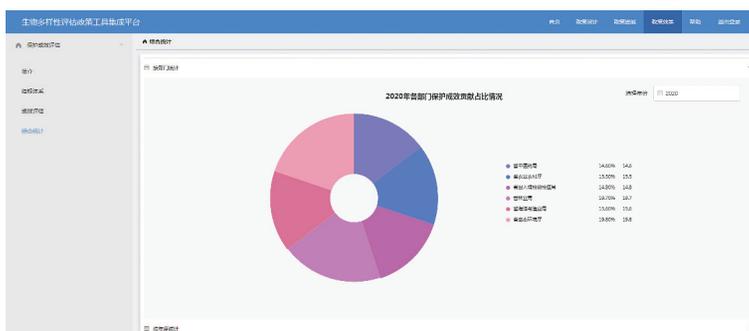


图 7 政策效果界面

Fig. 7 Interface for policy effectiveness

其中,指标体系包括目标层、系统层、因素层和指标层,用户可以通过新增、修改、删除、查询、以 Excel 表形式批量导出和导入数据对指标体系进行

维护管理。成效评估使用综合评分法,用户进入保护成效评估页面,可以通过对指标值量化、数值标准化、权重设置等步骤计算生物多样性保护成效综

合得分,各层次的权重设置和指标层的评估参数可根据实际情况选择。综合统计方法包括按部门统计和按年度统计,统计结果用来评估在指定时间内各部门对生物多样性保护的贡献率(各部门之间的比较)以及某一时间段部门生物多样性的保护成效(部门自身不同时间段的比较),最终得出各部门对相关指标的贡献情况以及历年变化趋势统计图。

3 实践应用

3.1 BSAP 进展评估设计

江苏省是长三角平原地区生物多样性的典型代表区域,江苏省委、省政府高度重视生物多样性

保护工作,积极推动生物多样性保护。2014年,江苏省生物多样性保护委员会组织编制了《江苏省生物多样性保护战略与行动计划(2013—2030年)》(简称“BSAP”),对生物多样性保护进行总体规划和部署。

选择江苏省为代表性案例区,根据江苏省生物多样性数据的收集、掌握情况及生物多样性评估的要求,参照“爱知目标”和 NBSAP 评估指标体系构建方法,针对 BSAP 提出的 6 大战略任务及 20 个优先行动,构建了包含 41 个指标的评估指标体系,利用生物多样性评估政策工具平台对 BSAP 发布以来的实施进展进行综合评估(图 8、表 1)。



图 8 BSAP 进展评估界面

Fig. 8 Interface for BSAP progress assessment

3.2 BSAP 进展评估结果

评估结果采用五分法,即全部实现(100分)、有很大进展(>80~100分)、有较大进展(>60~80分)、有一定进展(>40~60分)和没有进展(0分)5个等级。综合评估结果显示,在6个战略任务中,战略任务三、六完全实现预期目标;战略任务一、五有很大进展;战略任务二、四的进度较慢,但依然有较大进展(图8)。

4 结论与展望

该研究通过生物多样性评估政策工具集成平台的搭建,旨在探索将各层次生物多样性保护目标纳入区域和行业发展规划与决策制定中,并通过数据可视化分析验证了多层次生物多样性保护目标设定的可行性。研究内容将为制定有效的生物多样性保护管理政策提供科学依据,未来在地方生物多样性保护领域具有广泛的应用和推广价值。

随着生物多样性信息学的蓬勃发展,生物多样

性大数据的挖掘及其应用已经成为国际生物多样性的热点问题和前沿内容。目前,生物多样性评估政策工具集成平台尚未建立完善的数据库系统,数据挖掘、政策效果分析、政策反馈等功能有待加强。结合当前生物多样性研究热点,生物多样性评估政策工具集成平台在今后的系统更新和升级中,应侧重以下几个方面的研究:(1)与其他业务系统进行数据对接,整合并集成现有的物种分布、自然保护地等数据资源,构建更加完善的数据库系统,充分挖掘多元数据,为生物多样性指标体系构建提供更全面的数据支撑,为生物多样性管理决策提供更准确的分析判断;(2)综合使用多种政策工具,在数据与分析结果的标准化、政策评估的简单化与规范化等方面加强研究,满足不同用户多个方面和不同层次的需求;(3)在实际应用中,不断引入新的方法,优化数据计算模型和可视化分析方法,完善平台模块功能开发,实现评估报告实时生成等功能,为用户提供更便捷的信息服务。

表 1 《江苏生物多样性保护战略与行动计划(2013—2030年)》实施进展评估指标体系

Table 1 《Jiangsu Biodiversity Conservation Strategy and Action Plan(2013—2030)》implementation progress assessment indicator system

优先领域	优先行动	指标体系
战略任务一:完善政策法规与管理体制	行动 1:制定有利于生物多样性保护和可持续利用的法规和政策体系	与生物多样性保护和可持续利用相关的部门规章数量 制定激励政策,取消不利于生物多样性保护的补贴政策
	行动 2:创新生物多样性保护的管理体制与机制	成立江苏省生物多样性保护委员会 是否建立生物遗传资源出入境管理制度和名录
	行动 3:将生物多样性保护与可持续利用纳入到部门和区域规划	是否建立评估监督机制 与生物多样性保护相关的部门规划与计划
	行动 4:制定和完善促进生物多样性保护的生态补偿机制	是否制定全省生态补偿政策
战略任务二:开展生物多样性调查、评估与监测	行动 5:开展生物遗传资源和相关传统知识的调查编目	生物遗传资源数量调查与编目 已记录的相关传统知识数量
	行动 6:开展生物多样性监测与评估	是否完成生物多样性本底调查 开展生物多样性本底调查的项目数量
战略任务三:提高生物多样性就地与迁地保护水平	行动 7:加强自然保护区网络体系建设	自然保护区资金投入 国家级风景名胜区总规编制情况
	行动 8:加强自然保护区规范化建设	实现规范化建设和管理的自然保护区数量 是否建立保护区社区共管模式
	行动 9:提升濒危野生动植物的保护能力	野生动植物人工繁育和野生放养基地数量 水产种质资源保护区数量
	行动 10:加强农业野生植物和乡土树种的原生境保护	农业野生植物原生境保护区(点)数量 乡土树种原生境保护区(点)数量
	行动 11:科学构建迁地保护体系建设	植物园及野生植物种源培育基地数量
	行动 12:建立和完善生物遗传资源保存体系	农作物种质资源库数量 畜禽遗传资源保存数量及资金投入 水产种质资源保护区数量 林木种质资源库保存量
战略任务四:推进生态建设与重点流域污染防治	行动 13:推进生态保护与建设工程	森林公园数量、新增造林面积及森林抚育面积 生态红线区规划情况 湿地自然保护区和保护小区数量、湿地修复面积以及自然湿地保护率 海洋生态环境保护相关工作进展 生态环境状况指数
	行动 14:推进江河湖海污染防治工程	开展污染防治的相关工作 地表水环境质量 主要水体水环境质量 主要水体水生生物多样性
战略任务五:加强生物安全管理和防范	行动 15:加强外来入侵生物调查、监测预警和防控	纳入外来入侵物种名录的外来入侵物种的数量
	行动 16:加强转基因生物安全检测和监测技术研究	是否建立转基因生物监控体系
	行动 17:加强生物物种资源和外来生物出入境查验体系建设	是否建立生物物种资源和外来生物出入境查验体系
战略任务六:加强宣传教育与公众参与	行动 18:加强生物多样性保护领域不同层次的人才培养	生物多样性(环境)保护领域专业设置及人才培养
	行动 19:加强生物多样性(环境)保护宣传和保护区管理质量	生物多样性(环境保护)宣传教育活动 不同年份环境网站访问人次
	行动 20:建立生物多样性(环境)保护公众参与机制	生物多样性保护(环境)相关信息公开数量 是否建立生物多样性(环境)保护公众参与机制

参考文献:

- [1] 徐海根,曹铭昌,吴军,等.中国生物多样性本底评估报告[M].北京:科学出版社,2013:4-5.[XU Hai-gen, CAO Ming-chang, WU Jun, *et al.* China Biodiversity Background Assessment Report [M]. Beijing: The Science Publishing Company, 2013: 4-5.]
- [2] CARDINALE B J, DUFFY J E, GONZALEZ A, *et al.* Biodiversity Loss and Its Impact on Humanity [J]. *Nature*, 2012, 486 (7401): 59-67.
- [3] PENNISI E. What Determines Species Diversity? [J]. *Science*, 2005, 309 (5731): 90.
- [4] 潘玉雪,田瑜,徐靖,等.IPBS 框架下生物多样性和生态系统服务情景和模型方法评估及对我国的影响[J].生物多样性, 2018, 26 (1): 89-95. [PAN Yu-xue, TIAN Yu, XU Jing, *et al.* Methodological Assessment on Scenarios and Models of Biodiversity and Ecosystem Services and Impacts on China within the IPBS Framework [J]. *Biodiversity Science*, 2018, 26 (1): 89-95.]
- [5] 曹铭昌,乐志芳,雷军成,等.全球生物多样性评估方法及研究进展[J].生态与农村环境学报, 2013, 29 (1): 8-16. [CAO Ming-chang, LE Zhi-fang, LEI Jun-cheng, *et al.* Approaches to Assessment of Global Biodiversity and Advancements in Their Researches [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2013, 29 (1): 8-16.]
- [6] 丁晖,秦卫华.生物多样性评估指标及其案例研究[M].北京:中国环境科学出版社, 2009: 6-7. [DING Hui, QIN Wei-hua. Biodiversity Assessment Indicator and Case Study [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2009: 6-7.]
- [7] 傅伯杰,于丹丹,吕楠.中国生物多样性与生态系统服务评估指标体系[J].生态学报, 2017, 37 (2): 341-348. [FU Bo-jie, YU Dan-dan, LÜ Nan, *et al.* An Indicator System for Biodiversity and Ecosystem Services Evaluation in China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37 (2): 341-348.]
- [8] 于丹丹,吕楠,傅伯杰.生物多样性与生态系统服务评估指标与方法[J].生态学报, 2017, 37 (2): 349-357. [YU Dan-dan, LÜ Nan, FU Bo-jie, *et al.* Indicator Systems and Methods for Evaluating Biodiversity and Ecosystem Services [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37 (2): 349-357.]
- [9] CBD. Global Biodiversity Outlook 5 [M]. Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2020: 132-133.
- [10] 高磊,王蕾,胡飞龙,等.农业生物多样性保护履约进展及对我国农业发展的启示[J].生物多样性, 2021, 29 (2): 177-183. [GAO Lei, WANG Lei, HU Fei-long, *et al.* Recent Progress of Agro-Biodiversity Conservation and Implications for Agricultural Development in China [J]. *Biodiversity Science*, 2021, 29 (2): 177-183.]
- [11] 张洁清,黄艺,黄和清,等.IPBS:生物多样性科学评估将成为政策决策的驱动因素[J].生态学报, 2016, 36 (6): 1793-1796. [ZHANG Jie-qing, HUANG Yi, HUANG He-qing, *et al.* IPBS: A Facilitator Enhancing the Impact of Scientific Assessment on Global Policy Decision on Biodiversity Protection [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36 (6): 1793-1796.]
- [12] JACK B K, KOUSKY C, SIMS K R. Designing Payments for Ecosystem Services: Lessons from Previous Experience with Incentive-Based Mechanisms [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105 (28): 9465-9470.
- [13] LOCKIE S. Market Instruments, Ecosystem Services, and Property Rights: Assumptions and Conditions for Sustained Social and Ecological Benefits [J]. *Land Use Policy*, 2013, 31: 90-98.
- [14] 侯焱臻,赵文武,刘焱序.自然衰退“史无前例”,物种灭绝率“加速”:IPBS 全球评估报告简述[J].生态学报, 2019, 39 (18): 371-377. [HOU Yan-zhen, ZHAO Wen-wu, LIU Yan-xu, *et al.* "Unprecedented" Natural Recession and "Accelerated" Species Extinction Rate: A Summary of the IPBS Global Assessment Report [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39 (18): 371-377.]
- [15] IPBS. IPBS Global Assessment Summary for Policymakers [EB/OL]. [2019-05-07]. <https://ipbes.net/news/ipbes-global-assessment-summary-policymakers-pdf>.
- [16] 栗忠飞,高吉喜.生物多样性评估方法的综述与评价[J].中国发展, 2018, 18 (2): 1-13. [LI Zhong-fei, GAO Ji-xi. A Review on Assessment Methods of Biodiversity [J]. *China Development*, 2018, 18 (2): 1-13.]
- [17] 戴蓉,吴翼.“爱知生物多样性目标”国家评估指标的对比研究及对策建议[J].生物多样性, 2017, 25 (11): 1161-1168. [DAI Rong, WU Yi. A Comparative Study on National Assessment Indicators for Aichi Biodiversity Targets and Relevant Countermeasures [J]. *Biodiversity Science*, 2017, 25 (11): 1161-1168.]
- [18] 生态环境部.中国履行《生物多样性公约》第六次国家报告[M].北京:中国环境科学出版集团, 2019: 56-59. [Ministry of Ecology and Environment. China's Sixth National Report on the Implementation of the Convention on Biological Diversity [M]. Beijing: China Environment Publishing Group, 2019: 56-59.]
- [19] 环境保护部,中共中央宣传部,外交部,等.中国生物多样性保护战略与行动计划(2011—2030)年[M].北京:中国环境科学出版社, 2011: 14-34. [Ministry of Environmental Protection, The Central Propaganda Department, Ministry of Foreign Affairs, *et al.* China National Biodiversity Conservation Strategy and Action Plan [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2011: 14-34.]

作者简介:童文君(1990—),女,河南信阳人,助理研究员,硕士,主要研究方向为生物多样性保护、评估和预警。E-mail: twj@nies.org

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0222

傅世锋, 吴海燕, 蔡晓琼. 厦门海域底栖生物多样性保护目标确定[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(10): 1264-1270.

FU Shi-feng, WU Hai-yan, CAI Xiao-qiong. Determination of the Benthic Biodiversity Protection Targets in Xiamen Sea Area[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1264-1270.

厦门海域底栖生物多样性保护目标确定

傅世锋^①, 吴海燕^①, 蔡晓琼 (自然资源部第三海洋研究所, 福建 厦门 361005)

摘要: 以厦门海域为研究对象, 基于填海造地、旅游娱乐、港口航运、渔业和工业 5 类用海类型共 14 种用海活动构建量化的近岸海域利用强度指数。根据 1980—2016 年海域利用强度和底栖生物多样性数据, 建立海域利用强度与底栖生物多样性之间的关系模型, 预测不同情景下厦门海域底栖生物多样性保护目标值。结果表明, 构建的海域利用强度指数与绝大部分底栖生物多样性指数呈显著负相关, 建立的指数基本可靠。底栖生物多样性指数中, 香农多样性指数 H' 与海域利用强度指数建立了显著相关的关系模型, 香农多样性指数主要受填海造地、捕捞和工业、生活污水的排放影响。“趋势情景”“规划情景”和“优化情景”下, 2035 年厦门海域底栖生物平均香农多样性指数分别为 2.88、3.14 和 3.06。2035 年厦门海域生物多样性保护指标宜设为底栖生物香农多样性指数不低于 3.06, 应加强西海域和九龙江河口的生物多样性保护和生态修复。

关键词: 底栖生物; 厦门海域; 生物多样性; 海域利用强度; 保护目标

中图分类号: X176 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1264-07

Determination of the Benthic Biodiversity Protection Targets in Xiamen Sea Area. FU Shi-feng, WU Hai-yan^①, CAI Xiao-qiong (Third Institute of Oceanography, Ministry of Natural Resources, Xiamen 361005, China)

Abstract: Taking Xiamen Sea area as research area, this study designed a quantitative sea area utilization intensity index based on 14 sea use activities of 5 sea use types, including land reclamation, tourism and recreation, port and shipping, fishery and industry. According to the sea area utilization intensity and benthic biodiversity data from 1980 to 2016, the relationship model between sea area utilization intensity index and benthic biodiversity was established to predict the benthic biodiversity protection targets under different scenarios. The results show that the sea area utilization intensity index was significantly negatively correlated with most of the benthic biodiversity indices, which indicate that the designed index is reliable. Among the benthic biodiversity indices, the Shannon diversity index H' was found a significant relationship model with the sea area utilization intensity index by using multiple regression analysis, and was mainly affected by reclamation, fishing, and industrial and domestic sewage discharge. Under the “trend scenario”, “planning scenario” and “optimal scenario”, the average benthic H' in Xiamen Sea area in 2035 will be 2.88, 3.14 and 3.06, respectively. In 2035, the biodiversity conservation target in Xiamen Sea area should be set as the benthic H' not less than 3.06, and biodiversity conservation and ecological restoration should be strengthened in the Western Sea area and the Jiulong River estuary.

Key words: benthos; Xiamen Sea area; biodiversity; sea area utilization intensity; protection target

在海洋生态环境保护规划中, 生态环境保护目标的设定是非常重要的工作。在目前的规划目标指标体系中, 大多强调水质指标、入海污染物的控制指标等, 对生态保护尤其是生物多样性保护的目标则鲜有体现。水质、入海污染物控制指标只能对排污、具体的开发利用活动进行约束, 但是无法从海域整体的角度给予海洋生态保护的管理决策和建议。从海域整体的角度综合评价海域利用强度, 了解海洋生态系统承受的总压力, 研究海域利用强度与生物多样性的关系, 才能预测不同情景下海

洋生物多样性的变化趋势, 采取相应的保护和管理措施, 来更好地保护海洋生物多样性^[1]。

相对于其他生物, 底栖生物对逆境的逃避相对迟缓, 受环境影响更为深刻, 大型底栖生物被认为是海洋生态系统有力的指示生物, 能够响应多种类

收稿日期: 2021-04-12

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507205); 国家自然科学基金(41506125, 52078445)

① 通信作者 E-mail: wuhaiyan@tio.org.cn

型的人为扰动^[2-4]。因此,该研究尝试以厦门海域为研究对象,以底栖生物为指示生物,通过构建近岸海域利用强度指数,建立海域利用强度与底栖生物多样性之间的关系模型,预测未来不同海域利用情景下底栖生物多样性的目标值。研究结果能够为相关规划中海洋生态保护目标的设定、相关保护和管理措施建议提供科学依据;以期解决在确定生态保护目标时,人为主观因素导致误差较大的问题,提高生态保护目标的客观性和准确性。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

厦门海域地处福建省东南部、台湾海峡西南向。海域面积约 355 km²,大部分水深 5~20 m,西

部有福建省第二大河流——九龙江注入。从空间上一般划分为九龙江口、西海域、东部海域、南部海域、同安湾和大嶝海域共 6 个区块(图 1)。厦门海域利用经历了 4 个阶段:1980—1990 年代表基本未开发阶段,该阶段厦门海域利用活动主要是传统的水产养殖;2005—2007 年为厦门海湾型城市建设的开始阶段,利用强度相对较低,主要为集中在西海域、同安湾、九龙江口附近海域的填海造地;2009—2012 年厦门市提出“以港立市”概念,在西海域、同安湾等海域大力实施清淤整治工程,保障港口发展;2013—2016 年为厦门海湾型城市建设的优化发展阶段,海域利用程度大大降低,开发利用活动主要为大嶝海域的填海造地。

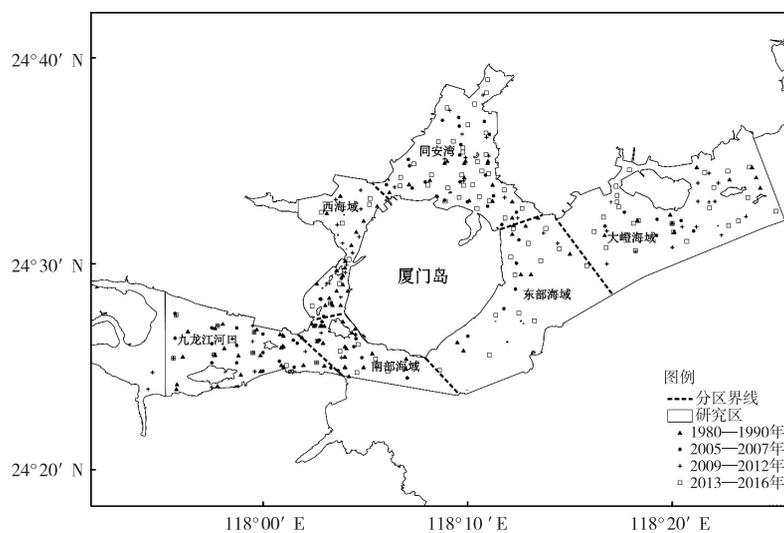


图 1 研究区地理位置及底栖生物多样性监测站点分布

Fig. 1 The location of study area and the distribution of benthic biodiversity sampling stations

1.2 海域利用强度指数构建

参考国内外相关研究,选择围填海、旅游娱乐、港口航运、渔业和工业 5 类用海方式共 14 种用海活动(表 1)作为典型的近岸海域利用方式。收集、统计和分析特定时期内 14 种用海活动的数据,对每种海域利用活动进行 0~3 级的定量化评价;0 代表未受到该种海域利用活动的干扰;1 代表受到该种海域利用活动的轻度干扰;2 代表受到该种海域利用活动的中度干扰;3 代表受到该种海域利用活动的强烈干扰^[5]。海域利用强度指数的计算公式为

$$P_j = \sum_{i=1}^{14} P_i / S_j \quad (1)$$

式(1)中, P_j 为第 j 个区块的海域利用强度指数; P_i 为第 j 个区块第 i 种开发利用活动的强度值; S_j 为第

j 个区块的面积,km²。

$$P_1 = \sum_{j=1}^6 (P_j \times S_j / S_1) \quad (2)$$

式(2)中, P_1 为研究区总海域利用强度指数; S_1 为研究区总面积,km²。

1.3 底栖生物多样性表征

收集 4 个阶段 324 组底栖生物多样性数据^[6],底栖生物多样性采用物种数(S)、生物量(W)、栖息密度(D)、香农多样性指数(H')、丰富度指数(d)和均匀度指数(J)来表征,计算公式分别为

$$H' = - \sum_{i=1}^n (n_i / N) \times \log_2 (n_i / N) \quad (3)$$

$$d = (S - 1) / \log_2 N \quad (4)$$

$$J = H' / \log_2 S \quad (5)$$

式(3)~(5)中, n_i 为第 i 种底栖生物的个体丰度; N 为所有物种总个体丰度。

研究区总体香农多样性指数 H_1' 的计算公式为

$$H_1' = \sum_{j=1}^6 H_j \times S_j / S_1 \quad (6)$$

厦门海域多年底栖生物多样性变化情况见表2。

1.4 生物多样性保护情景设计

通过收集社会经济发展、海域利用、生态环境和海洋生物多样性保护等方面的数据资料, 结合与海洋生物多样性保护相关的海洋政策、规划和保护目标, 建立分别基于“趋势情景”“规划情景”以及“优化情景”下, 不同海域利用强度和保护目标的海洋生物多样性情景设计方案, 构建厦门海域底栖生物多样性保护情景。

“趋势情景”是根据研究区过去海域利用强度的变化, 推断2035年海域利用格局的变化趋势。该情景假设对现有的海域利用方式不做任何改进, 按照现有的人类对海洋生态保护不作为的趋势发展下

去, 围填海的趋势没有遏制, 污水收集率、处理率没有提高, 污水排放量按照城市化速率持续增加, 预测到2035年厦门海域的利用强度。

表1 海域利用类型界定

Table 1 Definition of sea area utilization types

序号	用海类型	开发利用活动
1	围填海	填海造地
2	旅游娱乐	海上旅游娱乐、海上运动
3	港口航运	港口码头 航道锚地
4	渔业	开放式养殖 围海养殖 捕捞
5	工业	盐田 油气开采 船舶(制造、修理) 工业废水、生活污水排放 风电 热电、核电温排水 采矿(采砂)

表2 1980—2016年厦门海域底栖生物多样性

Table 2 The benthic biodiversity of Xiamen Sea area during 1980—2016

海域	年份	物种数/ (种·m ⁻²)	香农多样性 指数 H'	丰富度指数 d	均匀度指数 J	栖息密度/ (个·m ⁻²)	生物量/ (g·m ⁻²)
西海域	1980—1990	14.87	2.71	2.18	0.76	818.22	83.20
	2005—2007	14.33	2.57	1.65	0.7	330.00	16.62
	2009—2012	19.73	2.71	2.08	0.67	585.00	25.78
	2013—2016	23.88	3.12	2.95	0.70	377.00	30.73
九龙江口	1980—1990	10.84	2.65	1.68	0.79	414.87	59.52
	2005—2007	12.20	1.86	1.45	0.57	295.00	56.56
	2009—2012	15.24	1.58	1.65	0.42	515.18	35.09
	2013—2016	19.38	2.79	2.50	0.67	366.88	11.04
南部海域	1980—1990	8.41	2.73	1.51	0.97	174.15	61.78
	2005—2007	18.27	1.91	2.05	0.47	453.55	47.46
	2009—2012	16.57	2.61	1.90	0.68	270.00	11.46
	2013—2016	32.00	3.64	3.86	0.74	686.33	21.98
东部海域	1980—1990	15.50	3.98	2.71	1.07	217.63	57.50
	2005—2007	37.40	3.78	5.65	0.73	87.00	
	2009—2012	38.00	3.83	3.96	0.74	670.00	22.00
	2013—2016	29.80	4.22	3.47	0.88	403.20	21.28
大嶼海域	1980—1990	11.28	4.55	1.95	1.37	238.80	62.85
	2005—2007	37.33	2.84	5.45	0.55	123.67	39.70
	2009—2012	34.80	4.06	3.58	0.84	818.67	31.64
	2013—2016	28.96	3.61	3.16	0.75	870.87	45.05
同安湾	1980—1990	18.48	2.96	2.65	0.74	1 641.53	152.64
	2005—2007	33.50	2.73	3.60	0.55	658.00	15.29
	2009—2012	10.60	1.45	1.27	0.41	452.70	79.92
	2013—2016	22.47	3.05	2.40	0.69	716.44	138.33

“规划情景”是基于国家、福建省、厦门市政府

对污染排放、产业布局、保护区建设、滨海湿地修

复、生态红线划定等所制定的规划目标能够实现的情况下,预测到 2035 年厦门海域的利用强度。

“优化情景”是根据政府部门规划目标之间的冲突分析以及其他地区案例研究所取得的经验,在既能实现地区经济发展目标,又能完成生态系统服务的优化目标情况下,预测到 2035 年厦门海域的利用强度。

1.5 统计分析

采用 SPSS 软件,选用多元线性回归分析(为消除不同海域利用强度类型的多重相关性,采用逐步回归法),计算各区块底栖生物多样性与不同海域利用类型强度(P_j)之间的定量关系:

$$X = a_0 + a_1P_1 + a_2P_2 + \dots + a_iP_i \quad (7)$$

式(7)中, X 为生物多样性指数; P_i 为区块第 i 种海域利用活动的强度; a_i 为回归方程的回归系数,表示生物多样性指数与开发利用活动强度的定量关系。

2 结果与分析

2.1 厦门海域利用强度的时空变化

由表 3 可知,厦门湾利用强度呈现显著的时空差异。空间上,西海域、九龙江河口是海域利用强度最高的区域;时间上,厦门所有海域的海域利用强度均在 2019—2012 年达到最大值。

表 3 厦门海域利用强度的时空变化

Table 3 The spatial and temporal variation of sea area utilization intensity index in Xiamen Sea area

海域	不同年份海域利用强度指数			
	1980—1990	2005—2007	2009—2012	2013—2016
西海域	0.230 0	0.303 5	0.286 5	0.262 6
九龙江口	0.183 1	0.324 1	0.370 4	0.303 2
南部海域	0.153 1	0.204 1	0.260 8	0.234 7
东部海域	0.043 6	0.052 3	0.079 4	0.070 7
大嶝海域	0.042 3	0.054 4	0.068 6	0.072 1
同安湾	0.082 0	0.092 9	0.100 6	0.078 6
厦门海域	0.078 1	0.115 7	0.144 3	0.129 7

Person 相关性分析表明,海域利用强度指数与所有底栖生物多样性指数呈负相关,其中与物种数、 H' 、 d 和 J 呈显著负相关(表 4),表明该研究建立的海域利用强度指数基本可靠。

2.2 多元线性回归模型分析

根据多元线性回归模型,对香农多样性指数(H')与海域利用强度(P)建立显著相关的关系模型(调整 $R^2 = 0.47$): $H' = 3.948 - 14.92P_{填} - 15.06P_{捕} - 16.43P_{废}$ 。由关系模型可见, H' 主要受填海造地、捕捞和工业、生活污水的排放影响。该研究的

底栖生物多样性预测主要针对 H' 进行。

表 4 海域利用强度指数和底栖生物多样性指数的相关性分析

Table 4 Correlation analysis between sea area utilization intensity index and benthic biodiversity indices

生物多样性指数	相关系数 r	显著性水平 P
物种数	-0.424	0.039 *
香农多样性指数 H'	-0.612	0.001 **
丰富度指数 d	-0.513	0.010 *
均匀度指数 J	-0.425	0.038 *
栖息密度	-0.121	0.573
生物量	-0.344	0.108

* 表示相关性显著; ** 表示相关性极显著。

2.3 厦门海域底栖生物多样性预测

2.3.1 趋势情景

厦门海域 1990、2007、2012、2016 年的海域利用强度指数表明,厦门海域的海域利用强度在 2009—2012 年达到最大值,2013—2016 年厦门海湾型城市建设进入优化发展阶段,开发利用活动程度大大降低,利用强度指数出现下降趋势,海域利用主要集中在大嶝海域的填海造地和港口航运的持续发展,此外还有城市化规模不断扩大情况下向海域的污水排放量增长。

在现有的利用强度背景下,到 2035 年,厦门海域的利用强度见表 5。根据预测模型,“趋势情景”下,2035 年厦门海域底栖生物平均香农多样性指数 H' 为 2.88 (表 6)。

2.3.2 “规划情景”

根据表 7 的相关规划,到 2035 年,厦门海域包括滩涂养殖和海水养殖的养殖业全部退出,仅保留藻类(紫菜、海带)养殖,研究区整体养殖利用强度均为 0;与此同时,同安湾、大嶝海域和东部海域的捕捞压力会有所增加。西海域的东渡港区、九龙江口的海沧港区和招银港区为厦门港的重要港区,海域港口码头利用会保持高强度,而位于东部海域和大嶝海域连接处的翔安港区则为一般港区,海域利用强度相对较低。大嶝海域围填海完成后,将形成厦门翔安临空产业区,服务厦门新机场。到 2035 年,新机场以及周边产业区投入使用后,向周边海域排污的压力及海上运输压力会明显增加。到 2035 年,海水水质达标率达 75%,主要通过淘汰落后的高排污产能、提高城镇污水纳管率等方式来减少入海污染,排放入海的工业废水和生活污水量会大大减少。由此,2035 年“规划情景”下厦门海域各区域的海域利用强度指数计算结果见表 8。根据预

测模型,“规划情景”下,2035 年厦门海域底栖生物 平均香农多样性指数 H' 为 3.14。

表 5 “趋势情景”下厦门海域 2035 年的海域利用强度

Table 5 Prediction of the utilization intensity of Xiamen Sea area in 2035 under the "Trend Scenario"

用海类型	开发利用活动	西海域	九龙江口	南部海域	东部海域	大嶼海域	同安湾
围填海	填海造地	0	0	0	0	2	0
旅游娱乐用海	海上旅游娱乐、运动	1	1	3	2	1	1
港口航运	港口码头	3	3	1	1	1	1
	航道锚地	3	2	3	1	1	0
渔业用海	围海养殖	2	0	0	0	1	1
	捕捞	1	2	1	2	3	3
工业	船舶(制造、修理)	0	0	0	0	1	1
	工业废水、生活污水	3	3	1	2	1	3

部分未列出的指标表示没有相应的海域利用活动,强度为 0。

表 6 不同情景下厦门海域底栖生物香农多样性指数 (H') 预测

Table 6 Prediction of benthic Shannon diversity index (H') of Xiamen Sea area under different scenarios

海域	基线情景	“趋势情景”	“规划情景”	“优化情景”
西海域	3.12	2.41	3.20	2.80
九龙江口	2.79	2.10	2.45	2.10
南部海域	3.64	3.13	3.13	3.13
东部海域	4.22	3.39	3.54	3.54
大嶼海域	3.61	3.35	3.44	3.54
同安湾	3.05	2.89	3.07	3.24
厦门海域	3.41	2.88	3.14	3.06

2.3.3 “优化情景”

厦门海域 2016 年以后仅有大嶼海域的填海造地工程,实际施工时间截至 2020 年。研究表明,大嶼海域围填海造成的生物多样性下降趋势在围填海一年后就已停止并保持稳定,在 2020 年围填海结束前,区域总物种数已经恢复到围填海前的水平^[3]。因此,“优化情景”下,到 2035 年,大嶼海域围填海对生物多样性的影响已经恢复,可以不考虑填海造地活动造成的影响。捕捞活动在厦门海域

的分布并不均匀,且随着各区域发展趋势的变化会产生明显的改变。厦门海域的捕捞活动主要分布在同安湾、大嶼海域和东部海域。同安湾的发展方向主要为休闲旅游观光,并且早已禁止养殖,捕捞的压力预测变化不大。而大嶼海域的发展方向变化较大,未来 10 a,大嶼海域的发展主要围绕机场及机场服务业,当地居民的就业机会将会大大增加,且大嶼海域仍然可以进行藻类养殖,因此捕捞的压力预测将会降低。目前厦门正在抓紧建设污水处理厂,提高污水纳管率,鉴于厦门海域目前仍然存在大量污水直排海的现象,且受到上游九龙江入海河流的影响,污水处理厂建设周期也较长,厦门 2020 年底未实现污水直排入海基本杜绝、城镇和农村污水收集处理率达 95% 的目标,到 2035 年近岸海域功能区水质达标率达 75% 以上的目标也具有较大的不确定性。因此,“优化情景”下,工业废水和生活污水的排放强度略高于“规划情景”。综上,“优化情景”下,厦门海域 2035 年的海域利用强度见表 9。根据预测模型,“优化情景”下,2035 年厦门海域底栖生物香农多样性指数 H' 为 3.06。

表 7 厦门海域“规划情景”相关背景

Table 7 Backgrounds related to "Planning Scenario" of Xiamen Sea area

相关规划	规划目标
《厦门港总体规划(2017—2035 年)》	将东渡、海沧、招银、后石和古雷 5 个港区确定为厦门港的重要港区,翔安、石码、东山、诏安 4 个港区为一般性港区
《厦门市水污染防治行动计划实施方案》	到 2035 年,近岸海域功能区水质达标率达 75% 以上
《厦门市养殖水域滩涂规划(2018—2035 年)》	海水部分共划定禁养区 6 个,厦门市海域全部划为禁养区
《厦门市产业空间布局指引》(厦发改产业[2017]296 号)	厦门翔安临空产业产业区总用地约 7 900 hm ² ,构建现代化综合交通运输体系,建设国家综合交通枢纽,初步建成东南国际航运中心,积极探索建设国际物流中心,集装箱吞吐量达到 1 300 万标箱,空港旅客年吞吐量达 2 900 万人次。全市城镇和农村污水收集处理率达 95%,垃圾无害化处理率达 100%
《福建省贯彻落实中央生态环境保护督察报告整改方案》	加强生活污水处理设施和管网建设,按期完成入海排污口排查整治。2020 年底前,污水直排入海基本杜绝;2022 年底前,近岸海域水质达到国家考核要求

表 8 “规划情景”下厦门海域 2035 年的海域利用强度

Table 8 Prediction of utilization intensity of Xiamen Sea area in 2035 under "Planning Scenario"

用海类型	开发利用活动	西海域	九龙江口	南部海域	东部海域	大嶝海域	同安湾
围填海	填海造地	0	0	0	0	0	0
旅游娱乐	海上旅游娱乐、运动	1	1	3	2	1	1
港口航运	港口码头	3	3	1	1	2	1
	航道锚地	3	2	3	1	1	1
渔业	围海养殖	0	0	0	0	0	0
	捕捞	1	2	1	2	2	2
工业	船舶(制造、修理)	0	0	0	0	1	1
	工业废水、生活污水	2	3	1	1	2	2

部分未列出的指标表示没有相应的海域利用活动,强度为 0。

表 9 “优化情景”下厦门海域 2035 年的海域利用强度

Table 9 Prediction of utilization intensity of Xiamen Sea area in 2035 under "Optimal Scenario"

用海类型	开发利用活动	西海域	九龙江口	南部海域	东部海域	大嶝海域	同安湾
围填海	填海造地	0	0	0	0	0	0
旅游娱乐	海上旅游娱乐、运动	1	1	2	1	1	1
港口航运	港口码头	3	2	2	1	2	2
	航道锚地	2	3	2	1	1	1
渔业	围海养殖	0	0	0	0	0	0
	捕捞	1	1	1	2	2	2
工业	船舶(制造、修理)	0	0	0	0	1	1
	工业废水、生活污水	1	3	1	1	2	1

部分未列出的指标表示没有相应的海域利用活动,强度为 0。

3 讨论与结论

目前国内外对海域利用强度的定量化评价已经开展了一些研究^[5,7-12],主要是采取定性和定量的方法,结合遥感技术手段实现海域利用强度评价。该研究在国内外研究的基础上建立海域利用强度定量化评价方法,简单易行,具有较强的适用性。

相对于其他生态系统^[13-14],海洋生物多样性保护目标的研究还很少。底栖生物是海洋生态系统公认的指示生物。相对于构建复杂的海洋生物多样性评价体系,以设定底栖生物多样性保护目标来表征海洋生态系统多样性具有较强的可操作性。香农多样性指数是我国生物多样性的常规评价指标,能够客观评价福建近岸海域底栖生物的生态质量状况^[15]。该研究中,厦门海域 2035 年底栖生物多样性保护指标宜为底栖生物香农多样性指数不低于 3.06。尽管如此,由于受自然条件和海域利用强度的双重影响,厦门海域的底栖生物多样性状况在不同情景下区域差异较大。因此,在制定厦门海域生物多样性保护目标时,应考虑区域差异,加强

利用强度较高以及生物多样性较低的海域(西海域和九龙江河口)的生态保护和修复。

参考文献:

- [1] 于海燕,李新正,李宝泉,等.胶州湾大型底栖动物生物多样性现状[J].生态学报,2006,26(2):416-422. [YU Hai-yan, LI Xin-zheng, LI Bao-quan, et al. The Species Diversity of Macrobenthic Fauna in Jiaozhou Bay [J]. Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(2): 416-422.]
- [2] BORJA Á, MARÍN S L, MUXIKA I, et al. Is There a Possibility of Ranking Benthic Quality Assessment Indices to Select the Most Responsive to Different Human Pressures? [J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 97(1/2): 85-94.
- [3] BLANCHET H, LAVESQUE N, RUELLET T, et al. Use of Biotic Indices in Semi-Enclosed Coastal Ecosystems and Transitional Waters Habitats: Implications for the Implementation of the European Water Framework Directive [J]. Ecological Indicators, 2008, 8(4): 360-372.
- [4] MEDEIROS J P, CHAVES M L, SILVA G, et al. Benthic Condition in Low Salinity Areas of the Mira Estuary (Portugal): Lessons Learnt from Freshwater and Marine Assessment Tools [J]. Ecological Indicators, 2012, 19: 79-88.
- [5] BORJA A, BARBONE E, BASSET A, et al. Response of Single Benthic Metrics and Multi-Metric Methods to Anthropogenic Pressure Gradients, in Five Distinct European Coastal and Transitional

- Ecosystems[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62(3): 499-513.
- [6] WU H Y, FU S F, WU J, *et al.* Spatiotemporal Variation of Benthic Biodiversity under Persistent and Extreme Human Disturbances in the Xiamen Sea Area, China [J]. *Ocean & Coastal Management*, 2021, 207: 105556.
- [7] Marine Strategy Framework Directive. Establishing a Framework for Community Action in the Field of Marine Environmental Policy [Z]. [s. l.]: Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council, 2008.
- [8] 张晓霞, 陶平, 程嘉熠, 等. 海岛近岸海域资源环境承载能力评价及其应用[J]. *环境科学研究*, 2016, 29(11): 1725-1734. [ZHANG Xiao-xia, TAO Ping, CHENG Jia-yi, *et al.* Method and Application of Resource and Environment Carrying Capacity Assessment for Island Offshore Sea Areas [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2016, 29(11): 1725-1734.]
- [9] 刘百桥, 赵建华. 海域使用遥感分类体系设计研究[J]. *海洋开发与管理*, 2014(6): 20-24.
- [10] 索安宁, 赵冬至, 张丰收, 等. 海域使用格局卫星遥感监测与评价; 以葫芦岛试验区为例[J]. *海洋通报*, 2010, 29(1): 6-11. [SUO An-ning, ZHAO Dong-zhi, ZHANG Feng-shou, *et al.* Monitoring and Assessment of Sea Area Use Spatial Pattern by Satellite Remote Sensing: A Case Study in Huludao Test Region [J]. *Marine Science Bulletin*, 2010, 29(1): 6-11.]
- [11] 柯丽娜, 韩旭, 韩增林, 等. 基于生态系统管理理论的海域集约利用评价: 以河北沿海地级市为例[J]. *生态学报*, 2017, 37(22): 7453-7462. [KE Li-na, HAN Xu, HAN Zeng-lin, *et al.* Evaluation on the Intensive Utilization of Sea Area Based on Ecosystem Management Theory: A Case Study on Coastal Cities of Hebei Province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(22): 7453-7462.]
- [12] 朱寿琴. 海洋功能区划方案的协调-保护评估体系及其应用 [D]. 厦门: 厦门大学, 2017. [ZHU Shou-qin. The Compatibility-Protection Evaluation System and Its Application in Marine Function Zoning [D]. Xiamen: Xiamen University, 2017.]
- [13] 梁珂, 徐志侠, 褚敏, 等. 一种生态保护目标的确定方法[J]. *中国农村水利水电*, 2019(11): 90-93. [LIANG Ke, XU Zhi-xia, CHU Min, *et al.* A Method of Determining Ecological Protection Objectives [J]. *China Rural Water and Hydropower*, 2019(11): 90-93.]
- [14] 樊自立, 徐海量, 傅苾仪, 等. 塔里木河下游生态保护目标和措施[J]. *中国沙漠*, 2013, 33(4): 1191-1197. [FAN Zi-li, XU Hai-liang, FU Jin-yi, *et al.* Ecological Protection Objects and Restoration Measures in the Lower Reaches of Tarim River [J]. *Journal of Desert Research*, 2013, 33(4): 1191-1197.]
- [15] 吴海燕, 傅世锋, 蔡晓琼, 等. 不同底栖生物指数在福建省近岸海域的适用性[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(6): 2051-2058. [WU Hai-yan, FU Shi-feng, CAI Xiao-qiong, *et al.* Suitability of Various Benthic Biotic Indices in Assessing the Coastal Ecological Quality in Fujian Province, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(6): 2051-2058.]

作者简介: 傅世锋 (1981—), 男, 福建仙游人, 高级工程师, 硕士, 主要研究方向为海洋规划与管理。E-mail: fushifeng@tio.org.cn

(责任编辑: 许 素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0150

丰思捷,陈宝雄,刘云慧.农区土地利用强度变化对生物多样性的影响[J].生态与农村环境学报,2021,37(10):1271-1280.

FENG Si-jie, CHEN Bao-xiong, LIU Yun-hui. Effects of Land Use Intensity Change on Biodiversity in Agricultural Areas[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1271-1280.

农区土地利用强度变化对生物多样性的影响

丰思捷¹, 陈宝雄², 刘云慧^{1,3}① (1. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193; 2. 农业农村部农业生态与资源保护总站, 北京 100125; 3. 中国农业大学生物多样性与有机农业北京市重点实验室, 北京 100193)

摘要: 农业集约化引起的景观变化是导致农业景观生物多样性丧失的重要原因, 为评估农业景观结构变化对物种多样性的影响, 探索生物多样性未来的变化趋势, 研究基于 Meta 分析 (Meta-Analysis) 构建我国农区不同土地利用强度的生物多样性数据库, 收集了来自全国 298 个农业景观样地的 15 042 条物种记录。依据线性混合效应模型构建我国农区土地利用强度-生物多样性关系模型, 并以浙江省为例, 结合浙江省退耕还林、生态农业发展等土地利用政策和规划, 基于 Dyna-CLUE 模型模拟不同情景下土地利用的空间分布, 将土地利用空间分布模拟和土地利用强度-生物多样性关系模型结果输入 Flus-Biodiversity 模型, 从而模拟典型农区生物多样性的空间分布格局, 提出浙江省农田生物多样性保护目标优化方案。Meta 分析显示, 无论在景观尺度还是局部管理尺度上, 随着农田土地利用强度的增加, 生物多样性均呈显著下降趋势。情景模拟发现, 在所有情景中生物多样性都呈下降趋势, 其中生态保育情景下降幅度最小, 将常规农田转换为生态农田时生物多样性有所提高。因此, 为进一步保护多样性、提升生态系统服务、改善生态环境, 一方面应尽量保护农田周围的自然和半自然生境, 以减少土地利用改变对农业生物多样性的破坏; 其次, 适当增加农业景观中的半自然生境, 如人工林等, 构建合理的农业景观格局; 第三, 适度推动有机管理或生态管理, 合理化减少化肥和农药的施用, 有利于区域生物多样性的保护; 第四, 在保证耕地红线的前提下, 应深入推进退耕还林政策, 严格限制生态功能区的土地开发, 同时注重生物多样性完整性损失严重区域的保护。

关键词: 农区土地利用强度; 物种多样性; 生物多样性; 情景模拟

中图分类号: X176 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1271-10

Effects of Land Use Intensity Change on Biodiversity in Agricultural Areas. FENG Si-jie¹, CHEN Bao-xiong², LIU Yun-hui^{1,3}① (1. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. Rural Energy and Environment Agency, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100125, China; 3. Beijing Key Laboratory of Biodiversity and Organic Farming, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: Landscape change resulted from agricultural intensification is an important driver for the loss of biodiversity in agricultural landscape. In order to assess the impacts of agricultural landscape structure change on species diversity and explore future trends in the change of biodiversity, a biodiversity database with dataset from 298 farmland plots with different landuse intensity across the country has been established and a total of 15 042 species records were collected. Then, based on Meta-Analysis, a farmland landuse intensities-biodiversity relationship model using linear mixed effect model was built; Taking Zhejiang Province as a case, the spatial distribution of land-use was simulated by using Dyna-CLUE model under different scenarios combining with land-use policies and plannings of Zhejiang Province, such as returning farmland to forest, and converting conventional farming to ecological farming, etc.; Finally, the simulated land use spatial distribution and the land use intensity-biodiversity relationship model were combined as inputs of the Flus-Biodiversity model to predict the spatial distribution pattern of biodiversity in typical agricultural areas, and an optimized planning for the farm land biodiversity conservation in Zhejiang Province was proposed. The results of meta-analysis show that biodiversity decreased significantly with the increase of landuse intensity at both landscape and local management scales. Biodiversity decreased in all scenarios with the lowest decrease in the ecological conservation scenario, while biodiversity increased when convention-

收稿日期: 2021-03-15

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507204)

① 通信作者 E-mail: liuyh@cau.edu.cn

al farmland was converted to ecological farmland. In conclusion, in order to improve the biodiversity conservation, enhance the ecosystem services, and restore the ecological environment, firstly, the natural and semi-natural habitats surrounding farmland should be protected as much as possible to reduce the impact of land use changes on agricultural biodiversity. Secondly, it is also essential to increase semi-natural habitats such as plantations in agricultural landscapes to optimize the agricultural landscape pattern. Thirdly, to develop organic farming or ecological farming, which calls for reducing the application of chemical fertilizers and pesticides, is also critical to the improvement of regional conservation of biodiversity; Finally, under the premise of ensuring the red line of cultivated land, the policy of returning farmland to forests should be further promoted and land development in ecological function reserves should be more strictly restricted. Meanwhile, attention should be paid to protect the areas suffering from serious loss of biodiversity intactness.

Key words: farmland land use intensity; species diversity; biodiversity; scenario simulation

农业景观生物多样性是全球生物多样性的的重要组成部分。农业景观占陆地面积的比例超过 37%^[1],是人类粮食的重要生产基地,同时维持着相当比例的生物多样性以及濒危物种,在生物多样性保护中具有重要意义^[2]。但是,随着全球人口的增加,现代集约化农业的发展以及农药化学品的广泛应用加剧了生态环境的恶化,也导致了农业景观的急剧变化(包括土地利用改变带来的景观格局简化、景观破碎化以及自然、半自然生境丧失),从而造成农业景观生物多样性快速下降,直接威胁农业可持续发展^[3],而这种状况在发展中国家尤为严重^[4]。因此,研究农业景观中土地利用强度与生物多样性的关系,对于减缓生物多样性的下降趋势具有重要意义。目前,国内在田块尺度上关于农区土地利用强度与生物多样性的关系研究取得一定进展^[5-6]。然而,在区域尺度上系统性探讨农田生物多样性、生态系统服务/功能对土地利用强度响应的研究较少。此外,虽然国际上目前建立了全球尺度的土地利用强度-生物多样性数据库^[7],但关于我国农区生物多样性的数据较少。因此,构建基于农区利用强度的生物多样性数据库,综合量化分析土地利用强度对农区生物多样性的影响至关重要。

情景和模型是评估未来社会经济发展状况对生物多样性影响的重要工具^[8],情景是未来人类活动及其引起的环境变化的所有可能发展模式的定性或定量描述。通过模型模拟不同情景下生物多样性的变化情况^[9],从而提出相应的保护措施,对于评估环境变化对物种多样性的影响、制定合理的生物多样性保护战略、保障可持续发展具有重要意义。近年来,全球主要情景包括共享社会经济路径(Shared Socioeconomic Pathways, SSPs)、代表浓度路径(Representative Concentration Pathways, RCPs)等^[10],主要模型包括种-面积关系模型、基于生态位的模型等^[11]。研究通常将情景与全球生物多样性

评估模型(Global Biodiversity Assessment, GLOBIO)、全球环境综合评估模型(Integrated Model to Assess the Global Environment, IMAGE)、FLUS 模型(Future Land Uses Simulation)、CLUE 模型(The Conversion of Land Use and Its Effects)等耦合,从而分析全球生物多样性及其驱动力的未来可能变化^[12-13]。但是,多数情景和模型分辨率较低,未能有效处理区域驱动力和跨尺度问题,存在较大的不确定性^[14]。此外,目前研究很少关注受人类干扰影响最大的农田景观生物多样性的情景分析,因而不适于指导区域制定合理的土地利用管理策略。

该研究基于文献收集数据和实验数据,建立我国农区生物多样性数据库,通过 Meta 分析(Meta-Analysis)研究农业景观中土地利用强度对生物多样性的影响,构建农区土地利用强度-生物多样性关系模型,并依据社会经济发展、土地利用、生态环境和生物多样性保护等方面的数据资料,结合与农区土地利用相关的区域政策、规划和保护目标设计土地利用情景,从而对未来浙江省的生物多样性变化趋势进行评估,为制定科学合理的农业生物多样性保护目标奠定研究基础。

1 研究方法

通过 Web of Science 网站和中国知网(CNKI)检索农区土地利用类型与物种多度的相关文献,提取文献数据,结合浙江、山东等 11 个省份的野外采样数据,构建我国农区不同土地利用强度的生物多样性数据库。基于数据库数据,计算不同土地利用强度的平均物种多度指数,通过 Meta 分析评估农区土地利用变化对生物多样性的影响。依据线性混合效应模型构建土地利用强度-生物多样性关系模型。结合浙江省的土地利用政策和规划,建立 3 套基于农区的土地利用情景方案,通过 Flus-Biodiversity 模型模拟不同情景下浙江省生物多样性的空间分布格局,提出浙江省农区生物多样性保护

目标优化方案。

1.1 农区生物多样性数据库建设

1.1.1 数据采集

在文献数据收集方面,通过 Web of Science 和 CNKI 网站,基于关键词检索农区土地利用类型和物种多度相关的文献,利用 NoteExpress 进行查重,去掉重复文献,最后进行人工筛选(图 1)。主要筛选规则如下:

- (1) 限于国内农田生态系统,去除对于国外农田的研究。
- (2) 限于农田生态系统,去除主要内容为林业、渔业、畜牧业等的文献。
- (3) 限于详细介绍了试验地点土地利用情况的

研究。

- (4) 去除未包含物种多度、密度及盖度,农田土地利用类型少于 2 和样本量 < 20 的研究。

在野外实验数据收集方面,课题组基于农业农村部生态环境总站在全国各生态农业示范点以及项目申报单位课题组的长期研究,在 1994—2020 年期间,累计在全国 13 个省份(北京、河北、河南、贵州、湖北、重庆、四川、青海、陕西、山东、浙江、安徽和江苏)24 个县(市、区)的人工林、果园和农田开展农区生物多样性调查,捕获的昆虫保存在 $\varphi = 75\%$ 的酒精中,带回实验室制作标本,分别进行记录和鉴定,蜘蛛、步甲等鉴定到种。

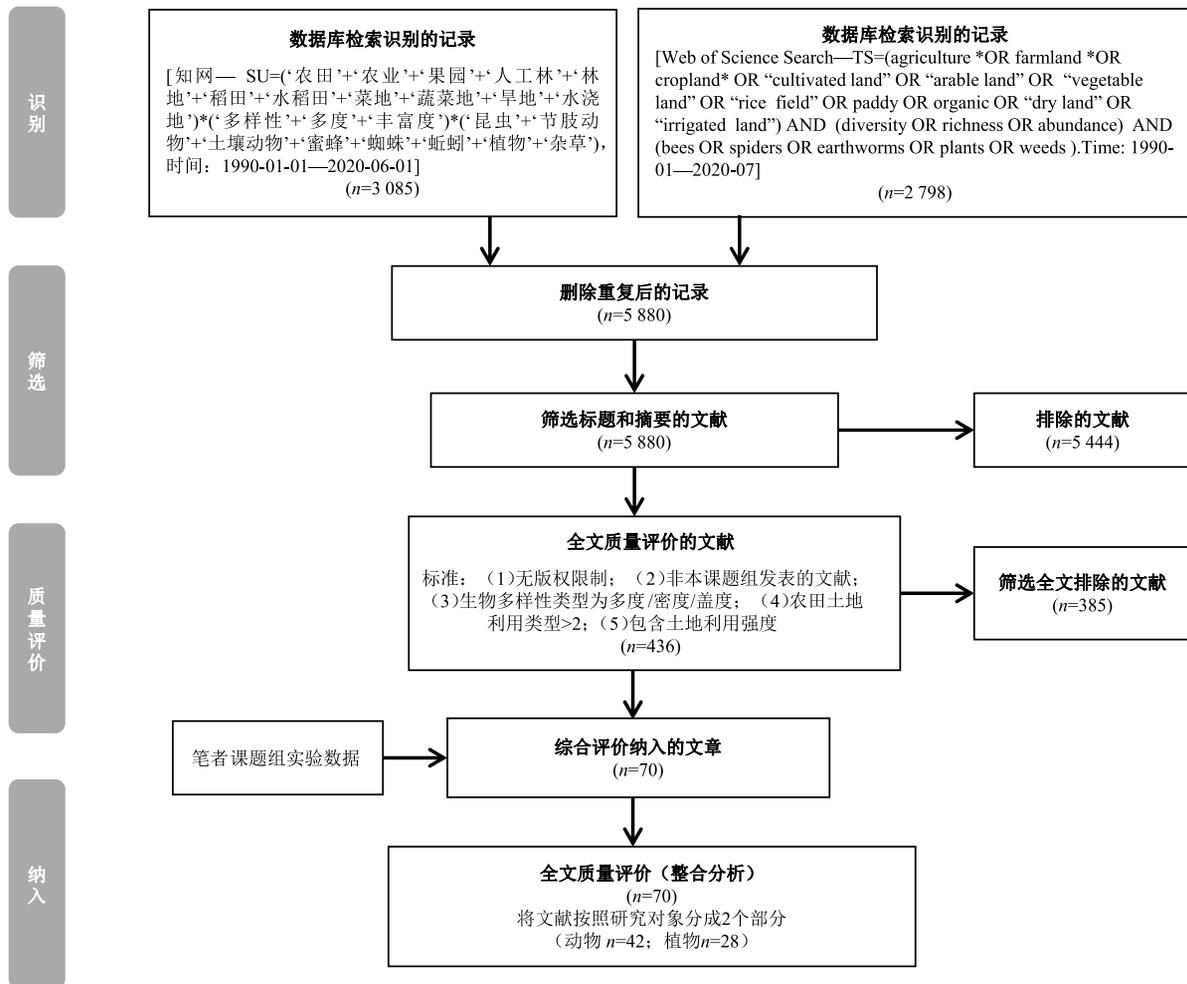


图 1 土地利用强度-生物多样性数据库建设数据采集流程

Fig. 1 The process of data collection for land use intensity-biodiversity database

1.1.2 数据库构建

把筛选后的文献导入 Excel 表格中,录入相关信息,包括文献标题、作者、摘要等。从期刊文章、会议文集、报纸文章和学位论文 4 种文献类型里,选

择期刊文章和学位论文进行之后的分析和讨论。数据库主要由以下几个数据集组成:

- (1) 研究分类数据集,主要属性为来源编号、引用情况、研究编号和研究名字。

(2) 研究方法数据集, 主要属性为多样性类型、取样方法、样地名字、样点名字、取样时间(开始、中间、结束)和取样间隔。

(3) 研究区域数据, 主要属性为实验地点的经纬度, 所在省、市、县以及所在区域(东部、西部)。

(4) 土地利用类型/强度数据集, 主要属性为文献/实验生境描述、文献/实验土地利用类型、主要土地利用类型和土地利用强度。

(5) 生物类群分类数据集, 主要属性为物种所属类群(界、门、纲、目、科、属、种)及测量值。

农区土地利用强度-生物多样性数据库共包含了全国 298 个农业景观样地的 15 042 条物种记录。其中, 动物数据中物种记录 13 244 条, 样地 188 个; 植物数据中物种记录 1 798 条, 样地 110 个。数据库涵盖了河南、北京、河北以及山东等 24 个省份的人工林、果园和农田。

1.2 农区土地利用强度与生物多样性关系研究

1.2.1 生物多样性指标计算

该研究的生物多样性指标采用 GLOBIO 模型量化生物多样性的指数——平均物种多度指数(mean species abundance, MSA), 即相对于原生生境(参照生境), 受干扰生境中物种的平均多度, 用来表征和衡量区域生物多样性完整性和生物多样性变化的趋势^[15]。MSA 值的计算方式为: 同一研究中给定压力下每个物种的多度除以未受干扰条件下相应物种的多度, 值最大为 1, 然后计算对照下的算术平均值。如果干扰生境中物种多度大于原生生境, 则干扰生境的值为 1; 如果干扰生境中出现了原生生境中没有的物种, 则干扰生境的值为 0。计算方式如表 1 所示。

表 1 平均物种多度指数(MSA)的计算

Table 1 The calculation of mean species abundance(MSA)

物种	原生生境物种多度	干扰生境物种多度	干扰生境物种多度/原生生境物种多度
物种 1	2	1	0.50
物种 2	2	3	1.00
物种 3	3	1	0.33
物种 4	0	3	0
MSA			0.61

1.2.2 统计分析

Meta 分析(Meta-Analysis)是一种专门对单个研究进行统计综合, 找出普遍结论并发现差异的定量研究方法, 已成为生物多样性评估研究中较常用的统计方法, 其优势在于对涉及较大区域、多样点的采样数据可以采用一致的方式收集和综合分

析^[16]。笔者利用 Meta 分析来定量评估不同尺度下农区土地利用强度对生物多样性的影响, 并结合线性混合效应模型构建农区土地利用强度与 MSA 指数的关系模型。运用 R 3.2.2 软件中的 Lmer 函数进行模型拟合^[17], 比较基础模型和混合模型的赤池信息准则(AIC)和贝叶斯信息准则(BIC), 基于独立验证数据对模型进行验证, 选取决定系数(R^2)和均方根误差(RMSE)等指标对模型精度进行评价, 从而筛选出最优的农区土地利用强度-生物多样性模型。

1.3 农区生物多样性保护情景设计

1.3.1 农区选择及概况

研究选择浙江省作为我国东部的典型农区进行生物多样性情景模拟。浙江省位于我国东南沿海地区长江三角洲南翼, 地处欧亚大陆与西北太平洋的过渡地带, 该地带属典型的亚热带季风气候区, 气候资源配置多样。得天独厚的地理位置和优越的气候环境孕育了悠久的农业历史, 浙江素有“鱼米之乡”之称, 而且现代农业发展迅猛, 区域化布局逐渐规模化, 对我国东部地区的农业发展具有借鉴意义。

1.3.2 空间数据库建设

研究使用数据主要包括: (1) 1995、2000、2005、2010、2015、2018 以及 2020 年 7 期土地利用数据; (2) GDP 总值; (3) 人口; (4) 高程数据; (5) 坡度数据; (6) 坡向数据; (7) 道路数据。数据来源见表 2。

表 2 数据来源

Table 2 Data sources

数据名称	分辨率	数据来源
1995—2020 年土地利用图	1 km	中国科学院资源环境数据中心(www.resdc.cn)
2018 年土地利用图	30 m	中国科学院资源环境数据中心
GDP 总值	1 km	中国科学院资源环境数据中心
人口密度	1 km	中国科学院资源环境数据中心
高程	200 m	GMTED 2010(https://earthexplorer.usgs.gov)
坡度	200 m	根据 DEM 衍生而来
坡向	200 m	根据 DEM 衍生而来
道路	1 : 10 m	Natural Earth(www.naturalearthdata.com)

土地利用类型包括耕地、园地、林地、草地、水域、居民地和未利用土地 7 个一级类型以及 29 个二级类型。

1.3.3 Dyna-CLUE 模型参数

Dyna-CLUE 模型是研究人员在 CLUE 和 CLUE-S 模型基础上发展而来的, CLUE 模型是基于土地利用及其驱动因子间的量化关系和不同土地

利用类型间的竞争动态变化模型所构建的,适用于国家和大陆尺度,因分辨率较低,在区域尺度上往往不适用。CLUE-S 模型在 CLUE 模型的基础上研发,可用于小尺度上的土地利用类型空间合理布局以及多种土地利用类型用地需求的协调、分配。Dyna-CLUE 模型是最新版本的 CLUE 模型,该模型综合了土地利用变化的宏观驱动因素与微观格局演化特征,对于多尺度的应用具有更强的适用性。

模型输入包括以下 4 个部分:

(1)空间分布适宜性设置,该部分研究各类土地利用与各驱动因子之间的定量关系,表示研究区域内每一栅格单元可能出现某种土地利用类型的概率。选取高程、坡度、坡向、GDP 总值、人口密度、距最近道路距离共 6 个驱动力因子,基于 SPSS 软件选用 Logistic 回归(逐步向后)分析,计算土地利用空间布局及其驱动因子之间的定量关系。

(2)土地利用类型转移设置,该部分主要包括各类土地的转移弹性系数(ELSA)与可转移性设置(转移矩阵)。ELAS 是 0~1 之间的数值,表示土地改变的难易程度。依据该研究区域已有结果,结合 Kappa 系数进行调整,最终确定 2015—2020 年浙江省模拟实验的 ELSA 参数,耕地、园地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地分别为 0.7、0.9、0.85、0.95、1、0.85 和 1。可转移性设置指在一定情景下,各种土地利用类型之间相互转移的可能性,用 0 或 1 表示,0 表示不能转化,1 表示可以转化(表 3)。

(3)土地利用需求设置,主要依据土地利用情景,折算从模拟起始年到终止年各类土地类型每年的需求变化情况。

(4)空间政策与限制设置,表示由于地区政策限制或者特殊的地区因素,在模拟时段内土地利用

类型不允许发生改变,如自然保护区、基本农田等。笔者设定浙江省生态功能保护区为限制发展区域,其他区域允许土地类型的自由转换。最后,选用 Kappa 系数对模型进行校准。通常,当 Kappa 系数值为 >0.80~1 时,表明真实图与模拟图几乎完全一致;当 Kappa 系数值为 0.61~0.80 时,表明两者具有高度一致性。

表 3 农区土地可转移性矩阵表

Table 3 Table of land use transition matrix

土地利用类型	耕地	园地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
耕地	1	1	1	1	1	1	1
园地	1	1	1	1		1	1
林地		1	1	1	1	1	1
草地	1	1	1	1	1	1	1
水域	1	1	1	1	1	0	1
建设用地	0	0	0	0	0	1	0
未利用地	1	1	1	1	1	1	1

0 表示不能转化,1 表示可以转化。

情景分析的设计应与土地利用方式、规划目标等影响因子紧密结合,并将量化结果纳入到土地利用变化空间模拟中。研究通过收集社会经济发展、土地利用、生态环境和农田生物多样性保护等方面的数据资料,结合当地政府部门对农田制定的规划方案以及生物多样性保护相关的区域政策、规划和保护目标,建立 3 套基于农区的土地利用情景设计方案。然后,将不同情景对应的土地利用需求输入到 Dyna-CLUE 模型中,模拟 2030 年浙江省土地利用空间分布。在设定情景时,考虑了退耕还林政策对浙江省的影响。此次模拟将退耕还林工作完成年(2030 年)设为情景年,对其未来土地需求情况进行设计,具体情景见表 4。

表 4 浙江省 2030 年土地利用模拟情景及参数描述

Table 4 Simulated land use scenarios and parameter description of Zhejiang Province in 2030

情景参数	自然增长情景	政府规划情景	生态保育情景	生态农田情景
耕地面积	基于趋势	25°以上耕地全部转换为林地	15°以上耕地全部转换为林地	15°以上耕地全部转换为林地
耕地类型转换				常规农田转换为生态农田
其他用地面积	基于趋势	基于趋势	基于趋势	基于趋势
禁止开发面积			生态功能保护区	生态功能保护区

自然增长情景:该情景主要根据当前已有的 1995—2015 年土地利用数据,计算土地变化速率,并以此递推出 2030 年的土地利用需求情况。该情景主要表征浙江省土地利用的自然变化情况,不考虑区域保护。

政府规划情景:对坡度大于 25°的耕地进行退

耕还林。根据《中华人民共和国水土保持法》,坡度大于 25°的坡地禁止开垦农作物,因此,在该情景下退耕地约有 100 hm²,除耕地和林地外,其他土地利用类型仍按照自然增长的需求进行设定。

生态保育情景:对坡度大于 15°的耕地进行退耕还林,同时在生态功能保护区限制开发。该情景

考虑以生态保护优先,尽可能地扩大退耕还林的坡度范围,并且不允许在保护区进行土地开发。因此,在该情景中,退耕地面积约为 $31.38 \times 10^3 \text{ hm}^2$,除耕地和林地外,其他土地利用类型仍按照自然增长的需求进行设定。此外,限制开发区域包括新安江上游水源涵养生态功能保护区和舟山群岛生态功能保护区的部分区域,总面积约为 $52.58 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 。

生态农田情景:在生态保育情景的基础上,将常规农田全部转变为生态农田。该情景以保护农田为目标,假设现有农田为常规农田,未来转变为生态农田,各用地面积按生态保育情景的需求设定。

1.3.4 生物多样性情景模拟

FLUS-Biodiversity 软件在分析社会经济发展-土地利用变化-生物多样性变化的关系基础上,耦合 FLUS 模型和生物多样性模型,构建土地利用变化对生物多样性影响的空间优化模拟分析模型,是识别生物多样性时空变化特征的有效工具。选用生物多样性指数模型模块,输入浙江省、青海省不同情景对应的土地利用空间分布状况,以及土地利用强度-生物多样性关系模型结果,从而模拟浙江省、青海省 2030 年不同情景下的生物多样性空间分布格局,最后计算区域 MSA 总值 ($A_{MS,r}$),其值为所有栅格 MSA 值 ($A_{MS,i}$) 的加权平均值,计算公式^[15]为

$$A_{MS,r} = \sum A_{MS,i} \times A_i / \sum A_i \quad (1)$$

式(1)中, A_i 为栅格 i 对应的土地利用面积, hm^2 。

2 结果与分析

2.1 农田土地利用强度与生物多样性的关系

2.1.1 农区不同土地利用强度的动物 MSA 指数

依据源文献和课题组数据对农区土地利用类型和强度进行划分,强度源于农业景观结构和农田管理方式。从景观结构角度划分,主要类型有原生生境、农林复合以及周围无半自然生境农田。从农田管理方式角度划分,主要类型为有机农田、生态农田和常规农田(表 5)。

对数据库农区不同土地利用强度动物多度、密度数据进行分析,得到农区不同土地利用强度对应的动物 MSA 值。结果(图 2)发现,2 个尺度均显示,中强度与高强度之间存在显著性差异,即随着农区土地利用强度的增加,生物多样性完整性呈显著下降趋势。

2.1.2 农区土地利用强度与 MSA 指数的关系模型

因变量 MSA 符合正态分布,基于线性混合效应

模型构建我国农区土地利用强度与 MSA 指数的关系,并结合 AIC 值选择最佳模型。最佳模型以土地利用强度作为固定效应,研究间差异作为随机效应,模型结果如表 6 所示。

表 5 农区土地利用强度等级界定

Table 5 Classification of land use intensity in agricultural land

项目	类型	利用强度	描述
生境类型	原生生境	低度利用	天然林、人工林、树篱、沟渠、休耕地等
	农林复合	中度利用	果园、茶园、桑园、苗圃等
	农田	高度利用	大田
农田管理	有机农田	低度利用	无化肥、农药施用
	生态农田	中度利用	少量化肥、农药施用
	常规农田	高度利用	大量化肥、农药施用

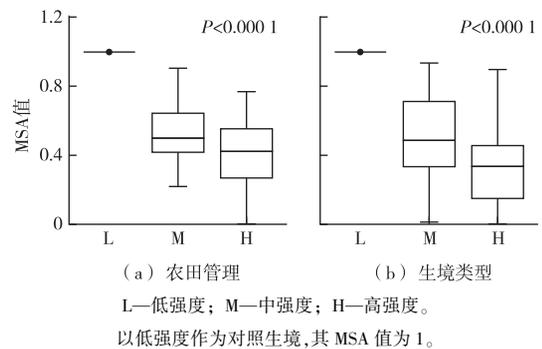


图 2 农区不同土地利用强度的平均物种多度指数 (MSA)

Fig. 2 Values of mean species abundance (MSA) in farmlands with different land-use intensity

表 6 基于线性混合效应模型的农区不同土地利用强度的影响结果

Table 6 The effects of land use intensity on farmland diversity based on linear mixed model

项目	土地利用强度	估计值	标准误	自由度	t 值	P 值
农田管理	中强度	0.541	0.047	57.121	11.592	<0.0001
	高强度	0.370	0.037	33.659	9.971	<0.0001
生境类型	中强度	0.523	0.036	45.813	14.615	<0.0001
	高强度	0.339	0.034	46.097	9.929	<0.0001

2.2 浙江省生物多样性情景模拟

2.2.1 浙江省土地利用情景模拟结果

根据前述 6 个驱动因子,采用 SPSS 软件,选用 Logistic 回归(逐步向后)分析方法探讨各土地利用类型与驱动因子之间的关系,并对各回归结果进行 ROC (relative operating characteristics) 检验,2018—2020 年回归结果如表 7 所示。一般认为 ROC 值大于 0.7,表示回归方程对该土地利用类型有很好的解释能力^[18]。在回归结果中,水域、建设用地、林地

与耕地的 ROC 值均大于 0.7, 因此该 4 种土地类型的回归方程能很好地解释各驱动因子与土地利用类型的关系, 而园地、草地与裸地的 ROC 值均介于

0.5~0.7 之间, 解释能力稍差。总体来讲, 回归方程对于各土地利用类型有较好的解释能力。

表 7 浙江省土地利用驱动因子的 Logistic 回归结果

Table 7 The results of Logistic regression driving factors of land use in Zhejiang Province

驱动因子	2015—2020 年各驱动因子的回归系数						
	耕地	园地	林地	草地	水域	建设用地	裸地
常数项	0.608	-3.566	-1.009	-4.061	-2.462	-1.485	-8.330
高程	-0.003	-0.019	0.003	0.001	-0.007	-0.002	0.002
坡度	-0.157	—	0.188	0.009	-0.146	-0.238	—
坡向	-0.001	—	0.002	0.001	-0.001	—	—
人口	—	—	-0.001	—	—	—	—
GDP	—	—	—	—	—	—	—
距道路最近距离	-0.618	-2.395	1.735	-3.229	9.358	-7.498	-5.624
ROC 值	0.824	0.598	0.868	0.635	0.830	0.876	0.659

“—”表示该土地利用类型与驱动因子无定量关系。

计算模拟结果的 Kappa 系数, 对其模拟的准确程度进行解释, 土地利用解译数据及模拟结果如图 3 所示。1999—2008 年模拟结果的 Kappa 系数为 0.507 1, 介于 0.40~0.60 之间, 说明模拟结果具有中等一致性。因此, Dyna-CLUE 模型适用于浙江省土地利用空间布局的模拟。

应用 Dyna-CLUE 模型对 2030 年的 3 种情景进行预测, 结果显示, 在所有情景中, 耕地面积呈不同程度下降, 园地面积呈不同程度上升。因退耕还林政策的实施力度差异, 在自然增长和政府规划情景中, 林地面积均明显下降, 而在生态保育情景中, 林地面积下降幅度减小(图 3~4)。

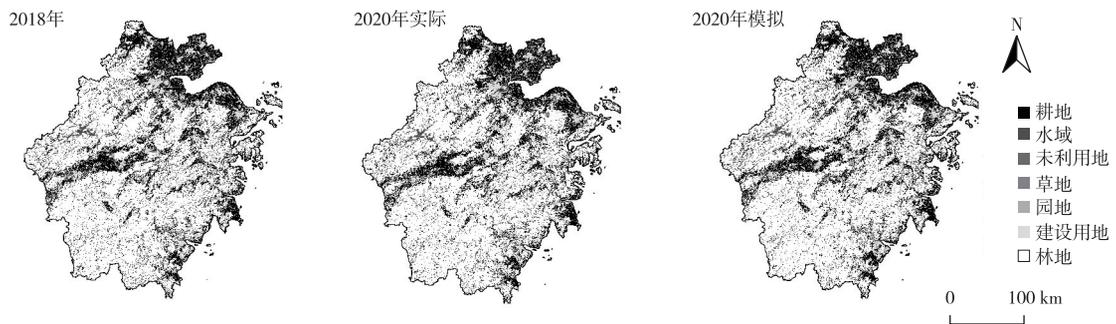


图 3 浙江省 2018、2020 年土地利用数据与基于 Dyna-CLUE 模型的 2020 年模拟结果

Fig.3 Land use map in 2018 and simulated land use map in 2020 of Zhejiang Province based on the modeling of Dyna-CLUE model



图 4 2030 年不同情景下浙江省土地利用模拟结果

Fig.4 Simulated land use map of Zhejiang Province under different scenarios in 2030

2.2.2 浙江省生物多样性模拟

基于 Flus-Biodiversity 模型模拟不同情景下浙江省 MSA 的空间分布, 现状条件下 MSA 值为 0.750 4, 自然增长情景、政府规划情景、生态保育情景、常规农田现状、生态农田情景下分别为 0.741 8、0.740 9、0.744 8、0.773 8、0.797 1。图 5 显示, 生物多样性完整性损失最严重的区域为浙江省东北部和中部农田聚集区。此外, 在所有情景中, 区域生物多样性完整性都呈下降趋势, 其中生态保育情景下降幅度最小。说明将常规农田转换为生态农田, 区域生物多样性完整性有所提高。

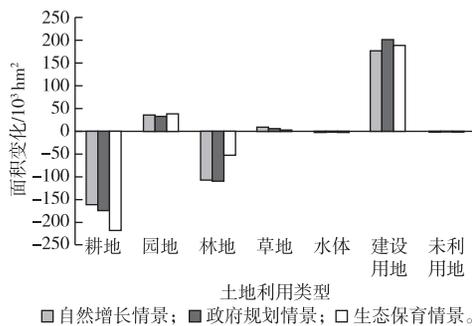


图 5 2018—2030 年不同情景下浙江省各土地利用类型面积变化

Fig. 5 Changes of land use in Zhejiang Province under different scenarios from 2018 to 2030

3 讨论

3.1 农区土地利用强度对生物多样性的影响

笔者综合大量文献和野外数据发现, 相比于原生生境, 随着农区土地利用强度的增加, 生物多样性完整性呈显著下降趋势。国际上普遍认为, 农区土地利用强度对生物多样性的影响体现在 2 个方面。一方面随着土地的过度开发, 农业扩展、发展

以及大量的农业活动导致了农业景观格局(农田、村落和自然、半自然生境相间的小尺度镶嵌体)的改变, 包括景观格局简化、破碎化以及半自然生境的大量减少甚至丧失。作为农业景观的重要组成部分, 半自然生境在农业景观生物多样性保护中具有重要的功能和作用^[19-20]。欧洲的研究显示, 随着景观尺度半自然生境面积的增加, 自然天敌对害虫多度的抑制作用增强^[21]。因此, 保护和建立农业景观中的半自然生境(农田边界、灌木带、林地、水塘、沟渠和休耕地等), 有利于农业景观生物多样性完整性的维持和保护。另一方面, 随着集约化农田管理措施的加强, 化肥、农药等大量施用造成了农田内部结构的改变, 主要是农业区域的土壤物理化学性质(pH 值、土壤含氮量和土壤有机质含量)的改变^[22], 使得土壤动物类群的种群密度下降^[23], 此外, 植物物种多样性也会明显减少, 从而导致依赖该类植物生存的动物类群减少。因此, 适度推动农田有机管理或生态管理, 合理化减少化肥和农药的施用, 有利于区域生物多样性的保护。

3.2 区域农田生物多样性对土地利用强度的响应

Dyna-CLUE 模型结果显示, 随着退耕还林政策的深入, 浙江省耕地面积逐步减少, 林地面积逐步增加。在政府规划情景中, 虽然耕地面积有所恢复, 但效果不明显。生态保育情景加强了对耕地、园地、林地的保护, 减缓了建筑用地的增长, 注重了生态环境保护。但由于 Dyna-CLUE 模型对输入栅格的数量有限制, 所以模拟的分辨率较低, 对土地利用空间分布模拟的准确度有一定影响。此外, 在设定土地利用需求方面, 关于土地利用的长期规划, 尤其是农田的规划较少。因此, 在今后的研究中, 一方面要注重提高空间模拟的分辨率, 另一方面应考虑设计关于农田利用的问卷调查, 从而合理设定区域未来的土地需求。

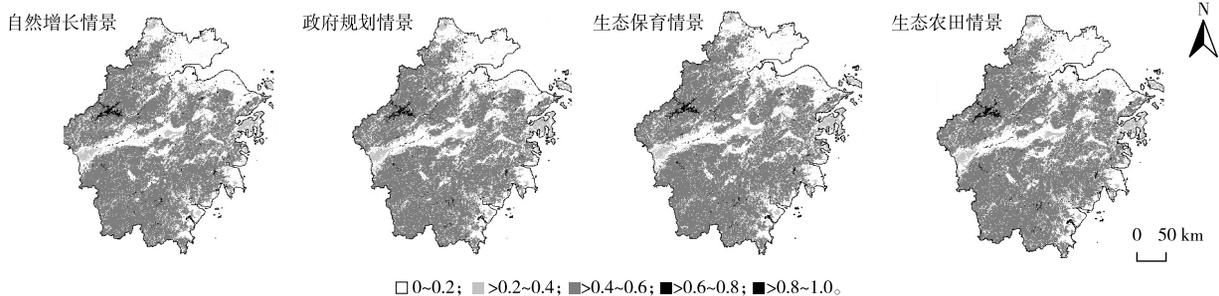


图 6 2030 年不同情景下浙江省平均物种多度指数(MSA)分布

Fig. 6 Simulated spatial patterns of mean species abundance(MSA) in Zhejiang Province under different scenarios

Flus-Biodiversity 模型结果显示,生物多样性完整性损失最严重的区域为浙江省东北部和中部农田聚集区。在所有情景中,区域生物多样性完整性都呈下降趋势,其中生态保育情景下降幅度最小。说明将常规农田转换为生态农田,区域生物多样性完整性有所提高。尽管有针对性的政策(如退耕还林)和生态功能保护区的限制开发降低了土地利用强度的变化程度,但这 4 种情景都没有实现对浙江省区域生物多样性的全面保护。可能的原因是,建筑用地面积增加造成的生物多样性下降抵消了农田面积减少和林地面积增加导致的生物多样性的提升。另外,在不同情景中,总体 MSA 值的差异并不明显。原因可能是,研究区域中林地所占面积较大,而农田及半自然生境面积较小,因而对于区域的整体 MSA 值扰动较小。总之,政府有关部门未来一方面应加强农田周围自然和半自然生境的保护,推动农田有机和生态管理方式,另一方面应注重生物多样性完整性损失严重区域的保护,采取更为强硬的手段来减缓区域生物多样性的下降趋势,从而全面提升区域生态系统服务。

4 结论与建议

基于上述研究,得出以下结论:(1)相比于原生生境,随着农区土地利用强度的增加,生物多样性完整性呈显著下降趋势;(2)在所有情景中,区域生物多样性完整性都呈下降趋势,其中生态保育情景下降幅度最小,说明将常规农田转换为生态农田,区域生物多样性完整性有所提高。

根据研究结果,建议在我国典型农区,为进一步保护多样性、提升生态系统服务、改善生态环境,在农区生境类型方面,一方面应尽量保护农田周围的自然和半自然生境,以减少土地利用改变对农业生物多样性的破坏;另一方面,适当增加农业景观中的半自然生境,如人工林等,构建合理的农业景观格局。在农田管理方式方面,适度推动有机管理或生态管理,合理减少化肥和农药的施用,有利于区域生物多样性的保护。在农区整体生物多样性方面:第一,在保证耕地红线的前提下,应深入推进退耕还林等政策,尽可能将坡度大于 15° 的农田退耕;第二,在生态功能保护区,加大执法力度,严格限制土地的开发;第三,应注重生物多样性完整性损失严重区域的保护,加强热点区域土地尤其是农田的管控管理。

参考文献:

[1] FAO.FAOSTAT[EB/OL].(2020-09-10)[2021-03-11].

<http://faostat.fao.org>.

- [2] PIMENTEL D.Eco-agriculture: Strategies to Feed the World and Save Wild Biodiversity[J].Ecological Economics,2003,46(3):513-514.
- [3] 卢训令,刘俊玲,丁圣彦.农业景观异质性对生物多样性与生态系统服务的影响研究进展[J].生态学报,2019,39(13):4602-4614.[LU Xun-ling,LIU Jun-ling,DING Sheng-yan.Impact of Agricultural Landscape Heterogeneity on Biodiversity and Ecosystem Services[J].Acta Ecologica Sinica,2019,39(13):4602-4614.]
- [4] 张旭珠,韩印,宇振荣,等.半自然农田边界与相邻农田节肢甲和蜘蛛的时空分布[J].应用生态学报,2017,28(6):1879-1888.[ZHANG Xu-zhu,HAN Yin,YU Zhen-rong,et al.Spatio-Temporal Distribution of Carabids and Spiders between Semi-Natural Field Margin and the Adjacent Crop Fields in Agricultural Landscape[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2017,28(6):1879-1888.]
- [5] 韩印,戴漂漂,李想,等.华北平原有机农业对夏季农田节肢动物多样性的影响[J].生态与农村环境学报,2015,31(5):697-703.[HAN Yin,DAI Piao-piao,LI Xiang,et al.Effects of Organic Farming on Diversity of Arthropods in Farmlands of North China Plain in Summer[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2015,31(5):697-703.]
- [6] 王磊,李刚,席运官,等.有机种植方式对稻田动物多样性的影响:以句容戴庄为例[J].生态与农村环境学报,2018,34(7):614-621.[WANG Lei,LI Gang,XI Yun-guan,et al.Investigation on Animal Diversity in Different Paddy Fields with Organic Farming: A Case Study in Daizhuang of Jurong County, Jiangsu Province, China[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2018,34(7):614-621.]
- [7] HUDSON L N,NEWBOLD T,CONTU S,et al.The Database of the PREDICTS (Projecting Responses of Ecological Diversity in Changing Terrestrial Systems) Project[J].Ecology and Evolution,2017,7(1):145-188.
- [8] SAITO O,KAMIYAMA C,HASHIMOTO S,et al.Co-Design of National-Scale Future Scenarios in Japan to Predict and Assess Natural Capital and Ecosystem Services[J].Sustainability Science,2019,14(1):5-21.
- [9] WARSZAWSKI L,FRIELER K,HUBER V,et al.The Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project (ISI-MIP):Project Framework[J].Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,2014,111(9):3228-3232.
- [10] ROSA I M D,PEREIRA H M,FERRIER S,et al.Multiscale Scenarios for Nature Futures[J].Nature Ecology & Evolution,2017,1(10):1416-1419.
- [11] 刘焱序,于丹丹,傅伯杰,等.生物多样性与生态系统服务情景模拟研究进展[J].生态学报,2020,40(17):5863-5873.[LIU Yan-xu,YU Dan-dan,FU Bo-jie,et al.Research Progress on the Biodiversity and Ecosystem Service Scenario Simulations[J].Acta Ecologica Sinica,2020,40(17):5863-5873.]
- [12] SCHIPPER A M,HILBERS J P,MEIJER J R,et al.Projecting Terrestrial Biodiversity Intactness with GLOBIO 4[J].Global Change Biology,2020,26(2):760-771.

- [13] NEWBOLD T. Future Effects of Climate and Land-Use Change on Terrestrial Vertebrate Community Diversity under Different Scenarios [J]. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2018, 285(1881): 792.
- [14] ZAMORA-GUTIERREZ V, PEARSON R G, GREEN R E, *et al.* Forecasting the Combined Effects of Climate and Land Use Change on Mexican Bats [J]. *Diversity and Distributions*, 2018, 24(3): 363–374.
- [15] ALKEMADE R, VANOORSCHOT M, MILES L, *et al.* GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss [J]. *Ecosystems*, 2009, 12(3): 374–390.
- [16] RHODES K M, TURNER R M, HIGGINS J P T. Predictive Distributions were Developed for the Extent of Heterogeneity in Meta-Analyses of Continuous Outcome Data [J]. *Journal of Clinical Epidemiology*, 2015, 68(1): 52–60.
- [17] KUZNETSOVA A, BROCKHOFF P B, CHRISTENSEN R H B. Lmer Test Package: Tests in Linear Mixed Effects Models [J]. *Journal of Statistical Software*, 2017, 82(13): 1–26.
- [18] PONTIUS R G, SCHNEIDER L C. Land-Cover Change Model Validation by an ROC Method for the Ipswich Watershed, Massachusetts, USA [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2001, 85(1/2/3): 239–248.
- [19] DUFLOT R, DANIEL H, AVIRON S, *et al.* Adjacent Woodlands rather than Habitat Connectivity Influence Grassland Plant, Carabid and Bird Assemblages in Farmland Landscapes [J]. *Biodiversity and Conservation*, 2018, 27(8): 1925–1942.
- [20] DUFLOT R, AVIRON S, ERNOULT A, *et al.* Reconsidering the Role of “Semi-Natural Habitat” in Agricultural Landscape Biodiversity: A Case Study [J]. *Ecological Research*, 2015, 30(1): 75–83.
- [21] VERES A, PETIT S, CONORD C, *et al.* Does Landscape Composition Affect Pest Abundance and Their Control by Natural Enemies? A Review [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 166: 110–117.
- [22] WUEST S B, CAESAR-TONTHAT T C, WRIGHT S F, *et al.* Organic Matter Addition, N, and Residue Burning Effects on Infiltration, Biological, and Physical Properties of an Intensively Tilled Silt-Loam Soil [J]. *Soil and Tillage Research*, 2005, 84(2): 154–167.
- [23] 刘鹏飞, 红梅, 美丽, 等. 不同玉米秸秆还田量的土壤大型动物夏季群落动态特征 [J]. *土壤学报*, 2020, 57(3): 760–772. [LIU Peng-fei, HONG Mei, MEI Li, *et al.* Dynamics of Soil Macrofauna Community in Farmlands Different in Corn Stalk Returning Rate [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57(3): 760–772.]

作者简介: 丰思捷(1997—), 女, 山西朔州人, 研究方向为农业景观生物多样性与土地可持续利用。E-mail: Feng_sj_xy@126.com

(责任编辑: 许素)

附录

附表 1 数据库文献清单

Appendix 1 The literatures list for database

http://www.ere.ac.cn/attached/file/20211013/20211013142845_903.pdf

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0039

周煜杰, 贾夏, 赵永华, 等. 基于文献计量的土壤微生物海拔分布规律研究[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(10): 1281-1291.

ZHOU Yu-jie, JIA Xia, ZHAO Yong-hua, et al. Review on Soil Microbial Patterns along the Elevation Gradient Based on the Knowledge Mapping Analysis [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1281-1291.

基于文献计量的土壤微生物海拔分布规律研究

周煜杰^{1,2}, 贾夏^{2,3}, 赵永华^{1,2}, 王茜¹, 叶璇¹, 安毅仁¹ (1. 长安大学土地工程学院, 陕西 西安 710054; 2. 陕西省土地整治重点实验室, 陕西 西安 710054; 3. 长安大学水利与环境学院, 陕西 西安 710054)

摘要: 土壤微生物是生态系统过程中必不可少的参与者, 控制着陆地生物圈中最大有机质库的周转。近年来, 有关土壤微生物的海拔空间分布研究越来越多。以“elevation gradient(海拔梯度)”和“soil microorganisms(土壤微生物)”为关键词, 在 Web of Science 核心集合数据库与中国知网数据库(CNKI) 搜索到相关文章共 717 篇, 利用 CiteSpace 软件对搜索文献进行发文量分析、关键词共现和文献共被引聚类可视化分析。结果表明, 自 2000 年以来, 土壤微生物对海拔梯度的响应研究呈快速增长态势, 且国内外研究趋势存在一致性。重点关键词主要包括“森林(forest)”“海拔(elevation)”“土壤真菌(soil fungi)”“植被(plant)”等, 这表明森林生态系统土壤微生物的空间分布是近年来重要的研究方向之一。土壤微生物群落相对丰度及多样性在区域空间尺度上表现出明显的海拔分布格局, 即沿着海拔上升出现递增、递减、单峰、“U”型和无显著变化 5 种模式。此外, 驱动土壤微生物群落变化的环境因子也存在差异, 包括土壤养分、植被特异性和气候因素等。因此, 未来应根据研究区域特征, 在不同海拔空间尺度探讨土壤微生物群落和多样性的分布变化机制, 揭示不同尺度下的土壤特征和微生物群落变异程度, 进一步量化自身及相关环境因素之间的关系。

关键词: 海拔梯度; 土壤微生物; CiteSpace; 驱动因素

中图分类号: Q938.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1281-11

Review on Soil Microbial Patterns along the Elevation Gradient Based on the Knowledge Mapping Analysis.

ZHOU Yu-jie^{1,2}, JIA Xia^{2,3}, ZHAO Yong-hua^{1,2}, WANG Xi¹, YE Xuan¹, AN Yi-ren¹ (1. College of Land Engineering, Chang'an University, Xi'an 710054, China; 2. Shaanxi Key Laboratory of Land Consolidation, Xi'an 710054, China; 3. School of Water and Environment, Chang'an University, Xi'an 710054, China)

Abstract: Soil microbes are the essential participants in ecosystem processes, controlling the turnover of the largest organic matter pool in the terrestrial biosphere. In recent years, the variations of soil microbial diversity patterns and community structures with the elevation have been extensively studied. “Elevation gradient” and “Soil fertilization” were selected as the keywords, and a total of 717 papers were collected from the “Web of Science” core collection database and CNKI for number of posts analyses, keyword co-occurrence and literature co-citation cluster analyses by using Citespace visual literature. The results show that the research on the response of soil microorganisms to elevation gradients had been growing rapidly since 2000 and there was consistency in the domestic and international research trends. It was found that “forest”, “elevation”, “soil fungi” and “plant” were the frequency characteristics of keywords, which further indicates that the spatial variation of soil microorganisms was one of the important research directions in forest ecosystems. In addition, soil microbial diversity and community structures showed the following five clear altitudinal distribution patterns at the regional spatial scale: increasing, decreasing, “peak”, “U” pattern and no significant changes. Moreover, the environmental driving factors of soil microbial communities were also controversial, including soil nutrients, vegetation specificity and climatic factors. Therefore, it is necessary to explore the distribution change mechanism of soil microbial community and diversity in the future according to the characteristics of the study region, so as to reveal the variation degree of soil characteristics and microbial community at different scales, and further quantify the relationship between soil microbial

收稿日期: 2021-01-21

基金项目: 国家自然科学基金(31670549, 31170664); 自然资源部退化及未利用土地整治工程重点实验室开放基金(SXDJ2019-03); 中央高校基金(300102270206, 300102278403)

① 通信作者 E-mail: yonghuaz@chd.edu.cn

community and related environmental factors. It provides novel insights for the study of the basic distribution and dynamics of microorganisms in terrestrial ecosystems.

Key words: elevation gradient; soil microorganisms; CiteSpace; driving factors

土壤微生物是地球上最多样化和丰富的生物群落之一,是驱动生物地球化学循环和维持陆地生态系统主要生物资源库的重要引擎^[1-2]。土壤微生物地理学(水平空间及海拔梯度)研究旨在记录和解释其多样性的空间模式^[3],主要目标是研究微生物群落的空间分布格局及其成因,揭示生物的生境和群落,并确定选择或维持这些生物存在的环境因素^[4]。因此,研究海拔多样性格局不仅可以全面理解生态学基本理论,还可以预测气候变化与生态系统的协作关系^[5]。山地生态系统中存在明显的垂直分异特征,这为我们理解微生物海拔空间分布和群落组成变化提供了便利。然而,由于不同区域生态系统类型的差异,复杂的气候和植被变化特征使得微生物海拔空间分布研究具有一定的局限性,所以深入理解不同海拔梯度土壤微生物群落结构及其与微生物生态功能的关联模式是微生物学的核心研究目标之一^[6]。

第二、三代高通量测序的发展使进一步研究土壤微生物海拔分布格局成为可能^[7-10]。尽管土壤微生物驱动着地球上许多重要的生物地球化学循环,但仍然不清楚微生物群落及其多样性沿着海拔梯度存在哪些变化模式,又是哪些生物(植被类型等)或非生物因素(pH 值、C/N 比、速效磷等)在不同尺度上控制着海拔格局^[8-9],这些差异性是该领域的研究热点之一。因此,详细的文献计量研究和综述可以更好地理解该方向的研究重点和不足。此外,加深对土壤微生物群落结构海拔格局认识,有助于更好地预测这些土壤微生物群落的功能属性或多样性^[11],对微生物生物地理学的发展也有一定的指导意义。

文献计量对综述文章有着重要的支撑作用,其主要是利用统计学等方法定量分析文献及其关键词特征。CiteSpace 软件作为重要的文献分析工具,可为微生物海拔格局的差异性研究提供帮助。CiteSpace 自开发以来,在各研究领域被广泛应用^[12],其通过可视化方法弥补了传统文献综述的不足,可以直观地表达研究热点^[13]。例如,从统计学的角度掌握领域内的研究热点,了解国内外学者的主要研究方向,分析作者和科研机构之间的合作关系,探讨在区域以及全球背景下的最新研究进展^[14]。目前在土壤领域有一些最新的基于知识图

谱的计量研究,如陈香等^[15]研究了近 30 a 国内外土壤微生物热点与发展趋势,唐浩竣等^[16]以“土壤有机碳”为主题词分析总结了土壤学研究前沿及其特征。

笔者采用可视化文献计量分析软件 CiteSpace,并以“土壤微生物(soil microorganisms)”和“海拔梯度(elevation gradient)”作为主题词,对作者(author)和关键词共现网络(co-occurrence network)等进行文献汇总和综合分析。此外,根据最新的国内外研究进展,以传统综述方法系统评述土壤微生物海拔分布格局及其驱动因子研究动态,研究山地生态系统复杂的气候和植被条件下土壤微生物的垂直空间分布具有重要意义。

1 数据来源与研究方法

1.1 数据来源

国外文献计量分析数据来自 Web of Science 引文索引数据库^[16],在高级检索模式下,用关键词“soil microorganism(土壤微生物)”和“elevation gradient(海拔梯度)”进行检索,检索文献类型为“article(文章)”或“review(综述)”。对于国内文献,在中国知网(CNKI)中用主题词“海拔梯度”和“土壤微生物”进行检索。检索文献时间跨度为 1997—2020 年,总共得到 140 个中文和 642 个英文检索结果,以年为单位,选择阈值为前 60(Top 60),之后对每份文献进行仔细筛选(包括作者、关键词等),并结合人工筛选和 HistCite 软件补充遗漏的文献^[17]。将筛选后的文献信息保存为纯文本(.txt)文件,最终得到 717 篇相关有效文献。将其作为分析数据样本,进行关键词和文献共被引分析,并生成网络图谱。

1.2 研究方法

文献计量的主要特征是以经验统计规律为核心。CiteSpace 作为文献计量的重要工具,主要用于文章关键词共现以及时间结构图可视化,可对文献进行科学统计及深度挖掘^[16]。CiteSpace 将 1 组书目记录作为输入,并根据从出版物中获得的网络时间序列,以综合网络的形式对底层领域的知识结构进行建模^[14]。将文献数据导入 CiteSpace 软件进行可视化分析,将时间段(time slicing)设为 1997—2020 年,节点类型选择国家、作者、关键词、期刊

等^[14],主要涉及国内外海拔梯度下土壤微生物研究年发文量的变化趋势、关键词、期刊来源以及高被引文章分析。

2 结果与分析

2.1 发文量时间特征

由图 1 可知,土壤微生物对海拔梯度的响应研究始于 1998 年,进入 21 世纪后,土壤微生物的年发文量逐年攀升并大幅增长^[15],其中在 2010—2019 年呈倍数增长,2019 年国内外发文量分别达 60 和 90 篇,表明山地系统土壤微生物群落研究的重要性逐渐凸显^[11]。随着时间的推移,学者们开始关注陆地生态系统海拔梯度背景下的土壤微生物群落结构、多样性及其对气候和生态环境变化的响应。

2.2 关键词共现图谱

关键词共现分析不仅可以识别研究主题,还可以较为明确地体现时间规律^[14,18]。如图 2 所示,将“node type(节点类型)”选为关键词,得到关键词共现图谱,其大小反映了关键词出现频次。国内文章中频次较高的关键词为“海拔梯度”和“土壤微生物”,其余依次为“土壤酶”“土壤”“土壤微生物量”“贺兰山”“武夷山”“植被”。在国外期刊中,以“di-

versity”(多样性)为主要关键词,引用频次最高,其余依次为“soil(土壤)”“fungi(真菌)”“forest(森林)”“climate change(气候变化)”“arbuscularmycorrhizal fungi(丛枝菌根真菌)”和“pattern(格局)”(图 2)。国内外文献关键词的频次特征存在一定差异,与国际研究相比,国内研究中频次较高的关键词缺少“森林”,这说明国内不同气候背景下森林生态系统土壤微生物的海拔分布格局依然有待进一步探究。

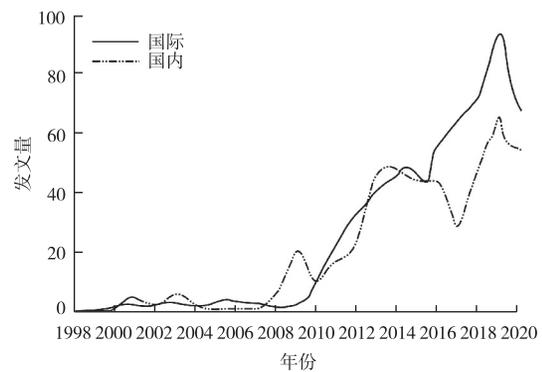


图 1 海拔梯度下土壤微生物研究的年发文量变化趋势

Fig. 1 The number variation tendency of published research articles on soil microorganism with the altitude

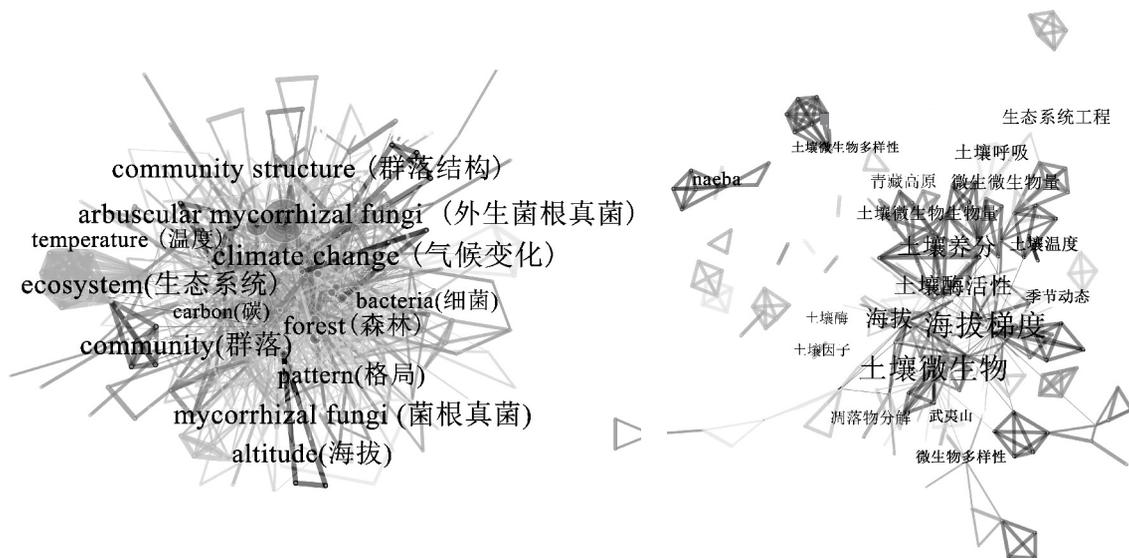


图 2 关键词共现图谱特征

Fig. 2 Spectral feature of keywords co-occurring

根据国外文献关键词图谱,可以梳理出清晰的研究方向:“森林(forest)”—“海拔(elevation)”—“土壤(soil)”—“真菌(fungi)”—“植被(plant)”—“变化模式(change pattern)”,其形成的关键词网络中各节点不仅联系丰富,且具有较高的成熟度(图

2)。因此,森林生态系统是近年来土壤微生物的研究热点,森林生态系统中出现了独特的土壤-微生物-植物相互协作关系,与其他陆地环境的情况大不相同^[11]。因此,重视土壤微生物研究、土壤养分的获取及其循环利用,是促进森林生态系统长期发

影响土壤微生物群落及其多样性变化, 机制依然不清晰。除此之外, 不同生态系统类型的土壤细菌群落多样性存在几种不同的海拔分布格局, 如上升、下降、单峰、“U”型和无显著变化(表 2), 但大部分以下降为主。近年来, 国内外对细菌的海拔多样性趋势研究较多, 而且其群落相对丰度或多样性大多

呈沿海拔梯度递减的趋势。相对于细菌, 关于土壤真菌海拔分布模式的研究较晚且较少, 有限的研究成果表明, 真菌群落组成与海拔梯度以负相关关系为主, 这与细菌的海拔分布规律大体一致, 但依然存在与细菌分布格局类似的多样变化模式。

表 2 土壤细菌群落组成随海拔梯度的变化趋势

Table 2 Summary of changes of soil bacterial community compositions with elevation gradient

研究区	海拔/m	指标类型	变化趋势	年份	参考文献
长白山	1 598~2 243	丰富度	单峰	2017	[29]
长白山	700~1 100	丰富度	下降	2015	[30]
武夷山	200~2 158	微生物量	递增	2009	[31]
雪峰山	700~1 920	丰富度	下降	2011	[32]
峨眉山	775~3 010	微生物量	下降	2016	[33]
贺兰山	1345~3 020	功能多样性	递增	2013	[34]
凤阳山	900~1 700	多样性	无明显差异	2018	[35]
色季拉山	3 700~4 100	丰富度	单峰	2015	[36]
猫儿山	1 138~2 042	丰富度	下降	2017	[37]
当雄草原站	4 300~5 100	多样性	单峰	2018	[38]
武夷山	200~2 100	功能多样性	递增	2014	[39]
大秃顶子山	800~1 700	微生物量	下降	2019	[40]
神农架	1 725~2 767	多样性	单峰	2014	[41]
戴云山	1 300~1 600	微生物量	下降	2019	[42]
长白山	500~2 200	多样性	β 多样性递增, PD 指数无趋势	2016	[43]
长白山	2 000~2 500	丰富度	下降	2015	[44]
坦桑尼亚乞力马扎罗山	767~4 190	丰富度	“U”型	2020	[45]
长白山	530~2 200	丰富度及多样性	无明显差异	2013	[9]
庐山	820~1 250	多样性	单峰	2013	[46]
太白山	1364~3 320	多样性	升高	2018	[47]
意大利阿尔卑斯山	545~2 000	丰富度	递增	2016	[10]
日本富士山	1 000~3 700	多样性	单峰	2012	[48]
韩国汉拿山	700~1 300	丰富度	下降	2014	[49]
南美洲安第斯山脉	200~3 400	多样性	无明显差异	2011	[50]
加拿大洛基山	2 460~3 380	多样性	下降	2008	[20]
色季拉山	3 106~4 479	多样性	下降	2015	[51]

目前, 仍然不清楚土壤微生物群落是如何沿着海拔地理梯度变化的, 或者是哪些因素在不同的尺度上控制着海拔格局^[7]。微生物群落结构与其在生态过程中的作用密切相关, 这些关系是生态学理论的核心问题之一^[28]。海拔差异可能引起许多环境因素的改变, 例如土壤含水量, 该因素会间接促进养分含量的变化, 从而对底物诱导微生物活性产生强烈影响, 形成土壤-植物-微生物的循环模式^[62]。在区域空间尺度上, 土壤微生物活性表现出明显的海拔梯度分异格局, 这些变化趋势的不一致性很可能与气候、森林类型有关^[63]。

3 讨论

研究结果发现, “森林 (forest)” “海拔

(elevation)” “土壤 (soil)” “植被 (plant)” 为主要的关键词特征, 这说明森林山地系统微生物的海拔梯度研究是主要热点。一般来说, 森林系统为生态服务功能提供关键支撑, 如作为碳汇、保护生物多样性等^[63-64]。随着树木生长、凋落物沉积和养分吸收, 它们对土壤特征的影响变得愈发重要。它们改变土壤的性质, 决定土壤的温度、通气性和孔隙度, 从而进一步影响土壤微生物群落结构^[64]。不仅如此, 植物是森林从大气吸收碳的主要驱动因子, 而土壤微生物对森林碳循环有很大贡献, 它们影响着碳周转以及其他营养物质的供应^[63]。

3.1 细菌群落海拔格局及其驱动力

近年来, 国内外对细菌的海拔分布研究较多(表 2)。然而, 细菌群落及多样性的海拔分布格局

依然存在不确定性。研究发现,随海拔升高,大多数细菌组成和多样性以单调递减为主(表 2)。例如,BRYANT 等^[20]研究表明,土壤酸杆菌(*Acidobacteria*)相对丰度随海拔升高而递减。对于 2019 年福建戴云山的研究发现,土壤微生物生物量氮、微生物生物量磷含量均随海拔上升而下降^[42]。不同的是,SHEN 等^[48]在东非的最新研究发现,随海拔上升,土壤细菌相对丰度并没有出现典型的线性变化模式,而是出现先减后增的“U”型趋势。此外,还有一些研究表明,沿着海拔梯度上升,土壤微生物群落多样性出现先增后减的“单峰”模式^[36,41,46,49]。这几种截然不同的分布趋势很可能是因为取样方法不一致,而不是由其潜在的生态机制所致^[65]。然而 BRYANT 等^[20]认为,在细菌群落沿海拔梯度的分布中,非生物因素往往是一种更显著的力量。关于长白山的研究已经证明,土壤 pH 值对细菌群落的海拔分布贡献最大^[9,29,53]。在其他一些区域(日本富士山等地)同样发现,pH 值在细菌群落构建中具有重要影响^[49,66]。此外,FIERERN 等^[50]还认为,微生物沿海拔下降并不是温度变化所致,而是因为土壤 pH 值沿海拔下降导致的。但 SEIBERT 等^[67]的研究与之相悖,他发现 pH 值随着海拔升高呈现显著递增的趋势。这很可能是由于 pH 值变化与土壤有机质(SOM)含量相关,因为土壤 pH 值是 SOM 分解的重要驱动力^[68],特定的环境和植被条件下可能形成特定的 SOM 特征,这些因素变化也会导致微生物群落发生变化。此外,植被类型和土壤碳也被

认为是全球生物群落中土壤细菌多样性的普遍预测因子^[69-70]。

3.2 真菌群落海拔格局及其驱动力

相对于细菌,关于土壤真菌海拔分布的研究较少,有限的成果表明真菌群落相对丰度与海拔梯度呈负相关关系(表 3),但也存在不同的变化模式。例如,BAHRAM 等^[69]研究发现,不同森林类型微生物多样性与海拔呈负相关关系,其微生物群落变化主要由寄主植物和海拔差异决定。BAHRAM 等^[22]发现,在温带原生林中,外生菌根真菌物种丰富度单调下降趋势受到年平均降水量和温度变化的限制。此外,SILES 等^[10]发现,意大利阿尔卑斯山土壤真菌丰富度从山体基部到顶端呈下降趋势。不同的是,在阿根廷的一项研究表明,真菌丰富度在不同海拔高度区域之间没有显著差异^[7]。与细菌类似,WANG 等^[51]在海拔 3 106~4 479 m 发现了真菌丰富度的“U”型变化趋势。LIU 等^[59]研究发现,真菌群落的多样性指数并没有随着海拔的升高而呈现明显的变化趋势。此外,其他大部分研究也发现土壤真菌无明显海拔分布模式^[56]。相对于细菌,真菌与植物特异性和多样性高度相关,而不是直接受到海拔梯度的影响^[59,71]。植被的垂直分异性特征进一步导致了微生物群落相对丰度与海拔梯度的负相关模式。因此,不同海拔梯度的土壤特征与植被特异性可能是导致这些差异的主要原因。例如,有研究发现土壤微生物量的空间变化是土壤性质和气候条件的空间异质性共同作用的结果^[72]。

表 3 土壤真菌群落相对丰度及多样性随海拔梯度的变化趋势

Table 3 Summary of changes of soil fungal communities compositions with elevation gradient

真菌类型	研究区	海拔/m	指标类型	变化趋势	年份	参考文献
菌根真菌	色季拉山	1 990~4 650	多样性	下降	2012	[52]
外生菌根真菌	墨西哥韦拉克鲁斯	100~3 500	丰度及多样性	上升	2012	[7]
外生菌根真菌	日本富士山	1 100~2 250	丰富度	单峰	2014	[53]
内、外生菌根真菌	南美洲安第斯山脉	400~3 000	丰富度	无明显趋势	2017	[54]
丛枝菌根真菌	太白山	1 050~2 250	多样性	下降	2014	[55]
非菌根真菌	长白山	632~1 154	多样性	无明显趋势	2014	[56]
非菌根真菌	坦桑尼亚乞力马扎罗山	767~4 190	丰富度	下降	2020	[45]
丛枝菌根真菌	米拉山	4 149~5 033	丰度及多样性	东坡下降,西坡单峰	2015	[57]
非菌根真菌	色季拉山	3 106~4 479	多样性	下降	2015	[51]
非菌根真菌	意大利阿尔卑斯山	545~2 000	丰富度	下降	2016	[10]
外生菌根真菌	马来西亚京那巴鲁山	425~4 000	多样性	下降	2014	[58]
非菌根真菌	中国西南 NADU 山	3 000~3 900	多样性	无趋势	2018	[59]
非菌根真菌	长白山	2 000~2 500	多样性	递增	2018	[60]
非菌根真菌	太白山	1 364~3 320	多样性	无趋势	2018	[47]
非菌根真菌	庐山	820~1 250	多样性	无趋势	2013	[46]
非菌根真菌	日本北村山	740~2 940	丰富度	递增	2019	[8]
非菌根真菌	神农架	1 000~2 800	多样性	下降	2019	[61]

此外, LAUBER 等^[73] 研究指出, 耕地土壤真菌群落组成及其多样性与土壤养分(C/N 比和有效磷含量)密切相关。NI 等^[60] 发现, 土壤真菌相对丰度与土壤 C/N 比呈负相关。ROUSK 等^[74] 研究发现, 相对于细菌, 土壤 pH 值对优势真菌类群丰度的预测能力较差。然而, 近年来的研究表明, pH 值对真菌同样有着不可或缺的影响。例如, WANG 等^[71] 研究表明, 在典型的西藏森林生态系统中, 土壤 pH 值决定了土壤真菌群落的 α 多样性, 而不是 β 多样性。一种可能的解释是, 土壤 pH 值在膜结合质子泵和蛋白质稳定性中起着重要作用, 从而对微生物构成生理约束。此外, 细菌和真菌对土壤 pH 值的耐受范围不同, 细菌对 pH 值的耐受范围一般比真菌更窄^[73]。此外, 土壤 pH 值通过环境因素(如养分有效性、有机碳含量)影响群落结构变化, 这些因素往往与土壤 pH 值同步变化^[74], 这些变化进一步驱动了真菌群落的变异。

大量研究表明, 相对于细菌, 树种丰富度和特异性对真菌群落的正向影响较大, 真菌更直接地依赖于树木凋落物和树木生物营养的相互作用, 因为许多真菌是专一性根共生体和病原体^[75]。例如, 在对欧洲古老森林的研究中, 土壤真菌群落的丰富性与特定寄主树木的存在有很强的耦合关联性^[76]。一般来说, 针叶林的总真菌丰富度相对较低, 这可能是由于其与互利伙伴的相容性差, 或对土壤微生物群落的防御机制强所导致的^[77]。植物种类、根系分泌物、凋落物的数量和组成存在显著差异, 这有可能改变土壤微生物可用营养基质的类型^[76]。反过来, 土壤微生物可以通过维持和转化土壤养分, 对植物生长产生积极或消极的影响, 从而进一步影响植物群落组成^[78]。例如, 在互利反馈调节中, 土壤微生物群落通过调节固氮和矿质养分转化等过程来调节植物-土壤环境。与细菌不同的是, 与根系相关的丝状真菌可能延伸到根际, 并将植物性状大量遗留到土壤中^[79]。

4 结论

结合文献综述与 CiteSpace 可视化方法, 分析了 1997—2000 年海拔梯度背景下土壤微生物群落及多样性研究的关键词和热点方向, 综述了山地生态系统土壤微生物的研究进展, 并得出以下结论:

(1) 从 21 世纪开始, 国内外关于土壤微生物沿海拔梯度变化的论文数量与日俱增, 山地生态系统的土壤微生物演变规律和空间分布格局研究取得重大进展。

(2) 土壤微生物海拔梯度研究呈多学科交叉融合的状态, “森林”“真菌”“多样性”“植被”“模式”以及“气候变化”为高频关键词, 说明在不同优势树种和植被条件下土壤微生物对海拔梯度的响应是近年来研究的热点, 同时也是进一步深化研究的方向。

(3) 虽然土壤微生物相对丰度及多样性在区域空间尺度上存在明显的海拔格局, 然而其海拔梯度变化模式依然存在差异, 包括下降、上升、单峰、“U”型、无显著相关 5 种模式, 且细菌和真菌相对丰度及多样性均以下降为主。

(4) 在影响土壤微生物群落的环境因素方面, 土壤 pH 值与细菌、真菌群落相对丰度及多样性均存在显著相关性, 此外, 土壤特征(C/N 比和有效磷含量等)和植物种类对真菌群落有较大影响。

5 研究展望

就土壤微生物海拔空间异质性而言, 随着基因分子学技术的发展, 可以进一步对其分布格局进行深入探索。针对该文的研究结果和一系列重点综述, 提出以下研究问题及方向:

(1) 作为森林生态系统的重要组成部分, 树种的特异性和多样性也是影响微生物群落的重要因素之一。由于植被沿海拔梯度具有明显的垂直分异特征, 而植被与土壤微生物之间在养分循环和功能方面联系紧密。因此, 结合树种的功能性、依赖性和独立性方法的微生物垂直梯度研究应该是进一步探讨的方向。由于土壤微生物群落与森林优势植被存在密切关系, 确定负责特定生态服务功能的分类群(尽可能高的分辨率)显得尤为重要, 这有助于更好地理解和控制这些过程的生物和非生物因素。

(2) 微生物空间异质性可能是由许多因素造成的, 包括在不同环境中运行的空间、时间和系统发育尺度。虽然对于微生物海拔分布的驱动力分析较多, 且有关微生物群落的多样性、丰富性和动态性以及它们对环境变化或干扰的响应已得到证实, 但此类研究仍然存在不足。考虑到土壤是包含多种非生物和生物特性的复杂系统, 没有一个土壤参数可以单独解释单个或多个土壤过程。因此, 在今后的土壤微生物研究中, 不仅要评估单个土壤因子的影响, 而且要评估多个因子对多个过程的联合作用, 从而得出环境-微生物群落功能耦合的确切结论。

(3) 土壤微生物垂直变异如何响应全球温度上升、降水以及极端天气等气候变化, 以及如何响应

植被群落演替、人工干预以及火灾(通过影响土壤水分和资源的有效性)等事件,对于了解空间与微生物的连接性至关重要,也是识别气候生态系统反馈能力的核心要素。因此,在今后的研究中还需了解不同土壤微生物群对外界环境扰动的弹性限度,以及是否存在临界点,通过模型是否可以预测其对生态系统功能的影响,这将对陆地生态系统调控以及垂直分异性研究提供进一步支持。

(4)此外,由于自然群落研究不能代替严格的实验和假设检验,且不同区域的气候类型差异使土壤微生物海拔分布存在变化,大规模的研究可能不适合探讨海拔、植物和土壤微生物多样性三者之间的微妙联系。因此,需根据不同研究区的地形差异和环境特异性,调整采样深度和样点设置规模,从不同的尺度规模分析土壤微生物群落及其多样性的海拔分布模式,进一步验证土壤微生物对海拔梯度的响应。除此之外,充分利用地理信息系统手段进行空间格局分布模拟,揭示区域尺度上土壤特征、微生物群落含量水平及其变异程度,进一步量化其与相关环境因素之间的关系,成为未来土壤微生物海拔格局研究的重中之重。

参考文献:

- [1] FALKOWSKI P G, FENCHEL T, DELONG E F. The Microbial Engines that Drive Earth's Biogeochemical Cycles [J]. *Science*, 2008, 320(5879): 1034-1039.
- [2] FIERER N, LEFF J W, ADAMS B J, *et al.* Cross-Biome Metagenomic Analyses of Soil Microbial Communities and Their Functional Attributes [J]. *PNAS*, 2012, 109(52): 21390-21395.
- [3] GREEN J L, BOHANNAN B J M, WHITAKER R J. Microbial Biogeography: From Taxonomy to Traits [J]. *Science*, 2008, 320(5879): 1039-1043.
- [4] 贺纪正, 葛源. 土壤微生物生物地理学研究进展 [J]. *生态学报*, 2008, 28(11): 5571-5582. [HE Ji-zheng, GE Yuan. Recent Advances in Soil Microbial Biogeography [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(11): 5571-5582.]
- [5] PEAY K G, KENNEDY P G, TALBOT J M. Dimensions of Biodiversity in the Earth Mycobiome [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2016, 14(7): 434-447.
- [6] TALBOT J M, BRUNS T D, TAYLOR J W, *et al.* Endemism and Functional Convergence across the North American Soil Mycobiome [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2014, 111(17): 6341-6346.
- [7] GÓMEZ-HERNÁNDEZ M, WILLIAMS-LINERA G, GUEVARA R, *et al.* Patterns of Macromycete Community Assemblage along an Elevation Gradient: Options for Fungal Gradient and Metacommunity Analyse [J]. *Biodiversity and Conservation*, 2012, 21(9): 2247-2268.
- [8] OGWU M C, TAKAHASHI K, DONG K, *et al.* Fungal Elevational Rapoport Pattern from a High Mountain in Japan [J]. *Scientific Reports*, 2019, 9: 6570.
- [9] SHEN C C, XIONG J B, ZHANG H Y, *et al.* Soil pH Drives the Spatial Distribution of Bacterial Communities along Elevation on Changbai Mountain [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 57: 204-211.
- [10] SILES J A, MARGESIN R. Abundance and Diversity of Bacterial, Archaeal, and Fungal Communities along an Altitudinal Gradient in Alpine Forest Soils: What Are the Driving Factors? [J]. *Microbial Ecology*, 2016, 72(1): 207-220.
- [11] XU Z W, YU G R, ZHANG X Y, *et al.* Biogeographical Patterns of Soil Microbial Community as Influenced by Soil Characteristics and Climate across Chinese Forest Biomes [J]. *Applied Soil Ecology*, 2018, 124: 298-305.
- [12] CHEN C M, SONG I Y, YUAN X J, *et al.* The Thematic and Citation Landscape of Data and Knowledge Engineering (1985-2007) [J]. *Data & Knowledge Engineering*, 2008, 67(2): 234-259.
- [13] LI L L, DING G H, FENG N, *et al.* Global Stem Cell Research Trend: Bibliometric Analysis as a Tool for Mapping of Trends from 1991 to 2006 [J]. *Scientometrics*, 2009, 80(1): 39-58.
- [14] CHEN C M. Science Mapping: A Systematic Review of the Literature [J]. *Journal of Data and Information Science*, 2017, 2(2): 1-40.
- [15] 陈香, 李卫民, 刘勤. 基于文献计量的近 30 年国内外土壤微生物研究分析 [J]. *土壤学报*, 2020, 57(6): 1458-1470. [CHEN Xiang, LI Wei-min, LIU Qin. Bibliometric-Based Analysis of Researches on Soil Microbes at Home and Abroad in the Past 30 Years [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57(6): 1458-1470.]
- [16] 唐浩竣, 李海萍, 陈文悦, 等. 基于科学知识图谱谈土壤有机碳研究进展 [J]. *土壤学报*, 2019, 56(3): 541-552. [TANG Hao-jun, LI Hai-ping, CHEN Wen-yue, *et al.* Research Progress on Soil Organic Carbon Based on Map of Scientific Knowledge [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56(3): 541-552.]
- [17] 李彬彬, 许明祥, 巩晨, 等. 国际土壤质量研究热点与趋势: 基于大数据的 CiteSpace 可视化分析 [J]. *自然资源学报*, 2017, 32(11): 1983-1998. [LI Bin-bin, XU Ming-xiang, GONG Chen, *et al.* Hotspots and Trends in International Soil Quality Research [J]. *Journal of Natural Resources*, 2017, 32(11): 1983-1998.]
- [18] 吴永红, 靳少非. 基于 CiteSpace 的重金属污染土壤修复研究文献计量分析 [J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(3): 454-461. [WU Yong-hong, JIN Shao-fei. Bibliometric Analysis of the Repair of Heavy Metal-Contaminated Soil Based on CiteSpace [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(3): 454-461.]
- [19] SMITH S E, READ D J. Mycorrhizal Symbiosis [J]. *Quarterly Review of Biology*, 2008, 3(3): 273-281.
- [20] BRYANT J A, LAMANNA C, MORLON H, *et al.* Colloquium Paper: Microbes on Mountainsides: Contrasting Elevational Patterns of Bacterial and Plant Diversity [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2008, 105(Suppl. 1): 11505-11511.
- [21] VAN DER HEIJDEN M G A, BARDGETT R D, VAN STRAALLEN N M. The Unseen Majority: Soil Microbes as Drivers of Plant Diversity and Productivity in Terrestrial Ecosystems [J]. *Ecology Letters*,

- 2008, 11(3): 296–310.
- [22] BAHRAM M, PÖLME S, KÖLJALG U, *et al.* Regional and Local Patterns of Ectomycorrhizal Fungal Diversity and Community Structure along an Altitudinal Gradient in the Hyrcanian Forests of Northern Iran [J]. *New Phytologist*, 2012, 193(2): 465–473.
- [23] TEDERSOO L, BAHRAM M, POLME S, *et al.* Response to Comment on “Global Diversity and Geography of Soil Fungi” [J]. *Science*, 2015, 349(6251): 936.
- [24] FIERER N, STRICKLAND M S, LIPTZIN D, *et al.* Global Patterns in Belowground Communities [J]. *Ecology Letters*, 2009, 12(11): 1238–1249.
- [25] ISHIDA T A, NARA K, HOGETSU T. Host Effects on Ectomycorrhizal Fungal Communities: Insight from Eight Host Species in Mixed Conifer-Broadleaf Forests [J]. *New Phytologist*, 2007, 174(2): 430–440.
- [26] SCHMIDT S K, REED S C, NEMERGUT D R, *et al.* The Earliest Stages of Ecosystem Succession in High-Elevation (5000 Metres above Sea Level), Recently Deglaciated Soils [J]. *Proceedings Biological Sciences*, 2008, 275(1653): 2793–2802.
- [27] LLADÓ S, LÓPEZ-MONDÉJAR R, BALDRIAN P. Forest Soil Bacteria; Diversity, Involvement in Ecosystem Processes, and Response to Global Change [J]. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 2017, 81(2): 63–79.
- [28] REN C, ZHANG W, ZHONG Z, *et al.* Differential Responses of Soil Microbial Biomass, Diversity, and Compositions to Altitudinal Gradients Depend on Plant and Soil Characteristics [J]. *The Science of the Total Environment*, 2018, 610/611: 750–758.
- [29] 谷晓楠, 贺红土, 陶岩, 等. 长白山土壤微生物群落结构及酶活性随海拔的分布特征与影响因子 [J]. *生态学报*, 2017, 37(24): 8374–8384. [GU Xiao-nan, HE Hong-shi, TAO Yan, *et al.* Soil Microbial Community Structure, Enzyme Activities, and Their Influencing Factors along Different Altitudes of Changbai Mountain [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(24): 8374–8384.]
- [30] 韩冬雪. 长白山红松林土壤微生物群落结构和功能多样性研究 [D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2016. [HAN Dong-xue. Soil Microbial Community Structural and Functional Diversity of Korean Pine Forest on Changbai Mountain, China [D]. Harbin: Northeast Forestry University, 2016.]
- [31] 何容, 汪家社, 施政, 等. 武夷山植被带土壤微生物量沿海拔梯度的变化 [J]. *生态学报*, 2009, 29(9): 5138–5144. [HE Rong, WANG Jia-she, SHI Zheng, *et al.* Variations of Soil Microbial Biomass across Four Different Plant Communities along an Elevation Gradient in Wuyi Mountains, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(9): 5138–5144.]
- [32] 何志祥, 朱凡. 雪峰山不同海拔梯度土壤养分和微生物空间分布研究 [J]. *中国农学通报*, 2011, 27(31): 73–78. [HE Zhi-xiang, ZHU Fan. Spatial Distribution of Soil Nutrient and Soil Microbes along Altitude Gradient in the Xuefeng Mountain [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2011, 27(31): 73–78.]
- [33] 胡霞, 蔡霜, 廖金花, 等. 峨眉山不同海拔森林土壤微生物和酶活性特征 [J]. *重庆师范大学学报(自然科学版)*, 2016, 33(1): 109–114. [HU Xia, CAI Shuang, LIAO Jin-hua, *et al.* Responses of Soil Microbial and Enzyme Activity Features of Different Altitudes of Mt. Emei [J]. *Journal of Chongqing Normal University (Natural Science)*, 2016, 33(1): 109–114.]
- [34] 刘秉儒, 张秀珍, 胡天华, 等. 贺兰山不同海拔典型植被带土壤微生物多样性 [J]. *生态学报*, 2013, 33(22): 7211–7220. [LIU Bing-ru, ZHANG Xiu-zhen, HU Tian-hua, *et al.* Soil Microbial Diversity under Typical Vegetation Zones along an Elevation Gradient in Helan Mountains [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(22): 7211–7220.]
- [35] 孟苗婧, 张金池, 郭晓平, 等. 海拔对黄山松阔叶混交林土壤微生物功能多样性的影响 [J]. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 2017, 41(4): 209–214. [MENG Miao-jing, ZHANG Jin-chi, GUO Xiao-ping, *et al.* Soil Microbial Characteristics of Pinus Taiwanensis and Broad-Leaved Mixed Forest at Different Altitudes in Fengyang Mountain [J]. *Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition)*, 2017, 41(4): 209–214.]
- [36] 斯贵才, 袁艳丽, 王建, 等. 藏东南森林土壤微生物群落结构与土壤酶活性随海拔梯度的变化 [J]. *微生物学通报*, 2014, 41(10): 2001–2011. [SI Gui-cai, YUAN Yan-li, WANG Jian, *et al.* Microbial Community and Soil Enzyme Activities along an Altitudinal Gradient in Sejila Mountains [J]. *Microbiology China*, 2014, 41(10): 2001–2011.]
- [37] 宋贤冲, 郭丽梅, 田红灯, 等. 猫儿山不同海拔植被带土壤微生物群落功能多样性 [J]. *生态学报*, 2017, 37(16): 5428–5435. [SONG Xian-chong, GUO Li-mei, TIAN Hong-deng, *et al.* Variation of Soil Microbial Community Diversity along an Elevational Gradient in the Mao'er Mountain Forest [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(16): 5428–5435.]
- [38] 王颖, 宗宇, 何念鹏, 等. 青藏高原高寒草甸不同海拔梯度下土壤微生物群落碳代谢多样性 [J]. *生态学报*, 2018, 38(16): 5837–5845. [WANG Ying, ZONG Ning, HE Nian-peng, *et al.* Soil Microbial Functional Diversity Patterns and Drivers along an Elevation Gradient on Qinghai-Tibet, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(16): 5837–5845.]
- [39] 吴则焰, 林文雄, 陈志芳, 等. 中亚热带森林土壤微生物群落多样性随海拔梯度的变化 [J]. *植物生态学报*, 2013, 37(5): 397–406. [WU Ze-yan, LIN Wen-xiong, CHEN Zhi-fang, *et al.* Variations of Soil Microbial Community Diversity along an Elevational Gradient in Mid-Subtropical Forest [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2013, 37(5): 397–406.]
- [40] 殷爽, 王传宽, 金鹰, 等. 东北地区大秃顶子山土壤-微生物-胞外酶 C : N : P 化学计量特征沿海拔梯度的变化 [J]. *植物生态学报*, 2019, 43(11): 999–1009. [YIN Shuang, WANG Chuan-kuan, JIN Ying, *et al.* Changes in Soil-Microbe-Exoenzyme C : N Stoichiometry along an Altitudinal Gradient in Mt. Datudingzi, Northeast China [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2019, 43(11): 999–1009.]
- [41] 张于光, 宿秀江, 丛静, 等. 神农架土壤微生物群落的海拔梯度变化 [J]. *林业科学*, 2014, 50(9): 161–166. [ZHANG Yu-guang, SU Xiu-jiang, CONG Jing, *et al.* Variation of Soil Microbial Community along Elevation in the Shennongjia Mountain [J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2014, 50(9): 161–166.]
- [42] 赵盼盼, 周嘉聪, 林开森, 等. 海拔梯度变化对中亚热带黄山松土壤微生物生物量和群落结构的影响 [J]. *生态学报*, 2019, 39

- (6): 2215–2225. [ZHAO Pan-pan, ZHOU Jia-cong, LIN Kai-miao, *et al.* Effect of Different Altitudes on Soil Microbial Biomass and Community Structure of *Pinus taiwanensis* Forest in Mid-Subtropical Zone [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39 (6): 2215–2225.]
- [43] SHEN C C, SHI Y, NI Y Y, *et al.* Dramatic Increases of Soil Microbial Functional Gene Diversity at the Treeline Ecotone of Changbai Mountain [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2016, 7: 1184.
- [44] SHEN C, NI Y, LIANG W, *et al.* Distinct Soil Bacterial Communities along a Small-Scale Elevational Gradient in Alpine Tundra [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2015, 6: 582.
- [45] SHEN C, GUNINA A, LUO Y, *et al.* Contrasting Patterns and Drivers of Soil Bacterial and Fungal Diversity across a Mountain Gradient [J]. *Environmental Microbiology*, 2020, 22 (8): 3287–3301.
- [46] MENG H, LI K, NIE M, *et al.* Responses of Bacterial and Fungal Communities to an Elevation Gradient in a Subtropical Montane Forest of China [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2013, 97(5): 2219–2230.
- [47] REN C J, ZHANG W, ZHONG Z, *et al.* Differential Responses of Soil Microbial Biomass, Diversity, and Compositions to Altitudinal Gradients Depend on Plant and Soil Characteristics [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 610: 750–758.
- [48] SINGH D, TAKAHASHI K, KIM M, *et al.* A Hump-Backed Trend in Bacterial Diversity with Elevation on Mount Fuji, Japan [J]. *Microbial Ecology*, 2012, 63(2): 429–437.
- [49] SINGH D, LEE-CRUZ L, KIM W S, *et al.* Strong Elevational Trends in Soil Bacterial Community Composition on Mt. Halla, South Korea [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 68: 140–149.
- [50] FIERER N, MCCAIN C M, MEIR P, *et al.* Microbes do not Follow the Elevational Diversity Patterns of Plants and Animals [J]. *Ecology*, 2011, 92(4): 797–804.
- [51] WANG J T, CAO P, HU H W, *et al.* Altitudinal Distribution Patterns of Soil Bacterial and Archaeal Communities along Mt. Shengyala on the Tibetan Plateau [J]. *Microbial Ecology*, 2015, 69(1): 135–145.
- [52] GAI J P, TIAN H, YANG F Y, *et al.* Arbuscular Mycorrhizal Fungal Diversity along a Tibetan Elevation Gradient [J]. *Pedobiologia*, 2012, 55(3): 145–151.
- [53] MIYAMOTO Y, NAKANO T, HATTORI M, *et al.* The Mid-Domain Effect in Ectomycorrhizal Fungi: Range Overlap along an Elevation Gradient on Mount Fuji, Japan [J]. *The ISME Journal*, 2014, 8(8): 1739–1746.
- [54] GEML J. *Altitudinal Gradients in Mycorrhizal Symbioses [M] // Biogeography of Mycorrhizal Symbiosis*. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017: 107–123.
- [55] SHI Z Y, WANG F Y, ZHANG K, *et al.* Diversity and Distribution of *Arbuscular mycorrhizal* Fungi along Altitudinal Gradients in Mount Taibai of the Qinling Mountains [J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 2014, 60(12): 811–818.
- [56] SHEN C C, LIANG W J, SHI Y, *et al.* Contrasting Elevational Diversity Patterns between Eukaryotic Soil Microbes and Plants [J]. *Ecology*, 2014, 95(11): 3190–3202.
- [57] LIU L, MIRANDA M, HAR T, *et al.* Altitudinal Distribution Patterns of AM Fungal Assemblages in a Tibetan Alpine Grassland [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2015, 91: 7.
- [58] GEML J, PASTOR N, FERNANDEZ L, *et al.* Large-Scale Fungal Diversity Assessment in the Andean Yungas Forests Reveals Strong Community Turnover among Forest Types along an Altitudinal Gradient [J]. *Molecular Ecology*, 2014, 23(10): 2452–2472.
- [59] LIU D, LIU G H, CHEN L, *et al.* Soil pH Determines Fungal Diversity along an Elevation Gradient in Southwestern China [J]. *Science China Life Sciences*, 2018, 61(6): 718–726.
- [60] NI Y Y, YANG T, ZHANG K P, *et al.* Fungal Communities along a Small-Scale Elevational Gradient in an Alpine Tundra Are Determined by Soil Carbon Nitrogen Ratios [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018, 9: 1815.
- [61] SHENG Y Y, CONG W, YANG L S, *et al.* Forest Soil Fungal Community Elevational Distribution Pattern and Their Ecological Assembly Processes [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2019, 10: 2226.
- [62] LAZZARO A, HILFIKER D, ZEYER J. Structures of Microbial Communities in Alpine Soils: Seasonal and Elevational Effects [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2015, 6: 1330.
- [63] UROZ S, BUÉE M, DEVEAU A, *et al.* Ecology of the Forest Microbiome: Highlights of Temperate and Boreal Ecosystems [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 103: 471–488.
- [64] AUGUSTO L, RANGER J, BINKLEY D, *et al.* Impact of Several Common Tree Species of European Temperate Forests on Soil Fertility [J]. *Annals of Forest Science*, 2002, 59(3): 233–253.
- [65] RAHBEK C. The Role of Spatial Scale and the Perception of Large-Scale Species-Richness Patterns [J]. *Ecology Letters*, 2005, 8(2): 224–239.
- [66] CHO H, TRIPATHI B M, MOROENYANE I, *et al.* Soil pH rather than Elevation Determines Bacterial Phylogenetic Community Assembly on Mt. Norikura [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2019, 95(3): 216.
- [67] SEIBERT J, STENDAHL J, SØRENSEN R. Topographical Influences on Soil Properties in Boreal Forests [J]. *Geoderma*, 2007, 141(1/2): 139–148.
- [68] MAGNÚSSON R Í, TIETEMA A, CORNELISSEN J H C, *et al.* Tamm Review; Sequestration of Carbon from Coarse Woody Debris in Forest Soils [J]. *Forest Ecology and Management*, 2016, 377: 1–15.
- [69] BAHRAM M, PEAY K G, TEDERSOO L. Local-Scale Biogeography and Spatiotemporal Variability in Communities of Mycorrhizal Fungi [J]. *New Phytologist*, 2015, 205(4): 1454–1463.
- [70] DELGADO-BAQUERIZO M, MAESTRE F T, REICH P B, *et al.* Carbon Content and Climate Variability Drive Global Soil Bacterial Diversity Patterns [J]. *Ecological Monographs*, 2016, 86(3): 373–390.
- [71] WANG J T, ZHENG Y M, HU H W, *et al.* Soil pH Determines the Alpha Diversity but not Beta Diversity of Soil Fungal Community along Altitude in a Typical Tibetan Forest Ecosystem [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(5): 1224–1232.
- [72] MARINARI S, MANCINELLI R, CAMPIGLIA E, *et al.* Chemical

- and Biological Indicators of Soil Quality in Organic and Conventional Farming Systems in Central Italy [J]. *Ecological Indicators*, 2006, 6(4): 701-711.
- [73] LAUBER C L, STRICKLAND M S, BRADFORD M A, *et al.* The Influence of Soil Properties on the Structure of Bacterial and Fungal Communities across Land-Use Types [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(9): 2407-2415.
- [74] ROUSK J, BÅÅTH E, BROOKES P C, *et al.* Soil Bacterial and Fungal Communities across a pH Gradient in an Arable Soil [J]. *The ISME Journal*, 2010, 4(10): 1340-1351.
- [75] WARDLED A. The Influence of Biotic Interactions on Soil Biodiversity [J]. *Ecology Letters*, 2006, 9(7): 870-886.
- [76] URBANOVÁ M, ŠNAJDR J, BALDRIAN P. Composition of Fungal and Bacterial Communities in Forest Litter and Soil is Largely Determined by Dominant Trees [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 84: 53-64.
- [77] TEDERSOO L, BAHRAM M, CAJTHAML T, *et al.* Tree Diversity and Species Identity Effects on Soil Fungi, Protists and Animals Are Context Dependent [J]. *The ISME Journal*, 2016, 10(2): 346-362.
- [78] LEMANCEAU P, OFFRE P, MOUGEL C, *et al.* Microbiological Methods for Assessing Soil Quality [M]. Dijon, France: Université de Bourgogne, 2006: 228-230.
- [79] DE BOER W, FOLMAN L B, SUMMERBELL R C, *et al.* Living in a Fungal World: Impact of Fungi on Soil Bacterial Niche Development [J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2005, 29(4): 795-811.

作者简介: 周煜杰(1994—), 男, 甘肃定西人, 博士生, 主要从事土壤微生态研究。E-mail: 1035265756@qq.com

(责任编辑: 许素)

欢迎订阅 2022 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》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、中国农业文摘、中国生物学文摘、中国学术期刊文摘、地球与环境科学信息网(EES)等国内外重要刊库网收录, 系全国优秀环境科技期刊, 江苏省优秀期刊, 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) 85287052, 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.1673-4831.2020.0944

李文博, 刘少君, 叶新新, 等. 稻田综合种养模式对土壤生态系统的影响研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(10): 1292-1300.

LI Wen-bo, LIU Shao-jun, YE Xin-xin, et al. Effects of the Co-culture of Rice and Aquatic Animals on Soil Eco-system: A Review[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1292-1300.

稻田综合种养模式对土壤生态系统的影响研究进展

李文博^①, 刘少君, 叶新新, 郜红建^① (安徽农业大学资源与环境学院/ 农田生态保育与污染防控安徽省重点实验室, 安徽 合肥 230036)

摘要: 稻田综合种养模式可实现稳产增收, 粮渔共赢, 同时也对稻田土壤生态系统产生了显著影响。该文总结了近年来国内外有关稻-鱼、稻-虾、稻-蟹、稻-鳖和稻-鸭等稻田综合种养模式的研究进展, 分析了稻田综合种养模式对农田土壤理化性质、土壤动物、土壤微生物和农田生态系统服务功能的影响及作用机制。结果表明, 稻田综合种养模式降低了土壤容重, 提高了土壤孔隙度, 改善了土壤团聚体的稳定性, 增加了土壤养分含量; 改变了土壤动物的丰度和群落结构, 提高了土壤微生物的数量和活性, 调节了微生物群落的组成和多样性; 促进了农田生态系统的文化服务功能。然而, 稻田综合种养模式也可能造成土壤潜育化、重金属污染等潜在风险。此外, 不同的稻田综合种养模式对农田粮食供给和温室气体排放功能的影响各异。未来应进一步加强长期稻田综合种养模式对土壤物理、化学和生物学特性的影响研究; 阐明不同稻田种养模式下土壤物质、能量和信息流过程以及土壤生态系统服务功能的差异及其作用机制; 集成应用科学合理的稻田综合种养模式, 实现农业的可持续发展。

关键词: 稻田综合种养模式; 土壤理化性质; 土壤生物; 土壤生态系统; 农田生态系统

中图分类号: X825; S181 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1292-09

Effects of the Co-culture of Rice and Aquatic Animals on Soil Eco-system: A Review. LI Wen-bo, LIU Shao-jun, YE Xin-xin, GAO Hong-jian^① (School of Resources and Environment/ Anhui Province Key Laboratory of Farmland Ecological Conservation and Pollution Prevention, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China)

Abstract: The co-culture of rice and aquatic animals mode (CRAA) not only maintains the yield of rice crops, but also brings about higher income for the farmers and a win-win outcome for both agriculture and aquaculture. Meanwhile, CRAAs can have significant impacts on the ecosystem of paddy fields. This paper reviews the most recent findings in regards to the effects of various CRAAs such as rice-fish, rice-crayfish, rice-crab, rice-turtle and rice-duck on soil physical-chemical properties, soil animals, soil microorganisms, and paddy field ecosystem services. Our review suggests that CRAA reduces soil bulk density, improves soil porosity, soil aggregate stability and soil fertility. In addition, it changes the abundance and community structure of soil animals, increases the number and activity of soil microorganisms and adjusts the composition and diversity of the microbial communities. Moreover, CRAA promotes the cultural service functions of paddy ecosystem. Nevertheless, CRAA may aggravate the soil gleization and cause the accumulation of heavy metals and pollutants in soil. The impacts of CRAA on the food supply and greenhouse gas emissions from paddy field soils remain controversy. We should further clarify the long-term effects of CRAA on soil physical, chemical and biological properties, discuss the differences in soil material, energy and information flow processes, soil ecosystem services and their mechanisms under different CRAA modes. In addition, the key technologies aiming to apply CRAA in agriculture should be further integrated and extended in the future to achieve sustainable development of agriculture.

Key words: rice-animal co-culture mode; soil physical-chemical properties; soil organisms; soil ecosystem; paddy field ecosystem

农田是陆地生态系统的重要组成部分, 可以提供粮食生产、气候调节、水源涵养和生物多样性保护等重要的生态系统服务, 同时也受到人类活动的强烈干预^[1]。稻田综合种养模式指利用稻田的浅水环境养殖鱼、虾、蟹、鸭等水产动物的生态农业模

收稿日期: 2020-11-24

基金项目: 安徽省科技重大专项 (18030701188); 长江经济带磷资源高效利用创新平台项目 (KJ20190197)

① 通信作者 E-mail: hjgao@ahau.edu.cn

式^[2]。作为生态循环农业的典型模式,稻田综合种养模式充分利用了稻田生态系统的养分和水土资源,发挥了水稻和水产动物之间的生态互惠作用,实现了水稻种植和水产养殖在经济、社会和生态效益上的多赢目标^[3-4]。据统计,2019 年我国 27 个省份有稻田综合种养模式,种养面积达 $2.32 \times 10^6 \text{ hm}^2$ ^[5]。

近年来,随着稻田综合种养模式的推广,有关该模式对土壤生态系统的影响越来越受到关注。前人就稻田综合种养模式对土壤理化性质、功能和生物多样性等方面的影响开展了大量的研究^[6-7]。笔者归纳总结了国内外稻-鱼、稻-鸭、稻-虾、稻-蟹和稻-鳖等主要稻田综合种养模式对农田土壤理化性质、土壤动物、土壤微生物和农田生态系统服务功能等方面的影响,以期为评估稻田综合种养模式对农田土壤生态系统的影响提供科学依据。

1 对土壤理化性质的影响

1.1 对土壤物理性质的影响

土壤物理性质是反映土壤肥力的重要指标。当前,稻田综合种养模式对土壤物理性质影响的研

究主要集中在土壤容重、孔隙度、团聚体组成等方面。与水稻单作模式相比,稻田综合种养模式中动物觅食游动、钻洞筑穴等行为均对土壤的物理性质造成直接的影响,如降低土壤容重、提高土壤孔隙度和非毛管孔隙度、增加 $>0.25 \text{ mm}$ 团聚体数量,从而改善土壤结构^[6-8]。然而,稻田种养模式对土壤物理性质的影响程度在不同深度的土层存在差异。倡国涵^[9]通过 10 a 的定位试验发现,在 0~40 cm 土层,稻虾共作模式可以改善土壤物理性质,其中对 0~20 cm 土层土壤的影响程度要显著大于 $>20 \sim 40 \text{ cm}$ 土层。在稻-鸭种养模式中也呈现类似的现象,经过长期稻-鸭共作后,0~13 cm 土层的土壤容重显著降低,但对 $>13 \sim 20 \text{ cm}$ 土层土壤的影响较小^[10]。此外,有研究发现,稻田综合种养模式对土壤的作用会随着时间的增加而趋于稳定。随着种养年限的增加,土壤容重表现为先缓慢降低后显著降低,最后达到稳定的规律,土壤毛管孔隙度和总孔隙度也表现出先增加后逐渐稳定的趋势^[11]。

1.2 对土壤化学性质的影响

近年来,有关稻田综合种养模式对土壤化学性质的影响已经有了一些研究^[12-20](表 1)。

表 1 稻田综合种养模式导致土壤化学性质的变化

Table 1 The impacts of co-culture modes of rice and aquatic animals on soil chemical properties

种养类型	种养年限/ a	土样深度/ cm	pH 值	有机质 含量	全氮 含量	全磷 含量	全钾 含量	碱解氮 含量	速效磷 含量	速效钾 含量	参考文献
稻-虾	8	0~25	无变化	无变化	无变化	无变化	无变化				[12]
稻-虾	8	>25~50	无变化	减少	减少	无变化	无变化				[12]
稻-虾	10	0~10	无变化	增加	增加	增加	增加	增加	增加	无变化	[13]
稻-虾	10	>10~20	无变化	增加	增加	无变化	增加	增加	无变化	无变化	[13]
稻-虾	10	>20~30	无变化	增加	增加	无变化	增加	增加	无变化	增加	[13]
稻-虾	10	>30~40	无变化	增加	无变化	无变化	增加	增加	无变化	增加	[13]
稻-蟹	1		减少	增加	增加	增加	无变化			无变化	[14]
稻-鸭	1	0~15		增加	增加			无变化	增加	增加	[5]
稻-鸭	1	0~25		增加	增加			增加	增加	增加	[15]
稻-鸭	1	0~25		增加	无变化			增加	增加	增加	[15]
稻-鸭	1	0~20		增加	增加	增加		增加	增加	增加	[16]
稻-鸭	1		无变化	增加	增加			增加	增加	增加	[17]
稻-鱼	1		增加	增加	增加			增加	增加	增加	[17]
稻-鱼	1	0~20	减少	增加	增加	增加	增加	增加	增加	减少	[18]
稻-鱼			无变化	无变化					增加		[19]
稻-鱼	1	0~20	无变化	无变化	增加	无变化	增加	增加	增加	减少	[20]

土壤 pH 值是衡量土壤质量的一项重要指标。大多数的研究结果显示,与水稻单作模式相比,稻田综合种养模式对土壤 pH 值的影响不大。也有研究表明,长期稻-虾种养会显著提高表层土壤 pH 值,且 pH 值随着种养年限的增加而缓慢增加,稻-虾轮作 23 a 时可使 0~20、>20~40 和 >40~60 cm 土

层土壤的 pH 值较水稻单作分别增加 12.8%、5.8% 和 4.8%^[11],这可能是因为稻-虾种养过程中常抛洒石灰粉进行消毒,从而引起土壤 pH 值缓慢升高。有机质、土壤氮磷钾全量养分和速效养分均是土壤肥力水平的重要指标。与常规稻田相比,稻田综合种养模式显著提高了土壤有机质、总氮、碱解氮、速

效磷和速效钾含量^[21-22],且表层土壤的增幅较为显著^[11]。究其原因,主要有 2 个方面:首先,水产动物在田间的觅食减少了杂草对土壤养分的吸收,并且它们排泄的粪便还可增加土壤氮、磷、钾养分含量。其次,稻田综合种养模式改变了施肥、灌溉、饲料投喂等农艺措施。稻田种养中投喂的饲料未被动物充分利用,残留在土壤中,增加了土壤有机质和其他养分的含量。此外,综合种养模式下稻田长期处于淹水状态,会显著增加田面水氮、磷、钾等养分的含量^[16,23-24],田块中长期保留的水层能减少养分流失,在一定程度上也可以增加土壤肥力。然而,受短期经济效益的驱动,农民重水产轻水稻,稻田综合种养模式也给土壤生态系统带来一些潜在的危害。有研究发现,稻-虾种养模式的土壤还原性物质总量显著高于水稻单作模式,长期的稻-虾种养模式会增加土壤潜育化风险^[13,25]。此外,稻田综合种养模式对土壤重金属和污染物的影响也受到广泛关注。有研究指出,稻-蛙和稻-鱼种养模式均会显著增加土壤中镉的有效性^[26-27],可能是因为动物在田间的扰动会减弱土壤对镉的吸附固定作用,同时增加了土壤有机质含量,并通过络合作用显著增加土壤镉的有效性。LÜ 等^[28]发现,稻-鱼共作田块中微塑料的丰度普遍高于水稻单作。稻田综合种养模式中微塑料的来源主要有 2 个方面:其一是水产养殖过程中使用的渔具大多为塑料制品,由于其在水中被长期浸泡、侵蚀和磨损,会产生大量微塑料^[29];其二是种养过程中投喂的饲料在生产、运输和储存过程中也积累了大量的微塑料,最终被残留在稻田中。

总的来说,稻田综合种养模式会影响稻田土壤的理化性状,但在不同的种养模式、水稻种植密度、放养密度和饲料投喂强度等条件下影响程度有较大差异。例如,稻田养鸭可以根据水稻生育期调节田间灌溉,在中期落干稻田。而养殖虾、蟹、鱼等水产动物通常需要保持更深的水层,且直到水稻收获才会落干,因而会对土壤性质产生不同的影响。鸭、鱼、鳅和虾等动物在田间活动方式的差异也会对土壤产生不同程度的影响;适当降低水稻的种植密度有利于动物在田间活动^[30-31];不同的放养密度和饲料投喂强度可能会影响动物在田间的活动频率和范围以及对田间资源的利用效率^[32-33],从而影响土壤的化学性质。此外,有关稻田综合种养对土壤水热特征、土壤胶体组成和电化学性质等的影响尚缺乏深入研究。

2 对土壤动物的影响

土壤动物是土壤生态系统中的重要组成部分,参与土壤物质能量的迁移转化过程,对土壤生态系统结构和功能具有重要的影响^[34-35]。土壤动物按照体型大小可分为小型土壤动物(原生动、线虫等)、中型土壤动物(螨类、弹尾虫等)和大型土壤动物(蚯蚓、马陆等)^[36]。如前文所述,稻田综合种养模式能够显著影响土壤孔隙度、容重、有机质和氮、磷、钾养分含量等,这些作用可通过改变土壤动物的栖息地环境来影响土壤动物的数量和种群结构。目前,关于稻田综合种养模式对土壤动物影响的研究较少。刘赫群等^[7]研究表明,与水稻单作相比,稻-虾共作模式土壤中食细菌线虫的占比在水稻生长的分蘖期、抽穗期和成熟期分别增加了 26.52%、19.85%和 32.65%。WAN 等^[37]通过 4 a 的定位试验指出,稻-鱼种养体系中瓢虫和草蛉等地表捕食者的密度均高于水稻单作。然而,不同的种养模式也可能对土壤动物产生不利的影。例如,NAYAK 等^[17]研究发现,在稻-鸭种养田块土壤中寡毛纲、蛭纲、腹足纲、线虫类土壤动物丰度均呈现下降趋势,这可能是由于鸭的主动摄食导致的。但有关稻田综合种养模式影响土壤动物群落的机制及其长期效应还有待进一步研究。

3 对土壤微生物的影响

3.1 对土壤微生物数量与活性的影响

土壤微生物是土壤生态系统中最活跃的组分,参与养分循环转化等关键的土壤过程,在维持土壤生态系统功能中发挥着重要作用^[38-39]。稻田综合种养过程中所发生的土壤理化性质和稻田环境的改变都会对土壤微生物的数量、活性和群落结构产生影响,因此,土壤微生物也成为稻田种养研究领域的重点关注对象。大量研究表明,稻田综合种养模式较常规稻作模式显著增加了土壤微生物数量,其中土壤细菌、放线菌和真菌数量得到显著提升^[40-42]。土壤微生物生物量碳氮和土壤酶参与了养分循环和土壤有机质的转化过程,是土壤微生物活性的重要评价指标^[43]。甘德欣等^[44]发现,在稻-鸭共作模式中土壤微生物量碳高于水稻单作模式。郭文啸等^[45]的研究显示,与水稻单作相比,有机稻-蛙共作使土壤微生物量碳和微生物量氮含量分别增加了 33.0%和 20.4%。李成芳等^[46]的研究结果显示,稻-鸭和稻-鱼共作显著提高了土壤微生物氮含量及土壤脲酶、脱氢酶和蛋白酶活性。王昂

等^[47]的研究结果显示, 养蟹显著提高了 0~10 cm 土层土壤脲酶和蛋白酶活性以及 0~20 cm 土层土壤脱氢酶活性, 但是对 >10~20 cm 土层土壤脲酶活性、蛋白酶活性和 0~20 cm 土层土壤过氧化氢酶活性的影响较小。总的来说, 稻田综合种养模式能够增加土壤微生物数量且提高了微生物活性。

3.2 对土壤微生物群落组成与多样性的影响

土壤微生物群落是土壤生物区系中最重要的功能组分, 对微环境变化非常敏感, 对土壤生态系统变化和胁迫反应强烈^[48], 稻田综合种养模式可显著影响土壤微生物群落组成和功能多样性^[49-50]。SI 等^[51]的研究结果显示, 与水稻单作相比, 稻-虾共作模式增加了 0~10 cm 土层土壤放线菌数量, 但真菌/细菌比值减小; 提高了 >20~30 cm 土层土壤革兰氏阴性细菌、好氧细菌和丛枝菌根真菌数量; 增加了 >30~40 cm 土层土壤总细菌数、革兰氏阴性细菌、真菌、好氧细菌和丛枝菌根真菌数量。主成分分析显示, 稻-虾共作模式显著影响了土壤微生物群落结构。在不同分类水平上, 微生物对稻田综合种养模式的响应也存在差异。罗衡等^[52]发现, 与水稻单作相比, 稻-鳖种养模式下稻田表层土壤中绿弯菌门、硝化螺旋菌门和酸杆菌门的相对丰度增加, 变形菌门和拟杆菌门的相对丰度减少。王蓉等^[53]发现, 稻-虾共作模式显著增加了土壤氨氧化细菌和古菌的丰度, 显著影响属水平上的群落结构。廖咏梅等^[54]比较了常规水稻种植和稻-鸭共育模式下水稻根际土壤中真菌的群落结构, 结果显示, 2 种模式在门水平上真菌的优势种群相同, 但稻-鸭共育模式中优势门的相对丰度是常规水稻种植模式的 2.21 倍, 在属水平上真菌丰度也呈现显著差异。稻田综合种养模式可以通过改变土壤环境条件直接影响土壤微生物多样性, 佘国涵等^[12]的研究表明, 相较于水稻单作模式, 在 0~25 cm 土层中稻-虾共作模式的土壤微生物群落 McIntosh 指数显著增加, 且其微生物对胺类和酸类的利用率显著提高; 在 >25~50 cm 土层, 稻-虾共作模式的土壤微生物群落 Shannon 指数和 McIntosh 指数均显著高于水稻单作模式, 土壤微生物对糖类、醇类和酸类的利用率较水稻单作模式显著提高。此外, 稻田综合种养模式对微生物群落多样性的提升效果会随着种养时间的延长而愈发明显。张军等^[10]比较了 3 a 转型期稻-鸭共作模式与 12 a 有机稻-鸭共作模式的土壤细菌群落多样性的差异, 发现 12 a 有机稻-鸭共作模式显著提高了土壤细菌群落的多样性。

4 对生态系统服务功能的影响

生态系统服务可分为供给服务、调节服务、支持服务与文化服务 4 类^[55], 主要包括食物和原料供给、生物多样性保持、水资源与气候调节、物质储存循环转化和自然文化景观保存等服务^[56]。农田土壤的利用和管理方式、土壤性质及其相互作用均会影响农田生态系统的服务功能^[57]。作为一种复合生态农业模式, 稻田综合种养模式能够实现生态系统的多功能协调, 更好地发挥生态系统服务功能^[58]。该文主要总结了稻田综合种养模式对于农田生态系统粮食供给、气候调节和文化服务等方面的影响。

4.1 对土壤维持粮食供给功能的影响

粮食供给是稻田最重要和最基本的生态系统服务功能之一。已有研究表明, 与水稻单作相比, 稻田综合种养模式的水稻产量稳定甚至有增加的趋势^[17, 59-61]。REN 等^[62]利用整合分析的方法发现, 与水稻单作相比, 稻-鱼共作模式对水稻产量表现出显著的正效应。XIE 等^[63]的研究结果显示, 稻-鱼共作模式较水稻单作更能保持水稻产量的稳定, 且具有更好的时间持续性。HU 等^[64]的结果表明, 将稻-鱼、稻-蟹、稻-虾、稻-鳅、稻-鳖等不同稻田综合种养模式中水产动物的产量控制在一定的阈值之内, 即可维持稻田综合种养模式中的水稻产量。然而, 也有研究得到相反的结果^[65-66], 这可能是与不同研究的试验条件和田间管理措施等不同有关。为维持稻田综合种养模式对粮食的供给能力, 对其田间管理方式的研究应引起重视。

4.2 对土壤温室气体排放的影响

农田土壤是主要的温室气体排放来源之一, 稻田综合种养模式中水产动物活动和农艺措施改变了土壤物理、化学和生物学特征, 从而对土壤温室气体排放产生影响。关于稻田综合种养模式对土壤 CH₄ 和 N₂O 排放影响的结论不一, 这可能与水产动物种类、放养密度和田间管理措施不同有关。大多数的研究认为, 稻田综合种养模式能够减少土壤 CH₄ 的排放^[67-69], ZHAN 等^[70]和 XU 等^[71]的研究表明, 与水稻单作相比, 稻-鸭共作模式土壤 CH₄ 排放分别减少了 19.4% 和 12.8%。关于稻田综合种养模式减少土壤 CH₄ 排放的机制, 目前认为主要和水产动物在田间游动、踩踏和觅食等活动使水体和土壤溶解氧增加, 改善了土壤的氧化还原状况, 加快了 CH₄ 的再氧化, 从而减少 CH₄ 的排放有关^[70-72]。但是, FREI 等^[73]和 BHATTACHARYYA 等^[74]均发

现稻田养鱼后增加了土壤 CH_4 的排放,鱼的活动释放了土壤表层和根系中的 CH_4 ,同时消耗了水中的氧气,降低了土壤氧化还原电位,导致土壤 CH_4 排放增加。李成芳等^[75]和展茗等^[76]的研究表明,与水稻单作相比,稻-鸭共作模式使土壤 N_2O 排放分别提高了 6.7% 和 10%,可能是因为鸭子在田中扰动水体和土壤,使其溶解氧增加,改善了土壤氧化还原电位,促进 N_2O 的排放。此外,鸭子的粪便和投喂的饲料增加了土壤 NO_3^- 含量,促进反硝化作用,产生 N_2O 。而 DATTA 等^[77]、袁伟玲等^[78]和 LIU 等^[79]的研究表明,在稻田中引入鱼和蟹后,土壤 N_2O 排放显著降低,可能是因为水产动物的活动扰动土壤使水体浑浊,阻碍了藻类光合作用产生氧气,同时动物消耗了水中溶解氧,提高了稻田水-土壤界面的还原状况,减少了 N_2O 的产生。

4.3 对农田生态系统文化服务功能的影响

生态系统文化服务主要指文化遗产保存、土壤景观、文化旅游教育等功能^[80]。稻田综合种养模式的发展促进了稻田生态系统文化服务功能的开发和保护。2020 年联合国粮农组织发起了全球重要农业文化遗产 (GIAHS) 保护项目,旨在确定、支持和保护全球受到威胁的、重要的传统农业系统、知识体系和文化^[81]。中国青田的稻-鱼共生系统和侗乡稻-鱼-鸭系统先后入选该项目,推动了系统性农业文化遗产的发掘、保护、利用与传承^[82]。稻田综合种养模式独特的土地利用方式和农业景观还会带来丰富的旅游资源。孙业红等^[83]分析了青田稻-鱼共生系统的旅游开发潜力,认为稻-鱼共生系统具有巨大的研学价值和民俗文化魅力。稻田综合种养模式不仅在长期的发展中积淀了深厚的历史文化内涵,还衍生出与系统密切相关的宗教礼仪、民间文艺和饮食文化等^[84],均发挥了重要的文化服务功能。生态系统的文化服务具有无形性,如何定量评估其文化服务价值具有重要的意义^[85-86],然而,当前关于稻田综合种养模式的生态系统文化服务价值的定量评估研究还很缺乏。

5 总结与展望

作为一种重要的生态农业模式,稻田综合种养模式发挥着良好的社会、经济和环境效益,其对土壤生态系统的影响引起了越来越多的关注。未来应加强以下几个方面的研究:

(1) 加强长期稻田综合种养模式对土壤物理、化学、生物学性质的影响研究。目前有关稻田综合种养模式对土壤性质的影响研究多集中土壤物理

性状和土壤肥力等方面,对土壤水热特征、电化学性质、土壤动物生理和行为变化等的研究不多,对土壤微生物的研究多停留在门水平,没有进一步深入分类。此外,值得注意的是,当前大多数研究都是 1 a 或者 2 a 的短期研究,而有关长期稻田综合种养中土壤生态系统变化特征的研究较少;多数研究采集特定区域的土壤进行调查分析,无法解决影响因素单一的局限,结果具有一定的不确定性。为评估稻田综合种养模式的长期效应,应建立长期的定位试验点,跟踪监测稻田综合种养模式下土壤生态系统的变化规律,揭示稻田综合种养模式对土壤生态系统的影响。

(2) 阐明不同稻田综合种养模式下土壤生态系统物质、能量和信息流等过程以及生态系统服务功能的差异及其作用机制。稻田综合种养模式包括稻-鱼、稻-虾、稻-鳖和稻-鸭等多种模式,不同模式中水产动物的活动、摄食和生长习性不同,农艺措施也有较大差异,会对土壤性质以及土壤物质循环、能量流动和信息传递等过程产生影响,从而改变土壤生态系统服务功能的发挥。因此,未来需要进一步明确不同稻田综合种养模式下土壤生态系统变化的影响因素和作用机制,针对不同种养模式进行系统管理,实现农田光、热、水、土等资源的可持续利用。

(3) 集成应用科学合理的稻田综合种养模式。关于稻田综合种养对土壤生态系统影响的理论研究较多,未来应该将这些理论应用到农业生产中,在提高稻田种养效益的同时降低对土壤的潜在危害,提升土壤生态系统服务能力。应系统集成和示范推广生态效益好、经济价值高的稻田综合种养技术模式,促进农业绿色发展。

参考文献:

- [1] FOLEY J A, DEFRIES R, ASNER G P, *et al.* Global Consequences of Land Use[J]. *Science*, 2005, 309(5734): 570-574.
- [2] 曹湊贵, 蔡明历. 稻田种养生态农业模式与技术[M]. 北京: 科学出版社, 2017: 1. [CAO Cou-gui, CAI Ming-li. Ecological Agriculture Models and Techniques for Integrated Rice-fish Farming [M]. Beijing: Science Press, 2017: 1.]
- [3] 肖放, 陈欣, 成永旭. 稻渔综合种养技术模式与案例[M]. 北京: 中国农业出版社, 2019: 63-68. [XIAO Fang, CHEN Xin, CHENG Yong-xu. Integrated Cultivation of Rice and Fishes: Model and Cases [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2019: 63-68.]
- [4] 刘金根, 杨通, 冯金飞. 稻-虾(克氏原螯虾)综合种养模式的碳足迹分析[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(8): 1041-1049. [LIU Jin-gen, YANG Tong, FENG Jin-fei. Carbon Footprint Analysis of Rice-*Procambarus clarkii* Integrated Farming System

- [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(8): 1041-1049.]
- [5] 全国水产技术推广总站. 中国稻渔综合种养产业发展报告(2020) [J]. *中国水产*, 2020(10): 12-19. [National Aquatic Technology Extension Station of the People's Republic of China. Report on the Industry Development of China's Integrated Rice-fish Farming(2020) [J]. *China Fisheries*, 2020(10): 12-19.]
- [6] 禹盛苗, 朱练峰, 欧阳由男, 等. 稻鸭种养模式对稻田土壤理化性状、肥力因素及水稻产量的影响 [J]. *土壤通报*, 2014, 45(1): 151-156. [YU Sheng-miao, ZHU Lian-feng, OUYANG You-nan, *et al.* Influence of Rice-Duck Farming System on Soil Physical Properties, Fertility Factors and Yield in Paddy Fields [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2014, 45(1): 151-156.]
- [7] 刘赫群, 李嘉尧, 成永旭, 等. 虾稻共作对稻田土壤线虫群落结构的影响 [J]. *土壤*, 2017, 49(6): 1121-1125. [LIU He-qun, LI Jia-yao, CHENG Yong-xu, *et al.* Effects of Rice-crayfish Co-culture on Nematode Communities in Rice Paddy Soil [J]. *Soils*, 2017, 49(6): 1121-1125.]
- [8] 孙刚, 房岩, 韩国军, 等. 稻-鱼复合生态系统对水田土壤理化性状的影响 [J]. *中国土壤与肥料*, 2009(4): 21-24. [SUN Gang, FANG Yan, HAN Guo-jun, *et al.* Effects of Rice-fish Integrated Ecosystem on Physical and Chemical Properties of Paddy Soil [J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2009(4): 21-24.]
- [9] 倡国涵. 长期稻虾共作模式下稻田土壤肥力变化特征研究 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2017. [SI Guo-han. Study on Change Characteristics of Soil Fertility in Paddy Fields under Long-term Integrated Rice-crayfish Model [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2017.]
- [10] 张军, 刘菁, 陈长青. 有机稻鸭共作对土壤理化性状和细菌群落空间分布的影响 [J]. *生态学杂志*, 2020, 39(3): 822-829. [ZHANG Jun, LIU Jin, CHEN Chang-qing. Effects of Organic Rice-duck Farming on Soil Physico-chemical Properties and Spatial Distribution of Bacterial Community [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2020, 39(3): 822-829.]
- [11] 蔡晨, 李谷, 朱建强, 等. 稻虾轮作模式下江汉平原土壤理化性状特征研究 [J]. *土壤学报*, 2019, 56(1): 217-226. [CAI Chen, LI Gu, ZHU Jian-qiang, *et al.* Effects of Rice-crawfish Rotation on Soil Physico-chemical Properties in Jianghan Plain [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56(1): 217-226.]
- [12] 倡国涵, 彭成林, 徐祥玉, 等. 稻-虾共作模式对涝渍稻田土壤微生物群落多样性及土壤肥力的影响 [J]. *土壤*, 2016, 48(3): 503-509. [SI Guo-han, PENG Cheng-lin, XU Xiang-yu, *et al.* Effects of Rice-crayfish Integrated Mode on Soil Microbial Functional Diversity and Fertility in Waterlogged Paddy Field [J]. *Soils*, 2016, 48(3): 503-509.]
- [13] 倡国涵, 彭成林, 徐祥玉, 等. 稻虾共作模式对涝渍稻田土壤理化性状的影响 [J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25(1): 61-68. [SI Guo-han, PENG Chen-lin, XU Xiang-yu, *et al.* Effect of Integrated Rice-crayfish Farming System on Soil Physico-chemical Properties in Waterlogged Paddy Soils [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(1): 61-68.]
- [14] BASHIR M A, WANG H, PAN J, *et al.* Variations in Soil Nutrient Dynamics and their Composition in Rice under Integrated Rice-crab Co-culture System [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 281(25): 125222.
- [15] 杨志辉, 黄璜, 王华. 稻-鸭复合生态系统稻田土壤质量研究 [J]. *土壤通报*, 2004(2): 117-121. [YANG Zhi-hui, HUANG Huang, WANG Hua. Paddy Soil Quality of a Wetland Rice-duck Complex Ecosystem [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2004(2): 117-121.]
- [16] 兰国俊, 胡雪峰, 程畅, 等. 稻鸭共生对土壤养分和水稻病虫害防控的影响 [J]. *土壤学报*, 58(5): 1299-1310. [LAN Guo-jun, HU Xue-feng, CHENG Chang, *et al.* Effects of Raising Duck in Paddy Field on Soil Nutrients and Rice Pests and Diseases Control [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(5): 1299-1310.]
- [17] NAYAK P K, NAYAK A K, PANDA B B, *et al.* Ecological Mechanism and Diversity in Rice Based Integrated Farming System [J]. *Ecological Indicators*, 2018, 91: 359-375.
- [18] 吕广功, 黄璜, 梁玉刚, 等. 紫云英还田+稻鱼共生对水稻土壤养分及产量的影响 [J]. *西南农业学报*, 2020, 33(8): 1729-1735. [LÜ Guang-gong, HUANG Huang, LIANG Yu-gang, *et al.* Effects of Chinese Milk Vetch Returning to Field Coupled with Rice-fish Symbiosis on Soil Nutrients and Rice Yield [J]. *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2020, 33(8): 1729-1735.]
- [19] MOHANTY R K, THAKUR A K, GHOSH S, *et al.* Performance Evaluation of Concurrent Rice-fish-prawn Culture with and without Cull Harvesting [J]. *Aquaculture Research*, 2010, 41(9): 1402-1412.
- [20] 戴振炎. 稻金鱼复合生态系统甲烷排放规律及土壤理化因子的研究 [D]. 长沙: 湖南农业大学, 2004. [DAI Zhen-yan. Study on Fluxes of Methane Emission and Soil Physics-chemistry Factors in Rice Goldfish Complex Ecosystem [D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2004.]
- [21] LI M, LI R, ZHANG J, *et al.* Effects of the Integration of Mixed-cropping and Rice-duck Co-culture on Rice Yield and Soil Nutrients in Southern China [J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2020, 100(1): 277-286.
- [22] 赵静. 鳖稻综合种养模式生态学效应及其机理研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2018. [ZHAO Jing. Ecological Effects and Functional Mechanism of Chinese Softshell Turtle (*Pelodiscus sinensis*)-Rice Co-culture System [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2018.]
- [23] 李成芳, 曹凑贵, 汪金平, 等. 稻鸭、稻鱼共作对稻田 P 素动态变化的影响 [J]. *长江流域资源与环境*, 2009, 18(2): 126-131. [LI Cheng-fang, CAO Cou-gui, WANG Jin-ping, *et al.* Phosphorus Variations of Paddy Fields in Rice-duck and Rice-fish Ecosystems [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2009, 18(2): 126-131.]
- [24] 李成芳, 曹凑贵, 汪金平, 等. 稻鸭、稻鱼共作生态系统中稻田田面水的 N 素动态变化及淋溶损失 [J]. *环境科学学报*, 2008(10): 2125-2132. [LI Cheng-fang, CAO Cou-gui, WANG Jin-ping, *et al.* Dynamic Variations and Losses of N in Floodwater of Paddy Fields in Integrated Rice-duck and Rice-fish Ecosystems [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008(10): 2125-2132.]
- [25] 曹凑贵, 江洋, 汪金平, 等. 稻虾共作模式的“双刃性”及可持续发展策略 [J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25(9): 1245-1253.

- [CAO Cou-gui, JIANG Yang, WANG Jin-ping, *et al.* "Dual Character" of Rice-crayfish Culture and Strategies for its Sustainable Development [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25 (9): 1245-1253.]
- [26] SHA Z, CHU Q, ZHAO Z, *et al.* Variations in Nutrient and Trace Element Composition of Rice in an Organic Rice-frog Coculture System [J]. Scientific Reports, 2017, 7 (1): 1-10.
- [27] LUO W, WANG D, XU Z, *et al.* Effects of Cadmium Pollution on the Safety of Rice and Fish in a Rice-fish Co-culture System [J]. Environment International, 2020, 143: 105898.
- [28] LÜ W, ZHOU W, LU S, *et al.* Microplastic Pollution in Rice-fish Co-culture System: A Report of Three Farmland Stations in Shanghai, China [J]. Science of the Total Environment, 2019, 652: 1209-1218.
- [29] CHEN G, LI Y, WANG J. Occurrence and Ecological Impact of Microplastics in Aquaculture Ecosystems [J]. Chemosphere, 2021, 274: 129989
- [30] GUO H S, QI M, HU Z J, *et al.* Optimization of the Rice-fish Coculture in Qingtian, China: 1. Effects of Rice Spacing on the Growth of the Paddy Fish and the Chemical Composition of both Rice and Fish [J]. Aquaculture, 2020, 522: 735106.
- [31] 吴敏芳, 张剑, 陈欣, 等. 提升稻鱼共生模式的若干关键技术研究 [J]. 中国农学通报, 2014, 30 (33): 51-55. [WU Min-fang, ZHANG Jian, CHEN Xin, *et al.* Practical Technology for Improving Rice-fish Co-culture System [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2014, 30 (33): 51-55.]
- [32] 张本华, 张宇虹, 孔爱菊, 等. 放养密度对稻田内鸭子运动规律及杂草控制效果的影响 [J]. 农业工程学报, 2018, 34 (3): 234-239. [ZHANG Ben-hua, ZHANG Yu-hong, KONG Ai-ju, *et al.* Influence of Feeding Density of Ducks in Rice Field on Movement Behaviour and Weeds Control [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018, 34 (3): 234-239.]
- [33] 张剑, 胡亮亮, 任伟征, 等. 稻鱼系统中田鱼对资源的利用及对水稻生长的影响 [J]. 应用生态学报, 2017, 28 (1): 299-307. [ZHANG Jian, HU Liang-liang, WU Wei-zheng, *et al.* Effects of Fish on Field Resource Utilization and Rice Growth in Rice-fish Coculture [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28 (1): 299-307.]
- [34] 宋理洪, 武海涛, 吴东辉. 我国农田生态系统土壤动物生态学进展 [J]. 生态学杂志, 2011, 30 (12): 2898-2906. [SONG Li-hong, WU Hai-tao, WU Dong-hui, *et al.* Soil Fauna Ecology in China Cropland Ecosystems: Research Progress [J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30 (12): 2898-2906.]
- [35] 严珺, 吴纪华. 植物多样性对土壤动物影响的研究进展 [J]. 土壤, 2018, 50 (2): 231-238. [YAN Jun, WU Ji-hua. Study Advances in Plant Diversity Effects on Soil Fauna [J]. Soils, 2018, 50 (2): 231-238.]
- [36] 邵元虎, 张卫信, 刘胜杰, 等. 土壤动物多样性及其生态功能 [J]. 生态学报, 2015, 35 (20): 6614-6625. [SHAO Yuan-hu, ZHANG Wei-xin, LIU Sheng-jie, *et al.* Diversity and Function of Soil Fauna [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35 (20): 6614-6625.]
- [37] WAN N F, LI S X, LI T, *et al.* Ecological Intensification of Rice Production through Rice-fish Co-culture [J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 234: 1002-1012.
- [38] GRIFFITHS B S, PHILIPPOT L. Insights into the Resistance and Resilience of the Soil Microbial Community [J]. Fems Microbiology Reviews, 2013, 37 (2): 112-129.
- [39] LI Z L, TIAN D S, WANG B X, *et al.* Microbes Drive Global Soil Nitrogen Mineralization and Availability [J]. Global Change Biology, 2019, 25: 1078-1088.
- [40] 李成芳, 曹凑贵, 展茗, 等. 稻鸭共作对稻田氮素变化及土壤微生物的影响 [J]. 生态学报, 2008 (5): 2115-2122. [LI Cheng-fang, CAO Cou-gui, ZHAN ming, *et al.* The N Variations of Paddy Fields and Amounts of Soil Microorganisms in Rice-duck Complex Ecosystems [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008 (5): 2115-2122.]
- [41] 章家恩, 许荣宝, 全国明, 等. 鸭稻共作对土壤微生物数量及其功能多样性的影响 [J]. 资源科学, 2009, 31 (1): 56-62. [ZHANG Jia-eng, XU Rong-bao, QUAN Guo-ming, *et al.* Effects of Rice-duck on Soil Microbial Quantity and Functional Diversity [J]. Resources Science, 2009, 31 (1): 56-62.]
- [42] 周雪芳, 朱晓伟, 陈泽恺, 等. 稻蛙生态种养对土壤微生物及无机磷含量的影响 [J]. 核农学报, 2016, 30 (5): 971-977. [ZHOU Xue-fang, ZHU Xiao-wei, CHEN Zei-kai, *et al.* Effect of Eco-Planting and Breeding of Rice and Frog on Soil Microorganisms and Soluble Phosphorus Contents [J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2016, 30 (5): 971-977.]
- [43] 王宁, 罗佳琳, 赵亚慧, 等. 不同麦秸还田模式对稻田土壤微生物活性和微生物群落组成的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2020, 39 (1): 125-133. [WANG Ning, LUO Jia-lin, ZHAO Ya-hui, *et al.* Effects of Different Models of Wheat Straw Return on Paddy Soil Microbial Activities and Community Compositions [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, 39 (1): 125-133.]
- [44] 甘德欣, 黄璜, 蒋廷杰. 免耕稻鸭复合系统生态学特性研究 II: 土壤生物学特性 [J]. 湖南农业大学学报 (自然科学版), 2005 (1): 35-38. [GAN De-xin, HUANG Huang, JIANG Ting-jie. The Ecological Characteristics of No-Tillage Rice-Duck Complex System II: The Microbe Amounts and Microbe Biomass of Soil [J]. Journal of Hunan Agricultural University, 2005 (1): 35-38.]
- [45] 郭文啸, 赵琦, 朱元宏, 等. 蛙稻生态种养模式对土壤微生物特性的影响 [J]. 江苏农业科学, 2018, 46 (5): 57-60. [GUO Wen-xiao, ZHAO Qi, ZHU Yuan-hong, *et al.* Effect of Frog and Rice Ecological Farming Model on Soil Microbial Characteristics [J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2018, 46 (5): 57-60.]
- [46] 李成芳, 曹凑贵, 徐拥华, 等. 稻鸭与稻鱼生态系统土壤微生物量 N 和土壤酶活性动态 [J]. 生态学报, 2008 (8): 3905-3912. [LI Cheng-fang, CAO Cou-gui, XU Yong-hua, *et al.* Dynamics of Soil Microbial Biomass N and Soil Enzymes Activities in Rice-duck and Rice-fish Ecosystems [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008 (8): 3905-3912.]
- [47] 王昂, 戴丹超, 马旭洲, 等. 稻蟹共作模式对土壤微生物量氮和酶活性的影响 [J]. 江苏农业学报, 2019, 35 (1): 76-84. [WANG Ang, DAI Dan-chao, MA Xu-zhou, *et al.* Effects of Rice-crab Culture System on Soil Microbial Biomass Nitrogen and Soil Enzymes Activities [J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2019, 35 (1): 76-84.]
- [48] 王青霞, 李美霖, 陈喜靖, 等. 秸秆还田下氮肥运筹对水稻各生

- 育期土壤微生物群落结构的影响[J].应用生态学报,2020,31(3):935-944.[WANG Qing-xia,LI Mei-lin,CHEN Xi-jing,*et al.* Effects of Nitrogen Management on Soil Microbial Community Structure at Different Growth Stages under Straw Returning in Paddy Soils [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(3):935-944.]
- [49] 谌金吾,顾泽谋,洪洪光,等.从江侗乡稻-鱼-鸭复合系统的土壤微生物种类[J].贵州农业科学,2015,43(2):84-89.[CHEN Jin-wu,GU Ze-mei,CHEN Hong-guang,*et al.* Soil Microorganism Species in Congjiang Dong's Rice-fish-duck Complex System [J]. Guizhou Agricultural Sciences, 2015, 43(2):84-89.]
- [50] 佟德利,贺海升,耿志席,等.稻蟹生态种养模式下水稻根际微生物区系研究[J].江苏农业科学,2018,46(14):305-307.[TONG De-li,HE Hai-sheng,GENG Zhi-xi,*et al.* Study on Rhizosphere Microflora of Rice in Rice-planting and Crab-raising System [J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2018, 46(14):305-307.]
- [51] SI G,PENG C,YUAN J,*et al.* Changes in Soil Microbial Community Composition and Organic Carbon Fractions in an Integrated Rice-crayfish Farming System in Subtropical China [J]. Scientific Reports, 2017, 7(1):2856-2856.
- [52] 罗衡,赵良杰,李丰,等.养殖蟹的引入对稻田土壤细菌群落结构的影响[J].水产学报,2018,42(5):720-732.[LUO Heng,ZHAO Liang-jie,LI Feng,*et al.* Effects of the Introduction of Cultured Turtle on Soil Bacterial Community Structure in Paddy Field [J]. Journal of Fisheries of China, 2018, 42(5):720-732.]
- [53] 王蓉,朱杰,金涛,等.稻虾共作模式下稻田土壤氨氧化微生物丰度和群落结构的特征[J].植物营养与肥料学报,2019,25(11):1887-1899.[WANG Rong,ZHU Jie,JIN Tao,*et al.* Characteristics of Ammonia Oxidation Microbial Abundance and Community Structure in Paddy Soils of Rice-crayfish Symbiosis Farming System [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2019, 25(11):1887-1899.]
- [54] 廖咏梅,黄元腾吉,韩宁宁,等.稻鸭共育模式下水稻根际土壤真菌和细菌种群多样性分析[J].南方农业学报,2019,50(1):59-67.[LIAO Yong-mei,HUANG Yuan-teng-ji,HAN Ning-ning,*et al.* Analysis of Population Diversity of Fungi and Bacteria in Rice Rhizosphere Soil under Rice-duck Farming Model [J]. Journal of Southern Agriculture, 2019, 50(1):59-67.]
- [55] ASSESSMENT M E. Ecosystems and Human Well-being [M]. Washington DC, USA: Island Press, 2005: 2-5.
- [56] PEREIRA P, BOGUNOVIC I, MUNOZ R M,*et al.* Soil Ecosystem Services, Sustainability, Valuation and Management [J]. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2018, 5: 7-13.
- [57] ADHIKARI K, HARTEMINK A E. Linking Soils to Ecosystem Services: A Global Review [J]. Geoderma, 2016, 262: 101-111.
- [58] REGANOLD J P, WACHTER J M. Organic Agriculture In The Twenty-first Century [J]. Nature Plants, 2016, 2(2): 1-8.
- [59] HU L, REN W, TANG J,*et al.* The Productivity of Traditional Rice-fish Co-culture Can be Increased without Increasing Nitrogen Loss to the Environment [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2013, 177: 28-34.
- [60] MIRHAJ M, BOIT A, RAZZAK M,*et al.* Yield Performance Comparison between Cultures of Rice Cum Prawn (*Macrobrachium rosenbergii*) and Rice Cum Fish (*Cyprinus carpio*, *Oreochromis niloticus*) in North-eastern Bangladesh [J]. Aquaculture, 2013, 392: 26-33.
- [61] 李文博,刘少君,叶新新,等.稻虾共作对水稻氮素累积及稻米品质的影响[J].生态与农村环境学报,2021,37(5):661-667.[LI Wen-bo,LIU Shao-jun,YE Xin-xin,*et al.* Effects of the Integrated Rice-crayfish Farming on Nitrogen Accumulation and Quality of Rice [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(5):661-667.]
- [62] REN W, HU L, ZHANG J,*et al.* Can Positive Interactions Between Cultivated Species Help to Sustain Modern Agriculture? [J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2014, 12(9): 507-14.
- [63] XIE J, HU L, TANG J,*et al.* Ecological Mechanisms Underlying the Sustainability of the Agricultural Heritage Rice-fish Coculture System [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108(50): 19851-19852.
- [64] HU L, ZHANG J, REN W,*et al.* Can the Co-cultivation of Rice and Fish Help Sustain Rice Production? [J]. Scientific Reports, 2016, 6(1): 28728-28728.
- [65] 张苗苗,宗良纲,谢桐洲.有机稻鸭共作对土壤养分动态变化和经济效益的影响[J].中国生态农业学报,2010,18(2):256-260.[ZHANG Miao-miao,ZONG Liang-gang,XIE Tong-zhou. Effect of Integrated Organic Duck-rice Farming on the Dynamics of Soil Nutrient and Associated Economic Benefits [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2010, 18(2):256-260.]
- [66] SUN Z C, GUO Y, LI C C,*et al.* Effects of Straw Returning and Feeding on Greenhouse Gas Emissions from Integrated Rice-crayfish Farming in Jiangnan Plain, China [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2019, 26(12): 11710-11718.
- [67] 徐祥玉,张敏敏,彭成林,等.稻虾共作对秸秆还田后稻田温室气体排放的影响[J].中国生态农业学报,2017,25(11):1591-1603.[XU Xiang-yu,ZHANG Min-min,PENG Cheng-lin,*et al.* Effect of Rice-crayfish Co-culture on Greenhouse Gases Emission in Straw-puddled Paddy Fields [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25(11): 1591-1603.]
- [68] 向平安,黄璜,黄梅,等.稻-鸭生态种养技术减排甲烷的研究及经济评价[J].中国农业科学,2006(5):968-975.[XIANG Ping-an,HUANG Huang,HUANG Mei,*et al.* Studies on Technique of Reducing Methane-emission in a Rice-duck Ecological System and the Evaluation of its Economic Significance [J]. Scientia Agricultura Sinica, 2006(5):968-975.]
- [69] 刘小燕,黄璜,杨治平,等.稻鸭鱼共栖生态系统 CH₄ 排放规律研究[J].生态环境,2006,(2):265-269.[LIU Xiao-yan,HUANG Huang,YANG Zhi-ping,*et al.* Methane Emission from Rice-duck-fish Complex Ecosystem [J]. Ecology and Environment, 2006,(2):265-269.]
- [70] ZHAN M, CAO C, WANG J,*et al.* Dynamics of Methane Emission, Active Soil Organic Carbon and their Relationships in Wetland Integrated Rice-duck Systems in Southern China [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2011, 89(1): 1-13.
- [71] XU G, LIU X, WANG Q,*et al.* Integrated Rice-duck Farming Mitigates the Global Warming Potential in Rice Season [J]. Science of the Total Environment, 2017, 575: 58-66.

- [72] SHENG F, CAO C G, LI C F. Integrated Rice-duck Farming Decreases Global Warming Potential and Increases Net Ecosystem Economic Budget in Central China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(23): 22744-22753.
- [73] FREI M, BECKER K. Integrated Rice-fish Production and Methane Emission under Greenhouse Conditions [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, 107(1): 51-56.
- [74] BHATTACHARYYA P, SINHABABU D, ROY K, *et al.* Effect of Fish Species on Methane and Nitrous Oxide Emission in Relation to Soil C, N Pools and Enzymatic Activities in Rainfed Shallow Lowland Rice-fish Farming System [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 176: 53-62.
- [75] 李成芳, 曹凑贵, 汪金平, 等. 稻鸭稻鱼共作生态系统 N 素平衡的研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2008, (4): 1326-1334. [LI Cheng-fang, CAO Cou-gui, WANG Jin-ping, *et al.* Studies on Nitrogen Cycling in Integrated Rice-duck, Rice-fish Ecosystems [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, (4): 1326-1334.]
- [76] 展茗, 曹凑贵, 汪金平, 等. 稻鸭复合系统的温室气体排放及其温室效应 [J]. *环境科学学报*, 2009, 29(2): 420-426. [ZHAN Ming, CAO Cou-gui, WANG Jin-ping, *et al.* Greenhouse Gas Emissions from an Integrated Rice-duck System and its Global Warming Potentials (GWPS) [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(2): 420-426.]
- [77] DATTA A, NAYAK D, SINHABABU D, *et al.* Methane and Nitrous Oxide Emissions from an Integrated Rainfed Rice-fish Farming System of Eastern India [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 129(1/2/3): 228-237.
- [78] 袁伟玲, 曹凑贵, 李成芳, 等. 稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH₄ 和 N₂O 温室效应及经济效益评估 [J]. *中国农业科学*, 2009, 42(6): 2052-2060. [YUAN Wei-ling, CAO Cou-gui, LI Cheng-fang, *et al.* Methane and Nitrous Oxide Emissions from Rice-fish and Rice-duck Complex Ecosystems and the Evaluation of their Economic Significance [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2009, 42(6): 2052-2060.]
- [79] LIU S, HU Z, WU S, *et al.* Methane and Nitrous Oxide Emissions Reduced Following Conversion of Rice Paddies to Inland Crab-fish Aquaculture in Southeast China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(2): 633-642.
- [80] 吴绍华, 虞燕娜, 朱江, 等. 土壤生态系统服务的概念、量化及其对城市化的响应 [J]. *土壤学报*, 2015, 52(5): 970-978. [WU Shao-hua, YU Yan-na, ZHU Jiang, *et al.* Soil Ecosystem Services: Concept, Quantification and Response to Urbanization [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52(5): 970-978.]
- [81] KOOHAFKAN P, ALTIERI M A. Globally Important Agricultural Heritage Systems: A Legacy for the Future [R]. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011.
- [82] 闵庆文, 张碧天. 中国的重要农业文化遗产保护与发展研究进展 [J]. *农学学报*, 2018, 8(1): 221-228. [MIN Qing-wen, ZHANG Bi-tian. Review on Conservation and Development Study of Important Agricultural Heritage System in China [J]. *Journal of Agriculture*, 2018, 8(1): 221-228.]
- [83] 孙业红, 闵庆文, 成升魁, 等. 农业文化遗产旅游资源开发与区域社会经济关系研究: 以浙江青田“稻鱼共生”全球重要农业文化遗产为例 [J]. *资源科学*, 2006(4): 138-144. [SUN Ye-hong, MIN Qing-wen, CHENG Sheng-kui, *et al.* Relationship between Tourism Resources Development and Regional Social and Economic Development in Agricultural Heritage Site-taking “Traditional Rice-Fish Agriculture” of Qingtian County as an Example [J]. *Resources Science*, 2006(4): 138-144.]
- [84] 孙业红, 闵庆文, 成升魁. “稻鱼共生系统”全球重要农业文化遗产价值研究 [J]. *中国生态农业学报*, 2008(4): 991-994. [SUN Ye-hong, MIN Qing-wen, CHENG Sheng-kui. Value of the GIAHS-China Traditional Rice-fish System [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2008(4): 991-994.]
- [85] 张颖, 张彩南. 青海省祁连山国家公园生态文化服务价值评价 [J]. *环境保护*, 2019, 47(14): 56-60. [ZHANG Yin, ZHANG Cai-nan. Evaluation of Ecosystem Cultural Services in Qilian Mountain National Park, Qinghai Province [J]. *Environmental Protection*, 2019, 47(14): 56-60.]
- [86] DOU Y, ZHEN L, DE GROOT R, *et al.* Assessing the Importance of Cultural Ecosystem Services in Urban Areas of Beijing Municipality [J]. *Ecosystem Services*, 2017, 24: 79-90.

作者简介: 李文博(1996—), 男, 安徽合肥人, 主要从事稻田生态种养研究。E-mail: 2286740808@qq.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.1028

林丽梅,何秀玲,韩雅清.生态认知、关系网络对村民生活垃圾合作治理行为的影响:基于福建省501份村民问卷数据的实证分析[J].生态与农村环境学报,2021,37(10):1301-1309.

LIN Li-mei, HE Xiu-ling, HAN Ya-qing. Impact of Rural Residents' Ecological Cognition and Relationship on Their Cooperative Behavior in the Domestic Garbage Management: Based on the Survey Data of Fixed Observation Points in Rural Areas of Fujian Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1301-1309.

生态认知、关系网络对村民生活垃圾合作治理行为的影响： 基于福建省501份村民问卷数据的实证分析

林丽梅¹, 何秀玲², 韩雅清³ (1. 福建江夏学院公共事务学院, 福建 福州 350108; 2. 福建农林大学马克思主义学院, 福建 福州 350002; 3. 福建江夏学院金融学院, 福建 福州 350108)

摘要:厘清村民参与生活垃圾合作治理的行为逻辑,对于提升农村生态环境整治水平具有重要的理论和实践意义。基于福建省501份村民问卷调查数据,利用结构方程模型分析生态认知、关系网络对村民生活垃圾合作治理行为的作用机制,并以人口统计变量和村庄特征为调节变量进行多群组分析,检验相似模型在不同群组间的差异。结果表明,行为态度、主观规范等生态认知与关系网络对村民生活垃圾合作治理行为具有显著正向影响,关系网络对行为态度和主观规范具有显著正向影响。对村民生活垃圾合作治理行为影响效应最大的因子是关系网络,其次是行为态度,影响最小的是主观规范。多群组分析结果显示,来自较小规模村庄的受教育程度高、高收入、男性村民群体的合作治理行为动力来源于其生态认知和关系网络的共同作用,而受教育程度低、低收入、老年群体的生态认知依赖于关系网络,但生态认知未能较好地转化为实际的合作治理行为。

关键词:生活垃圾合作治理行为; 关系网络; 行为态度; 主观规范

中图分类号: X323 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1301-09

Impact of Rural Residents' Ecological Cognition and Relationship on Their Cooperative Behavior in the Domestic Garbage Management: Based on the Survey Data of Fixed Observation Points in Rural Areas of Fujian Province.

LIN Li-mei¹, HE Xiu-ling², HAN Ya-qing³ (1. College of Public Administration, Fujian Jiangxia University, Fuzhou 350108, China; 2. College of Marxism, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 3. College of Finance, Fujian Jiangxia University, Fuzhou 350108, China)

Abstract: It is of great theoretical and practical significance to clarify the behavioral logic of rural residents' participation in the cooperative treatment of domestic garbage to improve the level of rural ecological environment renovation. Based on the survey data of 501 rural residents in Fujian Province, Structural Equation Modeling (SEM) was used to estimate the impact of rural residents' ecological cognition and relationship on their cooperative behavior in their domestic garbage management. The results show that rural residents' ecological cognition of attitude toward the behavior (ATT) and subjective norm (SN) have significant positive impacts on their cooperative behavior. The relationship not only directly affects their cooperative governance behavior, but also indirectly affects the cooperative governance behavior through the ATT and SN. The relationship is the largest influence on the cooperative garbage management behavior of rural residents, followed by ATT, and the least is SN. The results of multi-group analysis show that the relationship and ecological cognition of different types of rural residents groups have significant differences on their governance behaviors. In particular, ecological cognition has not been well transformed into their actual cooperative governance behavior.

Key words: cooperative garbage management behavior; relationship; attitude toward the behavior; subjective norms

收稿日期: 2020-12-21

基金项目: 福建省自然科学基金(2019J05126); 福建省中国特色社会主义理论体系研究中心项目(FJ2019ZTB037); 福建省社会科学规划项目(FJ2018B034)

随着农村经济的快速增长和村民生产生活方式的转变,农村生活垃圾排放量与日俱增,组成成分也趋于多样化。生活垃圾排放失控,严重破坏了农村原有的环境自净系统,原本可以自然消纳的生活污染物因超出环境自净能力,而成为农村环境污染的主要来源。2014 年住房和城乡建设部启动农村生活垃圾专项治理行动,提出要用 5 a 时间实现农村生活垃圾处理率达到 90% 的目标。然而,农业农村部通报显示,截至 2018 年底,全国还有近 1/4 的农村生活垃圾没有得到收集和处理,“垃圾围村”现象仍然存在^[1]。党的十九大报告指出,要“构建政府为主导、企业为主体、社会组织和公众共同参与的环境治理体系”,公众参与成为影响生态环境治理成效的关键因素^[2]。农村生活垃圾治理本质上是以一定场域为支撑的小规模公共物品的合作供给行为,具有集体行动属性,需要集体成员共同参与才能取得成效^[3]。因此,厘清村民参与生活垃圾合作治理的行为逻辑,对于提升农村生态环境整治水平具有重要的理论和现实意义。

针对农村生活垃圾治理问题,已有文献主要从理论和实证两方面开展相关研究。理论方面,诸多学者聚焦于治理模式^[4]、治理政策变迁^[5]、治理体系构建^[6]、治理主体结构^[7]等问题,而基于上述问题的阐释,学者们形成了对村民参与生活垃圾治理重要性的共识,并持续关注以村民为主体的生活垃圾协同治理模式的构建。实证方面,当前学者们主要围绕村民参与生活垃圾合作治理的意愿、行为及其影响因素开展研究^[8-10]。而概括村民合作治理意愿与行为影响因素的研究发现,除个体、家庭特征以及治理情境等因素^[2,8-10],生态认知因素也备受关注。王学婷等^[8]通过环境评价、环境意识和环境容忍度等具体指标复合表征心理认知因素,林丽梅等^[2]将其划分为行为态度、主观规范、知觉行为控制 3 个维度,崔亚飞等^[9]则在此基础上增加了习惯性启发和行为意向维度。此外,不少学者将环保意识、责任认知和环境价值观等作为心理因素的单一表征,纳入实证模型之中^[10-12]。

综上所述,当前学者对于生态认知影响因素主要依赖数据可得性和模型适配性进行选择,缺乏系统性和全面性。而采用复合方式表征生态认知因素的研究,对其影响效应的验证通常采用综合取值方法,难以发现影响因素之间的结构关系,并且可能出现伪相关问题。此外,对于在农村公共产品供给集体行动中发挥重要作用的关系网络变量,村民生活垃圾合作治理行为研究较少涉及。鉴于此,笔

者依据计划行为理论,以行为态度、主观规范表征生态认知,同时将关系网络作为核心变量,利用全国农村固定观察点 501 位村民的大样本数据构建结构方程模型,验证两者对村民生活垃圾合作治理行为的影响效应,并通过多群组结构方程模型分析核心变量在不同群体间的影响效应差异,进而针对农村生态环境治理问题提出相应的政策建议。

1 理论分析与研究假设

20 世纪 60 年代开始,环境行为研究开始被环境心理学、环境教育学和环境社会学等领域的学者们所关注,学者们试图建立新的人与环境的关系模式和社会价值观范式,并在生态认知对环境行为的影响作用方面达成共识,认为生态认知是有效识别和解释村民环境行为规律的根本因素^[4]。村民的生态认知实质上是其对农村生态环境和社会环境的感知基础上,形成的关于生产生活方式对农村生态环境影响的心理认知,包括对减少自然环境破坏必要性及其自身责任的态度认知,以及在感知周边重要人物相应态度和行为基础上为回避批评和融入社会而形成的主观规范。计划行为理论阐释了生态认知对环境行为影响机理的完整框架,通过权衡行为的潜在决定因素,认为个体的环境行为往往由其行为态度、主观规范、知觉行为控制等生态认知综合决定^[13]。由于生活垃圾治理行为属日常的习惯性行为,不存在较明显的客观能力限制,村民对此通常具有较强的自主行为控制能力,因此笔者仅选取行为态度、主观规范 2 个方面对生态认知进行表征。因此,该研究提出如下研究假设:假设 1 (H1),村民行为态度正向影响其生活垃圾合作治理行为;假设 2 (H2),村民主观规范正向影响其生活垃圾合作治理行为。

农村生活垃圾合作治理往往具有一定的外溢性,村民个体理性选择与村庄集体理性选择不一致导致的“搭便车”现象普遍存在。农村地区相对封闭,且多呈“片状”分布,每个封闭的“片状”范围即为一个具有复杂乡土关系的小规模熟人社会,这个熟人社会形成的关系网络成为农村社会公共产品供给中“搭便车者”边缘化的重要工具^[14]。关系网络作为村庄非正式社会规范形成的重要载体,不仅能够通过成员间的互动交流提高信任度,弱化集体行动中的“搭便车”心理,知识和信息资源共享还可弱化信息不对称对村民参与积极性的不良影响。因此,提出如下研究假设:假设 3 (H3),村民关系网络正向影响其生活垃圾合作治理行为。

社会关系网络理论认为社会是由多个社会行动者及他们间的关系组成的集合,行动者关系要素包括文化、制度、组织等纽带关系^[15]。熟人社会关系是农村社区治理的重要基础,由于存在一定的封闭性,乡村特有的关系纽带及结构在促使村民适应乡村经济社会发展变化中发挥着不可替代的重要作用。在农村生活垃圾治理事务中,村民关系网络一方面通过关系网络大小影响村民信息资源的获取,并通过信息交流强化其态度认知;另一方面,村民在决定是否实施合作治理行为时的主观规范心理效应来自其所感知到的社会规范、重要人群的行为方式,而这类规范的感知大部分来源于其所处关系网络的“同群效应”。因此,提出如下研究假设:假设 4(H4),村民关系网络正向影响其行为态度;假设 5(H5),村民关系网络正向影响其主观规范。

基于上述理论分析构建理论研究模型,如图 1 所示。村民行为态度和主观规范等生态认知影响其生活垃圾合作治理行为。村民的关系网络不仅影响其治理行为,而且对其生态认知产生影响。因此,关系网络对治理行为的影响效应来源于直接效应和通过生态认知产生的间接效应,生态认知则在关系网络-治理行为关系中起中介作用。

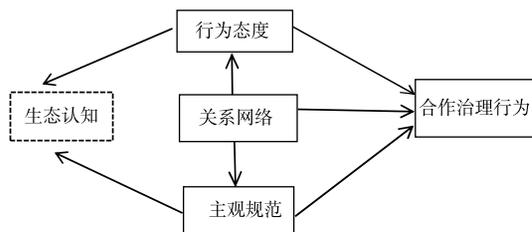


图 1 理论研究模型
Fig. 1 Conceptual model

2 研究设计与样本特征

2.1 数据来源与样本特征

研究使用的数据来自课题组于 2019 年 4—5 月在福建省 9 个设区市开展的问卷调查,样本的获取遵循分层抽样和随机抽样相结合的原则。首先,根据经济发展水平在每个设区市选取 2 个县(市、区),再根据人口规模在每个县(市、区)分别选取 2 个乡镇,进而根据距离镇中心距离分别在每个乡镇选取 3 个村庄,最后在每个村庄随机抽取 4~5 位村民。以接受过多次培训的研究生组建团队,开展村民一对一的问卷访谈,并由调查员根据村民的明确表述来填制问卷。共收集 506 份问卷,对样本数据

进行缺失值、异常值处理后,最终获得有效样本数为 501 份,有效率为 99.01%。样本村民的基本情况统计见表 1。

表 1 样本描述性分析

Table 1 Description of sample farmers

指标	类别	占比/%
性别	男	64.35
	女	35.65
受教育水平	小学及以下	28.14
	初中	52.89
	高中(中专)	16.97
	大专及以上学历	2.00
个人年收入	≤2 万	48.91
	>2~3 万	27.74
	>3~4 万	14.17
	>4 万	9.18
年龄	30 岁及以下	2.20
	31~45 岁	17.96
	46~60 岁	48.30
	61 岁及以上	31.54
家庭总人口数	3 人及以下	22.95
	4~5 人	46.91
	6~8 人	28.94
	9 人及以上	1.20
是否村干部	是	12.95
	否	87.05

2.2 变量定义

将村民生活垃圾合作治理行为划分为垃圾分类行为、生活垃圾定点倾倒行为和生活垃圾集中处理费用支付行为,将 3 类行为进行二分类变量处理,即有发生某项行为赋值 1,未发生相应行为赋值 0。根据上文分析,生态认知通过行为态度与主观规范 2 个变量表征。其中,行为态度由村民参与生活垃圾合作治理的必要性和重要性 2 个变量表征,主观规范则由家人支持感知与村民参与感知 2 个变量表征。关系网络通过近 2 a 人情年均支出、村民交往频率和村干部交往频率加以表征。所有变量的赋值及统计描述见表 2。

2.3 研究方法

由于生活垃圾合作治理行为、生态认知等变量均具有多维、难以直接测量和可能存在主观测量误差等特征,该研究采用测量与分析整合为一的结构方程模型方法。该方法可对难以直接观测的潜变量进行观测和处理,还可估计测量过程中变量的测量误差。测量模型为

$$X = \Lambda_x \xi + \delta, \quad (1)$$

$$Y = \Lambda_y \eta + \varepsilon. \quad (2)$$

式(1)~(2)中,2个测量模型依次反映的是外衍潜在变量(行为态度、主观规范、关系网络)、内衍潜在变量(治理行为)与其观测变量(ξ 、 η)间的关系; Λ_x 、 Λ_y 分别为联结X变量与 ξ 变量、Y变量与 η 变量的系数; δ 和 ε 分别为X变量和Y变量的误差。

结构模型反映的是外衍潜在变量(行为态度、

主观规范、关系网络)和内衍潜在变量(治理行为)的关系。模型方程为

$$\eta = B\eta + \Gamma\xi + \zeta \quad (3)$$

式(3)中, B 为 η 变量的回归系数; Γ 为 ξ 变量对变量 η 影响的回归系数; ζ 为 η 的误差。

表2 变量赋值与统计描述

Table 2 Definition of (key) variables and descriptive statistics

潜变量	显变量	变量赋值	最小值	最大值	均值	标准差
治理行为	生活垃圾分类行为(DB1)	基本不会=0,经常会=1	0	1	0.583	0.494
	生活垃圾定点投放行为(DB2)	基本不会=0,经常会=1	0	1	0.736	0.300
	生活垃圾处理费支付行为(DB3)	没有支付=0,有支付=1	0	1	0.454	0.499
行为态度	村民参与生活垃圾集中治理的必要性(ATT1)	完全没必要=1,基本没必要=2,一般=3,有必要=4,非常必要=5	1	5	4.044	1.011
	村民参与对提高治理成效的作用(ATT2)	完全没用=1,基本没用=2,一般=3,较有用=4,作用非常大=5	1	5	3.928	1.016
主观规范	其他村民会参与生活垃圾处理(SN1)	非常不同意=1,较不同意=2,一般=3,比较同意=4,非常同意=5	1	5	3.960	0.957
	家人支持参与合作治理(SN2)	非常不同意=1,较不同意=2,一般=3,比较同意=4,非常同意=5	1	5	4.044	0.919
关系网络	2017—2018年人情年均支出(RN1)	≤800元=1,>800~1500元=2,>1500~2000元=3,>2000~5000元=4,>5000元=5	1	5	2.769	1.386
	与同村村民的交往频率(RN2)	从不交往=1,偶尔交往=2,一般=3,频繁交往=4,经常交往=5	1	5	3.383	1.121
	与村干部的交往频率(RN3)	从不交往=1,偶尔交往=2,一般=3,频繁交往=4,经常交往=5	1	5	3.167	1.153

2.4 信度与效度分析

为确保研究结论的可信性和有效性,对量表进行信度和效度检验,结果如表3所示。通过Cronbach的 α 值和组合信度检验样本数据的信度,问卷整体 α 值为0.795,治理行为、行为态度、主观规范和关系网络的 α 值均在0.8以上,说明各项测量指标的一致性良好。同时,各潜变量的组合信度值也都大于0.8,所有潜变量的抽取平方提炼方差值均高于评价标准0.5,说明模型具有良好的信度。此外,运用SPSS 21.0软件对样本数据进行因子分析,所得结果的KMO值为0.749,方差贡献率为79.375%。综合来看,模型数据适合进行因子分析,表明模型具有较强的建构效度^[19]。

表3 信度与效度检验分析结果

Table 3 Reliability and validity test results of latent variable

潜变量	方差贡献率/%	Cronbach的 α 值	组合信度	平均提炼方差
治理行为	38.361	0.821	0.836	0.719
行为态度	54.602	0.836	0.836	0.721
主观规范	68.419	0.824	0.842	0.640
关系网络	79.612	0.840	0.816	0.596

3 实证结果与分析

3.1 模型适配度检验及模型修正

模型估计所得拟合整体适配度检验指标见表4。总体看来,初步模型适配度尚可,模型与数据之间的拟合度可以接受,但 X^2/df 和残差均方根(RMR)未达到标准,表明模型可进一步优化。根据模型路径系数与修正指数,增加行为态度与主观规范变量之间的残差相关关系。修正后最终模型的 X^2/df 和RMR分别由2.087、0.057减少为1.615、0.032,表明模型整体拟合状况得到优化。SEM各变量的回归结果及模型路径图如图2和表5所示,各变量间的影响效应如表6所示。

3.2 研究假设检验

3.2.1 行为态度对村民生活垃圾合作治理行为的影响

由表5所示的检验结果可知,行为态度对村民生活垃圾合作治理行为的影响路径在0.01水平通过了正向显著性检验。由表6可知,行为态度对治理行为的影响总效应为0.332,强于主观规范的影响效应。

表 4 SEM 整体适配度的评价指标体系及拟合结果
Table 4 Evaluation index system and fitness effects of Structural Equation Modeling

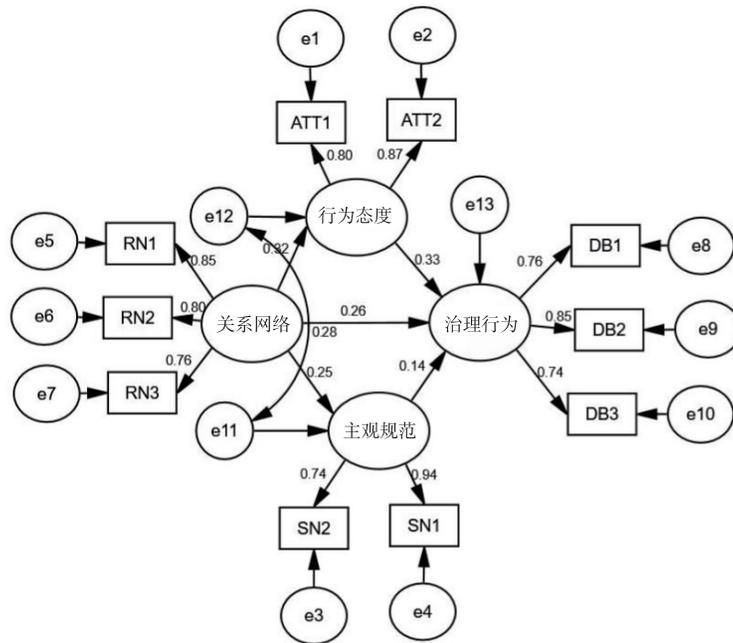
模型适配度指数	统计检验量	建议值	初步模型	最终模型
绝对指数	X^2/df	<2.00	2.087	1.615
	RMR	<0.05	0.057	0.032
	RMSEA	<0.08	0.061	0.046
	GFI	>0.90	0.957	0.969
	AGFI	>0.90	0.923	0.942
增值指数	NFI	>0.90	0.948	0.961
	RFI	>0.90	0.925	0.942
	CFI	>0.90	0.972	0.985
简约指数	PCFI	>0.50	0.670	0.528
	PNFI	>0.50	0.653	0.641
	AIC		112.7	98.4
	CAIC		225.2	215.6

X^2/df 为卡方自由度比值;RMR为误差均方根;RMSEA为近似误差均方根;GFI为拟合优度指数;AGFI为调整的拟合优度指数;NFI为赋范拟合指数;RFI为相对拟合指数;CFI为比较拟合指数;PCFI为简约比较拟合指数;PNFI为鉴于赋范拟合指数;AIC为赤池信息准则;CAIC为一致性赤池信息准则。AIC和CAIC的建议值为同时小于独立模型值和饱和模型值。独立模型AIC为110.0,CAIC为367.8;饱和模型AIC为1273.8,CAIC为1320.7。

进一步观察图 2 所示的路径图发现,村民对其参与生活垃圾治理的必要性及功能认知对行为态度的标准化路径系数分别为 0.80 和 0.87,表明村民的生活垃圾治理态度主要来源于其对治理必要性及自身参与功能的心理认知,对此加以引导将有助于提高村民合作治理的价值认知。

3.2.2 主观规范对村民生活垃圾合作治理行为的影响

由表 5 所示的检验结果可知,主观规范对村民生活垃圾合作治理行为的影响路径在 0.05 水平通过了正向显著性检验。由表 6 可知,主观规范对治理行为的影响总效应为 0.142。与行为态度相比,主观规范对治理行为的解释力相对较弱。进一步观察图 2 所示的路径图发现,主观规范中村民参与感知和家人支持 2 个潜变量对其的标准化路径系数分别为 0.94 和 0.74,表明相较于家人的意见,村民更关注其他村民的行为选择,相似群体参照效应影响其行为决策。鉴于此,可尝试培育合作治理中的“积极分子”,并通过参照效应引导村民提高参与水平。



图中数字表示变量间的标准化影响系数; ATT、SN、RN 和 DB 分别表示行为态度、主观规范、关系网络和治理行为,具体变量含义见表 2; e1~e13 分别表示相应变量的误差项。

图 2 结构方程模型路径

Fig. 2 Path diagram of the modified structural equation modeling

3.2.3 关系网络对村民生活垃圾合作治理行为的影响

由表 5 所示的检验结果可知,关系网络对村民生活垃圾治理行为的影响路径在 0.01 水平通过了

正向显著性检验,关系网络对治理行为的标准化路径系数为 0.255,表明关系网络对治理行为具有正向影响效应。由表 6 可知,关系网络除对村民合作治理行为具有直接影响外,它还通过生态认知对合

作治理行为产生间接效应,影响效应为 0.142。其中,通过行为态度和主观规范产生的间接效应分别为 0.106 和 0.036,表明生态认知对关系网络-治理行为关系具有一定的中介效应,且与主观规范相比,行为态度的中介作用更强。进一步观察图 2 所示测量模型的回归结果发现,关系网络中,人情支出、村民来往频率、村干部来往频率这 3 个观察变量的标准化路径系数分别为 0.85、0.80 和 0.76,说明人情支出水平与村民合作治理行为具有更紧密的同向共变关系,而与村干部的来往频率对其合作治理行为的影响效应相对较小。

表 5 结构方程模型回归结果

Table 5 Hypothesis test results of structural equation modeling (structural model)

路径	非标准化系数	标准误差	临界比率值	标准化路径系数	P 值
行为态度→治理行为	0.141	0.032	4.364	0.332	<0.01
主观规范→治理行为	0.078	0.036	2.149	0.142	0.032
关系网络→治理行为	0.095	0.025	3.743	0.255	<0.01
关系网络→行为态度	0.280	0.060	4.644	0.318	<0.01
关系网络→主观规范	0.172	0.050	3.465	0.253	<0.01

表 6 各变量间的影响效应

Table 6 Effects of farmers' ecological cognition and relationship network on behavior of cooperative garbage management

路径	直接效应	间接效应	总效应
行为态度→治理行为	0.332	—	0.332
主观规范→治理行为	0.142	—	0.142
关系网络→治理行为	0.255	0.142	0.397
关系网络→行为态度	0.318	—	0.318
关系网络→主观规范	0.253	—	0.253

“—”表示变量间不具有影响效应或影响效应未达显著水平。

3.2.4 关系网络对村民行为态度的影响

由表 5 所示的检验结果可知,关系网络对行为态度的影响路径在 0.01 水平通过了正向显著性检验。由表 6 可知,关系网络对行为态度的影响总效应为 0.318,即关系网络对行为态度具有正向影响

效应。表明村民关系网络水平越高,其关于生活垃圾治理的态度认知越积极。这是因为关系网络能在一定程度上传导村民关于生活垃圾合作治理的理念,并将其逐步内化为村民的基础认知和责任意识。

3.2.5 关系网络对村民主观规范的影响

由表 5 所示的检验结果可知,关系网络对主观规范的影响路径在 0.01 水平通过了正向显著性检验。由表 6 可知,关系网络对主观规范的影响总效应为 0.253,即关系网络对主观规范具有正向影响效应,但其对主观规范的影响效应较之行为态度稍弱。表明村民关系网络水平越高,其主观规范意识越强烈。这是因为农村地区相对封闭,村民所处关系网络是其主观规范形成的重要载体,村民通过所在关系网络中相似和重要群体的信息资源共享、价值理念传导或行为参照,逐步内化形成主观规范。

3.3 多群组的结构方程检验

当前,关注环境行为的相关研究多将性别、年龄、受教育程度、收入等作为控制变量纳入模型,结果显示不同性别、年龄、受教育程度、收入水平的群体环境行为表现差异明显^[2,8,10-12]。聚焦村民环境行为的研究还显示,不同村庄规模的村民群体也存在行为异质性^[14]。因此,探讨不同群体的环境行为形成机理差异,对于制定相关政策具有现实意义。

以性别、年龄、受教育程度、收入和村庄规模作为调节变量,进行多群组结构方程分析,检验相似模型在不同群组间的差异。通过对预设模型、协方差相等模型、方差相等模型、路径系数相等模型和模型不变性 5 个模型的适配度进行比较分析,最终选择预设模型作为多群组分析模型。模型的 GFI 数值分别为 0.943 和 0.912,高于 0.90 的标准值;CFI 数值分别为 0.923、0.954,高于 0.95 的理想值;RMSEA 值为 0.02 和 0.049,低于 0.05 的理想值。以上指标说明,多群组分析模型可较好地匹配样本数据,所得多群组分析结果见表 7。

表 7 多群组分析估计结果

Table 7 Estimated results of the Multi-group analysis

路径	性别		年龄		受教育程度		个人年收入		村庄规模	
	男	女	>35 岁	≤35 岁	高中以上	高中及以下	>3 万元	≤3 万元	>800 人	≤800 人
关系网络→行为态度	0.940	1.032**	0.463	0.482	0.092*	0.087**	0.701	0.274**	0.018	1.459
关系网络→主观规范	0.683**	0.088	0.621*	0.592	0.726	0.098	0.003	0.702	0.098	0.006**
行为态度→治理行为	0.679*	0.736**	0.719	0.473	0.251**	1.098	0.901**	0.347	0.117	1.098
主观规范→治理行为	1.832*	0.893**	1.023*	1.083**	0.271**	0.887	0.007	0.001	0.293	1.035
关系网络→治理行为	0.972**	0.394*	0.298**	0.122*	0.606	0.821	0.403**	0.023	1.219	1.321**

表中数值为非标准化路径系数。*、**、*** 分别表示在 10%、5%、1%水平上显著。

表 7 显示,从关系网络对行为态度的影响效果来分析,女性的影响较为显著,而男性不显著;受教育程度低的群体比受教育程度高的群体影响更显著;低收入群体的影响显著,而高收入群体不显著。由此表明,对于男性、高收入村民和受教育程度高的群体,关系网络对其行为态度的正向影响较不显著。这类群体往往具有较强的自主意识和判断能力,容易形成较为稳定的行为态度,使得关系网络对其行为态度的影响作用较为有限。

从行为态度对治理行为的影响效果来分析,女性的影响比男性显著,可能原因是由于“女主内”的家庭分工模式,相对而言男性普遍较少直接从事生活垃圾治理活动。受教育程度较高的群体和高收入群体正向影响显著,但低文化程度和低收入群体的影响不显著。结合关系网络-行为态度与行为态度-治理行为影响路径可以发现,尽管对于受教育程度较低、低收入群体而言,关系网络对行为态度具有显著的正向影响,但这种正向影响效应的延续和显现并不明显,表现为受教育程度较低、低收入群体虽然具有一定的态度认知,但这种态度认知并不一定能促使其付诸治理行动。

从关系网络对主观规范的影响效果来分析,男性影响较为显著,而女性不显著;高年龄组的影响显著,低年龄组不显著;所处村庄规模较小的影响较为显著,所处村庄规模较大的影响不显著。分析原因,可能是因为小规模村庄更具有实现“公共池塘”有效治理的小集团性质,通过对集团成员主观规范的影响达成集体行动。而集团成员中关系网络对男性影响更显著的原因是“男主外”的传统家庭分工,使得男性群体更加重视自身社交网中的舆论影响和社会规范。此外,关系网络对低年龄组群体主观规范的影响不显著,原因是当今互联网时代下低年龄组获取信息的渠道更为多样,导致基于村庄地理范围的关系网络对其规范意识的形成约束性较弱。

从主观规范对治理行为的影响效果来分析,女性的影响比男性更显著;低年龄组的影响比高年龄组显著;受教育程度较高村民的影响显著,而受教育程度较低村民的影响不显著。结合关系网络对主观规范的影响路径进一步归纳发现,对于男性、低年龄组、受教育程度较高的村民,其关系网络对主观规范的影响均不显著,但主观规范对治理行为的影响均较为显著。对此,可能的解释是,在农村地区,男性、受教育程度较高和低年龄组群体往往相互交错,即年轻群体往往具有较高的文化水平,

文化水平较高的群体也多集中在男性村民,这类群体一般具有较丰富的社交网络,村域内关系网络的“同群效应”对其影响较为有限。

从关系网络对治理行为的影响效果来分析,男性的影响比女性更为显著;高年龄组的影响比低年龄组更加显著;高收入群体的影响显著,而低收入群体的影响不显著;村庄规模较小的影响显著,规模较大的影响不显著。由此说明,关系网络对男性、高年龄组和高收入村民群体具有更强的潜在监督与约束作用。村庄规模越小,关系网络的影响效应越显著,原因是小规模村庄的村民所处社交网络具有更强的同质性,其所带来的“同群效应”更为明显,村民会碍于“面子”或“群体压力”而修正行为决策。

4 研究结论与政策启示

4.1 研究结论

利用结构方程模型,系统分析关系网络和生态认知对村民参与村域生活垃圾合作治理行为的影响,并以村民的性别、年龄、受教育程度、收入和村庄规模作为调节变量,验证研究假设是否与不同群组匹配。所得主要结论如下:

(1)生态认知对村民生活垃圾合作治理行为具有显著正向影响;关系网络对村民合作治理行为不仅具有直接显著正向影响,而且通过生态认知对治理行为具有显著正向的间接影响。

(2)对村民生活垃圾合作治理行为影响效应最大的是关系网络,其次是行为态度,最小的是主观规范;关系网络对行为态度的影响效应大于其对主观规范的影响;生态认知在关系网络与治理行为关系间的整体中介效应一般,且相比而言,行为态度的中介作用略强于主观规范。

(3)多群组分析结果表明,以性别为调节变量时,男性的关系网络对其生态认知和治理行为的影响更显著,但较于女性村民,其生态认知对治理行为的影响更不显著。不同性别村民群体的治理行为形成机理存在一定差异,男性治理行为形成的高效路径为关系网络—主观规范—治理行为,女性则为关系网络—行为态度—治理行为。利用关系网络提升女性村民对于治理行为的态度认知和强化舆论效应、同群效应对男性村民的约束和引导作用对于优化合作治理行为非常关键。以年龄为调节变量时,年轻群体的村域关系网络未对其生态认知和治理行为有显著影响效应,治理行为动机来源于内化的态度认知和主观规范;对于年老群体而言,

虽然关系网络对生态认知的形成具有显著影响,但也许受限于行为能力,生态认知却未能较好地转化为治理行为。受教育程度和收入为调节变量的检验结果揭示,受教育程度较低和低收入群体的关系网络能促使其提高对合作治理行为的正确认知,但相比受教育程度较高和高收入群体,这种认知较难转化为治理行为。提高受教育程度和收入水平能有效促进生态认知转化为实际的治理行为。以村庄规模为调节变量的分析结果显示,较小规模村庄的村民关系网络对生态认知和治理行为具有显著正向影响。

4.2 政策启示

(1) 创新农村人居环境整治宣传教育措施,提升并内化村民的生态认知。政府部门应基于条幅、广播、口头告知等传统宣传方式,探索创新农村人居环境整治宣传措施,实现潜移默化地提升村民对治理工作重要性以及“谁污染谁治理”等生态认知。可结合传统乡风文明建设为村民提供形式活泼的生活垃圾治理主题文化活动,将宣传教育与乡风民风建设相融合,提高村民对宣教内容的接受程度,使其真正意识到治理效益和自我参与价值,树立正确的生态理念,并将生态理念内化于心,外化于行,使得合作治理行为不再是注重“面子”的理性行为决策,而是源自“里子”的潜意识自觉行为。

(2) 加大力度培育和发展非正式组织,充分发挥关系网络的引导约束作用。政府部门应加大力度鼓励和支持非正式组织的培育和发展^[16],加强村民之间的网络联系和信任水平,促进知识和信息在不同群体之间的共享,并注重发挥合作治理事务中“积极分子”的示范带头作用,强化“同群效应”的正面影响。与此同时,以各类非正式组织为载体,通过某些约定俗成的规范和惯例对网络内村民形成无形的监督和约束,以降低村民参与生活垃圾合作治理集体行动的搭便车心理,促成集体行动的实现。此外,还可借助非正式组织宣传生态文明思想、乡村人居环境整治和生活垃圾治理的益处,纠正村民对农村环境治理的认知偏差。

(3) 完善村民参与与表达机制,提高村民参与积极性和能力。政府部门应完善村民参与村域环境治理的机制建设,树立村民权利主体意识,提高参与意识和参与能力。公共事务有效治理之道在于将个体利益和集体利益最大程度地融合,以调动“理性人”个体的参与积极性和主动性,因而,充分的利益表达和有效的利益实现是提升村民参与水平的基础。由此,不断完善利益表达渠道,制定“自

下而上”和“自上而下”相结合的决策制度成为村民参与机制建设的首要任务。再者,面对村民参与能力不高的困境,应注重加强对村民参与能力的培育,从思想根源上启发村民积极主动参与生活垃圾治理,并在日常治理事务中,让村民自己主动出主意、想办法,行使民主权利^[17],并通过宣传、示范、奖励等方式,加大村民参与的资源投入,保证村民参与的物质基础。

参考文献:

- [1] 农业农村部.全国近 1/4 村生活垃圾未得到收集和处理 [EB/OL].(2018-09-28) [2020-10-12].http://www.ce.cn/xwzx/gnsz/gdxw/201809/29/t20180929_30414063.shtml.
- [2] 林丽梅,刘振滨,黄森慰,等.农村生活垃圾集中处理的农户认知与行为响应:以治理情境为调节变量[J].生态与农村环境学报,2017,33(2):127-134. [LIN Li-mei, LIU Zhen-bin, HUANG Sen-wei, et al. Cognition and Behavioral Responses of Farmers to Centralized Disposal of Rural Domestic Refuse: With Governance Situation Set as Regulatory Variable[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, 33(2): 127-134.]
- [3] OSTROM E. Governing the Commons [M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1990: 68.
- [4] 杜焱强,刘瀚斌,陈利根.农村人居环境整治中 PPP 模式与传统模式孰优孰劣? 基于农村生活垃圾处理案例的分析[J].南京工业大学学报(社会科学版),2020,19(1):59-68,112. [DU Yan-qiang, LIU Han-bin, CHEN Li-gen. On Efficiency Difference of PPP Mode and Traditional Mode in Rural Environmental Governance: A Comparative Analysis Based on Domestic Waste Disposal Cases [J]. Journal of Nanjing Technology University (Social Science Edition), 2020, 19(1): 59-68, 112.]
- [5] CIGLER B A. Pre-Conditions for the Emergence of Multicommunity Collaborative Organizations [J]. Review of Policy Research, 1999, 16(1): 86-102.
- [6] 单菲菲,包国宪.社会价值建构视角下的村庄治理绩效实现路径:广州市下围村“蝶变”的案例研究[J].公共管理学报,2018,15(4):139-148,156. [SHAN Fei-fei, BAO Guo-xian. The Performance Realization Path of Village Governance in the Perspective of Social Value Construction: A Case Study of “Butterfly Metamorphosis” in Xiawei Village [J]. Journal of Public Management, 2018, 15(4): 139-148, 156.]
- [7] ANSELL C, GASH A. Collaborative Governance in Theory and Practice [J]. Journal of Public Administration Research and Theory, 2008, 18(4): 543-571.
- [8] 王学婷,张俊飏,何可,等.农村居民生活垃圾合作治理参与行为研究:基于心理感知和环境干预的分析[J].长江流域资源与环境,2019,28(2):459-468. [WANG Xue-ting, ZHANG Jun-biao, HE Ke, et al. Study on Participation Behavior of Rural Residents Living Garbage Cooperative Governance: An Analysis Based on Psychological Perception and Environmental Intervention [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2019, 28(2): 459-468.]

- [9] 崔亚飞, BLUEMLING B. 农户生活垃圾处理行为的影响因素及其效应研究:基于拓展的计划行为理论框架[J]. 干旱区资源与环境, 2018, 32(4): 37-42. [CUI Ya-fei, BLUEMLING B. Research on the Influencing Factors and Effects of Household Waste Disposal Behavior: Based on the Theory of Planned Behavior[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2018, 32(4): 37-42.]
- [10] 贾亚娟, 赵敏娟. 农户生活垃圾分类处理意愿及行为研究:基于陕西试点与非试点地区的比较[J]. 干旱区资源与环境, 2020, 34(5): 44-50. [JIA Ya-juan, ZHAO Min-juan. Willingness and Behavior of Household Rural Household Garbage Classification and Treatment[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2020, 34(5): 44-50.]
- [11] 张化楠, 葛颜祥, 接玉梅, 等. 生态认知对流域居民生态补偿参与意愿的影响研究:基于大汶河的调查数据[J]. 中国人口·资源与环境, 2019, 29(9): 109-116. [ZHANG Hua-nan, GE Yan-xiang, JIE Yu-mei, et al. A Study on the Influence of Ecological Cognition on River Basin Residents' Willingness to Participate in Ecological Compensation: Based on the Survey Data from Dawen River Basin[J]. China Population, Resources and Environment, 2019, 29(9): 109-116.]
- [12] 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.]
- [13] OLSON M. The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups[M]. Cambridge, USA: Harvard University Press, 1971: 55.
- [14] 唐林, 罗小锋, 黄炎忠, 等. 劳动力流动抑制了农户参与村域环境治理吗? 基于湖北省的调查数据[J]. 中国农村经济, 2019(9): 88-103. [TANG Lin, LUO Xiao-feng, HUANG Yan-zhong, et al. Does Labor Mobility Inhibit Farmers' Participation in Village Environmental Governance? An Analysis Based on Survey Data from Hubei Province [J]. Chinese Rural Economy, 2019(9): 88-103.]
- [15] 张兴宇, 季中扬. 新乡贤参与农村社区治理的路径和实践方式:基于社会关系网络的视角[J]. 南京社会科学, 2020(8): 82-87. [ZHANG Xing-yu, JI Zhong-yang. The Way and Practice of New Able Villagers Participating in Rural Community Governance: Based on the Perspective of Social Network[J]. Nanjing Journal of Social Sciences, 2020(8): 82-87.]
- [16] 何可, 张俊飏. “熟人社会”农村与“原子化”农村中的生猪养殖废弃物资源化利用:博弈、仿真与现实检验[J]. 自然资源学报, 2020, 35(10): 2484-2498. [HE Ke, ZHANG Jun-biao. Energy Utilization of Pig Breeding Waste at the Acquaintance Society and Atomized Society in Rural Areas: Game Analysis, Simulation Analysis and Reality Testing[J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(10): 2484-2498.]
- [17] 芮菡艺, 朱琳, 赵克强, 等. 农村环境质量综合评估方法及实证研究[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(5): 852-856. [RUI Han-yi, ZHU Lin, ZHAO Ke-qiang, et al. Methods for Comprehensive Quality Assessment of Rural Environment and Empirical Research[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2016, 32(5): 852-856.]

作者简介: 林丽梅(1987—), 女, 福建仙游人, 讲师, 博士, 主要从事农村资源与环境管理研究。E-mail: lin_limei07@126.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0175

陈梅英, 黄守先, 张凡, 等. 农业绿色生产技术采纳对农户收入的影响效应研究[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(10): 1310-1317.

CHEN Mei-ying, HUANG Shou-xian, ZHANG Fan, et al. Effect of Adopting Agricultural Green Production Technology on Farmers Income: Data Verification from Tea Farmers[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1310-1317.

农业绿色生产技术采纳对农户收入的影响效应研究

陈梅英¹, 黄守先¹, 张凡^{2①}, 党晴晴³, 夏康耀³, 陈镇³, 袁鹭³ (1. 福建农林大学经济管理学院, 福建福州 350002; 2. 南京农业大学经济管理学院, 江苏南京 210095; 3. 福建农林大学安溪茶学院, 福建泉州 362400)

摘要: 绿色生产技术对于农业高质量发展与乡村振兴具有重要意义。该研究基于福建省茶叶种植户的调查数据, 采用内生转换模型实证分析了绿色生产技术采纳对农户收入的影响及其作用机制。研究表明: (1) 采纳绿色生产技术能显著改善茶农的收入水平。采纳绿色生产技术的茶农, 其家庭年收入可增加 32.60%。(2) 绿色生产技术具有互补效应, 即同时采纳施用有机肥、生物农药 2 种绿色生产技术的茶农, 其家庭收入的提高幅度远大于只采纳 1 种绿色生产技术的茶农。(3) 从作用机制上来看, 采纳绿色生产技术提高了茶叶的市场价格, 从而促进茶农积极扩大茶叶的种植面积, 以便获得规模效应。鉴于此, 政府应当加强对绿色生产技术的推广和应用, 特别是对多项技术联合推广的政策扶持, 并加强绿色技术队伍的建设。

关键词: 绿色生产技术; 农户收入; 内生转换模型

中图分类号: F303.3; X38 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1310-08

Effect of Adopting Agricultural Green Production Technology on Farmers Income: Data Verification from Tea Farmers. CHEN Mei-ying¹, HUANG Shou-xian¹, ZHANG Fan^{2①}, DANG Qing-qing³, XIA Kang-yao³, CHEN Zhen³, YUAN Lu³ (1. College of Economics and Management, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 2. College of Economics and Management, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 3. Anxi college of Tea Science, Quanzhou 362400, China)

Abstract: Green production technology is of great significance to the high-quality development of agriculture and rural revitalization. Based on the survey data of tea growers in Fujian Province, the paper empirically analyzed the effect of green production technology adoption on Farmers' income and its mechanism by using endogenous transformation model. The results show that: (1) the adoption of green production technology can significantly improve the income level of tea farmers. The annual total income of the tea farmers who have adopted green production technology could be increased by 32.60%. (2) Green production technology could have complementary effect. Tea farmers who have used both organic fertilizer and bio pesticide could get far greater family income than those who have only adopted one the two green production technologies. (3) From the perspective of mechanism, the adoption of green production technology makes tea obtain higher market price, and tea farmers are committed to expanding their planting area in order to obtain scale effect. In view of above, the government should strengthen the policy support for the promotion and application of green production technology, especially to encourage the joint promotion of a number of green production technologies, and strengthen the construction of green technology team.

Key words: agricultural green production technology; farmers' income; endogenous transformation regression model (ESR)

长期以来,我国“高肥高药”的粗放型农业生产模式造成了土壤质量下降、环境污染等问题^[1]。推广农业绿色生产是实现农业可持续发展的有效路径。“大国小农”的基本国情决定了我国的农业生产主要以家庭经营为主,农户是农业技术的直接使用者^[2],是传统农业转变为现代农业发展方式

的主力军。2021年中央1号文件在提出“持续推进化肥农药减量增效,推广农作物病虫害绿色防控产

收稿日期: 2021-03-24

基金项目: 国家社会科学基金(20BJY128)

① 通信作者 E-mail: zhangfan19xx@163.com

品和技术”的同时,要求“促进农业高质高效、农民富裕富足”。若农户采纳农业绿色生产技术,能否因此增加收入?其收入效应如何?从农户福利的视角研究如何推广农业绿色生产技术,对促进农业优质发展与乡村振兴具有重要意义。

现有对农业生产技术与农户收入之间关系的研究主要从以下几个方面开展:一是技术进步的作用。技术进步可以提高劳动效率,促进产品升级,影响农户福利^[3-4],显著提升农户收入^[5-6];二是多项技术的采用方式。综合采用多项技术,有利于提高农户的收入^[7];三是收入效应的作用时效。采纳绿色技术带来的长期与短期的收入效应不尽相同^[8]。不过,学界就技术进步是扩大家庭收入的不平等^[9]或是缓和不平等问题^[10]的研究结论未达成一致,且现有文献大多将农户假定为农业生产过程中的独立决策者,而未考虑农户与农户之间可能存在的内生性问题^[11-12],鲜有文献针对农业绿色生产技术对农户的收入影响进行研究。因此,研究仍存在进一步拓展的空间:(1)在探讨农业技术采纳与农户收入的关系时,农户技术决策的自选择及内生性问题可能带来的结果偏差情况如何?(2)农业绿色生产技术对农户收入的影响及其机制如何?(3)不同技术属性特征的农业绿色生产技术对农户的收入效应是否存在差异?

茶叶作为重要的经济作物,是我国不少山区农民的生计基础。习近平总书记指出要“因茶致富,因茶兴业”,发展茶产业对于提高当地茶农收入,提升我国茶产业的国际竞争力意义重大^[13]。但是长期以来我国农户茶叶生产中的高化肥、高农药投入的传统生产方式造成茶叶质量下降,严重破坏了茶园生态环境,因此迫切需要推广茶叶绿色生产技术^[14-15]。2015年,原农业部制定出台《关于打好农业面源污染防治攻坚战的实施意见》,提出“一控两减三基本”的目标;2017年,又制定《开展果菜茶有机肥替代化肥行动方案》,以果菜茶生产为重点,加快推进主要经济作物的绿色发展。

基于此,笔者以茶叶种植户为研究对象,分析茶叶绿色生产技术对茶农收入的影响。根据政府推广的主要绿色技术与茶园管理特征,以农户施用有机肥及生物农药作为农户采纳农业绿色生产技术的指标。在构建绿色生产技术采纳对农户收入影响的理论模型的基础上,基于福建省茶叶主产区茶叶种植农户的实地调查数据,利用内生转换回归模型评估绿色生产技术对农户收入影响的平均处理效应,以及不同技术属性对农户的收入效应差异

与群组差异,进一步检验农业绿色生产技术对农户收入的影响机制。

1 理论分析

在既定的约束条件下,农户作为微观经济活动的主体,当面临多种决策选择机会时,往往会选择能够实现效用最大化的目标方案。即对于理性的农户来说,若绿色生产技术能够给他们带来更大的利润,他们采纳该技术的可能性更大。

农业绿色生产技术可以保障农产品安全,改善农产品品质,提高农产品价格,整体上提升农户收入水平。与化学肥料相比,有机肥能优化土壤结构,提高土壤肥力,改善作物品质;生物农药对非靶标生物影响较小,可改善生态环境,降低农药残留,保障农产品安全。据调研农户反映,相较于化肥,施用有机肥可增加茶叶叶片厚度,使茶汤醇厚;相较于化学农药,施用生物农药在保证茶叶的食品安全上有明显优势。所以茶农通过施用有机肥和生物农药,提升了茶叶品质,保障了茶叶安全,并且提高了茶叶价格,增加了茶农的收入。

此外,不同属性的绿色生产技术影响着农产品的不同属性,会给农户带来不同的收入效应:(1)有机肥有助于提升农产品的搜寻品与经验品属性。有机肥通过培肥地力,提升了农产品的外观质量和口感^[16-17]。质量和口感好的茶叶市场价格普遍更高。(2)生物农药主要影响农产品的信任品属性。农户若施用生物农药,则会减少化学农药用量,降低农药残留。但由于信息的高度不对称,消费者即使饮用后也无法判断茶叶是否安全^[18],优质优价的市场机制失灵^[19],从而抑制了消费者的额外支付意愿。

综上所述,理论上,农户只要是在自愿基础上采纳绿色生产技术,无论是施用有机肥还是生物农药,都会提高茶叶价格,进而提高农户的收入。郑旭媛等^[20]的研究结果显示,农业技术的不同属性,将造成农户不同的农业技术选择偏向。也就是说,不同属性的绿色生产技术对农户的效用不同,农户的采纳程度会不同。

2 研究设计

2.1 数据来源

茶产业是福建省的农业主导产业和民生产业,推广茶叶绿色生产技术是实现茶产业绿色发展的关键举措。近年来福建省政府相继出台了《关于进一步推进茶产业绿色发展的通知》《加快现代茶叶

产业发展实施方案》。在综合考虑茶产业区域布局的前提下,课题组于 2019 年对福建省具有代表性的茶叶主产区泉州安溪、宁德福鼎、漳州华安进行问卷调查,利用分层逐级抽样和随机抽样相结合的原则,每个县选取 3~4 个乡镇,每个乡镇按照同样的抽样原则选取 2~3 个村庄,每个村庄随机抽取 15 个样本农户。所访问的农户均为家中茶叶生产决策者,调研方式为入户调研,即调研队员入户与家庭决策者面对面访谈,调查内容含经营情况、茶园面积、茶叶收入、风险偏好以及有机肥施用和生物农药施用情况等。调研共获得 567 个样本,去除数据缺失的问卷后,有效样本数为 542 个,问卷有效率为 95.59%。

2.2 变量设定

因变量:农户人均纯收入。主要关心绿色生产技术的采纳与农户人均收入之间的因果关系。农户人均收入主要用家庭纯收入与家庭人口数量的比值来表示。为了消除异方差的影响,对农户人均纯收入进行对数化处理。

处理变量:绿色生产技术。将农户同时施用有机肥、生物农药 2 种技术视为采纳了绿色生产技术。若茶农采纳了绿色生产技术赋值 1,否则赋值 0。调查结果显示,施用有机肥(含农家肥)的户数为 325 户,占比 59.96%,而施用生物农药的户数为 191 户,占比仅为 35.24%。此外,2 项技术都采纳的茶农有

131 户(24.17%),反映出当前绿色生产技术的推广效果并不理想。

控制变量:从受访者个人特征、家庭特征、经营特征 3 个方面选择控制变量。其中个人特征包括性别、年龄、受教育程度以及风险偏好等变量^[20]。风险偏好变量的测度从 3 个递进式主观问题中提炼:第 1 个问题是“若您有尝试种植新品种计划,且市场上有 2 种不同新品种,您会选择哪种?产量为 $450 \sim 550 \text{ kg} \cdot (667 \text{ m}^2)^{-1}$ 的新品种 = 1,产量为 $400 \sim 650 \text{ kg} \cdot (667 \text{ m}^2)^{-1}$ 的新品种 = 0”,第 2、3 个问题的选项 1 同第 1 题,选项 0 分别改成“产量为 $350 \sim 800 \text{ kg} \cdot (667 \text{ m}^2)^{-1}$ 的新品种”和“产量为 $300 \sim 900 \text{ kg} \cdot (667 \text{ m}^2)^{-1}$ 的新品种”。假设 3 个问题的结果加总为 A ,取值为 $[0, 3]$,且取值越大,农户越接近风险厌恶型;随后设置变量 R ,取值为 $[0, 1]$,且取值越大,农户越接近风险偏好型。家庭特征包括农户农业劳动力数量、家庭成员社会身份、是否为党员;经营特征包括农户参加合作社情况、茶叶规模(面积)、茶园细碎化程度。

工具变量:为了保证模型的可识别性,选择茶农所在村庄的绿色生产技术采纳比例为工具变量,该变量并不直接影响茶农的家庭收入,但由于农户存在从众效应及示范效应,村庄的绿色生产技术采纳比例对茶农采纳技术的决策具有重要影响。各变量定义及描述性统计结果如表 1 所示。

表 1 变量定义及描述性统计

Table 1 Variable definition and descriptive statistics

变量	变量定义	均值	标准差
年收入	家庭人均年收入的的对数	2.504 3	0.918 8
绿色技术采纳	同时施用有机肥、生物农药 2 种绿色生产技术取值 1,否则为 0	0.241 7	0.428 7
性别	受访者性别,男=1,女=0	0.927 8	0.259 2
年龄	受访者年龄	47.100 0	9.117 4
受教育程度	受访者教育程度	6.816 7	3.320 6
农业劳动力数量	家中农业劳动力数量	3.419 4	1.565 3
家中是否有村干部	家中是否有村干部,是=1,否=0	0.147 2	0.354 8
家中是否有党员	家中是否有党员,是=1,否=0	0.286 1	0.488 1
非兼业程度	茶叶毛收入/家庭总毛收入	0.822 5	0.241 5
种植面积	经营面积	27.534 7	86.549 9
细碎化	块数/经营面积	0.504 7	0.602 6
种植经验	种植茶叶的年限	23.044 4	9.170 2
是否参与合作社	是否参与合作社,是=1,否=0	0.297 2	0.457 7
风险偏好	取值为 0~1,数值越大表示越偏好风险	0.198 3	0.367 2
村级绿色技术采纳	采纳绿色生产技术的受访茶农数/该村庄内受访茶农总数	0.708 0	0.198 9

2.3 模型设定

作为理性经济人,农户选择绿色生产技术以实现效用最大化。假定农户 i 选择绿色生产技术(a)所获得的潜在净收益为 A_a^* ,未选择绿色生产技术

(n)的潜在净收益为 A_n^* ,那么农户选择的条件则为: $A_a^* - A_n^* = A_i^* > 0$,表示农户选择绿色生产技术所获得的净收益大于未选择该技术所获取的净收益(A_i^*)。 A_i^* 表示无法被直接观测的潜变量,用

包含可观测的一系列外生变量的函数来表示,相应地农户是否选择绿色生产技术的决策模型表示为

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

式(1)中, A_i 为农户 i 是否采纳绿色生产技术的决策, $A_i = 1$ 表示农户采纳绿色生产技术, $A_i = 0$ 表示农户未采纳绿色生产技术。构建以下模型以评估采纳绿色生产技术对农户收入的影响效应^[4]:

$$Y_i = \beta'X_i + \gamma'A_i + \varepsilon_i \quad (2)$$

式(2)中, Y_i 为农户的收入水平; X_i 为影响农户收入水平的因素,如个人特征、家庭特征、经营情况以及外部环境; β' 、 γ' 为待估系数; ε_i 为随机误差项。

若农户被随机地分配到技术采纳组与未采纳组,则 γ' 为农户收入的无偏估计。由于不可观测因素同时影响农户采纳绿色生产技术的决策与收入状况, A_i 不能被视为外生变量。若采取常用的普通最小二乘法(OLS)和倾向匹配得分法(PSM)进行分析,意味着农户是否选择采纳绿色生产技术的决策是随机的。但实际上,农户的个人偏好、要素禀赋、管理技能等不可观测变量的影响是无法消除的,是否采纳绿色生产技术的决策是农户基于预期收益分析的自选择,忽视了农户自选择问题,将导致结论可能存在有偏性。因此,采用 CHANDA 等^[21]的内生转换回归模型(ESR),研究农户采纳绿色生产技术的收入效应。

ESR 模型含 2 个阶段的估计:第 1 阶段,使用 Probit 或 Logit 模型估计研究对象的选择方程;第 2 阶段,建立研究对象决定方程,估算研究对象行为选择前后导致的因变量水平变化。该模型采用的方法优点如下:第一是在解决决策存在的自选择问题与内生性问题时,同时兼顾可观测因素与不可观测因素的影响;第二是能分别估计处理组和控制组的影响因素方程,考察各因素的差别化影响;第三是使用全信息最大似然估计方法,可解决有效信息的遗漏问题;第四是实现反事实分析。

构建采纳绿色生产技术对农户收入影响的 ESR 模型:

行为方程(是否采纳绿色生产技术)为

$$A_i = \delta'Z_i + k'I_i + \mu_i \quad (3)$$

结果方程 1(处理组,即采纳农户(a)的收入水平方程)为

$$Y_a = \beta_a'X_a + \varepsilon_a \quad (4)$$

结果方程 2(控制组,即未采纳农户的收入水平方程)为

$$Y_n = \beta_n'X_n + \varepsilon_n \quad (5)$$

式(3)~(5)中, Z_i 为影响农户采纳绿色生产技术的

各类因素; I_i 为工具变量向量,以保证 ESR 模型的可识别性; μ_i 为误差项; Y_a 与 Y_n 分别为采纳绿色技术农户 a 与未采纳农户 n 的收入水平; X_a 与 X_n 为影响农户收入的各种因素; ε_a 与 ε_n 为结果方程的误差项; δ' 、 k' 、 β_a' 、 β_n' 分别为对应变量的系数。

ESR 模型的估计结果给出了各类因素对采纳农户与未采纳农户收入水平的不同影响。通过利用内生转换模型的估计系数,结合反事实分析框架,比较真实情景与反事实假设情景下农户的收入水平期望值,用于估计绿色生产技术对农户收入影响的平均处理效应,评估绿色生产技术对农户收入的总体影响。

采纳绿色技术农户的收入期望值(E)(处理组):

$$E[Y_a | A_i = 1] = \beta_a'X_a + \sigma_{\mu a}\lambda_a \quad (6)$$

未采纳绿色技术农户的收入期望值(控制组):

$$E[Y_n | A_i = 0] = \beta_n'X_n + \sigma_{\mu n}\lambda_n \quad (7)$$

采纳绿色技术农户若未采纳绿色技术的收入期望值:

$$E[Y_n | A_i = 1] = \beta_n'X_a + \sigma_{\mu n}\lambda_a \quad (8)$$

未采纳绿色技术农户若采纳绿色技术的收入期望值:

$$E[Y_a | A_i = 0] = \beta_a'X_n + \sigma_{\mu a}\lambda_n \quad (9)$$

式(6)~(9)中, λ_a 、 λ_n 为逆米尔斯比率; $\sigma_{\mu a}$ 、 $\sigma_{\mu n}$ 为协方差。

实际采纳绿色生产技术的农户,其收入状况的平均处理效应(T_i)可以表示为方程(8)与方程(6)之差:

$$T_i = E[Y_a | A_i = 1] - E[Y_n | A_i = 1] = (\beta_a' - \beta_n')X_a + (\sigma_{\mu a} - \sigma_{\mu n})\lambda_a \quad (10)$$

相应地,未采纳绿色生产技术的农户,其收入状况的平均处理效应(U_i)可以表示为方程(7)与方程(5)之差:

$$U_i = E[Y_n | A_i = 0] - E[Y_a | A_i = 0] = (\beta_n' - \beta_a')X_n + (\sigma_{\mu n} - \sigma_{\mu a})\lambda_n \quad (11)$$

利用 T_i 、 U_i 平均值考察采纳绿色生产技术对农户收入的平均处理效应。

3 结果与分析

3.1 茶农绿色生产技术决策与收入模型联立估计结果

表 2 为绿色生产技术与农户人均纯收入模型的联立估计结果。从表 2 可以看出,用以反映两个阶段独立性的似然比(LR)检验在 5%显著性水平上为正,这表明选择方程与结果方程并不是相互独立

的,即样本存在自选择问题,应采用两阶段方程进行估计。从误差项相关系数来看,未采纳绿色技术农户收入模型的相关系数($\rho_{\mu\alpha}^2$)的估计值为负,且在 1% 的统计水平上显著,表明样本存在自选择问题,且未采纳绿色生产技术的茶农家庭总收入低于样本中茶农的平均收入水平。

表 2 茶农绿色生产技术采纳决策与茶农收入模型联立估计结果

Table 2 Joint estimation results of the model for tea farmers' green production technology adoption decision and their income

变量	绿色生产技术决策模型	茶农收入模型	
		采纳茶农	未采纳茶农
性别	0.482 2	-0.137 2	0.016 1
年龄	0.000 2	-0.023 2***	-0.027 8***
受教育程度	0.063 1**	-0.044 0	0.007 5
农业劳动力数量	0.014 1	0.143 6***	0.105 6***
家中是否有村干部	0.308 5	0.087 7	-0.326 2*
家中是否有党员	0.079 9	-0.110 0	0.022 7
非兼业化	1.148 4***	-0.823 7*	-0.470 9**
种植面积	0.000 5	0.000 8	0.001 5*
细碎化	-0.189 7	-0.748 9***	-0.188 0**
种植经验	0.002 1	0.027 2***	0.012 7*
是否参与合作社	0.260 5	0.094 8	-0.074 2
风险偏好	0.156 3	0.257 8	-0.160 0
村级绿色技术采纳	2.374 3***		
常数项	-4.377 9***	4.475 3***	3.289 1***
$\ln \sigma_{\mu\alpha}^1$		-0.404 8***	
$\rho_{\mu\alpha}^1$		-0.445 8	
$\ln \sigma_{\mu\alpha}^2$			-0.074 9
$\rho_{\mu\alpha}^2$			-1.045 9***
似然比检验(LR)	16.71**		
最大对数似然性	-574.929 3		
样本量	542	131	411

*、**、*** 分别表示在 10%、5% 和 1% 水平上有显著差异。 $\ln \sigma_{\mu\alpha}^1$ 、 $\ln \sigma_{\mu\alpha}^2$ 分别表示采纳和未采纳绿色技术农户收入模型方差的对数; $\rho_{\mu\alpha}^1$ 、 $\rho_{\mu\alpha}^2$ 分别表示采纳和未采纳绿色技术农户收入模型的相关系数。

由表 2 中绿色生产技术决策的影响因素结果可知,个人特征中,受教育程度是影响茶农是否采纳绿色生产技术的关键因素,估计系数为 0.063 1,且通过 5% 的显著性水平检验,可能是因为教育水平高的茶农对于新技术的学习能力较强,接受程度也较高,因此更倾向于采纳绿色生产技术。家庭特征中,非兼业化对技术采纳有正向显著影响,这说明兼业程度越高,茶农越不愿意采纳绿色生产技术,可能是因为施用有机肥需要更多的劳动力,购买生物农药又需要投入更多的资金,而兼业茶农的务农机会成本高,不利于其绿色生产技术的采纳。工具变量方面,村庄绿色技术采纳比例在 1% 统计水平

上显著,且估计系数为正。这说明当村庄采纳绿色生产技术的茶农越多,同村内茶农采纳绿色生产技术的可能性越大。

由表 2 中采纳绿色生产技术和未采纳绿色生产技术的茶农收入影响因素估计结果可知,由于调研的农户平均年龄为 47 岁,总体呈老龄化特征,所以在个人特征中,年龄对 2 类茶农的家庭收入均有显著的负向影响。在老龄化的情况下,茶农的体力和身体健康状况水平均有所下降,无法满足茶园管理所需的劳动力投入需求,导致其获得的茶叶收入更低。家庭特征中,农业劳动力数量对家庭收入具有显著的正向影响,与未采纳绿色技术的茶农相比,采纳绿色技术的农户家中农业劳动力数量对家庭年收入的影响更大。结果还显示,种植规模对两者均有正向影响,且对未采纳绿色技术者影响显著,种植规模越大,茶农家庭收入越高。此外,非兼业化对 2 类茶农家庭收入均为显著的负向影响,说明如果兼业化程度越低,则家庭年收入也越少;采纳绿色生产技术的农户中,非兼业化对其家庭年收入的负向影响更大,说明当前情况下,务工收入明显优于务农收入。经营特征中,土地细碎化程度对 2 类茶农家庭年收入都产生了显著的负向影响,细碎化造成了茶园有效面积的浪费,增加了劳动力和资金投入成本,降低了茶叶产量,从而减少了茶农家庭收入。种植经验对茶农家庭年总收入产生了显著的正向影响,种植经验越丰富,茶农的管理技能越强,越会合理投入要素,越能为茶农获得更高的收入。

3.2 处理效应分析

利用式(8)~(9)进一步测算出采纳绿色生产技术(T)和未采纳技术(U)对茶农收入影响的平均处理效应,结果见表 3。

表 3 茶农采纳绿色生产技术对收入影响的平均处理效应

Table 3 Average treatment effect of green production technology adoption on tea farmers' income

是否采纳绿色生产技术	采纳绿色生产技术	未采纳绿色生产技术	T	U
实际采纳	2.819 6 ^(a)	1.403 4 ^(c)	1.416 2***	
实际未采纳	3.195 9 ^(d)	2.410 2 ^(b)		0.785 7***

*** 表示在 1% 水平上显著; T、U 分别表示采纳和未采纳绿色技术的茶户收入状况的平均处理效应。(a)、(b) 分别代表实际采纳和未采纳绿色技术农户的期望收入;(c)、(d) 分别代表采纳绿色技术的茶农在未采纳时的期望收入和未采纳绿色技术的茶农在采纳时的期望收入。

计算结果显示,采纳绿色生产技术对茶农家庭

年收入有正向的处理效应,且在 1% 统计水平上显著。 T 的估计结果表明,针对采纳绿色生产技术的茶农,倘若他们不采纳该技术,其家庭年人均总收入将下降 59.23%[(2.819 6-1.403 4)/2.819 6],即农户收入福利效应由 2.819 6 下降到 1.403 4。而 U 的估计结果表明,倘若未采纳绿色生产技术的茶农能够采纳绿色生产技术,其收入福利效应由 2.410 2 上升至 3.195 9,增加 32.60%,这说明采纳绿色生产技术能够有效改善茶农收入。

3.3 不同绿色生产技术的处理效应差异

绿色生产技术指的是同时施用有机肥和施用生物农药,由于这 2 种技术在劳动力、技术、资金的约束各不相同,造成施用有机肥的农户数量比施用生物农药的多。采纳不同属性的绿色生产技术对茶农收入的影响可能存在差异。因此,进一步使用内生转换模型在反事实的框架下分别考察 2 种绿色生产技术对茶农收入影响的处理效应。

T 的估计结果表明,单独施用有机肥(或农家肥)和单独施用生物农药的茶农倘若不采纳 2 种技术,其收入绩效分别下降 19.71% 和 10.03%。 U 的估计结果表明,当未施用有机肥或生物农药的茶农施用有机肥或生物农药后,其收入效应将分别提升 22.46% 和 30.68% (表 4)。从平均效应来看,同时采纳 2 种绿色技术的茶农,其家庭收入的提高幅度远大于只采纳 1 种绿色技术的茶农,这表明同时施用有机肥和生物农药对于茶叶价格具有互补关系。

表 4 采纳不同绿色生产技术对茶农收入影响的平均处理效应

Table 4 Average treatment effect of adopting different green production technologies on tea farmers' income

技术类型	采纳技术	不采纳技术	T	U
施用有机肥	2.683 5	2.154 7	0.528 8***	
不施用有机肥	2.949 3	2.408 3		0.541 0***
施用生物农药	2.646 9	2.374 1	0.272 8***	
不施用生物农药	3.012 4	2.305 1		0.707 3***

*** 表示在 1% 水平上显著; T 、 U 分别表示采纳绿色生产技术和未采纳绿色生产技术的平均处理效应。

3.4 采纳绿色生产技术的影响机制分析

采纳绿色生产技术主要通过农产品的市场溢价和规模效应来影响农户的收入。价格效应主要体现在:(1)绿色生产技术将农业生产和环境保护联系起来,在促进农业发展的同时保证农产品的绿色无污染。绿色生产技术要求施用有机肥或生物农药,相比传统的化学投入品价格更为昂贵,工序更为复杂,增加了茶农的生产成本。因此,茶农通

常通过抬高茶叶价格来弥补额外生产成本。(2)相比传统化学投入,绿色生产技术有助于减少茶叶中的农药残留和其他有害物质含量,在保障茶叶安全的同时改善茶叶外观和茶叶口感。但是农产品市场存在信息不对称的情形,消费者无法识别一般农产品和绿色农产品。在这种情况下,采纳绿色生产技术的茶农通常会选择加入合作社等组织,通过质量认证为采纳绿色生产技术的茶叶提供绿色标签,向消费者传递出茶叶的质量信息,使消费者对这种高质量的绿色产品产生更高的支付意愿。

规模效应主要体现在:(1)绿色生产技术的采纳成本较高,茶农必须扩大种植面积以发挥规模效应,降低采纳绿色生产技术的单位面积成本。(2)当前绿色产品拥有广阔的消费市场,在这种情况下茶农会扩大种植面积以占有更多的消费市场。具体的回归结果见表 5。

表 5 采纳绿色生产技术对茶农收入的影响

Table 5 Influence mechanism of green production technology adoption on tea farmers' income

是否采纳绿色生产技术	采纳绿色生产技术	未采纳绿色生产技术	T	U
市场溢价效应				
实际采纳	4.212 4 ^(a)	3.550 4 ^(c)	0.662 0***	
实际未采纳	4.371 1 ^(d)	3.819 6 ^(b)		0.551 5***
规模效应				
实际采纳	3.570 9 ^(a)	2.999 3 ^(c)	0.571 6***	
实际未采纳	3.034 1 ^(d)	2.601 0 ^(b)		0.433 4***

*** 表示在 1% 水平上显著; T 、 U 分别表示采纳和未采纳绿色技术的茶户收入状况的平均处理效应。(a)、(b) 分别代表实际采纳和未采纳绿色技术农户的期望收入;(c)、(d) 分别代表采纳绿色技术的茶农在未采纳时的期望收入和未采纳绿色技术的茶农在采纳时的期望收入。

从表 5 可知,茶农采纳绿色生产技术对其市场溢价平均处理效应在 1% 统计水平上有显著正向影响。从平均期望价格水平来看,在考虑反事实假设下,当采纳绿色生产技术的农户没有采纳绿色生产技术时,其茶叶价格将会下降 0.662 0,下降幅度为 18.65%。当未采纳绿色生产技术的农户采纳绿色生产技术时,其茶叶的价格将会上升 0.551 5,上升幅度为 14.44%。以上分析可以看出,茶农采纳绿色生产技术可以显著提升茶叶的市场溢价,从而提升其福利水平。从平均期望规模来看,在考虑反事实假设下,当采纳绿色生产技术的农户没有采纳绿色生产技术时,其种植规模将会下降 0.571 6,下降幅度为 19.05%。当未采纳绿色生产技术的农户采纳绿色生产技术时,其茶叶的价格将会上升

0.433 4, 上升幅度为 16.66%。以上分析可以看出, 茶农采纳绿色生产技术的同时会增加茶园的种植面积, 以此获得规模效应。

4 结论与建议

基于 2019 年福建茶叶主产区茶农的调查数据, 利用内生转换回归模型(ESR), 从茶农家庭年总收入的维度评估采纳绿色生产技术对茶农收入影响的平均处理效应, 考察不同属性绿色生产技术的影响效应差异, 并进一步检验采纳绿色生产技术对茶农收入的作用机制。研究表明, 采纳绿色生产技术能够有效提高茶农的收入。具体表现为: 第一, 实际采用绿色生产技术的茶农若未采用该技术, 其家庭总收入将下降; 实际未使用绿色生产技术的茶农若使用该技术, 其收入水平将增加。第二, 不同的绿色生产技术的收入效应存在差异。施用有机肥的收入效应高于生物农药技术, 但低于同时采纳 2 种绿色生产技术的收入效应。第三, 从作用机制上来看, 采纳绿色生产技术使得茶叶获得了更高的市场价格, 并且茶农致力于扩大自身的种植面积, 以便获得规模效应。

基于上述研究结论, 可以得出以下政策启示: 第一, 加强对绿色生产技术推广和应用的政策支持, 一方面可以合理布局基层农业技术推广机构, 进一步健全绿色生产技术的推广体系, 另一方面, 对有机肥、生物农药等农资提供一定的物质补贴, 从而提高农户采纳绿色生产技术的积极性。第二, 不同种类的绿色生产技术具有互补效应。因此在绿色生产技术推广体系中, 应坚持肥料与农药相结合, 开展有机肥与农药绿色技术组合示范推广。第三, 加强绿色生产技术推广人员队伍建设, 逐渐壮大绿色生产技术推广队伍, 不断提高技术推广人员以及服务人员的教育素质。

该研究不足之处在于由于数据的可获得性以及便利性, 仅对有机肥和生物农药 2 种绿色生产技术进行研究, 仅以福建茶农为研究对象, 可能会因作物类型不同、农业绿色生产技术不同、种植规模差异及地理环境的改变而对结论产生影响, 需进一步展开相关研究。

参考文献:

- [1] 侯晓康, 刘天军, 黄腾, 等. 农户绿色农业技术采纳行为及收入效应[J]. 西北农林科技大学学报(社会科学版), 2019, 19(3): 121-131. [HOU Xiao-kang, LIU Tian-jun, HUANG Teng, et al. Adoption Behavior and Income Effects of Green Agricultural Technology for Farmers [J]. Journal of Northwest A&F University (Social Science Edition), 2019, 19(3): 121-131.]
- [2] 周建华, 杨海余, 贺正楚. 资源节约型与环境友好型技术的农户采纳限定因素分析[J]. 中国农村观察, 2012(2): 37-43. [ZHOU Jian-hua, YANG Hai-yu, HE Zheng-chu. Analysis on the Limiting Factors of the Adoption of Resource-saving and Environment-friendly Technologies by Farmers [J]. China Rural Survey, 2012(2): 37-43.]
- [3] 王爱民, 李子联. 农业技术进步对农民收入的影响机制研究[J]. 经济经纬, 2014, 31(4): 31-36. [WANG Ai-min, LI Zi-lian. A Study on the Impact Mechanism about Progress of Agricultural Technology to Farmers' Income [J]. Economic Survey, 2014, 31(4): 31-36.]
- [4] 黄腾, 赵佳佳, 魏娟, 等. 节水灌溉技术认知、采用强度与收入效应: 基于甘肃省微观农户数据的实证分析[J]. 资源科学, 2018, 40(2): 347-358. [HUANG Teng, ZHAO Jia-jia, WEI Juan, et al. Cognition of Irrigation Water-saving Techniques, Adoption Intensity and Income Effects in Gansu, China [J]. Resources Science, 2018, 40(2): 347-358.]
- [5] 于滨桐, 李睿, 王雨丝, 等. 技术进步、政府培训与农民增收: 基于辽宁省东港市 444 份地理标志草莓种植农户问卷调查[J]. 农林经济管理学报, 2018, 17(3): 265-274. [YU Bin-tong, LI Rui, WANG Yu-si, et al. Technical Progress, Government Training and Farmers' Income Increase: Based on the Questionnaire of 444 Strawberry Farmers of Geographical Indications in Donggang City, Liaoning Province [J]. Journal of Agro-Forestry Economics and Management, 2018, 17(3): 265-274.]
- [6] 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-qiu. 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.]
- [7] DING S J, MERILUOTO L, REED W R, et al. The Impact of Agricultural Technology Adoption on Income Inequality in Rural China: Evidence from Southern Yunnan Province [J]. China Economic Review, 2011, 22(3): 344-356.
- [8] TAMBO J A, MOCKSHELL J. Differential Impacts of Conservation Agriculture Technology Options on Household Income in Sub-saharan Africa [J]. Ecological Economics, 2018, 151: 95-105.
- [9] 周波, 于冷. 农业技术应用对农户收入的影响: 以江西跟踪观察农户为例[J]. 中国农村经济, 2011(1): 49-57. [ZHOU Bo, YU Leng. The Impact of Agricultural Technology Application on Farmers' Income: A Case Study of Tracking and Observing Farmers in Jiangxi Province [J]. Chinese Rural Economy, 2011(1): 49-57.]
- [10] 马铁群, 孔婷婷. 农业技术进步、劳动力转移与农民收入差距[J]. 华南农业大学学报(社会科学版), 2019, 18(6): 35-44. [MA Yi-qun, KONG Ting-ting. Agricultural Technology Progress, Labor Force Transfer and Regional Rural Income Gap [J]. Journal of South China Agricultural University (Social Science Edition), 2019, 18(6): 35-44.]
- [11] 高晶晶, 史清华. 农户生产性特征对农药施用的影响: 机制与证据[J]. 中国农村经济, 2019(11): 83-99. [GAO Jing-jing, SHI

- Qing-hua. The Impacts of Rural Households' Productive Characteristics on Pesticide Application: Mechanism and Evidence [J]. Chinese Rural Economy, 2019(11): 83-99.]
- [12] 许佳彬, 王洋, 李翠霞. 环境规制政策情境下农户认知对农业绿色生产意愿的影响: 来自黑龙江省 698 个种植户数据的验证 [J]. 中国农业大学学报, 2021, 26(2): 164-176. [XU Jia-bin, WANG Yang, LI Cui-xia. Impact of Farmers' Cognition on the Willingness of Green Production in the Context of Environmental Regulation Policy: Data Verification from 698 growers in Heilongjiang Province [J]. Journal of China Agricultural University, 2021, 26(2): 164-176.]
- [13] 魏博. “国际茶日”诞生 习近平致信! 20 亿茶人看过来 [EB/OL]. [2021-05-30]. http://guoqing.china.com.cn/2020-05/21/content_76072009.htm? a=true&f=pad.
- [14] 赵晓颖, 郑军, 张明月, 等. “茶农+种植合作社”模式下茶农绿色生产行为影响因素分析: 基于委托-代理理论 [J]. 世界农业, 2020(1): 72-80, 130-131. [ZHAO Xiao-ying, ZHENG Jun, ZHANG Ming-yue, et al. Analysis of Green Production Behavior in the “Tea Farmer+Planting Cooperative” Model Based on the Principal-agent Theory [J]. World Agriculture, 2020(1): 72-80, 130-131.]
- [15] 仇焕广, 栾昊, 李瑾, 等. 风险规避对农户化肥过量施用行为的影响 [J]. 中国农村经济, 2014(3): 85-96. [QIU Huan-guang, LUAN Hao, LI Jin, et al. Effects of Risk Aversion on Farmers' Behavior of Excessive Fertilizer Application [J]. Chinese Rural Economy, 2014(3): 85-96.]
- [16] 何传龙, 马友华, 李帆, 等. 减量施肥对菜地土壤养分淋失及春甘蓝产量的影响 [J]. 土壤通报, 2011, 42(2): 397-401. [HE Chuan-long, MA You-hua, LI Fan, et al. Effects of Reducing Fertilizer Application on Vegetable Soil Nutrient Leaching and Spring Cabbage Yield [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2011, 42(2): 397-401.]
- [17] 朱旭君, 王玉花, 张瑜, 等. 施肥结构对茶园土壤氮素营养及茶叶产量品质的影响 [J]. 茶叶科学, 2015, 35(3): 248-254. [ZHU Xu-jun, WANG Yu-hua, ZHANG Yu, et al. Effects of Different Fertilizer Application Systems on Nitrogen Nutrition in Tea Garden Soil and Yield-quality of Tea Plant [J]. Journal of Tea Science, 2015, 35(3): 248-254.]
- [18] 耿宁, 李秉龙. 产业链整合视角下的农产品质量激励: 技术路径与机制设计 [J]. 农业经济问题, 2014, 35(9): 19-27, 110. [GENG Ning, LI Bing-long. Incentive of Agri-Food Quality in the Perspective of Industrial Chain Integration: Technical Path and Mechanism Design [J]. Issues in Agricultural Economy, 2014, 35(9): 19-27, 110.]
- [19] 周洁红, 陈晓莉, 刘清宇. 猪肉屠宰加工企业实施质量安全追溯的行为、绩效及政策选择: 基于浙江的实证分析 [J]. 农业技术经济, 2012(8): 29-37. [ZHOU Jie-hong, CHEN Xiao-li, LIU Qing-yu. Behavior, Performance and Policy Choices of Pork Slaughtering and Processing Enterprises to Implement Quality and Safety Traceability: Based on Empirical Analysis in Zhejiang [J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2012(8): 29-37.]
- [20] 郑旭媛, 王芳, 应瑞瑶. 农户禀赋约束、技术属性与农业技术选择偏向: 基于不完全要素市场条件下的农户技术采用分析框架 [J]. 中国农村经济, 2018(3): 105-122. [ZHENG Xu-yuan, WANG Fang, YING Rui-yao. Farmers' Endowment Constraints, Technical Properties and Agricultural Technology Selection Preferences: An Analytical Framework of Farmers' Technology Adoption under an Incomplete Factor Market [J]. Chinese Rural Economy, 2018(3): 105-122.]
- [21] CHANDA A, MADDALA G S. Methods of Estimation for Models of Markets with Bounded Price Variation under Rational Expectations [J]. Economics Letters, 1983, 13(2/3): 181-184.

作者简介: 陈梅英(1972—), 福建莆田人, 副教授, 博士, 主要从事农业经济与管理方面的研究。E-mail: cmy2816@126.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0832

任国平, 刘黎明, 李洪庆, 等. 基于乡村社会-生态系统脆弱性的国土综合整治时空配置研究[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(10): 1318-1330.

REN Guo-ping, LIU Li-ming, LI Hong-qing, et al. Study on Spatial-temporal Collocation of Integrated Territory Consolidation Based on Rural Social-ecological System Vulnerability[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1318-1330.

基于乡村社会-生态系统脆弱性的国土综合整治时空配置研究

任国平^{1,2,3,①}, 刘黎明³, 李洪庆⁴, 尹罡^{1,2} (1. 湖南城市学院管理学院, 湖南 益阳 413000; 2. 湖南省新型城镇化研究院, 湖南 益阳 413000; 3. 中国农业大学土地科学与技术学院, 北京 100193; 4. 河海大学公共管理学院, 江苏南京 211100)

摘要: 精确评价乡村社会-生态系统脆弱性并识别其空间分异特征是合理制定国土综合整治规划和精准施策、促进乡村可持续发展的基础。该研究针对效率模型权重分配影响评价结果的精确性问题, 引入灾害脆弱性理论的压力冲击因果链分析框架, 界定乡村社会-生态系统脆弱性内涵和形成机理, 构建社会-经济-环境-压力-状态-响应(SEE-PSR)模型的致脆效率评价指标体系, 采用3种效率评价模型对2018年上海市青浦区184个行政村进行评价和比较, 分析其空间分异特征并将研究结果运用于国土综合整治时空配置实践。结果表明, 乡村社会-生态系统在环境、社会、经济等压力变化下所表现出的承脆体状态和综合应对能力过程符合“输入-产出”的系统致脆效率; 采用熵权对抗交叉数据包络分析模型(EW-ACE-DEA)对乡村社会-生态系统脆弱性进行评价, 结果更具可信度和精确性; 2018年该区行政村社会-生态系统脆弱性均值为0.595, 全区值域范围为[0.404, 0.787], 且空间上呈现由东向西逐渐降低的变化趋势; 采用乡村脆弱性等级-脆弱性空间集聚类型的综合配置法, 可合理安排该区国土综合整治时序, 上海市青浦区国土综合整治时空配置类型可划分为5类。该研究丰富了乡村地理学理论, 可为乡村区域治理和区域可持续发展提供决策依据。

关键词: 社会-生态系统; 脆弱性; EW-ACE-DEA模型; 空间分异; 国土综合整治; 时空配置; 青浦区

中图分类号: F119.9 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1318-13

Study on Spatial-temporal Collocation of Integrated Territory Consolidation Based on Rural Social-ecological System Vulnerability. REN Guo-ping^{1,2,3,①}, LIU Li-ming³, LI Hong-qing⁴, YIN Gang^{1,2} (1. College of Urban Management, Hunan City University, Yiyang 413000, China; 2. Hunan New-type Urbanization Institute, Yiyang 413000, China; 3. College of Land Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 4. School of Public Administration, Hohai University, Nanjing 211100, China)

Abstract: The accurate evaluation of rural vulnerability and identification of its spatial differentiation is the basis for rational development planning and accurate implementation of the strategies to promote rural revitalization. Focused on the problem that the weight distribution of efficiency model affects the accuracy of evaluation results, this research studied the framework of stress shock chain analysis with the introduction of disaster vulnerability theory to define the regional social-ecological system vulnerability connotation and formation mechanism. Three kinds of efficiency evaluation models were used to evaluate and compare 184 administrative villages in Qingpu District of Shanghai in 2018, and the comprehensive ranking method of ‘vulnerability grade-fragile spatial agglomeration characteristic-fragile size’ was used to design the sequence of integrated territory consolidation. The obtained results are as follows: (1) The formative process of formation of the combined capacity of the regional social-ecological systems to respond to the differences in vulnerability, resistance, adaptability and resiliency in combination with the change of ‘environment-socio-economic’ pressure was consistent with the vulnerability efficiency of ‘pressure input-capacity output’. (2) The EW-ACE-DEA model based on entropy weight aggregation was more reliable and accurate for the evaluation of regional social-ecological system vulnerability. In the year of 2018, the

收稿日期: 2020-10-15

基金项目: 国家自然科学基金(41471455); 湖南省社科评审课题(XSP17YBZC021, XSP18ZDI035); 湖南省教育厅重点课题(19A086); 湖南省社会科学基金(20JD011); 数字化城乡空间规划关键技术湖南省重点实验室项目(2018TP1042); 湖南省高校青年骨干教师培养项目

① 通信作者 E-mail: renguoping82@163.com

average social-ecological system vulnerability of the administrative village in this region was 0.595, the range of the whole region was [0.404, 0.787], and the spatial trend was gradually decreasing from east to west. (3) According to the comprehensive ranking method of the regional vulnerability grade and the spatial agglomeration characteristic and value of vulnerability, the sequence of integrated territory consolidation in this area can be reasonably planned. The comprehensive regulation of administrative villages in Qingpu District can be divided into five categories: short-term (33 villages), short-medium-term (45 villages), medium-term (41 villages), medium-long-term (38 villages) and long-term (27 villages). The research results could enrich the theory of rural geography and provide decision basis for rural regional governance, rural revitalization and regional sustainable development.

Key words: social-ecological system; vulnerability; EW-ACE-DEA model; spatial differentiation; integrated territory consolidation; spatial-temporal collocation; Qingpu District

作为区域可持续发展的主题,脆弱性起源于自然灾害学,后被广泛应运用至生态学、土地利用变化、可持续发展等领域^[1-2],其内涵由自然脆弱性逐渐演变为涵盖自然、社会、经济、环境等多维度脆弱性^[3];其中,以人地关系为核心的社会-生态系统脆弱性研究成为区域可持续发展研究的热点^[4]。社会-生态系统脆弱性是由暴露于扰动或外部压力后,对扰动的敏感性及综合能力构成的概念集合^[5],深刻影响着区域内农业、农村和农民的发展^[6]。贫困是社会经济发展缓慢与落后的综合表现,与社会-生态系统脆弱性紧密相关^[3]。通过分析人类活动产生的压力作用于长期处于低水平的封闭系统(贫困区域),造成该系统偏离平衡状态并遭受损害的可能性及程度^[1,5],形成“社会发展缓慢、经济落后、生态脆弱导致系统脆弱”的较为成熟的研究范式和逻辑导向^[3]。然而,贫困与发展是区域面临的重要问题^[7],经济发达区域的社会-生态系统在快速的变革压力下作用于业已偏离平衡的系统,使其处于远离平衡状态,同样可能造成系统损害,形成系统脆弱性。由此引入关注的问题:非贫困的发达区域社会-生态系统脆弱性产生过程如何表达?压力下该系统遭受损失的大小及程度如何?以及如何恢复系统平衡?

目前,脆弱性研究在国际全球环境变化人文因素计划(IHDP)、政府间气候变化专门委员会(IPCC)、国际地圈生物圈计划(IGBP)等推动下集中于以下方面:(1)脆弱性主体内容集中于由概念及理论分析^[5]转为灾害^[7]、生态^[8]、水资源^[9]、社会^[10]、经济^[11]等单一系统和人地耦合系统^[4,12]研究,由系统暴露于压力遭受损害及损害程度研究^[13]转为系统脆弱性恢复能力研究^[14];(2)脆弱性影响机理和案例区集中于由系统脆弱性驱动因素和机理的定性研究^[15]转为指标测评的定量研究^[16],由贫困山区、沿海区域^[11]、生态湖区^[17]等脆弱区转为旅游地^[3]、乡村^[18]等陆域。(3)脆弱性评价方法由

综合指数法^[3]、误差反向传播神经网络模型^[11]、集对分析法^[19]等内生性结构累积脆弱性综合评价转为以主成分分析-数据包络分析(PCA-DEA)模型^[20]、超数据包络分析(超DEA)模型^[21]、驱动力-压力-状态-影响-响应-数据包络分析(DPSIR-DEA)模型^[22]、对抗交叉-数据包络分析(ACE-DEA)模型^[23]等外生性环境胁迫致脆效率评价。综上,国内外学者对脆弱性研究取得了不少有价值的成果,但是仍存在不足,主要表现在:(1)采用多权重方法设置脆弱性评价指标权重,以确保评价的客观性和准确性,导致参与系统脆弱性形成的外在干扰和压力指标的致脆直接性被稀释;(2)传统的包络分析(DEA)脆弱性效率评价模型受自评效率极端权重分配原则影响,蓄意割裂评价单元间关联和无法区分有效单元大小,以至于难于在实践中应用评价结果;(3)针对传统DEA脆弱性效率评价模型,计算最优解过程改进后产生的他评效率极端权重分配原则,往往造成评价单元间具有高度关联性,导致评价价值偏大的系统性弊端;(4)微观尺度的脆弱性案例有待充实,特别是村域单元的系统脆弱性表达更加敏感。然而,基于距离熵改进的对抗交叉DEA模型,通过引入距离熵并采用线性加权方法整合自评效率和他评效率间的不确定性进行脆弱性评价,一方面解决了脆弱性评价指标权重设置产生的压力指标致脆直接性和独立性问题,另一方面克服了传统DEA效率评价过程的极端权重分配问题。该方法被国内外学者广泛运用于自然灾害领域的脆弱性评价^[23-24],但利用该模型对乡村社会-生态系统进行脆弱性评价却鲜有报道。鉴于此,研究引入灾害脆弱性理论,在分析区域社会-生态系统脆弱性定义基础上构建脆弱性效率评价指标体系,采用3种效率评价模型对青浦区184个行政村的社会-生态系统脆弱性进行评价和比较,分析其空间分异特征,并将研究结果运用于国土综合整治时空配置实践中,为实现区域可持续发展提供科学借鉴。

1 乡村社会-生态系统脆弱性理论建构

社会-生态系统是人与自然相耦合的复杂适应性系统,不仅包括各类相互联系的生物-地质-物理单元,还涵盖了与其相关的社会-经济-生态主体和制度^[25]。乡村社会-生态系统的开放性使得该系统具有高度的暴露性和敏感性,其对内外环境扰动的高敏感性和低抵抗力,导致该系统在内外环境的扰动下表现出波动且不稳定的状态^[26];其中,内外环境的干扰对社会-生态系统脆弱性程度具有放大或缩小作用^[27];而系统通过自身结构的优化或人为活动措施的调整,改变其脆弱性程度,并增加抵抗风险的能力,进而增强系统的稳定性;该系统过程符合压力-状态-响应(PSR)的分析框架^[28]。因此,借鉴 WISNER 等^[7]的灾害脆弱性 Risk-Hazards (R-H)理论和脆弱性 PSR 分析,结合乡村社会-生态系统特征,研究将乡村社会-生态系统脆弱性定义为:在外在干扰对特定的地理空间社会-生态系统产生多种客观压力,并在不同载体间传导下,乡村相

关载体根据自身资源、结构及管理方式等所表现出的综合状态和应对力,以降低扰动造成的社会-生态系统损失。

乡村社会-生态系统脆弱性与经济社会发展紧密关联。乡村区域原有的传统种植业农业社会-生态系统是一种长期处于低水平均衡状态下相对稳定的封闭系统,是一种不可持续的系统。城镇化、工业化和现代化的快速发展使得乡村原有的系统逐渐变成一个远离平衡状态的开放的可持续社会-生态系统。城镇化、工业化和现代化的发展实质是对所依托的乡村社会-生态系统的一种干扰和压力,对乡村系统的生态环境、社会经济和文化风俗都会产生影响和冲击。一方面,快速发展带来了经济增长、社会就业与生态改善等多维度的综合效益;另一方面,长期以来的掠夺性开发导致人口、资源、环境、发展之间矛盾日益加剧,对乡村社会-生态系统可持续性不断形成压力,笔者遵循脆弱性多维度的压力-状态-响应框架提出乡村社会-生态系统致脆机理(图 1)。

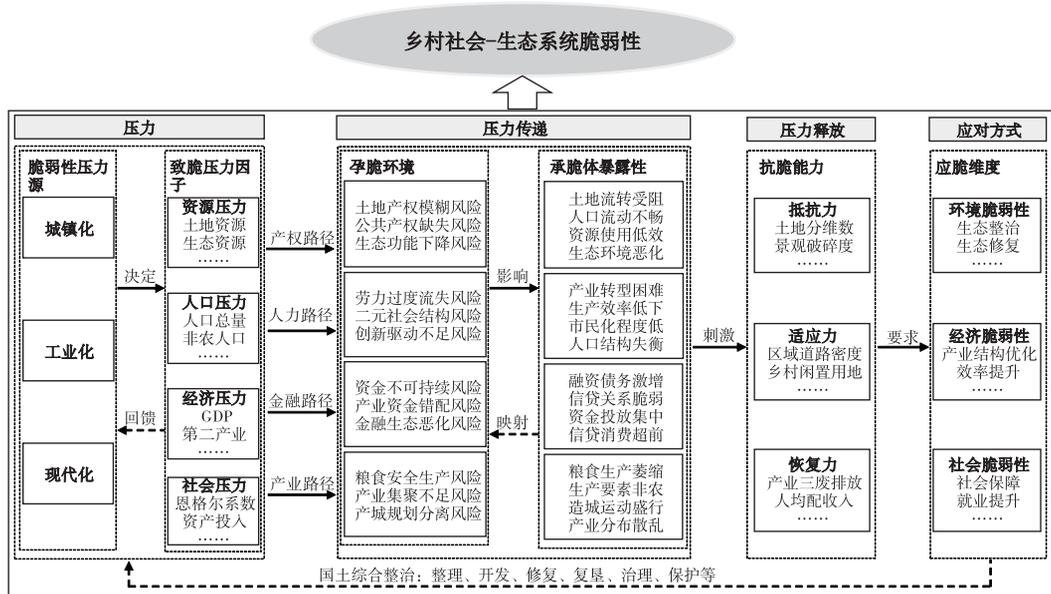


图 1 乡村社会-生态系统脆弱性机理

Fig. 1 The mechanism of rural social-ecological system vulnerability

乡村社会-生态系统脆弱性是在区域城镇化、乡镇工业化和农村现代化综合压力下,由社会系统脆弱性、经济系统脆弱性和生态系统脆弱性共同作用的结果^[3]。其中,区域城镇化通过改变乡村地域的土地类型和结构、人口迁移和就业、生态空间与环境,导致区域生态系统脆弱性风险;乡镇工业化凭借其强大的经济改造能力改变产业类型和效率、

资本流动和配置、消费结构与方式,产生区域生态系统脆弱性风险;农村现代化依靠村民生活方式和价值观念、产权制度和政策、公共服务质量和人口素质的改变,产生区域社会系统脆弱性风险^[29]。随着大规模的产业调整、资本集聚、制度变迁、土地转变、人口转移以及集中化、组织化和规模化的推进,产业、资本、人口、土地之间的相互依赖程度不断加

深,不确定性呈指数化扩大,从而产生公共风险;在快速城镇化、无序工业化和低等现代化作用下,各领域间公共风险相互影响、相互扩散、相互循环,最终产生社会-生态系统脆弱性^[29]。都市城郊作为城镇化、工业化和现代化的前沿阵地,在社会经济变革中通过能流、物流和信息流促进相对封闭的乡村系统快速解构成偏离或远离平衡状态的开放系统,其系统脆弱性的产生过程更具代表性。

2 研究区域、研究方法与研究数据

2.1 研究区域

青浦区处于 30°59'~31°16' N, 120°53'~121°17' E 之间,位于上海市西南部,地处长江三角洲经济圈的中心地带,紧邻江苏省吴江区和浙江省嘉善县,是长三角生态绿色一体化发展示范区的桥头堡,具有承东启西、东联西进的枢纽作用和对华东地区的辐射作用(图 2)。青浦区地势平坦,平均海拔高度在 2.8~3.5 m 之间;全区共有河道 1 817 条,湖泊 21 个。该区总面积为 668.54 km²,其中,农用地面积为 303.58 km²,水面面积为 145.07 km²。内辖淀山湖为上海市最大的淡水湖泊;交通与建设用地面积为 218.61 km²。2018 年青浦区实现地区生产总值 839.57 亿元,农业总产值 20.21 亿元,工业总产值 528.68 亿元,三大产业比例为 2.4:62.9:34.7。据统计,到 2018 年末青浦区总人口 61.49 万人,其中非农业人口 45.57 万人,占全区人口总数的 74.11%。全区共有 8 个镇、3 个街道、184 个行政村。

近 10 a 间,在快速城镇化和工业化等外力驱动下,该区产生了较多的经济、社会、生态环境问题,深刻影响着该区社会-生态系统可持续发展,主要表现为:(1)城镇扩张迅速和非农人口转移规模较大。2008—2018 年间,该区城镇化率年均增长 1.18%,人口总量增长 2.24 倍,户籍人口年均增加 2.32 万人,农村劳动力转移 25.28 万人次等。(2)经济总量持续增长,农业产业下降明显。GDP 总量由 2008 年的 574.29 亿元增加至 2018 年的 839.57 亿元,年均增长 26.58 亿元,然而农业产业比重 10 a 间下降 6.48%。(3)土地利用类型变化幅度明显,生态用地减少规模较大。农业土地利用总面积减少 701.96 hm²,水域面积减少 735.39 hm²,建设用地增加 795.84 hm²^[30]。该区针对上述问题采取各类整治措施,如以郊野公园规划为代表的生态空间修复与功能重塑,以减量化为代表的城乡建设用地格局重构等。但从全域和社会-生态系统脆

弱性视角开展国土空间综合整治,合理安排整治时序,提高国土利用效率和效益、保障国土资源永续利用的研究较为缺乏。

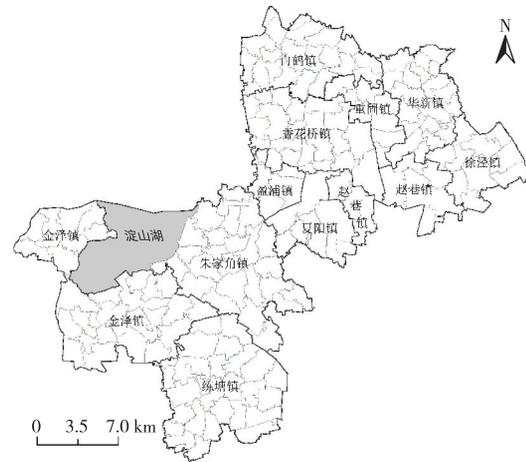


图 2 上海市青浦区位置示意

Fig. 2 Qingpu District in Shanghai City

2.2 研究方法

2.2.1 脆弱性评价指标体系构建

区域社会-生态系统脆弱性涵盖多个维度,为有效评价其脆弱性,需在分析其复杂致脆机理基础上,构建反映因果关联的脆弱性因果链和适合的因果关联模型^[9]。借鉴已有相关成果^[3,4,15,25-26],结合脆弱性定义和形成机理以及国土综合整治对象和目标,构建社会-经济-环境(SEE)和压力-状态-响应(PSR)模型的多因子输入-产出评价指标体系。依据 SEE-PSR 模型,从经济-社会-环境 3 个方面选取 9 个输入因子,表征区域社会-生态系统脆弱性压力;从山水林田湖草受压力后呈现的状态和各主体响应 2 个方面选择 21 个输出因子,表征区域社会-生态系统在压力作用下呈现的资源经济产能效率问题、城乡社会融合问题、生态环境保护等问题(表 1)。SEE-PSR 模型包含社会、经济、环境要素,能有效表征社会、经济和人类活动对社会-生态系统造成的压力,也可通过状态和响应指标表征人类扰动及其最终效应所带来的环境对社会经济的反馈。

2.2.2 脆弱性评价方法

社会-生态系统脆弱性表达为其在外在压力变化下导致致脆压力和孕脆环境变动,造成承脆体状态和综合应对形成的脆弱性差异过程;该过程符合经济学投入-产出效率理论。因此,采用数据包络分析对区域社会-生态系统脆弱性进行评价。该方法是系统投入-产出运行效率的经典模型,被广泛

运用于多个领域^[31]。由于该模型的多样性和模型固有的缺陷,研究采用数据包络分析(CCR-DEA)、对抗交叉数据包络分析(ACE-DEA)和熵权对抗交叉数据包络分析(EW-ACE-DEA)3种模型对脆弱性进行评价和比较。

(1)CCR-DEA 模型。假设有 n 个决策单元,每个样本有 m 个输入, s 个输出,记第 $j(j=1,2,\dots,n)$ 个样本的第 $i(i=1,2,\dots,m)$ 个输入 x_{ij} 和第 $r(r=1,2,\dots,s)$ 个输出 y_{rj} 。假设第 k 个决策单元为被评价决策单元, v_k 和 u_k 为相应的权重系数,其中 $v_k=(v_{1k}, v_{2k}, \dots, v_{mk})^T, u_k=(u_{1k}, u_{2k}, \dots, u_{sk})^T$,求解评价单元(DMU_k)的有效值 CCR 模型为

$$\begin{cases} E_{kk} = \max \sum_{r=1}^s \mu_{rk} y_{rk} \\ \text{s.t.} \sum_{i=1}^m v_{ki} x_{ki} = 1 \\ \sum_{r=1}^s \mu_{rk} y_{rk} - \sum_{i=1}^m v_{ki} x_{ki} \leq 0, \mu_{rk} \geq 0, v_{ki} \geq 0 \end{cases} \quad (1)$$

式(1)中, E_{kk} 为第 k 个评价单元的脆弱性效率。对模型(1)求解 n 次,得到 n 个决策单元的自评效率值。当效率值为 1 时,该决策单元有效;否则,该决策单元无效^[32]。

表 1 青浦区行政村社会-生态系统脆弱性评价指标体系

Table 1 Assessment index system of social-ecological system vulnerability in Qingpu District

目标层	准则层	指标层	单位	指标说明	
经济脆弱性	压力-输入	村域 GDP	万元	表征区域经济整体实力压力	
		二三产业增长率	%	表征非农产业发展压力	
		农业总产值	万元	表征农业产业发展压力	
	状态-输出	年人均收入	万元	表征个体抗脆能力状态	
		家庭资产增加值	万元	表征家庭抗脆能力状态	
		人均消费支出	万元	表征经济运行状态	
	响应-输出	人均可支配收入	万元	表征家庭环境改善能力	
		家庭资产增加值	万元	表征家庭生计资本增值能力	
		道路密度	%	表征区域对外联系能力数据	
	社会脆弱性	压力-输入	城镇化率	%	表征区域非农人口压力
			人口总量	万人	表征区域总人口承载压力据
			人口密度	人·hm ⁻²	表征单位面积人口承载压力数据
状态-输出		人口净流出数	万人	表征社会身份转变响应	
		聚耕比	%	采用居民点与耕地面积比例表征	
		农业从业人数	万人	表征社会就业状态	
		耕地抛荒面积	hm ²	表征农业行为应脆响应	
		粮食产量	t	表征区域粮食安全状态	
		固定资产投资额	万元	表征社会服务抗脆能力状态	
响应-输出		家庭教育支出	%	表征家庭抗脆能力状态	
		乡镇医疗保险覆盖度	%	表征公共医疗抗脆能力状态	
		生态脆弱性	压力-输入	化肥使用量	t
地膜施用量	t			表征农业环境污染压力	
三废排放量	t			表征工业环境污染压力	
状态-输出	植被覆盖率		%	表征区域绿地状态	
	土地退化指数		%	表征区域土地质量状态	
	土地斑块密度		%	表征农业破碎状态	
响应-输出	农业景观分维数	%	表征农业形状状态		
	土地整理面积	hm ²	表征区域生态环境改善力度		
	环保投入	万元	表征区域环境保护力度		
		单位面积粮食产量	kg·hm ⁻²	表征系统粮食生产力	

(2)ACE-DEA 模型。为克服基于自评效率的 CCR-DEA 模型无法区分同时存在多个有效决策单元的脆弱性排序问题,在相关研究基础上,采用基于他评效率的 ACE-DEA 模型。采用 CCR-DEA 模

型计算每个 E_{kk} 值,在保证评价单元得到最大的 E_{kk} 前提下,使其他的评价单元尽可能小的交叉评价价值 E_{ki} 。

$$\begin{cases} E_{ki} = \sum_{r=1}^s \mu_{rk} y_{rk} / \sum_{i=1}^m v_{ki} x_{ki} \\ \min \sum_{r=1}^s \mu_{rk} y_{rk} = \mu_{rk} y_{rk} \\ \text{s.t. } \mu_{rk} y_{rk} \leq v_{ki} x_{ki}, \sum_{i=1}^m v_{ki} x_{ki} = 1, \mu_{rk} \geq 0, \\ v_{ki} \geq 0 \end{cases} \quad (2)$$

式(2)中, E_{ki} 为采用第 k 个单元的最优权重计算的第 i 个决策单元的效率值。

(3) EW-ACE-DEA 模型。为克服 ACE-DEA 模型因高度关联导致评价结果偏高问题, 研究引入距离熵模型对其进行改进^[31]。结合信息熵的定义提出第 k 个属性下的第 i 个评价单元交叉效率 E_{ki} 的熵值 h_{ki} 。

$$h_{ki} = - \left(E_{ki} / \sum_{k=1}^n E_{ki} \right) \times \ln \left(E_{ki} / \sum_{k=1}^n E_{ki} \right) \quad (3)$$

引入距离熵的概念, 第 k 个评价单元他评效率和自评效率的距离熵函数为

$$d_{ki} = |h_{ki} - h_{kk}|, k = 1, 2, \dots, n \quad (4)$$

式(4)中, h_{ki} 为 DUM_k 的他评交叉效率; h_{kk} 为 DUM_k 的自评交叉效率。

距离熵的实际意义为值越小, 自评与他评间的不确定性越小, 即一致性越好, 集结权重越大。评价单元 DUM_k 的他评效率集结权重的公式为

$$\gamma_{ki} = |d_{ki}| / \sum_{k=1, i \neq k}^n |d_{ki}| \quad (5)$$

利用线性加权法确定最终脆弱性效率:

$$E_k^* = \theta E_{kk} + (1 - \theta) \sum_{k=1, i \neq k}^n \gamma_{ki} E_{ki} \quad (6)$$

式(6)中, E_k^* 为第 k 个评价单元的综合脆弱性效率; θ 为评价系数, $\theta \in [0, 1]$, 研究取值为 0.5^[24]。

2.2.3 脆弱性评价结果检验方法

(1) 空间相关性分析。为验证 ACE-DEA 模型因关联导致评价结果偏高问题, 采用 GeoDa095 软件的空间自相关分析法对该方法得到的脆弱性空间集聚特征进行研究^[30]。

(2) 脆弱性分异指数分析。为比较 3 种模型对社会-生态系统的脆弱性评价结果, 研究构建分异指数对社会-生态系统脆弱性差异进行比较^[29]。

$$D = \sqrt{\sum_{j=1}^n [(R_j / \bar{R}_1 - 1)]^2 / n} \quad (7)$$

式(7)中, D 为脆弱性分异指数, \bar{R}_1 为标准化脆弱性指数的平均值; n 为评价单元个数。

2.2.4 基于行政村社会-生态系统脆弱性的国土综合整治时空配置方法

国土综合整治是针对区域资源利用效率低、空间结构失衡、生态环境破坏等问题所开展的整理、开发、修复、治理和保护等措施, 以提高全域国土利用效率和效益^[33]; 作为国土综合整治的重要环节, 时空配置主要依据区域特征、发展定位、迫切程度等对区域进行集中连片整治和有步骤、有计划的时空规划^[34], 具有空间集聚性和时间迫切性等特征。时间维度源于国土综合整治工程的复杂性和长期性, 脆弱性等级越高, 迫切程度越大, 整治规划越靠前。空间维度源于国土综合整治对象的差异性和区域性, 强调实施的适宜性, 脆弱性集聚性越大, 整治规划越优先。然而, 国土综合整治实践中形成的“整治适宜性高低-整治成本考量-整治可行性评价-整治由易到难时空配置”的成本型整治逻辑, 忽视了整治空间客观性和时间有序性的全域时空统筹, 以至于难以发挥整治的集聚效应和协同效应。因此, 研究在“整治成本”不作为国土综合整治至关重要的考虑因素假设下, 依据区域社会-生态系统脆弱性空间差异, 采用区域“脆弱性等级(时间性)-脆弱性集聚(空间性)”综合配置法, 构建时间上有序可依、空间上布局合理和目标组合系统化的国土综合整治时空配置体系。具体方法:(1)以 5 a 为整治周期, 将整治时序确定为近期、近中期、中期、中远期和远期;(2)采用 ArcGIS 的图层叠加功能, 将脆弱性等级和脆弱性空间集聚结果进行叠加, 以确定各年度行政村配置时序;(3)以乡镇为统筹单位。

2.3 数据来源与处理

2.3.1 数据来源

研究采用的地理空间数据来源于上海市规划与国土资源局提供的 2018 年 1:5 000 土地利用现状图, 采用 ArcGIS 提取村级行政单元的行政界线和地类面积。社会统计数据来源于 2019 年的《青浦区统计年鉴》《青浦区乡镇统计年鉴》《青浦区村年度农业报告》《青浦区农业统计年鉴》《青浦区乡镇工业发展报告》《青浦区林业统计年鉴》《青浦区环境调查报告》《青浦区环境状况公报》《青浦区建设用地减量化报告》《青浦区郊野公园规划》等。

2.3.2 数据处理

参照 TD/1014—2007《第二次全国土地调查技术规程》进行地类转换, 分成耕地、园地、林地、草地、建设用地、交通用地、水域和未利用地 8 类; 河流、道路、水系空间数据从土地矢量图中提取; 将矢量图转换成像元为 5 m 的栅格图, 使用 Fragstats 3.3

软件提取闲置用地斑块数、景观分维数、土地斑块密度。利用 ArcGIS 软件的空间统计功能计算道路密度和水网密度;由于无法分割淀山湖边界,故水域面积不包含淀山湖面积。根据《上海市青浦区土地利用总体规划(2006—2020 年)》,夏阳、盈浦和香花桥为青中区域,金泽镇、朱家角镇和练塘镇为青西区域,徐泾镇、重固镇、白鹤镇、赵巷镇、华新镇为青东区域。

3 结果与分析

3.1 不同模型脆弱性评价结果分析

3.1.1 不同模型脆弱性评价结果比较

(1)青浦区社会-生态系统脆弱性差异显著。3 种模型评价的青浦区社会-生态系统脆弱性(V_{S-E})结果显示:EW-ACE-DEA 模型的 V_{S-E} 均值为 0.595,取值范围为[0.345,0.852],其中最小值为金泽镇的蔡浜村(0.345),最大值为徐泾镇的光联村(0.852);ACE-DEA 模型的 V_{S-E} 均值为 0.677,取值范围为[0.994,0.438],其中最小值为练塘镇的大新村(0.438);CCR-DEA 模型的 V_{S-E} 均值为

0.639,青浦区 V_{S-E} 值最大($V_{S-E} = 1$)的行政村为 15 个,最小值为金泽镇的蔡浜村(0.406)。

(2)村域社会-生态系统脆弱性空间集聚性差异较大。为验证 ACE-DEA 模型因关联导致评价结果偏高问题,研究对 3 种模型的 V_{S-E} 值进行空间自相关分析(表 2)。在 5% 显著水平下,EW-ACE-DEA、ACE-DEA 和 CCR-DEA 模型的 Z 值分别为 5.613、14.684 和 9.576,均高于临界值 1.96,通过显著性检验;但 ACE-DEA 模型的 Moran's I 值明显高于其他 2 种模型。该结果客观地验证了何亚伯等^[9]、李璐等^[24]关于 ACE-DEA 模型评价结果偏大而导致其空间关联性差异的结论。同时,根据 3 种模型 V_{S-E} 值的局部空间自相关结果(表 2)可知,由于 CCR-DEA 模型权重极端分配导致 V_{S-E} 值的 5 种集聚类型分散于该区,其中非显著区(NN 区)66 个,高值集聚区(HH 区)24 个,低值集聚区(LL 区)34 个。然而,ACE-DEA 模型 V_{S-E} 值的 5 种集聚类型却非常显著,其中 HH 区 53 个,LL 区 51 个,总面积为 181.152 km²。相比而言,EW-ACE-DEA 模型 V_{S-E} 值的 5 种集聚类型分布较为均匀。

表 2 不同模型行政村脆弱性自相关对比

Table 2 Auto-correlation comparison of different models for assessment of rural vulnerability

DEA 模型	Moran's I 值	Z 值	HH 区/个	HL 区/个	LH 区/个	LL 区/个	NN 区/个
CCR-DEA	0.275	9.576	24	31	29	34	66
ACE-DEA	0.784	14.684	53	27	22	51	31
EW-ACE-DEA	0.468	5.613	32	45	26	37	44

HH 区为高值集聚区,HL 区为高低值集聚区,LH 区为低高值集聚区,LL 区为低值集聚区,NN 区为非显著区。

(3)村域社会-生态系统脆弱性差异显著。由于篇幅原因,研究截取 11 个乡镇中 V_{S-E} 值处于前 3 位的行政村,对 3 种模型的差异进行比较(表 3)。ACE-DEA 模型评价价值显著高于其他 2 种模型;而 CCR-DEA 模型评价结果无法区分有效单元(光联村、民主村、联盟村等);ACE-DEA 模型评价价值虽然克服了有效单元无法区分的问题,但由于关联原因导致评价价值偏大,造成采用 V_{S-E} 值进行脆弱性等级划分时特征不明显。相比之下,EW-ACE-DEA 模型评价价值区分度明显,既保证了 CCR-DEA 模型评价结果的分布趋势,同时评价结果更加趋于平滑。

3.1.2 不同模型脆弱性评价结果检验

为进一步检验 3 种模型对 2018 年青浦区社会-生态系统脆弱性评价结果的差异性,研究构建脆弱性分异指数(式 7),对不同评价结果进行检验。

由表 4 可知,EW-ACE-DEA 模型分异指数最大,为 0.614,表明采用该方法的评价结果对于不同

行政村的评价价值具有较好的区分度;同时,EW-ACE-DEA 模型下的 4 个检验指标均处于最小值。该验证结果表明:(1)EW-ACE-DEA 模型可以克服 CCR-DEA 模型由于极端权重分配导致的评价价值难以区分问题和 ACE-DEA 模型由于强关联导致的评价价值偏大和集聚问题;(2)EW-ACE-DEA 模型评价价值可以较好地地区分多样本的差异性。因此,EW-ACE-DEA 模型的 V_{S-E} 值更具可信度,故将其作为脆弱性等级划分的依据。

3.2 基于 EW-ACE-DEA 的脆弱性评价结果分析

(1)2018 年青浦区社会、经济和经济子系统 V_{S-E} 均值为社会子系统(0.612) > 经济子系统(0.589) > 生态子系统(0.548),社会子系统脆弱成为该区脆弱性的重要原因。由图 3 可知,社会子系统脆弱性由中部向东西部递增,中部区域成为社会脆弱性低值区,源于较为均衡的压力下区域公共服务的投入大和覆盖面广,其从业人数、道路密度、家

庭教育支出和医疗保险覆盖度居于全区之首；而东部区域的脆弱性最大，源于过高的环境压力下社会的应对能力相对低下造成。经济子系统脆弱性沿该区中轴线向南北递增，该区双经济中心的特殊经济区位成为抵抗经济脆弱性的重要原因。生态脆弱性由西部向东部递增，生态系统脆弱性呈现明显

的两级分化格局。这主要源于多元规划限制，青西区域在水源涵养地的规划制约下严格限制开发程度，加之区域整理项目的大力推进，造成生态脆弱性低；而青东区域因生态禀赋较差及高度的经济和环境压力，导致生态脆弱性较高。

表 3 2018 年青浦区行政村脆弱性评价对比

Table 3 The comparison of vulnerability assessment for administrative villages in Qingpu District for the year of 2018

乡镇	行政村	CCR-DEA 模型 脆弱性指数	ACE-DEA 模型模型 脆弱性指数	EW-ACE-DEA 模型模型 脆弱性指数	排序结果 ¹⁾
徐泾镇	光联村	1.000	0.994	0.852	1
	民主村	1.000	0.987	0.843	3
	联民村	1.000	0.979	0.824	7
华新镇	嵩山村	1.000	0.992	0.812	8
	北新村	0.812	0.846	0.776	23
	坚强村	0.843	0.891	0.765	25
赵巷镇	垂姚村	0.799	0.826	0.789	22
	金汇村	1.000	0.986	0.772	24
	崧泽村	0.811	0.868	0.762	27
重固镇	中新村	0.792	0.814	0.764	26
	新联村	0.768	0.822	0.744	29
	郑店村	0.819	0.834	0.738	31
夏阳镇	塘郁村	1.000	0.988	0.841	4
	塔湾村	0.924	0.947	0.833	5
	枫泾村	0.872	0.896	0.811	9
盈浦镇	贺桥村	0.784	0.792	0.759	28
	天恩桥村	0.765	0.803	0.742	30
	南横村	1.000	0.967	0.731	32
香花桥镇	金星村	1.000	0.955	0.849	2
	朝阳村	0.878	0.899	0.827	6
	杨元村	0.718	0.762	0.706	61
白鹤镇	王泾村	0.647	0.751	0.641	64
	杜村	0.614	0.767	0.598	66
	沈联村	0.597	0.695	0.527	71
朱家角镇	万隆村	0.644	0.681	0.612	65
	小江村	0.588	0.624	0.564	70
	张家圩村	0.512	0.589	0.508	72
练塘镇	北埭村	0.487	0.522	0.477	110
	金前村	0.471	0.534	0.468	113
	练东村	0.452	0.637	0.424	135
金泽镇	田山庄村	0.486	0.592	0.445	123
	金姚村	0.442	0.543	0.421	142
	王港村	0.419	0.504	0.405	143

1) 排序结果依据 EW-ACE-DEA 模型评价结果。

表 4 不同模型的行政村脆弱性评价结果检验

Table 4 Evaluation results of administrative village vulnerability by different models

DEA 模型	分异指数	方差	平均绝对误差	平均相对误差	均方根误差
CCR-DEA	0.449	0.467	0.125	0.197	0.103
ACE-DEA	0.258	0.618	0.157	0.365	0.205
EW-ACE-DEA	0.614	0.347	0.089	0.157	0.028

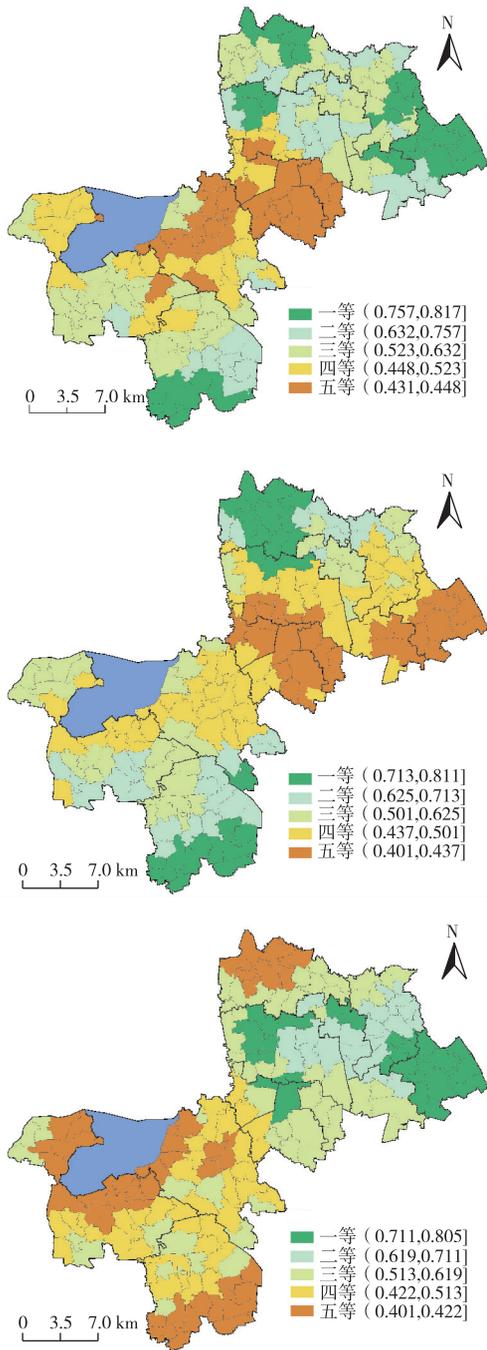


图3 2018年青浦区社会-经济-生态系统脆弱性
Fig.3 Socio-economic-ecosystem vulnerability in Qingpu District for the year of 2018

(2)由EW-ACE-DEA模型评价可知,青东区域的 V_{s-E} 均值为0.723,为高脆弱性区域;主要因为该区域紧邻上海市中心商贸区,承担着人口和产业转移功能,在资源环境、社会和经济压力快速增加的背景下,虽然其抵抗力增强,但是适应力和恢复力远低于该区其他乡镇,特别是景观分维数(1.18)、土地破碎度(5.52个· km^{-2})和三废排放(209.57t)远高于全区指标均值,造成该区域45个

行政村的脆弱性较高。青中区域的 V_{s-E} 值高于青东区域,但 V_{s-E} 均值小于青东区域,为0.659;主要因为该区中心在压力冲击下,人均收入持续提升且始终贯彻土地集约利用政策,导致其抵抗力和恢复力高,脆弱性较低。青西区域3个乡镇的85个行政村 V_{s-E} 值较小,为0.402,主要因为该区域为水源涵养地,经济社会发展相对缓慢,导致其压力输入小,特别是建设用地面积、GDP、第二产业比例远小于其他乡镇;该区域的委托经营模式导致其景观分维数和斑块密度较小,土地较为规整,区域适应力高;2007年以来该区推行环境改善措施,家禽养殖场整体搬迁,乡镇企业向园区集中和农村集体建设用地减量化,提升了区域恢复力。

(3)运用ArcGIS的自然断点划分方法对2018年青浦区社会-生态系统脆弱性等级进行划分(表5和图4)。根据划分结果,该区社会-生态系统脆弱性等级可分成5个等级,空间上呈现由东向西逐渐降低的变化趋势。脆弱性三等的个数和面积最大,分别为49个和193.43 km^2 ,主要分布在青中区的朱家角镇和白鹤镇;脆弱性一等的区域面积为61.12 km^2 ,占区域总面积的9.14%,主要分布在青东和青中区的徐泾镇、夏阳镇和香花桥镇;脆弱性四等和五等的行政村集中分布在青西区的练塘镇和金泽镇, V_{s-E} 值范围为[0.404, 0.623],包含75个行政村。

表5 2018年青浦区行政村脆弱性等级

Table 5 The grades of vulnerability assessment for administrative villages in Qingpu District for the year of 2018

脆弱性等级	等级标准	样本量	面积/ km^2	面积占比/%
一等	(0.746, 0.787]	21	61.12	9.14
二等	(0.711, 0.746]	39	112.89	16.89
三等	(0.623, 0.711]	49	193.43	28.93
四等	(0.538, 0.623]	43	166.21	24.86
五等	[0.404, 0.538]	32	134.87	20.17

3.3 基于行政村的 社会-生态系统脆弱性的国土综合整治时空配置结果分析

依据区域社会-生态系统脆弱空间差异,采用ArcGIS进行图示化,得到青浦区国土综合整治时空配置方案(图5和表6)。

(1)近期整治的行政村为33个,主要为排名前列、脆弱性等级高且处于HH区内的11个乡镇, V_{s-E} 均值为0.853,面积为135.84 km^2 ,占区域总面积的20.32%,集中分布在青东和青中区域。该区域城镇化、工业化水平较高,通过不断完善基础设施的整

治方式提升区域经济发展,增强抵抗力;针对产业粗放式整治,集中开展针对土地破碎和零乱的土地

整理措施,提高适应力和恢复力,降低区域脆弱性。

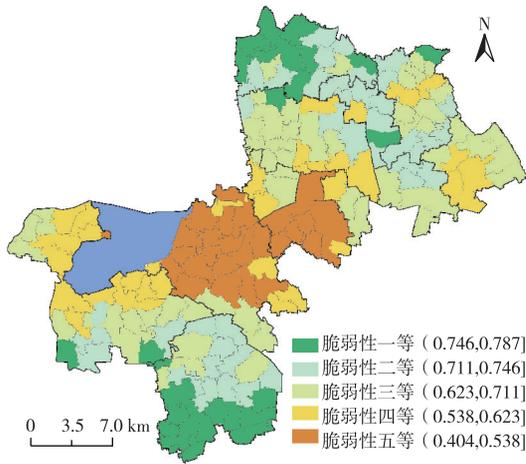


图 4 2018 年青浦区社会-生态系统脆弱性空间分布
Fig. 4 Spatial distribution of social-ecological system vulnerability in Qingpu District for the year of 2018

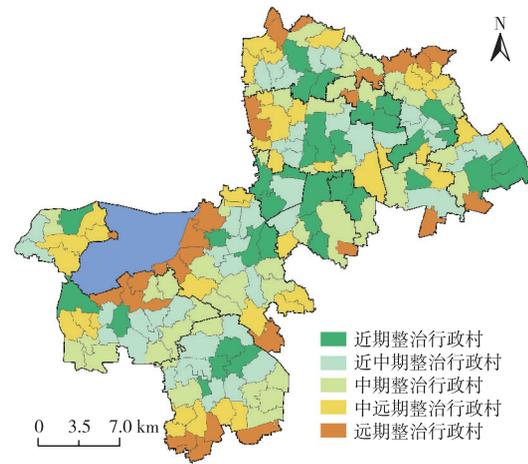


图 5 青浦区行政村整治配置分布
Fig. 5 Distribution of integrated territory consolidation collocation in Qingpu District

表 6 青浦区行政村整治时空配置

Table 6 Spatial-temporal collocation of rural integrated territory consolidation of Qingpu District

分类	集聚类型	脆弱性等级	个数	面积/km ²	主导依据	优势
近期	HH 类型	一等	33	135.84	脆弱性高值扩散效应	示范效应
近中期	LH 类型	一等、二等	45	164.57	脆弱性高值极化效应	阻隔效应
中期	HL 类型	二等、三等	41	139.89	脆弱性低值极化效应	成本效应
中远期	LL 类型	三等、四等	38	127.95	脆弱性低值扩散效应	协同效应
远期	NN 类型	五等	27	100.28	脆弱性排序	疏解效应

HH 区为高值集聚区,HL 区为高低值集聚区,LH 区为低高值集聚区,LL 区为低值集聚区,NN 区为非显著区。

(2) 近中期整治的行政村数量为 45 个,占总量的 24.46%,整治面积为 164.57 hm²,主要为脆弱性一等和二等区域, V_{s-e} 均值为 0.769,空间上呈现“S”型,分布在香花桥(5 个)、白鹤镇(5 个)以及西部的朱家角镇(6 个)、练塘镇(7 个)和金泽镇(8 个)。该区主要开展以郊野公园为载体的土地综合整治措施,通过改善区域生态质量、有机整合农田林网,继续提升适应力,以达到降低脆弱性的目的。

(3) 中期整治的行政村面积为 139.89 km²,为 HL 集聚区,包含 41 个行政村, V_{s-e} 均值为 0.651。由于该区域为高值凸地,整治成本较低,因此采取区域特色和生态环境友好的整治模式,建设可推广的新农村示范点,以点串线形成土地、资源、生态要素集约高效利用的空间体系,提升承脆体的抵抗力和适应力。

(4) 中远期整治的行政村为 38 个,总面积为 127.95 km²,为 LL 扩散区, V_{s-e} 均值为 0.651。该区

域整治重点为发挥低脆弱性行政村的协同优势,结合乡村聚落的传统特征,以环境影响小的乡村旅游为产业优化方向,提高产业整治效率,完善旅游服务公共性设施,以提高承脆体的抵抗力和恢复力。

(5) 远期整治的行政村为 27 个,脆弱性等级为五等,是脆弱性最低的区域,集中分布在金泽镇、朱家角镇、练塘镇和白鹤镇。由于该区域为农业生态区,有生态保护、控制、恢复以及发展农业产业的要求,整治的重点为对生态敏感区的聚落和人口、产业逐渐疏解,减少强人类活动对生态涵养区的干扰;加强生态环境综合治理,锚固生态基地,后植生态优势,构建优美和谐的生态空间,发展生态友好型模式,实现示范区生态优势转型和提质;通过利益反哺的造血机制,将减量化产生的建设用地指标进行腾挪,保障和提高集体经济组织的收入,减少因落后造成对生态系统的干扰行为,提升生态系统的稳定性。

4 结论与讨论

4.1 结论

(1) 社会-生态系统脆弱性是区域社会-生态系统在环境-社会-经济压力变化下导致致脆压力和孕脆环境变动,造成承脆体状态和响应差异的过程,该过程符合输入-产出的致脆效率。

(2) 基于熵权对抗交叉的 EW-ACE-DEA 效率评价模型,对区域社会-生态系统脆弱性评价结果更具可信度和精确性。该模型能克服 CCR-DEA 模型极端权重分配导致的蓄意割裂评价单元间关联和无法区分有效单元大小造成脆弱性排序困难问题和 ACE-DEA 模型“保大压小”原则计算最优解导致评价单元高度关联性造成的评价结果偏大问题。EW-ACE-DEA 评价结果显示,青浦区村域社会-生态系统脆弱性差异显著且空间集聚明显。2018 年该区行政村社会-生态系统脆弱性均值为 0.595,全区值域范围为[0.404, 0.787],且空间上呈现由东向西逐渐降低的变化趋势。

(3) 作为区域人地关系再调适过程,国土综合整治具有问题导向性、空间性、效率性、公平性等特征;作为国土综合整治的重要环节,时空配置主要依据区域特征、发展定位、迫切程度等对区域进行集中连片整治和有步骤、有计划的时空规划,具有空间集聚性和时间迫切性等特征。时间维度源于国土综合整治工程的复杂性和长期性,强调推进的阶段性,体现整治合理有序原则,以整治时间迫切性为依据,脆弱性等级越高,迫切程度越大,整治规划越靠前。空间维度源于国土综合整治对象的差异性和区域性,强调实施的适宜性,体现整治因地制宜的原则,以整治区域的脆弱性集聚类型为依据,脆弱性集聚性越大,整治规划越优先。依据区域社会-生态系统脆弱性的空间分异特性,采用区域“脆弱性等级-脆弱性空间集聚类型”结合的国土综合整治配置作为区域社会-生态系统脆弱性研究在实践中的应用,体现了人地关系再调整的效率性、公平性和空间性;为处于远离平衡状态的经济发达区域的社会-生态系统降低其脆弱性程度和增加其抵抗风险的能力,进而为增强系统的稳定性提供恢复系统平衡的方式和科学借鉴。

4.2 讨论

(1) 综合抗脆应对能力(响应)产生的滞后性问题;区域社会-生态系统综合抗脆应对能力产生具有时效性,即单次压力冲击和累积压力冲击造成的区域社会-生态系统损害。鉴于研究以脆弱性作为

国土综合整治对象,更多地关注长期资源-社会-经济累积压力在一个时间节点上对区域的冲击而导致的承脆体抗脆应对能力的差异,可能造成压力输入和能力输出的错位问题。但依据灾害脆弱性压力-释放理论,由抵抗力(瞬时)、适应力(中期)和恢复力(后期)构成的抗脆综合应对力涵盖了能力产生的多时效性。在后续的研究中应更多关注脆弱性动态变化,即不同时间段内压力变化产生的能力变化问题。

(2) SEE-PSR 脆弱性效率指标的完善性问题:考虑到数据获取性和表征性难度,输出指标中管理类指标(如管理能力、政策透明度等)较少,然而该类指标对于综合能力大小具有一定的影响;由于效率模型的指标扩张性,研究在输入-输出指标相关性分析中剔除了较多可能对研究精度有较大影响的指标;鉴于研究并未考虑 3 种效率评价模型投产指标的冗余率和调整率,导致指标阈值研究较为欠缺。

(3) 国土综合整治配置应用的延展问题:研究基于区域社会-生态系统脆弱性效率,统筹行政村的整治时序,伴随着整治时空配置产生的区域整治方式选择、整治目标协同和一体化制度创新是提升抗脆综合应对力,降低区域脆弱性的重要举措和基本保障。青浦区国土综合整治时空配置仅作为一种基础设施项目,成为推动长三角生态绿色一体化发展的重要抓手,但从整个示范区而言,仅有整治项目及其时空配置,难以实现可持续发展和绿色增长的定位和目标。从国际经验看,共识性的政策和制度是生态绿色一体化推广和发展的保障。因此,明确权责边界并加强规划协调,统一综合整治项目监管,统筹国土空间管理,破除制度障碍并促进要素流动等,是以后青浦区国土综合整治时空配置应用和实践的着力点。

参考文献:

- [1] 李鹤,张平宇.全球变化背景下脆弱性研究进展与应用展望[J].地理科学进展,2011,30(7):920-929. [LI He, ZHANG Ping-yu. Research Progress and Prospective Applications of Vulnerability Approach Under Global Change[J]. Progress in Geography, 2011, 30(7): 920-929.]
- [2] SCOOONES I. Livelihoods Perspectives and Rural Development[J]. The Journal of Peasant Studies, 2009, 36(1): 171-196.
- [3] 王群,银马华,杨兴柱,等.大别山贫困区旅游地社会-生态系统脆弱性时空演变与影响机理[J].地理学报,2019,74(8): 1663-1679. [WANG Qun, YIN Ma-hua, YANG Xing-zhu, et al. Spatio-temporal Evolution and Impact Mechanism of Socioecological System Vulnerability in Poor Mountainous Tourist

- Destinations; Taking Dabie Mountain Area as Example [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2019, 74(8): 1663-1679.]
- [4] 田亚平, 向清成, 王鹏. 区域人地耦合系统脆弱性及其评价指标体系[J]. *地理研究*, 2013, 32(1): 55-63. [TIAN Ya-ping, XIANG Qing-cheng, WANG Peng. Regional Coupled Human-natural Systems Vulnerability and Its Evaluation Indexes [J]. *Geographical Research*, 2013, 32(1): 55-63.]
- [5] ADGER W N. Vulnerability [J]. *Global Environmental Change*, 2006, 16(3): 268-281.
- [6] 刘燕华, 李秀彬. 脆弱生态环境与可持续发展[M]. 北京: 商务印书馆, 2001: 89. [LIU Yan-hua, LI Xiu-bin. *Vulnerable Environments and Sustainable Development* [M]. Beijing: Commercial Press, 2001: 89.]
- [7] WISNER B P. At Risk: Natural Hazards, People's Vulnerability and Disasters [M]. New York, USA: Routledge, 2004: 19.
- [8] DOW K. Exploring Differences in Our Common Future(s): The Meaning of Vulnerability to Global Environmental Change [J]. *Geoforum*, 1992, 23(3): 417-436.
- [9] 何亚伯, 汪洋, 李祎琛, 等. 基于改进 DEA 交叉效率模型的洪水灾害区域脆弱性评价[J]. *中国安全生产科学技术*, 2016, 12(5): 86-90. [HE Ya-bo, WANG Yang, LI Yi-chen, et al. Evaluation on Regional Vulnerability of Flood Disaster Based on Improved DEA Overlapping Efficiency Model [J]. *Journal of Safety Science and Technology*, 2016, 12(5): 86-90.]
- [10] MELNYKOVYCH M, NIJNIK M, SOLOVIY I, et al. Socio-Ecological Innovation in Remote Mountain Areas: Adaptive Responses of Forest-dependent Communities to the Challenges of a Changing World [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 613/614: 894-906.
- [11] 彭飞, 韩增林, 杨俊, 等. 基于 BP 神经网络的中国沿海地区海洋经济系统脆弱性时空分异研究[J]. *资源科学*, 2015, 37(12): 2441-2450. [PENG Fei, HAN Zeng-lin, YANG Jun, et al. Time-Space Differentiation of the Vulnerability of Marine Economy Systems in China's Coastal Area Based on BP Neural Networks [J]. *Resources Science*, 2015, 37(12): 2441-2450.]
- [12] MAIKHURI R K, NAUTIYAL A, JHA N K, et al. Socio-ecological Vulnerability: Assessment and Coping Strategy to Environmental Disaster in Kedarnath Valley, Uttarakhand, Indian Himalayan Region [J]. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 2017, 25: 111-124.
- [13] TIMMERMAN P. Vulnerability, Resilience and the Collapse of Society: A Review of Models and Possible Climatic Applications [D]. Toronto, Canada: University of Toronto, 1981.
- [14] 陈娅玲, 杨新军. 旅游社会-生态系统及其恢复力研究[J]. *干旱区资源与环境*, 2011, 25(11): 205-211. [CHEN Ya-ling, YANG Xin-jun. Tourism Socio-ecological Systems and Resilience Research [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2011, 25(11): 205-211.]
- [15] CUTTER S L. Vulnerability to Environmental Hazards Progress in Human [J]. *Geography*, 1996, 20(4): 529-539.
- [16] LIU X Q, WANG Y L, PENG J, et al. Assessing Vulnerability to Drought Based on Exposure, Sensitivity and Adaptive Capacity: A Case Study in Middle Inner Mongolia of China [J]. *Chinese Geographical Science*, 2013, 23(1): 13-25.
- [17] 王群, 陆林, 杨兴柱. 千岛湖社会-生态系统恢复力测度与影响机理[J]. *地理学报*, 2015, 70(5): 779-795. [WANG Qun, LU LIN, YANG Xing-zhu. Study on Measurement and Impact Mechanism of Socio-ecological System Resilience in Qiandao Lake [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2015, 70(5): 779-795.]
- [18] 陈佳, 杨新军, 王子侨, 等. 乡村旅游社会-生态系统脆弱性及影响机理: 基于秦岭景区农户调查数据的分析[J]. *旅游学刊*, 2015, 30(3): 64-75. [CHEN Jia, YANG Xin-jun, WANG Zi-qiao, et al. Vulnerability and Influence Mechanisms of Rural Tourism Socio-ecological Systems: A Household Survey in China's Qinling Mountain Area [J]. *Tourism Tribune*, 2015, 30(3): 64-75.]
- [19] 李锋. 基于集对分析法(SPA)的中国旅游经济系统脆弱性测度研究[J]. *旅游科学*, 2013, 27(1): 15-28, 40. [LI Feng. Study of Vulnerability Measurement of Chinese Tourism Economic System: Based on SPA [J]. *Tourism Science*, 2013, 27(1): 15-28, 40.]
- [20] 刘丽英. 基于 PCA 和 DEA 方法的北京市可持续发展能力的评价研究[J]. *数理统计与管理*, 2013(2): 202-210. [LIU Li-ying. An Evaluation Research on Beijing's Sustainable Development Potential via PCA and DEA [J]. *Journal of Applied Statistics and Management*, 2013(2): 202-210.]
- [21] 侯俊东, 金欢. 基于超 DEA-多元回归的地质灾害社会脆弱性影响因素研究[J]. *灾害学*, 2017, 32(4): 23-29. [HOU Jun-dong, JIN Huan. Factors Influencing Provincial Socio Vulnerability of Geo-disasters with Super Efficiency DEA and Multivariable Regression Models [J]. *Journal of Catastrophology*, 2017, 32(4): 23-29.]
- [22] 张建清, 张岚, 王嵩, 等. 基于 DPSIR-DEA 模型的区域可持续发展效率测度及分析[J]. *中国人口·资源与环境*, 2017, 27(11): 1-9. [ZHANG Jian-qing, ZHANG Lan, WANG Song, et al. Study on Regional Sustainable Development Efficiency Measurement and Influencing Factors: Based on DPSIR-DEA Model [J]. *China Population, Resources and Environment*, 2017, 27(11): 1-9.]
- [23] 温宁, 刘铁民. 基于对抗交叉评价模型的中国自然灾害区域脆弱性评价[J]. *中国安全生产科学技术*, 2011, 7(4): 24-28. [WEN Ning, LIU Tie-min. The Assessment of Regional Vulnerability to Natural Disaster in China by Using the Aggressive Cross Evaluation Model [J]. *Journal of Safety Science and Technology*, 2011, 7(4): 24-28.]
- [24] 李璐, 高睿, 汪洋. 基于熵权集结交叉评价模型的洪灾脆弱性评价[J]. *水利与建筑工程学报*, 2018, 16(2): 237-240. [LI Lu, GAO Rui, WANG Yang. Vulnerability Assessment of Flood Disaster Based on Entropy-weight Aggregation Cross Evaluation [J]. *Journal of Water Resources and Architectural Engineering*, 2018, 16(2): 237-240.]
- [25] 陈刘慧, 师学义. 静乐县生态脆弱性时空演变与分区研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(1): 34-43. [CHEN Liu-hui, SHI Xue-yi. Spatio-temporal Evolution and Zoning of Ecological Vulnerability of Jingle County [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(1): 34-43.]
- [26] 任威, 熊康宁, 盈斌, 等. 喀斯特地区不同地貌下农户生计脆弱

- 性影响因子评估;以贵州花江、撒拉溪研究区为例[J].生态与农村环境学报,2020,36(4):442-449.[REN Wei, XIONG Kang-ning, YING Bin, *et al.* Assessment of the Impact Factors of Farmers' Livelihood Vulnerability Under Different Landforms in Karst Areas; A Case Study of Huajiang and Salaxi[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(4): 442-449.]
- [27] PELLING M, HIGH C. Understanding Adaptation: What Can Socio Capital Offer Assessments of Adaptive Capacity[J]. Global Environmental Change, 2005, 15: 308-319.
- [28] JERRY S. Agricultural Risk Management or Income Enhancement [J]. Regulation, 1999(22): 35-48.
- [29] 任国平, 刘黎明, 管青春, 等. 基于生活质量的大都市郊区乡村性评价及空间自相关类型划分[J]. 农业工程学报, 2019, 35(7): 264-275. [REN Guo-ping, LIU Li-ming, GUAN Qing-chun, *et al.* Rurality Evaluation and Spatial Autocorrelation Type Classification Based on Quality of Life in Metropolitan Suburbs[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2019, 35(7): 264-275.]
- [30] 任国平, 刘黎明, 李洪庆, 等. 都市郊区乡村景观多功能权衡-协同关系演变[J]. 农业工程学报, 2019, 35(23): 273-285. [REN Guo-ping, LIU Li-ming, LI Hong-qing. Evolution on Trade-offs and Synergy of Multifunction of Rural Landscape in Metropolitan Suburbs[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2019, 35(23): 273-285.]
- [31] SEXTON T R, SILKMAN R H, HOGAN A J. Data Envelopment Analysis: Critique and Extensions[J]. New Directions for Program Evaluation, 1986(32): 73-105.
- [32] WU J, SUN J S, LIANG L. Determination of Weights for Ultimate Cross Efficiency Using Shannon Entropy[J]. Expert Systems with Applications, 2011(38): 5162-5165.
- [33] 夏方舟, 杨雨濛, 严金明. 中国国土综合整治近 40 年内涵研究综述: 阶段演进与发展变化[J]. 中国土地科学, 2018, 32(5): 78-85. [XIA Fang-zhou, YANG Yu-meng, YAN Jin-ming. The Connotation Research Review on Integrated Territory Consolidation of China in Recent Four Decades: Staged Evolution and Developmental Transformation [J]. China Land Science, 2018, 32(5): 78-85.]
- [34] 高阳, 张凤荣, 郝晋珉, 等. 基于整治潜力与迫切度的村级农村居民点整治时序研究[J]. 资源科学, 2016, 38(2): 185-195. [GAO Yang, ZHANG Feng-rong, HAO Jin-min, *et al.* Consolidation Sequence of Rural Residential Land Based on Consolidation Potential and Urgency Degree [J]. Resources Science, 2016, 38(2): 185-195.]

作者简介: 任国平(1982—), 男, 湖南益阳人, 主要研究方向为乡村景观规划与土地可持续利用。E-mail: renguoping82@163.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0864

郑武扬, 王艳霞, 郑雁方, 等. 镉、铅胁迫对滇杨(*Populus yunnanensis*)幼苗生长及其光合生理的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(10): 1331-1340.

ZHENG Wu-yang, WANG Yan-xia, ZHENG Yan-fang, et al. Effects of Cadmium and Lead Stress on Growth and Photosynthetic Physiology of *Populus yunnanensis* Seedlings[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1331-1340.

镉、铅胁迫对滇杨(*Populus yunnanensis*)幼苗生长及其光合生理的影响

郑武扬^{1,2}, 王艳霞^{1,2}*, 郑雁方¹, 李净峰¹ (1. 西南林业大学生态与环境学院, 云南昆明 650224; 2. 西南林业大学西南地区生物多样性保育国家林业局重点实验室, 云南昆明 650224)

摘要: 为探究滇杨(*Populus yunnanensis*)在Cd、Pb胁迫下的生长及其光合生理反应, 采用水培的方式对滇杨幼苗开展胁迫试验。结果表明, 在Cd胁迫下, 滇杨株高无显著变化, 总根长显著降低, 地径在Cd浓度为 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时显著增加; 在Pb胁迫下, 滇杨株高、总根长均显著降低, 地径则在Pb浓度为50和 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时显著增加。Cd、Pb胁迫下丙二醛含量随着胁迫浓度增加而上升, 总酚含量仅在胁迫浓度为100和 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时显著提高。 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd处理、100和 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb处理的叶绿素含量显著低于对照。PS II最大光化学效率和PS II潜在活性仅在Cd浓度为 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时显著低于对照。在Cd胁迫下, 滇杨的净光合速率随着胁迫浓度的增加而降低, 而在Pb胁迫下, 净光合速率则随着胁迫浓度的增加先升后降。滇杨在Cd浓度为 $50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时耐受性最强, 在Pb浓度为 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时耐受性最强, 滇杨对Cd的耐受性强于Pb。

关键词: 滇杨; Cd胁迫; Pb胁迫; 光合生理

中图分类号: S792 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1331-10

Effects of Cadmium and Lead Stress on Growth and Photosynthetic Physiology of *Populus yunnanensis* Seedlings.

ZHENG Wu-yang^{1,2}, WANG Yan-xia^{1,2}*, ZHENG Yan-fang¹, LI Jing-feng¹ (1. College of Ecology and Environment, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China; 2. Key Laboratory of National Forestry and Grassland Administration on Biodiversity Conservation in Southwest China, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China)

Abstract: In order to explore the growth and photosynthetic physiological responses of *Populus yunnanensis* under cadmium and lead stress, hydroponics was used to carry out stress experiment on *P. yunnanensis* seedlings. The results show that under cadmium stress, the plant height of *P. yunnanensis* had no significant change, while the total root length decreased significantly, and the ground diameter increased significantly at the cadmium concentration of $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$. Under Pb stress, the plant height and total root length of *P. yunnanensis* decreased significantly, while the ground diameter increased significantly at Pb concentrations of 50 and $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$. Under Cd and Pb stress, MDA content increased with the increase of stress concentration, and total phenol content increased significantly only at the stress concentration of 100 and $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$. The chlorophyll content of $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd treatment, $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb treatment was significantly lower than that of $0 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb and Cd treatment (control). The maximum photochemical efficiency and potential activity of PS II were significantly lower than those of control at $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ cadmium concentration. Under cadmium stress, the net photosynthetic rate of *P. yunnanensis* decreased with the increase of stress concentration, while under lead stress, the net photosynthetic rate first increased and then decreased with the increase of stress concentration. The tolerance of *P. yunnanensis* to Cd was the strongest when the concentration was $50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, and it was the strongest when the concentration was $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ under Pb stress, and the tolerance to Cd was stronger than that to Pb.

Key words: *Populus yunnanensis*; cadmium stress; lead stress; photosynthetic physiology

收稿日期: 2020-10-30

基金项目: 国家自然科学基金(31860219); 云南省高校土壤侵蚀与控制重点实验室建设项目; 云南省高校优势特色重点学科(生态学)建设项目

① 通信作者 E-mail: wang197912@163.com

工业化和城市化进程的加快导致环境不断恶化,重金属污染问题日益突出。Cd、Pb 是来源广、毒性强的重金属元素。研究表明,Cd、Pb 会对植物生长和土壤肥力造成不良影响^[1-3]。在重金属污染修复措施中,植物修复具有安全系数高、成本低、环境扰动小、不易造成二次污染等优点^[4-5]。杨树(*Populus* sp.)是世界上分布和种植面积较大的树种,易种植、生长速度快、适应性强、生物量大^[6],且具有耐受性强、根系发达等特点,是重金属污染修复的重要材料。DURAND 等^[7]的研究结果表明,银耳白杨(*Tremella poplar*)可以在 Cd、Zn 胁迫下生长。李金花等^[8]的研究结果表明,107 杨(*Populus euramericana*)对重金属 Cd 具有很强的富集能力。余国营等^[9]的研究结果表明,杨树对 Pb 的积累量分别是水稻、小麦、大豆的 89、24、56 倍。不同的杨树品种与无性系之间重金属的耐受与富集能力差异较大,如原改换等^[10]的研究结果表明,俄罗斯杨(*Populus russkii*)和胡杨(*Populus euphratica*)对 Cd 的耐受能力高于新疆杨(*Populus alba*)。刘诺等^[11]的研究表明,南林 895 杨对重金属 Pb 和 Cd 的耐受性强于南林 95 杨。云南矿产资源丰富,矿山开发导致重金属污染问题严重,土壤重金属含量背景值过高,如 Cd 的背景值为 $0.218 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,比全国大部分地区高,土壤 Pb 含量在云南省超出背景值最多,为背景值的 1.91 倍^[12]。作为西南地区乡土杨树,滇杨(*Populus yunnanensis*)在云南种植面积广泛,而关于滇杨的重金属胁迫研究较少,在重金属高背景生长环境下,滇杨为适应环境产生的生长和光合生理响应过程不明确,其耐受性亦不明晰。鉴于此,该研究特选滇杨作为试验对象,研究不同浓度 Cd、Pb 胁迫对滇杨的生长与光合生理的影响,探索重金属对滇杨的伤害以及滇杨对重金属的耐受性,以期在云南等地利用滇杨进行重金属修复提供参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

2019 年 7 月在西南林业大学采集 1 a 生滇杨枝条,并剪成 20 cm 长插条,采用水培的方式,将插条置于 5 L 黑色塑料桶内,并用 1/3 Hoagland 营养液培养 60 d 后,挑选根、叶长势良好且一致的滇杨幼苗用于胁迫试验。

1.2 试验设计

Cd、Pb 各设 3 种胁迫浓度,即 50、100、200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$,同时设置对照组(CK),共计 7 个处理,每个处理均设 3 个重复,每桶为 1 个重复,每个重复

定植 2 株滇杨幼苗,共计 21 桶 42 株滇杨幼苗。胁迫试验时,将分析纯 $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 分别溶于 1/3 Hoagland 营养液中,配制一系列胁迫液(为避免溶液产生沉淀,将溶液 pH 值控制到 5.6 左右),分装于培养桶中,每桶装 4 L 胁迫液,然后将滇杨幼苗移入胁迫液中进行培养,胁迫时长为 30 d,期间每天通过空气泵通气 2 h,7 d 更换一次胁迫液。

1.3 测定方法

在胁迫开始前与胁迫第 30 天时测定株高(最高展叶叶基距植株底部的垂直高度,用卷尺测量,精确到 0.1 cm)、总根长(各根长之和,用卷尺测量,精确到 0.1 cm)和地径(生根部位上方 2 cm 处的基部直径,用游标卡尺测量,精确到 0.01 mm)。在重金属胁迫第 30 天,使用 Li-6400XT 光合测定系统(LI-COR 公司,美国)进行光合参数的测定,设置叶室温度 25 $^{\circ}\text{C}$,相对湿度低于 50%,测定项目包括光响应曲线(设定光强为 0、20、50、100、200、500、800、1 000、1 200、1 500、1 800、2 000 $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)和光合日变化(测定时间为北京时间 09:00、11:00、13:00、15:00、17:00)。每个处理选取 3 片成熟的功能叶片进行测定,测定指标包括净光合速率(P_n)、气孔导度(G_s)、胞间 CO_2 浓度(C_i)、蒸腾速率(T_r)。同时,利用 HandyPEA 植物效率仪对滇杨叶片进行叶绿素荧光参数测定。

植物收获后利用 WinRHIZO 根系扫描系统测定根系平均直径和根系体积。每株滇杨采集 2 片新鲜叶片(不含叶脉),蒸馏水洗净后用液氮研磨至粉末状,用以测定光合色素、总酚和丙二醛含量。剩余叶片以及根、茎放入烘箱 105 $^{\circ}\text{C}$ 杀青,70 $^{\circ}\text{C}$ 烘干至恒重后测定干重。

滇杨叶片中光合色素含量采用 90% 甲醛法测定^[13]。总酚含量参照文献[12]的方法测定。丙二醛(MDA)含量使用苏州格锐思生物科技有限公司丙二醛含量测试盒测定。

1.4 数据处理

采用 Microsoft Excel 2010 软件进行数据处理,SPSS 23.0 软件对数据进行单因素方差分析,应用最小显著差异法(LSD)进行多重比较($P < 0.05$),将主成分分析和模糊数学隶属函数相结合,计算滇杨的综合耐受性,采用 Origin 9.1 软件进行图表绘制。单株因子得分值为

$$C_i = \frac{Y_i Z_{x1}}{\sqrt{\lambda_i}} + \dots + \frac{Y_j Z_{xj}}{\sqrt{\lambda_i}}, j > i > 1. \quad (1)$$

式(1)中, C_i 为主成分分析后提取的因子的单株因

子得分值; Y_j 为第 i 个主成分载荷矩阵表中第 j 个原始因子对应的载荷值; λ_i 为第 i 个主成分的初始特征值; Z_{ij} 为第 j 个初始指标值经标准化后的值^[11]。

计算模糊隶属函数值, 公式为

$$U(X_j) = \frac{X_j - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}}, j = 1, 2, \dots, n. \quad (2)$$

式(2)中, $U(X_j)$ 为滇杨在每一胁迫条件下综合指标的隶属函数值; X_j 为第 j 个综合指标; X_{\min} 为第 j 个综合指标的最小值; X_{\max} 为第 j 个综合指标的最大值^[11]。

根据综合指标贡献率大小可求出各综合指标权重。

$$W_j = \frac{P_j}{\sum_{j=1}^n P_j}, j = 1, 2, \dots, n. \quad (3)$$

式(3)中, W_j 为第 j 个综合指标的相对重要程度即权重; P_j 为试验材料第 j 个综合指标的贡献率^[14]。

计算滇杨的综合耐受性:

$$D = \sum [U(X_j) \cdot W_j], j = 1, 2, \dots, n. \quad (4)$$

式(4)中, D 为滇杨在 Cd、Pb 胁迫下用综合指标所得的综合耐受值^[11]。

表 1 Cd、Pb 胁迫 30 d 滇杨株高、地径、总根长增长率

Table 1 Growth rate of plant height, ground diameter and total root length of *Populus yunnanensis* under Cd and Pb stress for 30 days

浓度/ ($\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)	株高增长率/%		地径增长率/%		总根长增长率/%	
	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
0	13.26±7.99 ^a	13.26±7.99 ^a	0.27±0.67 ^b	0.27±0.67 ^c	239.39±70.84 ^a	239.39±70.84 ^a
50	10.67±5.88 ^a	5.08±4.44 ^b	1.64±1.55 ^b	3.79±2.04 ^b	133.57±55.01 ^b	78.47±27.52 ^c
100	9.24±4.30 ^a	4.17±2.05 ^b	5.09±2.72 ^a	8.36±4.10 ^a	101.49±59.14 ^b	48.58±17.42 ^c
200	17.12±7.76 ^a	1.90±1.54 ^b	0.25±0.23 ^b	0.39±0.28 ^c	22.14±5.21 ^c	156.62±39.85 ^b

同一列数据后英文小写字母不同表示不同处理间某指标存在显著差异 ($P < 0.05$)。

由表 2 可知, 与对照相比, Cd、Pb 在 50 和 100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 胁迫浓度时, 滇杨根系的平均直径与根系体积无显著变化, 而在 200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 胁迫浓度时两者均显著降低 ($P < 0.05$), 200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理的根系平均直径与根系体积较对照分别降低 38.3%

2 结果与讨论

2.1 Cd、Pb 胁迫对滇杨生长指标的影响

由表 1 可知, 滇杨在 Cd 胁迫 30 d 后与胁迫前相比, 所有 Cd 处理的株高增长率以及 50、200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理的地径增长率与对照相比均无显著差异, 但 100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理的地径增长率显著高于其他处理 ($P < 0.05$), 且较对照提高 1 785.2%, 可见 100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理对滇杨地径具有显著促进作用, 50 和 200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理对滇杨株高与地径影响不显著。所有 Cd 处理的根长增长率显著低于对照 ($P < 0.05$), 可见 Cd 胁迫可显著抑制滇杨根系的伸长, 且 Cd 胁迫浓度越高, 对根系的抑制作用越强。滇杨在 Pb 胁迫 30 d 后, 所有 Pb 处理的株高增长率显著低于对照 ($P < 0.05$), 可见 Pb 胁迫会对滇杨株高产生显著的抑制效应。50 和 100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 处理的地径增长率较对照分别显著提高 1 303.7% 和 2 996.3% ($P < 0.05$), 可见 Pb 胁迫对滇杨地径生长具有一定促进作用。所有 Pb 处理的根长增长率较对照分别显著降低 67.2%、79.9% 和 34.6% ($P < 0.05$), 说明 Pb 胁迫能显著抑制滇杨根系的伸长。

和 63.2%, 200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 处理的根系平均直径与根系体积较对照则分别降低了 56.4% 和 87.20%。与对照相比, Cd、Pb 胁迫均未对滇杨的地下部与地上部干重产生显著影响。

表 2 Cd、Pb 胁迫下滇杨根系指标和生物量

Table 2 Root indexes and biomass of *Populus yunnanensis* under Cd and Pb stress

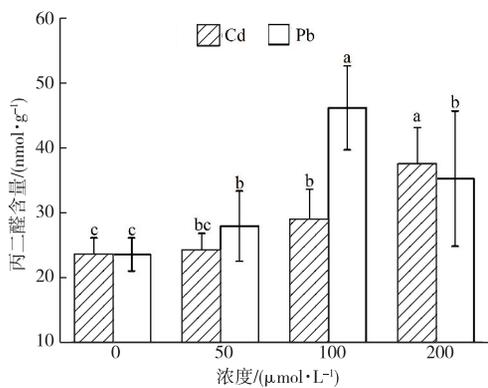
浓度/ ($\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)	根系平均直径/mm		根系体积/ cm^3		地下部干重/g		地上部干重/g	
	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
0	0.94±0.90 ^a	0.94±0.90 ^a	10.86±6.59 ^b	10.86±6.59 ^a	0.29±0.16 ^a	0.29±0.16 ^a	2.90±0.73 ^a	2.90±0.73 ^a
50	2.27±0.31 ^a	1.79±0.34 ^a	25.28±5.96 ^a	24.36±13.60 ^a	0.46±0.36 ^a	0.39±0.33 ^a	3.50±2.10 ^a	2.58±1.37 ^a
100	1.57±1.11 ^a	1.20±0.40 ^a	24.78±8.49 ^a	13.22±4.81 ^a	0.26±0.20 ^a	0.45±0.32 ^a	2.17±1.39 ^a	3.23±1.76 ^a
200	0.58±0.23 ^b	0.41±0.02 ^b	4.00±1.95 ^b	1.39±0.52 ^b	0.24±0.08 ^a	0.30±0.09 ^a	3.45±0.88 ^a	2.83±0.56 ^a

同一列数据后英文小写字母不同表示不同处理间某指标存在显著差异 ($P < 0.05$)。

综合表 1 与表 2 可知,在高浓度 Cd、Pb 胁迫下,滇杨根系会显著变细,根体积与总根长会显著减小,而低、中胁迫浓度时滇杨仅表现为总根长减小,其根系平均直径与根系体积无显著变化。

2.2 Cd、Pb 胁迫对滇杨生化指标的影响

由图 1 可知,在 Cd 胁迫下,滇杨叶片中的丙二醛含量显著高于对照,且随胁迫浓度的增加而升高,50 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理的丙二醛含量与对照相比提高 2.8%,100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理的丙二醛含量比对照显著提高 22.9% ($P < 0.05$),200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理的丙二醛含量比对照处理显著提高 59.4% ($P < 0.05$)。在 Pb 胁迫下,滇杨叶片中的丙二醛含量显著高于对照,且随着胁迫浓度的增加呈先升后降的趋势,在 100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 处理时达到最高。100 和 200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 处理的丙二醛含量分别比对照显著提高 96.2% 和 49.7% ($P < 0.05$)。



直方柱上方英文小写字母不同表示不同浓度处理下叶片中丙二醛含量差异显著 ($P < 0.05$)。

图 1 Cd、Pb 胁迫下叶片中丙二醛含量

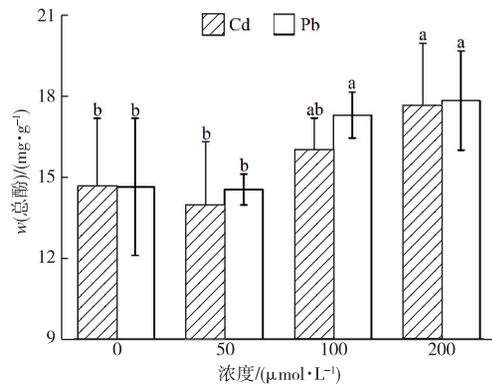
Fig. 1 MDA content in leaves under Cd and Pb stress

由图 2 可知,在高浓度 Cd 胁迫下,滇杨叶片中的总酚含量显著提高,200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理的总酚含量较对照提高 20.6%。在中、高浓度 Pb 胁迫下,滇杨叶片中的总酚含量亦呈现增高的趋势,100 和 200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 处理的总酚含量较对照分别显著提高 18.1% 和 21.8% ($P < 0.05$)。可见,高浓度的 Cd、Pb 胁迫会显著提高滇杨叶片中的总酚含量,但低浓度的 Cd、Pb 胁迫对总酚含量影响不显著。

2.3 Cd、Pb 胁迫对滇杨光合色素的影响

由图 3 可知,在低、中浓度 Cd 胁迫下,滇杨叶片中的色素含量无显著变化,在高浓度 Cd 胁迫下,滇杨叶片中的叶绿素含量与对照相比显著降低 ($P < 0.05$),200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理的叶绿素含量降低 18.3%,而胡萝卜素含量无显著变化。在低浓度 Pb

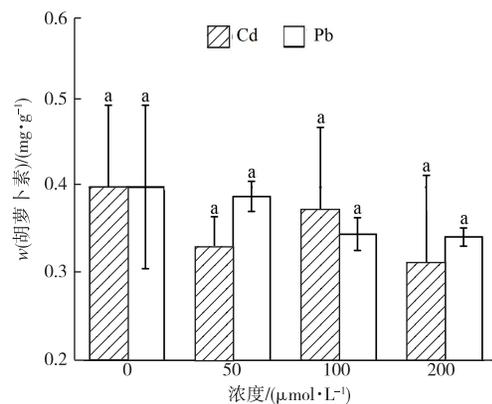
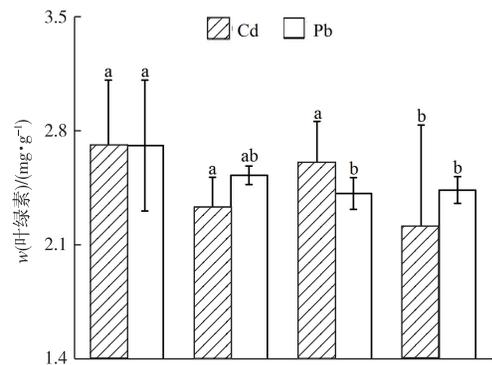
胁迫下,滇杨叶片中的色素含量无显著变化,在中、高浓度 Pb 胁迫下,滇杨叶片中的叶绿素含量显著低于对照 ($P < 0.05$),100 和 200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 处理的叶绿素含量与对照相比分别降低了 10.8% 和 10%,而胡萝卜素含量无明显变化。可见,低浓度 Cd、Pb 胁迫对滇杨光合色素影响不显著,但高浓度 Cd、Pb 胁迫会显著降低滇杨叶绿素含量。



直方柱上方英文小写字母不同表示不同浓度处理下叶片中总酚含量差异显著 ($P < 0.05$)。

图 2 Cd、Pb 胁迫下叶片中总酚含量

Fig. 2 Total phenol content in leaves under Cd and Pb stress



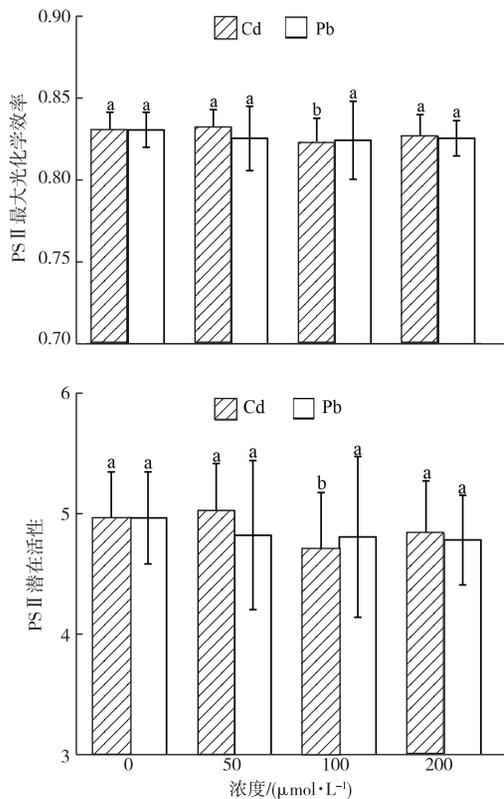
直方柱上方英文小写字母不同表示不同浓度处理下叶片中色素含量差异显著 ($P < 0.05$)。

图 3 Cd、Pb 胁迫下叶片中色素含量

Fig. 3 Pigment content in leaves under Cd and Pb stress

2.4 Cd、Pb 胁迫对滇杨叶绿素荧光参数的影响

由图 4 可知,在 Cd 胁迫下,PS II 最大光化学效率(F_v/F_m)和 PS II 潜在活性(F_v/F_o)均随着 Cd 胁迫浓度的升高呈先减后增的趋势,其中 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理显著低于其他处理($P < 0.05$)。在 Pb 胁迫下,PS II 最大光化学效率和 PS II 潜在活性均无明显差异。



直方柱上方英文小写字母不同表示不同浓度处理下叶片的叶绿素荧光参数差异显著($P < 0.05$)。

图 4 Cd、Pb 胁迫下叶片的叶绿素荧光参数
Fig. 4 Chlorophyll fluorescence parameters of leaves under Cd and Pb stress

2.5 Cd、Pb 胁迫对滇杨光合生理的影响

由图 5 可知,在各处理下,滇杨叶片的净光合速率随着光强的增大先迅速增加,当光强达到 $1000 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 时趋于平缓,当光强超过 $1800 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 时有所下降。Cd、Pb 胁迫下叶片的净光合速率均低于对照,Cd 胁迫浓度越高,其净光合速率越低,滇杨光合作用受到的抑制越强。而 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 处理的净光合速率显著高于 50 和 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 处理。对照和 Cd、Pb 胁迫下叶片的气孔导度随着光强的增加而缓慢增加,对照的气孔导度显著高于 Cd、Pb 处理,Pb 处理下的气孔导度均低于 Cd 处理,说明 Cd、Pb 胁迫会抑制滇杨的

气孔导度,Pb 胁迫抑制效果更加明显。对照和 Cd、Pb 胁迫下叶片的胞间 CO_2 浓度表现为随着光强的增加先迅速降低,当光强大于 $800 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 时趋于平缓,当光强超过 $1500 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 时又缓慢上升,此变化与净光合速率变化趋势相反,Cd、Pb 处理的胞间 CO_2 浓度均低于对照,且 Pb 处理的胞间 CO_2 浓度低于 Cd 处理,说明 Pb 胁迫对滇杨胞间 CO_2 浓度的抑制效果更强。对照和 Cd、Pb 胁迫下叶片的蒸腾速率随着光强的增大而缓慢增长, $50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理的蒸腾速率略微低于对照,而 100 和 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理显著低于对照,表明低浓度 Cd 胁迫对滇杨叶片蒸腾速率影响较小,而随着 Cd 胁迫浓度升高,其蒸腾速率显著降低。 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 处理的蒸腾速率显著高于对照,说明该处理有利于提高滇杨的蒸腾速率,50 和 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理则低于对照,对滇杨的蒸腾速率具有抑制作用。

由图 6 可知,所有处理的净光合速率随着时间变化均呈现逐渐升高而后降低的单峰曲线,并在 13:00 达到最大值,说明滇杨无明显午休现象。 $50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理净光合速率的日平均值高于对照,100 和 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理则低于对照,说明在低浓度 Cd 胁迫下会促进滇杨叶片的光合作用,而中、高浓度的 Cd 胁迫则会抑制其光合作用的进行。所有的 Pb 处理净光合速率的日平均值均低于对照,说明 Pb 胁迫会抑制滇杨的光合作用。

2.6 主成分分析

株高、地径、根系指标以及地上和地下部干重可以表征滇杨的生长状况,丙二醛和总酚能够表征滇杨在逆境胁迫下的生理变化,光合色素、叶绿素荧光参数和净光合速率能够表征滇杨的光合生理变化情况,因此对 Cd、Pb 胁迫下滇杨的 14 个指标进行主成分分析(表 3)。因主成分 1、主成分 2 和主成分 3 累计贡献率为 90.2% ($> 85\%$),故提取这 3 个主成分,并将原有的 14 个指标转换成 3 个综合指标。由表 3 可知,第 1 主成分主要由株高、地上部干重、叶绿素和胡萝卜素含量决定,第 2 主成分主要由根系平均直径和总酚含量决定,第 3 主成分主要由净光合速率决定。由表 1、表 2 和图 3 可知,在不同浓度 Cd、Pb 胁迫下,滇杨地上部干重和胡萝卜素含量无显著变化,株高也仅在 Pb 胁迫下有显著变化,可见,第 1 主成分实际主要由叶绿素含量决定。综上,在 14 个指标中,叶绿素含量、根系平均直径、总酚含量和净光合速率能够更好地解释 Cd、Pb 胁迫

下滇杨的生长与光合生理特征。

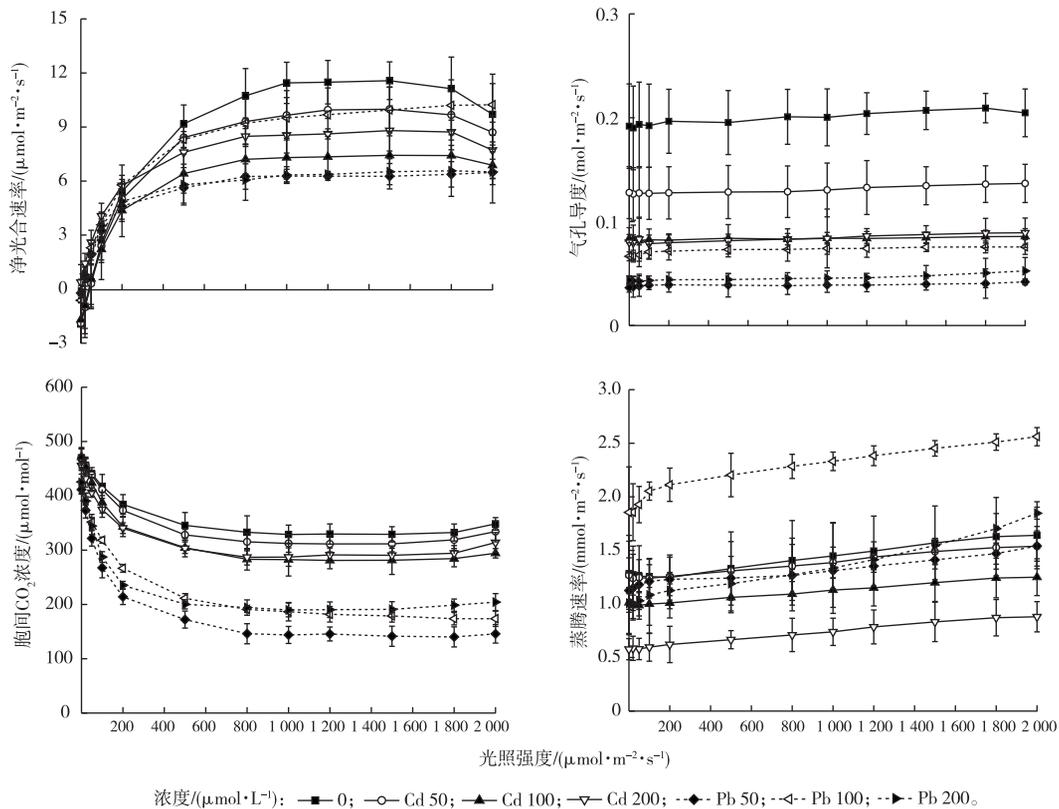


图5 Cd、Pb胁迫30 d时对滇杨光合作用的影响
Fig. 5 Effects of Cd and Pb stress on photosynthesis of *Populus yunnanensis* for 30 days

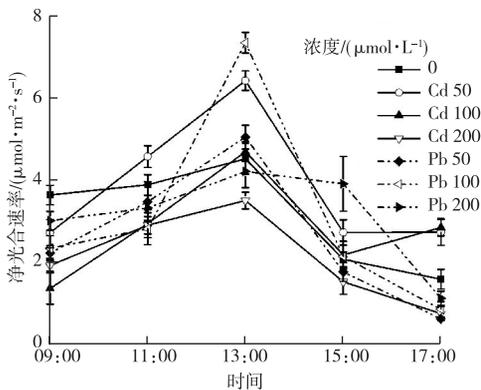


图6 功能叶在Cd、Pb胁迫30 d时净光合速率日变化曲线
Fig. 6 Diurnal variation curve of net photosynthetic rate of functional leaves under Cd and Pb stress for 30 days

2.7 综合分析

根据式(1)~(4)求得综合评价结果(D 值),由提取的3个综合指标决定,反映滇杨在Cd、Pb胁迫下的综合耐受性, D 值越大,耐受性越强^[15]。综合得分值则为不同浓度下综合评价值的平均值,用于综合评估其耐受性。由表4可知,在Cd胁迫下,当胁迫浓度为 $50\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时滇杨耐受性最强,浓度为 $100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时耐受性最弱。滇杨在Pb胁迫下,当胁迫浓度为 $100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时滇杨耐受性最强,其次为 $50\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$,Pb浓度为 $200\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时滇杨耐受性最弱。从综合得分值可知,滇杨对Cd的耐受性要强于Pb。

表3 主成分因子矩阵及其特征值

Table 3 Principal component factor matrix and eigen value

因子	株高	地径	总根长	根系平均直径	根系体积	地上部干重	地下部干重	丙二醛含量	总酚含量	叶绿素含量	胡萝卜素含量	F_v/F_m	F_v/F_o	净光合速率	特征值	贡献率/%
F_1	0.854	0.633	0.302	-0.166	-0.397	0.942	0.158	0.293	0.216	-0.929	-0.954	0.733	0.702	0.415	5.426	38.758
F_2	-0.052	-0.223	0.554	0.895	0.747	0.154	0.724	-0.718	-0.941	0.084	0.204	0.649	0.699	-0.183	4.657	33.265
F_3	0.448	0.732	-0.693	0.411	0.532	-0.165	-0.016	0.018	-0.178	0.194	0.130	-0.188	-0.111	0.851	2.555	18.247
F_4	-0.254	-0.115	-0.109	0.044	-0.009	0.186	0.671	0.631	0.118	0.103	0.155	-0.049	0.081	0.141	1.052	7.514

F_v/F_m 为PS II最大光化学效率, F_v/F_o 为PS II潜在活性。

表 4 滇杨的综合指标值(C_i)、隶属函数值(U)和综合评价价值(D)Table 4 The value of comprehensive index(C_i), subordinative function (U) and comprehensive evaluation (D) of *Populus yunnanensis*

处理	浓度/ ($\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)	$C_i(1)$	$C_i(2)$	$C_i(3)$	$U(1)$	$U(2)$	$U(3)$	D	综合得分
Cd	50	2.250	3.663	0.078	0.930	1.000	0.564	0.882	
	100	-2.353	-0.714	2.150	0.100	0.240	1.000	0.334	
	200	2.637	-2.093	0.212	1.000	0.000	0.592	0.549	0.588
Pb	50	-2.910	1.473	-0.731	0.000	0.620	0.394	0.308	
	100	0.908	-0.941	0.892	0.688	0.200	0.735	0.518	
	200	-0.533	-1.388	-2.601	0.429	0.123	0.000	0.229	0.352

(1)、(2)、(3)分别为第 1、2、3 主成分综合指标。

3 讨论

Cd 和 Pb 是植物生长过程中的非必需元素,在 Cd、Pb 胁迫下,滇杨植株在生长过程中将受到不同程度的毒害作用。SARASWAT 等^[16]研究表明,当 Cd、Pb 在植物体内积累到一定量时,会导致植物生长缓慢、甚至死亡。在笔者研究中,当 Cd 胁迫浓度为 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, Pb 胁迫浓度为 50 和 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,滇杨地径的增长率有所提高,这与 Pb-Cd 胁迫对枫香幼苗生长和生理特征的影响研究结果相似^[17],这可能是植物应激反应造成的^[18],原因是植物在遭受胁迫时会从外界吸收养分和能量来对抗胁迫。同时,滇杨总根长的增长率随着 Cd 胁迫浓度的增加而降低,这与徐莹^[19]的研究结果一致,即杨树的根长增长率会随着重金属胁迫浓度的增加而降低。但在 Pb 胁迫下,滇杨总根长增长率并非随着胁迫浓度的增加而降低,在浓度为 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,根长增长率显著高于低浓度胁迫。这是由于高浓度 Pb 刺激植物产生发达根系对抗外界胁迫,植物在遭受外界胁迫时,会将营养分配到根部,增加根部吸收养分的能力,随着外界 Pb 胁迫的加剧,滇杨根长不断增加,表明滇杨根部聚集大量养分抵御外界胁迫,与 Pb 胁迫对黄花铃木(*Tabebuia chrysantha*) 影响的研究基本一致^[20]。

重金属胁迫会引发细胞膜中不饱和脂肪酸产生过氧化反应,导致丙二醛含量增加,破坏细胞膜结构^[21]。植物体内丙二醛含量越高,对植物造成的危害越大^[22]。在笔者研究中,滇杨叶片中的丙二醛含量随着 Cd 胁迫浓度增加而增加,表明随着 Cd 胁迫浓度提高,对滇杨造成的危害愈加严重。而在 Pb 胁迫下,其丙二醛含量表现为 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时低于 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,原因可能是 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度胁迫对滇杨产生了严重的毒害作用,导致其生理代谢紊乱,自我保护和调节功能下降。总酚具有吸收紫外线和自由基而起到保护细胞的生理作用,也可作

为植物抗毒素抵抗微生物和真菌的浸染^[23],植物体内的总酚含量往往会随着毒害作用的增强而提高。在该研究中,滇杨叶片中的总酚含量随着 Cd、Pb 胁迫浓度的增加而增加,然而,在胁迫浓度为 $50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,总酚含量却低于对照,可能是在低浓度胁迫下,杨树的区室化作用会使得重金属固定在植物某一区域以减轻伤害^[24]。

重金属会对植物叶片的光合作用和腺嘌呤核苷三磷酸的合成以及抗氧化系统等产生负面影响,诱导氧自由基产生,造成超氧化伤害,导致脂质过氧化及细胞内膜系统结构和活性的破坏^[25]。光合色素在植物的光合作用中具有重要作用,该研究中滇杨叶片中的叶绿素含量在 Cd、Pb 胁迫下呈现出不同程度的降低,这与刘诺等^[11]和薛文秀等^[26]的研究结果一致。高浓度的重金属离子会抑制某些酶活性,而这些酶与叶绿素生物合成密切相关,进而导致叶绿素含量下降^[27]。叶绿素荧光参数主要反映了植物对光能吸收、传递和利用的效率,可表征植物光合效能的高低^[28],因此常用于检测环境胁迫对植物的影响以及植物对环境胁迫的响应机制^[29]。PS II 最大光化学效率降低是光合作用抑制的显著特征,不受物种和生长条件的限制^[30]。在浓度为 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 胁迫下,滇杨叶片的 PS II 最大光化学效率、PS II 潜在活性显著低于对照,而在 Pb 胁迫下,滇杨叶片的 PS II 最大光化学效率、PS II 潜在活性与对照相比无显著降低,这与薛文秀等^[26]的研究结果不一致,此结果可能与杨树、垂柳的胁迫响应差异有关。

净光合速率变化的原因主要包括气孔因素和非气孔因素^[31],胞间 CO_2 浓度是判断的依据,若净光合速率随胞间 CO_2 浓度的降低而降低,则是气孔因素,反之则是非气孔因素^[32]。在 Cd 胁迫下,滇杨叶片净光合速率随着胁迫浓度的升高而降低,而胞间 CO_2 浓度随着胁迫浓度的升高呈先降低后增加的趋势,说明 Cd 胁迫下限制滇杨叶片净光合速率的

主要原因是非气孔因素,这与姚俊修等^[33]研究镉胁迫对黑杨派无性系光合作用影响的结论一致。Pb 胁迫下滇杨叶片的净光合速率随着胁迫浓度的升高呈先增加后降低的趋势,胞间 CO₂ 浓度随着胁迫浓度的升高而升高,说明 Pb 胁迫下限制滇杨叶片净光合速率主要原因亦是非气孔因素。Cd、Pb 胁迫下滇杨叶片的净光合速率日变化曲线均为单峰型,说明滇杨无午休现象,且光合作用随着光强的增大而增大。

在笔者研究中,滇杨在 Cd、Pb 胁迫下生物量无明显变化,但净光合速率降低,这与金花茶 (*Camellia petelotii*) 幼苗在 125 mg · kg⁻¹ Pb 胁迫下的生长生理响应相似^[34]。滇杨在 Cd、Pb 胁迫下生物量无明显差异,但是丙二醛和叶绿素含量差异显著,这与张博宇等^[20]的研究结果一致。在姚俊修等^[33]的研究中,与对照相比,黑杨派各无性系间的平均地径在不同浓度 Cd²⁺ 胁迫下存在差异,平均苗高和光合指标在不同浓度 Cd²⁺ 胁迫下同样存在显著性差异。滇杨在不同浓度的 Cd、Pb 胁迫下生长指标与对照相比无明显差异,而生理指标则差异显著,说明该试验中的重金属胁迫浓度还未达到抑制滇杨生长的临界浓度,而滇杨的丙二醛、总酚及光合作用对重金属胁迫更为敏感。

利用植物多指标的综合隶属函数值进行植物抗重金属性评价是常用的方法^[35]。该研究将主成分分析法和隶属函数相结合,来分析滇杨在 Cd、Pb 胁迫下的综合耐受性。滇杨对 Cd、Pb 的耐受性并非随着胁迫浓度的提高而降低。因为杨树自身会对一定程度的胁迫有解毒作用,如因 Cd 胁迫导致杨树体内活性氧增加,植物体内自身的应答机制会使得酶类抗氧化物和非酶类抗氧化物出现相应变化,以减轻 Cd 对植物的毒害作用^[24]。

4 结论

(1) 滇杨生长量受到 Cd、Pb 胁迫的影响,在低浓度和中等浓度的 Cd 胁迫下抑制了株高的增长,但促进了地径、根系直径和体积的增长,在高浓度下则促进了株高增长,抑制了地径、根系直径和根系体积的增长,胁迫浓度越高,总根长生长越受抑制;Pb 胁迫抑制了滇杨株高和总根长的生长,在低浓度和中等浓度的 Pb 胁迫下促进了根系直径和体积的增长,在高浓度的 Pb 胁迫下则抑制了根系直径和体积的增长。滇杨的丙二醛含量在中高浓度的 Cd、Pb 胁迫下显著提高,总酚含量随着胁迫浓度的升高而升高,光合色素含量均降低。在 Cd 胁迫

下,滇杨的净光合速率随着胁迫浓度的增加而降低,在 Pb 胁迫下,净光合速率则是随着胁迫浓度的提高先增后减。根据主成分分析和隶属函数建立起耐受性评价指数,显示滇杨对 Cd、Pb 胁迫表现出一定耐受性,且对 Cd 的耐受性强于 Pb。

(2) 在滇杨耐受性计算体系中,叶绿素含量、根系平均直径、总酚含量和净光合速率贡献率最大,能够较好地表征滇杨在重金属胁迫下的耐受性。

参考文献:

- [1] 王琦,李芳柏,黄小追,等.一种基于风险管控的稻田土壤重金属污染分级方法[J].生态环境学报,2018,27(12):2321-2328.[WANG Qi,LI Fang-bai,HUANG Xiao-zhui,et al.A Classification Approach of Heavy Metal Pollution of Paddy Soil Based on Risk Management[J].Ecology and Environmental Sciences,2018,27(12):2321-2328.]
- [2] 冯世静,杨途熙,张艳军,等.镉胁迫对杨树光合特性的影响[J].农业环境科学学报,2013,32(3):539-547.[FENG Shi-jing,YANG Tu-xi,ZHANG Yan-jun,et al.Effects of Cadmium on Photosynthetic Gas Exchange and Chlorophyll Fluorescence of Two Species of Poplar[J].Journal of Agro-Environment Science,2013,32(3):539-547.]
- [3] 杨建伟,杜瑞卿,沙文沛,等.土壤 Pb 含量对杨树幼苗生理生长影响的综合因素分析[J].林业科学,2015,51(11):128-136.[YANG Jian-wei,DU Rui-qing,SHA Wen-pei,et al.Comprehensive Factor Analysis about the Impact of Soil Pb Content on Seedling Growth of *Populus canadensis*[J].Scientia Silvae Sinicae,2015,51(11):128-136.]
- [4] ZAIER H,GHNAYA T,LAKHDAR A,et al.Comparative Study of Pb-phytoextraction Potential in *Sesuvium portulacastrum* and *Brassicajuncea*:Tolerance and Accumulation[J].Journal of Hazardous Materials,2010,183(1):609-615.
- [5] 邵云,郝真真,王文斐,等.土壤重金属污染现状及修复技术研究进展[J].北方园艺,2016(17):193-196.[SHAO Yun,HAO Zhen-zhen,WANG Wen-fei,et al.Research Progress on Heavy Metal Contaminated Soils and Research Advances in Remediation Technology[J].Northern Horticulture,2016(17):193-196.]
- [6] LAUREYSENS I,BLUST R,DE TEMMERMAN L,et al.Clonal Variation in Heavy Metal Accumulation and Biomass Production in a Poplar Coppice Culture:I. Seasonal Variation in Leaf,Wood and Bark Concentrations[J].Environmental Pollution,2004,131(3):485-494.
- [7] DURAND T C,HAUSMAN J F,CARPIN S,et al.Zinc and Cadmium Effects on Growth and Ion Distribution in *Populus tremula* *Populus alba*[J].Biologia Plantarum,2010,54(1):191-194.
- [8] 李金花,何燕,段建平,等.107 杨对土壤重金属的吸收和富集[J].林业科学研究,2012,25(1):65-70.[LI Jin-hua,HE Yan,DUAN Jian-ping,et al.Absorption and Accumulation of Heavy Metal from Soil by Leaves of *Populus euramericana* cv. 'Neva' Plantation[J].Forest Research,2012,25(1):65-70.]
- [9] 余国营,吴燕玉,王新.杨树落叶前后重金属元素内外迁移循

- 环境规律研究[J].应用生态学报,1996,7(2):201-206.[YU Guo-ying, WU Yan-yu, WANG Xin. Transferring and Cycling of Heavy Metals in and out of Poplar Tree before and after Its Leaf Fallen[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1996, 7(2): 201-206.]
- [10] 原改换, 欧庸彬, 吴秀丽, 等. 镉胁迫对3种杨树光化学生理和抗氧化系统的影响[J]. 安徽农业科学, 2015, 43(9): 133-137, 202.[YUAN Gai-huan, OU Yong-bin, WU Xiu-li, et al. Effects of Cadmium Stress on Photochemical Physiology and Antioxidant System of Three Poplar Species[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2015, 43(9): 133-137, 202.]
- [11] 刘诺, 张新珏, 张爱琳, 等. 两种杨树对铅和铅-镉复合胁迫的生理响应[J]. 森林与环境学报, 2020, 40(3): 276-283.[LIU Nuo, ZHANG Xin-jue, ZHANG Ai-lin, et al. Physiological Response of Two Poplar Species to Pb and Pb-Cd Combined Stress [J]. Journal of Forest and Environment, 2020, 40(3): 276-283.]
- [12] 张小敏, 张秀英, 钟大洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 692-703. [ZHANG Xiao-min, ZHANG Xiu-ying, ZHONG Tai-yang, et al. Spatial Distribution and Accumulation of Heavy Metal in Arable Land Soil of China [J]. Environmental Science, 2014, 35(2): 692-703.]
- [13] LICHTENTHALER H K. Chlorophylls and Carotenoids; Pigments of Photosynthetic Biomembranes [J]. Methods in Enzymology, 1987, 148: 350-382.
- [14] 徐国前, 张振文, 郭安鹊, 等. 微量、快速测定葡萄与葡萄酒总酚[J]. 食品科学, 2010, 31(18): 268-270. [XU Guo-qian, ZHANG Zhen-wen, GUO An-que, et al. Rapid and Micro-Determination of Total Polyphenol in Grape and Grape Wine [J]. Food Science, 2010, 31(18): 268-270.]
- [15] 鲁艳, 湛月, 李凌, 香樟, 君. 君子实生苗对土壤 Cd²⁺ 污染的修复潜力研究[J]. 西南师范大学学报(自然科学版), 2017, 42(11): 44-51. [LU Yan, KAN Yue, LI Ling. On Remediation Potential of *Cinnamomum camphora* and *Diospyros lotus* Seedlings on Cd²⁺ Contaminated Soil [J]. Journal of Southwest China Normal University (Natural Science Edition), 2017, 42(11): 44-51.]
- [16] SARASWAT S, RAI J P N. Phytoextraction Potential of Six Plant Species Grown in Multimetal Contaminated Soil [J]. Chemistry and Ecology, 2009, 25(1): 1-11.
- [17] 韦献东. Pb-Cd 胁迫对枫香幼苗生长和生理特征的影响研究结果相似[J]. 南宁: 广西大学, 2020, 17-18. [WEI Xian-dong. Effects of Pb - Cd Stress on Growth and Physiological Characteristics of *Liquidambar formosana* Seedlings [J]. Nanning: Guangxi University, 2020: 17-18.]
- [18] 张颖, 高景慧. 镉胁迫对红三叶种子萌发及幼苗生理特性的影响[J]. 西北农业学报, 2007(3): 57-59. [ZHANG Ying, GAO Jing-hui. Effects of Cd²⁺ Stress on the Seed Germination and Some Physiological Characteristics about Seedlings of *Trifolium pratense* [J]. Acta Agriculturae Boreali-occidentalis Sinica, 2007(3): 57-59.]
- [19] 徐莹. 砷胁迫对水培条件下三个杨树材料生理特性及体内砷积累的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012. [XU Ying. Effect on Physiology and Arsenic Accumulation of Three Poplars Treated with Arsenate in Hydroponics [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012.]
- [20] 张博宇, 滕维超. 铅胁迫对黄花风铃木幼苗生长和生理指标的影响[J]. 东北林业大学学报, 2020, 48(7): 7-10, 16. [ZHANG Bo-yu, TENG Wei-chao. Effects of Lead Stress on Growth and Physiology of *Tabebuia chrysantha* Seedlings [J]. Journal of Northeast Forestry University, 2020, 48(7): 7-10, 16.]
- [21] 袁祖丽. Cd, Pb 污染对烤烟生理特性及生长发育的影响[D]. 郑州: 河南农业大学, 2006: 7-10. [YUAN Zu-li. Effect of Cd and Pb Pollution on Physiological Character, Growth and Development of *Flue-cured Tobacco* [D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2006.]
- [22] 闫晶, 姬文秀, 石贤吉, 等. 镉胁迫对不同烟草品种生长发育的影响[J]. 中国农业大学学报, 2019, 24(5): 30-38. [YAN Jing, JI Wen-xiu, SHI Xian-ji, et al. Effects of Cadmium Stress on the Growth and Development of Different Tobacco Varieties [J]. Journal of China Agricultural University, 2019, 24(5): 30-38.]
- [23] CHONG J L, POUTARAUD A, HUGUENEY P. Metabolism and Roles of Stilbenes in Plants [J]. Plant Science, 2009, 177(3): 143-155.
- [24] 杨园, 王良梅. 杨树对镉胁迫的响应及抗性机制研究进展[J]. 世界林业研究, 2017, 30(4): 29-34. [YANG Yuan, WANG Gen-mei. Poplar Response to Cd Stress and Its Resistance Mechanism [J]. World Forestry Research, 2017, 30(4): 29-34.]
- [25] 余洋. 铅胁迫对杨树生理生化和根尖细胞骨架的影响[D]. 北京: 北京林业大学, 2011: 33-34. [YU Yang. The Effects of Lead Stress on the Biochemical Characteristics and the Organization of Microtubule Cytoskeleton in Three Poplars [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2011: 33-34.]
- [26] 薛文秀, 尚晓硕, 蒋艺, 等. 铅胁迫对垂柳生长和光合生理特性的影响[J]. 天津师范大学学报(自然科学版), 2020, 40(3): 28-32. [XUE Wen-xiu, SHANG Xiao-shuo, JIANG Yi, et al. Effects of Lead Stress on the Growth and Photosynthesis of *Salix babylonica* [J]. Journal of Tianjin Normal University (Natural Science Edition), 2020, 40(3): 28-32.]
- [27] 邹洪梅, 蔡艳, 吴德勇. 铅对狗牙根叶绿素含量的影响[J]. 北方园艺, 2011(18): 88-91. [ZOU Hong-mei, CAI Yan, WU De-yong. Influence of Pb on Chlorophyll Content of *Cynodon dactylon* L. Pers [J]. Northern Horticulture, 2011(18): 88-91.]
- [28] 李晓, 冯伟, 曾晓春. 叶绿素荧光分析技术及应用进展[J]. 西北植物学报, 2006, 26(10): 2186-2196. [LI Xiao, FENG Wei, ZENG Xiao-chun. Advances in Chlorophyll Fluorescence Analysis and Its Uses [J]. Acta Botanica Boreali occidentalis Sinica, 2006, 26(10): 2186-2196.]
- [29] 马迎莉, 高雨, 袁婷婷, 等. 重金属铬胁迫对髯毛箬竹光合特性的影响[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2019, 43(1): 54-60. [MA Ying-li, GAO Yu, YUAN Ting-ting, et al. Effects of Heavy Metal Chromium Stress on the Photosynthetic Characteristics of *Indocalamus barbatus* McClure [J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2019, 43(1): 54-60.]
- [30] 郭春芳, 孙云. 叶绿素荧光动力学在植物抗性生理研究中的应用[J]. 福建教育学院学报, 2006, 7(7): 120-123. [GUO Chun-fang, SUN Yun. The Application of Chlorophyll Fluorescence

- Kinetics in the Study of Physiological Responses of Plants to Environmental Stresses [J]. Journal of Fujian Institute of Education, 2006, 7(7): 120-123.]
- [31] DEL POZO A, PÉREZ P, MORCUENDE R, *et al.* Acclimatory Responses of Stomatal Conductance and Photosynthesis to Elevated CO₂ and Temperature in Wheat Crops Grown at Varying Levels of N Supply in a Mediterranean Environment [J]. Plant Science, 2005, 169(5): 908-916.
- [32] 付士磊, 周永斌, 何兴元, 等. 干旱胁迫对杨树光合生理指标的影响[J]. 应用生态学报, 2006, 17(11): 2016-2019. [FU Shi-lei, ZHOU Yong-bin, HE Xing-yuan, *et al.* Effects of Drought Stress on Photosynthesis Physiology of *Populus pseudo-Simonii* [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2006, 17(11): 2016-2019.]
- [33] 姚俊修, 乔艳辉, 杨庆山, 等. 重金属镉胁迫对黑杨派无性系光合生理及生长的影响[J]. 西北林学院学报, 2020, 35(2): 40-46, 107. [YAO Jun-xiu, QIAO Yan-hui, YANG Qing-shan, *et al.* Effects of Cadmium Stress on the Growth and Photosynthesis of *Aigeiros clones* [J]. Journal of Northwest Forestry University, 2020, 35(2): 35:40-46, 107.]
- [34] 粟春青, 蒋霞, 亢亚超, 等. 金花茶幼苗对铅胁迫的生长生理响应[J]. 森林与环境学报, 2019, 39(5): 467-474. [SU Chun-qing, JIANG Xia, KANG Ya-chao, *et al.* Growth and Physiological Response of *Camellia petelotii* Seedlings to Pb Stress [J]. Journal of Forest and Environment, 2019, 39(5): 467-474.]
- [35] FANG Z G, HU Z Y, ZHAO H H, *et al.* Screening for Cadmium Tolerance of 21 Cultivars from Italian Ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam) during Germination [J]. Grassland Science, 2017, 63(1): 36-45.
- 作者简介:** 郑武扬(1996—), 男, 河北石家庄人, 主要从事生态修复技术研究。E-mail: 343155733@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, 后续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, 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
10月18日

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0091

邬淑婷,周之栋,华建峰,等.浮水植物-底泥-微生物系统对富营养化水体氮的净化作用[J].生态与农村环境学报,2021,37(10):1341-1351.

WU Shu-ting, ZHOU Zhi-dong, HUA Jian-feng, et al. Study on the N Purification of Eutrophic Water by Floating Plant-sediment-microbial System [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1341-1351.

浮水植物-底泥-微生物系统对富营养化水体氮的净化作用

邬淑婷, 周之栋, 华建峰^①, 殷云龙, 薛建辉 [江苏省中国科学院植物研究所(南京中山植物园), 江苏 南京 210014]

摘要: 浮水植物有较大的水深适应范围,繁殖能力强,对营养物质具有较强的吸收能力,而且便于种植、收割和日常管理,被广泛应用于控制水体富营养化。除了植物的吸收及根区效应外,底泥的吸附与截留、微生物降解等途径也可以去除水中的污染物。但是,在同一近自然实验体系内,植物、底泥和微生物等在水体营养物质去除过程中发挥的作用尚不明确。笔者通过模拟湿地生态系统,研究水体、植株、底泥 N 含量以及根际微生物群落结构等的变化,阐明浮水植物-底泥-微生物系统中各途径在富营养化水体 N 的净化过程中发挥的作用。结果表明,处理 40 d 后,中、高 N 浓度系统中对照组和植物组水体 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和 TN 的去除率均高于 87%,且大多数情况下 2 组处理之间没有显著差异。睡莲(*Nymphaea tetragona*)更适应在高 N 环境中生长,不仅生物量显著高于其他植物,且其对 N 的积累量也最高。低 N 和中 N 系统,对照组底泥的无机氮(IN)含量显著高于植物组,而在高 N 系统,IN 含量在 2 组之间没有显著差异,且均表现出累积效应。此外,与对照组相比,植物组底泥的根际细菌 α 多样性指数和群落结构无显著变化。与未灭菌处理相比,底泥灭菌后水体 TN、 NH_4^+ -N 及底泥 IN 含量显著升高。该研究证明了在富营养化水体 N 净化过程中,除了植物吸收外,微生物作用和底泥的吸附与截留同样发挥着重要作用,这为湿地系统中富营养化水体 N 的高效去除提供了科学依据。

关键词: 植物吸收; 富营养化水体; N 沉降; 灭菌; 微生物功能

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1341-11

Study on the N Purification of Eutrophic Water by Floating Plant-sediment-microbial System. WU Shu-ting, ZHOU Zhi-dong, HUA Jian-feng^①, YIN Yun-long, XUE Jian-hui (Institute of Botany, Jiangsu Province and Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210014, China)

Abstract: Floating plants are characterized by suspending themselves on the water surface. They have great adaptability to water depth and distinctive capacity for reproductive and nutrients absorption. Besides, they are easy for planting, harvesting and daily management. As we know, water eutrophication is an increasing problem in China. Because of the excellent features, floating plants are widely used in the construction of wetlands to control water eutrophication. In addition to the direct absorption and indirect rhizosphere effects of aquatic plants, the adsorption and interception of sediments, and microbial degradation could significantly remove water pollutants. Yet, the roles of aquatic plants, sediments and microorganisms in nutrient removal within the same natural experimental system are still unclear. By simulating wet land ecosystem, this research studied the changes of nitrogen (N) content in water, plants and sediments as well as the rhizosphere microbial community structure, aiming to clarify the purification approach of N in eutrophic water by plant-sediment-microbial system. The results show that after 40 d treatments, the removal rates of NH_4^+ -N, NO_3^- -N and TN in both control and plant treatments were higher than 87% in medium and high N systems. In most cases, no significant difference was found between the two groups. *Nymphaea tetragona* was more suitable to grow in high N system that was demonstrated by the greatest biomass and N accumulation among 4 tested plants. In low and medium N systems, sediments inorganic nitrogen (IN) content in control was significantly higher than that in the plant treatments. However, in the high N system, there was no significant difference between control and plant treatments where the IN concentration showed an increasing trend. In addition, there were no significant differences in the rhizosphere bacteria α diversity index and community structure be-

收稿日期: 2021-02-10

基金项目: 江苏省农业科技自主创新资金项目[CX(18)2026]

^① 通信作者 E-mail: jfhua@cnbg.net

tween the plant and control groups. Compared with unsterilized treatments, sediments sterilization significantly increased the contents of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN in water as well as IN in sediments. It can be concluded that, besides the plant absorption, the N could be significantly removed by microbial function and sedimentation in this experimental system, which provides a scientific basis for efficient purification of eutrophic water in wetland ecosystem.

Key words: plant absorption; eutrophic water; N deposition; sterilization; microbial function

湖泊水体富营养化已成为水环境污染的一个重要问题,其主要原因是城市生活污水,造纸、炼钢等工业废水以及农药和化肥等地表污染物,包含了大量有机物和无机营养物质^[1]。这些物质进入水体后,为藻类及浮游生物提供了充足的生长条件,使其迅速繁殖,造成水体溶解氧不断下降,导致水质不断恶化^[2-3]。根据《第二次全国污染源普查公报》,2017 年度农业废水、生活废水和工业废水中总氮(TN)含量占比分别为 46.61%、48.26%和 5.13%,总磷(TP)含量分别为 67.24%、30.26%和 2.51%^[4]。构建人工湿地以进行富营养化水体的生态修复已成为热点研究。水生植物作为湿地生态系统的重要组成部分,是调节水质、减缓水体富营养化的重要载体^[5-7]。水生植物不仅能够通过吸收环境中 N、P 等营养物质,转化为自身可利用的物质;也可以通过向外界排放化感物质,控制藻类的繁殖代谢^[8];还能够为微生物提供适宜的生活环境。微生物的存在对水生态环境的修复至关重要^[9-10],其主要通过硝化-反硝化作用对人工湿地产生脱氮效应^[11-14]。同样,底泥能够通过截留与沉降作用,去除富营养水体中的 N、P 等^[15]。

根据水生植物的生活方式,一般将其分为挺水植物、浮水植物和沉水植物。对芦苇(*Hragmites communis*)、黄花鸢尾(*Iris wilsonii*)及菖蒲(*Acorus calamus*)等挺水植物的研究表明,其对试验水体氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)的去除率均在 90%以上,对 TN 的去除率也不低于 75%,其中黄花鸢尾对 TN 的去除效果较好^[12]。刘会等^[16]对沉水植物的研究发现,竹叶眼子菜(*Potamogeton intortifolius*)、黑藻(*Hydrilla verticillata*)及苦藻(*Vallisneria natans*)对水体 TN 的去除效果较好。与挺水和沉水植物相比,浮水植物水深适应范围广,繁殖迅速,去除 N、P 能力强,又能遮蔽射入水中的阳光,抑制水体中藻类的生长,更便于种植、收割和日常管理,一直是人工湿地构建过程中重要的植物类型^[17]。槐叶萍(*Salvinia natans*)及浮水莲(*Eichhornia crassipes*)对 TN 的去除效果较好,对提高水体透明度效果也较佳^[18]。除了水生植物直接吸收营养物质外,有研究发现,复合微生物对猪场粪污水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 有明显的削减效果,去除率

可达 60%以上^[19]。在好氧微生物的脱氮作用下,底泥释放的总氮和硝氮的去除率分别高达 75.87%和 79.96%,底泥内源氮污染得到有效的控制^[20]。此外,添加微生物菌剂的生物强化系统对模拟城市污水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除率分别提高了 56.06%和 70.56%,表明微生物作用能够显著改善模拟城市污水系统的运行效果和稳定性^[21]。

水生植物具有根系量大且发达的特征,能够与微生物进行协同作用,实现湿地生态系统的高效净化^[22]。有研究表明,水生植物通过根系释放氧气与分泌物增加环境体系内的溶解氧与有机质,由于能量及养分源充足,微环境适宜微生物的生长,进而提高了底泥中微生物活性与新陈代谢,促进了富营养化水体 C、N 和 P 的循环^[23-24]。对杭州西溪湿地挺水、浮水、沉水等湿生植物的研究发现,其底泥具有很高的细菌多样性,且最优势的菌群均为变形菌门(Proteobacteria),在这些类群中具有大量与 N、S、P 等代谢相关的菌群,对湿地底泥的元素循环有重要作用^[25]。此外,人工湿地种植的芦苇与香蒲(*Typha orientalis*)的根际细菌群落结构有一定的差别,表现为芦苇根际细菌群落丰富度及多样性均高于香蒲根际,优势细菌种群大多以变形菌门、酸杆菌门(Acidobacteria)、绿弯菌门(Chloroflexi)及厚壁菌门(Firmicutes)为主^[26]。

构建人工湿地,通过植物-底泥-微生物之间的协同作用^[11],不仅能修复生态环境^[27],也能达到经济高效的目的^[28-29]。然而,现有大部分报道集中于研究单独栽种植物或是添加微生物对富营养化水体的净化作用,或者植物对底泥微生物群落结构的影响,从而间接表明微生物在水体净化中的重要作用,但鲜有将植物-底泥-微生物作为一个系统来研究各途径在富营养化水体净化中发挥的作用。因浮水植物具有水深适应范围广、吸收能力突出且易于收割等特性,以水龙(*Ludwigia adscendens*)等华东地区常见的浮水植物为对象,采集池塘底泥,通过植物种植试验和底泥灭菌试验,研究植物-底泥-微生物系统中不同途径对不同富营养化程度水体 N 的净化作用,为湿地生态系统的生态修复提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 供试材料

选择华东地区水域常见的水龙、荇菜 (*Nymphoides peltata*)、睡莲以及水金英 (*Hydrocleys nymphoides*) 4 种浮水植物作为研究对象。所选植物均采购自宜兴市龙鼎实业有限公司种植基地,且生长状况良好、形状统一,试验前在自来水中统一驯化培养 7 d。

1.2 试验设计

试验在江苏省中国科学院植物研究所(南京中山植物园)试验温室内(32°03' N, 118°49' E)进行。预先向花盆(内径 35 cm, 高 45 cm)内填充 10 kg 取自南京中山植物园池塘的底泥,底泥理化性质: $w(\text{TN})$ 为 $2.371 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, $w[\text{有机碳}(\text{IN})]$ 为 $31.101 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, $w(\text{有机质})$ 为 $53.618 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, $w(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 为 $0.031 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, $w(\text{无机氮})$ 为 $0.058 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

补充 35 L 河水(包括底泥,水深约 40 cm)并充分混合静置后,加入由硝酸铵(NH_4NO_3)配制成的 3 种不同 TN 质量浓度(2、10、20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的富营养化水体。然后,将生长状态良好、外形一致(植株大小、形状、叶数、叶色等)、鲜重接近的植株用自来水洗净后种植在花盆内。同时,设置不种植任何植物的花盆作为空白对照(CK)。每个处理各设 4 个重复,随机区组排列于温室内。试验周期为 2019 年 6 月 6 日—2019 年 7 月 16 日。试验期间,向各处理花盆内定期加入新鲜自来水补充水分蒸发流失,以保持水位一致。

为了研究微生物在富营养化水体净化中的作用,取与上述试验相同的原始池塘底泥,部分经 2 次高压灭菌(121 °C, 1 h)以去除体系内微生物,另一部分则未灭菌。分别向花盆(内径 15 cm, 高 20 cm)内填充 1 kg 原始底泥(US)或灭菌底泥(S),分别补充 2 L 自来水或灭菌水(包括底泥,水深约 15 cm)并充分混合静置后,加入由 NH_4NO_3 配制成的 3 个不同 TN 质量浓度(3、10、15 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的富营养化水体。每个处理设置 3 个重复,随机区组排列于温室内。试验周期为 2019 年 9 月 6 日—2019 年 9 月 16 日。试验期间,向各处理花盆内分别定期加入新鲜自来水或无菌水,补充蒸发流失以保持水位一致。

1.3 样品采集

试验开始后,在第 1、10、20、30、40 天分别采集 10 mL 水样测定 TN、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 浓度。试验前后,取花盆内底泥并测定其干样 TN 及鲜样 IN 含量。植物收获后,将根与茎叶分开,用蒸馏水洗净

后,烘箱内烘干(80 °C) 24 h,测定干重。将植物及风干底泥样品采用研磨机粉碎,植物过 0.25 mm 孔径筛,底泥过 0.15 mm 孔径筛后密封于自封袋,用于植物及底泥 N 含量的测定。同时取根际底泥,用于测定微生物的相关指标。

底泥灭菌试验开始后,在第 1、3、5、7、9、11 天分别采集 10 mL 水样测定 TN、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 含量。试验前后,取花盆内底泥并测定其鲜样 IN 含量。

1.4 样品测定

水体 TN、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 及 NO_2^--N 浓度均使用流动分析仪(De Breda, 荷兰)测定^[30]。植物样品中的 N 含量采用浓 $\text{H}_2\text{SO}_4-\text{H}_2\text{O}_2$ 消解,凯氏定氮法测定^[31]。同时选用土壤标准样品(GSS-3)及植物标准样品(GBW07603)控制分析的准确性。底泥 IN 含量通过 Bremner 氯化钾法提取后,使用流动分析仪测定。

水体 N 去除率和底泥 N 去除率(积累率)^[32]的计算方法为

$$\eta_w = (C_0 - C_i) / C_0 \times 100\%, \quad (1)$$

$$\eta_s = (C_i - C_0) / C_0 \times 100\%. \quad (2)$$

式(1)~(2)中, η_w 为富营养水体中 N 的去除率,%; C_0 为测定指标的起始浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; C_i 为试验结束时测定指标的浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; η_s 为底泥 TN 和 IN 的积累率(正值)或去除率(负值),%。

细菌 DNA 经抽提、浓度和纯度检测后,对其 16S rRNA V3-V4 区进行 PCR 扩增。选用引物为 515F(5'-GTGYCAGCMGCCGCGGTAA-3')和 806R(5'-GGACTACNVGG GTWTCTAAT-3')^[10]。在广东美格基因科技有限公司进行 Illumina HiSeq 高通量测序。测序数据经过质量筛选,利用 Usearch 软件以 97% 相似性水平进行操作分类单元(operational taxonomic unit, OTU)划分,对比 Silva 数据库进行分类学分析。采用 R 语言计算 Chao、Simpson 和 Shannon-Wiener 多样性指数。

1.5 数据处理

统计分析采用 SPSS 25.0 软件处理,作图采用 Origin 9.1 及 Excel 2016 软件,部分参数比较差异进行单因素方差(One-way ANOVA)及单样本的 T 检验(t -test)分析,多重比较选用 Duncan 新复极差方法。

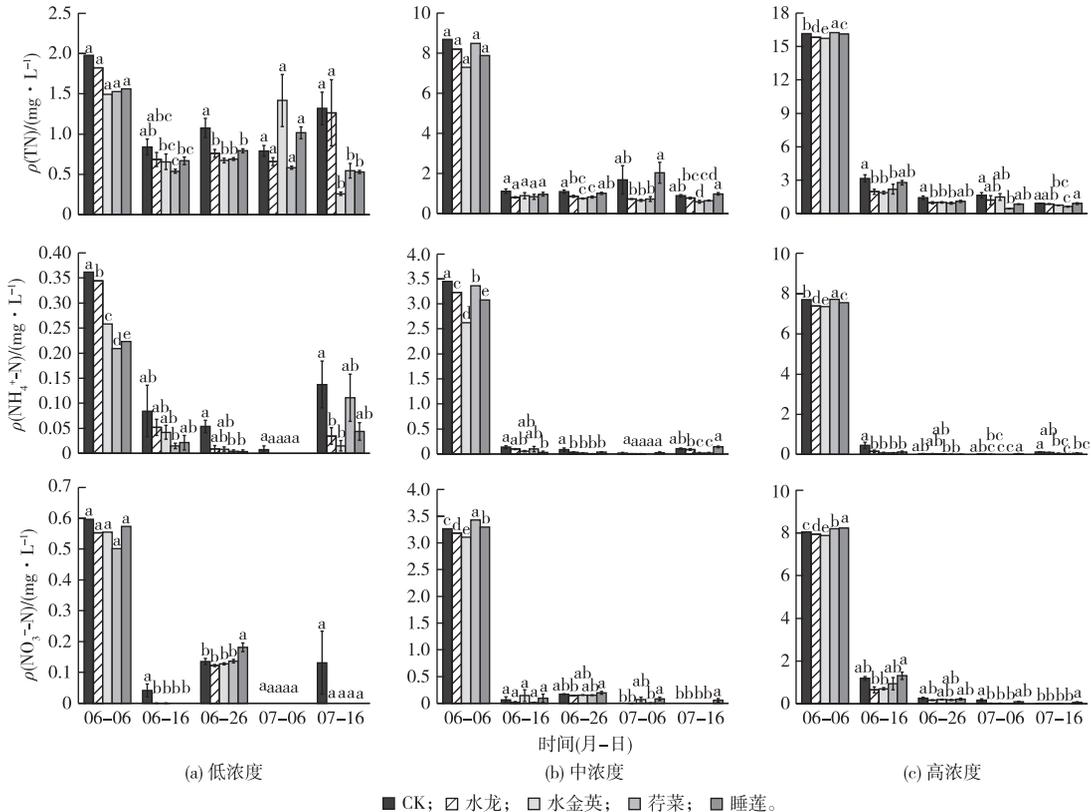
2 结果与分析

2.1 水体 N 浓度的变化

40 d 的生长期中,低 N 水体中,水金英、荇菜和

睡莲处理组 TN 去除率分别为 82.70%、64.25% 和 65.98%；水龙处理组与对照组对 TN 的去除效果较差,且显著低于水金英组 ($P < 0.05$)。中 N 水体中,苻菜处理组 TN 去除率最高(92.43%),且显著高于对照 ($P < 0.05$)；其他植物处理组(除睡莲组) TN 去除率均达 90% 以上,但与对照组相比并无显

著性差异。在高 N 水体中,对照组和处理组 TN 去除率均达 94%,尤其是苻菜处理组,去除率为 96.18%,显著高于其他处理组 ($P < 0.05$)。由此可知,在低 N 水体中水金英去除效果最佳;中、高 N 水体中去除率为苻菜>水金英>水龙>睡莲。总体上,高 N 水体中 TN 的去除率高于其他富营养化水体(图 1)。



同一组直方柱上方英文小写字母不同表示同一取样日期不同植物处理间某指标差异显著 ($P < 0.05$)。

图 1 不同 N 浓度下不同植物处理水体 N 浓度的变化

Fig. 1 Changes of water N contents in 5 systems under different N concentration

试验前 10 d 内,各处理组水体 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 迅速下降,其中低 N 水体以苻菜、睡莲处理组的去除率最高,分别达 92.78% 和 90.48%；而中、高 N 水体中,植物处理组在前 10 d 内去除率均高于 96%,对照组去除率也高达 94.15%。同样,各处理组水体 $\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$ 大幅下降。试验结束时,所有处理组 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除率均达 98.28% 以上, ρ 均低于 $0.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,且各植物处理组(除睡莲组外)之间无显著差异。

2.2 浮水植物对 N 的积累

随着 N 浓度的升高,水龙各部位生物量逐渐减少,而苻菜茎叶生物量呈增加的趋势;水金英根生物量在中 N 水体中显著低于高 N 水体 ($P < 0.05$)；同一 N 浓度系统中,睡莲组植株生物量最高(除中 N 苻菜组外),且在低、高 N 水体中显著高于中 N 水

体 ($P < 0.05$) (表 1)。

植物茎叶的 $w(\text{N})$ 为 $23.33 \sim 59.62 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,高于根部 ($10.19 \sim 16.81 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$)。相比于中、高 N 水体,低 N 水体中水龙处理组植株的 N 积累量更多。睡莲处理组更适应在高 N 环境中生长,不仅生物量显著高于其他植物 ($P < 0.05$),且其对 N 的积累率也最高。

2.3 底泥 N 含量的变化

试验结束时,底泥 $w(\text{TN})$ 为 $2.02 \sim 2.75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,且在不同 N 水体中及处理之间无显著差异。对照组在任何 N 水体中均表现出对 IN 的积累效应,而植物组低 N 及中 N 水体中底泥 IN 均有所去除,低 N 水体中去除效果依次为苻菜>睡莲>水龙>水金英,中 N 水体中苻菜>睡莲>水金英>水龙;但高 N 水体中 IN 呈现出积累趋势(表 2)。

表 1 不同 N 浓度下植株生物量与氮含量

Table 1 Plant biomass and N contents of 4 plants under different N concentrations

植物	N 浓度	根			茎叶			整体		
		干重/g	w(N)/(mg·g ⁻¹)	N 总量/mg	干重/g	w(N)/(mg·g ⁻¹)	N 总量/mg	干重/g	w(N)/(mg·g ⁻¹)	N 总量/mg
水龙	低	3.14±1.55 ^{Ad}	11.84±1.74 ^{Bab}	32.27±10.07 ^{Ab}	13.59±3.11 ^{Aab}	28.04±7.45 ^{Ab}	378.74±7.74 ^{Ab}	16.73±4.62 ^{Ab}	29.01±3.13 ^{Aa}	408.31±10.46 ^{Aa}
	中	2.76±0.79 ^{Ac}	14.79±0.71 ^{Aa}	40.44±10.14 ^{Ab}	10.41±1.36 ^{ABc}	23.33±3.75 ^{Ac}	244.09±55.85 ^{Bc}	13.16±1.77 ^{ABc}	21.61±3.25 ^{Bb}	284.52±57.23 ^{Bd}
	高	2.32±0.17 ^{Ac}	16.81±0.70 ^{Aa}	39.41±3.64 ^{Ab}	7.40±0.91 ^{Bc}	27.58±3.41 ^{Ac}	203.93±52.64 ^{Bb}	9.72±1.04 ^{Bd}	24.98±2.76 ^{ABb}	243.34±56.28 ^{Bb}
水金英	低	6.82±1.91 ^{ABc}	14.27±2.46 ^{Aab}	101.19±46.72 ^{Ab}	14.39±1.02 ^{Aab}	50.32±11.86 ^{Aa}	731.33±206.56 ^{Aa}	21.05±2.97 ^{Aab}	39.66±9.88 ^{Aa}	848.68±286.75 ^{Aa}
	中	4.66±1.34 ^{Bbc}	12.83±1.67 ^{Aab}	64.92±13.02 ^{Ab}	14.27±2.06 ^{Ab}	59.62±7.31 ^{Aa}	913.41±145.29 ^{Aa}	18.93±3.06 ^{Ab}	48.02±7.37 ^{Aa}	978.33±147.86 ^{Aa}
	高	7.64±1.08 ^{Ab}	12.87±1.36 ^{Ab}	93.12±9.51 ^{Ab}	12.85±0.91 ^{Ab}	54.47±8.53 ^{Aa}	694.46±61.71 ^{Aa}	20.90±1.46 ^{Ac}	36.92±4.73 ^{Aa}	767.03±50.21 ^{Aa}
苕菜	低	10.32±1.36 ^{Ab}	10.48±1.11 ^{Ab}	104.04±21.85 ^{Ab}	17.98±2.95 ^{Aa}	34.13±6.63 ^{Aab}	573.02±38.12 ^{Ab}	28.89±2.50 ^{Aa}	22.32±1.87 ^{Aa}	642.48±1.75 ^{Aa}
	中	7.28±3.59 ^{Ab}	10.65±1.04 ^{Ab}	75.59±38.79 ^{Ab}	18.78±2.73 ^{Aa}	37.32±9.68 ^{Ab}	686.58±119.94 ^{Ab}	26.15±6.29 ^{Aa}	30.34±8.46 ^{Ab}	762.18±97.05 ^{Ab}
	高	7.90±1.33 ^{Ab}	10.19±1.92 ^{Ab}	80.73±21.77 ^{Ab}	21.36±2.13 ^{Aa}	33.79±7.65 ^{Abc}	721.90±177.06 ^{Aa}	29.26±3.18 ^{Ab}	27.47±6.02 ^{ABb}	802.64±191.68 ^{Aa}
睡莲	低	17.65±2.35 ^{Ba}	15.03±3.84 ^{Aa}	260.84±51.81 ^{ABa}	11.01±3.01 ^{Ab}	38.78±18.29 ^{Ab}	405.91±115.24 ^{Ab}	28.68±5.04 ^{Ba}	22.66±7.72 ^{Aa}	657.77±174.32 ^{Aa}
	中	14.94±2.26 ^{Ba}	14.80±4.04 ^{Aa}	233.76±99.12 ^{Ba}	6.04±2.07 ^{Bd}	47.89±10.00 ^{Ab}	265.57±145.86 ^{Ac}	20.98±1.26 ^{Cab}	23.95±5.77 ^{Ab}	499.33±136.14 ^{Ac}
	高	26.81±0.94 ^{Aa}	16.36±2.27 ^{Aa}	392.21±72.28 ^{Aa}	13.77±0.88 ^{Ab}	46.70±17.34 ^{Ab}	651.58±270.40 ^{Aa}	38.26±1.36 ^{Aa}	25.93±8.90 ^{Ab}	1000.05±381.81 ^{Aa}

同一列数据后英文大写字母不同表示同种植物不同 N 水体间差异显著 ($P < 0.05$), 英文小写字母不同表示同种 N 水体中不同植物处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

表 2 不同处理条件下底泥 N 含量

Table 2 Contents of N in sediments of different systems

处理	N 浓度	w/(mg·g ⁻¹)		去除率/%	
		TN	IN	TN	IN
对照	低	2.69±0.10 ^{Aab}	0.06±0.00 ^{Ba}	-13.39±4.30 ^{Aab}	-6.97±7.57 ^{Ac}
	中	2.02±0.87 ^{Aa}	0.06±0.01 ^{Ba}	14.88±36.84 ^{Aa}	-6.49±15.09 ^{Ad}
	高	2.26±0.22 ^{Ab}	0.14±0.01 ^{Aa}	4.66±9.37 ^{Aa}	-131.96±15.83 ^{Bab}
水龙	低	2.75±0.43 ^{Aa}	0.04±0.00 ^{Bb}	-15.88±18.14 ^{Aa}	50.16±7.39 ^{Ab}
	中	2.61±0.19 ^{Aa}	0.04±0.01 ^{Bb}	-9.92±8.11 ^{Aa}	36.12±9.23 ^{Ac}
	高	2.54±0.16 ^{Aa}	0.13±0.01 ^{Aab}	-7.03±6.84 ^{Ab}	-118.91±10.27 ^{Bab}
水金英	低	2.68±0.09 ^{Aab}	0.04±0.02 ^{Bb}	-12.89±4.02 ^{Ab}	36.01±26.68 ^{Ab}
	中	2.08±0.70 ^{Aa}	0.02±0.00 ^{Bc}	12.10±29.56 ^{Aa}	59.35±3.10 ^{Ab}
	高	2.47±0.09 ^{Aab}	0.12±0.01 ^{Ab}	-4.15±3.76 ^{Ab}	-108.28±20.21 ^{Ba}
苕菜	低	2.67±0.18 ^{Aab}	0.01±0.00 ^{Bc}	-12.53±7.54 ^{Ab}	77.69±4.39 ^{Aa}
	中	2.70±0.22 ^{Aa}	0.01±0.00 ^{Bd}	-13.96±9.18 ^{Aa}	81.70±3.45 ^{Aa}
	高	2.52±0.10 ^{Aa}	0.13±0.01 ^{Aab}	-6.18±4.16 ^{Ab}	-120.12±18.38 ^{Bab}
睡莲	低	2.30±0.22 ^{Ab}	0.02±0.01 ^{Bc}	2.95±9.30 ^{Ab}	73.30±10.67 ^{Aa}
	中	2.61±0.17 ^{Aa}	0.02±0.01 ^{Bcd}	-9.99±2.12 ^{Aa}	66.36±21.00 ^{Ab}
	高	2.61±0.16 ^{Aa}	0.13±0.02 ^{Aab}	-9.96±6.86 ^{Ab}	-122.34±26.83 ^{Bab}

同一列数据后英文大写字母不同表示同种植物不同 N 水体间差异显著 ($P < 0.05$), 英文小写字母不同表示同种 N 水体中不同植物处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

2.4 微生物对 N 去除的影响

微生物处理下, 3 种 N 水体中的 TN 浓度随着时间的推移而降低, 而灭菌组水体 TN 浓度在第 1 天有所升高, 试验末期均稳定在 10~12 mg·L⁻¹。除中 N 水体的第 5 和 7 天外, 灭菌组 3 种 N 水体 TN 浓度均显著高于有菌组 ($P < 0.05$, 图 2)。试验初期, 灭菌组 3 种 N 水体 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 浓度高于有菌组, 但随着时间的推移, 其浓度与有菌组趋于一致, 均低于 0.6 mg·L⁻¹。有菌组水体 NH₄⁺-N 浓度自试验开始一直呈减少趋势, 并在 7 d 后基本被

去除; 而灭菌组水体 NH₄⁺-N 浓度在整个试验周期内均显著高于有菌组 ($P < 0.05$), 最终 ρ 分别为 7.84、9.37 和 9.73 mg·L⁻¹。

灭菌组底泥 IN 含量显著高于有菌组 ($P < 0.05$), 为有菌组的 5~8 倍, 且不同 N 水体之间基本无差异。

2.5 植物根际微生物的变化

低 N 水体中各植物组 Chao1 指数大于对照组 (睡莲组除外), 且水龙 > 水金英 > 苕菜; 中 N 水体苕菜组和睡莲组大于对照组, 而水龙组和水金英组则

低于对照组。高 N 水体中,所有植物组均小于对照组。Shannon 指数在 7.15~7.35 之间,Simpson 指数在 0.99 以上浮动,各水体之间并没有显著差异(表 3)。

各水体中优势菌均为变形菌门,平均相对丰度为 41.28%,其次为绿弯菌门(Chloroflexi,17.56%)、拟杆菌门(Bacteroidetes,9.38%)、绿菌门(Chlorobi,4.76%)、疣微菌门(Verrucomicrobia,4.19%)、酸杆

菌门(Acidobacteria,3.93%)和硝化螺旋菌门(Nitrospirae,2.63%)(图 3)。低 N 浓度处理下,所有植物组变形菌门和硝化螺旋菌门相对丰度均高于对照组。此外,除了苕菜在中、高 N 浓度处理以及睡莲在高 N 浓度处理外,其余各植物组硝化螺旋菌门均高于对照组。低、中 N 浓度处理下苕菜组及高 N 浓度处理下睡莲组中,绿弯菌门相对丰度均高于对照组,但无显著性差异(图 3)。

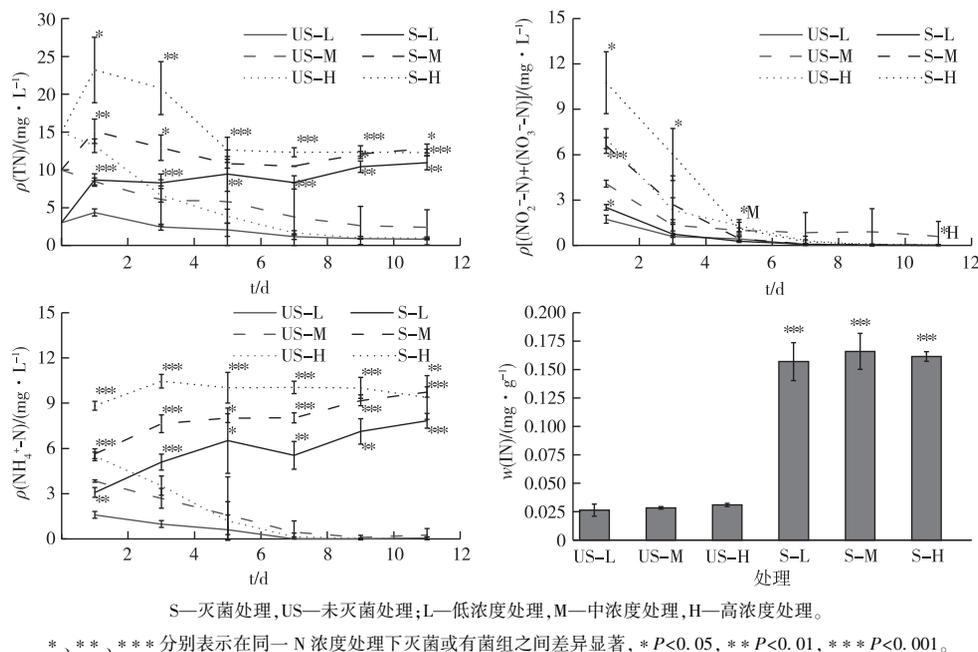


图 2 灭菌和未灭菌条件下水体和底泥 N 含量

Fig. 2 N concentrations in water and sediment under sterilized and unsterilized conditions

表 3 植物根际底泥细菌 α 多样性指数

Table 3 α diversity index of bacteria in rhizosphere soil

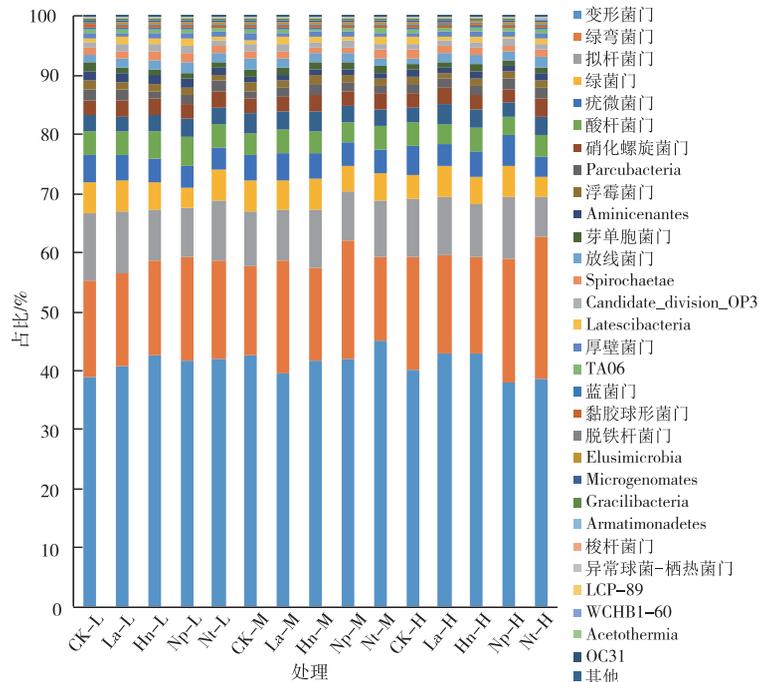
处理	N 浓度	操作分类单元(OTUs)	Chao1 指数	Shannon 指数	Simpson 指数
对照	低	6 153	6 602	7.23	0.997 0
	中	6 164	6 394	7.29	0.996 8
	高	6 708	7 272	7.21	0.996 3
水龙	低	7 286	8 359	7.21	0.996 6
	中	5 575	5 735	7.20	0.996 6
	高	5 663	5 838	7.16	0.996 3
水金英	低	6 902	7 506	7.28	0.996 9
	中	5 845	6 008	7.24	0.996 5
	高	6 094	6 377	7.23	0.996 6
苕菜	低	6 891	7 447	7.35	0.997 3
	中	6 232	6 562	7.17	0.996 3
	高	6 229	6 692	7.15	0.996 5
睡莲	低	5 866	6 082	7.18	0.996 3
	中	7 004	7 659	7.22	0.996 0
	高	5 862	6 103	7.20	0.996 7

在属水平上,所测得的 OTUs 共 552 个门类。平均相对丰度最高的为硫杆菌属(Thiobacillus,12.59%),其次为 Sideroxydans(9.52%)、Ignavibacterium(6.40%);平均相对丰度大于 3%的属还有脱硫杆菌属(Desulfatiglans,3.86%)、螺杆菌属(Sulfuricum,3.49%)、厌氧绳菌属(Anaerolinea,3.45%)、Ferritrophicum(4.03%)、螺旋体属(Spirochaeta,2.73%)和互营菌属(Syntrophus,3.11%)。但各处理之间微生物群落结构差异并不显著(图 4)。

3 讨论

以往大量研究将植物在不添加底泥^[33-35]的环境下进行培养,其对水体 N 的去除效果显著优于对照组。笔者添加池塘底泥后发现,对照组和植物组均具有较高的 N 去除率,而且大部分情况下两者无显著差异。40 d 后,中、高 N 水体中 TN 去除率均高

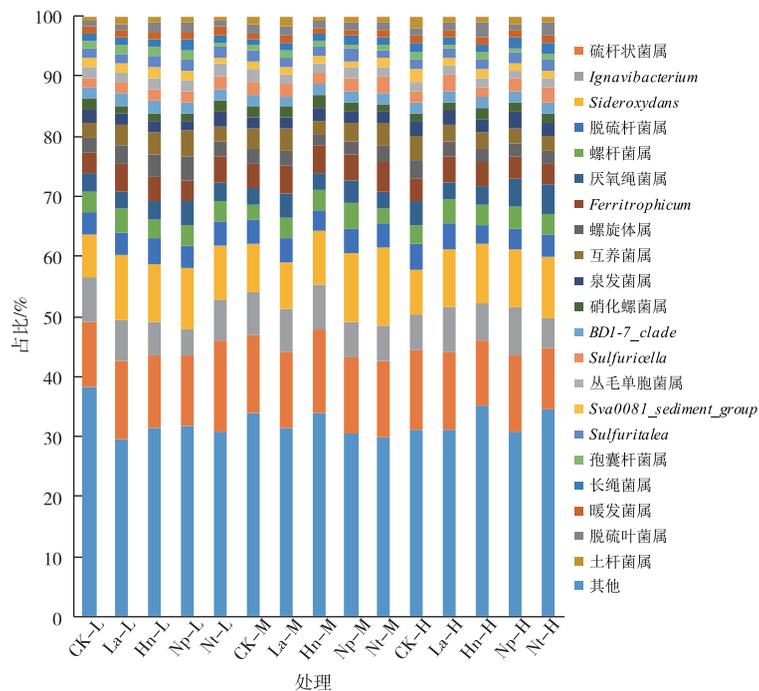
于 87%,此外 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的去除率大部分也 超过 90%,高于大多数人工配置富营养化水体的模 拟试验^[6,36]。



CK—对照,La—水龙,Hn—水金英,Np—苻菜,Nt—睡莲; L—低浓度,M—中浓度,H—高浓度。

图 3 底泥细菌门水平群落结构

Fig. 3 Sediment bacteria community structure at phylum level



CK—对照,La—水龙,Hn—水金英,Np—苻菜,Nt—睡莲; L—低浓度,M—中浓度,H—高浓度。

图 4 底泥细菌属水平群落结构

Fig. 4 Sediment bacteria community structure at genus level

与刘利华等^[37]的研究结果类似,随着水体 N 浓度的升高,水体 N 去除率也随之增加。在水体 N 浓

度水平较低条件下, N 是植物生长的限制因子, 而随着水体 N 浓度的增加, 植物生长更快, 吸收利用的 N 越多, 对水体 N 的去除率也就越高^[38]。在不同 N 浓度水体中, 同一植物的最终生物量基本(除水龙及睡莲外)无明显差异。但整体而言, 睡莲、苻菜、水金英对营养的转化吸收高于水龙, 对 N 的积累也明显较高。可见, 生物量是决定体系净化能力的一个重要因素, 植物净增长越高, 其带走体系内的富营养物质就越多^[33]。

此外, 对照组虽然没有因植物对 N 的吸收积累而产生 N 的消减作用, 但其水体 N 的去除效率仍然较高。通过对底泥 IN 的分析发现, 低 N 和中 N 水体中, 对照组底泥 IN 含量显著高于植物处理组。可见, 低 N 和中 N 水体中部分 N 仅仅因为沉降作用留在底泥中。李胜男等^[39]通过对不同湿地植物 N 的研究发现, 水体中 TN 浓度不仅依赖于植物积累, 也与底泥的作用有关, 因为整个系统内, 底泥与水体一直在进行 N 的循环交换。周林飞等^[40]通过是否添加底泥对 6 种植物水质理化性质进行研究, 发现底泥对水体 N 有一定的吸附作用。高 N 水体中植物组底泥 IN 含量低于对照组, 但是两者之间没有显著差异。整个系统的 N 浓度超出了植物对 N 的吸收范围, 呈现出底泥 IN 积累的趋势。可见, 植物对 IN 的吸收也有一定的限制。

湿地生态系统中的 N 除了通过植物直接吸收和沉降去除外^[6, 10, 41-44], 微生物在其消减过程中也发挥着重要作用。大量研究表明, 微生物的生命活动可以将水体 N 通过其自身新陈代谢(包括硝化与反硝化以及氨的挥发等)以及高降解转化作用去除^[25]。水生植物的种植加速了水体-底泥-植物系统中底泥 N 的释放, 为底泥微生物提供了充足的 N 源, 显著提升了其活性及 N 循环菌的数量, 促进了系统内的 N 循环^[41]。刘丹丹等^[42]通过模拟生态柱种植伊乐藻, 同时添加固定化 N 循环菌系统, 认为沉水植物对微生物反硝化过程的促进大于其本身对 N 的吸收作用。而且不同植物区的底泥微生物群落在丰富度和多样性上均有所差异, 而不同采样点的相同植物类型中, 微生物群落组成较为相似, 表明种植植物及植物种类对微生物群落结构有显著影响, 且 N 浓度对微生物群落结构有一定的影响^[10]。通过对长江口崇明东滩湿地微生物群落结构的研究发现, 就细菌 16S rRNA 基因拷贝数而言, 植被区底泥远远高于光滩区表层, 且门水平中占比较高的绿弯菌门对底泥 TN、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 较为敏感, 呈显著正相关^[45]。但是笔者研究表明, 植物

处理的根系微生物群落并未发生显著变化, 这可能是因为试验周期较短以及底泥自身营养物质较为丰富, 植物尚无法通过改变生境的营养环境来影响其菌落组成结构的多样性^[45]。

灭菌组水体 TN 和底泥 IN 的去除效果显著弱于有菌组, 该现象解释了对照组无植物种植, 但也能在短时间内对各个形态的 N 有较高的去除率。灭菌组水体 TN 和 NH₄⁺-N 浓度升高则可能是因为高温灭菌条件下, 土壤理化结构被破坏, 土壤有机质被分解, 导致土壤中部分 TN 和 NH₄⁺-N 进入至水体^[46]。可见, 底泥原有的微生物群落足以在富营养化水体净化中发挥巨大作用。优势菌种以变形菌门、绿弯菌门和酸杆菌门为主, 与已有研究相一致^[10, 47]。其中, 变形菌门包括许多固 N 细菌, 对 N 的转化及植物吸收有促进作用^[26]。*Sulfuricurvum* 属、*Ferrirophicum* 属、*Sulfuricella* 属、*Thiobacillus* 属与 *Sulfuricurvum* 属归属于变形菌门, 包括氢氧化菌、亚硝酸氧化菌以及反硝化菌等^[48]。其中, *Ferrirophicum* 属为自养反硝化菌^[49]。*Thiobacillus* 属是专性化能自养型硫氧化菌, 能将单质硫、硫化物等底物氧化为硫酸盐, 同时也是典型的硝酸盐依赖型亚铁氧化菌, 氧化 Fe(II) 的同时, 利用 NO₃⁻ 作为电子受体并耦合还原为 NH₄⁺^[50], 其大部分菌群可在厌氧条件下进行自养反硝化作用^[45]。*Thiobacillus* 属及 *Sulfuricurvum* 属相对丰度较高, 与对照组及试验组水体前期 NO₃⁻-N 迅速下降, 且最终去除率绝大多数高达 90% 以上的情况相关性较高。总体占比第 2 的绿弯菌门是一类以 CO₂ 为 C 源, 通过光合作用产生能量的细菌。绿弯菌门的这种光合特性可使其在 SOC 含量较低的底泥中具有竞争优势^[51-52], 同时对枯枝腐叶的 C 循环分解具有潜在作用^[41]。此外, 硝化螺旋菌门占比较高, 其中的硝化螺旋菌属包含了大量的氢氧化菌^[36], 可以将环境中的 NO₂⁻-N 氧化成 NO₃⁻-N, 在水体中参与 N 循环, 对于促进 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 的转化及水生植物的生长具有重要意义^[25]。

有研究表明, 当水体遭到新的污染时, 有机 N 被微生物氧化分解为 NH₄⁺-N, 而 NH₄⁺-N 去除周期较短, 一般在 7 d 左右即可达到稳定, 所以这期间 TN 浓度迅速下降^[53]。同时, 因底泥中一般带负电荷, 能够吸引带正电的 NH₄⁺-N, 其能够通过物理吸附和絮凝沉淀等作用使水体中的 N 沉降, 由此使水体中 NH₄⁺-N 浓度降低^[54]。而在移栽初期, 植物为维持自身生长需要, 需要大量水分与养分, 也导致

试验前 10 d 内 NO_3^- -N 浓度的迅速下降^[55]。当植物适应移栽环境后,其对营养的需求减少;且随着植物体内各种元素的再分配,使得植物吸收水体 N 的速率减慢,导致水体 TN、 NH_4^+ -N 及 NO_3^- -N 浓度降低速度趋于平缓^[56],而且微生物在富营养化水体 N 净化中的作用远大于植物。

4 结论

4 种水生植物通过对 N 的吸收累积作用,在一定程度上降低了不同富营养化水体的 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 及 TN 浓度,其中睡莲、荇菜及水金英效果较好。此外,低 N 和中 N 浓度处理的 N 沉降现象,也使其表现出了较高的水体 N 去除效应。由于试验周期较短(40 d),种植水生植物并没有显著改变根际底泥微生物群落结构。但是,底泥灭菌试验表明,微生物在富营养化水体净化过程中发挥了至关重要的作用。该研究阐明了富营养化水体中 N 的去路,为有效构建人工湿地,利用水生植物、底泥和微生物,高效、安全、持续地去除富营养化水体的 N 提供了科学依据。

参考文献:

[1] 申振荣,祝孔卓,臧红霞.浅析水体“富营养化”的成因危害及防治措施[J].节能环保与生态建设,2017,9(18):3-4.

[2] 马淑艳,李晶,李传举,等.UASB 处理畜禽废水的启动试验研究[J].中国畜牧杂志,2011,47(1):69-71. [MA Shu-yan, LI Jing, LI Chuan-ju, et al. Start-up Research on UASB Treatment of Livestock Waste Water [J]. Chinese Journal of Animal Science, 2011, 47(1): 69-71.]

[3] 朱夕珍,崔理华,温晓露,等.不同基质垂直流人工湿地对城市污水的净化效果[J].农业环境科学学报,2003,22(4):454-457. [ZHU Xi-zhen, CUI Li-hua, WEN Xiao-lu, et al. Removal Efficiency of Different Substrates Used in Vertical Flow Constructed Wetlands for Treating Municipal Wastewater [J]. Journal of Agro-Environmental Science, 2003, 22(4): 454-457.]

[4] 中华人民共和国生态环境部,国家统计局,中华人民共和国农业农村部.第二次全国污染源普查公报[EB/OL].(2020-06-08)[2021-07-11].http://www.mee.gov.cn/home/ztbd/rdzl/wrypc/zlxz/202006/t20200616_784745.html

[5] 曹开银,丁海涛,邓超,等.湿地水生植物对富营养化水体的净化效果研究[J].生物学杂志,2019,36(1):39-42. [CAO Kai-yin, DING Hai-tao, DENG Chao, et al. Purification Effects of Wetland Aquatic Plants on Eutrophic Water [J]. Journal of Biology, 2019, 36(1): 39-42.]

[6] 黄子贤,张饮江,马海峰,等.4 种沉水植物对富营养化水体氮磷的去除能力[J].生态科学,2011,30(2):102-106. [HUANG Zi-xian, ZHANG Yin-jiang, MA Hai-feng, et al. A Comparative Study on Removal Efficiency of Four Submerged Plants on Phosphorus and Nitrogen in Eutrophic Water under Different Planting

Density [J]. Ecological Science, 2011, 30(2): 102-106.]

[7] 聂志丹,年跃刚,金相灿,等.3 种类型人工湿地处理富营养化水体中试比较研究[J].环境科学,2007,28(8):1675-1680. [NIE Zhi-dan, NIAN Yue-gang, JIN Xiang-can, et al. Pilot-Scale Comparison Research of Different Constructed Wetland Types to Treat Eutrophic Lake Water [J]. Environmental Science, 2007, 28(8): 1675-1680.]

[8] 陈金焕,汤嘉雯,王凯男,等.富营养化水体水生植物群落构建技术的应用[J].环境工程,2020,38(8):105-112,135. [CHEN Jin-huan, TANG Jia-wen, WANG Kai-nan, et al. Application of Aquatic Plants Community Building Technology in Eutrophic Water Restoration [J]. Environmental Engineering, 2020, 38(8): 105-112, 135.]

[9] LÜ X, YU J, FU Y, et al. A Meta-analysis of the Bacterial and Archaeal Diversity Observed in Wetland Soils [J]. The Scientific World Journal, 2014, 2014: 437684.

[10] 寄博华,李玮,常军军,等.滇池湖滨湿地不同挺水植物区沉积物细菌群落结构特征[J].生态与农村环境学报,2020,36(3):390-398. [JI Bo-hua, LI Wei, CHANG Jun-jun, et al. Characteristics of Bacterial Community Structure in Sediments with Different Emergent Plants in Dianchi Lakeside Wetland [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 390-398.]

[11] TANG C J, ZHENG P, CHEN T T, et al. Enhanced Nitrogen Removal from Pharmaceutical Wastewater Using SBA-ANAMMOX Process [J]. Water Research, 2011, 45(1): 201-210.

[12] 袁杰,董立新,杨洁,等.六种挺水植物对富营养化河水氮磷净化效果研究[J].环境科学与管理,2017,42(4):75-78,83. [YUAN Jie, DONG Li-xin, YANG Jie, et al. Study on Purification Effect of Nitrogen and Phosphorus in Eutrophic River Water by Six Emergent Plants [J]. Environmental Science and Management, 2017, 42(4): 75-78, 83.]

[13] 刘银银,李峰,孙庆业,等.湿地生态系统土壤微生物研究进展[J].应用与环境生物学报,2013,19(3):547-552. [LIU Yin-yin, LI Feng, SUN Qing-ye, et al. Review on the Study of Soil Microorganisms in Wetland Ecosystems [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2013, 19(3): 547-552.]

[14] PRASSE C E, BALDWIN A H, YARWOOD S A. Site History and Edaphic Features Override the Influence of Plant Species on Microbial Communities in Restored Tidal Freshwater Wetlands [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2015, 81(10): 3482-3491.

[15] MAILLARD J, CARRASCO N, SCHMITZ-AFONSO I, et al. Comparison of Soluble and Insoluble Organic Matter in Analogues of Titan's Aerosols [J]. Earth and Planetary Science Letters, 2018, 495: 185-191.

[16] 刘会,朱丹婷,李铭红,等.五种沉水植物对富营养化水体的净化效果[J].生态科学,2011,30(6):596-601. [LIU Hui, ZHU Dan-ting, LI Ming-hong, et al. Effects of Five Submerged Macrophytes on the Purification of Eutrophication Water [J]. Ecological Science, 2011, 30(6): 596-601.]

[17] 方荣杰,谭茂兰.浮水植物型人工湿地对水稻田排水中氮磷污染的控制效果[J].安徽农业科学,2011,39(6):3493-3495. [FANG Rong-jie, TAN Mao-lan. Control Effect of Floating Plants Constructed Wetland to Nitrogen and Phosphorus Pollution from

- Rice Field Drainage [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2011, 39(6): 3493-3495.]
- [18] 汪建, 丁雪杉, 谭文津, 等. 浮水植物对富营养水体的作用研究 [J]. *安徽农业科学*, 2008, 36(24): 10654-10656. [WANG Huai-jian, DING Xue-shan, TAN Wen-jin, *et al.* Study on Effect of Floating Plant on Eutrophication Water [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2008, 36(24): 10654-10656.]
- [19] 尤新新, 王晟, 都林娜. 一种内源性复合微生物菌剂的特性及其固定化对猪场粪污水的处理效果 [J]. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 2021, 47(1): 98-106. [YOU Xin-xin, WANG Sheng, DU Lin-na. Characteristics of an Endogenous Compound Microbial Inoculant and Its Immobilization Effect on Wastewater Treatment from Pig Feedlots [J]. *Journal of Zhejiang University (Agriculture and Life Sciences)*, 2021, 47(1): 98-106.]
- [20] 谢民争, 陈倩, 党晨原, 等. 水库底泥氮释放及其好氧微生物脱氮研究 [J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2019, 55(3): 561-570. [XIE Min-zheng, CHEN Qian, DANG Chen-yuan, *et al.* Study on Nitrogen Release from Reservoir Sediments and Nitrogen Removal by Aerobic Microorganism [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2019, 55(3): 561-570.]
- [21] 张兰河, 田宇, 郭静波, 等. 微生物菌剂的构建及其在城市污水处理中的应用 [J]. *化工进展*, 2013, 32(8): 1943-1948. [ZHANG Lan-he, TIAN Yu, GUO Jing-bo, *et al.* Construction of Microbial Agent and Its Application in Municipal Wastewater Treatment [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2013, 32(8): 1943-1948.]
- [22] LU S B, ZHANG X L, WANG J H, *et al.* Impacts of Different Media on Constructed Wetlands for Rural Household Sewage Treatment [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 127: 325-330.
- [23] ROUSK J, BÅÅTH E, BROOKES P C, *et al.* Soil Bacterial and Fungal Communities across a pH Gradient in an Arable Soil [J]. *The ISME Journal*, 2010, 4(10): 1340-1351.
- [24] ZHAI X, PIWPUAN N, ARIAS C A, *et al.* Can Root Exudates from Emergent Wetland Plants Fuel Denitrification in Subsurface Flow Constructed Wetland Systems? [J]. *Ecological Engineering*, 2013, 61: 555-563.
- [25] 黄媛, 方序, 褚文珂, 等. 杭州西溪湿地沉积物细菌的群落结构和多样性 [J]. *海洋与湖沼*, 2015, 46(5): 1202-1209. [HUANG Yuan, FANG Xu, CHU Wen-ke, *et al.* Bacterial Diversity and Community Structure in Sediments of Xixi Wetland, Hangzhou [J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2015, 46(5): 1202-1209.]
- [26] 房昀昊, 彭剑峰, 宋永会, 等. 高通量测序法表征潜流人工湿地中不同植物根际细菌群落特征 [J]. *环境科学学报*, 2018, 38(3): 911-918. [FANG Yun-hao, PENG Jian-feng, SONG Yong-hui, *et al.* High Throughput Sequencing Analysis of Microbial Communities in Different Plant Rhizosphere in Subsurface-Flow Constructed Wetland [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(3): 911-918.]
- [27] 孔维芳. 富营养化水体生态修复中水生植物的应用研究 [J]. *皮革制作与环保科技*, 2021, 2(7): 59-60. [KONG Wei-fang. Study on the Application of Aquatic Plants in the Ecological Restoration of Eutrophic Water Bodies [J]. *Leather Manufacture and Environmental Technology*, 2021, 2(7): 59-60.]
- [28] XU S H, ZHOU S C, XING L Q, *et al.* Fate of Organic Micropollutants and Their Biological Effects in a Drinking Water Source Treated by a Field-Scale Constructed Wetland [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 682: 756-764.
- [29] FLORES L, GARCÍA J, PENA R, *et al.* Constructed Wetlands for Winery Wastewater Treatment: A Comparative Life Cycle Assessment [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 659: 1567-1576.
- [30] 国家环保总局《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, 1989: 250-284. [Editorial Board of the State Environmental Protection Bureau. *Monitoring and Analysis Methods of Water and Wastewater* [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 1989: 250-284.]
- [31] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 147-150. [LU Ru-kun. *Analysis Methods of Soil Agrochemistry* [M]. China Agriculture Sciencetech Press, 2000: 147-150.]
- [32] 葛滢, 王晓月, 常杰. 不同程度富营养化水中植物净化能力比较研究 [J]. *环境科学学报*, 1999, 19(6): 690-692. [GE Ying, WANG Xiao-yue, CHANG Jie. Comparative Studies on the Purification Ability of Plants in Different Degree Eutrophic Water [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1999, 19(6): 690-692.]
- [33] 金树权, 周金波, 包薇红, 等. 5 种沉水植物的氮、磷吸收和水质净化能力比较 [J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 156-161. [JIN Shu-quan, ZHOU Jin-bo, BAO Wei-hong, *et al.* Comparison of Nitrogen and Phosphorus Uptake and Water Purification Ability of Five Submerged Macrophytes [J]. *Environmental Science*, 2017, 38(1): 156-161.]
- [34] 陈敏, 崔大方, 黄平, 等. 3 种乡土水生植物对富营养化水体净化能力比较 [J]. *安徽农业科学*, 2019, 47(7): 63-65, 69. [CHEN Min, CUI Da-fang, HUANG Ping, *et al.* Comparison of Purification Ability of Three Native Aquatic Plants to Eutrophic Water Bodies [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2019, 47(7): 63-65, 69.]
- [35] 谢东升, 朱文逸, 陈劲鹏, 等. 5 种华南地区水生植物对生活污水的净化效果 [J]. *环境工程学报*, 2019, 13(8): 1903-1908. [XIE Dong-sheng, ZHU Wen-yi, CHEN Jin-peng, *et al.* Effects of Five Aquatic Plants in South China on Purification of Municipal Wastewater [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2019, 13(8): 1903-1908.]
- [36] 王宇佳. 亚硝化过程控制与厌氧氨氧化工艺运行及其微生物特性 [D]. 沈阳: 东北大学, 2017. [WANG Yu-jia. *Nitrification Process Control and Anammox Process Performance and Their Microbial Characteristics* [D]. Shenyang: Northeastern University, 2017.]
- [37] 刘利华, 郭雪艳, 达良俊, 等. 不同富营养化水平对挺水植物生长及氮磷吸收能力的影响 [J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2012(6): 39-45, 72. [LIU Li-hua, GUO Xue-yan, DA Liang-jun, *et al.* Effects of Different Levels of Eutrophication on the Emergent Aquatic Plant Growth and the Nitrogen and Phosphorus Absorption Abilities [J]. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, 2012(6): 39-45, 72.]

- [38] 徐秀玲, 陆欣欣, 雷先德, 等. 不同水生植物对富营养化水体中氮磷去除效果的比较[J]. 上海交通大学学报(农业科学版), 2012, 30(1): 8-14. [XU Xiu-ling, LU Xin-xin, LEI Xian-de, *et al.* Effects of Hydrophytes on Removal of Nitrogen and Phosphorus in Eutrophic Water [J]. Journal of Shanghai Jiao Tong University (Agricultural Science), 2012, 30(1): 8-14.]
- [39] 李胜男, 崔丽娟, 宋洪涛, 等. 不同湿地植物土壤氮、磷去除能力比较[J]. 生态环境学报, 2012, 21(11): 1870-1874. [LI Sheng-Nan, CUI Li-juan, SONG Hong-tao, *et al.* Comparison on Purification Capacity of Soil Nitrogen and Phosphorus in Different Wetland Plants [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(11): 1870-1874.]
- [40] 周林飞, 赵言稳, 关秀婷. 6 种水生植物腐烂过程中水质理化指标的变化室内模拟研究[J]. 湿地科学, 2016, 14(6): 832-839. [ZHOU Lin-fei, ZHAO Yan-wen, GUAN Xiu-ting. The Indoor Simulation Study on Change of Physical and Chemical Indicators of Water Quality during Decomposition Process of Six Kinds of Aquatic Plants [J]. Wetland Science, 2016, 14(6): 832-839.]
- [41] 孔祥龙, 叶春, 李春华, 等. 苦草对水-底泥-沉水植物系统中氮素迁移转化的影响[J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 539-549. [KONG Xiang-long, YE Chun, LI Chun-hua, *et al.* Effect on Nitrogen Transfer and Migration by *Vallisneria spiralis* (Lour.) Hara in Water-sediment-submerged Macrophytes System [J]. China Environmental Science, 2015, 35(2): 539-549.]
- [42] 刘丹丹, 李正魁, 叶忠香, 等. 伊乐藻和氮循环菌技术对太湖氮素吸收和反硝化的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(10): 3764-3768. [LIU Dan-dan, LI Zheng-kui, YE Zhong-xiang, *et al.* Nitrogen Uptake and Denitrification Study on the Joint Treatment of Aquatic Vegetation and Immobilized Nitrogen Cycling Bacteria in Taihu Lake [J]. Environmental Science, 2014, 35(10): 3764-3768.]
- [43] SEITZINGER S, HARRISON J A, BÖHLKE J K, *et al.* Denitrification across Landscapes and Waterscapes: A Synthesis [J]. Ecological Applications, 2006, 16(6): 2064-2090.
- [44] 曾巾, 杨柳燕, 肖琳, 等. 湖泊氮素生物地球化学循环及微生物的作用[J]. 湖泊科学, 2007, 19(4): 382-389. [ZENG Jin, YANG Liu-yan, XIAO Lin, *et al.* Biogeochemical Cycling of Nitrogen in Lakes and the Role of Microorganisms in Conversion of Nitrogen Compounds [J]. Journal of Lake Sciences, 2007, 19(4): 382-389.]
- [45] 张鑫磊, 金锐, 杨镇, 等. 长江口崇明东滩湿地微生物群落结构研究[J]. 土壤通报, 2019, 50(5): 1178-1184. [ZHANG Xin-lei, JIN Rui, YANG Zhen, *et al.* Microbial Community Structure in the Chongming Eastern Wetland of the Yangtze Estuary [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2019, 50(5): 1178-1184.]
- [46] 陈金涛. 高温处理对连作土壤基本理化性质的影响[J]. 安徽农学通报, 2014, 20(15): 71-73.
- [47] CHEN Y, WEN Y, TANG Z R, *et al.* Effects of Plant Biomass on Bacterial Community Structure in Constructed Wetlands Used for Tertiary Wastewater Treatment [J]. Ecological Engineering, 2015, 84: 38-45.
- [48] PURKHOLD U, WAGNER M, TIMMERMANN G, *et al.* 16S rRNA and AmoA-Based Phylogeny of 12 Novel Betaproteobacterial Ammonia-Oxidizing Isolates: Extension of the Dataset and Proposal of a New Lineage within the Nitrosomonads [J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2003, 53(5): 1485-1494.
- [49] 崔玉玮. 基于电化学与生物膜耦合深度处理受污染地下水含氮物质的研究[D]. 北京: 北京交通大学, 2018. [CUI Yu-wei. Study on Depth Treatment of Nitrogenous Substances in Contaminated Groundwater Based on Electrochemistry and Biofilm Coupled [D]. Beijing: Beijing Jiaotong University, 2018.]
- [50] 陶巍. 某矿区酸性矿山废水污染土壤及湿地处理系统的调查研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2017. [TAO Wei. The Investigation on Soil Contaminated by Acid Mine Wastewater and a Wetland Treatment System in a Mining Area [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2017.]
- [51] 王鹏, 陈波, 张华. 基于高通量测序的鄱阳湖典型湿地土壤细菌群落特征分析[J]. 生态学报, 2017, 37(5): 1650-1658. [WANG Peng, CHEN Bo, ZHANG Hua. High Throughput Sequencing Analysis of Bacterial Communities in Soils of a Typical Poyang Lake Wetland [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(5): 1650-1658.]
- [52] KLATT C G, LIU Z F, LUDWIG M, *et al.* Temporal Metatranscriptomic Patterning in Phototrophic Chloroflexi Inhabiting a Microbial Mat in a Geothermal Spring [J]. The ISME Journal, 2013, 7(9): 1775-1789.
- [53] 潘慧云. 沉水植物系统中氮的形态转化过程及机理分析[C] // 全国环境化学学术大会, 2007.
- [54] 夏梦华, 刘铭羽, 郭宁宁, 等. 美人蕉、梭鱼草和黄菖蒲人工湿地系统对养猪废水的脱氮特征研究[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(8): 1080-1088. [XIA Meng-hua, LIU Ming-yu, GUO Ning-Ning, *et al.* Study on Nitrogen Removal Characteristics of Swine Wastewater in the Constructed Wetland Systems of *Canna Indica*, *Pontederia cordata* and *Iris pseudacorus* [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(8): 1080-1088.]
- [55] 常雅军, 张亚, 刘晓静, 等. 碱蓬 (*Suaeda glauca*) 对不同程度富营养化养殖海水的净化效果[J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(11): 1023-1028. [CHANG Ya-jun, ZHANG Ya, LIU Xiao-jing, *et al.* Effect of *Suaeda glauca* Purifying Seawater from Marine-lands Varying in Eutrophication Degree [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, 33(11): 1023-1028.]
- [56] 张熙灵, 王立新, 刘华民, 等. 芦苇和蘆草对不同程度富营养化水体的净化效果研究[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(2): 11-16. [ZHANG Xi-ling, WANG Li-xin, LIU Hua-min, *et al.* Purification of *Phragmites australis* and *Scirpus triquetus* in Different Degrees Eutrophic Water [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 37(2): 11-16.]

作者简介: 邬淑婷(1997—), 女, 江西南昌人, 主要研究方向为植物资源与环境. E-mail: Salvia_Wu@163.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0913

汪欣,何尚卫,潘继征,等.水生植物恢复对宛山荡水质及水体微生物代谢功能多样性的影响[J].生态与农村环境学报,2021,37(10):1352-1360.

WANG Xin, HE Shang-wei, PAN Ji-zheng, et al. Effects of Aquatic Plant Restoration on Water Quality and Microbial Functional Diversity of Wanshan Lake [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1352-1360.

水生植物恢复对宛山荡水质及水体微生物代谢功能多样性的影响

汪欣^{1,2}, 何尚卫^{3,4}, 潘继征^{3①}, 李勇^{1,2}, 张国正^{1,2}, 应炎杰^{1,2} (1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 江苏苏州 215011; 2. 江苏省环境科学与工程重点实验室, 江苏苏州 215011; 3. 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; 4. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 选取太湖流域宛山荡为研究对象,探究水生植物恢复对湖荡湿地水质的改善效果及其对微生物群落代谢功能的影响。2019年3—6月通过地形重塑和生态缓冲带的建立,营造良好的生境条件,促进水生植物的恢复。于2019年8月—2020年8月对宛山荡西北湖区(示范区、敞水区和对照区)水生植物和水质进行跟踪监测,并利用Biolog技术对水生植物恢复后宛山荡西北湖区夏季水体微生物群落代谢功能进行分析。结果表明:(1)示范区水生植物种类、盖度及物种多样性显著增加,其中沉水植物的增加尤为明显。(2)示范区水体透明度改善效果明显,比敞水区和示范区分别提高23%和30%。(3)示范区水体TN、NH₄⁺-N和TP去除效果明显,比敞水区分别降低32%、28%和28%,比对照区分别降低19%、32%和31%。(4)示范区水体叶绿素(Chl-a)和COD_{Mn}周年去除效果不明显,这与示范区地形、水文等因素有关。(5)水生植物的恢复能促进水体微生物群落演替,提高微生物对碳水化合物、羧酸类、多聚物类和胺类碳源的响应和利用,增加水体微生物代谢活性,提升湖荡区域水体自净能力。

关键词: 生态修复; 水生植物恢复; BIOLOG; 微生物功能代谢多样性

中图分类号: X524 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1352-10

Effects of Aquatic Plant Restoration on Water Quality and Microbial Functional Diversity of Wanshan Lake.

WANG Xin^{1,2}, HE Shang-wei^{3,4}, PAN Ji-zheng^{3①}, LI Yong^{1,2}, ZHANG Guo-zheng^{1,2}, YING Yan-jie^{1,2} (1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215011, China; 2. Key Laboratory of Environmental Science and Engineering of Jiangsu Province, Suzhou 215011, China; 3. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 4. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Wanshan Lake in Taihu Watershed was selected as the research area to explore the effect of ecological restoration on the improvement of water quality and the impact on the metabolic function of microbial community. Aiming to the restoration of aquatic plants, measures such as reshaping of topography and establishing of ecological buffer zone were taken to create suitable ecological environment conditions in Wanshan Lake from March to June of 2019. The aquatic plants and water quality in the northwest part of the lake including restoration area, pelagic area and control area were monitored from August 2019 to August 2020. Biolog technology was used to analyze the metabolic functions of microbial community in the research area in summer after the recovery of aquatic plants. The results show that the species, coverage and diversity of aquatic plants, especially for the submerged aquatic plants, in the restoration area were largely improved. The transparency of water body was significantly improved in the restoration area, which was 23% and 30% higher than that of the pelagic area and the control area, respectively. The concentrations of TN, NH₄⁺-N and TP of the restoration area were 32%, 28% and 28% lower than that of the pelagic area, respectively, and 19%, 32% and 31% lower than that of the control area, respectively. More-

收稿日期: 2020-11-16

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07204-005); 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: jzhp@niglas.ac.cn

ver, the removal of Chl-a and COD_{Mn} were insignificant, which was related to the geographical location and hydrology of the restoration area. The recovery of aquatic plants could promote the response of microbial communities to utilize organic matter and then improve the metabolic activity of microorganisms and self-purification ability of the lake.

Key words: ecological restoration; aquatic plant restoration; BIOLOG; diversity of microbial function metabolism

太湖流域是长三角的核心区域,流域内湖荡湿地密布。湖荡湿地是河-湖水系联接的关键节点,对太湖流域的污染物拦截、水质净化和太湖生态系统的健康维护具有重要作用^[1]。伴随着太湖流域城市化和工业化进程,大量污染物被排入湖荡湿地,严重影响了湖荡湿地的水资源利用及功能发挥。水生植物是湖泊生态系统的重要组成部分,具有显著的初级生产功能和环境生态功能^[2]。研究表明,水生植物可以抑制沉积物再悬浮,与藻类争夺营养物质并分泌化感物质,进而控制浮游植物的过度生长,改善水质并提高水体透明度^[3-4],从而维持湖泊的清水稳态和物种多样性^[5-7]。因此,恢复湖荡中的水生植物群落系统并构建良性循环的水生生态系统,成为浅水湖泊、湖荡湿地修复的重要目标。

宛山荡位于望虞河以西,形态狭长,是典型的湖荡湿地,也是太湖流域“引江济太”调水工程的骨干流域之一。宛山荡通过盛塘河、廊下港、九里河等周边水系接纳上游水体,水历经嘉菱荡、鹅真荡和望虞河汇入太湖,对太湖及其周围水系有着较大的影响。在秋冬季引水时会导致宛山荡水体往复流动,这极大地影响了湖荡沉水植物的越冬及复苏。生态修复工程实施前对宛山荡实地调查发现,宛山荡中沉水植物零星分布于湖中,覆盖度不足 1%,亟需恢复水生植物群落。另外,宛山荡西北部水深较浅,普遍在 0.5~1.8 m,适合水生植物的恢复;东南部水深较深,普遍在 1.5~4.0 m,可供水生植物生长的水深范围相对狭窄。基于此背景,于 2019 年 3 月在宛山荡西北部开展生态修复示范工程。该研究从生态修复工程实施后的水生植物、水质变化和水体微生物代谢功能多样性这 3 个方面进行分析,论述水生植物恢复对宛山荡示范区的水环境改善效果,以为湖荡湿地和类似湖泊的水质改善和富营养化治理提供参考。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

生态修复示范工程位于宛山荡西北部湖区(图 1),总建设面积为 15 800 m²,平均水深为 0.9 m,水体流速约为 0.05 m·s⁻¹。工程实施前,宛山荡西北

部湖区水体 TN、TP、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 COD_{Mn} 年平均质量浓度分别为(2.69±0.89)、(0.34±0.13)、(0.84±0.41)和(11.34±2.07) mg·L⁻¹,叶绿素(Chl-a)年平均质量浓度为(59.97±28.17) μg·L⁻¹,透明度(SD)仅为(0.26±0.06) m,水体处于重度富营养化状态。

1.2 水生植物恢复工程措施

工程实施期间进行地形重塑并建立生态缓冲带,随后建立“挺水-浮叶-沉水”立体式水生植物群落系统(图 1)。地形重塑是利用挖掘机在示范区内取土,将土在岸边修筑水下缓坡平台并夯实基底表面,抬高示范区部分基底,使新建的缓坡平台距离常水位 0.2~0.5 m。通过对地形的改造,营造良好的生境条件,构建多样化的底质环境,为不同水生植物提供适宜的生长环境。地形重塑为原位工程措施,未对湖区底泥进行外运处理,因而大大降低了工程费用。

生态缓冲带为两道围网,围网间隔 5 m,镀锌钢管桩固定。在生态缓冲带中种植浮叶植物荇菜、菱角、水鳖及部分沉水植物穗状狐尾藻和金鱼藻等。一方面可以拦截其他湖区污染物如腐烂分解的水生植物和垃圾等,另一方面能减少调水期间宛山荡对示范区水生植物的冲刷,抑制风浪对示范区底泥的扰动和再悬浮,从而提高水体的透明度,促进沉水植物生长发育。

在地形重塑后,于 2019 年 4 月在示范区内构建水生植物群落系统,主要包括:(1)挺水植物恢复区,以芦苇、水莎草、美人蕉和花菖蒲等为主;(2)浮叶植物恢复区,以荇菜、菱角、水鳖等为主;(3)沉水植物恢复区,以穗状狐尾藻、金鱼藻、菹草和苦草等为主。

将西北部湖区分为示范区(水生植物恢复区域)、敞水区(往来船只较多,水生植物生长受到干扰)和对照区(未修复区域),这 3 个区域水体互相关联。通过对比 3 个区域水生植物及水质的差异,研究恢复水生植物对水质的改善效果以及对水体微生物代谢功能多样性的影响。

1.3 样品采集与分析

1.3.1 水生植物物种多样性调查及分析方法

分别于 2019 年 11 月、2020 年 1 月、2020 年 4

月和 2020 年 7 月对宛山荡西北湖区水生植物种类和盖度进行季度调查。每个采样点设 3 个样方(挺水植物为 1 m×1 m;沉水植物为 0.2 m×0.2 m),共 30 个样方。利用船只沿水生植物分布区外围行驶,用 GPS 定位,确定其分布范围,计算水生植物盖度。选用 Shannon-Wiener 指数(H)和 Simpson 指数(D)对宛山荡西北湖区水生植物物种多样性特征进行分析。

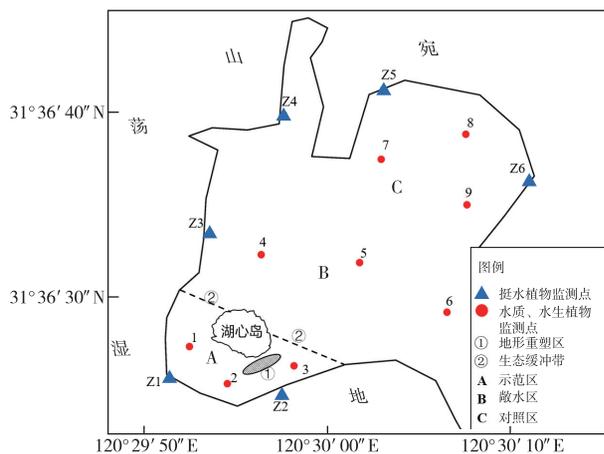


图 1 宛山荡西北湖区位置及监测点位示意

Fig. 1 Location and sampling points in the northwestern Wanshan Lake

1.3.2 水体样品采集及分析方法

于 2019 年 8 月—2020 年 8 月(2020 年 2 月、3 月因疫情原因未进行测定)对宛山荡西北湖区水质

进行月度监测,每个区域布设 3 个采样点。透明度(SD)采用 20 cm 塞氏盘进行测定,同时采集表层 0.5 m 以下水样 1 L 置于保温箱中保存,水样立即带回实验室进行总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、叶绿素(Chl-a)和高锰酸盐指数(COD_{Mn})测定,测定方法参照文献[8]。

1.3.3 水体微生物功能多样性分析

采用 Biolog-ECO 微平板对夏季(7 月)3 个不同区域水体微生物功能多样性进行分析^[9-10]。利用平均颜色变化率(AWCD)来评价水体微生物群落的碳源利用能力,其值越高表明水体微生物群落的代谢活性越强^[11]。对培养 72 h(对数增长期)的平均颜色变化率进行微生物群落功能多样性指数计算^[12]。多样性指数包括 Shannon-Wiener 指数(H)、Simpson 指数(D)、McIntosh 指数(U)和 Pielou 指数(J)^[13-14]。

1.4 数据处理与分析

采用 Excel 2019 和 Origin 9.0 软件进行数据处理和图形绘制。采用 SPSS 20.0 软件进行数据差异性分析和主成分分析。

2 结果与分析

2.1 生态修复后水生植物种类、盖度及多样性的变化

生态修复后,水生植物分布种类、覆盖度和物种多样性都发生了明显的变化。示范区、敞水区和对照区共有水生植物 16 种,隶属于 13 科 14 属(表 1)。

表 1 生态修复后不同区域水生植物分布

Table 1 Distribution of aquatic plants in different areas after ecological restoration

水生植物	科名	属名	分布			生活型
			示范区	敞水区	对照区	
芦苇(<i>Phragmites communis</i>)	禾本科	芦苇属	+	+	+	挺水
芦竹(<i>Arund odonax</i>)	禾本科	芦苇属	+	+		挺水
水莎草(<i>Juncellus serotinus</i>)	莎草科	水莎草属	+		+	挺水
美人蕉(<i>Canna indica</i>)	美人蕉科	美人蕉属	+		+	挺水
高秆莎草(<i>Cyperus exaltatus</i>)	莎草科	莎草属	+	+	+	挺水
花菖蒲(<i>Iris ensata</i>)	鸢尾科	鸢尾属	+		+	挺水
空心莲子草(<i>Alternanthera philoxeroides</i>)	苋科	莲子草属	+	+	+	挺水
苦草(<i>Vallisneria natans</i>)	水鳖科	苦草属	+			沉水
菹草(<i>Potamogeton crispus</i>)	眼子菜科	眼子菜属	+			沉水
穗状狐尾藻(<i>Miriophyllum spicatum</i>)	小二仙草科	狐尾藻属	+	+	+	沉水
金鱼藻(<i>Ceratophyllum demersum</i>)	金鱼藻科	金鱼藻属	+		+	沉水
马来眼子菜(<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	眼子菜科	眼子菜属	+			沉水
菱角(<i>Trapa japonica</i>)	菱科	菱属	+	+	+	浮叶
水鳖(<i>Hydrocharis dubia</i>)	水鳖科	水鳖属	+	+	+	浮叶
风眼莲(<i>Eichhornia crassipes</i>)	雨久花科	风眼莲属	+	+	+	浮叶
荇菜(<i>Nymphoides peltatum</i>)	龙胆科	荇菜属	+			浮叶

“+”表示有该植物分布。

其中挺水植物 7 种, 沉水植物 5 种, 浮叶植物 4 种。示范区分布有水生植被 16 种, 隶属于 13 科 14 属; 敞水区分布有水生植被 8 种, 隶属于 8 科 7 属; 对照区分布有水生植被 11 种, 隶属于 11 科 11 属。芦苇 (*Phragmites communis*)、高秆莎草 (*Cyperus exaltatus*)、空心莲子草 (*Alternanthera philoxeroides*)、穗状狐尾藻 (*Myriophyllum spicatum*)、菱角 (*Trapa japonica*)、水鳖 (*Hydrocharis dubia*) 和凤眼莲 (*Eichhornia crassipes*) 是 3 个水域的共有种。苦草 (*Vallisneria spiralis*)、菹草 (*Potamogeton crispus*)、马来眼子菜 (*Potamogeton perfoliatus*) 和荇菜 (*Nymphaea peltatum*) 是示范区的特有种。

不同区域水生植物盖度也呈现出显著差异 (图 2), 据调查, 2019 年 11 月、2020 年 1 月、2020 年 4 月和 2020 年 7 月示范区水生植物盖度分别为 55%、53%、63% 和 65%, 其中沉水植物盖度分别为 37%、43%、49% 和 49%, 对照区和敞水区水生植物盖度显

著低于示范区, 其中沉水植物盖度均不足 1%。示范区水生植物优势种各季节存在差异, 春季 (2020 年 4 月) 优势种为菹草、苦草和金鱼藻, 盖度分别为 19%、15% 和 8%; 夏季 (2020 年 7 月) 优势种为苦草、金鱼藻和狐尾藻, 盖度分别为 23%、11% 和 10%; 秋季 (2019 年 11 月) 优势种为水鳖、菹草和苦草, 盖度分别为 13%、13% 和 12%; 冬季 (2020 年 1 月) 优势种为菹草、苦草和金鱼藻, 盖度分别为 14%、13% 和 8.2%, 表明沉水植物苦草和菹草为示范区主要的优势植物 (图 2)。

从水生植物物种多样性指数来看, 示范区、敞水区和对照区 Shannon-Wiener 指数分别为 3.46 ± 0.15 、 1.53 ± 0.24 和 1.61 ± 0.30 , Simpson 指数分别为 0.89 ± 0.02 、 0.49 ± 0.08 和 0.51 ± 0.10 , 均表现为示范区 > 敞水区 > 对照区。综上所述, 生态修复工程不仅增加了示范区水生植物种类和盖度, 而且提高了水生植物的多样性, 其中沉水植物尤为明显。

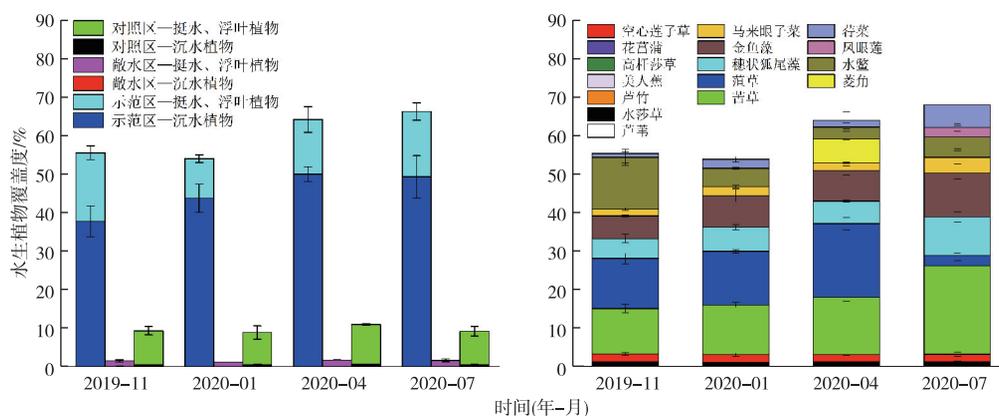


图 2 生态修复后不同区域水生植物覆盖度及示范区水生植物变化

Fig. 2 Variations of coverage of aquatic plants in different areas and changes of aquatic plants in demonstration area after ecological restoration

2.2 水生植物恢复对水质的影响

宛山荡西北湖区主要水质指标周年变化如表 2 所示。可以看出, 宛山荡西北湖区水体透明度周年变化趋势一致, 春季和冬季高, 夏季和秋季低。与敞水区和对照区相比, 示范区水体透明度改善效果明显。示范区春、夏、秋、冬季平均透明度分别为 (0.52 ± 0.02) 、 (0.36 ± 0.05) 、 (0.40 ± 0.04) 和 (0.59 ± 0.01) m, 比敞水区分别提高 13%、20%、11% 和 11%, 比对照区分别提高 28%、35%、11% 和 20%。周年变化显示, 示范区水体年平均透明度显著高于敞水区和对照区 ($P < 0.05$), 分别提高 23% 和 30%。

宛山荡西北湖区 TN 浓度整体表现为夏季 > 秋

季 > 冬季 > 春季, 但季节差异不显著; 示范区水体 TN 年平均浓度为 $(1.27 \pm 0.46) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 比敞水区和对照区分别降低 32% 和 19% ($P < 0.05$), 达到了 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中 IV 类标准。示范区水体 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 冬季改善效果高于其他 3 季; 周年结果还显示, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 年平均质量浓度为 $(0.28 \pm 0.17) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 比敞水区和对照区分别显著降低 28% 和 32% ($P < 0.05$), 达到了地表水 II 类标准。水生植物恢复对水体中 TP 浓度改善效果明显且呈显著的季节差异, 春、夏季高于秋、冬季; TP 年平均质量浓度为 $(0.18 \pm 0.04) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 比敞水区和对照区分别降低 28% 和 31% ($P < 0.05$), 达到了地表水 V 类标准。

生态修复初期(2019年8月),宛山荡西北湖区水体 Chl-a 和 COD_{Mn} 浓度较高,随着示范区水生植物的生长和定植,Chl-a 浓度和 COD_{Mn} 在短期内明显降低。从周年变化来看,水体中 Chl-a 年平均质量

浓度表现为对照区>示范区>敞水区,但差异不显著($P>0.05$)。示范区水体中 COD_{Mn} 年平均质量浓度为 $(6.04\pm 0.98)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,略低于敞水区和对照区($P>0.05$)。

表 2 宛山荡北部湖区水体理化指标

Table 2 Water qualities in northern part of Wanshan Lake

时间 (年-月)	区域	SD/m	$\rho(\text{TN})/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{TP})/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{Chl-a})/$ ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{COD}_{\text{Mn}}/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
2019-08	示范区	0.41±0.05 ^a	1.88±0.18 ^c	0.26±0.03 ^c	0.52±0.07 ^c	80.92±9.50 ^a	8.67±0.18 ^a
	敞水区	0.31±0.01 ^b	2.62±0.10 ^a	0.34±0.02 ^b	0.42±0.03 ^b	84.78±18.64 ^a	8.32±0.15 ^a
	对照区	0.32±0.03 ^b	2.34±0.14 ^b	0.39±0.01 ^a	0.79±0.08 ^a	97.63±15.44 ^a	8.48±0.10 ^a
2019-09	示范区	0.43±0.04 ^a	1.70±0.23 ^b	0.20±0.04 ^a	0.13±0.01 ^a	53.77±6.73 ^a	5.66±0.21 ^a
	敞水区	0.31±0.02 ^b	2.03±0.04 ^a	0.23±0.05 ^a	0.13±0.01 ^a	50.02±3.62 ^a	5.82±0.08 ^a
	对照区	0.35±0.02 ^b	1.81±0.10 ^a	0.24±0.00 ^a	0.15±0.00 ^a	60.17±5.31 ^a	6.08±0.44 ^a
2019-10	示范区	0.45±0.02 ^a	1.41±0.06 ^b	0.17±0.04 ^c	0.04±0.02 ^a	36.81±6.04 ^a	5.16±0.19 ^a
	敞水区	0.43±0.01 ^a	1.80±0.05 ^a	0.29±0.04 ^a	0.06±0.01 ^a	35.26±3.18 ^a	5.26±0.18 ^a
	对照区	0.40±0.02 ^b	1.80±0.04 ^a	0.29±0.02 ^a	0.03±0.01 ^a	42.00±8.64 ^a	5.04±0.07 ^a
2019-11	示范区	0.36±0.01 ^a	2.05±0.16 ^b	0.18±0.02 ^b	0.48±0.10 ^b	26.40±3.78 ^a	5.40±0.46 ^a
	敞水区	0.35±0.01 ^a	2.55±0.15 ^a	0.21±0.02 ^a	0.89±0.11 ^a	21.41±13.44 ^a	5.65±0.43 ^a
	对照区	0.34±0.02 ^a	2.38±0.13 ^a	0.24±0.00 ^a	0.92±0.09 ^a	31.23±2.29 ^a	5.41±0.14 ^a
2019-12	示范区	0.50±0.03 ^a	1.49±0.15 ^b	0.16±0.01 ^a	0.22±0.08 ^b	2.86±1.44 ^a	5.66±0.39 ^a
	敞水区	0.46±0.01 ^b	1.90±0.20 ^a	0.18±0.01 ^a	0.55±0.07 ^a	1.72±0.55 ^a	5.66±0.15 ^a
	对照区	0.41±0.04 ^c	1.88±0.19 ^a	0.15±0.01 ^a	0.65±0.19 ^a	3.99±0.96 ^a	5.41±0.55 ^a
2020-01	示范区	0.67±0.05 ^a	1.19±0.00 ^b	0.10±0.01 ^b	0.30±0.15 ^b	32.58±13.61 ^a	5.24±0.20 ^a
	敞水区	0.55±0.03 ^b	1.29±0.06 ^a	0.14±0.02 ^a	0.45±0.10 ^a	26.72±13.04 ^a	5.00±0.12 ^a
	对照区	0.51±0.01 ^c	1.23±0.03 ^a	0.14±0.03 ^a	0.42±0.04 ^a	45.22±12.55 ^a	5.37±0.12 ^a
2020-04	示范区	0.53±0.02 ^a	0.72±0.05 ^a	0.16±0.03 ^c	0.36±0.09 ^b	20.58±11.11 ^a	6.34±0.20 ^a
	敞水区	0.51±0.02 ^a	0.71±0.06 ^a	0.22±0.01 ^b	0.53±0.04 ^a	16.64±5.42 ^b	6.57±0.15 ^a
	对照区	0.45±0.00 ^b	0.85±0.19 ^a	0.26±0.03 ^a	0.39±0.03 ^b	30.91±3.72 ^a	6.50±0.04 ^a
2020-05	示范区	0.48±0.02 ^a	0.76±0.10 ^a	0.17±0.03 ^b	0.16±0.04 ^a	31.98±14.74 ^a	6.26±0.17 ^b
	敞水区	0.45±0.04 ^a	0.96±0.24 ^a	0.25±0.02 ^a	0.13±0.06 ^a	49.66±13.82 ^a	6.82±0.19 ^a
	对照区	0.37±0.04 ^b	0.81±0.07 ^a	0.28±0.01 ^a	0.19±0.12 ^a	48.32±18.22 ^a	6.80±0.02 ^a
2020-06	示范区	0.31±0.02 ^a	0.81±0.13 ^b	0.19±0.01 ^b	0.23±0.09 ^b	7.51±3.98 ^a	6.12±0.44 ^a
	敞水区	0.22±0.02 ^b	1.23±0.25 ^a	0.27±0.03 ^a	0.47±0.02 ^a	4.98±0.68 ^a	6.29±0.21 ^a
	对照区	0.24±0.01 ^b	1.06±0.26 ^a	0.26±0.02 ^a	0.47±0.03 ^a	6.45±0.73 ^a	6.39±0.10 ^a
2020-07	示范区	0.40±0.02 ^a	1.71±0.08 ^c	0.20±0.05 ^b	0.69±0.05 ^b	6.95±2.21 ^a	5.85±0.28 ^a
	敞水区	0.37±0.01 ^a	2.14±0.07 ^b	0.30±0.04 ^a	0.87±0.18 ^a	2.38±2.29 ^b	5.87±0.02 ^a
	对照区	0.36±0.01 ^a	2.53±0.27 ^a	0.33±0.02 ^a	1.01±0.10 ^a	14.53±6.65 ^a	5.81±0.14 ^a
2020-08	示范区	0.32±0.02 ^a	0.82±0.05 ^c	0.17±0.03 ^b	0.29±0.15 ^a	14.83±5.06 ^a	6.04±0.38 ^a
	敞水区	0.30±0.01 ^a	1.33±0.19 ^b	0.27±0.05 ^a	0.34±0.07 ^a	9.05±0.95 ^b	6.15±0.19 ^a
	对照区	0.20±0.01 ^b	1.63±0.10 ^a	0.30±0.03 ^a	0.31±0.02 ^a	26.71±12.58 ^a	6.61±0.58 ^a

同一列数据后英文小写字母不同表示不同时间不同区域间某水体理化指标差异显著($P<0.05$)。

在生态系统构建后 1 a 内宛山荡西北湖区水质波动较大,这与开闸放水(2019年11月)和连续暴雨(2020年7月)等极端条件有关,如在连续暴雨时水位短期大幅升高超过 1 m,大量外源污染物被冲刷进入湖区,严重影响了宛山荡西北湖区水质和生境质量。图 3 还表明,极端条件下示范区水质仍好于敞水区和对照区,说明示范区水体自净能力更

强。总体而言,水生植物恢复对示范区透明度和氮、磷营养盐改善效果明显,达到了提升过水性湖荡生境质量的目的。

2.3 水生植物恢复对水体微生物代谢功能多样性的影响

水体微生物对碳源总量和不同类型碳源的利用均存在显著的季节差异^[15]。利用 Biolog 技术,在

微生物碳源利用较高的夏季,对宛山荡西北部湖区水体微生物群落代谢活性和能力进行测定和分析(图3)。结果表明,在培养0~24 h内,各水体的颜色平均变化率(AWCD值)均处于代谢延迟期,24~120 h为对数生长期,120 h后为代谢稳定期,说明上覆水体微生物群落在24~120 h培养时间内代谢活性最强。另外,AWCD分析结果显示,在培养24~96 h内,示范区水体微生物群落的代谢活性显著高于敞水区和对照区($P<0.05$),但培养120 h后,3个区域水体无显著差异($P>0.05$);培养48~72 h,敞水区水体的代谢活性显著高于对照区($P<0.05$);培养72 h后,敞水区和对照区水体微生物群落代谢活性差异不显著($P>0.05$)。AWCD总体变化趋势为示范区>敞水区>对照区,说明示范区上覆水体微生物群落具有较强的代谢能力。

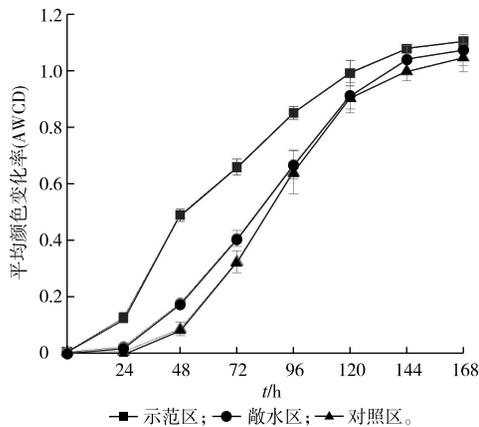
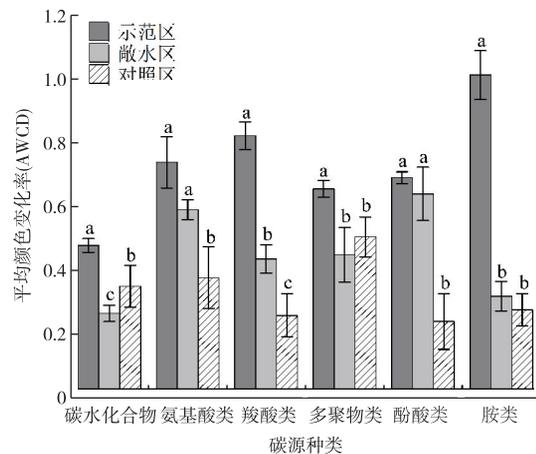


图3 不同区域水体微生物群落 AWCD 随时间的变化
Fig. 3 AWCD changes by water microbial communities in different areas with incubation time

Biolog-Eco 板中 31 种不同的碳基质可分为碳水化合物、氨基酸、羧酸、多聚物、酚酸和胺 6 大类^[16-18]。比较发现,示范区水体微生物对碳源的利用能力由高到低依次为胺类、羧酸类、氨基酸类、酚酸类、多聚物类和碳水化合物;敞水区对碳源的利用能力由高到低依次为酚酸类、氨基酸类、多聚物类、羧酸类、胺类和碳水化合物;而对照区对碳源的利用能力由高到低依次为多聚物类、氨基酸类、碳水化合物类、胺类、羧酸类和酚酸类(图4)。示范区、敞水区和对照区水体中的微生物对碳源利用能力有差异,反映出不同湖区水体微生物群落的不同功能代谢特征,是不同湖区水体微生物群落演替的结果。另外,示范区水体微生物群落对六大类碳源利用能力显著高于对照区($P<0.05$),对碳水化合物

物、羧酸类、多聚物类和胺类这四大类碳源的利用能力显著高于敞水区($P<0.05$),说明示范区内水体微生物群落对碳水化合物、羧酸类、多聚物类和胺类碳源的利用能力更高,具有更强的代谢活性。

微生物群落多样性指数是反映物种丰富度和均匀度的综合指标,其变化能够准确反映群落功能多样性总体的动态变化^[15]。通过水体微生物群落功能多样性分析(表3)发现,示范区内外水体 Shannon-Wiener 指数和 Pielou 指数无显著差异($P>0.05$),而 Simpson 优势度指数和 McIntosh 多样性指数均显著高于敞水区和对照区($P<0.05$)。说明恢复水生植物改变了示范区水体对某一些碳源的利用喜好和利用程度,这与 AWCD 值结果相对应。



同一组直方柱上方英文小写字母不同表示不同区域水体间同类型碳源 AWCD 差异显著($P<0.05$)。

图4 不同区域水体微生物群落对不同碳源的利用能力(培养 72 h)

Fig. 4 Utilization of different carbon sources by surface water microbial communities in different areas (after 72 hours' cultivation)

表3 不同区域水体微生物功能多样性

Table 3 The functional diversities of water microorganisms in different areas

水域	H	J	D	U
示范区	2.983±0.028 ^a	0.943±0.006 ^a	0.945±0.002 ^a	4.783±0.137 ^a
敞水区	2.838±0.120 ^a	0.927±0.017 ^a	0.930±0.007 ^b	3.307±0.392 ^b
对照区	2.840±0.039 ^a	0.939±0.013 ^a	0.933±0.002 ^b	2.578±0.288 ^c

H 为 Shannon-Wiener 指数, J 为 Pielou 指数, D 为 Simpson 指数, U 为 McIntosh 指数。同一列数据后英文小写字母不同表示不同区域水体间微生物功能代谢多样性差异显著($P<0.05$)。

对示范区、敞水区和对照区水体微生物 72 h 各类碳源 AWCD 值进行主成分分析,前 7 个主成分的初始特征值大于 1,累计方差贡献率为 97.6%。其

中第 1 主成分(PC1)和第 2 主成分(PC2)的累计贡献率为 52.4%,可以反映水体微生物群落代谢的基本情况。由图 5 可以看出,示范区位于第 1、4 象限,敞水区位于第 3 象限,对照区位于第 2 象限,分布相对分散,说明不同区域水体微生物群落代谢功能存在显著差异。

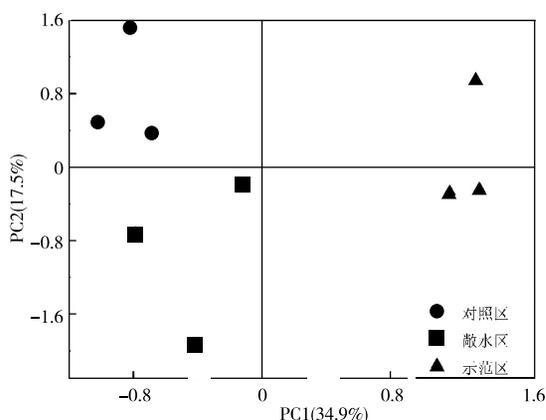


图 5 不同区域微生物群落碳源代谢的主成分分析

Fig. 5 PCA analysis for microorganism in different water bodies

3 讨论

生态修复前,因附近设有闸控且水体流通缓慢,示范区积累了大量的氮磷营养盐,水体透明度仅为 (0.26 ± 0.06) m。经过 1 a 的运行,示范区沉水植物成功定植,实现了水生植物季节演替,这改善了示范区水体透明度和氮、磷营养盐浓度,达到了提升湖荡湿地生境质量的目的。

水体中悬浮颗粒物、Chl-a 和可溶性有机质是影响透明度的主要因素^[19]。示范区水体透明度的提高一方面是因为生态缓冲带抑制了风浪对示范区底泥的扰动和再悬浮,另一方面是地形重塑促进了沉水植物的定植存活,进而减少底泥悬浮,有效改善水质感官效果^[20]。示范区、敞水区和对照区的藻生物量无显著差异,且在长江中下游水体中可溶性有机质对水体透明度的影响极小^[21],因此示范区水体透明度的提高主要是悬浮颗粒物浓度降低所致。秋季受开闸放水和夏季受连续暴雨天气的影响,水位短期内升高超过 1 m,沉水植物生长受到限制,外加夏季暴雨对底泥的冲刷,导致悬浮物上浮,因此宛山荡西北湖区在夏秋季出现透明度突然下降的现象。

示范区水质净化效果与水生植物生物量和多样性密切相关,水生植物可以通过根、茎、叶直接吸

收水体中的氮、磷营养盐。构建的“挺水-浮叶-沉水”立体式水生植物群落系统在示范区上下立体空间生长,一方面增加了等面积水域的生物量,有利于微生物在水生植物表面附着,促进硝化反硝化作用,提高净化效果^[22-24]。另一方面增加了水生植物的物种多样性,可以提高水体对污染物的不同处理能力,有利于实现水体的完全或半完全自我循环,从而提高污染物的净化效率,净化效果更稳定^[24-25]。生态修复后,示范区水生植物实现季节演替。春季菹草处于生长旺盛期,盖度和生物量达到最大,金鱼藻、穗花狐尾藻、苦草、水鳖、菱角等水生植物开始生长,因此春季示范区水质改善效果最佳;夏季虽然金鱼藻、穗花狐尾藻、水鳖和苦草进入快速生长期,但是菹草开始衰亡,外加连续暴雨将大量外源污染物冲刷进入湖体,因此宛山荡西北湖区整体水质较差,示范区水体对氮磷营养盐的去除能力较低;秋季菹草开始萌发并进入快速生长期,水鳖和菱角等开始衰亡,水生植物总盖度达 65%,对示范区水体有一定的改善效果;冬季水生植物开始缓慢生长甚至处于休眠状态,对水质改善效果不佳。

水生植物不仅与藻类竞争营养盐,而且对藻类的生长起到光抑制和化感作用。沉水植物盖度大幅度增加,进一步提高了化感作用和食物链的下行效应压力,抑制藻类生长。研究表明,当浅水湖泊沉水植物盖度大于 30%时,沉水植物可抑制浮游植物的生长,使水体长期维持清水态^[26]。但 1 a 结果显示,示范区和敞水区的藻生物量没有显著差异,一方面敞水区水流较示范区大,不利于藻类生长;而示范区相对封闭,有利于藻类生长^[27-28]。另一方面在风向的作用下,临近敞水区的藻类在风作用下飘进示范区,而封闭的示范区内的藻类较难迁移至临近敞水区,这种现象在湖湖北部湖区修复过程中也出现过^[21]。

COD_{Mn}改善效果不明显,主要是因为示范区水生植物季节演替过程中,水生植物残体腐烂,分解易降解半纤维素,被迅速去除,剩下部分难降解的纤维素和木质素较为稳定,存在于水体中。在易降解有机质被迅速去除过程中,水体中的微生物群落发生变化,改变对不同种类的有机物的代谢能力。示范区沉水植物菹草在夏季大量死亡被分解,同时较多的藻类死亡也会释放出大量易降解有机质,两者共同存在时将显著影响水体中微生物群落的代谢功能。图 5 显示,夏季示范区和对照区水体微生物群落呈现出显著的功能化差异,微生物群落分化趋势明显。在秋冬季节,示范区的菱角和水鳖等浮

叶植物也会死亡,这将进一步分化不同区域之间的微生物群落组成,导致不同区域水体中有机质组成的差异,如亲疏水性、分子结构等,这也将进一步改变水体和底泥中有毒难降解有机物的去除途径(如光解、微生物共代谢等),但这种信息并不能被综合性指标如 COD_{Mn} 捕捉到。

微生物是湖泊生态系统的重要一环,它的结构和功能会随着环境条件的改变而迅速发生改变,这种变化可能会先于大型动植物,并对生态系统产生持续的影响,是水环境变化和演替的重要标志^[16,29]。示范区水生植物物种多样性和盖度的增加在为微生物群落营造多样生存环境的同时也为水体中微生物提供了充足的养分,这大大提高了水体代谢功能活性。另外,夏季示范区大量的沉水植物菹草和较多的藻类死亡分解释放出大量易降解有机质,这些物质被迅速去除,促使水体中微生物群落结构发生改变,对碳源的喜好和利用程度也随之产生变化。示范区夏季水体微生物群落对碳水化合物、羧酸类、多聚物类和胺类这 4 类碳源的利用能力显著增加,表明示范区水生植物根系和植物残体均为水体微生物提供了大量碳源物质,从而加快与这 4 类碳源利用类型相对应的微生物生长和繁殖,这也在一定程度上提高了水体微生物代谢能力。微生物群落多样性指数和主成分分析表明,夏季示范区和对照区水体微生物群落呈现出显著的功能化差异,微生物群落分化趋势明显。综上所述,水生植物的恢复影响水体中微生物群落对碳源的响应和利用,提高了示范区水体微生物代谢活性,提升了湖荡区域水体自净能力。

4 结论

宛山荡西北湖区水生植物恢复示范工程水质改善效果明显,达到了提升湖荡湿地生境质量的目的,为湖荡湿地和类似湖泊的生态修复积累了一定的工程经验。经过 1 a 的运行,水生植物成功定植并随季节变化发生演替,示范区水生植物种类、盖度和物种多样性均显著高于敞水区和对照区,其中沉水植物盖度达 37%~49%,沉水植物苦草和菹草为示范区主要的优势植物。这不仅改善了水体透明度,而且提高了水体对氮磷营养盐的去除效率。示范区水体透明度和 TN、 NH_4^+-N 、TP 浓度比敞水区分别提高 23%、32%、28%和 28%,比对照区分别提高 30%、19%、32%和 31%。但水生植物的生长对 Chl-a 和 COD_{Mn} 的改善效果不明显,这和示范区特殊的地理位置、水文条件以及管理方式等因素有关。

从微生态的角度来看,水生植物恢复后水体微生物对碳水化合物、羧酸类、多聚物类和胺类碳源的利用程度提高,微生物代谢活性增强,湖荡区水体自净能力显著提升。但是对于示范区水生植物季节演替过程水质变化和微生物群落代谢功能差异的影响因素尚不明确,有待进一步研究。

参考文献:

- [1] 王青,潘继征,吴晓东,等.太湖流域湖荡湿地有色溶解有机物特征分布与来源解析[J].江苏农业科学,2018,46(21):279-285.[WANG Qing, PAN Ji-zheng, WU Xiao-dong, et al. Characteristic Distribution and Source Analysis of Colored Dissolved Organic Matter in Lake Wetland of Taihu Basin[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2018, 46(21): 279-285.]
- [2] 胡旭,何亮,曹特,等.富营养化湖泊围隔中重建水生植被及其生态效应[J].湖泊科学,2014,26(3):349-357.[HU Xu, HE Liang, CAO Te, et al. Restoration of Aquatic Vegetation and its Ecological Effects in the Enclosure of an Eutrophic Lake[J]. Journal of Lake Science, 2014, 26(3): 349-357.]
- [3] CAO X Y, WAN L L, XIAO J, et al. Environmental Effects by Introducing *Potamogeton Crispus* to Recover a Eutrophic Lake[J]. Science of the Total Environment, 2018, 621: 360-367.
- [4] 康丽娟,许海,邹伟,等.菹草对湖泊水质及浮游植物群落结构的影响[J].环境科学,2020,41(9):4053-4061.[KANG Lijuan, XU Hai, ZOU Wei, et al. Influence of *Potamogeton Crispus* on Lake Water Environment and Phytoplankton Community Structure[J]. Environmental Science, 2020, 41(9): 4053-4061.]
- [5] PAKDEL F M, SIM L, BEARDALL J, et al. Allelopathic Inhibition of Microalgae by the Freshwater Stonewort, *Chara Australis*, and a Submerged Angiosperm, *Potamogeton Crispus*[J]. Aquatic Botany, 2013, 110: 24-30.
- [6] ZHOU Y W, ZHOU X H, HAN R M, et al. Reproduction Capacity of *Potamogeton crispus* Fragments and Its Role in Water Purification and Algae Inhibition in Eutrophic Lakes[J]. Science of the Total Environment, 2017, 580: 1421-1428.
- [7] 胡胜华,蔺庆伟,代志刚,等.西湖沉水植物恢复过程中物种多样性的变化[J].生态环境学报,2018,27(8):1440-1445.[HU Sheng-hua, LIN Qing-wei, DAI Zhi-gang, et al. Change of Species Diversity during the Restoration Process of Submerged Macrophyte in Xihu Lake, Hangzhou[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2018, 27(8): 1440-1445.]
- [8] 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:中国环境出版社,2002:243-284.
- [9] 金凌波. Biolog 技术在河流污染源分析及生态修复效果评价中的应用[J].大众科技,2019,21(2):18-22.[JIN Ling-bo. Application of Biolog Technique in River Pollutant Source Analysis and Ecological Restoration Effect Evaluation[J]. Popular Science & Technology, 2019, 21(2): 18-22.]
- [10] GU Q Y, SUN T C, WU G, et al. Influence of Carrier Filling Ratio on the Performance of Moving Bed Biofilm Reactor in Treating Coaking Wastewater[J]. Bioresource Technology, 2014, 166: 72-78.

- [11] ZENG Z T, GUO X Y, XU P, *et al.* Responses of Microbial Carbon Metabolism and Function Diversity Induced by Complex Fungal Enzymes in Lignocellulosic Waste Composting[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 643: 539–547.
- [12] CLASSEN A T, BOYLE S I, HASKINS K E, *et al.* Community-level Physiological Profiles of Bacteria and Fungi; Plate Type and Incubation Temperature Influences on Contrasting Soils[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2003, 44(3): 319–328.
- [13] 王超群, 焦如珍, 董玉红, 等. 不同林龄杉木人工林土壤微生物群落代谢功能差异[J]. *林业科学*, 2019, 55(5): 36–45. [WANG Chao-qun, JIAO Ru-zhen, DONG Yu-hong, *et al.* Differences in Metabolic Functions of Soil Microbial Communities of Chinese Fir Plantations of Different Ages[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2019, 55(5): 36–45.]
- [14] WANG R C, WANG H M, XIANG X, *et al.* Temporal and Spatial Variations of Microbial Carbon Utilization in Water Bodies from the Dajiuhu Peatland, Central China[J]. *Journal of Earth Science*, 2018, 29(4): 969–976.
- [15] 闫法军, 田相利, 董双林, 等. 刺参养殖池塘水体微生物群落功能多样性的季节变化[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(5): 1499–1505. [YAN Fa-jun, TIAN Xiang-li, DONG Shuang-lin, *et al.* Seasonal Variation of Functional Diversity of Aquatic Microbial Community in *Apostichopus Japonicus* Cultural Pond[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(5): 1499–1505.]
- [16] 金笑, 寇文伯, 于昊天, 等. 鄱阳湖不同区域沉积物细菌群落结构、功能变化及其与环境因子的关系[J]. *环境科学研究*, 2017, 30(4): 529–536. [JIN Xiao, KOU Wen-bo, YU Hao-tian, *et al.* Environmental Factors Influencing the Spatial Distribution of Sediment Bacterial Community Structure and Function in Poyang Lake[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2017, 30(4): 529–536.]
- [17] ZHANG H H, CHEN S N, HUANG T L, *et al.* Indoor Heating Drives Water Bacterial Growth and Community Metabolic Profile Changes in Building Tap Pipes during the Winter Season[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2015, 12(10): 13649–13661.
- [18] CHEN S N, SHANG P L, KANG P L, *et al.* Metabolic Functional Community Diversity of Associated Bacteria during the Degradation of Phytoplankton from a Drinking Water Reservoir[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17(5): 1687.
- [19] ZHOU Q C, ZHANG Y L, LI K D, *et al.* Seasonal and Spatial Distributions of Euphotic Zone and Long-term Variations in Water Transparency in a Clear Oligotrophic Lake Fuxian, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 72: 185–197.
- [20] 黄峰, 李勇, 潘继征, 等. 冬春季富营养化湖泊中沉水植被重建及净化效果[J]. *环境科技*, 2010, 23(4): 13–16. [HUANG Feng, LI Yong, PAN Ji-zheng, *et al.* Restoration and Purification of Submerged Macrophytes in Eutrophic Gehu Lake during Winter and Spring[J]. *Environmental Science and Technology*, 2010, 23(4): 13–16.]
- [21] 何尚卫, 李勇, 潘继征, 等. 江苏溧湖北部湖区综合整治后夏季水体光环境研究[J]. *湖泊科学*, 2015, 27(2): 311–318. [HE Shang-wei, LI Yong, PAN Ji-zheng, *et al.* Optical Properties after Multi-Treatments in Northern Part of Lake Gehu, Jiangsu Province in Summer[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2015, 27(2): 311–318.]
- [22] 金树权, 周金波, 包薇红, 等. 5种沉水植物的氮、磷吸收和水质净化能力比较[J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 156–161. [JIN Shu-quan, ZHOU Jin-bo, BAO Wei-hong, *et al.* Comparison of Nitrogen and Phosphorus Uptake and Water Purification Ability of Five Submerged Macrophytes[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(1): 156–161.]
- [23] 林海, 陶艳茹, 董颖博, 等. 基于妫水河水体水质净化的浮水植物优选[J]. *安全与环境学报*, 2019, 19(5): 1685–1694. [LIN Hai, TAO Yan-ru, DONG Ying-bo, *et al.* Optimal Selection of Floating Plants Based on Water Purification for Guishui River[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2019, 19(5): 1685–1694.]
- [24] 刘敏, 吴铁明, 刘菡, 等. 3种水生植物的不同组合对富营养水体的净化效果研究[J]. *中国农业科技导报*, 2019, 21(7): 155–160. [LIU Min, WU Tie-ming, LIU Han, *et al.* Study on Purification of Eutrophic Water by Different Combinations of Three Aquatic Plants[J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2019, 21(7): 155–160.]
- [25] 胡智锋, 陈爱民, 裘知, 等. 模拟垂直潜流人工湿地中植物种类和植物多样性对脱氮效果的影响[J]. *环境污染与防治*, 2016, 38(3): 45–49. [HU Zhi-feng, CHEN Ai-min, QIU Zhi, *et al.* The Effects of Plant Species and Plant Diversity on Nitrogen Removal in Simulated Vertical Sub-surface Flow Constructed Wetlands[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2016, 38(3): 45–49.]
- [26] BACKER S, TEISSIER S, TRIEST L. Stabilizing the Clear-Water State in Eutrophic Ponds after Biomanipulation; Submerged Vegetation Versus Fish Recolonization[J]. *Hydrobiologia*, 2012, 689(1): 161–176.
- [27] 周静, 苟婷, 张洛红, 等. 流速对不同浮游藻类的生长影响研究[J]. *生态科学*, 2018, 37(6): 75–82. [ZHOU Jing, GOU Ting, ZHANG Luo-hong, *et al.* The Effect of Flow Velocity on the Growth of Different Phytoplankton[J]. *Ecological Science*, 2018, 37(6): 75–82.]
- [28] XU D, XIA Y, LI Z X, *et al.* The Influence of Flow Rates and Water Depth Gradients on the Growth Process of Submerged Macrophytes and the Biomass Composition of the Phytoplankton Assemblage in Eutrophic Water: An Analysis Based on Submerged Macrophytes Photosynthesis Parameters[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(25): 31477–31488.
- [29] 田雅楠, 王红旗. Biolog法在环境微生物功能多样性研究中的应用[J]. *环境科学与技术*, 2011, 34(3): 50–57. [TIAN Yan-nan, WANG Hong-qi. Application of Biolog to Study of Environmental Microbial Function Diversity[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 34(3): 50–57.]

作者简介: 汪欣(1995—), 女, 江苏无锡人, 主要研究方向为湖泊污染控制与生态修复。E-mail: wangxin952021@163.com

(责任编辑: 陈 昕)

Contents

A Review of Policies and Measures for Agricultural Biodiversity Conservation in China and Outlook for Post 2020
 *LIU Yun-hui, WANG Shi-hao, CHEN Bao-xiong, FAN Shun-xiang, YU Zhen-rong*(1225)

A Preliminary Study on Scenarios for Biodiversity Targets in China Based on the " Nature Futures Framework"
 ... *YU Dan-dan, TONG Wen-jun, LIU Wei, YI Jian-feng, CHEN Meng-meng, CAO Ming-chang, XU Hai-gen*(1234)

Study on the Indicator System for Quantitatively Measuring the Biodiversity Contributions to Human Well-being
 *LIU Yu-ping, SHI Pei-rong, ZHANG Zhi-ru, WAN Hua-wei, PENG Yu, WANG Yong-cai*(1242)

Analysis of the Progress on the Agriculture-related " Aichi Biodiversity Targets"
 *FAN Shun-xiang, HU Fei-long, LIU Yun-hui*(1249)

An Integrated Platform for Biodiversity Assessment Policy Tools
 *TONG Wen-jun, YU Dan-dan, LE Zhi-fang, CAO Ming-chang, XU Hai-gen*(1256)

Determination of the Benthic Biodiversity Protection Targets in Xiamen Sea Area
 *FU Shi-feng, WU Hai-yan, CAI Xiao-qiong*(1264)

Effects of Land Use Intensity Change on Biodiversity in Agricultural Areas
 *FENG Si-jie, CHEN Bao-xiong, LIU Yun-hui*(1271)

Review on Soil Microbial Patterns along the Elevation Gradient Based on the Knowledge Mapping Analysis
 *ZHOU Yu-jie, JIA Xia, ZHAO Yong-hua, WANG Xi, YE Xuan, AN Yi-ren*(1281)

Effects of the Co-culture of Rice and Aquatic Animals on Soil Eco-system: A Review
 *LI Wen-bo, LIU Shao-jun, YE Xin-xin, GAO Hong-jian*(1292)

Impact of Rural Residents' Ecological Cognition and Relationship on Their Cooperative Behavior in the Domestic
 Garbage Management: Based on the Survey Data of Fixed Observation Points in Rural Areas of
 Fujian Province *LIN Li-mei, HE Xiu-ling, HAN Ya-qing*(1301)

Effect of Adopting Agricultural Green Production Technology on Farmers Income: Data Verification from
 Tea Farmers *CHEN Mei-ying, HUANG Shou-xian, ZHANG Fan,*
DANG Qing-qing, XIA Kang-yao, CHEN Zhen, YUAN Lu(1310)

Study on Spatial-temporal Collocation of Integrated Territory Consolidation Based on Rural Social-ecological
 System Vulnerability *REN Guo-ping, LIU Li-ming, LI Hong-qing, YIN Gang*(1318)

Effects of Cadmium and Lead Stress on Growth and Photosynthetic Physiology of *Populus yunnanensis* Seedlings
 *ZHENG Wu-yang, WANG Yan-xia, ZHENG Yan-fang, LI Jing-feng*(1331)

Study on the N Purification of Eutrophic Water by Floating Plant-sediment-microbial System
 *WU Shu-ting, ZHOU Zhi-dong, HUA Jian-feng, YIN Yun-long, XUE Jian-hui*(1341)

Effects of Aquatic Plant Restoration on Water Quality and Microbial Functional Diversity of Wanshan Lake
 *WANG Xin, HE Shang-wei, PAN Ji-zheng, LI Yong, ZHANG Guo-zheng, YING Yan-jie*(1352)

编辑委员会

主任委员

赵克强

副主任委员

刘鸿亮 李文华 蒋有绪 刘国才 徐海根

主 编

蔡道基

副主编

吴孔明 吴丰昌 张福锁 高吉喜

执行副主编

唐晓燕

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 王连军 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 朱永官 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37卷 第10期 (总第202期) 2021年10月25日出版

JOURNAL OF ECOLOGY AND RURAL ENVIRONMENT

(Monthly, Founded in February 1985)

Vol. 37 No. 10 Oct. 25, 2021



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: 025-85287052, 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: +86-25-85287052, 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



9 771673 483216

10>